

Rapport 500124002 W.J. Willems et al.

# Verkenning milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid

## Achtergrondrapport Evaluatie Meststoffenwet 2007



**Milieu en Natuur  
Planbureau**



**Rijkswaterstaat  
Waterdienst**



**WAGENINGEN UR**  
*For quality of life*

MNP en RPB vormen sinds april 2008 het Planbureau voor de Leefomgeving



Rapport 500124002/2007

# Verkenning milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid

Achtergrondrapport Evaluatie Meststoffenwet 2007

W.J. Willems<sup>1</sup>, A.H.W. Beusen<sup>1</sup>, L.V. Renaud<sup>2</sup>, H.H. Luesink<sup>2</sup>, J.G. Conijn<sup>2</sup>,  
G.J. v.d. Born<sup>1</sup>, J.G. Kroes<sup>2</sup>, P. Groenendijk<sup>2</sup>, O.F. Schoumans<sup>2</sup> en H. v.d. Weerd<sup>3</sup>

Contact:

W.J. Willems

Landbouw en Duurzaamheid Landelijk gebied

jaap.willems@mdp.nl

<sup>1</sup> Milieu- en Natuurplanbureau

<sup>2</sup> Wageningen-UR

<sup>3</sup> Rijkswaterstaat RIZA, thans Waterdienst



Dit project is mede in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit (LNV) uitgevoerd en is onderdeel van het project Evaluatie Meststoffenwet (nr. 5000124). Planbureau voor Leefomgeving, Postbus 303, 3720 AH Bilthoven, telefoon: 030-274 27 45; fax: 030-274 44 79



# Rapport in het kort

## Verkenning milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid

### Evenwichtsbemesting voor fosfaat wordt bereikt

Als de indicatieve fosfaatgebruiksnormen tot 2015 worden opgevolgd, dan betekent dit een aanzienlijke daling van het fosfaatoverschot op landbouwgrond. Het resterende overschot wordt geraamd op circa 2 kg/ha. Dat is kleiner dan het onvermijdelijke fosfaatverlies van 5 kg/ha van het toelaatbare overschot bij evenwichtsbemesting voor fosfaat, zoals verwoord in het 3e Actieprogramma in het kader van de Nitraatrichtlijn. Echter voor gronden waar de fosfaattoestand hoog is (circa 30% van areaal), is evenwichtsbemesting gelet op de huidige bemestingsadviezen te hoog. De adviezen geven aan dat bemesting hier achterwege kan blijven.

### Nitraatdoelstelling grondwater van zandgebieden binnen bereik, maar in het zuiden nog een forse overschrijding

Met de stikstofgebruiksnormen van 2009 (voor uitspoelingsgevoelige akker- en tuinbouwgewassen 10% lagere normen dan 2006) zal de nitraatconcentratie in het Nederlandse zandgebied op termijn (na 2015) 55 mg/l bedragen. Hiermee wordt de doelstelling van 50 mg/l benaderd. Naar verwachting zal in het zuidelijk zandgebied de nitraatnorm ook na 2009 nog aanzienlijk worden overschreden (gemiddelde concentratie circa 80 mg/l).

### Emissie van nutriënten naar oppervlaktewater neemt af

Het nieuwe mestbeleid, dat in 2006 in werking is getreden, verlaagt de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor ten opzichte van de referentie 2006 in 2015-2030 met circa 14% (stikstof; bijdrage variant met stikstofgebruiksnormen van 2009) en circa 8% (fosfor; bijdrage variant met fosfaatgebruiksnormen van 2015). Voor fosfor keert de trend om van een geringe stijging naar een geringe daling.

### Prognose nutriëntenconcentratie in landbouwbeïnvloed oppervlaktewater

De verwachte stikstof- en fosforconcentraties in het dominant door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater zijn berekend voor 2015-2030 door toepassing van een schaalfactor ten opzichte van historische monitoringgegevens. De variant 2015AT-20 leidt voor stikstof tot gemiddelde concentraties die overeenkomen met het traject van indicatieve waarden voor nutriëntenconcentraties behorend bij het Goede Ecologische Potentieel (GEP: stikstof < 4 mg/l; fosfor < 0,15 mg/l). Voor fosfor liggen de gemiddelde concentraties boven de indicatieve GEP-waarden. Voor wateren in gebieden met klei en veen zijn de berekende fosforconcentraties nog hoger, maar ook onzeker.

Trefwoorden: Gebruiksnormen, dierlijke mest, kunstmest, stikstof, fosfor, grondwaterkwaliteit, af- en uitspoeling, oppervlaktewaterkwaliteit.



# Abstract

## **Emission of nutrients to soil and water: an assessment of the effects of the new fertiliser and manure policy**

This study assesses the future environmental effects of the new Dutch fertiliser and manure policy. It is performed by using the national model STONE. The assessment leads to the following conclusions:

As a result of the application standards for phosphate in 2015 (equilibrium fertilisation), the phosphate surplus on the soil surface balance will be about 2 kg/ha. This is less than the unavoidable loss of 5 kg/ha mentioned in the Third Dutch Action Programme (2004-2009) concerning the Nitrates Directive.

The 2009 nitrogen application standards (with 10% reduction of the 2006 standards for vulnerable arable and horticultural crops on sand and loess soils) will ultimately (after 2015) lead to an average nitrate concentration in the sandy areas of about 55 mg/l. The nitrate standard of 50 mg/l will be approached. However, in the southern sandy area (groundwater body Meuse-sand) the nitrate standard (average nitrate concentration 80 mg/l) will be exceeded substantially.

Due to the new policy on fertiliser and manure application in Dutch agriculture of 2006, the nitrogen emission to surface water will be about 14% lower when the 2009 standards are 10% below the 2006 application standards. For phosphorus the effect of equilibrium fertilisation in 2015 is a reduction of 4%, compared to the effect of the 2006 application standards. The present trend of a small increase is expected to change into a slightly decreasing trend.

Estimation of future nutrient concentrations in surface water in agricultural areas is based on a scale factor, relating the predicted concentrations to the actually measured concentrations, over the years 1995-2005. Predicted average nitrogen concentrations comply with the values set for the Good Ecological Potential (GEP: max. 4 mg/l).

The average phosphorus concentrations are predicted to exceed the GEP values (max 0,15 mg/l). For surface waters in areas with clay and peat soils, however, the predicted concentration levels are more uncertain.

**Key words:** Application standards, nitrogen, phosphorus, manure, fertiliser, groundwater quality, leaching, surface water quality.





## Voorwoord

Dit rapport bevat de resultaten van het onderdeel 'ex ante milieu' van de *Evaluatie Meststoffenwet 2007 (EMW)* en is bovendien een vervolg op het rapport *Nutriëntenbelasting van bodem en water, verkenning van de gevolgen van het nieuwe mestbeleid* (Willems et al., 2005), waarin een eerste verkenning is uitgevoerd naar de gevolgen van het stelsel van gebruiksnormen dat per 1 januari 2006 in werking is getreden.

Het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit heeft in juli 2006 de opdracht tot het uitvoeren van deze studie aan WUR-Alterra gegeven.

De auteurs willen de volgende personen speciaal bedanken voor hun bijdrage aan deze rapportage:

Sietske v.d. Sluis (PBL)  
Erwin van Boekel (Alterra)  
Arno Hooijboer (RIVM)



# Inhoud

SAMENVATTING	13
1. INLEIDING	17
1.1 Achtergrond/kader	17
1.2 Vraagstelling	17
2. WERKWIJZE	19
2.1 Inleiding	19
2.2 Aanpak	19
2.3 Varianten van gebruiksnormen	20
2.4 Beoordeling van milieugevolgen	23
3. HET GEBRUIKTE MODELINSTRUMENTARIUM	27
3.1 Modelschematisatie en modelinvoer	27
3.2 Modelversie en modelaanpassingen	28
3.3 Modeltoetsing	29
4. ONTWIKKELING VAN DE MESTGIFT	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Berekening van de dierlijke mestgift	33
4.3 Gewascompensatie en berekening van de kunstmestgift	34
4.4 Stikstof- en fosfaatgiften	35
5. RESULTATEN MODELBEREKENINGEN	41
5.1 Inleiding	41
5.2 Nutriëntenoverschotten van landbouwgronden	41
5.3 Kwaliteit van het bovenste grondwater (nitraat)	46
5.4 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater	52
5.5 Prognose van nutriëntenconcentraties in het regionale water	62
6. DISCUSSIE	69
6.1 Inleiding	69
6.2 Evenwichtsbemesting voor fosfaat	69
6.3 Vergelijking met metingen en andere informatiebronnen	70
6.4 Onzekerheden	72
7. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	77
7.1 Conclusies	77
7.2 Aanbevelingen	80
Literatuur	83

Bijlage 1. Beschrijving van de belangrijkste modelaanpassingen	85
Bijlage 2. Uitgangspunten bemestingsberekeningen met mambo	93
Bijlage 3. Doelstelling voor nitraat in grondwater	99
Bijlage 4. Weerjaarreeksen en toelichting op gemiddeld weerjaar 1985	101
Bijlage 5. Kenmerken drainage naar oppervlaktewater	107
Bijlage 6. Vergelijking met bodembalansen cbs	111
Bijlage 7. Alternatieve aanpak van rekenvarianten	115
Bijlage 8. Kenmerken van grondwaterlichamen met zandgrond	117
Bijlage 9. Vergelijking met metingen van drainwater, grondwater en bodemvocht	119
Bijlage 10. Werkwijze prognose kwaliteit oppervlaktewater	127

## Samenvatting

Dit rapport is onderdeel van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 (deelproject ex ante milieu). Het verkent de gevolgen voor het milieu (grondwater en oppervlaktewater) van gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat en van enkele aanvullende maatregelen op basis van de in 2006 in werking getreden, sterk gewijzigde, mestregelgeving.

Omdat ten tijde van de evaluatie de gebruiksnormen voor stikstof van 2009 voor uitspoelingsgevoelige akker- en tuinbouwgewassen op zand- en lössgrond nog niet beschikbaar waren, is gerekend met varianten van stikstofgebruiksnormen, te weten 10-30% korting ten opzichte van de gebruiksnormen van 2006. Voor fosfaat is gerekend met de indicatieve gebruiksnormen van 2009 tot en met 2015. De gebruiksnormen van 2006 zijn als referentie genomen.

De vraagstelling voor het deelproject ex ante milieu luidde:

- Zijn de stikstofgebruiksnormen van 2009 voldoende om de doelstelling van 50 mg/l nitraat in het grondwater te realiseren? Wanneer wordt deze doelstelling gerealiseerd?
- Blijft er een gat bestaan tussen de fosfaatgebruiksnormen en evenwichtsbemesting voor fosfaat?
- Zijn de fosfaatgebruiksnormen na 2009 voldoende om te voldoen aan de eisen van de Kaderrichtlijn Water voor het oppervlaktewater, en wanneer is dit het geval?
- Welke kwaliteit van het oppervlaktewater wordt gerealiseerd met de stikstofgebruiksnormen van 2009? Zijn deze voldoende voor de eisen van de Kaderrichtlijn Water voor het oppervlaktewater?

### **Nitraatdoel grondwater komt landelijk binnen bereik, maar niet in Zuid-Nederland**

Gemiddeld voor het gehele landbouwareaal wordt met de gebruiksnormen van 2006 aan de nitraatdoelstelling voldaan. Dit komt door de lage concentraties in grondwater van klei- en veengronden. Voor lössgronden konden geen betrouwbare uitspraken worden gedaan.

Gemiddeld voor alle zandgronden is in de periode 2010 - 2015 echter nog sprake van overschrijding van de nitraatdoelstelling van 50 mg/l. De gemiddelde concentratie in het bovenste grondwater van zandgronden is berekend op 58 mg/l. Hierbij is uitgegaan van de rekenvariant 2009AT-10 (gebruiksnormen van 2009 voor alle gewassen behalve voor de uitspoelingsgevoelige AT-gewassen: hier is de stikstofgift 10% lager dan in 2006).

Door najiling na 2015 kan de gemiddelde concentratie in het zandgebied nog iets lager worden, namelijk 55 mg/l. Hiermee komt de nitraatdoelstelling binnen bereik.

Als bij de uitspoelingsgevoelige AT-gewassen op zand de stikstofgebruiksnormen 20% lager zijn dan in 2006 (2015AT-20) dan leidt dit op termijn (na 2015) tot gemiddeld 53 mg/l nitraat in het grondwater van de zandgebieden.

Pas wanneer de stikstofgebruiksnorm van alle gewassen op zand nog eens met ruim 30% wordt gekort ten opzichte van de 2009-normen (variant 2015Nstreng) dan komt de gemiddelde nitraatconcentratie beneden de 50 mg/l.

Op de schaal van grondwaterlichamen wordt bij de variant 2009AT-10 in 2010-2015 overal aan de nitraatdoelstelling voldaan, behalve in het zuidelijke zandgebied (grondwaterlichaam Maaszand). De concentratie ligt hier 50 mg/l hoger dan in de andere grondwaterlichamen met zandgrond (gemiddeld 86 mg/l respectievelijk 36 mg/l). Dit komt door een grotere gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling van nitraat. Dit gebied omvat het hoogste percentage zandgrond in combinatie met een groot aandeel uitspoelingsgevoelige gronden.

De vraag wanneer de nitraatdoelstelling binnen bereik komt, is niet exact te beantwoorden, maar uit de berekeningen met constant weer kan afgeleid worden dat circa 5 jaar na aanscherping van de gebruiksnormen, de nitraatconcentratie niet verder afneemt.

### **In 2015 wordt evenwichtsbemesting voor fosfaat bereikt**

Voor fosfaat is evenwichtsbemesting gedefinieerd als '*Gift = onttrekking + onvermijdelijk verlies*', waarbij het landbouwkundig onvermijdelijk verlies beleidsmatig is vastgesteld op een waarde kleiner dan of gelijk aan 5 kg/ha.

Op grond van de fosfaatgebruiksnormen van 2015 is het gemiddelde fosfaatoverschot berekend op 2 kg/ha (2015-2030) en dit ligt beneden de waarde van 5 kg/ha.

Op landelijke schaal komt de ophoping van fosfaat in landbouwgrond vrijwel tot stilstand, als rekening wordt gehouden met af- en uitspoeling naar oppervlaktewater.

De rekenvariant die uitgaat van een lagere N-gift bij alle gewassen (2015Nstreng) leidt tot een toename van het fosfaatoverschot en van de fosfaatophoping. Dit komt doordat bij de lagere stikstofgift de afvoer van fosfaat via het geoogste gewas afneemt. De interactie tussen de gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat is een onderwerp dat nadere aandacht behoeft.

### **Emissie van stikstof en fosfor naar oppervlaktewater neemt af**

Veranderingen in de mestgift, als gevolg van aanscherping van stikstofgebruiksnormen per 2009, en aanscherping van de fosfaatgebruiksnormen naar evenwichtsbemesting in 2015 hebben een beperkt effect op de stikstof- en fosforemissie naar oppervlaktewater.

Voor de emissie op langere termijn is gekeken naar het effect van de variant 2015AT-20. Hierbij hoort evenwichtsbemesting voor fosfaat, en voor stikstof gelden de gebruiksnormen 2009. Uitzondering vormen de uitspoelingsgevoelige AT-gewassen op zand en löss waarvoor een korting van 20% ten opzichte van 2006 is aangehouden. Deze variant leidt gemiddeld in de periode 2015-2030 tot een emissiereductie voor stikstof van 14% (3,4 kg/ha) en voor fosfor van 7% (0,14 kg/ha) ten opzichte van de referentievariant (2006). De meest stringente stikstofvariant (2015Nstreng) leidt tot een afname van de stikstofemissie vanuit landbouwgronden van 24% ten opzichte van de referentievariant.

Evenwichtsbemesting voor fosfaat in 2015 heeft verder tot gevolg dat de emissie van fosfor naar het oppervlaktewater ombuigt van een licht stijgende trend (effect van de gebruiksnorm 2006) naar een licht dalende emissie. Hiermee wordt in elk geval voldaan aan de minimumeis van de Kaderrichtlijn Water (KRW), namelijk geen verslechtering van condities voor waterafhankelijke ecosystemen (*stand still*).

## Verwachte kwaliteit oppervlaktewater

Of aan de doelen van de KRW wordt voldaan, hangt af van de nutriëntenconcentraties die nodig zijn om een ecologische toestand te realiseren die voor sterk veranderde en kunstmatige wateren als Goed Ecologisch Potentieel (GEP) is gedefinieerd. Deze nutriëntenconcentraties verschillen per watertype. Gekeken is naar de bovengrens van GEP-waarden. Voor fosfor is dit 0,15 mg/l, voor stikstof 4 mg/l.

De verwachte stikstof- en fosforconcentraties in het dominant door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater zijn berekend voor 2015-2030 door toepassing van een schaalfactor ten opzichte van historische monitoringdata om het verschil tussen de berekende concentraties in het af- en uitspoelende water met gemeten concentraties in het oppervlaktewater te overbruggen. De variant 2015AT-20 leidt voor stikstof tot gemiddelde concentraties die overeenkomen met het traject van indicatieve waarden voor het Goede Ecologische Potentieel (GEP). Voor fosfor liggen de gemiddelde concentraties net boven de indicatieve GEP-waarden. Met name voor wateren in gebieden met klei en veen liggen de gemiddelde fosforconcentraties ruimer boven deze GEP-waarden, maar hier zijn de concentraties onzeker.

Er is niet specifiek onderzocht wanneer een bepaalde waterkwaliteit wordt bereikt. De berekeningen hebben zich gericht op een concentratieniveau op de langere termijn (periode 2015-2030).

## Onzekerheden en plausibiliteit

De verkenning van de gevolgen voor het milieu is uitgevoerd met behulp van het model STONE. Aan deze verkenning kleeft een aantal onzekerheden die vooral in kwalitatieve zin worden aangegeven. In deze rapportage is ook aandacht besteed aan de plausibiliteit van STONE. Trends in metingen van stikstofuitspoeling onder zand en klei en gemiddelde waarden van fosforuitspoeling onder zand blijken reproduceerbaar met STONE. Dit geeft vertrouwen in de met het modelinstrumentarium berekende trends.





# I. Inleiding

## I.1 Achtergrond/kader

Het voorliggende rapport bevat de achtergronddocumentatie van het onderdeel ex ante milieu van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 (EMW) waarvan een samenvatting is opgenomen in hoofdstuk 6.4 van het rapport Werking van de Meststoffenwet 2006 (MNP, 2007).

Doel van dit rapport is om de gehanteerde methode te beschrijven en de resultaten nader toe te lichten.

De vraagstelling die ten grondslag ligt aan dit rapport moet worden geplaatst in het licht van de te nemen besluiten over de stikstofgebruiksnormen voor uitspoelingsgevoelige akker- en tuinbouwgewassen op zandgrond in 2008 en 2009. Daarnaast was behoefte aan een nadere verkenning voor de periode daarna, met het oog op de implementatie van de Kaderrichtlijn Water.

## I.2 Vraagstelling

In het *Masterplan Evaluatie en Monitoring Nieuw Mestbeleid* van het ministerie van LNV (LNV, 2006) zijn voor het onderdeel 'ex-ante toetsing van de gebruiksnormen' de volgende acht evaluatievragen gesteld:

### Stikstofgebruiksnormen op zandgrond in 2008 en 2009

- In hoeverre zijn de voorgestelde stikstofgebruiksnormen voor 2008-2009 voldoende scherp om te komen tot de doelstelling van 50 mg nitraat/liter grondwater, uitgesplitst naar te onderscheiden grondsoorten (klei, veen, droog zand, nat zand, löss) en sectoren en geaggregeerd naar de grotere grondwaterlichamen? (vraag 32)
- 
- Op welk moment wordt de norm van 50 mg nitraat/l in het grondwater gerealiseerd indien vanaf 2009 de voorgestelde definitieve stikstofgebruiksnormen worden voorgeschreven, onderscheiden naar grondsoort (klei, veen, droog zand, nat zand, löss)? (vraag 33)

### Fosfaatgebruiksnormen in 2009 en daarna

- Blijft er een gat bestaan, en zo ja hoe groot, tussen de voorgestelde normen en evenwichtsbestemming voor fosfaat? (vraag 35)
- Is het voorgestelde systeem van differentiatie voldoende om te komen tot evenwichtsbestemming? (vraag 36)
- Wordt met de normen die resulteren in evenwichtsbestemming voldaan aan de eisen van de KRW? (vraag 37)
- Op welk moment wordt voldaan aan de eisen van de KRW, onderscheiden naar grondsoort (klei, veen, droog zand, nat zand, löss), indien voor fosfaat vanaf 2015 evenwichtsbestemming wordt toegepast? (vraag 39)

**Stikstofgebruiksnormen vanaf 2009**

- Welke oppervlaktewaterkwaliteit wordt gerealiseerd met de normstelling van 2009 en in welk jaar wordt deze kwaliteit bereikt (najleffect)? (vraag 40)
- Is er sprake van een gat tussen de gerealiseerde oppervlaktewaterkwaliteit en de (te verwachten) doelstellingen uit KRW? (vraag 41)

De vragen 32, 33, 40 en 41 worden behandeld in paragraaf 5.3. Vraag 35 komt aan de orde in paragraaf 5.2. Op de vragen 37 en 39 wordt ingegaan in paragraaf 5.4.

Vraag 36 over gedifferentieerde fosfaatgebruiksnormen kon in dit evaluatieproject niet worden behandeld omdat nog geen voorstel voor dergelijke gebruiksnormen is gedaan dat zou kunnen worden geëvalueerd.

## 2. Werkwijze

### 2.1 Inleiding

Dit hoofdstuk bevat een toelichting op de wijze waarop de gestelde evaluatievragen zijn beantwoord, en met name op de manier waarop de gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat zijn vertaald in rekenvarianten.

Verder wordt ingegaan op de milieudoelstellingen voor stikstof en fosfor in grond- en oppervlaktewater en laat dit hoofdstuk zien hoe wordt beoordeeld of aan deze doelstellingen wordt voldaan.

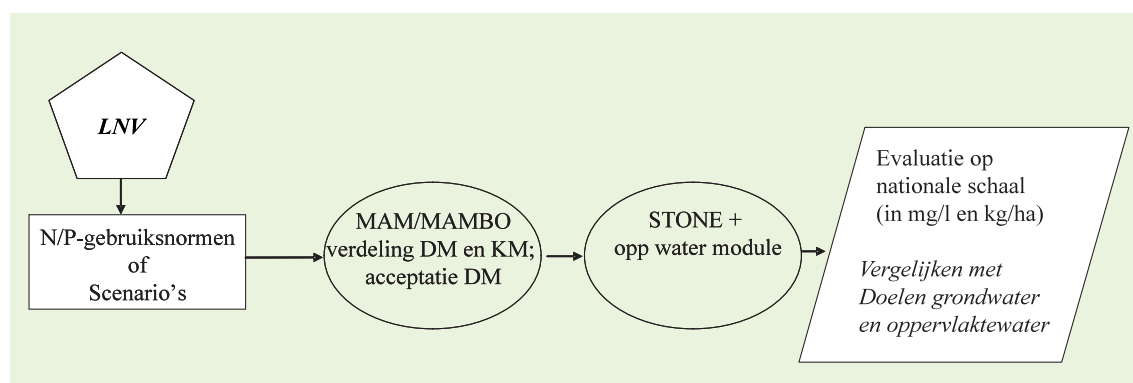
### 2.2 Aanpak

In navolging van vorige evaluaties van de Meststoffenwet in 2002 (RIVM, 2002) en 2004 (RIVM, 2004a) zijn ook voor de EMW 2007 de gevolgen van mestmaatregelen, waaronder de introductie van de gebruiksnormen op de bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater, in beeld gebracht. Hiervoor is hetzelfde instrumentarium gebruikt dat voor eerdere evaluaties is gebruikt, namelijk het consensus-model STONE dat is ontwikkeld voor beleidsevaluaties op nationale schaal. Het model STONE is tot stand gekomen in een samenwerkingsverband van WUR, MNP (thans PBL) en RIZA (thans Waterdienst).

Voor het binnen de gestelde termijn opleveren van de gevraagde resultaten was het noodzakelijk dat tijdig voorstellen voor stikstofgebruiksnormen van AT-gewassen op zand en löss (2009) door de opdrachtgever zouden worden aangeleverd. Op basis hiervan zou de verdeling van de kunstmest- en dierlijke mestgiften binnen Nederland kunnen worden berekend, alvorens het STONE modelinstrumentarium zou kunnen worden ingezet (Figuur 2.1).

Omdat er geen voorstellen voor stikstofgebruiksnormen voorlagen, is besloten rekenvarianten van mogelijke stikstofgebruiksnormen te analyseren, uitgaande van de gebruiksnormen van 2006 (referentievariant).

Omdat in het kader van de EMW 2007 ook getoetst moet worden aan doelstellingen voor de kwaliteit van oppervlaktewater, was voorzien dat additioneel een inschatting gemaakt zou



Figuur 2.1 Geplande werkwijze ex ante milieu

worden van de processen die nog in het oppervlaktewater zelf optreden (oppervlaktewater kwaliteitsmodule; Figuur 2.1). Hiervoor zouden gegevens die binnen het LNV onderzoeksprogramma Mest en Mineralen zijn verzameld, nader bewerkt moeten worden om voor de verschillende stroomgebieden inzicht te krijgen in de zogenoemde retentiefactoren. De onzekerheden over de afleiding en de betekenis van deze factoren waren dermate groot dat afgezien is van deze benadering.

Uiteindelijk is voor een andere aanpak gekozen door de berekende nutriëntenconcentraties in het af- en uitspoelende water direct in verband te brengen met de waarnemingen van oppervlaktewater dat voornamelijk door de landbouw beïnvloed is (CIW-Limno data; Bakker, 2007).

### 2.3 Varianten van gebruiksnormen

Als vertrekpunt voor de rekenvarianten van gebruiksnormen gelden de thans bekende gebruiksnormen. Tabel 2.1 geeft de stikstofgebruiksnormen van 2006 en de relatieve hoogte van de

**Tabel 2.1 Stikstofgebruiksnormen voor enkele gewassen in 2006 (kg/ha N) en het relatieve verloop daarvan in de periode 2007 tot en met 2009, waarbij 2006 =100. Daar waar een x is vermeld, moest ten tijde van de uitvoering van de evaluatie nog besluitvorming plaatsvinden.**

Gewas	Bodem	2006	2007	2008	2009
		N (kg/ha)		In % ten opzichte van 2006	
Gras en maïs					
Gras (maaien + weiden)	Klei	345	100	94	90
	Zand/löss	300	97	92	87
	Veen	290	100	91	91
Maïs met derogatie	Klei	160	100	100	100
	Zand/löss	155	100	100	97
Maïs zonder derogatie	Klei	205	100	90	90
	Zand/löss	185	95	x	x
<b>Uitspoelingsgevoelige AT-gewassen</b>					
Suikerbieten	Klei	165	100	91	91
	Zand/löss	150	97	x	x
Consumptieaardappelen	Klei	275	100	91	91
	Zand/löss	265	94	x	x
Zetmeelaardappelen	Klei	265	100	91	91
	Zand/löss	240	96	x	x
Broccoli	Klei	295	100	92	92
	Zand/löss	270	94	x	x
Chineese kool	Klei	200	100	90	90
	Zand/löss	180	94	x	x
<b>Overige AT-gewassen</b>					
Wintergerst	Klei	155	100	90	90
	Zand/löss	140	100	x	x
Wintertarwe	Klei	245	100	92	92
	Zand/löss	190	100	x	x

gebruiksnormen van enkele gewassen in de periode 2007 tot en met 2009 weer zoals voorzien in 2005.

Voor zand- en lössgronden, met name voor gras en maïs op bedrijven met derogatie, zijn de gebruiksnormen van 2009 reeds geformuleerd. Voor gras is de norm 13% lager dan in 2006, voor maïs is de reductie 3%. Voor alle overige gewassen op zand- en lössgronden moesten ten tijde van het uitvoeren van dit project de gebruiksnormen nog worden vastgesteld.

Voor alle gewassen op klei- en veengrond liggen de stikstofgebruiksnormen van 2009 vast. Deze liggen voor AT-gewassen 8-10% onder het niveau van 2006. Echter, zowel voor gras op veen als voor AT-gewassen op klei is de gebruiksnorm van 2006 op 110% van het bemestingsadvies vastgesteld om de overgang van het oude stelsel (MINAS) naar het nieuwe stelsel zonder grote problemen te laten verlopen. Dat betekent dat in 2009 dit adviesniveau wordt benaderd.

De fosfaatgebruiksnormen liggen vast tot en met 2008. Na 2008 gaat het om indicatieve gebruiksnormen (Tabel 2.2).

**Tabel 2.2 Gebruiksnormen voor fosfaat (kg/ha) in de periode 2005 tot en met 2015 <sup>1</sup>.**

( bron: Memorie van Toelichting ontwerp wijziging Meststoffenwet)

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Grasland	130 (110) <sup>2</sup>	110	105	100	95	95	95	95	95	95	90
Bouwland	115 (85) <sup>2</sup>	95(85) <sup>2</sup>	90(85) <sup>2</sup>	85	80	75	70	70	65	65	60

1) De normen voor 2009 en daarna zijn indicatief en zullen bij AMvB worden vastgesteld.

2) Tussen haakjes de maximale fosfaatgift met dierlijke mest.

Voor de jaren 2005, 2006 en 2007 zijn er nog afzonderlijke normen voor fosfaat uit dierlijke mest geformuleerd. Met ingang van 2008 is er één gebruiksnorm ongeacht de mestsoort.

In januari 2007 werden een aantal rekenvarianten voor stikstof- en fosfaatgebruiksnormen onderscheiden. Deze zijn samengevat in Tabel 2.3.

De rekenvariant 2009AT-10 is een realistische variant voor stikstofgebruiksnormen per 2009. Met de variant 2015AT-20 wordt evenwichtsbemesting voor fosfaat gesimuleerd.

De variant 2015Nstreng is doorgerekend om te kijken wat het effect van een stringente stikstofnormering zou kunnen zijn.

**Tabel 2.3. Rekenvarianten van gebruiksnormen per gewas (in kg/ha stikstof of fosfaat). De normen in groen zijn reeds vastgesteld, in geel indicatief, in blauw aanscherpingsvarianten).**

Grasland	Grondsoort	2006	2009AT-10	2015AT-20	2015Nstreng
N uit dierlijke mest; bedrijven met derogatie	Alle	250	250	250	250
N uit dierlijke mest; bedrijven zonder derogatie	Alle	170	170	170	170
N-gebruiksnorm	Alle	norm 2006	norm 2009	norm 2009	norm 2009-30%
P-gebruiksnorm uit dierlijke mest	Alle	110	95	90	90
P-norm totaal	Alle	110	95	90	90
Snijmaïs	Grondsoort	2006	2009AT-10	2015AT-20	2015Nstreng
N uit dierlijke mest; bedrijven met derogatie	Alle	250	250	250	250
N uit dierlijke mest; bedrijven zonder derogatie	Alle	170	170	170	170
N-gebruiksnorm	Alle	norm 2006	norm 2009	norm 2009	norm 2009-30%
P-gebruiksnorm uit dierlijke mest	Alle	85	80	60	60
P-norm totaal	Alle	95	80	60	60
AT-gewassen	Grondsoort	2006	2009AT-10	2015AT-20	2015Nstreng
N uit dierlijke mest	Alle	170	170	170	170
N-gebruiksnorm; uitspoelingsgevoelige gewassen	Zand Löss	norm 2006	norm 2006-10%	norm 2006-20%	norm 2009-30%
N-gebruiksnorm; niet-uitspoelingsgevoelige gewassen	Zand Löss	norm 2006	norm 2007	norm 2007	norm 2007-30%
N-gebruiksnorm	Klei	norm 2006	norm 2009	norm 2009	norm 2009-30%
P-gebruiksnorm uit dierlijke mest	Alle	85	80	60	60
P-norm totaal	Alle	95	80	60	60

### Overige bemestingsmaatregelen

Voor deze studie zijn de volgende aanvullende maatregelen in de beschouwing betrokken:

- Verplicht vanggewas na maïs op zand- en lössgrond met ingang van 2006.
- Periode waarin het niet toegestaan is om dierlijke mest bij akkerbouw op klei toe te dienen wordt met ingang van 2005 geleidelijk aangescherpt. In 2005 geldt een verbod voor de periode 1 december tot 1 februari (2 maanden). In 2009 is het tussen 15 september en 1 februari niet toegestaan dierlijke mest uit te rijden (4,5 maand). De mestgiften vanaf 2005 tot en met 2009 zijn hieraan aangepast.

De volgende bemestingsmaatregelen zijn niet meegenomen in deze studie:

- mestvrije zones langs bepaalde waterlopen (beken) in het hoger gelegen deel van Nederland;
- nadere regels voor het scheuren van grasland in het najaar. Op zandgrond is scheuren toegestaan van 1 februari tot 10 mei en op klei- en veengrond van 1 februari tot 15 september.

Naar het scheuren van grasland is in indicatieve zin onderzoek gedaan (Velthof, 2005), maar het verwachte effect op de stikstofuitspoeling was gering en woog niet op tegen de grote inspanning die nodig zou zijn om het model in die zin aan te passen. Voor berekening van het milieueffect van bemestingsvrije zones langs bepaalde waterlopen (beken) is het huidige STONE-instrumentarium niet geschikt. Bovendien is de locatie van de bufferstroken niet precies bekend. Om deze redenen zijn beide maatregelen niet meegenomen in deze studie.

## Uitgangspunten en werkwijze van de modelberekeningen

De volgende uitgangspunten zijn gehanteerd:

- De derogatie van 250 kg/ha stikstof uit dierlijke mest voor bedrijven met 70% gras geldt voor onbepaalde tijd.
- De forfaitaire werkingscoëfficiënten van dierlijke mest blijven na 2009 ongewijzigd.
- De gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat worden geheel opgevuld om het effect van deze gebruiksnormen volledig in beeld te brengen.
- Er is geen rekening gehouden met de mogelijkheid van een hogere fosfaat kunstmestgift bij gronden die een lage P-toestand hebben of die fosfaatfixerend zijn.
- Er is geen rekening gehouden met veranderingen in de hoeveelheid neerslag en de verdeling daarvan binnen het jaar: de klimaatkenmerken van de periode 1986-2000 blijven ook in de toekomst gelden.
- Er treden geen veranderingen op in het landgebruik: het totale areaal landbouwgrond blijft gelijk, evenals de arealen van de gewassen.
- Als vanggewas na maïs op zand- en lössgrond is uitgegaan van winterrogge met ingang van 2006.

## 2.4 Beoordeling van milieugevolgen

Om te kunnen beoordelen of de uitkomsten aan de doelstellingen beantwoorden, moet worden vastgesteld welke doelstellingen het mestbeleid heeft.

### Waarvoor zijn doelstellingen geformuleerd?

De volgende doelstellingen worden onderscheiden:

- evenwichtsbemesting voor fosfaat in 2015, waarbij het onvermijdelijk verlies voorlopig op een waarde kleiner dan 5 kg/ha  $P_2O_5$  is gesteld;
- een nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater van maximaal 50 mg/l  $NO_3^-$ ;
- de stikstof- en fosforconcentraties in oppervlaktewater dat voornamelijk door de landbouw wordt beïnvloed, moeten voldoen aan de voorlopige/indicatieve GEP-waarden in mg/l stikstof (N) en in mg/l fosfor (P).

De wijze waarop aan de doelstelling voor nitraat in grondwater (doel 2) getoetst moet worden, is niet eenduidig geformuleerd. In verband daarmee is het geldigheidsgebied van de doelstelling voor deze studie als volgt operationeel gemaakt:

- geldig voor alle landbouwgrond ongeacht de bodemgesteldheid;
- geldig voor de zand- en lössgronden;
- geldig voor regio's met voornamelijk zandgronden: hiervoor zijn de grondwaterlichamen gehanteerd zoals deze zijn gedefinieerd voor de Kaderrichtlijn Water.

In Bijlage 3 is het geldigheidsgebied van de nitraatdoelstelling nader toegelicht.

Voor de Kaderrichtlijn Water staan de ecologische doelstellingen voorop en zijn concentraties aan nutriënten een van de voorwaarden hiervoor. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren (95% van de wateren in Nederland behoort hiertoe) gelden ecologische doelstellingen die behoren bij een Goed Ecologisch Potentieel (GEP). In deze studie worden indicatieve waarden voor de daarbij behorende nutriëntenconcentraties gehanteerd.

## Hoe wordt beoordeeld of aan de gestelde milieudoelen is voldaan?

In het voorliggende rapport wordt op twee manieren aan de doelstellingen getoetst.

### 1. Tijd- of periodevergelijking.

Dit is een vergelijking van de waarde van een grootheid in de toekomst met de waarde in een historische periode (bijvoorbeeld het gemiddelde van de periode 2010 tot en met 2015 vergelijken met het gemiddelde van de periode 2000 tot en met 2005, of korter, bijvoorbeeld 2003 tot en met 2005). Hierbij zijn nog twee wijzen van aanpak mogelijk, namelijk:

- a. met variabel weer (subvariant is het 5 jaars voortschrijdend gemiddelde);
- b. met constant weer.

Beide methoden zijn, waar zinvol, gebruikt in deze rapportage. De methode met constant weer geeft een indruk van naijling van het bodemsysteem.

### 2. Variantvergelijking.

Dit is een methode waarbij twee of meer varianten onderling worden vergeleken, waarbij dezelfde periode wordt genomen;

- a. met variabel weer (subvariant is het 5-jaars voortschrijdend gemiddelde);
- b. met constant weer.

Tabel 2.4 geeft een overzicht van de doelstellingen en van de wijze waarop hieraan wordt getoetst.

**Tabel 2.4 Milieudoelen en wijze van beoordelen van berekeningsuitkomsten.**

Doel	Wijze van beoordelen	Weer
Evenwichtsbemesting fosfaat	Variantvergelijking	Variabel weer
Nitraat in grondwater	Tijd- en variantvergelijking	Variabel weer/Constant weer
Emissie van N en P naar oppervlaktewater	Variant- en tijdvergelijking	Variabel weer
N- en P-concentraties in oppervlaktewater	Tijdvergelijking	Variabel weer

## Weerjaren

Uit metingen en uit eerdere modelberekeningen blijkt dat meteorologische condities in een bepaald jaar een groot effect hebben op onder meer de afvoer van nutriënten met de gewasoogst, de nitraatconcentraties in het grondwater en op de af- en uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater.

Omdat het niet bekend is welke weerscondities zich in de toekomst zullen voordoen (bijvoorbeeld wat betreft de hoeveelheid neerslag en de opeenvolging van droge en natte jaren), is uitgegaan van weersomstandigheden zoals die zich in het recente verleden hebben voorgedaan. Voor dit doel zijn er reeksen van historische weerjaren samengesteld en doorgerekend (zie Bijlage 4 voor nadere toelichting).

Voor de tijdvergelijking is het van belang perioden te vergelijken met hetzelfde neerslagoverschot. In deze rapportage is dit zoveel mogelijk gedaan. Omdat voor een aantal aspecten ook de periode direct voorafgaand aan de verkenningsperiode van belang is (de jaren tot en met 2005) is ook de periode 2003 t/m 2005 in de vergelijking betrokken.



Behalve een variabele weerjaarseeks is ook een weerjaarseeks met constant weer doorgerekend, waarbij de meteorologische omstandigheden van één weerjaar, namelijk 1985, zijn herhaald. Voor de afvoer van het neerslagoverschot naar het oppervlaktewater blijkt 1985 een redelijk gemiddeld weerjaar te zijn. In Bijlage 4 is een nadere analyse van het weerjaar 1985 gegeven. Bovendien is 1985 het referentiejaar voor de in 1987 gemaakte afspraken over emissiereductie van nutriënten naar het oppervlaktewater in het kader van het Rijnactieprogramma (RAP) en het Noordzeeactieprogramma (NAP).



### 3. Het gebruikte modelinstrumentarium

De milieugevolgen van de gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat zijn verkend met behulp van het modelinstrumentarium STONE. STONE staat voor Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emis-siemodel. Voor nadere toelichting op het instrumentarium wordt verwezen naar Beusen et al. (2004), Overbeek et al. (2000) en Wolf et al. (2003).

STONE is ontwikkeld om op nationale schaal effecten van mestbeleid (rekenvarianten van dierlijke mest- en kunstmestgiften) zichtbaar te maken voor verschillende combinaties aan bodemgebruik, grondsoort en hydrologische omstandigheden. Hiervoor is Nederland opgedeeld in 6405 ruimtelijke eenheden of plots. Elke plot kan beschouwd worden als een unieke eenheid die volledig homogeen is wat betreft hydrologie, bodemtype en bodemgebruiksvorm. De dikte van het bodemprofiel in de modelsimulaties bedraagt 13 meter. De grootte van de plots varieert van 25 tot circa 21.500 ha (met een mediaanwaarde van 288 ha). Plots bestaan meestal niet uit één aaneengesloten gebied.

Van iedere plot wordt de water- en nutriëntenbalans en de emissie naar grond- en oppervlakte-water berekend.

#### 3.1 Modelschematisatie en modelinvoer

Het landgebruik in STONE is gebaseerd op LGN 3+ met opnamen tussen 1995 en 1999 (De Wit et al., 1999). In STONE wordt met de volgende arealen landbouwgrond gerekend. Deze blijven in de berekeningen ongewijzigd (Tabel 3.1).

**Tabel 3.1 Arealen landbouwgrond die in STONE worden onderscheiden (1000 ha).**

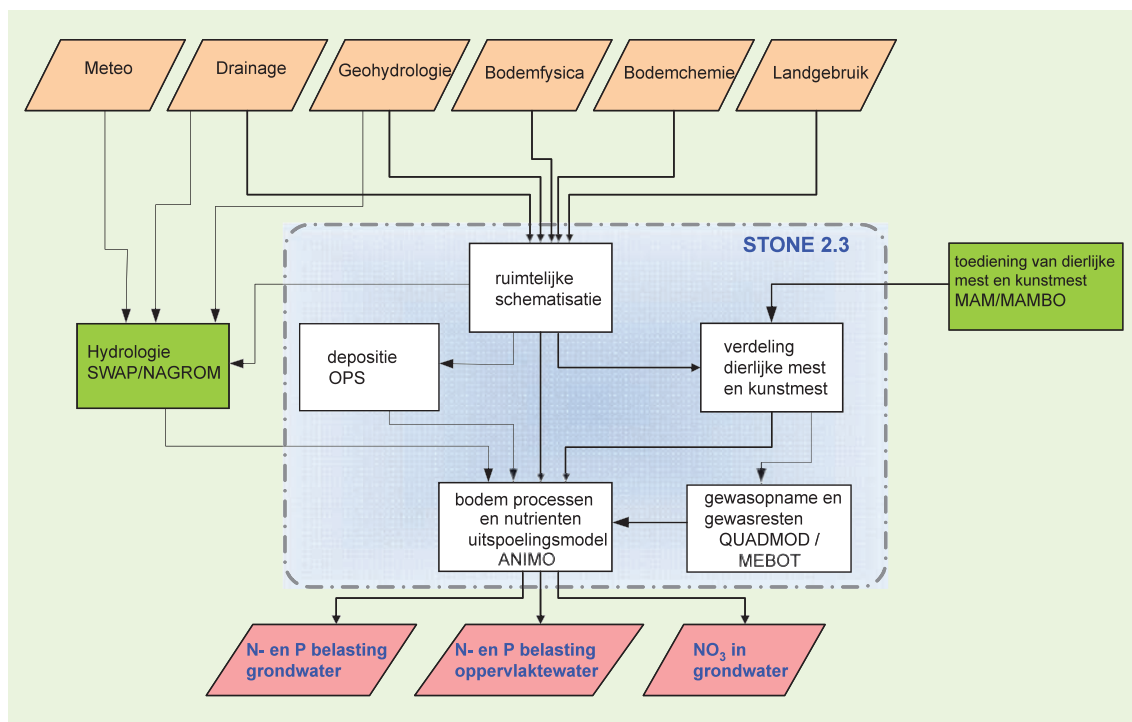
	Zand	Klei	Veen <sup>1</sup>	Löss	Totaal
Bouwland	234	463	35	14	746
Gras	430	318	227	10	984
Maïs	177	33	9	3	221
Totaal	841	814	271	27	1952

<sup>1</sup> Bij de beoordeling van de resultaten voor nitraat in grondwater van de zandgebieden is de combinatie bouwland/maïs op veen (38.000 ha) buiten beschouwing gelaten. Deze combinatie berust op een grotendeels foutieve schematisatie: het zijn voormalige veengronden. In belangrijke mate kunnen deze bouwland- en maïsgronden aan zandgronden worden toegevoegd. Een eerste indruk is dat dit tot een geringe verlaging van de nitraatconcentraties voor het zandgebied leidt (circa 1-2 mg/l).

Het STONE-instrumentarium bestaat uit een aantal afzonderlijke modelcomponenten. Het ANIMO-model berekent de af- en uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Voor toepassing van ANIMO binnen STONE is informatie van data en van andere modellen nodig.

De structuur van STONE met aanleverende modellen en databestanden is weergegeven in Figuur 3.1.

De hydrologische modelberekeningen (neerslag en verdamping) gebeuren met de gekoppelde modellen SWAP (topstelsysteem) en NAGROM (diep grondwater) en vinden buiten STONE plaats



**Figuur 3.1** Schematische weergave van het STONE-instrumentarium (blauw gebied) met aanleverende modellen (groen) en databestanden (oranje)

(Van Bakel et al., 2008). Er is geen terugkoppeling als, bijvoorbeeld door een afnemende N-gift, de gewasproductie en daarmee de gewasverdamping terugloopt.

De mestgiften zijn berekend met het MAM-modelinstrumentarium van het LEI voor de periode 1986 tot en met 2005 en met MAMBO-model voor de jaren 2006 en daarna. Deze uitkomsten worden na conversie (in verband met de ruimtelijke schematisatie), direct als invoer voor STONE gebruikt. Het model MAMBO is de opvolger van het MAM-model (Vrolijk et al., 2008).

De mestgiften uit MAM/MAMBO worden per gewas-bodemcombinatie aangeleverd in kilogrammen mest, stikstof en fosfaat. Er worden 31 verschillende mestregio's onderscheiden. De mestgiften (in kilogram) worden per gewas-bodemcombinatie per regio geconverteerd naar giften in kilogram per hectare op de STONE-plots. De mestgift wordt zo goed mogelijk doorgegeven, maar door verschil in schematisatie tussen de regio's en de STONE-plots, kan de totale mestgift uitgedrukt in kilogram maximaal circa 5% per mestgebied afwijken van de gegevens zoals die door LEI worden aangeleverd. Binnen STONE worden drie groepen landbouwgewassen gehanteerd namelijk gras, maïs en bouwland.

### 3.2 Modelversie en modelaanpassingen

In de voorliggende studie is gerekend met STONE versie 2.3. Deze wijkt op een aantal onderdelen af van de versie (STONE 2.2) waarmee een verkenning van de milieugevolgen van varianten van gebruiksnormen is doorgerekend (Willems et al., 2005). Uit deze studie vloeide een aantal aanbevelingen voort die, tezamen met al eerder geformuleerde verbeterpunten van het STONE-instrumentarium, nader zijn uitgewerkt.

Ook is rekening gehouden met een aantal aanbevelingen van de CDM-werkgroep harmonisatie modellen (Velthof & Grinsven eds., 2006).

Het concept van STONE is in principe ongewijzigd gebleven, wel hebben aanpassingen plaatsgehad wat betreft de modelinvoer namelijk de hydrologie (SWAP/NAGROM) en de mestgift (MAM/ MAMBO). Voorts zijn wijzigingen doorgevoerd op gebied van de schematisatie. Om te kunnen omgaan met de stikstofgebruiksnormen voor de afzonderlijke akker- en tuinbouwgewassen is het aantal bouwlandgewassen van drie uitgebreid naar zestien gewassen en zes gewasgroepen. De stikstofvraag van gras en maïs wordt bepaald door QUADMOT; de vraag van akker- en tuinbouwgewassen door MEBOT. Verder is de instelling van een aantal parameters in ANIMO/QUADMOT gewijzigd, al dan niet na kalibratie aan veldgegevens.

De belangrijkste aanpassingen worden kort toegelicht in Bijlage 1. Groenendijk et al. (2008) geven een uitgebreide toelichting op de doorgevoerde aanpassingen en hun effecten op de modeluitkomsten.

### 3.3 Modeltoetsing

De uitkomsten van de gekalibreerde STONE-versie 2.3 zijn zoveel mogelijk getoetst aan metingen. Het betreft metingen van nitraat in grondwater, drainwater en bodemvocht van respectievelijk zand-, klei- en lössgronden. Aan klei- en lössgronden was tot op heden weinig aandacht besteed bij de toetsing van STONE.

Daarnaast zijn voor het zandgebied de berekende fosforconcentraties ook vergeleken met metingen van het bovenste grondwater.

Wat betreft nitraat zijn de volgende vergelijkingen uitgevoerd:

- grondwatermetingen in de zandgebieden: 1992-2006;
- grondwatermetingen in de veengebieden: 2001-2006;
- drainwatermetingen in de kleigebieden in de winterperiode: 1997-2005;
- bodemvochtmetingen in het lössgebied van Zuid-Limburg: 2002-2006.

De gedetailleerde en grafische weergave van de metingen en van de modeluitkomsten is gegeven in Bijlage 9.

#### Nitraat in grondwater zandgronden

Voor het gehele zandgebied geldt dat met STONE berekende concentraties lager liggen dan uit de waarden van het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM) blijkt. Hierbij zijn twee kanttekeningen te maken.

Allereerst is STONE gekalibreerd aan een belangrijk deel van de LMM-metingen, namelijk melkveebedrijven op zand. Voor deze dataset zijn de STONE-resultaten vergelijkbaar met de LMM-metingen.

In de tweede plaats moet gerealiseerd worden dat de LMM-steekproef voor het zandgebied weliswaar representatief is voor een belangrijk deel van de landbouwbedrijven op zandgrond, variërend van 65% in 1992-1995 (Fraters et al., 1997) tot circa 80% in 2003 (Fraters pers).

meded.), maar dat de representativiteit van de *combinatie* landbouw-bodemtype-grondwater-klasse minder is. In STONE is feitelijk alle landbouw op zand vertegenwoordigd, maar dan op gewasniveau en niet op bedrijfsniveau. Zo kan bijvoorbeeld de verdeling van de gewassen over de onderscheiden Gt-klassen verschillen. Dat houdt in dat verschillen tussen jaargemiddelde concentraties op basis van metingen en modelberekeningen niet eenduidig verklaard kunnen worden.

In de derde plaats is een vergelijking tussen STONE en LMM moeilijk uit te voeren, omdat van de LMM-metingen niet geheel zeker is op welke grondsoort en op welke grondwatertrap ze betrekking hebben. Deze gegevens zijn voor de meetpunten afgelezen van kaarten die een bepaalde onzuiverheid bezitten.

Gemiddeld over de hele periode is het verschil tussen STONE en LMM 26 mg/l (20%), waarbij de STONE-concentraties in 9 van de 13 jaar hoger zijn dan de gemiddelde concentraties van LMM. Tussen 1998 en 2004 zijn de waarden zeer goed vergelijkbaar. Voor en na die periode zijn de verschillen groter.

Vergeleken met de totale LMM dataset lijkt STONE de nitraatconcentratie eerder te overschatten dan te onderschatten. Dat is opvallend omdat na de kalibratie aan de LMM-metingen van melkveebedrijven op zand bleek dat de met STONE berekende concentraties in het lagere concentratiebereik van de bandbreedte waren gelegen (zie Bijlage 1).

De met STONE 2.3 berekende nitraatconcentraties berekend met constant weer (weerjaar 1985) zijn ook vergeleken met de weer- en steekproef gecorrigeerde LMM-waarden (Hooijboer *et al.*, 2008). Hieruit blijkt dat de berekende concentraties zeer goed overeenkomen met de gecorrigeerde meetdata.

Het verschil tussen de met constant weer berekende nitraatconcentraties en de gecorrigeerde LMM-gegevens bedraagt gemiddeld 4 mg/l (4%). Er is geen sprake van een systematische afwijking. In zeven van de dertien jaar is de met STONE berekende concentratie hoger, in vier van de dertien jaar is deze lager dan LMM en in twee jaar zijn de concentraties gelijk.

#### **Nitraat in grondwater veengronden**

Nitraatconcentraties in veengrond zijn laag (meestal lager dan 5 mg/l) en de uitkomsten van STONE zijn vergelijkbaar met de uitkomst van de metingen, met uitzondering van het jaar 2004, waarin de metingen een 'uitschieter' te zien geven (gemiddelde waarde 16 mg/l). Gemiddeld over de periode van vijf jaar is het verschil 1,3 mg/l.

#### **Nitraat in drainwater kleigronden**

Uit de vergelijking blijkt dat de STONE-concentraties, op een vergelijkbare diepte als waar de drains volgens de LMM-metingen zijn gesitueerd, iets lager zijn. Het verschil bedraagt gemiddeld 8,6 mg/l (15%). De stikstofconcentratie in drainwater van kleigronden lijkt onderschat te worden.

#### **Nitraat in bodemvocht lössgronden**

De nieuwe STONE-versie (2.3) leidt tot aanmerkelijk lagere nitraatconcentraties dan modelversie 2.2. De concentraties zijn bovendien veel lager dan die welke in het meetnet van de provincie Limburg en in het LMM worden gemeten (Bijlage 9). Als extra moeilijkheid doet zich daarbij voor dat niet duidelijk is met welke metingen de modeluitkomsten vergeleken moeten worden

omdat tussen beide meetprogramma's c.q. meetnetten ook verschillen bestaan. In elk geval is STONE (versie 2.3) voor lössgronden als niet plausibel te beschouwen.

### **Fosfor in grondwater zandgronden**

Wanneer de gemeten en berekende totaal-fosforconcentraties in het bovenste grondwater van zandgronden worden vergeleken, dan blijkt het niveau van de concentraties in de meeste jaren goed overeen te komen (Bijlage 9). Zowel uit de metingen als uit de berekeningen blijkt het ontbreken van een duidelijke trend. De gemiddelde concentratie ligt in het bereik van 0,10-0,20 mg/l.

### **Oppervlaktewater**

Voor het oppervlaktewater is geen toetsing aan metingen uitgevoerd. Dat is ook niet goed mogelijk omdat met STONE vrachten naar het oppervlaktewater worden berekend en niet de concentraties in het oppervlaktewater. Door deze vrachten te delen door de waterafvoer kan een concentratie worden berekend, doch dit is de concentratie in het water dat toestroomt naar het oppervlaktewater. Het verschil tussen de concentratie in het toestromende water en het water dat wordt bemonsterd bij een meetpunt in het oppervlaktewater wordt door een groot aantal factoren bepaald waarvan de retentie (het vastleggen in waterbodem, denitrificatie in de slootwand en waterbodem van sloten etc.) een belangrijk aspect is. In het geval er onafhankelijk bepaalde retenties beschikbaar zijn, kan de toetsing worden uitgevoerd. Echter, deze zijn niet beschikbaar.

In dit rapport is daarom het verschil tussen berekende concentratie en meetresultaten in de CIW-Limno-dataset gebruikt om te komen tot een prognose van de waterkwaliteit in de toekomst (Bijlage 10). Door het gebruik van de data in de rekenmethode zelf, vervalt de mogelijkheid om aan deze dataset te toetsen.





## 4. Ontwikkeling van de mestgift

### 4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt eerst toegelicht hoe de dierlijke mestgift en de kunstmestgift worden berekend. Voor de historie (jaren 1986 tot en met 2005) wordt gerekend met gerealiseerde bemestingen. Voor de verkenning (jaren 2006 en later) worden de doorgerekende mestgiften per rekenvariant beschreven, waarbij gegevens over het eerste jaar waarvoor de variant geldt (2006, 2009 of 2015) als maatgevend zijn beschouwd. Voorts wordt aandacht gegeven aan de overgang van 2005 naar 2006.

### 4.2 Berekening van de dierlijke mestgift

Bij de berekening van de mestgift werd (in MAM; Groenwold et al., 2002) en wordt thans in het model MAMBO (Vrolijk et al., 2008) de gift van mineralen uit dierlijke mest op de bodem als volgt bepaald:

- Mestproductie

Op basis van de dieraantallen (uit de landbouwtelling) en de excretiecijfers van de Werkgroep Uniformering Mest- en Mineralencijfers (WUM) wordt de productie van mest berekend, onderverdeeld naar plaats (staltype of weide) en mestsoort. Voor prognoses worden inschattingen gemaakt van de ontwikkeling van dieraantallen en van arealen landbouwgewassen.

- Aanwending bedrijfseigen mest

Op basis van het aanwezige landbouwareaal, de gewassen die daarop verbouwd worden, en de toedieningsnormen (gebruiksnormen) wordt berekend hoeveel van de geproduceerde mest maximaal geplaatst kan worden op het eigen bedrijf.

- Ruimte voor bedrijfsvreemde mest

Het mesttekort of -overschot wordt bepaald door de vergelijking van de mestproductie met de afzetruimte. Een overschot wordt geminimaliseerd door vast te stellen welke mestsoorten om economische redenen het best op eigen bedrijf kunnen worden geplaatst. Indien er nog ruimte is voor bedrijfsvreemde mest, wordt de maximale plaatsing daarvan berekend op basis van acceptatiegraden voor dierlijke meststoffen.

- Mesttransport, -verwerking en -export

Op basis van de bedrijfsoverschotten, de maximale afzetruimte voor bedrijfsvreemde mest en de mogelijkheden voor verwerking en export, worden het transport (binnen en buiten de regio), de verwerking en de export van mest berekend. Deze berekening vindt plaats door het minimaliseren van de totale distributiekosten (via lineaire programmering). De distributiekosten bestaan uit de kosten voor transport, opslag, aanwending, verwerking en export van mest verminderd met de opbrengst van de afgezette mest of van producten van mestverwerking (bijvoorbeeld mestkorrels).

- Aanwending van bedrijfsvreemde dierlijke mest

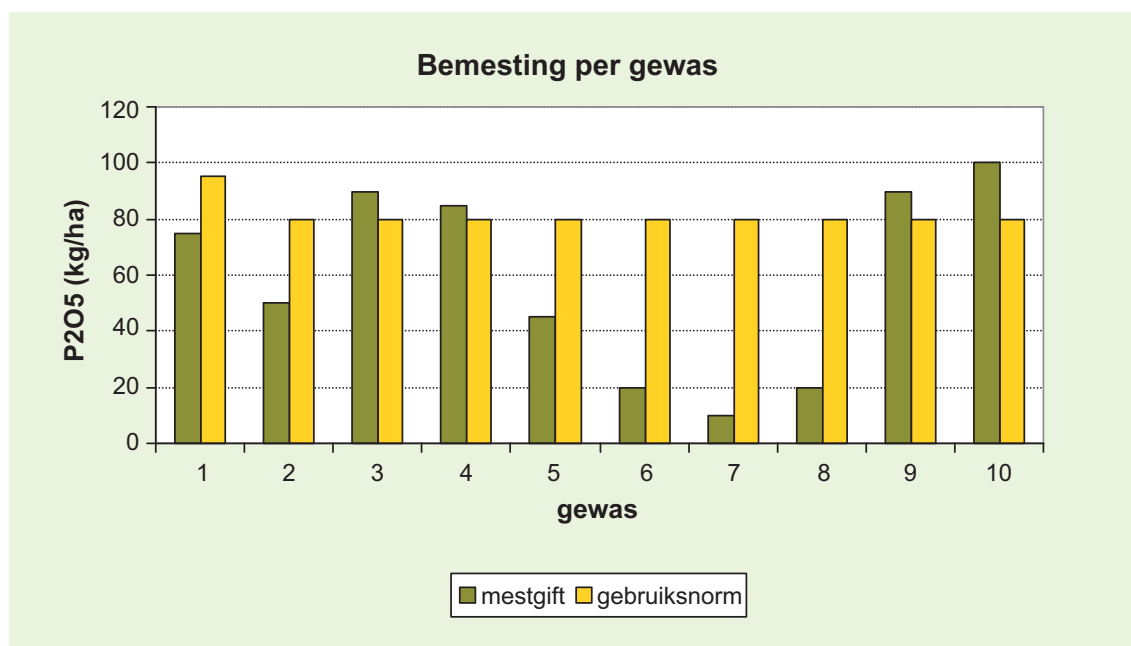
Na het transport wordt berekend hoeveel bedrijfsvreemde dierlijke mest wordt aangewend.

Na het berekenen van de meststromen, kunnen de emissies van ammoniak en de belasting van de bodem met mineralen bepaald worden. De ammoniakemissies worden bepaald op basis van emissiefactoren bij de productie (in stal en weide), bij opslag en bij verwerking en aanwending van mest. De belasting van de bodem door mineralen uit dierlijke mest is de som van de bedrijfseigen mest en de bedrijfsvreemde mest. Een nadere beschrijving van de uitgangspunten van de mestberekeningen is vastgelegd in Bijlage 2.

### 4.3 Gewascompensatie en berekening van de kunstmestgift

De hoeveelheid stikstof en fosfaatkunstmest die berekend wordt, is het verschil tussen de toegediende werkzame hoeveelheid stikstof en fosfaat uit dierlijke mest, gebaseerd op de forfaitaire werkingscoëfficiënten en de fosfaat- en stikstofgebruiksnormen (of varianten daarvan). De gebruiksnormen van de Meststoffenwet gelden per gewas maar op bedrijfsniveau. De wetgeving laat toe dat op bepaalde gewassen meer wordt bemest dan de gebruiksnorm, mits dat op bedrijfsniveau maar gecompenseerd wordt door op andere gewassen minder te bemesten dan de gebruiksnorm. Bij de berekening van de dierlijke mestgift is met een dergelijke gewascompensatie rekening gehouden. In alle gewas-regiocombinaties waar de acceptatiegraad voor dierlijke mest hoger is dan 100%, wordt er op het desbetreffende gewas en die regio meer fosfaat en/of stikstof bemest dan de gebruiksnorm voor het betreffende gewas. Er zijn in de betreffende regio echter andere gewassen waarop minder dierlijke mest wordt gegeven dan de gebruiksnorm. Figuur 4.1 geeft een voorbeeld van een dergelijke bemesting in een regio met 10 gewassen.

Op een aantal gewassen (3, 4, 9 en 10) wordt meer dierlijke mest gegeven dan de fosfaatgebruiksnorm maar op de andere gewassen minder. Als op de gewassen 1, 2, 5, 6, 7 en 8 de fosfaatgebruiksnorm zou worden opgevuld met kunstmest, dan wordt er in zo'n regio meer bemest dan de fosfaatgebruiksnorm, omdat op de andere gewassen de fosfaatgebruiksnorm immers al met dierlijke mest wordt overschreden. Bij de berekening van de kunstmestgift wordt



**Figuur 4.1. Voorbeeld van de hoeveelheid fosfaat uit dierlijke mest waarmee wordt bemest in vergelijking met de fosfaatgebruiksnorm**

hiermee rekening gehouden door de kunstmestgift te vermenigvuldigen met een factor van de overbemesting door fosfaat uit dierlijke mest. Stel de totale kunstmestgift bij aanvulling tot de norm is 100 en de hoeveelheid dierlijke mest die boven de norm wordt bemest is 10, dan is de kunstmestfactor 0,9. Dat houdt in dat alle kunstmestgiften die per gewas berekend worden met 0,9 worden vermenigvuldigd. In de praktijk gebeurt deze compensatie tussen gewassen op bedrijfsniveau. In MAMBO vindt de berekening van de kunstmestgiften echter op gemeentenniveau plaats. De gemeente is het laagste schaalniveau waarop de compensatie kan plaatsvinden.

Door deze manier van rekenen wordt voorkomen dat in bepaalde gebieden, waar veel akker- en tuinbouwgewassen voorkomen met een hoge acceptatiegraad, op het totale akker- en tuinbouw-areaal meer mest gegeven wordt dan de norm. Dat wordt dan gecompenseerd door op snijmaïs en grasland minder te bemesten dan de norm. Dit verschijnsel zal vooral voorkomen op de akker- en tuinbouwgewassen in de zuidelijke en centrale concentratiegebieden. Omdat de grondsoort daar in hoofdzaak zand is, zal dat vooral te zien zijn op de akker- en tuinbouwgewassen in de zandgebieden.

#### 4.4 Stikstof- en fosfaatgiften

##### Stikstofbemesting per rekenvariant

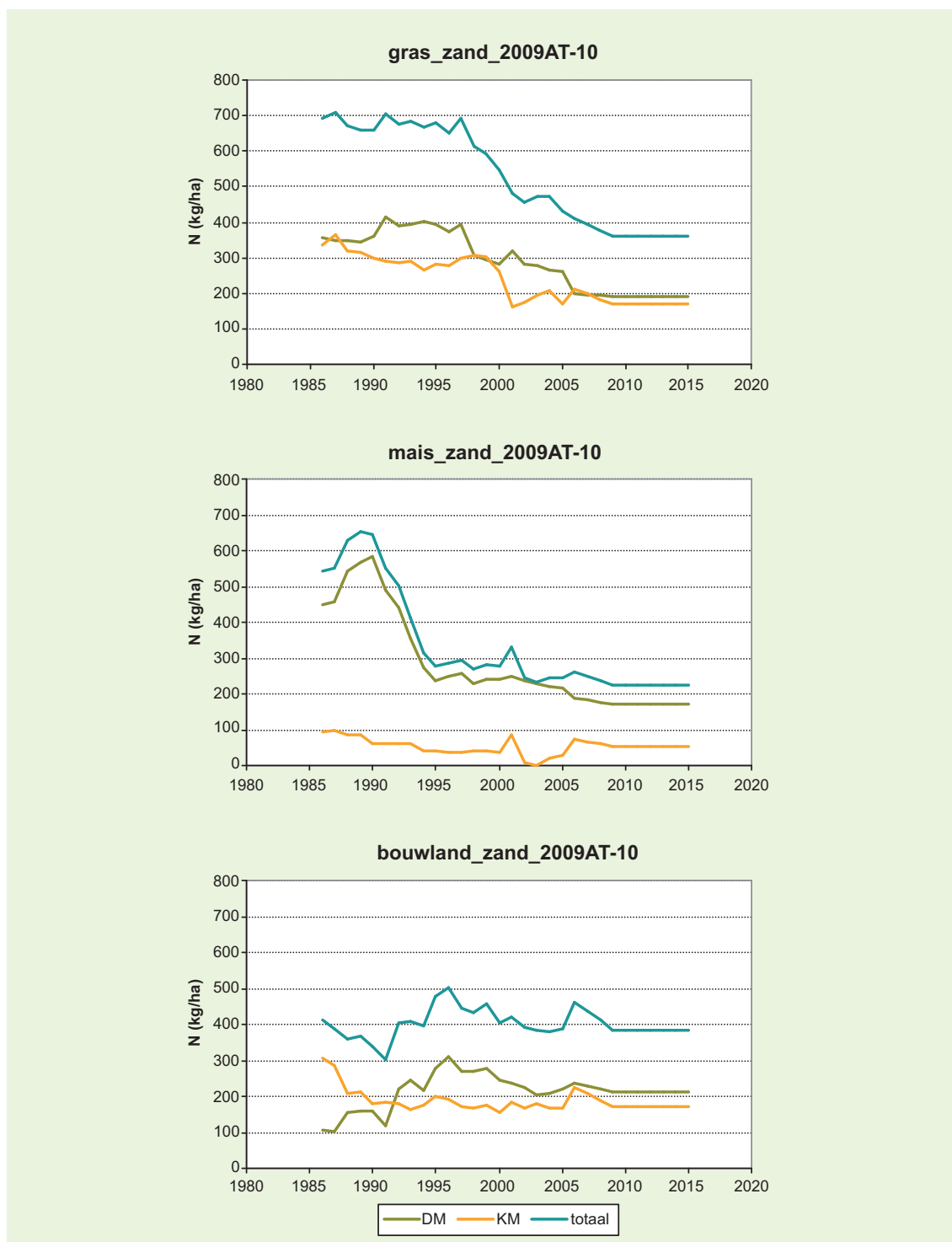
De stikstofgiften waarmee is gerekend bij de varianten 2006 (referentie), 2009AT-10 en beide 2015-varianten zijn weergegeven in Tabel 4.1. Het betreft de totale stikstofgift.

**Tabel 4.1 Stikstofgiften per rekenvariant(kg/ha N).**

Variant	Ref 2006	2009AT-10	% afname tov 2006	2015AT-20	% afname tov 2006	2015Nstreng	% afname tov 2006
Zichtjaar	2006	2009		2015		2015	
Gras zand	411	359	13	360	12	277	33
Maïs zand	260	226	13	219	16	177	32
Bouwl. zand	231	193	16	187	19	158	32
Gras klei	470	412	12	412	12	318	32
Maïs klei	294	245	17	234	20	183	38
Bouwl. klei	244	205	16	208	15	152	38
Gras veen	424	373	12	371	13	299	29
Zand totaal	329	285	13	282	14	223	32
Löss totaal	292	257	12	251	14	199	32
Klei totaal	334	287	14	289	13	218	35

De stikstofgiften van de varianten 2009AT-10 en 2015AT-20 verschillen het meest bij maïs en bouwland op zand. Het totale effect op zand is echter beperkt. De variant 2015Nstreng leidt tot ruwweg een 30-35% lagere totaal-stikstofgift ten opzichte van 2006.

Voor stikstof zijn voor zandgrond de giften behorend bij de variant 2009AT-10 grafisch weergegeven (Figuur 4.2). Bij bouwland op zand is goed te zien dat de gebruiksnorm van 2006 een verruiming betekent ten opzichte van de voorgaande jaren. Verder kan worden afgeleid dat bij grasland op zandgrond de verwachte N-aanvoer via dierlijke mest gemiddeld lager is dan 250 kg/ha ligt (hoogte van de derogatie). Dit komt omdat er ook extensief grasland is. Ook voor



**Figuur 4.2** Stikstofgiften behorende bij de rekenvariant 2009 AT-10 voor grasland, maïs en bouwland op zandgrond. Tot en met 2005 gebaseerd op de gerealiseerde bemesting. Voor 2006 en later is gerekend met de maximale gift.

bouwland wordt de maximale gift van 170 kg/ha lang niet overal gegeven: gemiddeld ligt de stikstofgift net boven de 100 kg/ha.

### Fosfaatbemesting per rekenvariant

De fosfaatgiften waarmee is gerekend bij de varianten 2006 (referentie), 2009AT-10 en beide 2015-varianten zijn weergegeven in Tabel 4.2. Het betreft de totale fosfaatgift. Tussen haakjes zijn de gebruiksnormen vermeld (voor 2009 en 2015 nog indicatief)

**Tabel 4.2 Fosfaatgiften per rekenvariant (kg/ha fosfaat). Tussen haakjes de (indicatieve) gebruiksnormen.**

Variant	Ref 2006	2009AT-10	2015AT-20	2015Nstreng
Zichtjaar	2006	2009	2015	2015
Gras zand	105 (110)	90 (95)	85 (90)	85 (90)
Maïs zand	95 (95)	82 (80)	63 (60)	63 (60)
Bouwland zand	102 (95)	86 (80)	66 (60)	65 (60)
Gras klei	112 (110)	98 (95)	93 (90)	93 (90)
Maïs klei	97 (95)	83 (80)	64 (60)	65 (60)
Bouwland klei	98 (95)	82 (80)	62 (60)	62 (60)
Gras veen	115 (110)	100(95)	95 (90)	95 (90)
Zand totaal	102	87	75	75
Löss totaal	110	96	83	70
Klei totaal	104	88	74	74

Voor gras op zand wordt berekend dat de gebruiksnorm niet wordt opgevuld. Voor de overige gewas-bodemcombinaties is van een overschrijding sprake.

Dat de stikstof- en fosfaatbemesting op gewasniveau hoger is dan de gebruiksnorm (zie Tabel 4.1 voor stikstof en Tabel 4.2 voor fosfaat) heeft als belangrijkste oorzaak dat de berekende bemesting met dierlijke mest niet gelijk is aan de wettelijke bemesting. Op basis van de nieuwe Meststoffenwet is de hoeveelheid mest die een dier officieel produceert gebaseerd op excretieforfaits. Hoeveel er werkelijk aan dierlijke mest bemest wordt, is gebaseerd op de WUM-excretie van het jaar 2004 (Van Bruggen, 2006). Omdat de forfaiten voor graasdieren lager zijn dan de WUM-excretie (deze zijn vastgesteld op 95% van de verwachte excretie) komt de bemesting uitgaande van de forfaiten iets lager uit dan de berekende waarde.

Figuur 4.3 laat het verloop van de fosfaatgift zien van 1986 tot 2015, waarbij in 2015 evenwichtsbemesting moet zijn bereikt (rekenvariant 2015AT-20). Vooral bij bouwland op klei is te zien dat de gebruiksnorm van 2006 een verruiming betekent vergeleken met de fosfaatgift in voorgaande jaren. Pas op termijn is dat niet langer het geval.



**Figuur 4.3 Fosfaatgiften behorende bij de rekenvariant 2015 AT-20 voor zandgrond (gras en maïs) en voor kleigrond (bouwland). Tot en met 2005 gebaseerd op de gerealiseerde bemesting. Voor 2006 en later is gerekend met de maximale gift.**

## Overgang van 2005 naar 2006

Bij de overgang van het jaar 2005 naar het jaar 2006 speelt een viertal zaken een rol:

1. De bemestingsdruk wordt berekend met een nieuw rekenmodel. Tot en met 2005 is gerekend met MAM-uitkomsten. Voor 2006 en later is gerekend met het model MAMBO (Vrolijk et al., 2008);
2. Er is in 2006 een geheel nieuw systeem van regelgeving ingevoerd: de overgang van MINAS naar het gebruiksnormenstelsel;
3. Voor de referentievariant (2006) is gerekend met het volledig opvullen van de gebruiksnorm met kunstmest. Ook voor de andere rekenvarianten is dit gebeurd;
4. De minister van LNV heeft aangegeven dat hij het gebruik van dierlijke mest in de akkerbouw wil stimuleren. Omdat de gehalten in de mest kunnen variëren is een handhavingsmarge aangekondigd. Dat betekent dat een overschrijding van de gebruiksnormen in 2006, met maximaal 5 %, bij controle niet wordt beboet (LNV, 2006 brief van 20 juli 2006). Deze handhavingsmarge, die geldt voor alle bedrijven met grond, is volledig meegenomen in de berekeningen, maar alleen voor 2006. Voor latere jaren geldt deze verruiming niet.

Uit een oriënterende vergelijking van het oude en nieuwe model voor het jaar 2002 blijkt dat de berekende mestafzet volgens MAM goed overeenkomt met de berekende afzet volgens MAMBO. Het verschil is op landelijke schaal kleiner dan 1% (Vrolijk et al., 2008).

Het effect van de stelselwijziging in combinatie met normopvulling met kunstmest blijkt uit de Figuren 4.2 en 4.3 en is nader geïllustreerd met Tabel 4.3 en 4.4.

Behalve bij gras op zand leidt de gebruiksnorm voor alle bodem-gewascombinaties tot een hogere N-gift in 2006 ten opzichte van 2004 en 2005 (Tabel 4.3). Voor alle landbouw op zand is de stikstofgift van de referentievariant nagenoeg gelijk aan die van 2005. Dit komt door een lagere dierlijke mestgift die gecompenseerd wordt door een hogere kunstmestgift. Voor veen (gras) is de mestgift van 2006 12% hoger, bij klei 16% hoger dan in 2005.

Het blijkt dat de gebruiksnorm van 2006 voor bedrijven op klei en veen dus meer ruimte geeft dan zij in 2004/2005 nodig hadden.

**Tabel 4.3 Stikstofgiften in 2006 (prognose) vergeleken met de gift van 2004 en 2005.**

	2004	2005	2006	2006 min 2005	Idem in %
Gras zand	474	432	411	-21	-5%
Maïs zand	243	245	260	15	6%
Bouwland zand	189	193	231	38	20%
Gras klei	406	391	470	79	20%
Maïs klei	242	240	294	54	23%
Bouwland klei	215	222	244	22	10%
Gras veen	388	379	424	45	12%
Zand totaal	346	326	329	3	1%
Löss totaal	276	274	292	18	7%
Klei totaal	291	289	334	45	16%

Voor fosfaat is het beeld in grote lijnen vergelijkbaar met dat van stikstof (Tabel 4.4). Bij gras op zand-, klei- en veengrond neemt de dierlijke mestgift af maar stijgt de kunstmestgift.

Bij maïs nemen zowel de dierlijke mestgift als de kunstmestgift af. Voor bouwland (zand en klei) nemen beide giften juist toe. Het totale beeld bij zand is een afname van 8% in 2006 ten opzichte van 2005. Bij löss, klei en in mindere mate veen, zijn de giften van 2006 hoger dan die van 2004/2005.

**Tabel 4.4 Fosfaatgiften in 2006 (prognose) vergeleken met de gift van 2004 en 2005.**

	2004	2005	2006	2006 min 2005	Idem in %
Gras zand	117	119	105	-14	-12%
Maïs zand	116	124	95	-29	-23%
Bouwland zand	79	87	102	15	17%
Gras klei	98	100	112	12	12%
Maïs klei	114	121	97	-24	-20%
Bouwland klei	70	81	98	17	21%
Gras veen	106	110	115	5	5%
Zand totaal	107	111	102	-9	-8%
Löss totaal	76	82	110	28	34%
Klei totaal	83	90	104	14	16%

Ook hier krijgen bedrijven met akkerbouw op zand en bedrijven op klei en veen met de gebruiksnormen van 2006 meer ruimte dan zij in de jaren daarvoor nodig hadden.

Er zijn aanwijzingen dat de hier doorgerekende stikstof- en fosfaatgiften voor 2006 hoger zijn dan de praktijk in dat jaar realiseerde (Van den Ham et al., 2007). Dat betekent dat bedrijven dergelijke hoge gebruiksnormen blijkbaar niet allemaal nodig hadden. Of ook het opvullen tot de gebruiksnormen van 2009 en 2015 tot te hoge mestgiften leidt, is niet te zeggen. Met het beantwoorden van die vraag zou het terrein van de speculatie worden betreden.

De reden waarom in deze studie is opgevuld tot de gebruiksnorm komt omdat het doel was om na te gaan wat het effect is van varianten van gebruiksnormen en niet om te onderzoeken wat het effect is van de mate van opvulling van dergelijke varianten.

Bovendien ontbraken ten tijde van het uitvoeren van de berekeningen landelijke kunstmestverbruikscijfers om de werkelijke kunstmestgiften van 2006 te kunnen meenemen in de berekeningen.



## 5. Resultaten modelberekeningen

### 5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de uitkomsten van de modelberekeningen gepresenteerd. In paragraaf 5.2 komen de nutriëntenoverschotten op de bodembalans van landbouwgrond aan bod. In paragraaf 5.3 worden de resultaten voor nitraat in grondwater besproken. De gevolgen voor het oppervlaktewater, zowel de belasting als de kwaliteit, worden behandeld in paragraaf 5.4.

### 5.2 Nutriëntenoverschotten van landbouwgronden

Onder het stikstofoverschot van de cultuurgrond wordt in dit rapport verstaan de aanvoer via meststoffen (na aftrek van de ammoniakemissie) en de depositie, verminderd met de afvoer via het geoogste gewas (de *soil surface balance*).

Voor fosfaat geldt dezelfde aanpak, alleen is geen depositie in rekening gebracht omdat deze verwaarloosbaar is.

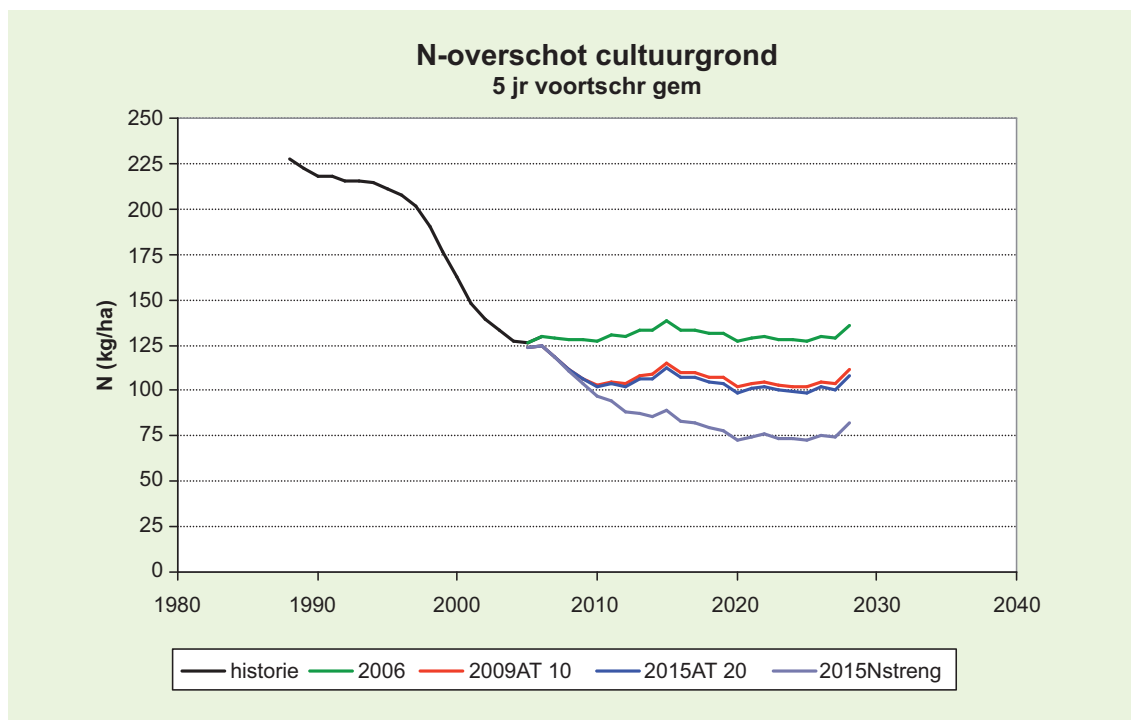
Overige meststoffen als compost, zwarte grond e.d., en retourstromen zoals bietentarra zijn in de berekeningen buiten beschouwing gelaten.

#### Stikstofoverschot

De varianten 2009AT-10 en 2015AT-20 leiden tot een vergelijkbare afname van het N-overschot van de cultuurgrond (afname respectievelijk 19% en 21%). Alleen bij zandgrond is er een verschil, maar dat blijft beperkt tot 5 kg/ha (4%). De variant 2015Nstreng heeft als effect dat het N-overschot sterk terugloopt tot circa 80 kg/ha (40% afname ten opzichte van de referentie 2006; Tabel 5.1).

**Tabel 5.1 Ontwikkeling van het stikstofoverschot bij de rekenvarianten. De afname is ten opzichte van de referentie 2006 (periode 2015-2030; in kg/ha.jaar als N; variabel weer)**

	ref 2006	2009AT-10	2015AT-20	2015Nstreng
<i>N-overschot</i>				
Zand	128	102	97	74
Klei	138	112	112	81
Veen	131	116	113	94
cultuurgrond tot.	132	108	105	79
<i>afname in kg/ha</i>				
Zand		26	31	54
Klei		26	26	57
Veen		16	18	38
cultuurgrond tot.		25	28	53
<i>afname in %</i>				
Zand		20	24	42
Klei		19	19	41
Veen		12	14	29
cultuurgrond tot.		19	21	40



**Figuur 5.1** Ontwikkeling van het stikstofoverschot (kg/ha. jaar) bij de verschillende rekenvarianten (variabel weer; 5-jaars voortschrijdend gemiddelde).

Het verloop van het stikstofoverschot is weergegeven in Figuur 5.1. Om de grote jaarfluctuaties te onderdrukken is het 5-jaars voortschrijdend gemiddelde genomen.

Vergeleken met het N-overschot medio jaren '80 zal als gevolg van de variant 2006 het N-overschot na 2020 43% lager zijn. Bij de variant 2009AT-10 en 2015AT-20 is het overschot circa 55% lager. Dit betekent dat bij realisatie van de stikstofbemesting behorend bij de hier doorge-rekende variant 2009, het stikstofoverschot vanuit de bouwvoor zeker 50% lager zal zijn dan het niveau van midden jaren '80.

### Fosfaatoverschot

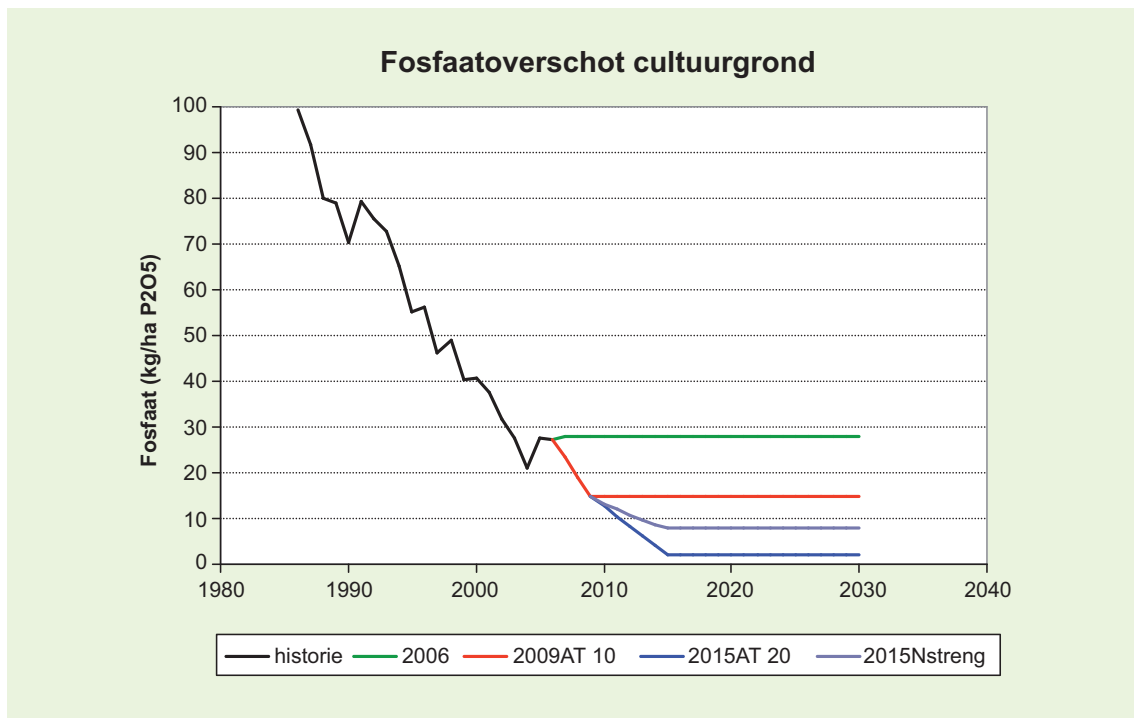
Het fosfaatoverschot is bij de variant 2015AT-20 met evenwichtsbemesting voor fosfaat in 2015 gemiddeld 2 kg/ha (Tabel 5.2). Dat is minder dan de waarde voor het 'onvermijdelijk verlies' waarvoor in het 3<sup>e</sup> Actieprogramma in het kader van de Nitraatrichtlijn (Tweede Kamer, 2005) een indicatieve waarde van 5 kg/ha is gegeven. Bij een lagere stikstof-gebruiksnorm neemt het fosfaatoverschot volgens de berekeningen weer toe. Dit kan worden verklaard door een geringere gewasafvoer bij een lagere stikstofgift.

De ontwikkeling van het fosfaatoverschot per rekenvariant (Tabel 5.2) laat zien dat er voor gras op veen bij de variant 2015AT-20 een negatief overschot is. De gewasafvoer is hoger dan de fosfaatgift.

**Tabel 5.2 Ontwikkeling van het fosfaatoverschot bij de rekenvarianten. De afname is ten opzichte van de referentie 2006 (periode 2015-2030; in kg/ha.jaar als P2O5; variabel weer)**

	Ref 2006	2009AT-10	2015AT-20	2015Nstreng
<i>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-overschot</i>				
Zand	31	18	5	11
Klei	29	15	0	7
Veen	13	0	-6	0
cultuurgrond tot.	28	15	2	8
<i>afname in kg/ha</i>				
Zand		13	25	20
Klei		14	28	22
Veen		13	18	13
cultuurgrond tot.		13	26	20
<i>afname in %</i>				
Zand		42	83	65
Klei		48	99	77
Veen		103	146	101
cultuurgrond tot.		47	93	72

Uit het verloop van het fosfaatoverschot van de Nederlandse landbouwgronden (Figuur 5.2) kan worden afgeleid dat als in 2015 evenwichtsbemesting wordt gerealiseerd het fosfaatoverschot met ongeveer 95% zal zijn afgenomen ten opzichte van 1986.



**Figuur 5.2 Ontwikkeling van het fosfaatoverschot van de cultuurgrond (kg/ha. jaar) bij de verschillende rekenvarianten (variabel weer).**

Tabel 5.3 illustreert het tempo waarmee het fosfaatoverschot in de periode 1986-2005 is afgenomen en geeft een prognose voor de periode tot 2015. In de periode 1986-1995 is het overschot jaarlijks gemiddeld met 3,8 kg/ha gedaald (3,3 volgens data van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS)). In de daaropvolgende tien jaar lag het tempo wat lager: 3,4 kg/ha per jaar (2,9 kg/ha.jaar volgens CBS). Met het oog op de realisatie van evenwichtsbemesting in 2015 zal de gemiddelde afnamesnelheid in de jaren 2005-2015 nog 2,4 kg/ha per jaar moeten bedragen. Uitgaande van de CBS-gegevens zal de snelheid echter hoger moeten zijn dan in voorgaande tijdvakken is gerealiseerd, namelijk 3,9 kg/ha.jaar. Op grond van extrapolatie van de CBS-gegevens naar 2005-2015 ligt er voor deze periode nog een aanzienlijke opgave.

**Tabel 5.3 Snelheid waarmee het fosfaatoverschot vanaf 1986-2005 is afgenomen en waarmee het overschot naar verwachting tot 2015 nog zal moeten afnemen om evenwichts-bemesting te realiseren. Tussen haakjes de waarden uitgaande van CSB-gegevens (kg/ha. jaar)**

Tijdvak	Gemiddelde snelheid van afname van het fosfaatoverschot (kg/ha.jaar)
1986-1995	3,8 (3,3)
1995-2005	3,4 (2,9)
2005-2015	2,4 (3,9)

Voor fosfaat is evenwichtsbemesting gedefinieerd als:

$$\text{aanvoer via meststoffen} = \text{afvoer via gewasooft} + \text{onvermijdelijk verlies}$$

Onder onvermijdelijk verlies wordt verstaan de onomkeerbare (irreversibele) vastlegging in de bodem (o.a. in humusverbindingen) en uitspoeling uit de bouwvoor.

Aangezien het in dit rapport berekende overschot lager is dan het onvermijdelijk verlies van maximaal 5 kg per ha per jaar, zoals genoemd in het 3<sup>e</sup> Actieprogramma, kan geconcludeerd worden dat met de indicatieve fosfaatgebruiksnormen van 2015 evenwichtsbemesting wordt bereikt.

### Fosfaatoverschot en fosfaatophoping in de bodem

Wanneer het overschotniveau behorend bij de gebruiksnormen van 2006, uitgedrukt in kilogram per hectare per jaar, doorgetrokken wordt naar 2030 dan zou zich, als geen rekening wordt gehouden met afvoer naar het oppervlaktewater, in die periode in totaal nog 700 kg fosfaat per hectare cultuurgrond ophopen (Tabel 5.4). Bij zandgronden is het overschot het grootst, bij grasland op veen het laagst en bij de variant 2015AT-20 zelfs negatief.

Bij de variant met evenwichtsbemesting (2015AT-20) is het cumulatieve fosfaatoverschot van de cultuurgrond 159 kg/ha. De variant 2015Nstreng, die ook uitgaat van evenwichtsbemesting voor fosfaat maar met veel lagere stikstofgebruiksnormen rekent, leidt tot een groter overschot namelijk 264 kg/ha. Dit komt omdat door de lagere N-gift de gewasafvoer van fosfaat kleiner is.

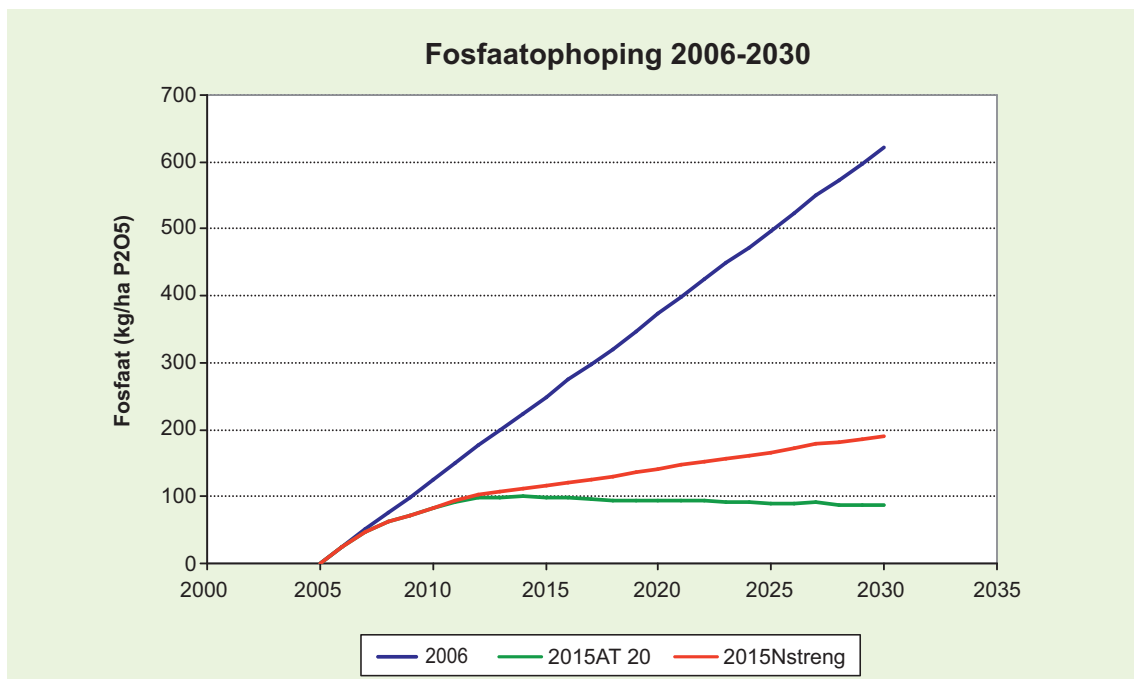
Stikstof stuurt in belangrijke mate de gewasproductie (productie van droge stof) en deze is voor veel gewassen sterk bepalend voor de fosfaatafvoer met het geoogste gewas (Ehlert et al., 2006).

**Tabel 5.4 Cumulatief fosfaatoverschot per grondsoort in de periode 2006-2030 (kg/ha P<sub>205</sub>)**

Variant	Ref 2006	2015AT-20	2015Nstreng
Zand	763	236	337
Klei	719	132	244
Veen (gras)	314	-83	18
Cultuurgrond	700	159	264

Om een indicatie te geven van de hoeveelheid fosfaat die zich in de bodem ophoopt (een proces dat zich voornamelijk in de bovenste bodemlagen manifesteert) is het berekende cumulatieve fosfaatoverschot van Tabel 5.5 gecorrigeerd voor de afvoer naar het oppervlaktewater via oppervlakkige afstroming en de drainage naar het oppervlaktewater via het ondiepe draingesysteem (Figuur 5.3 en Bijlage 5).

Bij de variant 2015AT-20 (met evenwichtsbemesting voor fosfaat) komt de ophoping rond 2015 tot stilstand en daarna neemt de voorraad zelfs af omdat de afvoer naar het oppervlaktewater groter is dan het overschot op de bodembalans. Bij de variant 2015Nstreng met evenwichtsbemesting voor fosfaat, maar met veel lagere stikstofgiften en een lagere fosfaatafvoer via de oogst, is er sprake van een doorgaande fosfaatophoping.



**Figuur 5.3** Indicatie van de cumulatieve fosfaatophoping in de Nederlandse cultuurgrond in de periode 2006-2030 rekening houdend met afvoer naar het oppervlaktewater via het bodemoppervlak en via ondiepe stroming door de bodem (in kg/ha P<sub>205</sub>).

### 5.3 Kwaliteit van het bovenste grondwater (nitraat)

#### Inleiding

Het geldigheidsgebied van de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat in grondwater is in de Nitraatrichtlijn en onderliggende documenten niet nauwkeurig omschreven (Willems et al., 2005). Dit betreft zowel de aspecten gebied, diepte als tijd. Daarom wordt hier een aantal varianten van toetsing beschreven (zie ook paragraaf 2.4).

Als voor de doelstelling voor nitraat het bovenste grondwater (de eerste meter) als maatgevend wordt beschouwd, kan worden gekeken naar de jaargemiddelde concentratie onder landbouwgronden in:

1. het totale landbouwgebied;
2. het totale zandgebied;
3. regio's binnen het zandgebied.

Voor het aspect tijd wordt gewerkt met gemiddelde waarden over meerdere perioden, waarbij als referentieperiode de periode 2003 tot en met 2005 is gekozen. Het accent ligt hierbij op de rekenvariant 2009AT-10 omdat de gebruiksnormen van 2009 uiteindelijk tot doel hebben om de nitraatconcentratie tot 50 mg/l terug te brengen.

Voor een precieze vergelijking van perioden geldt de voorwaarde dat het neerslagoverschot in de betreffende perioden gelijk moet zijn. Voor de referentieperiode (2003-2006) en de toekomstperioden is dat niet het geval, omdat de weerjaren 2003, 2004 en 2005 in de weerjaarsekken niet terugkeren (zie Bijlage 4). De periode 2010-2015 omvat nattere weerjaren (met gemiddeld een 12-16% groter neerslagoverschot). Daarom is voorzichtigheid geboden bij het vergelijken met een referentieperiode die qua weer niet precies gelijk is. In de Tabellen 5.6 (alle cultuurgrond), 5.7 (zandgrond), 5.8 (gewassen op zandgrond) en 5.9 (klassen van grondwatertrappen op zandgrond) zijn vergelijkingen gemaakt tussen twee toekomstperioden die exact dezelfde weerjaren omvatten (2010 t/m 2014 en 2025 t/m 2029). Hiermee kan aangetoond worden in hoeverre de veranderingen stabiel zijn.

#### Nitraatconcentratie van het bovenste grondwater

##### *Alle cultuurgrond*

Gemiddeld voor alle landbouwgrond wordt thans al voldaan aan de nitraatdoelstelling en dit geldt vanzelfsprekend ook voor alle aanscherpingsvarianten (Tabel 5.6). Dat komt doordat de gemiddelde nitraatconcentratie in grondwater van veen- en kleigrond laag is: voor 2003-2006 is deze respectievelijk 4 en 15 mg/l.

**Tabel 5.5 Nitraatconcentratie in mg/l in het bovenste grondwater van alle landbouwgrond berekend als functie van de verschillende rekenvarianten (variabel weer). Tussen haakjes de concentraties berekend met constant weer.**

Variant	2003-2006	2010-2015	2025-2030
Referentie	44 (41)	37 (36)	37 (35)
2009AT-10	44 (41)	32 (31)	30 (29)
2015AT-20	44 (41)	32 (30)	29 (28)
2015Nstreng	44 (41)	31 (29)	25 (24)

Naarmate de stikstofgebruiksnorm verder wordt aangescherpt, neemt de mate van naijling toe door nalevering vanuit de bodem.

### Zandgronden

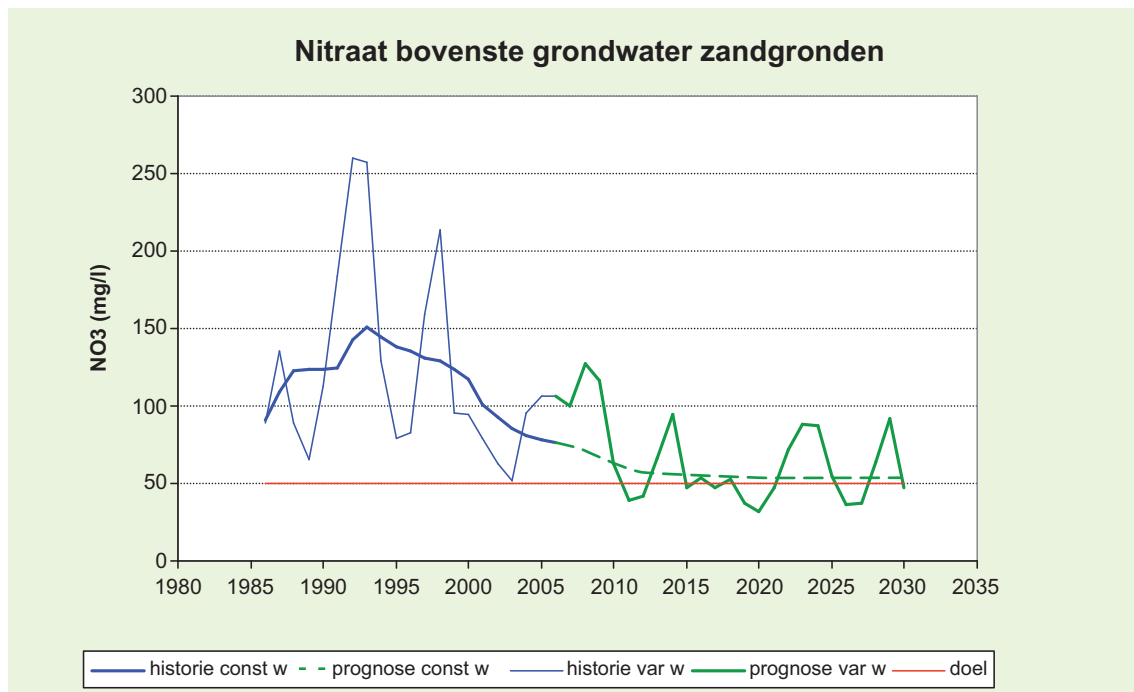
De resultaten voor zandgronden zijn vermeld in Tabel 5.6. In de referentieperiode zijn de concentraties gemiddeld 85 mg/l bij werkelijk weer en 81 mg/l bij constant weer)

**Tabel 5.6 Nitraatconcentratie in mg/l in het bovenste grondwater van landbouw op zandgrond als functie van de verschillende rekenvarianten (variabel weer). Tussen haakjes de concentraties berekend met constant weer.**

Variant	2003-2006	2010-2015	2025-2030
referentie	85 (81)	68 (69)	68 (68)
2009AT-10	85 (81)	58 (58)	55 (56)
2015AT-20	85 (81)	57 (58)	53 (53)
2015Nstreng	85 (81)	55 (56)	44 (44)

De variant 2009AT-10 betekent niet alleen een korting van 10% op de gebruiksnormen 2006 voor uitspoelingsgevoelige AT-gewassen maar ook een korting op de gebruiksnorm 2006 van grasland. Hierdoor daalt de gemiddelde nitraatconcentratie in het zandgebied van 85 mg/l in de periode 2003-2005 tot circa 58 mg/l in de periode 2010-2015. Op de langere termijn daalt de concentratie nog tot 55 mg/l. De rekenvariant met korting van 20% op de uitspoelingsgevoelige AT-gewassen leidt nauwelijks tot een lagere nitraatconcentratie (53 mg/l in 2025-2030)

Figuur 5.4 toont het verloop van de gesimuleerde nitraatconcentratie van 1986 tot 2030. Tot 2006 is de historie weergegeven. Daarna is sprake van een prognose op basis van de variant 2006 met daarop aansluitend de variant 2009AT-10.



**Figuur 5.4 Nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van zandgrond in de periode 1986-2030 berekend met variabel weer en met constant weer. Voor de prognose is uitgegaan van de rekenvariant 2009AT-10.**

Het effect van de weersomstandigheden is groot. Jaren met nitraatconcentraties beneden de 50 mg/l komen pas voor na 2010, maar ze worden afgewisseld met jaren waarin hogere concentraties worden berekend. Als wordt gerekend met constant weer dan bedraagt de gemiddelde concentratie in de periode 2010-2015 58 mg/l. In de periode daarna (2015 tot en met 2020) wordt een nog wat lagere concentratie berekend van 55 mg/l.

De vergelijking op gewasniveau (Tabel 5.7) laat zien dat voor grasland de variant 2006 een veel groter effect heeft dan de aanscherping naar 2009. Dat komt omdat de stikstofgift na 2002 nog daalt tot en met 2006 (zie Figuur 4.2). Met de stikstofgebruiksnorm van 2009 wordt de nitraatdoelstelling van 50 mg/l in 2025-2030 met 41 mg/l duidelijk onderschreden.

Voor maïs en bouwland leidt de 2006-norm niet tot een verbetering, ondanks de nattere weerjaren in de periode 2010-2015. Dat komt deels door het opvullen van de gebruiksnormen van 2006 met kunstmest. De variant 2009AT-10 levert voor maïs en bouwland wel een verlaging op (15-19 mg/l) maar de concentraties blijven met 67-75 mg/l duidelijk boven het niveau van 50 mg/l.

**Tabel 5.7 Nitraatconcentratie in mg/l in het bovenste grondwater van gras, maïs en bouwland op zandgrond (variabel weer).**

Gewas	Variant	2003-2006	2010-2015	2025-2030
Gras	2006	85	50	48
	2009AT-10	85	45	41
	Afname	0	5	6
Maïs	2006	89	90	94
	2009AT-10	89	73	75
	Afname	0	16	19
Bouwland	2006	80	85	84
	2009AT-10	80	70	67
	Afname	0	15	17

Een verdere aanscherping van de gebruiksnorm bij uitspoelingsgevoelige AT-gewassen (variant 2015AT-20) leidt gemiddeld voor bouwland tot een beperkte verlaging van de nitraatconcentratie. Met 64 mg/l in de periode 2025-2030, is dat 3 mg/l lager dan de waarde behorend bij de 2009-variant van Tabel 5.7.

Om voor het gehele zandgebied onder de doelstelling van 50 mg/l te komen zouden de gebruiksnormen voor gras en maïs verder aangescherpt moeten worden.



### Gevoeligheidsanalyse bouwland op zand

Bij de rekenvarianten zoals beschreven in Bijlage 7 is de referentievariant 2006 als uitgangspunt genomen en is een korting op de gebruiksnormen van alle AT-gewassen op zandgrond toegepast. De resultaten van de periode 2003-2006 worden vergeleken met de resultaten van de tijdvakken 2010-2015 en 2025-2030. De eerste korting van 10% betekent een circa 30 kg/ha lagere dierlijke mestgift en een vrijwel gelijke kunstmestgift ten opzichte van 2006 (Tabel 5.8a en b). Bij de korting van 30% gaat de kunstmestgift verder omlaag met circa 40 kg/ha.

De variant met 10% lagere gebruiksnorm leidt tot een vrijwel gelijke gewasafvoer, maar bij 30% korting neemt de afvoer via het geoogste gewas af met 10 kg/ha. (Tabel 5.8c).

De 10% aanscherping levert een N-overschot dat 25 kg/ha lager is dan dat van de referentievariant (Tabel 5.8d). De 30% lagere gebruiksnorm heeft tot gevolg dat het N-overschot nog eens 30 kg/ha lager uitkomt.

De korting van 10% heeft als effect op de nitraatconcentratie dat deze met 11 mg/l daalt ten opzichte van de referentie. Als de stikstofgebruiksnormen van alle AT-gewassen met 30% verlaagd zouden worden, daalt de nitraatconcentratie met 25 mg/l tot maximaal 30 mg/l. Zelfs bij een generieke korting van 30% blijkt de waarde van 50 mg/l nog niet te worden bereikt zowel bij variabel weer als bij constant weer (Tabel 5.8e).

Tabel 5.8a N-aanvoer via dierlijke mest (kg/ha)

	2003-2006	2010-2015	2025-2030
2006	105	119	119
2009: 2006-10%	105	90	90
2009: 2006-30%	105	90	90

Tabel 5.8b N-aanvoer via kunstmest (kg/ha)

	2003-2006	2010-2015	2025-2030
2006	86	112	112
2009: 2006-10%	86	114	114
2009: 2006-30%	86	74	74

Tabel 5.8c N-afvoer gewas (kg/ha)

	2003-2006	2010-2015	2025-2030
2006	118	130	130
2009: 2006-10%	118	128	128
2009: 2006-30%	118	119	119

Tabel 5.8d N-overschot, inclusief N-depositie (kg/ha)

	2003-2006	2010-2015	2025-2030
2006	105	130	130
2009: 2006-10%	105	104	104
2009: 2006-30%	105	72	72

Tabel 5.8e Nitraatconcentratie; tussen haakjes de waarde bij constant weer (mg/l)

	2003-2006	2010-2015	2025-2030
2006	80 (80)	85 (88)	84 (85)
2009: 2006-10%	80 (80)	74 (76)	70 (71)
2009: 2006-30%	80 (80)	60 (61)	54 (54)

De laatste Tabel (Tabel 5.8e) laat zien dat er sprake is van een najiling. Deze blijkt groter te zijn naarmate de aanscherping fors is.

Als wordt gekeken naar de verschillende delen van het zandgebied met natte, matig droge en droge gronden dan blijkt uit Tabel 5.9 dat bij matig droge en droge gronden de grootste verbetering wordt verwacht. Ook hier blijkt dat het effect van de referentievariant (tijdvergelijking) groter is dan het effect van de variant 2009AT-10 (variantvergelijking).

Gronden die als droog zijn aan te merken hebben een grondwatertrap (Gt) van 7, 7\* en/of 8. Tot de gronden die als matig droog gezien worden, horen de gronden met Gt 6. Gronden die als 'nat' gekarakteriseerd worden hebben Gt 1 tot en met Gt 5.

**Tabel 5.9 Nitraatconcentratie in mg/l in het bovenste grondwater van landbouw op zandgrond per Gt-klasse; (variabel weer).**

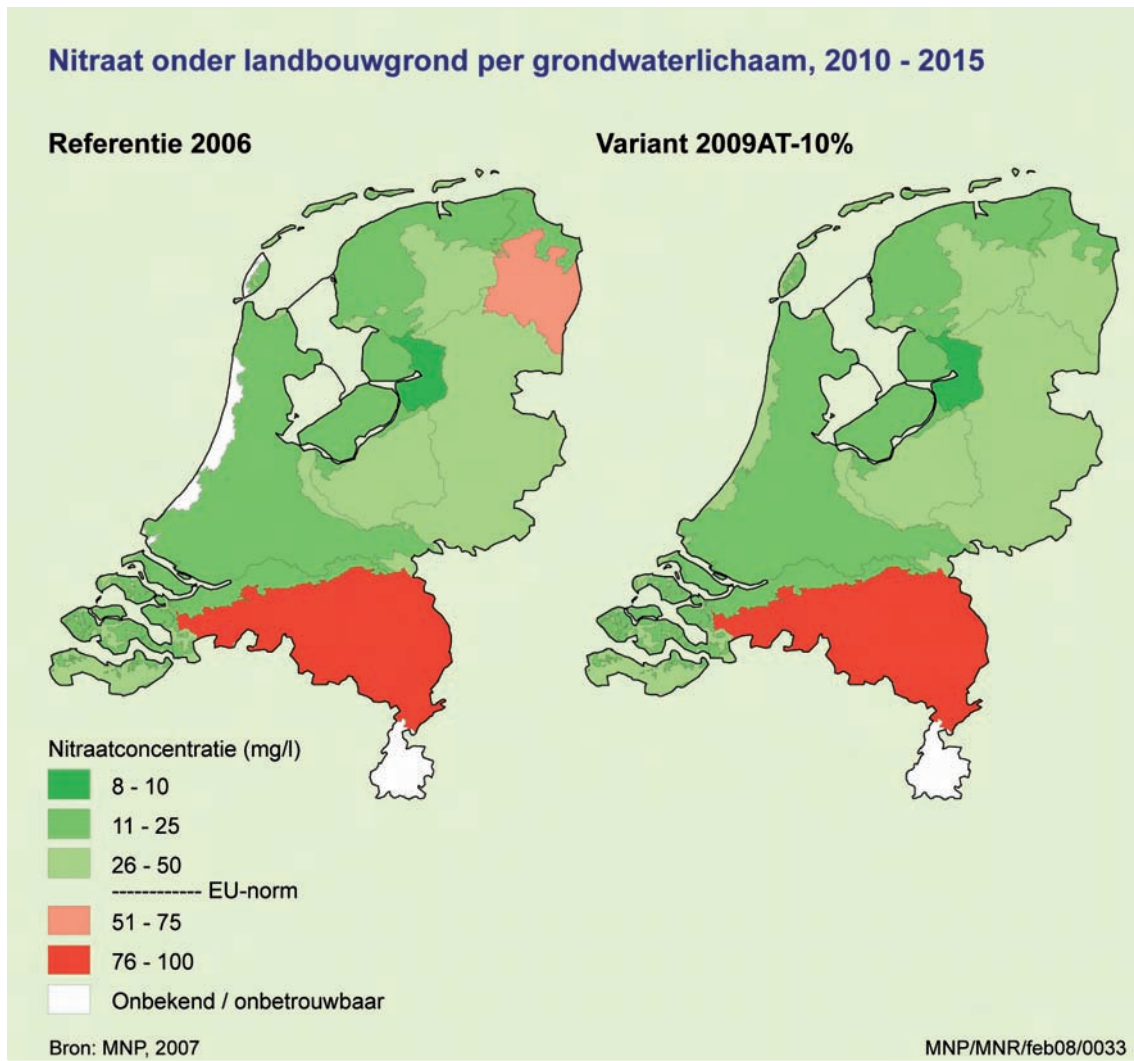
Variant	Droogteklasse	2003-2006	2010-2015	2025-2030
2006	Nat	31	25	25
	Matig droog	93	64	63
	Droog	122	103	102
	Alles	85	68	68
2009AT-10	Nat	31	21	21
	Matig droog	93	58	55
	Droog	122	88	83
	Alles	85	58	55
Afname	Nat	0	4	3
	Matig droog	0	11	9
	Droog	0	15	16
	Alles	0	10	12

### Regio's binnen het zandgebied

Om de effecten op regionaal niveau in beeld te brengen, is gekozen voor de indeling van Nederland in grondwaterlichamen van de Kaderrichtlijn Water (VROM, 2006). Figuur 5.5 geeft de resultaten van de referentievariant en de variant 2009AT-10. De nitraatconcentratie heeft betrekking op de jaargemiddelde concentratie in het bovenste grondwater onder landbouwgrond, waarbij over alle grondsoorten is gewogen is naar areaal. Vervolgens is gemiddeld over de periode 2010-2015.

Het effect van de variant 2009AT-10 ten opzichte van de referentievariant is dat in alle grondwaterlichamen de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder de waarde van 50 mg/l uitkomt, met uitzondering van het grondwaterlichaam Maas-zand (Noord-Brabant en Noord- en Midden-Limburg). Hier wordt een gemiddelde concentratie berekend van circa 85 mg/l. Het verschil met het gemiddelde van de overige zandregio's bedraagt 50 mg/l (Tabel 5.10).

De verandering van de nitraatconcentratie in het Maas-zand-gebied is iets groter dan het gemiddelde van de overige zandlichamen. Het verschil met het gemiddelde van de andere grondwaterlichamen wordt dan ook iets kleiner. Er is sprake van een zekere naijling, als de periode 2010-2015 wordt vergeleken met 2025-2030, maar ook andere grondwaterlichamen laten dit zien, bijvoorbeeld Schelde en Rijn-West.



**Figuur 5.5** Nitraatconcentratie onder landbouwgrond per grondwaterlichaam in de periode 2010-2015 (links de referentievariant, rechts de variant 2009AT-10; natuur en bebouwd gebied zijn buiten beschouwing gelaten; rekenvariant met variabel weer).

**Tabel 5.10** Gemiddelde nitraatconcentratie bovenste grondwater onder landbouwgrond per Grondwaterlichaam met zandgrond. Tussen haakjes de relatieve concentratie ten opzichte van de referentieperiode 2003-2005

GWL	2003-2005	2010-2015	2025-2030
zand Eems	42 (100)	38 (88)	39 (91)
zand Rijn-Noord	52 (100)	39 (76)	39 (75)
zand Rijn-Oost	60 (100)	36 (59)	35 (58)
zand Rijn-Midden	63 (100)	33 (52)	31 (49)
zand Rijn-West	63 (100)	42 (67)	39 (62)
Maas-zand	121(100)	86 (71)	81 (67)
Schelde-zand	36 (100)	30 (84)	27 (76)
Gem. excl. Maas	53 (100)	36 (69)	35 (66)

De hoge concentratie in de periode 2003-2005 wordt mede veroorzaakt door het hoge stikstofoverschot in de jaren 2000-2005. Maar in 2006 is het verschil in stikstofoverschot tussen de regio's al vrijwel verdwenen. De reden waarom in het gebied Maas-zand de nitraatconcentraties

zo hoog zijn, is vooral gelegen in de combinatie van het grote aandeel zandgrond (91% tegen 11-85% in de andere regio's) en het grote aandeel uitspoelings-gevoelige (droge) zandgronden alhier (Bijlage 8 geeft specificaties van de grondwaterlichamen).

## 5.4 Stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater

### Inleiding

De met STONE berekende nutriëntenbelasting is het totaal van afvoer over het maaiveld (surface runoff of afspoeling) en afvoer door de bodem via verschillende drainagestelsels naar het oppervlaktewater (uitspoeling; Figuur 5.6). Er is geen rekening gehouden met eventuele afbraak van nitraatstikstof bij uittreden van water in slootwanden en vastlegging (fosfor) en afbraak van stikstof in watergangen, tezamen retentie genoemd. Alleen de afbraak van nitraatstikstof is als 'verdwijnp proces' uit het bodem-watersysteem te beschouwen. Bij de retentie van fosfor verdwijnen de nutriënten niet uit het bodem-watersysteem. De berekende nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling, zoals met STONE wordt berekend, is als bruto belasting te beschouwen.

STONE berekent de water- en nutriëntenafvoer naar verschillende ontwateringssytemen.

De afvoer over het bodemoppervlak (surface runoff) wordt apart gesimuleerd. De afvoer via greppels/kavelsloten en via drainbuizen wordt met drainagesysteem 3 ( $q_{d,3}$ ) gesimuleerd.

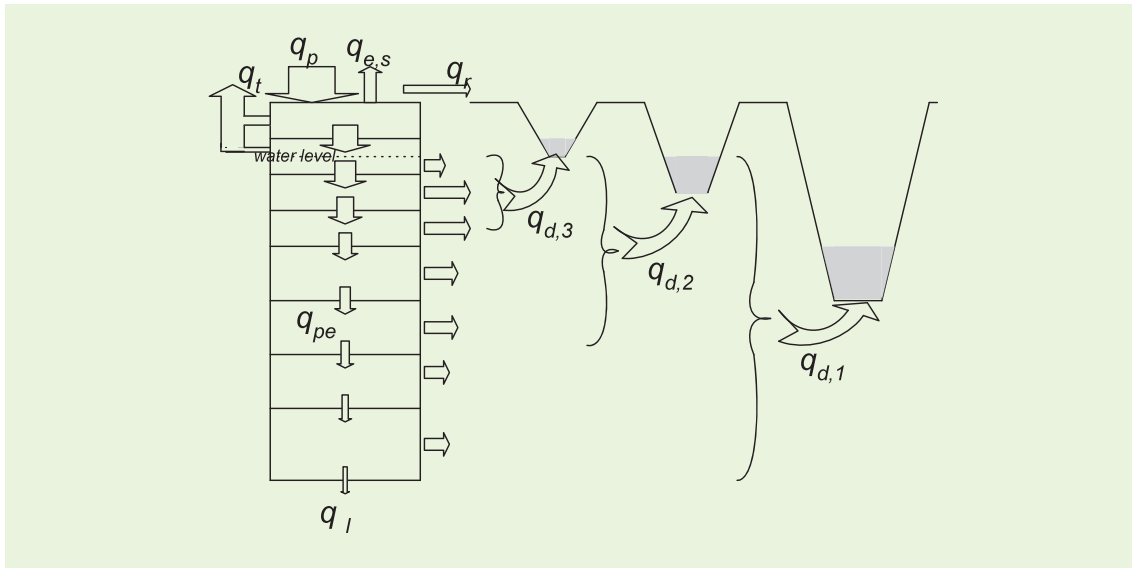
De afvoer via drainagesysteem 2 ( $q_{d,2}$ ) vindt plaats naar grotere sloten/waterlopen. De veelal diepere afvoer naar vaarten en kanalen wordt gesimuleerd met drainagesysteem 1 ( $q_{d,1}$ ).

In de hydrologische schematisering geldt dat vaarten en kanalen ook water en stoffen uit het ondiepe drainagesysteem afvoeren. Dit is ook het geval bij de grotere sloten/watergangen (zie de overlap in Figuur 5.6).

Globaal geldt dat meer dan 50% van de totale waterafvoer uit de laag tussen GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) en onderrand afkomstig is. Voor stikstof en fosfor heeft de afvoer uit de bovenste lagen in de meeste situaties de grootste omvang.

Bijlage 8 geeft een voorbeeld van de relatieve bijdrage van de verschillende drainagestelsels aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Met uitzondering van veengronden is surface runoff van geringe betekenis. De afvoer van stikstof en fosfor via drainagesysteem  $q_{d,3}$  is bij alle grondsoorten qua omvang veruit het meest belangrijk. Naarmate gronden droger zijn (diepere grondwaterstanden) neemt de bijdrage van de drainagesystemen 2 en 1 toe.

In Figuur 5.6 stroomt water naar grotere diepte over de onderrand. Hier is sprake van infiltratie ( $q_i$ ) In het geval er netto water over de onderrand binnenkomt is sprake van kwel.



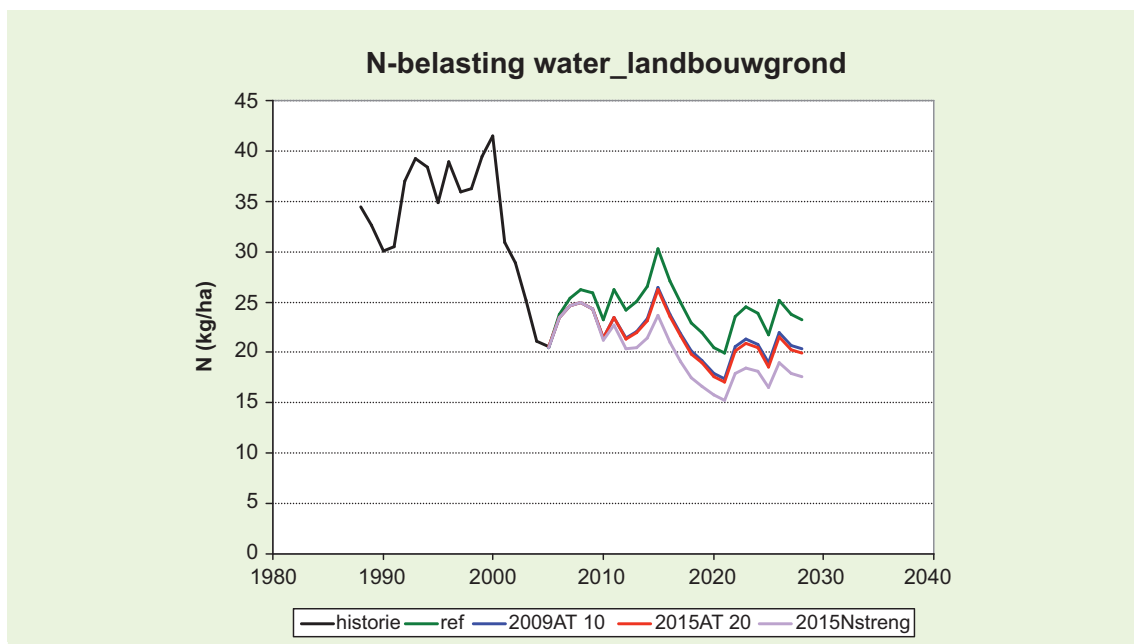
**Figuur 5.6** Onderverdeling van drainagesystemen en afvoer van water en stoffen naar de verschillende ontwateringsmiddelen.

### Resultaten verkenning

In deze paragraaf worden de uitkomsten van de verschillende rekenvarianten vergeleken met de resultaten van de referentievariant 2006, berekend als gemiddelde over de periode 2015-2030. Getoond worden de resultaten gesimuleerd met een reeks variabele weerjaren. Om de door de weersomstandigheden veroorzaakte variatie te dempen, is hier het 5-jaars voortschrijdende gemiddelde genomen (twee voorafgaande en twee opvolgende jaren).

- *Stikstofemissie*

De berekende jaarlijkse stikstofemissie als gevolg van af- en uitspoeling van landbouwgronden is weergegeven in Figuur 5.7.



**Figuur 5.7** N- belasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling van landbouwgrond in de periode 1986-2030 (voortschrijdend gemiddelde waarde in kg/ha N).

Voor N daalt de afvoer als gemiddelde over de periode 2015 –2030 van 23,9 kg/ha (referentieniveau) naar 20,5 kg/ha bij het scenario ‘streng’ (afname 14%). Voor de verschillende grondsoorten is sprake van enige variatie (Tabel 5.11). Bij zandgronden is de af- en uitspoeling het grootst. Ook de afname is hier het grootst (ca. 17%).

**Tabel 5.11 N-belasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling van landbouwgronden op zand, klei en veen-grasland in de periode 2015-2030 (kg/ha)**

Periode 2015-2030	Zand	Klei	Veen	Cultuurgrond
Referentie (2006)	28,2	20,4	20,0	23,9
2015AT-20	23,3	18,2	18,6	20,5
Afname	4,9	2,2	1,4	3,4
Afname in %	17,4	11,0	7,1	14%

De stikstofemissie behorend bij de gebruiksnormen van 2006 bedraagt 18% van het stikstofoverschot. Dit aandeel neemt toe naarmate de stikstofgift lager wordt. Bij de variant Nstreng komt circa 23% van het N-overschot tot af- en uitspoeling. Circa 70-80% van de emissie verloopt via ondiepe drainage van het bodemprofiel (pijl  $q_{d,3}$  uit Figuur 5.6).

Toetsing aan de doelstelling voor emissiereductie van 50% ten opzichte van 1985 voor stikstof (Tabel 5.12) laat zien dat de bereikte afname circa 22-24% is. Dat is krap de helft van de beoogde doelstelling. Er is weinig verschil in afname als wordt gerekend met werkelijk weer en met constant weer.

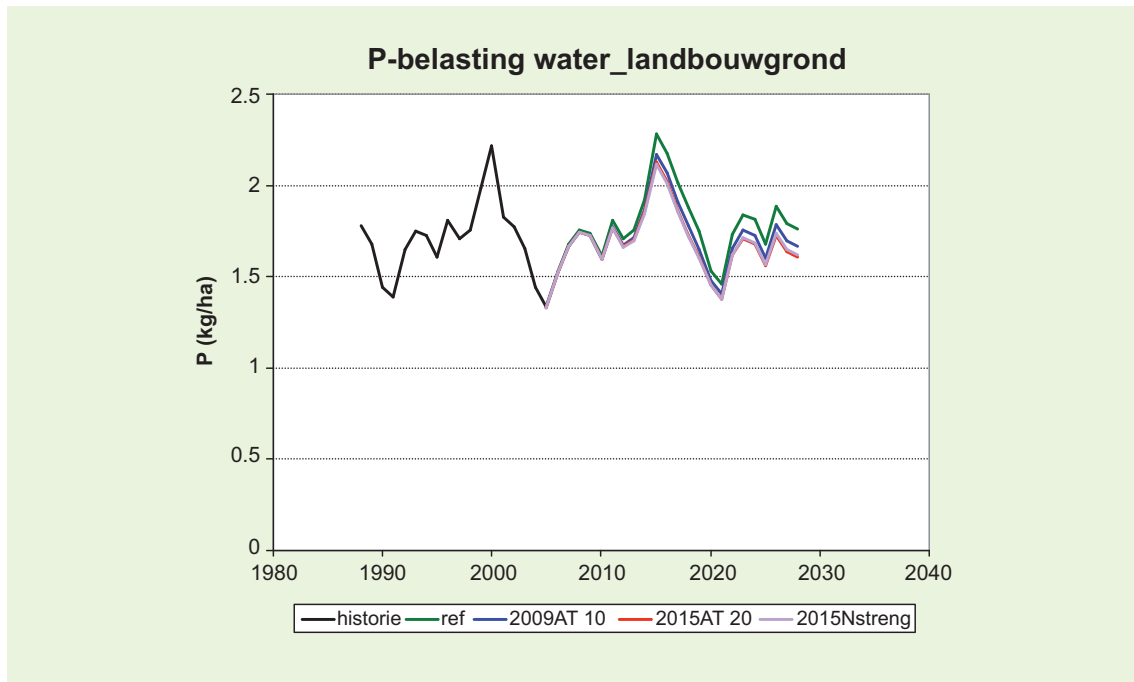
**Tabel 5.12 Stikstofbelasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling van landbouwgronden in 1985 en 2005**

	N-emissie (kg/ha) (werkelijk weer)	N-emissie (kg/ha) (constant weer)
Emissie in 1985	26,7	26,7
Emissie in 2005	20,3	20,7
Afname emissie	6,4	6,0
Afname in %	24,0	22,0

- *Fosforemissie*

Het verloop van de berekende jaargemiddelde af- en uitspoeling van fosfor als gevolg van de verschillende rekenvarianten is weergegeven in Figuur 5.8.

Uit vergelijking van de variant 2015AT-10 (met evenwichtsbemesting) met de referentievariant wordt verwacht dat de af- en uitspoeling van fosfor 0,14 kg/ha lager zal zijn. Dit komt neer op een reductie van 7,6%. De af- en uitspoeling van veen is aanmerkelijk hoger dan van zand en klei. Bij veen (gras) wordt de grootste afname verwacht (10,1 %), bij klei de kleinste (4,5%; Tabel 5.13).



**Figuur 5.8 P-belasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling van landbouwgrond in de periode 1986-2030 (kg/ha).**

**Tabel 5.13 P-belasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling van landbouwgronden op zand, klei en veen(grasland) in de periode 2015-2030 (kg/ha)**

Periode 2015-2030	zand	klei	veen	cultuurgrond
Referentie (2006)	1,33	1,92	3,01	1,84
2015AT-20	1,21	1,84	2,70	1,70
Afname	0,12	0,09	0,30	0,14
Afname in %	9,3	4,5	10,1	7,6%

Ook voor fosfor geldt dat circa 70-80% van de emissie via ondiepe drainage uit het bodemprofiel plaatsvindt (pijl  $q_{d,3}$  in Figuur 5.6).

In tegenstelling tot die van stikstof, wordt de fosforemissie niet gestuurd door het fosforoverschot. Het heeft bovendien geen zin om de af- en uitspoeling van fosfor te relateren aan het fosforoverschot omdat bij een laag fosforoverschot (evenwichtsbemesting) een fosforvrucht van 1,7 kg/ha al een zeer hoog percentage van het overschot is.

Toetsing aan de doelstelling voor emissiereductie voor fosfor van 50% ten opzichte van 1985 (periodevergelijking; Tabel 5.14) maakt duidelijk dat de bereikte afname varieert van ruim 7% (berekend met het werkelijke weer van de beschouwde jaren) tot circa -11% (dat wil zeggen dat er een toename is) als de af- en uitspoeling wordt berekend met constant weer. De beoogde doelstelling van 50% minder emissie van fosfor is niet binnen bereik. Het feit dat de richting van de afname tussen beide rekenmethoden zo verschilt, geeft aan dat er in de periode 1985-2005 geen duidelijke trend in de landelijk gemiddelde fosforemissie is.

**Tabel 5.14 Fosforbelasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling van landbouwgronden in 1985 en 2005.**

	P-emissie (kg/ha) (werkelijk weer)	P-emissie (kg/ha) (constant weer)
1985	1,5	1,5
2005	1,4	1,6
Afname	0,1	-0,2
Afname in %	7,4	-10,6

### Effect van Gt-klasse en fosfaatverzadigingsgraad in de zandgebieden

Gronden kunnen onder andere naar de mate van fosfaatverzadiging worden onderscheiden.

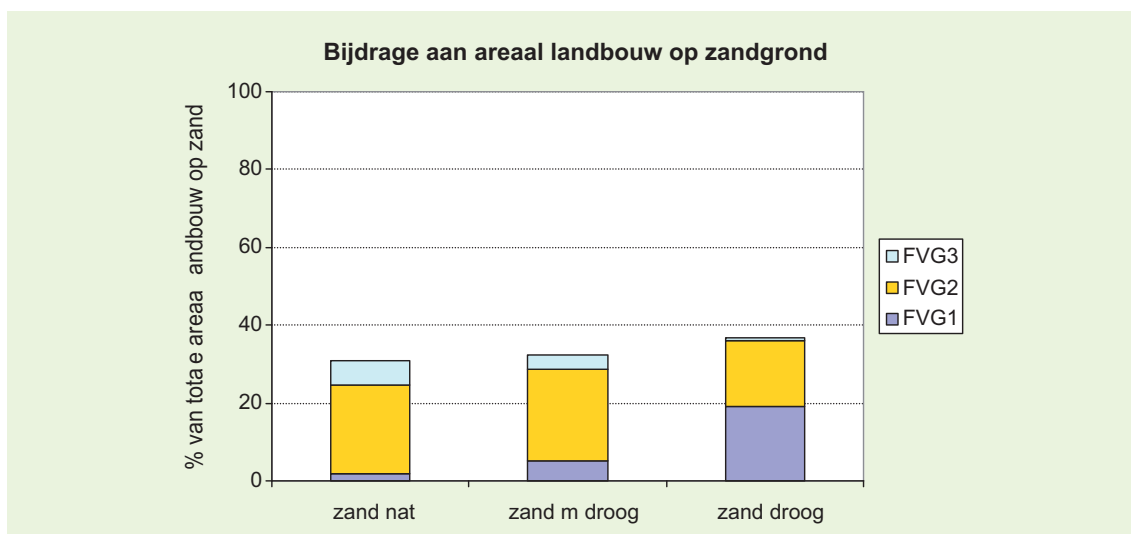
Er zijn drie klassen van fosfaatverzadigingsgraad (FVG) namelijk een FVG tussen 0 en 25% (klasse 1), tussen 25% en 50% (klasse 2) en een FVG van 50% en meer (klasse 3).

Een fosfaatverzadigingsgraad van 25% en meer betekent een fosfaatverzadigde zandgrond. Een grond met een FVG-waarde van 50% of meer wordt als een sterk verzadigde grond beschouwd (Schoumans et al., 2004). Berekend is hoe de FVG is verdeeld over de grondwaterklassen (situatie van 2001; Figuur 5.9 en Tabel 5.15).

Volgens deze berekeningen is in totaal 74% van de landbouwgronden op zand fosfaatverzadigd. De FVG-klasse 2 is met 63% van het areaal de belangrijkste klasse. Deze is het sterkst vertegenwoordigd bij natte zandgronden en matig droge zandgronden (23%). Bij droge gronden komt een lage FVG het meeste voor (Tabel 5.15).

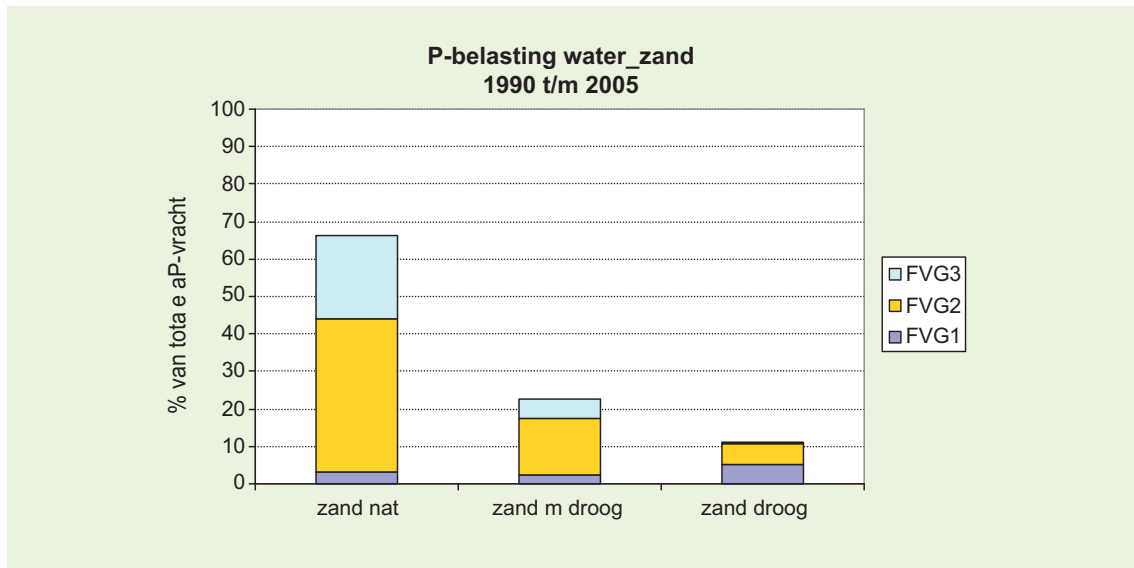
**Tabel 5.15 Verdeling van het areaal zandgrond per Gt-klasse en FVG-klasse in % van het totale areaal zandgrond.**

	FVG1	FVG2	FVG3	In % van zand totaal
Zand nat	2	23	6	31
Zand matig droog	5	23	4	32
Zand droog	19	17	1	37
In % van zand totaal	26	63	11	100



**Figuur 5.9** Verdeling van het areaal zandgrond naar droogteklasse en FVG-klasse (situatie van 2001).





**Figuur 5.10** Bijdrage van zandgronden met droogteklasse en FVG-klasse aan de totale P-belasting van het oppervlaktewater (gemiddeld voor de periode 1990 tot en met 2005).

Berekeningen laten zien dat natte zandgronden veruit het meest bijdragen aan de P-belasting van het oppervlaktewater. Deze zorgen voor 66% van de P-vracht (Figuur 5.10).

In de categorie natte zandgronden zijn het vooral de fosfaatverzadigde gronden die aan de belasting van het oppervlaktewater bijdragen:  $41+22 = 63\%$  van de totale P-belasting is van deze gronden afkomstig (Tabel 5.16).

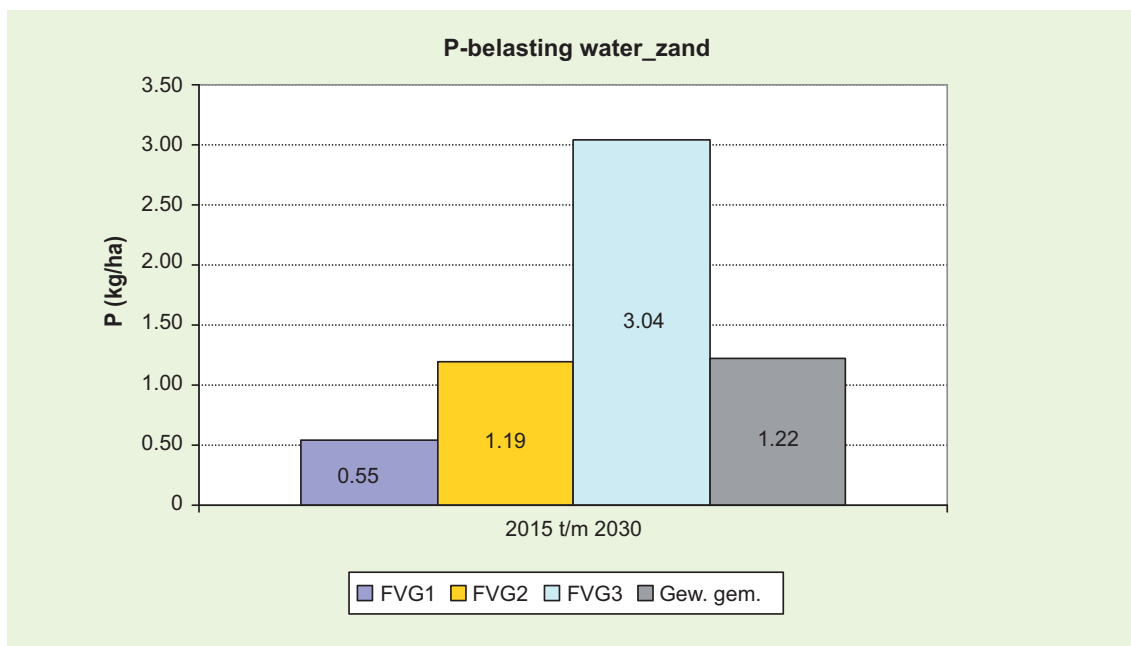
Met andere woorden: ongeveer 30% van het zandgebied is verantwoordelijk voor circa 65% van de P-belasting door af- en uitspoeling. En een klein areaal sterk verzadigde natte zandgronden (6%) levert maar liefst 22% van de totale P-belasting.

**Tabel 5.16** Bijdrage van de verschillende Gt- en FVG-klassen van het zandgebied aan de P-belasting van het oppervlaktewater in de periode 1990 tot en met 2005 in % van de totale belasting.

	FVG1	FVG2	FVG3	In % van zand totaal
Zand nat	3	41	22	66
Zand matig droog	3	15	5	23
Zand droog	5	6	<1	11
In % van zand totaal	11	61	28	100

Dit is een beeld voor het gehele zandgebied. In specifieke regio's/gebieden kan dit afwijken door andere ijzer- en aluminiumgehalten van de bodem dan gemiddeld en een extremere bemestingsgeschiedenis (in STONE zijn de mestgiften sterk uitgemiddeld).

De P-belasting van het oppervlaktewater in de zandgebieden door af- en uitspoeling van landbouwgronden is bij sterk verzadigde gronden meer dan 5 maal hoger dan bij niet-verzadigde zandgronden (FVG-klasse I; Figuur 5.11).



**Figuur 5.11 P-belasting van het oppervlaktewater in de zandgebieden afhankelijk van de FVG-klasse in kg/ha in de periode 2015-2030 (rekenvariant 2015AT-20).**

#### Waarom reageert de P-emissie zo traag op een afname van het fosfaatoverschot?

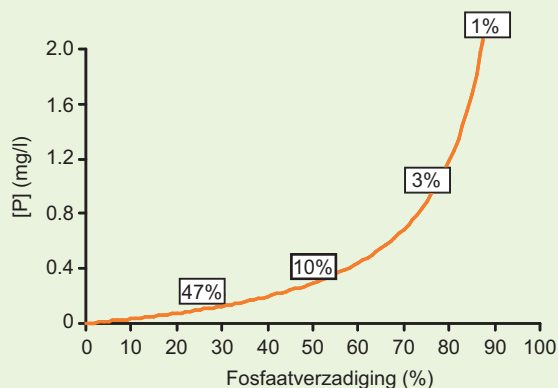
De hoeveelheid mineraal fosfaat in de Nederlandse landbouwgronden in de bovengrond (0-50 cm) varieert tussen circa 2.250 en circa 10.500 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha (respectievelijk de 5 en de 95 percentielwaarde van de waarnemingen; Schoumans et al., 2004). De mediaanwaarde bedraagt 4700 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha (dit is de hoeveelheid met oxalaat extraheerbaar fosfaat Pox). Van de totale fosfaatvoorraad in de bodem is ongeveer 70-90% in minerale vorm aanwezig, de overige 10-30% bestaat uit organisch fosfaat (Lexmond et al., 1982).

Fosfaat wordt in de bodem goed vastgelegd. Van de 4.700 kg/ha mineraal fosfaat is ruwweg 20% makkelijk beschikbaar en 80% moeilijk beschikbaar. Naarmate de bodem geheel met fosfaat is opgeladen kan het percentage makkelijk beschikbaar fosfaat oplopen tot 30%. Bij een geringe fosfaathopning kan het percentage makkelijk beschikbaar fosfaat afnemen naar 5 à 10%. Dit betekent dat, uitgaande van de mediaanwaarde van 4.700 kg/ha, circa 1.000 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> makkelijk beschikbaar fosfaat in de bodem (0-50 cm) aanwezig is, terwijl de af- en uitspoeling maar enkele kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha per jaar bedraagt: dat is ruwweg 1 promille van de fractie makkelijk beschikbaar fosfaat.

Dit betekent dat de bodem goed in staat is om het uitgespoelde fosfaat in de waterfase van de bodem weer aan te vullen. Zeker in situaties waarin nog sprake is van een fosfaatgift die hoger is dan de fosfaatafvoer. Evenzo zal een fosfaatoverschot bij evenwichtsbemesting (bijv. 2 kg/ha per jaar, het niveau van de rekenvariant 2015AT-20), ook maar beperkt invloed hebben op het fosfaatgehalte van de bodem en daarmee op de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing. Al met al heerst bij evenwichtsbemesting een sterk gebufferd systeem van de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing. Wel kunnen incidentele verliezen over de bodem en door de bovenste centimeters van de bodem optreden indien er neerslag optreedt vlak nadat de mest is toegediend.

Uitgaande van een kritieke fosfaatverzadigingsgraad van 25% (TCB, 1990) heeft 47% van de landbouwgronden een hogere waarde. Ongeveer 10% heeft een fosfaatverzadigingsgraad van 50% en 3% heeft een fosfaatverzadigingsgraad van 75% of hoger en 1% heeft een verzadigingsgraad van 90% of hoger. Figuur 5.12 laat zien welke fosfaatconcentraties in de bodemoplossing van dergelijke lagen kunnen worden aangetroffen.

De grote fosfaatvoorraden in de Nederlandse landbouwgronden dragen bij aan de totstandkoming van een vrij stabiele jaarlijkse



**Figuur 5.12 Verband tussen het % fosfaatverzadiging van een laag en de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing van die laag. De getallen in de figuur geven het areaal landbouwgrond (in %) weer met een bepaalde verzadigingsgraad (Schoumans en Groenendijk, 2000)**

gemiddelde fosfaatconcentratie bij evenwichtsbemesting. Ten opzichte van de periode 1940-1970 is echter wel de fosfaatuitspoeling toegenomen als gevolg van hoge jaarlijkse dierlijke mestgiften in de mestoverschotgebieden die voornamelijk in de periode 1970-1990 hebben plaatsgevonden.

Om een duidelijk lagere fosfaatbelasting van het oppervlaktewater te krijgen, zal de fosfaatgift dan ook gedurende een aantal jaren (beduidend) lager moeten zijn dan de gewasafvoer: er moet uitgemijnd worden om de makkelijk beschikbare fractie fosfaat uit te mijnen zal ongeveer 10 jaar geen fosfaatgift meer gegeven dienen te worden als het perceel als grasland in gebruik is (bandbreedte in fosfaatafvoer van circa 80-120 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha (CDM, 2007); ervan uitgaande dat gras in staat is over de diepte van 50 cm al het makkelijk beschikbare fosfaat op te nemen. Als alleen de laag 0-25 door gras wordt uitgemijnd, dan is na circa 5 jaar een groot deel van het makkelijk beschikbare fosfaat weg. Dat heeft tot gevolg dat de fosfaattoestand van de bouwvoor sterk zal dalen. De snelheid van daling neemt af in de volgorde Pw >> PAL > Pox omdat Pw 1 tot 7% en PAL ongeveer 40 tot 70% van Pox bedraagt; Schoumans et al., 1991; Schoumans, 1997).

Hoewel de fosfaattoestand bij volledig uitmijnen snel zal dalen, zal de daling van de fosforbelasting van het oppervlaktewater hiermee niet gelijk opgaan. Dit komt omdat een deel van de P-belasting van het oppervlaktewater afkomstig is uit de bovenste 25 cm van de bodem. Voor regionale berekeningen wordt in de STONE-plots gerekend met profielen van 13 meter van waaruit het oppervlaktewater wordt belast. Omdat ook in de bodemlagen dieper dan 50 cm vrij hoge fosfaatconcentraties kunnen voorkomen (met name in kwelsituaties), ontstaat altijd een 'basisbelasting'. Het effect van uitmijnen op de verandering van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater zal dan ook afhangen van de hoogte van deze basisbelasting.

Ook al zijn er onzekerheden in de voorspelling van wat er op lange termijn gaat gebeuren, doordat bijvoorbeeld zeer langzame processen op kunnen treden die niet in de modellen zijn opgenomen (omzetting van makkelijk beschikbaar fosfaat naar steenfosfaat), dan nog is er een aanzienlijk verschil in orde van grootte waarin dit proces optreedt (bijvoorbeeld een jaarlijkse omzetting van 1 promille komt overeen met circa 5 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> per ha) hetgeen een heel kleine hoeveelheid is ten opzichte van de totale (makkelijk) beschikbare fosfaatvoorraad.

### Stikstof- en fosforconcentraties in het af- en uitspoelende water

De invloed van het generieke meststoffenbeleid op de kwaliteit van het oppervlaktewater na 2009 hangt voor stikstof onder meer af van de definitieve keuze van de gebruiksnorm van 2009 en van de gebruiksnormen in de volgende jaren. Voor fosfaat is uitgegaan van het traject van indicatieve gebruiksnormen in de jaren na 2009, welke uiteindelijk moeten leiden tot evenwichtsbemesting in 2015.

De concentraties in het af- en uitspoelende water worden hier gepresenteerd aan de hand van de resultaten voor de perioden 1995-2000 en 2025-2030 voor rekenvariant 2015AT-20. Het resultaat voor het laatste tijdvak kan als indicatief worden beschouwd voor 2027. Dit is het uiterste jaar waarin de doelen van de KRW moeten zijn gehaald. Het tijdvak 2000-2006 heeft andere weerjaren, maar is toegevoegd omdat dit de laatste jaren van het MINAS-systeem zijn.

**Tabel 5.17 Stikstof- en fosforconcentraties in het af- en uitspoelende water (cultuurgrond; mg/l N en mg/l P)**

	1995-2000 (a)	2000-2006 (b)	2025-2030 (c)	Afname (a-c)
<b>Stikstof</b>				
ref 2006	9,1	6,8	6,1	3,0
2015AT-20	9,1	6,8	5,2	3,9
Afname	0,0	0,0	0,9	
<b>Fosfor</b>				
ref 2006	0,44	0,42	0,47	-0,02
2015AT-20	0,44	0,42	0,43	0,01
Afname	0,00	0,00	0,04	

Gemiddeld voor de cultuurgrond neemt de stikstofconcentratie af met 3 mg/l als het eerste tijdvak met het laatste wordt vergeleken (referentievariant). De bijdrage van de scherpere stikstofgebruiksnorm voor AT-gewassen van variant 2015AT-20 is beperkt. Voor fosfor is de concen-

tratieverandering marginaal. De referentievariant laat zelfs een lichte toename van de concentratie zien (Tabel 5.17).

Tabel 5.18 geeft de resultaten voor zandgrond. De concentratie in het af- en uitspoelende water neemt van alle grondsoorten het meest af. Ook hier is voor stikstof het effect van de referentievariant veel groter dan van de variant 2015AT-20. Voor fosfor is er geen verschil in concentratie.

**Tabel 5.18 Stikstof- en fosforconcentraties in het af- en uitspoelende water (zandgrond; mg/l N en mg/l P)**

	1995-2000 (a)	2000-2006 (b)	2025-2030 (c)	Afname (a-c)
<b>Stikstof</b>				
ref 2006	15,0	10,7	9,1	5,9
2015AT-20	15,0	10,7	7,5	7,5
Afname	0,0	0,0	1,6	
<b>Fosfor</b>				
ref 2006	0,38	0,37	0,42	-0,04
2015AT-20	0,38	0,37	0,38	0,00
Afname	0,00	0,00	0,04	

De stikstofconcentratie in het af- en uitspoelende water neemt bij klei- en veengronden veel minder af (Tabel 5.19 en 5.20). Bij klei is de afname 1,7 mg/l (referentievariant en 2,2 mg/l bij de variant 2015AT-20). Bij veengronden is de afname nog geringer (respectievelijk 1,1 en 1,3 mg/l).

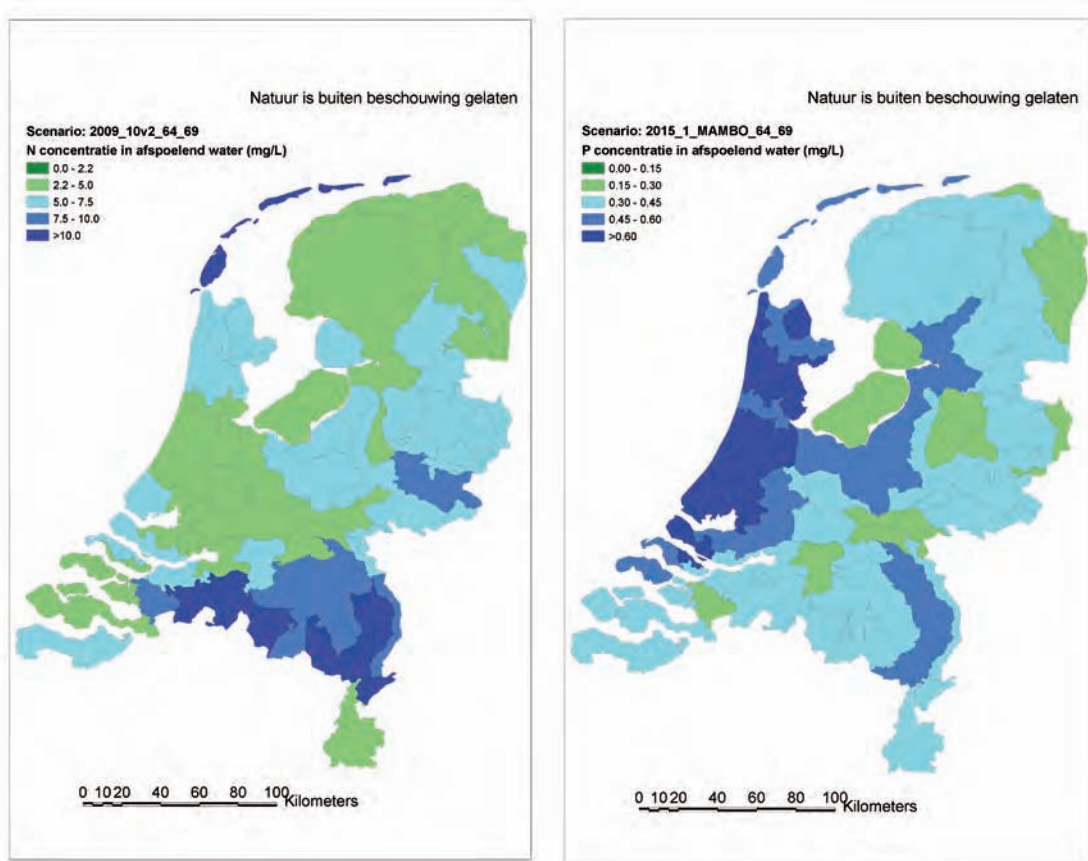
De fosforconcentratie in het af- en uitspoelende water neemt alleen af bij veen (0,04 mg/l).

**Tabel 5.19 Stikstof- en fosforconcentraties in het af- en uitspoelende water (kleigrond; mg/l N en mg/l P)**

	1995-2000 (a)	2000-2006 (b)	2025-2030 (c)	Afname (a-c)
<b>Stikstof</b>				
ref 2006	6,7	5,2	5,0	1,7
2015AT-20	6,7	5,2	4,4	2,2
Afname	0,0	0,0	0,6	
<b>Fosfor</b>				
ref 2006	0,45	0,42	0,45	-0,01
2015AT-20	0,45	0,42	0,43	0,01
Afname	0,00	0,00	0,02	

**Tabel 5.20 Stikstof- en fosforconcentraties in het af- en uitspoelende water (veengrond; mg/l N en mg/l P)**

	1995-2000 (a)	2000-2006 (b)	2025-2030 (c)	Afname (a-c)
<b>Stikstof</b>				
ref 2006	4,5	3,5	3,4	1,1
2015AT-20	4,5	3,5	3,1	1,3
Afname	0,0	0,0	0,2	
<b>Fosfor</b>				
ref 2006	0,51	0,51	0,53	-0,02
2015AT-20	0,51	0,51	0,47	0,04
Afname	0,00	0,00	0,06	



**Figuur 5.13** Raming van de stikstof- (N) en fosfor (P)-concentratie in water dat vanuit landbouwgrond af- en uitspoelt naar het oppervlaktewater per PAWN-district (gemiddelde waarde in 2015-2030 van rekenvariant 2015AT-20).

Voor een landelijk beeld van de N- en P-concentraties in het af- en uitspoelende water van landbouwgronden, zijn de modeluitkomsten weergegeven als gemiddelde per PAWN-district. In totaal worden 80 van zulke regio's onderscheiden (Figuur 5.13)

Het regionaal beeld voor stikstof van Figuur 5.13 laat hoge concentraties zien in het zuidelijk zandgebied (Noord Brabant en noord- en midden Limburg). Dit stemt overeen met de hoge nitraatconcentraties die voor dit gebied in het bovenste grondwater worden berekend, samenhangend met het grootste aandeel zandgronden dat bovendien naar verhouding droger is. Het beeld voor fosfor toont hogere concentraties in het zuidelijk en centraal zandgebied (mestoverschotgebieden) maar ook hogere concentraties in West-Nederland. Hier speelt ook de bodemgesteldheid, het voorkomen van meer, voedselrijkere klei- en veenlagen en de invloed van fosforrijke kwel een rol van betekenis.

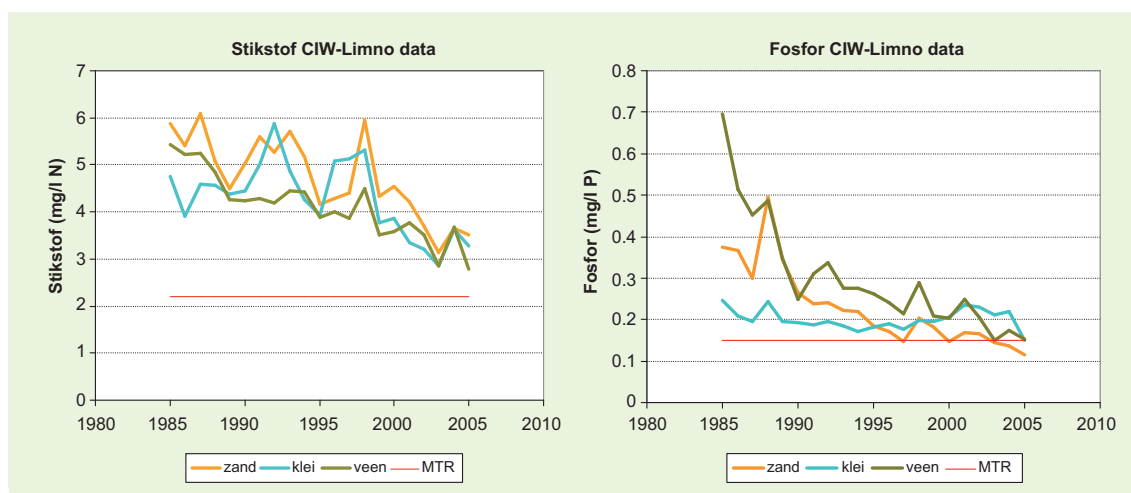
## 5.5 Prognose van nutriëntenconcentraties in het regionale water

Voor het onderdeel ex post van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 is informatie over de kwaliteit van de regionale landbouwbeïnvloede wateren verzameld en geanalyseerd door het RIZA (Bakker, 2007). Gegevens van de lokale waterkwaliteitsbeheerders zijn verzameld met behulp van de door de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW) uitgevoerde enquête 'landbouwbeïnvloede wateren' en aangevuld met gegevens uit de Limno-database. Van deze gegevens is aanvullende informatie over bodem en landgebruik verzameld om relaties te leggen tussen de bron en meetlocatie. De locaties zijn de landbouwbeïnvloede oppervlaktewateren met een afwaterend oppervlak dat voor meer dan 75% uit landbouw bestaat (De Klijne et al., 2007).

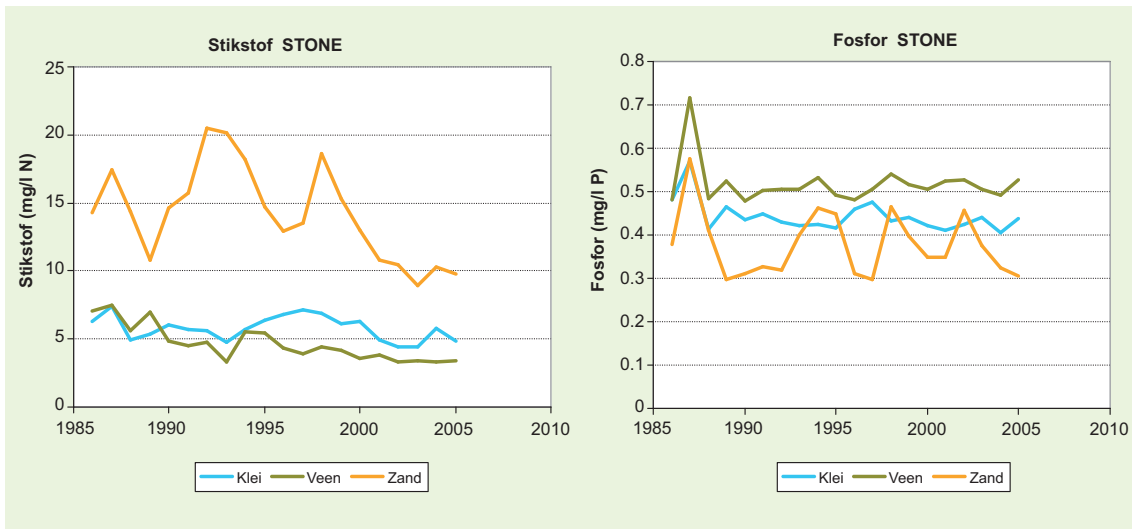
De ontwikkeling van de kwaliteit van het landbouwbeïnvloede oppervlaktewater in het veen-, zand- en kleigebied is weergegeven in Figuur 5.14.

De lijnen verbinden jaargemiddelde concentraties met elkaar. Deze zijn gebaseerd op een gemiddelde van 12 maandwaarden die op hun beurt tot stand zijn gekomen door van alle meetlocaties binnen een maand de mediaanwaarde te berekenen. De waarden per maand betreffen dus niet de gemiddelde concentratie in die maand van alle locaties noch de gemiddelde concentratie in de betreffende maand van één locatie.

Deze jaargemiddelde concentratie gebaseerd op mediane waarden per maand zijn vervolgens vergeleken met de concentraties in het af- en uitspoelende water zoals die met STONE worden berekend. Met STONE worden debietgewogen gemiddelde jaarconcentraties berekend. Figuur 5.15 geeft het verloop in de tijd weer.

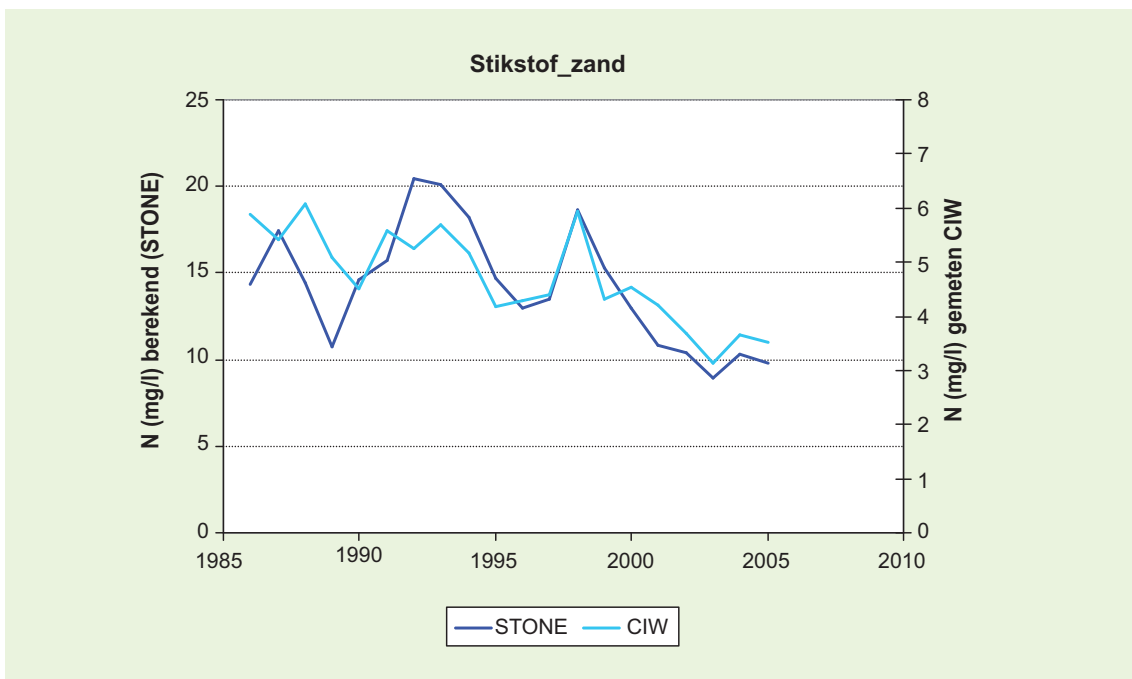


**Figuur 5.14** Ontwikkeling in concentratie totaal fosfor en totaal stikstof per bodemtype in de regionale, voornamelijk door de landbouw beïnvloede oppervlaktewateren (CIW-Limno-data; De Klijne et al., 2007).

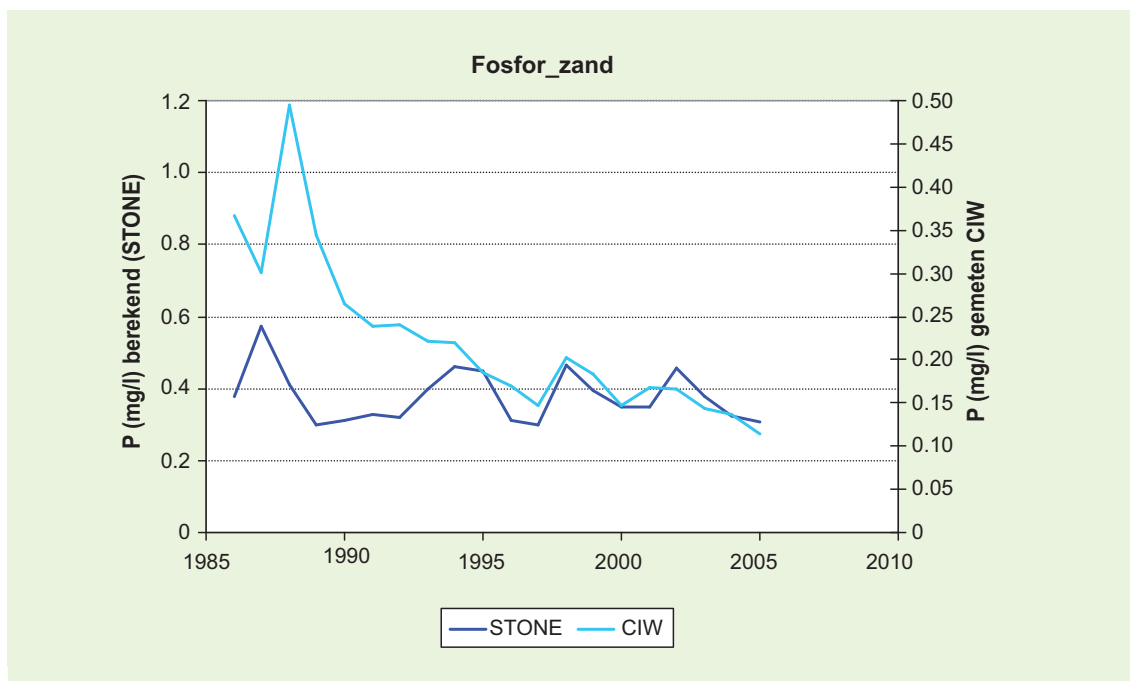


**Figuur 5.15** Ontwikking in concentratie totaal fosfor en totaal stikstof per bodemtype in het af- en uitspoelende water van landbouwgronden berekend met STONE.

Het blijkt dat bij de meeste bodem-stikstofcombinaties na ongeveer 1995 het verloop in concentratie redelijk tot goed overeenkomt met het verloop van de meetgegevens uit de CIW-Limno-dataset. Voor de combinaties fosfor-klei en fosfor-veen is de overeenkomst duidelijk minder goed (Bijlage 10). Wel is sprake van een verschil in concentratie dat tot uitdrukking is gebracht in de verschillende y-assen zoals blijkt uit Figuren 5.16 en 5.17 voor water in gebieden met zandgrond. De met STONE berekende concentraties moeten per definitie hoger zijn dan de meetwaarden, omdat retentie (afbraak/vastlegging) in slotwand en waterbodem in de berekende concentraties niet is verdisconteerd.



**Figuur 5.16** Verloop van de jaargemiddelde stikstofconcentratie in de CIW-Limno-dataset en in het af- en uitspoelende water van zandgebieden zoals met STONE berekend. De verticale assen zijn zo geschaald dat de lijnen na 1995 zo dicht mogelijk bij elkaar liggen.



**Figuur 5.17** Verloop van de jaargemiddelde fosforconcentratie in de CIW-Limno-dataset en in het af- en uitspoelende water van zandgebieden zoals met STONE berekend. De verticale assen zijn zo geschaald dat de lijnen na 1995 zo dicht mogelijk bij elkaar liggen.

Voor fosfor lopen de concentratielijnen in de periode 1985-1995 uiteen, zij het dat het verschil tussen beide concentraties na verloop van tijd kleiner wordt. De mogelijke verklaring hiervoor is de geleidelijk afnemende bijdrage van puntbronnen aan de fosforconcentratie in dit regionale water. Hiertoe behoort ook de wijze van mest aanwenden (vóór 1995 werd in najaar en winter mest aangewend). De wijze en de periode van uitrijden zijn wel in STONE meegenomen, maar het zogenoemde meemesten van sloten kan een bijdrage aan de gemeten concentratie hebben geleverd. Deze emissieroute zit niet in de modelberekeningen.

Ook voor de andere bodem-nutriëntcombinaties zijn vergelijkingen tussen CIW-Limno-data en STONE uitgevoerd (zie Bijlage 10 voor figuren). Dit leidt tot de volgende concentraties gemiddeld over de periode 1995-2005 (Tabel 5.21).

**Tabel 5.21** Vergelijking gemiddelde totaal-stikstof- en totaal-fosforconcentratie in regionaal oppervlaktewater op basis van metingen (CIW-Limno-data) en in af- en uitspoelend water van landbouwgronden berekend met STONE (periode 1995-2005)

	CIW-Limno	STONE	Ratio CIW-STONE
<b>Stikstof (mg/l)</b>			
Zand	4,2	12,6	0,34
Klei	3,9	5,8	0,67
Veen	3,6	3,9	0,94
<b>Fosfor (mg/l)</b>			
Zand	0,16	0,37	0,44
Klei	0,20	0,43	0,46
Veen	0,21	0,51	0,42



Voor fosfor geeft de verhouding in concentratie bij alle grondsoorten vrijwel dezelfde waarde. Voor stikstof is dit niet het geval. Bij klei- en veenwateren is het verschil tussen CIW-Limno-data en STONE concentraties kleiner dan bij zand. Vooral bij veen (grasland) blijkt er bijna geen verschil te zijn tussen de berekende concentratie en de concentratie op basis van de metingen. Het is niet duidelijk wat hiervan de oorzaak is.

Het verschil tussen de brutoconcentratie in het af- en uitspoelende water van landbouwgronden zoals berekend met STONE en meetgegevens zoals die verwerkt zijn in het CIW-databestand kan als volgt worden verklaard:

- Er treedt vastlegging van nutriënten in de slootwand op tijdens uittreden van grondwater in oppervlaktewater en in de waterbodem.
- Er worden nutriënten in planten en dieren opgenomen en vastgelegd.
- Er treedt denitrificatie op in de slootwand, de waterbodem en het oppervlaktewater.
- Er is sprake van mogelijke fouten in de modelschematisatie en parameterisatie.
- Er is nog steeds effect van puntbronnen in het invanggebied van de meetpunten.
- De meetlocaties zijn niet representatief voor landbouwbeïnvloed water per grondsoort.

De verhouding (ratio) tussen de CIW- en de STONE-getallen van Tabel 5.20 (laatste kolom) wordt de schaalfactor genoemd. Deze factor is gebruikt om de berekende concentraties van STONE te vertalen naar concentraties in regionaal, voornamelijk door de landbouw beïnvloed, oppervlaktewater.

Hierbij zijn de volgende aannamen gedaan:

- De CIW-Limno-data zijn representatief voor door de landbouw beïnvloed regionaal oppervlaktewater per bodemtype.
- De schaalfactoren zijn constant in de tijd.

Uit Bijlage 10 blijkt dat de aanname dat de schaalfactoren constant zijn, niet correct is. Met name voor wateren in gebieden met veengrond is dit het geval.

Op basis van de schaalfactoren zijn schattingen gemaakt van de te verwachten stikstof- en fosforconcentratie in het regionale, voornamelijk door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater, als gevolg van de varianten van gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat. Deze aanpak moet als een eerste benadering worden gezien.

Er is daarbij ook een indicatie gegeven van de spreiding in de verwachte concentratie. De werkwijze is toegelicht in Bijlage 10. De spreiding is lineair vertaald naar de spreiding in verwachte concentraties in het regionale oppervlaktewater in de periode 2015-2030 (Tabel 5.22 en 5.23).

Voor de prognose van stikstof is uitgegaan van de rekenvariant 2009AT-10 in verband met evaluatievraag 40 en voor fosfor is de rekenvariant met evenwichtsbemesting (2015AT-20) als uitgangspunt genomen gelet op de evaluatievragen 37 en 39 (zie paragraaf 1.2). Voor stikstof (zandgrond) wijkt de variant 2009AT-10 marginaal af van de variant 2015AT-20.

**Tabel 5.22 Prognose van de gemiddelde stikstofconcentraties(mg/l N) inclusief spreiding in het regionale landbouwbeïnvloede oppervlaktewater door toepassing van de schaalfactor op de STONE-resultaten: periode 2015-2030 (variant 2009AT-10; tussen haakjes de waarde bij variant 2015AT-20; alleen aangegeven als deze afweek)**

	Onderkant interval	Gemiddelde	Bovenkant interval
<b>Zand</b>			
2000-2005	1,1	3,8	8,3
2015-2030	0,8	2,6 (2,5)	5,8 (5,6)
<b>Klei</b>			
2000-2005	1,7	3,4	5,4
2015-2030	1,4	2,9	4,6
<b>Veen</b>			
2000-2005	1,7	3,4	5,7
2015-2030	1,6	3,2	5,4

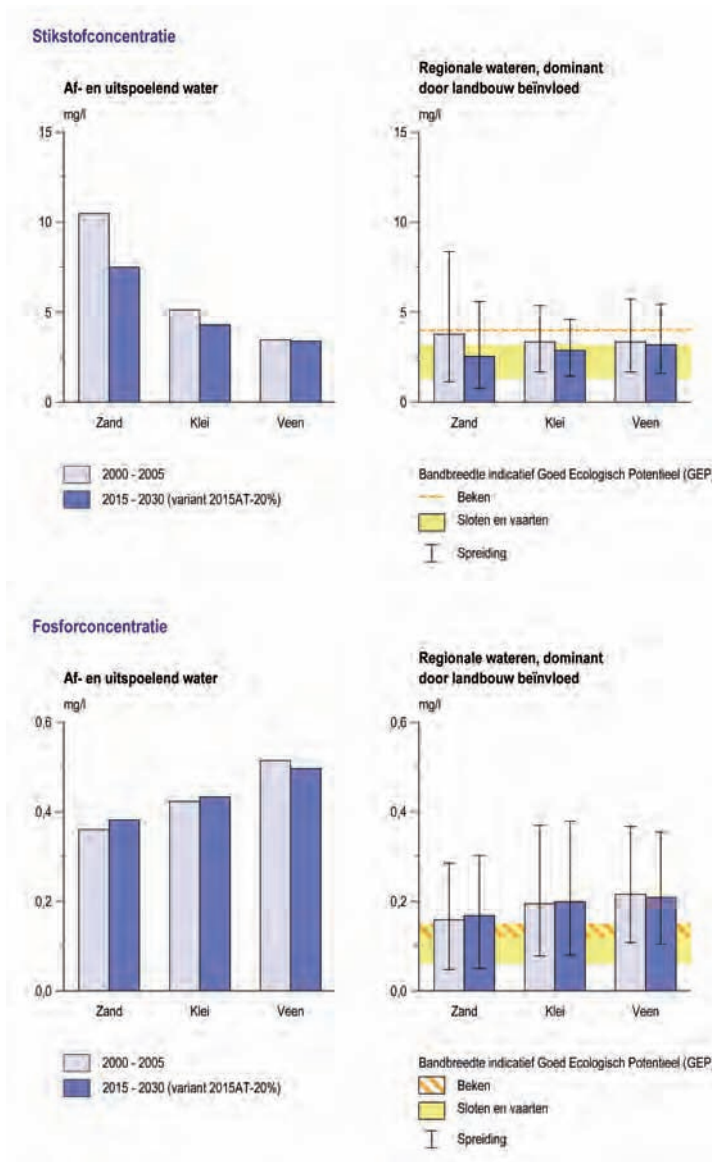
**Tabel 5.23 Prognose van fosforconcentraties (mg/l P) inclusief spreiding in het regionale landbouwbeïnvloede oppervlaktewater door toepassing van de schaalfactor op de STONE-resultaten: periode 2015-2030 (variant 2015AT-20)**

	Onderkant interval	Gemiddelde	Bovenkant interval
<b>Zand</b>			
2000-2005	0,05	0,16	0,29
2015-2030	0,05	0,17	0,30
<b>Klei</b>			
2000-2005	0,08	0,19	0,37
2015-2030	0,08	0,20	0,38
<b>Veen</b>			
2000-2005	0,11	0,22	0,37
2015-2030	0,10	0,21	0,35

De op deze wijze berekende gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties zijn, met hun spreiding, vergeleken met indicatieve waarden voor het GEP (Goed Ecologisch Potentieel) die van toepassing zijn op sterk veranderde dan wel kunstmatige wateren (Tabel 5.24). In dit geval zijn de waarden voor sloten en vaarten alsmede voor beken gegeven in de vorm van bandbreedten. Recente ontwikkelingen leiden niet tot een andere bovengrens dan die van Tabel 5.24, uitgezonderd de waarde voor stikstof van sloten/vaarten (range: 2,4-2,8; pers.meded. F.Kragt, MNP). Om die reden zijn de getallen van Tabel 5.24 aangehouden.

**Tabel 5.24 Indicatieve GEP-waarden voor fosfor en stikstof (in mg/l als P en als N)**

	GEP (bandbreedte)	
	Fosfor	Stikstof
Beken	0,12-0,15	4,0
Sloten en vaarten	0,06-0,15	1,3-3,2



**Figuur 5.18** Stikstof- en fosforconcentraties in het af- en uitspoelende water van landbouwgronden per grondsoort en de berekende concentraties in voornamelijk door de landbouw beïnvloed oppervlaktewater in de periode 2000-2005 en in de periode 2015-2030 op basis van schaalfactoren (rekenvariant 2015AT-20).

Voor stikstof leiden de rekenvariant 2009AT-10 en de variant 2015AT-20 tot gemiddelde waarden die lager zijn dan voor beken en de bovengrens van het GEP voor sloten en vaarten benadert. De op bovenbeschreven wijze berekende gemiddelde fosforconcentratie ligt voor alle grondsoorten echter boven de bovengrens van de GEP-waarden (Figuur 5.18).



## 6. Discussie

### 6.1 Inleiding

Deze studie is onderdeel van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 en heeft tot doel om op een aantal evaluatievragen antwoord te geven die de milieugevolgen betreffen van varianten van stikstofgebruiksnormen, met name voor akker- en tuinbouwgewassen op zand- en lössgrond. Ook is doorgerekend wat het gevolg is van de indicatieve fosfaatgebruiksnormen voor de periode 2009 tot en met 2015 voor de emissie van nutriënten naar oppervlaktewater op langere termijn.

De belangrijkste resultaten zijn beschreven in paragraaf 6.4 van het Synthesrapport Werking van de Meststoffenwet 2006 (MNP, 2007). Het voorliggende rapport geeft een toelichting op de werkwijze en op de achtergronden van het deelproject 'ex ante milieu'.

Deze studie is een modeltoepassing. Dat wil zeggen dat de evaluatievragen door middel van modelberekeningen zijn beantwoord.

In paragraaf 6.2 worden eerst enkele opmerkingen gemaakt over het begrip evenwichts-bemesting voor fosfaat en het begrip 'onvermijdelijk verlies'.

Modelprognoses kunnen niet getoetst worden aan metingen in de toekomst. Volstaan moet worden met het zo goed mogelijk reproduceren van de historie, door het vergelijken met metingen. Dit is zoveel mogelijk gedaan. Dit kan het vertrouwen in de waarde van de modeluitspraken vergroten, maar altijd bedacht moet worden dat plausibele resultaten in het verleden nog geen garantie zijn voor plausibiliteit in de toekomst.

Op een aantal punten is het mogelijk de berekeningsresultaten te vergelijken met andere informatiebronnen. Dit wordt in paragraaf 6.3 toegelicht.

Daar waar geen toetsingsmateriaal voorhanden is, moet volstaan worden met een beoordeling van de onzekerheden van de uitspraken. In paragraaf 6.4 wordt aan enkele aspecten van onzekerheid aandacht besteed, waar mogelijk in kwantitatieve zin.

### 6.2 Evenwichtsbemesting voor fosfaat

In paragraaf 5.2 is een definitie gegeven van evenwichtsbemesting voor fosfaat.

*Aanvoer via meststoffen = afvoer via geoogst gewas + onvermijdelijk verlies*

De belangrijkste oorzaken van het onvermijdelijk verlies zijn uitspoeling uit de bovengrond, vastlegging in de bodem in een vorm die voor de plant niet (direct) beschikbaar is en verplaatsing naar grotere diepte door bodembewerking.

Centraal bij de vaststelling van het onvermijdelijk verlies staat de fosfaattoestand van een perceel. Uit veldonderzoek blijkt dat, naarmate de fosfaattoestand hoger is, er een groter fosfaatoverschot nodig is om deze toestand in stand te houden.

Oenema en van Dijk (1995) kwamen op overschotten in de orde van grootte van 50 kg/ha die nodig zouden zijn om de landbouwkundig onvermijdelijke verliezen te compenseren.

In 2000 werd geconstateerd dat bij een fosfaattoestand in de bodem van ‘voldoende’ tot ‘ruim voldoende’ deze verliezen kleiner zijn dan 20 kg/ha fosfaat (Schröder en Corré, red., 2000). Zij beschouwden dit als een voorlopige bovengrens. Nieuw onderzoek naar de grootte van dit landbouwkundig onvermijdelijke verlies is niet gedaan.

Bij landbouwgronden met een fosfaattoestand ‘hoog’ zijn de verliezen door uitspoeling hoger dan 5 kg/ha (Schoumans et al., 2004). Het verlies bij een dergelijk hoge fosfaattoestand is echter niet ‘onvermijdelijk’ te noemen.

Bij evenwichtsbemesting zoals nu omschreven in het 3<sup>e</sup> Actieprogramma in het Kader van de Nitraatrichtlijn (Tweede Kamer, 2005) is geen rekening gehouden met de fosfaattoestand van de Nederlandse landbouwgronden. Zo heeft circa 38% van het areaal landbouwgrond een fosfaattoestand ‘hoog’ (afgeleid uit: Schoumans, 2007). In situaties met een dergelijke fosfaattoestand zijn de gewenste gewasopbrengsten, conform het bemestingsadvies, zelfs te bereiken zonder fosfaatgift. Hier is een fosfaatgift die gelijk is aan evenwichtsbemesting te hoog. Ook een algemene getalsmatige invulling van het begrip ‘onvermijdelijke verliezen’ van maximaal 5 kg/ha doet aan fosfaatrijke gronden onvoldoende recht. Bij gedifferentieerde gebruiksnormen voor fosfaat zou hiermee rekening moeten worden gehouden.

### 6.3 Vergelijking met metingen en andere informatiebronnen

In paragraaf 3.3 is aangegeven voor welke nutriënten modeluitkomsten zijn vergeleken met historische metingen. De resultaten daarvan zijn samengevat in Tabel 6.1.

In deze tabel ontbreekt de vergelijking met oppervlaktewatergegevens. De huidige meetgegevens zijn niet geschikt om te beoordelen of de nutriëntenconcentraties, zoals die met STONE worden berekend, plausibel zijn. Tussen de met STONE berekende concentratie in het af- en uitspoelende water en de concentraties in het oppervlaktewater zit een gat dat door afbraak/vastleggingsprocessen wordt veroorzaakt en waarvan de grootte niet goed bekend is.

De berekende gemiddelde fosforconcentratie in het bovenste grondwater van de zandgebieden ligt binnen de bandbreedte van gemeten concentraties. Ook het ontbreken van een duidelijke trend komt goed overeen. Voor de overige grondsoorten is geen vergelijking uitgevoerd.

**Tabel 6.1** Overzicht van de toetsing van STONE 2.3 aan meetgegevens.

x = uitgevoerd; – = niet uitgevoerd

Aspect	Zand	Klei	Veen	Löss
Fosfor in grondwater	X	–	–	–
Nitraat in grondwater	X	X <sup>1</sup>	X	X <sup>2</sup>

<sup>1</sup> drainwater; <sup>2</sup> bodemvocht.

De door STONE berekende stikstofconcentratie in drainwater van kleigronden lijkt met 15% onderschat te worden. Opgemerkt wordt dat in STONE het effect van scheuren en zwel/krimp van kleigronden nog niet wordt meegenomen. Het is bekend dat kortsluitstroming, die hierdoor kan optreden, tot hogere concentraties in het drainwater kan leiden.

De vergelijking van STONE met LMM voor veengronden leidt, als over meerdere jaren wordt gemiddeld, tot nitraatconcentraties die laag zijn en weinig van elkaar verschillen.

Voor nitraat in het grondwater in gebieden met zandgrond liggen de met STONE berekende concentraties 20% hoger dan de gemiddelde concentratie op basis van de metingen. Dit komt deels door verschillen in de representativiteit van metingen en modelsimulatie.

De uitkomsten van de berekeningen met constant weer komen echter goed overeen met de gecorrigeerde meetwaarden. Dit duidt erop dat de berekening met constant weer, de voorname-lijk voor weerscondities gecorrigeerde data van het LMM, goed benadert.

Voor lössgrond worden de nitraatconcentraties in het bodemvocht onderschat en dit leidt tot de conclusie dat de nieuwe modelversie niet plausibel is voor deze grondsoort.

In paragraaf 3.3 zijn alleen modeluitkomsten met metingen vergeleken. Er is ook een mogelijk-heid om de modelmatige uitkomsten van STONE te vergelijken met statistische informatie over nutriëntenoverschotten van landbouwgronden in Nederland. Het Centraal Bureau voor de Statis-tiek (CBS) brengt al jaren gegevens over de stikstof- en fosforbalans van landbouwgronden uit. Dit is feitelijk ook een modelberekening.

Een vergelijking van de met STONE berekende stikstof- en fosfaatoverschotten in de periode 2000 tot en met 2005 met gegevens van het CBS, laat zien dat het stikstofoverschot gemiddeld 13% lager en het fosfaatoverschot gemiddeld 16% lager is dan uit CBS-gegevens is af te leiden (zie Bijlage 6 voor vergelijking en discussie).

De aanvoer via dierlijke mest en kunstmest komt goed overeen. Het verschil is gemiddeld 0% voor stikstof en 2% voor fosfaat. Vergelijking van de gewasafvoeren laat zien dat de met STONE berekende afvoeren alle jaren hoger liggen dan die van het CBS. De stikstofafvoer is gemiddeld 8% hoger. Vooral voor fosfaat is er een vrij groot verschil: de STONE-afvoer is gemiddeld 13% hoger dan de CBS-afvoer.

Het is niet duidelijk of de berekende gewasafvoeren van STONE systematisch te hoog zijn, of dat met de CBS-methode van berekenen de nutriëntenafvoer via de gewasoogst wordt onder-schat. Een goede schatting van het overschot is met name voor stikstof van belang voor de grootte van de af- en uitspoeling.

In dit rapport is geen vergelijking met andere rekenmethoden toegepast, zoals die van de Werk-groep Onderbouwing Gebruiksnormen (WOG). In het WOG-rapport is daarentegen wel een vergelijking gemaakt tussen de in het voorliggende rapport gepresenteerde uitkomsten van STONE (dynamisch model) met het model dat de WOG gebruikt (statisch model). Hierbij is gekeken naar nitraat in het bovenste grondwater van de zandgebieden (Van Dijk et al., 2007; pagina 49 en 50). Op lange termijn (2015-2020) is bij gelijke mestgift de nitraatconcentratie onder akker- en tuinbouwgewassen, berekend met STONE, lager dan de WOG heeft berekend. Voor maïs zijn de resultaten vrijwel gelijk en voor gras berekent STONE een hogere concen-

tratie dan het WOG-model. Voor het totale areaal cultuurgrond op zand leidt toepassing van het WOG-model tot een gemiddelde concentratie van 53 mg/l die dicht in de buurt ligt van de 55 mg/l die met STONE wordt berekend.

## 6.4 Onzekerheden

### Inleiding

Modelprognoses kennen een aantal bronnen van onzekerheid die te maken hebben met:

A. Veronderstellingen over de variatie van invoergegevens inclusief de ruimtelijke schaal daarvan, zowel in het verleden als in de toekomst (bijvoorbeeld mestgift en hydrologie);  
B. De wijze waarop processen in het model zijn beschreven om van modelinvoer naar model uitvoer te komen. Aspecten zijn:

- de procesformuleringen in het model;
- gebruik van meetdata voor ijking of kalibratie;
- het gebruik van gegevens die aan verandering onderhevig zijn, maar in het model constant worden verondersteld zoals de grondwatertrap en het landgebruik.

Daarnaast zijn er ook onzekerheden wat betreft het geldigheidsgebied van de beleidsdoelstellingen zoals voor de nitraatconcentratie in grondwater: waar en wanneer geldt deze doelstelling? Maar ook de doelstellingen vanuit de KRW betreffende de stikstof- en fosforconcentraties in landbouwbeïnvloede wateren: welke waarden moeten hier als maatgevend worden beschouwd?

Dit laatste type onzekerheden maakt het lastig te beoordelen of een modeluitkomst voldoet aan de beleidsdoelstelling. In paragraaf 2.4 is beschreven hoe met dit type onzekerheden is omgegaan, namelijk door deze op een bepaalde wijze te operationaliseren.

Bij het aangeven van onzekerheden in de uitspraken zal hierna onderscheid gemaakt worden tussen onzekerheden in de invoergegevens (mestgiften en hydrologische gegevens (zie A hierboven) en de onzekerheden als gevolg van schematisatie en procesbeschrijving (zie B hierboven).

De ruimteschaal (nationaal en regionaal, bijvoorbeeld specifiek voor het zandgebied of voor gewas-bodemcombinaties binnen een bepaalde regio) en de tijdschaal (kort, middellang en lang), waarop de analyses zijn uitgevoerd, hebben eveneens effect op de resultaten.

Regionale effecten kunnen nationaal uitmiddelen. Verschillen die op korte termijn optreden, kunnen op langere termijn wegvallen.

Aan de invloed van de verwachte klimaatverandering (andere neerslaghoeveelheid, een andere neerslagverdeling in het jaar, en hogere wintertemperaturen) is in deze studie geen aandacht besteed.

In de Tabellen 6.2 tot en met 6.5 is getracht een indruk te geven van de effecten van onzekerheden van een aantal factoren. Hierbij is een indicatieve score toegekend op basis van expert judgement. Beoordeeld is wat de richting en de grootte van de effecten van een aantal onzekerheden zijn op het fosfaatoverschot in 2015, de nitraatconcentratie in grondwater (zandgebied na 2009) en de af- en uitspoeling van N en P naar het oppervlaktewater na 2015 (alle landbouwgrond).



### Mestgift, mestverdeling en hydrologie (modelinvoer)

De mestgiften zijn berekend met twee modellen. De berekening van de historische mestgift (1986-2005) is uitgevoerd met MAM. Voor de toekomst is gerekend met het model MAMBO. Berekeningen met het laatstgenoemde model hebben primair tot doel aan te geven wat het landelijk overschot aan dierlijke mest is, uitgaande van de gebruiksnormen voor bemesting en de veronderstelde respons van landbouwers hierop. Voor de STONE-berekeningen zijn de resultaten van de binnenlandse afzet van dierlijke mest gebruikt.

De mestgift wordt binnen regio's uitgemiddeld (A1). Het effect hiervan is niet eenvoudig na te gaan. De contrasten tussen bedrijven binnen regio's (hogere en lagere giften) vallen hierdoor weg. Het netto effect hiervan op de nitraatconcentratie in het zandgebied is mogelijk dat de hogere concentraties worden uitgemiddeld. De kalibratie aan melkveebedrijven van het LMM laat zien dat de hogere concentraties niet worden gereproduceerd. Dat kan hier mogelijk door veroorzaakt worden. De effecten op de emissie naar oppervlaktewater zijn niet op voorhand duidelijk.

De regionale verdeling van overschotmest is onzeker. Een te hoge of te lage toedeling van dierlijke mest aan gewassen in een regio heeft gevolgen voor de verhouding tussen de hoeveelheid dierlijke mest en kunstmest binnen de gebruiksnormen.

Dit effect wordt versterkt door het opvullen tot de gebruiksnorm met kunstmest (A2). Hierdoor verdwijnt het verschil tussen meer extensieve en intensieve bedrijven en worden alle bedrijven hoog productief of intensief.

Andere belangrijke invoergegevens hebben te maken met de hydrologie.

Het effect van een variatie in weerjaren (A3) op de nitraatconcentratie en de stikstofemissie naar oppervlaktewater is groot, maar niet eenduidig. Door het toepassen van een variant met constant weer verdwijnt deze variatie. Aan de keuze van een representatief weerjaar kleven echter bezwaren (zie Bijlage 4). Niettemin is het weerjaar 1985 een goede graadmeter gebleken wanneer de hiermee berekende resultaten worden vergeleken met weergecorrigeerde meetresultaten voor nitraat van het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM).

Wat betreft weersfluctuaties van korte duur (A4) kan opgemerkt worden dat het uitspoelingsmodel rekent met tijdstappen van een decade. Situaties met hoge neerslag die in een dag of in enkele dagen valt en die gepaard gaat met een tijdelijke verzadiging van de bodem, worden afgevlakt. Bodemprocessen en transportprocessen die zich afspelen in dergelijke situaties kunnen door deze afvlakking worden onderschat. Dit leidt mogelijk tot een onderschatting van de af- en uitspoeling.

Voor de AT-gewassen wordt gerekend met de verdamping van een aardappelgewas (A5). De fout die hiermee gemaakt wordt is onzeker.

**Tabel 6.2 Inschatting van de richting van de gevolgen als rekening wordt gehouden met onzekerheden m.b.t. de mestgift****(Verwachting: 0 = geen of gering effect; + = toename; - = afname )**

A. Mestgift/mestverdeling	Overschot Fosfaat in 2015	Nitraat in grondwater Na 2009	Emissie naar oppervlaktewater	
			N	P
A1. Uitmiddeling mestgiften per regio	0	+	0	0
A2. Opvullen kunstmest tot de gebruiksnorm	0	+	+	0
A3. Weerjaar	0	+/-	+/-	+/-
A4. Neerslagpieken worden gemist	0	0	+	+
A5. Hydrologie van aardappelen representatief.?	?	?	?	?

**Tabel 6.3 Inschatting van de grootte van de gevolgen als rekening wordt gehouden met onzekerheden m.b.t. de mestgift****(Verwachting: 0 = geen of gering effect; + = matig groot effect; ++ = groot effect )**

A. Mestgift/mestverdeling	Overschot Fosfaat in 2015	Nitraat in grondwater Na 2009	Emissie naar oppervlaktewater	
			N	P
A1. Uitmiddeling mestgiften per regio	0	+	0	0
A2. Opvullen kunstmest tot de gebruiksnorm	0	+ *)	0	0
A3. Weerjaar	0	0	+	+
A4. Neerslagpieken worden gemist	0	0	+	+
A5. Hydrologie van aardappelen representatief?	?	?	?	?

\*) bij strengere rekenvarianten neemt het effect af

### Onzekerheden als gevolg van de ruimtelijke schematisering, modelinitialisatie en de modelprocessen

Het effect van een ander, c.q. kleiner, areaal droog zand op de gemiddelde nitraatconcentratie in het zandgebied (B1) kan goed gekwantificeerd worden. In deze studie is het areaal droge of uitspoelingsgevoelige zandgronden kleiner geworden dan in de vorige studie is gebruikt (zie: Willems et al., 2005). Het areaal komt nu meer in de buurt van het areaal zoals dat uit metingen in combinatie met modelberekeningen is afgeleid (Zie Bijlage 1).

Voor het klei- en veengebied van West- en Noord-Nederland is de nutriëntenconcentratie in het kwelwater en de mate van kwel een belangrijke invloedsfactor op de emissie naar het oppervlaktewater (B2). In de STONE-schematisering wordt ervan uitgegaan dat het kwelwater door het bodemprofiel stroomt alvorens het in het oppervlaktewater terechtkomt. Er wordt geen rekening gehouden met water dat vanaf grote diepte direct naar de waterlopen stroomt (slootkwel). In het geval de bijdrage van slootkwel onderschat is, zal een hogere kwelbijdrage tot een hogere concentratie in af- en uitspoeling leiden. Dit is vooral voor fosfor van belang aangezien de kwelbijdrage aan de emissie vooral bij fosfor groot is. De bron kwel is moeilijk te onderscheiden van posten als anaerobe omzetting en mineralisatie van organische stofrijke bodemlagen in de verzadigde zone. Daarom worden deze posten, samen met kwel, als achtergrondbelasting aangeduid.

Het areaal landbouwgrond maar ook de gewasverdeling is in de toekomst gelijkgesteld aan die in het verleden (B3). De autonome afname van het landbouwareaal wordt in STONE niet meegenomen. Ook verschuivingen in arealen gewassen (bijvoorbeeld meer gras, minder maïs)

worden niet beschouwd. De ruimtelijke schematisatie is niet afhankelijk van ontwikkelingen in de tijd. Het effect hiervan is niet eenduidig in te schatten.

In de STONE-schematisatie kan geen rekening worden gehouden met gewasrotatie (bijvoorbeeld tussen gras en maïs; B4). Op nationale schaal zal dit effect mogelijk uitgemiddeld worden, maar op gewas- en regioniveau kan dit tot afwijkende resultaten leiden.

In de berekeningen is aangenomen dat er een nagewas na maïs op zand wordt geteeld dat nog redelijk in staat is stikstof op te nemen (B5). Het effect van deze maatregel op de nitraatconcentratie van het grondwater is groot, en groter dan het effect van de aanscherping van de stikstofbemesting in de periode 2006 tot en met 2009 (Willems et al., 2005). Er zijn aanwijzingen dat de oogst van maïs te laat plaatsvindt om een succesvol nagewas mogelijk te maken. Hierdoor wordt de stikstofopname overschat en de uitspoeling van stikstof onderschat.

In het model wordt geen rekening gehouden met het versnelde transport van stoffen door gescheurde kleigronden en diep ontwaterde veengronden (B6). Er kan hierdoor een grote bijdrage aan de afvoer naar drains optreden. Door het niet meenemen van dit verschijnsel is de contacttijd in de bodem te hoog en wordt ook een te hoge denitrificatie berekend.

Hoewel de nalevering van stikstof vanuit de bodemvoorraad naar beneden is bijgesteld in STONE, kan deze met name bij maïs en bouwland toch nog te hoog zijn (B7; Groenendijk et al., 2008).

Uit een vergelijking met statistische gegevens van het CBS over mestgiften, gewasafvoer en overschotten, blijkt dat de stikstof- en fosfaatafvoer met de gewasoogst, zoals STONE die berekent, hoger is dan uit de CBS-cijfers blijkt. Het verschil wordt in Bijlage 6 toegelicht.

**Tabel 6.4 Inschatting van de richting van de gevolgen als rekening wordt gehouden met onzekerheden op het gebied van schematisatie en modelprocessen**

(Verwachting: 0 = geen of gering effect; + = toename; - = afname)

B. STONE	Overschot Fosfaat 2015	Nitraat in grondwater na 2009	Emissie naar oppervlaktewater	
			N	P
B1. Areaal droog zand overschat	0	-	0	0
B2. Bijdrage achtergrondbelasting onderschat	0	0	+	+
B3. Landbouwareaal wordt overschat	0	0	+/-	+/-
B4. Gewasrotatie ontbreekt	0	0/-	0	0
B5. Effect nagewas na maïs wordt overschat	0	+	+	0
B6. Denitrificatie bij gescheurde klei overschat	0	+	+	0
B7. Nalevering N te groot	0	-	-	0
B8. Gewasopname te hoog	+	+	+	0

**Tabel 6.5 Inschatting van de grootte van de gevolgen als rekening wordt gehouden met onzekerheden op het gebied van schematisatie en modelprocessen****(Verwachting: 0 = geen of gering effect; + = matig groot effect; ++ = groot effect )**

B. STONE	Overschot Fosfaat 2015	Nitraat in grondwater na 2009	Emissie naar oppervlaktewater	
			N	P
B1. Areaal droog zand overschat	0	++	0	0
B2. Bijdrage achtergrondbelasting onderschat	0	0	++	++
B3. Landbouwareaal wordt overschat	0	0	+	+
B4. Gewasrotatie ontbreekt	0	+	0	0
B5. Effect nagewas na maïs wordt overschat	0	++	+	0
B6. Denitrificatie bij gescheurde klei overschat	0	+	++	0
B7. Nalevering N te groot	0	++	+	0
B8. Gewasopname te hoog	+	+	+	0

Voor nitraat in grondwater hebben de factoren B1, B5 en B7 een groot effect, zij het tegengesteld.

Voor de emissie van stikstof naar het oppervlaktewater zijn dit de factoren B2 en B6. Voor de emissie van fosfor is dat de factor B2.

De prognose van de kwaliteit van het door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater is het resultaat van de STONE-resultaten gecombineerd met het toepassen van schaalfactoren (nabewerking). Een van de aannamen hierbij is dat de schaalfactoren constant in de tijd moeten zijn. Uit Bijlage 10 blijkt dat dit met name voor veen (stikstof) en voor fosfor (veen, zand) niet het geval is. Voor paragraaf 5.5 is gebruik gemaakt van gemiddelde schaalfactoren over de periode 1995 tot en met 2005. Als de gemiddelde waarde van de schaalfactor voor de periode 2000 t/m 2005 worden genomen dan blijkt het effect op de gemiddelde stikstof- en fosforconcentratie zeer gering te zijn, uitgezonderd fosfor in wateren op veengronden. Hier is de prognose voor de fosforconcentratie tamelijk onzeker (0,18-0,21 mg/l; Tabel 6.6).

**Tabel 6.6 Prognose van de gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties (mg/l) in het regionale, landbouwbeïnvloede oppervlaktewater door toepassing van verschillende waarden voor de schaalfactor op de STONE-resultaten (variant 2015AT-20)**

	Schaalfactor 1995-2005		Schaalfactor 2000-2005	
	Stikstof (mg/l)	Fosfor (mg/l)	Stikstof (mg/l)	Fosfor (mg/l)
<b>Zand</b>				
2015-2030	2,5	0,17	2,7	0,16
<b>Klei</b>				
2015-2030	2,9	0,20	2,8	0,21
<b>Veen</b>				
2015-2030	3,2	0,21	3,3	0,18

## 7. Conclusies en aanbevelingen

### 7.1 Conclusies

#### Werkwijze

Er kon voor deze evaluerende studie niet gerekend worden met vastgestelde stikstofgebruiksnormen voor uitspoelingsgevoelige akker- en tuinbouwgewassen voor 2009 en latere jaren, omdat deze ten tijde van de studie nog niet beschikbaar waren. Over de hoogte van de stikstofgebruiksnormen voor deze gewassen moest namelijk nog besluitvorming plaatsvinden.

Daarom is gewerkt met rekenvarianten, waarbij de gebruiksnormen van 2006 als referentie zijn genomen. Met behulp van het model STONE is onderzocht wat de milieugevolgen zijn van een aantal rekenvarianten voor stikstof- en fosfaatgebruiksnormen. Hierbij is onderzocht hoe groot de emissie van stikstof en fosfor naar bodem en water is en wat de gevolgen zijn voor de nitraatconcentratie in het grondwater.

Mede naar aanleiding van aanbevelingen in de vorige rapportage (Willems et al., 2005) en van de CDM-werkgroep harmonisatie modellen (Velthof & van Grinsven eds., 2006) is het modelinstrumentarium belangrijk verbeterd. De resultaten van het voorliggende rapport zijn gebaseerd op berekeningen met de nieuwe modelversie (STONE versie 2.3). De aangebrachte wijzigingen en de vergelijking met de vorige modelversie is beschreven in Groenendijk et al., 2008.

#### Verwachte stikstof- en fosfaatoverschotten van de landbouwgrond

De doorgerekende variant voor 2009, waarbij voor de uitspoelingsgevoelige AT-gewassen is gekozen voor een korting van 10% op de stikstofgebruiksnormen van 2006 (2009AT-10), leidt tot een stikstofoverschot dat circa 20% lager is dan behorend bij de referentie van 2006.

Het fosfaatoverschot behorend bij de indicatieve gebruiksnormen van 2015 (variant 2015AT-20) is berekend op circa 2 kg/ha fosfaat (gemiddelde waarde 2015-2030). Dat is ongeveer 26 kg/ha lager dan het fosfaatoverschot van 2006 en zelfs 97 kg/ha lager dan het 'piekjaar' 1986. Realisatie van evenwichtsbemesting voor fosfaat volgens de indicatieve gebruiksnormen van 2015 betekent een overschotreductie van circa 98% ten opzichte van 1986.

Opgemerkt wordt dat de rekenvariant met een lagere N-gift (2015Nstreng) leidt tot een iets hoger fosfaatoverschot dan de variant 2015AT-20. Dit hangt vooral samen met de lagere fosfaatafvoer via het geogste gewas bij de variant met lage N-giften. Als gevolg van de lagere stikstofgift neemt niet alleen de stikstofafvoer via het geogste gewas af maar ook de afvoer van fosfaat.

Gemiddeld voor alle cultuurgrond leiden de indicatieve fosfaatgebruiksnormen ertoe dat voldaan wordt aan de doelstelling van evenwichtsbemesting, waarbij de bemesting gelijk is aan de afvoer via het geogste gewas plus een onvermijdelijk verlies kleiner dan 5 kg/ha. Dit verlies blijft achter in de bodem en vanuit de bodem spoelt jaarlijks slechts een beperkt deel uit.

Bij gronden met een P-toestand 'hoog' (circa 38% van het areaal) kan de aldus gedefinieerde evenwichtsbemesting tot uitspoelingsverliezen leiden die hoger zijn dan 5 kg/ha. Op dergelijke gronden is evenwichtsbemesting te hoog. Volgens de huidige fosfaatbemestingsadviezen geldt hier een nulgift.

Als rekening wordt gehouden met de afvoer van fosfor via ondiepe drainage naar het oppervlaktewater dan leidt de variant 2015AT-20 gemiddeld voor alle cultuurgrond tot een beëindiging van de fosfaathopning in de bodem. Bij de variant met lage stikstofgift (2015Nstreng) gaat de fosfaathopning volgens de berekeningen door, als gevolg van een lagere fosfaatafvoer via het geogoste gewas.

### **Verwachte nitraatconcentratie van het bovenste grondwater**

Gemiddeld voor het gehele Nederlandse landbouwareaal wordt met de gebruiksnormen van 2006 al aan de EU-nitraatdoelstelling voldaan. Dit geldt vanzelfsprekend ook voor alle aanscherpingsvarianten. Dit komt door de lage nitraatconcentraties in het klei- en veengebied.

Gemiddeld voor alle zandgronden is in de periode 2010 - 2015 echter nog sprake van overschrijding van de nitraatdoelstelling van 50 mg/l. De gemiddelde concentratie in het bovenste grondwater van zandgronden is, uitgaande van de rekenvariant 2009AT-10, berekend op 58 mg/l. Voor natte zandgronden wordt een gemiddelde concentratie van 21 mg/l berekend, maar op droge zandgronden zijn de concentraties duidelijk hoger (88 mg/l). De verwachting is dat door naijling na 2015 de gemiddelde concentratie in het zandgebied nog iets verder kan dalen tot 55 mg/l. Hiermee komt de nitraatdoelstelling binnen bereik.

Dat geldt nog iets meer voor de variant met een korting van 20% op uitspoelingsgevoelige AT-gewassen op zand (2015AT-20): deze variant leidt op termijn tot 53 mg/l nitraat.

De rekenvariant waarbij alle gewassen op zand met ruim 30% worden gekort ten opzichte van de 2009-normen (2015Nstreng) leidt wel tot een gemiddelde concentratie beneden de nitraatdoelstelling.

Op het schaalniveau van de KRW-grondwaterlichamen wordt bij de variant 2009AT-10 in 2010-2015 overal aan de nitraatdoelstelling voldaan, behalve in het zuidelijke zandgebied (Grondwaterlichaam Maas- zand). De concentratie ligt hier 50 mg/l hoger dan in de andere grondwaterlichamen met zandgrond (86 respectievelijk 36 mg/l). Dit komt door een grotere gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling van nitraat (een hoger percentage zandgrond en daarbinnen is ook nog sprake van een relatief hoog percentage uitspoelingsgevoelig zand).

De vraag wanneer de nitraatdoelstelling binnen bereik komt, is niet precies te beantwoorden, maar uit de modelberekeningen met constant weer kan afgeleid worden dat het ongeveer vijf jaar duurt, na de aanscherping van de gebruiksnormen, tot dat de nitraatconcentratie niet verder afneemt.

### **Verwachte stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater**

Veranderingen in de mestgift als gevolg van aanscherping van stikstofgebruiksnormen per 2009 en de aanscherping van de fosfaatgebruiksnormen naar evenwichtsbemesting in 2015 leiden tot een afname van de stikstof- en fosforemissie naar het oppervlaktewater via af- en uitspoeling vanuit de bodem.

De variant 2015AT-20 leidt voor stikstof tot een emissiereductie van 14% (3,4 kg/ha) en voor fosfor van 8% (0,14 kg/ha) ten opzichte van de referentievariant (2006) in de periode 2015-2030.

Evenwichtsbemesting voor fosfaat in 2015 heeft tot gevolg dat de emissie van fosfor naar het oppervlaktewater ombuigt van een licht stijgende trend (effect van de gebruiksnorm 2006) naar een licht dalende emissie. Hiermee wordt in elk geval voldaan aan de minimumeis van de Kaderrichtlijn Water, namelijk geen verslechtering van condities voor waterafhankelijke ecosystemen (*stand still*).

Voor de zandgebieden is ook gekeken naar het effect van grondwatersituatie (droogteklasse) en mate van fosfaatverzadiging van de bodem. De emissie naar oppervlaktewater vindt vooral plaats bij natte zandgronden in combinatie met een hoge mate van fosfaatverzadiging: 31% van het areaal levert 66% van de totale fosforbelasting.

### **Prognose stikstof- en fosforconcentraties in landbouwbeïnvloed oppervlaktewater**

Of aan de doelen van de KRW wordt voldaan, hangt af van de nutriëntenconcentraties die behoren bij een ecologische toestand die voor sterk veranderde en kunstmatige wateren als een Goed Ecologisch Potentieel (GEP) is gedefinieerd. Deze zijn watertype-afhankelijk.

De verwachte stikstof- en fosforconcentraties in het dominant door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater zijn voor 2015-2030 berekend door toepassing van een schaalfactor ten opzichte van historische monitoringdata. De variant 2015AT-20 leidt voor stikstof tot gemiddelde concentraties die overeenkomen met het traject van indicatieve waarden voor het Goede Ecologische Potentieel (GEP). Voor fosfor liggen de gemiddelde concentraties boven de indicatieve GEP-waarden. Met name voor wateren in gebieden met klei en veen zijn de fosforconcentraties onzeker, omdat de concentraties niet synchroon verlopen en de schaalfactoren in de tijd niet constant zijn.

Er is niet specifiek onderzocht wanneer een bepaalde waterkwaliteit wordt bereikt. De berekeningen hebben zich gericht op een concentratieniveau op de langere termijn (periode 2015-2030).

### **Plausibiliteit**

Aan de modeluitspraken die in deze rapportage zijn gedaan, kleven onzekerheden. Deze zijn zonder een aanvullende studie, bijvoorbeeld in de vorm van een uitvoerige gevoeligheidsanalyse, niet te kwantificeren. Daarom is hier volstaan met een kwalitatieve beschouwing.

In de nieuwe modelversie (STONE versie 2.3) is een groot aantal onvolkomenheden van de vorige versie verbeterd. Bovendien is voor de nieuwe modelversie veel aandacht besteed aan kalibratie en aan vergelijking met metingen.

De STONE-uitkomsten voor nitraat komen redelijk tot goed overeen met de metingen (LMM), zeker als de weer- en steekproefgecorrigeerde waarden worden vergeleken met de modelberekeningen met constant weer. Voor kleigronden (drainwater) onderschat STONE de nitraatconcentraties, maar het is niet duidelijk of het verschil in representativiteit van metingen en modelberekeningen hier mede debet aan is. Voor veengronden worden de nitraatconcentraties in het grondwater goed gereproduceerd. Voor lössgronden geldt echter dat door de aanpassing van de hydrologie van de nieuwe STONE-versie, de berekende nitraatconcentratie in het bodemvocht sterk afwijkt van de metingen en daarmee niet plausibel is.

Voor fosfor is eveneens een vergelijking uitgevoerd met metingen (LMM). De berekende concentraties in het zandgebied komen goed overeen met de metingen en met de trend daarin.

Het is niet aan te geven in hoeverre de met STONE berekende nutriëntenemissies plausibel zijn omdat hiervan geen landsdekkende emissiegegevens bekend zijn.

STONE is niet gekalibreerd aan oppervlaktewatermetingen, omdat de beschikbare metingen hiervoor niet geschikt zijn. Dit is niet mogelijk omdat de met STONE berekende nutriëntenconcentraties in het af- en uitspoelende water niet direct aan concentraties in oppervlaktewater kunnen worden gerelateerd, omdat er afbraak- en vastleggingsprocessen optreden tijdens de overgang van grondwater naar oppervlaktewater. Hiervan is de omvang onbekend.

Desondanks blijkt het concentratieverloop in de tijd van berekende en gemeten stikstofconcentraties na 1994 voor zand, klei en veen redelijk goed overeen te komen. Voor fosfor is het concentratieverloop bij zand-wateren wel redelijk goed, maar voor klei- en met name veenwateren is de overeenkomst niet goed.

De verhouding tussen berekende en gemeten concentraties is gebruikt om op basis van STONE-uitkomsten een prognose te doen van jaargemiddelde nutriëntenconcentraties in het dominant door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater. Voor fosfor in klei- en veenwateren zijn deze prognoses onzeker.

## 7.2 Aanbevelingen

Voor een nauwkeurige omschrijving van het begrip evenwichtsbemesting voor fosfaat is het nodig de berekende gewasafvoeren te vergelijken met gegevens over in de praktijk gerealiseerde gewasafvoeren. Met name dient te worden nagegaan wat de spreiding hierin is.

Voorts is het van belang na te gaan hoe groot het 'onvermijdelijke verlies' is bij de verschillende niveaus van de fosfaattoestand van de landbouwgronden.

Het verdient aanbeveling te onderzoeken wat de oorzaak van het verschil is tussen de CBS-benadering van de stikstof- en fosforbalans van de landbouwgrond in Nederland en die van de STONE-benadering, met name wat betreft de gewasafvoer.

Nadere analyseren wat het langetermijngedrag van fosfor in de bodem is, in verband met de effecten op de uitspoeling uit de bouwvoor en op de emissie naar het oppervlaktewater. Met name het effect van het opvolgen van de fosfaatbemestingsadviezen bij een hoge fosfaattoestand van de bodem (nulgift) dient nader te worden verkend.

Voor de emissie van fosfor uit de bodem naar het oppervlaktewater is een goede schatting van de bodemvoorraad van groot belang. De gemeten bodemvoorraden aan fosfaat per bodem-gewascombinatie zijn gebruikt om STONE in te regelen (kalibratie op landelijke schaal aan de Landelijke Steekproef Kaarteenheden: LSK). Voor uitspraken op regionale schaal moet inzicht worden verkregen in de regionale verdeling van de bodemvoorraad per bodem-gewascombinatie. De landelijke verdeling hoeft echter niet overeen te komen met de verdeling op regioniveau.

Voor een goede beoordeling van de resultaten is het van belang om dezelfde reeks van weerjaren te vergelijken. Daarom is het aan te bevelen om voorafgaande aan de berekeningen eerst de referentieperiode te bepalen en deze periode in de keuze van weerjaren voor de toekomst mee te



nemen. Verder is het aan te bevelen om met een reeks van weerjaren berekeningen te doen die langs statistische weg zijn gegenereerd.

Nagegaan moet worden wat de uitvoeringspraktijk is wat betreft de teelt van een nagewas na maïs en of het hier berekende effect op de nitraatuitspoeling in de praktijk ook werkelijk optreedt.



# Literatuur

- Bakel, P.J.T van, T. Kroon, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, H. Th.L. Massop & D.J.J. Walvoort (2007). Reparatie Hydrologie voor STONE 2.1. Werkdocument nr. 81, WOT Natuur en Milieu, Wageningen UR.
- Bakel, P.J.T van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors & T. Kroon (2008). Actualisatie Hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets Werkdocument nr 57, WOT Natuur en Milieu, Wageningen UR
- Bakker, D. W..(2007). Mest en Oppervlaktewater. Een terugblik 1985 tot 2006. Deelrapportage ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet 2007. RWS-WS 2007.002. Lelystad, 2007.
- Beusen, A.H.W., C.C.G. Schotten, J. Roelsma en P. Groenendijk (2004) STONE 2.1, technische documentatie. Intern rapport MNP-RIVM (IMP rapport nr. Moo4/04), Bilthoven.
- Bruggen, C. van. (2007). Dierlijke mest en mineralen 2005. Publicatiedatum CBS-website: 11 april 2007, CBS Voorburg/Heerlen.
- Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (2004). Protocol en uitgangspunten voor berekening landelijk mestoverschot onder een stelsel van gebruiksnormen. WUR, reeks Milieu en Landelijk gebied nr. 26, Wageningen.
- Dijk, W. van, H. Prins, M.H.A. de Haan, A.G. Evers, A.L. Smit, J.F.F.P. Bos, J.R. van der Schoot, R. Schreuder, J.W. van der Wekken, A.M. van Dam, H. van Reuler & R. van der Maas (2007). Economische consequenties op bedrijfsniveau van het gebruiksnormenstelsel 2006-2009 voor de melkveehouderij en akker- en tuinbouw; Studie i k.v. Evaluatie Meststoffenwet 2007. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, PPO rapport nr 365, Lelystad.
- Dijk, W. van, J.J. Schroder (2007). Adviezen voor stikstofgebruiksnormen voor akker- en tuinbouw op zand- en lössgrond bij verschillende uitgangspunten. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, PPO rapport nr 371, Lelystad.
- Ehlert, P.A.I., J.C. van Middelkoop & P.H.M. Dekker (2006) Actualisatie van fosfaatgehalten en fosfaatvoer van landbouwgewassen. Alterra rapport 1348. Wageningen.
- EU (1991). Richtlijn 91/676/EU van de Raad van 31 december 1991 inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen; Publicatieblad L 375.
- EU (2000) Richtlijn 2000/60/EU van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad L 327.
- Fraters, B., H.A. Vissenberg, L.J.M. Boumans, T. de Haan & D.W. de Hoop (1997). Resultaten Meetprogramma Kwaliteit Bovenste Grondwater Landbouwbedrijven in het zandgebied (MKBGL-zand) 1992-1995. RIVM rapport 714801014, Bilthoven.
- Fraters, B., P.H. Hotsma, V.T. Langenberg, T.C. van Leeuwen, A.P.A. Mol, C.S.M. Olsthoorn, C.G.J. Schotten en W.J. Willems (2004). Agricultural practice and water quality in the Netherlands in the 1992-2002 period. Background information for the third EU Nitrate Directive Member States report. RIVM rapport 500003002, Bilthoven.
- GLAMI (2007) Voortgangsrapport Glastuinbouw en Milieu 2006.
- Groenendijk, P. *et al.* (2008) Voorbereiding van STONE op berekeningen voor de Evaluatie Mestwetgeving in 2007. Rapport Alterra in voorbereiding.
- Groenwold J.G., D. Oudendag, H. Luesink, G. Cotteleer & H. Vrolijk (2002). Het Mest- en Ammoniakmodel LEI rapport 8.02.03, Den Haag.
- Hoop D.W. de, H.H. Luesink, H. Prins, C.H.G. Daatselaar, K.H.M. van Bommel en L.J. Mokveld (2004). Effecten in 2006 en 2009 van Mestakkoord en nieuw EU-Landbouwbeleid. LEI Rapport 6.04.23, Den Haag.
- Hooijboer, A.E.J., B. Fraters, L.J.M. Boumans (2007). Waterkwaliteit op landbouwbedrijven. Evaluatie Meststoffenwet 2007. RIVM rapport 680130002, Bilthoven.
- Ham, A. van den, C.H.G. Daatselaar, G.J., Doornwaard & D.W. de Hoop (2007). Eerste ervaringen met het Gebruiksnormenstelsel. Deelrapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2007. LEI rapportnummer 3.07.04, Den Haag.
- Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, G. Cotteleer & K.W. van der Hoek (2003). Ammoniakemissie 2010, referentiescenario en effecten van bestaand beleid en mogelijke aanscherpingen. LEI, Rapport 3.03.05, 2003, Den Haag.
- Hoogeveen, M.W., P.W. Blokland, H.H. Luesink, A. Netjes & H. Prins (2007). Instrumenten monitoring mestmarkt en enkele analyses. LEI rapport in voorbereiding, Den Haag.
- Kekem, A.J. van, T. Hoogland & J.B.F. van der Horst (2005) Uitspoelingsgevoelige gronden op de kaart. Alterra rapport nr 1080, Wageningen.
- Klijne, A. de, A.E. J. Hooijboer, D.W. Bakker, O.F. Schoumans & A. van den Ham (2007). Milieukwaliteit en nutriëntenbelasting. Achtergrondrapport milieukwaliteit van de Evaluatie Meststoffenwet 2007. RIVM rapport 680130001. Bilthoven.
- Lexmond, Th.M., W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan (1982). Fosfaat en koper in de bodem in gebieden met intensieve veehouderij. Reeks Bodembescherming nr 9. Staatsuitgeverij 's Gravenhage.
- LNV, 2005, Uitvoeringsregeling meststoffenwet, Staatscourant 21 november 2005, nr 226.
- Luesink, H.H., M.J.C. de Bode, P.W.G. Groot Koerkamp, H. Klinker, H.A.C. Verkerk & O. Oenema (2006). Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen. Wageningen, WUR, WOT-Werkdocument 37, 2006.
- Luesink, H.H., P.W. Blokland, J.N. Bosma L.M. Mokveld & M.W. Hoogeveen (2007). Monitoring mestmarkt 2006, achtergronddocumentatie; Deelrapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 (EWW2007). Den Haag, LEI, concept rapport, 2007.
- MNP (2007) Werking van de Meststoffenwet 2006. Milieu- en Natuurplanbureau rapport 500124001. Bilthoven.
- Oenema O., & T.A. van Dijk (1995). Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw. Rapport van de technische projectgroep 'P-deskstudie'. Min. LNV, VROM, VenW, Landbouwschap en Centrale Landbouworganisaties.
- Overbeek, G.B.J., A.H.W. Beusen, P.C.M. Boers, G.J. van den Born, P. Groenendijk, J.J.M. van Grinsven, T. Kroon, H.G. van der Meer, H.P. Oosterom, P.J.T.M. van Puijenbroek, J. Roelsma, C.W.J. Roest, R. Rötter, A. Tiktak & S. van Tol (2000) Plausibiliteitsdocument STONE 2.0. RIVM rapport 718501001, Bilthoven.
- RIVM (2002) Minas en Milieu, Balans en verkenning. Evaluatie van de Meststoffenwet. RIVM rapport 718201005, Bilthoven.
- RIVM (2004a) Mineralen beter geregeld, Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998-2003. RIVM rapport 500031001, Bilthoven.
- RIVM (2004b) Van inzicht naar doorzicht. Beleidsmonitor water, thema chemische kwaliteit van het oppervlaktewater. RIVM rapport nr. 500799004, Bilthoven.
- Rozemeijer, J.C., L.J.M. Boumans & B. Fraters (2006) Drainwaterkwaliteit in de kleigebieden in de periode 1996-2001 Evaluatie van een meetprogramma voor de inrichting van een monitoringnetwerk. RIVM rapport 680100004, Bilthoven.
- Salm, van der, C., J.C. van Middelkoop & P.A.I. Ehlert (2005) The effect of a reduction in phosphate application on soil phosphate pools. Abstract for the International Grassland Congress, 2005. Oxford satellite workshop.
- Salm, C. van der, J. Dolfin, J.W. van Groenigen, M. Heinen, G. Koopmans, J. Oenema, M. Pleijter & A. van den Toorn (2006). Diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond. Monitoring van nutriëntenemissies op een melkveehouderijbedrijf in Waardenburg. Alterra rapport 1266, Wageningen.

- Schoumans, O.F., A. Breeuwsma, A. El Bachrioui-Louwerse & R. Zwijnen (1991). De relatie tussen de bodemvruchtbaarheidsparameters Pw- en P-Al-getal, en fosfaatverzadiging bij zandgronden. Rapport 112, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Schoumans, O.F. (1997). Relation between phosphate accumulation, soil P levels and P leaching in agricultural land. Staring Centrum Rapport no. 146, Wageningen.
- Schoumans, O.F., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, L. Renaud, J. Roelma, G.J. van der Born & R. van den Berg (2004c). Quick scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Alterra rapport 730.6, Wageningen.
- Schoumans, O.F. & P. Groenendijk (2000) Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *J. Environ. Qual.* 29 (2000), 1: 111-116.
- Schoumans, O.F. (2004), Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra rapport 730.4, Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F., L. Renaud, H. Oosterom & P. Groenendijk (2004), Lot van het fosfaatoverschot. Analyse van STONE berekeningen die zijn uitgevoerd in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004, Alterra rapport 730.5, Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F., 2007. Trends in de fosfaattoestand van landbouwgronden in Nederland in de periode 1998- 2003. Alterra-rapport 1537, Wageningen.
- Schreuder, R., W. van Dijk, P. van Asperen, J. de Boer & J.R. van der Schoot (2008). MEBOT 1.01. Beschrijving van Milieu- en Bedrijfsmodel voor de Open Teelten. Praktijkonderzoek voor Plant en Omgeving. PPO-rapport 373. Lelystad.
- Schröder J.J. en W.J. Corré red. (2000). Actualisering stikstof- en fosfaat-desk-studies. PRI rapport nr. 122. Wageningen.
- Technische Commissie Bodembescherming (1990). Advies van de Technische Commissie Bodembescherming ten behoeve van de hantering van het protocol fosfaatverzadigde gronden. Advies aan de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 6-3-1990.
- Tweede Kamer (2004) De ontwerp-wijziging van de Meststoffenwet. Kamerstukken vergaderjaar 2004-2005, 29930, nr 1-4.
- Tweede Kamer (2005) Kamerstukken vergaderjaar 2004-2005, 28385, nr 51 (Bijlage 5: Third Dutch Action Programme 2004-2009).
- Velthof, G.L. (2005). Randvoorwaarden aan het scheuren van grasland met betrekking tot volggewas, periode en bemesting. Alterra rapport nr. 1204.
- Velthof, G.L. & J.J.M. van Grinsven eds. (2006). Inzet van modellen voor evaluatie van de meststoffenwet. Advies van de CDM-werkgroep Harmonisatie modellen. Werkdocument nr 29, WOT Natuur en Milieu, Wageningen-UR.
- Vrolijk, H. et al (2008) MAMBO, Design principles, model structure and data use LEI rapport in voorbereiding.
- VROM (2005). Draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Versie 16 maart 2005.
- VROM (2006). Draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Versie 1.2, Vastgesteld op 14 november 2006 in het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW).
- Willems, W.J., A.H.W. Beusen, L.V. Renaud, H.H. Luesink, J.G. Conijn, H.P. Oosterom, G.J. v.d. Born, J.G. Kroes, P. Groenendijk & O.F. Schoumans (2005). Nutriëntenbelasting van bodem en water: verkenning van de gevolgen van het nieuwe mestbeleid. MNP rapport 500031003, Bilthoven.
- Wit, A.J.W. de, Th.G.C. van der Heijden & H.A.M. Thunnissen (1999). Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand, DLO-Staring Centrum. Rapport 663, Wageningen.
- Wolf J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter, & H. van Zeijts (2003). The integrated modelling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environ. Modell. Softw.* 18, pp. 597-617.

## Bijlage I. Beschrijving van de belangrijkste modelaanpassingen

### 1. Inregelen startwaarde STONE in 1986 met behulp van fosfaatvoorraden in de bodem in 1993

Geconstateerd was dat STONE 2.2 met name bij maïsgronden een overschatting gaf van de fosfaatvoorraad in de bodem t.o.v metingen uit de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK, Tabel B1.1 en Figuur B1.1; Schoumans, 2004).

**Tabel B1.1 Mediane fosfaatvoorraad in de laag van 0-50 cm in LSK en STONE (kg/ha P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)**

	Maïs		Gras		Bouwland	
	LSK	STONE	LSK	STONE	LSK	STONE
Klei	5528	11983	4869	4566	4880	5329
Zand	6143	10104	4633	5534	4442	5112
Veen	3919	7141	5084	3830	3922	4914
Löss	5696	5481	4914	6487	5590	5296

Bij maïsgronden is op basis van STONE-uitkomsten sprake van een sterke overschatting van de fosfaatvoorraad. Dit geldt voor alle grondsoorten. Op graspercelen wordt de P-ophoping onderschat op klei en veen en overschat op zand en löss. Bij bouwland is op alle bodemtypen, m.u.v. löss, sprake van een lichte overschatting van de P-ophoping (Tabel B1.2).

**Tabel B1.2 Verhouding in fosfaatvoorraad in de laag van 0-50 cm tussen STONE en LSK (kg/ha P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)**

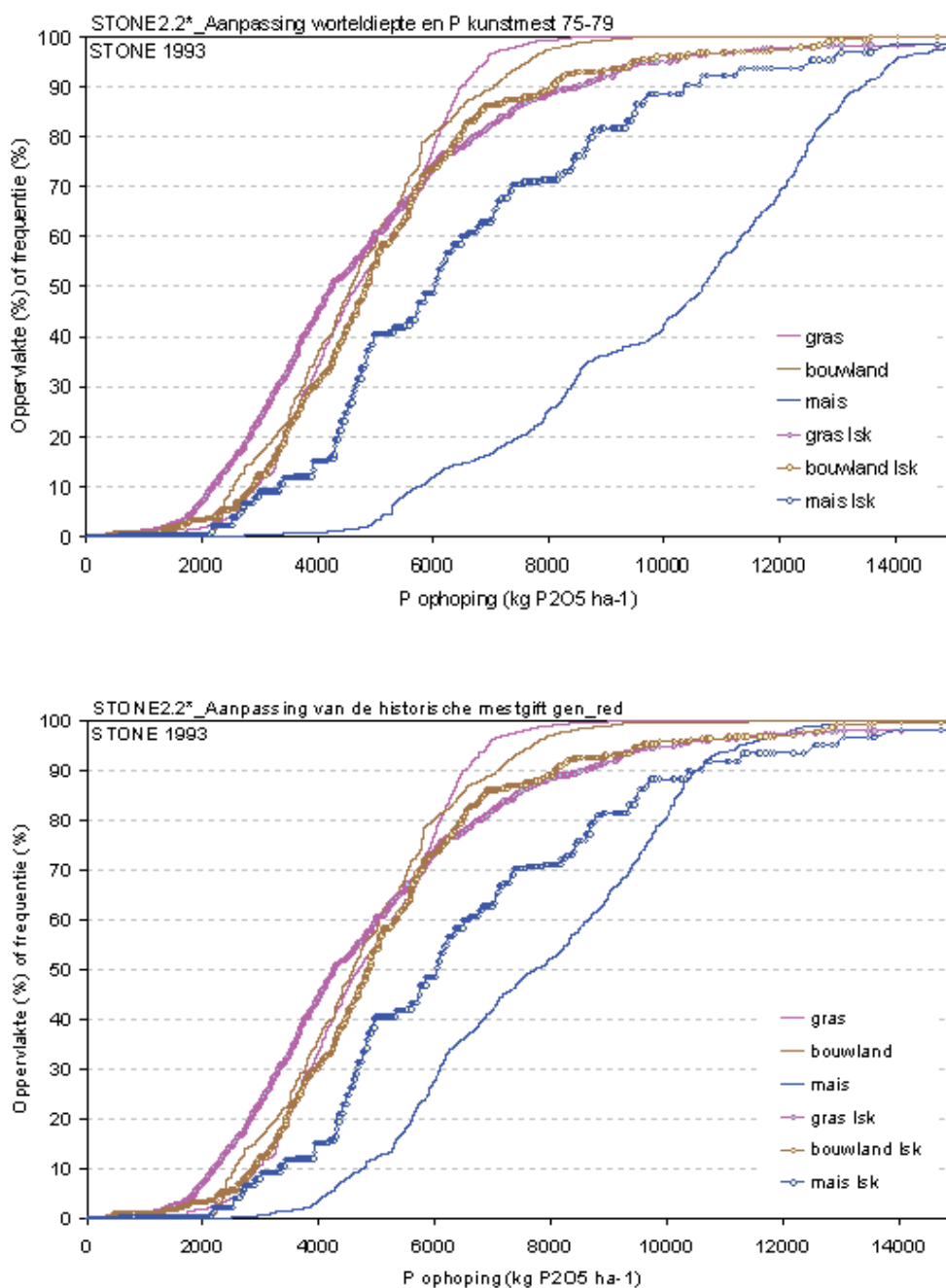
	Maïs	Gras	Bouwland
Klei	2,2	0,9	1,1
Zand	1,6	1,2	1,2
Veen	1,8	0,8	1,3
Löss	1,0	1,3	0,9

Gelet op de grote verschillen (STONE-factor 1,6-2,2 hoger) is besloten om alleen bij maïsgronden de bemestingsvoorgeschiedenis zo aan te passen dat na de start van de berekeningen in 1986 een fosfaatvoorraad in de bodem voor 1993 wordt berekend die meer in overeenstemming is met de metingen. Daartoe zijn diverse opties met wijziging van bemesting aan de hand van gras/maïs-arealverhoudingen in verschillende concentratiegebieden uitgetoet. De opties zijn gebaseerd op de volgende uitgangspunten:

- gras en maïs komen op melkveebedrijven in een rotatie voor;
- in het verleden is uitgegaan van een introductie van snijmaïs in 1971. Echter, niet alle maïs is in 1971 plotseling in Nederland verschenen, maar het areaal is geleidelijk toegenomen over een periode van circa tien jaar, waarbij de maïs het eerst in de mestoverschotgebieden werd geteeld.

De resultaten in termen van de P-ophoping van de verschillende opties verschilden niet veel van elkaar. Uiteindelijk is geconcludeerd dat hiermee de gewenste reductie in P-ophoping onder maïs niet was te realiseren.

Op basis van LSK is uiteindelijk alleen voor maïs een reductie van de dierlijke mest toegepast. Bij controle met de landelijke CBS-mestcijfers bleek dat deze aanpassing een gering effect heeft op het nationale overschot, omdat snijmaïs slechts een beperkt deel van het landbouwareaal uitmaakt. Figuur B1.1 toont de cumulatieve verdeling van de fosfaatvoorraad voor en na de aanpassing voor snijmaïs.



**Figuur B1.1** Fosfaatvoorraad in de toplaag van landbouwgrond in 1993 volgens STONE en LSK, voor correctie (bovenste Figuur) en na correctie voor de historische mestgift op snijmaïs (onderste Figuur).

## 2. Kalibratie aan nitraatconcentraties bij melkveehouderij op zand (1992-2002)

In eerdere stadia van STONE (2.0, 2.1, 2.2) werd STONE globaal (visuele inspectie) ingeregeld op het verloop van de nitraatcurve van het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM) via de vochtresponscurve die de mate van denitrificatie bepaalt.

Het gaat hierbij om de hoogte, niet om het verloop van de nitraatcurve in de tijd.

Omdat voor STONE 2.3 de bedrijfsdata van LMM, zoals die bij MNP beschikbaar waren, niet langer betrouwbaar geacht werden en nieuwe data op bedrijfsniveau niet beschikbaar waren (in verband met de betrouwbaarheid van de gegevens), moest een nieuwe werkwijze worden gevonden.

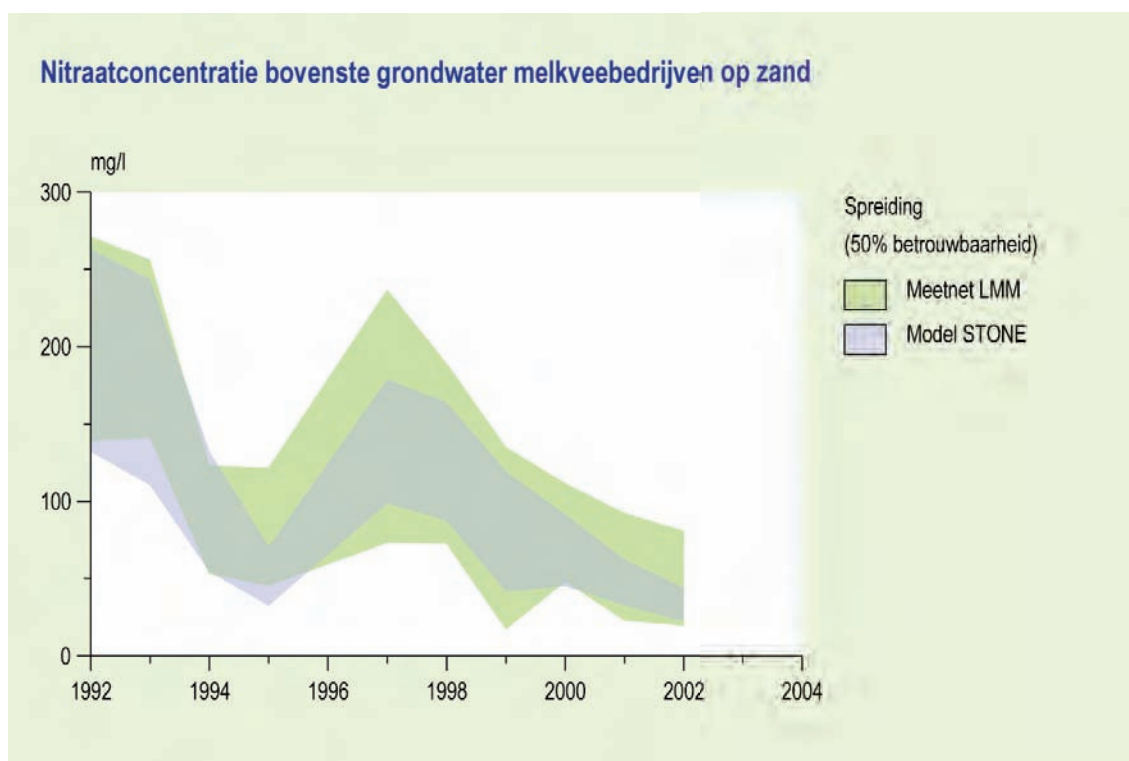
Omdat van de melkveebedrijven op zand in de periode 1992-2005 ieder jaar de meeste bedrijven beschikbaar waren, is gekozen voor kalibratie op deze bedrijven. Vanwege de beperkte beschikbaarheid van gewasinformatie (verdeling gras, maïs en bouwland) is voor de kalibratie gebruik gemaakt van de LMM-gegevens over de jaren 1992 tot en met 2002.

Door het uitvoeren van een groot aantal trekkingen uit STONE-plots is het verloop van de nitraatconcentratie van melkveebedrijven op zand gesimuleerd. Hierbij is rekening gehouden met de verdeling van grondsoorten, gewassen en droogteklassen van de jaarlijks bemonsterde bedrijven zoals die in de LMM-dataset voorkomen.

Voor de kalibratie zijn de volgende stappen gezet:

1. Alle STONE-plots worden ingedeeld naar Gt (aantal drie), grondsoort (aantal drie) en gewas (aantal drie). In totaal worden zo 27 verschillende groepen onderscheiden.
2. Bereken de NO<sub>3</sub>-concentratie van de bovenste meter van het grondwater m.b.v. STONE: jaargemiddelde NO<sub>3</sub> per plot.
3. Maak een cumulatieve verdeling van de NO<sub>3</sub>-concentratie per plot, waarbij gewogen wordt naar het areaal van de plots.
4. Maak een 'STONE-melkveebedrijf' door het uitvoeren van trekkingen uit bedrijfskenmerken (drie bodemsoorten, drie Gt-classes, drie gewassen). Dit wordt 3000 maal gedaan.
5. Er wordt getrokken uit de combinatie van stap 3 en stap 4: er worden zo 'mengmonsters' gemaakt, net als bij LMM plaatsvindt. Dit wordt: 500 maal gedaan.
6. Bereken voor elke trekking uit stap 5 de bedrijfsgemiddelde NO<sub>3</sub>-concentratie.
7. Bepaal vervolgens de mediaan (50 percentiel), de 25 percentiel en de 75 percentiel van de bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie.
8. Normaliseer de klasseverdelingen uit LMM en uit STONE door te delen door het aantal bedrijven voor LMM en door het aantal trekkingen (500) van de STONE-uitkomsten.
9. Herhaal de stappen 2 t/m 8: hier in totaal 10 jaren.
10. Voer de stappen 2 t/m 9 uit voor de verschillende waarden van de Kalibratiefactor (K.F.). Deze is gevarieerd van 0,6 tot 0,8 met stappen van 0,01: in totaal zijn dit 21 runs.
11. Kies de waarden van de K.F. op basis van de run met het kleinste verschil tussen LMM en STONE uit stap 10.

Op basis van deze procedure is de waterfactor op 0,8 ingesteld. Dat is hoger dan in eerdere modelversies is gebeurd. Dit heeft als gevolg dat denitrificatie in de bodem pas bij hogere vochtgehalten optreedt. In Groenendijk et al., 2008 is het milieueffect van de nieuwe kalibratie beschreven. Het uiteindelijke resultaat is weergegeven in Figuur B1.2.



**Figuur B1.2 Resultaten van de kalibratie van STONE aan LMM (melkveebedrijven op zandgrond). Weergegeven is het 50% betrouwbaarheidsinterval van de mediane nitraatconcentratie bij een kalibratiefactor van 0,8.**

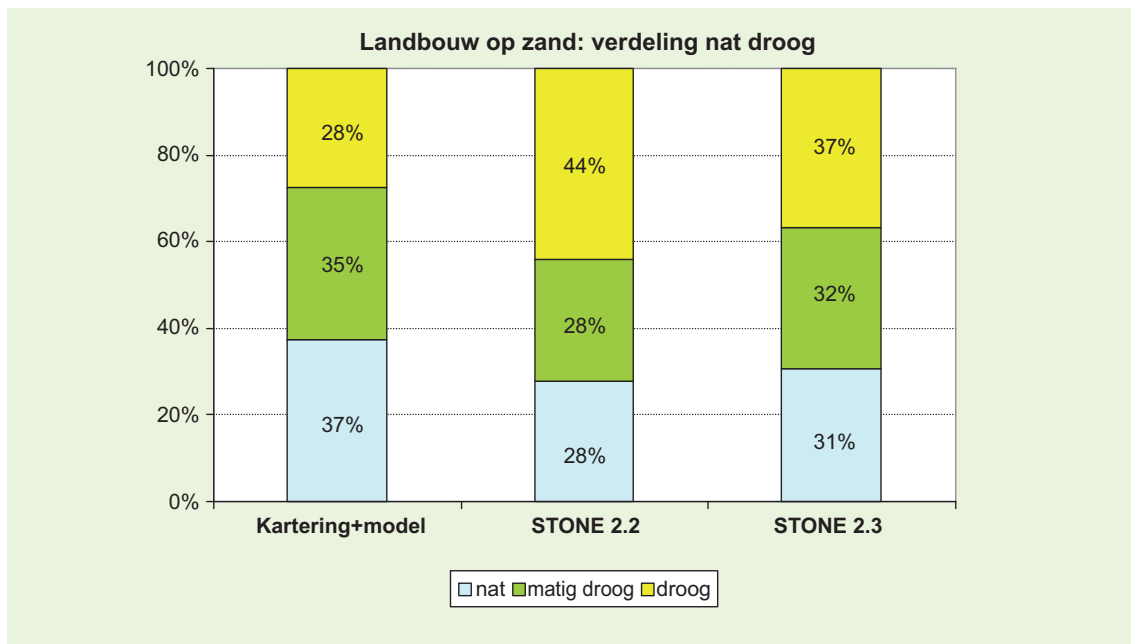
Daaruit blijkt dat de spreiding in nitraatconcentratie in de jaren na 1994 steeds kleiner is dan de spreiding die uit de metingen blijkt.

Mogelijk komt dat doordat de stikstofgiften zoals die in STONE worden ingevoerd, uitgemiddeld zijn: de variatie die tussen bedrijven bestaat is op deze wijze klein geworden, terwijl die variatie bij de bedrijven waar wordt gemeten groter kan zijn.

### 3. Aanpassing hydrologie berekend met de modellen NAGROM en SWAP

- de gesimuleerde actuele verdamping (evapotranspiratie) is over het algemeen als plausibel beoordeeld. Waterbalansen van enkele stroomgebieden indiceren een verbetering voor het Pleistoceen ten opzichte van STONE 2.2. Voor het Holocene deel van Nederland zijn er geen verbeteringen;
- de gesimuleerde verdamping van grasland op droge zandgronden blijft hoog in vergelijking tot de HELP-Tabel;
- kwel- en wegzijgingsresultaten zien er voor vrij afwaterende gebieden plausibel uit.
- de gesimuleerde grondwaterstanden zijn duidelijk verbeterd ten opzichte van STONE 2.2, met uitzondering van grote delen van de provincie Drenthe waar de grondwaterstanden-structureel te diep worden gesimuleerd. Maar de algehele conclusie is dat het landelijk beeld er plausibel uitziet. De vergelijking met het areaal uitspoelingsgevoelige gronden laat ook een duidelijke verbetering zien ten opzichte van STONE 2.2. Droge Gt'en in STONE 2.2 zijn nu natter geworden. In algemene zin zijn er vergeleken met STONE 2.2 meer Gt'en natter dan droger geworden. Hiermee komt de verdeling van natte en droge grondwatertrappen meer in lijn met die welke door van Kekem (2005) is afgeleid uit





**Figuur B1.3** Verdeling van het areaal landbouw op zandgrond naar Gt-klasse volgens de kartering in combinatie met een statistisch model (Van Kekem, 2005) en volgens de hydrologie toegepast in STONE 2.2 en STONE 2.3

metingen in combinatie met een geostatistisch model. Van Bakel et al.(2007) toonden aan dat de uitkomsten van de kartering het areaal droge gronden onderschatten, maar dat het areaal volgens STONE 2.2 te groot was. Met de nieuwe versie is een plausibeler areaalverdeling ontstaan.

#### 4. Nieuwe indeling van akker- en tuinbouwgewassen (aanpassing schematisering)

De beschrijving van de N- en P-opname van bouwland in STONE 2.2 en eerdere versies was gebaseerd op drie gewassen, te weten consumptieaardappelen, wintertarwe en suikerbieten. De arealen van deze drie gewassen zijn bekend per LEI-gebied en per LEI-grondsoort. Deze arealen worden vervolgens genomen om een verhouding van deze gewassen op plotniveau te krijgen. De andere bouwlandgewassen werden genegeerd.

De gewasopname van bouwland in een plot (op basis van QUADM0D) berust op een gewogen gemiddelde gewasopname van deze drie gewassen. De uitspoeling naar grondwater en de af- en uitspoeling naar oppervlaktewater is de resultante van de N-gift, de gemiddelde N-opname en de N-levering van de grond. De beschrijving van de waterhuishouding (SWAP) was gebaseerd op de verdamping van aardappelen. De verdamping van wintertarwe en suikerbieten werd verondersteld gelijk te zijn aan die van aardappelen

Omdat deze benadering in verband met de gebruiksnormen voor stikstof die gewasspecifiek zijn onvoldoende nauwkeurig geacht werd, is een nieuwe aanpak van bouwland (akker- en tuinbouwgewassen) ontwikkeld. Hiertoe zijn de AT-gewassen ingedeeld in 22 gewassen, waarbij 16 gewassen en 6 groepen van gewassen zijn onderscheiden (Tabel B1.3). Voor deze 22 gewassen zijn stikstofresponscurves afgeleid welke zijn gebaseerd op het model MEBOT (Schreuder et al., 2008).

De hydrologie van bouwland is echter ongewijzigd gebleven en nog steeds gebaseerd op de verdamping van een aardappelgewas. Het is niet bekend welke fout hiermee wordt gemaakt.

**Tabel B1.3 Indeling van akker- en tuinbouwgewassen en -gewasgroepen voor STONE2.3**

Akkerbouw		Vollegrondsgroenten	
1	Wintertarwe	11	Peen
2	Suikerbieten	12	Stamslaboon
3	Consumptieaardappelen	13	Kool
4	Zomergerst	14	Prei
5	Zetmeelaardappelen		
6	Pootaardappelen		
		Bloembollen	
7	Korrelmaïs	15	Tulp
8	Zomertarwe	16	Lelie
9	Graszaad		
10	Zaaiuien		
		Rest	
		17	Groep Wintertarwe
		18	Groep Suikerbieten
		19	Groep Zomergerst
		20	Groep Stamslaboon
		21	Groep Prei
		22	Groep Tulp

## 5. Werking van stikstof in dierlijke mest (aanpassing modelparameter)

Voor de bepaling van de gewasopname in QUADMODO moet de werkzame hoeveelheid stikstof uit dierlijke mest worden bepaald (Nwdose). Daarvoor worden in STONE werkingscoëfficiënten voor de verschillende stikstoffracties van dierlijke mest opgelegd welke zijn gebaseerd op veld- en modelonderzoek (REFS). Onderscheiden worden de fracties Nmineraal (Nm), N organisch (Norg; dit is de som van Ne ofwel de in het eerste jaar beschikbaar komende fractie en Nr, de na 1 jaar beschikbaar komende N) en de N uit weidemest (Nwei).

Tabel B1.4 en Tabel B1.5 tonen de waarden die in deze studie zijn gebruikt voor respectievelijk varkens-/pluimveemest en rundveemest. Voor grasland is een toename verondersteld van de werking van de minerale fractie na 1986. Dit geldt ook voor weidemest. Voor bouwland en snijmaïs op zand- en lössgrond is aangenomen dat de werking van de minerale fractie tot 100% toeneemt vanaf 1996. Voor de organische fractie is sprake van een geleidelijke toename van 32% in 1986 tot 44% (bouwland) en 41% (snijmaïs) in 1996.

Bij snijmaïs en overig bouwland op kleigronden neemt de werkzaamheid veel later toe.

Voor de ontwikkeling van de hogere werking van stikstof in dierlijke mest is de periode van mestuitrijden belangrijk. Na 1987 zijn er, zij het gefaseerd, regels voor de wijze en tijdstip van mesttoediening ingevoerd (minder in najaar en winter en meer in voorjaar en zomer). Voor grasland (alle grondsoorten) is aangenomen dat dierlijke mest vanaf 1996 geheel in voorjaar en zomer wordt uitgereden. Voor bouwland op zand en löss is uitgegaan van een volledige voorjaarstoepassing na 1996.

Tabel B1.4 Werking van stikstof in mest van varkens en pluimvee.

Gewas	Bodem	N comp.	1986	1996	2006-2009	2009 - 2015
Grasland	Alle	Nm	80%	100%	100%	100%
		Norg	56%	56%	56%	56%
		Nwei	-	-	-	-
Bouwland	zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	33%	44%	44%	44%
Snijmaïs	zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	33%	41%	41%	41%
Bouwland	Klei	Nm	32%	39%	45%	58%
		Norg	33%	34%	34%	37%
Snijmaïs	Klei	Nm	32%	39%	45%	100%
		Norg	33%	33%	32%	41%

Tabel B1.5 Werking van stikstof in mest van rundvee.

Gewas	Bodem	N comp.	1986	1996	2006-2009	2009 - 2015
Grasland	Alle	Nm	80%	100%	100%	100%
		Norg	20%	20%	20%	20%
		Nwei	0%	2%	14%	14%
Bouwland	Zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	17%	16%	16%	16%
Snijmaïs	Zand + löss	Nm	32%	100%	100%	100%
		Norg	17%	14%	14%	14%
Bouwland	Klei	Nm	32%	39%	45%	58%
		Norg	17%	16%	15%	15%
Snijmaïs	Klei	Nm	32%	39%	45%	100%
		Norg	17%	16%	14%	14%

Bij snijmaïs en bouwland op kleigronden is aangenomen dat 35 % in het voorjaar en 65% in het najaar wordt aangewend. Na 2009 is bij bouwland de verdeling tussen voor- en najaar 50% - 50%. Voor snijmaïs op klei is echter uitgegaan van een volledige voorjaarstoediening na 2009, vandaar de hogere werking van de Nm-fractie in de mest.

Voor een uitgebreide rapportage over de aanpassingen en hun gevolgen wordt verwezen naar Groenendijk et al., (2008).



## Bijlage 2.      Uitgangspunten bemestingsberekeningen met MAMBO

### 1. Inleiding

Voor de uitvoering van de monitoring mestmarkt voor het jaar 2006 zijn door het LEI berekeningen uitgevoerd van de mestmarkt voor het jaar 2006 (Luesink et al., 2007). De uitgangspunten voor die berekeningen zijn vastgesteld op de wijze zoals beschreven is in het protocol: *Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen* (Luesink et al., 2006). Zowel de uitgangspunten als de resultaten van die berekeningen zijn geaccordeerd door de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet. Deze uitgangspunten en beschikbare statistische data van 2005 bij dat onderzoek worden op een drietal uitzonderingen na ook gehanteerd om de bemestingsdata van dierlijke mest voor het jaar 2006 ten behoeve van STONE te berekenen.

Voor de ex-anteberekeningen met STONE zijn ook bodembelastinggegevens nodig voor de jaren 2009 en 2015. De uitgangspunten en de statistische data van het jaar 2005 zijn eveneens de basis voor de berekeningen van de bemestingsdata voor de jaren 2009 en 2015 ten behoeve van STONE. Om aan te sluiten op de bodembelastinggegevens voor het jaar 2006 zijn die met hetzelfde instrumentarium (MAMBO) berekend als die voor de mestmarkt 2006. De uitgangspunten voor de berekeningen van de bodembelasting met mineralen voor de jaren 2009 en 2015 zijn niet vastgesteld op de wijze zoals in het protocol hiervoor zijn beschreven (CDM, 2004). Voor het jaar 2009 wordt de ontwikkeling in uitgangspunten van 2006 naar 2009 gebaseerd op De Hoop et al. (2004); dat onderzoek is wel uitgevoerd volgens het daarbij behorende protocol (CDM, 2004). Nieuwe inzichten en nieuwe informatie die tussen eind 2004 en eind 2006 beschikbaar is gekomen, is daarmee niet verwerkt. De Commissie van Deskundigen Meststoffenwet is niet betrokken geweest bij het vaststellen van de uitgangspunten voor het jaar 2015. De resultaten voor de jaren 2009 en 2015 zijn daardoor dan ook van een ander gehalte dan die voor het jaar 2006. De resultaten voor het jaar 2006 zijn breder onderbouwd dan die van 2009, maar met name geldt dat voor 2015. De bodembelastinggegevens voor het jaar 2015 zijn dan ook een indicatie van de verwachte situatie in die jaren.

### 2. Uitgangspunten berekeningen 2006

De uitgangspunten voor de berekeningen van de bemestingsdata ten behoeve van STONE wijken op een drietal punten af van de uitgangspunten zoals die gehanteerd zijn voor de berekening van de meststromen voor de mestmarkt voor het jaar 2006. Dat zijn:

- Bij de berekeningen van de meststromen voor de mestmarkt 2006 zijn voor de gehalten in de af te voeren mest de gehalten gehanteerd op basis van de analyseresultaten zoals die bij LNV-DR bekend zijn. Bij dit onderzoek zijn ze berekend door van de WUM-excreties de gasvormige verliezen uit stal en opslag af te trekken volgens de systematiek zoals die bij de berekeningen voor de Milieubalans wordt toegepast.
- Bij de berekeningen van de meststromen voor de mestmarkt 2006 was er een niet-plaatsbare mestproductie van 7 miljoen kg fosfaat (voorlopige gegevens). Voor de berekening van de bemestingsgegevens van STONE was dat een ongewenste situatie die niet mocht ontstaan, alle geproduceerde mest diende een bestemming te krijgen. Uit recente gegevens van

LNV-DR bleek de export zo'n 5 miljoen kg fosfaat hoger te zijn dan bij de uitgangspunten van de monitoring van de mestmarkt 2006 werd verwacht. Daarom is de export van droge pluimveemest met 5 miljoen kg fosfaat verhoogd. Voor de afzet van de overige 2 miljoen kg fosfaat is de acceptatiegraad op alle gewassen met 5% verhoogd.

### 3. Uitgangspunten berekeningen 2009 en 2015

#### Algemeen

Om met MAMBO bodembelastingsgegevens voor 2009 en 2015 te kunnen berekenen, dienen ontwikkelingen te worden vastgesteld tussen 2006 en 2015 voor:

- het aantal dieren;
- de excretie en productie van mest en mineralen;
- de gewasarealen;
- de acceptatiegraden voor mest;
- de mestafzet buiten de landbouw en import.

#### Dieraantallen

Voor de ontwikkeling in het aantal dieren wordt ervan uitgegaan dat dit tussen 2006 en 2015 in hetzelfde tempo daalt als in De Hoop et al. (2004) is aangenomen voor de periode 2006-2009 (Tabel B2.1). Voor de diersoorten die niet in Tabel B3.1 worden vermeld, wordt verondersteld dat er geen ontwikkelingen in aantallen plaatsvinden tussen 2006 en 2015. Tevens is aangenomen dat het afschaffen van de melkquotering niet voor 2015 zal plaatsvinden.

**Tabel B2.1 Verwachte aantallen dieren in zichtjaren 2009 en 2015 (index ten opzichte van 2006 en aantal : 1.000), die afwijken van het verwachte aantal in 2006 (De Hoop et al., 2004)**

Diercategorieën	Index t.o.v 2006		Aantal stuks	
	2009	2015	2009	2015
Melk- en kalfkoeien	96	90	1.376	1.290
Jongvee	96	90	1.079	1.012
Vleesvarkens	98	94	5.395	5.175
Fokvarkens	98	96	1.219	1.169
Leghennen	96	88	40.925	37.514
Vleeskuikens	95	85	42.271	37.822
Ouderdieren vlees	95	85	5.500	4.921

#### Excretie en productie van mest en mineralen

Verondersteld wordt dat de excreties gelijk blijven aan het onderzoek voor de mestmarkt 2006 (Luesink, 2007). Voor het aandeel emissiearme stallen zijn de veronderstellingen:

- De praktijk heeft uitgewezen dat altijd op het laatste moment een inhaalslag wordt gemaakt ten aanzien van aanpassingen aan de regelgeving.
- In 2010 is het verwachte aandeel emissiearme stallen in de intensieve veehouderij afhankelijk van de diersoort 80 tot 93% (Hoogeveen et al., 2003).

Bij dit onderzoek worden daarom de volgende aannames gemaakt: voor hokdieren wordt ervan uitgegaan dat het aandeel emissiearme stallen in 2015 100% is en dat van die stijging tussen 2006 en 2015 in 2009 de helft is gerealiseerd. Dat houdt in dat het aandeel emissiearme stallen

in 2009 zo rond de 60% a 65% zit. Verondersteld wordt dat de toename van het aandeel ammoniakemissiearme stallen geen invloed heeft op de verdeling van de stikstof over de fracties N<sub>min</sub>, N<sub>e</sub> en N<sub>r</sub>. De bijbehorende N-correcties worden navenant aangepast. Bij legpluimvee wordt er tevens van uitgegaan dat het aandeel batterijstallen in 2015 0% is en dat van de daling tussen 2006 en 2015 in 2009 de helft is gerealiseerd. Voor de verdeling van de mest over weide- en stalrest wordt van dezelfde uitgangspunten uitgegaan als bij de mestmarkt voor het jaar 2006.

### Gewasarealen

Verondersteld wordt dat de gewasarealen in 2009, 2012 en 2015 gelijk zijn aan de arealen die gebruikt zijn voor het onderzoek monitoring mestmarkt 2006.

### Acceptatiegraden

In de zomer van 2006 heeft er een inventarisatie plaatsgevonden in de kleiakkerbouw naar de acceptatie van dierlijke mest, en in de herfst (Hoogeveen et al., 2007) naar die op een aantal bedrijfstypen op zandgrond (Van Dijk et al., 2007). Uit die inventarisatie is gebleken dat in de zandgebieden zowel in 2006 als in 2009 de gebruiksnormen vrijwel tot de grenzen met dierlijke mest zullen worden benut. De akkerbouwers verwachten in het jaar 2009 ongeveer 50 tot 100 kg stikstof uit dierlijke mest en 30 tot 65 kg fosfaat uit dierlijke mest te bemesten (Tabel B2.2). Bij een gebruiksnorm voor dierlijke mest van 170 kg per ha in beide jaren en een fosfaatgebruiksnorm van 85 kg per ha in 2006 en 80 kg in 2009 levert dat met de bemestingen van Tabel B3.2 een gemiddelde acceptatiegraad op bouwland op in de drie kleigebieden van Tabel B2.3

**Tabel B2.2 Verwachte gebruik van dierlijke mest in de kleiakkerbouw in 2006 en 2009 in kg stikstof en fosfaat per ha**

	N kleigebied	Centraal kleigebied	ZW kleigebied
<b>Stikstof</b>			
- 2006	65	94	113
- 2009	52	75	101
<b>Fosfaat</b>			
- 2006	40	53	72
- 2009	31	41	64

**Tabel B2.3 Gemiddelde acceptatiegraad op kleibouland in drie regio's op basis van de gebruiksnorm dierlijke mest voor stikstof en de fosfaatgebruiksnorm voor fosfaat**

	N kleigebied	Centraal kleigebied	ZW kleigebied
<b>Stikstof</b>			
- 2006	0.38	0.55	0.66
- 2009	0.31	0.44	0.59
<b>Fosfaat</b>			
- 2006	0.47	0.62	0.85
- 2009	0.39	0.55	0.80

Over de hele linie is de acceptatiegraad voor stikstof lager dan voor fosfaat. Bij de spelsimulaties hebben de akkerbouwers ook aangegeven dat de stikstof als beperkende factor wordt ervaren

ten aanzien van de acceptatie van dierlijke mest. Bij toediening van de mest tussen de oogst en 15 september, wat voor ongeveer de helft van de dierlijke mest in de kleiakkerbouw zal gebeuren (Hoogeveen et al., 2007), is de werkingscoëfficiënt van de stikstof ongeveer 20%, terwijl met een forfait dient te worden gerekend van 60%. Dit wordt in de kleiakkerbouw gezien als de grootste beperking bij het aanwenden van stikstof uit dierlijke mest. Daarom wordt voor de jaren 2009 en 2015 de acceptatiegraad in de kleiakkerbouw met hetzelfde percentage verlaagd als het verschil in acceptatie van stikstof tussen 2006 en 2009 (Tabel B3.4). Uit de spelsimulaties op vier bedrijven in het lössgebied is gebleken dat de aanwending van dierlijke mest op lössgrond tussen 2006 en 2009 met zo'n 20% zal dalen. Rekening houdende met lagere gebruiksnormen in 2009 ten opzichte van 2006 komt dat neer op een daling van de acceptatiegraad van zo'n 15%. In Tabel B3.4 (acceptatiegraden per akker- en tuinbouwgewasgroep naar mestregio) is rekening gehouden met die daling. Omdat verondersteld wordt dat de acceptatiegraad op grasland en bouwland in de zandgebieden gelijk blijft aan de acceptatie voor het jaar 2006 worden die niet in Tabel B3.4 vermeld. Zie daarvoor Luesink et al., (2007). Doordat in 2015 de fosfaatnormen fors lager zijn dan in 2009 heeft dat tot gevolg, wanneer met dezelfde acceptatiegraden wordt gerekend, dat de bemesting met hetzelfde aandeel zal dalen als de gebruiksnormen lager worden.



**Tabel B3.4 Acceptatiegraden in de akker- en tuinbouw in per gewasgroep in 2009 en 2015 (Zie voor grasland en snijmaïs Luesink et al., 2007)**

	C+F Aardappelen Groente o g Bloembollen	Bieten en Poot aardappelen	Wintertarwe	Overig akker en tuinbouw	Braak
01, Groningen	1.02	0.81	0.26	0.17	0.37
02, Noord-Friesland	0.84	0.42	0.17	0.20	0.73
03, Zuidwest-Friesland	0.64	0.42	0.17	0.20	0.73
04, De Wouden	0.69	0.48	0.19	0.23	0.84
05, Veenk. Drenthe	1.20	1.26	0.36	0.11	0.00
06, Drenthe, excl Veenk.,	1.03	0.93	0.30	0.19	0.42
07, Noord-Overijssel	1.02	0.72	0.28	0.34	0.84
08, Sall, Twente e.o.	1.02	0.67	0.56	0.79	0.38
09, Noord- en Oost-Veluwe	0.99	0.65	0.54	0.76	0.38
10, West-Veluwe	0.99	0.65	0.54	0.76	0.38
11, Achterhoek	0.99	0.65	0.54	0.76	0.38
12, Betuwe e.o.	0.82	0.50	0.49	0.58	0.29
13, Utrecht-Oost	0.85	0.57	0.46	0.66	0.38
14, Utrecht-West	0.70	0.66	0.08	0.16	0.01
15, Noord-Noord-Holland	0.42	0.40	0.05	0.09	0.01
16, Zuid-Noord-Holland	0.42	0.40	0.05	0.09	0.01
17, Zuid-Holland, excl. Zeeklei	0.69	0.65	0.08	0.16	0.01
18, Zeeklei van Zuid-Holland	0.94	0.25	0.17	0.26	0.01
19, WalchN,Bevl SchD,I,	1.39	0.37	0.25	0.38	0.01
20, Zuidbevl Tholen St,Ph,I,	1.41	0.37	0.26	0.38	0.01
21, Zeeuws-Vlaanderen	1.38	0.37	0.25	0.38	0.01
22, West-Noord-Brabant	1.11	0.30	0.20	0.31	0.01
23, West-Kempen	1.03	1.16	0.93	1.46	0.00
24, Maask. Meijerij	1.03	1.16	0.93	1.46	0.00
25, Oost-Kempen	1.03	1.16	0.93	1.46	0.00
26, Peel, Land van Cuyk	1.03	1.16	0.93	1.46	0.00
27, West-Noord-Limburg	0.88	1.00	0.81	1.26	0.00
28, Noord-Limburg Maasval,	0.88	1.00	0.81	1.26	0.00
29, Zuid-Limburg	0.90	0.49	0.41	0.58	0.32
30, Noordoostpolder	0.82	0.77	0.10	0.19	0.01
31, Flevopolder	0.82	0.77	0.10	0.19	0.01

### Mestafzet buiten de Nederlandse landbouw en import

De verwachting is dat de komende jaren de druk op de mestmarkt groot zal blijven. Omdat de afzetruimte van mest in de Nederlandse landbouw beperkt is, zal gezocht worden naar afzetmogelijkheden buiten de Nederlandse landbouw. Die mogelijkheden zijn er vooral in het vergroten van de export van droge pluimveemest en het verbranden van droge pluimveemest voor energiewinning. Met de bouw van een elektriciteitscentrale voor de winning van energie uit droge pluimveemest in Moerdijk is inmiddels gestart (Capaciteit 8 miljoen kg fosfaat uit droge pluimveemest per jaar). Er wordt van uitgegaan dat die in 2009 volop in bedrijf is. Doordat verbran-

ding concurreert met export zal het in bedrijf komen van de verbrandingsinstallatie de eerste jaren ten koste gaan van de export en pas daarna zal de export weer stijgen. Er wordt daarom van uitgegaan dat in 2015 de totale productie van droge pluimveemest verbrand of geëxporteerd wordt. Daarvoor wordt dezelfde hoeveelheid voor export en verbranding aangehouden als in De Hoop et al. (2004) voor het jaar 2009. Bij deze studie wordt er dus van uitgegaan dat er in 2015 23 miljoen kg fosfaat in de vorm van export en verbranding buiten de Nederlandse landbouw wordt afgezet. Bij het onderzoek naar de mestmarkt voor het jaar 2006 (Luesink, 2007) is uitgegaan van een hoeveelheid van 10,6 miljoen kg fosfaat. Verondersteld wordt dat in het jaar 2009 de helft van de stijging tussen 2006 en 2015 is gerealiseerd dat komt neer op een afzet buiten de Nederlandse landbouw in de vorm van export en verbranding van 16,8 miljoen kg fosfaat.

Er wordt verondersteld dat de afzet naar particulieren, hobbyboeren en op natuurterrein in alle jaren gelijk zal zijn als voor de mestmarkt voor het jaar 2006 is verondersteld (Luesink, 2007).

## Bijlage 3. Doelstelling voor nitraat in grondwater

### Geldigheidsgebied nitraatdoelstelling in grondwater

#### Waar geldt de doelstelling ?

In de Memorie van Toelichting bij de wijziging van de Meststoffenwet (Tweede Kamer, 2004) is de volgende passage opgenomen (paragraaf 3.3.2, pagina 41):

“..Tegen deze achtergrond kiest de regering ervoor om het onderscheid tussen natte en droge gronden te laten vervallen en voor het gehele areaal zand- en lössgronden scherpere normen vast te stellen, gericht op realisatie van de 50 milligram nitraatnorm voor het gehele areaal. De vaststelling van de normen geschiedt op basis van een gewogen gemiddelde van de normen die zouden gelden als het onderscheid tussen de verschillende zandgronden wel in stand zou blijven. Aldus vindt er op gebiedsniveau een middeling plaats, zowel ten aanzien van de normen als ten aanzien van de kwaliteitsdoelstelling in het bovenste grondwater.”

In het Derde Actieprogramma (Tweede Kamer, 2005a) staat op pagina 14:

“To avoid legal procedures, the Netherlands will not again designate soils as prone to leaching, but instead it will drop the differentiation between sandy soils not prone to leaching and sandy soils that are prone to leaching. By way of compensating for not designating soils prone to leaching, application standards will be set for all sandy and loessial soils (approximately 1,000,000 ha) based on a weighted average with the starting point being that 25% of the soils are prone to leaching. In this way the drastic tightening that was foreseen for soils prone to leaching (250,000 ha) will be equally spread out over all sandy and loessial soils. This means that the net reduction in nitrogen application will remain the same. This approach fits in well with the obligations that result from the coming Groundwater Directive. Within the framework of that Directive member states have to designate groundwater bodies.”

En op pagina 15:

“As regards 2008 and beyond, the application standards for arable and marketgarden crops on sandy and loessial soils will be based on the next evaluation of the Fertilisers Act in 2007, by using the cultivation scheme per region to determine the tightening that is needed to achieve the groundwater quality standard in each region.”

### Operationalisering in de STONE-berekeningen

In verband met bovenstaande formuleringen wordt het ‘waar’ van de doelbereiking op twee manieren in beeld gebracht.

1. In lijn met de formulering in de MvT van de Meststoffenwet, wordt bij de beoordeling van de effecten van de gebruiksnormen van 2009 over het gehele zandgebied gemiddeld. Onder het ‘gebiedsniveau’ is hier daarom het gehele zandgebied verstaan.

2. Het Actieprogramma Nitraatrichtlijn refereert aan de grondwaterlichamen op basis van de komende Grondwaterrichtlijn, een dochterrichtlijn van de Kaderrichtlijn Water (KRW). De KRW verplicht de lidstaten om grondwaterlichamen aan te wijzen.

Deze aanwijzing heeft in Nederland in 2005 plaatsgevonden. De ligging staat in VROM (2005). Wel zijn er nadien nog enkele wijzigingen aangebracht in de indeling van grondwaterlichamen (VROM, 2006).

In dit rapport worden de modeluitkomsten ook per voorgesteld grondwaterlichaam gepresenteerd waarbij ervan uitgegaan wordt dat de waarde van 50 mg/l gemiddeld onder landbouwgrond in alle grondwaterlichamen moet worden gerealiseerd.

### Referenties

Tweede Kamer (2004) De ontwerp wijziging van de Meststoffenwet. Kamerstukken vergaderjaar 2004-2005, 29930, nr 1-4.

Tweede Kamer (2005) Kamerstukken vergaderjaar 2004-2005, 28385, nr 51 (Bijlage 5: Third Dutch Action Programme 2004-2009).

VROM (2005). Draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Versie 16 maart 2005.

VROM (2006). Draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Versie 1.2, Vastgesteld op 14 november 2006 in het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (LBOW).

## Bijlage 4. Weerjaarreeksen en toelichting op gemiddeld weerjaar 1985

Voor de berekeningen met variabel weer zijn de volgende weerjaarreeksen (of sessies) door-gerekend (variabel weer: Figuur B4.1). Figuur B4.2 geeft het beeld van de wijze waarop met constant weer is gerekend.

Rekenjaar	Meteojaar	Sessie	Vanggewas na snijmais
1986	1986	63	niet
1987	1987		
1988	1988		
1989	1989		
1990	1990		
1991	1991		
1992	1992		
1993	1993		
1994	1994		
1995	1995		
1996	1996		
1997	1997		
1998	1998		
1999	1999		
2000	2000	64	niet
2001	2001		
2002	2002		
2003	2003		
2004	2004		
2005	2005		
2006	1991		
2007	1992		
2008	1993		
2009	1994		
2010	1995		
2011	1996		
2012	1997		
2013	1998		
2014	1999		
2015	2000	69	wel
2016	1986		
2017	1987		
2018	1988		
2019	1989		
2020	1990		
2021	1991		
2022	1992		
2023	1993		
2024	1994		
2025	1995		
2026	1996		
2027	1997		
2028	1998		
2029	1999		
2030	1985		

Figuur B4.1. Verband tussen rekenjaar, meteojaar en rekensessie (variabele weerjaren)

De sessies hebben steeds betrekking op 15 jaren. Sessie 63 bestaat uit de meteojaren 1986 tot en met 2000. De volgende sessie (64) bestaat eveneens uit historische jaren namelijk de jaren 2001 tot en met 2005. Omdat met ingang van 2006 het vanggewas na maïs verplicht is, zijn de meteojaren 1986 tot en met 2000 ook hiervoor aangepast. Deze aangepaste meteojaren maken deel uit van sessie 64 (gedeeltelijk) en sessie 69 (geheel).

Rekenjaar	Meteojaar	Sessie	Vanggewas na snijmais
1986	1985	71	niet
1987	1985		
1988	1985		
1989	1985		
1990	1985		
1991	1985		
1992	1985		
1993	1985		
1994	1985		
1995	1985		
1996	1985		
1997	1985		
1998	1985		
1999	1985		
2000	1985		
2001	1985	72	
2002	1985		
2003	1985		
2004	1985		
2005	1985		
2006	1985		
2007	1985		
2008	1985		
2009	1985		
2010	1985		
2011	1985	73	wel
2012	1985		
2013	1985		
2014	1985		
2015	1985		
2016	1985		
2017	1985		
2018	1985		
2019	1985		
2020	1985		
2021	1985		
2022	1985		
2023	1985		
2024	1985		
2025	1985		
2026	1985		
2027	1985		
2028	1985		
2029	1985		
2030	1985		

**Figuur B4.2 Verband tussen rekenjaar, meteojaar en rekensessie (constante weerjaren)**

Als wordt gerekend met constant weer, zijn 3 sessies bekeken. Sessie 71 bestaat uit meteojaar 1985 zonder vanggewas na maïs. Sessie 73 bestaat uit meteojaar 1985 met vanggewas. In sessie 72 zijn jaren met en zonder vanggewas onderscheiden.

## Vergelijking weerjaar 1985 met andere weerjaren

Alle data in mm/jaar. Het verschil (in mm en in %) is uitgedrukt ten opzichte van de gemiddelde waarde van 1986-2002. Accent ligt op het zand- en kleigebied.

### 1. Neerslag

Klasse	gem. 1986-2002	1985	verschil (mm)	verschil (%)
gras_zand	854	813	41	+5
maïs_zand	824	784	40	+5
bouwland_zand	838	812	26	+3
gras_klei	854	854	1	0
maïs_klei	824	795	28	+3
bouwland_klei	841	815	26	+3

Voor het zandgebied geldt dat 1985 ten opzichte van het gemiddelde van 1986-2002 3-5% droger is. Bij klei wijkt 1985 iets minder af.

### 2. Verdamping (TP)

Klasse	gem. 1986-2002	1985	verschil (mm)	verschil (%)
gras_zand	556	512	44	+8
maïs_zand	485	431	54	+11
bouwland_zand	475	434	41	+9
gras_klei	535	503	32	+6
maïs_klei	484	415	69	+14
bouwland_klei	497	447	50	+10

De gemiddelde verdamping (1986-2002) bij landbouw op zand is 8-11% hoger dan die van het jaar 1985. Bij klei is het verschil vergelijkbaar.

### 3. Neerslagoverschot (TP)

Klasse	gem. 1986-2002	1985	verschil (mm)	verschil (%)
gras_zand	298	301	-3	-1
maïs_zand	339	353	-14	-4
bouwland_zand	363	378	-15	-4
gras_klei	319	350	-31	-10
maïs_klei	340	381	-41	-12
bouwland_klei	343	368	-25	-7

Per saldo is het neerslagoverschot van 1985 voor landbouw op zand iets groter dan het gemiddelde voor de jaren 1986-2002. Het verschil bedraagt 1-4%.

Voor klei is het verschil groter (7-10%).

#### 4. Uitspoeling op GLG niveau (GP)

Klasse	gem. 1986-2002	1985	verschil (mm)	verschil (%)
gras_zand	248	249	-1	0
maïs_zand	279	297	-18	-6
bouwland_zand	325	337	-12	-4
gras_klei	168	174	-5	-3
maïs_klei	179	197	-17	-10
bouwland_klei	200	209	-9	-5

De uitspoeling van water op GLG niveau in zandgronden is voor het weerjaar 1985 gelijk (gras) tot iets groter (maïs en bouwland) vergeleken met het gemiddelde.

#### 5. Af- en uitspoeling naar oppervlaktewater (TP)

Klasse	gem. 1986-2002	1985	verschil (mm)	Verschil (%)
gras_zand	299	291	8	+3
maïs_zand	254	264	-10	-4
bouwland_zand	265	266	-1	0
gras_klei	369	388	-19	-5
maïs_klei	342	366	-24	-7
bouwland_klei	423	444	-21	-5

De waterflux naar het oppervlaktewater vertoont een wisselend beeld. Het verschil tussen 1985 en het gemiddelde over de jaren 1986-2002 varieert voor landbouw op zand van  $-4\%$  (maïs) tot  $+3\%$  (gras). Bij bouwland op zand is het verschil nihil. De af- en uitspoeling van kleigrond is bij weerjaar 1985  $5-7\%$  hoger.

#### 6. Vergelijking van de neerslag in 1985 met andere tijdvakken

Data gebaseerd op 15 KNMI districten, onderverdeeld naar hoofd-bodemtype.

Periode	zand + löss	klei	veen	Alle
gemiddeld 72-02	793	809	815	801
gemiddeld 82-02	827	840	851	834
gemiddeld 92-02	851	870	881	861
jaar 1985	864	797	802	831

Voor het zandgebied en voor het gehele land is 1985 natter dan gemiddeld in de periode 1972-2002. Voor het klei en veengebied geldt het omgekeerde.

Kijken we naar latere tijdvakken dan blijkt de neerslag te zijn toegenomen. De periode 1992-2002 was duidelijk natter. Voor zand neemt het verschil tussen 1985 en de gemiddelde waarden af, voor klei en veen daarentegen wordt het verschil steeds groter (1985 droger). De neerslag van 1985 komt landelijk gezien het best overeen met het gemiddelde voor de periode 1982-2002.



## 7. Conclusie

Het weerjaar 1985 heeft iets minder neerslag dan het gemiddelde voor de periode 1986-2002. Maar ook de verdamping van 1985 is lager. Het netto effect hiervan is dat het neerslagoverschot van 1985 maar weinig afwijkt van het gemiddelde over de periode 1986-2002. Wat hier niet onderzocht is, is het verloop van neerslag en verdamping binnen het jaar.

Voor de uitspoeling (zandgronden) is 1985 iets natter. Wat betreft de af- en uitspoeling komt 1985 voor het zandgebied redelijk overeen met het gemiddelde voor 1986-2002. Voor de af- en uitspoeling van water uit het kleigebied leidt 1985 tot iets grotere waarden.

Vergelijking van de neerslag in 1985 met die van andere tijdvakken laat zien dat 1985 natter is dan het gemiddelde van de periode 1972-2002 (30 jaar). Voor zand wordt het verschil kleiner naarmate er latere tijdvakken worden vergeleken. Voor klei en veen blijft de neerslag van 1985 steeds verder achter.

Landelijk gemiddeld komt de neerslag van 1985 goed overeen met het gemiddelde voor de periode 1982-2002 (20-jaars gemiddelde)

De hier gepresenteerde globale vergelijking van 1985 met de periode 1986-2002 laat zien dat het eigenlijk niet goed mogelijk is om één jaar te selecteren dat voor alle gewas-bodemcombinaties en tegelijk voor alle aspecten van de waterhuishouding, namelijk neerslag, verdamping, uitspoeling en afspoeling, als gemiddeld te beschouwen is.



## Bijlage 5. Kenmerken drainage naar oppervlaktewater

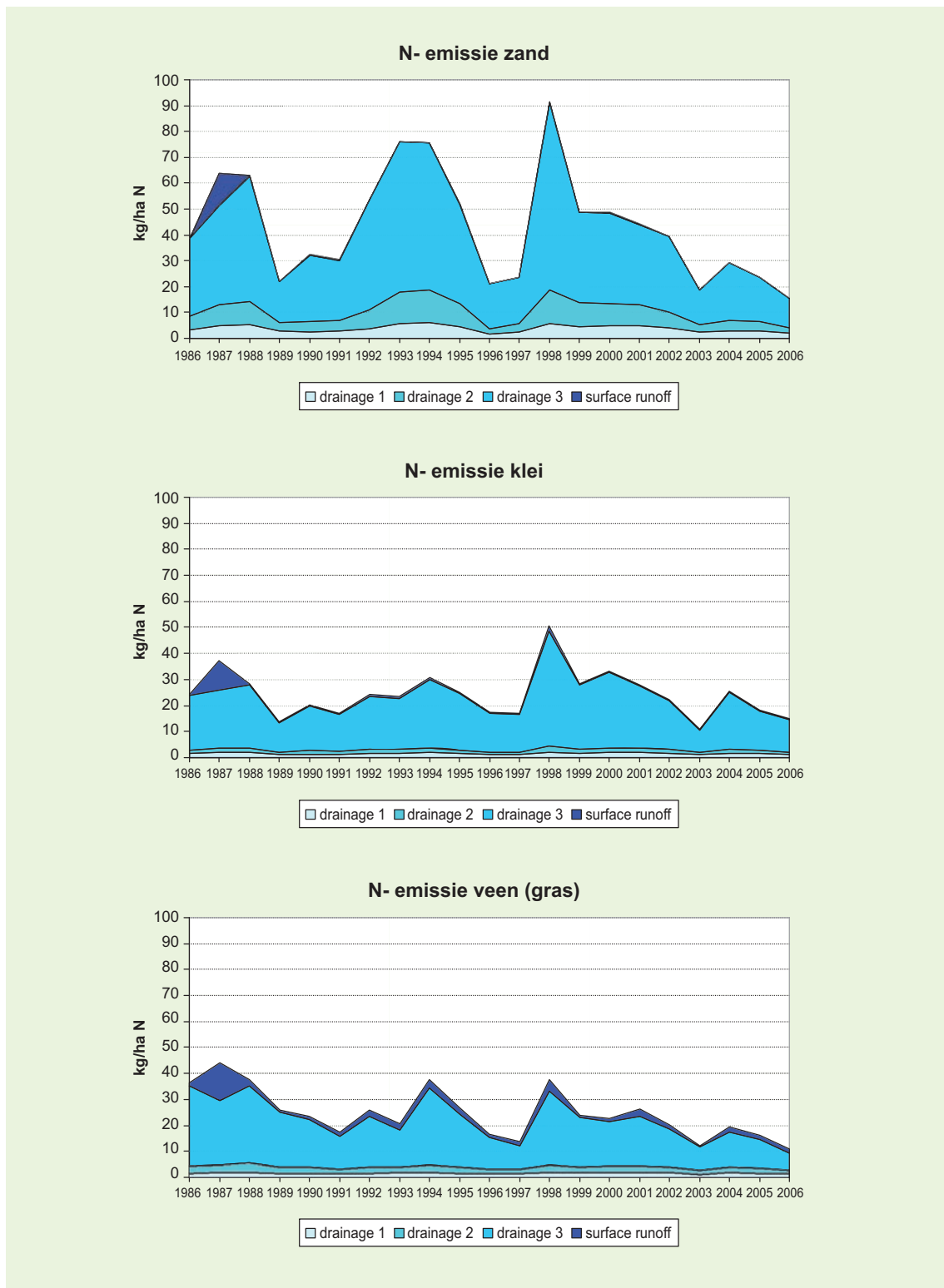
De volgende figuren (Figuur B.5.1 en B.5.2) geven een indruk van de verdeling van het water-, N- en P-transport naar het oppervlaktewater over de modelsystemen 'surface runoff', 'drainage 1', 'drainage 2' en 'drainage 3'. Onder surface runoff wordt verstaan het water-, N- en P-transport dat over het maaiveld naar de waterlopen stroomt. Het water is daarbij wel in contact geweest met het bovenste bodemlaagje en de concentratie van deze transportroute is mede beïnvloed door de concentratie in dit laagje.

In het algemeen wordt onder drainage 3 het transport naar greppels, drains en kavelsloten bedoeld. Met drainage 2 wordt het transport naar A-watgangen en diepere sloten aangeduid en met drainage 1 wordt het transport naar beken, kanalen en boezems bedoeld.

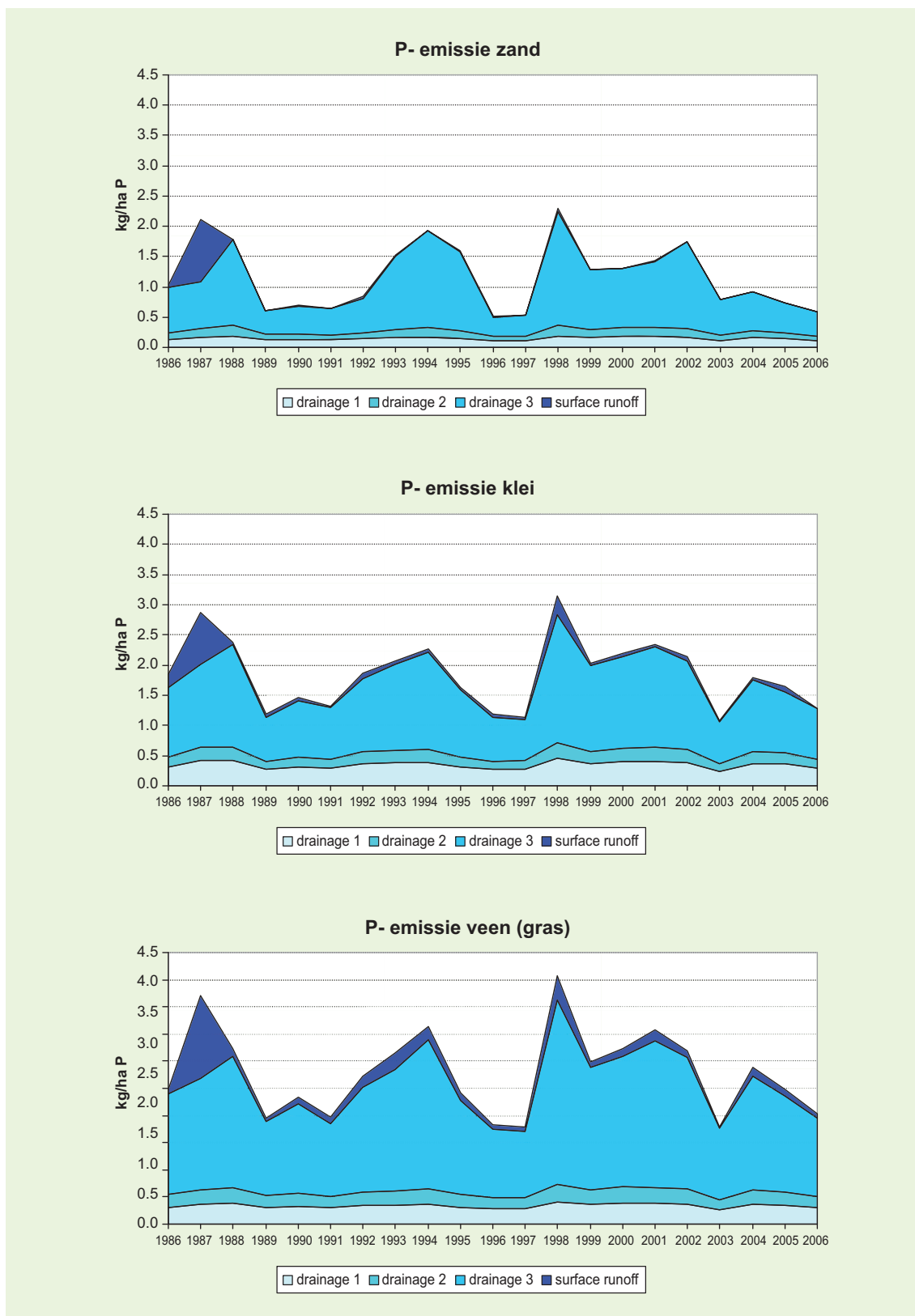
Opgemerkt wordt dat het transport naar een bepaald watersysteem niet eenduidig te koppelen is aan de diepte waarop waterstroming en stoftransport in de bodem plaatsvindt. De diepte tot waarop een bepaalde transportroute plaatsvindt, wordt in de simulaties van de hydrologie met SWAP/NAGROM bepaald aan de hand van verhoudingen in drain- of slootafstanden. Deze kan per plot verschillen. Omdat in de hydrologische berekeningen alleen gekeken wordt naar de lengte van een bepaald klasse waterloop binnen een rekeneenheid en geen rekening wordt gehouden met de het voorkomen van de betreffende waterloop in de directe omgeving, komen soms extreme verhoudingen van drain- of slootafstanden in de schematisering van de STONE-hydrologie voor.

Ook komt het voor dat vanuit het oogpunt van schematisering van stoftransportroutes een onderscheid tussen bepaalde watertypes ongewenst is, omdat het oppervlaktewaterpeil voor beide watertypes gelijk is en de drain-/slootafstand weinig verschilt, en ze in de hydrologische berekeningen toch tot verschillende klassen worden gerekend.

Mede hierom is voorzichtigheid geboden bij de interpretatie van het verschil in de omvang van transporten naar de systemen drainage 1, drainage 2 en drainage 3.



Figuur B5.1 Verdeling van de N-vrachten naar het oppervlaktewater via de verschillende drainage-componenten voor zand, klei en veen.



**Figuur B5.2** Verdeling van de P-vrachten naar het oppervlaktewater via de verschillende drainage-componenten voor zand, klei en veen.

De procentuele verdeling van de afvoer van water, stikstof en fosfor via de verschillende afvoer-routes naar het oppervlaktewater per bodemtype is weergegeven in Tabel B5.1- B5.3 voor respectievelijk zand, klei en veen (grasland). Vermeld is de gemiddelde waarde voor de periode 2015-2030 (variant 2015AT-20).

**Tabel B5.1 Afvoer van water en nutriënten naar het oppervlaktewater bij zandgronden (in % van totale afvoer)**

	Water	Stikstof	Fosfor
Surface runoff	1	2	2
Drainage 3	60	73	73
Drainage 2	18	15	11
Drainage 1	21	11	14
Af- en uitspoeling tot.	100	100	100

**Tabel B5.2 Afvoer van water en nutriënten naar het oppervlaktewater bij kleigronden (in % van totale afvoer)**

	Water	Stikstof	Fosfor
Surface runoff	14	4	3
Drainage 3	76	81	66
Drainage 2	8	7	10
Drainage 1	12	9	20
Af- en uitspoeling tot.	100	100	100

**Tabel B5.3 Afvoer van water en nutriënten naar het oppervlaktewater bij gras op veengrond (in % van totale afvoer)**

	Water	Stikstof	Fosfor
Surface runoff	6	10	5
Drainage 3	67	69	73
Drainage 2	13	10	10
Drainage 1	14	10	13
Af- en uitspoeling tot.	100	100	100

Surface runoff van nutriënten is bij alle grondsoorten een kleine post en verschilt niet veel van die van water. Alleen bij klei is de waterafvoer wel groter. De afvoer via ondiepe drainage (drainage niveau 3) is bij alle grondsoorten de belangrijkste afvoercomponent. De verdeling van de afvoercomponenten gaat voor N en P redelijk gelijk op met die van water. Bij zandgronden is bij zowel stikstof als fosfor het aandeel van de ondiepe drainage (niveau 3) duidelijk groter dan dat van water. De bijdrage van de diepere afvoercomponenten is dan ook lager. Bij kleigronden verlaat een relatief groot aandeel van P de bodem via diepe drainage. Mogelijk speelt fosforrijke kwel hier een rol.

## Bijlage 6. Vergelijking met bodembalansen CBS

De vergelijking van de bodembalans is gebaseerd op identieke aanvoerposten (o.a. overige meststoffen en retourstromen zitten niet in STONE en zijn daarom niet meegenomen). Stikstofdepositie is buiten beschouwing gelaten. Verder geldt dat op de aanvoer van stikstof via dierlijke mest en kunstmest de gasvormige N-verliezen in mindering zijn gebracht. De aanvoer van het CBS is gecorrigeerd voor het kunstmestverbruik in de glastuinbouw. Voor de jaren 2002 tot en met 2005 is dit gebaseerd op GLAMI-cijfers (GLAMI, 2007: Voortgangsrapport 2006) voor 2000 en 2001 op het gemiddelde verbruik in de hele periode.

### 1. Stikstofbalans van de cultuurgrond volgens STONE

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<b>Aanvoer</b>						
Dierlijke mest + kunstmest	362	347	320	323	324	314
<b>Afvoer</b>						
Geogoste gewas	237	222	220	231	223	217
Overschot	126	125	100	92	100	97

### 2. Stikstofbalans van de cultuurgrond volgens CBS

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<b>Aanvoer</b>						
Dierlijke mest + kunstmest	363	348	323	323	320	313
<b>Afvoer</b>						
Geogoste gewas	216	212	215	193	217	202
Overschot	147	136	108	129	103	111

### 3. Verschil stikstofbalans van STONE en van CBS in kg/ha en in % ten opzichte van CBS

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Gem	Gem %
<b>Aanvoer</b>								
Dierlijke mest + kunstmest	0	-1	-3	0	4	1	0	0
<b>Afvoer</b>								
Geogoste gewas	21	10	5	38	7	16	16	8
Overschot	-21	-11	-8	-38	-3	-15	-16	-13

Gemiddeld over de jaren 2000 tot en met 2005 is de aanvoer van dierlijke mest en kunstmest van STONE gelijk aan de N-aanvoer zoals het CBS die heeft gerapporteerd. STONE berekent een netto N-afvoer via het geogoste gewas die gemiddeld 8% (16 kg/ha) hoger is dan waar het CBS van uitgaat. Met name voor 2003 is het verschil groot.

Dit leidt ertoe dat het N-overschot zoals met STONE is berekend, gemiddeld 13% lager uitvalt, dan het N-overschot dat het CBS rapporteert. Vooral het overschot van 2000 en 2003 ligt onder het niveau van het CBS.

#### 4. Fosfaatbalans van de cultuurgrond volgens STONE

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Aanvoer						
Dierlijke mest + kunstmest	116	112	106	102	95	101
Afvoer						
Geoogste gewas	76	75	74	74	74	74
Overschot	41	38	32	27	21	28

#### 5. Fosfaatbalans van de cultuurgrond volgens CBS

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Aanvoer						
Dierlijke mest + kunstmest	110	107	102	105	95	101
Afvoer						
Geoogste gewas	69	67	69	60	67	65
Overschot	41	40	33	44	28	36

Voor fosfaat is het verschil in mestgift gemiddeld over de zes jaren 2%.

Net als voor stikstof berekent STONE voor fosfaat een hogere gewasafvoer. Deze is gemiddeld 13% hoger dan die het CBS heeft gerapporteerd.

Per saldo ligt het fosfaatoverschot bij STONE gemiddeld 16% lager dan dat van het CBS. Ook voor fosfaat springt het jaar 2003 er uit. In dat jaar is het overschot zoals met STONE berekend gemiddeld 17 kg/ha lager dan het overschot volgens het CBS.

#### 6. Verschil in fosfaatbalans van STONE en van CBS in kg/ha en in % ten opzichte van CBS

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Gem.	Gem. (%)
Aanvoer								
Dierlijke mest + kunstmest	6	5	4	-3	1	0	3	2
Afvoer								
Geoogste gewas	6	8	6	14	7	9	8	13
Overschot	0	-3	-2	-17	-7	-8	-6	-16



### Discussie en conclusie

Voor een goede vergelijking zijn de mineralenbalansen van de cultuurgrond van het CBS gecorrigeerd voor aanvoerposten die niet in de STONE-berekeningen zijn meegenomen (overige meststoffen, retourstromen).

De aanvoer van stikstof en fosfaat via meststoffen is bij het CBS inclusief het verbruik in de glastuinbouw. Ook hiervoor is gecorrigeerd. In de CBS-cijfers zit wel de gewasafvoer in de glastuinbouw. Hiervoor kon niet worden gecorrigeerd wegens gebrek aan gegevens. Dit betekent dat de CBS-afvoeren nog iets te hoog zijn. De aanvoer van stikstof en fosfaat via mest, waar in STONE mee is gerekend, komt goed overeen met de CBS-gegevens. De gewasafvoeren in STONE zijn systematisch hoger dan die het CBS aan mineralenafvoer via de oogst becijfert. Het verschil bedraagt 8% voor N en 13% voor fosfaat.

Door de hogere gewasafvoeren zijn de overschotten zoals met STONE worden berekend lager dan de cijfers van het CBS (gemiddeld over de periode 2000 tot en met 2005: 13% lager voor stikstof en 16 % lager voor fosfaat ten opzichte van het CBS).

Als bij de CBS-cijfers nog rekening zou worden gehouden met de afvoer uit de glastuinbouw dan zou het verschil in overschot tussen STONE en het CBS nog iets hoger uitvallen.



## Bijlage 7. Alternatieve aanpak van rekenvarianten

Door problemen met MAMBO met name voor de varianten 2009 en 2015 is in eerste instantie uitgegaan van de run 2006. Hierop zijn alleen voor stikstof kortingen toegepast ten opzichte van de gebruiksnorm van 2006 (Tabel B7.1). Begin juli zijn de varianten voor 2009 en 2015 berekend met behulp van MAMBO alsnog opgeleverd.

In deze benadering (Tabel B7.1) kon voor de AT-gewassen op zand en löss geen onderscheid tussen uitspoelingsgevoelige en overige gewassen gemaakt worden.

**Tabel B7.1 Rekenvarianten uitgaande van het model MAMBO (rekenvariant 2006) met toegepaste kortingen voor latere jaren (in kg/ha stikstof of fosfaat). De normen in groen zijn reeds vastgesteld, in geel indicatief, in blauw aanscherpingsvarianten).**

<b>Grasland</b>					
	Bodem	2006	2009AT-10	2009AT-30	2015-30
N uit dierlijke mest; bedrijven met derogatie	Alle	250	250	250	250
N uit dierlijke mest; bedrijven zonder derogatie	Alle	170	170	170	170
N-gebruiksnorm	Alle	norm 2006	norm 2009	norm 2009	norm 2006-30%
P-gebruiksnorm uit dierlijke mest	Alle	110	95	95	90
P-norm totaal	Alle	110	95	95	90
<b>Snijmaïs</b>					
	Bodem	2006	2009-1	2009-2	2015
N uit dierlijke mest; bedrijven met derogatie	Alle	250	250	250	250
N uit dierlijke mest; bedrijven zonder derogatie	Alle	170	170	170	170
N-gebruiksnorm *)	Alle	norm 2006	norm 2009	norm 2009	norm 2006-30%
P-gebruiksnorm uit dierlijke mest	Alle	85	80	80	60
P-norm totaal	Alle	95	80	80	60
<b>AT-gewassen</b>					
	Bodem	2006	2009-1	2009-2	2015
N uit dierlijke mest	Alle	170	170	170	170
N-gebruiksnorm; uitspoelingsgevoelige gewassen	Zand Löss	norm 2006	norm 2006 -10%	norm 2006 -30%	norm 2006-30%
N-gebruiksnorm; niet-uitspoelingsgevoelige gewassen	Zand Löss	norm 2006	norm 2006 -10%	norm 2006 -30%	norm 2006-30%
N-gebruiksnorm	Klei	norm 2006	norm 2006 -10%	norm 2006 -30%	norm 2006-30%
P-gebruiksnorm uit dierlijke mest	Alle	85	80	80	60
P-norm totaal	Alle	95	80	80	60

De dierlijke mestgift is gekort door indexering van de dierlijke mestproductie. Vervolgens zijn de gebruiksnormen precies opgevuld met kunstmest. In deze variant is geen sprake van over- of onderschrijding van gebruiksnormen.

De resultaten van deze varianten kunnen mede worden gebruikt voor analyse van de gevoeligheid van het model.

## Bijlage 8. Kenmerken van grondwaterlichamen met zandgrond

De verdeling van de zeven grondwaterlichamen met zandgrond naar grondsoort en grondwater-trap-klasse is weergegeven in Figuur B8.1. en B8.2.

Het grondwaterlichaam Maas-zand heeft het grootste aandeel zandgronden (91%).



Figuur B8.1 Verdeling van de grondwaterlichamen naar grondsoort

In combinatie met een hoog percentage droge zandgronden (39%) is het Grondwaterlichaam Maas-zand gevoelig voor nitraatuitspoeling.



**Figuur B8.2** Verdeling van de grondwaterlichamen naar Gt-klasse

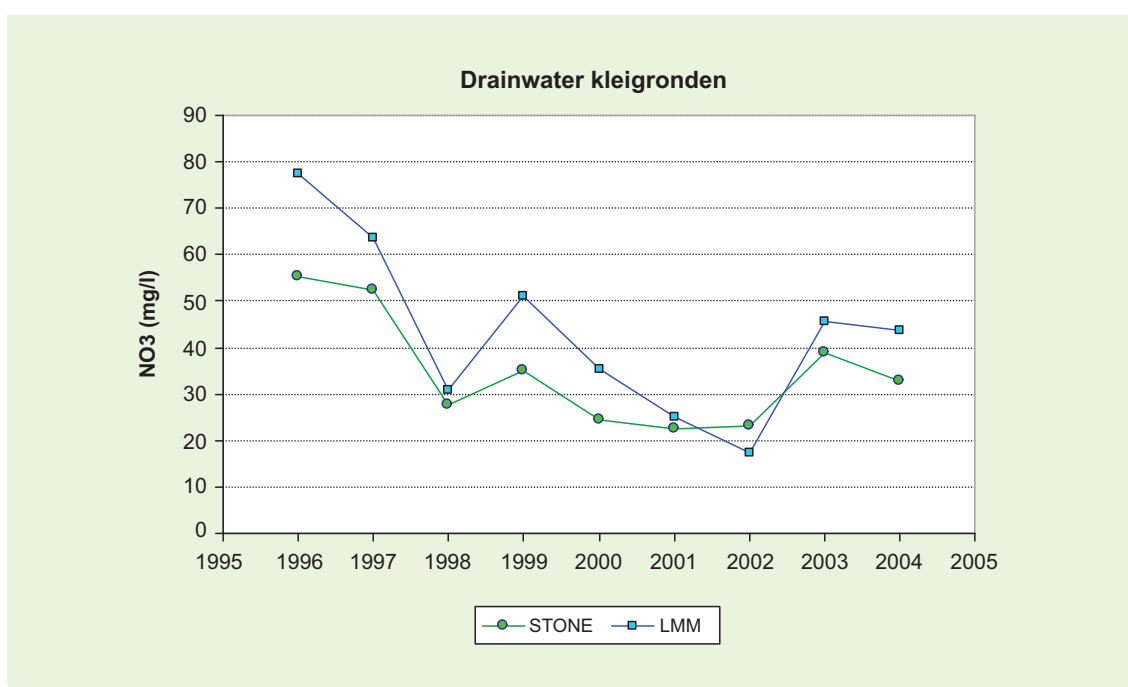
## Bijlage 9. Vergelijking met metingen van drainwater, grondwater en bodemvocht

### I. Nitraat in drainwater van kleigronden

Tabel B9.1 toont de gemeten en berekende nitraatconcentraties in het drainwater van kleigronden. De LMM-waarden zijn gebaseerd op minimaal twee tot maximaal vier meetronden per winterperiode (Rozemeijer et al., 2006). In STONE zijn van de kleiplots in de periode 1 oktober tot 1 april de nitraatconcentraties gemiddeld over de diepte tussen 75 en 120 cm.

Tabel B9.1 Vergelijking nitraatconcentratie in STONE 2.3 met drainwatermetingen in de kleigebieden (mg/l nitraat)

Jaar	STONE	LMM	Vershil (mg/l)	Vershil (%)
1996	55.4	77.6	-22.2	-29
1997	52.4	63.5	-11.1	-17
1998	27.8	30.7	-2.9	-9
1999	34.9	51,0	-16.1	-32
2000	24.5	35.3	-10.8	-31
2001	22.5	25.1	-2.6	-10
2002	23,0	17.3	5.7	33
2003	39,0	45.6	-6.6	-14
2004	32.8	43.8	-11	-25
Gem.			-8.6	-15



Figuur B9.1 Gemeten en gesimuleerd verloop van de nitraatconcentratie in drainwater (kleigronden).

De door STONE berekende stikstofconcentratie in drainwater van kleigronden lijkt met 15% onderschat te worden. Opgemerkt wordt dat in STONE het effect van scheuren en zwel/krimp van kleigronden nog niet wordt meegenomen. Het is algemeen bekend dat de kortsluitstroming die hierdoor kan optreden tot hogere drainwaterconcentraties kunnen leiden.

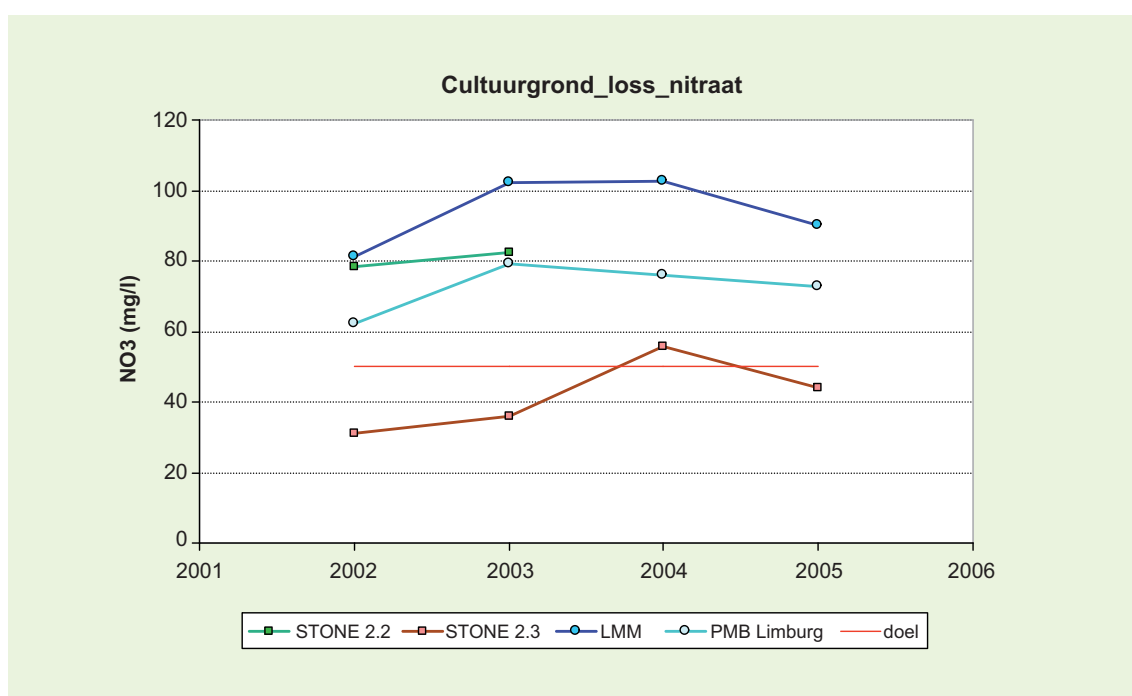
## 2. Nitraat in het bodemvocht van lössgronden (Zuid-Limburg)

Het verschil tussen de met STONE 2.3 berekende bodemvochtconcentratie en de gemeten concentraties zowel in LMM als in het provinciale meetnet bodemkwaliteit van Limburg is groot (Tabel B9.2 en Figuur B9.2). De concentraties zijn de helft van wat in LMM wordt gemeten. Conclusie is dat de nieuwe hydrologie van STONE voor de plots met lössgrond niet goed is, en dat met STONE 2.3 voor löss geen plausible uitspraken over de nitraatconcentraties in het bodemvocht onder landbouwgrond gedaan kunnen worden.

**Tabel B9.2** Vergelijking van de gemeten nitraatconcentratie in het bodemvocht van lössgrond met de berekende concentratie volgens STONE 2.3 (mg/l nitraat)

	STONE	LMM	PMB Limburg
2002	31	81	62
2003	36	102	79
2004	56	103	76
2005	44	76	73

Hoewel de provinciale metingen lagere concentraties te zien geven dan LMM, liggen de STONE-waarden ook daar nog ver onder.



**Figuur B9.2** Vergelijking gemeten en gesimuleerde nitraatconcentratie in het bodemvocht van lössgronden (Zuid-Limburg)

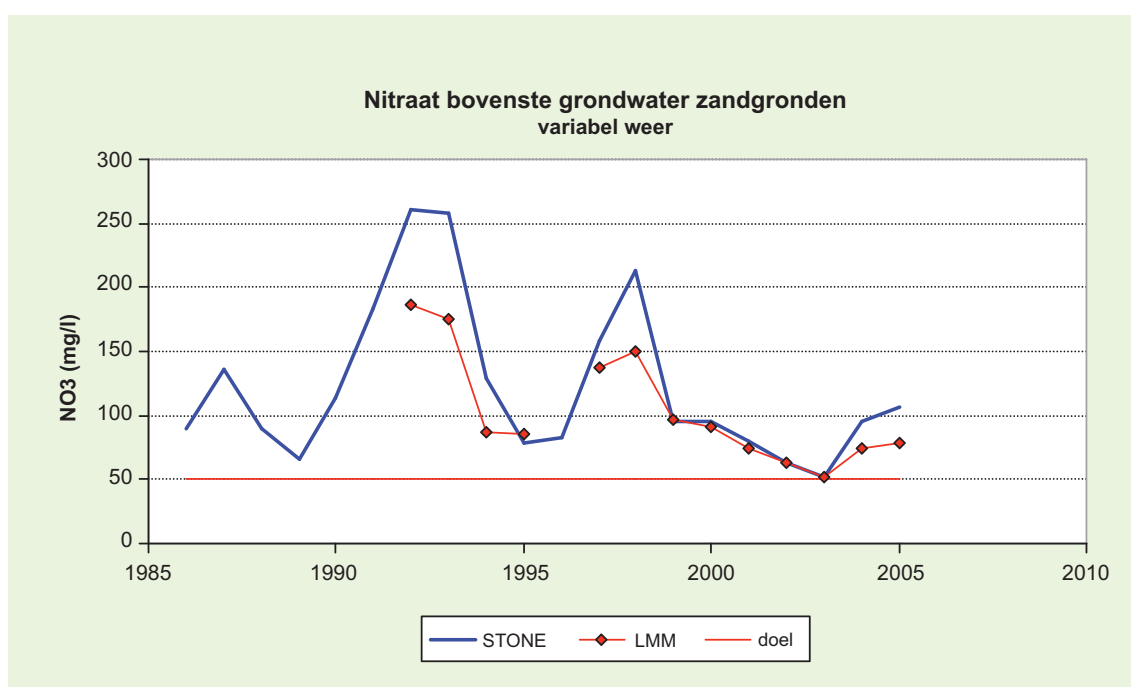


De nieuwe STONE-versie (2.3) leidt tot aanmerkelijk lagere nitraatconcentraties dan modelversie 2.2. De concentraties zijn bovendien veel lager dan die welke in het meetnet van de provincie Limburg en in het LMM worden gemeten. De nitraatgehalten in de Zuid-Limburgse lössgronden werden met STONE 2.2 redelijk goed gesimuleerd. In de hydrologie voor STONE2.3 zijn in dit deel van Nederland de grondwaterstanden hoger gesimuleerd met nattere omstandigheden tot gevolg. Bij de vergelijking tussen berekeningen en metingen doet zich de extra moeilijkheid voor dat niet duidelijk is met welke metingen de modeluitkomsten vergeleken moeten worden omdat tussen beide meetprogramma's, c.q. meetnetten, ook verschillen bestaan. De met STONE (versie 2.3) voor lössgronden berekende nitraatconcentraties zijn niet plausibel.

### 3. Nitraat in het bovenste grondwater van zandgronden

De berekende gemiddelde nitraatconcentratie van STONE is vergeleken met het jaargemiddelde van de metingen in de zandgebieden van LMM. (Figuur B9.3).

Gemiddeld over de hele periode is het verschil tussen STONE en LMM 26 mg/l, waarbij de STONE-concentraties in negen van de dertien jaar hoger zijn dan de gemiddelde concentraties van LMM (Tabel B9.3). Tussen 1998 en 2004 zijn de waarden zeer goed vergelijkbaar. Voor en na die periode zijn de verschillen groter.



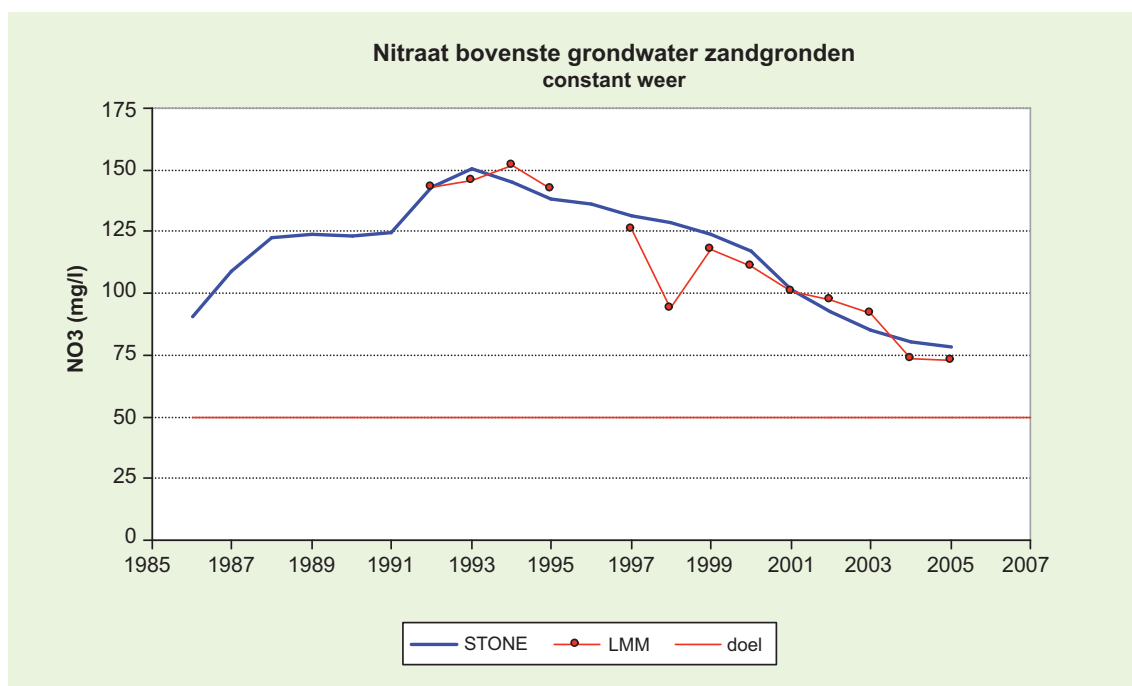
**Figuur B9.3** Gemeten en gesimuleerde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van zandgronden

Tabel B9.3 Nitraat in het bovenste grondwater van zandgronden: vergelijking STONE 2.3 met LMM

Jaar	STONE	LMM	Vershil (mg/l)	Vershil (%)
1992	260	187	73	39
1993	257	176	82	46
1994	129	87	42	48
1995	79	86	-7	-8
1996	-	-	-	-
1997	159	137	22	16
1998	214	150	63	42
1999	95	96	-1	-1
2000	95	91	4	4
2001	79	74	5	7
2002	63	63	0	0
2003	52	52	0	-1
2004	96	74	22	29
2005	106	79	27	35
Gem.			26	20

Vergeleken met de totale LMM-dataset lijkt STONE de nitraatconcentratie eerder te overschatten dan te onderschatten. Dat is opvallend omdat na de kalibratie aan de LMM-metingen van melkveebedrijven op zand bleek dat de met STONE berekende concentraties in het lagere concentratiebereik van de bandbreedte waren gelegen.

Het verschil tussen de met constant weer berekende nitraatconcentraties en de gecorrigeerde LMM-gegevens is gering en bedraagt gemiddeld 4 mg/l. Er is niet van een systematische afwijking sprake. In zeven van de dertien jaar is de met STONE berekende concentratie hoger en in vier van de dertien jaar is deze lager dan LMM en in twee jaar zijn de concentraties gelijk.



**Figuur B9.4 Gemeten (gecorrigeerd voor weer en steekproef) en gesimuleerde (met constant weer) nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van zandgronden**

In Figuur B9.4 zijn de weer- en steekproefgecorrigeerde waarden van LMM vergeleken met de berekende concentraties bij constant weer.

**Tabel B9.4 Nitraat in het bovenste grondwater van zandgronden: vergelijking STONE 2.3 met LMM. LMM-waarden zijn gecorrigeerd voor weer en steekproef. STONE-waarden zijn berekend met constant weer.**

	STONE	LMM	Vershil (mg/l)	Vershil (%)
1992	143	143	0	0
1993	151	146	5	3
1994	145	152	-7	-4
1995	138	143	-4	-3
1996	136		-	-
1997	131	126	5	4
1998	129	94	35	37
1999	124	118	6	5
2000	117	111	7	6
2001	101	101	0	0
2002	93	98	-5	-5
2003	85	92	-7	-7
2004	81	73	7	10
2005	78	73	5	7
Gem.			4	4

Het verschil tussen de met constant weer berekende nitraatconcentraties en de gecorrigeerde LMM -gegevens is gering: gemiddeld 4 mg/l.

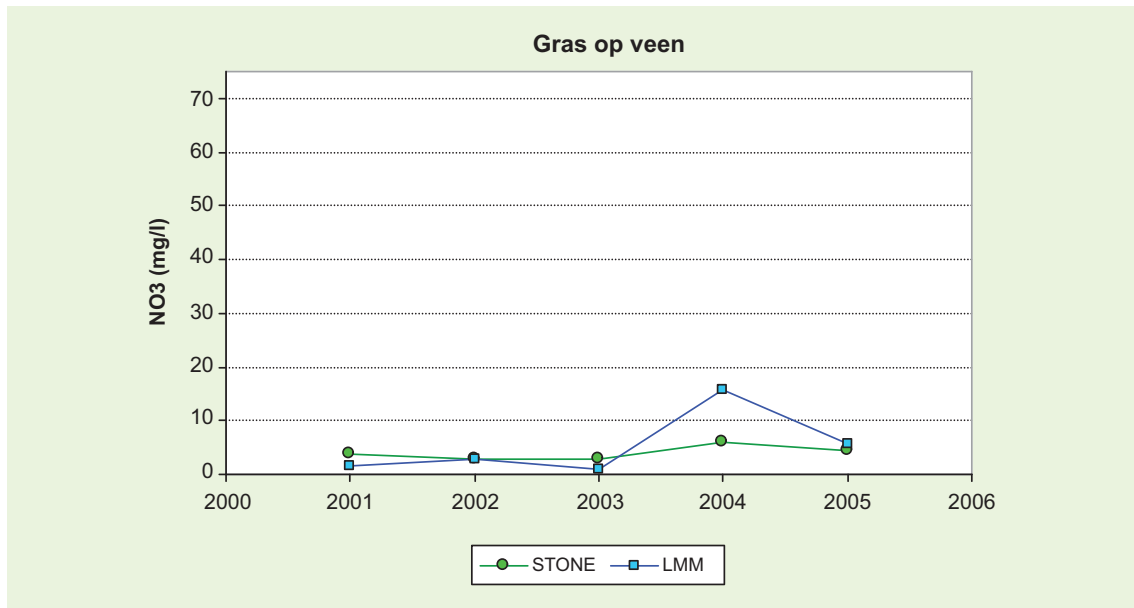
#### 4. Nitraat in het grondwater van veengronden

Vanaf 2001 is sprake van een reguliere bemonstering bij melkveebedrijven op veengrond.

Figuur B9.5 toont resultaten van de metingen (LMM) en van de modelsimulaties (STONE) voor de jaren 2001 t/m 2005. In 2004 wijken de concentraties nogal af: STONE-concentraties zijn circa 10 mg/l lager, maar in de andere jaren is het verschil klein. Nitraatconcentraties in veengrond zijn in het algemeen laag (Tabel B9.4).

**Tabel B9.5 Nitraat in het bovenste grondwater van veengrond: vergelijking STONE 2.3 met LMM.**

	STONE	LMM	verschil
2001	3.7	1.5	2.2
2002	2.9	2.7	0.2
2003	2.9	0.8	2.0
2004	6.1	15.7	-9.7
2005	4.3	5.6	-1.2
gem			-1.3



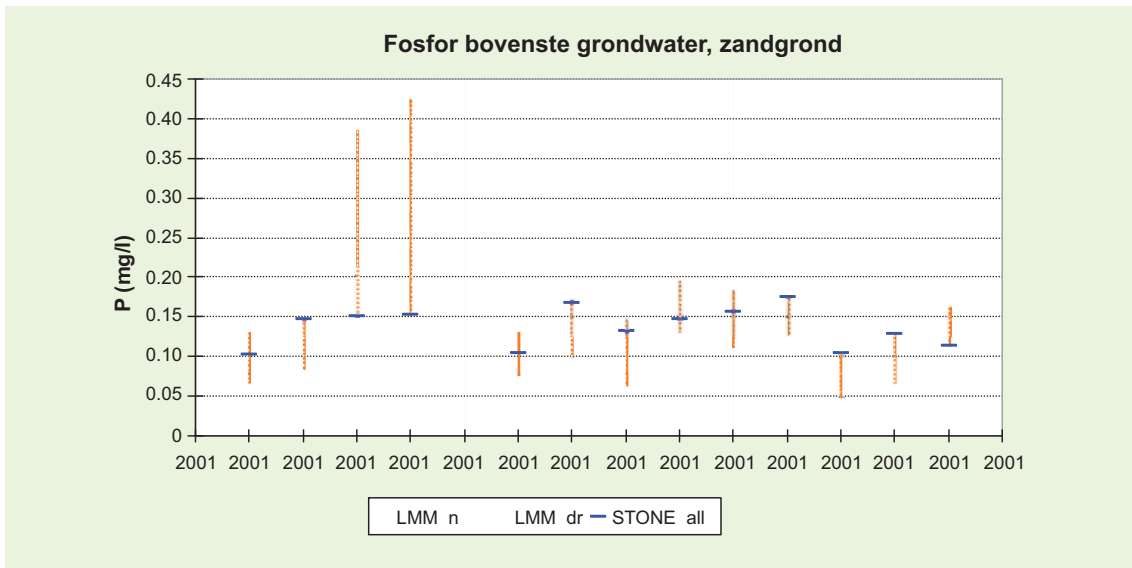
**Figuur B9.5** Gemeten en gesimuleerde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van veengronden

Gemiddeld over de periode 2001-2005 is het verschil tussen LMM en STONE klein.

## 5. Fosfor in het bovenste grondwater van zandgronden

Wanneer de gemeten en berekende totaal-fosforconcentratie in het bovenste grondwater van zandgronden worden vergeleken, dan blijkt het niveau van de concentraties in de meeste jaren goed overeen te komen (Figuur B9.6). Afwijkend zijn de jaren 1994 en 1995 toen hoge concentraties werden gemeten en er ten tijde van de monsternamen ook hoge grondwaterstanden werden waargenomen. In latere jaren zijn dergelijke hoge concentraties niet meer gerapporteerd (Hooijboer et al., 2008). De metingen berusten op een steekproef bestaande uit waarnemingen verspreid over het jaar (maart-september), terwijl de berekende concentraties een areaalgewogen, jaargemiddelde concentratie weergeven. Zowel uit de metingen als uit de berekeningen blijkt het ontbreken van een duidelijke trend.

De gemiddelde concentratie ligt in het bereik van 0,10-0,20 mg/l.

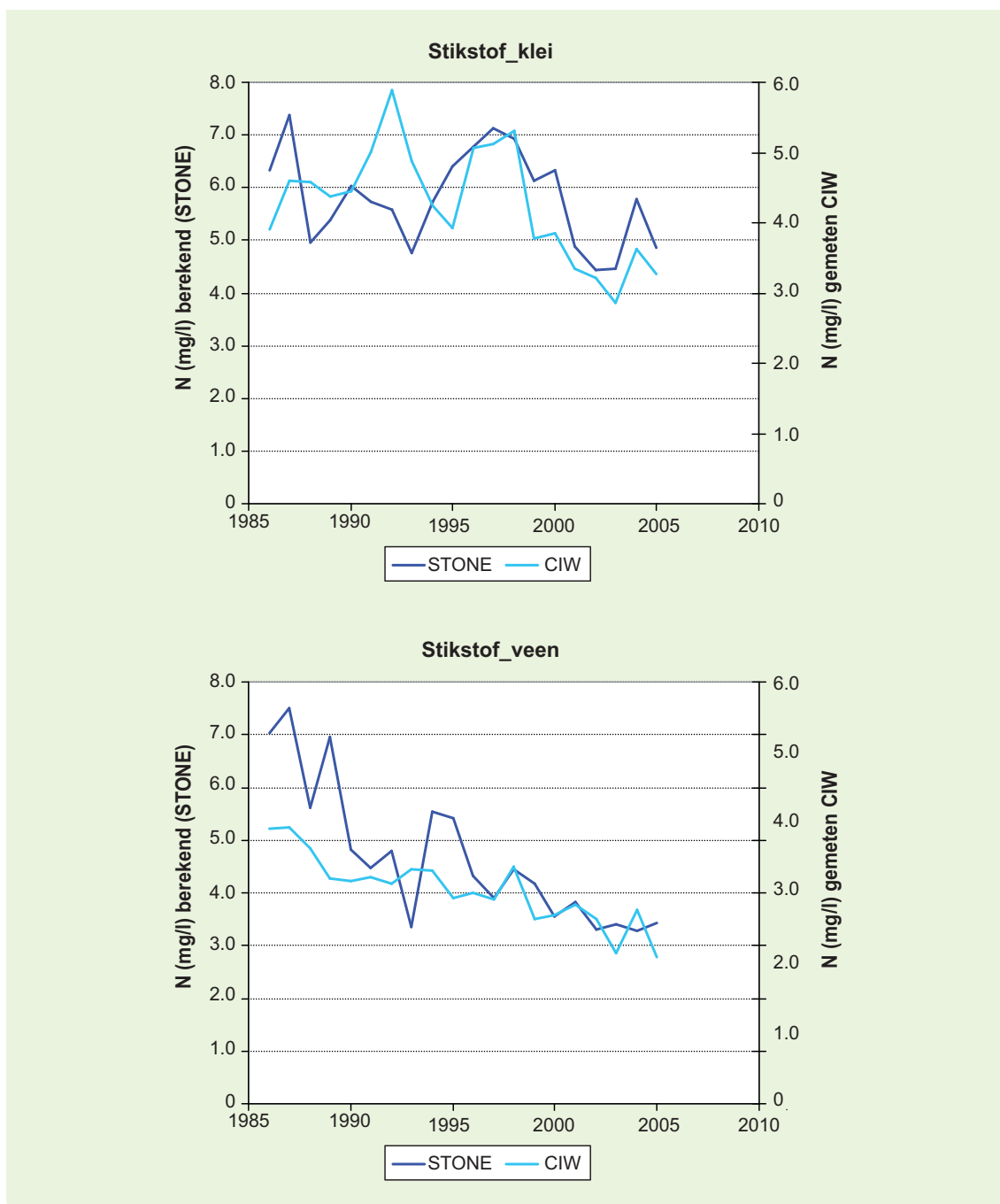


**Figuur B9.6** Totaal-fosforconcentraties in het bovenste grondwater van zandgronden op basis van metingen (LMM) en berekeningen (STONE 2.3). De verticale bandbreedte is het resultaat van metingen op bedrijven met veel droog zand (bovenkant band) en weinig droog zand (onderkant band). De horizontale streep geeft de berekende concentratie weer.



## Bijlage 10. Werkwijze prognose kwaliteit oppervlaktewater

De vergelijking tussen de met STONE berekende nutriëntenconcentraties en de CIW-Limno-data voor klei en veen zijn weergegeven in de Figuren B10.1 (stikstof) en B10.2 (fosfor).



Figuur B10.1 Verloop van de jaargemiddelde stikstofconcentratie in de CIW-Limno-dataset en in het af- en uitspoelende water van klei- en veengebieden zoals met STONE berekend. De verticale assen zijn zo geschaald dat de lijnen na 1995 zo dicht mogelijk bij elkaar liggen.



**Figuur B10.2** Verloop van de jaargemiddelde fosforconcentratie in de CIW-Limno-dataset en in het af- en uitspoelende water van klei- en veengebieden zoals met STONE berekend. De verticale assen zijn zo geschaald dat de lijnen na 1995 zo dicht mogelijk bij elkaar liggen.

Voor stikstof is het verloop nog redelijk goed vergelijkbaar, voor fosfor zijn er duidelijk afwijkingen. De grote daling voor klei (CIW-Limno-data) in 2005 komt door de sterke afname van het aantal meetlocaties. De daling in de CIW-Limno-data voor veen wordt met STONE niet gereproduceerd.

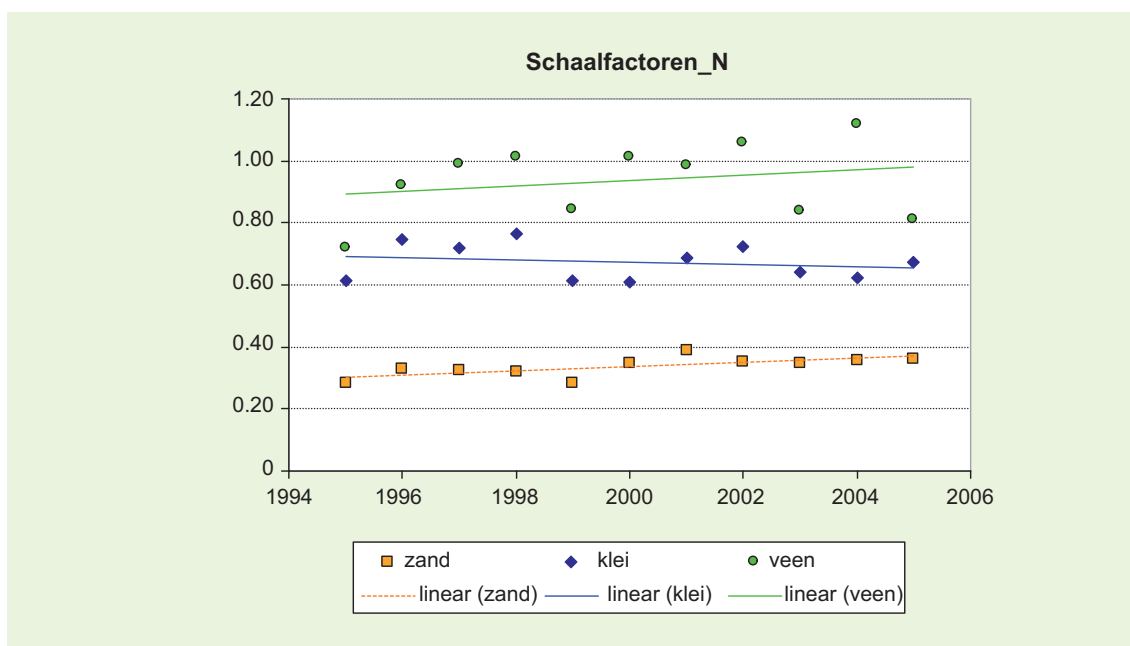


De verhouding (ratio) tussen de concentraties uit de CIW-Limno dataset voor stikstof en fosfor in dominant door de landbouw beïnvloed oppervlaktewater en de STONE-concentraties in het af- en uitspoelende water wordt de schaalfactor genoemd. Deze factor is gebruikt om de berekende concentraties van STONE te vertalen naar concentraties in regionaal, voornamelijk door de landbouw beïnvloed oppervlaktewater. Uit de vergelijking van de nutriëntconcentraties volgens STONE en de CIW-Limno-data voor de jaren 1995- 2005 zijn de gemiddelde schaalfactoren van Tabel B10.1 afgeleid.

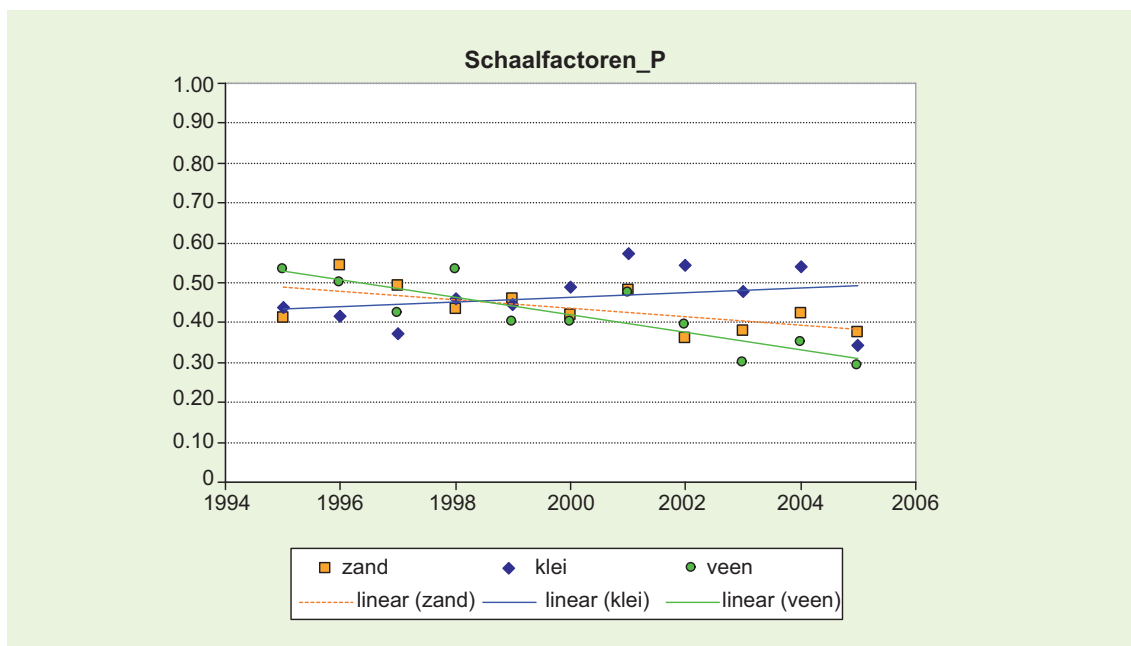
**Tabel B10.1** Vergelijking gemiddelde totaal-stikstof- en totaal-fosforconcentratie in regionaal oppervlaktewater op basis van metingen (CIW-Limno-data) en in af- en uitspoelend water van landbouwgronden berekend met STONE (periode 1995-2005)

	CIW-Limno	STONE	Ratio CIW-STONE
<b>Stikstof (mg/l)</b>			
Zand	4,2	12,6	0,34
Klei	3,9	5,8	0,67
Veen	3,6	3,9	0,94
<b>Fosfor (mg/l)</b>			
Zand	0,16	0,37	0,44
Klei	0,20	0,43	0,46
Veen	0,21	0,51	0,42

Om een indicatie te geven van de concentraties in de toekomst is aangenomen dat deze schaalfactor in de tijd constant is. De ontwikkeling van de schaalfactoren in de gehele periode (1986-2006) zijn op jaarbasis uitgezet in Figuur B10.3 en B10.4



**Figuur B10.3** Schaalfactoren voor stikstof tussen met STONE berekende N-concentraties in het af- en uitspoelende water en de N-concentraties uit de CIW-Limno-dataset



**Figuur B10.4** Schaalfactoren tussen met STONE berekende P-concentraties in het af- en uitspoelende water en de P-concentraties uit de CIW-Limno-dataset

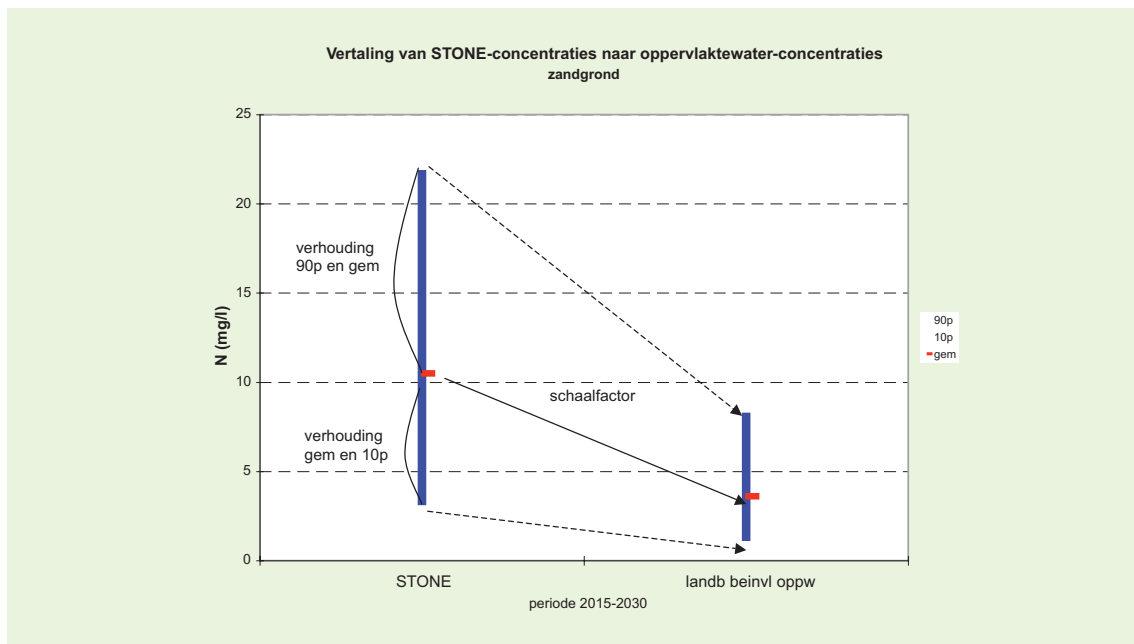
#### Voorbeeld van toepassing schaalfactor voor zandgrond

Voor zandgrond geldt:

$$N\text{-concentratie}_{STONE} \times 0,34 = N\text{-concentratie}_{CIW-Limno}$$

De STONE-uitkomsten vertonen een spreiding. Deze is voor stikstof het grootst, met name voor zandgronden. Met deze spreiding is voor het maken van een prognose op de volgende wijze rekening gehouden.

De verhouding tussen 90 percentielwaarde en de gemiddelde waarde en de verhouding tussen gemiddelde en 10 percentielwaarde van de historie is verondersteld constant te zijn in de tijd. Dit blijkt goed te kloppen. Deze verhoudingsgetallen zijn gebruikt om voor een toekomstperiode de spreiding te berekenen. De eerstgenoemde verhouding geldt als bovengrens van het spreidingsinterval en de tweede verhouding (tussen gemiddelde en 10 percentielwaarde) is opgevat als ondergrens van het spreidingsinterval. Dit is weergegeven in Figuur B10.5, uitgewerkt voor stikstof bij oppervlaktewateren in gebieden met zandgrond.



**Figuur B10.5** Wijze waarop het spreidingsinterval van STONE is vertaald naar het spreidingsinterval van concentraties in het voornamelijk door de landbouw beïnvloed oppervlaktewater waarvoor de CIW-Limno-data representatief zijn (geïllustreerd met stikstof in water op zandgrond).

Op deze wijze is de spreiding in berekende concentraties in het af- en uitspoelende water vertaald naar een spreiding in concentraties in het dominant door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater.



## **Nieuwe mestbeleid brengt milieudoelen bodem en water dichterbij**

De fosfaatgebruiksnormen van 2015 (evenwichtsbemesting) leiden tot een aanzienlijke daling van het fosfaatoverschot op de bodembalans van landbouwgrond. Het resterende overschot (2 kg/ha) is kleiner dan het onvermijdelijke verlies van 5 kg/ha, genoemd in het 3e Actieprogramma Nitraatrichtlijn.

De stikstofgebruiksnormen van 2009 leiden tot een nitraatconcentratie in het grondwater van het Nederlandse zandgebied die op termijn (na 2015) gemiddeld circa 55 mg/l zal bedragen. Hiermee wordt het doel (50 mg/l) benaderd. In het zuidelijk zandgebied zal het nitraatdoel ook na 2009 nog fors worden overschreden (gemiddelde concentratie circa 80 mg/l).

De belasting van oppervlaktewater met stikstof en fosfor behorend bij de mestgiften van 2015 is in 2015-2030 circa 14% (stikstof) en circa 8% (fosfor) lager dan de belasting behorend bij de mestgiften van 2006. Voor fosfor keert de trend om van een geringe stijging naar een geringe daling.

De verwachte stikstofconcentraties in het landbouw-beïnvloede oppervlaktewater komen overeen met de indicatieve nutriëntenconcentraties behorend bij het Goede Ecologische Potentieel (GEP: max. 4 mg/l). De verwachte fosforconcentraties liggen gemiddeld boven deze GEP-waarden (max. 0,15 mg/l). Voor wateren in gebieden met klei en veen zijn de berekende fosforconcentraties het hoogst, maar ook meer onzeker