

# Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften

C. van der Salm  
O.F. Schoumans

werkdocumenten



wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu



WAGENINGENUR

*For quality of life*



## **Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften**

*De reeks 'Werkdocumenten' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu). De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van de WOT Natuur & Milieu verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die onderzoek uitvoeren in opdracht van de WOT Natuur & Milieu. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd.*

**Dit werkdocument is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu.**

# **Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften**

C. van der Salm

O.F. Schoumans

**Werkdocument 223**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, april 2011

## Referaat

Salm, C. van der en O.F. Schoumans (2011). *Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 223. 53 blz.; 22 fig.; 13 tab.; 24 ref.

Het huidige fosfaatbeleid richt zich op het verminderen van de fosfaatgiften om zodoende de fosfaatophoping in de bodem te stoppen en de verliezen van fosfaat naar het oppervlaktewater te verlagen. In deze studie wordt ingegaan op de mogelijkheid om de effecten van verminderde fosfaatgift op bodemvruchtbaarheid en uitspoeling te voorspellen. Om dit doel te bereiken, zijn gegevens van bestaande proeven verzameld en is het gedrag van fosfaat gesimuleerd op basis van de concepten die in het nutriëntenemissiemodel STONE worden gehanteerd. Uit het onderzoek blijkt dat bij een juiste instelling van de desorptieparameters het gedrag van fosfaat goed kan worden gesimuleerd. Het instellen van de juiste waarde voor de desorptieparameters is echter complex omdat: de desorptiesnelheid afhangt van de mate van oplading van de grond en desorptiesnelheden in het veld lager zijn dan onder laboratoriumcondities wordt vastgesteld.

*Trefwoorden:* desorptie, fosfaat, langetermijneffecten

©2011 **Alterra Wageningen UR**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 07 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

---

De reeks WOt-rapporten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat . **Het rapport is ook te downloaden via [www.wotnatuurenmilieu.wur.nl](http://www.wotnatuurenmilieu.wur.nl).**

**Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu**, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: [info.wnm@wur.nl](mailto:info.wnm@wur.nl); Internet: [www.wotnatuurenmilieu.wur.nl](http://www.wotnatuurenmilieu.wur.nl)

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>7</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>9</b>
<b>2 Vastlegging fosfaat in de bodem</b>	<b>11</b>
2.1 Fosfaatpools in de bodem	11
2.2 De processen in de fosfaatkringloop en de beschrijving in ANIMO	12
<b>3 Beschikbare data en gebruikte methoden</b>	<b>15</b>
3.1 Desorptiekaracteristieken	15
3.2 Veld- en potproeven	15
<b>4 Laboratoriumbepalingen van desorptiesnelheden</b>	<b>19</b>
4.1 Graslandexperiment	19
4.2 DOVE locaties	20
4.3 Marknesse	21
4.4 Overige experimenten	21
4.5 Discussie en conclusie	22
<b>5 Uitmijnproeven grasland</b>	<b>23</b>
5.1 Proefopzet	23
5.2 Modelinvoer en validatie procedure	24
5.3 Resultaten	24
5.3.1 Fosfaatopname	24
5.3.2 Verandering in Pw	25
5.3.3 Verandering in totale hoeveelheid gesorbeerd fosfaat (Pox)	27
5.4 Conclusies	31
<b>6 Uitmijnproeven bouwland</b>	<b>33</b>
6.1 Proefopzet en berekeningsmethode	33
6.2 Marknesse	33
6.2.1 Invoergegevens en aannamen	33
6.2.2 Resultaten	34
6.3 Wijster	35
6.3.1 Invoergegevens en aannamen	35
6.3.2 Resultaten	36
<b>7 Uitmijnen tijdens een potproef</b>	<b>39</b>
7.1 Proefopzet en berekeningsmethode	39
7.2 Resultaten standaardparameters	39
<b>8 Conclusies en discussiepunten</b>	<b>47</b>
<b>Literatuur</b>	<b>49</b>





## Samenvatting

In de afgelopen decennia hebben veel landbouwgronden relatief hoge dierlijke mestgiften ontvangen, waardoor de hoeveelheid toegediende fosfaat ver boven de fosfaatafvoer via de geogste producten lag. Het gevolg is dat het overschot aan fosfaat in de bodem is opgehoopt en fosfaat deels uitspoelt naar het grond- en oppervlaktewater waardoor de landbouw bijdraagt aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater. Thans varieert de minerale fosfaatvoorraad in landbouwgronden van ongeveer 2.000 tot 10.000 kg  $P_2O_5$  per ha (Schoumans, 2004). Vanuit milieukundig oogpunt is er behoefte om de fosfaatophoping te stoppen en waar nodig de fosfaatuitspoeling vanuit landbouwgronden terug te dringen. Om de fosfaatophoping te stoppen, wordt de komende jaren toegewerkt naar evenwichtsbemesting, waarbij de onttrekking van fosfaat vrijwel gelijk is aan de fosfaatgift. Om de doelen van de Kaderrichtlijn Water te bereiken, zullen op fosfaatlekkende percelen aanvullende maatregelen genomen moeten worden. Een van de maatregelen is door uitmijnen fosfaat uit de bodem te onttrekken.

In het verleden is veel onderzoek verricht aan de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem en de fractie van het gebonden fosfaat die weer makkelijk in oplossing gaat. De verschijnselen die optreden bij het opladen van een bodem met fosfaat worden dan ook redelijk begrepen en kunnen modelmatig worden beschreven. Tot nu toe is relatief weinig aandacht besteed aan wat er op lange termijn gaat gebeuren als fosfaatevenwichtsbemesting wordt ingevoerd en de hoogte van de gebruiksnorm gekoppeld zal worden aan de fosfaattoestand van de bodem. In een dergelijke situatie zal sprake zijn van fosfaatontlading (fosfaatontlading, fosfaatuitmijning) van de bodem. Dit onderzoek richt zich op het voorspellen van de effecten van verminderde fosfaatgift op bodemvruchtbaarheid en uitspoeling. Het accent ligt hierbij op de toetsing van bestaande modelconcepten en de daarbij behorende parameterinstellingen om deze effecten te voorspellen. Om dit doel te bereiken, zijn gegevens van bestaande proeven verzameld en is het gedrag van fosfaat gesimuleerd op basis van de concepten die in het nutriëntenemissie-model STONE worden gehanteerd.

Uit het onderzoek blijkt dat het aantal experimenten dat voor een dergelijke toetsing gebruikt kan worden zeer gering is. Vele proeven hebben een te korte looptijd, missen essentiële metingen of gegevens over de condities waaronder de proef is uitgevoerd zijn onvolledig. Uit de nu uitgevoerde analyse, van de experimenten die geselecteerd zijn, blijkt dat het langetermijngedrag van fosfaat in de meeste gevallen redelijk te simuleren is bij een juiste instelling van de langetermijn-desorptieparameters. In sterk bemeste bodemlagen (bovengrond) moeten hogere langetermijn-desorptiesnelheden worden gehanteerd dan in minder bemeste bodemlagen (ondergrond). Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door een continue verschuiving van fosfaat naar sterker gesorbeerde pools ten gevolge van veroudering. Een dergelijk proces wordt op dit moment niet in STONE in beschouwing genomen.

Uit het onderzoek kwam verder naar voren dat de langetermijn-desorptiesnelheden die voor de simulatie van de veld- en potproeven moeten worden gebruikt over het algemeen lager liggen dan de langetermijn-desorptiesnelheden zoals die in het laboratorium worden gemeten. Voor de langetermijnproeven op grasland waren de langetermijn-desorptiesnelheden bijvoorbeeld een factor 20-70 lager dan in het lab werd gemeten. De snelheden die in het veld gevonden werden voor de bovenste 10 cm van de bodem op grasland zijn vergelijkbaar met de snelheden die gevonden werden in een potproef in het laboratorium waarbij met gras gedurende een periode van drie jaar de grond werd uitgemijnd. Deze resultaten doen

vermoeden dat laboratoriumsnelheden gecorrigeerd dienen te worden voor het minder intensieve contact dat onder natuurlijke condities (veld/potproef) plaats vindt tussen bodem en oplossing.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat op de middellange termijn (5-10 jaar) bij dalende en negatieve fosfaatoverschotten het gedrag van fosfaat in de bodem redelijk te beschrijven is met de huidige procesformulering in STONE en de in deze studie afgeleide desorptiesnelheden. Om op nationale schaal voorspellingen te kunnen uitvoeren, is echter wel meer inzicht nodig in de omvang van de langetermijn-desorptieparameters in relatie tot bodemtype en verzadigingsgraad. Om deze parameters vast te stellen, is behoefte aan een scala aan langetermijn-veldexperimenten en/of kolomexperimenten. Tevens kunnen dergelijke experimenten meer inzicht geven in het langetermijngedrag van fosfaat (> 10 jaar) en de noodzaak om de huidige fosfaatformulering te verbeteren. Omdat veldexperimenten kostbaar en tijdrovend zijn, is het tevens aan te bevelen te inventariseren in hoeverre afgeronde of lopende langetermijnfosfaatproeven door middel van aanvullende analyses voor dit doel bruikbaar kunnen worden gemaakt.

# 1 Inleiding

In de afgelopen decennia hebben veel landbouwgronden relatief hoge dierlijke mestgiften ontvangen, waardoor de hoeveelheid toegediende fosfaat ver boven de fosfaatafvoer via de geogste producten lag. Het gevolg is dat het overschot aan fosfaat in de bodem is opgehoopt en fosfaat deels uitspoelt naar het grond- en oppervlaktewater waardoor de landbouw bijdraagt aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater. Thans varieert de minerale fosfaatvoorraad in landbouwgronden van ongeveer 2.000 tot 10.000 kg  $P_2O_5$  per ha (Schoomans, 2004). Vanuit milieukundig oogpunt is er behoefte om de fosfaatuitspoeling vanuit landbouwgronden terug te dringen. Een van de maatregelen is door fosfaat uit de bodem te onttrekken. Inzicht is noodzakelijk wat de landbouwkundige en milieukundige gevolgen hiervan zijn, niet alleen voor de korte termijn maar vooral ook voor de lange termijn als de fractie makkelijk beschikbaar fosfaat is uitgeput. Vanuit landbouwkundig oogpunt ligt het accent op de effecten van verminderde fosfaatgiften op de verlaging van de fosfaattoestand van de bouwvoor. Daarnaast is inzicht nodig in de effecten op de ondergrond omdat vooral vanuit de ondergrond een verhoogde fosfaatuitspoeling naar het oppervlak kan optreden.

Om de bovenstaande vragen te beantwoorden, is inzicht nodig in het langetermijngedrag van het in de bodem gebonden fosfaat. In het verleden is veel onderzoek verricht aan de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem en de fractie van het gebonden fosfaat dat weer makkelijk in oplossing gaat. Er is echter relatief weinig aandacht besteed aan wat er op lange termijn gaat gebeuren als fosfaatevenwichtsbemesting wordt ingevoerd en de hoogte van de gebruiksnorm gekoppeld zal worden aan de fosfaattoestand van de bodem. In een dergelijke situatie zal sprake zijn van fosfaatontlading (fosfaatontlading, fosfaatuitmijning) van de bodem. Het is met name onduidelijk in welke mate de fractie 'zeer goed gebonden fosfaat' vrijkomt, dit is de grootste fractie fosfaat die in de bodem is opgehoopt. Hierdoor is het onzeker hoe snel de fractie makkelijk beschikbaar fosfaat daalt en de concentraties in bodemoplossing en de uitspoeling naar het oppervlaktewater verminderen.

Om deze vraag te kunnen beantwoorden, dient gebruik gemaakt te worden van een combinatie van meetresultaten en modelberekeningen. De effecten van verandering in fosfaatbalans op de bodemvruchtbaarheid en fosfaatuitspoeling zijn namelijk pas na vele jaren goed waarneembaar. Het meten van deze effecten is tijdrovend en kostbaar. Metingen zijn dus beperkt tot een aantal specifieke situaties. Een generiek beeld voor Nederland kan dan ook uitsluitend verkregen worden door modelberekeningen. Met het nutriëntenemissiemodel STONE kunnen dit soort landsdekkende berekeningen worden uitgevoerd. STONE is echter tot nu toe onvoldoende getest op beschikbare metingen van het langetermijneffect van verminderde fosfaatgift. Het hoofdoel van deze studie is dan ook om te onderzoeken of met de procesformulering in het model STONE het waargenomen gedrag van fosfaat in langetermijn-experimenten kan worden beschreven en wat de daarbij behorende parameterisatie is. Het doorrekenen van scenario's om de hiervoor gestelde kennisvragen geheel te beantwoorden valt buiten het bereik van deze studie.

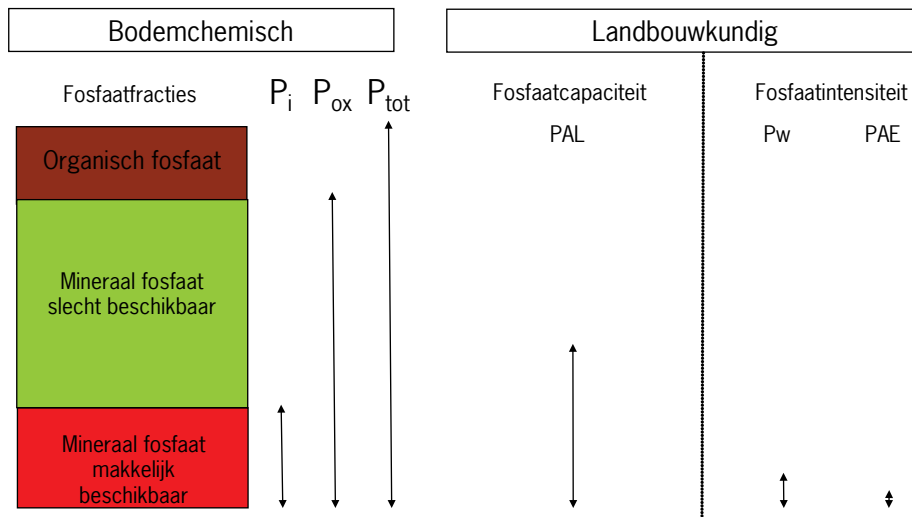
Om de procesformulering en parameterisatie van STONE te toetsen, is in deze studie een inventarisatie uitgevoerd van experimenten waarbij fosfaatbemesting is gestaakt en die zo mogelijk bij aanvang van de proef een hoge fosfaattoestand hadden. Van deze experimenten dient niet alleen het Pw-getal te zijn waargenomen, maar ook een aantal relevante procesparameters te zijn vastgesteld. De voorkeur gaat uit naar experimenten met een sterke

daling van het  $P_w$ -getal, en daarmee de P-concentratie, zodat uiteindelijk ook de relatie met de uitspoeling kan worden gelegd. Verder dienen de omstandigheden waarbinnen het experiment is uitgevoerd nauwkeurig vastgesteld te zijn. Na analyse van de bruikbare experimenten is door middel van een aantal oriënterende modelberekeningen inzicht verkregen in de processen die een rol spelen bij een verlaging van de fosfaattoestand. De overeenkomst tussen modelberekeningen en waarnemingen moet inzicht geven in de orde van grootte van de te gebruiken procesparameters en de geschiktheid van de huidige procesformulering voor het voorspellen van het langetermijngedrag van fosfaat. Op basis van de resultaten van deze simulaties wordt zonedig een voorstel gedaan de procesparameters van STONE bij te stellen. Omdat veldexperimenten schaars zijn, zal tevens gebruik gemaakt worden van laboratoriumexperimenten en desorptieproeven om de omvang van desorptieparameters te kwantificeren. In deze studie zullen echter nog geen landsdekkende simulaties worden uitgevoerd om de hiervoor gestelde kennisvragen op nationale schaal te beantwoorden.

## 2 Vastlegging fosfaat in de bodem

### 2.1 Fosfaatpools in de bodem

Fosfaat dat aan landbouwgronden wordt toegediend, en gedurende het seizoen niet door het gewas wordt opgenomen, hoopt zich grotendeels op in de bodem (Figuur 1). Het overgrote deel van de totale hoeveelheid fosfaat ( $P_{tot}$ ) in de bodem is aanwezig in minerale vorm en is extraheerbaar met oxalaat ( $P_{ox}$ ). Het minerale fosfaat wordt in kalkarme gronden hoofdzakelijk gebonden aan Al- en Fe-oxiden. Slechts een beperkt deel van het fosfaat kan makkelijk in oplossing gaan en is beschikbaar voor opname door de plant. Deze hoeveelheid (reversibel gebonden fosfaat) kan bepaald worden door een grondsuspensie gedurende lange termijn bloot te stellen aan een verwaarloosbare fosfaatconcentratie ( $P_i$  methode). Tijdens deze extractie wordt een met ijzer geïmpregneerd papertje in de suspensie gebracht waardoor de fosfaatconcentratie vrijwel nul is. Deze extractie (Figuur 1) is vrij tijdrovend en wordt in de landbouwpraktijk meestal niet routinematig gemeten. De totale hoeveelheid fosfaat en de hoeveelheid oxalaat extraheerbaar fosfaat (reversibel + semi-reversibel gebonden P) is meestal zeer hoog ten opzichte van de gewasopname en levert daardoor weinig informatie op voor de landbouwpraktijk. De bepaling van het reversibel gebonden fosfaat is vrij tijdrovend en kostbaar en is mede hierdoor niet gangbaar in de landbouwpraktijk.



Figuur 1. De verschillende bodemchemisch te onderscheiden fosfaatpools in de bodem en de in de landbouw praktijk gebruikelijke methoden voor de bepaling van de fosfaattoestand (naar Schoumans et al., 2008).

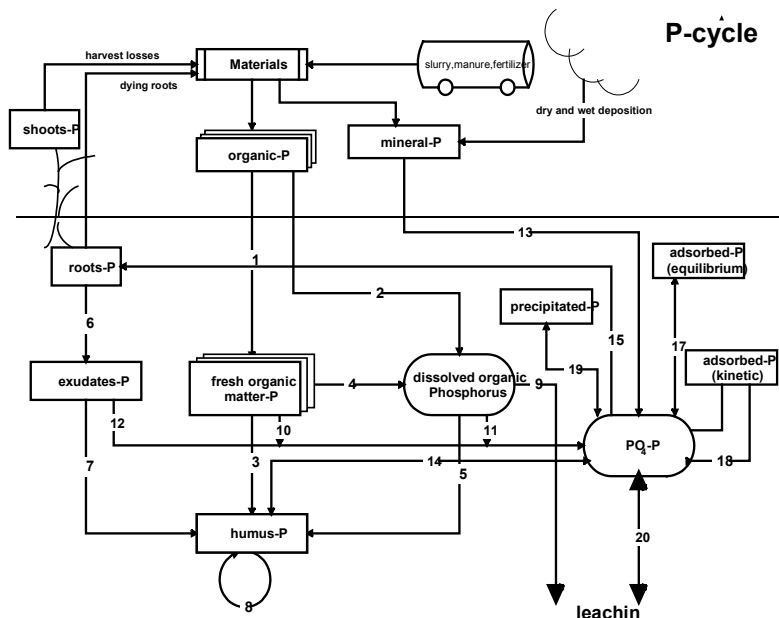
In de landbouwpraktijk wordt gebruik gemaakt van PAE, Pw en/of P-AL getal. PAE en Pw extraheren een deel van het reversibel gebonden fosfaat. Het P-AL getal omvat het reversibel gebonden fosfaat en een fractie van het irreversibel gebonden fosfaat.

ANIMO berekent het verloop van de P-concentraties in de bodemoplossing, de Pw, de hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat, de hoeveelheid semi-irreversibel gebonden P en de hoeveelheid P gebonden aan organisch materiaal. Voor de simulatie van de hoeveelheid semi-irreversibel fosfaat hanteert ANIMO drie (virtuele) pools. Validatie van de langetermijvoorspellingen van ANIMO is dus mogelijk aan de hand van tijdreeksen van Pw, Pi,

Pox en P-totaal. De omvang en het verloop van de semi-irreversibele S-pools kan gevalideerd worden aan de verandering in Pox minus Pi. Validatie van de omvang van de drie onderscheiden S-pools is echter niet mogelijk omdat deze fysiek niet te meten zijn.

## 2.2 De processen in de fosfaatkringloop en de beschrijving in ANIMO

Het model ANIMO berekent de effecten van bemesting op de bodem- en waterkwaliteit. In ANIMO worden de verschillende processen die een rol spelen in de fosfaatkringloop beschreven (Figuur 2). De belangrijkste processen met betrekking tot de P-kringloop in de bodem zijn: opname van mineraal fosfaat door het gewas, verliezen van P in de vorm van gewas- en wortelresten, mineralisatie en immobilisatie van P in organisch materiaal en sorptie en precipitatie van P. Een beschrijving van alle verschillende processen wordt gegevens in Groenendijk *et al.* (2005). De procesbeschrijving van de fosfaatprocessen in STONE is identiek aan die in ANIMO met uitzondering van de beschrijving van de opname van fosfaat door het gewas.



Figuur 2. Beschrijving van de fosfaatkringloop in ANIMO.

In deze studie zal dan de nadruk liggen op het toetsen van de geschiktheid van de procesbeschrijving voor de vastlegging en het vrijkomen van mineraal P uit de bodem en de parameterisatie van deze processen. De verandering in organisch geboden P is vaak lastig te meten. In veel gevallen zal ook bij een gelijkblijvend management het organisch stofgehalte op lange termijn niet meer veranderen en zal dus de netto mineralisatie en immobilisatie van P in organisch materiaal gering zijn ten opzichte van de veranderingen in mineraal P.

De binding van mineraal fosfaat wordt in ANIMO beschreven door binding aan een reversibele en een semi-irreversibele pool. De binding aan de reversibele pool wordt beschouwd als een evenwichtsreactie die beschreven wordt met een Langmuir-isotherm:

$$Q = \frac{KcQ_m}{(1 + Kc)}$$

waarbij:

- $Q$  reversibel gebonden hoeveelheid fosfaat (mmol kg<sup>-1</sup>)  
 $K$  adsorptieconstante (m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup>)  
 $c$  fosfaat concentratie in oplossing (mol m<sup>-3</sup>)  
 $Q_m$  maximale hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat (mmol kg<sup>-1</sup>)

De maximale hoeveelheid reversibel gebonden fosfaat kan beschreven worden als een fractie ( $\beta$ ) van het gehalte aan Al- en Fe-oxiden. Voor  $K$  wordt in zandgronden over het algemeen een waarde van 35 mmol kg<sup>-1</sup> en voor  $\beta$  een waarde van 0.167 gehanteerd (Van der Zee *et al.*, 1990a en b).

De binding aan de semi-irreversibele pool wordt beschouwd als een kinetisch proces en wordt beschreven met een tijdsafhankelijke Freundlich-vergelijking:

$$\frac{dS_i}{dt} = \sum_{i=1}^n \alpha_i (K_{F,i} AlFe_{ox} c^{N_i} - S_i)$$

waarbij:

- $S_i$  hoeveelheid tijdsafhankelijk gebonden fosfaat in pool  $i$  (mmol kg<sup>-1</sup>)  
 $\alpha_i$  snelheidsconstante voor sorptie aan pool  $i$  (d<sup>-1</sup>)  
 $K_{F,i}$  Freundlich-sorptieconstante voor pool  $i$  (mg l<sup>-1</sup>) <sup>$N_i$</sup>   
 $AlFe_{ox}$  gehalte aan oxalaat extraheerbaar Al en Fe is (mmol kg<sup>-1</sup>)  
 $N_i$  Freundlich-exponent voor pool  $i$  (-)

Het blijkt dat de tijdsafhankelijke sorptie van fosfaat in Nederlandse zandgronden het best beschreven kon worden door drie semi-irreversibele pools te onderscheiden. De voor Nederlandse zandgronden afgeleide parameterwaarden (Schoumans, 1995) staan in tabel 1.

Tabel 1. Parameter waarden voor de Freundlich-vergelijking voor Nederlandse zandgronden.

Pool	$\alpha_i$	$K_{F,i}$	$N_i$
1	1.1755	9.46 10 <sup>-3</sup>	0.54
2	0.0334	3.80 10 <sup>-2</sup>	0.20
3	0.0014	5.19 10 <sup>-2</sup>	0.26

Met behulp van de Freundlich-vergelijking kan niet alleen de tijdsafhankelijke sorptie van fosfaat aan de vaste fase worden beschreven maar ook de desorptie worden beschreven. Als de concentratie in de oplossing laag is en de term  $K_{F,i} c^{N_i}$  kleiner is dan de gebonden hoeveelheid  $S_i$  wordt  $dS_i/dt$  negatief. Bekend is dat de desorptiesnelheid van fosfaat van de semi-irreversibele pool veel lager is dan de sorptiesnelheid. In eerste instantie is zelfs aangenomen dat de teruggaande reactie nihil is. Uit recente metingen zoals een uitmijnpotproef (Koopmans *et al.*, 2004) blijkt echter dat er wel degelijk desorptie plaats vindt uit deze semi-irreversibele pool. Op dit moment worden in STONE desorptie snelheidsconstanten gehanteerd die 100 maal kleiner zijn dan de adsorptie snelheidsconstanten.





## 3 Beschikbare data en gebruikte methoden

### 3.1 Desorptiekaracteristieken

Een indruk van het langetermijngedrag van fosfaat kan worden verkregen uit desorptiecurven. Dit zijn curven die het verloop van de desorptie van fosfaat uit de bodem beschrijven bij een nihil fosfaatconcentratie in de oplossing. Voor het bepalen van een desorptiecurve wordt de infinite sink-methode gebruikt ( $P_i$ ).  $P_i$  wordt bepaald door extractie van een bodem-grond suspensie (1:40 v:v) met een Fe-oxide geïmpregneerd papier, op basis van de beschrijving van Van der Zee *et al.* (1987) en Menon *et al.* (1989). De totale extractietijd ligt meestal tussen de 144 en 198 uur. Voor de bodem-grond suspensie kan gebruik gemaakt worden van 0.005 M  $\text{CaCl}_2$ , een mengsel van 0.005 M  $\text{CaCl}_2$  en 0.003 M KCl of 0.01 M  $\text{CaCl}_2$ .

Data van de infinite sink-methoden zijn voor een relatief groot aantal gronden bepaald. In deze studie is gebruikt gemaakt van data van de langetermijn-grasproeven (Ehlert *et al.*, 2008; Van der Salm *et al.*, 2009), DOVE monitoring locaties (Van Beek *et al.*, 2009) en proeven met monsters van enkele zand, veen en kleibodems (Koppelaar, 1993; Schoumans, 1999).

Om snel een indruk te krijgen van de orde van grote van de desorptiesnelheid is gebruik gemaakt van de methode van Lookman (Lookman *et al.*, 1995).

$$P_{\text{inf,cum}} = Q_{i,1}(1 - e^{-k_{d1}t}) + Q_{i,2}(1 - e^{-k_{d2}t})$$

met

$P_{\text{inf,cum}}$  (mmol  $\text{kg}^{-1}$ ) de totale hoeveelheid gedesorbeerd fosfaat

$Q_{i,1}$  (mmol  $\text{kg}^{-1}$ ) de hoeveelheid fosfaat die zwak gebonden is aan het complex

$Q_{i,2}$  (mmol  $\text{kg}^{-1}$ ) de hoeveelheid fosfaat die sterk gebonden is aan het complex

$k_{d1}$  en  $k_{d2}$  ( $\text{d}^{-1}$ ) zijn de desorptiesnelheden van beide pools

Aangenomen is dat de omvang van de beide fosfaatpools gelijk is aan de totale hoeveelheid anorganisch fosfaat in de bodem zoals bepaald met de oxalaat extractie.  $Q_{i,2}$  kan dan ook berekend worden als:

$$Q_{i,2} = P_{\text{ox}} - Q_{i,1}$$

Deze methode is niet helemaal identiek aan de procesformulering in ANIMO waar de reversibele sorptie wordt beschreven met een Langmuir-isotherm en de semi-reversibele sorptie beschreven wordt met drie Freundlich-vergelijkingen. De pool  $Q_{i,1}$  kan echter goed vergeleken worden met de reversibele sorptie in ANIMO terwijl de pool  $Q_{i,2}$  goed kan worden vergeleken met de semi-reversibele pool. De langetermijn-desorptiesnelheid  $k_{d2}$  kan dan ook gezien worden als een overall desorptiesnelheid van de drie langzame pools in ANIMO.

### 3.2 Veld- en potproeven

In het verleden zijn verscheidene langjarige proeven gedaan met verschillende P-bemestingsniveaus die informatie kunnen verschaffen over de langetermijneffecten van evenwichtsbemesting of uitmijnen. Om inzicht te krijgen in de huidige effecten van een

verlaging van de P-bemesting zijn vooral relatief recente proeven van belang. Oudere proeven (jaren '50- '70 van de vorige eeuw) zijn vaak uitgevoerd bij een lage uitgangssituatie van de fosfaatgehalten in de bodem. Bovendien zijn vaak analysemethoden gebruikt die momenteel niet meer gangbaar zijn, waardoor de proeven pas gebruikt kunnen worden na heranalyse van opgeslagen bodemonsters. Een overzicht van vrij recente proeven die geschikt zouden zijn voor een analyse van de langetermijneffecten van verminderde P-bemesting staat in Tabel 2. De looptijd van de proeven loopt uiteen van 2 tot 36 jaar. De meest voorkomende grondsoorten zijn vertegenwoordigd en de lijst bevat zowel proeven met grasland als bouwland.

Tabel 2. Overzicht van locaties van meerjarige proeven met proeven met nulbemesting of evenwichtsbemesting.

Locatie	Start	Einde	Duur (jr.)	Gewas	Grondsoort	Bodemlagen		Overschot
						diepte	aantal	
Heino-ev	1997	2007	11	gras	zand	0-30	4	0
Zegveld-ev	1997	2007	11	gras	veen	0-30	4	0
Cranendonck-ev	1997	2007	11	gras	zand	0-30	4	0
Waiboerhoeve-ev	1997	2007	11	gras	klei	0-30	4	0
Heino-u	2002	2007	6	gras	zand	0-30	4	uitmijnen
Zegveld-u	2002	2007	6	gras	veen	0-30	4	uitmijnen
Cranendonck-u	2002	2007	6	gras	zand	0-30	4	uitmijnen
Waiboerhoeve-u	2002	2007	6	gras	klei	0-30	4	uitmijnen
Potproef			2.5	gras	zand	0-10	2	uitmijnen
Lelystad-u	1986	2001	16	bouwland	klei	0-60	2	uitmijnen
Lelystad-u2	1986	2001	16	bouwland	klei	0-60	2	0 (gift 70)
Marknesse-u	1997	2006	10	bouwland	kalkh. klei	0-25	1	uitmijnen
Marknesse-ev	1997	2006	10	bouwland	kalkh. klei	0-25	1	0 (gift 87)
Wijster-u1	1971	2006	36	bouwland	zand	0-25 <sup>1</sup>	1	uitmijnen
Wijster-u2	1988	2006	36	bouwland	zand	0-25 <sup>1</sup>	1	uitmijnen
De Marke-u1	1993	2001	9	bouwland	zand	0-40	2	uitmijnen
De Marke-u2	1993	2001	9	bouwland	zand	0-40	2	uitmijnen
Limburg-bwl	2006	2008	3	bouwland	zand	0-60	4	0
Limburg-gr	2006	2008	3	gras	zand	0-70	5	uitmijnen
BOVAR	1993	1994	2	gras	zand	0-120	1	uitmijnen

<sup>1</sup> Eenmalig profielbemonstering tot 1 meter diepte

Op alle proefvelden is jaarlijks de P-balans bepaald. De beschikbare metingen van de bodemtoestand op de verschillende proefvelden lopen sterk uiteen (Tabel 3). Op alle proefvelden is jaarlijks de P<sub>w</sub> gemeten. Op sommige proefvelden is daarnaast ook P-AI, Pox en P-totaal gemeten. Daarnaast zijn soms nog geadsorbeerd P (P<sub>a</sub>) en de fosfaatconcentraties in het bodemvocht bepaald. Deze metingen zijn niet opgenomen in het overzicht. De meest uitgebreide dataset mbt. de trends in P-toestand zijn beschikbaar voor de locaties Heino, Zegveld, Cranendonck en Waiboerhoeve (Ehlert *et al.*, 2008; Van der Salm *et al.*, 2009). Voor de andere locaties zijn over het algemeen minder parameters beschikbaar of zijn bepaalde parameters slechts incidenteel gemeten.

Naast de trends in P-toestand zijn op de meeste locaties data beschikbaar om de parameters van de Langmuir-adsorptie-isotherm te bepalen (Tabel 3). De methoden die gebruikt zijn om

Langmuir-constanten af te leiden verschillen: gebruik van veldgegevens van concentraties en geadsorbeerde hoeveelheden, oplaad- en desorptie-experimenten in het lab of uitsluitend desorptie experimenten.

Tabel 3. Beschikbare metingen op de locaties.

Locatie	P balans	Jaarlijkse bodemanalyses				Ads/desorptie isotherm	Referentie
		Pw	P-AI	Pox	Ptot.		
Heino-ev	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Zegveld-ev	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Cranendonck-ev	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Waiboerhoeve-ev	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Heino-u	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Zegveld-u	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Cranendonck-u	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Waiboerhoeve-u	ja	ja	ja	ja	ja	Langmuir veld	Van der Salm, 2009
Potproef	ja	ja	ja	ja	ja	Nee	Koopmans <i>et al.</i> , 2004
Lelystad-u	ja	ja			ja	Langmuir lab	Ehlert <i>et al.</i> , 2003
Lelystad-u2	ja	ja			Ja	Langmuir lab	Ehlert <i>et al.</i> , 2003
Marknesse-u	ja	ja			Ja	Langmuir lab	Ehlert <i>et al.</i> , 2003
Marknesse-ev	ja	ja			ja	Langmuir lab	Ehlert <i>et al.</i> , 2003
Wijster-u1	ja	ja			ja	Langmuir lab	Ehlert <i>et al.</i> , 2003
Wijster-u2	ja	ja			ja	Langmuir lab	Ehlert <i>et al.</i> , 2003
De Marke-u1	ja	ja	ja	nee	ja	nee	Reijneveld <i>et al.</i> , 2003
De Marke-u2	ja	ja	Ja	nee	ja	nee	Corré <i>et al.</i> , 2004
Limburg-bwl	ja	ja				desorptie iso	Schils <i>et al.</i> . Unpub
Limburg-gr	ja	ja				desorptie iso	Schils <i>et al.</i> . Unpub
BOVAR	ja	nee	nee	Ja	nee	nee	Schoumans en Kruijne, 1995

<sup>1</sup> Eenmalig profielbemonstering tot 1 meter diepte

De bruikbaarheid van de proeven voor een analyse van de langetermijneffecten van verminderde P-aanvoer hangt sterk samen met het traject van P-toestanden die in de proeven zijn waargenomen. Om een indruk te krijgen van deze range in P-toestanden is een overzicht gemaakt van de begin- en eindtoestand van de gemeten P-parameters van de proeven (Tabel 4). De waarden in tabel 3 zijn momentopnamen in het startjaar en eindjaar. De parameters Pw en P-AI kunnen flink fluctueren in de tijd waardoor de waarden in tabel 4 soms een vertekend beeld geven. De locaties in Limburg, de Marke, Bovar, de potproef en in iets mindere mate de Waiboerhoeve hebben in de uitgangssituatie een hoge P-toestand. Dit zijn dus locaties waar uitmijnen een reële maatregel zou kunnen zijn om P-verliezen terug te dringen. De meeste andere locaties hebben meer gematigde fosfaattoestanden en de Lelystad-locaties hebben zelfs een relatief lage P-toestand. Op deze locaties zal vanuit milieukundig oogpunt niet zo snel voor uitmijnen worden gekozen maar de datasets geven wel waardevolle informatie over het gedrag van de bodem en de gewasreactie bij verminderde P-giften. De eindtoestand van de meeste locaties met hoge P-toestand is nog steeds hoog (Pw circa. 70) omdat de looptijd van de proeven beperkt was. En uitzondering vormt de potproef waar door continue oogst in een korte periode (2.5 jaar) toch veel P verwijderd kon worden. De uitmijnproeven die starten met een gematigde fosfaattoestand hebben een eindtoestand die vaak vrij laag is.

Op basis van de databeschikbaarheid en het fosfaattraject kan geconcludeerd worden dat de langetermijnproeven op grasland (Van der Salm *et al.*, 2009) en de potproeven met gras (Koopmans *et al.*, 2004) zeer geschikt zijn voor de beoogde analyse. In de categorie minder geschikt vallen de langetermijn-bouwlandproeven (Ehlert *et al.*, 2008). Al deze uitmijnproeven hebben een wat lagere P-toestand (laag/voldoende) en voor Lelystad is de trend in Pox niet bekend. De proeven op de Marke zijn zeer interessant wat betreft de P-toestand, maar helaas ontbreken oxalaat extracties. De proeven in Limburg en de proeven uit het BOVAR-project hebben te kort gelopen om zinnige informatie op te leveren over het gedrag van uitmijnen.

Tabel 4. *Begin – en eindtoestand van een aantal P-pools.*

	diepte	Begintoestand			Eindtoestand		
		Pw	P-AI	FVG <sup>1</sup>	Pw	P-AI	FVG <sup>1</sup>
Heino-ev	0-5	43	38	58	25	42	50
Zegveld-ev	0-5	46	32	31			
Cranendonck-ev	0-5	39	39	44	34	38	36
Waiboerhoeve-ev	0-5	60	60	43	58	53	38
Heino-u	0-5	30 <sup>2</sup>	33	63	17	17	38
Zegveld-u	0-5	10 <sup>2</sup>	38	15	13	10	20
Cranendonck-u	0-5	27 <sup>2</sup>	32	63	39	38	35
Waiboerhoeve-u	0-5	68	49	50	21	22	23
Potproef	0-5	70	91	83	10	35	46
Lelystad-u	0-30	23	28		12	18	
Lelystad-u2	0-30	23	28		22	28	
Marknesse-u	0-25	39			27		
Marknesse-ev	0-25	37			38		
Wijster-u1	0-30	30			20		
Wijster-u2	0-30	16			18	38	
De Marke-u1	0-25	100	122		70	100	
De Marke-u2	0-25	100	122		80	110	
Limburg-bwl	0-30	39		52	35		
Limburg-gr	0-10	105		70	72		
BOVAR	0-40			26			

<sup>1</sup> FVG=  $P_{ox}/0.5*(Al+Fe)_{ox} * 100$  van de aangegeven bodemlaag; <sup>2</sup> Beginwaarde is uitzonderlijk laag tov. waarden in andere jaren

## 4 Laboratoriumbepalingen van desorptiesnelheden

### 4.1 Graslandexperiment

Als onderdeel van de langetermijnproeven op grasland zijn in de periode 1997-2003 om de twee jaar desorptiecurven bepaald van de bodemlagen van 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm en 20-30 cm. De desorptiecurven zijn bepaald voor de veldjes met een N-overschot van 180 kg ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> en P-overschotten van 0 en 20 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> en voor het veldje met een N-overschot van 300 kg ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> en een P overschotten 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> (P40). In 2003 zijn ook desorptiecurven voor het uitmijnveldje bepaald. Voor deze analyse is gebruikt gemaakt van de data van 2003 om dat in dit jaar desorptiecurven voor alle bemestingsniveaus beschikbaar waren en deze datum het best aansluit bij de in Hoofdstuk 4 beschreven metingen op de uitmijnvelden.

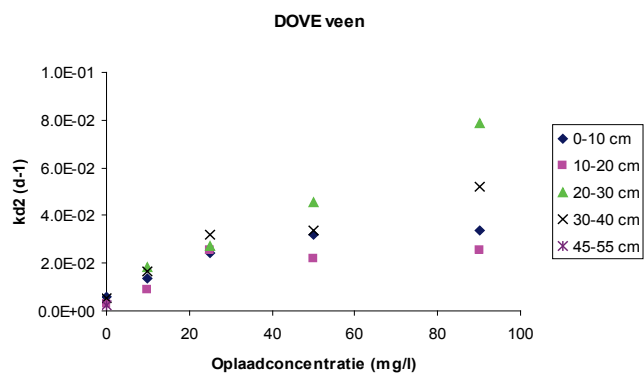
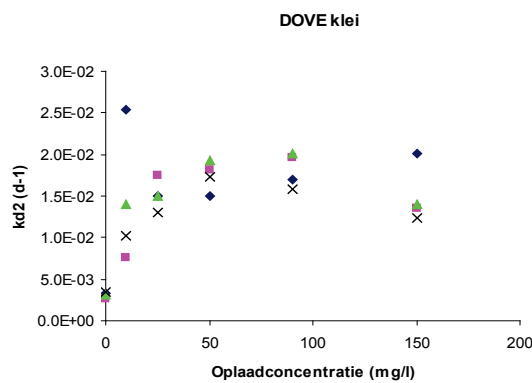
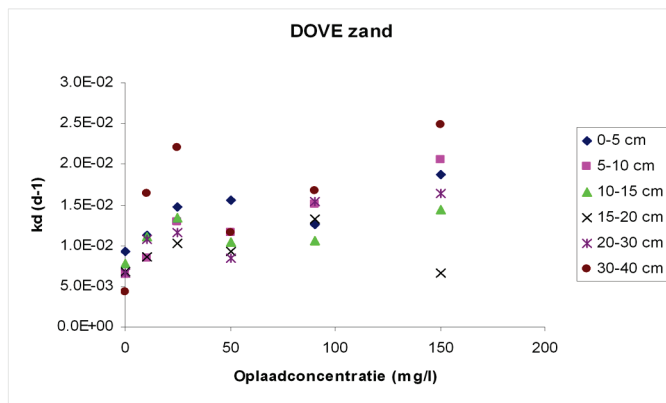
Tabel 5. Langetermijn-desorptiesnelheden ( $k_{d2}$ ) voor de graslandlocaties.

Diepte	Langetermijn-desorptiesnelheid (d <sup>-1</sup> )			
	Bemestingsniveau	P0	P20	P40
	Uitmijnen			
Aver Heino (zand)				
0-5 cm	9.5 10 <sup>-3</sup>	7.8 10 <sup>-3</sup>	1.1 10 <sup>-2</sup>	9.5 10 <sup>-3</sup>
5-10 cm	5.8 10 <sup>-3</sup>	4.3 10 <sup>-3</sup>	5.4 10 <sup>-3</sup>	4.2 10 <sup>-3</sup>
10-20 cm	3.0 10 <sup>-3</sup>	4.8 10 <sup>-3</sup>	5.6 10 <sup>-3</sup>	4.2 10 <sup>-3</sup>
20-30 cm		2.5 10 <sup>-3</sup>	4.8 10 <sup>-3</sup>	1.6 10 <sup>-3</sup>
Cranendonck (zand)				
0-5 cm	4.1 10 <sup>-3</sup>	4.4 10 <sup>-3</sup>	5.6 10 <sup>-3</sup>	6.7 10 <sup>-3</sup>
5-10 cm	5.2 10 <sup>-3</sup>	5.3 10 <sup>-3</sup>	4.1 10 <sup>-3</sup>	4.5 10 <sup>-3</sup>
10-20 cm	2.8 10 <sup>-3</sup>	3.9 10 <sup>-3</sup>	3.8 10 <sup>-3</sup>	5.8 10 <sup>-3</sup>
20-30 cm	2.9 10 <sup>-3</sup>	8.6 10 <sup>-4</sup>	4.3 10 <sup>-3</sup>	4.1 10 <sup>-3</sup>
Waiboerhoeve (klei)				
0-5 cm	7.0 10 <sup>-3</sup>	7.3 10 <sup>-3</sup>	1.2 10 <sup>-2</sup>	9.3 10 <sup>-3</sup>
5-10 cm	4.7 10 <sup>-3</sup>			
10-20 cm	2.3 10 <sup>-3</sup>	1.3 10 <sup>-3</sup>	2.1 10 <sup>-3</sup>	1.6 10 <sup>-3</sup>
20-30 cm	2.2 10 <sup>-3</sup>	1.3 10 <sup>-3</sup>	1.8 10 <sup>-3</sup>	1.1 10 <sup>-3</sup>
Zegveld (veen)				
0-5 cm	1.4 10 <sup>-2</sup>	5.4 10 <sup>-3</sup>	1.2 10 <sup>-2</sup>	8.1 10 <sup>-3</sup>
5-10 cm	5.7 10 <sup>-3</sup>	3.7 10 <sup>-3</sup>	6.7 10 <sup>-3</sup>	5.1 10 <sup>-3</sup>
10-20 cm	4.0 10 <sup>-3</sup>	2.0 10 <sup>-3</sup>	7.3 10 <sup>-3</sup>	2.0 10 <sup>-3</sup>
20-30 cm	3.0 10 <sup>-3</sup>	1.8 10 <sup>-3</sup>	7.8 10 <sup>-3</sup>	2.1 10 <sup>-3</sup>

De desorptie van fosfaat kon bij de onderzochte gronden goed beschreven worden met de formule van Lookman. De verklaarde variantie bedroeg gemiddeld ruim 98%. De formule van Lookman beschouwt een snelle en een langzame pool. De scheiding tussen de snelle en de langzame pool werd door de fitting gelegd bij een desorptietijd tussen 24 en 48 uur. Bij de fitting van een Langmuir- en een Freundlich-isotherm wordt vaak de scheiding tussen snel en langzaam ook gelegd bij 48 uur. De gemeten (langetermijn)-desorptiesnelheden van de sterk gebonden P-pool variëren tussen de 8.6 10<sup>-4</sup> en 1.2 10<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Tabel 5). De snelheden zijn over het algemeen het hoogst in de bovenste bodemlaag en nemen af met de diepte. Bij een toename van het P-overschot nemen de waarden eveneens toe. Op de zand- en veengronden liggen de desorptiesnelheden globaal tussen de 3 10<sup>-3</sup> en 5 10<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, met uitzondering van de laag van 0-5 cm op Heino en op Zegveld waar de orde van grootte 8-9 10<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> bedraagt. Op de klei locatie wordt in de bovengrond (0-5 cm) een vergelijkbare waarde gevonden. In de diepere lagen ligt de desorptiesnelheid op 1- 2 10<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>.

Ter controle en om een beeld te krijgen van de temporele verschillen is dezelfde analyse uitgevoerd om data uit 2001 (data niet getoond). Voor 2001 waren geen data van de uitmijnveldjes beschikbaar. Het verloop van de desorptiesnelheden met de diepte en het overschot was vergelijkbaar. Over het algemeen waren de langetermijn-desorptiesnelheden echter iets (gem. factor 1.2) hoger dan in 2003.

## 4.2 DOVE locaties



Figuur 3. Langetermijn-desorptiesnelheden ( $k_{d2}$ ) op de DOVE zand, klei en veen locaties.

Voor de locaties die betrokken waren bij het DOVE (Diffuse belasting Oppervlaktewater vanuit de Veehouderij) zijn adsorptie- en desorptiekenmerken bepaald van de bodem als functie van de diepte. De desorptiekenmerken zijn gemeten voor onbehandelde bodemmonsters

en voor monsters die eerst in het laboratorium zijn opgeladen met fosfaat (Schoumans en Zweers, 2000; Van Beek *et al.*, 2003; Van der Salm *et al.*, 2006). De verklaarde variantie ligt net als bij de graslandexperimenten hoog (>98%).

De laagste gemeten langetermijn-desorptiesnelheden ( $k_{d2}$ ) op de drie locaties liggen tussen de 2 à 3  $10^{-3}$ . Op alle drie de locaties werden bij sterker opgeladen gronden hogere desorptiesnelheden gevonden (Figuur 3). De hoogste waarden liggen ongeveer 10 maal zo hoog als de waarden van niet opgeladen gronden. Op de veenlocatie werden in sommige lagen zelfs nog veel hogere waarden gevonden voor opgeladen monsters. In de laag van 20-30 cm werd een maximale desorptiesnelheid gemeten van 8  $10^{-2}$ . In de veenlaag op een diepte van 65-75 cm werden zelfs snelheden gevonden tot 1.2  $d^{-1}$  (niet getoond). Bij niet opgeladen gronden namen de desorptiesnelheden in de diepere bodemlagen wat af ten opzichte van de bovenste bodemlaag. Bij de kleigrond lag de desorptiesnelheid van de niet opgeladen bodem rond de 3  $10^{-3}$ , op de veengrond rond 4  $10^{-3}$  en op de zandgrond tussen de 9  $10^{-3}$  en 4  $10^{-3}$  afhankelijk van de diepte van de bodemlaag.

### 4.3 Marknesse

Bij de veldproef in Marknesse zijn in 1997 en 2002 desorptie-experimenten uitgevoerd voor onbemeste veldjes en veldjes die jaarlijks 240 kg superfosfaat ontvingen. In 1997 zijn de experimenten uitsluitend uitgevoerd voor de bouwvoor (0-20 cm). In dat jaar zijn monsters geanalyseerd van 4 onbemeste en 4 bemeste veldjes. In 2002 zijn ook de diepere bodemlagen bemonsterd in dat jaar zijn 4 onbemeste en 3 bemeste percelen bemonsterd.

De gemiddelde langetermijn-desorptiesnelheid ( $k_{d2}$ ) van alle geanalyseerde monsters bedroeg 2.3  $10^{-4} d^{-1}$ . In 1997 bedroeg de langetermijn-desorptiesnelheid ( $k_{d2}$ ) op de onbemeste velden 2.3  $10^{-4} d^{-1}$  en op de bemeste velden was de snelheid 1.7  $10^{-4} d^{-1}$ . Het verschil in desorptiesnelheid tussen de bemeste en onbemeste velden was niet significant ( $\alpha = 0.05$ ). In 2002 liepen de desorptiesnelheden uiteen van 1.5 – 3.5  $10^{-4}$  afhankelijk van de diepte en de gift (Tabel 6). Verschillen waren ook in dit jaar niet significant.

Tabel 6. Langetermijn-desorptiesnelheden ( $k_{d2}$ ) voor een bouwlandlocatie in Marknesse.

	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm
Gift 0 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha-1	3.6 $10^{-4}$	1.9 $10^{-4}$	2.4 $10^{-4}$	2.4 $10^{-4}$
Gift 240 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha-1	2.6 $10^{-4}$	1.5 $10^{-4}$	3.1 $10^{-4}$	1.7 $10^{-4}$

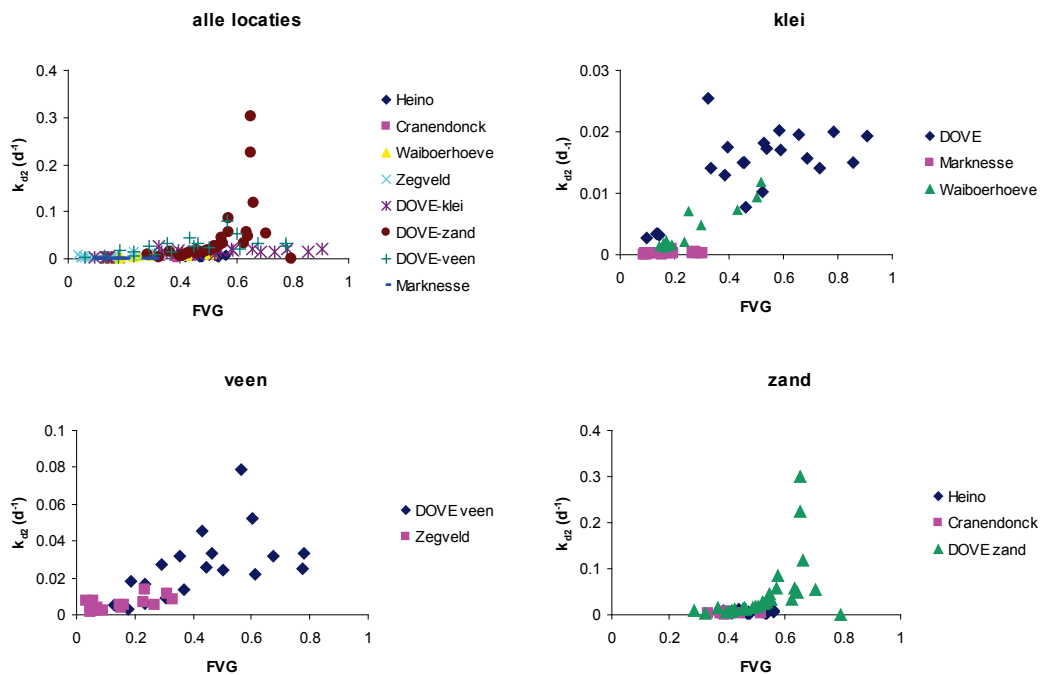
### 4.4 Overige experimenten

In 1997 zijn van de boven- en ondergrond van een zandgrond, de bovengrond van een kleigrond en van drie horizonten van een veengrond sorptie- en desorptie-experimenten uitgevoerd (Koppelaar, 1993; Schoumans, 1999). Voor deze gronden zijn alleen desorptiecurven van opgeladen monsters bepaald. De langetermijn-desorptiesnelheden ( $k_{d2}$ ) varieerden tussen 2.0  $10^{-2}$  op het minst opgeladen monster van de kleigrond tot 2.4  $10^{-1}$  op een van de zwaarst opgeladen veen monsters. Bij een oplaadconcentratie van 10 mg/l bedroeg de  $k_{d2}$  op klei 2.0  $10^{-2}$ , op zand 5.7  $10^{-2}$  en op de veengronden gemiddeld 4.5  $10^{-2}$ . Bij de klei en de zandgronden namen de langetermijn-desorptiesnelheden tussen 10 en 150 mg/l niet veel toe en bedroegen gemiddeld resp. 3.5 en 4.5  $10^{-2} d^{-1}$ . Uit de DOVE-experimenten bleek dat de snelheden bij een oplaadconcentratie van 10 mg/l een factor 1.4 (zand) tot 4.6 maal zo hoog lagen dan voor onopgeladen monsters. Voor onopgeladen monsters zouden dus snelheden verwacht mogen worden tussen van 7 à 9  $10^{-3}$  en 2 à 3  $10^{-2}$  afhankelijk van de gehanteerde factor.

## 4.5 Discussie en conclusie

Uit de bovenstaande experimenten blijkt dat de desorptiesnelheden hoger zijn in opgeladen monsters en in bovengronden. De data van de grasproeven en de DOVE-locaties geven aan dat in de desorptiesnelheden, met uitzondering van de bovenste bodemlaag, tussen 3 en  $5 \cdot 10^{-3} \text{ d}^{-1}$  liggen. In de bovenste bodemlagen (0-5 cm, 0-10 cm) worden hogere waarden gevonden die op kunnen lopen tot  $9 \cdot 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ . De experimenten met opgeladen monsters van een kleigrond, twee zandgronden en drie veengronden wijzen ook op wat hogere snelheden tussen  $7 \text{ à } 9 \cdot 10^{-3}$  en  $2 \text{ à } 3 \cdot 10^{-2}$ . De desorptiesnelheden op de bouwland locatie op kalkhoudende zeeklei in Marknesse zijn duidelijk lager ( $2.3 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ ) en de desorptiesnelheden van opgeladen monsters liggen niet hoger dan van niet/licht opgeladen monsters.

De hierboven geconstateerde verschillen in de langetermijn-desorptiesnelheid blijken voor een belangrijk deel samen te vallen met verschillen in fosfaatverzadigingsgraad (Figuur 4). Bij bijna alle gronden is duidelijk sprake van een hogere desorptiesnelheid bij een hogere verzadigingsgraad. De spreiding is echter groot. De monsters van DOVE-zand vertonen in tegenstelling tot alle andere onderzochte gronden een exponentiële toename van de lange-termijn-desorptiesnelheden bij hoger waarden van de fosfaatverzadigingsgraad (FVG). Mogelijk wordt dit exponentiële verloop veroorzaakt door het oplossen van precipitaten die ontstaan zijn bij het opladen van de monsters met hoge concentraties (150 mg/l). Indien de punten die behoren bij een oplaadconcentratie van 150 mg/l worden weggelaten, vervallen een belangrijk deel maar niet alle punten met zeer hoge desorptiesnelheden.



Figuur 4 Relatie tussen fosfaatverzadigingsgraad (FVG) en de langetermijn-desorptiesnelheid ( $k_{d2}$ ).

Uit figuur 4 komt ook duidelijk naar voren dat de langetermijn-desorptiesnelheid bij veengronden bij een zelfde fosfaatverzadigingsgraad gemiddeld hoger ligt dan bij zand- en kleigronden. Bij de veengronden werd bij een FVG van 0.4 een gemiddelde waarden van 0.023  $\text{d}^{-1}$  gevonden tegen,  $7.6 \cdot 10^{-3}$  voor kleigronden en  $4.8 \cdot 10^{-3}$  voor zandgrond.



## 5 Uitmijnproeven grasland

### 5.1 Proefopzet

In 2002 zijn uitmijnproeven gestart op grasland als onderdeel van een bestaande langetermijnproef. De velden zijn gelegen op zandgrond in Noord-Brabant en Overijssel (Cranendonck respectievelijk Heino), op jonge zeeklei in de Flevopolder (Waiboerhoeve) en op veen in Zuid-Holland (Zegveld). Deze proef maakt deel uit van een experiment dat in 1997 is gestart op blijvend grasland. Doel van deze proef is om de effecten van verschillende bemestingsniveaus op P-toestand, P uitspoeling en productie in beeld te brengen.

Tabel 7. Fosfaatgehalten, fosfaatverzadigingsgraad en bulkdichtheid van de onderzochte locaties voor de start van het uitmijnexperiment.

Locatie	Diepte m	Pw mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> l <sup>-1</sup>	P-AL		Totaal P	FVG <sup>1</sup> -	Bulk dichtheid kg m <sup>-3</sup>	C (%)
			Pox	mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> 100 g <sup>-1</sup>				
Heino	0-0.05	30	33	139	165	63	1174	2.5
	0.05-0.1	20	34	136	145	53	1454	2.4
	0.1-0.2	26	39	142	159	59	1442	2.3
	0.2-0.3	27	37	118	148	62	1463	2.1
Cranendonck	0-0.05	26	32	142	164	48	1132	2.5
	0.05-0.1	23	30	148	153	45	1430	2.0
	0.1-0.2	20	32	137	146	43	1448	2.1
	0.2-0.3	22	33	130	143	44	1399	1.6
Waiboerhoeve	0-0.05	63	49	134	236	50	1101	3.8
	0.05-0.1	22	17	74	150	25	1389	2.1
	0.1-0.2	12	10	57	121	19	1361	2.1
	0.2-0.3	9	8	52	117	18	1322	1.8
Zegveld	0-0.05	11	36	213	621	15	355	27.4
	0.05-0.1	4	20	298	477	22	510	26.0
	0.1-0.2	4	9	235	370	14	447	23.5
	0.2-0.3	11	5	184	317	11	282	26.2

<sup>1</sup> Berekend als  $P_{ox} / (0.5 (Al+Fe)_{ox}) * 100$  (molare verhoudingen)

Elke veldproef omvat drie fosfaatniveaus: 0, 20 of 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> overschot (aangeduid met P0, P20 en P40) in combinatie met twee stikstofniveaus van 180 en 300 kg N-overschot ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>. De velden worden gemaaid en beweid met pinken. Opbrengst en kwaliteit van het gras, fosfaatoverschot, fosfaattoestand en concentraties in bodemvocht worden jaarlijks vastgesteld. Bodemvocht wordt drie keer per jaar bemonsterd door grondmonsters te centrifugereren. In het bodemvocht werden gehalten aan totaal fosfor (P) en anorganisch fosfor bepaald en uit hun verschil het organisch P. Verder wordt het verloop van de verschillende fosfaatpools in de vaste fase gemeten (Pw, Pox en P-totaal) door jaarlijks in de herfst monsters te nemen en te analyseren. In 2002 zijn bij elke proef uitmijnveldjes aangelegd. Deze veldjes worden niet beweid, ontvangen geen fosfaat maar wel 300 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> en worden op een voor de praktijk vergelijkbare wijze beheerd. Een overzicht van de bodemvruchtbaarheid (Pw, P-AL getal), fosfaatpools en de verzadigingsgraad op deze locaties is gegeven in Tabel 7.

## 5.2 Modelinvoer en validatie procedure

De hydrologische situatie van de vier proefvelden is in 2005 gesimuleerd met SWAP (Middelkoop *et al.*, 2007) en recent uitgebreid tot en met 2007. Voor de validatie van het model op de uitmijnvelden is gebruik gemaakt van deze gegevens en andere gegevens die verkregen zijn bij de validatie op de in 1997 aangelegde velden (Van der Salm en Schoumans, 2000; Middelkoop *et al.*, 2007). Voor alle runs is gebruik gemaakt van een iets lagere decompositiesnelheid voor humus dan in ANIMO/STONE gebruikelijk is (0.015 i.p.v. 0.02 jr<sup>-1</sup>). Er is voor een iets lagere decompositiesnelheid gekozen omdat bij de oorspronkelijke waarden er relatief veel fosfaat (-7 tot -20 kg P/ha/jr.) vrijkwam uit organisch materiaal in de laag van 0-30 cm. Een dergelijke mobilisatie leek hoog daar het management al jaren constant is en er geen aanwijzingen waren voor een afname in koolstofgehalten in de bodem. Langmuir-parameters voor de locaties zijn afgeleid uit gemeten fosfaatconcentraties in het veld en tegelijkertijd gemeten geadsorbeerde hoeveelheden. Een overzicht van de gebruikte parameters voor de Langmuir-sorptievergelijking zijn gegeven in Tabel 8. Voor de Freundlich-vergelijking voor de langetermijnsorptie van fosfaat zijn standaardparameters gebruikt zoals die afgeleid zijn voor zandgronden (Tabel 1). De langetermijn-desorptieparameters zijn gevalideerd op de metingen.

Tabel 8. Parameters voor de Langmuir-sorptievergelijking.

Locatie	$\beta$ (-)	$K$ (m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	$k_d$ (d <sup>-1</sup> )
Heino	0.103	34.7	0.094
Cranendonck	0.094	23.8	0.097
Waiboerhoeve	0.063	10.5	0.770
Zegveld	0.077	17.0	0.270

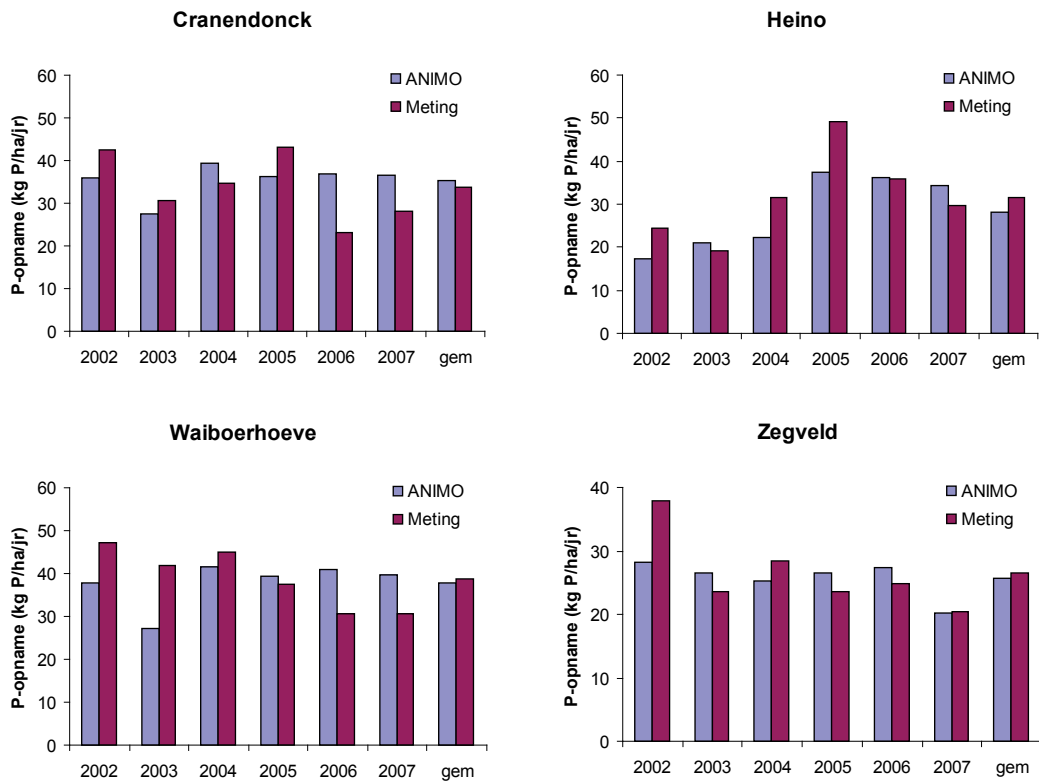
Voor de validatie van SWAP/ANIMO zijn de volgende stappen doorlopen:

- Vergelijking gemeten en gesimuleerde opname, zo nodig calibratie opnameconstanten;
- Vergelijking gemeten en gesimuleerde Pw-getallen en totale gesorbeerde hoeveelheden;
- Calibratie langetermijn-desorptieconstanten en zo nodig optimaliseren wortelopnamepatroon.

## 5.3 Resultaten

### 5.3.1 Fosfaatopname

Op de uitmijnvelden werd in de periode 2002 tot 2007 gemiddeld 26 kg P ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> op de veengrond en 39 kg P ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> op de kleigrond afgevoerd met maaien. Op de beide zandgronden werd gemiddeld 33 kg P ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> afgevoerd door maaien. De gemiddelde gesimuleerde afvoer ligt dicht bij de gemeten afvoer (26 -38 kg P ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>). De jaar tot jaar verschillen tussen metingen en simulaties kunnen aanzienlijk zijn (Figuur 5). Dit valt vooral op bij uitzonderlijk droge jaren (2003) en de zeer groeizame jaren (2006). Voor de voorspelling van de langetermijneffecten van uitmijnen is dit geen probleem omdat dit soort afwijking in individuele jaren het langetermijneffect niet beïnvloeden.

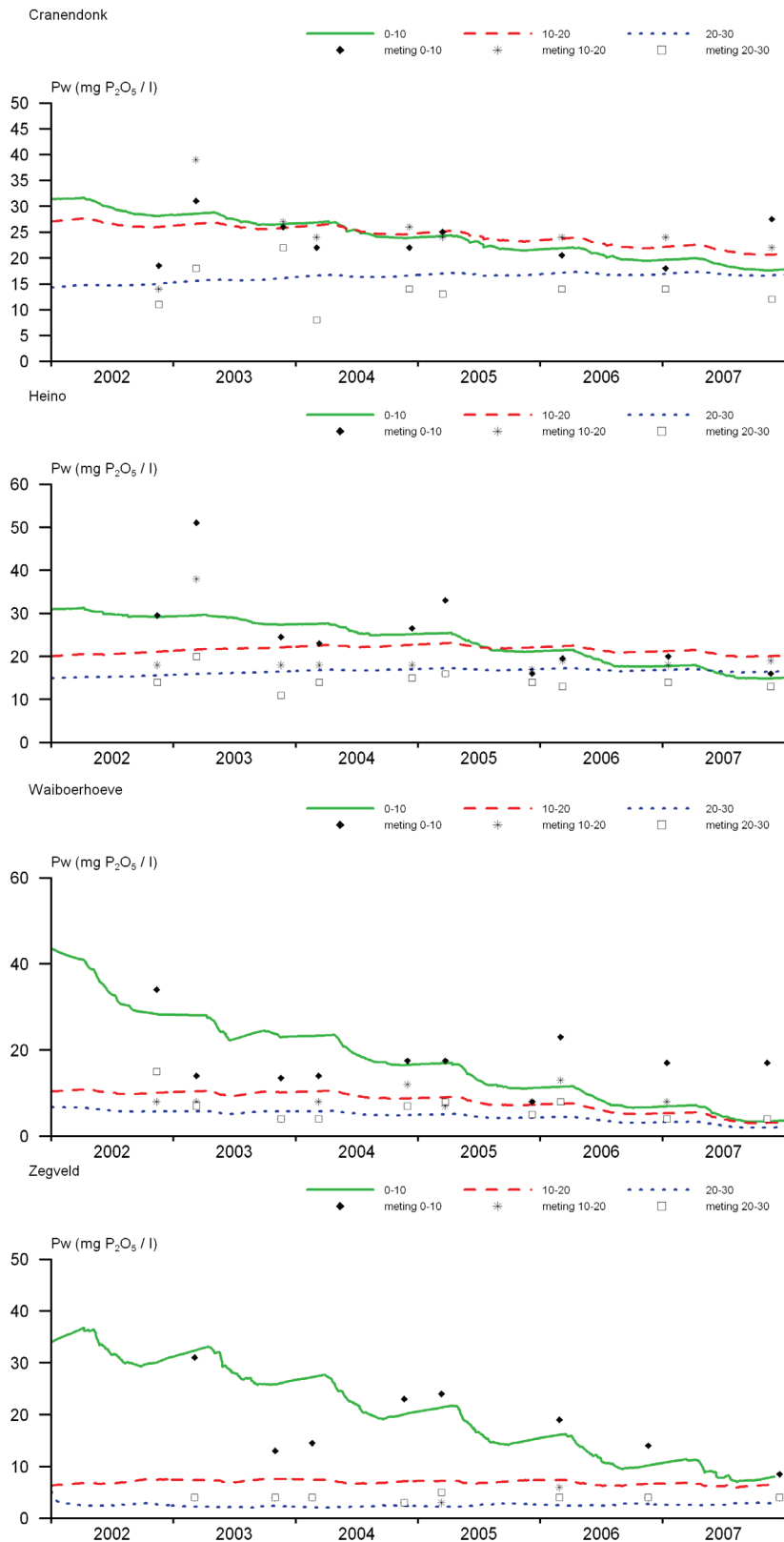


Figuur 5. Gemeten en met ANIMO gesimuleerde opname van P door het gewas.

### 5.3.2 Verandering in Pw

De verandering in Pw-getal van de bodem geeft een indruk van de verandering in reversibel geboden fosfaat in de bodem. Bij de waterextractie van grond zoals deze gebruikt wordt bij de bepaling van het Pw-getal wordt een deel van het geadsorbeerde fosfaat geëxtraheerd. De metingen van het Pw-getal geven aan (Figuur 6) dat de Pw tijdens het uitmijnexperiment sterk gedaald is in de bovenste bodemlaag (0-10 cm) en dat de afname minder wordt met de diepte. De variatie in de gemeten Pw-getallen in de tijd is in sommige bodemlagen aanzienlijk. Deze variatie wordt deels veroorzaakt door variatie in de fosfaatkringloop (opname, mineralisatie etc.) maar vermoedelijk komt een deel van de variatie ook voort uit afwijkingen in bemonstering (diepte en ruimtelijke variatie) en laboratoriumanalyse.

Het model bootst in grote lijnen de gemeten verandering in Pw goed na. De variatie binnen de meetperiode wordt niet goed gesimuleerd wat samenhangt met het feit dat variatie in opname in de tijd niet nauwkeurig wordt gesimuleerd (subparagraaf 5.2.2). Voor Cranendonck komen in alle lagen de simulaties vrij goed overeen met de metingen. Voor de locatie Heino simuleert het model een lichte stijging in Pw-getallen in de laag 10-20 cm en de laag van 20-30 cm, terwijl de metingen aangeven dat de Pw licht daalt of stabiel blijft. Deze afwijking komt waarschijnlijk voort uit een lichte onderschatting van de opname van P uit deze lagen. Voor het uitmijnveld op de Waiboerhoeve en op Zegveld zien de resultaten er vrij goed uit.



Figuur 6. Gemeten en met ANIMO gesimuleerde verandering in Pw-getal extraheerbaar fosfaat.

Voor de simulatie is voor Cranendonck, Waiboerhoeve en Heino uitgegaan van snelheidsconstanten voor de desorptie van respectievelijk  $1 \cdot 10^{-4}$ ,  $2 \cdot 10^{-5}$  en  $5 \cdot 10^{-6}$  voor de drie pools van sterk gebonden fosfaat. In Zegveld werden hogere waarden gebruikt ( $2.5 \cdot 10^{-3}$ ,  $2.5 \cdot 10^{-4}$  en  $1.5 \cdot 10^{-5}$ ). Voor Zegveld hadden ook vergelijkbare desorptieconstanten gebruikt kunnen worden maar dat had de mineralisatiesnelheid wat hoger gekozen moeten worden dan nu het geval. Bij het gebruik van lagere waarden voor de desorptieconstanten daalt de Pw in de laag van 0-10 cm veel te snel, terwijl bij het gebruik van hogere waarden de Pw te weinig daalt of zelfs stijgt (in de diepere bodemlagen). De desorptiesnelheden die uit deze simulatie naar voren komen, liggen lager (circa een factor 70 voor de meest beschikbare P-pool) dan uit laboratorium-desorptiecurven naar voren komt. Waarschijnlijk komen deze verschillen voort uit de aard van de labexperimenten waarbij het contact tussen grond en vloeistof veel intensiever is dan in de veldsituatie.

In experimenten waarbij de suspensie hevig geschud werden bijvoorbeeld hogere snelheden gemeten en ontstond eerder een evenwichtssituatie (Ogwanda en Sparks, 1986a en b). Bij de bepaling van de desorptiecurven werd mild geschud. Echter ook bij milde experimenten kunnen dit soort verschillen optreden. In kolomexperimenten werd bijvoorbeeld vastgesteld dat de verwerking van silicaten sneller verloopt indien de stroomsnelheid in de kolom hoger is (Van der Salm *et al.*, 1996). Daarnaast kan echter ook de wijze waarop de verdeling tussen de reversibele ( $Q_1$  in Lookman,  $Q$  volgens Langmuir in ANIMO) en semi-irreversibele pool ( $Q_2$  in Lookman en  $S$  in ANIMO) plaats heeft gevonden de resultaten enigszins beïnvloeden. Bij de methode van Lookman bleek de scheiding tussen  $Q_1$  en  $Q_2$  meestal tussen 24 en 48 uur te liggen. Bij de fitting van de Langmuir-parameters werd voor de grasproeven de gedesorbeerde hoeveelheid bij 90 uur gebruikt, deze is ca. 15% hoger dan de gedesorbeerde hoeveelheid bij 48 uur. Mogelijk wordt bij de grasexperimenten dus de reversibele pool iets overschat waardoor wat lagere snelheden gebruikt zijn/konden worden voor de desorptie van de langzame pool.

### 5.3.3 Verandering in totale hoeveelheid gesorbeerd fosfaat (Pox)

Uit meting op de uitmijnevelden bleek dat de gehalten aan  $P_{ox}$  geleidelijk dalen gedurende het experiment (Figuur 7). Deze daling is het sterkst in de bovengrond (0-10 cm) en over het algemeen minder groot in de diepere lagen (10-20 cm en 20-30 cm). De variatie in de gemeten  $P_{ox}$ -gehalten in de tijd is in sommige bodemlagen aanzienlijk. Deze variatie wordt vermoedelijk voor een belangrijk deel veroorzaakt door jaar tot jaar verschillen die voortkomen uit afwijkingen in bemonstering (diepte en ruimtelijke variatie) en laboratoriumanalyse.

De simulatieresultaten geven aan dat in de beide zandgronden de daling van  $P_{ox}$  in de laag van 0-10 cm wordt onderschat door het model. De metingen van  $P_{ox}$  in de bovenste 10 cm geven aan dat  $P_{ox}$  op Heino gemiddeld met 23 kg P/ha/jr. en op Cranendonck met 27 kg P/ha/jr. daalt. De simulatieresultaten duiden op een gemiddelde jaarlijkse daling met resp. 16 en 14 kg P/ha/jr. (Tabel 9). Voor de diepere lagen komen de simulaties over het algemeen wel redelijk overeen met de metingen. Een uitzondering vormt de laag van 20-30 cm in Cranendonck. In deze laag wordt een (onwaarschijnlijk) sterke daling van  $P_{ox}$  gemeten in de periode 2003-2007. Op de veen- en kleilocatie liggen de gesimuleerde  $P_{ox}$ -waarden op het oog vrij dicht bij de meetresultaten (Figuur 7). De 'gemeten' verliezen die door middel van lineaire regressie op basis van de metingen zijn vastgesteld (Tabel 9) wijken wel flink af van de simulaties. Voor Waiboerhoeve en Zegveld zijn deze regressie echter vrij onbetrouwbaar door de grote temporele variatie in de metingen.

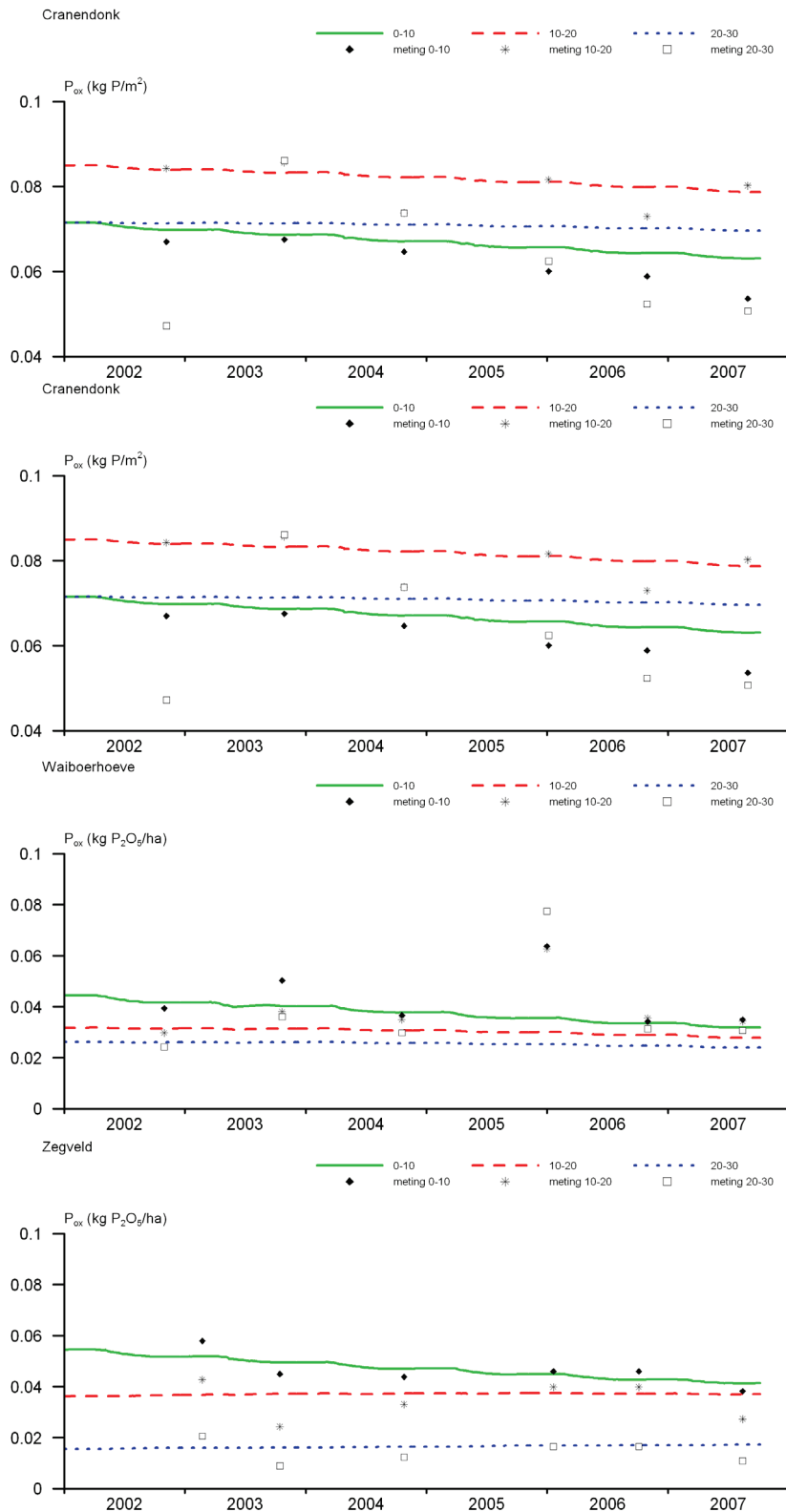
Tabel 9. Gesimuleerde fosfaatfluxen (kg P/ha/jr.) in de bodemlaag van 0-10 cm en gemeten verandering in P<sub>ox</sub> in de laag van 0-10 en totale gemeten opname van P door het gewas uit de wortelzone.

	Heino	Cranendonck	Waiboerhoeve	Zegveld
<b>Simulatie resultaten</b>				
Onttrekking:	16.7	15.8	21.7	25.1
-opname	15.1	14.0	21.3	24.8
-uitspoeling	1.6	1.8	0.4	0.3
Verlies bodem:				
- Q	10.7	9.9	23.0	11.3
- S	5.5	4.2	-2.1	10.7
- Pox (Q+S)	16.3	14.1	20.8	23.0
- Porg	0.5	1.7	0.7	3.2
<b>Metingen</b>				
Verlies Pox	23.4	27.2	9.3	25.9
Totale opname P uit wortelzone	31.7	33.7	38.8	26.5

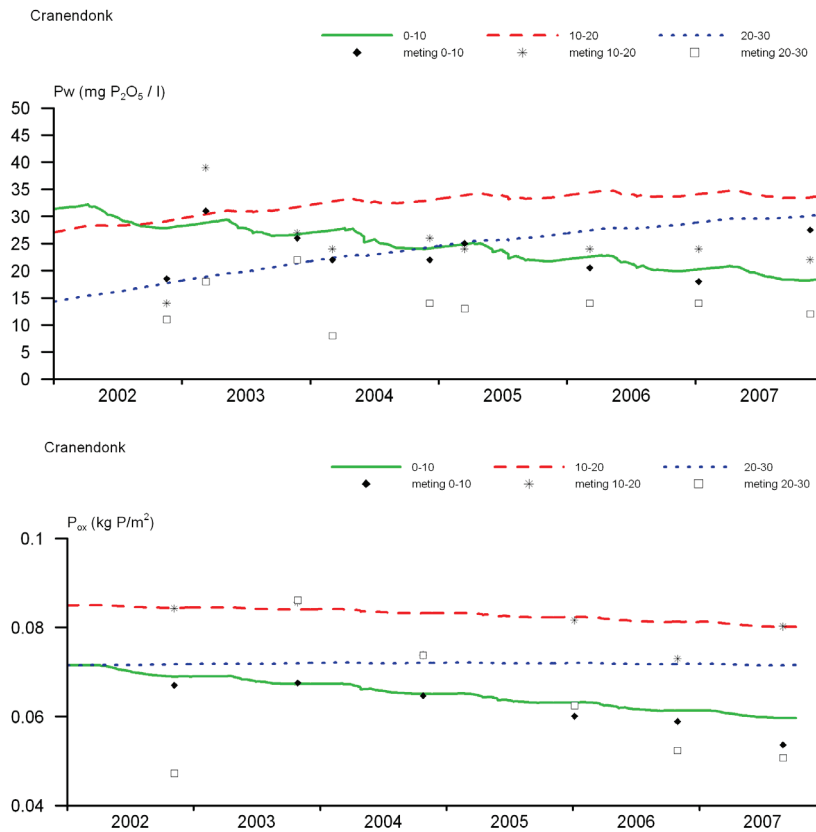
De afwijking tussen de gemeten en gesimuleerde afname van P<sub>ox</sub> in met name de bovenste 10 cm van de zandgronden kan meerdere oorzaken hebben. Allereerst kan natuurlijk de opname van fosfaat uit de bovenste 10 cm van de bodem door het model zijn onderschat. Op de zandlocaties is het gesimuleerde percentage fosfaat dat uit de bovenste laag wordt opgenomen relatief klein (48% in Heino en 42% in Cranendonck). Op de klei- en veenlocaties ligt dit percentage op respectievelijk 56 en 97%. De P<sub>w</sub> onder de bouwvoor is echter op deze locaties veel kleiner. Op basis van de daling in P<sub>ox</sub> in de bovenste 10 cm, zou de opname op de zandlocaties op 74-80% van de totale opname moeten liggen.

Op de veldjes met evenwichtsbemesting en met een overschot van 20 en 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> werd echter in de periode 1997-2007 ook een daling in P<sub>ox</sub> waargenomen (Ehlert *et al.*, 2009). Op de veldjes met evenwichtsbemesting lag de daling in P<sub>ox</sub> volgens regressie analyse in de bovenste 10 cm op -13, -18, -2 en -8 kg P/ha/jr. op resp. Heino, Cranendonck, Waiboerhoeve en Zegveld. De verklaarde variantie van het statistisch model liep uiteen van slechts 32.2% voor Heino tot 90.9% voor Waiboerhoeve. De tijdtrend in P<sub>ox</sub> was significant met uitzondering van Zegveld. Deze 'autonome' afname van P<sub>ox</sub> kan duiden op het feit dat een deel van het fosfaat steeds sterker gebonden wordt en geleidelijk niet meer extraheerbaar is met NH<sub>4</sub> oxalaat. De gemeten afname van P<sub>ox</sub> kan dus een overschatting zijn van de fosfaatopname uit de betreffende laag.

De waargenomen daling in P<sub>ox</sub> in de bovenste 10 cm kan gesimuleerd worden door meer fosfaat uit de bovenste 10 cm te laten opnemen en de snelheidconstanten voor desorptie van fosfaat uit de langzame pool met een factor drie te verhogen (Figuur 8). Bij een lagere opname uit de diepere bodemlagen en hogere constanten voor de desorptiesnelheden van de langzame pool wordt dan echter een stijging van de P<sub>w</sub> in de lagen van 10-20 en 20-30 cm gesimuleerd. Dit kan opgelost worden door het hanteren van lagere constanten voor de desorptiesnelheid in de langzame pool en/of een sterke verschuiving van fosfaat binnen de drie onderscheidde pools in laag 2 en 3. Bij een verschuiving van de fosfaatvoorraden tussen de drie pools zou in laag 2 de eerste pool teruggebracht moeten worden tot 15% en de 2<sup>e</sup> pool tot 50% van de evenwichtswaarden. In laag 3 zouden percentages van 14 en 48% moeten worden gebruikt.

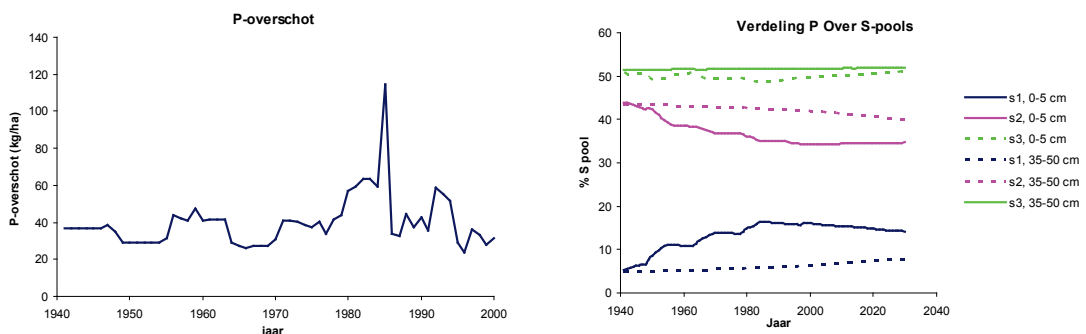


Figuur 7. Gemeten en met ANIMO gesimuleerde verandering in oxalaat extraheerbaar fosfaat.



Figuur 8. Verloop van  $P_w$  en  $P_{ox}$  bij een hogere opname uit de laag van 0-10 cm en drie maal hogere snelheidsconstanten voor de desorptie.

Bij langetermijnsimulaties ontstaan vanzelf verschillen in de verdeling van fosfaat over de drie pools als functie van de diepte in het profiel. Deze verschillen worden veroorzaakt door verschillen in mate en snelheid van oplading van de verschillende bodemlagen met fosfaat. Deze verschillen zijn echter veel kleiner dan de verschillen die noodzakelijk zijn om de geringere desorptiesnelheden in de ondergrond te realiseren. In figuur 9 staat een voorbeeld voor een natte situatie op bouwland op zandgrond. De makkelijkst desorbeerbare S-pool (S1) is op een diepte van 35-50 cm maximaal 10% lager dan in de laag van 0-5 cm. De S2-pool is inderdaad hoger dan in de bovengrond, ook hier zijn de verschillen echter vrij gering.



Figuur 9. Verdeling van de fosfaatpools bij een geleidelijke opbouw van de fosfaattoestand.



## 5.4 Conclusies

Op de uitmijneveldjes wordt een geleidelijke afname gemeten in Pw-getal en P<sub>ox</sub>. De afname is het hoogst in de laag van 0-10 cm en geringer in de diepere lagen van de wortelzone. ANIMO is na calibratie van de desorptieconstanten redelijk in staat om de langetermijntrend in Pw-getal en P<sub>ox</sub> te simuleren. Calibratie leidde tot desorptieconstanten van respectievelijk  $1 \cdot 10^{-4}$ ,  $2 \cdot 10^{-5}$  en  $5 \cdot 10^{-6}$  voor de drie pools van sterk gebonden fosfaat. Op de veenlocatie in Zegveld werden hogere constanten gehanteerd. De noodzaak om hogere constante te gebruiken kan echter voortkomen uit een onderschatting van het vrijkomen van fosfaat door mineralisatie op deze locatie.

De resultaten van de beide zandlocaties geven aan dat het oxalaat extraheerbaar P-gehalte in de bovenste 10 cm sneller daalt dan werd gesimuleerd. Voor de andere locaties zijn de veranderingen in P<sub>ox</sub> te onzeker om conclusies te kunnen trekken. De te geringe afname van P<sub>ox</sub> wordt waarschijnlijk voor een belangrijk deel veroorzaakt door een te lage opname uit de bovenste bodemlaag. Verhoging van de opname uit de bovenste laag leidt bij het gebruik van drie maal zo hoge desorptiesnelheden tot betere resultaten in de bovenste laag. Om de Pw-waarden in de diepere lagen goed te kunnen simuleren, moeten de desorptieconstanten echter op het lager niveau worden gehouden of moet de fosfaatvoorraad sterk verschoven worden naar de langzaamste desorberende pool.



## 6 Uitmijnproeven bouwland

### 6.1 Proefopzet en berekeningsmethode

Uit de lopende langetermijnproeven op bouwland zijn twee proeven geselecteerd waarvoor voldoende informatie aanwezig was. Het betreft een langetermijnproef op kalkrijke zavel in Marknesse en een proef op zand in Wijster (Ehlert *et al.*, 2003 en 2008). De geselecteerde velden van de proef in Marknesse (IB0013) zijn van 1971 tot 1990 bemest met 240 kg/jaar superfosfaat. De proefvelden in Wijster zijn van 1971 tot 1986 bemest met 180 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> Rhenaniafosfaat. Dit is een gegloeide natuurfosfaat waarvan de beschikbaarheid op basis van werkbare bestanddelen vergelijkbaar is met die van superfosfaat (Ehlert *et al.*, 2003).

#### *Berekeningsmethode*

Voor de bouwlandproeven is het verloop in P-toestand in de tijd berekend met een spreadsheet op basis van de procesformulering in ANIMO. Dezelfde methode is gebruikt voor het doorrekenen van de potproef (zie ook Hoofdstuk 7). Deze benadering is gekozen omdat de beschikbaarheid van data vrij beperkt was en het opzetten van een modelsimulatie voor een locatie met ANIMO vrij tijdrovend is. Een beschrijving van de methodiek wordt gegeven in Hoofdstuk 7.

### 6.2 Marknesse

#### 6.2.1 Invoergegevens en aannamen

##### *Bodemdata*

De proefvelden in Marknesse zijn gelegen op een kalkrijke zavel met een kalkgehalte van 9.3% en een lutumgehalte van circa 20%. Het organische stofgehalte van de bouwvoor (0-25 cm) bedraagt circa 2.2% en de pH is 7.3. Het geselecteerde proefveld is van 1971 tot 1990 bemest met 240 kg/jaar superfosfaat. Voor dit proefveld (veld 34) zijn metingen beschikbaar van de P<sub>w</sub> in de laag van 0-25 cm (Tabel 10). Voor dit veldje waren echter geen oxalaatextracties beschikbaar. Op het zelfde perceel zijn echter gegevens van een groot aantal veldjes beschikbaar met een range aan P-overschotten waarvan wel oxalaatextracties beschikbaar zijn. Om het Al+Fe gehalte van veld 34 te schatten is gebruik gemaakt van analyses van aanpalende veldjes. Oxalaat extraheerbaar fosfaat is afgeleid uit de relatie tussen P<sub>w</sub> en P<sub>ox</sub> voor de veldjes van deze proef.

Tabel 10. Bodemgegevens Marknesse.

Laag	Al+Fe <sup>1</sup> mmol kg <sup>-1</sup>	Pox <sup>2</sup>	Pw <sup>3</sup> mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> l <sup>-1</sup>	K <sup>1</sup> m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup>	B <sup>1</sup> (-)
0-25 cm	81	11.6	45	10	0.10

<sup>1</sup> gebaseerd op gegevens van aanpalende veldjes met vergelijkbare behandeling

<sup>2</sup> gebaseerd op relatie P<sub>w</sub>-P<sub>ox</sub> voor de proef uit Marknesse

<sup>3</sup> gegevens van veld 34 waarvoor simulaties zijn uitgevoerd

##### *Gewasopname*

In de uitmijnperiode van 1998-2008 (11 jaar) zijn verschillende akkerbouwgewassen geteeld (Tabel 11). De totale opname in de periode bedroeg 560 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>. Voor elk gewas is een aanname gedaan over de lengte van het groeiseizoen. Verder is verondersteld dat de

opname evenredig is verdeeld over het groeiseizoen. Berekeningen zijn uitsluitend uitgevoerd voor de bouwvoor (0-25 cm). Omdat sommige akkerbouwgewassen ook fosfaat opnemen uit diepere bodemlagen moest ook een aanname worden gedaan over de hoeveelheid fosfaat die onttrokken wordt uit de bouwvoor (opnamefractie). De omvang van deze 'opnamefractie' is gebaseerd op expertschattingen.

Tabel 11. Geteelde gewassen op het uitmijnveld in Marknesse, de opname en de aannamen voor groeiseizoen en opnameverdeling in het profiel.

Jaar	Gewas	Opname (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup> jr <sup>-1</sup> )	Groeiseizoen (maand no.)	Opnamefractie uit 0-25 cm (-)
1998	aardappel	22	4-7	0.9
1999	zomergerst	65	4-6	0.7
2000	suikerbiet	72	4-9	0.7
2001	zomergerst	47	4-6	0.7
2002	aardappel	39	4-8	0.9
2003	zomertarwe	47	4-6	0.7
2004	suikerbiet	75	4-9	0.7
2005	aardappel	30	4-7	0.9
2006	zomergerst	55	4-6	0.7
2007	doperwt	81	4-5	0.9
2008	pootaardappel	26	4-5	0.9

## 6.2.2 Resultaten

Voor het uitmijnveld in Marknesse zijn een aantal runs uitgevoerd gezien de aannamen en de onzekerheid daarin (Figuur 10). De kenmerken van de vier runs staan hieronder weergegeven. Voor alle runs is uitgegaan van de standaard Freundlich-parameters zoals die gebruikt worden in STONE/ANIMO en  $k_d$ -waarden van  $1 \cdot 10^{-3}$ ,  $2 \cdot 10^{-5}$  en  $5 \cdot 10^{-6}$  voor de drie Freundlich-pools. Deze  $k_d$ -waarden zijn gebaseerd op de calibratie van de grasproef (Hoofdstuk 5).

### Run 1:

- Standaard Langmuir-parameters ( $K=35$ ,  $\beta=0.16$ )
- Alle fosfaat wordt opgenomen uit de laag van 0-25 cm
- Opname evenredig verdeeld over het hele jaar

### Run 2:

- Sorptie als run 1
- Opname fracties en lengte groeiseizoen conform tabel 11

### Run3:

- Locatie specifieke Langmuir-parameters ( $K=10$  en  $\beta=0.10$ )
- Opname conform run 2

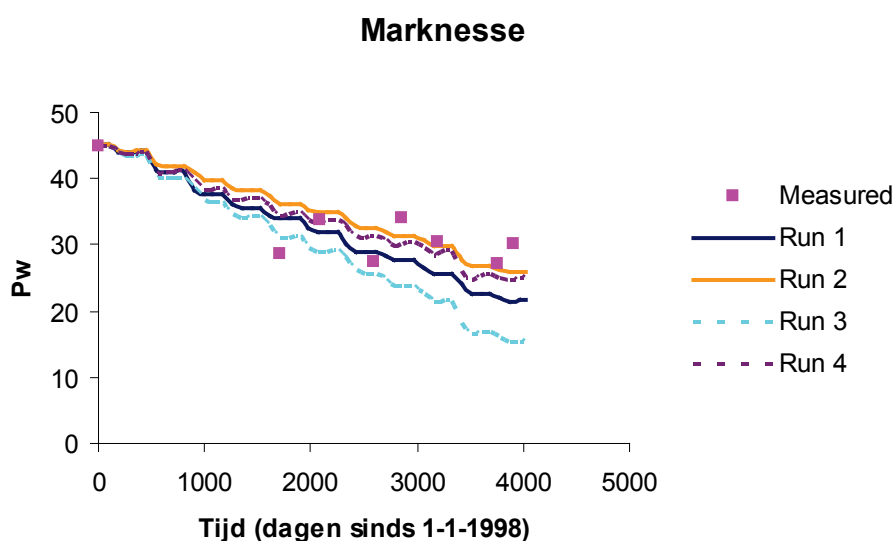
### Run 4:

- Als run 3 maar met 20 maal zo hoge langetermijn-desorptiesnelheden

De vier uitgevoerde berekeningen liggen alle in de buurt van de gemeten waarden. Run 1 waarbij alle P uit de bovengrond wordt opgenomen lijkt wat te sterk te dalen. De run waarbij ook een deel van het fosfaat uit de ondergrond wordt opgenomen, komt beter overeen met de metingen. De runs met site specifieke sorptieparameters liggen lager dan de runs met

standaard Langmuir-parameters. In de periode na 2005 (dagnummer 2850) worden de Pw-waarden bij het gebruik van site specifieke parameters (run 3) duidelijk onderschat. Bij het gebruik van site specifieke parameters en hogere desorptiesnelheden (run 4) is het verloop echter vrij vergelijkbaar met run 2. Deze hogere desorptiesnelheden zijn vrij vergelijkbaar met de gemiddelde snelheid die in het laboratorium is gemeten. Indien de concentratie in de bodemplossing nihil is, bedraagt de desorptie volgens de gebruikte STONE-parameters  $3.72 \cdot 10^{-3} \text{ mmol d}^{-1}$  terwijl de laboratoriumsnelheid  $2.73 \cdot 10^{-3} \text{ mmol d}^{-1}$  is.

Alle modelruns wijzen op een geleidelijke vrijwel lineaire daling van de Pw-waarden. Het is lastig om op basis van de gemeten Pw-waarden te constateren of dit beeld correct is omdat monsters van het begin van de uitmijnperiode (1998-2001) ontbreken. Op basis van de beschikbare metingen zou ook vermoed kunnen worden dat er sprake is van een snellere daling in de eerste jaren en een stabilisatie van de gemeten Pw's op een waarde van circa  $30 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ l}^{-1}$ .



Figuur 10. Verloop van Pw in de uitmijnproef in Marknesse bij verschillende invoerparameters.

## 6.3 Wijster

### 6.3.1 Invoergegevens en aannamen

#### *Bodemdata*

De veldproef in Wijster is in 1972 aangelegd op zandgrond op een akkerbouwbedrijf. De grond betreft een voormalige heideontginning. Het organische-stofpercentage bedraagt 3.9% en de grond bevat 3.8% lutum en 19.4% silt. De pH-KCl is 5.6. Bij de start van het proefveld in 1972 was het Pw-getal  $16 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ l}^{-1}$ . In de periode 1972-1986 is het bestudeerde proefveld jaarlijks bemest met  $180 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$  Rhenaniafosfaat.

Voor Wijster zijn jaarlijkse metingen beschikbaar van de Pw in de laag van 0-25 cm. De gebruikte data hebben betrekking op veld 9. Van dit veld is ook om de twee jaar het Pox-gehalte gemeten. De condities aan het begin van de poef staan weergegeven in tabel 12. Gegevens om lokale sorptieparameters af te leiden ontbreken.

Tabel 12. Bodemgegevens Wijster, veld 9 in 1986.

Laag	Al+Fe (mmol/kg)	Pox	Pw mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> l <sup>-1</sup>
0-20 cm	81	11.6	45

### Gewasopname

In de uitmijnperiode van 1986-2009 zijn verschillende akkerbouwgewassen geteeld (Tabel 13). De totale opname in de periode bedroeg 1161 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> (48 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> of 21 kg P ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>). Aangenomen is dat de opname evenredig verdeeld is over het groeiseizoen. Daarnaast is afhankelijk van het gewas een schatting gemaakt van de fractie die opgenomen wordt uit de bouwvoor. Zowel de lengte van het groeiseizoen als de opnamefractie zijn expert schattingen. Met deze schattingen komt de opname op 14 kg P ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> uit de laag van 0-20 cm en 7 kg P ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> uit de ondergrond.

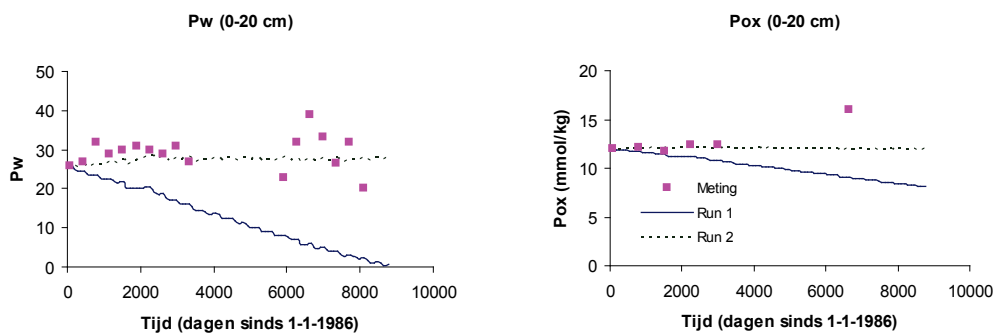
Tabel 13. Geteelde gewassen op het uitmijnveld in Marknesse, de opname en de aannamen voor groeiseizoen en opnameverdeling in het profiel.

Jaar	Gewas	Opname (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup> jr <sup>-1</sup> )	Groeiseizoen (maand no.)	Opnamefractie uit 0-20 cm (-)
1986	suikerbiet	68	4-9	0.6
1987	aardappel	27	4-7	0.8
1988	zomergerst	43	4-6	0.6
1989	aardappel	30	4-7	0.8
1990	erwten	48	4-5	0.8
1991	graszaad	0	4-6	0.7
1992	suikerbiet	73	4-9	0.6
1993	aardappel	54	4-7	0.8
1994	zomergerst	39	4-6	0.6
1995	maïs	81	4-7	0.6
1996	zomergerst	43	4-6	0.6
1997	aardappel	39	4-7	0.8
1998	suikerbiet	62	4-9	0.6
1999	aardappel	39	4-7	0.8
2000	maïs	63	4-7	0.6
2001	zomergerst	43	4-6	0.6
2002	suikerbiet	62	4-9	0.6
2003	wintertarwe	61	4-5	0.6
2004	aardappel	39	4-7	0.8
2005	aardappel	39	4-7	0.8
2006	maïs	63	4-7	0.6
2007	suikerbiet	43	4-9	0.6
2008	maïs	60	4-7	0.6
2009	maïs	43	4-7	0.6

### 6.3.2 Resultaten

Bij gebruik van de standaard Langmuir- en Freundlich-parameters en de  $k_d$ -waarden uit de grasproef (run 1) blijkt de berekende Pw en Pox in Wijster sterk te dalen gedurende de looptijd van de proef (Figuur 11). De metingen geven aan dat Pw en Pox vrijwel gelijk blijven in de

periode van 1986-2008. Uit het feit dat Pox niet daalt, blijkt dat er een andere bron van fosfaat is die zorgt voor compensatie van de gewasopname. Om het effect van een dergelijk proces in beeld te brengen, is een constante nalevering van fosfaat toegevoegd aan de berekeningen. De omvang van deze nalevering is geschat door de totale opname over de periode van de proef te delen door de looptijd van de proef. Bij de berekening van de opname is uitgegaan van de in tabel 11 gebruikte opnamefracties. Dit leverde een langetermijn-naleversnelheid op van  $4.4 \cdot 10^{-4}$  mmol/kg/dag. Bij gebruik van deze extra term in de berekeningen kon het verloop in Pw en Pox redelijk goed worden gesimuleerd (Run 2, figuur 11). In run 2 komt gedurende de looptijd van het experiment 0.13 mmol/kg vrij door desorptie conform de Freundlich-vergelijking uit de oxalaat pool en 3.83 mmol/kg door het langzaam vrijkomen van fosfaat uit een niet met oxalaat extraheerbare P bron. In run 1 was de desorptie conform de Freundlich-vergelijking 0.25 mmol/kg.

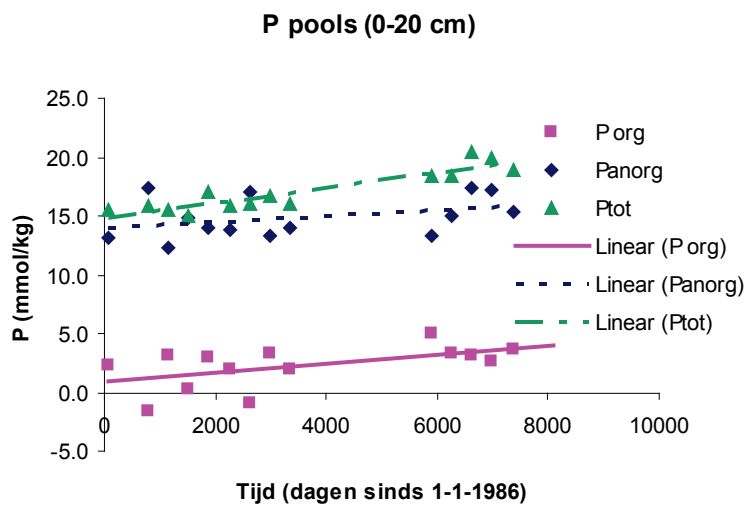


Figuur 11. Gesimuleerde en gemeten verloop van Pw en Pox tijdens uitmijnen op veld 9 in Wijster.

Het naleveren van fosfaat zou kunnen worden veroorzaakt door het langzaam oplossen van resten van de Rhenaniafosfaat die in de periode 1972-1986 zijn gegeven. Jaarlijks werd  $180 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$  gegeven op basis van werkzame bestanddelen. Analyses gaven aan dat gemiddeld 94.5% werkzaam was. In werkelijkheid werd dus gemiddeld  $190 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$  Rhenaniafosfaat toegediend. In de periode 1972-1986 kan zich dus maximaal  $150 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$  traag tot werking komend fosfaat hebben opgehoopt in de bodem. Indien dit in de laag van 0-20 cm is geaccumuleerd komt dat neer op  $0.75 \text{ mmol/kg}$ . Indien al dit fosfaat zou vrijkomen, komt dit neer op  $1.9 \cdot 10^{-4} \text{ mmol/kg/dag}$ . Dit potentieel maximum is duidelijk lager dan de langetermijn-naleversnelheid die gehanteerd moest worden om het  $P_{\text{ox}}$ -gehalte op een stabiel niveau te houden.

Analyses van totaal-P-gehalten van de bodem duiden eveneens op het feit dat er nog een andere bron moet zijn om de  $P_{\text{ox}}$ -trends in de bovengrond te verklaren. Het totaal-P-gehalte, het gehalte aan organisch P en het gehalte aan anorganisch P vertoonde een stijgende trend (Figuur 12). Het totaal-P-gehalte stijgt met  $6.42 \cdot 10^{-4} \text{ mmol/kg/dag}$  ( $R^2$  0.85), het organische P-gehalte met  $3.90 \cdot 10^{-4} \text{ mmol/kg/dag}$  ( $R^2$  0.30) en het anorganisch P-gehalte stijgt met  $2.53 \cdot 10^{-4} \text{ mmol/kg/dag}$  ( $R^2$  0.14). Dit komt neer op een jaarlijkse stijging met  $9 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$  in de laag van 0-20 cm. Dit betekent dus dat er bij een berekende opname van P uit de laag van 0-20 cm van  $14 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$  er een bron van fosfaat moet zijn van  $(14+9) 23 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ . Een (deel) van dit fosfaat zou afkomstig kunnen zijn uit de ondergrond doordat het gewas fosfaat opneemt uit de ondergrond ( $> 20 \text{ cm}$ ) en dit fosfaat in de vorm van gewasresten op het veld achterblijft. In deze proef worden gewasresten echter zoveel mogelijk afgevoerd maar bijvoorbeeld het loof van aardappels, dat doodgespoten wordt blijft achter op het veld. De werkelijke opname van P uit de bodem kan dus wel iets hoger zijn dan de gehanteerde afvoer via het gewas van  $21 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ . Een aanvoer van  $23 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$  via gewasresten naar de

bovengrond lijkt echter niet aannemelijk. De herkomst van het fosfaat in de bovengrond blijft dus raadselachtig, een analyse van de P-balans van het hele profiel kan mogelijk meer licht werpen op de herkomst van het fosfaat.



Figuur 12. Omvang en trends in totaal-P, anorganisch P en organisch P-gehalten in de laag van 0-20 cm in Wijster.



## 7 Uitmijnen tijdens een potproef

### 7.1 Proefopzet en berekeningsmethode

In een potproef die werd uitgevoerd door onderzoekers van Alterra en Wageningen Universiteit is het proces van uitmijnen versneld nagebootst in een kas onder geconditioneerde omstandigheden; de veranderingen in de totale hoeveelheid fosfaat in de grond en de verdeling hiervan over de verschillende fosfaatvormen werden onderzocht (Koopmans *et al.*, 2004). Tijdens het drie jaar durende experiment werd gras verbouwd in potten met een bodemlaag van resp. 5 en 10 cm dik. De potten kregen twee keer per week water. Tijdens het experiment werd het gras 31 maal geoogst. Na de oogst werden de proeven steeds bemest met N en K. Tijdens de proef (na 22, 41, 88, 151, 236, 319, 692 en 979 dagen) werden potten verwijderd voor (destructieve) bemonstering en analyse van de diverse P-pools.

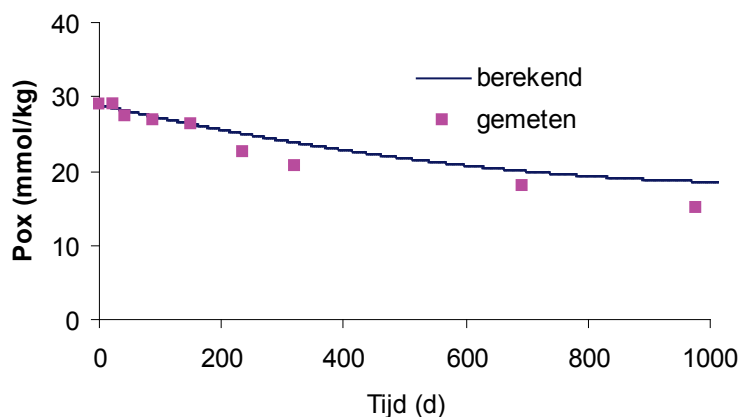
Omdat de experimentele condities nogal verschillen van de veldomstandigheden (dunne homogene bodems, hoog aantal oogsten per jaar, constant klimaat etc.) is het nogal omslachtig om dit experiment rechtstreeks met SWAP/ANIMO te simuleren. Er is daarom voor gekozen om de verandering in bodemvochtconcentraties in de kolom te berekenen in een spreadsheet op basis van de formulering van de sorptie/desorptie processen in ANIMO. Deze berekening verloopt als volgt:

- Bepaling beginhoeveelheden geadsorbeerd ( $Q$ ) en gesorbeerd  $P$  ( $S$ );
- uit de meetresultaten is de opname van  $P$  door de plant gefit als functie van de tijd;
- Aan het begin van elke tijdstap is de langetermijndesorptie ( $dS$ ) uitgerekend met de Freundlich-vergelijking op basis van de concentratie aan het begin van deze tijdstap;
- Berekening nieuwe geadsorbeerde hoeveelheid  $Q$  ( $Q_{new} = Q_{old} - \text{opname} + dS$ );
- Berekening nieuwe concentratie uit  $Q$  mbv. Langmuir-vergelijking.

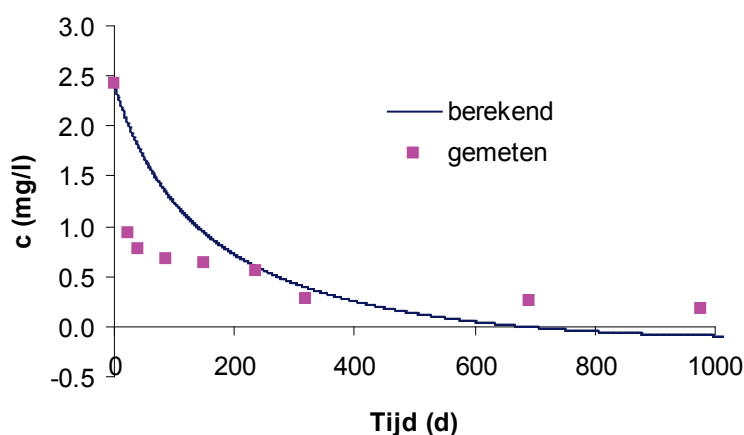
Om de berekening goed uit te voeren, zijn parameters voor de Langmuir- en Freundlich-vergelijking van deze grond noodzakelijk. Deze waren echter niet beschikbaar. Voor de Freundlich-parameters is daarom gebruik gemaakt van de standaard ANIMO-parameters en de desorptiesnelheden zoals die gecalibreerd waren op de langetermijn-grasexperimenten. Voor de Langmuir-vergelijking is dat in eerste instantie ook gedaan (standaardtoepassing) maar daarnaast is ook een isotherm geschat door gebruik te maken van metingen van  $P_i$  (16 uur) en concentraties (1:2 water extracten) die gemeten zijn tijdens het experiment. Dit leverde een  $K$  op van  $46 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$  (de standaardwaarde voor zand is  $35 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$ ) en een  $\beta$  van 0.028 (standaardwaarde voor zand 0.1667). De schatting is niet zeer betrouwbaar omdat een  $P_i$ -extractie gedurende 16 uur te kort is om al het reversibel gebonden  $P$  te desorberen. Wij hebben echter aangenomen dat de vorm van de verkregen curve (en dus de  $K$ -waarde) wel correct is.

### 7.2 Resultaten standaardparameters

Tijdens de proef, met een 5 cm dikke kolom, daalt het oxalaat extraheerbaar fosfaat van 29 naar 15 mmol/kg. Het model berekende een wat geringere daling van oxalaat extraheerbaar fosfaat (Figuur 13)

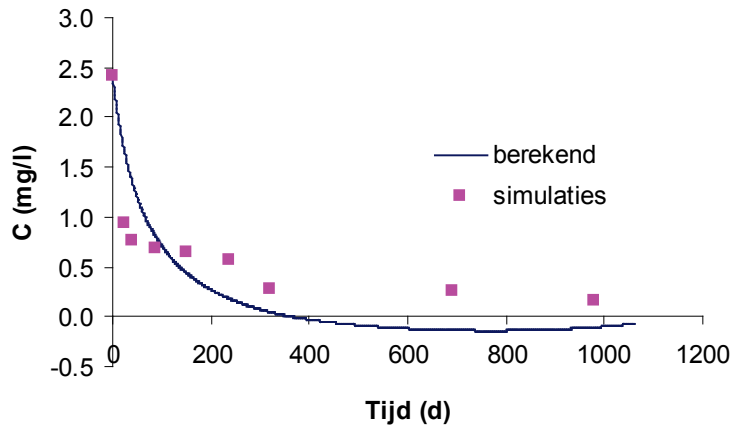


Figuur 13. Gemeten en berekende Pox tijdens het potexperiment met een laag grond van 5cm bij gebruik van standaard ANIMO-sorptieparameters.



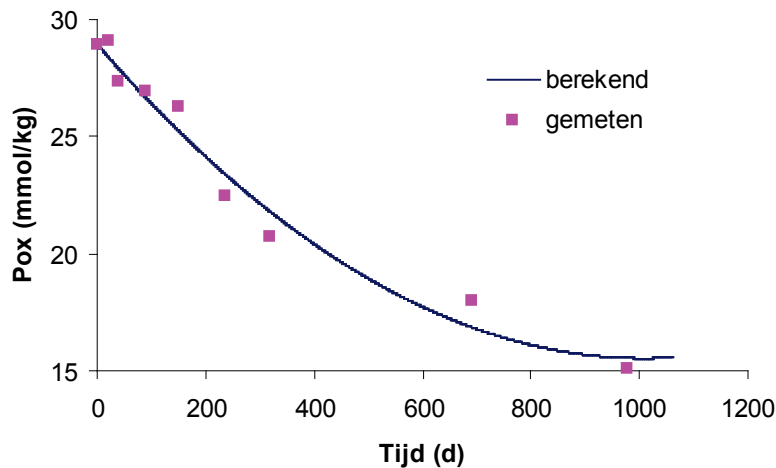
Figuur 14. Gemeten en berekende concentraties tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van standaard ANIMO-sorptieparameters.

De ortho-P-concentratie daalt van 2.42 mg/l aan het begin van de proef naar 0.17 mg/l na 978 dagen. Het model berekende een te langzame daling in de eerste 236 dagen en een te sterke daling in concentraties tijdens het tweede deel van de proef (Figuur 14). Naast de standaardparameters is ook een berekening gedaan met de geschatte Langmuir  $K$  van 46 en handmatig geoptimaliseerde waarden voor  $\beta$  en de Freundlich-desorptieparameters (Figuur 15). Het beste resultaat leek te worden bereikt met een waarde van  $\beta$  van 0.05. Verlaging van  $\beta$  leidt tot een lagere initiële  $Q$  en een betere voorspelling van de snelle initiële daling in concentraties. Verhoging van de desorptieconstanten tot  $1 \cdot 10^{-3}$ ,  $4 \cdot 10^{-4}$  en  $2.5 \cdot 10^{-5}$  compenseert enigszins de te lage waarden in de tweede helft van het experiment.



Figuur 15. Gemeten en berekende concentraties tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van geoptimaliseerde ANIMO-sorptieparameters.

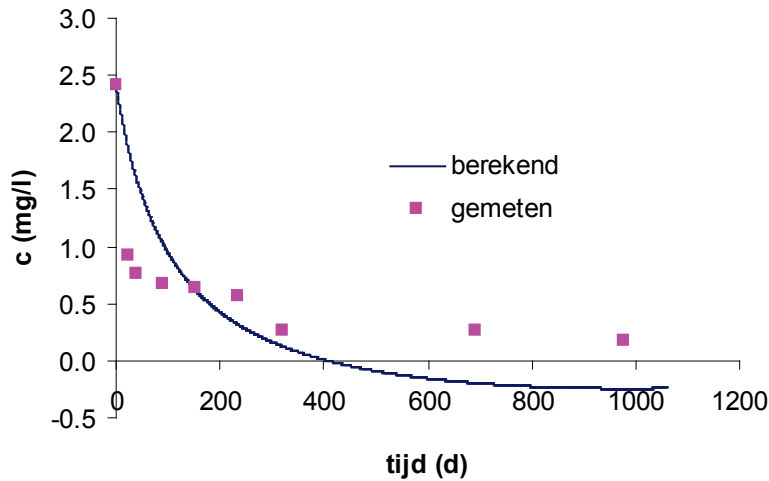
Uit de figuren blijkt dat het gehalte oxalaat extraheerbaar fosfaat sneller daalt tijdens het experiment dan berekend wordt. Mogelijk wordt dit veroorzaakt doordat het geoogste gras een onderschatting geeft van de werkelijke opname van P door het gewas bv. door wortelgroei (Koopmans *et al.*, 2004). Een andere optie is echter dat een deel van het P<sub>ox</sub> omgezet wordt in een minder beschikbare vorm (metingen van P<sub>tot</sub> ontbreken).



Figuur 16. Gemeten en berekende Pox tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van standaard ANIMO-sorptieparameters bij een verhoogde opname gebaseerd op de daling in Pox

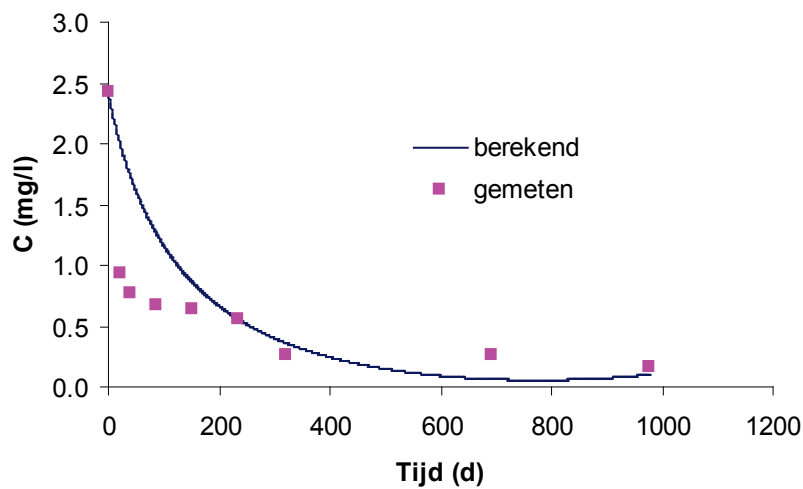
Om het effect van een eventuele onderschatting van de opname weer te geven zijn ook berekeningen gedaan waarbij de opname gelijk is gesteld aan de gemeten afname in P<sub>ox</sub>. Net als bij de berekeningen op basis van de grasopname is één run gedaan met standaard ANIMO-parameters en één met geoptimaliseerde parameters. Door de opname gelijk te stellen aan

de verandering in oxalaat extraheerbaar fosfaat wordt de hoeveelheid oxalaat extraheerbaar P door het model natuurlijk zeer goed voorspeld (Figuur 16). De gesimuleerde daling in ortho-P-concentraties ligt door de hogere opname dichter bij de gemeten waarden maar nog steeds wordt de concentratie in de eerste fase van het experiment overschat en in de tweede fase onderschat (Figuur 17).

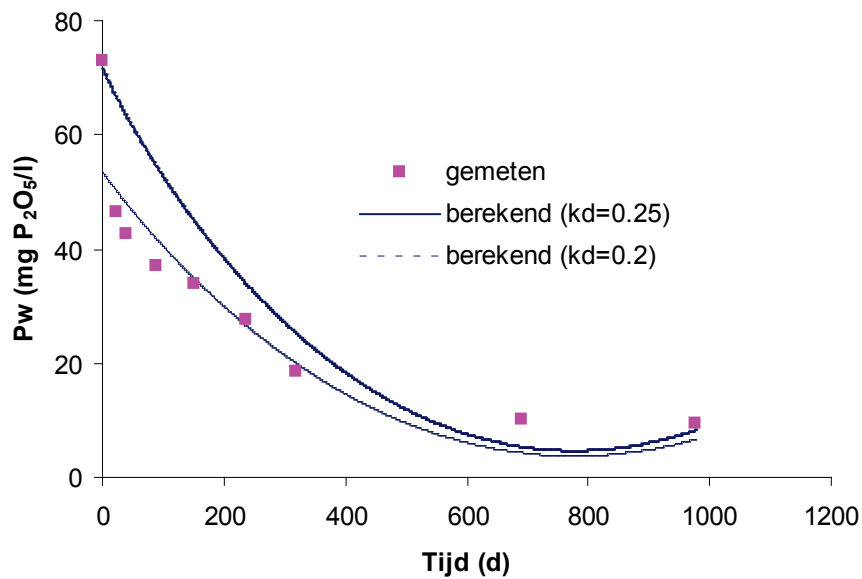


*Figuur 17. Gemeten en berekende concentraties tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van standaard ANIMO-sorptieparameters bij een verhoogde opname gebaseerd op de daling in Pox.*

Door gebruik te maken van de lokale Langmuir K-waarde en de parameters voor  $\beta$  en de langetermijn-desorptieparameters te optimaliseren kan het resultaat nog iets verbeterd worden. De concentraties worden echter nog steeds overschat gedurende de eerste 236 dagen, in de latere fase van het experiment liggen de voorspellingen echter vrij dicht bij de metingen (Figuur 18).



*Figuur 18. Gemeten en berekende concentraties tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van geoptimaliseerde ANIMO-sorptieparameters bij een verhoogde opname gebaseerd op de daling in Pox.*



Figuur 19. Gemeten en berekende Pw-getallen in het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van geoptimaliseerde ANIMO-sorptieparameters bij een verhoogde opname gebaseerd op de daling in Pox.

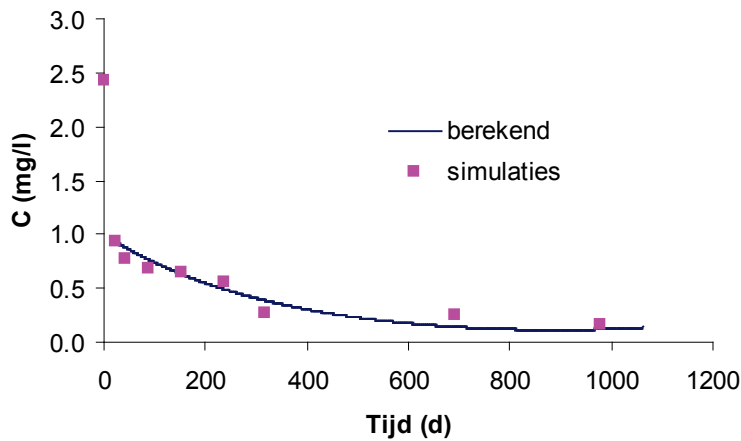
Voor deze run met geoptimaliseerde parameters is gebruik gemaakt van een waarde voor  $\beta$  van 0.08 en langetermijn-desorptiesnelheden van resp.  $2.0 \cdot 10^{-3}$ ,  $1.8 \cdot 10^{-3}$  en  $2.0 \cdot 10^{-5}$ . De Pw-waarden vertonen bij het gebruik van een  $k_d$ -waarde van 0.25 een soortgelijk beeld (Figuur 19). Bij het gebruik van de standaardwaarde van 0.2 liggen de Pw-waarden vrij dicht bij de metingen. Een uitzondering vormt echter het eerste punt. Tevens valt op dat de Pw ligt stijgt aan het einde van het experiment. Dit verschijnsel treedt ook in op bij de concentraties in de bodemoplossing maar valt daar door de lage waarden niet op. Mogelijk wordt in deze fase van het experiment een wat te lage opname verondersteld. Om het verloop van de opname in het model in het model in te brengen is gebruik gemaakt van een tweede graads polynoom, waardoor de opname sterk daalt in de loop van het experiment.

Uit de bovenstaande resultaten komt naar voren dat de snelle initiële daling in gemeten concentratie of Pw-getallen lastig te voorspellen is met de huidige proces formulering en de gebruikte parameters. Een nadere analyse van de meetcijfers geeft aan dat de Pw en concentratie daling in de eerste periode erg hoog is ten opzichte van de opname van P door het gewas. In de eerste 22 uur werd 15.8 mg P opgenomen door de bovengrondse biomassa. In praktijk zal ook P vastgelegd zijn in de wortelmassa. Op basis van het gefitte verloop in Pox verdwijnt er 30 mg P uit deze pool gedurende de eerste 22 dagen. De gevonden daling in Pw geeft aan dat deze pool met 14.7 mg is gedaald tijdens de eerste 22 dagen. In de tweede periode (22-41 dagen) is de opname 25.6 mg P en daalt de Pw pool met slechts 2.4 mg P. In de eerste periode is de daling dus erg hoog, terwijl juist in die periode de meeste buffering zou worden verwacht door desorptie van fosfaat uit de reversibel gebonden pool. Deze buffering lijkt niet of nauwelijks plaats te vinden

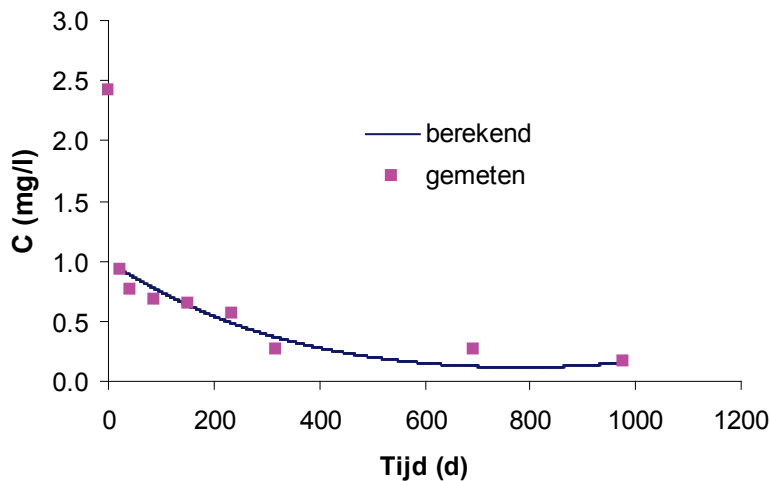
Uit nadere analyse van de proefopzet blijkt dat het opmerkelijke gedrag in de eerste 22 dagen mogelijk een artefact is van de proefopzet. Bij het opzetten van de proef is de grond bevochtigd en bemest met N en K. De grond is in de potten gestort en vervolgens is gras

ingezaaid. De proef start op het moment dat het gras is opgekomen. De eerste bemonstering vond plaats 22 dagen na dit moment. De analyse op tijdstip 0 hebben betrekking op gedroogde monsters, die dus niet de zelfde behandeling van bevochtigen en bemesten hebben gehad als de monsters die voorafgaand aan de proef zijn geanalyseerd.

Indien de berekeningen worden gestart bij 22 uur zijn de metingen veel beter te reproduceren (Figuur 20 en 21). Tussen 22 en 978 dagen nam de gemeten concentratie af van 0.93 naar 0.17 mg/l. Indien de P-opname gebaseerd werd op de grasoogst werd bij een  $K$  van 46 en een waarde van  $\beta$  van 0.10 een afname gesimuleerd van 0.93 mg/l naar 0.12 mg/l. Bij deze simulatie werden voor de langetermijn-desorptieconstanten waarden gebruikt van  $1.8 \cdot 10^{-3}$ ,  $3.5 \cdot 10^{-4}$  en  $5 \cdot 10^{-6}$ .

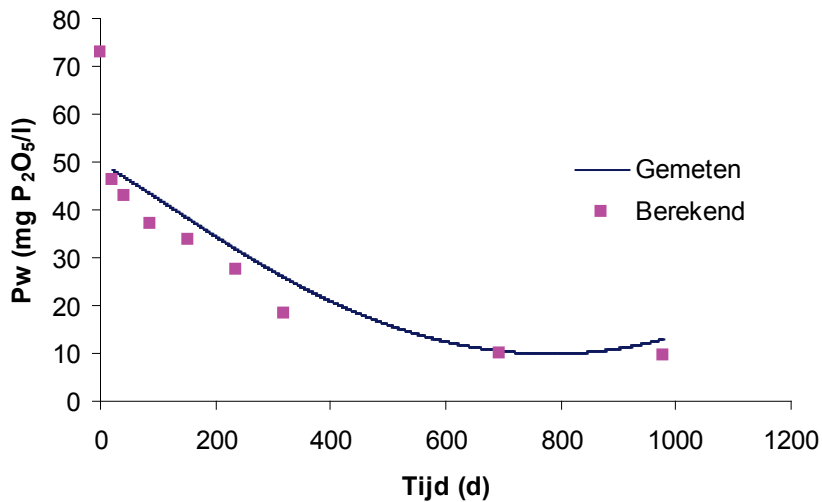


*Figuur 20. Gemeten en gesimuleerde concentraties tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van geoptimaliseerde ANIMO-sorptieparameters.*



*Figuur 21 Gemeten en gesimuleerde concentraties tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van geoptimaliseerde ANIMO-sorptieparamters bij een verhoogde opname gebaseerd op de daling in Pox.*

Indien de opname gebaseerd wordt op de afname in oxalaat-extraheerbaar P daalde de gesimuleerde concentraties van 0.93 naar 0.16 mg/l (Figuur 21). De waarden voor de Langmuir-parameters zijn identiek aan de run waarbij de opname gebaseerd is op de grasoogst. De langetermijn-desorptieconstanten waarden zijn iets hoger:  $2.0 \cdot 10^{-3}$ ,  $2.1 \cdot 10^{-3}$  en  $4 \cdot 10^{-5}$ . De gesimuleerde Pw-waarden tijdens deze run dalen van 48 mg  $P_2O_5 \text{ l}^{-1}$  naar 13 mg  $P_2O_5 \text{ l}^{-1}$  bij gebruik van een  $k_d$  van 0.2. Over het algemeen liggen de gesimuleerde Pw-waarden een fractie hoger dan de gemeten waarden. Tevens valt op dat net als bij de simulatie die op  $t=0$  begint de concentraties en Pw-getallen aan het einde van de proef licht stijgen (Figuur 22).



*Figuur 22. Gemeten en gesimuleerde Pw-getallen tijdens het potexperiment met een laag grond van 5 cm bij gebruik van geoptimaliseerde ANIMO-sorptieparamters bij een verhoogde opname gebaseerd op de daling in Pox.*





## 8 Conclusies en discussiepunten

Aan de hand van een aantal laboratorium en veldstudies is de orde van grootte van de langetermijndesorptie van fosfaat bij het uitmijnen van de bodem bestudeerd. Uit de verschillende proeven kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De laboratorium- en veldexperimenten laten zien dat bij het uitmijnen van fosfaat de hoeveelheid fosfaat in de reversibele pool sterk daalt. De daling van de reversibele pool wordt echter vertraagd door het geleidelijk vrijkomen van fosfaat uit sterker gebonden semi-irreversibele fracties. Om het verloop van de reversibele pool in de tijd te kunnen voorspellen (en zodoende het verloop van bodemvruchtbaarheid en de uitspoeling in beeld te brengen) is inzicht in de desorptiesnelheden van de semi-irreversibele pool noodzakelijk.
- Desorptiesnelheden van de semi-irreversibele pool liggen bij laboratorium metingen tussen  $3$  en  $5 \cdot 10^{-3}$  dag, met uitzondering van de kalkrijke klei op Marknesse die ongeveer een factor  $10$  lager liggen. In de niet-kalkrijke gronden neemt de desorptiesnelheid toe met de mate van fosfaatophoping in het bodemonmonster. Hoe hoger de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem is hoe hoger de desorptiesnelheid.
- Bij uitmijnproeven in het veld op grasland werden, op basis van modelcalibratie, voor zand- en kleigrond desorptiesnelheden van de semi-irreversibele pool afgeleid die uiteenlopen van  $1 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$  voor de snelst desorbeerbare pool tot  $5 \cdot 10^{-6} \text{ d}^{-1}$  voor de langzaamste desorbeerbare P-pool. Op veengrond werden hogere waarden gevonden tussen  $2.5 \cdot 10^{-3}$  en  $1.5 \cdot 10^{-5} \text{ d}^{-1}$ .
- De simulatieresultaten voor grasland kunnen verder verbeterd worden door uit te gaan van hogere (factor drie ten opzichte van de hierboven genoemde veldwaarden) desorptiesnelheden in de bovenste laag (0-10 cm). Mogelijk is dit verschil in desorptiesnelheid tussen boven en ondergrond te verklaren door een andere verdeling van fosfaat aan te nemen over de (drie) pools die het langetermijngedrag van fosfaat beschrijven. Deze resultaten zijn in overeenstemming met de labresultaten waaruit blijkt dat sterker opgeladen gronden sneller fosfaat desorberen. Blijkbaar beïnvloedt de mate van de fosfaatbelasting en de wijze waarop deze plaatsvindt ook de wijze waarop het fosfaat in semi-irreversibele vorm ( $S$ ) wordt gebonden en daarmee indirect de desorptiesnelheid van de fractie makkelijk beschikbare fosfaat ( $Q$ ). Deze invloed van de desorptie van de semi-irreversibele vorm wordt bij korte termijn desorptieproeven nu vaak verwaarloosd.
- Op de bouwland locatie op klei in Marknesse worden met de voor grasland afgeleide desorptiesnelheden ook redelijke resultaten geboekt. Bij het gebruik van de vrij lage lokaal bepaalde  $K$ -waarden voor de Langmuir-vergelijking moeten echter langetermijn-desorptiesnelheden worden gebruikt die een factor  $20$  hoger zijn. Deze snelheden zijn vergelijkbaar met de laboratorium-desorptiesnelheden voor Marknesse. De onzekerheden op deze locatie zijn echter groot door het ontbreken van meetpunten tijdens de beginfase van uitmijnen.
- Het verloop van de fosfaatpools op de bouwland locatie op zand in Wijster is moeilijk te simuleren. Met de parameters zoals die gebruikt zijn voor grasland en voor bouwland in Marknesse wordt een sterke daling in  $P_w$  voorspeld. De meetcijfers geven echter aan dat de  $P_w$  niet daalt ondanks het feit dat er P onttrokken wordt door het gewas. Het gehalte oxalaat extraheerbaar P blijft eveneens op een stabiel niveau. Het totaal-P-gehalte stijgt tijdens de proef. Deze cijfers duiden er op dat er een aanvullende bron van fosfaat moet zijn. Mogelijke bronnen kunnen zijn de nawerking van Rhenaniafosfaat en het vrijkomen van fosfaat uit gewasresten. Om de resultaten van deze proef te kunnen gebruiken dient meer inzicht te worden verkregen in de totale P balans van de gehele bodem.

- Voor de simulatie van de potproef zijn hogere desorptiesnelheden gebruikt dan die zijn afgeleid uit de veldproeven op grasland en bouwland ( $2 \cdot 10^{-3} - 3 \cdot 10^{-5}$ ). Deze snelheden zijn echter vrij vergelijkbaar met de snelheden die idealiter gehanteerd zouden moeten worden in de bovenste bodemlaag (0-10 cm) van de graslandlocatie. Aan het begin van proef kon de waargenomen daling in fosfaatconcentratie matig gesimuleerd worden. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de proefopzet. De analyses op tijdstip 0 hebben betrekking op gedroogde monsters, die dus niet de zelfde behandeling van bevochtigen en bemesten hebben gehad als de monsters die voorafgaand aan de proef zijn geanalyseerd.
- De langetermijn-desorptiesnelheden die voor de simulatie van de veld- en potproeven zijn gebruikt liggen over het algemeen lager dan de langetermijn-desorptiesnelheden zoals die in het laboratorium worden gemeten. Voor de langetermijnproeven op grasland waren de langetermijn-desorptiesnelheden een factor 20-70 lager dan in het lab werd gemeten.

Uit de bovenstaande conclusies blijkt dat het langetermijngedrag van fosfaat in de meeste gevallen redelijk te simuleren is bij een juiste instelling van de desorptieparameters. In sterk bemeste bodemlagen (bovengrond) moeten hogere desorptiesnelheden worden gehanteerd dan in minder bemeste bodemlagen (ondergrond). In principe zouden deze verschillen gesimuleerd moeten kunnen worden indien in sterk bemeste gronden en in de bovengrond meer fosfaat in makkelijk desorbeerbare pools zit en in een laag bemeste systeem/ondergrond het fosfaat zich vooral in de sterkst gesorbeerde fractie bevindt. De verdeling van fosfaat over de drie onderscheiden pools is in ANIMO afhankelijk van de bemestingsgeschiedenis. Zwaar bemeste lagen hebben een relatief groter aandeel fosfaat in de makkelijk desorbeerbare fracties. De verschillen zijn echter niet zo groot dat hiermee de waargenomen verschillen in desorptiesnelheid goed worden gesimuleerd. Om de waargenomen verschijnselen te simuleren dient waarschijnlijk rekening te worden gehouden met een continue verschuiving van fosfaat naar sterker gesorbeerde pools ten gevolge van veroudering. Dit proces zou bijvoorbeeld veroorzaakt kunnen worden door geleidelijke diffusie van P in de aggregaten of de omzetting van gediffundeerd fosfaat naar een precipitaat dat slecht oplosbaar is.

Op de middellange termijn (5-10 jaar) is bij dalende en negatieve fosfaatoverschotten het gedrag van fosfaat in de bodem redelijk te beschrijven met de huidige procesformulering in STONE en de in deze studie afgeleide desorptiesnelheden. Om op nationale schaal voorspellingen te kunnen uitvoeren, is echter wel meer inzicht nodig in de omvang van de langetermijn-desorptieparameters in relatie tot bodemtype en verzadigingsgraad. Om deze parameters vast te stellen, is er behoefte aan een scala aan langetermijn-veldexperimenten en/of kolomexperimenten. Tevens kunnen dergelijke experimenten meer inzicht geven in het langetermijngedrag van fosfaat (> 10 jaar) en de noodzaak om de huidige fosfaatformulering te verbeteren. Omdat veldexperimenten kostbaar en tijdrovend zijn is het tevens aan te bevelen te inventariseren in hoeverre afgeronde of lopende langetermijn-fosfaatproeven door middel van aanvullende analyses voor dit doel bruikbaar kunnen worden gemaakt.

## Literatuur

- Beek, C.L. van, Schoumans, O.F., Schuurmans, W. Fosfaatresorptie- en desorptie-karakteristieken van bodemonsters (2003). Deelrapport Veenweideproject fase I (Vlietpolder).
- Beek, C.L. van, C. van der Salm, A.C.C. Plette, H. van de Weerd (2009). Nutrient loss pathways from grazed grasslands and the effect of decreasing inputs: experimental results for three soil types. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 83:99-110.
- Corré, W.J., J. Verloop, G.J. Hilhorst, J. Oenema (2004). Bodemvruchtbaarheid op De Marke; Ontwikkelingen bij aangepast mineralenbeheer en gevolgen voor productiviteit. PRI, Rapport 49, Wageningen.
- Ehlert, P.A.I., C.A.P.v. Wijk, and P.H.M. Dekker (2003). Fosfaatbalansen op perceelsniveau; scan van de resultaten van vier veeljarige veldproeven op bouwland. PPO, publicatienummer 305, Wageningen.
- Ehlert, P.A.I., J. C. van Middelkoop, C. van der Salm & P.H.M. Dekker (2008). Effecten van fosfaatoverschotten op gras- en bouwland op langere termijn. Stand van zaken 2007. Alterra rapport 1665, Wageningen
- Ehlert, P.A.I., S. Burgers en C. van der Salm (2009). Veeljarige effecten van fosfaatevenwichtsbemesting en beperkte fosfaatoverschotten op de fosfaattoestand van de bodem onder grasland. Een statistische analyse van gegevens van de jaren 1996-2007. Alterra interne mededeling, Wageningen.
- Groenendijk, P., L.V. Renaud & J. Roelsma (2005). Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the animo4.0 model. 114 pp. Alterra report 983. Wageningen.
- Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P.A.I. Ehlert, J. Dolfing, R.A.A. Suurs, O. Oenema and W.H. van Riemsdijk (2004). Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *J. Environ. Qual.* 33:965-975.
- Koppelaar, A. (1993). Sorptie en desorptie van fosfaat in kalkarme zand-, veen- en kleigronden. Stage verslag DLO Staring Centrum, Wageningen.
- Lookman, R., D. Freese, R. Merckx, K. Vlassak, and W.H. Van Riemsdijk (1995). Long-term kinetics of phosphate release from soil. *Environmental Science & Technology* 29:1569-1575.
- Menon R.G., Hammond L.L., Sissigh H.A. (1989). Determination of plant-available phosphorus by the iron hydroxide-impregnated filter paper Pi soil test. *Soil Science Society of America Journal* 53:110-115.
- Middelkoop, J.C. van, C. van der Salm, P.A.I. Ehlert, G. André, D. Oudendag en M. Pleijter (2007). Effecten van fosfaat- en stikstofoverschotten op grassland II. Rapport 68. ASG. Lelystad.
- Ogwada, R.A. and D.L. Sparks (1986a). Kinetics of ion-exchange on clay-minerals and soil. 1. Evaluation of methods. *Soil Science Society of America Journal* 50:1158-1162.
- Ogwada, R.A. and D.L. Sparks (1986b). Kinetics of ion-exchange on clay minerals and soil .2. Elucidation of rate-limiting steps. *Soil Science Society of America Journal* 50:1162-1162.

- Reijneveld, J.A., J. Verloop en G.J. Hilhorst (2003). Sanering van zandgrond met een hoge fosfaattoestand. Resultaten van een veldexperiment op proefbedrijf De Marke. PRI, Rapport 34, Wageningen.
- Salm, C. van der., J.M. Verstraten and A. Tiktak (1996). The influence of percolation rate on the weathering rates of silicates in an E horizon of an Umbric Albaqualf. *Geoderma* 73 (1996), 1/2: 83-106.
- Salm, C. van der and O.F. Schoumans (2000). Phosphate losses on four grassland plots used for dairy farming. Measured phosphate losses and calibration of the model ANIMO. Alterra-rapport 083.
- Salm, C. van der, J. Dolfing, J.W. van Groeningen, 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, Alterra, Wageningen.
- Salm, C. van der, W. J. Chardon, G. F. Koopmans, J. C. van Middelkoop and P.A.I. Ehlert (2009). Phytoextraction of phosphorus-enriched grassland soils. *J. Envir. Qual* 38: 1-11.
- Schoumans, O.F. (1995). Beschrijving en validatie van de procesformulering van de abiotische fosfaatreacties in kalkloze zandgronden. Rapport 381, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands.
- Schoumans, O.F. (1999). Beschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in veengronden. DLO Staring Centrum, Wageningen.
- Schoumans, O.F. (2004). Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. 50 pp. Alterra Rapport 730.4
- Schoumans, O.F. en R. Kruijne (1995). Onderzoek naar maatregelen ter vermindering van de fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden. Staring Centrum, Wageningen.
- Schoumans, O.F. en A.J. Zweers (2000). Fosfaat- en desorptiekarakteristieken van monsters van onderzoekslocatie "den Pol". Interne notitie, Alterra.
- Schoumans, O.F., J. Willems and G. van Duinoven (Eds.). (2008). 30 vragen en antwoorden over fosfaat in relatie tot lanbouw en milieu. Alterra, Wageningen.
- Zee S.E.A.T.M. v.d., Fokkink, L.G.J., Riemsdijk. W.H. van (1987) A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:599-604.
- Zee, S.E.A.T.M. van der, W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan (1990a). Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel I: Toelichting. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Zee, S.E.A.T.M. van der, W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan (1990b). Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel II: Technische Uitwerking. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Landbouwuniversiteit Wageningen.

## Verschenen documenten in de reeks Werkdocumenten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu vanaf 2009

Werkdocumenten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E [info.wnm@wur.nl](mailto:info.wnm@wur.nl)

De werkdocumenten zijn ook te downloaden via de Wot-website [www.wotnatuurenmilieu.wur.nl](http://www.wotnatuurenmilieu.wur.nl)

### 2009

- 126** *Kamphorst, D.A.* Keuzes in het internationale biodiversiteitsbeleid; Verkenning van de beleidstheorie achter de internationale aspecten van het Beleidsprogramma Biodiversiteit (2008-2011)
- 127** *Dirkx, G.H.P. & F.J.P. van den Bosch.* Quick scan gebruik Catalogus groenblauwe diensten
- 128** *Loeb, R. & P.F.M. Verdonschot.* Complexiteit van nutriëntenlimitaties in oppervlaktewateren
- 129** *Kruit, J. & P.M. Veer.* Herfotografie van landschappen; Landschapsfoto's van de 'Collectie de Boer' als uitgangspunt voor het in beeld brengen van ontwikkelingen in het landschap in de periode 1976-2008
- 130** *Oenema, O., A. Smit & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Landelijk Gebied; werkwijze en eerste resultaten
- 131** *Agricola, H.J.A.J. van Strien, J.A. Boone, M.A. Dolman, C.M. Goossen, S. de Vries, N.Y. van der Wulp, L.M.G. Groenemeijer, W.F. Lukey & R.J. van Til.* Achtergrond-document Nulmeting Effectindicatoren Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 132** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-001 – Koepel
- 133** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-002 – Ond. Onderzoek
- 134** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-003 – Adv. Natuur & Milieu
- 135** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-005 – M-AVP
- 136** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-006 – Natuurplanbureau functie
- 137** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-007 – Milieuplanbureau functie
- 138** *Jong de, J.J., J. van Os & R.A. Smidt.* Inventarisatie en beheerskosten van landschapselementen
- 139** *Dirkx, G.H.P., R.W. Verburg & P. van der Wielen.* Tegenkrachten Natuur. Korte verkenning van de weerstand tegen aankopen van landbouwgrond voor natuur
- 140** *Annual reports for 2008; Programme WOT-04*
- 141** *Vullings, L.A.E., C. Blok, G. Vonk, M. van Heusden, A. Huisman, J.M. van Linge, S. Keijzer, J. Oldengarm & J.D. Bulens.* Omgaan met digitale nationale beleidskaarten
- 142** *Vreke, J., A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk, M. Pleijte, P.H. Kersten & F.J.P. van den Bosch.* Maatlat Government – Governance
- 143** *Gerritsen, A.L., R.P. Kranendonk, J. Vreke, F.J.P. van den Bosch & M. Pleijte.* Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het investeringsbudget Landelijk Gebied. Een verslag van casuonderzoek in de provincies Drenthe, Noord-Brabant en Noord-Holland.
- 144** *Luesink, H.H., P.W. Blokland, M.W. Hoogeveen & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 2006 en 2007
- 145** *Bakker de, H.C.M. & C.S.A. van Koppen.* Draagvlakonderzoek in de steigers. Een voorstudie naar indicatoren om maatschappelijk draagvlak voor natuur en landschap te meten
- 146** *Goossen, C.M.* Monitoring recreatiegedrag van Nederlanders in landelijke gebieden. Jaar 2006/2007
- 147** *Hoefs, R.M.A., J. van Os & T.J.A. Gies.* Kavelruil en Landschap. Een korte verkenning naar ruimtelijke effecten van kavelruil.
- 148** *Klok, T.L., R. Hille Ris Lambers, P. de Vries, J.E. Tamis & J.W.M. Wijsman.* Quick scan model instruments for marine biodiversity policy.
- 149** *Spruijt, J., P. Spoorenberg & R. Schreuder.* Milieueffectiviteit en kosten van maatregelen gewasbescherming.
- 150** *Ehlert, P.A.I. (rapporteur).* Advies Bemonstering bodem voor differentiatie van fosfaatgebruiksnormen.
- 151** *Wulp van der, N.Y.* Storende elementen in het landschap: welke, waar en voor wie? Bijlage bij WOT-paper 1 – Krassen op het landschap
- 152** *Oltmer, K., K.H.M. van Bommel, J. Clement, J.J. de Jong, D.P. Rudrum & E.P.A.G. Schouwenberg.* Kosten voor habitattypen in Natura 2000-gebieden. Toepassing van de methode Kosteneffectiviteit natuurbelid.
- 153** *Adrichem van, M.H.C., F.G. Wortelboer & G.W.W. Wamelink (2010).* MOVE. Model for terrestrial Vegetation. Version 4.0
- 154** *Wamelink, G.W.W., R.M. Winkler & F.G. Wortelboer.* User documentation MOVE4 v 1.0
- 155** *Gies de, T.J.A., L.J.J. Jeurissen, I. Staritsky & A. Bleeker.* Leefomgevingsindicatoren Landelijk gebied. Inventarisatie naar stand van zaken over geurhinder, lichthinder en fijn stof.
- 156** *Tamminga, S., A.W. Jongbloed, P. Bikker, L. Sebek, C. van Bruggen & O. Oenema.* Actualisatie excretiecijfers landbouwhuisdieren voor forfaits regeling Meststoffenwet
- 157** *Van der Salm, C., L. .M. Boumans, G.B.M. Heuvelink & T.C. van Leeuwen.* Protocol voor validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid
- 158** *Bouwma, I.M.* Quickscan Natura 2000 en Programma Beheer. Een vergelijking van Programma Beheer met de soorten en habitats van Natura 2000
- 159** *Gerritsen, A.L., D.A. Kamphorst, T.A. Selnes, M. van Veen, F.J.P. van den Bosch, L. van den Broek, M.E.A. Broekmeyer, J.L.M. Donders, R.J. Fonteijn, S. van Tol, G.W.W. Wamelink & P. van der Wielen.* Dilemma's en barrières in de praktijk van het natuur- en landschapsbeleid; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009.
- 160** *Fonteijn R.J., T.A. de Boer, B. Breman, C.M. Goossen, R.J.H.G. Henkens, J. Luttik & S. de Vries.* Relatie recreatie en natuur; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009
- 161** *Deneer, J.W. & R. Kruijne. (2010).* Atmosferische depositie van gewasbeschermingsmiddelen. Een verkenning van de literatuur verschenen na 2003.
- 162** *Verburg, R.W., M.E. Sanders, G.H.P. Dirkx, B. de Knegt & J.W. Kuhlman.* Natuur, landschap en landelijk gebied. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009.
- 163** *Doorn van, A.M. & M.P.C.P. Paulissen.* Natuurgericht milieubeleid voor Natura 2000-gebieden in Europees perspectief: een verkenning.
- 164** *Smidt, R.A., J. van Os & I. Staritsky.* Samenstellen van landelijke kaarten met landschapselementen, grondeigendom en beheer. Technisch achtergronddocument bij de opgeleverde bestanden.
- 165** *Pouwels, R., R.P.B. Foppen, M.F. Wallis de Vries, R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen & A. van Kleunen.* Verkenning LARCH: omgaan met kwaliteit binnen ecologische netwerken.
- 166** *Born van den, G.J., H.H. Luesink, H.A.C. Verkerk, H.J. Mulder, J.N. Bosma, M.J.C. de Bode & O. Oenema.* Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen, versie 2009.
- 167** *Dijk, T.A. van, J.J.M. Driessen, P.A.I. Ehlert, P.H. Hotsma, M.H.M.M. Montforts, S.F. Plessius & O. Oenema.* Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet- Versie 2.1
- 168** *Smits, M.J., M.J. Bogaardt, D. Eaton, A. Karbauskas & P. Roza.* De vermaatschappelijking van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid. Een inventarisatie van visies in Brussel en diverse EU-lidstaten.
- 169** *Vreke, J. & I.E. Salverda.* Kwaliteit leefomgeving en stedelijk groen.
- 170** *Hengsdijk, H. & J.W.A. Langeveld.* Yield trends and yield gap analysis of major crops in the World.
- 171** *Horst, M.M.S. ter & J.G. Groenwold.* Tool to determine the coefficient of variation of DegT50 values of plant protection products in water-sediment systems for different values of the sorption coefficient
- 172** *Boons-Prins, E., P. Leffelaar, L. Bouman & E. Stehfest (2010)* Grassland simulation with the LPJmL model
- 173** *Smit, A., O. Oenema & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Kwaliteit Landelijk Gebied

## 2010

- 174 *Boer de, S., M.J. Bogaardt, P.H. Kersten, F.H. Kistenkas, M.G.G. Neven & M. van der Zouwen.* Zoektocht naar nationale beleidsruimte in de EU-richtlijnen voor het milieu- en natuurbeleid. Een vergelijking van de implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en de Nitraatrichtlijn in Nederland, Engeland en Noordrijn-Westfalen
- 175 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-001 – Koepel
- 176 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-002 – Ond.Onderzoek
- 177 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-003 – Adv. Natuur & Milieu
- 178 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-005 – M-AVP
- 179 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 180 *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 181 *Annual reports for 2009; Programme WOT-04*
- 182 *Oenema, O., P. Bikker, J. van Harn, E.A.A. Smolders, L.B. Sebek, M. van den Berg, E. Stehfest & H. Westhoek.* Quickscan opbrengsten en efficiëntie in de gangbare en biologische akkerbouw, melkveehouderij, varkenshouderij en pluimveehouderij. Deelstudie van project 'Duurzame Eitwitvoorziening'
- 183 *Smits, M.J.W., N.B.P. Polman & J. Westerink.* Uitbreidingsmogelijkheden voor groene en blauwe diensten in Nederland; Ervaringen uit het buitenland
- 184 *Dirkx, G.H.P. (red.)* Quick responsefunctie 2009. Verslag van de werkzaamheden.
- 185 *Kuhlman, J.W., J. Luijt, J. van Dijk, A.D. Schouten & M.J. Voskuilen.* Grondprijkaarten 1998-2008
- 186 *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, E. Lianouridis, H. Leneman & M.P.W. Sonneveld.* Rol en betekenis van commissies voor gebiedsgericht beleid.
- 187 *Temme, A.J.A.M. & P.H. Verburg.* Modelling of intensive and extensive farming in CLUE
- 188 *Vreke, J.* Financieringsconstructies voor landschap
- 189 *Slangen, L.H.G.* Economische concepten voor beleidsanalyse van milieu, natuur en landschap
- 190 *Knotters, M., G.B.M. Heuvelink, T. Hoogland & D.J.J. Walvoort.* A disposition of interpolation techniques
- 191 *Hoogeveen, M.W., P.W. Blokland, H. van Kernebeek, H.H. Luesink & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 1990 en 2005-2008
- 192 *Beekman, V., A. Pronk & A. de Smet.* De consumptie van dierlijke producten. Ontwikkeling, determinanten, actoren en interventies.
- 193 *Polman, N.B.P., L.H.G. Slangen, A.T. de Blaeij, J. Vader & J. van Dijk.* Baten van de EHS; De locatie van recreatiebedrijven
- 194 *Veeneklaas, F.R. & J. Vader.* Demografie in de Natuurverkenning 2011; Bijlage bij WOT-paper 3
- 195 *Wascher, D.M., M. van Eupen, C.A. Mûcher & I.R. Geijzendorffer.* Biodiversity of European Agricultural landscapes. Enhancing a High Nature Value Farmland Indicator
- 196 *Apeldoorn van, R.C., I.M. Bouwma, A.M. van Doorn, H.S.D. Naeff, R.M.A. Hoefs, B.S. Elbersen & B.J.R. van Rooij.* Natuurgebieden in Europa: bescherming en financiering
- 197 *Brus, D.J., R. Vasat, G. B. M. Heuvelink, M. Knotters, F. de Vries & D. J. J. Walvoort.* Towards a Soil Information System with quantified accuracy; A prototype for mapping continuous soil properties
- 198 *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen, m.m.v. M.H. Borgstein, E.J. Bos & P. van der Wielen.* Verantwoording van de methodiek Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 199 *Bos, E.J. & M.H. Borgstein.* Monitoring Gesloten voer-mest kringlopen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 200 *Kennismarkt 27 april 2010;* Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten Planbureau voor de Leefomgeving.
- 201 *Wielen van der, P.* Monitoring Integrale duurzame stallen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 202 *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen.* Monitoring Functionele agrobiodiversiteit. Achtergrond-document bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 203 *Jongeneel, R.A. & L. Ge.* Farmers' behavior and the provision of public goods: Towards an analytical framework.
- 204 *Vries, S. de, M.H.G. Custers & J. Boers.* Storende elementen in beeld; de impact van menselijke artefacten op de landschapsbeleving nader onderzocht.
- 205 *Vader, J. J.L.M. Donders & H.W.B. Bredenoord.* Zicht op natuur- en landschapsorganisaties; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 206 *Jongeneel, R.A., L.H.G. Slangen & N.B.P. Polman.* Groene en Blauwe Diensten; Een raamwerk voor de analyse van doelen, maatregelen en instrumenten
- 207 *Letourneau, A.P., P.H. Verburg & E. Stehfest.* Global change of land use systems; IMAGE: a new land allocation module
- 208 *Heer, M. de.* Het Park van de Toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 209 *Knotters, M., J. Lahr, A.M. van Oosten-Siedlecka & P.F.M. Verdonschot.* Aggregation of ecological indicators for mapping aquatic nature quality. Overview of existing methods and case studies.
- 210 *Verdonschot, P.F.M. & A.M. van Oosten-Siedlecka Graadmeters* Aquatische natuur. Analyse gegevenskwaliteit Limnodata
- 211 *Linderhof, V.G.M. & Hans Lenema.* Quickscan kosteneffectiviteitsanalyse aquatische natuur
- 212 *Leneman, H. V.G.M. Linderhof & R. Michels.* Mogelijkheden voor het inbrengen van informatie uit de 'KRW database' in de 'KE database'
- 213 *Schrijver, R.A.M., A. Corporaal, W.A. Ozinga & D. Rudrum.* Kosteneffectieve natuur in landbouwgebieden; Methode om effecten van maatregelen voor de verhoging van biodiversiteit in landbouwgebieden te bepalen, een test in twee gebieden in Noordoost-Twente en West-Zeeuws-Vlaanderen
- 214 *Hoogland, T., R.H. Kemmers, D.G. Cirkel & J. Hunink.* Standplaatsfactoren afgeleid van hydrologische model uitkomsten; Methode-ontwikkeling en toetsing in het Drentse Aa-gebied.
- 215 *Agricola, H.J., R.M.A. Hoefs, A.M. van Doorn, R.A. Smidt & J. van Os.* Landschappelijke effecten van ontwikkelingen in de landbouw
- 216 *Kramer, H., J. Oldengarm en L.F.S. Roupioz.* Nederland is groener dan kaarten laten zien; Mogelijkheden om 'groen' beter te inventariseren en monitoren met de automatische classificatie van digitale luchtfoto's
- 219 *Boer, T.A. de.* Waardering en recreatief gebruik van Nationale Landschappen door haar bewoners
- 220 *Leneman, H., A.D. Schouten & R.W. Verburg.* Varianten van natuurbeleid: voorbereidende kostenberekeningen; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 227 *Kleunen A. van, K. Koffijberg, P. de Boer, J. Nienhuis, C.J. Camphuysen, H. Schekkerman, K.H. Oosterbeek, M.L. de Jong, B. Ens & C.J. Smit.* Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2007 en 2008

## 2011

- 221 *Knegt, B. de, J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema, Chr. van Swaay & P. Wiersma.* Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied
- 222 *Kamphorst, D.A. en Mark van Oorschot.* Kansen en barrières voor verduurzaming van houtketens
- 223 *Salm, C. van der en O.F. Schoumans.* Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften
- 230 *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-001 – Koepel
- 231 *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 232 *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 233 *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-005 – M-AVP
- 234 *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 235 *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 237 *Harms, B. & M.M.M. Overbeek.* Bedrijven aan de slag met natuur en landschap; relaties tussen bedrijven en natuurorganisaties. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011