



ALTEERRA

WAGENINGEN UR

# Beleidskader fosfaat voor Noord- en Midden-Limburg

Wetenschappelijke onderbouwing

I.G.A.M. Noij  
C. van der Salm  
H.Th.L. Massop  
E.M.P.M. van Boekel  
R. Schuiling  
M. Pleijter  
O.A. Clevering  
P.T.J. van Bakel  
W. Chardon  
D. Walvoort



Alterra-rapport 1894, ISSN 1566-7197



## Beleidskader fosfaat voor Noord- en Midden-Limburg



# Beleidskader fosfaat voor Noord- en Midden-Limburg

Wetenschappelijke onderbouwing

I.G.A.M. Noij  
C. van der Salm (red.)  
H.Th.L. Massop  
E.M.P.M. van Boekel  
C. Schuiling  
M. Pleijter  
O.A. Clevering  
P.J.T. van Bakel  
W.J. Chardon  
D.J.J. Walvoort

Alterra-rapport 1894

Alterra, Wageningen, 2009

## REFERAAT

Noij, I.G.A.M., C. van der Salm (red.), H.Th.L. Massop, E.M.P.M. van Boekel, C. Schuiling, M. Pleijter, O. Clevering, P.J.T. van Bakel, W.J. Chardon & D.J.J. Walvoort, 2009. *Beleidskader fosfaat voor Noord- en Midden-Limburg. Wetenschappelijke onderbouwing*. Alterra-rapport 1894 144 blz.; 345 fig.; 28 tab.;40 ref. Wageningen.

Voor het beleidskader fosfaat van de Provincie Limburg zijn kaarten geproduceerd van Noord- en Midden-Limburg met de stroomgebieden die prioriteit verdienen bij de aanpak van de fosfaatproblematiek op basis van de criteria oppervlaktewaterkwaliteit, natuur en verdroging, en risico van overstroming van daarvoor kwetsbare natuur. Van deze stroomgebieden is vervolgens van alle geregistreerde landbouwpercelen het risico op fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater op basis van hydrologie in kaart gebracht. Deze kaarten zijn vertaald naar de (kosten)effectiviteit van de maatregelen blokkeren van oppervlakkige afvoer, conventionele drainage, diepe samengestelde peilgestuurde drainage en uitmijnen, op basis van modelberekeningen die rekening houden met de fosfaattoestand van de bodem. Ten slotte is per stroomgebied de verwachte (kosten)effectiviteit van vloeivelden in kaart gebracht. Deze kaarten kunnen worden gebruikt om te beoordelen of maatregelen op landbouwpercelen of in een stroomgebied kosteneffectief zijn voor de oppervlaktewaterkwaliteit.

Trefwoorden: beleidskader, fosfaat, oppervlaktewaterkwaliteit, landbouw, uitspoeling, hydrologie, fosfaattoestand van de bodem, oppervlakkige afvoer, drainage, vloeivelden, ijzerfilter.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl) (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice).

© 2009 Alterra  
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland  
Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

# Inhoud

Beleidssamenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Probleemstelling	9
1.2 Achtergrond	9
1.3 Projectdoelstelling	10
1.4 Beoogd projectresultaat	10
1.5 Aanpak en leeswijzer	11
2 Prioritering Stroomgebieden	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Beslisregels	13
2.3 Criterium oppervlaktewaterkwaliteit	15
2.4 Beleidsaandachtsgebieden	19
2.5 Criterium overstroomde terrestrische natuur	19
3 Risico op fosfaatbelasting via hydrologische transportroutes	25
3.1 Oppervlakkige afvoer	25
3.2 Buisdrainage	29
3.3 Afvoer naar greppels/droogvallende sloten	31
3.4 Overige waterlopen	35
3.5 Kwel	35
3.6 Hotspots	35
3.7 Transportrisico per maatregel	38
3.7.1 Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)	41
3.7.2 Buisdrainage (CD)	41
3.7.3 Diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD)	41
3.7.4 Uitmijnen (U)	43
3.7.5 Moerasbufferstroken (M)	43
3.7.6 Vloeiervelden (V)	45
4 Risico op fosfaatbelasting vanuit de bodem	47
4.1 Inleiding, aanpak	47
4.2 Keuze van karakteristieke situaties	47
4.2.1 Hydrologie	48
4.2.2 Fosfaattoestand: FBV, Pox en FVG	49
4.2.3 Bodemtype	50
4.2.4 Gewas	50
4.2.5 Selectie STONE-plots	53
4.3 Fosfaattoestand in 2000	54
5 Effectiviteit van perceelsmaatregelen	59
5.1 Aanpak	59
5.2 Keuze maatregelen en omstandigheden	59
5.3 Hydrologische maatregelen	60

5.3.1	Uitgangspunten hydrologische maatregelen	60
5.3.1.1	Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)	60
5.3.1.2	Conventionele drainage (CD)	61
5.3.1.3	Verdiepte samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD)	62
5.3.2	Resultaten hydrologische maatregelen	62
5.3.2.1	Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)	64
5.3.2.2	Conventioneel draineren (CD)	66
5.3.2.3	Diep aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD)	66
5.4	Uitmijnen	67
5.5	Kosteneffectiviteit	68
6	Validatie van de modelberekeningen voor uitmijnen	71
6.1	Uitmijn proeven grasland	72
6.2	Validatie procedure	73
6.2.1	Fosfaatopname	73
6.2.2	Verandering in P <sub>w</sub>	76
6.2.3	Verandering in totale hoeveelheid gesorbeerd fosfaat (P <sub>ox</sub> )	77
6.3	Conclusies	77
7	Vloevelden	79
7.1	Aanpak	79
7.2	Resultaten	81
7.3	Discussie	84
7.4	IJzerfilter	85
	Literatuur	89
	Bijlage 1 Rangordening criterium risico van overstroming	93
	Bijlage 2 Indeling van landgebruiksgroepen op basis van LGN2	101
	Bijlage 3 : berekende afvoeren per cluster in het studiegebied	103
	Bijlage 4 Effectiviteit van perceelmaatregelen	109
	Bijlage 5 Koppeling rekenplots met effectiviteit van maatregelen.	135
	Bijlage 6 Aanvulling tabel 3.11 met figuren	141

## Beleidssamenvatting

De Provincie Limburg heeft behoefte aan een beleidskader fosfaat voor Noord- en Midden-Limburg, om met kosteneffectieve maatregelen de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vanuit het landelijk gebied terug te dringen en de kwaliteitsdoelen van de KRW<sup>1</sup> te halen. Daarvoor moesten de volgende vragen worden beantwoord.

1. Welke deelstroomgebieden in Noord- en Midden-Limburg verdienen prioriteit bij het bestrijden van fosfaatbelasting? Resultaat is een kaart met prioritaire deelstroomgebieden in hoofdstuk 2 (figuur 2.7).
2. Waar zijn de risico's op fosfaatbelasting het hoogst binnen de betreffende deelstroomgebieden, en waar zijn fosfaatreducerende maatregelen dus het hardst nodig? Resultaat zijn de GIS kaarten uit hoofdstuk 3. Deze kaarten geven het risico van alle geregistreerde landbouwpercelen in het studiegebied op fosfaatbelasting via de transportroutes maaiveld, buisdrainage, greppels en sloten, uitgedrukt in een (semikwantitatieve) rangorde. In hoofdstuk 3 is deze rangorde nog alleen geblaseerd op hydrologie.
3. Welke fosfaatreducerende maatregelen zijn het meest (kosten)effectief voor percelen met een verhoogd risico? De verwachte effectiviteit van maatregelen in hoofdstuk 3 is geïkt met modelberekeningen en met metingen uit de Fosfaatpilot. De modelberekeningen voor de maatregel uitmijnen zijn daarnaast ook gevalideerd op basis van eerder veldonderzoek (hoofdstuk 6). Resultaat is een vertaling van de legenda van de kaarten uit hoofdstuk 3 naar (kosten)effectiviteit (hoofdstuk 5), waarbij rekening wordt gehouden met de fosfaattoestand van de bodem en hydrologische uitgangssituatie (tabel S.1).

Voor de droge situatie ( $\text{GHG}^2 > 40 \text{ cm} - \text{mv.}$ ) zijn geen kosteneffectieve perceelsmaatregelen gevonden. Op gedraineerde gronden is: 'Uitmijnen' een optie maar dit is op deze gronden gemiddeld weinig kosteneffectief. Op natte gronden is de kosteneffectiviteit van uitmijnen gunstiger en de effectiviteit neemt flink toe met het stijgen van de fosfaattoestand. De kosten van uitmijnen kunnen flink worden beperkt, en de kosteneffectiviteit dus verbeterd, door de maatregel uitsluitend toe te passen op percelen met een hoge fosfaattoestand, die een beperkt deel van het bedrijf beslaan.

Op de natte gronden met hoge fosfaattoestanden (fosfaatlekkende gronden), zijn 'Blokken Oppervlakkige Afvoer', 'Conventionele Drainage' en 'Uitmijnen' ongeveer even kosteneffectief.

De kosteneffectiviteit van 'Vloeiervelden' (hoofdstuk 7) bedraagt in alle gevallen meer dan 200 € per kg P, en valt het gunstigst (=laagst) uit bij een relatief laag grondbeslag (1 %) van het stroomgebied, in combinatie met intensievere vormen van beheer. Dit betekent dat vloeiervelden in een aantal gevallen een serieus alternatief voor perceelsmaatregelen vormen (vergelijk met tabel S.1).

---

<sup>1</sup> EU-Kaderrichtlijn Water

<sup>2</sup> Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand



Tabel S.1 Indicatieve (kosten)effectiviteit van perceelsmaatregelen, afhankelijk van hydrologie en fosfaattoestand. De tabel moet als volgt worden gebruikt. Voor een perceel kan voor de verschillende maatregelen in de figuren 3.11-3.14 een score worden opgezocht, die wordt vergeleken met kolom 3. Dit bepaalt de regel die geldt voor het perceel. Vervolgens wordt op basis van de fosfaattoestand van het perceel (Pw) bepaald welke kolom geldt, en kan de indicatieve waarde voor vrachtreductie en kosteneffectiviteit worden afgelezen. Voor de niet aangegeven situaties, zoals bijvoorbeeld een droge situatie met  $GHG^3 > 40 \text{ cm -mv.}$ , zijn geen effectieve perceelsmaatregelen gevonden.

Maatregel	Hydrologische uitgangssituatie en corresponderende Figuur	Score figuren 3.11-3.14	Pw					
			< 40		40-80		>80	
			Vracht-reductie kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup>	Kosten-effectiviteit €.kg <sup>-1</sup> P	Vracht-reductie kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup>	Kosten-effectiviteit €.kg <sup>-1</sup> P	Vracht-reductie kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup>	Kosten-effectiviteit €.kg <sup>-1</sup> P
Blokkeren Oppervlakkige Afvoer	Nat	10	0,06	1200	0,2	350	0,43	160
	Figuur 3.11	< 10	< 0,06	>1200	< 0,2	> 350	< 0,43	> 160
		> 10	> 0,06	<1200	> 0,2	< 350	> 0,43	< 160
Conventionele en Diepe Samengestelde Peilgestuurde Drainage <sup>1</sup>	Nat	11	0,2	700	0,35	400	0,36	390
	Figuur 3.12	< 11	< 0,2	>700	< 0,35	> 400	< 0,36	> 390
		> 11	> 0,2	<700	> 0,35	< 400	> 0,36	< 390
Diepe Samengestelde Peilgestuurde Drainage	Gedraineerd	12	Niet berekend maar naar verwachting negatief		-0,17	Negatief <sup>1</sup>	-0,1	Negatief <sup>1</sup>
	Figuur 3.13	< 12			> -0,17	Negatief <sup>1</sup>	> -0,1	Negatief <sup>1</sup>
		> 12			< -0,17	Negatief <sup>1</sup>	< -0,1	Negatief <sup>1</sup>
Uitmijnen	Nat	28	niet berekend, naar verwachting gering	niet berekend, naar verwachting ongunstig	0,34	450-6000 <sup>2</sup>	0,63	240-3200 <sup>2</sup>
	Figuur 3.14 Links	< 28			< 0,34	> 450-6000	< 0,63	> 240-3200
		> 28			> 0,34	< 450-6000	> 0,63	< 240-3200
Uitmijnen	Gedraineerd	15	0,03	5000-67000 <sup>2</sup>	0,03	5000-67000 <sup>2</sup>	0,03	5000-67000 <sup>2</sup>
	Figuur 3.14 Rechts	< 15	< 0,03	> 5000-67000	< 0,03	> 5000-67000	< 0,03	> 5000-67000
		> 15	> 0,03	< 5000-67000	> 0,03	< 5000-67000	> 0,03	< 5000-67000

<sup>1</sup> Beoordeling ten opzichte van Conventionele Drainage! Ten opzichte van de uitgangssituatie zonder drainage is het effect uiteraard positief. Indien echter bij DSPD een constant hoger peil wordt ingesteld, dan is het effect minder positief dan bij Conventionele Drainage.

<sup>2</sup> deze grote spreiding komt voort uit de grote verschillen in kosten van uitmijnen tussen verschillende landbouwbedrijven, zie paragraaf 5.5

Het beleidskader fosfaat is het laatste onderdeel van de Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg. De meetresultaten van de Fosfaatpilot zijn gebruikt in deze studie voor een ruimtelijke opgescaling naar heel Noord- en Midden-Limburg en voor een inschatting naar de toekomst. De meetgegevens van de Fosfaatpilot zijn vergeleken met andere studies en met modelberekeningen, maar de meetreeksen zijn nog te kort voor definitieve conclusies. Het verdient daarom aanbeveling om de metingen voort te zetten voor een betere onderbouwing van dit beleidskader. In het kader van het Innovatieprogramma KRW<sup>1</sup> wordt het onderzoek naar het 'Vloeienveld' en naar 'Blokkeren van oppervlakkige afvoer' nog twee jaar langer voortgezet. Verlenging van het onderzoek naar de maatregel 'Uitmijnen' is voor subsidie ingediend.

<sup>3</sup> Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand

# 1 Inleiding

## 1.1 Probleemstelling

De fosfaatgehalten in het oppervlaktewater van landbouwgebieden in Limburg zijn te hoog voor de gezonde ecologische kwaliteit, waarom de Kader Richtlijn Water vraagt. Ook ecologische doelen, die door de Provincie of Nederland zelf zijn gesteld kunnen door de waterkwaliteit worden beperkt. Uit diverse analyses is gebleken dat het landelijke generieke mestbeleid, ook op termijn, onvoldoende soelaas biedt. Daarom is geld gereserveerd voor het stimuleren van extra fosfaatreducerende maatregelen. Om te komen tot een effectieve inzet van middelen heeft de Provincie behoefte aan een beleidskader fosfaat. Op dit moment is echter nog niet duidelijk welke maatregelen waar het meest (kosten)effectief zijn.

## 1.2 Achtergrond

Met het terugdringen van de puntbronnen in het recente verleden is het aandeel van de diffuse belasting vanuit landbouwgebieden toegenomen. Ook in Limburg vormt het veruit de belangrijkste bron van fosfaat in het oppervlaktewater. Het mestbeleid laat nog steeds een gering fosfaatoverschot toe en streeft pas per 2015 naar evenwichtbemesting, waardoor afname van de bodemvoorraad fosfaat voorlopig niet valt te verwachten. Daarom is het nodig om op korte termijn naast het brongerichte mestbeleid ook andere, deels effectgerichte maatregelen te treffen om tijdig aan de KRW normering te kunnen voldoen. In het Proefproject Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg<sup>4</sup> worden dergelijke alternatieve maatregelen uitgetoetst en gemonitord. De gebiedsbegrenzing komt voort uit de zogenaamde Reconstructie van de concentratiegebieden, in het kader waarvan de pilot is opgestart. De meetresultaten tot nu toe worden in deze laatste fase van het pilot vergeleken met andere studies en opgeschaald met modellen voor een beleidskader fosfaat dat een kosteneffectieve besteding van de gereserveerde gelden voor maatregelen mogelijk maakt. Vergelijking met andere studies en opschaling met modellen is nodig omdat de pilotresultaten een te korte periode bestrijken en alleen betrekking hebben op de lokale omstandigheden van het pilotgebied. Voor het beleidskader is het dus nodig de gegevens van de pilot op te schalen, zowel in ruimte (heel Noord- en Midden-Limburg) als in tijd (komende jaren en verdere toekomst).

---

<sup>4</sup> In het vervolg worden kortweg Fosfaatpilot en Limburg gebruikt, waar Fosfaatpilot en Noord- en Midden-Limburg wordt bedoeld.

### 1.3 Projectdoelstelling

Doel van dit project is om aan te geven waar in Limburg welke fosfaatreducerende maatregelen het meest (kosten)effectief zijn. Daarmee wordt het rapport een basis voor de selectie van maatregelen en percelen, die voor subsidie in aanmerking kunnen komen. Het doel laat zich uitsplitsen in het beantwoorden van de volgende vragen.

1. Welke deelstroomgebieden<sup>5</sup> in Noord- en Midden-Limburg verdienen prioriteit bij het bestrijden van fosfaatbelasting? Alterra bereidt deze selectie voor op basis van de beschikbare gegevens, de uiteindelijke keuze is aan de opdrachtgever.
2. Waar zijn de risico's op fosfaatbelasting het hoogst binnen die deelstroomgebieden en zijn fosfaatreducerende maatregelen dus het hardst nodig?
3. Welke fosfaatreducerende maatregelen zijn daar het meest (kosten)effectief?

Naast de wetenschappelijke onderbouwing van kosteneffectiviteit in dit rapport zijn er ander overwegingen voor het al dan niet verstrekken van subsidie. Aanvankelijk was het de bedoeling om op basis van dit beleidskader een 'generieke' subsidieregeling op te zetten voor alle landgebruikers in Noord- en Midden Limburg. Inmiddels is hiervan afgestapt op advies van de reconstructiecommissies en het waterschap. Belangrijkste argumenten waren (1) dat het effectiever is om de subsidie te concentreren in gebieden waar al belangrijke ontwikkelingen gaande zijn, mede met het oog op de mogelijkheid om effecten te kunnen meten (2). Daarnaast (3) ontbeert de Provincie middelen en infrastructuur om de correcte uitvoering van gesubsidieerde maatregelen te controleren. Het beleid wordt daarom groepen van landgebruikers te subsidiëren voor het nemen van fosfaatmaatregelen in het kader van gebiedsgerichte projecten. Daarbij kan dit beleidskader onverkort worden gebruikt voor het beoordelen van de kosteneffectiviteit van geselecteerde maatregelen op geselecteerde percelen.

### 1.4 Beoogd projectresultaat

Het project levert een rapport op met:

1. Een kaart met de deelstroomgebieden van Limburg met prioriteit voor fosfaatmaatregelen.
2. Een of meerdere kaarten met het risico op fosfaatbelasting in die deelstroomgebieden.
3. Kaarten met een beoordeling van de (kosten)effectiviteit van maatregelen voor percelen met hoog risico. De kaarten zullen gedifferentieerd worden naar bodemtoestand van de bovengrond (Pw bouwland en P-AL grasland) en indien zinvol en mogelijk ook van de ondergrond. Daarnaast zal onderscheid gemaakt worden tussen percelen met en zonder buisdrainage.

---

<sup>5</sup> Voor het bepalen van de schaal van deelstroomgebieden gaan wij minstens één niveau lager dan de aftakkingen van de Maas (Niers, Roer, Tungalroyse beek), ordegrootte 1000 ha, zie figuur 2.2

Met deze kaarten en de P-toestand van de bodem (grondonderzoek) kan worden vastgesteld of een maatregel naar verwachting kosteneffectief is. Daarmee is een onderbouwd beleidskader voor maatregelen tegen P-belasting van het oppervlaktewater beschikbaar. Het beleidskader fosfaat zal daarmee bijdragen aan een kosteneffectieve inzet van middelen voor de verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit, en daarmee aan de doelen van de KRW.

## 1.5 Aanpak en leeswijzer

De aanpak van deze studie bouwt voort op de monitoring van de Fosfaatpilot (Schils, 2009; Sival et al., 2009; Zweers et al., 2009) Voor het beantwoorden van vraag 2 zal de methode van de gebiedsdiagnose uit het Plan van Aanpak (Noij et al., 2007) worden gevolgd voor heel Noord- en Midden-Limburg. Voor de beantwoording van vraag 3 worden kaartgegevens en modelberekeningen gebruikt, die met de meetresultaten tot nog toe worden vergeleken.

Na deze inleiding is dit rapport als volgt ingedeeld. Hoofdstuk 2 gaat in op de eerste hoofdvraag, de deelstroomgebieden van Limburg met prioriteit voor fosfaatmaatregelen. Voor het beantwoorden van de tweede hoofdvraag, de risico's op fosfaatbelasting in die deelstroomgebieden, gaan we in Hoofdstuk 3 in op de risico's van fosfaatbelasting op het oppervlaktewater via verschillende hydrologische transportroutes binnen de prioritaire deelstroomgebieden uit Hoofdstuk 2. In het plan van aanpak (Noij et al., 2007) hebben we dit hydrologisch risico of transport risico genoemd. De kaarten in Hoofdstuk 3 geven de verschillen in transportrisico aan tussen de percelen, maar daar is nog geen rekening gehouden met verschillen in de P-toestand van de bodem. Pas in hoofdstuk 5 wordt rekening gehouden met verschillen in P-toestand, wanneer de effectiviteit van de bestudeerde perceelsmaatregelen gekoppeld wordt aan de transportrisico's in Hoofdstuk 3. De kaarten uit Hoofdstuk 3 worden in Hoofdstuk 5 als het ware geijkt. Daarvoor zijn een aantal modelberekeningen uitgevoerd op basis van een beperkt aantal rekenplots uit het landelijke STONE instrumentarium, die variëren in fosfaattoestand en representatief zijn voor Noord- en Midden-Limburg. Door middel van een overlay met de kaarten uit hoofdstuk 3 is van de rekenplots de risicoscore bepaald per maatregel. Op legenda-eenheden met een hogere risicoscore dan de rekenplot is de maatregel effectiever dan volgens de modelberekening, en andersom. Met hulp van resultaten van grondonderzoek dat in de praktijk beschikbaar is, of speciaal voor dit doel wordt uitgevoerd, kan worden vastgesteld welk doorgerekend fosfaatprofiel (plot) het beste bij de situatie op het perceel past. Ten slotte wordt in Hoofdstuk 5 tevens een relatie met de kosten van maatregelen gelegd. Resultaat is een berekende kosteneffectiviteit van maatregelen, die eveneens aan de risicokaarten van Hoofdstuk 3 kan worden gekoppeld.

In Hoofdstuk 4 wordt de keuze en uitgangspunten van de rekenplots uit Hoofdstuk 5 verantwoord. Het betreft de bemestingshistorie, de opeenvolging van gewassen, hydrologie en bodem, in het bijzonder het fosfaatbindend vermogen. Resultaat is een combinatie van drie hydrologische clusters met zes fosfaatprofielen, die verschillen in

fosfaatverzadigingsgraad. Afhankelijk van de maatregel wordt een aantal van deze mogelijke combinaties in Hoofdstuk 5 doorgerekend.

Hoofdstuk 6 gaat in op de validatie van de in hoofdstuk 5 gebruikte modelbenadering voor de maatregel uitmijnen. Hoofdstuk 7 gaat in op de effectiviteit van vloeivelden.

## 2 Prioritering Stroomgebieden

### 2.1 Inleiding

Doel van dit hoofdstuk is om de prioriteitstelling door de Provincie van de deelstroomgebieden in het studiegebied Noord- en Midden Limburg vast te stellen. Prioriteit wordt bepaald door de mate waarin stroomgebieden bescherming verdienen op basis van de gestelde doelen voor dat stroomgebied. Het gaat hier alleen nog maar om de selectie van stroomgebieden waarop we de overige analyses gaan toepassen. De overige analyses zijn bedoeld om vast te stellen welke percelen binnen de gekozen stroomgebieden in aanmerking komen voor welke maatregelen, en om in te schatten hoe effectief die maatregelen zijn voor verschillende percelen. Het succes van de uiteindelijke maatregelen wordt bepaald door het product van prioriteit en effectiviteit (succes = prioriteit x effectiviteit). Prioriteit staat voor het belang van het reduceren van de fosfaatbelasting, effectiviteit voor de mate waarin dat lukt.

Het is bij de prioriteitstelling belangrijk om onderscheid te maken tussen 1 het vaststellen van de beslisregels en 2 het uitwerken hiervan in GIS om de daaruit voortvloeiende kaarten te produceren. Het eerste deel valt onder verantwoordelijkheid van de opdrachtgever, de Provincie, omdat er beleidskeuzen aan ten grondslag liggen, het tweede onderdeel valt onder de verantwoordelijkheid van Alterra, het betreft de uitwerking tot kaartmateriaal waar we mee verder kunnen werken. In paragraaf 2.2 worden de gebruikte beslisregels toegelicht en de uitwerking komt aan de orde in de paragrafen 2.3 en 2.4.

Bij de toepassing van de beslisregels is geen rekening gehouden met grensoverschrijdende stroomgebieden. Hierdoor wordt de prioriteit van stroomgebieden zoals bijvoorbeeld van Roer en Niers onderschat. Anderzijds zal de effectiviteit van maatregelen alleen in Nederland hierdoor gering zijn.

### 2.2 Beslisregels

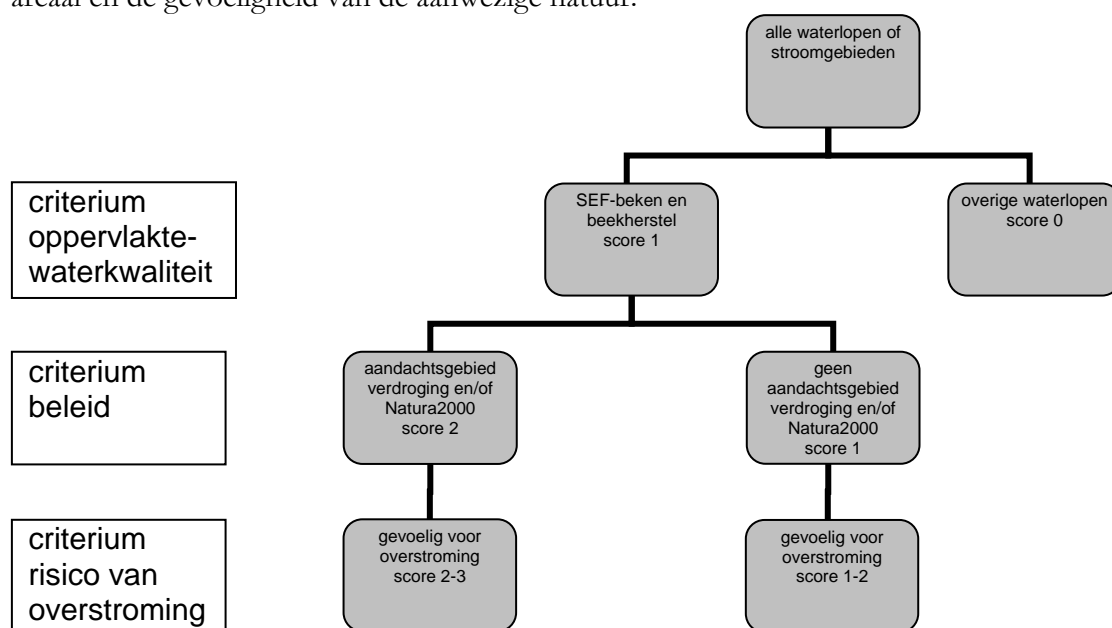
De toekenning van prioriteit is weergegeven in de beslisboom in figuur 2.1. Hoe hoger de score hoe hoger de prioriteit. Aan deze beslisboom liggen een aantal criteria ten grondslag. Het belangrijkste criterium is de oppervlaktewaterkwaliteit (§ 2.3). Het fosfaatbeleidskader is vooral bedoeld ter bescherming van de oppervlaktewaterkwaliteit. In het provinciaal omgevingsplan Limburg (POL) worden naast 'gewone' waterlopen twee type beken met een ecologische functie onderscheiden:

1. Beken met een specifieke ecologische functie (SEF; onderdeel van EHS)
2. Beken met een algemene ecologische functie (AEF)

In de SEF-beken wordt met prioriteit het hoogste ecologische kwaliteitsniveau (conform waterstreefbeeld RWSV) nagestreefd via de realisatie van natuurlijke, systeemeigen processen. Aanleg van meander- en inundatiezones, opheffen van ecologische barrières (o.a. vismigratie) en natuurlijk oeverbeheer dragen bij aan het vasthouden, bergen en vertragen van de waterafvoer en het verminderen/afvlakken van piekafvoeren. Voor de realisatie van natuurlijke systeemeigen processen is een goede waterkwaliteit een randvoorwaarde, vandaar dat de Provincie deze beken in het beleidskader fosfaat de hoogste prioriteit geeft.

In de AEF-beken wordt een ecologisch basiskwaliteitsniveau gehandhaafd, en pas op langere termijn verder herstel van kwaliteiten en processen nagestreefd. Hoewel deze AEF-beken prioriteit verdienen ten opzichte van de ‘gewone’ waterlopen, is daarvoor nu niet gekozen omdat de beschikbare middelen voor fosfaatbeleid hiervoor niet toereikend zijn. De AEF-beken krijgen minder prioriteit dan de SEF-beken.

Het volgende criterium (§ 2.4) is gericht op integratie met het waterkwantiteitsbeleid (anti-verdrogingsbeleid, afvoerpatroon, hermeandering, etc.) en/of natuurbeleid (Natura2000). De redenering is dat het beter is om integrale kwaliteit van beken na te streven, dan alleen doelstellingen met betrekking tot waterkwaliteit of waterkwantiteit. Daarom krijgen stroomgebieden met aandachtsgebieden voorrang. Ten slotte houden we rekening met de belangen van terrestrische natuur, waarvan de kwaliteit bij overstroming beïnvloed wordt door de oppervlaktewaterkwaliteit van de beek. In § 2.5 wordt hieraan een score tussen 0 en 1 toegekend op basis van het areaal en de gevoeligheid van de aanwezige natuur.



Figuur 2.1 Beslisboom voor toekenning van prioriteit aan waterlopen en deelstroomgebieden.

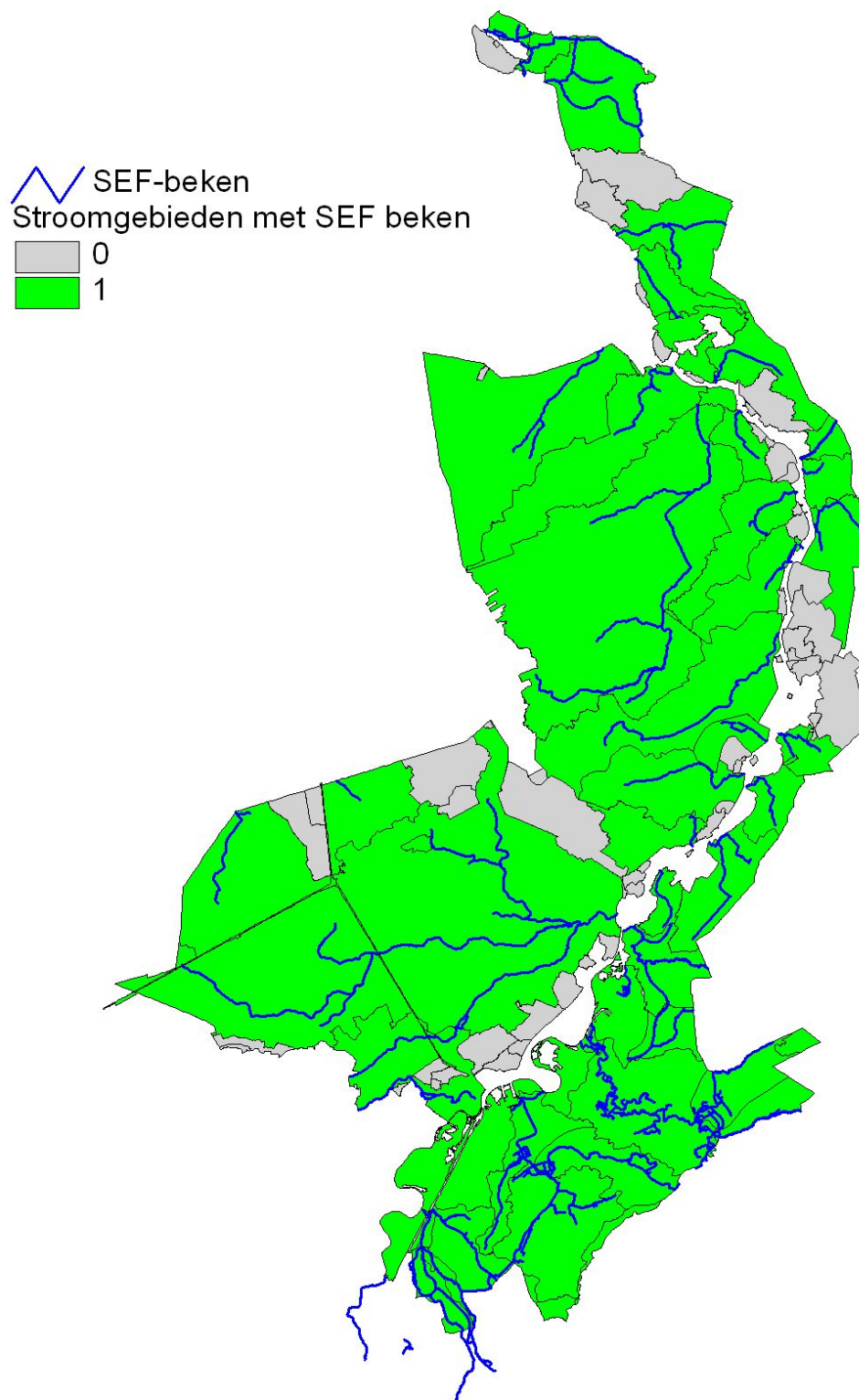
## 2.3 Criterium oppervlaktewaterkwaliteit

De ligging van SEF-beken is indicatief begrensd, alleen de grotere SEF-beken met een stroomgebied van meer dan 10 km<sup>2</sup> zijn aangeduid op kaart, conform de KRW. In de beheersplannen van de waterschappen zijn aanvullend hierop een aantal kleinere SEF-beken aangeduid. De SEF-beken vormen een hard en ordenend kader voor de uitvoering van het waterbeheer door waterschappen en gemeenten. Op de legger van de waterschappen zijn deze beken exact begrensd op gedetailleerd schaalniveau. De ligging van de SEF waterlopen is in eerste instantie aangeleverd door Waterschap Peel en Maasvallei. Het onderzoeksgebied beslaat echter ook het noordelijke deel van Waterschap Roer en Overmaas, gemeente Echt. Daarom heeft de Provincie Limburg nieuwe kaarten voor de SEF-beken aangeleverd (figuur 2.2):

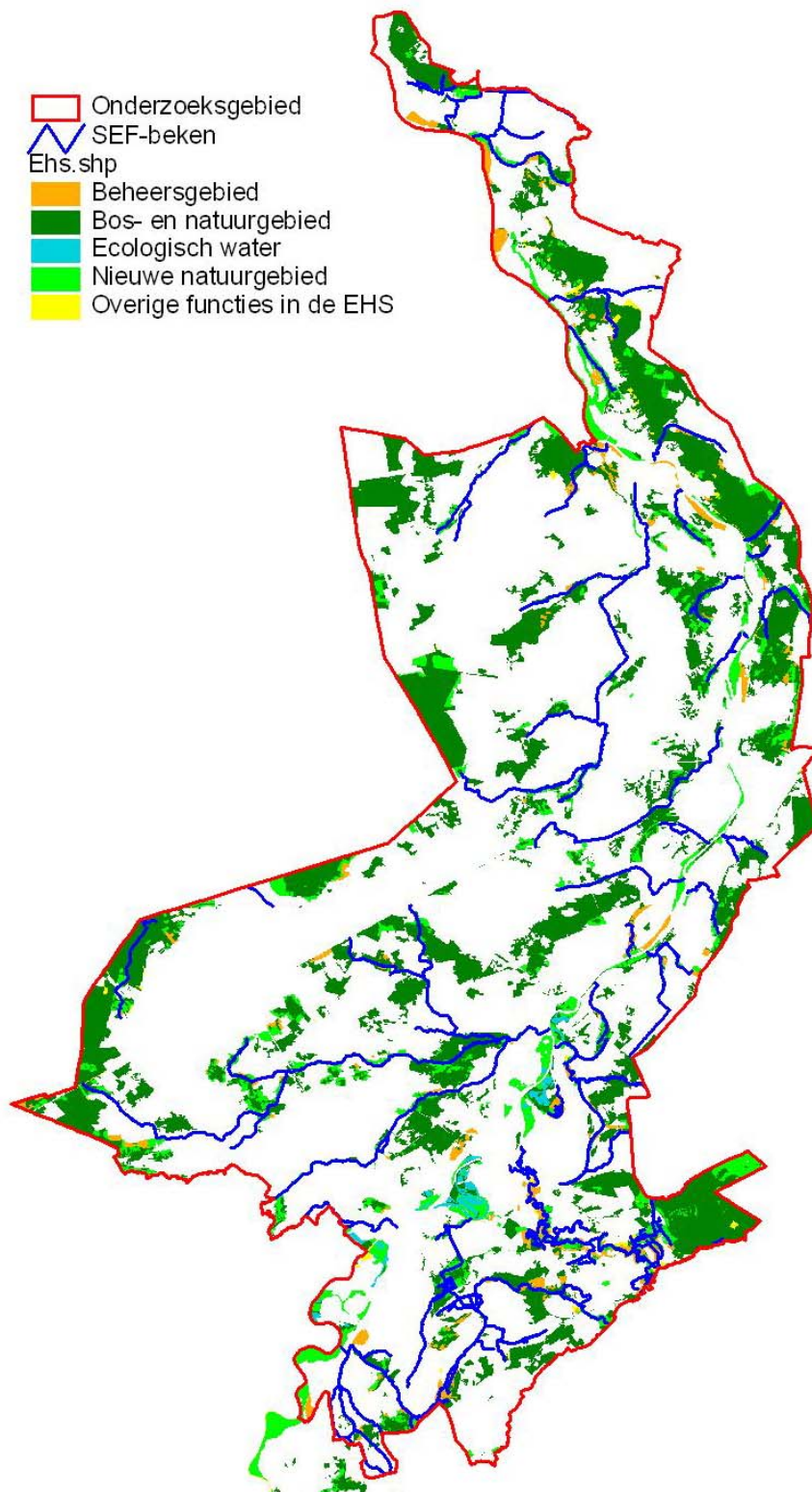
- SEF beken volgens gebiedsplannen, deze komen grotendeels overeen met het eerder ontvangen bestand echter het bevat enige aanvullende trajecten;
- SEF beken die in aanmerking komen voor beekherstel, deze zijn gelegen buiten het beheergebied van waterschap Peel en Maasvallei.

Het beheergebied van waterschap Peel en Maasvallei is opgesplitst in 97 stroomgebieden, welke qua grootte variëren van ongeveer 1 (Spickerbroeklossing) tot ruim 26000 ha (Neerbeek). Voor de indeling in stroomgebieden van het noordelijke deel van waterschap Roer en Overmaas is gebruik gemaakt van de zogenaamde GAF90-kaart, dit is de kaart met de indeling in stroomgebieden voor de KRW. Voor het gebied gelegen binnen waterschap Roer en Overmaas worden 14 stroomgebieden onderscheiden, die variëren van 138,2 ha tot 4858 ha. In totaal worden dus 111 stroomgebieden onderscheiden in figuur 2.2.

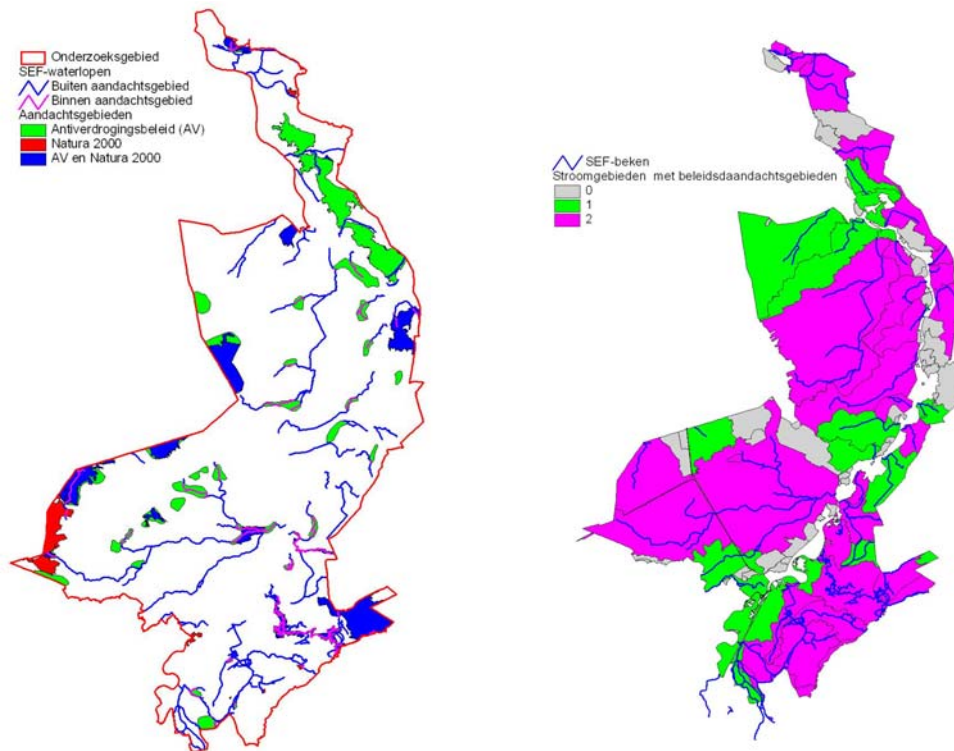




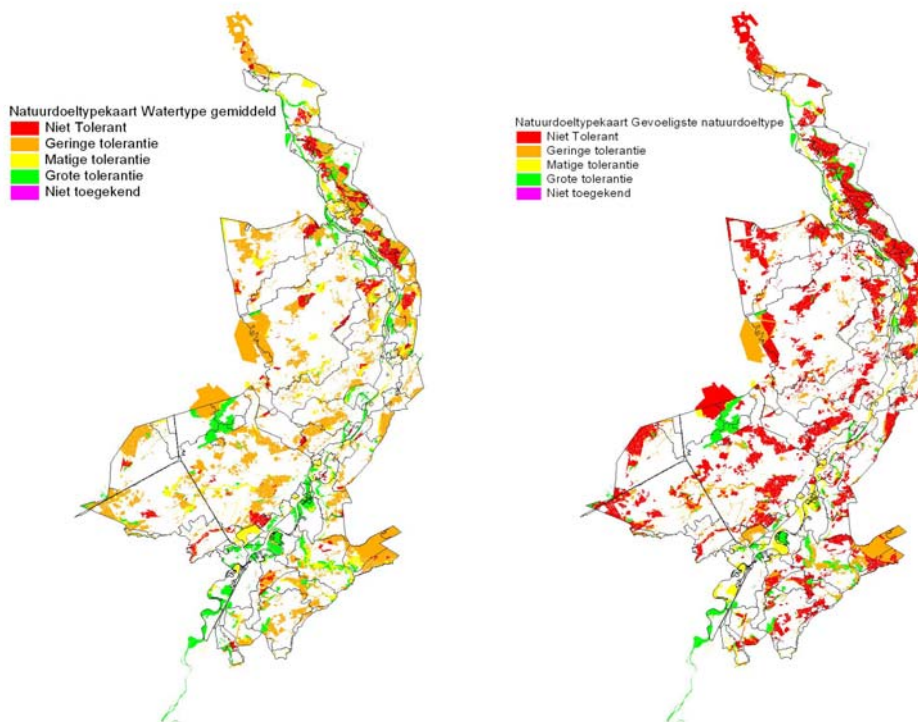
*Figuur 2.2 Stroomgebieden van beken met een specifiek ecologische functie (SEF).*



*Figuur 2.3 Beleidsaandachtsgebieden natuur (EHS, Verdroging en Natura2000) binnen het beheergebied van WPM en WRO-Noord (bron: WPM en Provincie Limburg).*



Figuur 2.4 Beleidsaandachtsgebieden en SEF-waterlopen (links) en (rechts) de waardering van stroomgebieden volgens het criterium beleid in figuur 2.1.



Figuur 2.5 Tolerantie voor oppervlaktewaterkwaliteit bij overstroming o.b.v. het gemiddelde (links) of gevoeligste (rechts) natuurdoeltype binnen betreffend kaartvlak (Massop, et al., 2003). Niet tolerant betekent een hoge score op het criterium risico voor overstroming (figuur 2.1).

## 2.4 Beleidsaandachtsgebieden

Door Provincie Limburg is voor het anti-verdrogingsbeleid een toplijst samengesteld van aandachtsgebieden (AV-gebieden). Deze lijst bevat 48 gebieden waarvan er 41 binnen het onderzoeksgebied zijn gelegen. De Natura2000 beleidsaandachtsgebieden vallen grotendeels samen met de AV-gebieden (figuur 2.3). Figuur 2.4 is een overlay van deze kaart met de SEF-waterlopen kaart. Hiermee kan worden bepaald of een SEF-waterloop geheel of gedeeltelijk binnen deze beleidsaandachtsgebieden is gelegen om het criterium beleid uit figuur 2.1 toe te passen. Het resultaat is een score 0, 1 of 2.

## 2.5 Criterium overstromde terrestrische natuur

Zowel SEF-, AEF- als gewone waterlopen liggen voor een deel binnen de EHS (figuur 2.3). Aan de omschrijving van de EHS is niet te ontleen of de natuur gevoelig is voor overstroming (kwantitatief noch kwalitatief). WPM en Provincie Limburg hebben nog geen kaart beschikbaar die de gevoeligheid van een natuurgebied voor overstroming weergeeft. Voor de uitwerking van dit criterium hebben wij daarom gebruik gemaakt van de benadering uit Massop et al. (2003), die het onderscheid mogelijk maakt tussen gebieden waar terrestrische natuurgebieden meer en minder gevoelig zijn voor overstroming (figuur 2.5). Massop et al. (2003) maken onderscheid in de gevoeligheid voor de hoeveelheid en voor de kwaliteit van het overstromende water. Voor beide aspecten is de tolerantie van verschillende natuurdoeltypen voor overstroming ingeschat. Wij maken alleen gebruik van de kwaliteit. De natuurdoeltypenkaart overlapt voor een groot deel de EHS (alleen de paarse categorie 'niet toegekend' in figuur 2.5 is natuur buiten de EHS). Aan een natuurgebied kunnen één of meerdere natuurdoeltypen zijn toegekend met verschillende toleranties. De tolerantie is ingedeeld in 4 klassen tussen 0 en 3, van niet tolerant (< 0,5) tot tolerant (3). Omdat lage tolerantie prioriteit verdient is de score ten behoeve van de prioriteitstelling in deze studie precies omgekeerd.

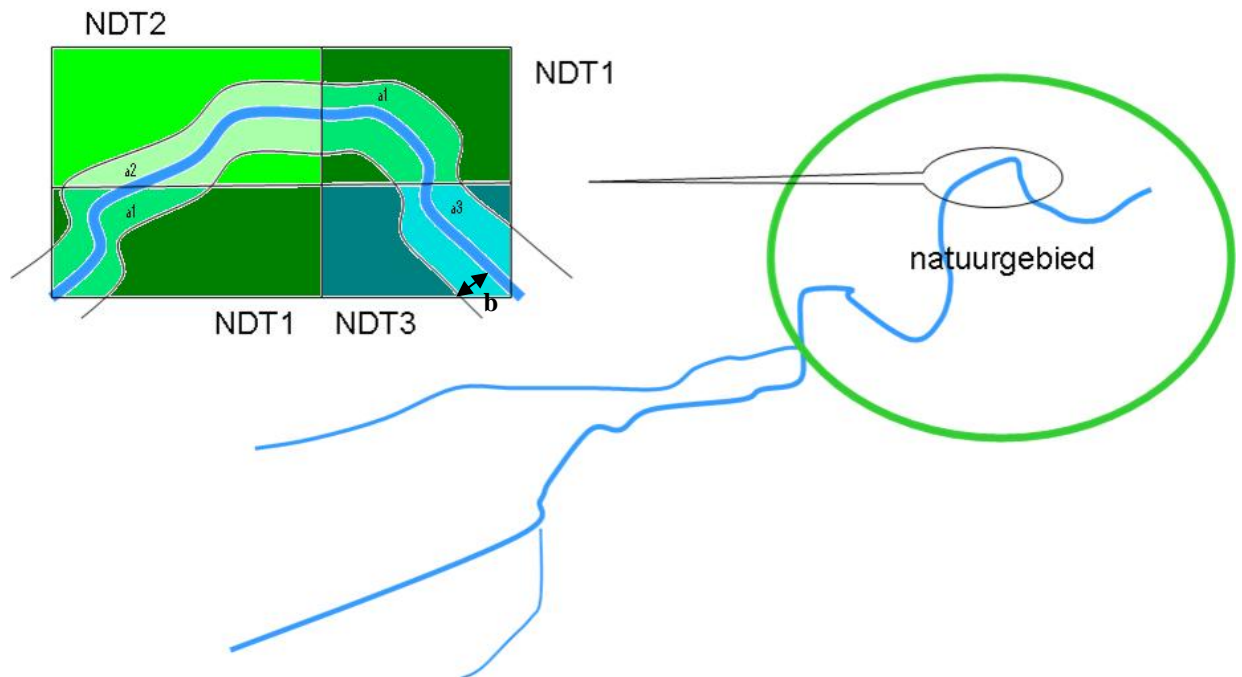
In figuur 2.5 is zowel een kaart weergegeven op basis van de gemiddelde tolerantie van de voorkomende natuurdoeltypen binnen een natuurgebied (links), als op basis van het minst tolerante natuurdoeltype (rechts). De laatste kaart is 'strenger' omdat de tolerantie van het gevoeligste natuurdoeltype is toegekend aan het hele kaartvlak/natuurgebied. De score voor het criterium 'risico van overstroming' (figuur 2.1) is per stroomgebied gelijk aan de som van het product van tolerantie en areaal van het betreffende natuurdoeltype binnen een denkbeeldige strook langs de waterloop (figuur 2.6), in formule:

$$S_j = \sum_{i=1}^n a_i s_i \quad [1]$$

waarin

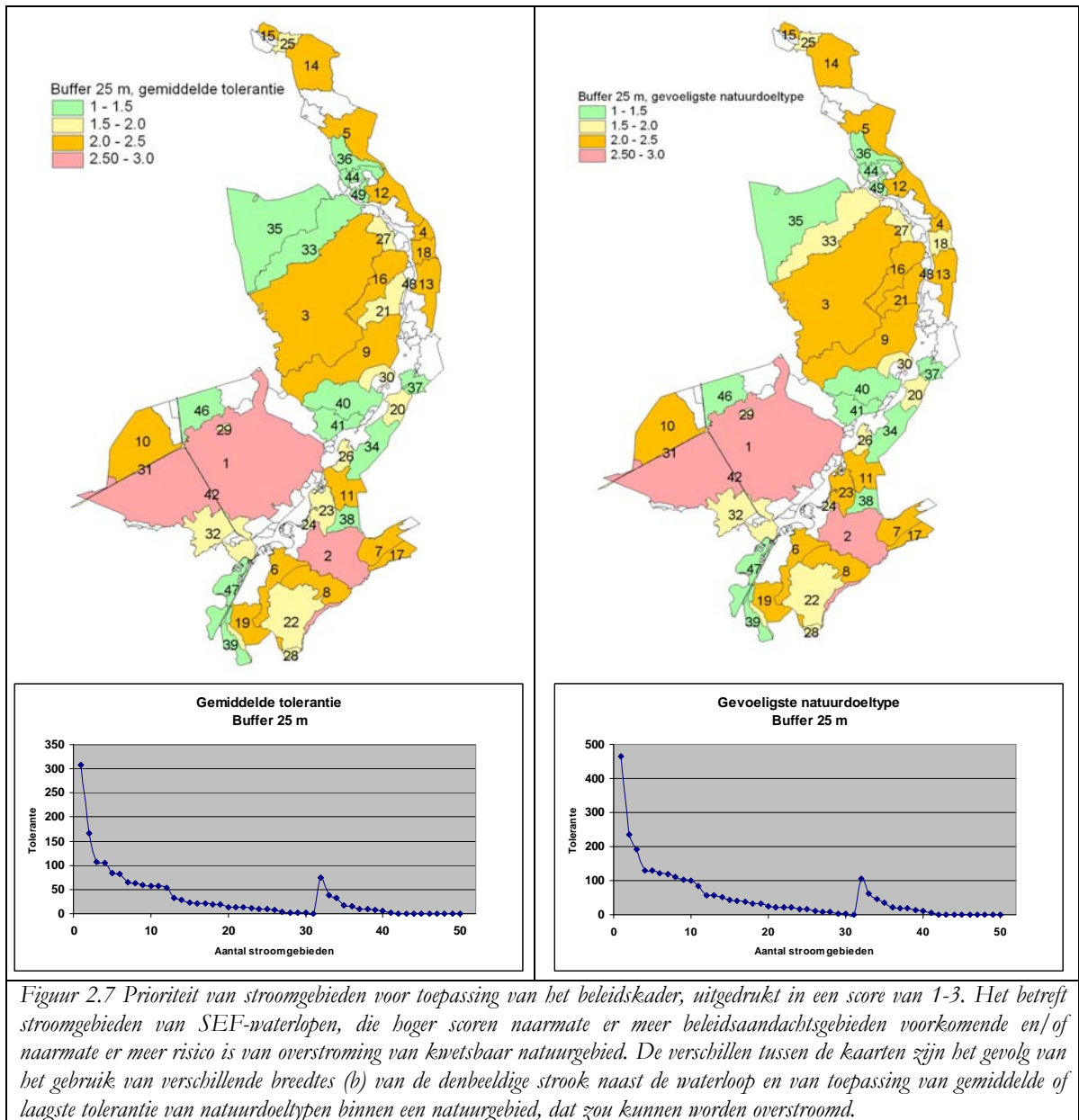
- $j$  = teller stroomgebied,
- $S_j$  = score op basis van tolerantie voor overstroming van het gehele stroomgebied  $j$
- $i$  = teller voor de in  $j$  voorkomende natuurdoeltypen binnen een strook van  $b$  m breed
- $a_i$  = areaal van natuurdoeltype  $i$  binnen een strook van  $b$  m breed naast stroom  $j$ ,
- $s_i$  = score op basis van tolerantie voor overstroming van natuurdoeltype  $i$  ( $s_i = 3-t_i$ )
- $t_i$  = tolerantie voor overstroming van natuurdoeltype  $i$  uit figuur 2.5.

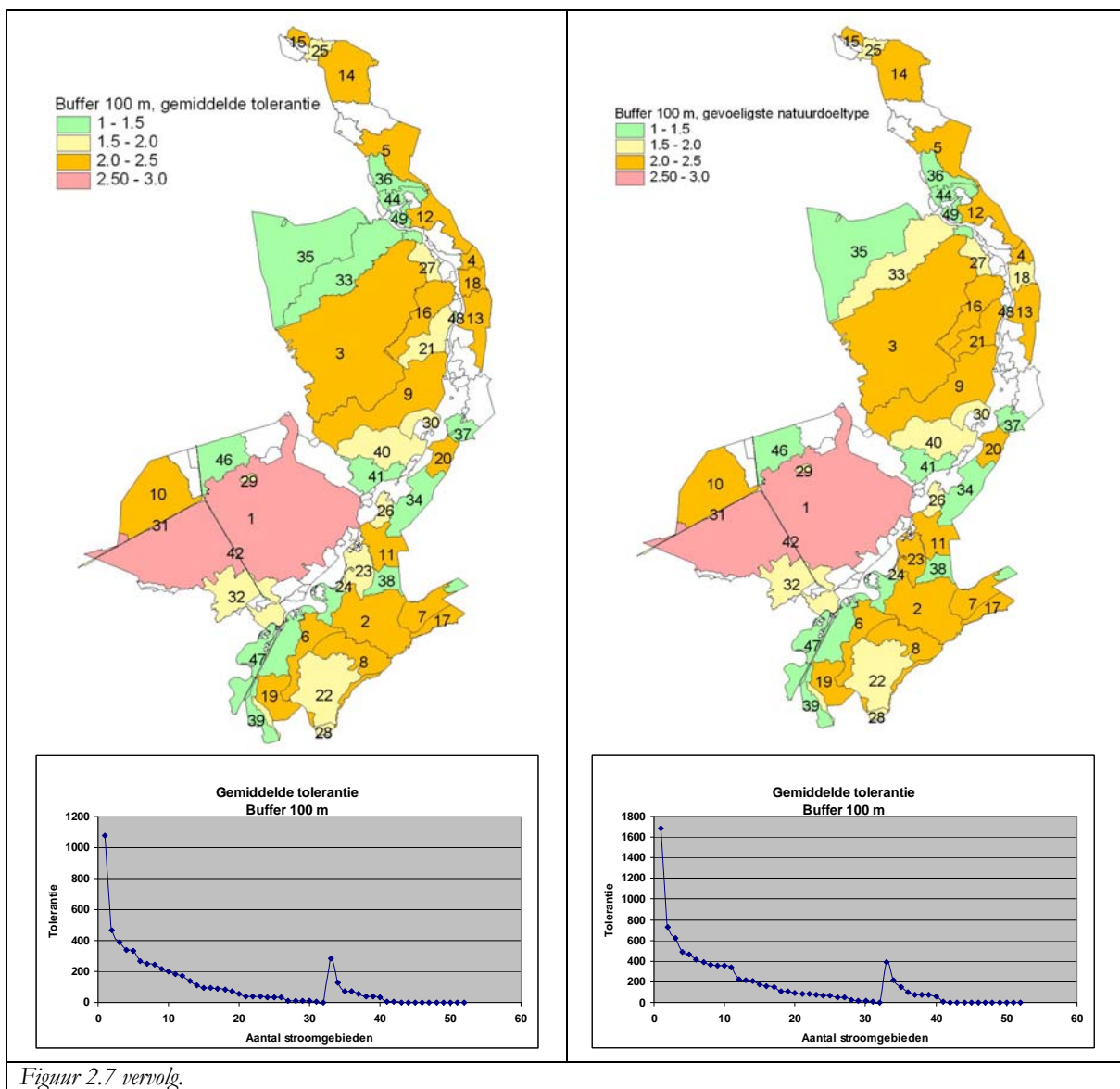
Dit hebben we gedaan voor twee arbitraire breedtes  $b$  van 25 en 100 m, om te kijken in hoeverre de rangordening hiervoor gevoelig is. De rangordening verschilt weinig tussen de varianten. Het uiteindelijke resultaat in tabel 2.2, figuur 2.7 en bijlage 1 leidt tot een score tussen 1 en 3, omdat de score voor 'overstroming' 0-1 uit figuur 2.1 wordt opgeteld bij de score voor 'beleid' 0,1 of 2 uit figuur 2.1.



*Figuur 2.6 Gevoeligheid ( $S$ ) voor overstroming.  $a_1$  = areaal van natuurdoeltype (NDT) 1 binnen denkbare strook met breedte  $b$ .*







Figuur 2.7 vervolg.

Tabel 2.2 Rangorde van stroomgebieden op basis van de score op het criterium risico van overstroming bij verschillende breedtes van de denbeeldige strook (b) en toepassing van gemiddelde of laagste tolerantie van NDT's binnen een natuurgebied.

Rang- orde	Variant			
	b=25m		b=100m	
	Gemiddeld NDT	Gevoeligst NDT	Gemiddeld NDT	Gevoeligst NDT
1	Neerbeek	Neerbeek	Neerbeek	Neerbeek
2	VHR Roer	VHR Roer	VHR Roer	VHR Roer
3	Groote Molenbeek	Groote Molenbeek	Geldersnierskanaal	Groote Molenbeek
4	Geldersnierskanaal	Geldersnierskanaal	Groote Molenbeek	Geldersnierskanaal
5	Eckeltsebeek	Vlootbeek benedenloop	Eckeltsebeek	Eckeltsebeek
6	Vlootbeek benedenloop	Swalm	Vlootbeek benedenloop	Vlootbeek benedenloop
7	Bosbeek	Eckeltsebeek	Bosbeek	Bosbeek
8	Vlootbeek bovenloop	Everlose beek	Oude Graaf	Oude Graaf
9	Everlose beek	Vlootbeek bovenloop	Vlootbeek bovenloop	Vlootbeek bovenloop
10	Oude Graaf	Bosbeek	Wellse Molenbeek	Swalm
11	Swalm	Oude Graaf	Everlose beek	Everlose beek
12	Wellse Molenbeek	Wellse Molenbeek	Swalm	Niers
13	Lingsforterbeek	Niers	Lingsforterbeek	Wellse Molenbeek
14	Niers	Lingsforterbeek	Niers	Lingsforterbeek
15	Mookse Molenbeek	Broekhuizer Molenbeek	Rode beek Vlodrop	Broekhuizer Molenbeek
16	Broekhuizer Molenbeek	Middelsgraaf	Broekhuizer Molenbeek	Middelsgraaf
17	Rode beek Vlodrop	Molenbeek van Lottum	Mookse Molenbeek	Rode beek Vlodrop
18	Rode Beek	Rode beek Vlodrop	Middelsgraaf	Molenbeek van Lottum
19	Middelsgraaf	Maasnielderbeek benedenloop	Rode Beek	Mookse Molenbeek
20	Aalsbeek	Mookse Molenbeek	Aalsbeek	Maasnielderbeek benedenloop
21	Molenbeek van Lottum	Aalsbeek	Molenbeek van Lottum	Aalsbeek
22	Putbeek en Pepinusbeek	Rode Beek	Putbeek en Pepinusbeek	Wolterskamp
23	Maasnielderbeek benedenloop	Wolterskamp	Kwistbeek	Rode Beek
24	Roer stedelijk	Tielebeek	Tielebeek	Kwistbeek
25	Tielebeek	Putbeek en Pepinusbeek	Maasnielderbeek benedenloop	Tielebeek
26	Huilbeek	Huilbeek	Huilbeek	Putbeek en Pepinusbeek
27	Wolterskamp	Roer stedelijk	Wolterskamp	Huilbeek
28	Rode beek benedenloop en Vloedgraaf	Springbeek	Rode beek benedenloop en Vloedgraaf	Springbeek
29	Kruispeel	Rode beek benedenloop en Vloedgraaf	Kruispeel	Rode beek benedenloop en Vloedgraaf
30	Springbeek	Kruispeel	Roer stedelijk	Kruispeel
31	Zuidwillemsvaart	Zuidwillemsvaart	Springbeek	Roer stedelijk
32	Thornerbeek	Thornerbeek	Zuidwillemsvaart	Zuidwillemsvaart
33	Oostrumsche Beek	Oostrumsche Beek	Thornerbeek	Thornerbeek
34	Schelkensbeek	Schelkensbeek	Oostrumsche Beek	Oostrumsche Beek
35	Kanalen	Kanalen	Kanalen	Kanalen
36	Heukelomsebeek	Maasnielderbeek bovenloop	Schelkensbeek	Schelkensbeek
37	Wilderbeek	Heukelomsebeek	Heukelomsebeek	Maasnielderbeek bovenloop
38	Maasnielderbeek	Geleenbeek	Wilderbeek	Geleenbeek



Rang- orde	Variant			
	b=25m		b=100m	
	Gemiddeld NDT	Gevoeligst NDT	Gemiddeld NDT	Gevoeligst NDT
39	bovenloop Geleenbeek benedenloop	benedenloop Wilderbeek	Maasnielderbeek bovenloop Geleenbeek benedenloop	benedenloop Heukelomsbeek
40	Kwistbeek	Kwistbeek	Tasbeek	Wilderbeek
41	Tasbeek	Tasbeek	Tasbeek	Tasbeek
42	Kanaal Wessem - Nederweert	Kanaal Wessem - Nederweert	Kanaal Wessem - Nederweert	Kanaal Wessem - Nederweert
43	Wambachlossing	Wambachlossing	Wambachlossing	Wambachlossing
44	Ayensebeek	Spickerbroeklossing	Ayensebeek	Ayensebeek
45	Spickerbroeklossing	Ayensebeek	Spo	Spo
46	Aa	Aa	Spickerbroeklossing	Spickerbroeklossing
47	Leigraaf	Leigraaf	Afwaterend op maas	Afwaterend op maas
48	Lottumse Tasbeek	Lottumse Tasbeek	Aa	Aa
49	Papenbeekse Broeklossing	Papenbeekse Broeklossing	Leigraaf	Leigraaf
50	Spo	Spo	Lottumse Tasbeek	Lottumse Tasbeek
51			Papenbeekse Broeklossing	Papenbeekse Broeklossing
52			Tiendschuur	Tiendschuur

Het komt vreemd over dat er kanalen benoemd zijn in tabel 2.2, aangezien kanalen geen overstroming kennen. Dit is een gevolg van het feit dat sommige stroomgebiedjes genoemd zijn naar een kanaal, maar daarnaast ook andere waterlopen bevatten.

Deze benadering kent een aantal beperkingen:

- Overige waterlopen in beheer bij waterschap en particulieren zijn niet meegenomen.
- Grote stroomgebieden hebben wellicht meer areaal natuur en scoren daardoor automatisch hoger, er is dus geen rekening gehouden met het relatieve aandeel van natuur.
- De breedte van de denkbeeldige strook is willekeurig gekozen, het zou beter zijn om de begrenzing af te laten hangen van de waarschijnlijke overstromingsvlakte, maar deze begrenzingen zijn ten eerste niet (overal) bekend en ten tweede afhankelijk van de mate van overstroming.

Daarom is volstaan met deze benadering. De score moet daarom meer als een kans worden opgevat.

### 3 Risico op fosfaatbelasting via hydrologische transportroutes

Voor Fosfaatpilot Noord- en Midden Limburg zijn in het Plan van Aanpak (Noij et al., 2007) de volgende transportroutes naar het oppervlaktewatersysteem onderscheiden (tabel 3.1). Er zijn een aantal maatregelen gedefinieerd die effect hebben op een of meerdere van deze transportroutes van het neerslagoverschot en daarmee ook op de uitspoeling van fosfaat (en nitraat).

Tabel 3.1 Onderscheiden hydrologische transportroutes.

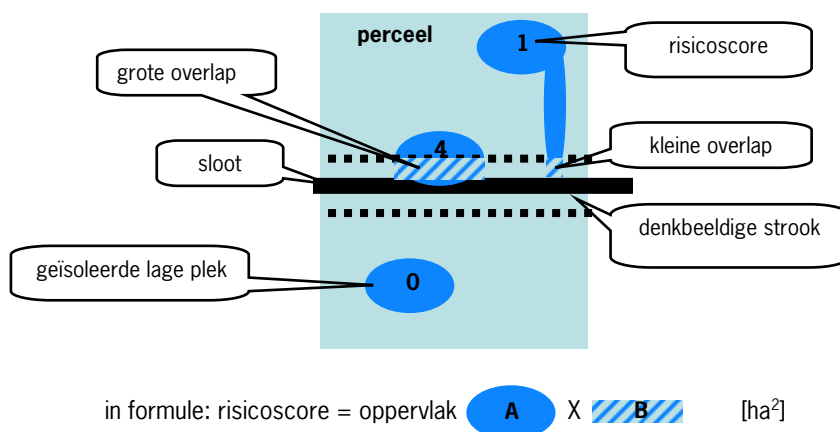
Route
1. Oppervlakte- en oppervlakkige afvoer
2. Afvoer via drainbuizen
3. Afvoer via greppels en droogvallende sloten
4. Afvoer via overige waterlopen
5. Kwel via greppels en droogvallende sloten
6. Hotspots (veeverzamelplekken, kop-/wendakkers)

Deze studie gaat vooral over fosfaat. Fosfaat wordt vooral vastgelegd in de bovengrond. De oppervlakkige afvoerroutes van het water zullen daarom een relatief grote bijdrage leveren aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. De P-belasting is sterk afhankelijk van de vorm van de stroomlijnen, oppervlakkig of diep. Bij oppervlakkige stroomlijnen (bijvoorbeeld door een dun watervoerend pakket boven leemlagen) is de verwachte belasting groter dan bij diepe stroomlijnen. De GHG en de lengte aan waterlopen per perceel bepalen het aantal ondiepe stroomlijnen en de gemiddelde afstand tot het oppervlaktewater (connectiviteit). De totale belasting op het oppervlakte water wordt ook bepaald door het perceelsoppervlak.

Om het effectieve belang van de verschillende transportroutes te kunnen evalueren wordt gebruik gemaakt van karteerbare kenmerken, zoals maaiveldhoogte, GHG, perceelsgrootte en slootlengte.

#### 3.1 Oppervlakkige afvoer

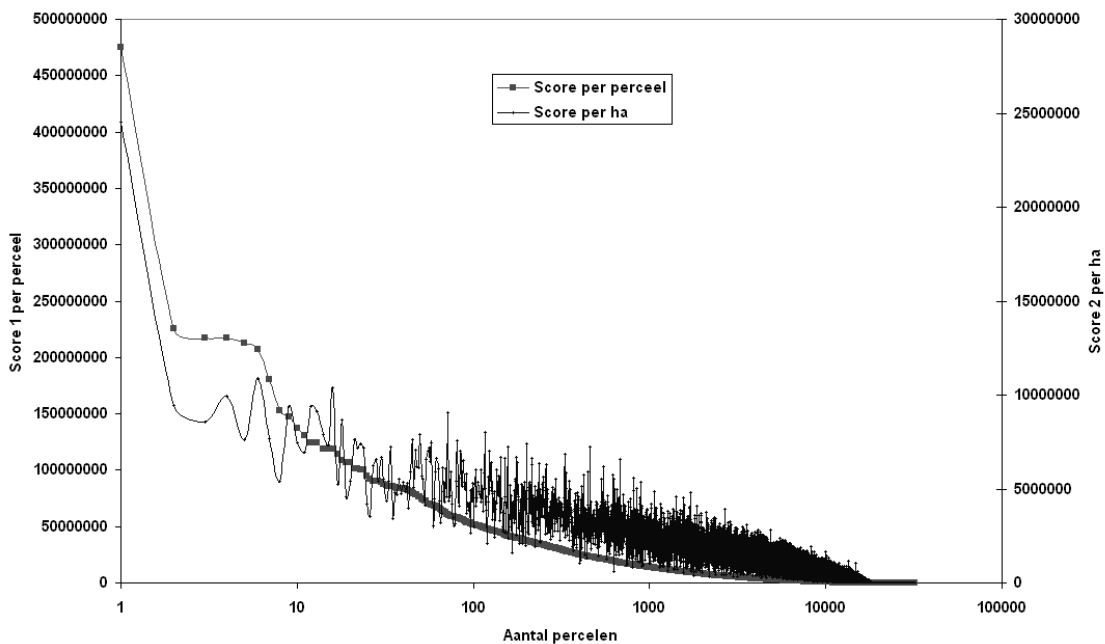
Door hydrologen wordt onderscheid gemaakt in oppervlakte- en oppervlakkige afvoer. Oppervlakkige afvoer gaat via/door de bodem naar greppels, terwijl oppervlakte-afvoer over het maaiveld stroomt. Hoewel het dus twee afzonderlijke transportroutes naar het oppervlaktewater betreft zijn deze samen genomen, omdat ze praktisch niet te scheiden zijn. Deze route wordt in beeld gebracht door lage plekken binnen percelen te identificeren en vervolgens na te gaan of deze plekken in contact staan met waterlopen (figuur 3.1).



Figuur 3.1 Schema berekening risico op oppervlakkige afvoer.

Eerst is vastgesteld of een perceel grenst aan een waterloop. Van de zo geselecteerde percelen is vervolgens met behulp van AHN (5x5 m grid) de hoogteverdeling vastgesteld. De grids die lager liggen dan het 15-percentiel niveau noemen we lage plekken. Deze grids zijn omgezet in vlakken. De keuze voor het 15-percentiel komt voort uit de ervaring dat daarmee net maaiveldgreppels zijn te onderscheiden.

Daarna zijn langs de waterlopen denkbeeldige stroken (kortweg buffers) van 5 m aangebracht (figuur 3.1). Kleiner zou nog beter zijn maar 5 m is het minimum door de schaal van AHN (5x5 m<sup>2</sup>). Door een overlay te maken van deze buffers met de lage plekkenkaart worden lage plekken gesplitst in lage plekken die via de buffers contact maken met de sloot en geïsoleerde lage plekken. Via de geïsoleerde lage plekken kan geen oppervlakkige afvoer van nutriënten naar het oppervlaktewater optreden. Deze plekken zijn verwijderd uit de kaart. Voor de resterende lage plekken wordt het areaal binnen de buffer en buiten de buffer berekend. Het risico op oppervlakkige afspoeling neemt toe, naarmate een natte plek groter is (figuur 3.1, oppervlak A). Dit risico neemt daarnaast ook toe met de mate van connectiviteit, of verbinding met de sloot (figuur 3.1, oppervlak B). Naarmate de verbinding met de sloot groter is neemt het risico eveneens toe (formules 1 en 2, hieronder). In deze formules wordt ervan uitgegaan dat het risico evenredig toeneemt met het areaal plassen (A) en de connectiviteit (B). Hiervoor is nog geen hard bewijs beschikbaar, omdat onderzoek naar oppervlakkige afvoer nog in de kinderschoenen staat. Het berekende risico is daarom niet geschikt voor een kwantitatieve schatting van oppervlakkige afvoer, maar kan wel worden gebruikt voor onderlinge vergelijking van percelen of oppervlakken. Formule 1 berekent het risico per perceel, dat dus mede bepaald wordt door het oppervlak van het perceel (een groot perceel heeft een groter risico op oppervlakkige afvoer). Formule 2 berekent het risico per ha, dat onafhankelijk is van de perceelsgrootte. Het wordt echter wel per perceel berekend.



Figuur 3.2 Frequentieverdeling van het risico op oppervlakkige afstroming in het studiegebied (score 1 (ha<sup>2</sup>) en 2 (ha)). Let op logaritmische x-as.

$$\text{PerceelScore1} = \text{Areaal\_binnen\_buffer} * \text{Areaal\_lage\_plekken} \quad (\text{ha}^2) \quad [1]$$

$$\text{PerceelScore2} = \frac{\text{Areaal\_binnen\_buffer} * \text{Areaal\_lage\_plekken}}{\text{Perceeloppervlak\_ha}} \quad (\text{ha}) \quad [2]$$

Voor de berekening van de score kan onderscheid worden gemaakt in de oppervlakkige afstroming naar greppels en naar overige waterlopen. Omdat oppervlakkige afstroming vooral in de winter optreedt, kan de score worden bepaald naar alle waterlopen tezamen (greppels en overig). De resulterende risicoscores staan in figuur 3.3.

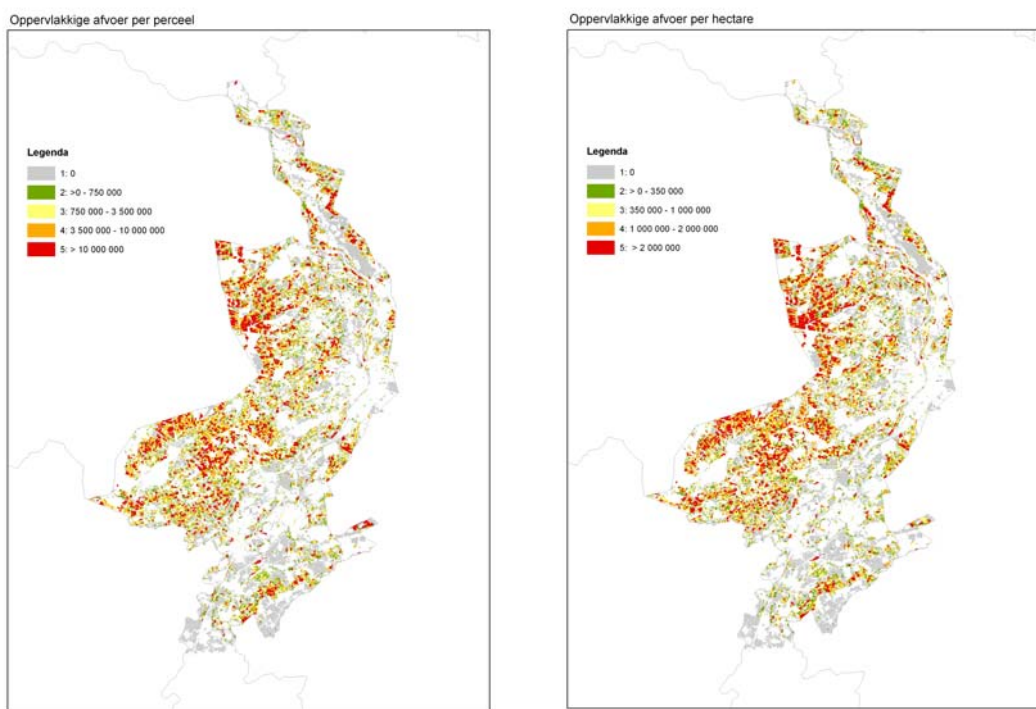
Figuur 3.2 geeft de frequentieverdeling van de risicoscore voor oppervlakkige afvoer, in het studiegebied, waarbij is gesorteerd naar grootte van score 1, dus per perceel. Ook tabellen 3.2 en 3.3 geven inzicht in de verdeling van de risicoscore voor oppervlakkige afvoer in het studiegebied. Op 20880 percelen (op een totaal van 39356) is er geen risico op oppervlakkige afvoer. Er zijn twee klassenindelingen gemaakt op basis van de score per perceel (Tabel 3.2) en de score per ha (Tabel 3.3). Het areaal van de overige klassen is ongeveer 11000 ha.

Tabel 3.2 Risico op oppervlakkige afstroming per perceel.

Klasse	Score per perceel (ha <sup>2</sup> )	Aantal percelen	Areaal per Klasse (ha)
0	< 0,1	20856	33809
1	0,1-750,000	8922	11044
2	750,000-3 500,000	5254	11541
3	3,500,000-10 000,000	2775	10715
4	>10 000,000	1549	11481
Totaal		39356	78590

Tabel 3.3 Risico op oppervlakkige afstroming per ha.

Klasse	Score per ha (ha)	Aantal percelen	Ha
0	<0,1	20859	33829
1	0,1 – 350,000	6731	10756
2	350,000 – 1 000,000	5572	10760
3	1000,000 – 2 000,000	4056	11769
4	> 2 000,000	2138	11475
Totaal		39356	78590

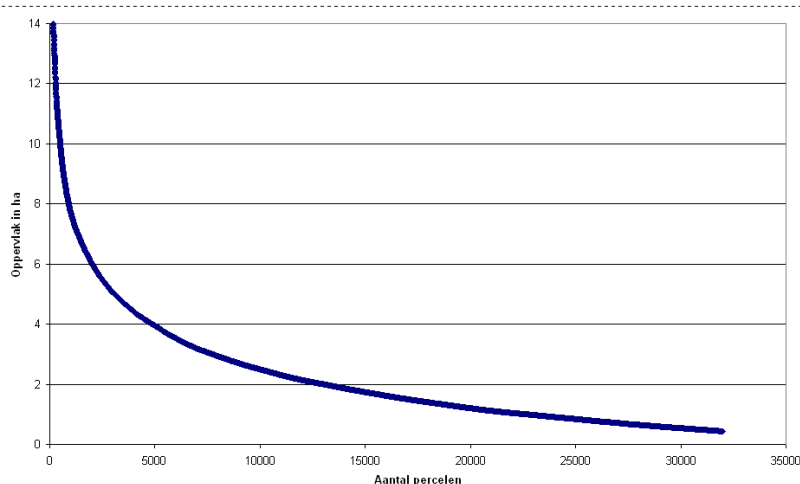


Figuur 3.3 Risico op oppervlakkige afstroming per perceel (links) en per ha (rechts).

## 3.2 Buisdrainage

De aanwezigheid van buisdrainage is niet beschikbaar in GIS bestanden, hoewel het wel mogelijk is om hiervoor waarschijnlijkheidskaarten te maken. Voor toepassing van het beleidskader is dit echter niet nodig, omdat van de boer gevraagd kan worden of op het te subsidiëren perceel drainagebuizen aanwezig zijn. Consequentie van deze aanpak is dat er dus kaarten vervaardigd moeten worden voor situaties met en zonder buisdrainage. Ieder perceel krijgt dus twee risico's, één voor het geval er drainage aanwezig is en één voor het geval dat niet zo is. De meest adequate maatregel is dan ook afhankelijk van de al of niet aanwezigheid van drainage, net zoals dat het geval is voor het al of niet voorkomen van hoge P toestanden.

Als maat voor de belasting op het oppervlaktewater via drainbuizen wordt de perceelsgrootte gebruikt. Als drainbuizen aanwezig zijn, dan wordt het grootste deel van het neerslagoverschot via deze route afgevoerd. De grootte van de drainafvoer is dan alleen nog afhankelijk van het gedraineerde oppervlak, dat vrijwel altijd even groot is als het perceel. Voor een classificatie van het risico op belasting via de route drainbuizen is daarom een frequentieverdeling gemaakt van perceelsoppervlakten (tabel 3.4 en figuur 3.4). De gebruikte classificatie komt overeen met die uit het plan van aanpak (Noij et al., 2007). Klasse 4 heeft duidelijk het grootste areaal, klasse 1 de meeste percelen. De resulterende risicoscores staan in figuur 3.5.



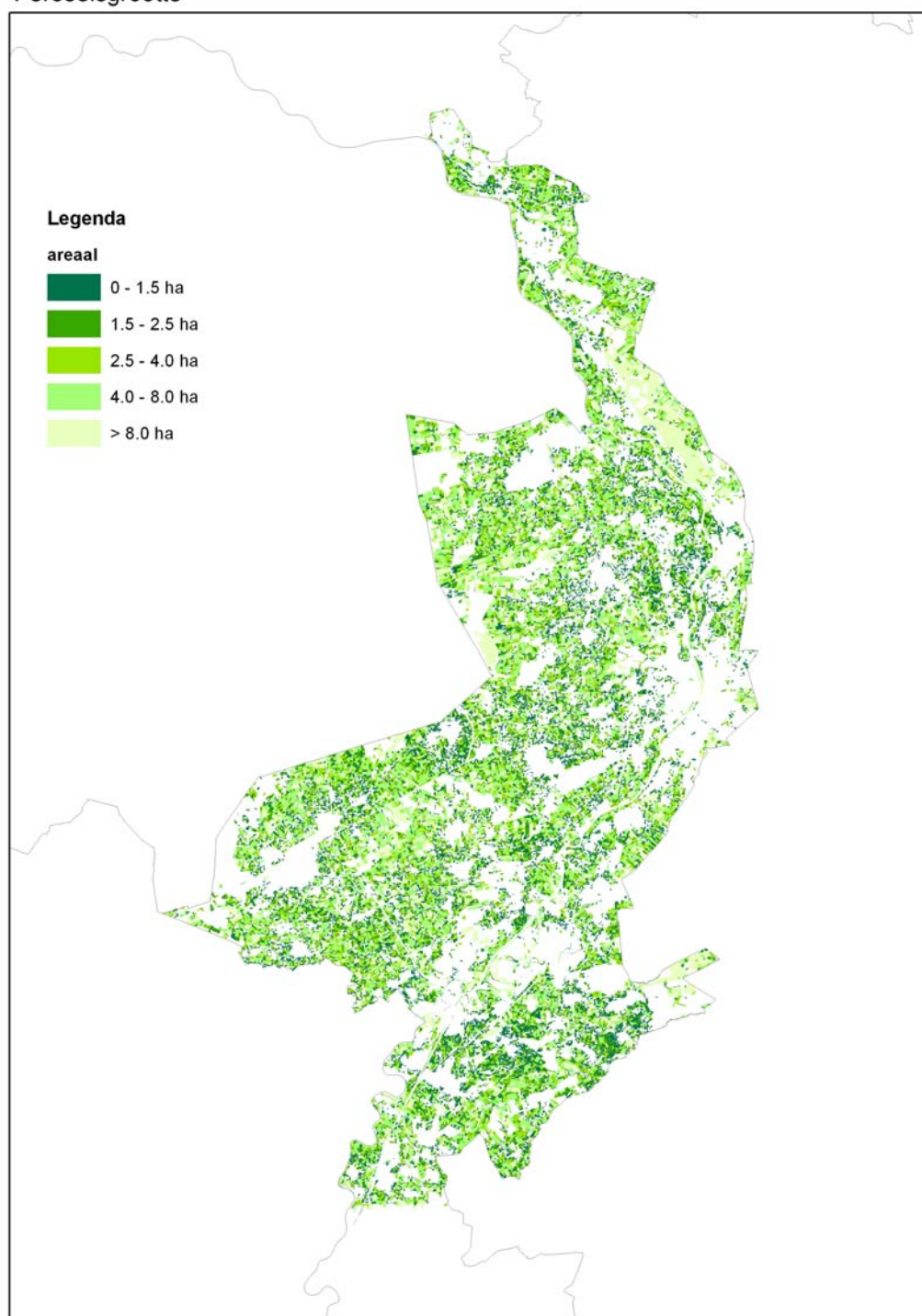
Figuur 3.4 Landbouwpercelen uit het studiegebied, gesorteerd naar grootte (bron BRP).

Tabel 3.4 Risico op drainafvoer, c.q. verdeling perceelsgrootte in het studiegebied.

Bron: basisregistratie percelen (BRP) van LNV-Las

Klasse	Areaal per perceel (ha)	Areaal per klasse (ha)	Aantal percelen
1	0-1,5	15292,66	22310
2	1,5-2,5	13806,75	7079
3	2,5-4	15946,65	5090
4	4-8	21433,37	3975
5	>8	12110,28	902
Totaal		78589,71	39356

### Perceelsgrootte



*Figuur 3.5 Risico op afvoer via buisdrainage op basis van perceelsgrootte als alle percelen gedraineerd zijn.*

### 3.3 Afvoer naar greppels/droogvallende sloten

Het belang van de transportroute greppels en droogvallende waterlopen voor de afvoer vanaf een perceel is afhankelijk van de karteerbare kenmerken perceelsgrootte (zie § 3.2), GHG (tabel 3.6 en figuur 3.6) en lengte aan greppels en droogvallende waterlopen (figuur 3.7). Voor elk perceel is het aandeel bepaald met een GHG ondieper dan 40 cm –mv. (tabel 3.6).

Tabel 3.6 Indeling percelen naar GHG.

GHG-Klasse	0	1	2	3	4	5	Totaal
Aandeel GHG < 40 cm (%)		< 1	1-25	26-50	51-75	> 75	
Areaal per klasse (ha)	4151	31203	12689	7365	6404	16777	78590

De lengte aan greppels/waterlopen per perceel is niet direct te berekenen, omdat de waterloop volgens TOP10 buiten het perceel volgens BRP ligt. Waterlopen bestaan in de beschikbare bestanden veelal uit meerdere losse delen. Als eerste stap zijn de waterlopen daarom onderling verbonden. Om de gerepareerde waterloop is vervolgens een denkbeeldige buffer gelegd van 5 m breed, en is het overlappende gedeelte van perceel en buffer geselecteerd. De denkbeeldige bufferstrook is vervolgens opgeknipt in stukken per perceel. Vervolgens is voor elk perceel de omtrek van het overlappende gedeelte binnen het perceel bepaald om de lengte aan waterloop per perceel te bepalen (fig. 3.7), in formule:

$$Lengte \_ waterloop = \frac{Omtrek \_ buffer \_ perceel - 10}{2} \quad [3]$$

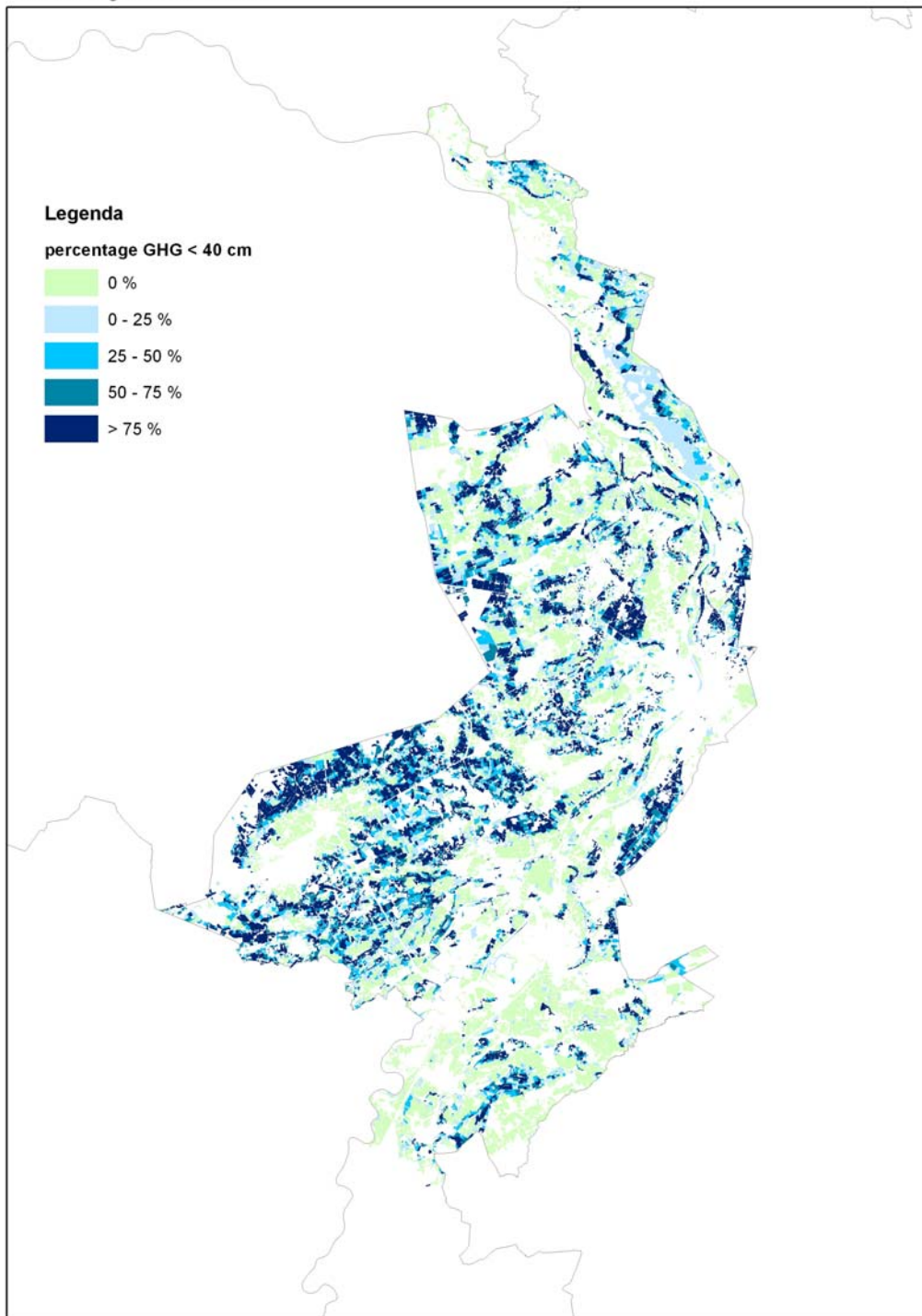
Tabel 3.7 Risico van belasting op oppervlaktewater via greppels en droogvallende waterlopen.

Areaal per perceel (ha)	Sloot/greppellengte per perceel	Aandeel GHG < 40 cm –mv. (%)				
		> 75	51-75	26-50	1-25	0
> 5	> 500 m	5	4	3	2	1
	200 -500 m	4	3	2	1	0
	< 200 m	3	2	1	0	0
1-5	> 300 m	4	3	2	1	0
	100-300 m	3	2	1	0	0
	< 100 m	2	1	0	0	0
< 1	>50 m	3	2	1	0	0
	< 50 m	2	1	0	0	0
Overige	0	0	0	0	0	0

Om het totale risico van deze transportroute in kaart te brengen worden de drie karteerbare kenmerken gewogen volgens tabel 3.7. De ruimtelijke verdeling van dit risico staat weergegeven in figuur 3.8. Een GHG van 40 cm- mv. betekent niet dat de grondwaterstand niet boven dit niveau kan stijgen. Gemiddeld zal de grondwaterstand 20-30 dagen per jaar ondieper zijn dan 40 cm. Dit is de reden waarom in de kolom met 0% GHG < 40 cm toch een score 1 voorkomt.

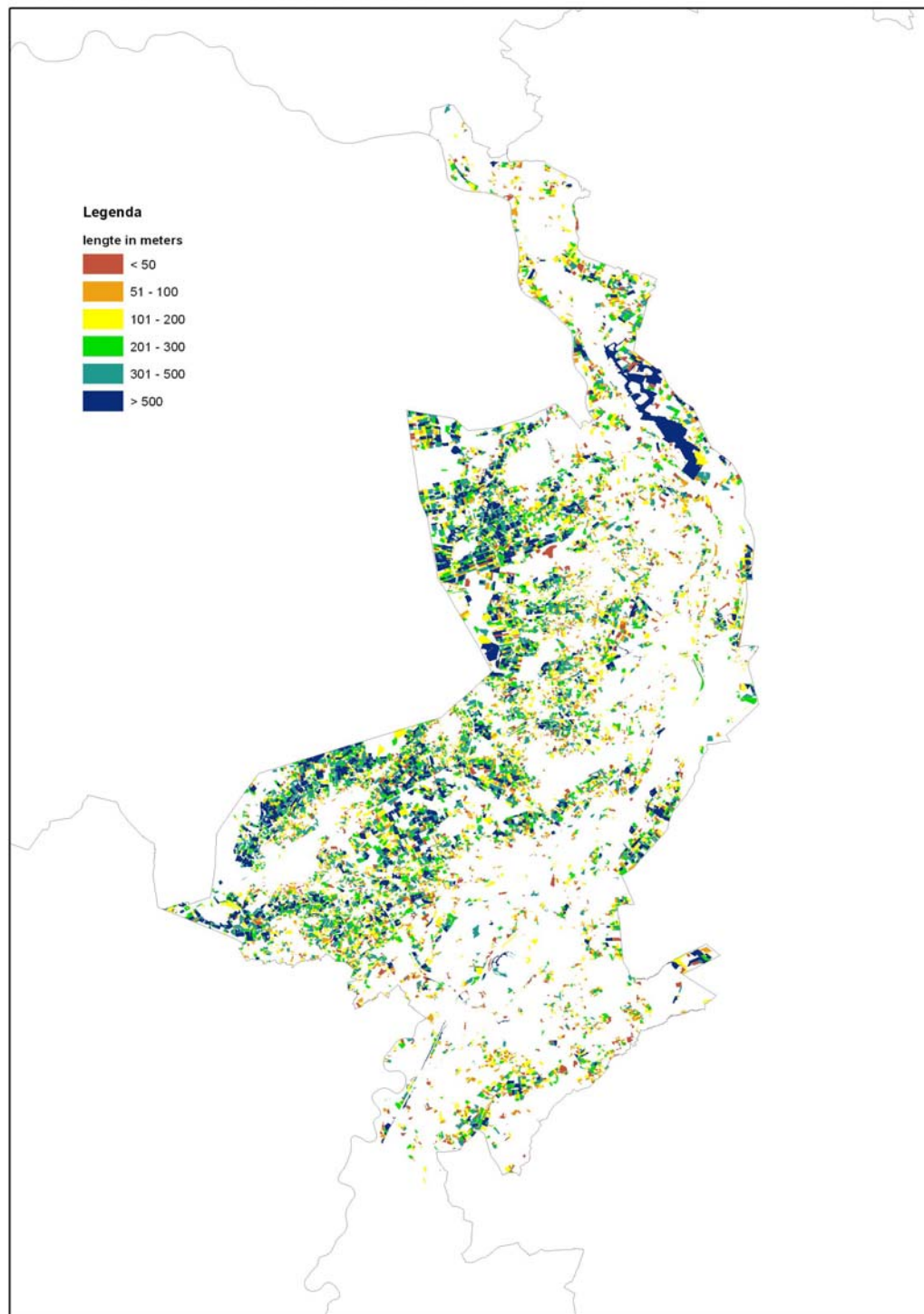


Percentage GHG < 40 cm



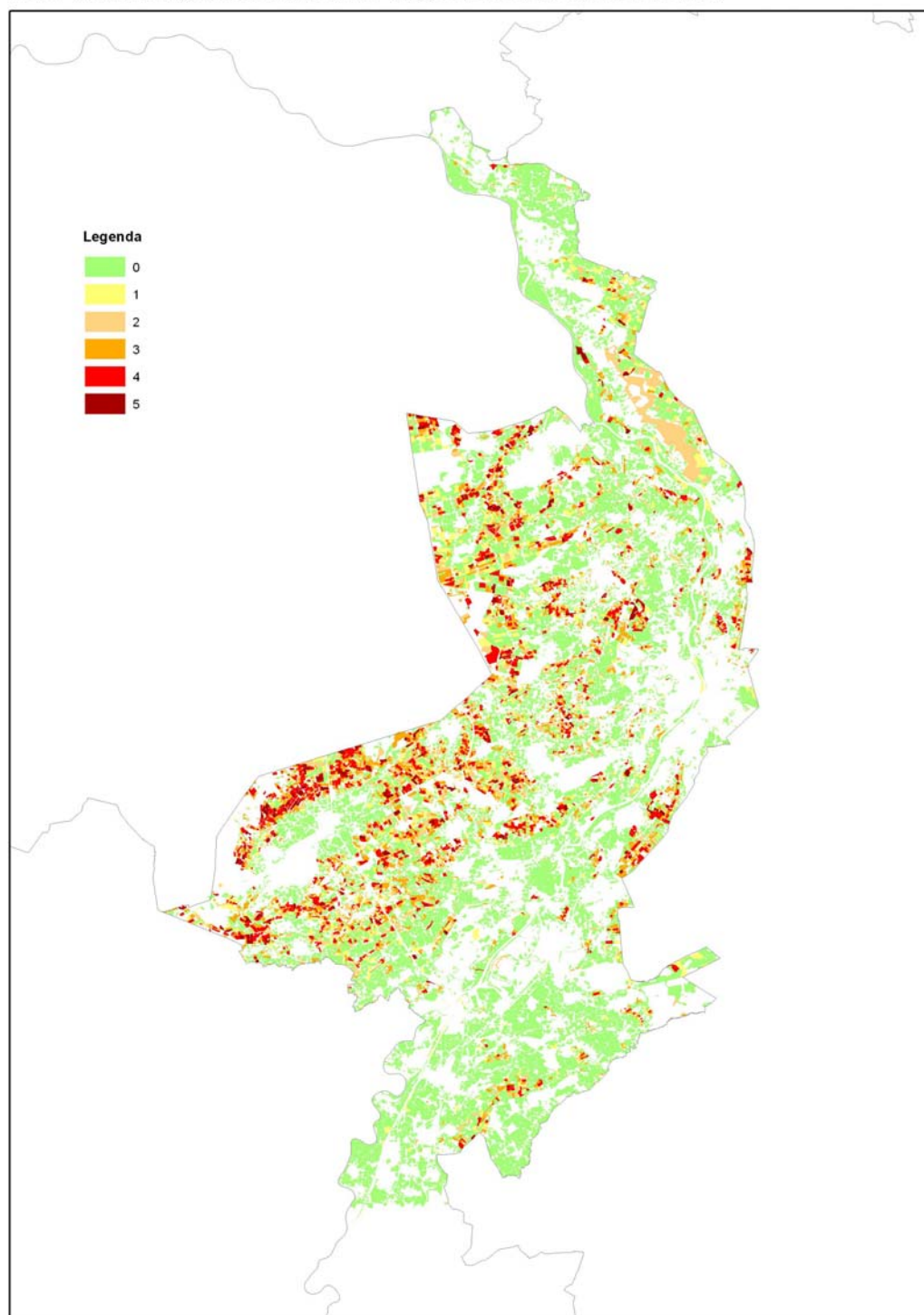
*Figuur 3.6 Aandeel GHG < 40 cm –mv per perceel.*

lengte greppels/ droogvallende sloten per perceel



*Figuur 3.7 Lengte aan greppels en droogvallende waterlopen per perceel.*

Risico van belasting op oppervlaktewater via greppels en droogvallende sloten



*Figuur 3.8 Risico voor belasting van het oppervlaktewater via greppels en droogvallende waterlopen.*

### 3.4 Overige waterlopen

Het risico op belasting via overige waterlopen is afhankelijk van de zelfde karteerbare kenmerken als bij greppels en droogvallend waterlopen (§ 3.3: perceelsgrootte, GHG, lengte waterlopen). Overige waterlopen zijn echter in tegenstelling tot de vorige categorie het gehele jaar watervoerend. De kaarten voor perceelsgrootte (figuur 3.5) en GHG (figuur 3.6) zijn identiek aan de kaarten zoals gebruikt in (§ 3.3). De lengte aan overige waterlopen per perceel is op dezelfde wijze berekend als voor greppels en droogvallende waterlopen (figuur 3.8). Om het totale risico van deze transportroute in kaart te brengen worden de drie karteerbare kenmerken gewogen volgens tabel 3.8. Voor de ruimtelijke verdeling van dit risico zie figuur 3.10.

Tabel 3.8 Risico (score) van belasting op het oppervlaktewater via overige waterlopen.

Areal per perceel (ha)	Sloot/greppellengte per perceel (m)	Aandeel GHG < 40 cm -mv. (%)				
		> 75	51-75	26-50	1-25	0
> 5	> 500	5	4	3	2	1
	200 -500	4	3	2	1	0
	< 200	3	2	1	0	0
1-5	> 300	4	3	2	1	0
	100-300	3	2	1	0	0
	< 100	2	1	0	0	0
< 1	>50	3	2	1	0	0
	< 50	2	1	0	0	0
Overige	0	0	0	0	0	0

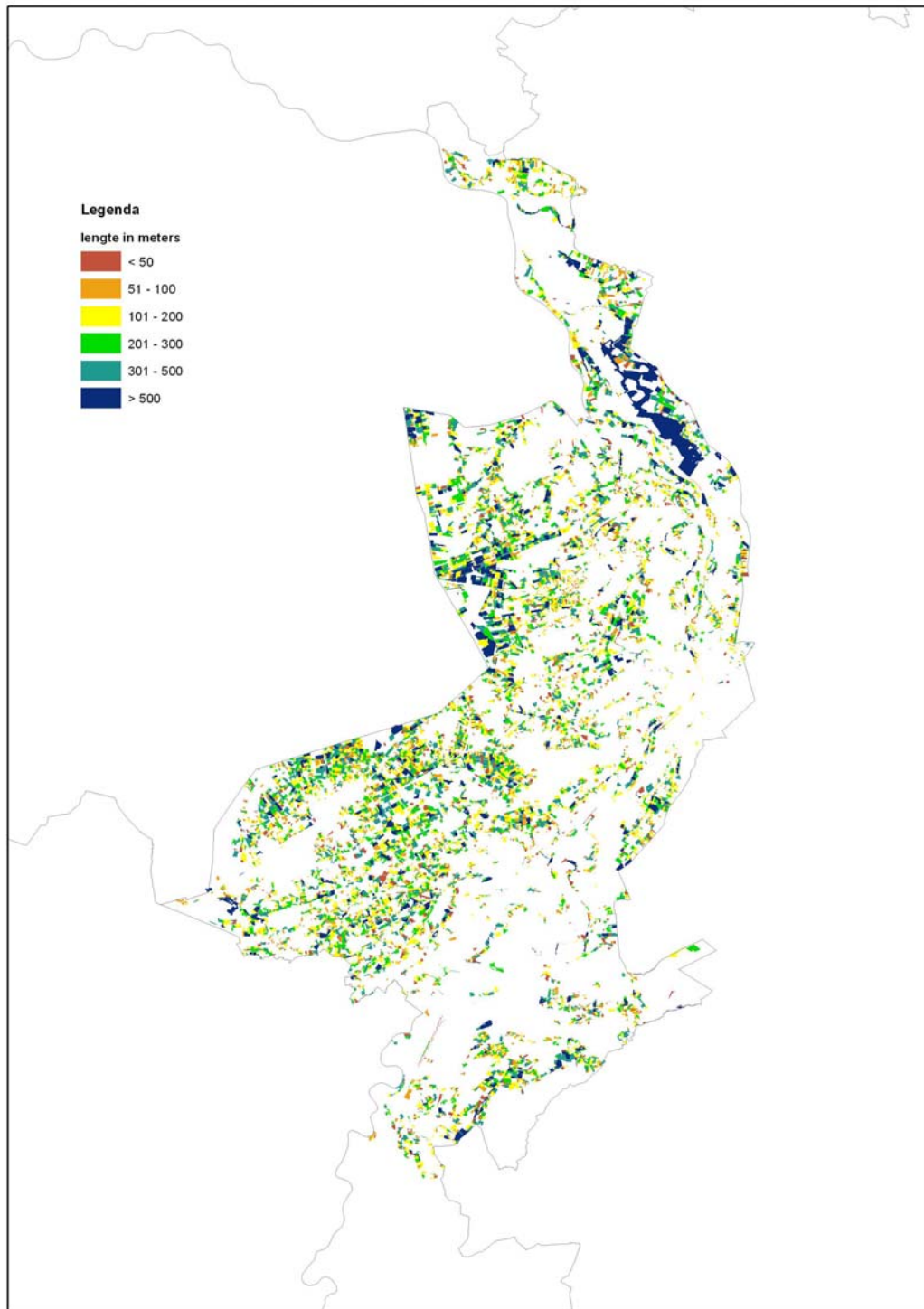
### 3.5 Kwel

Kwel kan belangrijk zijn om te bepalen hoe effectief een maatregel maximaal kan zijn. Bij een grote kwelvracht met een groot aandeel in de totale vracht is een maatregel meestal minder effectief (relatief in %), omdat de meeste maatregelen geen invloed op de kwelvracht hebben. Uit Rozemeijer et al. (2005) blijkt dat de kwelconcentraties in het studiegebied na correctie voor de overgang van anaerobe naar aerobie vrijwel nihil is (<0.01 mg.L<sup>-1</sup> P). Daarom gaan we ervan uit dat de kwelvracht kan worden verwaarloosd.

### 3.6 Hotspots

Hotspots zijn plekken waar fosfaatbronnen ((kunst)mest, bovengrond) gemakkelijk piekbelastingen naar de sloot kunnen veroorzaken. In de melkveehouderij betreft het veelal veeverzamelplaatsen, die dicht bij de sloot liggen, zoals bijvoorbeeld het 'hek van de dam', (verharde) looppaden, drenkplaatsen, melkplaatsen, etc. Op bouwland betreft het kop-/wendakkers en eveneens de ingang tot het perceel, waar veel 'verkeer' is, en de bouwvoor regelmatig wordt bereiden (bandensporen). Deze hotspots zijn lastig in kaart te brengen met GIS-bestanden. Daarom stellen we voor de hotspots een andere benadering voor ten behoeve van het beleidskader. In alle gevallen is een voor de hand liggende maatregel het verplaatsten van de risicoplek naar een gedeelte van het perceel, dat verder van de sloot is gelegen. Waar dat niet mogelijk of haalbaar is, kunnen maatregelen worden genomen die ter plaatse oppervlakkige afspoeling tegengaan (greppel, dammetje, bezinkplek, etc.).

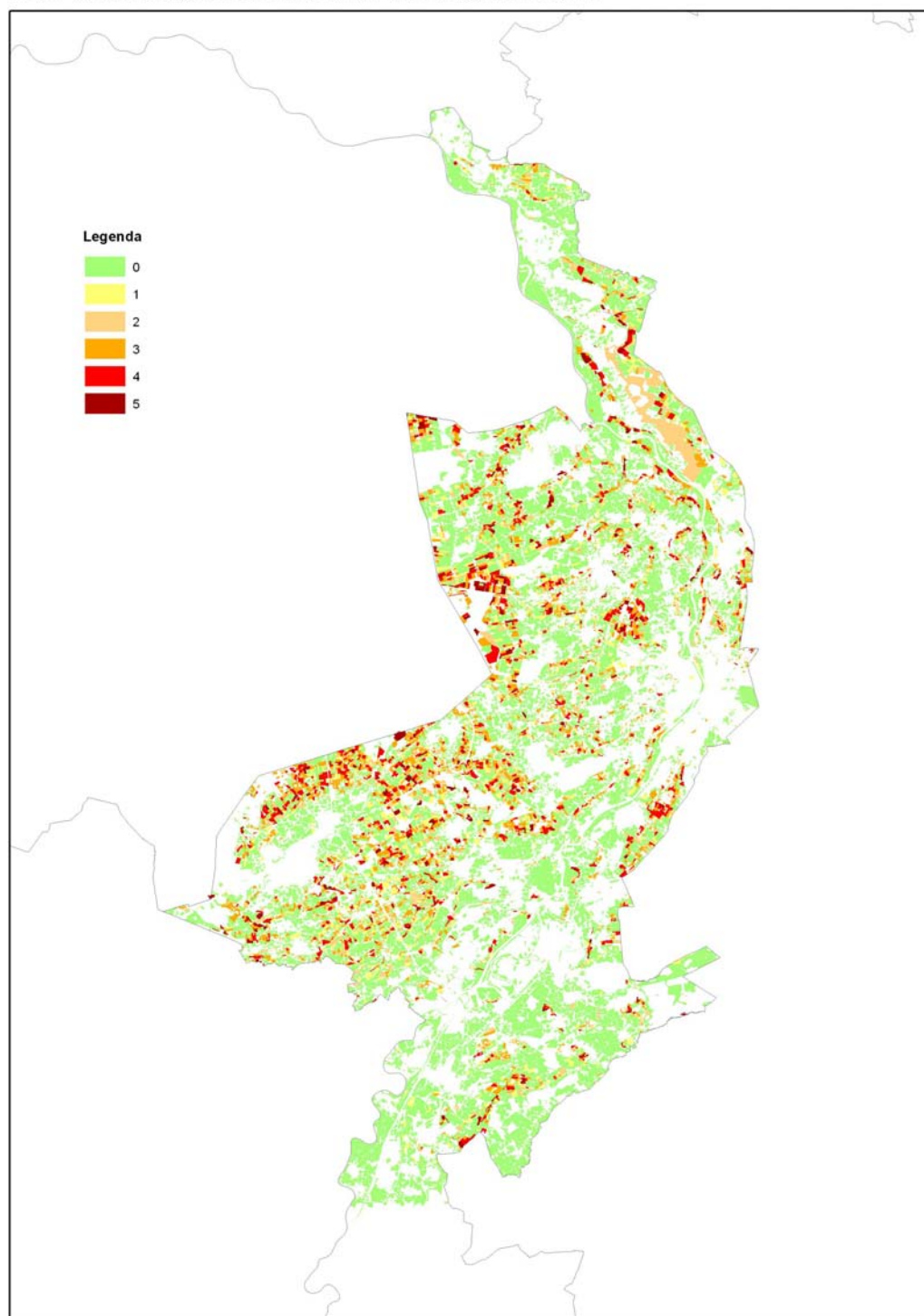
lengte aan watervoerende sloten per perceel



*Figuur 3.9 Lengte aan overige waterlopen per perceel.*



Risico van belasting op oppervlaktewater via overige waterlopen



*Figuur 3.10 Risico van belasting op het oppervlaktewater via overige waterlopen.*

### 3.7 Transportrisico per maatregel

Om de effectiviteit van een maatregel te bepalen, moeten we vast stellen op welke routes een maatregel effect heeft. In het plan van aanpak (Noij et al., 2007) is de koppeling van routes en maatregelen al gemaakt (tabel 3.9). Voor het doel van deze paragraaf is het echter handiger om de tabel anders te ordenen (tabel 3.10). De relevante risicoscores uit de vorige paragrafen (figuren 3.3, 3.5, 3.8, 3.10) zijn in tabel 3.10 aangeduid met de code van de betreffende transportroute. Vervolgens moet het belang van deze routes voor de werking van betreffende maatregel gewogen worden (tabel 3.11). Het ligt voor de hand om dat te doen op basis van het gemiddelde debiet en de gemiddelde N- en P-concentratie van zo'n route (tabel 3.11).

Tabel 3.9 Effectiviteit van verschillende maatregelen bij verschillende bronnen en routes (bron Noij et al. 2007).

Transport risico		Bronrisico, grote P-voorraad, hoge FVG	
Diepte	Route	Alleen bovengrond	Ook ondergrond
Ondiep	Runoff en maaiveld-greppels	Blokkeren oppervlakkige afvoer* Dammetje, met bezinkgreppel en/of -plek Bufferstrook aanleggen Greppels dicht Aanpakken of verplaatsen Hotspots Egaliseren maaiveld Profielverbetering (ploegzool e.d.) Uitmijnen en andere brongerichte maatregelen	
		Drainage	Verdiepte drainage
Diep	Drainage, (perceel)sloten	Uitmijnen	Verdiepte drainage
Totaal	alle routes	Vloeveld, Moerasbufferstrook, Omleiden, Brongerichte maatregelen	

\* voor deze groep maatregelen is het onderscheid alleen bovengrond /ook ondergrond niet relevant

Tabel 3.10 Routes waarop de effectiviteit van maatregelen is gebaseerd. MV = risicoscore voor maaiveldafvoer (figuur 3.3), BD voor buisdrainage (figuur 3.5), OS voor ondiepe droogvallende sloten (figuur 3.8) en DS voor diepe watervoerende sloten (figuur 3.10).

Maatregel	Code	Relevante route voor beoordeling effectiviteit	Functie waarmee effectiviteit maatregel wordt berekend
Blokkeren oppervlakkige afvoer	BOA	Runoff, incl. ondiepe greppels	$= f(MV)$
Drainage	CD	Runoff, incl. ondiepe greppels	$= f(MV)$
Verdiepte drainage, ongedraineerde uitgangssituatie	DSPD	Runoff, incl. ondiepe greppels	$= f(MV)$
Verdiepte drainage, gedraineerde uitgangssituatie	DSPD	Diepere afvoer, vooral drainage	$= g(BD)$
Uitmijnen	U	Alle routes	$= b(MV, BD, OS, DS)$
Retentie vloeivelden	V	Alle routes	$= i(MV, BD, OS, DS)$
Retentie moerasbufferstroken	M	Alle, behalve diepe sloten*	$= j(MV, BD^*, OS)$

\* Ervan uitgaande dat eventuele drainagebuizen uitkomen in de moerasbufferstrook.

Tabel 3.11 Weging van hydrologische routes voor het bepalen van de effectiviteit van maatregelen.

		Transportroute <sup>1</sup>				Totaal	Toelichting	
		MV	BD	OS	DS		Cluster	Verwijzing
Debiet	Debiet (mm)	47	0	184	303	535	Nat	Bijl.3, tab.1
	Debiet (mm)	2	337	138	33	510	Gedraineerd	Bijl.3, tab.1
	Debiet (mm)	2	0	9	9	20	Droog	Bijl.3, tab.1
	transportrisico	0-4,6 <sup>2</sup>	0-34	0-18	0-30			
Concentratie	Mg.L <sup>-1</sup> P-eq <sup>3</sup>	2,4	2,3	0,8	0,7		Concentraties per route geschat op basis van de tabellen 6,8,10,12,18 (nat) 24,26,28 (gedraineerd), en 18 (droog) in Bijlage 4.	
	Wegingsfactor	3	3	1	1			
	Mg.L <sup>-1</sup> P	0,7	0,1	0,1	0,1			
	Wegingsfactor	7	1	1	1			
	Mg.L <sup>-1</sup> N	18	22	7	6			
	Wegingsfactor	5	6	2	2			
Vracht	transportrisico	0-12, 18	0-102	0-18	0-30		geschaald obv	Figuur
	transportrisico	0-28, 42	0- 34	0-18	0-30		P-equivalent <sup>3</sup>	
	transportrisico	0-20, 30	0-204	0-36	0-60		Alleen P	
Theoretisch <sup>5</sup> functiebereik effectiviteit	BOA =f(MV)	0-12, 18					P-equivalent <sup>3</sup>	Bijl.6,1
	CD=f(MV)	0-12, 18					P-equivalent <sup>3</sup>	Bijl.6,2
	DSPD=f(MV)	0-12, 18					P-equivalent <sup>3</sup>	Bijl.6,2
	DSPD=g(BD)		0-102				P-equivalent <sup>3</sup>	Bijl.6,3
	BOA =h(MV)	0-28,42					Alleen P	3.11
	CD=h(MV)	0-28,42					Alleen P	3.12
	DSPD=h(MV)	0-28,42					Alleen P	3.12
	DSPD=i(BD)		0 - 34				Alleen P	3.13
	U= j(MV,OS,DS)					0-90	Alleen P	3.14 L
	U= j(BD,OS,DS)					0-82	Alleen P	3.14 R
	V = k(MV,OS,DS)					0-90	P-equivalent <sup>3</sup>	Bijl.6,5
	V = l(BD,OS,DS)					0-82	P-equivalent <sup>3</sup>	Bijl.6,6
	V = (1- $\alpha$ ).k + $\alpha$ .l <sup>4</sup>					0-90	Alleen P	3.16 L
	M = m(MV,OS)					0-60	Alleen P	3.14 L
M = m(BD,OS)					0-52	Alleen P	3.14 R	

<sup>1</sup> Verklaring transportroutes: MV = maaiveld, BD = buis drainage, OS = ondiepe sloten, DS = diepe sloten.

<sup>2</sup> In principe berekend volgens (0–maximum debiet/10), maar bij MV is de frequentieverdeling zo scheef, dat het nodig is om een extra klasse 6 te onderscheiden, zie bijlage 3.

<sup>3</sup> 1 mg.L<sup>-1</sup> P-equivalent=10 mg.L<sup>-1</sup> N=1 mg.L<sup>-1</sup> P; geldt ook voor de vrachten (kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>; Soesbergen, et al., 2007).

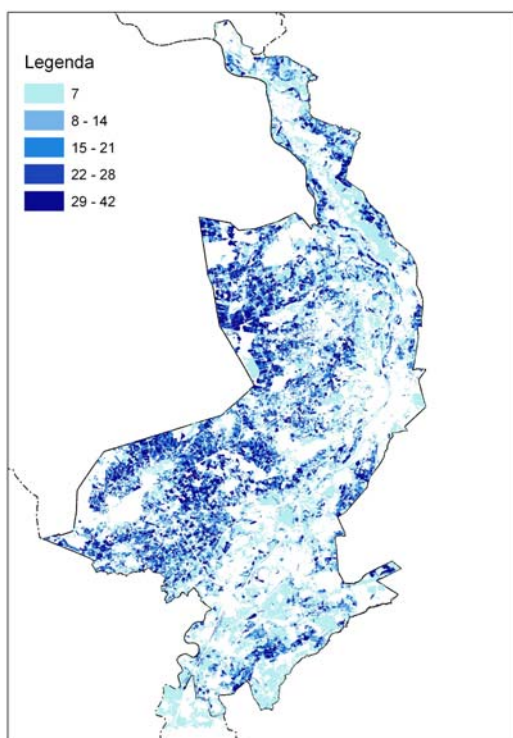
<sup>4</sup> gewogen naar het aandeel gedraineerde percelen, dus  $\alpha$  = het aandeel gedraineerde percelen.

<sup>5</sup> in de betreffende kaarten wordt het maximum vaak niet bereikt.

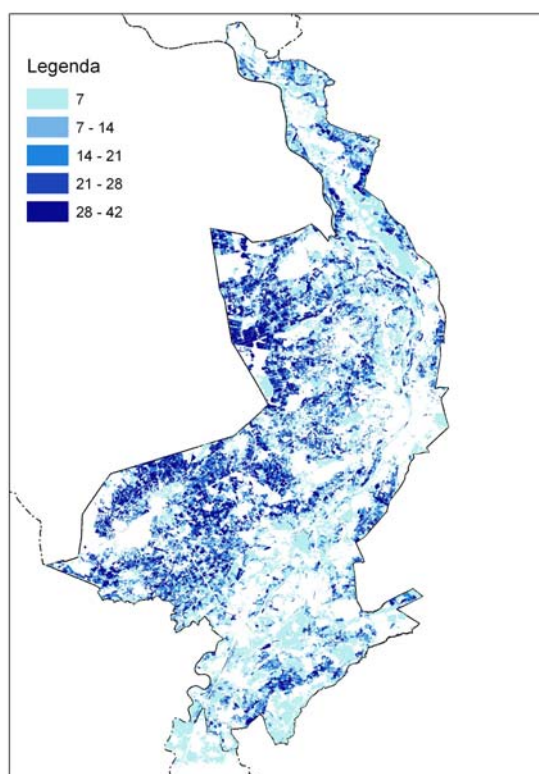
In tabel 3.11 is de weging van transportrisico's per maatregel nader uitgewerkt, de gedachte hierbij is dat we per maatregel het effect op de vrachten zo goed mogelijk kwantitatief proberen te benaderen. Vrachten zijn het product van debiet en concentratie. In tabel 3.11 zijn debieten, concentraties en vrachten geschaald tot risicoscores. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt naar N-vracht, P-vracht en P-equivalentvracht (noot 3 bij tabel 3.11). Aangezien dit beleidskader specifiek is gericht op fosfaat, is gekozen voor de weging op basis van alleen P. Kaarten die zijn gemaakt voor P-equivalent, zijn daarom verhuisd naar bijlage 6. Voor N zijn geen kaarten gemaakt.

De effectiviteit van een maatregel is vervolgens uitgewerkt door na te gaan op welke transportroute de maatregel aangrijpt. Hoe hoger het vrachtrisiko via die routes, hoe effectiever de maatregel. In de volgende paragrafen is per maatregel aangegeven op welke transportroutes de maatregel ingrijpt en is het effect ruimtelijk weergegeven.

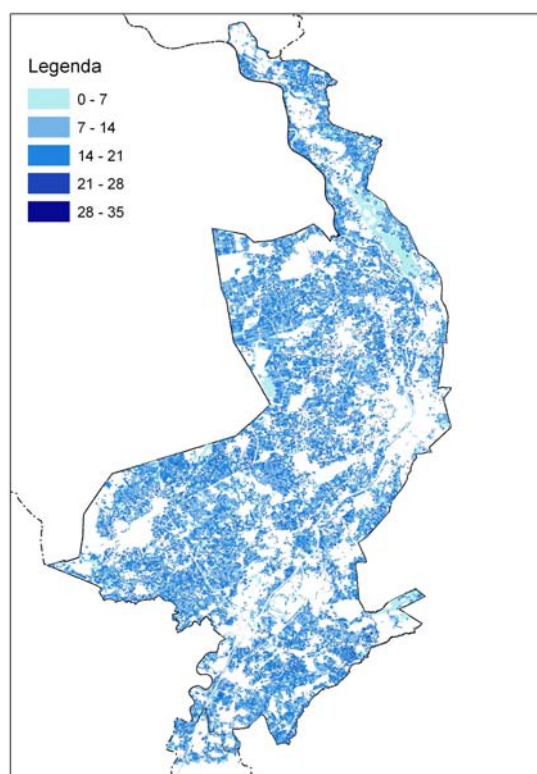




Figuur 3.11 Verwachte effectiviteit van de maatregel blokkeren oppervlakkige afvoer (BOA) op basis van hydrologie. Voor de vertaling naar (kosten)effectiviteit, afhankelijk van P-toestand zie tabellen 5.5 en 5.6.



Figuur 3.12 Verwachte effectiviteit van conventionele (CD) of diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD) op een ongedraineerd perceel op basis van hydrologie. Voor de vertaling naar (kosten)effectiviteit, afhankelijk van P-toestand zie tabellen 5.5 en 5.6.



Figuur 3.13 Verwachte effectiviteit van de maatregel diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD) op een conventioneel gedraineerd perceel, op basis van hydrologie. Voor de vertaling naar (kosten)effectiviteit, afhankelijk van P-toestand zie tabellen 5.5 en 5.6.

Bij de uitwerking doet zich het probleem voor dat niet exact bekend is op welke percelen buisdrainage ligt en waar niet. Op basis van de metingen is alleen het aandeel gedraineerde percelen per bedrijf bekend. Daarom zijn telkens 2 kaarten gemaakt, voor de situatie met en zonder buisdrainage. Op basis van de subsidieaanvraag voor toepassing van een bepaalde maatregel door de agrariër kan worden vastgesteld welke kaart van toepassing is op een specifiek perceel.

### **3.7.1 Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)**

Deze maatregel wordt alleen toegepast als het perceel niet is gedraineerd, omdat op gedraineerde percelen oppervlakkige afstroming nauwelijks aan de orde is. Deze maatregel grijpt alleen aan op de oppervlakkige afstroming. De transportroutes zijn gewogen op perceelsniveau (en niet per ha), omdat subsidie voor deze maatregel in principe per perceel zal worden verstrekt (figuur 3.11). De maatregel heeft vooral effect in het gebied ten oosten van het Maasdal in het waterschap Peel en Maasvallei, rondom Weert en IJsselstein, en minder in het dal van de Maas.

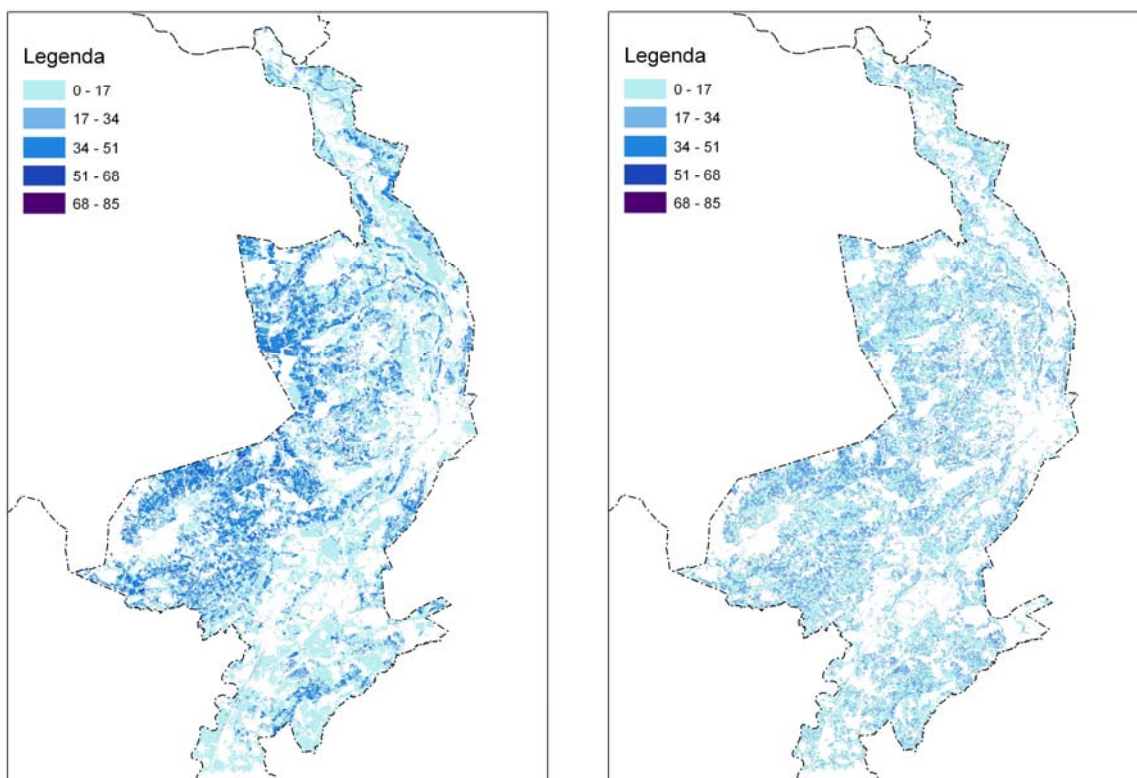
### **3.7.2 Buisdrainage (CD)**

Deze maatregel is uiteraard ook alleen van toepassing op percelen die niet zijn gedraineerd. De maatregel grijpt alleen aan op de oppervlakkige afvoer. De effectiviteit en de kosten voor de uitvoering van deze maatregel zijn afhankelijk van de perceelsgrootte, vandaar dat de transportroutes zijn gewogen per ha (en niet per perceel; figuur 3.12). Nadeel van CD is toename van de nitraatuitspoeling, ondanks de afname van de P vracht. Dat kan worden voorkomen door DSPD.

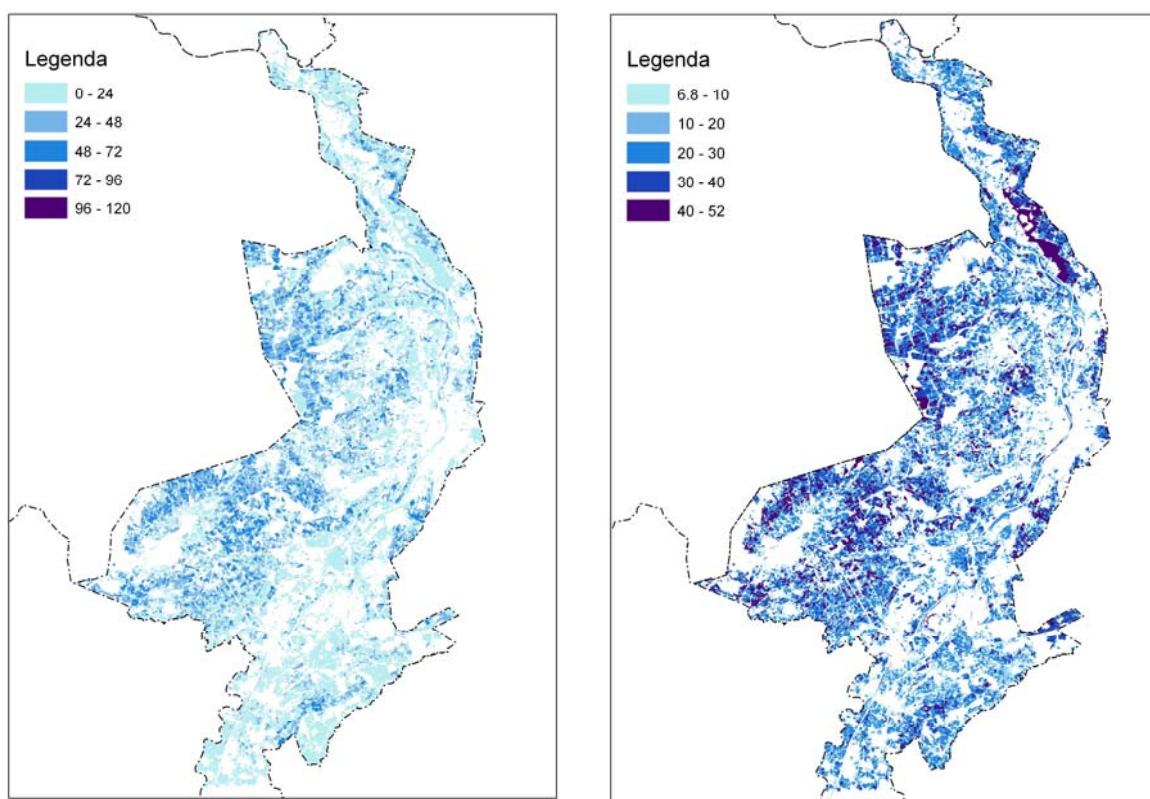
### **3.7.3 Diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD)**

Deze maatregel kan zowel worden toegepast op reeds gedraineerde (figuur 3.13), als op ongedraineerde percelen (figuur 3.12). De maatregel grijpt net als CD aan op de oppervlakkige afstroming (MV) en ingeval er al drainage ligt, op de route buisdrainage (BD), omdat de afvoer via buisdrains wordt verdiept. Net als bij CD zijn effectiviteit en de kosten voor DSPD afhankelijk van de perceelsgrootte en worden transportroutes gewogen per ha. Met dit peilgestuurde systeem kan de grondwaterstand in het perceel beter worden beheerst dan bij CD, waar men afhankelijk is van het slootpeil.

Op ongedraineerde percelen is de effectiviteit voor P in principe hetzelfde als bij CD (figuur 3.12), maar als het peil van DSPD hoger (bijvoorbeeld 60 cm – mv.) wordt ingesteld dan bij CD (bijvoorbeeld 110 cm – mv.), dan zal de fosfaatbelasting bij DSPD wat hoger zijn dan bij CD (Van Bakel et al., 2008). Naar verwachting pakt dit duurdere systeem op ongedraineerde percelen beter uit als het fosfaatfront al tot beneden de bouwvoor is doorgedrongen. In zo'n geval kan DSPD ook de



Figuur 3.14 Verwachte effectiviteit van de maatregel uitmijnen bij afwezigheid (links) en aanwezigheid van buisdrainage (rechts) op basis van hydrologie. Voor de vertaling naar (kosten)effectiviteit, afhankelijk van P-toestand zie tabellen 5.5 en 5.6.



Figuur 3.15 Verwachte effectiviteit van de maatregel moerasbufferstroken bij afwezigheid (links) en aanwezigheid van buisdrainage (rechts). Er is nog geen vertaling beschikbaar van de score naar effectiviteit.

fosfaatvracht via diepere routes reduceren. Belangrijkste voordeel van DSPD is dat de stikstofuitspoeling niet toeneemt in tegenstelling tot CD.

Voor gedraineerde percelen is de effectiviteitscore weergegeven in figuur 3.13.

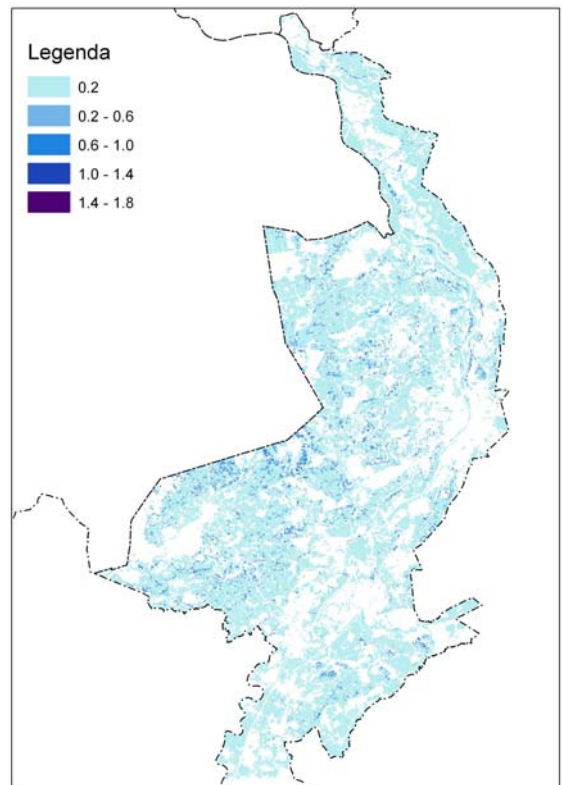
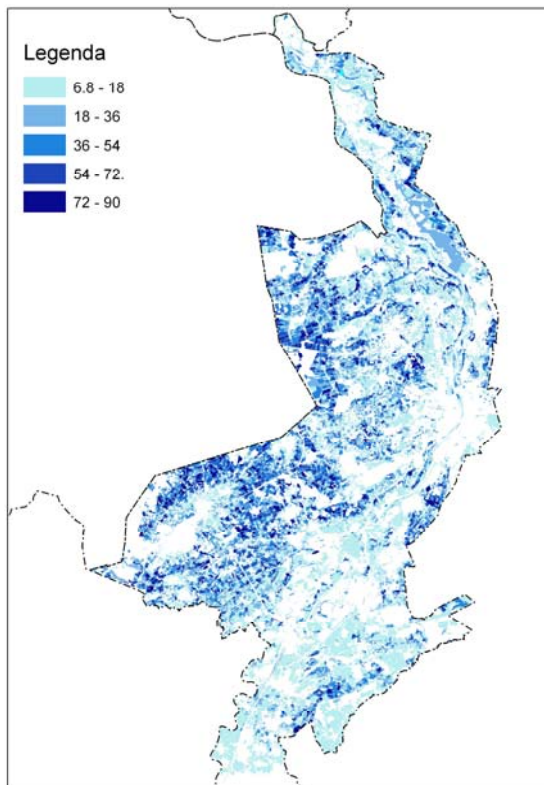
### **3.7.4 Uitmijnen (U)**

Bij uitmijnen wordt fosfaat aan de bouwvoor onttrokken. De maatregel heeft effect op alle transportroutes, omdat de bouwvoor voor alle routes fosfaatbron is. Effectiviteit en kosten zijn afhankelijk van perceelsgrootte, dus beoordelen we op transportrisico per ha. Uiteraard moet onderscheid gemaakt worden tussen gedraineerde en ongedraineerde percelen met  $BD=0$  (figuur 3.14). Zonder drainage is uitmijnen effectiever omdat de totale P-vracht zonder drainage hoger is dan met (tabel 3.11).

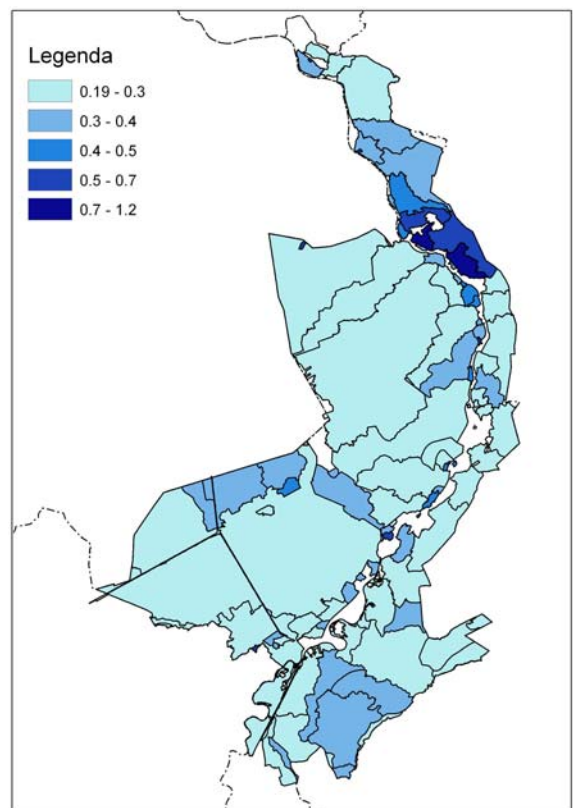
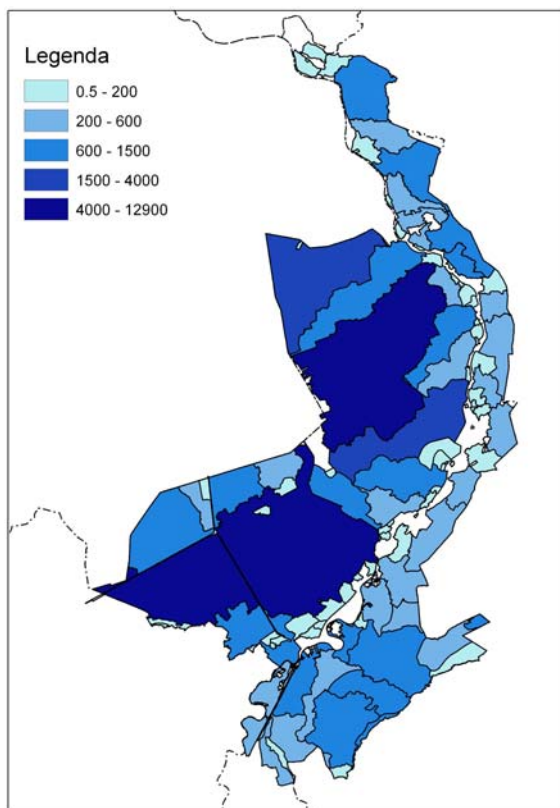
### **3.7.5 Moerasbufferstroken (M)**

Moerasbufferstroken kunnen in principe worden aangelegd langs alle waterlopen, maar wij gaan ervan uit dat deze maatregel wordt gereserveerd voor de kleinere sloten (OS), terwijl vloeivelden ook de afvoer via diepe sloten opvangen (DS). De effectiviteit hangt af van de afvoer vanuit het belendend perceel en daarom wordt het transportrisico per perceel beoordeeld. We gaan ervan uit dat eventuele drainagebuizen uitmonden boven de moerasbufferstrook. De maatregel grijpt dan aan op de routes oppervlakkige afvoer (MV), indien aanwezig buisdrainage BD, en ondiepe sloten OS. Het effect van buisdrainage is vooral een verschuiving van afvoer naar diepe sloten (DS) naar afvoer via buisdrainage (tabel 3.11). Hierdoor wordt een veel groter deel van de afvoer in de moerasbufferstroken opgevangen en daarom is deze maatregel effectiever naast gedraineerde percelen (figuur 3.15). Moerasbufferstroken zijn nog niet uitgetoet in het fosfaatpilot, maar het werkingsprincipe lijkt op dat in vloeivelden. Voor het beoordelen van de werking is de verblijftijd van de afvoer van perceel in de strook van belang. Het ontwerp moet erop gericht zijn om dit zo groot mogelijk te maken voor een zo groot mogelijke effectiviteit.





Figuur 3.16 Verwachte effectiviteit van de maatregel vloeivelden op basis van hydrologie, uitgedrukt in totaalscore per perceel (links) en in een geschatte P-vracht  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  (rechts). Voor de vertaling naar (kosten)effectiviteit zie Hoofdstuk 7.



Figuur 3.17. Geschatte totale P-vracht (links) en gemiddelde P-vracht (rechts) per stroomgebied naar eventuele vloeivelden. Voor de vertaling naar effectiviteit zie hoofdstuk 7.

### 3.7.6 Vloevelden (V)

De maatregel vloevelden wordt niet voor afzonderlijke percelen uitgevoerd, maar voor een cluster van percelen, het is een end-of-pipe maatregel, die wordt genomen voor en groter gebied. Hierdoor werkt de maatregel op alle routes, inclusief diepere afvoer (DS). Dit betekent ook dat bij het bepalen van de effectiviteit van deze maatregel niet met twee kaarten (wel of niet gedraineerd) kan worden gewerkt. De aanwezigheid van buisdrainage dient zo goed mogelijk te worden verdisconteerd in de kaart. Daarom is gebruik gemaakt van de informatie over buisdrainage zoals deze is verzameld in de metingen. Per bedrijf is het areaal cultuurgrond en het areaal gedraineerd bekend. Uit beide getallen is het percentage gedraineerd berekend. Vervolgens is aangenomen dat dit percentage van toepassing is voor alle gebruikspcelen van dit bedrijf. De bijdragen van de transportroutes oppervlakkige afstroming en buisdrainage zijn aangepast op basis van dit berekende percentage gedraineerd. De bijdrage van BD is vermenigvuldigd met het aandeel gedraineerd, en de bijdrage van MV is vermenigvuldigd met de factor (1 - aandeel gedraineerd). In figuur 3.16 is de effectiviteit van vloevelden, gewogen per perceel weergegeven. Deze waarde is omgezet naar een effectiviteit per ha, door de effectiviteit per perceel te delen door de perceelsgrootte in ha. Om te voorkomen dat waardering van de effectiviteit per ha te groot wordt is voor percelen kleiner dan 0,5 ha de waarde per perceel overgenomen. Het berekende bereik aan de waarden varieert van 0 tot 90. Vervolgens zijn de berekende waarden geïnclassificeerd, waarbij 5 klassen zijn onderscheiden, nl. <18, 18-36, 36-54, 54-72 en >72. Afhankelijk van de klasse is vervolgens een P vracht toegekend, respectievelijk 0,2; 0,6; 1,0; 1,4 en 1,8 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P. Dit is een grove schatting gebaseerd op de berekende vrachten in hoofdstuk 4 en 5. Omdat de effectiviteit op een hoger schaalniveau moet worden beoordeeld, is deze kaart op twee manieren vertaald naar stroomgebiedniveau (figuur 3.17), gesommeerd per stroomgebied (linker deel), en gemiddeld per ha stroomgebied (rechter deel).

Op basis van totale vracht zijn vloevelden het meest effectief in het gebied van de Tungelroysche beek, Roggelsebeek, Neerbeek en de Grootte Molenbeek. Kijken we naar de areaalgemiddelde vrachten dan zijn vloevelden het meest effectief in de Bovenloop van de Aa (laat er daar nu net één liggen!), daarnaast scoren ook de Tungelroysche beek, Roggelsebeek, Neerbeek en de Grootte Molenbeek hoog op gemiddelde vrachten. Het oordeel op basis van totale vracht is alleen zinvol als een vloeiveld voor het gehele deelstroomgebied mogelijk is. Als de benodigde ruimte daarvoor te groot is en er moet worden ingezoomd op kleinere deelstroomgebieden, dan zou een verfijning van de indeling en analyse de beste optie zijn, maar het oordeel op basis van gemiddelde vrachten zegt al wel iets over de kans op het aantreffen van geschikte deelstroomgebieden voor de toepassing van een vloeiveld. Hierbij moet wel worden bedacht dat de effectiviteit van het vloeiveld door de totale vracht wordt bepaald en niet alleen door de vracht vanuit de landbouwpercelen, waartoe onze analyse zich heeft beperkt. In tabel 3.12 zijn de stroomgebieden weergegeven in volgorde van hoogste effectiviteit op basis van gemiddeld transportrisico per ha. Daar kan ook het aandeel landbouw worden afgelezen.

Tabel 3.12 Rangorde van stroomgebieden o.b.v. effectiviteit van vloeivelden.

Stroomgebied	Totaal areaal ha	Landbouw- areaal ha	Transportrisico	
			Totaal	Gemiddeld
Spickerbroeklossing	1	1	92	79,8
Lottumse Tasbeek	24	13	610	25,1
Lactaria	33	30	782	23,5
Katerbosbeek	10	6	229	23,5
Leiverspeelke	285	206	4733	16,6
Aarsbeek	170	107	2470	14,5
Dorp	93	50	1221	13,2
Ooyen	278	212	3625	13,0
Zeven Ellen				
Waterlaat	261	146	3304	12,6
Elsholterbroek	26	17	325	12,6
Cannegieter	35	20	436	12,6
Wetering	217	197	2674	12,3
Buschweiden	55	40	651	11,7
Ossenkamplossing	16	16	189	11,5
Kesselse				
Scheidsgraaf	144	106	1639	11,4
Mortelsgraaf	87	55	963	11,1
Eeuwselseloop	1332	798	14786	11,1
Aa	2229	1448	24356	10,9
Salder	74	51	810	10,9
Beringenlossing	76	50	831	10,9
Afwateringskanaal	2191	1384	23475	10,7
Kievitsbeek	841	488	8900	10,6
Laakbeek	31	21	329	10,6
Santfort	143	87	1484	10,4
Tiendschuur	233	169	2414	10,3
De Brand	40	33	412	10,3
Boshoekerloop	62	42	634	10,2
Veerweglossing	57	46	525	9,1
Sloot Noord	17	3	150	9,0
Abeek	44	30	392	8,9
Siebersbeek	232	151	2027	8,7
Wolterskamp	824	429	7054	8,6
Mutertlossing	33	9	283	8,5
Maasnielderbeek				
bovenloop	890	467	7515	8,4
Tot hier, in totaal zijn er ruim 100 stroomgebieden.				

## **4 Risico op fosfaatbelasting vanuit de bodem**

### **4.1 Inleiding, aanpak**

Het risico op fosfaatbelasting vanuit percelen wordt bepaald door enerzijds de hydrologie en de connectiviteit (Hoofdstuk 3), en anderzijds door de bronnen; bemesting en fosfaatvoorraad van de bodem (fosfaatprofiel, fosfaattoestand; dit hoofdstuk). Het generieke landelijke mestbeleid streeft naar evenwichtsbemesting per 2015. Het beleidskader van de provincie beoogt aanvullende maatregelen te stimuleren. Deze aanvullende maatregelen grijpen niet aan op overschot of bemesting, maar op hydrologie, connectiviteit en fosfaattoestand van de bodem. Hierop is één uitzondering, namelijk de maatregel uitmijnen, waarbij de fosfaatbemesting geheel tot nul wordt teruggebracht in combinatie met een normale bemesting van andere nutriënten. Deze maatregel moet worden gezien als een saneringsmaatregel die is gericht op het terugbrengen van de fosfaattoestand van de grond. Andere bemestingsmaatregelen zijn geen onderwerp van deze studie omdat het te ontwikkelen beleidskader fosfaat van de Provincie niet stuurt op P-overschot.

Het is voor het beleidskader nodig om het effect van fosfaattoestand (-profiel) en hydrologie op de effectiviteit van de overwogen maatregelen te kennen. Besloten is hiervoor een modelbenadering te ontwikkelen, waarmee de effectiviteit van de verschillende maatregelen voor Limburg kan worden geschat bij een aantal karakteristieke situaties die zich onderscheiden met betrekking tot hydrologie en fosfaattoestand in de uitgangssituatie.

De afleiding van deze karakteristieke situaties wordt in dit hoofdstuk beschreven. Paragraaf 4.2 gaat in op de keuze van de karakteristieke situaties. Paragraaf 4.3 beschrijft de fosfaattoestand van deze karakteristieke situaties. In het volgende hoofdstuk (hoofdstuk 5) wordt vervolgens de effectiviteit van de maatregelen op de nutriëntenverliezen naar het oppervlaktewater beschreven.

### **4.2 Keuze van karakteristieke situaties**

Om de effectiviteit van maatregelen te kunnen schatten voor verschillende omstandigheden, zoals bodemtype, gewas, hydrologie en fosfaattoestand van de bodem zijn berekeningen voor die verschillende omstandigheden nodig. Omdat het aantal combinaties van omstandigheden vrijwel oneindig is, zullen er keuzes gemaakt moeten worden, waarbij we rekening houden met de representativiteit (komt deze combinatie wel voor?), en met de invloed van de verschillende factoren op de effectiviteit van de maatregel (wat maakt het uit?). A priori is al gekozen voor de factoren hydrologie (4.2.1) en fosfaattoestand van de grond (4.2.2) als onderscheidende kenmerken voor de effectiviteit van maatregelen. Daarnaast is rekening gehouden met de mogelijke invloed van bodemtype (4.2.3), gewasrotatie (4.2.4) en een daarmee samenhangend bemestingsregime.

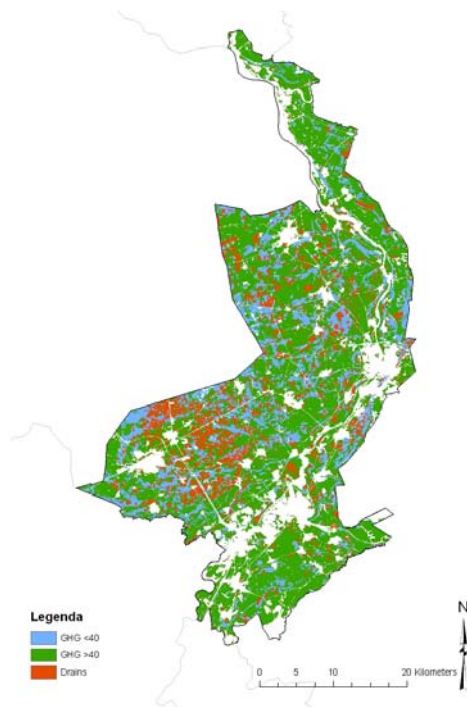


## 4.2.1 Hydrologie

De fosfaatuitspoeling wordt naast de bodemtoestand, vooral bepaald door de hydrologische situatie. Het voorkomen van hoge grondwaterstanden, al dan niet in combinatie met de aanwezigheid van buisdrainage, greppels, en hoge slootdichtheden, vergroot het risico op uitspoeling (hoofdstuk 3: connectiviteit).

Uit een deskundigenoordeel voor het bufferstrokenproject (Noij et al, 2008) blijkt dat er binnen Limburg geen onderscheid gemaakt kan worden naar het voorkomen van maaiveldgreppels. Voor de gehele provincie geldt dat het aandeel maaiveldgreppels beperkt is. Hierdoor kan voor een geografische onderverdeling geen rekening gehouden worden met het al dan niet voorkomen van greppels. Dit wil niet zeggen dat greppels niet van belang zijn voor de inschatting van de effectiviteit van maatregelen. Blokkeren van oppervlakkige afspoeling en drainage zijn effectiever in de uitgangssituatie met greppels.

Voor de keuze van representatieve hydrologische situaties is de aanwezigheid van drainage relevant. Daarnaast gebruiken we GHG als criterium voor het onderscheid in natte ( $< 40$  cm  $-mv.$ ) en droge ( $> 40$  cm  $-mv.$ ) gronden (figuur 4.1). Hiermee worden dus drie hydroclusters onderscheiden (gedraineerd, nat en droog). De GHG-klasse is bepaald aan de hand van de geactualiseerde neergeschaalde grondwatertrappenkaart (Van der Gaast et al., 2006)



*Figuur 4.1 Ligging van natte gronden (GHG < 40 cm -mv.), droge gronden (GHG > 40 -mv.) en gedraineerde gronden*

#### 4.2.2 Fosfaattoestand: FBV, Pox en FVG

Fosfaatbelasting wordt o.a. bepaald door de fosfaatverzadigingsgraad (FVG), dat is de verhouding tussen fosfaatvoorraad (Pox, oxalaatextraheerbaar P) en het fosfaatbindend vermogen (FBV, oxalaatextraheerbaar Fe en Al):

$$FVG = \left( \frac{P_{ox}}{FBV} \right) * 100\%$$

FBV wordt bepaald door de hoeveelheid aluminium en ijzer in de bodem, in principe een vast gegeven bepaald door de ontstaansgeschiedenis van de bodem. Pox, de geaccumuleerde hoeveelheid P, is afhankelijk van de gebruiks- en bemestingshistorie van het perceel en vertoont daardoor grootte ruimtelijke variatie. De ruimtelijke verspreiding van Pox is niet goed bekend. Pox zal daarom voor het beleidskader worden benaderd door grondanalyse en maakt daarom geen deel uit van de ruimtelijke clustering.

Als uitgangspunt voor de indeling naar fosfaatprofielen kiezen we het vrijwel vaste kenmerk FBV. We hebben gekozen voor het 25- en 75-percentiel van de FBV zoals die op basis van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK, Finke et al., 2001) in het studiegebied voorkomt. Dit is een compromis tussen voldoende onderscheid tussen de rekenclusters en representativiteit van de clusters. Extremere verschillen zouden ook overwogen kunnen worden, maar hierbij moet worden bedacht dat de grootste verschillen in P-uitspoeling vooral ontstaan door verschillen in FVG, en dus geaccumuleerd Pox.

Voor het voorspellen van de uitspoeling en het inschatten van het effect van maatregelen is de verdeling van fosfaat (FVG of Pox) en fosfaatbindingscapaciteit (FBV) met de diepte in relatie met de maatregelen van belang. Dit omdat maatregelen invloed kunnen hebben op de diepte van de waterafvoer. Om deze reden hebben we onderscheid gemaakt in de lage 0-40 en 40-80 cm –mv. De grens is arbitrair maar in dit geval praktisch omdat ook bij de classificatie van de Gt een grens van 40 cm – mv. voor de GHG wordt gehanteerd.

Voor het nagaan van de effecten van maatregelen streven we naar de vier standaard FVG profielen: FVG < 50 percentiel staat voor laag risico en FVG > 75 percentiel voor hoog risico op P-uitspoeling. (tabel 4.1). Om een uitgangssituatie te creëren met een zeer hoog risico op P-uitspoeling, is een variant doorgerekend met een hogere FVG (> 90 percentiel). Deze variant (LL\*) is alleen doorgerekend voor de natte- en gedraineerde gronden. De P-belasting voor droge gronden is zeer laag, waardoor het niet zinvol is om voor droge gronden een extra variant door te rekenen.

Tabel 4.1 Gewenste P-profielen op basis van FBV en FVG, uitgedrukt als percentielen in de LSK-database.

Variant P-profiel	FBV		FVG	
	Bovengrond	Ondergrond	Bovengrond	Ondergrond
HH	> 75	> 75	< 50	< 50
HL	> 75	> 75	< 50	> 75
LH	< 25	< 25	> 75	< 50
LL	< 25	< 25	> 75	> 50
LL*	< 25	< 25	> 90	> 90

In tabel 4.2 staan voor de verschillende hydroclusters de 25- en 75 percentiel weergegeven voor FBV, FVG en Pox voor de verschillende diepteprofielen uit de LSK-database.

Tabel 4.2 25- en 75-percentiel waarden voor FBV, FVG en Pox voor de verschillende hydroclusters voor de laag 0-40cm - mv. en 40-80cm - mv. op basis van de LSK-database..

FBV Percentiel	laag cm - mv.	Natte gronden	Droge gronden kg/ha	Buisdrainage
25	0-40	11854	11854	11854
	40-80	10235	10878	10235
75	0-40	21536	14410	14410
	40-80	11366	12352	12352
Pox Percentiel	laag cm - mv.	Natte gronden	Droge gronden mg/kg	Buisdrainage
25	0-40	312	121	292
	40-80	101	59	101
75	0-40	423	341	341
	40-80	201	158	158
FVG Percentiel	laag cm - mv.	Natte gronden	Droge gronden %	Buisdrainage
25	0-40	19,6	14,3	29,7
	40-80	12,6	8,0	14,5
75	0-40	35,3	37,0	38,6
	40-80	16,7	18,7	18,4

### 4.2.3 Bodemtype

Het bodemtype heeft naar verwachting slechts een beperkte invloed op de fosfaatuitspoeling. In theorie zou het organische stofgehalte invloed kunnen hebben op de uitspoeling van fosfor door mineralisatie van organisch materiaal. Om dit uit te sluiten zijn twee veel voorkomende zandgronden gekozen met sterk verschillende organische stofprofielen, namelijk een veldpodzol (BFE 9) met een dunne organische stof houdende bovengrond en een enkeerdgrond (BFE 12) met relatief dikke organische stof houdende bovengrond.

### 4.2.4 Gewas

Voor de door te rekenen karakteristieke situaties is gezocht naar een passend historisch bodemgebruik voor de verschillende hydroclusters voor de periode 1941-2000.

### Situatie in jaren '90

Het bodemgebruik van begin jaren '90 is afgeleid van het Landgebruik Nederland versie 2 (LGN2). In het LGN2 wordt geen onderscheid gemaakt tussen tuinbouwgewassen en akkerbouwgewassen. Wel kunnen de traditionele akkerbouwgewassen (graan, aardappelen, bieten) worden onderscheiden van de overige akkerbouwgewassen. Volgens LGN2 wordt nog geen 30% van het areaal akkerland gebruikt voor de teelt van de traditionele akkerbouwgewassen (figuur 4.2).



Figuur 4.2 Verdeling landgebruik binnen het onderzoeksgebied; gras, maïs en akkerbouw, afgeleid van LGN2.

Ruim 60 % van de gronden in het onderzoeksgebied vallen in de droge hydrologie klasse (GHG > 40 cm –mv.), ca 21% is gedraineerd (tabel 4.3). Van het landgebruik wordt het grootste areaal ingenomen door akkerland en door overig landgebruik (= niet grasland, maïsland of akkerland). Het areaal maïsland bedraagt volgens het LGN2 10% van het totale areaal.

Tabel 4.3. Totale oppervlakten [ha] groep van landgebruik en type hydrologie in het onderzoeksgebied.

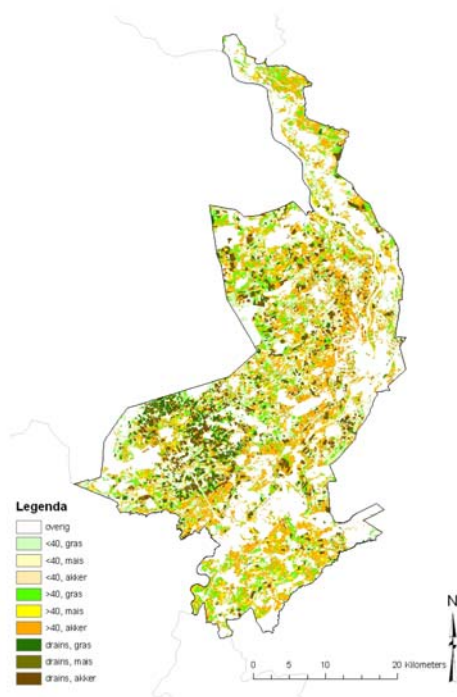
Landgebruik	Oppervl. [ha]	%	Hydrologie	Oppervl. [ha]	%
Grasland	29 274	19	gedraineerd	17 557	21
Maïsland	15 545	10	GHG >40	26 502	64
Akkerland	54 809	35	GHG <40	79 451	14
Overig	55 244	36			
<b>Totaal</b>	<b>154872</b>	<b>100</b>	<b>totaal</b>	<b>123 510</b>	<b>100</b>

In tabel 4.4 staat de verdeling van het type landgebruik over de hydroclusters weergegeven. Opvallend is dat de verdeling van de drie soorten landgebruik over de hydroclusters grosso-modo gelijk is. Grasland heeft een relatief wat groter aandeel natte gronden en een wat kleiner aandeel droge gronden.

Tabel 4.4 Verdeling type landgebruik over de verschillende hydroclusters.

Hydrologie	Landgebruik							
	Grasland		Maïsland		Akkerbouw		Overig	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Gedraineerd	4 426	16	2 289	16	8 998	18	1 845	6
GHG<40	9 187	34	2 859	20	9 326	19	5 130	16
GHG>40	13 673	50	9 176	64	31 932	64	24 669	78
<b>Totaal</b>	<b>27 286</b>		<b>14 324</b>		<b>50 256</b>		<b>31 644</b>	

In figuur 4.3 is de ruimtelijke spreiding van de hydroclusters met bijbehorend landgebruik gegeven.



Figuur 4.3 Overzicht landgebruik binnen het onderzoeksgebied voor de verschillende hydroclusters.

### **Trends in bodemgebruik, CBS**

Op basis van LGN2 wordt een globaal beeld van de ruimtelijke verdeling van het landgebruik verkregen. Voor de ontwikkeling van het areaal landgebruik in de tijd voor 1990 kan geen gebruikgemaakt worden van het LGN, omdat deze voor 1990 nog niet beschikbaar was. Om trends in type landgebruik te kunnen vastleggen wordt daarom gebruikgemaakt van gegevens van het Centraal Bureau voor Statistiek (CBS). In tabel 4.5 is het veronderstelde areaal grondgebruik voor de periode 1940-2005 weergegeven.

*Tabel 4.5 Veronderstelde arealen grondgebruik in het onderzoeksgebied in verschillende perioden. Vet weergegeven het areaal volgens LGN2.*

Periode	Oppervlakte [ha]					%
	maïs	gras	akkerbouw	tuinbouw	totaal	
1940	0	35112	55275	7061	90387	0
1950	0	35112	55275	7061	90387	0
1960	0	35112	55275	7061	90387	0
1970	838	35112	54675	7061	90625	2
1975	938	35112	54575	7742	90625	3
1980	12640	35112	42873	8423	90625	26
1985	16232	34303	38695	10440	89230	32
1990	16102	29565	43886	9866	89553	35
1995	<b>14324</b>	<b>27286</b>	44300	10666	85910	34
2000	11403	25505	49465	10293	86372	31
2005	10139	23352	50181	11554	83673	30

#### **4.2.5 Selectie STONE-plots**

De eigenschappen die in paragraaf 4.2.1 t/m 4.2.4 zijn beschreven zijn vertaald naar invoer voor het model STONE. Hierbij is gebruik gemaakt van de data die voor de landelijke berekeningen met STONE zijn verzameld. Per hydrologisch cluster (nat, droog, gedraineerd) zijn rekenplots van STONE met representatieve kenmerken geselecteerd. Daarbij zijn de volgende criteria gehanteerd:

- Ruimtelijke overeenstemming (ligging binnen studiegebied)
- Bodemtype: bodemfysische eenheden 9 (veldpodzol) en 12 (enkeerd), zie paragraaf 4.2.3
- Het oppervlak van de plot (representativiteit)
- Het landgebruik (akkerbouw, gras, maïs), zie paragraaf 4.2.4
- Verdeling traditionele akkerbouwgewassen (graan, suikerbieten, aardappelen) en volle grond tuinbouwgewassen (of overige gewassen) binnen akkerbouw. Zie paragraaf 4.2.4

Voor de referentieplots is uitgegaan van een gewasrotatie op basis van het voorkomende landgebruik. Een STONE-plot heeft in principe maar één landgebruik, akkerbouw, grasland of maïs. Om een passende bemesting vast te stellen voor de gewasrotatie op de referentieplots zijn naast de gekozen referentieplot met één landgebruik (tabel 4.6, bijvoorbeeld akkerbouw) vergelijkbare plots geselecteerd met de andere twee verschillende type landgebruik (bijvoorbeeld gras en maïs).

Binnen de hydroclusters *Droog* en *Gedraineerd* wordt er in STONE onderscheid gemaakt tussen gras en geïrrigeerd gras. Voor beide clusters is gekozen voor geïrrigeerd gras. Voor de hydroclusters *Nat* en *Gedraineerd* konden geen volledig passende STONE plots worden gevonden. Voor hydrocluster *Nat* is daarom de bemesting van gras met Gt-klasse V\* toegepast op het referentieplot met gras Gt-klasse III\* en voor de gedraineerde plots is de bemesting van maïs en gras in LEI-regio 26 gebruikt op de referentieplot, die in LEI-regio 27 ligt.

Tabel 4.6 Referentieplots met bijbehorende plotkenmerken per hydrocluster.

Hydrocluster	Plot	Opp. ba	Gt- klasse	BFE	LEI- regio	Landgebruik	Verdeling bouwland	
							Akkerbouw	Tuinbouw
<b>GHG &lt; 40cm</b>							%	%
Referentie	1644	62	III*	9	27	Bouwland	53	47
Alternatieven	1577	53	V*	9	27	Gras	-	-
voor rotatie	5078	8	III*	9	26	Maïs	-	-
<b>GHG &gt; 40</b>								
Referentie	6279	374	VII	9	27	Bouwland	53	47
Alternatieven	6268	413	VII	9	27	Gras#	-	-
voor rotatie	6280	277	VII	9	27	Maïs#	-	-
<b>GHG &gt; 40</b>								
Referentie	6105	1181	VII*	12	27	Bouwland	53	47
Alternatieven	6298	432	VII*	12	27	Gras#	-	-
voor rotatie	5839	516	VII*	12	27	Maïs	-	-
<b>Drainbuizen</b>								
Referentie	6373	597	IV	9	27	Bouwland#	53	47
Alternatieven	5613	34	IV	9	25	Gras#	-	-
voor rotatie	5731	2	IV	9	26	Maïs	-	-

#geïrrigeerd

### 4.3 Fosfaattoestand in 2000

Om modelberekeningen te kunnen doen voor de effectiviteit van maatregelen moet een uitgangssituatie worden gekozen. Wij hebben gekozen voor de situatie in het jaar 2000. De fosfaattoestanden in 2000 moeten in voldoende mate de ruimtelijke spreiding in het studiegebied representeren, maar bovendien de mogelijkheid bieden om straks bij de beoordeling van percelen rekening te houden met verschillen in fosfaattoestand (FBV, FVG en Pox). Voor de indeling van varianten van het fosfaatprofiel (tabel 4.1) gebruiken we de FBV, waarbij uitgegaan wordt van de 25 en 75 percentielen. Dit is een compromis tussen representativiteit en gewenste variatie. De FVG wordt vervolgens bepaald door het geaccumuleerde fosfaat (Pox) in de periode 1941-2000 te berekenen met STONE waarbij de bemesting volgens EMW 2007 (Van den Ham et al., 2007) de basis vormt. Om karakteristieke profielen en voldoende variatie in FVG te krijgen zijn er aanpassingen in de basisberekeningen doorgevoerd. Het gaat hierbij om de volgende aanpassingen.

- P-bemesting voor 1970
- Langmuir desorptiecoëfficiënt
- Verlagen Pox en Pw-getal
- Fosforconcentratie in kwelwater
- Verdeling kunstmest over de diepte

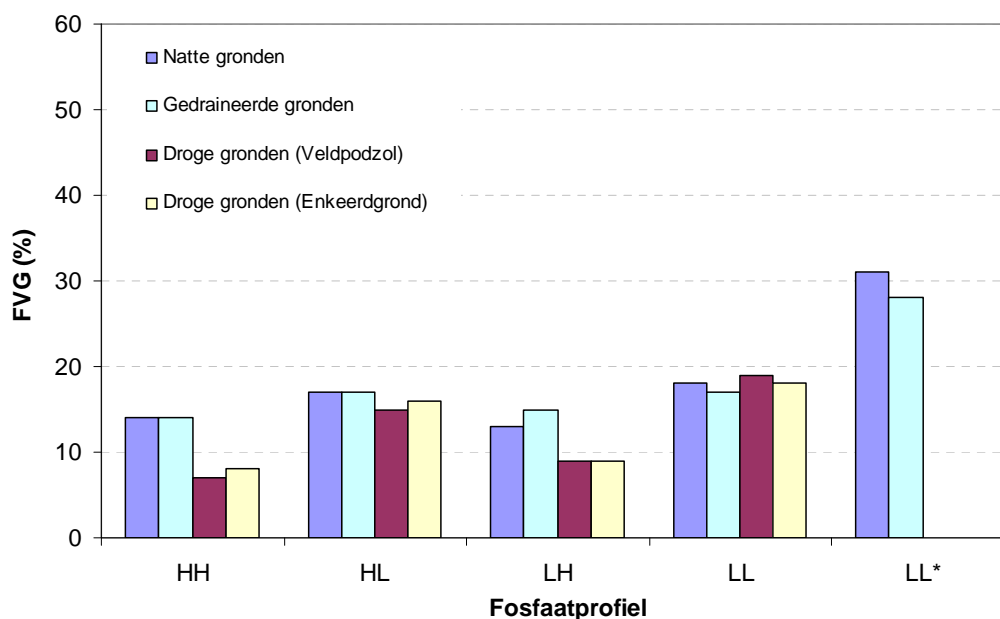
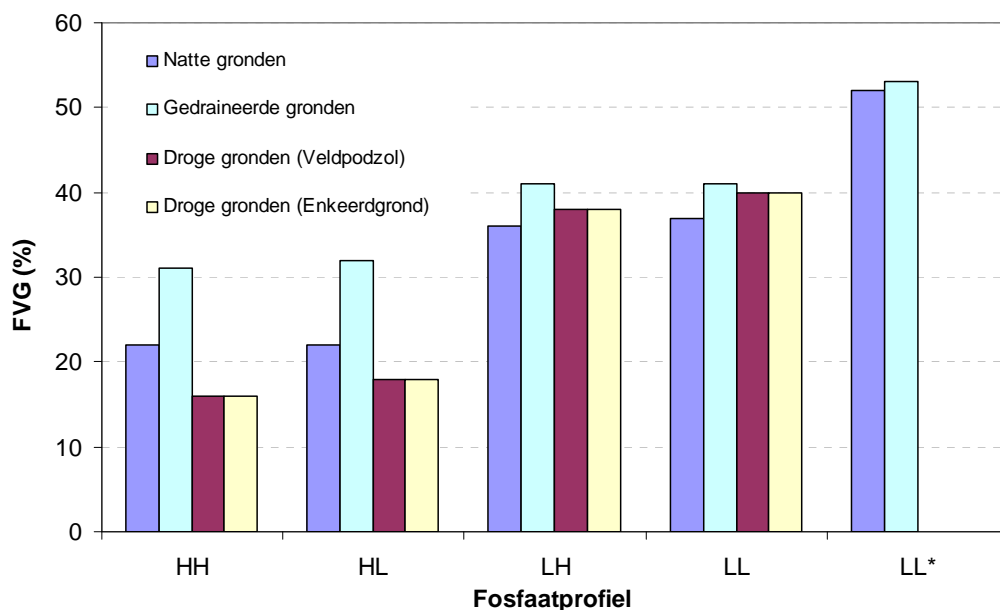
In tabel 4.7 worden voor de verschillende hydroclusters en fosfaatprofielen de fosfaattoestand in 2000 beschreven. De verschillende parameters (FBV, Pox en FVG) zijn vergeleken met de parameters uit de LSK-database, waarbij de standaardprofielen in tabel 4.1 de leidraad vormen. Naast bovengenoemde parameters zijn voor de verschillende fosfaatprofielen ook P-AL en het Pw-getal weergegeven.

Tabel 4.7 Berekende fosfaattoestand in de bodem in 2000 van de natte gronden voor de verschillende P-profielen, tevens uitgedrukt als percentiel in de LSK-verdeling.

P-Profielen		Diepte <i>cm</i>	FBV		Pox		FVG		P-AL 0-10	Pw-getal 0-25
FBV	FVG		<i>kg/ba</i>	Percentiel	<i>mg/kg</i>	Percentiel	%	Percentiel		
<b>Natte gronden</b>										
HH	LL	0-40	21790	0,76	374	0,66	22	0,36	65	29
		40-80	12958	0,81	129	0,58	14	0,34	-	-
HL	LH	0-40	21790	0,76	382	0,66	22	0,36	66	30
		40-80	10069	0,24	124	0,48	17	0,82	-	-
LH	HL	0-40	11673	0,23	333	0,60	36	0,84	65	61
		40-80	11599	0,77	111	0,48	13	0,34	-	-
LL	HH	0-40	11673	0,23	340	0,61	37	0,84	65	61
		40-80	9949	0,24	128	0,58	18	0,92	-	-
LL*	HH*	0-40	11673	0,23	484	0,90	52	1,00	89	98
		40-80	9949	0,24	221	0,85	31	1,00	-	-
<b>Droge gronden (veldpodzol)</b>										
HH	LL	0-40	15564	0,75	193	0,30	16	0,29	30	18
		40-80	12439	0,76	65	0,31	7	0,00	-	-
HL	LH	0-40	15564	0,75	220	0,31	18	0,29	34	21
		40-80	10789	0,25	117	0,40	15	0,40	-	-
LH	HL	0-40	11673	0,25	355	0,78	38	0,78	64	62
		40-80	12425	0,76	79	0,31	9	0,29	-	-
LL	HH	0-40	11673	0,25	370	0,81	40	0,89	65	64
		40-80	10774	0,25	147	0,45	19	0,83	-	-
<b>Droge gronden (Enkeerdgrond)</b>										
HH	LL	0-40	15317	0,75	192	0,30	16	0,29	30	20
		40-80	12642	0,77	76	0,31	8	0,29	-	-
HL	LH	0-40	15317	0,75	212	0,31	18	0,29	33	22
		40-80	10635	0,24	126	0,40	16	0,40	-	-
LH	HL	0-40	11487	0,24	343	0,78	38	0,78	59	64
		40-80	12826	0,77	85	0,36	9	0,29	-	-
LL	HH	0-40	11487	0,24	354	0,78	40	0,89	60	66
		40-80	10819	0,25	142	0,44	18	0,57	-	-
<b>Gedraineerde gronden</b>										
HH	LL	0-40	14916	0,78	365	0,80	31	0,35	72	51
		40-80	13043	0,81	130	0,47	14	0,14	-	-
HL	LH	0-40	14916	0,78	371	0,80	32	0,36	72	51
		40-80	9885	0,14	124	0,31	17	0,49	-	-
LH	HL	0-40	11653	0,17	370	0,80	41	0,84	74	71
		40-80	13041	0,81	137	0,47	15	0,29	-	-
LL	HH	0-40	11653	0,17	371	0,80	41	0,84	74	71
		40-80	10234	0,14	128	0,31	17	0,49	-	-
LL*	HH*	0-40	11653	0,17	481	0,89	53	1,00	92	100
		40-80	10234	0,14	208	0,79	28	1,00	-	-



In figuur 4.4 is de FVG voor de verschillende hydroclusters en fosfaatprofielen grafisch weergegeven.



Figuur 4.4 Fosfaatverzadigingsgraad (%) in 2000 voor de verschillende hydroclusters en fosfaatprofielen voor de bovengrond (bovenste figuur) en de ondergrond (onderste figuur).

#### Natte gronden

De FVG komt voor de natte gronden uit op maximaal 37% (84-percentiel) voor de bovengrond en 18% (92 percentiel) voor de ondergrond voor de variant LL. De FVG voor de ondergrond is, ondanks het hoge percentiel, aan de lage kant ten opzichte van de situatie die bij de inventarisatie in Limburg werd aangetroffen.

Hierdoor kan het effect van een aantal maatregelen (bv diepe drainage) worden onderschat.

Om een uitgangssituatie te creëren waarbij de FVG in de ondergrond hoger is, is een variant doorgerekend (LL\*), waarbij Pox in de ondergrond wordt verhoogd. Hierbij is tevens de FVG in de bovengrond verhoogd. Het FBV is gelijk gesteld aan de variant LL. De FVG in de bovengrond voor de variant LL\* komt uit op 52% (100 percentiel) en 31% (100 percentiel) voor de ondergrond.

#### Gedraineerde gronden

De FVG in de bovengrond is voor gedraineerde gronden hoger dan voor natte gronden. De FVG varieert tussen de 31% (35-percentiel) voor de variant HH en 53% (100-percentiel) voor de variant LL\*. De FVG in de ondergrond komt uit op maximaal 28%, iets lager dan de natte gronden.

#### Droge gronden

De FVG in de bovengrond voor de twee veel voorkomende zandgronden (veldpodzol en enkeergronden) zijn voor alle fosfaatprofielen gelijk. In de ondergrond zijn de verschillen in FVG tussen beide zandgronden zeer beperkt (1% verschil).

De FVG varieert tussen 16% en 40% (29- en 89-percentiel) voor de bovengrond en tussen 7% en 19% (0- en 83-percentiel) in de ondergrond. De FVG voor droge gronden is beduidend lager dan voor natte en gedraineerde gronden. Dit geldt met name voor de variant HH.

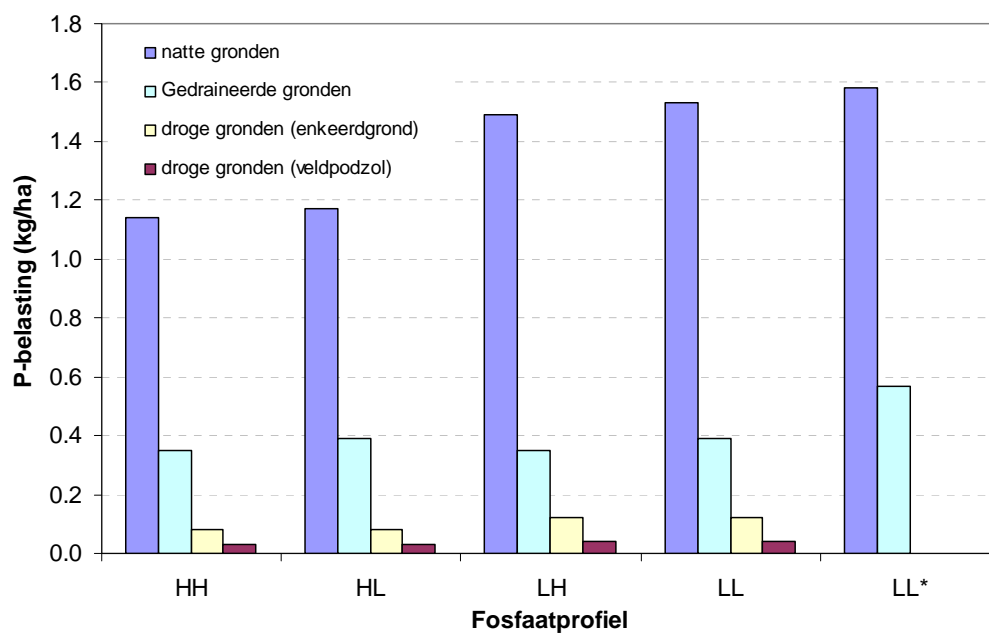
#### P-belasting

Met het oog op de te verwachten belasting van het oppervlaktewater is FVG de belangrijkste parameter. Door de verschillende in FVG tussen de hydroclusters en fosfaatprofielen kunnen er verschillen in fosfaatbelasting naar het oppervlaktewater verwacht worden. In figuur 4.5 is P-belasting naar het oppervlaktewater weergegeven in 2000 voor de verschillende hydroclusters en fosfaatprofielen.

De P-belasting naar het oppervlaktewater voor de natte gronden is in 2000 beduidend hoger dan voor de gedraineerde en droge gronden. De P-belasting varieert tussen de 1,14 kg.ha<sup>-1</sup> voor de variant HH en 1,58 kg.ha<sup>-1</sup> voor LL\*. Ook voor gedraineerde gronden is de P-belasting voor de variant LL\* het hoogst (0,57 kg.ha<sup>-1</sup>).

De P-belasting voor de droge gronden is zeer laag (< 0,15 kg.ha<sup>-1</sup>) voor alle fosfaatprofielen en lijkt daardoor verwaarloosbaar klein.

Hierbij moet echter opgemerkt worden dat het hierbij gaat om de P-belasting in een specifiek jaar (2000). Het jaar 2000 is qua uitspoeling van nutriëntenvrachten naar het oppervlaktewater een 'gemiddeld' jaar. Dit houdt in dat in een aantal jaren de P-belasting naar het oppervlaktewater hoger of lager kan zijn, afhankelijk van de hoeveelheid neerslag, bemestingsstrategie, etc.



Figuur 4.5 Fosfaatbelasting ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in 2000 voor de verschillende hydroclusters en fosfaatprofielen.

## 5 Effectiviteit van perceelsmaatregelen

### 5.1 Aanpak

In dit hoofdstuk wordt de effectiviteit van de bestudeerde perceelsmaatregelen gekoppeld aan de risico's op fosfaatbelasting die in hoofdstuk 3 op kaart zijn gezet. De maatregel vloeivelden komt in hoofdstuk 7 aan de orde. In hoofdstuk 3 zijn kaarten gemaakt met verschillen in verwachte effectiviteit tussen percelen op basis van een semikwantitatieve benadering van de transportrisico's. Om een relatie te leggen met de effectiviteit van de maatregelen is het nodig om de semikwantitatieve score uit de kaarten van hoofdstuk 3 te vertalen (figuren 3.10-3.13) naar effectiviteit. Daarbij moet rekening gehouden worden met de verschillen in fosfaattoestand van de bodem, die in de praktijk zal worden aangetroffen (grondonderzoek). We hebben ervoor gekozen om daarvoor een aantal modelberekeningen uit te voeren op basis van zogenaamde plots, die variëren in fosfaattoestand. Met hulp van resultaten van grondonderzoek dat in de praktijk beschikbaar is, of speciaal voor dit doel wordt uitgevoerd, kan worden vastgesteld welk doorgerekend fosfaatprofiel (plot) het beste bij de situatie op het perceel past.

De keuze en uitgangspunten van de plots, die hiervoor zijn gebruikt, is behandeld in hoofdstuk 4 (hydrologische clusters en P-profielen). In dit hoofdstuk worden de maatregelen met die gekozen plots doorgerekend om de effectiviteit te bepalen. Vervolgens wordt de koppeling met de kaarten uit hoofdstuk 3 gelegd door dezelfde semikwantitatieve score vast te stellen voor de doorgerekende plots. In hoofdstuk 3 zijn vier plots gekozen uit het landelijke nutriëntenmodel STONE, die geheel of gedeeltelijk in Noord- en Midden-Limburg liggen. Door middel van een overlay met de kaarten uit hoofdstuk 3 is de areaalgewogen semikwantitatieve risicoscore bepaald per maatregel. Hiermee worden de kaarten uit hoofdstuk 3 als het ware geïjkt. Op legenda-eenheden met een hogere risicoscore is de maatregel effectiever dan volgens de modelberekening, en andersom.

### 5.2 Keuze maatregelen en omstandigheden

De P-profielen (tabel 5.1) kunnen ingedeeld worden op basis van fosfaatverzadigingsgraad (FVG) in bovengrond (0-40 cm – mv.) en ondergrond (40-80 cm - mv.). Dit levert theoretisch vier soorten profielen op, maar de combinatie boven laag en onder hoog komt niet voor, dus blijven er drie over. Samen met de drie clusters nat, droog en gedraineerd levert dit theoretisch 9 combinaties op, waaraan maatregelen kunnen worden gekoppeld. Voor cluster gedraineerd met FVG boven en onder laag hoeven echter geen maatregelen te worden doorgerekend, hier worden immers geen problemen verwacht. Uiteindelijk blijven er dus 8 situaties over, waarvoor maatregelen zijn geselecteerd (tabel 5.1). De drie maatregelen blokkeren maaiveldafvoer (BOA), conventioneel draineren (CD) en uitmijnen (U) vormen een soort standaardpakket dat kan worden overwogen. Uitzonderingen zijn U in de

situatie met een lage FVG en CD op de droge en gedraineerde gronden. Diepe samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD) is vooral relevant op al gedraineerde gronden. Het effect van DSPD op ongedraineerde grond, kan worden afgeleid uit het effect van CD ten opzichte van de referentie en DSPD op gedraineerde grond. In dit hoofdstuk worden eerst de resultaten van de hydrologische maatregelen (5.3) en dan van uitmijnen (U; 5.4) beschreven.

*Tabel 5.1 Perceelsmaatregelen waarvan de effectiviteit is berekend en de hydrologische clusters en fosfaatprofielen, waarvoor dat is gedaan.*

Hydrocluster	FVG		
	Boven hoog	Onder laag	Boven laag
	Onder hoog	Onder laag	Onder laag
Natte gronden (GHG < 40cm - mv.)	Blokkeren mv	Blokkeren mv	Blokkeren mv
	Uitmijnen	Uitmijnen	Draineren
	Draineren	Draineren	
Droge gronden (GHG > 40cm - mv.)	Blokkeren mv	Blokkeren mv	Blokkeren mv
	Uitmijnen	Uitmijnen	
	Draineren		
Gedraineerde gronden	Uitmijnen	Uitmijnen	Geen
	Diep draineren	Diep draineren	maatregelen

### 5.3 Hydrologische maatregelen

Voor een uitgebreidere beschrijving van de modelaanpak van de hydrologische maatregelen wordt verwezen naar de studie van Van Bakel et al. (2008). Eerst worden de afzonderlijke maatregelen en uitgangspunten van de berekeningen beschreven (5.3.1), en daarna komen de resultaten aan bod (5.3.2).

#### 5.3.1 Uitgangspunten hydrologische maatregelen

##### 5.3.1.1 Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)

Het remmen of blokkeren van oppervlakkige afspoeling is een kansrijke maatregel, omdat de ondiepe route een belangrijk aandeel kan hebben in de nutriëntenbelasting en omdat deze route relatief eenvoudig is te reduceren met een greppel of dammetje. Het is belangrijk om erop te wijzen dat dit een curatieve maatregel is, terwijl in sommige gevallen oppervlakkige afspoeling kan worden voorkomen met een reeks preventieve maatregelen, die neerkomen op goed bodembeheer. Onvoldoende bodembedekking en het gebruik van zware landbouwmachines, vooral onder te natte omstandigheden, leiden tot (al dan niet interne) verslemping, een ploegzool, spoorvorming, plasvorming en vervolgens afspoeling. Het voorkomen van slechte plekken waar het gewas minder goed groeit en vanwaar gemakkelijk oppervlakkige afspoeling optreedt, is niet alleen een Goede Landbouw Praktijk (GLP), maar ook een goede milieumaatregel. In sommige gevallen is het te laat voor preventie en zal reparatie nodig zijn (bodembetering), bijvoorbeeld het breken van de ploegzool (diepploegen) en egalisatie, al dan niet in combinatie met drainage. De genoemde greppel en dammetje zijn hierbij vergeleken een 'low profile' maatregel, dat wil

zeggen eenvoudiger goedkopere maatregelen, die de interne bodemstructuur ongemoeid laten, maar wel door de boer zelf kunnen worden uitgevoerd.

De maatregel BOA is modelmatig geïmplementeerd door de maaiveldgreppels (drainagesysteem 5 in SWAP) te verwijderen. Daarnaast wordt de oppervlakkige afvoer vrijwel opgeheven door de maximale berging op het maaiveld te verhogen van 3 naar 100 mm. Het is belangrijk om erop te wijzen dat de modelberekeningen geen rekening kunnen houden met de hotspots, zoals beschreven in paragraaf 3.6.

Hotspots veroorzaken ook een hoge belasting als de bodem niet per sé nat is, omdat er oppervlakkige afspoeling optreedt bij flinke buien als gevolg van een aangetaste infiltratiecapaciteit van de bodem door bijvoorbeeld vertrapping of wielsporen. Wel is het risico groter op natte gronden, maar het verschil is niet zo groot als de modelberekeningen suggereren omdat die uitgaan van 'homogene' percelen. In de praktijk zal daarom ook op minder natte gronden relatief veel belasting vanaf hotspots plaats vinden, die met relatief eenvoudige maatregelen kan worden bestreden. Helaas kunnen hotspots niet op kaart worden gezet, omdat er geen bestanden zijn met deze informatie. Daarom zal in het veld moeten worden beoordeeld of er een risico is. Het ligt voor de hand waar mogelijk een hotspot (bijvoorbeeld een drinkbak) te verplaatsen op grotere afstand vanaf de sloot. Waar dat niet kan (bijvoorbeeld een kopakker) zal op curatieve maatregelen moeten worden teruggegrepen (begin van deze paragraaf).

### **5.3.1.2 Conventionele drainage (CD)**

Conventionele drainage is de in Nederland gebruikelijke vorm van drainage, waarbij de drains uitmonden in een sloot met een waterstand onder de buisuitmonding en met een landbouwkundig bepaalde drainagediepte en -afstand. Voor het aanleggen van beide drainagesystemen (CD en DSPD, 5.3.1.3) zijn de uitgangspunten gebruikt van de STONE plots, die in de referentiesituatie zijn gedraineerd (Tabel 5.2). Voor het implementeren van een drainagesysteem in SWAP is een optie ingebouwd die het mogelijk maakt om de laterale flux tot een bepaalde diepte te blokkeren. Daarmee kunnen effecten van de drainagediepte op de grondwaterstroming en vervolgens op de nutriëntenhuishouding worden gesimuleerd. In deze studie is ervoor gekozen om de laterale flux tot 30 cm boven de ontwateringsbasis (hier slootpeil) te blokkeren. Het is nodig om in de nabije toekomst het effect van de diepte van het blokkeren van de laterale flux nader te onderzoeken (gevoeligheidsanalyse). Dit voerde te ver in het kader van deze studie.

Tabel 5.2 Drainagekenmerken voor de verschillende drainagesystemen.

Modelparameters	Drainagesysteem	
	CD	DSPD
Diepte buizen (cm)	100	120
Afstand tussen buizen (m)	10	6
Drainageweerstand (d)	100	50
Winterpeil ontwateringsbasis (cm)	140	80
Zomerpeil ontwateringsbasis (cm)	110	60
Bodemdiepte maaiveldgreppels (cm)	20	10
Slootafstand tertiair systeem (m)	175	350
Slootweerstand tertiair systeem (d)	340	680
Diepte blokkeren laterale flux (cm - mv.)	70	90

### 5.3.1.3 Verdiepte samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD)

De maatregel verdiept aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD) combineert de volgende drainagesystemen.

- **Samengestelde drainage** is een systeem van drainage waarbij drains uitmonden in een verzameldrain die uitmondt in een sloot of een put.
- **Peilgestuurde drainage** is een systeem van ontwatering waarbij de hoogte van de ontwateringsbasis kan worden gestuurd. Dit houdt in dat de drains bij afvoer in de regel onder water liggen.
- **Diep aangelegde drainage** is een vanuit het oogpunt van waterkwaliteit belangrijke variant, waarbij met ‘diep’ wordt bedoeld dieper dan noodzakelijk voor een goede hydrologische werking.

Het effect van drainagediepte is, net als bij CD, verdisconteerd door de laterale flux tot op 30 cm boven de ontwateringsbasis (in dit geval putpeil) te blokkeren.

In het gebied van het fosfaatpilot is inmiddels gestart met een experiment waar DSPD zal worden vergeleken met CD en ongedraineerd. In West Noord-Brabant liggen in het kader van het zelfde project proeven waar samengestelde peilgestuurde drainage (normale diepte) wordt vergeleken met CD. Recent is een project gestart in de Provincie Zeeland, waar vier drainagevarianten met elkaar zullen worden vergeleken.

### 5.3.2 Resultaten hydrologische maatregelen

In deze paragraaf wordt een samenvattend overzicht gegeven van de resultaten. In bijlage 4 worden de resultaten uitgebreider beschreven. De resultaten van de perceelsmaatregelen kunnen worden opgesplitst in hydrologische effecten (grondwaterstanden en afvoeren, tabel 5.3 en 5.4) en effecten op de nutriëntenbelasting naar het oppervlaktewater (tabel 5.5). Het afvoeren en de nutriëntenvrachten via de verschillende hydrologische transportroutes zijn **bruto** afvoeren en vrachten, tenzij anders is weergegeven. Naast veranderingen in waterafvoer en nutriëntenvrachten zijn ook veranderingen in de fosfaattoestand weergegeven.

Tabel 5.3 Grondwaterkarakteristieken per hydrocluster voor de verschillende perceelsmaatregelen.

Gwst. Karakteristiek	REF (cm - mv.)	BOA (cm - mv.)	CD (cm - mv.)	DSPD (cm - mv.)
<b>Natte gronden</b>				
GHG	23	11	74	41
GLG	114	114	129	96
(GHG + GLG)/2	68	62	101	69
Gemiddelde grondwaterstand	70	67	100	68
<b>Droge gronden</b>				
GHG	107	105	134	-
GLG	199	199	215	-
(GHG + GLG)/2	153	152	175	-
Gemiddelde grondwaterstand	159	159	178	-
<b>Gedraineerde gronden</b>				
GHG	70	-	-	43
GLG	122	-	-	97
(GHG + GLG)/2	96	-	-	70
Gemiddelde grondwaterstand	95	-	-	69

In tabel 5.3 zijn een aantal relevante grondwaterkarakteristieken weergegeven per hydrocluster voor de verschillende perceelsmaatregelen. De veranderingen in grondwaterkarakteristieken zijn voor de verschillende fosfaatprofielen gelijk.

In Tabel 5.4 is het gemiddelde bruto waterafvoer over de verschillende hydrologische routes weergegeven voor de periode 2016-2030.

Tabel 5.4 Gemiddelde jaarlijkse **bruto** waterafvoer (mm) via de verschillende hydrologische routes voor de verschillende scenario's.

Scenario	Afvoeren							Kwel
	Runoff	Maaiveld	Drains	Tertiair	Secundair	primair	Totaal	
<b>Natte Gronden</b>								
REF	6	38	-	186	138	166	534	255
BOA	0	-	-	211	147	171	529	255
CD	1	0	268	107	53	99	527	255
DSPD	3	2	472	32	24	15	548	255
<b>Droge Gronden</b>								
REF	1	1	-	9	7	3	21	-324
BOA	0	-	-	10	8	3	20	-324
CD	1	0	14	4	2	1	21	-324
<b>Gedraineerde gronden</b>								
REF	1	0	337	139	31	3	510	252
DSPD	3	2	477	35	12	1	530	252

De belangrijkste hydrologische effecten zijn:

- De bijdrage van oppervlakkige afvoer (runoff + maaiveldafvoer) is in de uitgangssituatie voor natte gronden groter dan voor droge en gedraineerde gronden.
- Blokkeren van de maaiveldafvoer resulteert in hogere grondwaterstanden wat voornamelijk tot uiting komt in de GHG. De gemiddelde grondwaterstand verandert niet tot nauwelijks. De verandering in GHG zijn voor natte gronden groter dan voor



droge gronden. Dit is o.a. het gevolg van een hogere bijdrage van de oppervlakkige afvoer in de uitgangssituatie

- Het aanleggen van conventionele drainage resulteert in forse veranderingen van de gemiddelde grondwaterstand. Dit geldt zowel voor de GHG als voor de GLG.
- Het aanleggen van conventionele drainage heeft een groot effect op de verdeling van de waterafvoer over de verschillende transportroutes. In de uitgangssituatie wordt het grootste gedeelte van het neerslagoverschot via het primaire, secundaire en tertiaire systeem afgevoerd. Na het aanleggen van drainage wordt het grootste gedeelte via de drainbuizen afgevoerd.
- Het effect van verdiept aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD) op de grondwaterstand is per hydrocluster verschillend. De GHG voor natte gronden wordt  $\pm 18$  cm lager, voor gedraineerde gronden wordt een hogere GHG berekend van  $\pm 27$  cm. De GLG wordt voor beide hydroclusters hoger, waarbij het verschil voor gedraineerde gronden groter is.
- Door de maatregel DSPD neemt de totale waterafvoer toe met een kleine 5%. Ruim 85% van het neerslagoverschot wordt via de drainbuizen afgevoerd. De bijdrage van het primaire, secundaire en tertiaire systeem neemt drastisch af.

Naast de effecten op de hydrologie hebben de perceelsmaatregelen ook effect op de nutriëntenbelasting naar het oppervlaktewater, waarbij de fosfaattoestand in de bodem een belangrijke rol speelt. In tabel 5.5 zijn voor de verschillende hydrologische clusters en fosfaatprofielen het gemiddelde **bruto** N- en P-vrachten naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 weergegeven. Het effect van de verschillende perceelsmaatregelen is afhankelijk van de hydrocluster en de fosfaattoestand in de uitgangssituatie.

### 5.3.2.1 Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)

Het blokkeren van de maaiveldafvoer resulteert voor natte gronden tot een forse afname van de stikstofbelasting naar het oppervlaktewater (13%). Voor droge gronden is de afname van de stikstofvrucht beperkt ( $\pm 2\%$ ). Daarnaast is de absolute afname van de stikstofvrucht voor natte gronden veel groter dan voor de droge gronden. De effectiviteit van de maatregel is o.a. afhankelijk van de bijdrage van de oppervlakkige afvoer (runoff + maaiveldafvoer) aan de totale waterafvoer en de nutriëntenconcentraties in de oppervlakkige afvoer. De nutriëntenconcentraties in de oppervlakkige afvoer zijn over het algemeen hoger dan voor de overige hydrologische transportroutes. De bijdrage van oppervlakkige afvoer voor natte gronden is groter dan voor droge gronden, waardoor een groter effect wordt berekend.

Het effect van blokkeren maaiveldafvoer op de P-belasting naar het oppervlaktewater is afhankelijk van de fosfaattoestand in de uitgangssituatie. Het grootste effect voor natte gronden wordt berekend voor de situatie waarin de fosfaatverzadigingsgraad zowel voor de bovengrond als voor de ondergrond hoog is (HH\*). De totale P-vracht neemt af met  $0,43 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (27%). Blokkeren maaiveldafvoer voor fosfaatprofiel (LL) resulteert in een afname van 'maar'  $0,06 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (9%). Voor droge gronden is het relatieve effect van blokkeren maaiveldafvoer groot (36%). Door de lage P-belasting in de uitgangssituatie is de absolute reductie beperkt ( $0,01 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

Tabel 5.5 Vrachtreductie (bruto) door verschillende perceelsmaatregelen, gemiddeld voor de periode 2016-2030. De kolom score geeft de areaalgemiddelde waarde van de betreffende plot aan in de figuren 3.11-3.14.

Cluster: Hydrologie & FVG-profiel	Plot	Berekende P toestand (2000)  Pw P-AL		Maatregel/scenario																			
				REF				UITM				BOA				CD				DSPD tov. CD			
				Vracht kg.ha <sup>-1</sup> N	Vracht kg.ha <sup>-1</sup> N	Reductie kg.ha <sup>-1</sup> N	Score fig.3.14	Vracht kg.ha <sup>-1</sup> N	Reductie kg.ha <sup>-1</sup> N	Score fig.3.11	Vracht kg.ha <sup>-1</sup> N	Reductie kg.ha <sup>-1</sup> N	Score fig.3.12	Vracht kg.ha <sup>-1</sup> N	Reductie kg.ha <sup>-1</sup> N	Score fig.3.13	Vracht kg.ha <sup>-1</sup> N	Reductie kg.ha <sup>-1</sup> N	Score fig.3.13				
Nat Droog	1644 6105 6279			44,5	42,04	3,4	6	38,7	5,8	13	116,8	-72,2	-162	51,6	-6,9	-16							
Gedraineerd	6373			5,2				5,1	0,10	1,9	5,3	-0,02	-0,4	-	-	-							
				82,9	68,30	14,6	18	-	-	-	-	-	-	32,4	50,4	61							
Nat LL	1644	29	65	P	P	P		P	P		P	P		P	P								
HL	1644	61	65	0,69	-		27,7	0,63	0,06	9 10,1	0,50	0,20	28 11,0	-	-	7,7							
HH	1644	61	65	0,76	0,45	0,32	41 27,7	0,56	0,20	26 10,1	0,38	0,38	51 11,0	-	-	7,7							
HH*	1644	98	89	1,06	0,70	0,36	34 27,7	0,86	0,20	19 10,1	0,75	0,32	30 11,0	-	-	7,7							
				1,59	0,96	0,63	40 27,7	1,16	0,43	27 10,1	1,23	0,36	23 11,0	1,49	0,10	6 7,7							
Droog HH	6105 6279	66	60	P	P	P		P	P		P	P		P	P								
		64	65	0,03	0,02	0,02	48 13,0	0,02	0,01	36 9,7	0,02	0,01	44 9,2	-	-	10,3							
							21,8			17,2			16,1			10,2							
Gedraineerd				P	P	P		P	P		P	P		P	P								
HL	6373	71	74	0,31	0,29	0,03	8 14,9	-	-	- 9,5	-	-	- -	0,48	-0,17	-55 12,3							
HH	6373	71	74	0,34	0,31	0,03	9 14,9	-	-	- 9,5	-	-	- -	0,50	-0,16	-47 12,3							
HH*	6373	100	92	0,50	0,47	0,03	6 14,9	-	-	- 9,5	-	-	- -	0,59	-0,10	-20 12,3							

### 5.3.2.2 Conventioneel draineren (CD)

Aanleggen van conventionele drainage heeft een negatief effect op de totale stikstofbelasting naar het oppervlaktewater, voor fosfor wordt juist wel een positief effect berekend. De stikstofbelasting voor de natte gronden neemt fors toe van  $44,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$  naar  $116,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , meer dan een verdubbeling. Voor droge gronden is de toename van de N-belasting verwaarloosbaar ( $0,02 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Het aanleggen van drainage resulteert voor de natte gronden in een forse verlaging van de grondwaterstand en daardoor een afname van de denitrificatie. Hierdoor is de hoeveelheid stikstof dat via de verschillende hydrologische transportroutes afgevoerd kan worden groter. Het grootste gedeelte van de stikstofvoorraad wordt via de drainbuizen afgevoerd.

Het aanleggen van drainage resulteert zowel voor natte gronden als voor droge gronden tot een afname van de P-belasting naar het oppervlaktewater, waarbij de absolute afname voor de droge gronden beperkt is ( $0,01 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Uit de tabel blijkt dat de fosfaattoestand in de uitgangssituatie geen effect heeft op de relatieve afname van de P-belasting. De P-belasting voor natte gronden met een lage fosfaatverzadigingsgraad (LL) wordt gereduceerd met 28%, voor het fosfaatprofiel HH is de relatieve afname 23%.

De absolute afname van de P-belasting voor profielen met een hoge fosfaatverzadigingsgraad in de bovengrond ( $> 0,30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) is hoger dan voor het profiel met een lage FVG in de bovengrond ( $0,20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

### 5.3.2.3 Diep aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD)

Het effect van DSPD op de N- en P-belasting naar het oppervlaktewater is voor de verschillende hydroclusters en fosfaatprofielen verschillend. Bij de relatieve toe- en afname van de P-belasting moet opgemerkt worden dat de absolute toe- en afname beperkt zijn.

DSPD heeft op natte gronden een negatief effect op de stikstofbelasting naar het oppervlaktewater (-16%), de P-belasting neemt echter wel af met ruim 6%. De toename van de stikstofbelasting kan worden verklaard doordat bij het aanleggen van de drainage de grondwaterstand wordt verlaagd en de denitrificatie hierdoor afneemt. Door het verlagen van de grondwaterstand neemt de bijdrage van oppervlakkige afvoer af. Dit resulteert vervolgens in een positief effect op de P-belasting naar het oppervlaktewater.

Voor gedraineerde gronden is het effect van DSPD op de N- en P-belasting juist omgekeerd. De stikstofbelasting neemt af met ruim 60%! Door het opzetten van het streefpeil, respectievelijk -60/-80cm - mv. voor de zomer/winterperiode, wordt een hogere grondwaterstand verkregen. Hierdoor neemt de denitrificatie toe en neemt de stikstofvoorraad af. De totale N-belasting neemt hierdoor af.

De P-belasting neemt toe met 20-55%. Hierbij moet worden bedacht dat dit is ten opzichte van een reeds gedraineerde situatie. Ten opzichte van de ongedraineerde situatie is de P-vracht wel geringer bij DSPD!

Door het opzetten van het streefpeil neemt de bijdrage van de drainafvoer aan de totale waterafvoer toe van 66% in de uitgangssituatie naar bijna 95%. De P-concentratie van het drainwater verandert bijna niet, waardoor de totale P-vracht via de drainbuizen toeneemt met 0,10-0,17 kg.ha<sup>-1</sup>), afhankelijk van het fosfaatprofiel.

## 5.4 Uitmijnen

Onder uitmijnen wordt verstaan het verlagen van de fosfaattoestand door gewasonttrekking wanneer een perceel niet meer met fosfaat wordt bemest. Consequentie is dat geen dierlijke mest kan worden gebruikt en dat er niet mag worden geweid. Deze maatregel zal vooral invloed hebben op de fosfaattoestand van de wortelzone daarnaast nemen de verliezen door oppervlakkige afspoeling af. De effecten van uitmijnen nemen geleidelijk toe in de tijd naarmate de fosfaattoestand steeds verder daalt en naarmate het uitmijnfront zich langzaam naar beneden door de wortelzone verplaatst. In de eerste jaren zullen vooral effecten optreden doorreductie van oppervlakkige afspoeling. Uitmijnen zijn in theorie alleen een effectief middel om de uitspoeling naar het oppervlaktewater te verminderen op nattere gronden, omdat alleen daar een belangrijk deel van de laterale afvoer ondiep plaats vindt via maaiveld (runoff) of bouwvoor (wortelzone). Uitmijnen zijn alleen toegepast op de hydrologische referentie situatie (REF).

Het effect van uitmijnen op de afvoervrachten van fosfor is sterk afhankelijk van hydrologische situatie (tabel 5.5). Omdat uitmijnen invloed heeft op de beschikbare hoeveelheid fosfor in de bovenste decimeters van het bodemprofiel, zullen de P concentraties in het bodemvocht van de bovenste bodemlagen afnemen. Indien de afvoer hoofdzakelijk uit lager gelegen bodemlagen optreedt, zal uitmijnen weinig effect hebben op de totale P-afvoer naar het oppervlakte water. Op natte gronden zal daarom uitmijnen het meest kansrijk zijn om de P-belasting op het oppervlakte water te verminderen. Verder is het effect van uitmijnen op de P-belasting naar het oppervlaktewater afhankelijk van de fosfaattoestand in de uitgangssituatie. Het grootste effect voor natte gronden wordt berekend voor de situatie waarin de fosfaatverzadigingsgraad zowel voor de bovengrond als voor de ondergrond hoog is (Tabel 5.5: P-profiel FVG HH\*). De totale P-vracht neemt daar af met 0,63 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> (40%). Maar ook voor het fosfaatprofiel (HL) resulteert uitmijnen nog in een afname van 0,32 kg.ha<sup>-1</sup> (41%). De relatieve vrachtreductie is niet afhankelijk van de fosfaattoestand, maar wordt bepaald door de hydrologie.

Op droge gronden is het relatieve effect van uitmijnen weliswaar groot (67%), maar de absolute vracht en dus ook de absolute vrachtreductie is verwaarloosbaar klein (0,02 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>). Op de gedraineerde gronden is het effect van uitmijnen op de P-vracht naar het oppervlakte water eveneens erg klein (0,03 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>) en bovendien vrijwel onafhankelijk (zowel absoluut als relatief) van de fosfaattoestand in de uitgangssituatie. Dit is een gevolg van het vrijwel ontbreken van oppervlakkige routes op gedraineerde gronden. Eventuele verschillen in P-uitspoeling vanuit de bouwvoor naar diepere bodemlagen verdwijnen daar vervolgens door vastlegging van P aan aluminium en ijzer. Dit betekent dat de P-profielen waarmee hier is gerekend nog

niet zo ver opgeladen zijn dat verschillen in P-overschot zich vertalen in verschillen in uitspoeling via drainagebuizen. Andersom geredeneerd heeft het waarschijnlijk dat uitmijnen op gedraineerde percelen met een aangetoonde hoge P-vracht via drainbuizen wel effectief kan zijn.

Een bijeffect van uitmijnen is verminderde stikstofuitspoeling (tabel 5.5). Dit wordt vooral zichtbaar op de gedraineerde gronden ( $-14,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ ,  $-18\%$ ), omdat via de route drainagebuizen relatief veel nitraat uitspoelt. Dit effect is een gevolg van een verschuiving van de stikstofbemesting van organische of dierlijke mest naar kunstmest. Hierdoor wordt minder reststikstof uit organische mest toegediend (Nr). Dit is de stikstof uit organische mest die na een jaar nog niet is gemineraliseerd (ordegrootte 25%). Deze rest-N wordt niet meegeteld bij de bemesting. Daarom wordt bij bemesting met organische mest een hoger stikstofoverschot gerealiseerd dan met kunstmest (zonder Nr). Op langere termijn zal zich bij gebruik van organische mest in de bodem een evenwicht instellen, waarbij de jaarlijkse toename van organisch N met Nr, door extra N-mineralisatie wordt gecompenseerd. Deze extra mineralisatie vindt voor een belangrijk deel (20-50%) plaats buiten het groeiseizoen en draagt daarmee bij aan een hogere stikstofuitspoeling. Uitmijnen veroorzaakt het omgekeerde effect in vergelijking met de referentiesituatie.

## 5.5 Kosteneffectiviteit

Behalve de effectiviteit in termen van vrachtreductie zijn ook de kosten van maatregelen van belang voor een goede afweging. In dit verband wordt de term kosteneffectiviteit gebruikt. Kosteneffectiviteit wordt hier berekend als kosten gedeeld door vrachtreductie, waarbij de kosten worden uitgedrukt in  $\text{€} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$  en de vrachtreductie in  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$  (N of P). De eenheid van kosteneffectiviteit wordt dan  $\text{€} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Dat leidt gemakkelijk tot verwarring omdat een hoge waarde van kosteneffectiviteit dus ongunstig is. In dit verband is het daarom beter om van een gunstige dan om van een hoge kosteneffectiviteit te spreken.

De kosten in de tabellen 5.6 (uitmijnen) en 5.7 (hydrologische maatregelen) zijn overgenomen uit Noij et al. (2008). De kosteneffectiviteit is vervolgens berekend door de kosten te delen door de absolute vrachtreductie uit tabel 5.5. In het geval van uitmijnen ligt dit wat gecompliceerder, omdat de kosten van uitmijnen in Noij et al. (2008) zijn berekend in bedrijfsverband, dat wil zeggen voor een heel bedrijf, terwijl uitmijnen op slechts een deel van het bedrijf (15 of 30%) werd toegepast. Dit betekent dat slechts 15 of 30% van de vrachtreductie mag worden doorberekend. Hierdoor valt de kosteneffectiviteit ongunstig uit. Hierbij kan dezelfde kanttekening gemaakt worden als in Noij et al. (2008), namelijk dat uitmijnen gunstiger uitpakt naarmate het op een kleiner deel van het bedrijf wordt toegepast, en naarmate het verschil in P-toestand tussen uitmijnpercelen en de rest van het bedrijf groter is.

Tabel 5.6 Kosteneffectiviteit van uitmijnen. Kosten overgenomen uit Noij et al. (2008: akkerbouw variant Zuid Oost Nederland; melkvee variant Zand).

Hydrologie	P-profiel	Vrachtreductie		Aandeel uitmijnen, soort landbouw en gewas				
		kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup>	%	melkvee gras	melkvee gras	melkvee mais	akkerbouw graan	akkerbouw rotatie
				15%	30%	30%	30%	30%
				Kosten, €.ha <sup>-1</sup>				
				118	401	467	45	600
				Kosteneffectiviteit €.kg <sup>-1</sup> N				
Nat <sup>1</sup>		3,4	6	231	393	458	44	588
Gedraineerd <sup>1</sup>		14,6	18	54	92	107	10	137
				Kosteneffectiviteit €.kg <sup>-1</sup> P				
Nat	HL <sup>2</sup>	0,32	41	2458	4177	4865	469	6250
	HH	0,36	34	2185	3713	4324	417	5556
	HH*	0,63	40	1249	2122	2471	238	3175
Droog	HH <sup>2</sup>	0,02	48	39333	66833	77833	7500	100000
Gedraineerd	HL <sup>2</sup>	0,03	8	26222	44556	51889	5000	66667
	HH	0,03	9	26222	44556	51889	5000	66667
	HH*	0,03	6	26222	44556	51889	5000	66667

<sup>1</sup> niet berekend voor cluster droog

<sup>2</sup> niet berekende voor de overige P-profielen

De kosten voor perceelsmaatregelen zijn overgenomen uit Noij et al. (2008). De kosteneffectiviteit is vervolgens berekend door te delen door de absolute vrachtreductie uit tabel 5.5.

Tabel 5.7 Kosteneffectiviteit van hydrologische maatregelen. Kosten overgenomen uit Noij et al., 2008.

Hydrologie	rekenplot	P toestand			Nutrient	Maatregel												
		code	Pw	P-AL		blokkeren maaiveld			conventionele drainage			DSPD			Kosteneffectiviteit €·kg <sup>-1</sup>			
						Kosten	Vrachtreductie	Kosten- effectiviteit	kosten	Vrachtreductie	Kosten- effectiviteit	kosten	Vrachtreductie	Kosten- effectiviteit				
						€·ha <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup>	kg·ha <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup>	%	€·kg <sup>-1</sup>	€·ha <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup>	kg·ha <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup>	%	€·kg <sup>-1</sup>	€·ha <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup>	kg·ha <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup>	%	tov. CD	tov. REF
Nat	1644				N	70	5,8	13	12	140	-72,2	-162	-2	750 <sup>6</sup>	-6,9	-16		-109
Droog	6105 6279				N	70	0,1	1,9	700	140	-0,02	-0,4	-7000	750	-	-		
Gedraineerd	6373				N		-	-			-	-		750	50,4	61		15
Nat	1644	LL	29	65	P	70	0,06	9	1167	140	0,2	28	700	750	-	-		
	1644	HL	61	65	P	70	0,2	26	350	140	0,38	51	368	750	-	-		
	1644	HH	61	65	P	70	0,2	19	350	140	0,32	30	438	750	-	-		
	1644	HH*	98	89	P	70	0,43	27	163	140	0,36	23	389	750	0,1	6,2		7500
Droog	6105 6279	HH	66	60	P		0,01	36			0,01	44			-	-		
		HH	64	65	P	70			7000	140			14000	750				
Gedraineerd	6373	HL	71	74	P	70				140				750	-0,17	-55	-4412	
	6373	HH	71	74	P	70				140				750	-0,16	-46	-4688	
	6373	HH*	100	92	P	70				140				750	-0,1	-20	-7500	

<sup>6</sup> De kosten van DSPD zijn nog erg onzeker, vooral het onderhoud, en worden thans onderzocht. De experts bevelen daarom een voorzichtige, is hoge schatting aan. Gevolg is wel dat de kostreffectiviteit ongunstig uitpakt.

## 6 Validatie van de modelberekeningen voor uitmijnen

Fosfaatuitmijnen is één van de mogelijke maatregelen om de belasting van oppervlakte- en grondwater te verminderen. Fosfaatuitmijnen is een vorm van fyto-extractie waarbij fosfaat uit de bodem wordt verwijderd door middel van gewasopname en gewasafvoer. Bij fosfaatuitmijnen wordt zonder fosfaatbemesting een zo hoog mogelijk fosfaatonttrekking van het gewas nagestreefd door het gewas optimaal te bemesten met overige nutriënten zoals stikstof en kali en verantwoord bodemgebruik. Hierdoor daalt de meest labiele fosfaatfractie van de bodem waardoor het risico op fosfaatuitspoeling afneemt. Op langere termijn nemen ook stabielere fosfaatbodemfracties af waardoor nalevering vanuit de bodem naar de labielere fosfaatbodemfracties sterk afneemt. Fosfaatuitmijnen is een aantal jaren terug genoemd als een veelbelovende methode om in relatief korte tijd de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater terug te dringen en wordt in veel Europese landen al als een vorm van goede landbouwpraktijk gezien (Van der Zee et al., 1992; Chardon et al., 1996; Delorme et al., 2000; Tunney et al., 1997). Tot op heden is in Nederland echter vooral ervaring opgedaan met potproeven (Koopmans et al. 2004) maar resultaten met betrekking tot de lange termijn effecten in het veld zijn beperkt en de bestaande veldexperimenten zijn vaak nog relatief kort lopend.

De bestaande veldexperimenten in Limburg (Noij et al., 2007) en elders in Nederland lopen nog te kort om op basis van de beschikbare meetresultaten goed zicht te krijgen op de lange termijn effecten van de ingezette maatregelen. Met behulp van modellen kunnen de huidige observaties geëxtrapoleerd worden in de tijd en ruimte. Zodoende kan een voorspelling gedaan worden van het te verwachten effect als maatregelen elders worden geïmplementeerd. In hoofdstuk 5 is de effectiviteit van uitmijnen in Limburg afgeleid aan de hand van een aantal voorbeeldberekeningen. Om de modellen verantwoord in te kunnen zetten is echter een toetsing van de model(concepten) op bestaande metingen noodzakelijk. In dit hoofdstuk wordt deze toetsing op een aantal uitgemijnde percelen beschreven.

Het model SWAP/ANIMO dat gebruikt is voor de scenarioanalyse in deze studie is daarom getoetst op de lopende uitmijnproeven. De proeven uit de P-pilot in Limburg lopen helaas nog te kort om een goede validatie mogelijk te maken. Voor de validatie is daarom gebruik gemaakt van een aantal proeven met gras op zandgronden in Noord- Brabant en Overijssel, van een kleigrond in de Flevopolder en van een veengrond in Zuid Holland (Ehlert et al., 2008; Van der Salm et al., 2009). Voor andere maatregelen waren nog geen geschikte proeven te vinden voor validatie.

Voor de toetsing van de modellen is zo veel mogelijk gebruik gemaakt van lokaal beschikbare informatie over bodem, hydrologie en gewas. Op basis van deze informatie zijn de benodigde modelparameters ingesteld. Zo nodig zijn de parameters die de hydrologie en gewasopname beschrijven gekalibreerd om de lokale situatie zo goed mogelijk te beschrijven. Op deze wijze is zo nauwkeurig mogelijk het gemeten fosfaatoverschot (gift minus opname) op de proefvelden gesimuleerd.



Vervolgens zijn de gesimuleerde effecten van dit overschot op de fosfaatvoorraad in de bodem en de fosfaatconcentraties in de bodemoplossing vergeleken met de gemeten effecten. Tenslotte zijn eventueel de in het model gebruikte desorptieparameters van fosfaat aangepast om het gedrag beter te beschrijven. Deze aanpassingen zijn doorvertaald naar de parameterset die gebruikt is voor de scenarioanalyse (H4&5).

## 6.1 Uitmijn proeven grasland

In 2002 zijn uitmijnproeven gestart op grasland als onderdeel van een bestaande lange termijn proef. 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. De opzet van elke veldproef bestaat uit drie fosfaatniveaus: 0, 20 of 40 kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> overschot (aangeduid met P0, P20 en P40) en 2 stikstofniveaus 180 en 300 kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup> N-overschot. De velden worden gemaaid en beweid met pinken. Opbrengst en kwaliteit van het gras, fosfaatoverschot, fosfaattoestand en concentraties in bodemvocht worden jaarlijks vastgesteld. 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 (P<sub>w</sub>, P<sub>ox</sub> en P-totaal). In 2002 zijn bij elke proef uitmijnveldjes aangelegd. Deze veldjes worden niet beweid, ontvangen geen fosfaat maar wel 300 kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup> N en worden op een voor de praktijk vergelijkbare wijze beheerd. Een overzicht van de bodemvruchtbaarheid (P<sub>w</sub>, P-AL getal), fosfaatpools en de verzadigingsgraad op deze locaties is gegeven in Tabel 6.1.

Tabel 6.1 Fosfaat gehalten, fosfaatverzadigingsgraad en bulk dichtheid van de onderzochte locaties voor de start van het uitmijnexperiment.

Locatie	Diepte	P <sub>w</sub>	P-AL	P <sub>ox</sub>	Totaal P	FVG	Bulk dichtheid
	Cm	mg.L <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg.(100 g) <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>			-	kg.m <sup>-3</sup>
Heino	0-0,05	30	33	139	165	0,63	1174
	0,05-0,1	20	34	136	145	0,53	1454
	0,1-0,2	26	39	142	159	0,59	1442
	0,2-0,3	27	37	118	148	0,62	1463
Cranendonck	0-0,05	26	32	142	164	0,48	1132
	0,05-0,1	23	30	148	153	0,45	1430
	0,1-0,2	20	32	137	146	0,43	1448
	0,2-0,3	22	33	130	143	0,44	1399
Waiboerhoeve	0-0,05	63	49	134	236	0,50	1101
	0,05-0,1	22	17	74	150	0,25	1389
	0,1-0,2	12	10	57	121	0,19	1361
	0,2-0,3	9	8	52	117	0,18	1322
Zegveld	0-0,05	11	36	213	621	0,15	355
	0,05-0,1	4	20	298	477	0,22	510
	0,1-0,2	4	9	235	370	0,14	447
	0,2-0,3	11	5	184	317	0,11	282

† Berekend als P<sub>ox</sub> / (0,5 (Al+Fe)<sub>ox</sub>) (molaire verhoudingen)

## 6.2 Validatie procedure

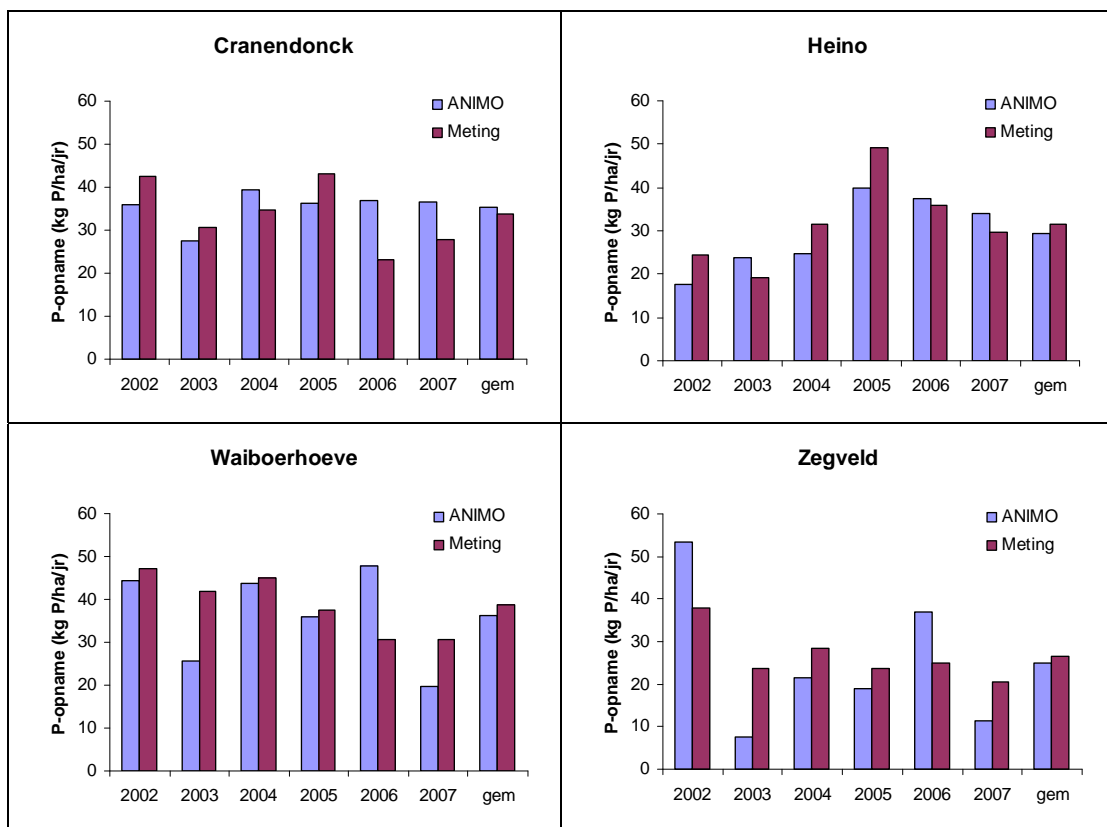
De hydrologische situatie van de vier proefvelden is in 2005 gesimuleerd met SWAP (Middelkoop et al., 2007) en recent uitgebreid tot en met 2007. Voor de validatie van het model op de uitmijnevelden is gebruik gemaakt van deze gegevens en andere gegevens die verkregen zijn bij de validatie op de in 1997 aangelegde velden (van der Salm en Schoumans, 2000; Middelkoop et al., 2007). In dit rapport beperken we ons tot de validatie van het model op de uitmijnevelden.

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

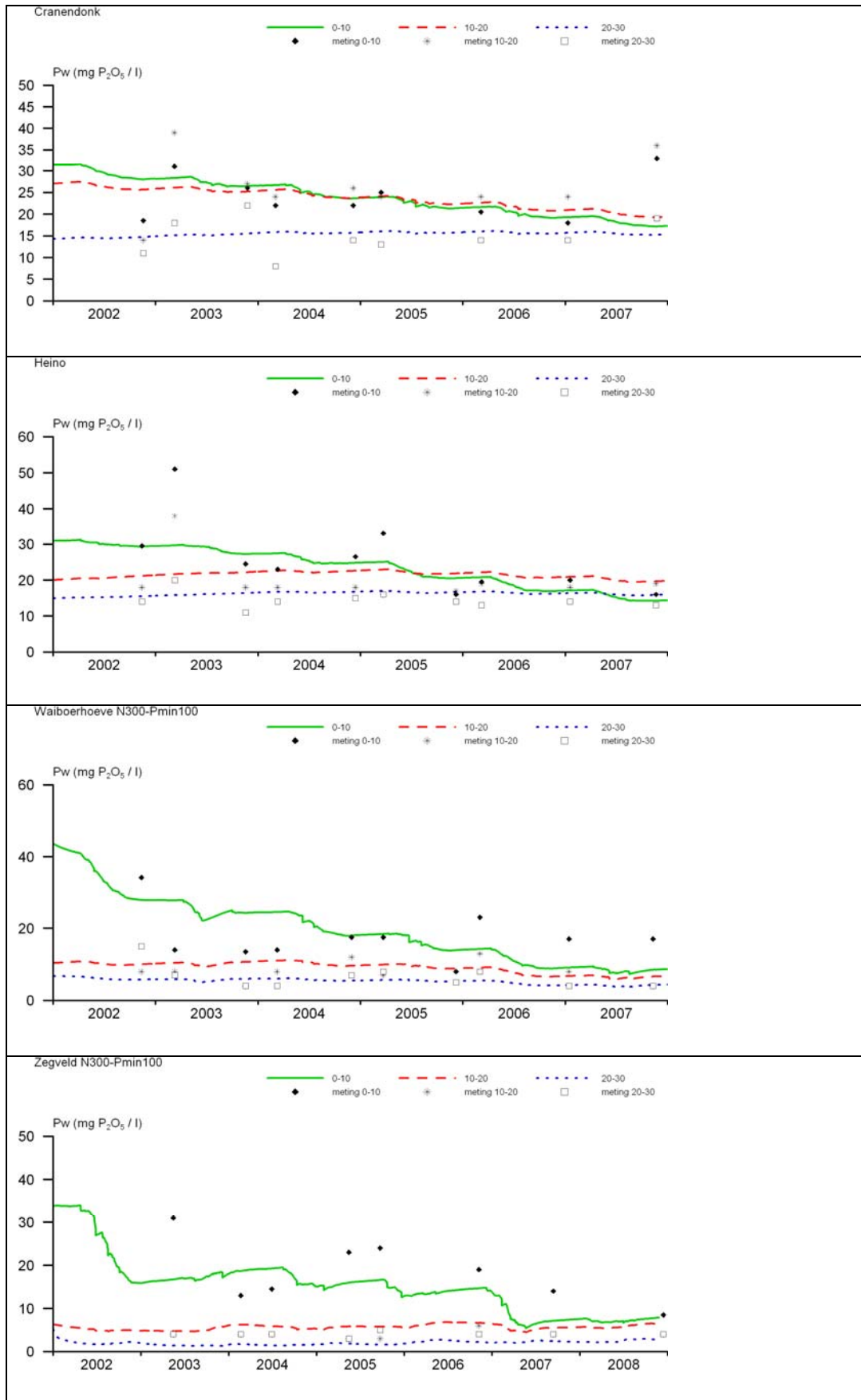
- vergelijking gemeten en gesimuleerde opname, zo nodig calibratie opname constanten
- vergelijking gemeten en gesimuleerde Pw-getalen en totale gesorbeerde hoeveelheden
- Calibratie lange termijn desorptieconstanten en zo nodig optimaliseren wortelopname patroon

### 6.2.1 Fosfaatopname

Op de uitmijnevelden werd gemiddeld in de periode 2002 tot 2007 tussen de 26 kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup> P op de veengrond en 39 kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup> P op de kleigrond afgevoerd met maaien. Op de beide zandgronden werd gemiddeld 33 kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup> P afgevoerd door maaien. De gemiddelde gesimuleerde afvoer ligt dicht bij de gemeten afvoer (25 -36 kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup> P). De jaar tot jaar verschillen tussen metingen en simulaties kunnen aanzienlijk zijn (Fig. 6.1). Dit valt vooral op bij uitzonderlijk droge jaren (2003) en de zeer groeizame jaren (2006). Voor de voorspelling van de lange termijn effecten van uitmijnen is dit geen probleem omdat dit soort afwijking in individuele jaren het lange termijn effect niet beïnvloeden.



Figuur 6.1 Gemeten en met ANIMO gesimuleerde opname van P door het gewas.



Figuur 6.2 Gemeten en met ANIMO gesimuleerde verandering in Pw-getal extrabeerbaar fosfaat.

## 6.2.2 Verandering in Pw

Een groot deel van de fosfaat dat toegediend wordt met bemesting wordt in de bodem vastgelegd (gesorbeerd). De hoeveelheid gesorbeerd fosfaat kan bepaald worden met een extractie met  $\text{NH}_4$ -oxalaat ( $\text{P}_{\text{ox}}$ ). Een klein deel van dit fosfaat wordt relatief zwak gebonden en het gedrag van dit fosfaat kan worden beschreven met een evenwichtsreactie tussen bodem en bodemoplossing. De resterende hoeveelheid mineraal fosfaat is sterker aan de bodem gebonden en de omvang van deze pool verandert slechts langzaam in de tijd. In ANIMO wordt het gedrag van deze beide pools beschreven met twee verschillende reacties. Het gedrag van het zwak gebonden fosfaat wordt beschreven met een Langmuir vergelijking. Het gedrag van sterk gebonden fosfaat wordt beschreven met een tijdsafhankelijke Freundlich vergelijking. In ANIMO worden binnen deze pool van sterk gebonden fosfaat drie fracties onderscheiden met oplopende bindingssterkte. De parameters voor de vastlegging van fosfaat aan deze drie fracties zijn bepaald met laboratorium experimenten (Schoumans, 1995). De parameters voor het vrijkomen van fosfaat uit deze fracties (desorptieconstanten) waren tot op heden onbekend en zijn voor deze studie gecalibreerd op de resultaten van de uitmijnproeven op grasland.

De verandering in Pw-getal van de bodem geeft een indruk van de verandering in reversibel gebonden 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 (Fig. 2) 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 laboratorium analyse.

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 (zie 6.2.1). 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.

Voor de simulatie is voor Cranendonck, Waiboerhoeve en Zegveld uitgegaan van desorptieconstanten van respectievelijk  $4 \cdot 10^{-5}$ ,  $1 \cdot 10^{-5}$  en  $1 \cdot 10^{-6}$  voor de drie pools van sterk gebonden fosfaat. Voor Heino zijn waarden gebruikt die 2 maal zo hoog liggen. De noodzaak om hogere waarden voor Heino te gebruiken komt voort uit het feit dat deze locatie met een langzaam werkende natuurfosfaat (Gafsa) is bemest in de periode voor de start van het uitmijnexperiment. Uit deze mestvorm wordt waarschijnlijk nog mest nageleverd tijdens het experiment. Op de andere locaties is

gebruik gemaakt van P-kunstmest. 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).

### 6.2.3 Verandering in totale hoeveelheid gesorbeerd fosfaat ( $P_{ox}$ )

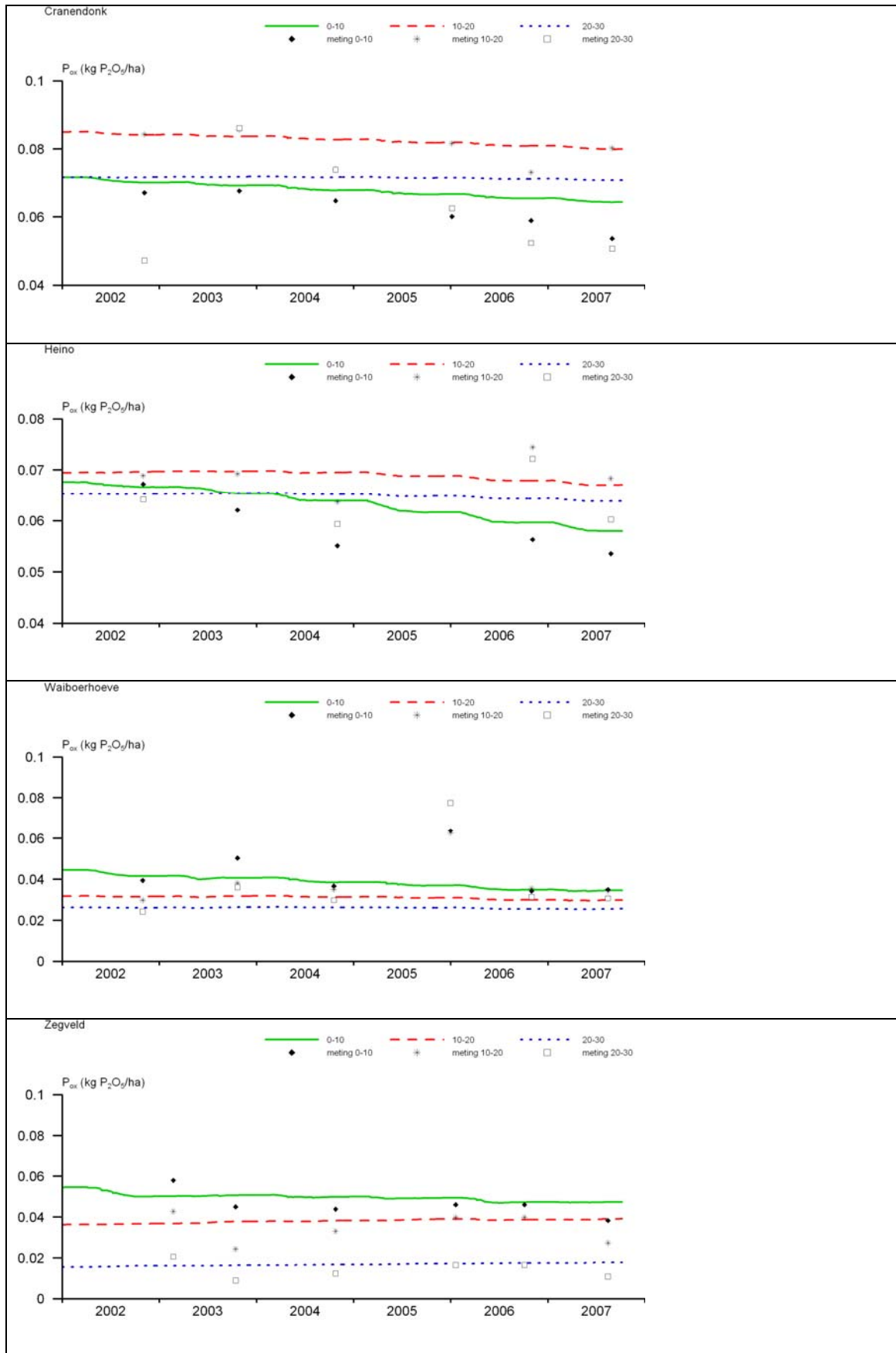
Uit meting op de uitmijnevelden bleek dat de gehalten aan  $P_{ox}$  geleidelijk dalen gedurende het experiment (Fig. 6.3). Deze daling is het sterkst in de bovengrond (0-10 cm) en over het algemeen minder groot in de diepere lagen (10-20 cm en 20-30 cm). De variatie in de gemeten  $P_{ox}$  gehalten in de tijd is in sommige bodemlagen soms 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 laboratorium analyse.

De simulatieresultaten geven aan dat in de beide zandgronden de daling van  $P_{ox}$  in de laag van 0-10 cm wat wordt onderschat door het model. Voor de diepere lagen komen de simulaties over het algemeen wel goed 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 is de daling in  $P_{ox}$  vergelijkbaar met de meetresultaten.

De afwijking tussen metingen en simulaties in met name de bovenste 10 cm van de zandgronden kan meerdere oorzaken hebben. Op de overschot veldjes op de zandlocaties werd in de periode 1997-2007 ook een geringe daling in  $P_{ox}$  waargenomen (Ehlert et al., 2008). Deze 'autonome' afname van  $P_{ox}$  kan duiden op het feit dat een deel van het fosfaat steeds sterker gebonden wordt en geleidelijk niet meer extraheerbaar is met  $NH_4$  oxalaat. Daarnaast kan ook meespelen dat op de zandgronden, die een zeer lange voorgeschiedenis hebben met hoge bemestingscijfers, het fosfaat in diepere delen van de wortelzone wat sterker is gebonden dan nu in het model is aangenomen. Dat betekent dus dat in de bovengrond mogelijk wat hogere desorptiesnelheden gehanteerd zouden moeten worden dan in de wat diepere lagen.

## 6.3 Conclusies

Op de uitmijneveldjes wordt een geleidelijke afname gemeten in Pw-getal en Pox. 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 lange termijn trend in Pw-getal en Pox te simuleren. Calibratie leidde tot desorptieconstanten van respectievelijk  $4 \cdot 10^{-5}$ ,  $1 \cdot 10^{-5}$  en  $1 \cdot 10^{-6}$  voor de drie pools van sterk gebonden fosfaat. Op de biologische beheerde locatie Heino, waar voor de proef bemest was met natuurfosfaat, werden twee maal zo hoge waarden gevonden.



Figuur 6.3 Gemeten en met ANIMO gesimuleerde verandering in oxalaat extrabeerbaar fosfaat.

## 7 Vloevelden

### 7.1 Aanpak

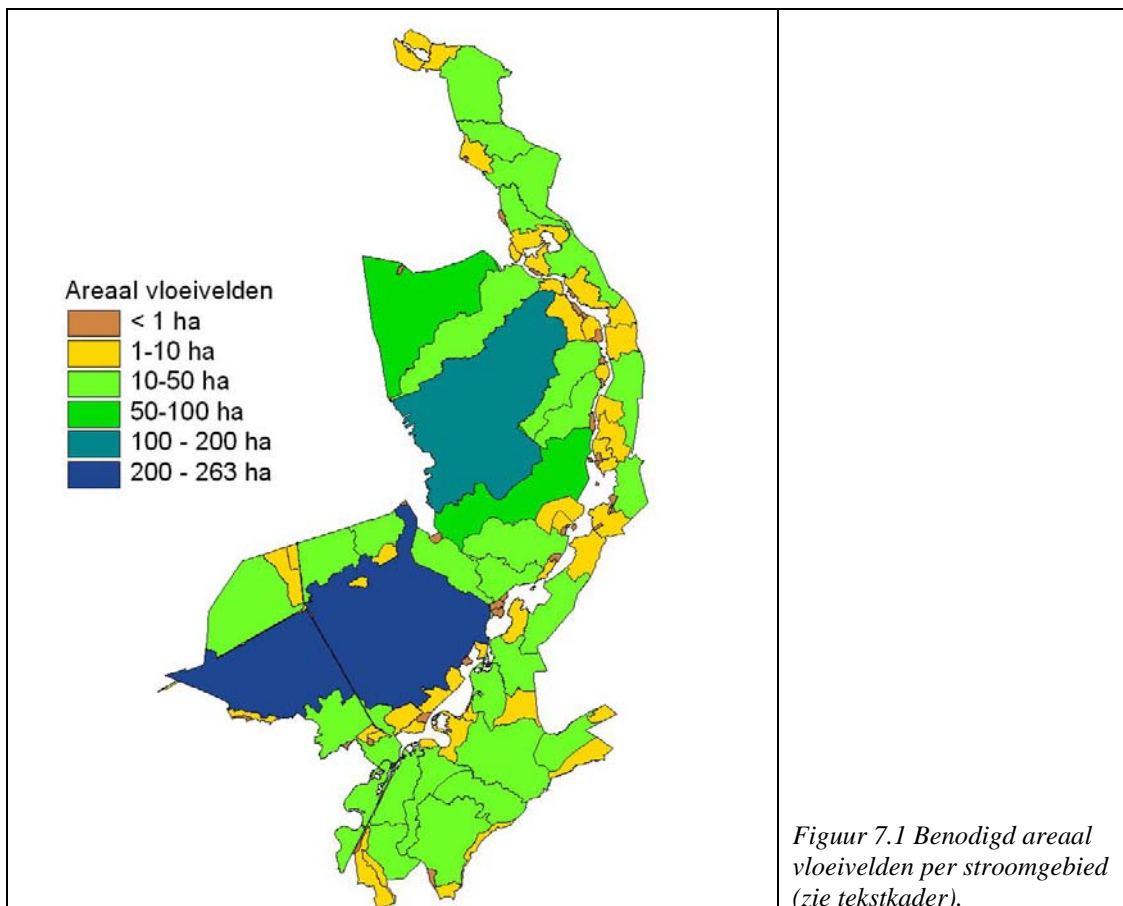
De effectiviteit van de maatregel vloeveld wordt bepaald door de hydraulische belasting of verblijftijd, de nutriëntenvracht of -concentratie in de aanvoer vanuit het vanggebied naar het vloeveld, en van het beheer van het vloeveld.

De hydraulische belasting hangt af van de verhouding tussen de afvoer vanuit het vanggebied en het areaal vloeveld. In figuur en tabel 7.1 is uitgegaan van gemiddelde afvoercharacteristieken voor dit type zandgebieden. In werkelijkheid zullen die wat verschillen tussen de stroomgebieden. De afvoer van een stroomgebied wordt vooral bepaald door het totale areaal, maar daarnaast ook door de posten van de waterbalans, kwel, wegzijging, neerslag en verdamping, die per stroomgebied zullen verschillen.

Het areaal vloeveld is afhankelijk van het ontwerp en de plaatselijke mogelijkheden. In deze studie rekenen we met een vast bruto areaal van 1 en 2% van het stroomgebied. Het netto areaal is dan resp. 0,75 en 1,5%. Er wordt van uitgegaan dat de verblijftijd van fosfaat 4 dagen moet zijn voor een effectieve zuivering van met name ortho-P. Bij een hogere dan gemiddelde winterafvoer is de verblijftijd dus onvoldoende voor zuivering (tabel 7.1). Hoewel dit maar een beperkt deel van de winterperiode voor komt (halve maatgevende afvoer komt gemiddeld maar 15 dagen voor), dragen de korte perioden met hogere afvoer relatief wel veel bij aan de totale vracht. Op basis van tabel 7.1 schatten we dat 75% van de totale afvoer (debiet ( $<0,9 \text{ mm.dag}^{-1}$ ) effectief kan worden gezuiverd. De piekafvoeren (25%; bij maatgevende en half maatgevende afvoer) kunnen dus minder effectief worden gezuiverd. In deze studie gaan ervanuit dat 70% van de afvoer kan worden gezuiverd.

De fosfaatvracht wordt vooral bepaald door het aandeel risicopercelen (percelen met naar verwachting veel uit- en afspoeling) en daarmee indirect van het aandeel landbouw binnen het vanggebied. Omdat in dit stadium gegevens over de P-toestand van de percelen binnen de vanggebieden ontbreken, gebruiken we alleen het totale transportrisico uit H3 als maat voor de belasting vanuit de onderscheiden vanggebieden (figuren 3.14 en 3.15). Door de sommatie van het totale transportrisico over alle voorkomende landbouwpercelen binnen een deelstroomgebied wordt impliciet rekening gehouden met het aandeel landbouwpercelen binnen het vanggebied. Het totale transportrisico gebruiken we hier als semikwantitatieve maat voor de te verwachten vracht op een bepaald punt in het oppervlaktewatersysteem. We gaan hierdoor voorbij aan het eventuele effect van processen in het oppervlaktewater zoals retentie en verdunning tijdens transport naar het zuiveringsstelsel. Een klein aandeel landbouw binnen een stroomgebied betekent in principe verdunning van de vracht en een lange transportweg meer retentie.





Figuur 7.1 Benodigd areaal vloeivelden per stroomgebied (zie tekstkader).

#### Benodigd areaal vloeivelden en effectiviteit

Om het benodigd areaal vloeivelden en de daarmee samenhangende effectiviteit bij standaardbeheer te berekenen is naast de nutriëntenbelasting en/of –concentratie de verblijftijd van het water in het vloeiveld van belang. Deze verblijftijd wordt bepaald door de verhouding tussen areaal vloeiveld en areaal vanggebied (grondbeslag), en de gehandhaafde waterdiepte in het vloeiveld. Gekozen is voor een waterdiepte van 45 cm en een grondbeslag van 1 of 2% per stroomgebied. Het benodigde areaal landbouwgrond varieert dus tussen de stroomgebieden.

De wateraanvoer naar het vloeiveld wordt bepaald door de afvoer vanuit het vanggebied en fluctueert sterk in de tijd. Enkele karakteristieke waterafvoeren zijn:

- Maatgevende afvoer: de afvoer die 2 dagen per jaar wordt overschreden, geschat op 6 mm/d.
- Halve maatgevende afvoer: de afvoer die gedurende ca. 15 dagen per jaar wordt overschreden, geschat op 3 mm/d.
- Gemiddelde winterafvoer is het jaargemiddelde neerslagoverschot van het vanggebied in de periode september t/m maart, geschat op 225. De basisafvoer komt daarmee op ca. 0,9 mm/d.

De waterdiepte voor het ontwerp is 45 cm, maar bij extreme afvoeren (maatgevende afvoer) stijgt de waterspiegel in de waterlopen (zie tabel). Voorwaarde is dat het ontwerp dit toelaat. Anders daalt de verblijftijd verder dan in de tabel. Bij 1% bruto aandeel vloeiveld en bij lage afvoeren is de verblijftijd ongeveer de gewenste 4 dagen voor effectieve P retentie.

Tabel 7.1 Verblijftijd van het water in het vloeiveld bij 1% bruto grondbeslag.

Waterafvoer	Frequentie overschrijding dagen.j <sup>-1</sup>	Opp.w. peil m-mv.	Waterdiepte m	Afvoer vanggebied		Inhoud vloeiveld m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	Verblijftijd mm.d <sup>-1</sup>
				mm/d	m <sup>3</sup> .km <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup>		
Wintergem.		1,2	0,45	0,86	860	3375	4,00
Normaal	10-20	1,2	0,45	3	3000	3375	1,10
Hoog	1-2	0,6	1	6	6000	7500	1,25
Maximum	0,01-0,02	0	1,6	12	12000	12000	1,0

Voor de deelstroomgebieden is de fosfaatretentie berekend volgens de uitgangspunten bij figuur 7.1 en met een gemiddelde winterafvoer naar oppervlaktewater. De effectiviteit van een dergelijk standaard zuiveringsstelsel met een grondbeslag van 1 of 2% hangt vervolgens af van de P-belasting. De gebruikte fosfaatvrachten zijn 0,69-1,59, ongeveer 0,25 - 0,50 en vrijwel 0 kg.ha.j (tabel 5.5) voor respectievelijke natte gronden, gedraineerde gronden en droge gronden.

Het rendement van de vloeivelden is bepaald bij drie vormen van beheer: 1 standaardbeheer, 2 maaien van de vegetatie in september en 3 maaien in september én iedere zes jaar baggeren. Voor standaardbeheer is de retentie berekend op basis van Hey *et al.* (2005), Kadlec (1999) en Reinhardt *et al.* (2005) met een maximum retentie van 30 kg/ha/j (Mitsch 1992; Mitsch *et al.* 1995; Richardson *et al.* 1997; Kadlec, 1999). Kadlec (1999) gaat uit van een achtergrondconcentratie ( $C_0$ ) van 0,02 mg.L<sup>-1</sup>. Dit betekent dat het water vanuit een vloeiveld minimaal 0,02 mg.L<sup>-1</sup> P bevat.

Door riet jaarlijks in september te maaien wordt 15 of 25 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P extra verwijderd respectievelijk bij lage (< 80 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P) of hoge (> 80 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P) belasting (Vymazal *et al.*, 1999; Clevering *et al.*, 2007).

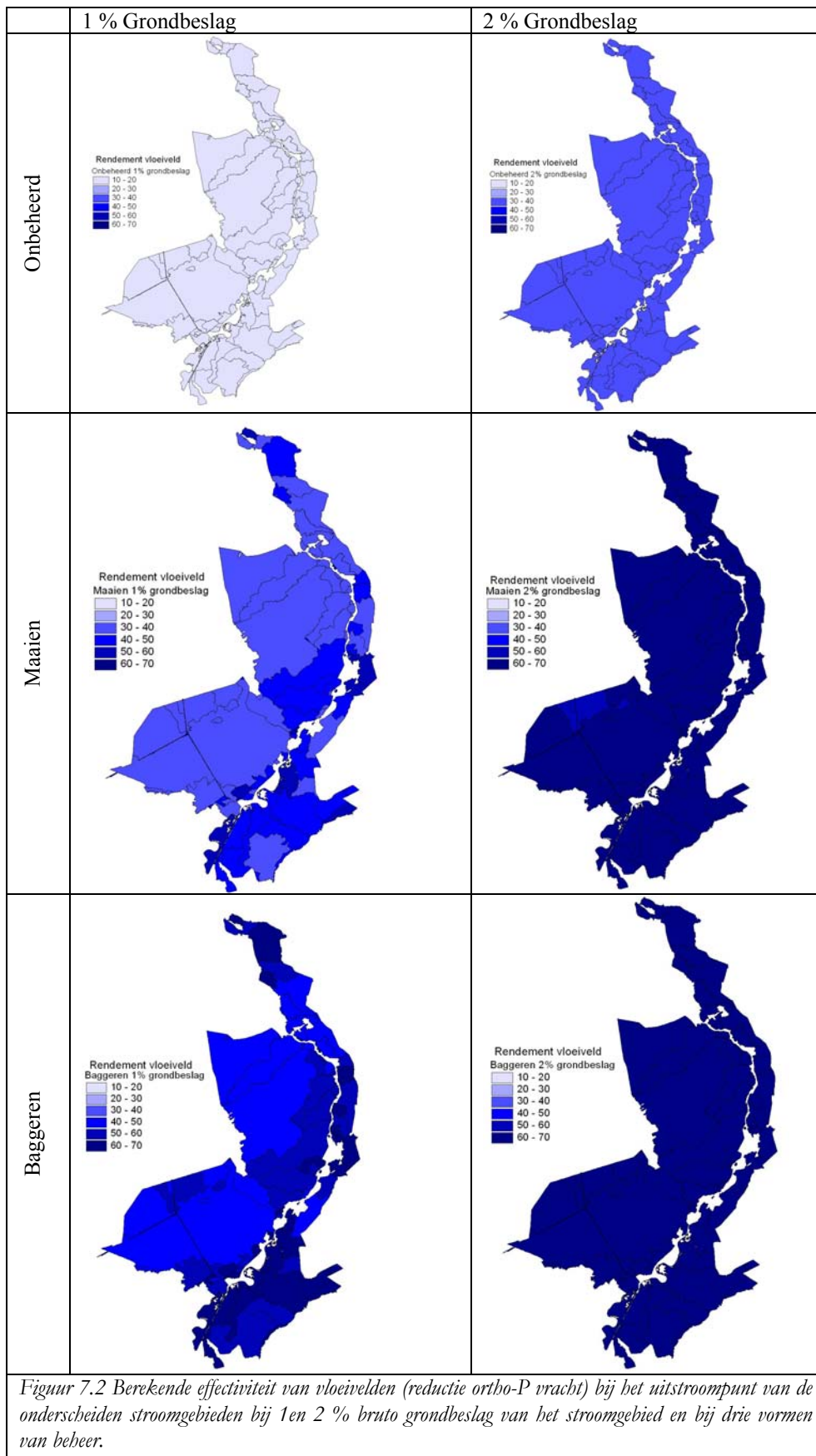
Bij maaien in september en ieder zes jaar baggeren gaan we uit van hetzelfde rendement als bij recent aangelegde vloeivelden (Nair & Mitsch, 2000; Liikanen, 2004; Mitsch *et al.*, 1995; Wedding 2003; Craft *et al.*, 1999). Door 1x in de zes jaar te baggeren neemt de effectiviteit van het jaarlijks maaien uiteraard af.

De maximale P-retentie bij de drie vormen van beheer is dan ongeveer:

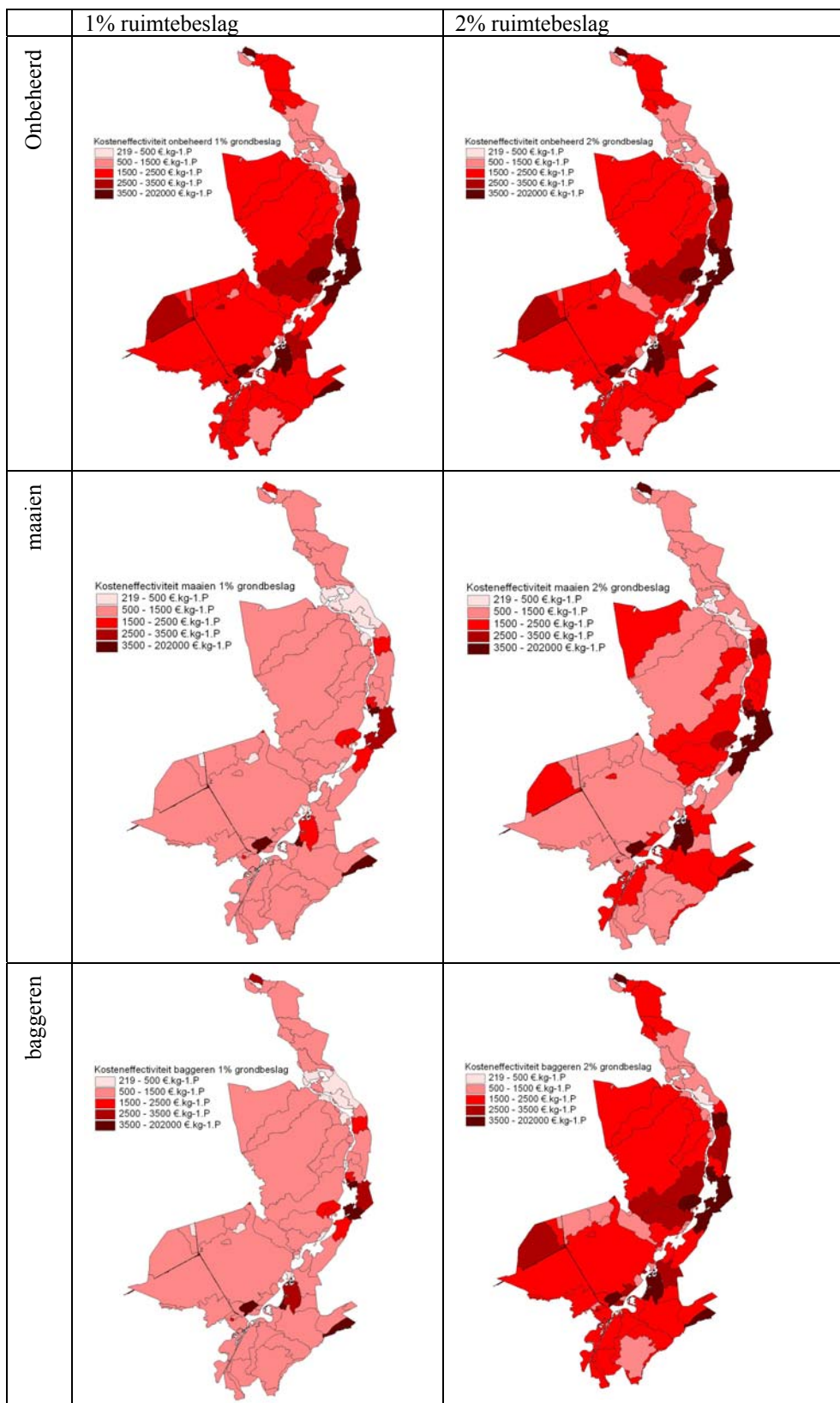
- 1) 30 kg/ha bij standaardbeheer;
- 2a) 45 = 30 + 15 kg/ha door jaarlijks in september maaien van laagbelaste vloeivelden;
- 2b) 55 = 30 + 25 kg/ha door jaarlijks in september maaien van hoogbelaste vloeivelden;
- 3a) 70 = 30 + 10 + 30 kg/ha door in september maaien en baggeren (1x in zesjaar) van laagbelaste vloeivelden;
- 3b) 105 = 30 + 15 + 60 kg/ha door in september maaien en baggeren (1x in zesjaar) van hoogbelaste vloeivelden.

## 7.2 Resultaten

Uit de berekende effectiviteit (figuur 7.2) blijkt dat onbeheerde vloeivelden met 1% grondbeslag weinig effectief zijn (<20%). Bij 2% grondbeslag wordt het interessanter (<40%), maar natuurlijk ook evenzoveel duurder. Qua kosteneffectiviteit maakt het niet uit. Er is geen verschil tussen de stroomgebieden. Dat wordt anders voor de andere vormen van beheer met een effectiviteit van overal >30%. Kleinere stroomgebieden halen in principe een hogere effectiviteit. De effectiviteit van vloeivelden in stroomgebieden in de grensstreek wordt overschat omdat de aanvoer vanuit Duitsland niet is meegenomen. Bij 2% grondbeslag is de capaciteit van de vloeivelden zo groot geworden dat vrijwel overal >60% retentie gehaald wordt.



*Figuur 7.2 Berekende effectiviteit van vloeivelden (reductie ortho-P vracht) bij het uitstroompunt van de onderscheiden stroomgebieden bij 1 en 2 % bruto grondbeslag van het stroomgebied en bij drie vormen van beheer.*



Figuur 7.3 Berekende kosteneffectiviteit van vloeivelden (€ kg<sup>-1</sup> P) op basis van reductie van de ortho-P vracht bij het uitstroompunt van de onderscheiden stroomgebieden bij 1 en 2 % grondbeslag van het stroomgebied en bij drie vormen van beheer.

De kosten van vloeivelden en de kosteneffectiviteit (figuur 7.3) zijn op dezelfde manier berekend als in Noij et al. (2008). De kosten zijn afhankelijk van het gevoerde beheer en van het grondbeslag. Omdat we in deze studie de kosteneffectiviteit uitrekenen op basis van kosten per ha landbouwgrond, zijn de kosten van vloeivelden voor de vergelijking met de andere maatregelen ook afhankelijk van het aandeel landbouwgrond binnen het stroomgebied. In een stroomgebied met weinig landbouwgrond is de berekende belasting en daarmee de effectiviteit van het vloeiveld relatief laag, en zijn de kosten per ha landbouwgrond relatief hoog, wat leidt tot een ongunstige kosteneffectiviteit. Het omgekeerde geldt voor een stroomgebied met relatief veel landbouw. Het is belangrijk om erop te wijzen dat dit een gevolg is van de schaal waarop we de effectiviteit van vloeivelden beschouwen. Ook in een stroomgebied met relatief weinig landbouw kunnen vloeivelden effectief zijn, mits toegepast op een deelstroomgebied met veel landbouw.

De kosteneffectiviteit bedraagt in alle gevallen meer dan 200 € per kg P, en valt het gunstigst uit bij 1 % grondbeslag in combinatie met intensiever beheer.

### 7.3 Discussie

De berekeningen zijn gebaseerd op vooral buitenlandse literatuurgegevens. Er zijn weinig gegevens over de zuivering van oppervlaktewater onder Nederlandse omstandigheden. In het buitenland zijn de P-concentraties vaak lager dan in Nederland, maar kan de piekbelasting, vooral met particulier P, hoger zijn. In Nederland mag van laaggelegen percelen óók particulier P worden verwacht in de oppervlakkige afspoeling. Een verblijftijd van één dag bij 45 cm waterdiepte is in principe voldoende om particulier P te laten bezinken en eventueel vast te leggen (Braskerud, 2002; Reinhardt et al. (2005). Hierdoor kan de (kosten)effectiviteit gunstiger uitpakken dan hier berekend. In het influent van het vloeiveld langs de Eeuwelsche loopt werd nauwelijks particulier P aangetroffen (Sival et al., 2009). Daarom zijn de berekeningen alleen op ortho-P gebaseerd. Op punten in het oppervlaktewatersysteem waar sprake is van een groter aandeel particulier P kan dus een hoger rendement worden bereikt.

In 2008 werd naast de Eeuwelsche loop bij een verblijftijd van 2 dagen toch nog een zuiveringsrendement van 32% behaald, ondanks suboptimale rietgroei (Sival et al., 2009). Dit is hoger dan dat we berekenen voor onbeheerde zuiveringsmoerassen. De bodem van dit nog jonge vloeiveld heeft echter nog een zeer lage fosfaatverzadigingsgraad, die het gevolg is van het grondverzet bij de aanleg. De fosfaatoplading zal met verloop van tijd gaan toenemen. De resultaten van het vloeiveld geven dus geen aanleiding om de berekeningen in de vorige paragrafen in twijfel te trekken.

Er is in de internationale literatuur veel discussie over de maximale P-retentie bij standaardbeheer. Mitsch (1992), Mitsch et al. (1995) en Richardson et al. (1997) gaan uit van een maximale belasting van 10 tot 50 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P. Kadlec (1999) gaat uit van een grotere range tussen 1 tot 100 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P. Wij zijn uitgegaan van een maximale P-

retentie van  $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  P. Op termijn is dit aan de hoge kant, omdat in oude vloeivelden na initiële P-vastlegging nalevering kan optreden. Nalevering hangt o.a. af van de adsorptiecapaciteit van de bodem, de wijze van P-vastlegging en de temperatuur (en daarmee samenhangende aërobie). Ook als P-uitspoeling uit landbouwgronden in de loop van de tijd afneemt, kan nalevering uit de vloeivelden plaatsvinden. P-lekkende landbouwgronden zijn dan vervangen door P-lekkende vloeivelden. Daarom verdienen vloeivelden met beheer de voorkeur

Op basis van expertkennis en literatuur is de effectiviteit van beheerde vloeivelden geschat. Zowel het maaien in september (minder extreem) als zesjaarlijks vernieuwen heeft tot doel om fosfaatverzadiging van de vloeivelden te voorkomen.

Het maaien kan gezien worden als een vorm van P-uitmijning. Door in september te maaien wordt ca. 15-25 kg P/ha met het gewas afgevoerd bovenop de retentie bij onbeheerde vloeivelden. Bovendien zal door het afvoeren van maaisel minder mineralisatie van gewasresten plaatsvinden. Het is wel de vraag of de vitaliteit van het riet bij jaarlijks in september maaien niet gaat afnemen, immers behalve van de nutriënten wordt ook de reallocatie van de koolhydraten van de bovengrondse delen naar wortelstokken verminderd ten opzichte van maaien in de winter. Maaien heeft tevens als nadeel dat vloeivelden minder goed kunnen worden gecombineerd met waterberging, omdat de stoppels van het riet niet langdurig onder water mogen staan. Op zandgrond kan riet hier beter tegen dan op kleigrond, omdat de wortelzone daar langer aëroob blijft. Om dezelfde reden gaat het ook langer goed als het strooisel wordt verwijderd.

De beheervorm zesjaarlijks baggeren is een intensieve vorm van beheer, waarbij getracht wordt om het vloeiveld in een jong stadium te houden, zodat het riet voldoende groeikracht en de bodem voldoende P-bindingscapaciteit heeft. Door baggeren ontstaat minder snel anaërobie en dus minder snel nalevering van P. Met deze vorm van beheer is echter nog geen ervaring opgedaan.

## 7.4 IJzerfilter

Oorspronkelijk was in het kader van de Fosfaatpilot voorzien in de aanleg van een ijzerfilter in het vloeiveld naast de Eeuwselsche Loop. Bij de start van de Fosfaatpilot werd al verwacht dat een vloeiveld minder effectief zou zijn bij de verwijdering van ortho-P (opgelost anorganisch P; zie o.a. De Klein, 2002 en ervaringen bij het Nanneveld in Friesland). Daarom zou het zinvol zijn om te experimenteren met een filter voor het vastleggen van ortho-P. De ervaringen met ijzer voor het vastleggen van ortho-P beperkten zich tot het toedienen van ijzeroplossingen aan de bodem of aan het oppervlaktewater zelf, zoals nu gebeurt bij de uitlaat van het Nanneveld, waar via een pompje en oplossing van ijzer(III)chloride wordt toegevoegd. De nadelen van het toedienen aan de bodem zijn besproken door Schoumans (1995) en Chardon (1996). Toediening aan het oppervlaktewater zelf vereist naast chemicaliën, een pomp met elektriciteit, debiet afhankelijke dosering en veel toezicht. Daarom is gezocht naar een alternatief. Gebruik van ijzer in metaalvorm maakt naar

verwachting eenvoudigere ontwerpen mogelijk voor toepassing in het landelijk gebied. Zo'n ijzerfilter zal met minimaal toezicht moeten kunnen werken. Daarom is besloten om in het laboratorium onderzoek te doen naar de mogelijkheden om met ijzer in de vorm van metaal de effectiviteit van een vloeiveld te verhogen.

Zoals besproken in de vorige paragrafen, is voor vastlegging van ortho-P een grotere verblijftijd nodig dan voor particulier P. Particulier P is gebonden in, of aan vaste deeltjes in het water, dat kan zowel organisch als anorganisch (bodem)materiaal zijn. Particulier P zal bij lage stroomsnelheid bezinken of sedimenteren op de bodem van het vloeiveld. Daarvoor volstaat een geringere verblijftijd van ongeveer een dag. Toevoegen van ijzer aan een vloeiveld heeft hierop vrijwel geen invloed<sup>7</sup>.

Ortho-P is de opgeloste reactieve anorganische vorm van fosfaat (in formule  $H_nPO_4^{n-3}$ , onder normale omstandigheden in oppervlaktewater is n 1 of 2). Ortho-P kan worden vastgelegd in een vloeiveld door adsorptie aan bodemmateriaal (vooral Al en Fe), en door opname in biomassa. Voor voldoende vastlegging is een grotere verblijftijd nodig (4 dagen), omdat het transport van opgelost ortho-P naar de bodem langzamer verloopt dan sedimentatie van vaste deeltjes. Toevoegen van ijzer aan een vloeiveld, vergroot de adsorptiecapaciteit voor ortho-P. Daarnaast kan door het ontwerp van het filter en door het gelijktijdig toedienen getracht worden om de transportafstand tussen ortho-P en ijzer te verkleinen.

Het werkingsprincipe van vastlegging van ortho-P aan ijzer is als volgt. Het ijzer wordt in metaalvorm toegediend, liefst met een zo groot mogelijk oppervlak. Wij hebben proeven gedaan met betonijzergaas (4 mm dik, maaswijdte 5 cm), ijzeren platen (5 mm dik) en zogenaamd ijzergrit, (ijzerkorrels <2 mm ontstaan als afval in de metaalindustrie), vermengd met zand. Het ijzer gaat roesten in het water, om dit proces goed te laten verlopen is een goede menging van de waterlaag bevorderlijk, omdat dan gemakkelijker zuurstof naar het ijzer kan worden getransporteerd. Op deze manier ontstaat een combinatie van gehydrateerde ijzer(III)oxiden ( $Fe_2O_3$ ), ijzerhydroxiden ( $Fe(OH)_3$ ) met allerlei tussenvormen, vermoedelijk deels kristallijn, deels amorf. Voor de werking maakt het weinig uit, omdat alle vormen in staat zijn om ortho-P te binden. Bij het ijzer(hydr)oxideoppervlak daalt het ortho-P gehalte, waardoor transport op gang komt vanuit het P-rijke water naar het P-arme water. De verblijftijd ( $\tau$ ) en de afstand waarover transport moet plaatsvinden ( $\delta$ ) bepalen dan hoeveel P wordt vastgelegd. Deze vorm van ijzertoediening is dus heel anders dan het toedienen van ijzeroplossingen, omdat in het geval van een metallisch ijzerfilter een groot deel zal worden vastgelegd aan het filter zelf.

Daarnaast fungeert de ijzerfilter als een ijzerpomp. De roest groeit vanaf het ijzeroppervlak de oplossing in en laat los in de vorm van colloïden, die vervolgens bezinken naar de bodem. Bij plaatsing in een vloeiveld zal de bodem en vegetatie van het vloeiveld benedenstrooms van de filter worden verrijkt met roestdeeltjes. Hierdoor zal ook dit deel van het vloeiveld steeds meer gaan fungeren als ijzerfilter.

---

<sup>7</sup> ijzer kan het uitvlokken van deeltjes bevorderen.

Wij hebben de werking van ijzerplaten, -gaas en -grit in een laboratoriumexperiment onderzocht, zowel met stilstaand fosfaatrijk water, als in een doorstroomsysteem, dat natuurlijk meer lijkt op de situatie in een vloeiveld. Voor de beschrijving van het experiment, resultaten en analyses verwijzen we naar het betreffende jaarverslag van de Fosfaatpilot (Zweers et al., 2009), we volstaan hier met de belangrijkste resultaten voor opschaling. Het is belangrijk om er a priori op te wijzen dat resultaten van een laboratoriumexperiment zonder toetsing in een praktijksituatie niet kunnen worden opgeschaald. De interpretatie van het laboratoriumexperiment met het oog op opschaling moet daarom vooral worden gezien als een inschatting van het perspectief van ijzerfilters voor dit doel, om te kunnen beoordelen of nader praktijkonderzoek zinvol is, en niet om meteen de invoering van ijzerfilters te stimuleren. Daarvoor moet eerst de werking in een praktijksituatie worden bevestigd. Daarnaast moet worden nagedacht over de toekomstige verwerking van met ijzer (en P) aangerijkt slib. Voor de kosteneffectiviteit verdient het de voorkeur om het slib in de nabijheid in de bodem van landbouwpercelen in te werken, maar daarvoor zal moeten worden onderzocht of dit wettelijk is toegestaan (Wet Bodembescherming, Meststoffenwet). Mocht het wettelijk kunnen dan zal ook naar de landbouwkundige consequenties van het toegediende slib moeten worden gekeken. Indien nog steeds sprake is van een grote overmaat aan ijzer, dan zal de fosfaatbeschikbaarheid voor gewassen dalen in dat deel van de bodem waarmee het slib is gemengd. Dit hoeft overigens geen probleem te zijn, aangezien vaak sprake is van fosfaatverzadigde percelen. Al met al bevelen we een degelijke Technology Assessment aan.

In het laboratoriumexperiment is de werking onderzocht bij verschillende doorstroomsnelheden (verblijftijden 0,2-4 uur) en aanvoerconcentraties (0,1-0,4 mg.L<sup>-1</sup> P). Bij een verblijftijd van ongeveer twee uur werd voor platen en gaas 20% retentie gemeten in het doorstroomsysteem, oplopend naar bijna 40% bij 4 uur verblijftijd en de hoogste aanvoerconcentratie. In een stilstaand en goed gemengd systeem was een verblijftijd van 6 uur nodig om het meeste fosfaat kwijt te raken. Het zand-gritmengsel is voor het doorstroomexperiment in een zandlichaam ('dijk') geplaatst, waar het water doorheen stroomde. Voor dit filter werd een vergelijkbare retentie gemeten van ongeveer 20%, ondanks de korte verblijftijd van 0,2 uur. Vergroten van de verblijftijd in combinatie met een dijk is problematisch, omdat dit ten koste gaat van de afvoercapaciteit door het vloeiveld. In het stilstaande goed gemengde systeem lag het zand-gritmengsel over de bodem verspreid (dus niet in een dijk). Hier was een veel grotere verblijftijd van 32 uur nodig dan bij de ijzerplaten en -gaas, om het meeste fosfaat kwijt te raken. Dit resultaat is een indicatie van de werking van een met ijzer verrijkt vloeiveld. Er is dan dus een grotere verblijftijd nodig dan met platen of gaas. Toch zal bij plaatsing van ijzerplaten of -gaas de werking van het met ijzer verrijkt vloeiveld uiteindelijk groter worden dan de werking van het filter zelf, omdat er veel meer oppervlak of lengte beschikbaar is zonder filter is dan met. In het begin na installatie is vooral het filter actief, maar naarmate in een groter deel van het vloeiveld ijzeroxiden neerslaan wordt de rest van het vloeiveld belangrijker.

Belangrijkste conclusie uit het laboratoriumexperiment is dat de P-retentie wordt bepaald door een combinatie van verblijftijd ( $\tau$ ) en de afstand ( $\delta$ ) die een



fosfaatmolecuul moet afleggen om het ijzer te bereiken. De verblijftijd moet zo groot mogelijk zijn, liefst minimaal 6 uur, en de afstand zo klein mogelijk. Het verkleinen van de afstand kan door het specifieke oppervlak van het ijzer te vergroten en door het water in de nabijheid van het ijzer zo goed mogelijk te mengen.

We gaan uit van de aanbevolen 4 dagen verblijftijd voor het vastleggen van ortho-P in een vloeiveld. Voor een vrijwel volledige retentie door ijzer is in geval van ideale menging minimaal 6 uur verblijftijd nodig bij een aanvoerconcentratie van  $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ . Het doorstroomd volume van het ijzerfilter moet dan minimaal  $6/(4 \times 24) =$  ongeveer 6% van het vloeiveld zijn. Uitgangspunten van een ontwerp moeten zijn een zo groot mogelijke verblijftijd (verhouding ijzerfilter/(vloeiveld\*aanvoer)) en een zo klein mogelijke afstand  $\delta$  (specifiek oppervlak ijzer \* intensiteit van de menging).

Wij zien twee concrete opties.

1. Er wordt toegestaan dat het ijzer zich zo goed mogelijk verdeelt over het hele vloeiveld om fosfaatbinding te maximaliseren (grotere  $\tau$ ). Dit kan alleen als het geen al te negatieve invloed heeft op de groei van het riet en het visuele aspect (rode ijzer gloed) acceptabel is. In dit geval moet het ijzerfilter dichtbij de inlaat in het vloeiveld worden geplaatst, of goed door het vloeiveld worden verdeeld. Gevolg is dat ijzer met fosfaat zich door het hele vloeiveld verdelen.
2. Het geproduceerde ijzerroest wordt zo veel mogelijk binnen het filter gehouden. Ijzerroest en fosfaathoudend water worden binnen het filter zo goed mogelijk gemengd (kleine  $\delta$ ) voor een zo goed mogelijke binding. Vervolgens moet een mogelijkheid worden gecreëerd om het ijzerfosfaatslib neer te laten slaan in rustiger water. Het ijzer kan vervolgens worden gerecirculeerd en teruggebracht in het filter. Hiervoor is energie nodig, waarvoor bijvoorbeeld een kleine en onderhoudsarme windmolen kan worden ingezet. Het ligt voor de hand om een dergelijk filter meer achterin het vloeiveld te plaatsen, om belasting met 'gewoon' slib te voorkomen, maar niet helemaal achterin om te voorkomen dat ijzer bij hevige regenval het vloeiveld zal verlaten.

## Literatuur

- Braskerud, B.C. (2002) Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff. *Water Science and Technology* 45:77-85
- Chardon, W.J., O. Oenema, O.F. Schoumans, P.C.M. Boers, B. Fraters, and Y.C.W.M. Geelen. 1996. Verkenning van de mogelijkheden voor beheer en herstel van fosfaatlekkende landbouwgronden. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Deel 8, Wageningen.
- Clevering, O.A., H.A.G. Verstegen, J.M.J. van Meyel & J.J. De Haan (2007). Zuiveringsmoerassen voor drainwater Tussenrapportage. PPO 32510307/325004207.
- Craft, C.B. (1997). Dynamics of nitrogen and phosphorus retention during wetland ecosystem succession. - *Wetl. Ecol. and Man.* 4: 177-187.
- Delorme, T.A., J.S. Angle, F.J. Coale & R.L. Chaney. 2000. Phytoremediation of phosphorus-enriched soils. *Int. J. Phytoremediation* 2:173-181.
- 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.
- Finke, P.A., J.J. de Gruijter & R. Visschers, 2001 Landelijke Steekproef Kaarteenheden en toepassingen; Gestructureerde bemonstering en karakterisering Nederlandse bodems . Alterra rapport 389, Wageningen.
- Hey, D.L, J.A. Kostel, A.P. Hurter, & R.H. (Kadlec 2005) Nutrient farming and traditional removal: an economic comparison. Water Environment Research Foundation (WERF) 03-wsm-6co.
- Kadlec R.H. (1999) The limits of phosphorus removal in wetlands. *Wetlands* 7:165-175.
- Klein, J.J.M. de, 2002. Monitoring Spaarbekken/helofytenfilter te Laude (Groningen 1997-2001). Wageningen Universiteit Omgevingswetenschappen, Rapportnummer M326.
- Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P.A.I. Ehlert, J. Dolfing, R.A.A. Suurs, O. Oenema, & W.H. van Riemsdijk. 2004. Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *J. Environ. Qual.* 33:965-975.
- Liikanen, A., M. Puustinen, J. Koskiahho, T. Vaisanen, P. Martikainen & H. Hartikainen, (2004). Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land. - *Journal of Environmental Quality* 33: 1124-1132.
- Massop, H.Th.M., P.C. Jansen & C. Kwakernaak, 2003. Natuur en Waterberging, indicaties voor overlappend ruimtegebruik. Alterra-rapport 766, Wageningen.
- Middelkoop, J.C. van, C. van der Salm, P.A.I. Ehlert, G. André, D. Oudendag & M. Pleijter, 2007. Effecten van fosfaat- en stikstofoverschotten op grassland II. Rapport 68. ASG. Lelystad
- Mitsch, W. J. (1992), Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution, *Ecological Engineering*, 1, 27-47.

- Mitsch, W.J., J.K. Cronk, X. Y. Wu, R.W. Nairn & D.L. Hey, (1995). Phosphorus Retention in Constructed Fresh-Water Riparian Marshes. - *Ecological Applications* 5: 830-845.
- Nairn, R. W. & W.J. Mitsch (2000). Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow. - *Ecological Engineering* 14: 107-126.
- Noij, I.G.A.M., P.J.T van Bakel, R.A. Smidt, H.T.L. Massop & W.J. Chardon, 2007. Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg. Plan van Aanpak en Monitoring. Altrerra rapport 1255, Wageningen.
- Noij, Gert-Jan, Marius Heinen, Piet Groenendijk & Hanneke Heesmans, 2008. Effectiveness of unfertilized buffer strips in the Netherlands. Mid-term report. Effectiveness of buffer strips publication series 7, Alterra, Wageningen.
- Noij, Gert-Jan en Wim Corré (eds), Erwin van Boekel, Henk Oosterom, Jantine van Middelkoop, Wim van Dijk, Olga Clevering, Leo Renaud en Jan van Bakel, 2008. Kosteneffectiviteit van alternatieve maatregelen voor bufferstroken in Nederland. Alterra-rapport 1618. Wageningen.
- Noij, Gert-Jan & Antonie van den Toorn, 2009. Fosfaatpilot Limburg: meten van de afspoeling van landbouwgrond. Voortgangsrapportage 2007-2009, Alterra, Wageningen.
- Reinhardt M., R. Gächter, B. Wehrli & B. Muller (2005). Phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural drainage water. *Journal of Environmental Quality* 34:1251-1259.
- Richardson, C.J., S. Qian, C.C. Craft, R.G. Qualls, (1997). Predictive models for phosphorus retention in wetlands, *Wetl. Ecol. and Man.*, 4, 159-175.
- Rozemeijer, J., J. Griffioen & H.F. Passier, 2005. De concentratie van fosfaat in regionaal kwelwater. TNO-rapport 005.105BO710, Utrecht.
- 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., R. Kruijne, D van der Molen, 1995. Vermindering fosfaatuitspoeling. Mogelijkheden bij fosfaatverzadigde gronden. *Landschap* 12/6:63-73.
- Schils, R.L.M., 2009. Fosfaatpilot Limburg: uitmijning van landbouwgrond. Voortgangsrapportage 2006-2008, Alterra, Wageningen.
- Sival, F.P., O.A. Clevering, I.G.A.M. Noij, A. van den Toorn, W.J.M. de Groot & J. van Kleef, 2009. Vloeienveld Eeuwselsche Loop, Voortgangsrapportage 2008, Alterra, Wageningen.
- Soesbergen, Arnout van, Roy Brouwer, Paul Baan, Petra Hellegers & Nico Polman, 2007. Assessing the cost-effectiveness of pollution abatement measures in agriculture, industry and the wastewater treatment sector. WEMPA report-07. IVM, Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Tonderski, K.S., B. Arheimer, & C.B. Pers, (2005). Modeling the impact of potential wetlands on phosphorus retention in a Swedish catchment. - *Ambio* 34: 544-551.
- Tunney H., A. Breeuwsma, P.J.A. Withers & P.A.I. Ehlert, 1997. Phosphorus fertilizer strategies: present and future. p. 177-203. In H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston (ed.). *Phosphorus loss from soil to water*. CAB International, Wallingford UK.

- Vymazal, J., J. Dusek & J. Kvet, (1999). Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a comparative study – In: Vymazal, J. (ed.). Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys Publishers, pp. 85-100.
- Wedding, B. (2003). Ponds as purification systems. Sampling of nutrient reduction in new constructed ponds 1993-2002. (In Swedish.) Ekologgruppen-rapport. Landskrona, Sweden.
- Van Bakel, P.J.T., E.M.P.M. van Boekel & I.G.A.M. Noij, 2008. Modelonderzoek naar effecten van conventionele en samengestelde, peilgestuurde drainage op de hydrologie en nutriëntenbelasting. Alterra-rapport 1648, Wageningen.
- Van den Ham, A., C.H.G. Daatselaar, G.J. Doornewaard & D.W. de Hoop, 2007. Eerste ervaringen met het gebruiksnormenstelsel. Studie in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 (achtergrondrapport). Projectnummer 30826, LEI, Den Haag .
- Van der Salm, C. & 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.
- Van der Salm, C., W. J. Chardon, G. F. Koopmans, J. C. van Middelkoop & P.A.I. Ehlert, 2009. Phytoextraction of phosphorus-enriched grassland soils. J. Envir. Qual 38: 1-11
- Van der Zee, S.E.A.T.M., A. Gjaltema, W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan. 1992. Simulation of phosphate transport in soil columns: 2. Simulation results. Geoderma 52:111-32
- Zweers, Hans, Wim Chardon, Gert-Jan Noij & Joop Harmsen. Fosfaatverwijdering door middel van ijzerfilters. Laboratoriumexperimenten. Jaarverslag in het kader van de Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg, Alterra, Wageningen.
- Van der Gaast, J.W.J., H. Th. L. Massop, H.R.J. Vroon, I.G. Staritsky. 2006. Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken. Wageningen. Alterra-rapport 1339

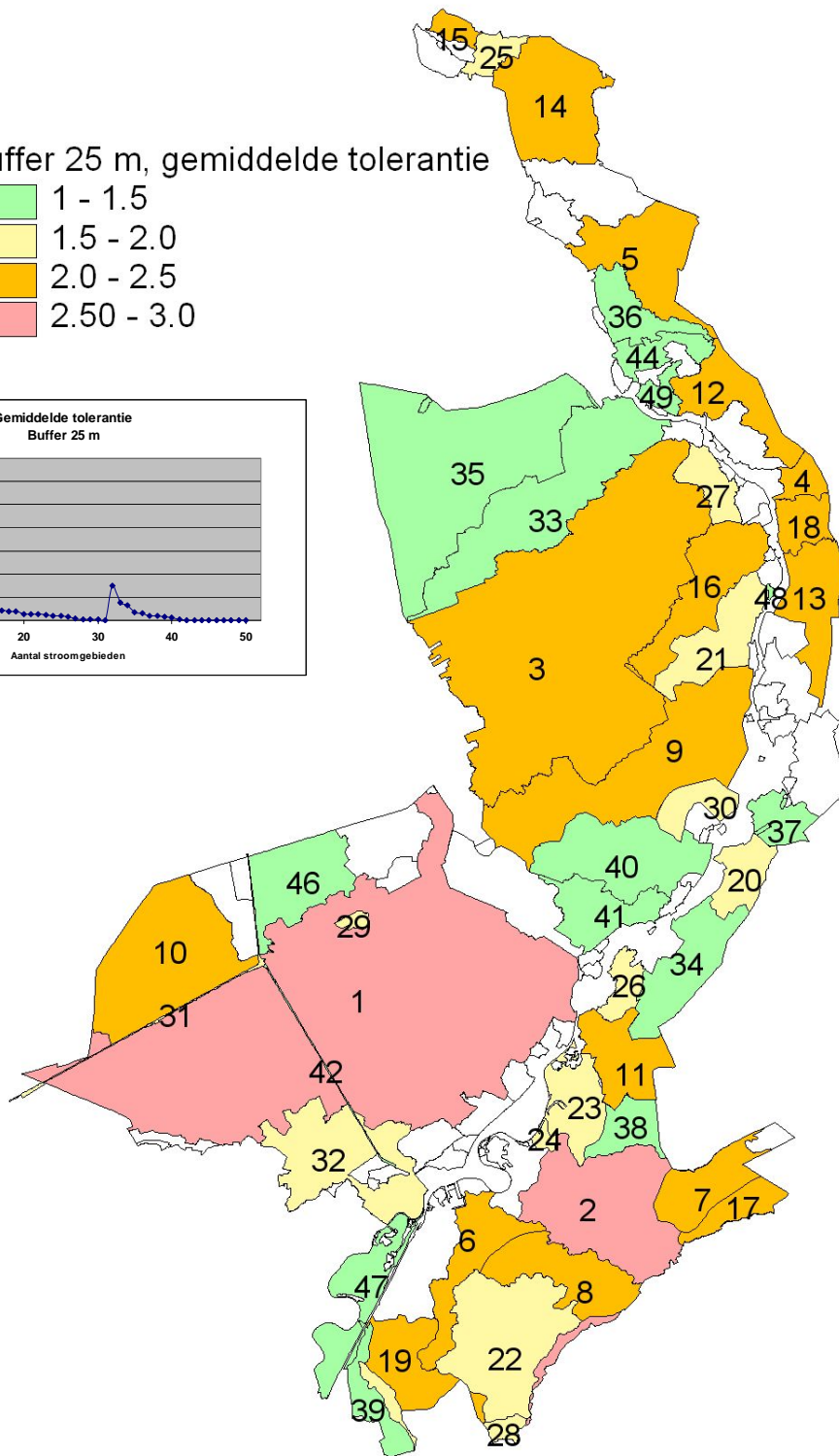
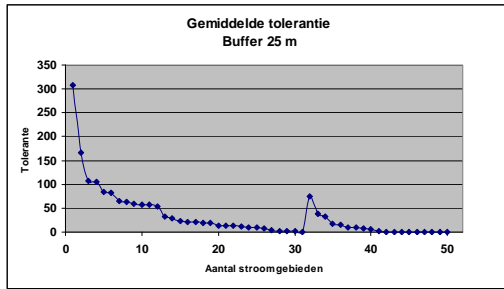
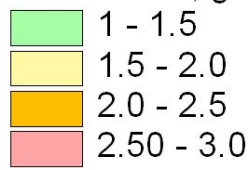


## Bijlage 1 Rangordening criterium risico van overstroming

*Gemiddelde tolerantie; breedte b = 25 m.*

Gemiddelde tolerantie (buffer 25 m)	Beleidswaardering aandachtsgebieden			Waardering	Rangorde
	Buiten	Binnen	Totaal		
Stroomgebied					
Neerbeek	172.8	135.2	308	3.0	1
VHR ROER	12.6	153.5	166	2.5	2
Groote Molenbeek	69.0	38.6	108	2.3	3
Geldersnierskanaal	35.1	70.1	105	2.3	4
Eckeltsebeek	36.2	47.1	83	2.3	5
VLOOTBEEK BENEDENLOOP	68.6	14.2	83	2.3	6
BOSBEEK	26.5	37.9	64	2.2	7
VLOOTBEEK BOVENLOOP	61.4	1.8	63	2.2	8
Everlose beek	48.1	11.8	60	2.2	9
Oude Graaf	1.3	56.0	57	2.2	10
Swalm	15.4	41.7	57	2.2	11
Wellse Molenbeek	22.4	30.8	53	2.2	12
Lingsforterbeek	16.3	15.8	32	2.1	13
Niers	28.1	1.0	29	2.1	14
Mookse Molenbeek	5.9	16.6	23	2.1	15
Broekhuizer Molenbeek	3.7	17.6	21	2.1	16
RODE BEEK VLODROP	3.1	16.9	20	2.1	17
Rode Beek	10.9	9.2	20	2.1	18
MIDDELSGRAAF	9.2	10.1	19	2.1	19
Aalsbeek	12.8	1.5	14	2.0	20
Molenbeek van Lottum	9.5	4.1	14	2.0	21
PUTBEEK EN PEPINUSBEEK	11.5	1.6	13	2.0	22
MAASNIELDERBEEK BENEDENLOOP	0.6	10.3	11	2.0	23
ROER STEDELIJK	8.8	0.0	9	2.0	24
Tielebeek	7.0	1.8	9	2.0	25
Huilbeek	1.2	6.3	8	2.0	26
Wolterskamp	0.0	3.1	3	2.0	27
RODE BEEK BENEDENLOOP EN VLOEDGRAAF	2.3	0.1	2	2.0	28
Kruispeel		1.0	1	2.0	29
Springbeek	0.9	0.0	1	2.0	30
Zuidwillemsvaart		0.0	0	2.0	31
Thornerbeek	74.9		75	2.0	32
Oostrumsche Beek	38.7		39	1.5	33
Schelkensbeek	33.4		33	1.4	34
Kanalen	18.1		18	1.2	35
Heukelomsebeek	14.4		14	1.2	36
Wilderbeek	10.4		10	1.1	37
MAASNIELDERBEEK BOVENLOOP	10.2		10	1.1	38
GELEENBEEK BENEDENLOOP	6.8		7	1.1	39
Kwistbeek	6.5		6	1.1	40
Tasbeek	1.2		1	1.0	41
Kanaal Wessem - Nederweert	0.7		1	1.0	42
Wambachlossing	0.2		0	1.0	43
Ayensebeek	0.1		0	1.0	44
Spickerbroeklossing	0.1		0	1.0	45
Aa	0.0		0	1.0	46
LEIGRAAF	0.0		0	1.0	47
Lottumse Tasbeek	0.0		0	1.0	48
Papenbeekse Broeklossing	0.0		0	1.0	49
SPO	0.0		0	1.0	50

Buffer 25 m, gemiddelde tolerantie

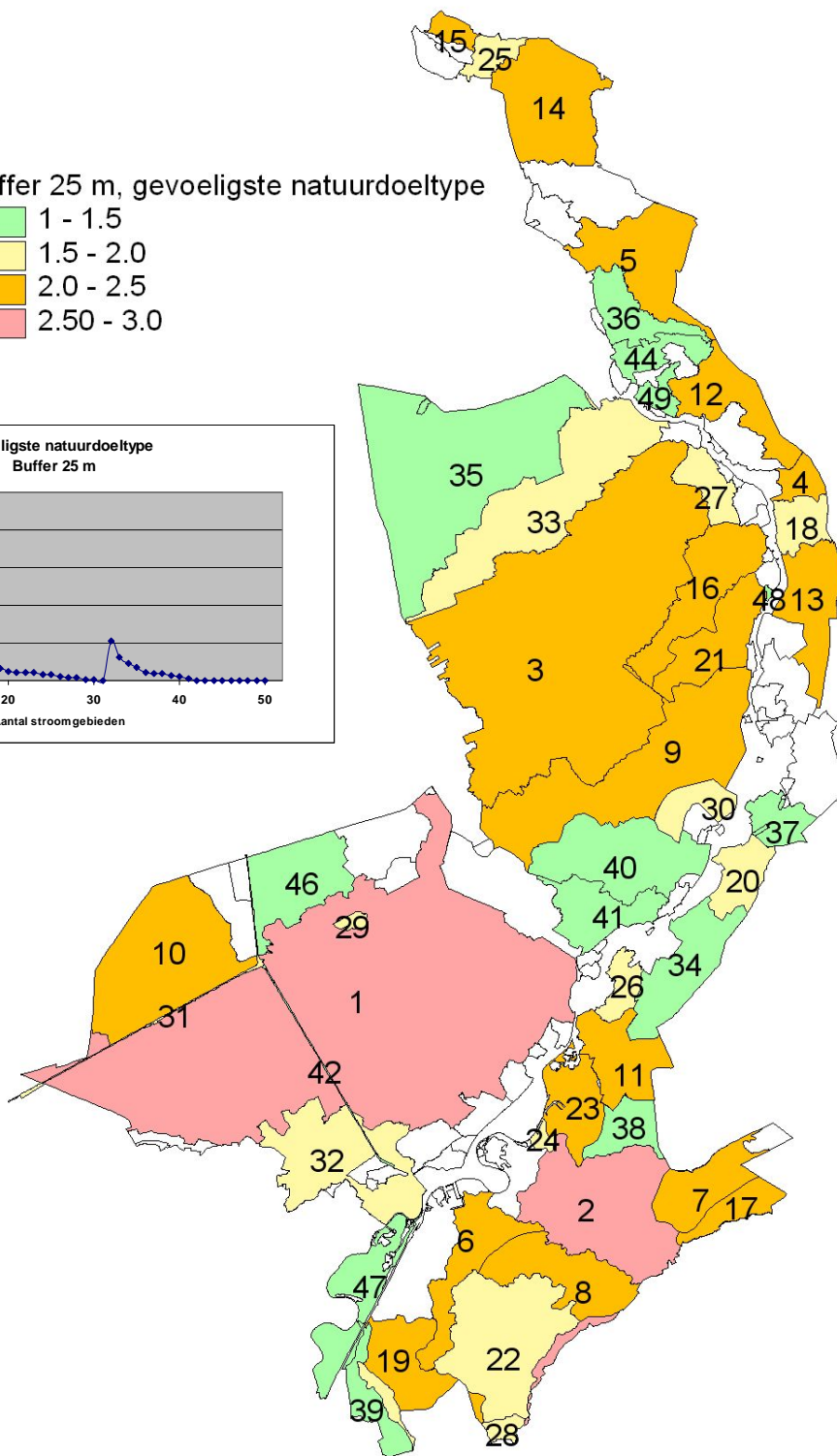
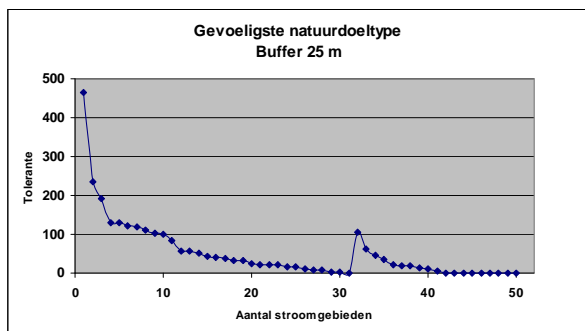
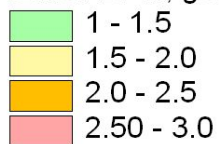


**Gevoeligste natuurdoeltype; breedte b = 25 m.**

Gevoeligste natuurdoeltype (buffer 25 m)	Beleidswaardering aandachtsgebieden			Waardering	Rangorde
	Buiten	Binnen	Totaal		
Neerbeek	256.0	208.8	464.8	3.0	1
VHR ROER	18.6	215.9	234.5	2.5	2
Groote Molenbeek	106.3	84.4	190.7	2.4	3
Geldersnierskanaal	43.1	85.9	129.0	2.3	4
VLOOTBEEK BENEDENLOOP	110.6	18.3	128.9	2.3	5
Swalm	31.6	89.0	120.5	2.3	6
Eckeltsebeek	53.4	64.7	118.0	2.3	7
Everlose beek	78.6	31.3	109.9	2.2	8
VLOOTBEEK BOVENLOOP	101.0	2.9	103.8	2.2	9
BOSBEEK	41.4	59.2	100.6	2.2	10
Oude Graaf	1.5	83.5	85.0	2.2	11
Wellse Molenbeek	24.9	33.0	57.9	2.1	12
Niers	55.7	1.3	57.0	2.1	13
Lingsforterbeek	23.0	27.5	50.5	2.1	14
Broekhuizer Molenbeek	6.0	36.8	42.8	2.1	15
MIDDELSGRAAF	18.0	21.7	39.8	2.1	16
Molenbeek van Lottum	27.4	10.6	38.0	2.1	17
RODE BEEK VLODROP	3.8	28.9	32.7	2.1	18
MAASNIELDERBEEK BENEDENLOOP	3.8	28.8	32.6	2.1	19
Mookse Molenbeek	6.8	18.1	24.9	2.1	20
Aalsbeek	19.4	2.3	21.7	2.0	21
Rode Beek	11.5	9.9	21.4	2.0	22
Wolterskamp	0.0	20.6	20.6	2.0	23
Tielebeek	14.4	3.0	17.4	2.0	24
PUTBEEK EN PEPINUSBEEK	13.8	2.2	16.0	2.0	25
Huilbeek	2.5	8.4	10.9	2.0	26
ROER STEDELIJK	8.8	0.0	8.9	2.0	27
Springbeek	7.3	0.3	7.6	2.0	28
RODE BEEK BENEDENLOOP EN VLOEDGRAAF	2.8	0.1	3.0	2.0	29
Kruispeel		1.5	1.5	2.0	30
Zuidwillemsvaart		0.0	0.0	2.0	31
Thomerbeek	106.3		106.3	2.0	32
Oostrumsche Beek	63.1		63.1	1.6	33
Schelkensbeek	46.6		46.6	1.4	34
Kanalen	35.0		35.0	1.3	35
MAASNIELDERBEEK BOVENLOOP	21.7		21.7	1.2	36
Heukelomsebeek	17.8		17.8	1.2	37
GELEENBEEK BENEDENLOOP	17.8		17.8	1.2	38
Wilderbeek	14.7		14.7	1.1	39
Kwistbeek	11.2		11.2	1.1	40
Tasbeek	4.1		4.1	1.0	41
Kanaal Wessem - Nederweert	0.8		0.8	1.0	42
Wambachlossing	0.3		0.3	1.0	43
Spickerbroeklossing	0.1		0.1	1.0	44
Ayensebeek	0.1		0.1	1.0	45
Aa	0.0		0.0	1.0	46
LEIGRAAF	0.0		0.0	1.0	47
Lottumse Tasbeek	0.0		0.0	1.0	48
Papenbeekse Broeklossing	0.0		0.0	1.0	49
SPO	0.0		0.0	1.0	50



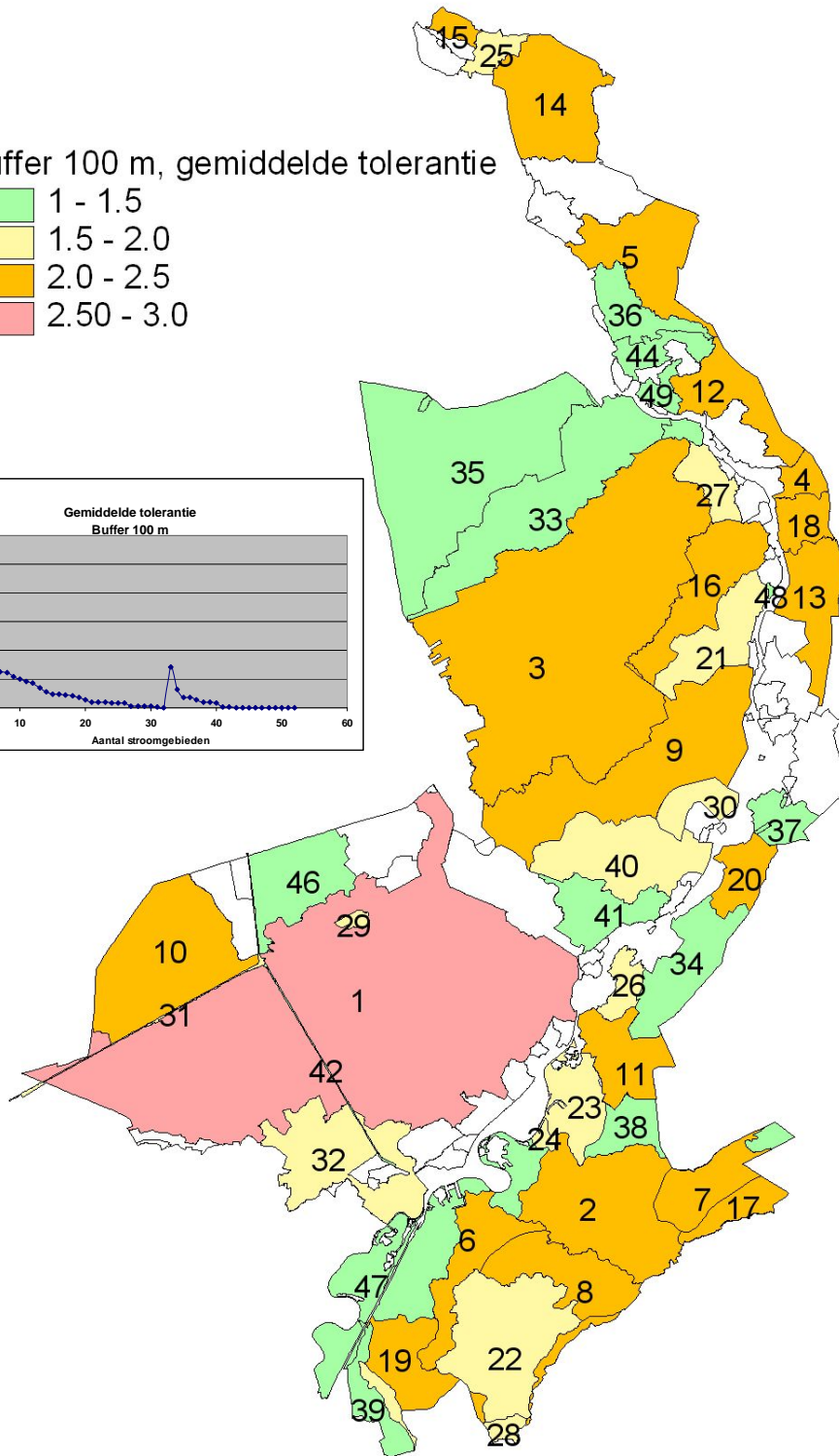
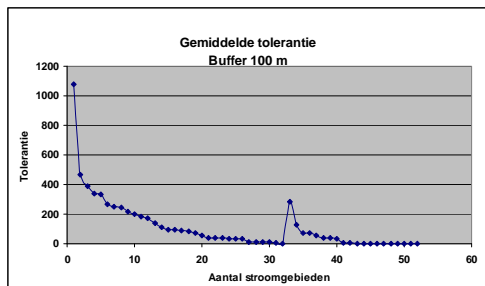
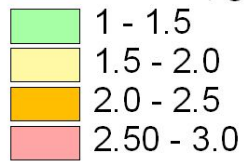
Buffer 25 m, gevoeligste natuurdoeltype



**Gemiddelde tolerantie; breedte b = 100 m.**

Gemiddelde tolerantie (buffer 100 m)	Beleidswaardering aandachtsgebieden			Waardering	Rangorde
	Buiten	Binnen	Totaal		
Stroomgebied					
Neerbeek	569.2	506.9	1076.1	3.0	1
VHR ROER	56.1	412.9	469.0	2.4	2
Geldersnierskanaal	128.8	257.4	386.2	2.4	3
Groote Molenbeek	210.6	130.0	340.6	2.3	4
Eckeltsebeek	136.6	197.4	333.9	2.3	5
VLOOTBEEK BENEDENLOOP	231.1	34.6	265.6	2.2	6
BOSBEEK	99.7	152.8	252.5	2.2	7
Oude Graaf	4.8	238.9	243.7	2.2	8
VLOOTBEEK BOVENLOOP	209.2	5.5	214.8	2.2	9
Wellse Molenbeek	80.0	120.5	200.5	2.2	10
Everlose beek	137.6	43.8	181.4	2.2	11
Swalm	51.9	121.2	173.1	2.2	12
Lingsforterbeek	67.2	70.5	137.7	2.1	13
Niers	105.8	6.6	112.4	2.1	14
RODE BEEK VLODROP	14.8	77.8	92.7	2.1	15
Broekhuizer Molenbeek	16.6	75.3	91.9	2.1	16
Mookse Molenbeek	26.9	60.5	87.4	2.1	17
MIDDELSGRAAF	32.8	49.9	82.8	2.1	18
Rode Beek	36.1	35.2	71.2	2.1	19
Aalsbeek	49.6	5.5	55.1	2.1	20
Molenbeek van Lottum	22.6	17.7	40.3	2.0	21
PUTBEEK EN PEPINUSBEEK	32.9	7.3	40.2	2.0	22
Kwistbeek	37.8	0.0	37.8	2.0	23
Tielebeek	24.2	10.1	34.2	2.0	24
MAASNIELDERBEEK BENEDENLOOP	2.1	29.7	31.8	2.0	25
Huilbeek	4.9	26.3	31.2	2.0	26
Wolterskamp	0.0	12.4	12.4	2.0	27
RODE BEEK BENEDENL EN VLOEDGRAAF	10.7	0.1	10.8	2.0	28
Kruispeel		9.4	9.4	2.0	29
ROER STEDELIJK	8.8	0.1	8.9	2.0	30
Springbeek	4.4	1.0	5.4	2.0	31
Zuidwillemsvaart		0.0	0.0	2.0	32
Thornerbeek	285.2		285.2	2.0	33
Oostrumsche Beek	129.0		129.0	1.5	34
Kanalen	72.4		72.4	1.3	35
Schelkensbeek	72.3		72.3	1.3	36
Heukelomsebeek	56.8		56.8	1.2	37
Wilderbeek	39.9		39.9	1.1	38
MAASNIELDERBEEK BOVENLOOP	37.7		37.7	1.1	39
GELEENBEEK BENEDENLOOP	34.7		34.7	1.1	40
Tasbeek	3.8		3.8	1.0	41
Kanaal Wessem - Nederweert	2.9		2.9	1.0	42
Wambachlossing	2.3		2.3	1.0	43
Ayensebeek	1.7		1.7	1.0	44
SPO	0.5		0.5	1.0	45
Spickerbroeklossing	0.2		0.2	1.0	46
AFWATEREND OP MAAS	0.1		0.1	1.0	47
Aa	0.0		0.0	1.0	48
LEIGRAAF	0.0		0.0	1.0	49
Lottumse Tasbeek	0.0		0.0	1.0	50
Papenbeekse Broeklossing	0.0		0.0	1.0	51
Tiendschuur	0.0		0.0	1.0	52

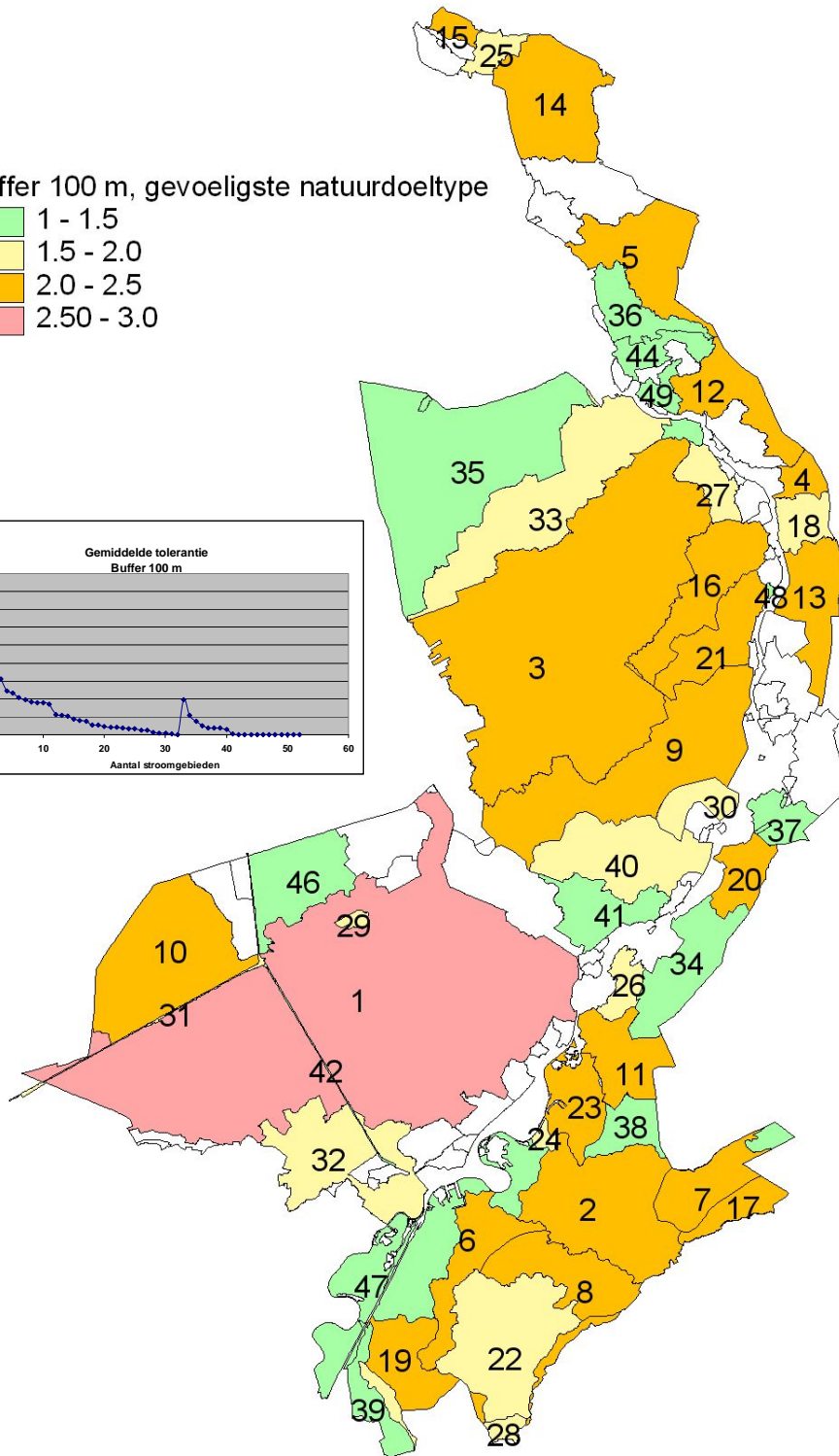
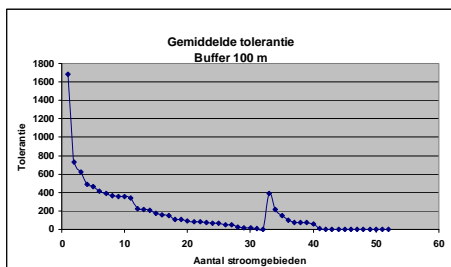
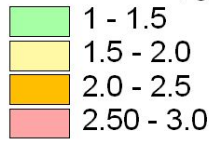
Buffer 100 m, gemiddelde tolerantie



**Gevoeligste natuurdoeltype; breedte b = 100 m.**

Gevoeligste natuurdoeltype (buffer 25 m)	Beleidswaardering aandachtsgebieden			Waardering	Rangorde
	Buiten	Binnen	Totaal		
Neerbeek	884.1	801.3	1685.4	3.0	1
VHR ROER	86.5	642.7	729.2	2.4	2
Groote Molenbeek	340.3	285.3	625.5	2.4	3
Geldersnierskanaal	162.0	323.8	485.9	2.3	4
Eckeltsebeek	198.1	270.0	468.1	2.3	5
VLOOTBEEK BENEDENLOOP	369.1	47.5	416.6	2.2	6
BOSBEEK	157.6	229.7	387.3	2.2	7
Oude Graaf	7.4	360.7	368.2	2.2	8
VLOOTBEEK BOVENLOOP	349.1	8.0	357.1	2.2	9
Swalm	96.8	256.8	353.6	2.2	10
Everlose beek	220.3	118.6	338.9	2.2	11
Niers	218.8	8.6	227.4	2.1	12
Wellse Molenbeek	87.2	130.1	217.3	2.1	13
Lingsforterbeek	95.0	116.0	211.0	2.1	14
Broekhuizer Molenbeek	26.9	151.4	178.3	2.1	15
MIDDELSGRAAF	64.9	94.9	159.8	2.1	16
RODE BEEK VLODRUP	18.2	132.8	151.0	2.1	17
Molenbeek van Lottum	66.7	42.6	109.3	2.1	18
Mookse Molenbeek	35.1	69.1	104.2	2.1	19
MAASNIELDERBEEK BENEDENLOOP	10.4	83.9	94.3	2.1	20
Aalsbeek	75.9	8.5	84.4	2.1	21
Wolterskamp	0.0	81.6	81.6	2.0	22
Rode Beek	39.1	37.8	76.9	2.0	23
Kwistbeek	65.0	0.0	65.0	2.0	24
Tielebeek	48.0	16.1	64.1	2.0	25
PUTBEEK EN PEPINUSBEEK	39.9	10.1	50.0	2.0	26
Huilbeek	9.7	37.3	46.9	2.0	27
Springbeek	19.8	5.0	24.8	2.0	28
RODE BEEK BENEDENLOOP EN VLOEDGRAAF	13.5	0.1	13.6	2.0	29
Kruispeel		13.4	13.4	2.0	30
ROER STEDELIJK	8.8	0.1	8.9	2.0	31
Zuidwillemsvaart		0.0	0.0	2.0	32
Thornerbeek	389.2		389.2	2.0	33
Oostrumsche Beek	217.0		217.0	1.6	34
Kanalen	149.8		149.8	1.4	35
Schelkensbeek	98.9		98.9	1.3	36
MAASNIELDERBEEK BOVENLOOP	72.3		72.3	1.2	37
GELEENBEEK BENEDENLOOP	71.5		71.5	1.2	38
Heukelomsebeek	70.9		70.9	1.2	39
Wilderbeek	56.9		56.9	1.1	40
Tasbeek	10.5		10.5	1.0	41
Kanaal Wessem - Nederweert	3.5		3.5	1.0	42
Wambachlossing	3.3		3.3	1.0	43
Ayensebeek	2.9		2.9	1.0	44
SPO	1.0		1.0	1.0	45
Spickerbroeklossing	0.4		0.4	1.0	46
AFWATEREND OP MAAS	0.2		0.2	1.0	47
Aa	0.0		0.0	1.0	48
LEIGRAAF	0.0		0.0	1.0	49
Lottumse Tasbeek	0.0		0.0	1.0	50
Papenbeekse Broeklossing	0.0		0.0	1.0	51
Tiendschuur	0.0		0.0	1.0	52

Buffer 100 m, gevoeligste natuurdoeltype



## Bijlage 2 Indeling van landgebruiksgroepen op basis van LGN2

Grasland (10)

1 gras

Maïs (20)

2 maïs

Akkerbouw (30)

3 aardappelen

4 bieten

5 granen

6 overige landbouwgewassen

30 akkerbouw

Overig; niet ingedeeld (0):

8 glastuinbouw

9 boomgaard

11 loofbos

12 naaldbos

13 droge heide

14 overig open begroeid natuurgebied

15 kale grond in natuurgebied

16 zoet water

18 stedelijk bebouwd gebied

19 bebouwing in buitengebied

20 loofbos in bebouwd gebied

21 naaldbos in bebouwd gebied

22 bos met dichte bebouwing

23 gras in bebouwd gebied

24 kale grond in bebouwd buitengebied

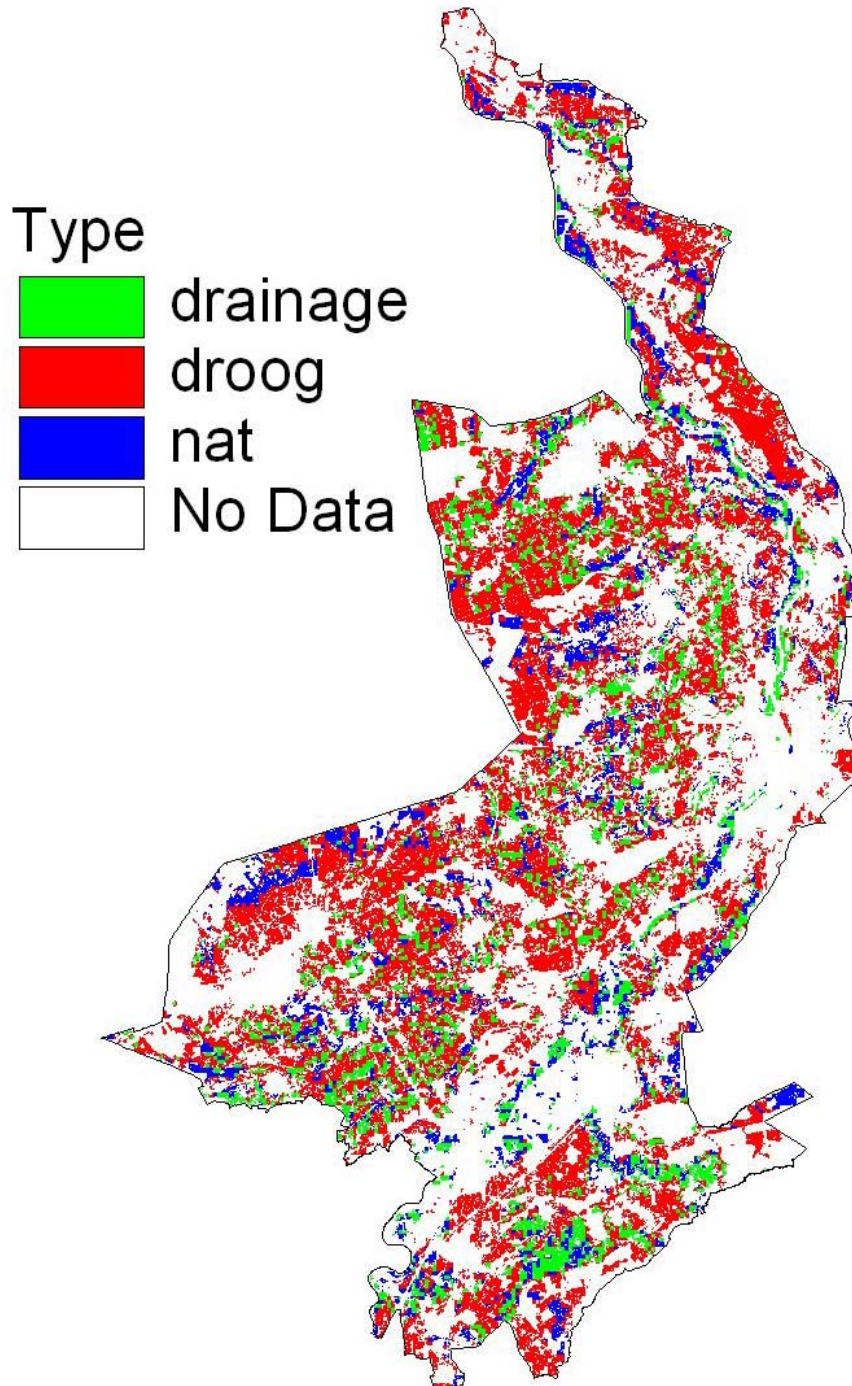
25 hoofdwegen en spoorwegen





### Bijlage 3 : berekende afvoeren per cluster in het studiegebied

Voor de drie clusters natte, gedraineerde en droge percelen (figuur B3.1) zijn met het model uit hoofdstuk 4 afvoeren berekend per onderscheiden route (tabel 1 en figuren 2-5). Bij de analyse van de modelresultaten (STONE) zijn alleen plots gebruik die landbouwkundig in gebruik zijn (geen natuur) .



*Figuur B3.1 Ruimtelijke ligging van de drie onderscheiden hydrologische clusters.*



Tabel B3.1a: Berekende afvoeren in het studiegebied voor de agrarische gebruikte percelen en natuur.

Transportroute	Cluster (areaal aandeel)									Alle percelen	
	Nat (15,3%)			Gedraineerd (14,7%)			Droog (70%)				
	Gem.	$\sigma$	Plot	Gem.	$\sigma$	plot	Gem.	$\sigma$	Plot	Gem.	$\sigma$
OA	184	277	47	11	37	2	17	33	2	43	115
BD	0		0	335	321	337	0		0	60	135
OS	135	143	184	90	127	138	30	45	9	58	87
DS	169	180	303	79	86	33	41	62	9	68	95
Laterale afvoer	488		534	515			88		20	228	.....
Kwel K	248	298		310	389		10	95		101	217
Wegzijging W	35	93		81	64		196	85		150	83
Netto W	-213			-229			187			49	....
Totale afvoer	275			286			275			277	....

Tabel B3.1b: Berekende afvoeren in het studiegebied voor de agrarische gebruikte percelen.

Transportroute	Cluster (areaal aandeel)									Alle percelen	
	Nat (15,3%)			Gedraineerd (14,7%)			Droog (70%)				
	Gem.	$\sigma$	Plot	Gem.	$\sigma$	plot	Gem.	$\sigma$	Plot	Gem.	$\sigma$
OA	129	322	47	11	108	2	17	61	2	32	121
BD	0		0	347	332	337	0		0	76	155
OS	153	158	184	91	132	138	31	46	9	62	94
DS	169	171	303	77	88	33	43	67	9	69	94
Laterale afvoer	450		534	526			91		20	238	.....
Kwel K	208	228		323	404		10	95		107	221
Wegzijging W	42	92		88	66		221	88		166	84
Netto W	-166			-235			211			59	....
Totale afvoer	284			292			302			297	....

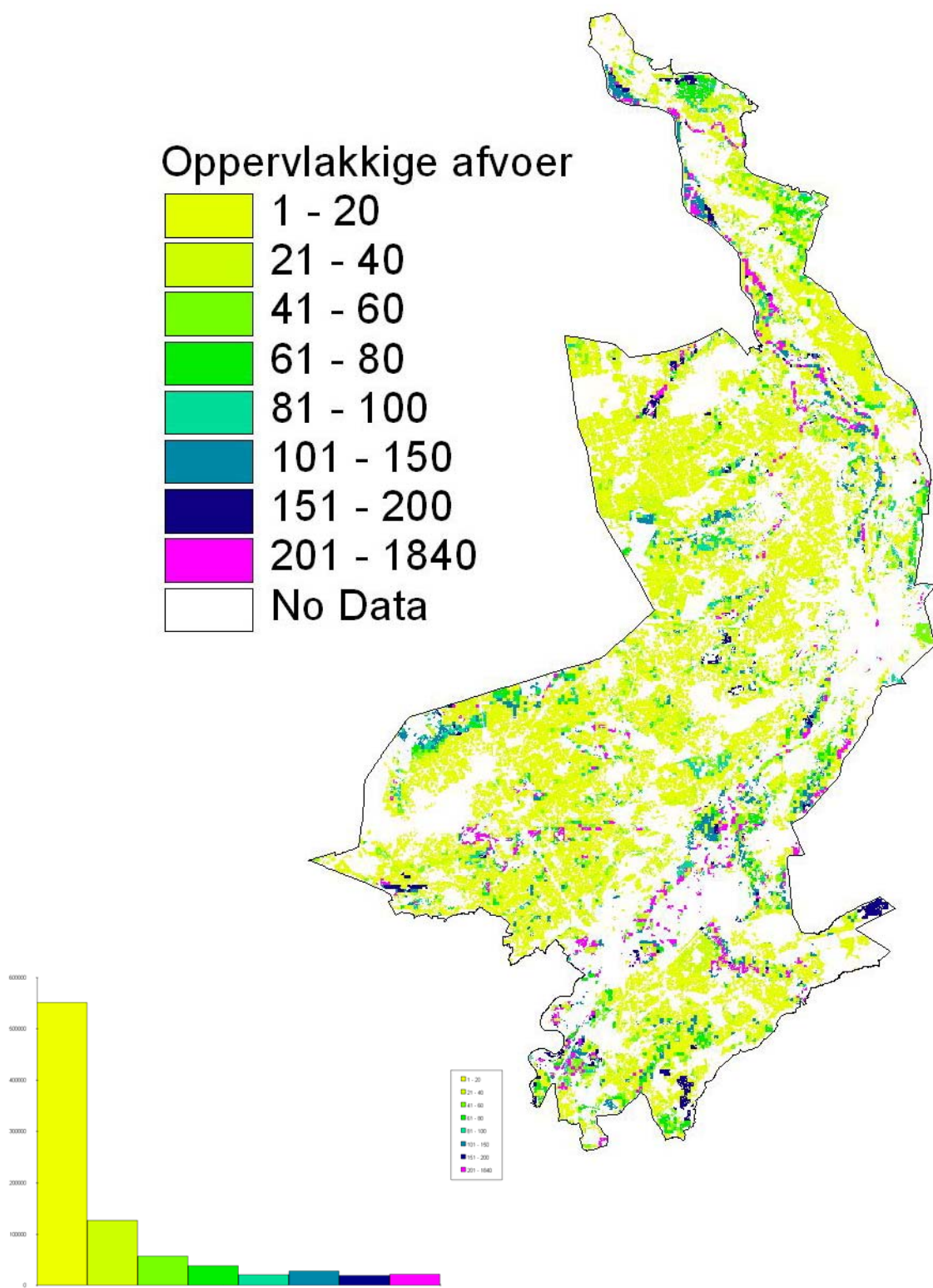
Het gemiddelde neerslagoverschot binnen het studiegebied is 277 mm/jaar (tabel 1, alle percelen, totale afvoer), voor de agrarisch gebruikte percelen is dat 297 mm/jaar. Hiervan verlaat 49 resp. 59 mm via wegzijging het gebied. De resterende 228 resp. 238 mm is gemiddeld ongeveer gelijk over de verschillende transportroutes verdeeld, maar dat is niet zo binnen de afzonderlijke clusters Nat (GT I,II,III en V), Droog (GT IV, VI en VII) en Gedraineerd.

De gemiddelden afvoeren voor de gedraineerde en droge situatie komen redelijk overeen met de geselecteerde plot voor de modelberekeningen in hoofdstuk 4, maar dat geldt niet voor de natte situatie (OA 47 versus 184 mm, DS 303 versus 169). Dit roept vragen op over de representativiteit van de rekenplot voor natte percelen. Tabel 2 geeft de verdeling van de oppervlakkige afvoeren binnen de natte plots, ingedeeld in de klassen van figuur 2. De plots met natte natuur waar de hoogste oppervlakkige afvoer mag worden verwacht, zijn niet meegenomen in tabel 2. De hoogste klassen geven onrealistische hoge waarden voor de oppervlakkige afvoer vanuit landbouwpercelen en zijn daarom niet meegerekend bij de schaling van de route MV in tabel 3.11. De plot met 47 mm gemiddelde oppervlakkige afvoer valt in klasse 4, plots met een oppervlakkige afvoer > 60 mm vallen in klasse 6.

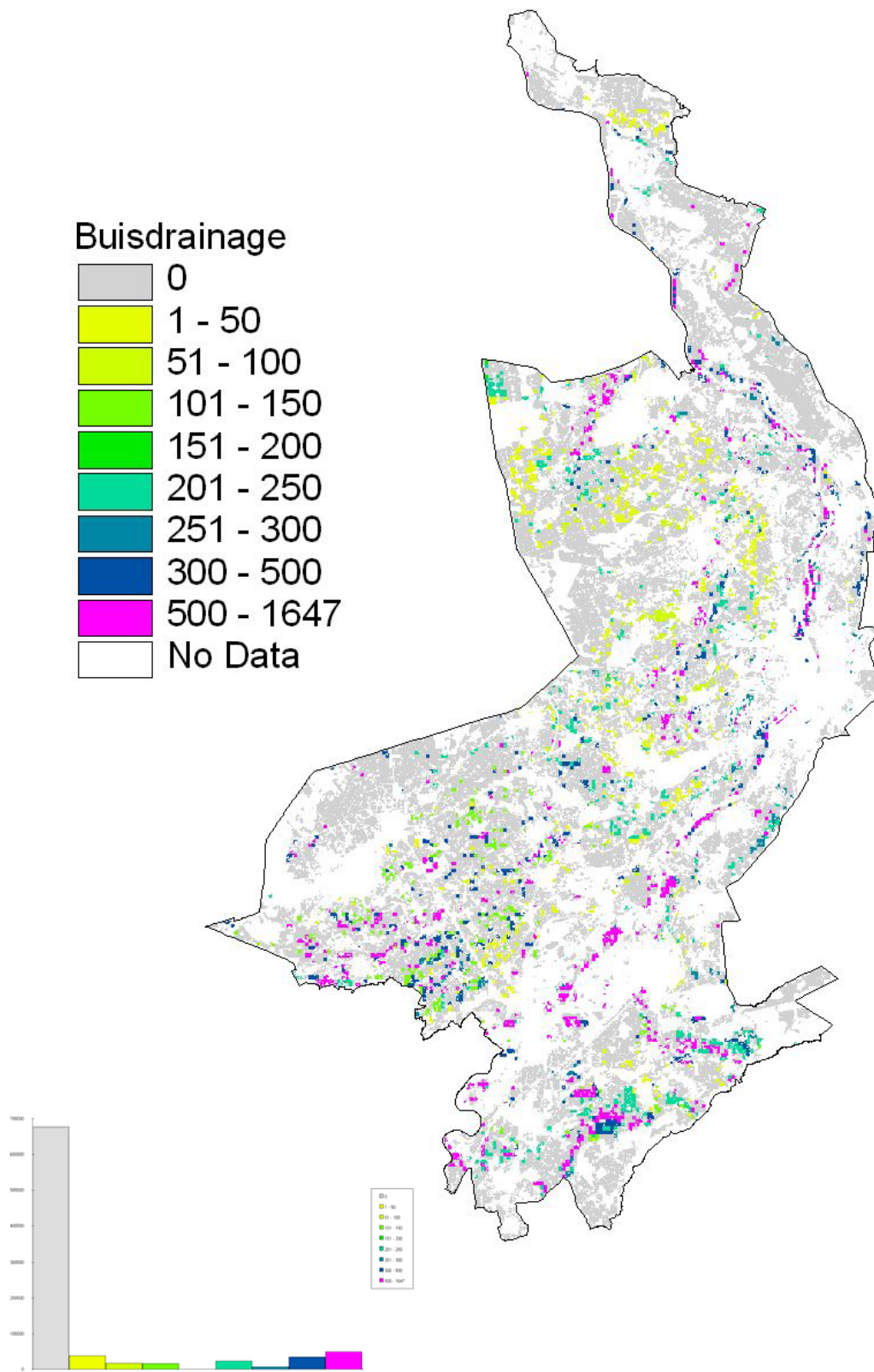
Tabel B3.2: Berekende oppervlakkige afvoeren in het studiegebied.

Klasse	Oppervlakkige afvoer				Aandeel %	% van areaal landbouw	% van totaal areaal	% van totale afvoer
	mm							
	Min	Max	Gem.	$\Sigma$				
2	1	20						
3	21	40	34	11	2%	8%	5.6	
4	41	60	53	12	7%	17%	12.0	
5	61	80	69	27	7%	13%	12.2	
6	81	100	89	47	8%	11%	11.9	
7	102	148	121	80	17%	18%	21.1	
8	157	194	173	130	21%	16%	11.4	
9 <sup>1</sup>	203	1840	278	258	39%	18%	(25.9) <sup>1</sup>	
Totaal			129	127	100%	100%	74.1	

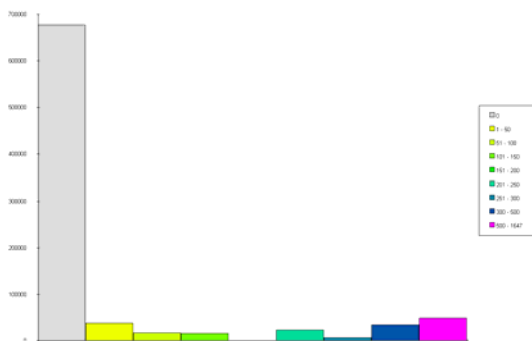
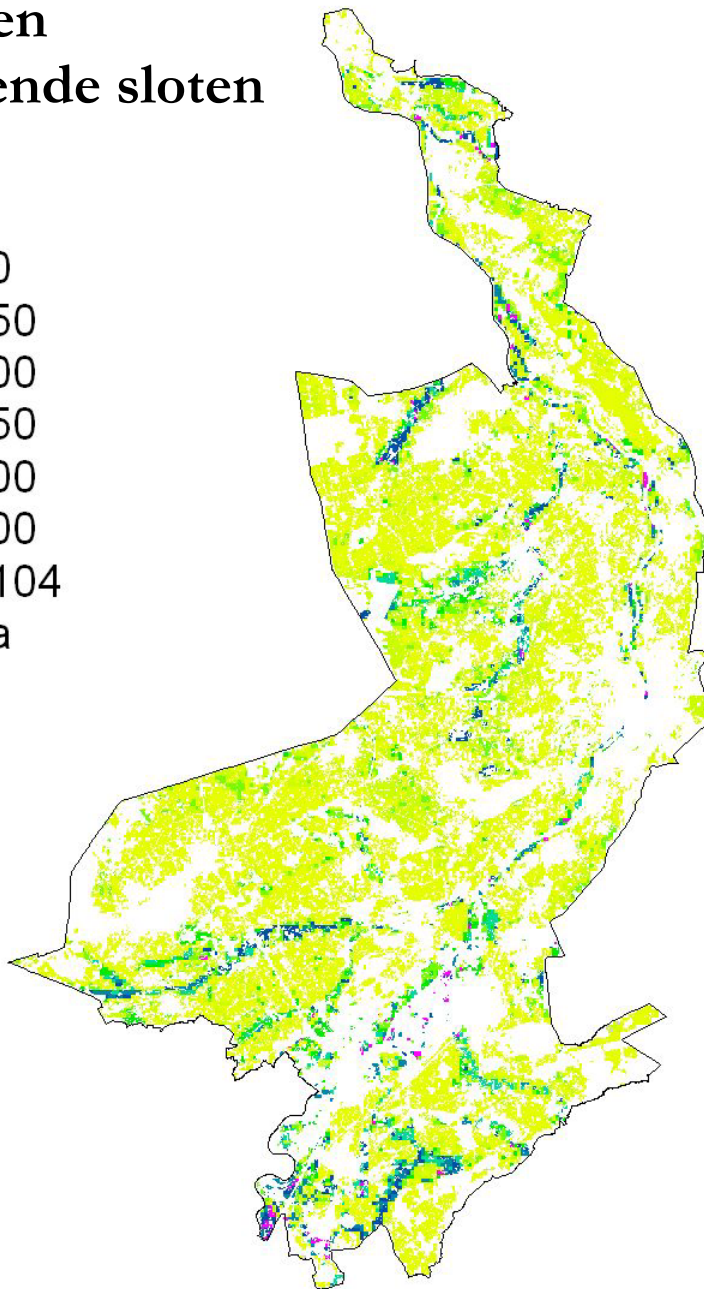
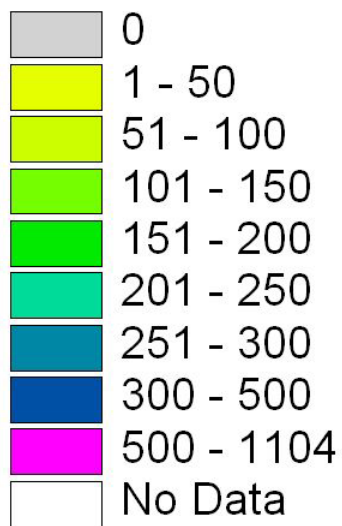
<sup>1</sup>niet meegerekend bij bepalen aandeel in totale oppervlakkige afvoer



*Figuur B3.2: verdeling oppervlakkige afvoer (mm) volgens STONE (hoofdstuk 4)*



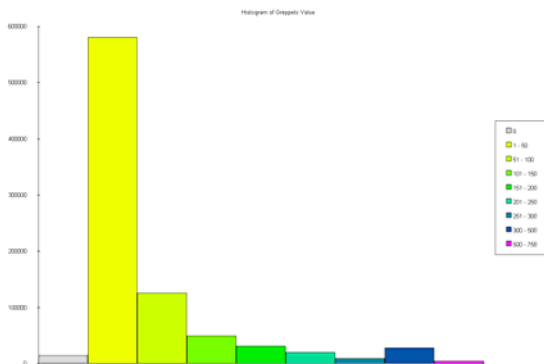
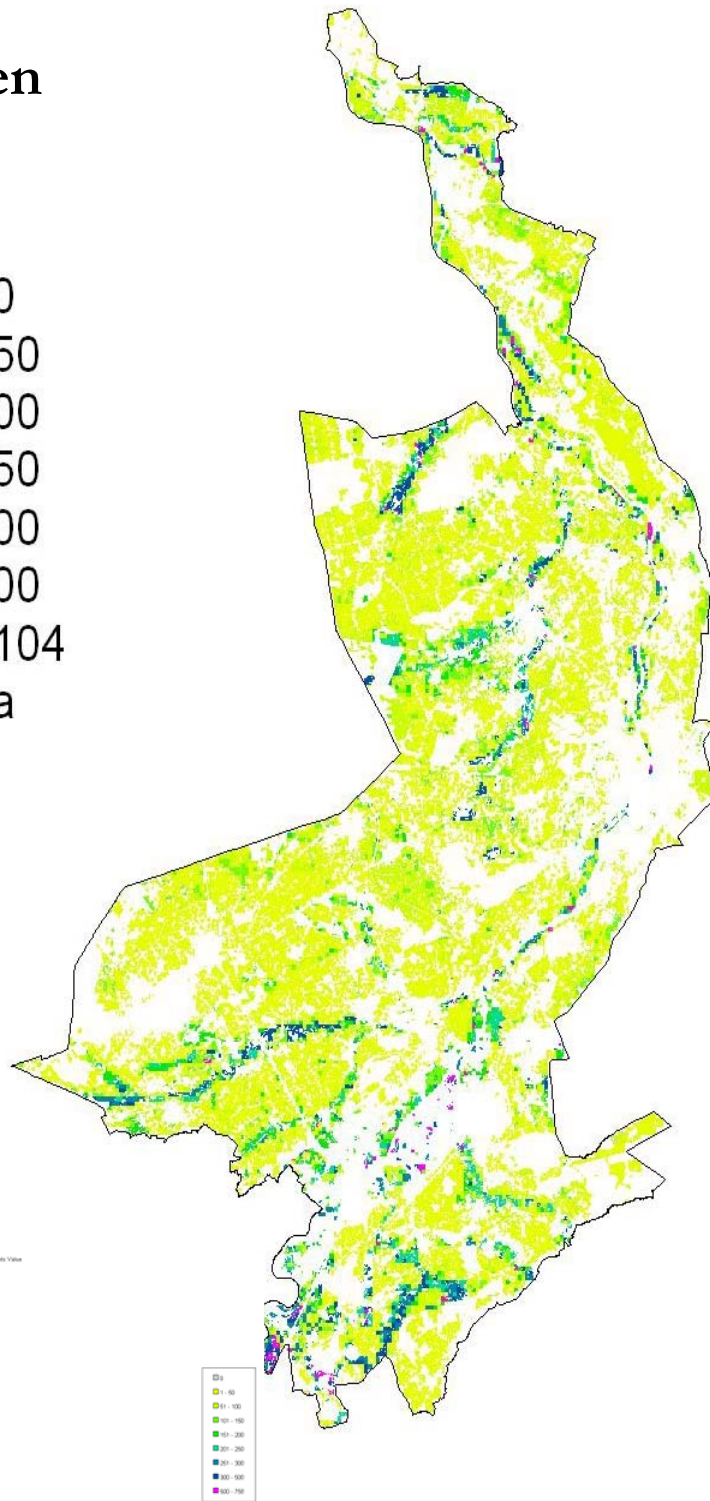
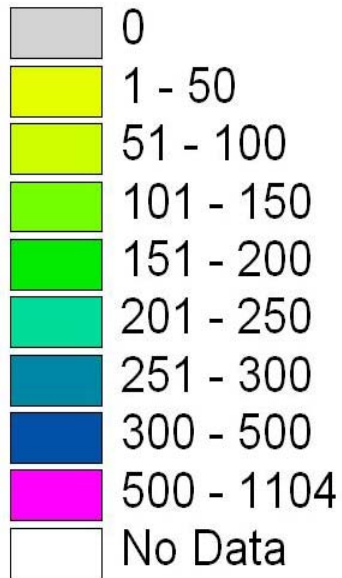
## Greppels en droogvallende sloten



Figuur B3.4: verdeling afvoer naar greppels en droogvallende sloten (mm) volgens STONE (hoofdstuk 4)



## Diepe sloten



Figuur B3.5: verdeling afvoer naar diepe sloten (mm) volgens STONE (hoofdstuk 4)

## Bijlage 4 Effectiviteit van perceelmaatregelen

In deze bijlage worden de modelresultaten besproken van de perceelmaatregelen voor de verschillende combinaties van hydroclusters en fosfaatprofielen. De resultaten kunnen worden opgesplitst in hydrologische effecten (GHG, GLG) en effecten op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. De hydrologische effecten zijn voor de hydroclusters verschillend. De hydrologische effecten binnen een hydrocluster zijn voor de verschillende fosfaatprofielen gelijk.

De waterafvoeren en de nutriëntenvrachten via de verschillende hydrologische transportroutes zijn **bruto** afvoeren en vrachten, tenzij anders is weergegeven. Naast veranderingen in waterafvoer en nutriëntenvrachten zijn ook veranderingen in de fosfaattoestand weergegeven.

### B4.1 Natte gronden (GHG < 40 cm - mv.)

In tabel B4.1 is een overzicht gegeven van de maatregelen die zijn doorgerekend voor de natte gronden met bijbehorende fosfaatprofielen.

Tabel B4.1 Doorgerekende perceelmaatregelen voor de verschillende P-profielen voor de natte gronden (GHG < 40cm - mv.)

P-profiel		REF	UITM	BOA	CD	DSPD
FBV	FVG					
HH	LL	x	-	x	x	-
HL	LH	x	-	-	-	-
LH	HL	x	x	x	x	-
LL	HH	x	x	x	x	-
LL*	HH*	x	x	x	x	x

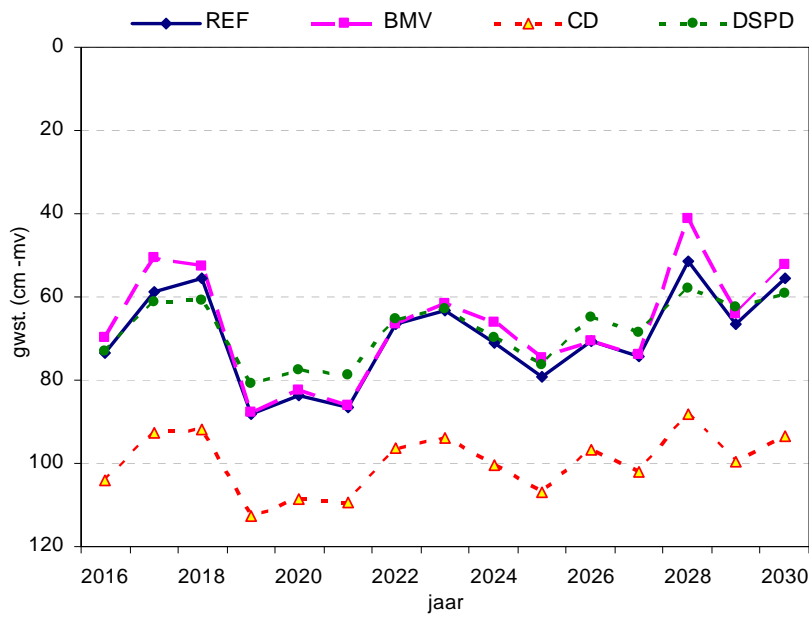
### Hydrologie

In tabel B4.2 zijn een aantal relevante grondwaterkarakteristieken weergegeven voor de verschillende hydrologische maatregelen..

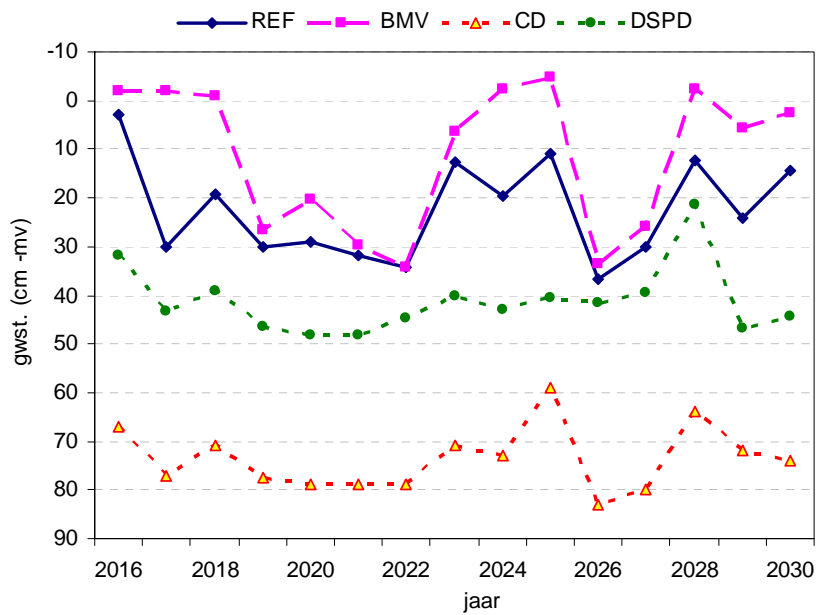
Tabel B4.2 Grondwaterkarakteristieken voor de verschillende P-profielen voor de natte gronden (GHG < 40cm - mv.)

Gwst. karakteristiek	REF (cm - mv.)	BOA (cm - mv.)	CD (cm - mv.)	DSPD (cm - mv.)
GHG	23	11	74	41
GLG	114	114	129	96
(GHG + GLG)/2	68	62	101	69
Gemiddelde grondwaterstand	70	67	100	68

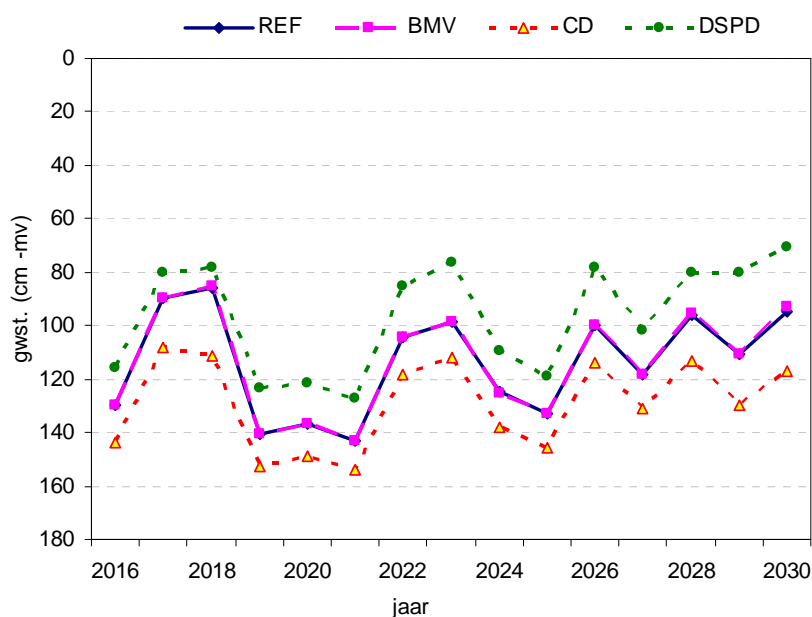
In figuur B4.1 is het verloop van de gemiddelde grondwaterstand weergegeven voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's. De verschillen tussen de gemiddelde grondwaterstanden voor de verschillende scenario's wordt voornamelijk bepaald door verschillen in GHG (figuur B4.2). De veranderingen in GLG zijn kleiner (figuur B4.3).



Figuur B4.1 Jaargemiddelde grondwaterstand (cm - mv.) voor de natte gronden in de periode 2016-2030.



Figuur B4.2 Jaargemiddelde hoogste grondwaterstand (cm - mv.) voor de natte gronden in de periode 2016-2030.



Figuur B4.3 Jaargemiddelde laagste grondwaterstand (cm - mv.) voor de natte gronden in de periode 2016-2030.

In tabel B4.3 is de gemiddelde **bruto** waterafvoer over de verschillende hydrologische routes weergegeven voor de periode 2016-2030.

Tabel B4.3 Gemiddelde jaarlijkse **bruto** waterafvoer (mm) via de verschillende hydrologische routes voor de verschillende scenario's.

scenario	afvoeren							kwel
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primaair	totaal	
REF	6	38	-	186	138	166	534	255
BOA	0	-	-	211	147	171	529	255
CD	1	0	268	107	53	99	527	255
DSPD	3	2	475	32	24	15	548	255

## Nutriënten

Naast de effecten op de hydrologie hebben de maatregelen ook effect op de nutriëntenbelasting naar het oppervlaktewater, waarbij de fosfaattoestand in de bodem een belangrijke rol speelt. Uit de resultaten blijkt dat de hydrologische maatregelen nauwelijks effect hebben op de fosfaattoestand. In tabel B4.4 zijn de verschillen in Pox ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) en fosfaatverzadigingsgraad (%) gegeven voor de referentiesituatie in 2000 en 2030. Het fosfaatbufferend vermogen verandert niet.



Tabel B4.4 Fosfaattoestand in 2000 en 2030 voor de verschillende fosfaatprofielen voor natte gronden.

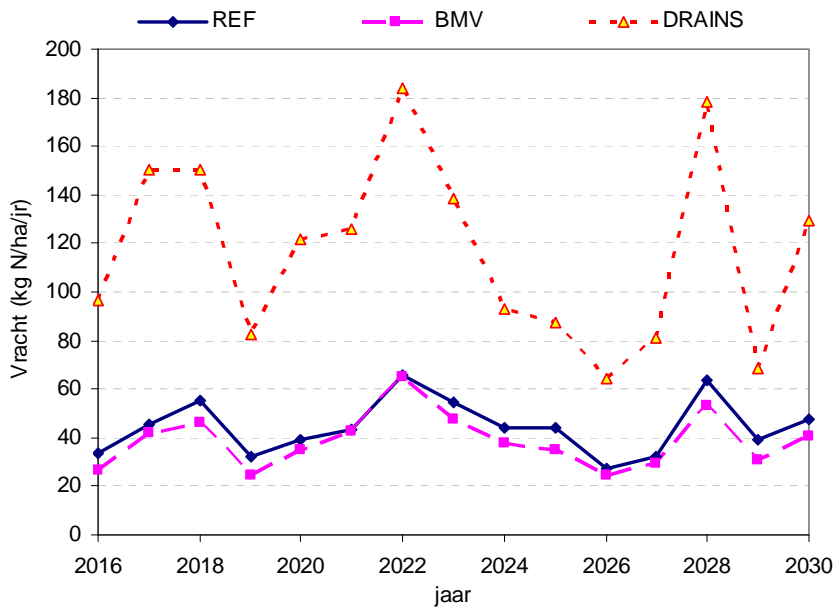
P-profiel		Diepte cm	FBV kg.ha <sup>-1</sup>	Pox mg kg <sup>-1</sup>		FVG %		P-AL (mg.(100g) <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) 0-10 cm		Pw-getal (mg.L <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) 0-25 cm	
FBV	FVG			2000	2030	2000	2030	2000	2030	2000	2030
HH	LL	0-40	21790	374	407	22	24	65	97	29	45
		40-80	12958	129	132	14	14	-	-	-	-
LH	HL	0-40	11673	333	357	36	39	65	86	61	83
		40-80	11599	111	121	13	14	-	-	-	-
LL	HH	0-40	11673	340	366	37	40	65	87	61	86
		40-80	9949	128	137	18	19	-	-	-	-
LL*	HH*	0-40	11673	484	502	52	54	89	102	98	120
		40-80	9949	221	232	31	32	-	-	-	-

Uitmijnen heeft echter een sterke invloed op de fosfaattoestand bovenin het profiel. Bij alle scenario's lopen de Pw en Pal sterk terug tot waarden lager dan 10. De afname in de fosfaattoestand komt ook tot uiting in Pox en de fosfaatverzadigingsgraad. Uitmijnen heeft alleen invloed op het bovenste deel van het profiel; de fosfaatuitmijning is na 30 jaar nog niet dieper dan 50 cm beneden maaiveld doorgedrongen. In tabel B4.5 zijn de verschillen in Pox (mg kg<sup>-1</sup>) en fosfaatverzadigingsgraad (%) gegeven voor de referentiesituatie in 2000 en na uitmijnen in 2030. Het fosfaatbufferend vermogen verandert niet.

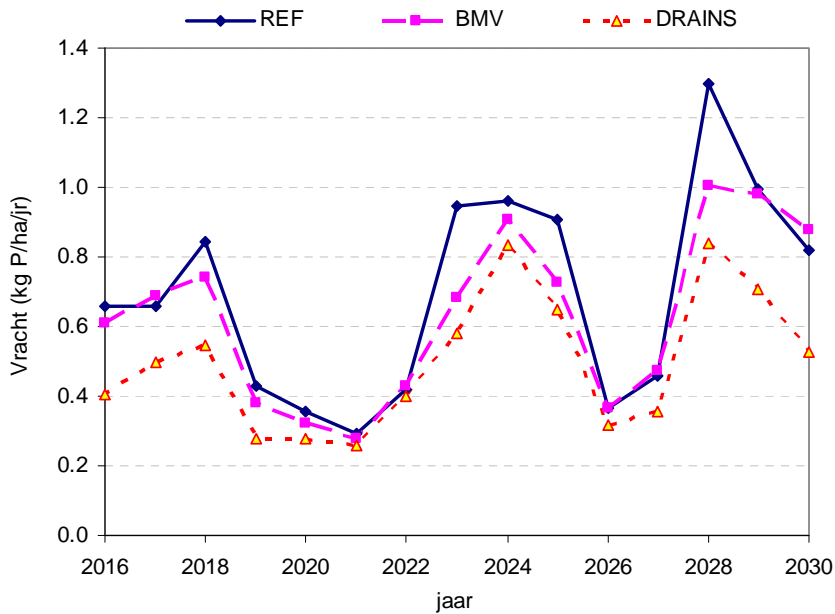
Tabel B4.5 Fosfaattoestand in 2000 en 2030 voor de verschillende fosfaat- uitmijnprofielen op natte gronden.

P-profiel		Diepte cm	FBV kg.ha <sup>-1</sup>	Pox mg kg <sup>-1</sup>		FVG %		P-AL (mg.(100g) <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) 0-10		Pw-getal (mg.L <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) 0-25	
FBV	FVG			2000	2030	2000	2030	2000	2030	2000	2030
LH	HL	0-40	11673	333	211	36	23	65	3	61	2
		40-80	11599	111	106	13	13	-	-	-	-
LL	HH	0-40	11673	340	217	37	23	65	3	61	2
		40-80	9949	128	121	18	17	-	-	-	-
LL*	HH*	0-40	11673	484	324	52	35	89	3	98	9
		40-80	9949	221	214	31	30	-	-	-	-

In figuren B4.4 en B4.5 is het verloop van de bruto N- en P-belasting voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's weergegeven.



Figuur B4.4 Totale jaarlijkse bruto N-belasting ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater in de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's. Cluster nat, fosfaatprofiel HH (FVG LL).



Figuur B4.5 Totale jaarlijkse bruto P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's. Cluster nat, fosfaatprofiel HH (FVG LL).

### B4.1.1 Fosfaatprofiel HH (FVG LL)

In tabel B4.6 zijn voor fosfaatprofiel HH (FVG LL) voor de verschillende scenario's de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes gegeven.

Tabel B4.6 Gemiddelde **bruto** N- en P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030. Cluster nat, fosfaatprofiel HH (FVG LL).

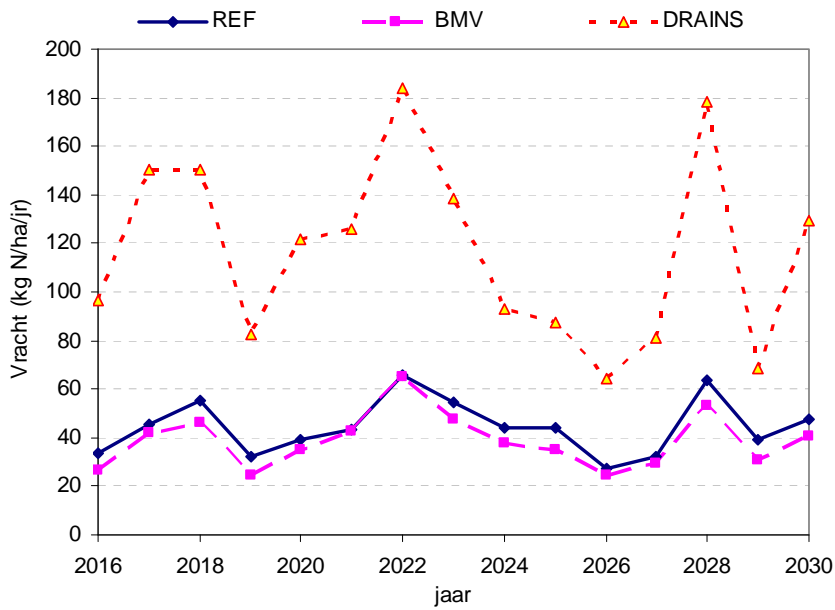
scenario	vrachten						totaal	reductie		kwel $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
	runoff	maaveld	drains	tertiair	secundair	primair		$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,06	8,13	-	17,29	9,44	9,62	44,54			13,80
BOA/	0,00	-	-	18,98	9,85	9,87	38,69	<b>5,9</b>	<b>13%</b>	13,80
CD	0,01	0,02	92,96	12,89	4,71	6,21	116,79	<b>-72,3</b>	<b>-162%</b>	13,80
<b>P-belasting</b>										
REF	0,00	0,18	0,00	0,29	0,14	0,07	0,69			0,05
BOA/	0,00	0,00	0,00	0,38	0,17	0,08	0,63	<b>0,06</b>	<b>9%</b>	0,05
CD	0,00	0,00	0,33	0,10	0,04	0,03	0,50	<b>0,20</b>	<b>28%</b>	0,05

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, zijn in tabel B4.7 de bijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

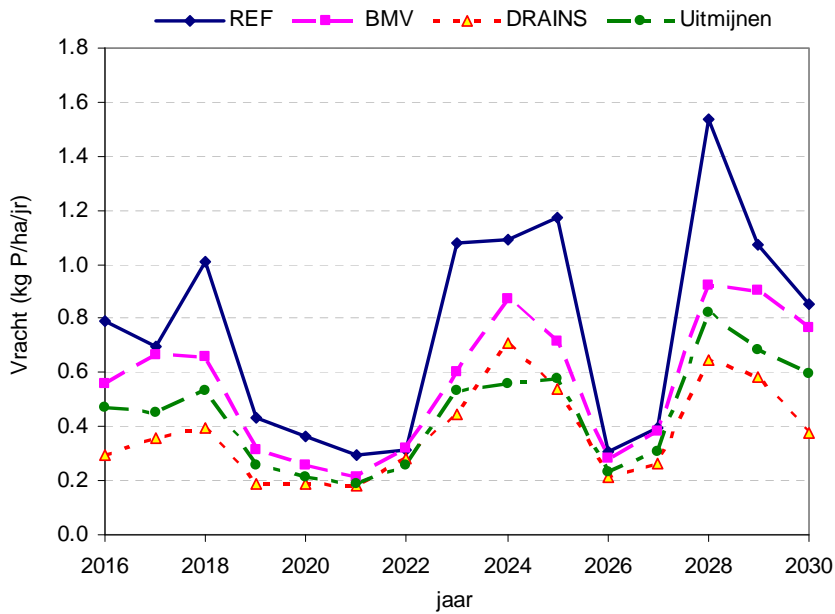
Tabel B4.7 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030. Cluster nat, fosfaatprofiel HH (FVG LL).

scenario	concentraties ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )						totaal	reductie		kwel $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	runoff	maaveld	drains	tertiair	secundair	primair		$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	1,06	21,19	-	9,32	6,82	5,81	8,34			5,42
BOA'	-	-	-	9,01	6,68	5,78	7,32		<b>12%</b>	5,42
CD	0,96	15,56	34,68	12,06	8,93	6,30	22,15	<b>-13,8</b>	<b>-166%</b>	5,42
<b>P-belasting</b>										
REF	0,07	0,48	-	0,16	0,10	0,04	0,13			0,02
BOA/	-	-	-	0,18	0,12	0,05	0,12	<b>0,01</b>	<b>8%</b>	0,02
CD	0,05	0,57	0,12	0,09	0,08	0,03	0,09	<b>0,04</b>	<b>27%</b>	0,02

In onderstaande figuren B4.6 en B4.7 is het verloop van de N- en P-belasting voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's weergegeven.



Figuur B4.6 Totale jaarlijkse **bruto** N-belasting ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater in de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



Figuur B4.7 Totale jaarlijkse **bruto** P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's

### B4.1.2 Fosfaatprofiel LH (FVG HL)

In tabel B4.8 zijn voor de verschillende scenario's de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting (kg.ha<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes gegeven.

Tabel B4.8 Gemiddelde **bruto** N- en P-vracht (kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

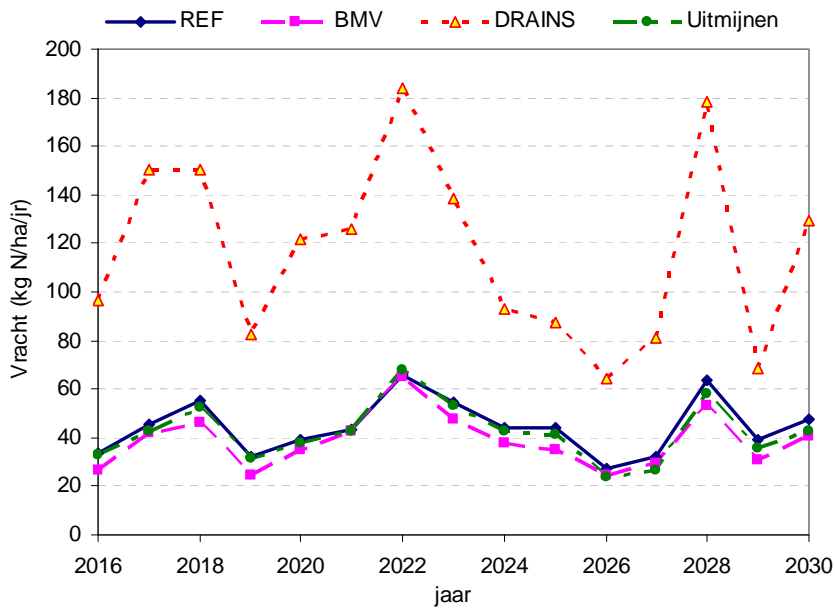
scenario	vrachten (kg.ha <sup>-1</sup> )						totaal	reductie		kwel kg.ha <sup>-1</sup>
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primaair		kg.ha <sup>-1</sup>	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,06	8,13	-	17,29	9,44	9,62	44,54			13,80
BOA/	0,00	-	-	18,98	9,85	9,87	38,69	<b>5,9</b>	<b>13%</b>	13,80
CD	0,01	0,02	92,96	12,89	4,71	6,21	116,79	<b>-72,3</b>	<b>-162%</b>	13,80
UITM	0,01	7,30	-	16,16	9,06	9,47	42,40	<b>3,4</b>	<b>6%</b>	13,80
<b>P-belasting</b>										
REF	0,01	0,34	-	0,25	0,11	0,06	0,76			0,05
BOA/	0,00	-	-	0,35	0,14	0,07	0,56	<b>0,20</b>	<b>26%</b>	0,05
CD	0,00	0,00	0,27	0,06	0,02	0,02	0,38	<b>0,38</b>	<b>51%</b>	0,05
UITM	0,00	0,10	0,00	0,20	0,09	0,05	0,45	<b>0,32</b>	<b>41%</b>	0,05

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, is in tabel B4.9 de bijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

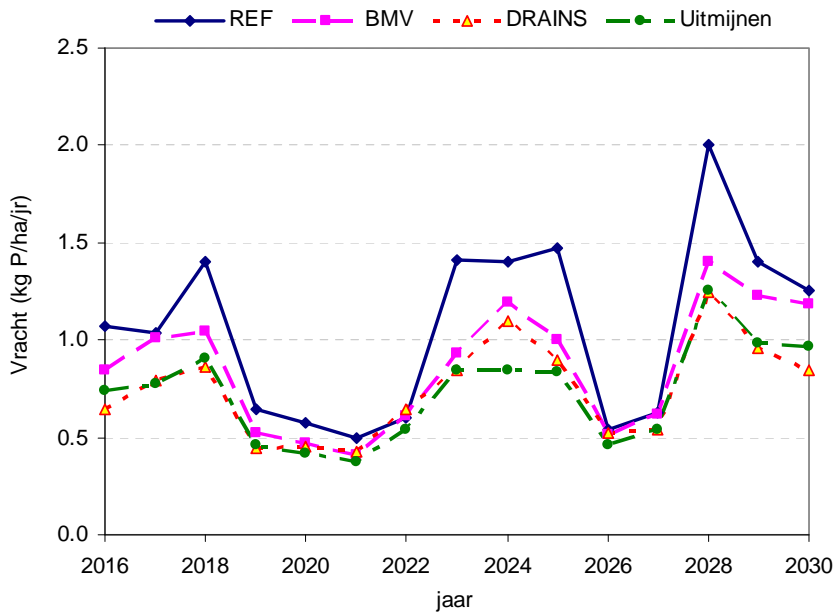
Tabel B4.9 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie (mg.L<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	concentraties (mg L <sup>-1</sup> )						totaal	reductie		kwel mg.L <sup>-1</sup>
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primaair		mg.L <sup>-1</sup>	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	1,06	21,19	-	9,32	6,82	5,81	8,34			5,42
BOA/	-	-	-	9,01	6,68	5,78	7,32	<b>1,0</b>	<b>12%</b>	5,42
CD	0,96	15,56	34,68	12,06	8,93	6,30	22,15	<b>-13,8</b>	<b>-166%</b>	5,42
UITM	0,17	19,03	-	8,71	6,57	5,72	7,87	<b>0,5</b>	<b>6%</b>	5,42
<b>P-belasting</b>										
REF	0,11	0,89	-	0,13	0,08	0,04	0,14			0,02
BOA/	-	-	-	0,17	0,09	0,04	0,11	<b>0,03</b>	<b>25%</b>	0,02
CD	0,07	1,03	0,10	0,05	0,04	0,02	0,07	<b>0,07</b>	<b>50%</b>	0,02
UITM	0,00	0,25	-	0,11	0,07	0,03	0,08	<b>0,06</b>	<b>41%</b>	0,02

In figuren B4.8 en B4.9 is het verloop van de bruto N- en P-belasting voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's weergegeven.



Figuur B4.8 Totale jaarlijkse **bruto** N-belasting ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater in de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



Figuur B4.9 Totale jaarlijkse **bruto** P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.

### B4.1.3 Fosfaatprofiel LL (FVG HH)

In tabel B4.10 zijn voor de verschillende scenario's de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting (kg.ha<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes gegeven.

Tabel B4.10 Gemiddelde **bruto** N- en P-waacht (kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

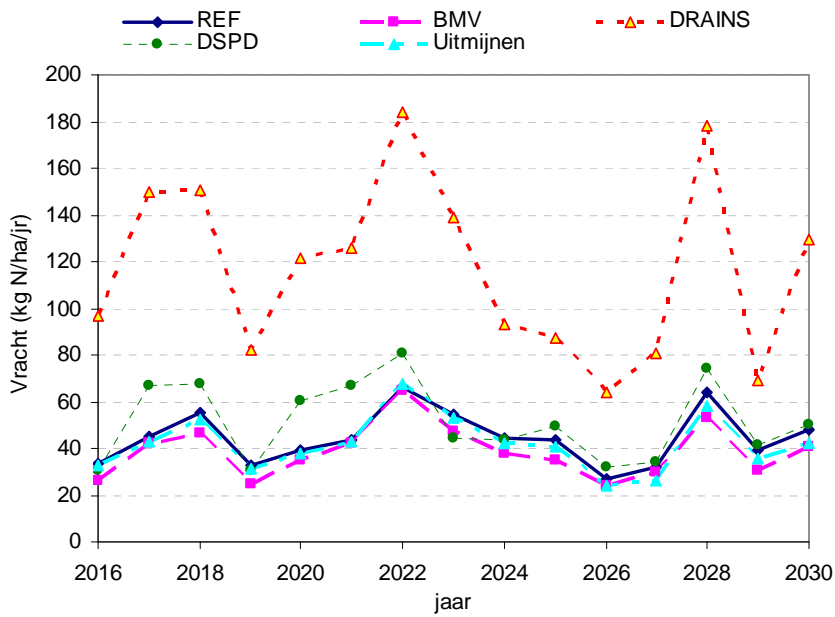
scenario	vrachten (kg.ha <sup>-1</sup> )						totaal	reductie		kwel kg.ha <sup>-1</sup>
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primair		kg.ha <sup>-1</sup>	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,06	8,13	-	17,29	9,44	9,62	44,54			13,80
BOA/	0,00	-	-	18,98	9,85	9,87	38,69	<b>5,9</b>	<b>13%</b>	13,80
CD	0,01	0,02	92,96	12,89	4,71	6,21	116,79	<b>-72,3</b>	<b>-162%</b>	13,80
UITM	0,01	7,30	-	16,16	9,06	9,47	42,40	<b>3,4</b>	<b>6%</b>	13,80
<b>P-belasting</b>										
REF	0,01	0,36	-	0,41	0,19	0,09	1,06			0,05
BOA/	0,00	-	-	0,54	0,22	0,10	0,86	<b>0,20</b>	<b>19%</b>	0,05
CD	0,00	0,00	0,50	0,15	0,05	0,04	0,75	<b>0,31</b>	<b>30%</b>	0,05
UITM	0,00	0,11	0,00	0,37	0,17	0,08	0,73	<b>0,33</b>	<b>31%</b>	0,05

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, is in tabel B4.11 de bijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

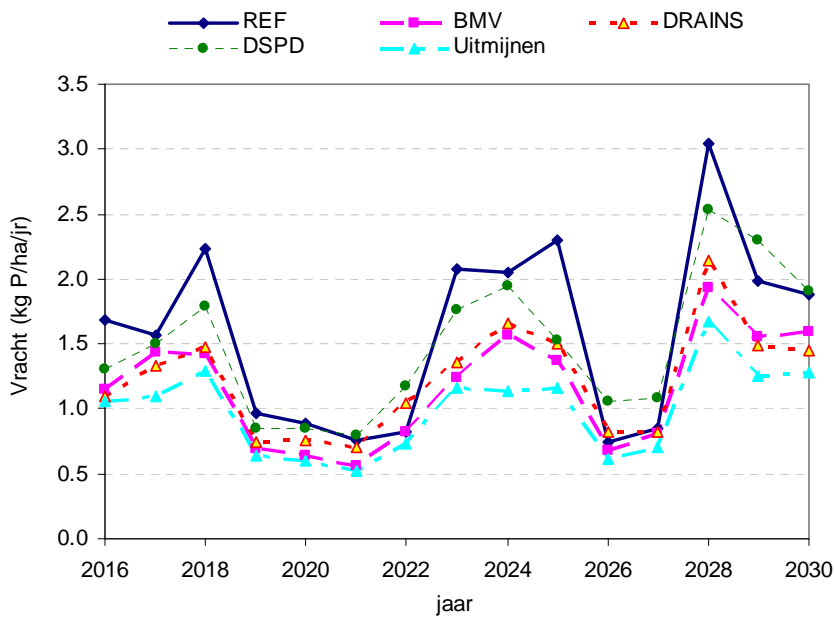
Tabel B4.11 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie (mg.L<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	concentraties (mg L <sup>-1</sup> )						totaal	reductie		kwel mg.L <sup>-1</sup>
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primair		mg.L <sup>-1</sup>	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	1,06	21,19	-	9,32	6,82	5,81	8,34			5,42
BOA/	-	-	-	9,01	6,68	5,78	7,32	<b>1,0</b>	<b>12%</b>	5,42
CD	0,96	15,56	34,68	12,06	8,93	6,30	22,15	<b>-13,8</b>	<b>-166%</b>	5,42
UITM	0,17	19,03	-	8,71	6,57	5,72	7,87	<b>0,5</b>	<b>6%</b>	5,42
<b>P-belasting</b>										
REF	0,11	0,95	-	0,22	0,14	0,05	0,20			0,02
BOA/	-	-	-	0,26	0,15	0,06	0,16	<b>0,04</b>	<b>18%</b>	0,02
CD	0,08	1,09	0,19	0,14	0,10	0,04	0,14	<b>0,06</b>	<b>29%</b>	0,02
UITM	0,00	0,28	-	0,20	0,13	0,05	0,14	<b>0,06</b>	<b>31%</b>	0,02

In onderstaande figuren B4.10 en B4.11 is het verloop van de N- en P-belasting voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's weergegeven.



Figuur B4.10 Totale jaarlijkse bruto N-belasting ( $kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater in de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



Figuur B4.11 Totale jaarlijkse bruto P-vracht ( $kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



### B4.1.4 Fosfaatprofiel LL\* (FVG HH\*)

In tabel B4.12 zijn voor de verschillende scenario's de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting (kg.ha<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes gegeven.

Tabel B4.12 Gemiddelde **bruto** N- en P-waacht (kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	vrachten (kg.ha <sup>-1</sup> )						totaal	reductie		kwel kg.ha <sup>-1</sup>
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primair		kg.ha <sup>-1</sup>	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,06	8,13	-	17,29	9,44	9,62	44,54			13,80
BOA/	0,00	-	-	18,98	9,85	9,87	38,69	<b>5,9</b>	<b>13%</b>	13,80
CD	0,01	0,02	92,96	12,89	4,71	6,21	116,79	<b>-72,3</b>	<b>-162%</b>	13,80
DSPD	0,05	0,19	46,80	2,18	1,47	0,87	51,56	<b>-7,0</b>	<b>-16%</b>	13,80
UTM	0,01	7,30	-	16,16	9,06	9,47	42,40	<b>3,4</b>	<b>6%</b>	13,80
<b>P-belasting</b>										
REF	0,01	0,66	-	0,58	0,24	0,11	1,59			0,05
BOA/	0,00	-	-	0,75	0,28	0,13	1,16	<b>0,43</b>	<b>27%</b>	0,05
CD	0,00	0,00	0,95	0,17	0,06	0,04	1,23	<b>0,36</b>	<b>23%</b>	0,05
DSPD	0,01	0,01	1,40	0,04	0,02	0,01	1,49	<b>0,10</b>	<b>6%</b>	0,05
UTM	0,00	0,18	0,00	0,50	0,22	0,10	0,99	<b>0,60</b>	<b>38%</b>	0,05

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, is in tabel B4.13 debijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

Tabel B4.13 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie (mg.L<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	concentraties (mg l <sup>-1</sup> )						totaal	reductie		kwel mg.L <sup>-1</sup>
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primair		mg/ l	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	1,06	21,19	-	9,32	6,82	5,81	8,34			5,42
BOA/	-	-	-	9,01	6,68	5,78	7,32	<b>1,0</b>	<b>12%</b>	5,42
CD	0,96	15,56	34,68	12,06	8,93	6,30	22,15	<b>-13,8</b>	<b>-166%</b>	5,42
DSPD	1,81	10,21	9,91	6,72	6,20	5,86	9,41	<b>-1,1</b>	<b>-13%</b>	5,42
UTM	0,17	19,03	-	8,71	6,57	5,72	7,87	<b>0,5</b>	<b>6%</b>	5,42
<b>P-belasting</b>										
REF	0,14	1,72	-	0,31	0,17	0,07	0,30			0,02
BOA/	-	-	-	0,36	0,19	0,07	0,22	<b>0,08</b>	<b>26%</b>	0,02
CD	0,10	1,88	0,36	0,16	0,11	0,04	0,23	<b>0,07</b>	<b>22%</b>	0,02
DSPD	0,20	0,76	0,30	0,14	0,09	0,06	0,27	<b>0,03</b>	<b>9%</b>	0,02
UTM	0,01	0,47	-	0,27	0,16	0,06	0,19	<b>0,11</b>	<b>38%</b>	0,02

## B4.2 Droge gronden (GHG > 40 cm - mv.)

In tabel B4.14 is een overzicht gegeven van de hydrologische maatregelen die zijn doorgerekend voor de droge gronden met bijbehorende fosfaatprofielen.

Tabel B4.14 Doorgerekende perceelsmaatregelen voor de verschillende P-profielen voor droge gronden (GHG < 40 cm - mv.)

P-profiel		REF	UITM	BOA	CD	DSPD
FBV	FVG		-			
HH	LL	x	-	-	-	-
HL	LH	x	-	-	-	-
LH	HL	x	x	-	-	-
LL	HH	x	x	x	x	-

### Hydrologie

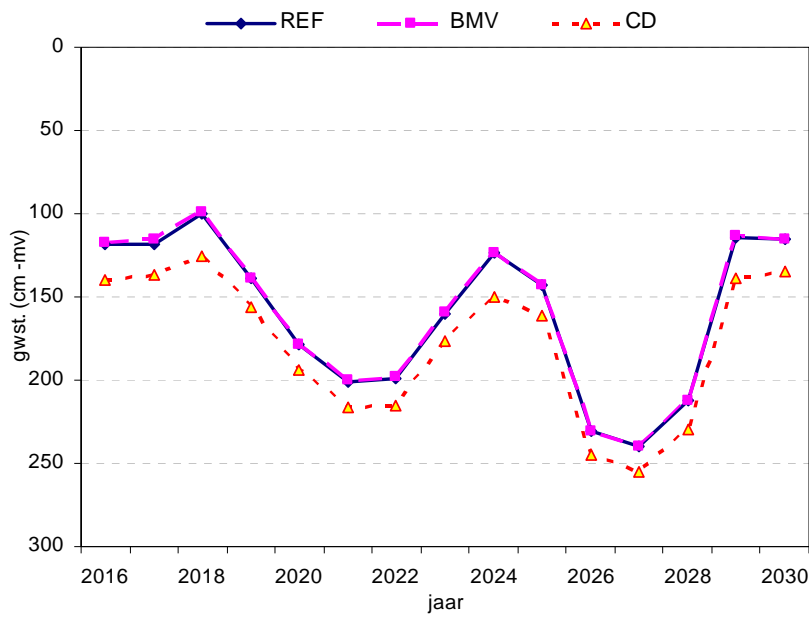
In tabel B4.15 zijn een aantal relevante grondwaterkarakteristieken weergegeven voor de verschillende hydrologische maatregelen.

Tabel B4.15 Grondwaterkarakteristieken voor de verschillende P-profielen voor droge gronden (GHG < 40 cm - mv.)

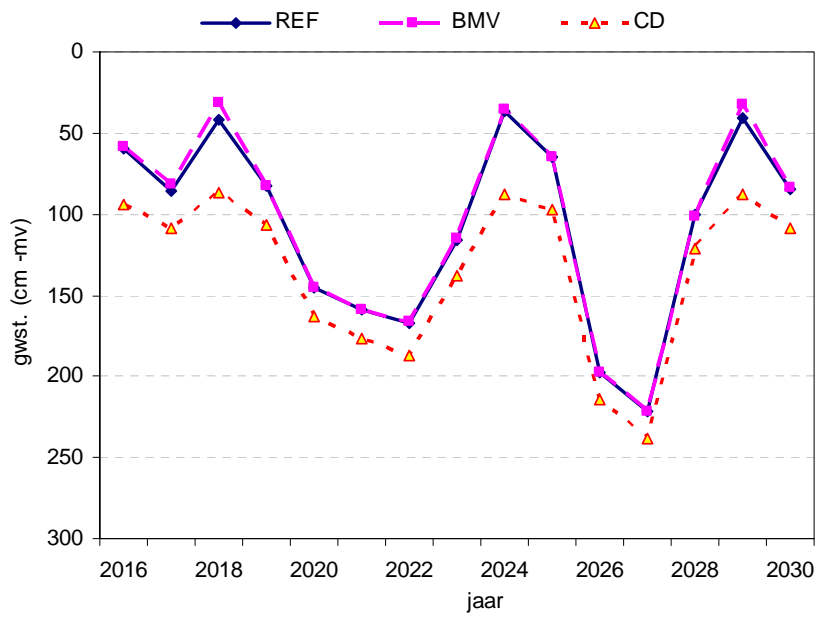
Gwst, karakteristiek	REF/UITM (cm - mv.)	BOA (cm - mv.)	CD (cm - mv.)
GHG	107	105	134
GLG	199	199	215
(GHG + GLG)/2	153	152	175
Gemiddelde grondwaterstand	159	159	178

In figuur B4.12 is het verloop van de gemiddelde grondwaterstand weergegeven voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.

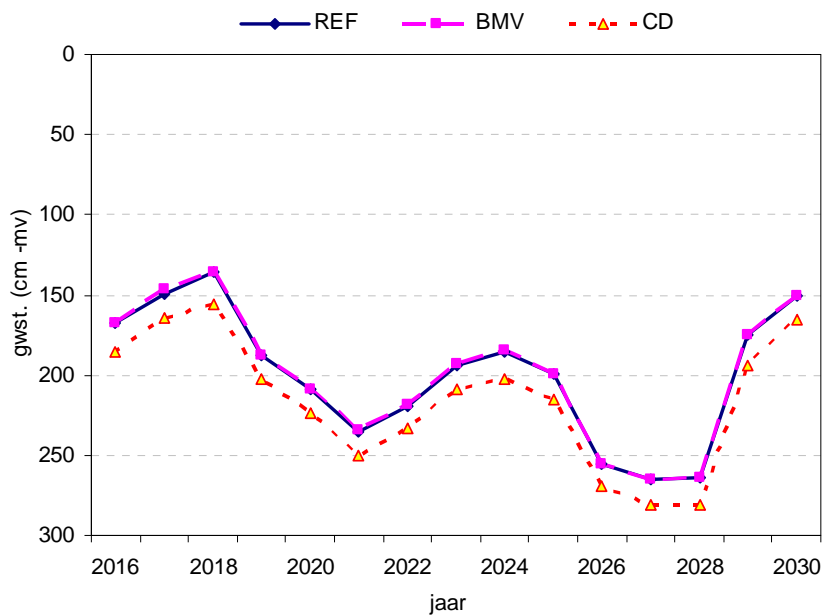
De verschillen tussen de gemiddelde grondwaterstanden voor de verschillende scenario's wordt voornamelijk bepaald door verschillen in GHG (figuur B4.13). De verschillen in GLG zijn beperkt (figuur B4.14).



Figuur B4.12 Jaargemiddelde grondwaterstand (cm - mv.) voor de droge gronden in de periode 2016-2030.



Figuur B4.13 Jaargemiddelde hoogste grondwaterstand (cm - mv.) voor de droge gronden in de periode 2016-2030.



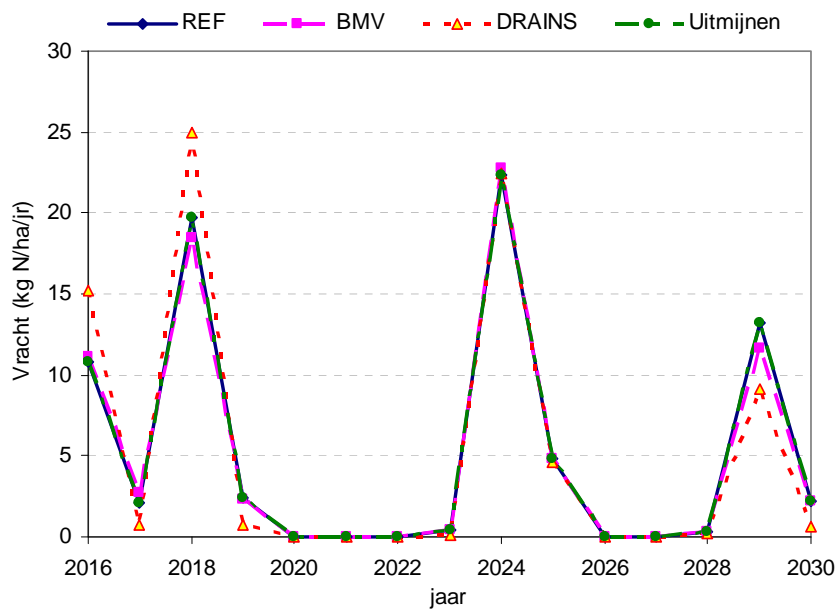
Figuur B4.14 Jaargemiddelde laagste grondwaterstand (cm - mv.) voor de droge gronden in de periode 2016-2030.

In tabel B4.16 is de gemiddelde **bruto** waterafvoer over de verschillende hydrologische routes weergegeven voor de periode 2016-2030.

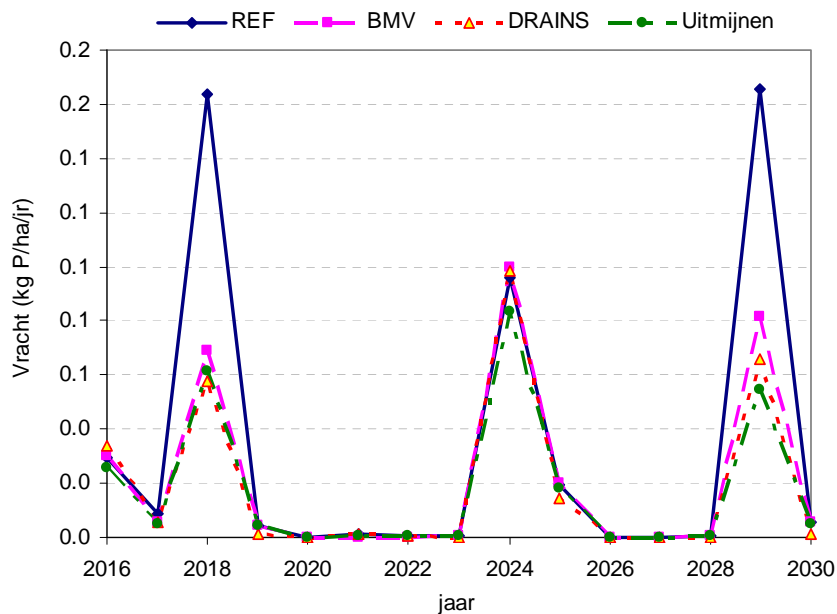
Tabel B4.16 Gemiddelde jaarlijkse **bruto** waterafvoer (mm) via de verschillende hydrologische routes voor de verschillende scenario's.

scenario	afvoeren							kwel
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primair	totaal	
REF	1	1	-	9	7	3	21	-324
BOA	0	-	-	10	8	3	20	-324
CD	1	0	14	4	2	1	21	-324

In onderstaande figuren B4.15 en B4.16 is het verloop van de N- en P-belasting voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's weergegeven.



Figuur B4.15 Totale jaarlijkse **bruto** N-belasting ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater in de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



Figuur B4.16 Totale jaarlijkse **bruto** P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.

### Nutriëntenbelasting

Naast de effecten op de hydrologie hebben de maatregelen ook effect op de nutriëntenbelasting naar het oppervlaktewater, waarbij de fosfaattoestand in de bodem een belangrijke rol speelt. Uit de resultaten blijkt dat de hydrologische maatregelen nauwelijks effect hebben op de fosfaattoestand. In tabel B4.17 zijn de verschillen in Pox ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en fosfaatverzadigingsgraad (%) gegeven voor de referentiesituatie in 2000 en 2030. Het fosfaatbufferend vermogen verandert niet.

Tabel B4.17 Fosfaattoestand in 2000 en 2030 voor de verschillende fosfaatprofielen voor droge gronden.

P-profiel		Diepte cm	FBV kg. ha <sup>-1</sup>	Pox mg kg <sup>-1</sup>		FVG %		P-AL (mg.(100g) <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) 0-10 cm		Pw-getal (mg.L <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) 0-25 cm	
FBV	FVG			2000	2030	2000	2030	2000	2030	2000	2030
LL	HH	0-40	11673	370	410	40	44	65	87	64	95
		40-80	10774	147	164	19	21	-	-	-	-

In tabel B4.18 zijn voor de verschillende scenario's voor profiel LL (FVG HH) de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting ( $\text{kg.ha}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes gegeven.

Tabel B4.18 Gemiddelde **bruto** N- en P-vracht ( $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	vrachten ( $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ )							reductie		kwel $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$
	runoff	maaveld	drains	tertiair	secundair	primaair	totaal	$\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,01	0,35	-	2,17	2,10	0,61	5,23			-63,30
BOA/ CD	0,00	-	-	2,36	2,16	0,61	5,13	<b>0,10</b>	<b>1,9%</b>	-60,87
	0,01	0,00	3,15	1,15	0,55	0,39	5,25	<b>-0,02</b>	<b>0,4%</b>	-89,48
UITM	0,01	0,35	0,00	2,17	2,10	0,61	5,23	<b>0,00</b>	<b>0,0</b>	-63,07
<b>P-belasting</b>										
REF	0,00	0,01	-	0,01	0,00	0,00	0,03			-0,14
BOA/ CD	0,00	-	-	0,01	0,01	0,00	0,02	<b>0,01</b>	<b>36%</b>	-0,14
	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	<b>0,01</b>	<b>44%</b>	-0,14
UITM	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	<b>0,02</b>	<b>48%</b>	-0,14

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, is in tabel B4.19 de bijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

Tabel B4.19 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	concentraties ( $\text{mg L}^{-1}$ )							reductie		kwel $\text{mg.L}^{-1}$
	runoff	maaveld	drains	tertiair	secundair	primaair	totaal	$\text{mg.L}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,77	31,53	-	24,59	28,60	24,26	25,46			19,56
BOA/ CD	-	-	-	24,72	28,31	23,77	25,98	<b>-0,5</b>	<b>-2,1%</b>	18,81
	0,78	-	23,14	29,58	32,30	30,94	24,70	<b>0,8</b>	<b>3,0%</b>	27,65
UITM	0,77	31,47	-	24,59	28,60	24,22	25,45	<b>0,01</b>	<b>0,0%</b>	19,49
<b>P-belasting</b>										
REF	0,06	1,28	-	0,14	0,07	0,05	0,16			0,04
BOA/ CD	-	-	-	0,15	0,07	0,05	0,11	<b>0,05</b>	<b>33%</b>	0,04
	0,06	-	0,11	0,06	0,05	0,04	0,09	<b>0,07</b>	<b>45%</b>	0,04
UITM	0,02	0,18	-	0,11	0,06	0,05	0,08	<b>0,08</b>	<b>48%</b>	0,04

### B4.3 Gedraineerde gronden

In tabel B4.20 is een overzicht gegeven van de hydrologische maatregelen die zijn doorgerekend voor de gedraineerde gronden met bijbehorende fosfaatprofielen.

Tabel B4.20 Doorgerkende percelmaatregelen voor de verschillende P-profielen voor de natte gronden (GHG < 40 cm - mv.)

P-profiel		REF = gedraineerd	BOA	CD	DSPD
FBV	FVG				
HH	LL	x	-	-	-
HL	LH	x	-	-	-
LH	HL	x	-	-	x
LL	HH	x	-	-	x
LL*	HH*	x	-	-	x

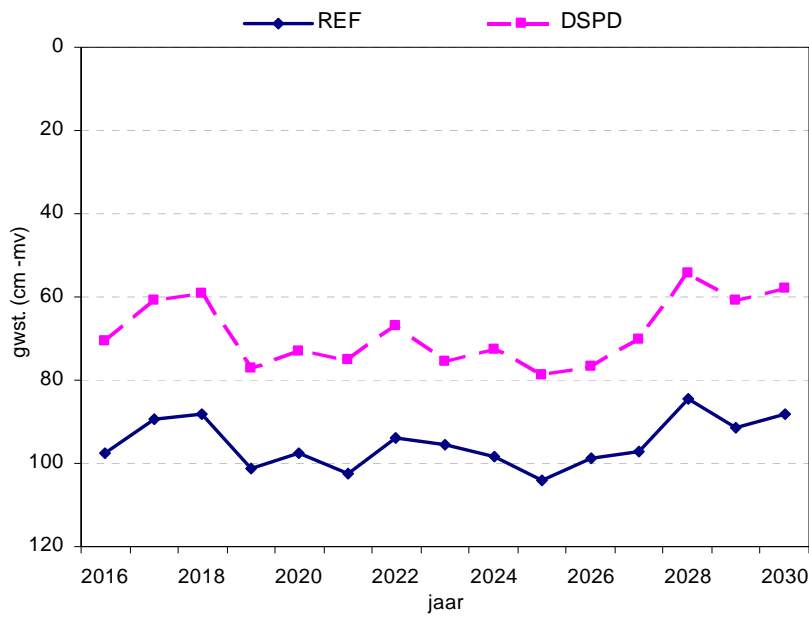
#### *Hydrologie*

In tabel B4.21 zijn een aantal relevante grondwaterkarakteristieken weergegeven voor de verschillende hydrologische maatregelen.

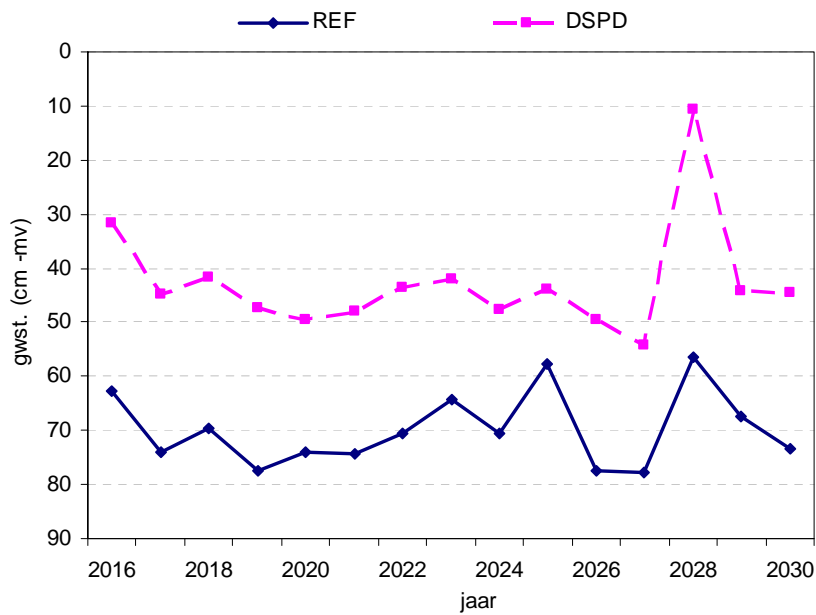
Tabel B4.21 Grondwaterkarakteristieken voor de verschillende P-profielen voor de gedraineerde gronden.

Gwst. karakteristiek	REF (gedraineerd) (cm - mv.)	DSPD (cm - mv.)
GHG	70	43
GLG	122	97
(GHG + GLG)/2	96	70
Gemiddelde grondwaterstand	95	69

In figuur B4.17 is het verloop van de gemiddelde grondwaterstand weergegeven voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's. De verschillen tussen de gemiddelde grondwaterstanden voor de verschillende scenario's wordt zowel door de GHG als door de GLG bepaald (figuren B4.18 en B4.19).

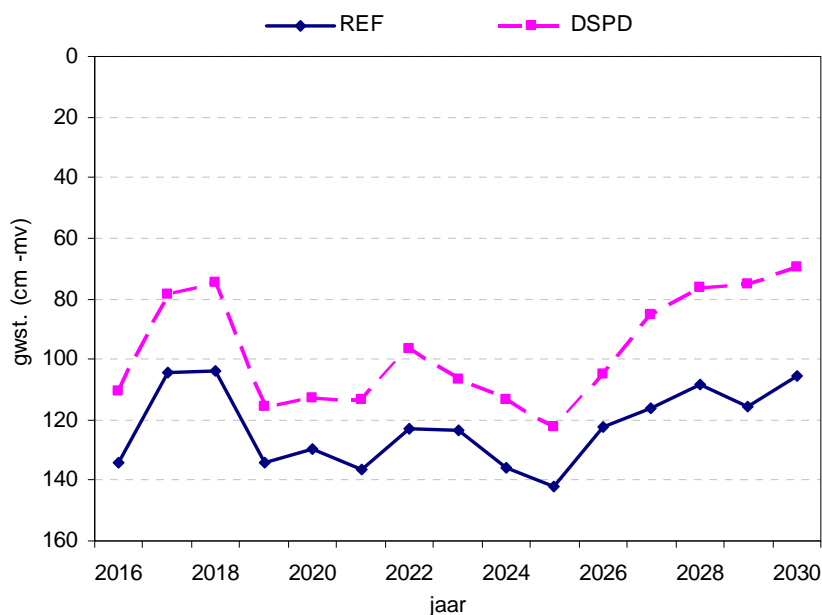


Figuur B4.17 Jaargemiddelde grondwaterstand (cm - mv.) voor de gedraineerde gronden in de periode 2016-2030.



Figuur B4.18 Jaargemiddeld hoogste grondwaterstand (cm - mv.) voor de gedraineerde gronden in de periode 2016-2030.





Figuur B4.19 Jaargemiddeld laagste grondwaterstand (cm - mv.) voor de gedraineerde gronden in de periode 2016-2030.

In tabel B4.22 is de gemiddelde **bruto** waterafvoer over de verschillende hydrologische routes weergegeven voor de periode 2016-2030.

Tabel B4.22 Gemiddelde jaarlijkse **bruto** waterafvoer (mm) via de verschillende hydrologische routes voor de verschillende scenario's.

scenario	afvoeren							kwel
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primaair	totaal	
REF	1	0	337	139	31	3	510	252
DSPD	3	2	477	35	12	1	530	252

### Nutriëntenbelasting

Naast de effecten op de hydrologie hebben de maatregelen ook effect op de nutriëntenbelasting naar het oppervlaktewater, waarbij de fosfaattoestand in de bodem een belangrijke rol speelt. Uit de resultaten blijkt dat de hydrologische maatregelen nauwelijks effect hebben op de fosfaattoestand. In tabel B4.23 zijn de verschillen in Pox ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en fosfaatverzadigingsgraad (%) gegeven voor de referentiesituatie in 2000 en 2030. Het fosfaatbufferend vermogen verandert niet.

Tabel B4.23 Fosfaattoestand in 2000 en 2030 voor de verschillende fosfaatprofielen voor gedraineerde gronden.

P-profiel		Diepte cm	FBV $\text{kg.ha}^{-1}$	Pox $\text{mg.kg}^{-1}$		FVG %		P-AL ( $\text{mg.(100g)}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$ ) 0-10 cm		Pw-getal ( $\text{mg.L}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$ ) 0-25 cm	
FBV	FVG			2000	2030	2000	2030	2000	2003	2000	2030
LH	HL	0-40	11653	370	233	41	26	74	4	71	2
		40-80	13041	137	131	15	14	-	-	-	-
LL	HH	0-40	11653	371	236	41	26	74	6	71	3
		40-80	10234	128	121	17	16	-	-	-	-
LL*	HH*	0-40	11653	481	340	53	38	92	29	100	20
		40-80	10234	208	201	28	27	-	-	-	-

### B4.3.1 Fosfaatprofiel LH (FVG HL)

In tabel B4.24 zijn voor de verschillende scenario's de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting.

Tabel B4.24 Gemiddelde **bruto** N- en P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

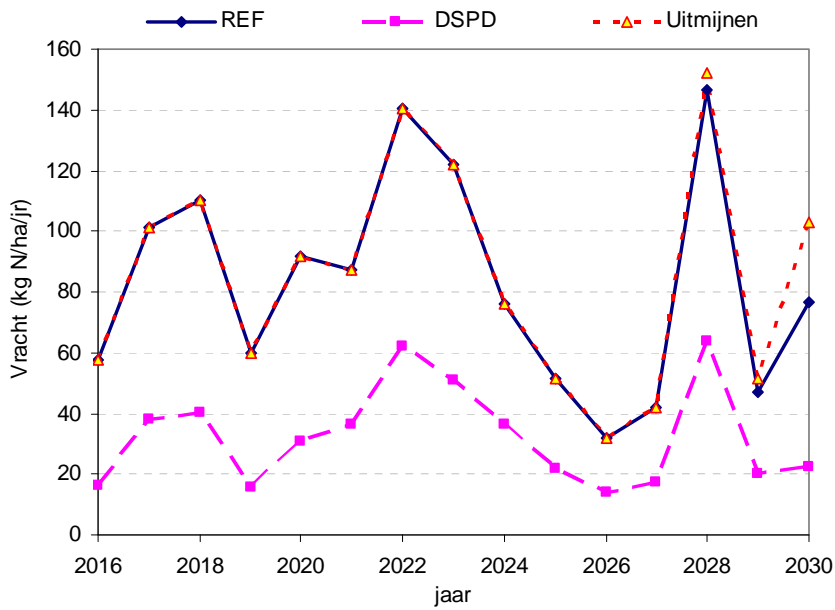
scenario	vrachten ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ )						totaal	reductie		kwel $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primaair		$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,02	0,06	74,67	6,81	1,21	0,09	82,85			5,39
DSPD	0,04	0,18	30,64	1,19	0,38	0,02	32,44	<b>50,4</b>	<b>61%</b>	5,39
UITM	0,02	0,06	74,65	6,81	1,21	0,09	82,83	<b>0,0</b>	<b>0%</b>	5,39
<b>P-belasting</b>										
REF	0,00	0,00	0,26	0,04	0,01	0,00	0,31			0,05
DSPD	0,01	0,00	0,46	0,01	0,00	0,00	0,48	<b>-0,17</b>	<b>-55%</b>	0,05
UITM	0,00	0,00	0,24	0,03	0,01	0,00	0,29	<b>0,03</b>	<b>8%</b>	0,05

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, is in tabel B4.25 de bijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

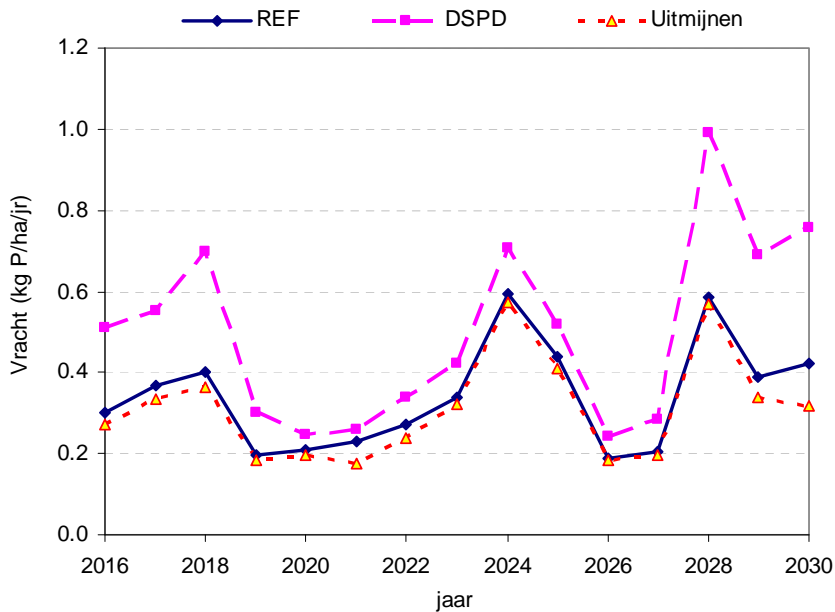
Tabel B4.25 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	concentraties ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )						totaal	reductie		kwel $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primaair		$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	2,02	13,75	22,18	4,92	3,94	3,26	16,25			2,14
DSPD	1,31	9,33	6,42	3,40	3,05	2,87	6,12	<b>10,1</b>	<b>62%</b>	2,14
UITM	2,00	13,70	22,17	4,92	3,94	3,26	16,25	<b>0,0</b>	<b>0%</b>	2,14
<b>P-belasting</b>										
REF	0,55	0,63	0,08	0,03	0,02	0,02	0,06			0,02
DSPD	0,28	0,25	0,10	0,03	0,03	0,03	0,09	<b>-0,03</b>	<b>-49%</b>	0,02
UITM	0,02	0,17	0,07	0,02	0,02	0,02	0,06	<b>&lt;0,01</b>	<b>8%</b>	0,02

In figuren B4.20 en B4.21 is het verloop van de N- en P-belasting voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's weergegeven.



Figuur B4.20 Totale jaarlijkse **bruto** N-belasting ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater in de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



Figuur B4.21 Totale jaarlijkse **bruto** P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.

### B4.3.2 Fosfaatprofiel LL (FVG HH)

In tabel B4.26 zijn voor de verschillende scenario's de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting naar de verschillende hydrologische transportroutes gegeven.

Tabel B4.26 Gemiddelde **bruto** N- en P-vracht ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	vrachten ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ )						totaal	reductie		kwel $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$
	runoff	maaveld	drains	tertiair	secundair	primair		$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	0,02	0,06	74,67	6,81	1,21	0,09	82,85			5,39
DSPD	0,04	0,18	30,64	1,19	0,38	0,02	32,44	<b>50,4</b>	<b>61%</b>	5,39
UITM	0,02	0,06	74,65	6,81	1,21	0,09	82,83	<b>0,0</b>	<b>0%</b>	5,39
<b>P-belasting</b>										
REF	0,00	0,00	0,29	0,04	0,01	0,00	0,34			0,05
DSPD	0,01	0,01	0,47	0,01	0,00	0,00	0,50	<b>-0,26</b>	<b>-46%</b>	0,05
UITM	0,00	0,00	0,27	0,04	0,01	0,00	0,31	<b>0,03</b>	<b>9%</b>	0,05

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, is in tabel B4.27 de bijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

Tabel B4.27 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	concentraties ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )						totaal	reductie		kwel $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	runoff	maaveld	drains	tertiair	secundair	primair		$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	%	
<b>N-belasting</b>										
REF	2,02	13,75	22,18	4,92	3,94	3,26	16,25			2,14
DSPD	1,31	9,33	6,42	3,40	3,05	2,87	6,12	<b>10,1</b>	<b>62%</b>	2,14
UITM	2,00	13,70	22,17	4,92	3,94	3,26	16,25	<b>0,0</b>	<b>0%</b>	2,14
<b>P-belasting</b>										
REF	0,55	0,67	0,09	0,03	0,02	0,02	0,07			0,02
DSPD	0,28	0,27	0,10	0,04	0,03	0,03	0,09	<b>-0,02</b>	<b>-41%</b>	0,02
UITM	0,02	0,19	0,08	0,03	0,02	0,02	0,06	<b>0,01</b>	<b>9%</b>	0,02

### B4.3.3 Fosfaatprofiel LL\* (FVG HH\*)

In tabel B4.28 zijn voor de verschillende scenario's de 15-jarige gemiddelde N- en P-belasting (kg.ha<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes gegeven.

Tabel B4.28 Gemiddelde **bruto** N- en P-wracht (kg.ha<sup>-1</sup>.jr<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

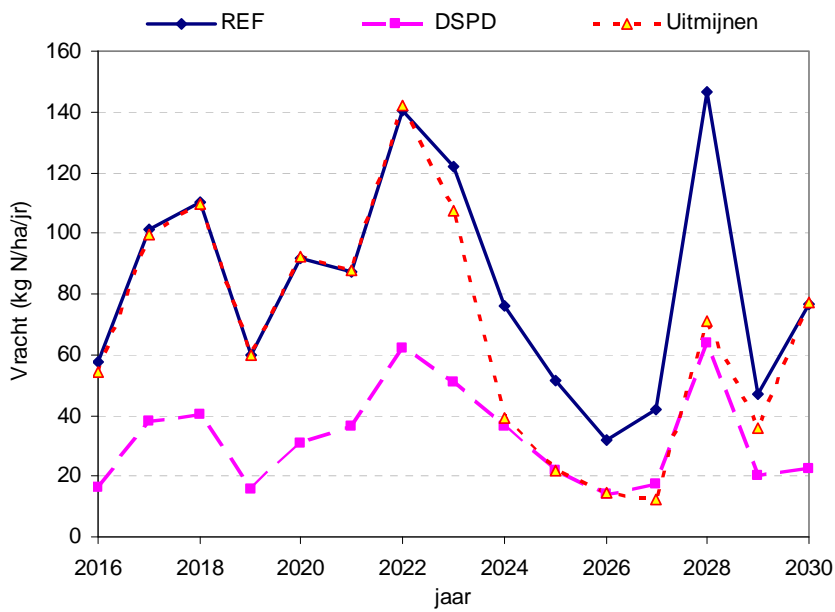
scenario	vrachten (kg.ha <sup>-1</sup> )						reductie		kwel kg.ha <sup>-1</sup> .	
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primair	totaal	kg.ha <sup>-1</sup>		%
<b>N-belasting</b>										
REF	0,02	0,06	74,67	6,81	1,21	0,09	82,85			5,39
DSPD	0,04	0,18	30,64	1,19	0,38	0,02	32,44	<b>50,4</b>	<b>61%</b>	5,39
UITM	0,02	0,03	61,06	6,01	1,09	0,08	68,30	<b>14,6</b>	<b>18%</b>	5,39
<b>P-belasting</b>										
REF	0,01	0,00	0,43	0,04	0,01	0,00	0,50			0,05
DSPD	0,01	0,01	0,55	0,02	0,00	0,00	0,59	<b>-0,09</b>	<b>-20%</b>	0,05
UITM	0,00	0,00	0,41	0,04	0,01	0,00	0,47	<b>0,03</b>	<b>6%</b>	0,05

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van de verschillen die tussen de scenario's gevonden worden, is in tabel B4.29 de bijbehorende N- en P-concentraties voor de verschillende transportroutes weergegeven.

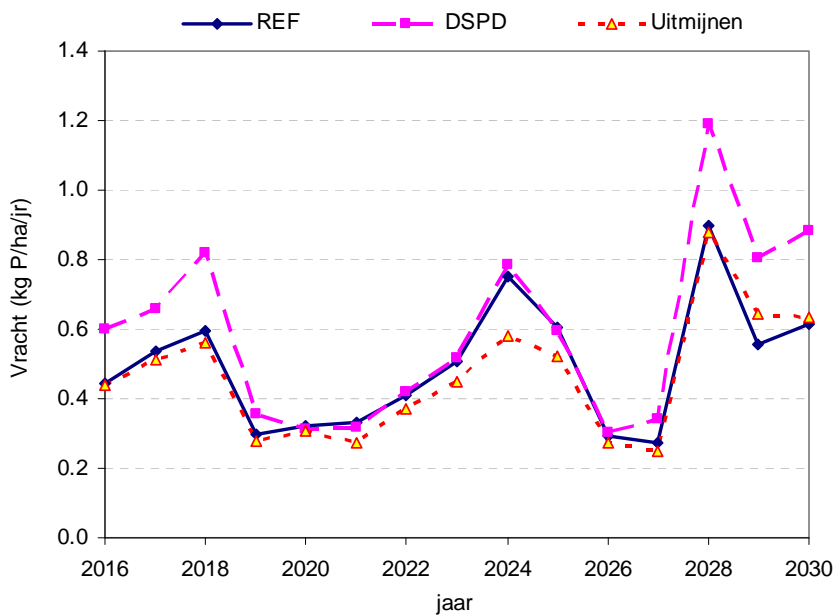
Tabel B4.29 Gemiddelde **bruto** N- en P-concentratie (mg.L<sup>-1</sup>) naar de verschillende hydrologische transportroutes voor de perceelsmaatregelen in de periode 2016-2030

scenario	concentraties (mg l <sup>-1</sup> )						reductie		kwel mg.L <sup>-1</sup>	
	runoff	maaiveld	drains	tertiair	secundair	primair	totaal	mg.L <sup>-1</sup>		%
<b>N-belasting</b>										
REF	2,02	13,75	22,18	4,92	3,94	3,26	16,25			2,14
DSPD	1,31	9,33	6,42	3,40	3,05	2,87	6,12	<b>10,1</b>	<b>62%</b>	2,14
UITM	2,00	13,70	22,17	4,92	3,94	3,26	16,25	<b>0,0</b>	<b>0%</b>	2,14
<b>P-belasting</b>										
REF	0,57	1,16	0,13	0,03	0,03	0,02	0,10			0,02
DSPD	0,30	0,42	0,12	0,05	0,04	0,04	0,11	<b>-0,01</b>	<b>-15%</b>	0,02
UITM	0,03	0,43	0,12	0,03	0,03	0,02	0,09	<b>0,01</b>	<b>6%</b>	0,02

In onderstaande figuren B4.22 en B4.23 is het verloop van de N- en P-belasting voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's weergegeven.



Figuur B4.22 Totale jaarlijkse **bruto** N-belasting ( $kg \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater in de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



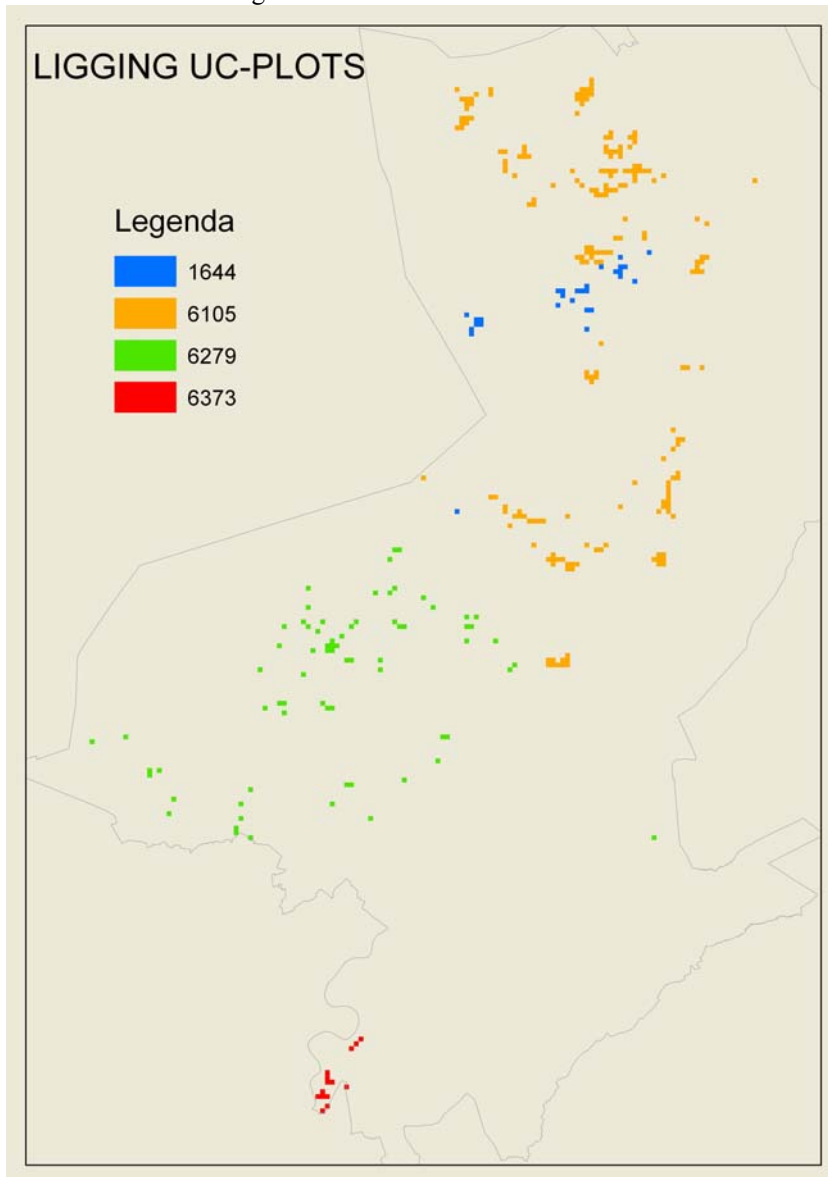
Figuur B4.23 Totale jaarlijkse **bruto** P-vracht ( $kg \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$ ) naar het oppervlaktewater voor de periode 2016-2030 voor de verschillende scenario's.



## Bijlage 5 Koppeling rekenplots met effectiviteit van maatregelen.

Er is met het STONE instrumentarium gerekend voor 4 STONE-plots (figuur B5.1) nl:

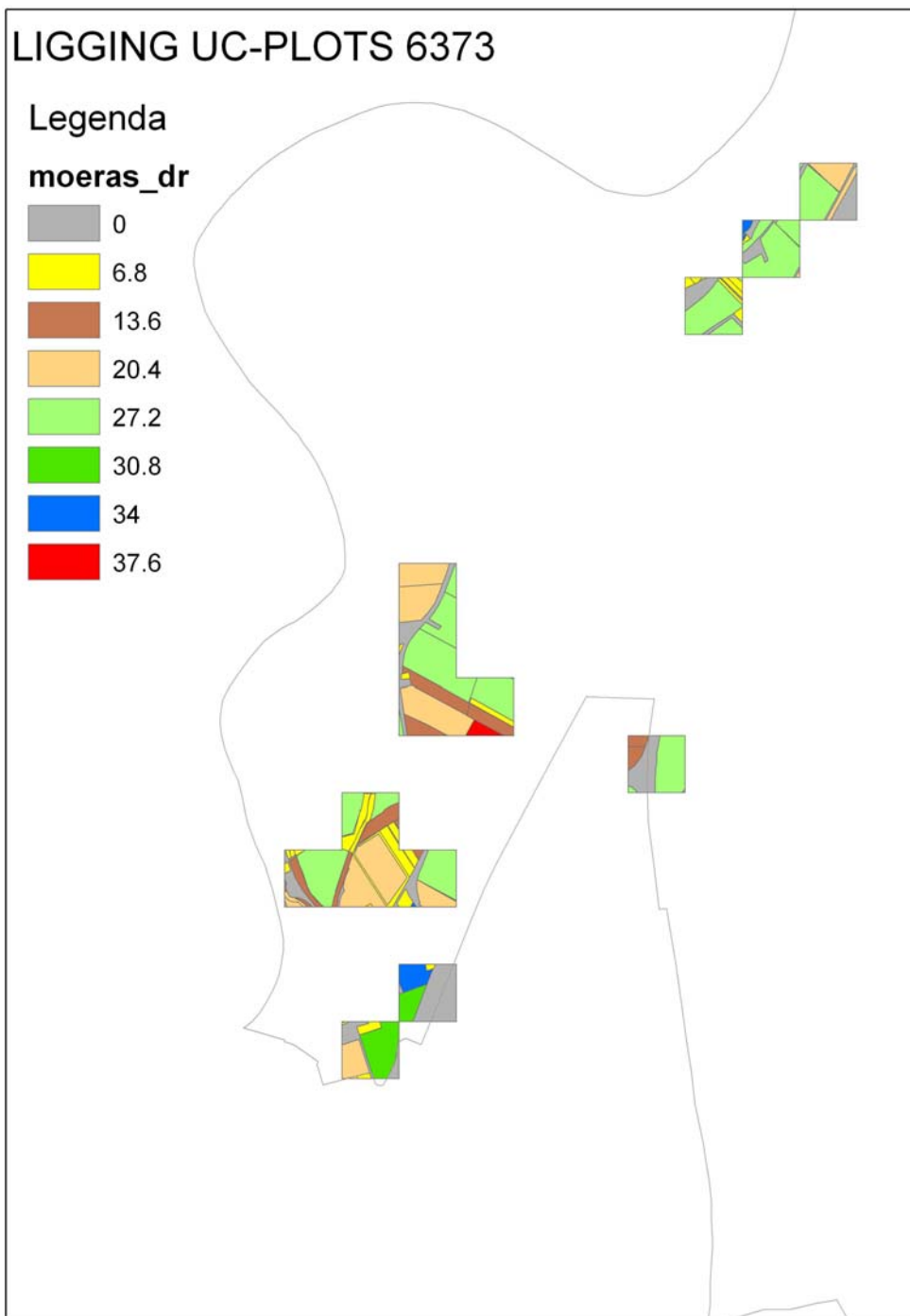
- 1644 Natte gronden
- 6105 Droge gronden (BFE9 = Zwaklemig fijn zand)
- 6279 Droge gronden (BFE12 = Enkeerdgronden)
- 6373 Gedraineerde gronden.



*Figuur B5.1 Situering plots binnen studiegebied.*

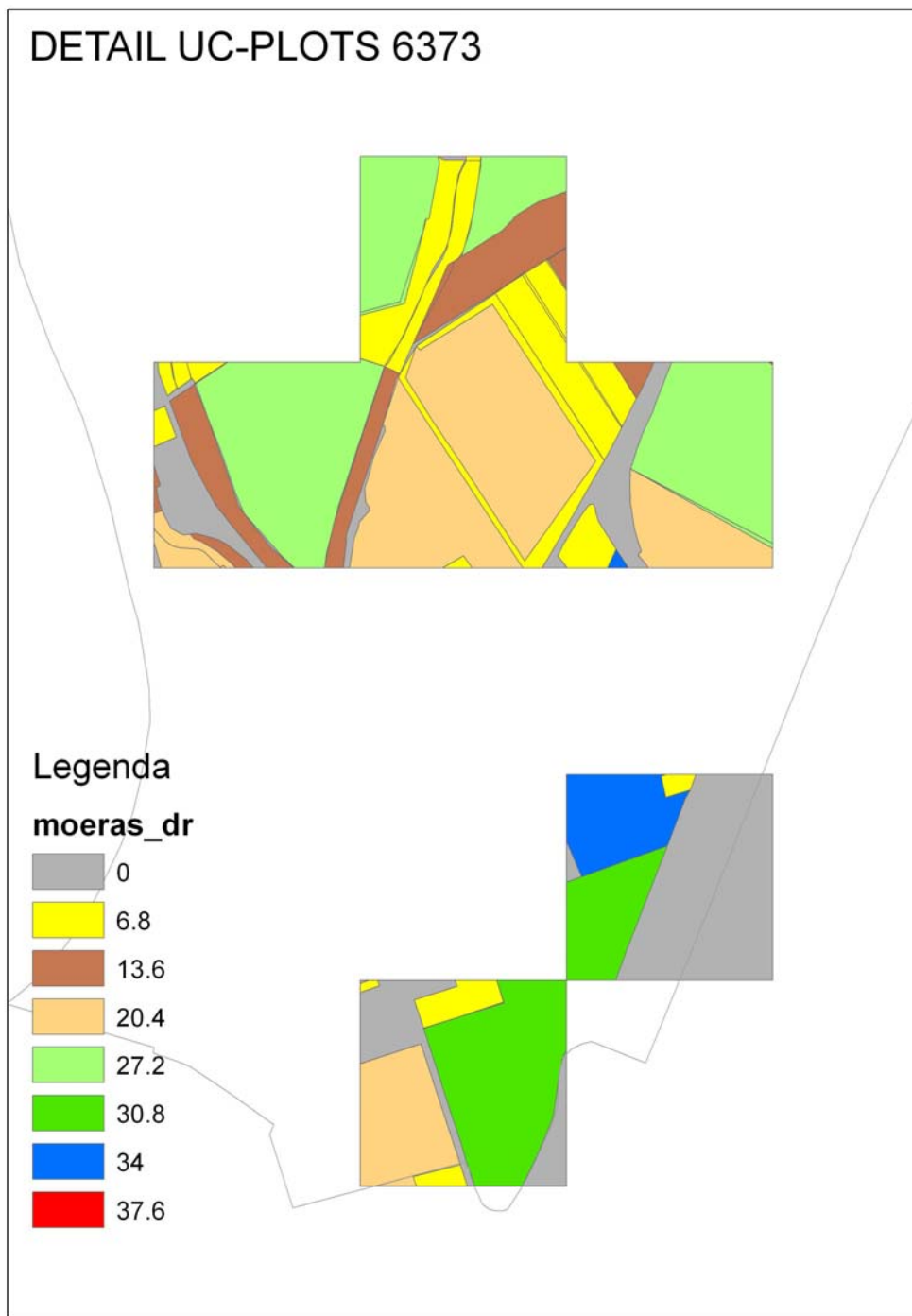
De plots zijn over de BRP-percelen gelegd. Dit kan betekenen dat een perceel in zijn geheel wordt toegekend aan een plot, ook kan het voorkomen dat een perceel wordt opgesplitst, waarbij delen van het perceel aan verschillende plots zijn toegekend. In figuur 5.2 is voor plot 6373 te zien hoe dit uitpakt.





*Figuur B5.2 Waardering gedeelten van BRP-percelen binnen UC-plot 6373 voor de maatregel moerasbufferstrook ingeval de percelen gedraineerd zijn.*

Totaal komen er 14 gridjes voor met UC 6373. De totale oppervlakte van de UC-gridjes is  $14 \cdot 6.25 = 87.5$  ha. Verder blijkt uit figuur B5.2 dat waardering 27.2 het grootste areaal inneemt en dat wegen en dergelijke de waardering 0 is toegekend. In figuur B5.3 is dit voor een detail weergegeven.



*Figuur B5.3 Detail van opgesplitste UC-plots naar BRP-percelen met de waardering voor de maatregel moeras in gedraineerde percelen.*

Voor elk BRP-perceel is de effectiviteit per maatregel ingeschat (hoofdstuk 3). Voor elk onderscheiden vlak weten we:

- Stoneplotnr
- Areaal (A)
- Effectiviteit maatregel (E).

Vervolgens is het produkt bepaald van de effectiviteit van de maatregel en het areaal ( $E \cdot A$ ).

Per maatregel is per stoneplot de oppervlaktegewogen gemiddelde effectiviteit ( $M_{plot}$ ) bepaald;

$$M_{plot} = \frac{\sum E \cdot A}{\sum A}$$

Bij de oppervlakte bepaling wordt het areaal bepaald van de percelen waarvoor een waardering is bepaald, dwz de vlakken met waardering 0 zijn niet meegenomen.

Passen we dit toe op de maatregel moerasbufferstrook voor UC-6373, dat blijkt dat 40 van de 116 vlakken de score 7 hebben, maar dat qua areaal de score 27.2 het grootste areaal (nl. 33,5 ha). Sommeren we de arealen waarvoor een score is bepaald dan vertegenwoordigen deze een oppervlak van 72,6 ha, terwijl de totale oppervlakte van de UC 87,5 ha was. De som van score\*areaal is  $16,4 \cdot 10^6$ , delen we beide op elkaar dan is het oppervlaktegewogen gemiddelde 22.7. Zie ook tabel maatregel moerasbufferstrook voor gedraineerde percelen.

*Tabel B5.1 Voorbeeld bepaling score UC 6372 voor maatregel moerasbufferstrook ingeval percelen gedraineerd zijn.*

OBJECTID	Aantal vlakken	UC	Score		Oppervlak	Oppervlak*score	Percentage
			Moerasbufferstrook				
73	8	6373	0		152626.6	0.0	0.0%
74	40	6373	7		64566.0	439048.6	2.7%
75	16	6373	14		73780.0	1003407.7	6.1%
76	16	6373	20		189056.9	3856760.5	23.4%
77	28	6373	27		335004.2	9112113.4	55.4%
78	3	6373	31		41770.0	1286517.3	7.8%
79	3	6373	34		15748.3	535443.8	3.3%
80	2	6373	38		6044.4	227269.1	1.4%
Totaal					725969.79	16460560.5	100.0%

Uit tabel B5.1 blijkt dat de klasse met effectiviteit 27 het grootste areaal vertegenwoordigt.

In onderstaande tabellen is op dezelfde manier per maatregel de oppervlaktegewogen gemiddelde effectiviteit per  $M_{plot}$  weergegeven.

#### Maatregel BOA

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	10.1
6105	9.7
6279	17.2
6373	10.2

#### Maatregel Buisdrainage

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	11.0
6105	9.2
6279	16.1
6373	9.5

**Verdiepte buisdrainage bij gedraineerde percelen**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	7.7
6105	10.3
6279	10.2
6373	12.3

**Maatregel Moeras**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	26.4
6105	13.8
6279	24.9
6373	12.6

**Maatregel Moeras drainage**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	22.2
6105	21.2
6279	25.3
6373	22.7

**Score Vloevelden combi**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	33.2
6105	14.5
6279	28.8
6373	12.7

**Uitmijnen**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	27.7
6105	13.0
6279	21.8
6373	11.6

**Uitmijnen drainage**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	20.6
6105	14.6
6279	14.2
6373	14.9

**Vloevelden**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	33.8
6105	14.1
6279	28.2
6373	12.7
Grand Total	18.7

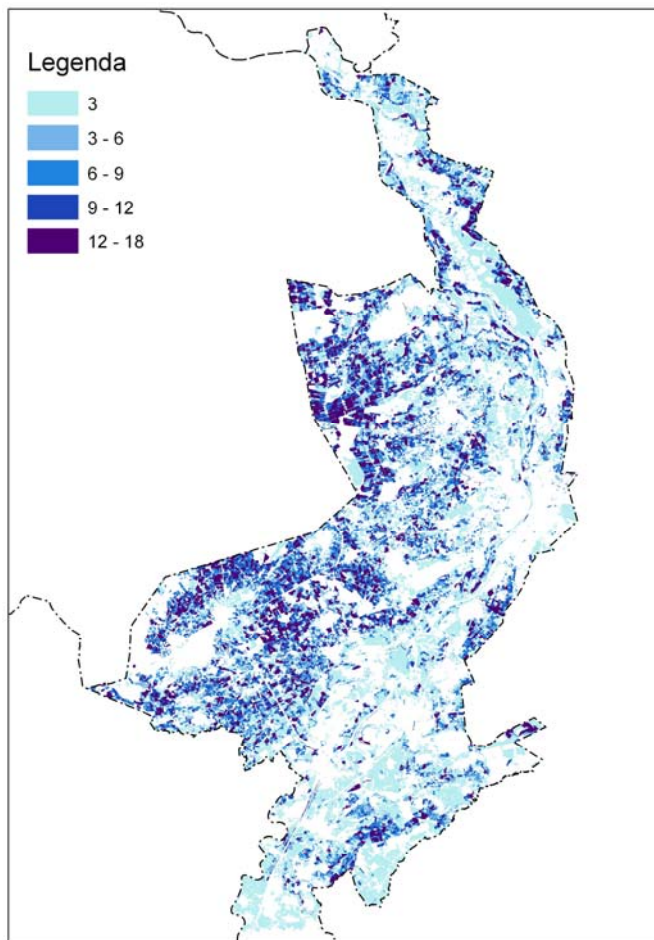
**Vloevelden drainage**

GRIDCODE	$M_{plot}$
1644	29.6
6105	21.5
6279	28.7
6373	22.7

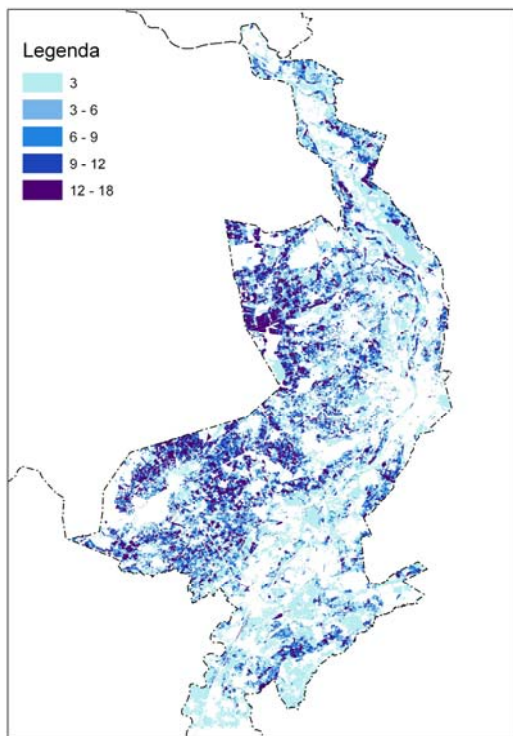
## Bijlage 6 Aanvulling tabel 3.11 met figuren

Formule voor effectiviteit	geschaald obv	Figuur
$BOA = f(MV)$	P-equivalent	B6.1
$CD = f(MV)^1$	P-equivalent	B6.2
$DSPD = f(MV)^1$	P-equivalent	B6.2
$DSPD = g(BD)$	P-equivalent	B6.3
$DSPD = h(MV)$	Alleen P	B6.4
$V = k(MV, OS, DS)$	P-equivalent	B6.5
$V = l(BD, OS, DS)$	P-equivalent	B6.6

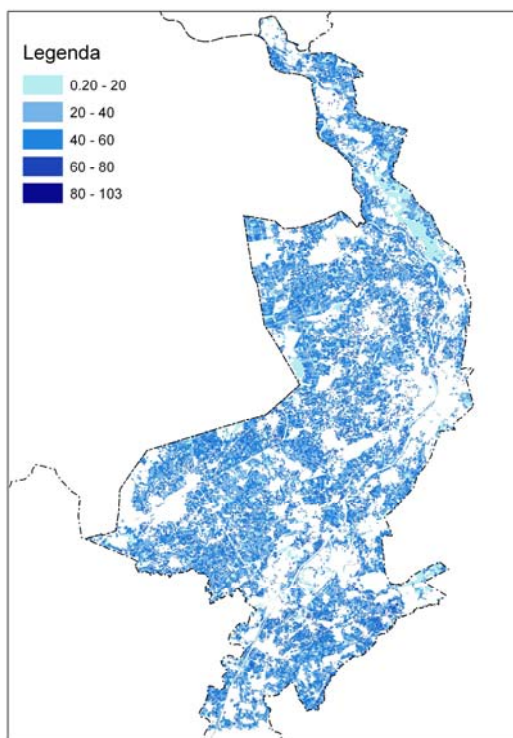
<sup>1</sup>deze twee zijn identiek wanneer de uitgangssituatie ongedraineerd is



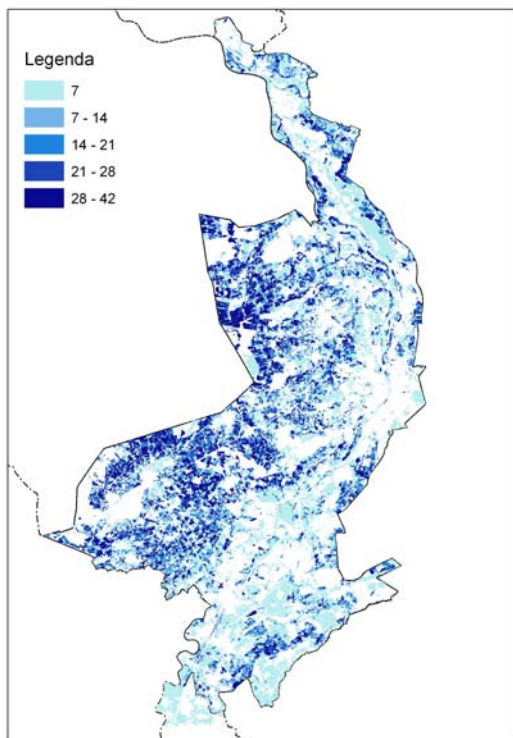
*Figuur B6.1* Vermachte effectiviteit van de maatregel blokkeren oppervlakkige afvoer (BOA) op basis van P-equivalent.



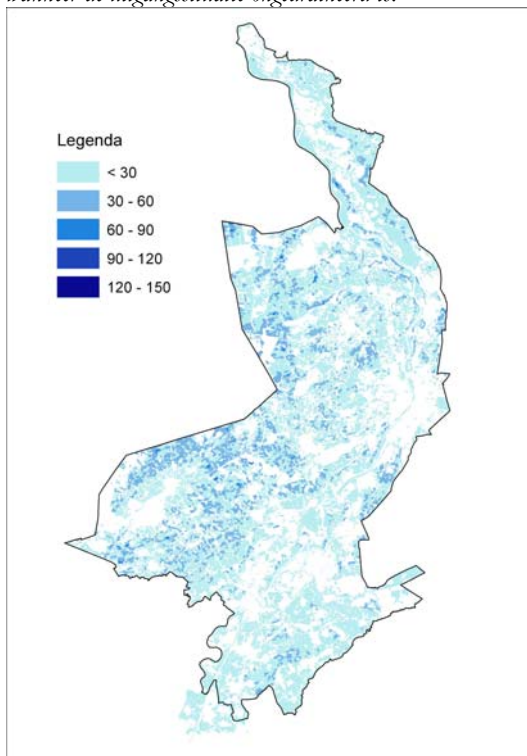
*Figuur B6.2 Vervachte effectiviteit van de maatregel conventionele drainage (CD) op basis van P-equivalent. Geldt ook voor diepe samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD) wanneer de uitgangssituatie ongedraineerd is.*



*Figuur B6.3 Vervachte effectiviteit van de maatregel diepe samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD) op basis van P-equivalent, wanneer de uitgangssituatie gedraineerd is.*

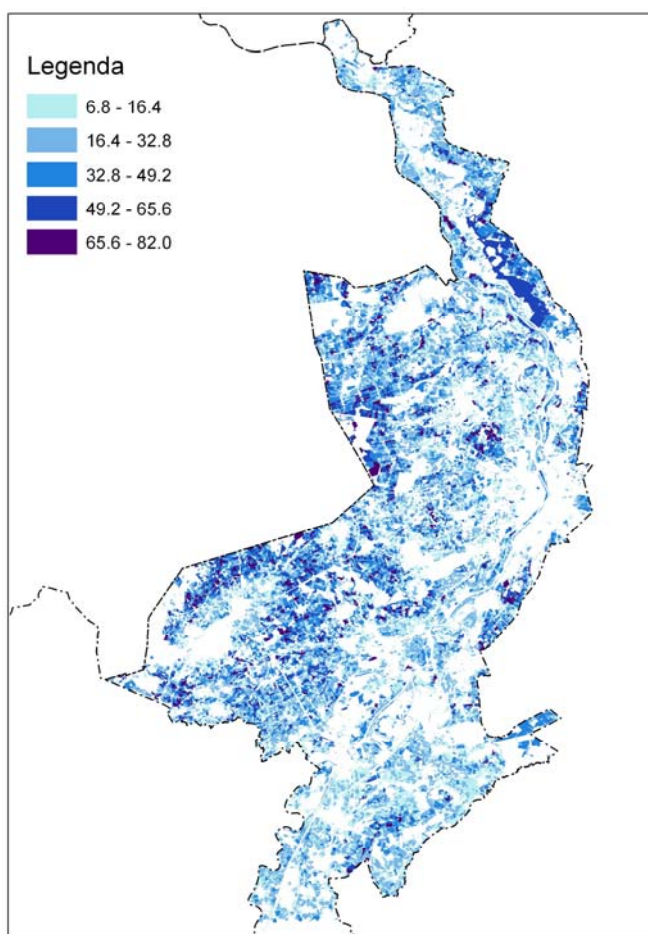


*Figuur B6.4 Vervachte effectiviteit van de maatregel diepe samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD) op basis van P wanneer de uitgangssituatie ongedraineerd is.*



*Figuur B6.5 Vervachte effectiviteit van de maatregel vloeiveld op basis van P-equivalent met ongedraineerde uitgangssituatie.*





*Figuur B6.6 Verwachte effectiviteit van de maatregel vloeiveld op basis van P-equivalent met gedraineerde uitgangssituatie.*