



ALTERRA

WAGENINGEN UR



Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden

Alterra-rapport 2354
ISSN 1566-7197

R.F.A. Hendriks en J.J.H. van den Akker

Effecten van onderwaterdrains op de
waterkwaliteit in veenweiden

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de provincies Utrecht en Zuid-Holland in samenwerking met en als voortzetting van het project BO-01-003-06 van het ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.

Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden

Modelberekeningen met SWAP-ANIMO voor veenweide-eenheden naar veranderingen van de fosfor-, stikstof- en sulfaatbelasting van het oppervlaktewater bij toepassing van onderwaterdrains in het westelijke veenweidegebied

R.F.A. Hendriks en J.J.H. van den Akker

Alterra-rapport 2354

Alterra, Wageningen UR
Wageningen, 2012

Referaat

Hendriks, R.F.A. en J.J.H. van den Akker, 2012. *Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden. Modelberekeningen met SWAP-ANIMO voor veenweide-eenheden naar veranderingen van de fosfor-, stikstof- en sulfaatbelasting van het oppervlaktewater bij toepassing van onderwaterdrains in het westelijke veenweidegebied*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2354. 201 blz.; 49 fig.; 45 tab.; 72 ref.

Dit rapport beschrijft een modelstudie naar de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweiden in West-Nederland. Met SWAP-ANIMO zijn zeventien representatieve veenweide-eenheden doorgerekend. Veenweide-eenheden zijn gedefinieerd voor vijf kenmerken: veensoort, veendikte, voorkomen van een kleidek, onderrand (kwel/wegzijging) en nutriëntenconcentraties in het infiltratiewater. De effecten van onderwaterdrains op de belasting van het slootwater met fosfor, stikstof en sulfaat zijn onderzocht door modelresultaten van varianten met en zonder drains te vergelijken. Hiertoe is de sulfaat-huishouding ingebouwd in ANIMO. Onderwaterdrains geven meestal een (aanzienlijke) vermindering van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Dit geldt het sterkst voor fosfor en het minst voor sulfaat. Sulfaat is erg gevoelig voor de drooglegging. Voor elk nutriënt is er voor alle veenweide-eenheden een drooglegging waarbij de belasting niet toeneemt door drains. Voor sulfaat is die drooglegging consequent 40 cm, de kleinste doorgerekende drooglegging.

Trefwoorden: ANIMO, fosfor, inlaatwater, interne eutrofiëring, Kaderrichtlijn Water (KRW), maaiveldvaling, modelberekeningen, nutriëntenbelasting, onderwaterdrains, oppervlaktewater, stikstof, sulfaat, SWAP, veen, veenafbraak, veenweide, waterkwaliteit

Foto omslag (boven): Judith Sarneel

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2012 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Alterra-rapport 2354

Wageningen, september 2012

Inhoud

Woord Vooraf	7
Samenvatting	9
0.1 Aanleiding en doelstelling	9
0.2 Methode	10
0.3 Resultaten	11
0.4 Conclusies en aanbevelingen	17
1 Inleiding	19
1.1 Eerder en lopend onderzoek naar onderwaterdrains	19
1.1.1 Eerder onderzoek	19
1.1.2 Lopend onderzoek	21
1.2 Vraag- en doelstelling	22
1.2.1 Algemene vragen	22
1.2.2 Vragen modelonderzoek	24
1.2.3 Doelstelling	25
1.3 Leeswijzer	25
2 Methoden	27
2.1 Systeembeschrijving	27
2.1.1 Typische veenweiden	27
2.1.2 Deelsystemen en hun processen	29
2.1.3 Afbakening onderzoek	34
2.2 Korte beschrijving model SWAP-ANIMO	36
2.2.1 Gemodelleerde systeem	36
2.2.2 SWAP	37
2.2.3 ANIMO	38
2.2.4 Modelaanpassingen en -uitbreiding	42
2.3 Veenweide-eenheden en modelscenario's	45
2.3.1 Keuze van veenweide-eenheden	46
2.3.2 Kenmerkende randvoorwaarden van veenweide-eenheden	50
2.3.3 Modelscenario's	51
2.4 Modelberekeningen	53
2.4.1 Opzet	53
2.4.2 Parameterisatie	53
2.4.3 Analyse en interpretatie resultaten	64
3 Resultaten	67
3.1 SWAP: hydrologie	67
3.1.1 Realisatie randvoorwaarden: boven- en onderrand	68
3.1.2 Hydrologische scenario's: zijrand als drainage en infiltratie	71
3.2 ANIMO: nutriëntenbelasting oppervlaktewater	79
3.2.1 Bruto belasting zonder en met onderwaterdrains	79
3.2.2 Effecten onderwaterdrains	88

4	Analyse en synthese	109
4.1	Analyse: afwenteling	113
4.1.1	Fosfor	113
4.1.2	Stikstof	117
4.1.3	Sulfaat	121
4.2	Analyse: waterkwaliteit	125
4.2.1	Fosfor	125
4.2.2	Stikstof	129
4.2.3	Sulfaat	133
4.3	Synthese	136
4.3.1	Veenweide-eenheden: toetsing hypothese	136
4.3.2	Kenmerken van veenweide-eenheden: betekenis voor effecten onderwaterdrains	142
4.3.3	Drooglegging: invloed op effecten van onderwaterdrains en absolute vrachten	144
4.3.4	Absolute vrachten: sturen met drooglegging	146
4.3.5	W+klimaat: kunnen onderwaterdrains compenseren?	148
5	Conclusies en aanbevelingen	149
5.1	Conclusies	149
5.2	Aanbevelingen	151
	Referenties	153
Bijlage A	Kwantitatieve vergelijking tussen totale en anaerobe veenafbraak	159
Bijlage B	Aangepaste DIVDRA-module voor verdeling infiltratiefluxen als laterale fluxen over modelcompartimenten	165
Bijlage C	Beschrijving sulfaatconcept in ANIMO	169
Bijlage D	Veensoortenkaart en veendiktekaart	173
Bijlage E	Vaststellen waarden van onderrand-eenheden	177
Bijlage F	Vaststellen waarden van klassen van nutriëntenconcentraties in het infiltrerende water	187
Bijlage G	Parameterisatie ANIMO voor veengronden op basis van kennis uit literatuur-, lab- en veldonderzoek	195

Woord Vooraf

In de herfst na de droge zomer van 2003 is op het Praktijkcentrum Zegveld het initiatief genomen om onderwaterdrains toe te passen voor vermindering van de maaiveldddaling door veenafbraak en voor verbetering van de landbouwkundige productieomstandigheden in veenweidegebieden. Dit innovatieve onderzoek werd door Wageningen UR Livestock Research en Alterra in opdracht van het Productschap Zuivel uitgevoerd en heeft samen met onderzoek op enkele andere locaties tot het inzicht geleid dat door de toepassing van onderwaterdrains de maaiveldddaling inderdaad sterk kan worden verminderd en de productieomstandigheden kunnen worden verbeterd. Bij waterbeheerders en beleidsmakers waren er echter ook vragen over de effecten van toepassing van onderwaterdrains op de waterkwantiteit, waterkwaliteit en het effect van infiltrerend slootwater op de afbraak van veen. Dit was reden voor het toenmalige ministerie van LNV (nu EL&I) en de provincies Zuid-Holland en Utrecht om (model-)onderzoek naar deze mogelijke effecten te initiëren en te financieren. Het onderzoek is uitgevoerd door Alterra en vastgelegd in drie Alterra-rapporten, waarvan het voorliggende rapport de laatste is.

De eerste twee rapporten gaan over een modelstudie naar de waterkwantiteit (Alterra-rapport 1872) en een literatuurstudie naar de effecten van infiltrerend water op de veenafbraak (Alterra-rapport 1980). Uit de eerste studie bleek dat de hoeveelheden uit te slaan water nauwelijks worden beïnvloed door de toepassing van onderwaterdrains. Ook leidde een simulatie van een extreme regenval in de winterperiode bij een situatie met en een situatie zonder drains tot ongeveer eenzelfde verhoging van het slootpeil. De benodigde hoeveelheid inlaatwater bij toepassing van onderwaterdrains bleek duidelijk hoger te zijn dan in de situatie zonder drains. Wel bleek het mogelijk om deze extra watervraag bijna volledig te compenseren door dynamisch waterbeheer toe te passen. Uit de literatuurstudie is gebleken dat het infiltrerende water de veenafbraak nauwelijks kan verhogen: de veenoxidatie door zuurstof uit de lucht is verreweg de grootste post van de veenafbraak en juist die wordt door toepassing van onderwaterdrains gehalveerd.

Het voorliggende rapport 'Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden' beschrijft een modelstudie waarbij zeventien veenweide-eenheden met drie droogleggingen en een W+ klimaatscenario zijn door-gerekend met SWAP-ANIMO. De resultaten worden samengevat in tabellen die een goed overzicht geven van de effecten van onderwaterdrains op de belasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden met stikstof, fosfor en sulfaat. Globaal gezien kan met de zeventien veenweide-eenheden het westelijk veenweidegebied worden afgedekt. De gepresenteerde resultaten in tabellen kunnen daardoor eventueel relatief eenvoudig worden omgezet in kaarten met de effecten van onderwaterdrains op de verschillende nutriëntenbelastingen.

De algemene conclusie uit de modelberekeningen is dat toepassing van onderwaterdrains in bijna alle gevallen tot een soms aanzienlijke vermindering van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater zal leiden. Daarbij blijkt sulfaat het meest gevoelige nutriënt te zijn, waarbij de drooglegging van groot belang is. Een drooglegging van 40 cm is de meest gunstige drooglegging voor vermindering van de sulfaatbelasting. Dieper leidt in een aantal gevallen tot een vergroting van de sulfaatbelasting.

In deze studie zijn de modellen SWAP en ANIMO verder ontwikkeld en verbeterd. Dit is ook gedocumenteerd in het rapport, waardoor dit uitgebreider en diepgaander is dan gebruikelijk. Daaraan heeft ook bijgedragen dat informatie, noodzakelijk voor het bouwen en voeden van de modellen, over westelijke veenweiden is verzameld, geïnterpreteerd en gedocumenteerd. Daarmee wordt het rapport ook bruikbaar als naslagwerk voor dit soort toepassingen van SWAP-ANIMO. Naast een dik rapport heeft dit ook meer werk en tijd gekost dan voorzien. We danken de opdrachtgevers en de leden van de deskundigengroep voor hun begrip en geduld.

De leden van de deskundigengroep en onze collega's van Alterra danken wij voor de aanlevering van gegevens en kennis, en de vruchtbare discussies.

Al met al is met deze studie een stap vooruit gezet in de introductie van onderwaterdrains in het veenweidegebied om de maaiveldvaling en uitstoot van broeikasgassen te beperken met behoud van een levensvatbare melkveehouderij en, zoals het zich laat aanzien, met een mogelijke verbetering van de waterkwaliteit.

Het onderzoek is begeleid door een groep deskundigen uit de wereld van het kwantitatieve en kwalitatieve waterbeheer van de westelijke veenweiden. In deze groep hadden zitting:

- Harm Janssen (DLG, ministerie van EL&I)
- Hans Mankor (provincie Utrecht)
- Jan Strijker (provincie Zuid-Holland)
- Johan Ellen (Waternet/Hoogheemraadschap Amstel Gooi en Vecht)
- Wicher Groen (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier)
- Joost Heijkers (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden)
- Peter Heuts (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden)
- Jan Jelle Reitsma (Hoogheemraadschap Rijnland)
- Maarten Ouboter (Waternet)
- Wim Twisk (Hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard)

De projectleiding van het onderzoek was in handen van Jan van den Akker en hoofduitvoerder was Rob Hendriks. Bijdragen van de zijde van Alterra zijn geleverd door Peter Jansen (GIS-analyses en -kaarten), Nanny Heidema (GIS-analyses en -kaarten), Luuk van Gerven (notulen), Piet Groenendijk (DIVDRA), Joop Harmsen (sulfaat), Rolf Kemmers (interne eutrofiëring), Harry Massop (kwel/wegzijging), Martin Mulder (waterkwaliteitsgegevens) en Ab Veldhuizen (Nationaal Hydrologisch Instrumentarium).

Jan van den Akker

Rob Hendriks

janjh.vandenakker@wur.nl

rob.hendriks@wur.nl

tel.: 0317-486519

tel.: 0317-486465

Samenvatting

0.1 Aanleiding en doelstelling

Het Rijk, de provincies en de waterschappen zetten gezamenlijk in op beleid voor een duurzamere toekomst voor de westelijke veenweidegebieden. Het gaat hierbij onder andere om:

- het stoppen c.q. aanzienlijk vertragen van de bodemdaling
- realisatie van de KRW-doelen (Kaderrichtlijn Water)
- behoud van perspectief voor de landbouw/melkveehouderij als drager van het cultuurlandschap
- behoud en ontwikkeling van het cultuurlandschap
- in stand houden van de kernkwaliteiten van de Nationale Landschappen Groene Hart en Laag Holland.

Nevendoelestellingen zijn:

- het aanzienlijk verminderen van de emissies van koolzuurgas (CO₂) en lachgas (N₂O) in het veenweidegebied
- het klimaatbestendig maken van het veenweidegebied.

Traditioneel wordt voor het behoud van het veen gedacht aan verhogen van de slootpeilen. In veenweidepercelen ontstaan in de zomer holle grondwaterspiegels tussen de sloten omdat de infiltratie van slootwater de gewasverdamping niet kan bijhouden. Vooral aan het einde van droge zomers zakt de grondwaterstand decimeters onder slootpeil, waardoor een dikke laag veen aan zuurstof en daardoor aan oxidatie - afbraak onder invloed van zuurstof - wordt blootgesteld. Daarom zouden voor het realiseren van een wezenlijke vermindering van de veenafbraak en de maaiveld daling de slootpeilen tot bijna aan maaiveld moeten worden opgezet. Dit gaat ten koste van de melkveehouderij in de veenweidegebieden en zou het realiseren van de laatste drie punten van bovenstaande doelstellingen onmogelijk of zeer kostbaar maken.

Toepassing van onderwaterdrains wordt door velen gezien als een innovatieve oplossing om deze schijnbaar onmogelijke combinatie van doelstellingen voor het veenweidegebied te realiseren. Onderwaterdrains bevorderen de infiltratie van slootwater zodat de grondwaterstand niet veel dieper uitzakt dan het slootpeil. Omdat drains als bijkomend voordeel hebben dat ze in natte perioden de ontwatering en daarmee de draagkracht bevorderen, is de acceptatie van deze oplossing door de melkveehouderij groot.

Als belangrijke nadelen van toepassing van onderwaterdrains worden een verhoogd waterverbruik in de zomer en mogelijke nadelige effecten op de waterkwaliteit gezien. Aan het verhoogde waterverbruik bij onderwaterdrains is al veel modelonderzoek verricht. Door toepassen van onderwaterdrains neemt de reactiesnelheid van het watersysteem toe en daarmee de buffercapaciteit van het gebied af, waardoor de inlaatbehoefte en de afvoer toenemen. Slootpeilen verhogen vergroot dit effect, hoewel dit een aantrekkelijke optie is om de werking van onderwaterdrains te versterken zonder dat het land te veel aan draagkracht inboet. In natte perioden fungeren onderwaterdrains immers als drains.

Uit modelonderzoek van Alterra blijkt dat de extra hoeveelheid water die in de winter moet worden uitgeslagen nihil is (Jansen et al., 2009). Extreme regenval blijkt bij een situatie met onderwaterdrains niet te leiden tot een extra grote verhoging van het slootpeil. Op de inlaat in de zomer blijkt toepassing van onderwaterdrains wel een duidelijke invloed te hebben. Uit een modelstudie (Van den Akker et al., 2011) blijkt dat de inlaat in gemiddeld droge tot zeer droge jaren met 10-15% toeneemt. De resultaten van de modelberekeningen blijken sterk afhankelijk van de toegestane peilvariëaties. Het toelaten van ruime peilvariëaties van 5 tot 10 cm kan extra in- en uitlaat sterk beperken. Ook spelen grootte en aard van de onderrand - kwel of wegzijging - een belangrijke rol.

Mogelijke nadelige effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit zijn het onderwerp van dit rapport. Na discussies in voorbereidende workshops met deskundigen is de onderzoeksvraag van deze studie toegespitst tot: wat zijn de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem? Voor onderwaterdrains is deze vraag zeer relevant, omdat drains per definitie aangrijpen op de uitwisseling van water en stoffen tussen veenbodem en veensloot. De doelstelling van de studie is dan ook antwoord geven op de onderzoeksvraag. Hiertoe is een algemene hypothese opgesteld:

‘onderwaterdrains vergroten de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden door een versnelde afvoer van nutriëntenrijk water vanuit de veenbodem.’

Bij de onderzoeksvraag lag aanvankelijk het accent op de macronutriënten die de waterkwaliteit bepalen: stikstof (N) en fosfor (P). Sulfaat (SO_4) is daar uiteindelijk aan toegevoegd. Dit nutriënt heeft een belangrijke invloed op de aquatische ecologie van de veensloot, onder meer in het proces van ‘interne eutrofiëring’. Dringender reden is misschien nog wel dat sulfaat in verband wordt gebracht met versnelde veenafbraak. Onderwaterdrains zouden sulfaatrijk sloot- of inlaatwater als een ‘paard van Troje’ diep de veenbodem binnenhalen, waar sulfaat de veenafbraak zou stimuleren. Indicatieve berekeningen in dit rapport geven echter een bovengrens van 0,05 mm per jaar voor maaiveld daling veroorzaakt door sulfaat in infiltrerend water in westelijke veenweiden (bijlage A).

0.2 Methode

De hypothese is getoetst op basis van modelberekeningen voor gedefinieerde ‘veenweide-eenheden’. Deze veenweide-eenheden zijn samengesteld uit kenmerkende eigenschappen van veenweiden in West-Nederland. De volgende vijf kenmerken zijn onderscheiden en gedefinieerd:

1. Veensoort: Eutroof of Oligotroof veen.
2. Veenpakket: Dik, dikte 5 m, of Dun, dikte 2,5 m.
3. Kleiafdekking: Niet of Wel aanwezig.
4. Onderrandvoorwaarde: drie onderrandeenheden; Kwel, Neutraal en Wegzijing (tabel 0.1).
5. Nutriëntenconcentraties in infiltrerend oppervlaktewater: opgeloste N- en P-verbindingen en SO_4 ; drie klassen: Laag, Middel en Hoog (tabel 0.2).

Door het grote aantal mogelijke combinaties van kenmerken konden binnen deze studie niet alle combinaties worden doorgerekend. Uiteindelijk zijn zeventien veenweide-eenheden geselecteerd (twaalf basis, drie Aanvullend en twee eXtra; nummers en letters A en X in tabel 0.3), voornamelijk op areaal van voorkomen in het westelijke veenweidegebied. De resterende combinaties vielen af op grond van argumenten van areaal, relevantie van processen en vergelijkbaarheid met andere eenheden.

Voor elke eenheid zijn vier scenario’s doorgerekend voor een periode van 30 jaar op basis van de reeks van werkelijke weerjaren 1971-2000. Elk scenario is voor twee varianten doorgerekend: zónder onderwaterdrains en mét onderwaterdrains. De scenario’s zijn drooglegging en klimaat:

1. huidig klimaat met drooglegging: gering, 40 cm.
2. huidig klimaat met drooglegging: gemiddeld, 50 cm.
3. huidig klimaat met drooglegging: groot, 60 cm.
4. W+-klimaat voor het jaar 2050 met drooglegging: gemiddeld, 50 cm.

Het gebruikte model is het water- en nutriëntenuitspoelingsmodel SWAP-ANIMO dat de kern vormt van het instrument STONE dat wordt ingezet bij de evaluatie van het mestbeleid op nationale schaal. Met SWAP-ANIMO is al ruime ervaring opgedaan met het simuleren van de water- en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweiden in Nederland. Het model is op een aantal punten verbeterd en uitgebreid om het geschikter te maken voor het uitvoeren van deze studie. Belangrijkste uitbreiding is ‘het simuleren van het gedrag van sulfaat’.

Tabel 0.1

Verticale weerstand (c-waarde) en fluxen van kwel (pos.) en wegzijging (neg.) voor jaar, winter en zomer per onderrandeenheid

Onderrandeenheid	c-waarde (d)	Netto jaarflux (mm j ⁻¹)	Winterflux (mm ½ j ⁻¹)	Zomerflux (mm ½ j ⁻¹)
Kwel	900	113	44	69
Neutraal	2500	-2	-1,5	-0,5
Wegzijging	800	-255	-146	-109

Tabel 0.2

Concentraties (mg L⁻¹) en pH (-) in het infiltrerende water per concentratieklasse per gebied

Concentratieklasse	Eutroof gebied				Oligotroof gebied			
	P-totaal	N-totaal	SO ₄	pH	P-totaal	N-totaal	SO ₄	pH
Laag	0,17	1,2	35	7,5	0,35	2,4	66	7,9
Hoog	1,31	6,4	110	8,3	1,50	6,7	136	8,9
Middel	0,75	3,8	73	7,9	0,93	4,6	100	8,4

Voor alle zeventien veenweide-eenheden zijn modelkolommen gebouwd op basis van de bepalende kenmerken en de daarbij horende modelparameters en toestandsvariabelen. Daarvoor is gebruik gemaakt van alle opgedane kennis en beschikbare gegevensbestanden van de westelijke veenweiden. Kalibratie - ijken van het model - is alleen gebeurd voor de nieuwe modelinvoer van sulfaat.

De modelresultaten zijn op drie hoofdwijzen in opzoektabelen gepresenteerd en geëvalueerd met toenemende graad van interpretatie: eerst als absolute vrachten en uitspoelingsconcentraties voor de twee varianten 'zonder' en 'met drains' apart, vervolgens als verschilvrachten en -concentraties tussen varianten 'zonder' en 'met drains', en tenslotte als rangorden van verschilvrachten en absolute vrachten voor twee nutriëntentema's. Zo kan op verschillende niveaus uit de uitkomsten worden geput.

De twee relevante nutriëntentema's zijn 'afwenteling' op buitengebieden en 'waterkwaliteit in het zomerhalfjaar'. Bij beide thema's gaat het om de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit de veenbodem. Daarom is de netto belasting relevant: wat de veenbodem levert aan het oppervlaktewater minus wat dat water levert aan de bodem. Bij 'afwenteling' geldt die belasting op jaarbasis en bij 'waterkwaliteit' op zomerhalfjaarbasis, de periode waarvoor waterkwaliteitsnormen gelden. Voor 'waterkwaliteit' is daarom ook nog van belang wat de effecten van onderwaterdrains zijn op de nutriëntenberging in het oppervlaktewater aan het begin van het zomerhalfjaar. Veranderingen door drains in de uitspoelingsconcentraties in de winter werken door in deze berging. In dit 'zomermodel' zijn daarom twee vormen van nutriëntenbelasting vanuit de veenbodem in het zomerhalfjaar onderscheiden en opgenomen: de actuele netto en de initiële, opgebouwd gedurende het winterhalfjaar. Dit 'zomermodel' is de meest realistische manier van interpretatie van de modeluitkomsten voor 'waterkwaliteit'.

In een synthese zijn de resultaten voor beide thema's samengenomen en is per veenweide-eenheid voor elk nutriënt een kwalitatieve beoordeling gegeven van de effecten van onderwaterdrains op de belasting. Aan deze kwalitatieve beoordeling is de hypothese getoetst. Verder zijn de invloeden van combinaties van kenmerken, individuele kenmerken, de drooglegging en het W+-klimaat kwalitatief beoordeeld.

0.3 Resultaten

Tabel 0.3 geeft de belangrijkste resultaten van de modelberekeningen. Het gaat om de veertien meest relevante veenweide-eenheden. Nadruk ligt hierbij op de zomerperiode omdat deze periode het meest relevant is voor het doel van onderwaterdrains: grondwaterstanden op peil houden door bevorderen van infiltratie van slootwater.

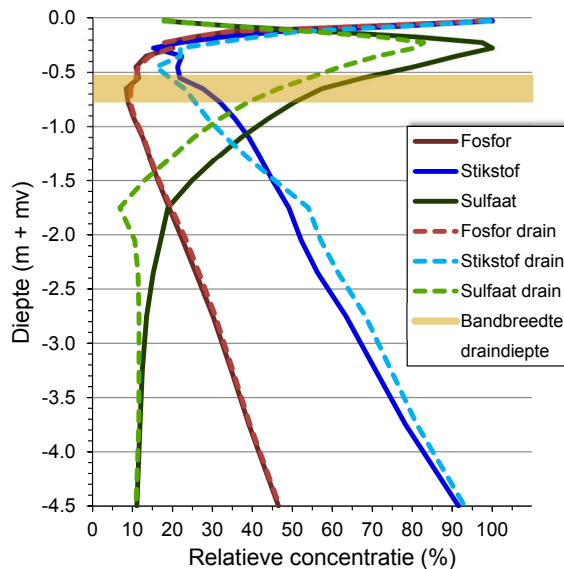
Van de waterberekeningen zijn de netto infiltratiefluxen (infiltratie - drainage) in de zomer gegeven. De fluxen zonder drains zijn de referentiewaarden en de verschillen in fluxen tussen 'met' en 'zonder drains' geven de effecten van onderwaterdrains. Van de drie nutriënten fosfor (P), stikstof (N) en sulfaat (SO_4) zijn opgenomen: uitspoelingsvrachten voor het hele jaar en de zomer, en gemiddelde uitspoelingsconcentraties voor de winter en de zomer, beide als verschil tussen 'met' en 'zonder drains', en de laatste ook voor de zomer 'zonder drains' als referentie. Jaarvrachten zijn netto vrachten en zomervrachten zijn actuele netto zomervrachten plus initiële vrachten, conform het 'zomermodel'. De jaarvrachten zijn relevant voor thema 'afwenteling' en de zomervrachten en -concentraties voor thema 'waterkwaliteit'. Alle waarden zijn de gemiddelden van de 30-jarige reeks van weerjaren.

Verschillen tussen 'met drains' en 'zonder drains' zijn weergegeven als 'met' minus 'zonder'. Een negatief getal geeft dan aan dat toepassing van onderwaterdrains resulteert in een vermindering van de betreffende grootte. De kleuren geven de verschillen in procentklassen ten opzicht van de situatie zonder drains.

Onderwaterdrains vergroten zonder uitzondering de drainage- en infiltratiefluxen. De toenames zijn het grootst bij de 'wegzijingseenheden'. Reden is dat de wegzijgingsflux een ongeveer even grote post is op de waterbalans als de drainageflux, ook in de zomer. In die zin is deze wegzijging in het model vrij fors. Veranderingen in grondwaterstanden door drains leiden tot relatief grote veranderingen in wegzijgingsfluxen en daarmee in drainage- en infiltratiefluxen. Tabel 0.3, laatste kolom, laat dit zien voor de netto infiltratie in de zomer die bij onderwaterdrains meestal met meer dan 25% toeneemt, met de grootste toenames bij de 'wegzijingseenheden' met de kleinste drooglegging. Alleen bij wegzijging met W+ klimaat is de toename in absolute zin groter door de drogere zomers. Bij de 'kweleenheden' is ze vrijwel te verwaarlozen en bij de 'neutraaleenheden' ligt ze overwegend in de orde van 15 tot meer dan 25%. Dit betekent dat meestal meer inlaatwater nodig is in de zomer. In normale en natte zomers is dit geen probleem, maar in droge zomers als 2003 kunnen tekorten optreden. Hierbij moet worden bedacht dat infiltratie kwantitatief niet hetzelfde is als inlaat van oppervlaktewater. Zo is de waterbehoefte ook te sturen met de marges in slootpeil die men toelaat: grotere toegestane marges reduceren de waterbehoefte.

Voor de nutriënten laat tabel 0.3 overwegend groene kleuren en negatieve getallen zien: volgens de modelberekeningen wordt de nutriëntenbelasting, als vracht en als uitspoelingsconcentratie, in het algemeen kleiner door toepassen van onderwaterdrains. Hierbij zijn er belangrijke verschillen tussen de drie nutriënten:

- het meeste donkergroen komt voor bij P en het minste bij SO_4 . Dat laatste nutriënt laat ook als enige oranje-rode kleuren zien: de effecten van drains zijn in die situaties ongunstig want vrachten en concentraties nemen toe bij toepassing van drains. Daarmee kunnen we stellen dat van de drie nutriënten SO_4 het meest en P het minst kwetsbaar is voor toepassing van onderwaterdrains. N ligt daarbij dicht bij P dan bij SO_4 .
- 'wegzijing' is bij P en N meestal de minst gunstige onderrand voor toepassen van onderwaterdrains. Bij SO_4 is 'wegzijing' altijd veel ongunstiger dan 'kwel' en 'neutraal'. Het bijzondere van SO_4 met 'wegzijing' is dat deze combinatie meestal ongunstige effecten van drains laat zien: SO_4 -vrachten en concentraties nemen toe. Het is ook nagenoeg alleen deze combinatie die uitgesproken ongunstige effecten laat zien.
- bij alle drie de nutriënten zijn de effecten van onderwaterdrains afhankelijk van de drooglegging. Echter alleen bij SO_4 is de invloed daarvan zo bepalend: de drooglegging maakt het verschil tussen een uitgesproken ongunstig en een (licht) gunstig effect van drains. Dit geldt vooral voor de veenweide-eenheden met onderrand 'wegzijing'. Daarnaast is de invloed van de drooglegging bij SO_4 ook vrijwel eenduidig: hoe geringer de drooglegging, des te gunstiger is het effect van drains. Bij P en N ontbreekt deze eenduidigheid; de invloed van de drooglegging is afhankelijk van andere factoren. Wel zijn er overwegende tendensen.
- de veensoort is sterk bepalend voor de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting. Ook bij deze eigenschap van de veenweide-eenheden staat SO_4 alleen tegenover P en N. Het P- en N-arme oligotrofe veen geeft gunstigere effecten voor P en N dan het voedselrijke eutrofe veen. Het oligotrofe veen bevat echter meer pyriet, belangrijkste bron van SO_4 , en daarmee hogere SO_4 -concentraties dan het eutrofe veen. Daardoor geeft het oligotrofe veen ongunstigere effecten van drains. Hierbij moet worden bedacht dat deze hoge pyriet- en SO_4 -gehalten een typische kwaliteit zijn van dit oligotrofe veen in Noord-Holland. Een kwaliteit die niet eigen is aan oligotroof veen maar samenhangt met de invloed van de zee.



Figuur 0.1

Algemeen beeld van het verloop met de diepte van de berekende relatieve concentraties van fosfor, stikstof en sulfaat in het bodemvocht en -water. 100% = de maximale concentratie. Getoond zijn jaargemiddelde simulaties zonder en met onderwaterdrains voor eutroof veen met onderrand 'neutraal' en 50 cm drooglegging. De geel-beige band geeft de bandbreedte van de diepte waarop de drains liggen bij de drie droogleggingen van 40 cm, 50 cm en 60 cm (drains liggen 15 cm beneden slootpeil).

Waarom is SO_4 kwetsbaarder voor toepassing van onderwaterdrains en daarbij ook gevoeliger voor de onderrand en de drooglegging dan P en N? De belangrijkste redenen zijn dat SO_4 het meest mobiel is en dat de drains direct onder de grootste SO_4 -bron, pyrietoxidatie, liggen. De drains liggen daarentegen tussen de twee grootste P- en N-bronnen, de bemesting en de permanent waterverzadigde veenbodem. De diepten van deze bronnen zijn te herkennen aan de pieken in de concentraties in figuur 0.1. SO_4 wordt nauwelijks vastgelegd in de veenbodem en 50-500 keer langzamer afgebroken dan nitraat. Opgeloste P- en N-verbindingen worden wél vastgelegd of sneller omgezet. SO_4 is daardoor mobieler en kan sneller en langer door de bodem worden getransporteerd naar sloot en drains voordat het is afgebroken. Hoe groter het verschil tussen getrokken en gestippelde lijn in figuur 0.1 des te zwakker een nutriënt is gebufferd. P is het minst mobiel want is sterk gebonden aan de bodem. Onderwaterdrains verkleinen de SO_4 -bron pyrietoxidatie - de kleinere piek bij de stippellijn - doordat ze de bodem meer vernatten, maar ze verschuiven de hoofduitspoelingsroute van SO_4 naar de drains dicht onder die bron. De overige omstandigheden bepalen daarbij of de balans doorslaat naar afname of toename van de SO_4 -belasting.

'Wegzijging' is bij alle nutriënten een ongunstige onderrand voor drains omdat de drainageflux hierbij het meest toeneemt. Bij SO_4 is 'wegzijging' altijd de meest ongunstige onderrand. Onderwaterdrains verschuiven de uitspoelingsroutes van SO_4 hierbij zo dat de extra vracht via de drains groter is dan de vermindering van de vrachten via de ondiepe en diepe routes door de veenbodem naar de sloot. Bovendien wordt bij 'wegzijging' de netto sulfaatproductie (pyrietoxidatie minus sulfaatafbraak) minder beperkt door vernatting via de drains dan bij 'kwel' en 'neutraal'. Dit is vooral bij droogleggingen groter dan 40 cm of 50 cm relevant. Met drains geeft 40 cm altijd en 50 cm vaak voldoende extra infiltratie om de bodem zoveel te vernatten dat de netto sulfaatproductie genoeg wordt geremd om de SO_4 -belasting te doen afnemen. De achterliggende mechanismen hiervan worden diepgaander besproken in de hoofdstuktekst, paragraaf 3.2.2.

Dat 'waterkwaliteit' bij SO_4 meestal gunstigere resultaten geeft dan 'afwenteling' komt door het 'zomermodel' dat profiteert van de eventuele verlaging van de winterconcentraties en van het 'netto-vracht-effect'. Dit effect is gunstiger naarmate de infiltratievracht groter is want die wordt in mindering gebracht op de oppervlaktewaterbelasting. Onderwaterdrains vergroten de infiltratiefluxen en daarmee de infiltratievrachten en versterken zo het effect aanzienlijk. Het is het grootst in de zomer als de infiltratiefluxen het grootst zijn. Het is groter bij de condities die

Tabel 0.4

Kwalitatieve waardering van alle veenweide-eenheden voor effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater bij verschillende droogleggingen en huidig en W+-klimaat. Eenheden met concentratieklasse 'hoog' zijn apart gegroepeerd omdat deze concentraties in de praktijk weinig voorkomen; klasse 'laag' ligt dicht bij de huidige 'gemiddelde situatie'.

Nr. tabel	Veen soort (troof)	Klei dikte (m)	Conc. - infiltr. dek water	On- der- rand	Nutriëntenbelasting: huidig klim.						W+-klimaat			Drooglegging (cm)			
					P gem.	N gem. ¹	N 40 ²	SO ₄ 40	SO ₄ 50	SO ₄ 60	P 50	N 50	SO ₄ 50	gunstig voor N	SO ₄	advies systeem	
1	Eu-	2,5	niet	laag	kwel	+	0	0	+	0+	-	+	0-	+	50	40-50	50
2	Eu-	2,5	niet	laag	wegz.	++	0+	0+	+	0-	-	++	0+	0+	40-60	40	40
4	Eu-	2,5	wel	laag	wegz.	+	0	0	+	-/0	-/-0-	++	0+	-/0+	50-60	40	50
5	Eu-	5	niet	laag	kwel	++	0+	0+	+	0+	0-	+	0+	0+	40-60	40-50	40-50
6	Eu-	5	niet	laag	neutr.	++	+	+	+	+	0+	++	+	+	40-60	40-60	40-60
7	Eu-	5	niet	laag	wegz.	++	+	+	+	0-	-	++	+	0	40-60	40	40
9	Eu-	5	wel	laag	kwel	0+	0+	0+	+	+	0	+	0+	0+	40-60	40-50	40-50
10	Eu-	5	wel	laag	wegz.	++	+	0+	+	0+	0+	++	+	0	40-60	40-60	40-60
11	Oligo-	2,5	niet	laag	wegz.	+++	+++	+++	+	-	--	+++	+++	-/+	40-60	40	40
A2	Eu-	2,5	niet	laag	neutr.	++	0+	0	+	0	-	++	0-	+	40-60	40-50	40-50
X2	Oligo-	2,5	niet	laag	neutr.	++	++	++	++	0+	-	+++	++	+	40-60	40-50	40-50
3	Eu-	2,5	niet	hoog	wegz.	+++	+++	+++	+++	++	-/+	+++	+++	++	40-60	40-50	40-50
8	Eu-	5	niet	hoog	wegz.	+++	++	++	+++	+	0/+	+++	++	+	40-60	40-60	40-60
12	Oligo-	2,5	niet	hoog	wegz.	+++	+++	+++	+++	+	--/+	+++	+++	+	40-60	40-50	40-50
A1	Eu-	5	niet	hoog	neutr.	+++	+	+	++	+	+	+++	++	+	40-60	40-60	40-60
A3	Eu-	2,5	niet	hoog	neutr.	+++	+	+	++	+	-/0	+++	+	+	40-60	40-50	40-50
X1	Eu-	2,5	wel	hoog	wegz.	+++	+++	+++	+++	++	-/+	+++	++	++	40-60	40-50	40-50

Kwalitatieve waardering van effecten onderwaterdrains op nutriëntenbelasting: ¹ gemiddeld voor drooglegging ² drooglegging (cm)	0	geen effect: < 5%	0+	geen tot licht positief: 0-10%
	0-	geen tot licht negatief: 0-10%	+	positief: afname belasting 10-25%
	-	negatief: toename belasting 10-25%	++	sterk positief: 25-50%
	--	sterk negatief: 25-50%	+++	zeer sterk positief: > 50%
	-/+	afwenteling / waterkwaliteit		

de infiltratieflexen vergroten: groter bij wegzijging dan bij kwel, groter bij 40 cm drooglegging dan bij 50-60 cm en groter bij W+ dan bij huidig klimaat. Daarnaast is het groter naarmate de concentraties in het infiltrerende water hoger zijn. Daarom geeft concentratieklasse 'hoog' altijd gunstigere effecten van drains dan klasse 'laag'.

Deze grote gunstige effecten bij klasse 'hoog' hoeven echter niet perse relevant te zijn voor de kwaliteit van het slootwater. In feite zeggen ze iets over het vermogen van de veenbodem om grote hoeveelheden nutriënten uit de sloot op te nemen, vast te leggen, om te zetten en, bij wegzijging, weg te sluisen naar de diepere ondergrond (een fenomeen bekend uit de literatuur). Temeer omdat klasse 'hoog' vooral voor N en SO₄ een situatie verbeeldt die in werkelijkheid weinig voorkomt. Hieraan is de constante hoge concentratie gedurende het gehele zomerhalfjaar debet. De concentraties van klasse 'laag' liggen veel dicht bij de huidige 'gemiddelde toestand'.

Het klimaatscenario W+ in 2050 bij een drooglegging van 50 cm geeft absoluut gezien meestal alleen bij SO₄ grotere vrachten en uitspoelingsconcentraties. Toepassing van onderwaterdrains blijkt dan nog gunstiger te zijn dan bij huidige klimaat. Voor SO₄ resulteert dat dan bij nagenoeg alle veenweide-eenheden in een afname van de vracht. Bij een aantal eenheden kunnen onderwaterdrains een instrument zijn om de bij W+-klimaat verhoogde belasting met N of SO₄ weer terug te brengen tot het niveau bij huidig klimaat zonder drains.

In de synthese zijn de resultaten van de analyses voor nutriëntentema's 'afwenteling' en 'waterkwaliteit' samen gebracht. Dit is gedaan om het mogelijk te maken meer algemene uitspraken te doen over effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting in brede zin. De synthese is gemaakt op het niveau van veenweide-eenheden. Op dit niveau is voor elk nutriënt een kwalitatieve waardering van het effect van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting gegeven in tabel 0.4. Deze waardering vormde de basis van het toetsen van de hypothese.

Tabel 0.5

Kwalitatieve waardering van combinaties van kenmerken als 'bouwstenen' van veenweide-eenheden voor hun invloed op de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater (voor sulfaat bij twee droogleggingen)

Veen soort dikte (troof) (m)	Fosfor					Stikstof					Sulfaat (40 cm)					Sulfaat (50 cm)					
	kwel		neutr.	wegz.		K	K	N	W	W	K	K	N	W	W	K	K	N	W	W	
	niet	wel	niet	niet	wel	N	W	N	N	W	N	W	N	N	W	N	W	N	N	W	W
Eu- 2,5	+	0	++	+	++	0	0-	0+	0+	0	+	+	++	++	0+	0+	0+	0-	++	0-	++
Eu- 5	++	0+	++	+	++	++	0+	+	++	+	+	++	++	+	0+	+	+	0-	+	0+	+
Oligo- 2,5			++	+	++			++	++	++			++	++			0+	-	+		

Kwalitatieve waardering van effecten onderwaterdrains op nutriëntenbelasting:	0 geen effect	0+ geen tot licht positief
niet voorkomen kleidek	0- geen tot licht negatief	+ positief: afname belasting
wel voorkomen kleidek	- negatief: toename belasting	++ sterk positief
geen veenweide-eenheid		+++ zeer sterk positief
extrapolatie bij geen eenheid		
Bij verschillende klassen concentratie infiltratiewater:		
- + negatief bij 'laag'	+ ++ positief bij 'laag' (+)	
		++ ++ zeer sterk positief bij 'hoog' (+++)
0- ++ geen tot licht negatief bij 'laag'	++ ++ sterk positief bij 'laag' (++)	
		++ ++ zeer sterk positief bij 'hoog' (+++)

Tabel 0.6

Kwalitatieve waardering van individuele kenmerken van veenweide-eenheden en droogleggingen voor effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater ten opzichte van een referentiesituatie of een tegenhanger

Nu- triënt	Veensoort en -dikte (m)			Klei- dek	Conc. infil.w.	Onderrand- voorwaarde			Drooglegging (cm)			Kli- maat W+
	eutroof	eutroof	oligotrf			gevoe- ligheid	opti- maal	ongun- stig				
	2,5	5	2,5									
P	0-	0	+	-	+	0-	0	-	laag	50-60	geen	0+
N	-	0	+	0-	+	0-	0	0-	middel	50-60	40	0- 0+
SO ₄	-	0	+/-	0+	+	+	0	-	hoog	40	50-60	0+

Kwalitatieve waardering van de invloed van kenmerken van veenweide-eenheden op de effecten van onderwaterdrains t.o.v. referentie of tegenhanger (wel/niet; hoog/laag; W+/huidig):	- negatief: geeft hogere belasting	cursief getal =
	0- geen/licht negatief	voor beperkt
	0 referentie	aantal veen-
	0+ geen/licht positief	weide-een-
	+ positief: geeft lagere belasting	heden
	+/- 40 cm / 60 cm drooglegging	

De hypothese stelt dat door toepassing van onderwaterdrains de nutriëntenbelasting toeneemt. Toetsen van de hypothese aan de kwalitatieve waardering van tabel 0.4 komt dan neer op het nalopen van de kleuren van de tabel. Voor veenweide-eenheden-nutriënten-combinaties met grijs- of groenkleuren wordt de hypothese verworpen: er is geen langjarig gemiddelde toename van de belasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem met het betreffende nutriënt. Voor de overige combinaties wordt de hypothese niet verworpen. Deze geven aan welke veenweide-eenheden voor welk nutriënt kwetsbaar zijn bij toepassen onderwaterdrains.

Deze kwetsbare eenheden zijn vooral eenheden met ongunstige effecten voor SO₄ en soms voor N. Bij deze eenheden en nutriënten kan de hypothese wel worden verworpen door aanpassing van de drooglegging. Bij SO₄ door een geringere drooglegging te kiezen en bij N een wat grotere. De combinatie P-SO₄ die gevoelig is door het proces van 'interne eutrofiëring' komt bij geen veenweide-eenheid in gevaar.

Tabellen 0.5 en 0.6 geven kwalitatieve waarderingen van effecten van onderwaterdrains op het niveau van combinaties van kenmerken - als 'bouwstenen' van veenweide-eenheden - en op het niveau van individuele kenmerken. Bij de laatste zijn kenmerken steeds vergeleken met een referentie, bijvoorbeeld 'neutraal' bij kenmerk onderrand, of een tegenhanger bijvoorbeeld 'wel' tegenover 'niet' bij kenmerk kleidek.

Uit de vier kleurtabellen volgt dat de drooglegging een sterk bepalende conditie is voor de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting. Vooral SO₄ is erg gevoelig voor de drooglegging. Het minst gevoelig is

P. N neemt een tussenpositie in, maar ligt dicht bij P dan bij SO_4 . De meest gunstige drooglegging voor SO_4 is 40 cm. Dit is meestal de minst gunstige drooglegging voor N. Voor P is de minst gunstige drooglegging 60 cm. De meest gunstige drooglegging voor P is meestal 50 cm en voor N meestal 60 cm.

Bij toepassing van onderwaterdrains is de resulterende absolute belasting ook van belang. De drooglegging biedt mogelijkheden deze te sturen. De drooglegging met de grootste afname door drains hoeft niet de kleinste absolute belasting te geven. Dit komt vooral voor bij P, gevolgd door N, en het minst bij SO_4 . Door onderwaterdrains te combineren met een gunstigere drooglegging voor de absolute vrachten zou zo een dubbel positief effect kunnen worden behaald. De effecten van de aanpassing van de drooglegging op andere aspecten als bijvoorbeeld veenafbraak en SO_4 -belasting kunnen dan worden meegewogen bij de keuze van de beste drooglegging. Dit betekent bijvoorbeeld dat een gunstige drooglegging voor SO_4 waarbij ook voor P een substantiële vermindering van de belasting wordt verkregen met drains, toch niet de kleinste absolute P-belasting geeft. In dat geval zou toch voor deze drooglegging kunnen worden gekozen omdat die gunstig is voor SO_4 en voor P ook al een gunstig effect heeft gesorteerd ten opzicht van de uitgangssituatie zonder drains.

0.4 Conclusies en aanbevelingen

De algemene conclusie is dat toepassing van onderwaterdrains in bijna alle gevallen tot een soms aanzienlijke vermindering van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater leidt. In de meeste gevallen wordt de hypothese dat onderwaterdrains de nutriëntenbelasting vergroten verworpen. Voor alle drie de nutriënten is er bij alle veenweide-eenheden een drooglegging waarvoor de hypothese wordt verworpen.

Fosfor is hierbij het nutriënt dat in nagenoeg alle beschouwde situaties een vermindering laat zien en daarbij dan ook de relatief grootste vermindering toont. Fosfor is bij deze vermindering weinig gevoelig voor de drooglegging. Wat de meest gunstige drooglegging is, hangt sterk af van de overige kenmerken en condities. Stikstof laat meestal een vermindering zien maar die is geringer dan die van fosfor. Stikstof is hierbij wel gevoeliger voor de drooglegging dan fosfor. Meestal is van de doorgerekende droogleggingen 40 cm de ongunstigste en 60 cm de gunstigste. Wel is er altijd een drooglegging waarbij vermindering of geen verandering optreedt.

Sulfaat is het meest kwetsbare nutriënt voor toepassing van onderwaterdrains. Sulfaat is zeer gevoelig voor de drooglegging. De meest gunstige drooglegging voor vermindering van de sulfaatbelasting door drains is, van de doorgerekende droogleggingen, 40 cm. De grootste drooglegging van 60 cm is bijna altijd de ongunstigste.

Het verschil tussen de nutriënten in kwetsbaarheid voor toepassing van onderwaterdrains, sulfaat het meest en fosfor het minst kwetsbaar, heeft voor het grootste deel te maken met de mobiliteit van de nutriënten en de positie van de drains ten opzichte van de bronnen van nutriënten. Sulfaat is het meest mobiel en fosfor het minst. De drains bevinden zich net onder de grootste sulfaatbron, pyrietoxidatie, maar daarentegen tussen de twee grootste fosfor- en stikstofbronnen, de bemesting en de permanent waterverzadigde veenbodem.

Bij de meest gunstige drooglegging van 40 cm voor sulfaat zijn de resultaten voor fosfor regelmatig het minst gunstig. Bij die drooglegging is het effect van drains op fosfor wel altijd vermindering van de belasting. Fosfor en sulfaat zijn gerelateerd in het proces van 'interne eutrofiëring'. Vanwege het toch positieve effect op fosfor, prevaleert dan de gunstigste drooglegging voor sulfaat, 40 cm, die ook beter is voor het behoud van het veen.

In algemene zin is voor de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting nutriëntenarm oligotroof veen gunstiger dan nutriëntenrijk eutroof veen voor fosfor en stikstof, maar is dit meestal omgekeerd voor sulfaat. Hierbij moet worden aangetekend dat de hoge pyriet- en sulfaatgehalten die de oorzaak zijn van de ongunstige effecten op sulfaat bij oligotroof veen een typische kwaliteit zijn van dit oligotrofe veen in Noord-Holland. Een kwaliteit die niet eigen is aan oligotroof veen maar samenhangt met de invloed van de zee.

Een dun pakket van hetzelfde veen is ongunstiger dan een dik, voor alle drie de nutriënten. Een kleidek werkt enigszins gunstig voor sulfaat, neutraal tot ongunstig voor stikstof en minder gunstig voor fosfor in de zin dat de gunstige effecten iets achterblijven. 'Neutraal' is de gunstigste onderrand voor fosfor en stikstof. 'Kwel' is dat voor sulfaat. 'Wegzijing' is voor alle drie de nutriënten meestal de ongunstigste onderrand. Dit geldt voor de veranderingen in de belasting door toepassen van drains, niet voor de absolute grootte van de belasting.

Hoge nutriëntenconcentraties in het infiltrerende water hebben een kleinere netto nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem tot gevolg. In die zin is klasse 'hoog' gunstiger dan klasse 'laag': de veenbodem is in staat nutriënten uit het oppervlaktewater in grote hoeveelheden te bergen of te doen verdwijnen.

Klimaatverandering als W+-scenario in 2050 geeft bij een drooglegging van 50 cm absoluut gezien meestal alleen bij sulfaat grotere belasting van het oppervlaktewater. Toepassing van onderwaterdrains blijkt in die situaties nog gunstiger te zijn in de zin van afname van de belasting dan bij huidige klimaat.

Gebiedsvreemd inlaatwater wordt door velen gezien als een bedreiging van het veen omdat het sulfaat bevat dat veenafbraak bevordert. Indicatieve berekeningen in dit rapport geven echter een bovengrens van 0,05 mm per jaar voor maaiveldvaling veroorzaakt door sulfaat in infiltrerend water in westelijke veenweiden. Bovendien blijkt uit de modelberekeningen dat in het veenweidegebied de oxidatie van pyriet in de veenbodem een veel grotere bron van sulfaat is dan de inlaat van gebiedsvreemd water. Toepassing van onderwaterdrains leidt niet alleen tot minder veenoxidatie, maar ook tot minder sulfaatvorming door pyrietoxidatie.

Onderwaterdrains vergroten zonder uitzondering de drainage- en infiltratiefluxen. De netto infiltratie in de zomer neemt meestal met meer dan 25% toe bij onderwaterdrains. De toenames zijn het grootst bij wegzijing met geringe drooglegging. Bij klimaatscenario W+ is de toename in absolute zin groter door de drogere zomers. Hierbij moet worden bedacht dat infiltratie kwantitatief niet hetzelfde is als inlaat van oppervlaktewater.

Bij toepassen van onderwaterdrains verloopt 50-80% van de waterafvoer vanuit de veenbodem door de drains direct het slootwater in. Het aandeel door de waterbodem en uit en langs de slootwand is daarmee sterk teruggebracht. Voor de lotgevallen van uitspoelende nutriënten in het oppervlaktewater kan de verdeling over transportroutes van wezenlijk belang zijn vanwege processen in de waterbodem.

Toepassing van onderwaterdrains kan een gunstige uitwerking hebben op de waterkwaliteit en kan daarmee een instrument zijn om aan de eisen van de Kaderrichtlijn Water te voldoen. Peilverhoging kan daarbij een belangrijke rol spelen om de waterkwaliteit verder te verbeteren. Peilverhoging is in het algemeen nadelig voor de landbouw. De drainerende werking van drains in natte perioden kan dit nadeel voor de landbouw sterk compenseren. Voor de melkveehouder is dit echter geen aantrekkelijke constructie, immers wat betreft draagkracht gaat hij er niet op vooruit, terwijl de aanlegkosten van de drains aanzienlijk zijn. Er zal dus een hoge tegemoetkoming in de kosten nodig zijn om deze combinatie van peilverhoging en aanleg van onderwaterdrains ingevoerd te krijgen.

De modellering voor dit rapport heeft een zeer grote hoeveelheid resultaten opgeleverd, die nog niet volledig zijn geanalyseerd. Aanbevolen wordt om deze data te exploiteren om bijvoorbeeld meer naar de extremen te kijken. In een aantal gevallen zijn juist de extremen interessanter dan de gemiddelden over een langere periode. Met een relatief geringe inspanning kan veel extra kennis worden verworven.

De tabellen met de resultaten van de modelberekeningen voor alle veenweide-eenheden vormen een goede basis voor het maken van kaarten waarop het effect van toepassing van onderwaterdrains is aangegeven. De kleuren die in de resultaattabellen zijn gebruikt kunnen daarbij de te onderscheiden klassen vormen. Op die manier wordt het dan snel duidelijk in welke gebieden de meeste winst valt te behalen of waar bijvoorbeeld de verwachting is dat de situatie voor sulfaat zal verslechteren. De huidige GIS-middelen maken het ook mogelijk om snel het effect van bijvoorbeeld een peilverhoging of peilverlaging in een bepaald gebied zichtbaar te maken.

1 Inleiding

Het Rijk, de provincies en de waterschappen zetten gezamenlijk in op beleid voor een duurzamere toekomst voor de westelijke veenweidegebieden (Nota Ruimte, Rijksprogramma Groene Hart, Randstad 2040, Nationaal Waterplan en Voorloper Groene Hart van de drie Groene Hart provincies). Het gaat hierbij onder andere om:

- het stoppen c.q. aanzienlijk vertragen van de bodemdaling
- behoud van perspectief voor de landbouw/melkveehouderij als drager van het cultuurlandschap
- behoud en ontwikkeling van het cultuurlandschap
- realisatie van de KRW-doelen (Kaderrichtlijn Water)
- in stand houden van de kernkwaliteiten van de Nationale Landschappen Groene Hart en Laag Holland.

Nevendoelstellingen zijn:

- het aanzienlijk verminderen van de emissies van koolzuurgas (CO₂) en lachgas (N₂O) in het veenweidegebied
- het klimaatbestendig maken van het veenweidegebied.

Voor de klimaatbestendigheid van het veenweidegebied moet worden bedacht dat warmere en drogere zomers de oxidatie van het veen sterk zullen vergroten. Het is immers een biochemisch afbraakproces dat bij hogere temperaturen sneller verloopt. Het belangrijkste proces dat de veenafbraak zal bevorderen, is echter de betere en diepere aeratie van het veenprofiel. Door de drogere zomers worden de grondwaterstanden dieper en scheurt het veen door krimp, waardoor meer veen aan zuurstof wordt blootgesteld. Deze verhoogde oxidatie leidt tot meer maaiveldddaling en koolzuurgasemissie, meer mineralisatie van de nutriënten fosfor en stikstof en meer vorming van sulfaat door pyrietoxidatie. De versnelde maaiveldddaling heeft tot gevolg dat eventuele wegzijging afneemt en zelfs omslaat in kwel. De bestaande kwel neemt toe. In het veenweidegebied is de kwel over het algemeen nutriëntenrijk en als de maaiveldddaling flink doorzet ook zout. Bij de toename van kwel speelt uiteraard ook de zeespiegelrijzing een rol. De versnelde oxidatie van het veen veroorzaakt ook een flinke toename van de CO₂- en N₂O-emissies, die de klimaatverandering weer versterken. Het geheel klimaatbestendig krijgen van de veenweidegebieden lijkt onmogelijk. Wel moet worden gestreefd naar zoveel mogelijk beperking van veenoxidatie en maaiveldddaling.

1.1 Eerder en lopend onderzoek naar onderwaterdrains

Toepassing van onderwaterdrains wordt door velen gezien als een innovatieve oplossing om de eerder genoemde schijnbare onmogelijke combinatie van doelstellingen voor het veenweidegebied te realiseren. Zeker ook omdat de acceptatie van deze oplossing door de melkveehouderij groot is. Onderwaterdrains worden toegepast om in droge periode te infiltreren en op die manier de grondwaterstand niet veel dieper te laten worden dan het slootpeil. In het veenweidegebied ontstaan in de zomer holle grondwaterspiegels omdat de infiltratie vanuit de sloten de gewasverdamping en eventuele wegzijging niet kan bijhouden. Vooral aan het einde van de zomer kan daardoor de grondwaterstand decimeters onder het slootpeil zakken, waardoor een dikke laag veen aan zuurstof en daardoor aan oxidatie wordt blootgesteld. Bijkomend voordeel van drains is dat ze in natte perioden draineren en zo de ontwatering en daarmee de draagkracht bevorderen.

1.1.1 Eerder onderzoek

In Zegveld liep van eind 2003 tot 31 december 2007 een praktijkproef met onderwaterdrains, uitgevoerd door Animal Sciences Group (ASG, tegenwoordig Wageningen UR Livestock Research) (Hoving et al., 2008), waarbij

in het kader van Waarheen met het Veen tot 2008 ook het bodemvocht en drainwater zijn bemonsterd door Alterra en de maaiveld dalingen gemonitord. Daarnaast zijn van 2006-2008 in Linschoten (veen met een klei-dek van 30 cm dik) aan percelen met een referentiedeel (zonder drains) en een deel met onderwaterdrains de grondwaterstanden, vochtspanningen en drainafvoeren en infiltratie via de drains gemeten. Van bodemvocht, slootwater en drainwater zijn regelmatig watermonsters genomen en is de kwaliteit bepaald. De metingen zijn geanalyseerd en geëvalueerd met de modellen SWAP en ANIMO (Hendriks et al., 2008a; Hendriks, 2009; Van den Akker et al., 2010). Deze modellen zijn in het Europese project EUROPEAT en Waarheen met het Veen sterk verbeterd (Hendriks et al., 2008a, 2012 en in voorbereiding). In 2007 en 2008 is door ASG op twee bedrijven in de polder Zeevang (Noord-Holland) een praktijkproef uitgevoerd, met als doelstelling de bedrijfskundige aspecten nader te onderzoeken op bedrijfsschaal (Hoving et al., 2011). Onderdeel van het onderzoek was ook monitoring van de grondwaterstanden en het volgen van de maaiveld dalingen.

De volgende conclusies zijn getrokken:

- onderwaterdrains kunnen de grondwaterstanden effectief beheersen, afhankelijk van de drainafstand. Het beperken van het uitzakken van de grondwaterstanden is gunstig voor het vertragen van maaiveld daling en veenafbraak (CO₂-emissie). Alleen bij de proeflocatie Zegveld kon tot nu het effect op de maaiveld daling met enige zekerheid worden vastgesteld op minimaal een halvering van de gemiddelde maaiveld daling per jaar (Van den Akker et al., 2010). De vertraging van de maaiveld daling kon op de andere locaties nog niet duidelijk worden gemeten door het trage verloop en de onnauwkeurigheid rond de metingen van maaiveld-hoogte door afwisseling van reversibele zwel en krimp tussen natte en droge jaren;
- het effectieve beheer van het grondwaterpeil en daarmee van de draagkracht is gunstig voor de melkveehouders (Hoving et al., 2008 en 2011);
- de kosten worden geraamd op circa € 2000 per ha (bij drains op een onderlinge afstand van 6 m). Bij een afschrijving van 20 jaar komt dit neer op ca. € 100 per ha per jaar. Daarmee is de aanleg van onderwaterdrains als alternatief voor een peilverhoging zeker rendabel. Als de drooglegging al 50 tot 60 cm is en deze niet kleiner wordt door peilverhogingen of maaiveld dalingen, dan is bij die drooglegging de aanleg alleen rendabel bij minimaal 50% subsidie (Hoving et al., 2008 en 2011; Van den Akker et al., 2010);
- door de toepassing van onderwaterdrains neemt de reactiesnelheid van het watersysteem toe en als geen enkele peilvariatie wordt toegestaan, neemt daardoor de buffercapaciteit van het gebied af, waardoor de inlaatbehoefte en de afvoer toenemen. Dit wordt versterkt als ook nog de drooglegging in de zomer wordt beperkt, wat gunstig zou kunnen zijn voor vertragen van de maaiveld daling. Uit modelonderzoek blijkt dat de extra hoeveelheid water die in de winter moet worden uitgeslagen nihil is (Jansen et al., 2009). Extreme regenval blijkt bij een situatie met onderwaterdrains niet te leiden tot een extra grote verhoging van het slootpeil. Wat betreft de inlaat in de zomer blijkt toepassing van onderwaterdrains wel een duidelijke invloed te hebben. Uit een modelstudie (Van den Akker et al., 2011) blijkt dat de inlaat in gemiddeld droge tot zeer droge jaren met 10-15% toeneemt. De resultaten van de modelberekeningen blijken sterk afhankelijk te zijn van de optredende peilvariaties. Het toelaten van ruime peilvariaties (5 tot 10 cm) zou de extra in- en uitlaat sterk kunnen beperken;
- uit bedrijfskundig oogpunt is toepassing van onderwaterdrains bij droogleggingen kleiner dan ca. 30 cm of groter dan ca. 60 cm niet aan te bevelen. Bij een drooglegging van ca. 30 cm wordt het perceel te nat en neemt de draagkracht af. Bij een drooglegging groter dan ca. 60 cm voegt de drainerende werking van de drains over het algemeen te weinig toe aan de draagkracht om rendabel te zijn. Voor de beperking van de maaiveld daling is een drooglegging van 60 cm ook zo ongeveer de grens: bij een grotere drooglegging dreigt de drainerende werking de overhand te krijgen op de infiltrerende werking, zodat de optredende diepste grondwaterstanden maar minimaal worden verhoogd en zo de maaiveld daling maar weinig wordt beperkt.
- uit modelonderzoek tot nu toe blijkt dat het effect van toepassing van onderwaterdrains op de waterkwaliteit beperkt is (Hendriks et al., 2008a en b; Hendriks, 2009; Van den Akker et al., 2010) en over het algemeen gunstig is: de belasting van het oppervlaktewater met fosfor (P) neemt af, vooral als de drooglegging rond de 50 cm is. Ditzelfde geldt voor stikstof (N), maar in veel beperktere mate. Een

grotere drooglegging dan ca. 60 cm heeft tot gevolg dat dieper grondwater wordt 'afgetapt', dat in het veenweidegebied meestal hoge nutriëntenconcentraties heeft. Droogleggingen kleiner dan ca. 40 cm hebben tot gevolg dat na bemesting de nutriënten sneller een weg kunnen vinden naar de sloot via de drains. Het modelonderzoek in het onderhavige rapport heeft tot doel om de effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit te onderzoeken voor een breed spectrum aan veengronden gecombineerd met verschillende hydrologische omstandigheden.

Onderzoek van de Radboud Universiteit en B-Ware (Nijmegen) toont verder aan dat het 's zomers infiltrerende (gebiedsvreemde) water door de samenstelling (sulfaat, alkaliniteit) zou kunnen leiden tot versnelde afbraak van het veen (maaiveldddaling, baggerproductie). In welke mate dit kwantitatief bijdraagt aan de maaiveldddaling is onbekend. Wel is duidelijk dat de 'gewone' afbraak van veen in de aerobe zone veel groter is dan de afbraak in de anaerobe zone in het veen (zie ook bijlage A).

Onderzoek van Alterra aan drains die al tientallen jaren liggen in broek- en bosveen in de omgeving van Zegveld heeft dergelijke afbraakprocessen rondom de drains niet aangetoond (Van den Akker et al., 2007b). Bij dit onderzoek waren de Radboud Universiteit en B-Ware en vertegenwoordigers van onder ander provincies en waterschappen betrokken. Wellicht dat dit voor andere veengebieden (met bijvoorbeeld veenmosveen) anders ligt. In 2010 is ook een drain in het veenweidegebied ten noorden van Amsterdam opgegraven: na meer dan 20 jaar infiltratie via de drain bleek het veen rondom de drain niet extra verteerd. Uit een literatuuronderzoek (Kemmers en Koopmans, 2010) bleek dat infiltrerend water veenafbraak kwalitatief gezien kan bevorderen, maar dat dit kwantitatief gezien maar een gering effect kan hebben: er wordt maar weinig veen afgebroken. Daarnaast moet worden bedacht dat in het veenweidegebied het veen de belangrijkste bron van sulfaat is en niet het inlaatwater (Hendriks en Van Gerven, 2011). Door pyrietoxidatie ontstaat in de zomer in de geaereerde zone sulfaat dat gemakkelijk oplost in het bodemwater en vervolgens of uitspoelt naar de sloot of op weg daar naartoe in de anaerobe zone reduceert waarbij veen wordt afgebroken. Doordat bij toepassing van onderwaterdrains de geaereerde zone minder diep komt, wordt minder sulfaat gevormd.

1.1.2 Lopend onderzoek

- Op drie locaties in de provincies Utrecht en Zuid-Holland lopen momenteel sinds half 2010 of begin 2011 pilots op praktijkschaal. Hierbij worden van een aan twee zijden afgedamde meetsloot tussen twee meetpercelen de hoeveelheden in of uit te pompen water en de waterkwaliteiten daarvan gemeten. De meetsloot is verdeeld in twee secties met behulp van een damwand. Bij één sectie (de referentie) zijn in de aanliggende percelen geen en bij de andere sectie in de aanliggende percelen wel onderwaterdrains aangelegd. Het gaat bij deze proeflocaties vooral om het verschil tussen wel en geen drain wat betreft het watergebruik en de vrachten aan nutriënten (P, N en sulfaat). Daarnaast gaat het om het vaststellen van de voordelen van onderwaterdrains voor de melkveehouder en de acceptatie van onderwaterdrains voor de melkveehouderij. De meetresultaten van 2011 zijn nog niet helemaal verwerkt, maar laten geen grote verschillen zien tussen wel en geen drains. Het vrij bijzondere weerbeeld van 2011 is daaraan waarschijnlijk debet. Wel bleek de draagkracht van het gedraineerde deel beter dan bij de referentie.
- Eind 2011 zijn voorbereidingen getroffen voor een praktijkpilot in het Wormer-Jisperveld. Bijzonder hieraan is dat het veenmosveen betreft. Het onderzoek richt zich in het bijzonder op het waterverbruik, de draagkracht, geschiktheid voor weidevogels en de maaiveldddaling. Het aanbrengen van de drains vindt waarschijnlijk plaats na de zomer van 2012, direct na de vergunningsverlening. Het onderzoek wordt uitgevoerd voor het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK) door Alterra Wageningen UR, Praktijkcentrum Zegveld / Wageningen UR Livestock Research, B-Ware en Witteveen & Bos.
- In de tweede helft van 2012 is Wageningen UR Livestock Research begonnen met een praktijkproef voor de provincie op een veehouderijbedrijf in de polder Zeevang in de provincie Noord-Holland. Alterra Wageningen UR monitoort daarbij de maaiveldddalingen. De aannemer en coördinator van het project is de Grontmij. Deze praktijkproef richt zich vooral op de vraag of een combinatie van onderwaterdrains met een

drooglegging in de zomer van 40 cm en in de winter van 60 cm voor de melkveehouderij een bedrijfsmatige en duurzame oplossing biedt, waarbij de veenafbraak en daarmee de maaiveldaling en emissie van broeikasgassen significant worden verminderd.

1.2 Vraag- en doelstelling

Zoals aangegeven wordt toepassing van onderwaterdrains door velen gezien als een oplossing om verschillende beleidsdoelstellingen voor de veenweidegebieden te realiseren. Een belangrijk aspect daarbij is dat de acceptatie van deze oplossing door de melkveehouderij groot is. Echter, vooral op het gebied van de waterbehoefte en het effect op de waterkwaliteit zijn er vragen. De vragen over de waterbehoefte hebben geresulteerd in een project 'Aanvullende vragen onderwaterdrains' dat eind 2008 begin 2009 is uitgevoerd (Jansen et al., 2009). Daarnaast is er met een modelstudie een verkenning uitgevoerd naar het effect van toepassing van onderwaterdrains op de huidige en toekomstige watervraag van veengronden in het Groene Hart (Van den Akker et al., 2011). Het onderhavige project, waarvan dit rapport een onderdeel is, sluit aan op de onderzoeken in deze twee rapporten voor wat betreft de waterkwaliteit en een aantal vragen van de drie westelijk 'veenweideprovincies' en de vijf westelijke 'veenweidewaterschappen' over de effecten van onderwaterdrains op de afbraak van veen en de daaruit volgende maaiveldaling. Deze vragen worden in navolgende subparagraaf behandeld.

1.2.1 Algemene vragen

1.2.1.1 Vragen

Samengevat zijn de vragen:

- Wat is het effect van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in termen van P en N?
- Wat is het effect van sulfaat, bicarbonaat en wellicht andere stoffen op veenafbraak. Wat zijn theoretisch de effecten van het ingelaten water op het veen (veenafbraak)?
- Kan afbraak door de extra belasting met mineralen en sulfaat bij onderwaterdrains leiden tot juist meer bodemdaling? Wat is het saldo?
- Wat is het effect van zout op veenafbraak en bij welk chloridegehalte ontstaat een probleem? Bij 200 mg L⁻¹ of pas bij 1000 mg L⁻¹?
- Hebben drains nog andere effecten op het bodemsysteem zoals: voorkomen van scheuren, effecten stabielere grondwaterpeil op bodemchemie en -ecosysteem, vorming regenwaterlenzen, mobiliseren 'veenbodemwater'?
- Welke processen zijn leidend bij bodemdaling (temperatuur, bodemvocht, jaargetijde)?
- Wordt in de huidige onderzoeken de verminderde bodemdaling (en dus ook verminderde afbraak) al gemeten? Na hoeveel jaren kunnen deze effecten worden gemeten?
- Adviesvraag: onder welke omstandigheden is het wel/niet verstandig om onderwaterdrains toe te passen, gelet op de voorlopige uitkomsten van het onderzoek?

1.2.1.2 Antwoorden

Gebaseerd op eerder onderzoek, ervaring of de literatuur kan een aantal vragen al in het kort worden beantwoord:

- Wat is het effect op de waterkwaliteit, wat betreft N en P? Dit is de hoofdvraag in dit rapport en kan niet zomaar worden beantwoord. In het rapport wordt naast N en P ook ingegaan op sulfaat.
- Wat is het effect van sulfaat, bicarbonaat en wellicht andere stoffen (welke?) op veenafbraak? Wat zijn theoretisch de effecten van het ingelaten water op het veen (veenafbraak)? In Alterra-rapport 1980 (Kemmers en Koopmans, 2010) wordt hierop antwoord gegeven. Aangegeven wordt dat zuurstof uit de lucht verreweg de belangrijkste oxidator is. Het effect van andere oxidatoren zoals sulfaat en nitraat valt

daarbij in het niet. Stoffen die de zuurgraad verlagen zullen de veenafbraak bevorderen, maar dit is maar beperkt, want de zuurgraad is in de huidige toestand van het veen in de geaereerde zone geen sterk beperkende factor. Ook blijkt in de praktijk dat veen rondom meer dan achttien jaar oude drains na al die tijd geen zichtbare sporen van vertering vertoont (Van den Akker et al., 2010). In dit rapport wordt ook op deze zaak ingegaan, maar dan kwantitatief (zie bijlage A).

- Kan afbraak door de extra belasting met mineralen en sulfaat leiden tot juist meer bodemdaling? Wat is het saldo? Met saldo wordt bedoeld de beperking van de maaiveldddaling door toepassing van onderwaterdrains minus de extra maaiveldddaling door infiltratie van sulfaat. Als eerste kan worden verwezen naar het antwoord op de vorige vraag. Een eenvoudige berekening laat zien dat enorme hoeveelheden slootwater moeten infiltreren om genoeg zuurstof in de vorm van SO_4 in de grond te brengen om zelfs maar één mm extra maaiveldddaling te veroorzaken: bij een SO_4 -concentratie van 100 mg L^{-1} moet hiervoor per jaar 2500 mm slootwater infiltreren. In werkelijkheid wordt hiervan onder doorsnee omstandigheden nog geen 5% gehaald (bijlage A).
- Wat is het effect van zout op veenafbraak en bij welk chloridegehalte wordt het een probleem (200 mg L^{-1} of pas bij 1000 mg L^{-1})? In Alterra-rapport 1980 (Kemmers en Koopmans, 2010) volgt uit literatuuronderzoek geen bewijs dat zout extra veenafbraak veroorzaakt. De algemene kennis is dat hoge zoutgehalten microbiële activiteit remmen; het is dan ook moeilijk (bio)-chemische processen voor te stellen waarbij zout veenafbraak bevordert. Momenteel wordt door Karlijn Brouns AIO-onderzoek gedaan naar het effect van zout op de veenafbraak (promotor prof. J. Verhoeven, Universiteit Utrecht). De voorlopige resultaten laten geen extra afbraak zien (persoonlijke mededeling K. Brouns).
- Hebben drains nog andere effecten op het bodemsysteem (voorkomen scheuren, effecten stabielere grondwaterpeil op bodemchemie en -ecosysteem, vorming regenwaterlenzen, mobiliseren 'veenbodemwater')? Toepassing van onderwaterdrains heeft inderdaad een aantal gunstige neveneffecten. Scheurvorming wordt minder en vooral minder diep. Door het afvlakken van de fluctuaties van de grondwaterstand wordt minder grond blootgesteld aan afwisselend waterverzadiging en beluchting, waardoor ook bodemchemische en ecosysteem-gerelateerde processen worden getemperd. Door de verminderde afbraak en mineralisatie en beperking van onder ander pyrietoxidatie komen er ook veel minder nutriënten en broeikasgassen vrij. Voor het bodemleven is het gunstig dat bij toepassing van onderwaterdrains de bovengrond droger blijft onder natte omstandigheden. Regenwaterlenzen zullen minder worden gevormd en dunner zijn door de snellere afvoer van neerslagwater door de drains in natte tijden. Bij drainage naar de sloot gaat een deel van het bodemwater door diepere lagen en wordt 'veenbodemwater' afgevoerd. Drains liggen op veel kortere onderlinge afstand dan sloten, waardoor de stroombanen veel minder diep komen te liggen. Een voorwaarde is wel dat de onderwaterdrains niet dieper worden ingebracht dan in (voorlopige) richtlijnen wordt aangegeven en dat niet te grote droogleggingen worden gehanteerd: niet dieper dan ca. 75 cm onder maaiveld bij een maximale drooglegging van 60 cm, omdat anders toch meer 'veenbodemwater' wordt afgevoerd. De drains mogen ook niet te ondiep worden ingebracht bij een te geringe drooglegging: niet ondieper dan ca. 50 cm bij een minimale drooglegging van 35 cm om te voorkomen dat anders meer 'mestwater' wordt afgevoerd (Hendriks et al., 2008a en b; Hendriks, 2009).
- Welke processen zijn leidend bij bodemdaling: temperatuur, bodemvocht, jaargetijde? Bodemvocht is leidend, want dat bepaalt de toevoer van zuurstof. Als het veen zeer droog wordt, dan kan het tekort aan bodemvocht de afbraak remmen. Na bodemvocht is temperatuur leidend, omdat deze de snelheid van biochemische processen sterk beïnvloedt. Een temperatuurstijging van 10°C versnelt de veenafbraak met een factor 3 tot 4 (Vermeulen en Hendriks, 1996). Aan het einde van de zomer (augustus, september) is de grondwaterstand in het algemeen op zijn laagst en de bodemtemperatuur op enige diepte op zijn hoogst. Op dat moment vindt de meeste veenafbraak plaats.
- Wordt in de huidige onderzoeken de (verminderde?) bodemdaling (afbraak) al gemeten? Na hoeveel jaren kunnen deze effecten worden gemeten? Ja, de maaiveldddaling wordt minstens gehalveerd. Dit meten we nu bij proefpercelen op proefboerderij Zegveld na 7 à 8 jaar. Dit is ook de tijd die nodig lijkt te zijn om een duidelijke trend in de maaiveldddaling zichtbaar te maken en vast te stellen. Dit komt vooral doordat de

maaiveldaling van jaar tot jaar sterk kan verschillen. Verder blijken zeer natte en zeer droge jaren een grote invloed te hebben. In een nat jaar kan het maaiveld door zwellen van het veen zelfs stijgen! Er zijn meer proeflocaties met onderwaterdrains, maar deze zijn later gestart dan die in Zegveld en de monitoring van de maaiveldaling is beperkt of afwezig doordat de projectfinanciering is beëindigd. Bij deze proeflocaties zal langer en intensiever moeten worden gemeten om goede uitspraken over vermindering van de maaiveldaling te kunnen doen;

- Adviesvraag: onder welke omstandigheden is het wel/niet verstandig om onderwaterdrains toe te passen, gelet op de voorlopige uitkomsten van het onderzoek? Dit is juist het onderwerp van het uitgevoerde onderzoek beschreven in het onderhavig rapport. Uit eerdere onderzoeken (Hendriks et al., 2008a; Van den Akker et al., 2010) blijkt dat bij droogleggingen tussen de 30 en 60 cm de nutriëntenemissies niet toenemen en de maaiveldalingen en broeikasgasemissies afnemen. Bij onbemeste gronden zou de drooglegging nog minder kunnen zijn. Bij zeer sterke wegzijging zou toepassing van onderwaterdrains bij droogleggingen van 70 cm ook kunnen. Bij kwel kan 60 cm drooglegging te veel worden, omdat dan veel kwelwater kan worden afgetapt. Maar in het algemeen is de kwel niet erg groot in veenweidegebieden.

1.2.2 Vragen modelonderzoek

Een aantal vragen wordt specifiek in dit rapport behandeld. Voor een deel zijn deze aanvullend op een eerder rapport (Kemmers en Koopmans, 2010). De vragen die worden beantwoord of verder worden onderbouwd in dit rapport zijn:

- wat is het effect van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in termen van P en N, en ook sulfaat (SO_4)? Deze vraag vormt de hoofdvraag van deze modelstudie en wordt in dit rapport beantwoord.
- wat is het effect van sulfaat, bicarbonaat en wellicht andere stoffen op veenafbraak? Wat zijn theoretisch de effecten van het ingelaten water op de veenafbraak? Deze vragen worden behandeld in bijlage A.
- kan afbraak door de extra belasting met mineralen en sulfaat bij onderwaterdrains leiden tot juist meer bodemdaling? Wat is het saldo? Deze vragen worden behandeld in bijlage A.
- hebben drains nog andere effecten op het bodemsysteem zoals: voorkomen van scheuren, effecten stabielere grondwaterpeil op bodemchemie en -ecosysteem, vorming regenwaterlenzen, mobiliseren 'veenbodemwater'? Alle effecten van onderwaterdrains op processen die de belasting van het oppervlaktewater met de drie nutriënten P, N en SO_4 beïnvloeden, zoals grondwaterpeil, bodemchemie en mobiliseren 'veenbodemwater', zitten impliciet besloten in de modelberekeningen. Alle drie genoemde processen zijn van eminent belang.
- adviesvraag: onder welke omstandigheden is het wel/niet verstandig om onderwaterdrains toe te passen, gelet op de voorlopige uitkomsten van het onderzoek? Voor wat betreft de hoofdvraag wordt hierop antwoord gegeven in dit rapport op basis van de modelberekeningen.

De hoofdvraag van deze modelstudie is: wat zijn de effecten van toepassen van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in termen van fosfor, stikstof en sulfaat? De eerste twee zijn de macronutriënten waaraan de waterkwaliteit met het oog op eutrofiëring meestal wordt getoetst. Sulfaat of eigenlijk zwavel is eveneens een belangrijk nutriënt voor planten (Pauw, 2002). Het belang van sulfaat in de waterkwaliteit is vooral gelegen in de rol die dit nutriënt speelt in het proces van interne eutrofiëring in het oppervlaktewater van veenweiden (Lamers et al., 1998; Smolders et al., 2006). In dit proces wordt sulfaat biochemisch gereduceerd met als gevolg stimulering van fosformobilisatie uit de waterbodem en ijzeregebrek en sulfidevergiftiging bij wortelende waterplanten. Bovendien kan sulfaatreductie leiden tot veenafbraak in de veenbodem. De sulfaathuishouding in veenweidebodems en -sloten staat dan ook hevig in de belangstelling de laatste jaren (b.v. Lamers et al., 2001; Smolders et al., 2006 en 2010; Van Gerven et al., 2011a en b; Hendriks en Van Gerven, 2011; Vermaat et al., 2012).

In de voorbereidende workshops van deze studie met deskundigen is vastgesteld dat het bij de waterkwaliteit in termen van eutrofiëring de facto niet gaat om nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater maar om de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten. Daarom is de onderzoeksvraag toegespitst tot: wat zijn de

effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem? Voor onderwaterdrains is deze vraag zeer relevant, omdat drains per definitie aangrijpen op de uitwisseling van water en stoffen tussen veenbodem en veensloot.

In deze studie is deze vraag beantwoord door simulaties met een bodemmodel dat de water- en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater simuleert. Dit model kan maar zeer beperkt relevante processen in het oppervlaktewater mee simuleren. Het beperkt zich daarom expliciet tot de belasting van het oppervlaktewater. Om wel zo adequaat mogelijk gebruik te maken van alle resultaten die het model levert, is de onderzoeksvraag nog verder toegespitst tot het onderscheid tussen de twee nutriëntenthema's 'afwenteling' en 'oppervlaktewaterkwaliteit in het zomerhalfjaar', de laatste in relatie tot de Kaderrichtlijn Water.

1.2.3 Doelstelling

De doelstelling van deze modelstudie is antwoord geven op de hoofdvraag zoals hierboven gesteld. Hiertoe is een algemene hypothese opgesteld:

'onderwaterdrains vergroten de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden door een versnelde afvoer van nutriëntenrijk water vanuit de veenbodem.'

De hypothese is getoetst op basis van modelberekeningen voor gedefinieerde 'veenweide-eenheden'. Deze veenweide-eenheden zijn samengesteld uit kenmerkende eigenschappen van veenweiden in West-Nederland. De studie bleef beperkt tot deze regio. Door de enorme diversiteit aan mogelijke combinaties van kenmerken - onderzoeken en sturen van nutriëntenbelasting in veenweiden vergt maatwerk (Hendriks, 1993 en 1997b) - moest binnen de mogelijkheden van de studie de indeling in veenweide-eenheden enigszins schematisch blijven.

Het gebruikte model is het water- en nutriëntenuitspoelingsmodel SWAP-ANIMO waarmee al ruime ervaring is opgedaan bij het simuleren van de water- en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweiden in (West-) Nederland. Omdat het model niet de functionaliteit 'simuleren van sulfaat' bevatte, is deze voor deze studie in het model ingebouwd.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft de gevolgde methodiek en de gebruikte instrumenten. Het begint met een systeembeschrijving op basis van bestaande kennis, gevolgd door een korte beschrijving van het model SWAP-ANIMO die inhaakt op de systeembeschrijving. Hierin worden ook de aanpassingen aan en uitbreidingen van het model behandeld die nodig waren om deze studie goed en compleet te kunnen uitvoeren. De belangrijkste daarvan is het inbouwen van de functionaliteit 'sulfaathuishouding, -productie en -uitspoeling' in (sub)model ANIMO. Daarna beschrijft hoofdstuk 2 een systeemanalyse die leidt tot de keuze van doorgerekende veenweide-eenheden op basis van de typische veenweidekenmerken veensoort en -dikte, voorkomen van een kleidek, hydrologische setting in de vorm van de onderrandvoorwaarde (kwel/wegzijging) en nutriëntenconcentraties in het in de veenbodem infiltrerende (sloot)water. Vervolgens worden de vier modelscenario's gepresenteerd die combinaties vormen van drie droogleggingen en twee klimaatscenario's, en die steeds per veenweide-eenheid zijn doorgerekend voor twee varianten van onderwaterdrains: één zonder en één mét drains. Daarna volgt een bespreking van de parameterisatie van de modellen in relatie tot de veenweidekenmerken. Voor sulfaat bevat deze paragraaf ook een behandeling van de beperkte kalibratie van ANIMO. Tenslotte wordt uitgelegd op welke wijzen de interpretatie en analyse van de modeluitkomsten is geschied.

In hoofdstuk 3 worden de modelresultaten op diverse wijzen gepresenteerd en vervolgens besproken zodat een vrij compleet overzicht en beeld beschikbaar is van zowel de kernresultaten als van een interpretatie van

deze resultaten richting de algemene hypothese. Hierbij worden eerst de modelresultaten voor water behandeld zoals verkregen met SWAP en vervolgens de resultaten van SWAP-ANIMO voor de drie nutriënten fosfor, stikstof en sulfaat.

Hoofdstuk 4 handelt eerst over een nadere analyse van de modeluitkomsten met het oog op de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Hiertoe is deze belasting nader gespecificeerd als de twee nutriëntenthema's 'afwenteling' en 'waterkwaliteit in het zomerhalfjaar'. In een laatste paragraaf 'synthese' worden de resultaten van de analyses van beide thema's samengebracht om daarmee op het niveau van veenweide-eenheden een algemene uitspraak te doen over de hypothese. In deze paragraaf wordt verder nog in algemene zin gekeken naar de invloed op de effecten van onderwaterdrains van combinaties van veeweidekenmerken als 'bouwstenen' van eenheden, van individuele kenmerken en van de drooglegging.

In hoofdstuk 5, tenslotte, worden de conclusies van deze modelstudie gegeven evenals een aantal aanbevelingen.

2 Methoden

In dit hoofdstuk worden de methoden beschreven die zijn gebruikt om de modelberekeningen uit te voeren voor bepalen van effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit veenweidepercelen. Om deze bespreking en ook die van de modelresultaten beter te kunnen begrijpen, is eerst een systeembeschrijving gegeven in paragraaf 2.1. Paragraaf 2.2 geeft een korte beschrijving van het gebruikte model SWAP-ANIMO en de aanpassingen en uitbreidingen die hieraan zijn aangebracht om realistischere uitkomsten voor dit onderzoek te genereren. Daarna volgt in paragraaf 2.3 een bespreking van de manier waarop de keuze van de doorgerekende 'veenweide-eenheden' tot stand is gekomen. Paragraaf 2.4, tenslotte, behandelt de opzet en uitvoer van de modelberekeningen en de interpretatiewijzen van de resultaten.

2.1 Systeembeschrijving

Onderwerp van deze studie is het westelijke veenweidegebied zoals dat voorkomt in het westen van Nederland in de typische veenweidepolders. De veenbodem als organische bodem onderscheidt zich wezenlijk van minerale bodems door de kenmerkende omstandigheden en de gebruikswijzen die die met zich meebrengen.

2.1.1 Typische veenweiden

De drie elementen in het woord 'veenweidepolder' geven het typerende van deze gebieden en daarmee van hun nutriëntenproblematiek aan:

1. Veen

- 1a. De veenbodem is van nature rijk aan de nutriënten stikstof (N) en fosfor (P), afhankelijk van de trofiegraad: gebonden in de organische stof (vooral N), en geadsorbeerd aan het bodemcomplex (ammonium-N, fosfaat-P) en in opgeloste vorm in het bodemwater (organisch-N en -P in oplossing, ammonium-N en fosfaat-P) (o.a. Steur en Heijink, 1983; Hendriks, 1991 en 1993; Vermeulen en Hendriks, 1996; Van Beek et al., 2004a; Hendriks et al., 2008a en b). Daarnaast bevat de veenbodem vaak grote hoeveelheden zwavel (S) in de vorm van sulfaat (SO_4) en (ijzer)sulfiden als pyriet (FeS_2) (Kempen en Griffioen, 2011; Van Gerven et al., 2011a). Het gevolg is een hoge achtergrondbelasting van het oppervlaktewater met N en P door afbraak en mineralisatie van veen, en uitloging van het permanent verzadigde veenbodemcomplex (Hendriks, 1993 en 1997a), en met SO_4 door pyrietoxidatie (Hendriks en Van Gerven, 2011).
- 1b. Omdat ontwaterd veen door oxidatie als CO_2 de lucht in verdwijnt, resulterend in ongewenste maaiveld-daling, is het gewenst om de drooglegging te beperken. In het westelijk veenweidegebied is om de maaiveld-dalingen te beperken de drooglegging maximaal 60 cm (Van den Akker, 2007a). Veenweiden zijn daardoor nat in winter en voorjaar en tijdens hevige zomerbuien en daardoor kwetsbaar voor uit- en afspoeling van (vooral organische) meststoffen (Hendriks, 1993 en 1997a). Ondiepe uitspoelings¹-routes zijn voor meststoffen dominant (Meinardi, 2005; Hendriks et al., 2008b; Van Gerven et al., 2011a).
- 1c. Het veenweidelandschap kent een groot aandeel oppervlaktewater - 5-20% van het landelijk oppervlak - door veenwinning in het verleden en de verkavelingswijze met brede sloten en smalle percelen (Woestenburg, 2009). In peilgebied Bergambacht (Hendriks et al., 1994) en in de rest van typisch veenweidegebied de Krimpenerwaard (Arts et al., 2004) is dat aandeel bijvoorbeeld 15%. Dit zorgt voor

¹ In dit rapport wordt, tenzij anders vermeld, onder 'uitspoeling' zowel uit- als afspoeling van stoffen verstaan

een relatief groot aandeel directe belasting met N door atmosferische depositie, in samenhang met het 'polderaspect' een lange verblijftijd van het oppervlaktewater en daarmee samenhangend een groot belang van oppervlaktewater en waterbodern gerelateerde nutriëntenprocessen.

- 1d. De waterbodern is rijk aan organische stof door afkalving van het veensloottalud en bezinking van biomassa in het eutrofe, nagenoeg stilstaande water. Dit vormt een sterk reactieve waterbodern en versterkt daarmee het grote belang van nutriëntenprocessen gerelateerd aan een organische waterbodern.
- 1e. *Last but not least*: de veenbodern is zeer kwetsbaar voor waterbeheer. De maaiveldaling - het door afbraak verdwijnen van de veenbodern als grondslag van het landgebruik in het gebied - wordt sterk bepaald door waterbeheerstrategieën. Daarom is het cruciaal dat bij nemen van maatregelen voor verbetering van de waterkwaliteit de veenweideproblematiek altijd integraal wordt benaderd. Onderwaterdrains, het onderwerp van deze studie, zijn een beloftevol instrument voor vernatting van de veenbodern met het oog op beperken van veenafbraak.

2. Weide

Het veenland is vooral in gebruik als weidegebied met begrazing door koeien en hooiwinning. Daardoor kent het een relatief hoge bemesting (vooral voor N, tot ruim twee keer zo hoog als in niet-weide; bv. Hendriks et al., 2002), waaronder een vrij continue aanvoer uit weidemest tijdens het beweidingseizoen, die voor een groot deel oppervlakkig wordt 'aangewend' en daardoor gevoelig is voor afspoeling.

3. Polder

- 3a. De polder is een gebied met peilbeheer: oppervlaktewaterstreefpeilen worden zo goed mogelijk gehandhaafd. Daarvoor is relatief veel inlaat en uitslag van water nodig. Meer dan zonder peilhandhaving door pendelen van water, ook in en uit de bodern. Vooral in gebieden met wegzijging in het zomerhalfjaar is een substantiële hoeveelheid inlaatwater nodig. Gebiedsvreemd water wordt veelal als bedreigend voor de waterkwaliteit in veenweiden gezien, vooral met het oog op 'interne eutrofiëring' (Smolders et al., 2006). Dat is wel afhankelijk van de kwaliteit van het inlaatwater. In typisch veenweidegebied Krimpenerwaard zijn de gebiedseigen stikstof- en fosforconcentraties in het zomerhalfjaar in dezelfde orde als, respectievelijk veel hoger dan de concentraties in het Lek-water, de belangrijkste bron van inlaatwater (Van Gerven et al., 2011a). Voor bicarbonaat en sulfaat als belangrijkste stoffen van interne eutrofiëring geldt dat de bicarbonaatconcentraties in het gebied consequent hoger zijn dan in de Lek, en dat gebiedsvreemd inlaatwater slechts 25% levert van de hoeveelheid sulfaat betrokken in het proces van interne eutrofiëring en absoluut geen voorwaarde is voor het optreden van dit proces (Hendriks en Van Gerven, 2011).
- 3b. Door de grote hoeveelheid oppervlaktewater in combinatie met het peilbeheer en de netwerkstructuur van de waterlopen en sloten zijn verblijftijden van oppervlaktewater veel groter dan in vrij afwaterende gebieden (Van Gerven et al., 2011a), door het toestaan van een marge rond het streefpeil voordat wordt uitgeslagen of ingelaten, lage stroomsnelheden en op-en-neer pendelen van water.

Samenvattend zijn kenmerkend voor veenweiden aangaande de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater:

1. de aanwezigheid van een grote natuurlijke bron van nutriënten;
2. de natte toestand van het veenprofiel en daarmee samenhangend de ondiepe uitspoelingsroutes en de kwetsbaarheid voor snelle afvoer van meststoffen;
3. het grote belang van een extra fenomeen waarmee rekening moet worden gehouden bij nemen van maatregelen: het verdwijnen van het veen door afbraak.

Aanvullend zijn voor de nutriëntentoestand en ecologie van de waterlopen in veenweiden sterk bepalend:

1. de grote hoeveelheid oppervlaktewater;
2. de lange verblijftijd hiervan, onder meer bepaald door het waterbeheer;
3. de reactieve waterbodern.

2.1.2 Deelsystemen en hun processen

Voor de nutriëntenproblematiek in de vorm van afwenteling en waterkwaliteit zijn in veenweidegebieden twee deelsystemen van belang:

1. de veenweidebodem: de landbouwkundig gebruikte veenbodem;
2. het oppervlaktewatersysteem: het oppervlaktewater en de waterbodem als integraal systeem.

2.1.2.1 Belang en samenhang

In veenweidegebieden is de veenweidebodem de grootste bron van nutriënten voor het oppervlaktewater (Jansen, 1988). Voor de Krimpenerwaard als typisch veenweidegebied is met bodem- en oppervlaktewater-modellen berekend dat gemiddeld over de periode 2001-2010 de veenweidebodem 80% van de N-belasting en 90% van de P-belasting van het oppervlaktewater voor zijn rekening nam (Van Gerven et al., 2011a). De bijdrage van de veenbodem aan de SO_4 -belasting van het oppervlaktewater in dit gebied is voor 2004-2008 geschat op 75% (Hendriks en Van Gerven, 2011).

Het oppervlaktewatersysteem fungeert vooral als transportsysteem van nutriënten bij afwenteling op wateren buiten het gebied en als biotoop van aquatische flora en fauna, dat sterk wordt bepaald door nutriëntenaanbod en -concentraties in het oppervlaktewater. Hierbij is de 'retentie' van nutriënten van groot belang: het vermogen om nutriënten (tijdelijk) vast te leggen in water, waterbodem en biomassa, of zelfs te doen verdwijnen uit het oppervlaktewatersysteem door emissie van gassen (N_2O , N_2 , H_2S enz.) naar de atmosfeer en opgeloste nutriënten naar de veenbodem.

Beide deelsystemen vormen elkaars '(zij)rand' (figuur 2.1) waarover uitwisseling van water en nutriënten plaatsvindt. Drijvende kracht achter deze uitwisseling is de waterstroming die volgt uit de waterbalans van de veenweidebodem die immers 80-95% van het oppervlak beslaat. Deze waterbalans komt tot stand door atmosferische en hydrologische (kwel/wegzijging) processen en resulteert in wateruitwisseling met het oppervlaktewatersysteem. Atmosferische processen inclusief bodemverdamping, gewastranspiratie en -interceptie leiden tot neerslagoverschot in natte tijden en neerslagtekort in droge tijden. Omdat in Nederland op jaarbasis een neerslagoverschot bestaat, is de jaarlijkse netto-uitwisseling van water en nutriënten in de dominante richting van veenbodem naar waterlopen. Neerslag is daarmee de grote drijver voor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en de hydrologie dé bepalende factor voor deze belasting in veenweiden (Hendriks, 1993 en 1997b).

Onderwaterdrains hebben grote invloed op de uitwisseling van water en nutriënten tussen beide deelsystemen. Ze verkorten de transportroute van midden van het perceel naar waterlopen substantieel en verkleinen daarmee de weerstand voor stroming van water met opgeloste stoffen aanzienlijk (van 150-300 dagen naar 20-30 dagen). Daarmee hebben ze een enorme invloed op de waterbalans van de veenbodem. Dat is ook hun doel: het vergroten en versnellen van infiltratie van slootwater de veenbodem in voor het vernatten van het veenprofiel in droge tijden.

Nadeel van deze vergrote infiltratie zou kunnen zijn dat het welkome water als een paard van Troje ongewenste stoffen diep(er) in het veenperceel brengt. Stoffen als nitraat, sulfaat en 'alkaliniteit', vooral in de vorm van bicarbonaten, die veenafbraak onder anaerobe omstandigheden in de waterverzadigde zone kunnen versnellen of bevorderen (Lamers et al., 2001; Smolders et al., 2006). Gevolg hiervan zou zijn omzetting van de organische stof van veen met duidelijk herkenbare plantenvezelstructuren tot een amorfe baggerachtige substantie. Om dit te onderzoeken zijn nabij Zegveld door Van den Akker et al. (2007b) onderwaterdrains die al 18-20 jaar aanwezig waren in twee eutrofe bos/broekveenpercelen opgegraven en is het veen rond de drains visueel onderzocht op sterke anaerobe afbraak tot een amorfe massa. Deze is niet gevonden; het veen vertoonde nog duidelijk een vezelstructuur en ook de kokosomhulling van de drains was nog weinig aangetast. Om te onderzoeken of de omstandigheden in een veenmosveen meer bevorderend zijn voor dit verschijnsel is dit

onderzoek in 2010 herhaald in een veenweideperceel in Broek in Waterland ten noorden van Amsterdam (niet gepubliceerd). Ook daar zijn geen aanwijzingen voor versnelde veenafbraak waargenomen.

Bovendien wordt nitraat niet in hoge concentraties in veenweidesloten aangetroffen (zie de waterkwaliteitsanalyse van bijlage F) en toonde Hendriks en Van Gerven (2011) voor De Krimpenerwaard aan dat sulfaat in de veensloten in de eerste plaats afkomstig is uit de veenbodem zelf. Het effect van infiltratie via onderwaterdrains van water met hoge alkaliniteit is in onderhavig onderzoek meegenomen door bij de simulaties met drains de pH van de veenbodem rond de drains te verhogen (zie 2.4.2, tabel 2.11).

Bijkomend voordeel van onderwaterdrains voor het landbouwkundig gebruik is de vergroting van de drainage in natte tijden. Hierdoor wordt water versneld afgevoerd uit de veenbodem naar de sloten. Daarmee zouden nutriënten ook versneld en in grotere hoeveelheden kunnen uitspoelen naar het oppervlaktewater, het onderwerp van deze studie. Deze eventuele vergroting van de nutriëntenuitspoeling kan alleen worden vastgesteld bij integrale benadering van de effecten van drains op waterafvoer en op waterbalans. Veranderingen in de waterbalans leiden tot veranderingen in transportroutes en vocht- en luchthuishouding van de veenbodem en daarmee tot verschuivingen in processen van de nutriëntenkringlopen.

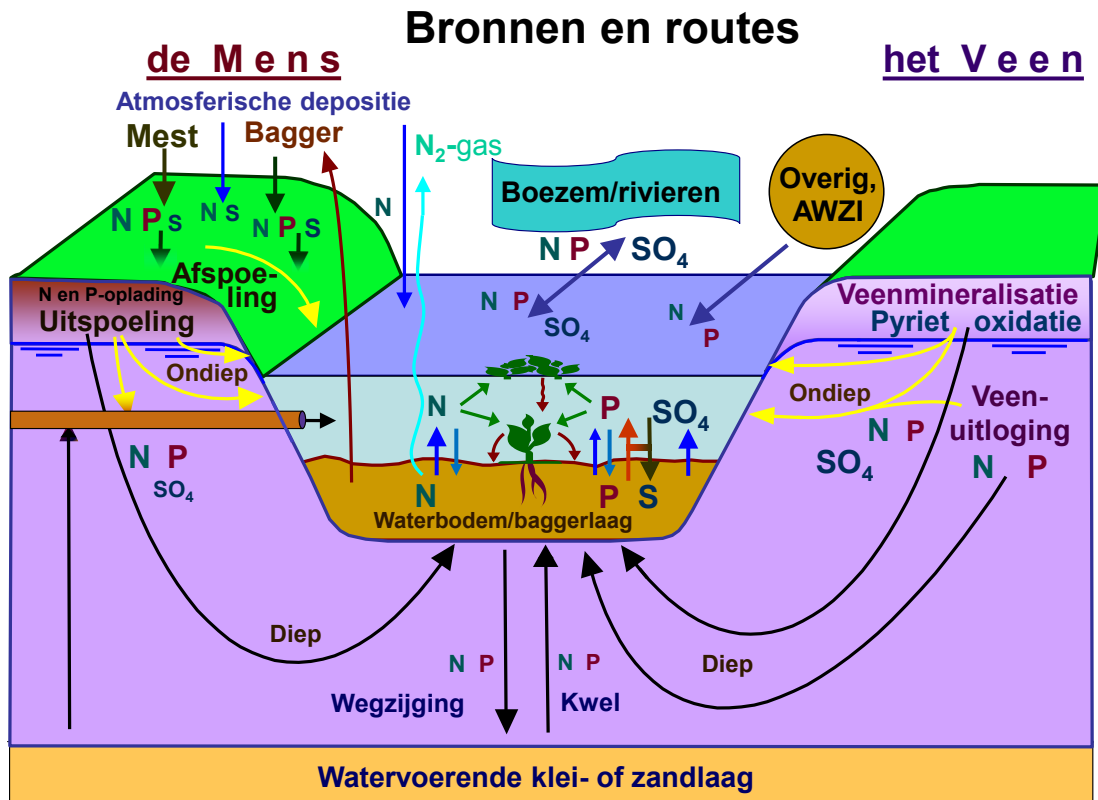
2.1.2.2 Nutriëntenkringlopen en -bronnen

In beide deelsystemen zijn nutriënten onderhevig aan processen van hun kringlopen. Per deelsysteem en bij de veenweidebodem ook per bodemlaag kunnen het belang en de actuele verschijningsvorm van deze processen verschillen. Samengevat gaat het om:

1. omzettingsprocessen, grotendeels biochemisch, als afbraak en mineralisatie van vaste of opgeloste organische verbindingen, nitrificatie van ammonium tot nitraat, denitrificatie van nitraat tot lachgas of stikstofgas, oxidatie van sulfiden als pyriet (FeS_2) tot sulfaat, reductie van sulfaat tot sulfiden, enz.;
2. accumulatieprocessen als inbouwen van stikstof, fosfor en zwavel in biomassa van fauna en flora, immobilisatie van ammonium, fosfaat en sulfaat in organische verbindingen in microbiële biomassa, binding aan het (water)bodemcomplex van ammonium, fosfaat en sulfiden, en precipitatie van fosfaat, enz., en de omgekeerde weg als (re)mobilisatie van genoemde nutriënten, vaak onder invloed van andere processen, zoals redoxprocessen;
3. transportprocessen meestal met water als transportmedium, zoals intern in de veenbodemkolom verticaal tussen bodemlagen, en intern in het oppervlaktewater binnen het waterlopenstelsel en tussen waterkolom en waterbodem, en extern over de randen van de deelsystemen.

Cruciale onderdelen van de nutriëntenkringlopen zijn de bronnen van nutriënten. Dit kunnen interne of externe bronnen zijn. In figuur 2.1 zijn de belangrijkste bronnen van een veenweide met een veensloot aangegeven. Voor de veenweidebodem is onderscheid gemaakt tussen natuurlijke bronnen aangeduid als 'het Veen' en antropogene bronnen aangegeven met 'de Mens'. De eerste zijn interne bronnen die samenhangen met de aard van de veenbodem en de ontstaansgeschiedenis daarvan als veenmoeras.

Grote hoeveelheden N, P en S zijn van nature opgeslagen in de vaste organische stof van veen en als sulfiden, en geadsorbeerd aan het veenbodemcomplex onder de GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) dat in evenwicht is met de N- en P-concentraties in het bodemwater (zie ook punt 1a, 2.1.1). Deze bronnen worden aangesproken als de veenbodem wordt ontwaterd. Er dringt dan luchtzuurstof binnen in de onverzadigde zone waarmee het veen wordt afgebroken (oxidatie) en waarbij opgeloste organische N- en P-verbindingen worden gevormd. Hierbij ontstaan door mineralisatie van het veen anorganische vormen van vooral N en in mindere mate P, en ook sulfaat. Deze opgeloste vormen van N, P en S kunnen uitspoelen naar grond- en oppervlaktewater. De hoeveelheid sulfaat uit mineralisatie is echter gering (< 10%) in vergelijking met de belangrijkste bron van sulfaat: oxidatie van pyriet (Hendriks en Van Gerven, 2011). Daarnaast gaan bij ontwatering stroombanen door het permanent verzadigde veen naar dieper grondwater en sloot. De N- en P-rijke veenbodem met het veenwater worden dan uitgeloozd. Grote hoeveelheden P achtergebleven na het verdwijnen van enkele meters veen door



Figuur 2.1

Stromen van stikstof (N), fosfor (P) en sulfaat/zwavel (SO₄/S) met bronnen en routes in een uitspoelingsituatie in een veenweide-systeem bestaande uit de twee deelsystemen veenweidebodem en veenwaterloop inclusief waterbodem. Voor de veenweidebodem is onderscheid gemaakt tussen natuurlijke bronnen als 'het Veen' en antropogene bronnen als 'de Mens'.

historische oxidatie sinds de ontginning zijn gebonden aan het bodemcomplex in de mineralenrijke toplaag. Bij periodiek vernatten van deze laag kan een deel vrijkomen en uitspoelen naar de sloot.

Ook onder anaerobe (zuurstofloze), reducerende omstandigheden in de waterverzadigde veenbodem kan veenafbraak en N- en P-mineralisatie optreden. Hierbij fungeren nitraat en/of sulfaat als alternatieve elektronen-acceptor bij de afbraak van organische stof. Omdat dit proces veel (30-50%) minder efficiënt verloopt dan aerobe afbraak of oxidatie (Vermeulen en Hendriks, 1996; Groenendijk et al., 2005; Kemmers en Koopmans, 2010) en omdat in ontwaterde veenbodems het aanbod aan nitraat en sulfaat als elektronenacceptoren vele malen kleiner is dan het zuurstofaanbod, is de anaerobe afbraak zeer beperkt vergeleken met de aerobe (zie bijlage A). Ook is er sprake van bescherming van anaeroob veen tegen afbraak door natuurlijke fenolen (Freeman et al., 2001 en 2004). Alleen afbraak van deze fenolen in aanwezigheid van zuurstof kan hun beschermende werking opheffen. Van het kwantitatieve belang van fenolen in Nederlandse laagvenen is nog weinig bekend. Nitraat en sulfaat kunnen afkomstig zijn van bemesting, uit de veenbodem zelf of zijn aangevoerd met gebiedsvreemd water, hoewel die laatste bron vaak relatief klein is.

De antropogene nutriëntenbronnen van de veenbodem zijn voornamelijk externe bronnen (figuur 2.1): (an)organische bemesting, atmosferische depositie (grotendeels antropogeen) en bagger uit sloten. Een belangrijke interne bron is de door mest uit het verleden opgeladen bovenste bodemlaag (wortelzone). Vooral fosfaat wordt in grote hoeveelheden gebonden aan het bodemcomplex. Stikstof wordt voornamelijk ingebouwd in de organische stof. Deze externe en interne bemestingsbronnen samen vormen een ongeveer even grote bron als (N) of iets grotere bron dan (P) de veenbodem (Hendriks, 2003; Hendriks et al., 2008b; Van Gerven et al., 2011a). Zwavel wordt

ook met mest op veenweiden gebracht, maar volgens Hendriks en Van Gerven (2011) is deze bron iets kleiner dan de opname van zwavel door het gewas, en een factor vier kleiner dan de grootste bron pyrietoxydatie.

Andere externe nutriëntenbronnen voor de veenweidebodem zijn nutriëntenrijke kwel en infiltratie van slootwater. Beide zijn vooral van belang in het zomerhalfjaar. Nutriëntenrijke kwel kan lokaal een belangrijke bron van N en P zijn (Hendriks, 2003).

Nutriëntenbronnen van het oppervlaktewatersysteem betreffen de diffuse bronnen belasting vanuit de veenweidebodem, kwel direct op het oppervlaktewater en atmosferische depositie van N, en de puntbronnen waterinlaat vanuit boezems en rivieren, AWZI's (Afvalwaterzuiveringsinstallaties) en overige puntlozingen. De veenweidebodem is verreweg de belangrijkste bron.

Het oppervlaktewater kent ook een interne bron: de waterbodem c.q. baggerlaag (figuur 2.1). Deze bevat veel organische stof, afkomstig van afgestorven biomassa en afkalving van de veenslootkanten, en is daardoor zeer reactief. Nutriënten opgeslagen in de organische stof kunnen geleidelijk vrijkomen bij (an)aerobe afbraak daarvan. Ook kan de waterbodem een (tijdelijke) opslagplaats zijn van in het winterhalfjaar uitspoelend fosfaat. Hierdoor is de fosforbelasting van het oppervlaktewater in het winterhalfjaar kleiner dan de fosforuitspoeling vanuit de veenweidebodem. In het zomerhalfjaar treden in eutrofe veensloten vaak reducerende omstandigheden op door zuurstofgebrek. Het aan ijzeroxiden gebonden fosfaat in de waterbodem komt dan gedeeltelijk vrij en belast het oppervlaktewater met terugwerkende kracht. Omdat voor de ecologie van de veensloten het nutriëntenaanbod in het zomerhalfjaar belangrijker is dan dat in het winterhalfjaar, is dit mechanisme van groot belang. Het is voor de Krimpenerwaard kwantitatief aangetoond op basis van veldmetingen en modelberekeningen door Van Gerven et al. (2011a en 2011b). Voor de afwenteling van fosfor heeft dit mechanisme juist een positief (verlagend) effect; het houdt meer fosfor in het gebied omdat een deel van het gemobiliseerde fosfaat weer in de veenbodem infiltreert. Voor de Krimpenerwaard schatten Hendriks en Van Gerven (2011) dat deel op netto 25% van de hoeveelheid gemobiliseerd fosfaat.

Sulfaat speelt bij dit proces van 'interne eutrofiëring' een belangrijke rol (figuur 2.1). Sulfaat wordt onder reducerende omstandigheden omgezet naar sulfide dat bindt aan ijzer en daarmee adsorptieplaatsen van fosfaat wegneemt. Hierdoor wordt de fosfaatmobilisatie gestimuleerd en versneld (Smolders et al., 2006; Kemmers en Koopmans, 2010). Bovendien leidt sulfaatreductie tot sulfidevergiftiging en ijzergebrek bij waterplanten (Roelofs, 1991; Roelofs en Smolders, 1993). Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*; zie foto op de kaft) is zeer gevoelig voor deze verschijnselen en is er daarom een goede indicatorplant voor. Het kwantitatieve belang van sulfaatreductie in relatie tot fosfaatmobilisatie in de Krimpenerwaard is aangetoond door Hendriks en Van Gerven (2011). Zij vonden hierbij dat 75% van het gereduceerde sulfaat afkomstig was uit de veenbodem en slechts 25% uit waterinlaat.

De waterbodem kan ook een belangrijke put (afvoer)term zijn voor N (figuur 2.1). Onder reducerende omstandigheden in het zomerhalfjaar kunnen aanzienlijke hoeveelheden nitraat worden gedenitrificeerd (Hendriks et al., 1994; Van Beek et al., 2004b). Hierbij verdwijnt N als N_2O - en N_2 -gas uit het systeem naar de atmosfeer.

2.1.2.3 Veengebodemprofiel en nutriëntenbronnen en transportroutes

Bij de veenweidebodem als belangrijkste nutriëntenbron is de profielopbouw van groot belang. Deze is van invloed op en hangt samen met de nutriëntenbronnen en transportroutes van water en nutriënten door de bodem naar en vanuit de waterlopen, en het effect van onderwaterdrains daarop (figuur 2.1). Er zijn drie hoofdzones te onderscheiden:

1. de wortelzone, diepte 0-20/30 cm - mv. Deze zone bestaat uit veraard veen met wisselende hoeveelheid minerale delen en/of eventueel een mineraal dek, meestal kleig veen of venige klei, of een toemaakdek. Deze zone is het grootste deel van de tijd niet waterverzadigd en daarom aeroob. Het belang van de

wortelzone is vooral de uitwisseling van water en stoffen tussen bodem en atmosfeer over de bovenrand, via natuurlijke fenomenen en menselijke activiteiten. De grootste hoeveelheden water en nutriënten worden over deze rand aangevoerd (regen, mest) en afgevoerd (verdamping, gewasopname). Hierdoor en door de aerobe omstandigheden zijn in deze zone processen dynamischer dan elders in het profiel.

Belangrijkste bron van nutriënten is bemesting, gevolgd door wortellexudaten en -resten. Mestnutriënten zijn opgeslagen in de organische stof van de bodem (vooral N) en gebonden aan het bodemcomplex (vooral P). De eerste komen vrij door mineralisatie onder drogere omstandigheden bij goede doorluchting, de tweede vooral onder natte, reducerende omstandigheden als de adsorptiecapaciteit afneemt.

Belangrijkste transportroute is verticaal naar het grondwater. Transportroutes naar waterlopen zijn ondiep en snel, en treden vooral op onder natte omstandigheden met hoge grondwaterstanden en/of bij hevige neerslagbuien: afstroming van water en afspoeling van meststoffen over het maaiveld (runoff) naar sloten en greppels, en bij hoge grondwaterstanden tot in de wortelzone, greppeldrainage en horizontale uitstroming en uitspoeling van vooral meststoffen (interflow) door de hogere horizontale doorlatendheid dan die van de onderliggende zone. Deze routes leveren een substantiële bijdragen aan de water- en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Onderwaterdrains zullen vooral deze routes overnemen waardoor hun belang aanzienlijk vermindert. Naarmate onderwaterdrains ondieper liggen (< 40 cm) in combinatie met een geringere drooglegging (drains liggen 15 cm onder slootpeil) 'tappen' ze meer van het door bemesting verrijkte water uit de wortelzone af (Hendriks et al., 2008a en b; Hendriks, 2009). Liggen ze daarentegen diep genoeg dan verbeteren ze de ontwatering in natte tijden waardoor meststoffen beter worden benut en minder af- of uitspoelen. Deze betere benutting van meststoffen bij drains is in de praktijk aangetoond (Hoving et al., 2008 en 2011).

2. zone met geoxideerd veen, 20/30-60/70 cm - mv. Dit is de zone tussen wortelzone en de GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand), met 'geoxideerd' veen, veen dat regelmatig aan oxidatie heeft blootgestaan en dat daardoor meer of minder is veraard. Deze zone is grotendeels onverzadigd in het zomerhalfjaar, het groeiseizoen, en grotendeels verzadigd in het winterhalfjaar met een neerslagoverschot. De dynamiek van nutriëntenprocessen is hier ook vrij groot door afwisseling van droge en natte, oftewel aerobe en anaerobe omstandigheden.

Belangrijkste nutriëntenbronnen zijn mest uit de wortelzone en de organische stof van het veen. Bij aanpassing van het slootpeil aan het gedaalde maaiveld wordt 'vers', gereduceerd veen uit de onderliggende zone 'aangesneden' dat bij diepe grondwaterstanden wordt blootgesteld aan aerobe afbraak en mineralisatie. De zone rond de GLG heeft de juiste omstandigheden, door de afwisseling van aerobie en anaerobie, voor het ontstaan van pyriet (Kemmers en Koopmans, 2010). Vermeulen en Hendriks (1996) maten in drie laagveenbodems inderdaad meestal de grootste hoeveelheid pyriet als gewichtspercentage rond de GLG.

Belangrijkste transportroute is bovenin de zone en midden tussen de sloten verticaal, en dicht bij de sloot in het onderste deel van de zone meer horizontaal. Onderwaterdrains liggen meestal in of net onder deze zone. Water vanuit deze zone zal daardoor sneller en directer naar de drains stromen en minder diep (max. ¼ van de drainafstand) gaan. In het geval van infiltratie ontvangt deze zone en het bovendeel van de onderliggende zone als eerste en het meeste infiltratiewater.

3. zone met gereduceerd veen, 60/70 cm - mv tot de onderliggende minerale afzetting, in het westen van Nederland vaak (zware) klei of slibrijk leem of zand. Dit is de zone onder de GLG, die permanent met water is verzadigd. Het gereduceerde veen heeft nooit blootgestaan aan oxidatie, maar alleen aan zeer langzame afbraak onder anaerobe omstandigheden. Hierdoor en door de ontstaansgeschiedenis bevat het bodemwater hoge concentraties opgelost organisch-N en -P, en ammonium en fosfaat. De laatste twee zijn in evenwicht met het bodemcomplex, waaraan vooral fosfaat in grote hoeveelheden is geadsorbeerd. Deze nutriënten vormen de grootste N- en P-bron van deze zone. Mestnutriënten spelen in deze zone nauwelijks nog een rol. Wel kunnen kwel en infiltratie van belang zijn. Opgeloste zwavelverbindingen zijn ook vaak in hoge concentraties gemeten in deze zone (Hendriks, 1997a; Hendriks et al., 2008b; Van Beek et al., 2004a). Het is niet duidelijk of deze verbindingen sulfiden of sulfaten zijn. Omdat het om de gereduceerde

zone gaat met veel organische stof ligt sulfide voor de hand, maar sulfaat is ook mogelijk door bescherming van het veen tegen afbraak door fenolen (zie bijlage A).

Belangrijkste transportroutes zijn relatief diep: verticaal naar beneden (bij afvoer) in het midden tussen de sloten, verticaal naar boven dicht bij de sloot en meer horizontaal daartussen. Volgens Ernst (1956) wordt bij afvoer door een homogene bodem naar sloten deze bodem doorstroomd tot een maximale diepte van $\frac{1}{4}$ van de slootafstand onder de grondwaterstand. Bij een drooglegging van 50 cm en een minimale slootafstand van 30 m gaan de stroomlijnen dus tot een diepte van acht m. Dat betekent dat in veenpakketten dunner dan acht m en met slootafstanden groter dan 30 m bij waterafvoer naar de sloot het gehele veenpakket wordt doorstroomd. In het westen van Nederland ligt het bovenste veenpakket veelal op een minerale laag die slechter doorlatend is dan het veenpakket. De waterstroming naar de sloten beperkt zich dan tot het veenpakket.

Onderwaterdrains zullen deze diepere stroming voor een groot deel afvangen, zeker in een voor kwel/wegzijging neutrale situatie of in een wegzijgingssituatie. De drains kunnen het neerslagoverschot sneller naar de sloot afvoeren dan het verzadigde veenpakket. In een kwelsituatie hebben drains ook een aanzuigende werking op het kwelwater. Net als is opgemerkt bij de wortelzone geldt hier dat de drains op de juiste diepte moeten liggen met de juiste drooglegging. Naarmate drains dieper liggen in combinatie met een grotere drooglegging wordt deze nutriëntenrijke zone sterker uitgeloozd. Een optimale drooglegging is 50-60 cm (Hendriks et al., 2008a en b; Hendriks, 2009).

2.1.3 Afbakening onderzoek

Het onderzoek moest zich beperken tot berekeningen met het bodemuitspoelingsmodel SWAP-ANIMO. Integrale berekeningen voor het volledige veenweidesysteem, bodem en oppervlaktewater, behoorden niet tot de opdracht. De uitkomsten van de berekeningen zijn daarom in wezen de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenweidebodem. In principe is deze beperking gering want de veenweidebodem is de grootste nutriëntenbron van het oppervlaktewater en, belangrijker, onderwaterdrains grijpen per definitie aan op de uitwisseling van water en nutriënten tussen veenweidebodem en oppervlaktewater.

Niet integraal meenemen van het oppervlaktewatersysteem heeft consequenties voor de realiteitswaarde van de SWAP-ANIMO-berekeningen en voor de boodschap die besloten is in de uitkomsten. Bij het eerste gaat het om de 'invoerkant' van het model en wel om de randvoorwaarden die door het oppervlaktewatersysteem worden beïnvloed. Bij het tweede om de potentie van het oppervlaktewatersysteem om effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenuitspoeling te bufferen of juist te versterken. Weglaten van dit systeem geeft dan ook incomplete boodschappen en uitspraken over effecten van onderwaterdrains op de oppervlaktewaterkwaliteit.

2.1.3.1 Invoerkant

Het waterhuishoudingsmodel SWAP heeft een tijdreeks van slootpeilen nodig die de drainagebasis vormen: drainage en infiltratie worden berekend uit het potentiaalverschil tussen peil en grondwatervlak met een drainageweerstand. In werkelijkheid fluctueert het peil voortdurend afhankelijk van meteorologische en hydrologische condities en het uitslag- en inlaatregime. SWAP biedt de mogelijkheid om te rekenen met de drainage-optie 'extended drainage'. Hierbij wordt een simpel oppervlaktewaterbakje mee gesimuleerd waarvan een waterbalans wordt bijgehouden op tijdstapbasis ($< 0,2$ d), gegeven de wateruitwisseling met de bodem. De waterbalans resulteert in een actueel peil dat SWAP gebruikt voor drainage/infiltratie-berekeningen. De optie biedt de mogelijkheid om rekening te houden met de dimensies van het oppervlaktewatersysteem en met een geautomatiseerde vorm van water- en peilbeheer zoals bijvoorbeeld waterinlaat op het moment dat het peil lager is dan streefpeil minus een drempel (en omgekeerd voor uitslag). Deze optie is in deze studie gebruikt, maar wel eerst aangepast om hem realistischer te maken voor (veenweide)polders (zie 2.2.4). Hiermee is grotendeels tegemoet gekomen aan deze beperking.

Nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO vraagt voor de gehele simulatieperiode één vaste waarde voor de concentraties van alle relevante N- en P-verbindingen, sulfaat en DOM (opgeloste organische stof) in het water dat infiltreert in de bodem, het slotwater dus. In werkelijkheid fluctueren deze concentraties voortdurend. Deze beperking is weggevalen omdat door de deskundigengroep is besloten deze constante concentraties (laag of hoog) kenmerk te laten zijn van de te definiëren veenweide-eenheden. De gedachte hierachter is dat het infiltratiewater van elke veenweide-eenheid een vaste kwaliteit heeft die een gegeven is en daarmee (blijkbaar) door externe factoren wordt bepaald: aanvoer van water met een onbestemde herkomst waarvan de kwaliteit niet merkbaar wordt beïnvloed door drainagewater uit de veenweidebodem.

2.1.3.2 Uitkomsten en interpretatie

Het oppervlaktewatersysteem dat hoort bij een beschouwd veenweidegebied heeft een bufferend vermogen voor water en opgeloste stoffen afkomstig uit de veenweidebodem. Water wordt eerst geborgen voor het wordt uitgeslagen uit het gebied (grotendeels ondervangen met de 'extended drainage'-optie van SWAP); stoffen zijn afhankelijk van de waterbeweging en zijn onderhevig aan (bio)chemische processen in het oppervlaktewatersysteem. Gesimuleerde effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de bodem vertellen niet het volledige verhaal voor de effecten op het oppervlaktewater. Dat geldt voor beide beschouwde nutriëntenthema's: afwenteling op buitengebieden en oppervlaktewaterkwaliteit in het zomerhalfjaar (KRW).

Interne nutriëntenprocessen in het oppervlaktewatersysteem konden in deze studie niet worden meegenomen, omdat niet met oppervlaktewatermodellen is gerekend. Over enkele externe nutriëntenprocessen geven de uitkomsten van SWAP-ANIMO wel informatie. Met deze informatie zijn aanvullende 'modellen' - vereenvoudigingen van de werkelijkheid - opgesteld voor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewatersysteem vanuit de veenweidebodem. Deze zijn geïmplementeerd als nabewerking van de SWAP-ANIMO-uitkomsten.

Het eerste aanvullende model is relevant voor beide nutriëntenthema's en is simpelweg het beschouwen van de netto belasting van het oppervlaktewater vanuit de veenweidebodem. Nutriënten die vanuit het oppervlaktewater infiltreren in de veenweidebodem worden opgenomen in de nutriëntenkringlopen van deze bodem en verrijken deze daarmee. De capaciteit van de bodem voor nutriëntenuitspoeling wordt hierdoor vergroot. Op de balans van het oppervlaktewater vormen deze nutriënten echter een afvoerterm. Het betreft in veenweiden immers hetzelfde oppervlaktewatersysteem van waaruit infiltratie en waarnaar uitspoeling plaatsvindt. Om eerder geïnfiltreerde nutriënten die later weer uitspoelen als (netto) bijdrage aan de oppervlaktewaterbelasting vanuit de veenbodem te beschouwen, is vanuit het oppervlaktewater bezien een dubbeltelling (sigaar uit eigen doos). Dit impliceert dat ook de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting vanuit de veenweidebodem moeten worden geanalyseerd in termen van effecten op de netto belasting. In het meest extreme geval is in het zomerhalfjaar de netto waterinfiltratie zo groot en zijn de concentraties in het infiltrerende water zo hoog dat er voor deze periode een negatieve belasting vanuit de bodem heerst: de veenweidebodem is een put voor nutriënten in het oppervlaktewater, een medium om nutriënten van buiten (b.v. inlaatwater) te laten verdwijnen. Met dit aanvullende model wordt de netto belasting bepaald als: de berekende uitspoelingsvracht minus de berekende infiltratievracht.

Het tweede aanvullend model is alleen relevant voor thema waterkwaliteit. Het houdt rekening met de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenvoorraad in het oppervlaktewater aan het begin van het zomerhalfjaar. Deze voorraad is gelijk aan die aan het einde van het winterhalfjaar, waarvan wordt aangenomen dat hij vooral wordt bepaald door de gemiddelde uitspoelingsconcentraties in het winterhalfjaar. Dit is een realistische aanname aangezien de lokale watervoorraad in de winter nagenoeg volledig wordt vervangen door drainagewater. Als onderwaterdrains de winteruitspoelingsconcentraties verlagen dan is de nutriëntenvoorraad aan het begin van het zomerhalfjaar kleiner. Dat deze voorraad een essentieel aandeel kan zijn van het totale nutriëntenaanbod in het oppervlaktewater in het zomerhalfjaar toonden Hendriks en Van Gerven (2011) aan. Zij berekenden indicatief voor de Krimpenerwaard op basis van gemeten concentraties in het oppervlaktewater dat gemiddeld voor

het gebied en de periode 2004-2008 bijna 50% van het sulfaat dat in april-juli biochemisch werd gereduceerd in het oppervlaktewatersysteem, afkomstig was uit de voorraad in het oppervlaktewater aan het begin van april. In dit aanvullende model wordt de uit de veenbodem afkomstige nutriëntenvoorraad aan het begin van het zomerhalfjaar berekend uit de gemiddelde winteruitspoelingsconcentraties, de hoeveelheid drainagewater en de neerslag direct op het oppervlaktewater in het winterhalfjaar, en de waterberging in het oppervlaktewatersysteem bij gegeven drooglegging. In subparagraaf 2.4.3 wordt dit model in detail besproken.

2.2 Korte beschrijving model SWAP-ANIMO

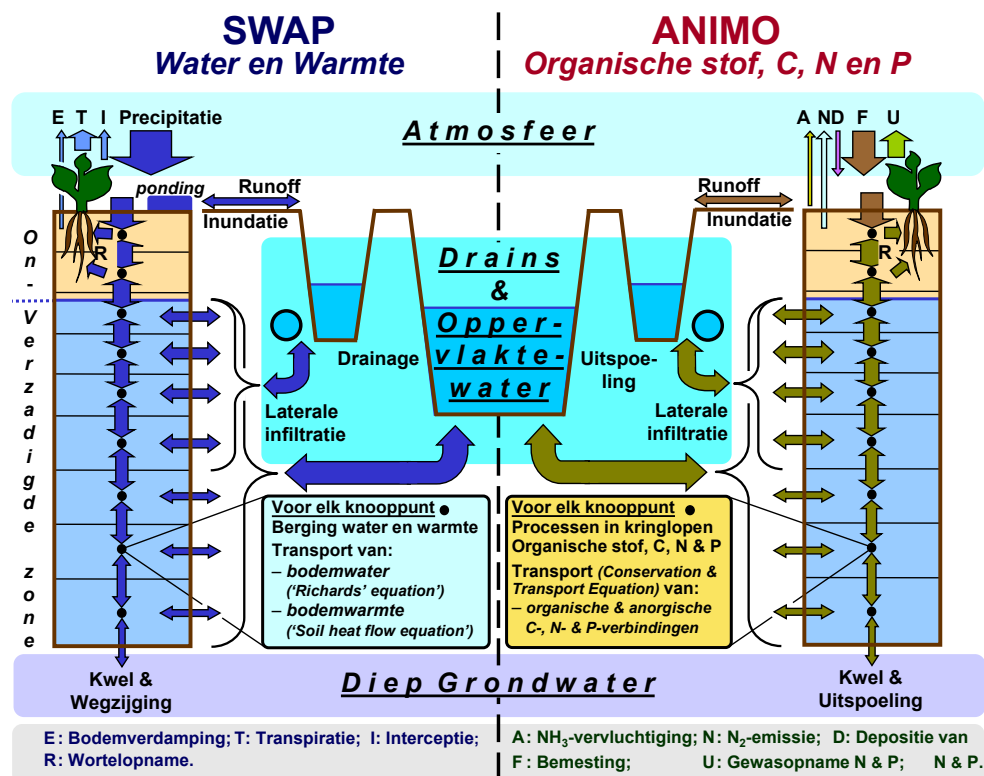
SWAP-ANIMO is een procesgeoriënteerd model voor dynamisch simuleren van uitspoeling van stikstof- en fosforverbindingen naar grond- en oppervlaktewater voor verschillende bodemtypen met divers landgebruik en onder uiteenlopende hydrologische omstandigheden. Het vormt de kern van het STONE-model (Wolf et al., 2003) waarmee het mestbeleid wordt geëvalueerd op nationale schaal (Groenendijk et al., 2005). Deze paragraaf geeft een korte beschrijving van SWAP-ANIMO op basis van een uitgebreidere beschrijving uit Hendriks et al. (2008b). Eerst wordt het gemodelleerde systeem besproken (2.2.1). Vervolgens worden de twee individuele (sub)-modellen SWAP (2.2.2) en ANIMO (2.2.3) behandeld. Tenslotte worden de aanpassingen beschreven die aan de modellen zijn gedaan om deze studie goed te kunnen uitvoeren (2.2.4).

2.2.1 Gemodelleerde systeem

Voor modelleren van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden, het onderwerp van deze studie, is het nodig om het gehele veenbodemprofiel op te nemen in het model zoals beschreven in subparagraaf 2.1.2. De drie onderscheiden zones, wortelzone, geoxideerdveenzone en gereduceerdveenzone zijn van belang om de in 2.1.2 genoemde redenen. De diepste zone moet in zijn geheel worden meegenomen tot op de onderliggende minerale laag, omdat deze zone substantiële hoeveelheden nutriënten kan bevatten en in zijn geheel wordt doorstroomd bij afvoer naar de sloten. De onderste begrenzing van de veenkolom vormt de onderrand van de gemodelleerde bodemkolom. Aangenomen wordt dat de onderliggende minerale laag niet bijdraagt aan de waterstroming naar de sloten. De dikte van het veenpakket bepaalt daarmee de dikte van het doorstroomde profiel.

SWAP-ANIMO bestaat uit de twee submodellen SWAP voor modelleren van water- en warmtehuishouding en ANIMO voor simuleren van organischestof- en nutriëntenhuishouding en -uitspoeling (figuur 2.2). De submodellen worden apart gerund; SWAP levert hydrologische invoer en bodemtemperaturen voor runnen van ANIMO. Beide modellen zijn eendimensionale modellen: transportprocessen worden beschouwd in de verticale richting in een eendimensionale bodemkolom. Voor de onverzadigde zone en het bovenste grondwater voldoet deze benadering. Echter, de stroming door de bodem naar waterlopen en drains is in werkelijkheid driedimensionaal maar dominant tweedimensionaal en kan daarom goed worden benaderd met een tweedimensionaal concept.

Voor het juist modelleren van transport, accumulatie en omzetting van opgeloste stoffen is een correcte beschrijving van verblijftijdspreading en reistijdverdeling over de in de verticale dimensie onderscheiden modelcompartimenten een voorwaarde. In SWAP-ANIMO wordt deze verkregen door een pseudotweedimensionale benadering voor de stroming van water door de modelkolom naar de drainagemiddelen (Groenendijk et al., 2005; Kroes et al., 2008). In deze benadering worden de drainagefluxen over de verzadigde modelcompartimenten verdeeld in afhankelijkheid van de grootte van de fluxen naar verschillende drainagemiddelen en de transmissiviteit (product van dikte en horizontale doorlatendheid) van de compartimenten. Deze benadering voldoet beter voor situaties met drainage/uitspoeling dan voor situaties met infiltratie. Voor deze studie, waarin infiltratie van water met nutriënten via onderwaterdrains een belangrijk aspect is, is deze benadering daarom aangepast zodat infiltratie realistischer wordt beschreven (zie 2.2.4).



Figuur 2.2

Schematische weergave van het veenbodemsysteem op veldschaal zoals gemodelleerd door SWAP-ANIMO. ANIMO simuleert processen van de organischestof/koolstof(C), stikstof(N)- en fosfor(P)kringloop en transport en uitspoeling van opgeloste C-, N- en P-verbindingen op basis van de SWAP-simulaties van water- en warmtebalans en -transport.

Eigenschappen van SWAP-ANIMO die het model geschikt maken voor modelleren van nutriëntenhuishouding in en nutriëntenuitspoeling vanuit veenweidebodems, zijn de samenhang tussen de organischestof/C-kringloop en de N- en P-kringloop, de flexibele en gedetailleerde beschrijving van organischestof-pools, en de uitgebreide en flexibele beschrijving van randvoorwaarden (figuur 2.2). Dit maakt simuleren van uitspoeling van opgeloste organische en anorganische verbindingen van N en P mogelijk in afhankelijkheid van veenafbraak en -mineralisatie, en zoals gestuurd en beïnvloed door bodemgebruik en waterbeheer. Wat ontbreekt in het ANIMO-model is de zwavel/sulfaathuishouding in de bodem en het transport en de uitspoeling van sulfaat. Omdat sulfaat is onderkend als belangrijk voor de nutriëntenproblematiek in veenweidegebieden is het voor deze studie op een basale manier ingebouwd (zie 2.2.4).

2.2.2 SWAP

SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) is een gedetailleerd, dynamisch bodemfysisch model voor simulatie van verticaal transport van water, warmte en opgeloste stoffen in een afwisselend waterverzadigde en -onverzadigde bodemkolom op veldschaal (Van Dam et al., 2008). In dit onderzoek is SWAP versie 3.2 (Kroes et al., 2008) gebruikt.

2.2.2.1 Waterstroming en -balans

Verticale waterstroming in de bodemkolom wordt berekend met de Richards' vergelijking (figuur 2.2) die sterk fysisch is gebaseerd. SWAP lost deze vergelijking integraal op voor de onverzadigde-verzadigde zone, met een numeriek schema op basis van ingevoerde karakteristieken voor waterretentie en onverzadigde doorlatendheid.

Voor de verticale discretisatie is de bodemkolom opgedeeld in compartimenten met dikte van 0,1-1 cm (bovenin) tot decimeters (onderin). Temporele discretisatie wordt verkregen met een dynamische tijdstapgrootte van 10^{-7} tot 0,2 dag, afhankelijk van de dynamiek van het doorgerekende systeem.

Uitwisseling van water vindt plaats met de domeinen aan de randen: de atmosfeer aan de bovenrand, ontwateringsmiddelen (open en/of drainagebuis) aan de zijrand en het diepere grondwater aan de onderrand (figuur 2.2). De bovenrandvoorwaarden zijn neerslag (regen, sneeuw, beregening), gewasinterceptie, bodemverdamping en gewastranspiratie. De laatste twee worden berekend op basis van referentiegewasverdamping of volgens Penman-Monteith, en afhankelijk van het groeistadium en de bodemvochttoestand. De zijrand betreft drainage en oppervlakte-afstroming (runoff) naar, of infiltratie of inundatie vanuit ontwateringsmiddelen. Maximaal vijf ontwateringsmiddelen met ieder een eigen drainageniveau kunnen worden onderscheiden. Verdeling van drainagefluxen over verzadigde modelcompartimenten wordt per niveau verkregen met het pseudo-2D-stromingsconcept. Aan de onderrand vindt kwel of wegzijging plaats, of geen uitwisseling bij een ondoorlatende onderrand. Kwel/wegzijging wordt dynamisch in de tijd berekend afhankelijk van het verloop in de tijd van grondwaterstand en opgelegde stijghoogte van het diepere grondwater met een weerstand voor verticale stroming (c-waarde).

2.2.2.2 Warmtestroming en -balans

SWAP lost de warmtestromingsvergelijking numeriek op gebruikmakend van dezelfde verticale en temporele discretisatie die het model gebruikt voor de waterstroming. De hiervoor benodigde warmtecapaciteit en warmtegeleiding worden berekend uit de textuurgegevens en het vochtgehalte van de bodemcompartimenten. Bovenrandvoorwaarde is de gemiddelde dagtemperatuur en aan de onderrand kan een tijdreeks van bodemtemperaturen of een gesloten rand voor warmte-uitwisseling worden opgelegd.

2.2.2.3 Modelinvoer en -uitvoer

De invoergegevens die SWAP nodig heeft voor uitvoeren van simulaties kunnen worden onderverdeeld in drie hoofdgroepen:

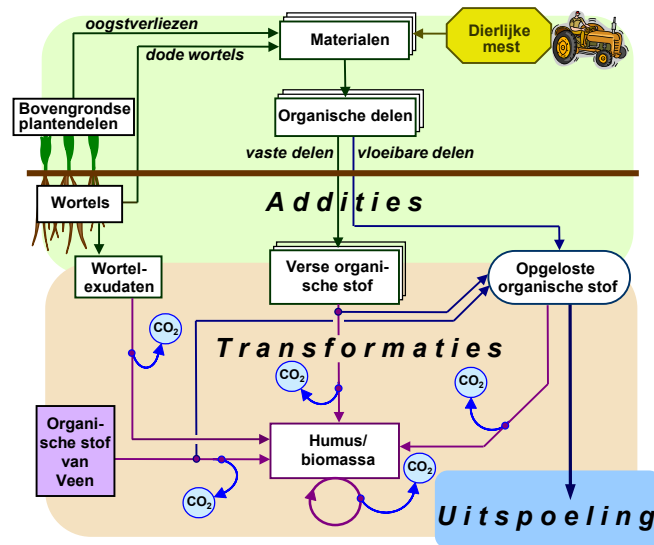
1. initiële waarden van alle toestandsvariabelen: dit zijn vochtgehalten, drukhoogten en temperaturen per bodemcompartiment. Door de relatief korte reactietijd (simulatieweken of -maanden) van het systeem, zijn deze waarden niet sterk bepalend;
2. waarden van procesparameters: invoergegevens die (meestal) constant zijn gedurende de simulaties en die de processen van het model sturen. Belangrijkste zijn de hydraulische karakteristieken, textuurgegevens, drainage- en infiltratieweerstanden en c-waarden, gewasparameters, bodemverdampingsparameters enz.;
3. randvoorwaarden (*forcing variables*): waarden van variabelen die de processen aan de randen bepalen en die het systeem dat het model beschrijft 'forceren' of 'aandrijven'. Over het algemeen zijn dit tijdreeksen van invoerwaarden die de atmosferische (bovenrand) en hydrologische (zij- en onderrand) 'setting' weergeven. Het gaat daarbij om neerslagsommen en -duur, verdampingsparameters, slootpeilen en stijghoogten van het diepere grondwater, alle op dagbasis.

Modeluitvoer van SWAP omvat een groot scala aan mogelijkheden, te kiezen door de gebruiker, zoals waterbalansen en tijdreeksen van toestands- en snelheidsvariabelen. Daaronder is ook een binair bestand met hydrologische gegevens en bodemtemperaturen voor een model als ANIMO. Dit zijn waarden van toestands- en snelheidsvariabelen met intervallen van de gekozen ANIMO-tijdstapgrootte.

2.2.3 ANIMO

ANIMO (Agricultural Nutrient Model) is een dynamisch procesgeoriënteerd model dat is ontwikkeld om de relaties te kwantificeren tussen bemestingsniveau, bodemgebruik en de uitspoeling van de nutriënten stikstof en fosfor naar grond en oppervlaktewater. Het model is geschikt voor een groot bereik van bodemtypen onder

Organischestof- en C-kringloop



Figuur 2.3

De kringloop van organische stof en koolstof (C) in ANIMO, met transformatie-, accumulatie- en transportprocessen. Veen is door een aparte organischestof-pool beschreven.

zeer verschillende hydrologische condities. In dit onderzoek is ANIMO-versie 4.0 (Groenendijk et al., 2005; Renaud et al., 2005) gebruikt.

2.2.3.1 Behoud van massa en transport

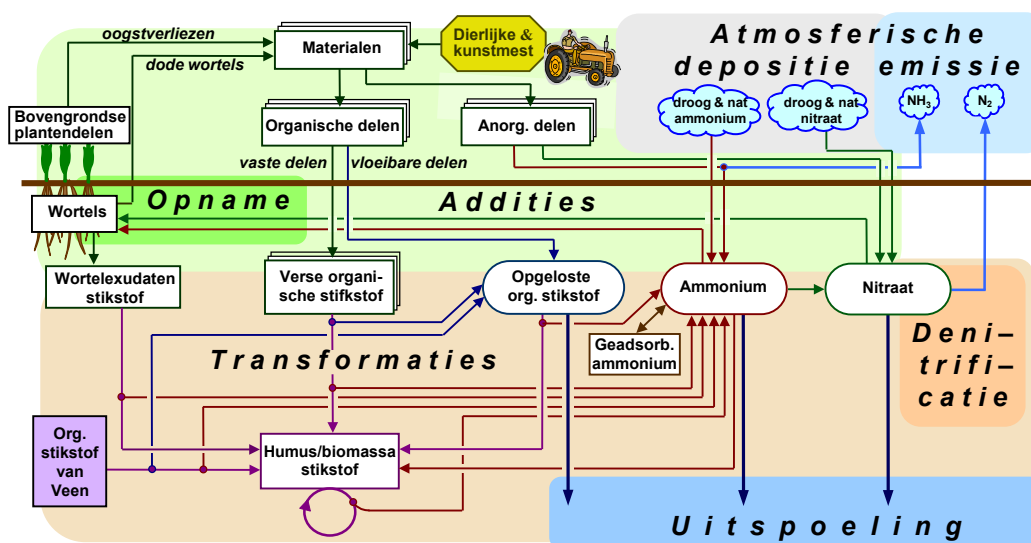
Hart van ANIMO is de Conservation and Transport Equation (CTE-vergelijking), de wiskundige vergelijking die behoud van massa en verticaal transport van opgeloste stoffen beschrijft (figuur 2.2). ANIMO lost de CTE-vergelijking numeriek op met een semi-analytische benadering (Groenendijk et al., 2005). Deze benadering maakt grote tijdstappen mogelijk van 1-10 dagen (1 dag in deze studie). Fysische dispersie wordt hierbij benaderd door de numerieke dispersie. Deze wordt geregeld met de dikte van de compartimenten, die bovenin het profiel 5-10 cm is. Waterbalansgegevens nodig voor oplossen van de CTE-vergelijking worden op dagbasis per compartiment aangeleverd door SWAP. Verblijftijdspreading en reistijdverdeling over de modelcompartimenten worden bepaald door de verdeling van de drainagefluxen over de modelcompartimenten die volgt uit het pseudo-2D-stromingsconcept. Randdomeinen zijn dezelfde drie als die van SWAP (figuur 2.2).

2.2.3.2 Organischestof/koolstof-, stikstof- en fosforkringloop

De organischestof/koolstof(C)-kringloop is de hoofdkringloop in ANIMO; de kringlopen van stikstof (N) en fosfor (P) zijn gebaseerd op de C-kringloop. Dit maakt simuleren van uitspoeling van opgeloste (organische) C-, N- en P-verbindingen vanuit veenbodems mogelijk. Transformatie, accumulatie en transport zijn de belangrijke interne processen van de stofkringlopen.

De **organischestofkringloop** en de **C-kringloop** zijn één in ANIMO, omdat de organische stof een vast C-gehalte heeft. Vier organische substanties worden onderscheiden (figuur 2.3): 1) 'vers' organisch materiaal, 2) wortel-exudaten, 3) opgeloste organische stof en 4) humus en levende biomassa. De laatste pool ontstaat door transformatie van alle organische substanties. Addities van organische materialen aan de bodem kunnen worden beschreven als 'verse organische materialen'. De eigenschappen van deze materialen worden bepaald door hun samenstelling uit 'organische klassen'. Deze klassen worden gekenmerkt door de ingevoerde waarden van de eigenschappen eerste-orde-omzettingssnelheidsconstante, assimilatie-efficiëntie en N- en P-gehalte.

N-kringloop



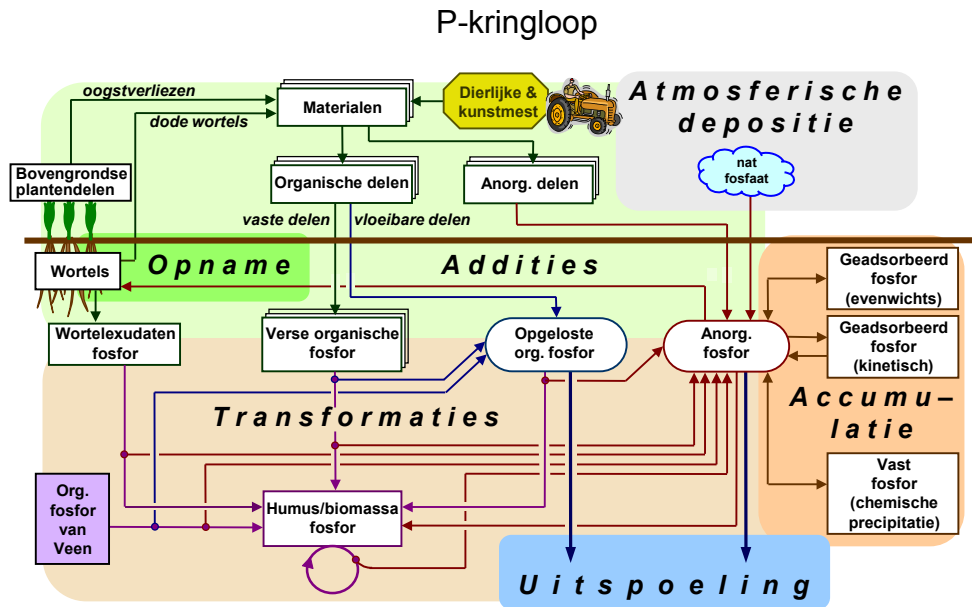
Figuur 2.4

De kringloop van stikstof (N) in ANIMO, met transformatie-, accumulatie- en transportprocessen. Veen is door een aparte pool van organisch-N beschreven.

De algemene benadering bij simulaties van veengronden met ANIMO is de organische stof van veen te definiëren als een 'vers' materiaal dat uit twee organische klassen bestaat: een relatief snel afbreekbare N-rijke klasse en een langzaam afbreekbare N-arme klasse (Hendriks, 1993).

Bij omzetting van vaste organische stof ontstaan opgeloste organische verbindingen (DOM), humus/biomassa en CO_2 (C-mineralisatie of afbraak). Onder aerobe omstandigheden fungeert zuurstof als elektronenacceptor, onder anaerobe omstandigheden is dat nitraat; de omzetting verloopt dan langzamer. Randvoorwaarden zijn aan de bovenrand addities van verse materialen als organische meststoffen en gewasresten, en (impliciet) CO_2 emissie, aan de zijrand en onderrand zijn dat uitspoeling en infiltratie van DOM naar en vanuit het oppervlaktewater en het diepere grondwater.

Omzettingsprocessen van de **N-kringloop** in ANIMO omvatten afbraak van vast organisch-N tot opgeloste organische N-verbindingen (DON), N-mineralisatie van organische N-verbindingen tot ammonium (omgekeerd: N-immobilisatie), nitrificatie van ammonium tot nitraat en denitrificatie van nitraat tot stikstofgas (figuur 2.4). Afbraak en N-mineralisatie zijn gebaseerd op de C-kringloop. Ammonium in bodemvocht is in evenwicht met aan het bodemcomplex gebonden ammonium. Bovenrandvoorwaarden zijn addities van (an)organisch-N bevattende materialen zoals meststoffen, gewasopname van ammonium en nitraat, droge en natte atmosferische depositie van ammonium en nitraat, ammoniakvervluchtiging en emissie van N_2 -gas naar de atmosfeer. Zij- en onderrandvoorwaarden vormen uitspoeling en infiltratie/kwel van DON, ammonium en nitraat naar en vanuit het oppervlaktewater en het diepere grondwater.



Figuur 2.5

De kringloop van fosfor (P) in ANIMO, met transformatie-, accumulatie- en transportprocessen. Veen is door een aparte pool van organisch-P beschreven.

Omzettingprocessen van de **P-kringloop** in ANIMO zijn afbraak van vast organisch-P tot opgeloste organische P-verbindingen (DOP) en P-mineralisatie van organische P-verbindingen tot fosfaat (omgekeerd: P-immobilisatie). Afbraak en P-mineralisatie zijn gebaseerd op de C-kringloop. Accumulatie van anorganisch fosfor betreft adsorptie van fosfaat aan het bodemcomplex als kinetische en evenwichtssorptie, en chemische precipitatie van fosfaat. Adsorptiepotentie van het bodemcomplex wordt uitgedrukt als de som van de hoeveelheid aluminium en ijzer in de bodem. Bovenrandvoorwaarden zijn addities van organisch-P en anorganisch-P bevattende materialen zoals meststoffen, gewasopname en natte atmosferische depositie van fosfaat. Zij- en onderrandvoorwaarden vormen uitspoeling en infiltratie/kwel van DOP en fosfaat naar en vanuit het oppervlaktewater en het diepere grondwater.

2.2.3.3 Omgevingsfactoren

In ANIMO worden (bio)chemische omzettingprocessen in de bodem beïnvloed door de omgevingsfactoren aeratie, vochtgehalte, temperatuur en zuurgraad. Het effect van elke factor wordt beschreven met een responsfunctie. Actuele snelheidsconstanten worden per bodemcompartiment verkregen door vermenigvuldiging van de potentiële constanten met alle responsfuncties. De responsfunctie voor aeratie wordt berekend als: één minus de fractie partiële anaerobiosis. De laatste wordt bepaald door een module die verticale en radiale diffusie van zuurstof berekent op basis van vochtgehalten en zuurstofvraag. Hierbij wordt de aanwezigheid van nitraat als alternatieve elektronenacceptor meegenomen.

2.2.3.4 Modelinvoer en -uitvoer

ANIMO vereist een grote hoeveelheid invoergegevens. Deze kunnen worden onderverdeeld in dezelfde drie hoofdgroepen als bij SWAP, met één extra groep:

1. initiële waarden van alle toestandsvariabelen: dit zijn per bodemcompartiment concentraties van DOM en opgeloste N- en P-verbindingen, aan het bodemcomplex gebonden ammonium en fosfaat per sorptieklasse, en hoeveelheden organische stof per organischestof-pool en -klasse;

2. waarden van procesparameters: belangrijkste zijn snelheidsconstanten, eigenschappen van organische klassen zoals N- en P-gehalte, bodemchemische karakteristieken zoals zuurgraad, volumieke massa en aluminium- en ijzergehalte, en parameters die de responsfuncties sturen;
3. randvoorwaarden (forcing variables): tijdreeksen van atmosferische depositie van N en P (op jaarbasis), en van giften van dierlijke en kunstmest (op dagbasis) (bovenrand), en concentraties van DOM en opgeloste N- en P-verbindingen in oppervlaktewater en kwelwater (zij- resp. onderrand; één waarde voor gehele periode);
4. hydrologische data en bodemtemperaturen van een model als SWAP (zie 2.2.2).

ANIMO kan een uitgebreide, door de gebruiker te kiezen selectie aan uitvoer genereren. Dit zijn vooral gedetailleerde, zowel in tijd als ruimte, massabalansen, en toestands- en snelheidsvariabelen, zoals concentraties en uitspoelingsfluxen.

2.2.3.5 Initialisatie

In tegenstelling tot SWAP is ANIMO wel zeer gevoelig voor de beginwaarde van toestandsvariabelen. Initialisatie is dan ook een cruciaal aspect van ANIMO-berekeningen. Oorzaak hiervan is het relatief langzaam verlopen van omzettings- en accumulatieprocessen. Het is daarom gebruikelijk om bij ANIMO-simulaties een 'aanlooprun' of 'historische run' te laten voorafgaan aan de eigenlijke simulaties. Hierin wordt de opgezette modelkolom door gerekend voor een periode van 40-50 jaar met historische gegevens van meteorologie en bemesting. De uitkomsten van deze run voor de toestandsvariabelen vormen de invoer voor de eigenlijke simulaties.

2.2.3.6 Aanpassen drooglegging aan maaiveld daling

Ontwaterd veen verliest organische stof door afbraak onder invloed van luchtzuurstof (oxidatie). Hierdoor daalt het maaiveld en wordt de drooglegging geringer. Meestal wordt na 10-15 jaar de oorspronkelijke drooglegging hersteld door verlagen van het streefpeil. Gevolg hiervan is dat in droge tijden 'vers' gereduceerd veen aan luchtzuurstof en daarmee aan oxidatie wordt blootgesteld. Bij ANIMO-simulaties wordt dit proces benaderd door de simulatieperiode op te knippen in delen van 10-15 jaar waarvoor SWAP-ANIMO in sequentie wordt gerund. Na elke deelrun wordt per modelcompartiment de verdwenen hoeveelheid organische stof aangevuld door zoveel organische stof met de eigen kwaliteit uit het onderliggende compartiment naar boven te brengen tot de initiële voorraad weer is bereikt. Op deze wijze 'beweegt' het gereduceerde veen vanuit de verzadigde zone naar boven richting maaiveld, om te simuleren dat in werkelijkheid het maaiveld naar beneden beweegt richting gereduceerd veen.

2.2.4 Modelaanpassingen en -uitbreiding

Zoals aangegeven in subparagrafen 2.1.3 en 2.2.1 zijn aan beide modellen aanpassingen gedaan om ze geschikter te maken voor de doelen van deze studie. Alleen relatief eenvoudige aanpassingen waren mogelijk binnen het kader van deze studie.

2.2.4.1 SWAP

Bij SWAP zijn aanpassingen gedaan aan twee bestaande functionaliteiten:

1. de waterbalans van het oppervlaktewaterbakje van de 'extended drainage' module;
2. de pseudo-tweedimensionale benadering bij infiltratie van slootwater.

Ad 1) waterbalans van oppervlaktewaterbakje van 'extended drainage' module

In subparagraaf 2.1.3 is onder 'Invoerkant' aangegeven dat in deze studie gebruik is gemaakt van de drainageoptie in SWAP 'extended drainage'. Hiermee berekent SWAP een fluctuerend oppervlaktewaterpeil op basis van de wateruitwisseling tussen de bodemkolom en een 'oppervlaktewaterbakje' dat het oppervlaktewatersysteem verbeeldt. Het oppervlaktewaterpeil fungeert als drainagebasis bij berekening van drainage en infiltratie. De eigenschappen van het oppervlaktewatersysteem bepalen in sterke mate dit peil.

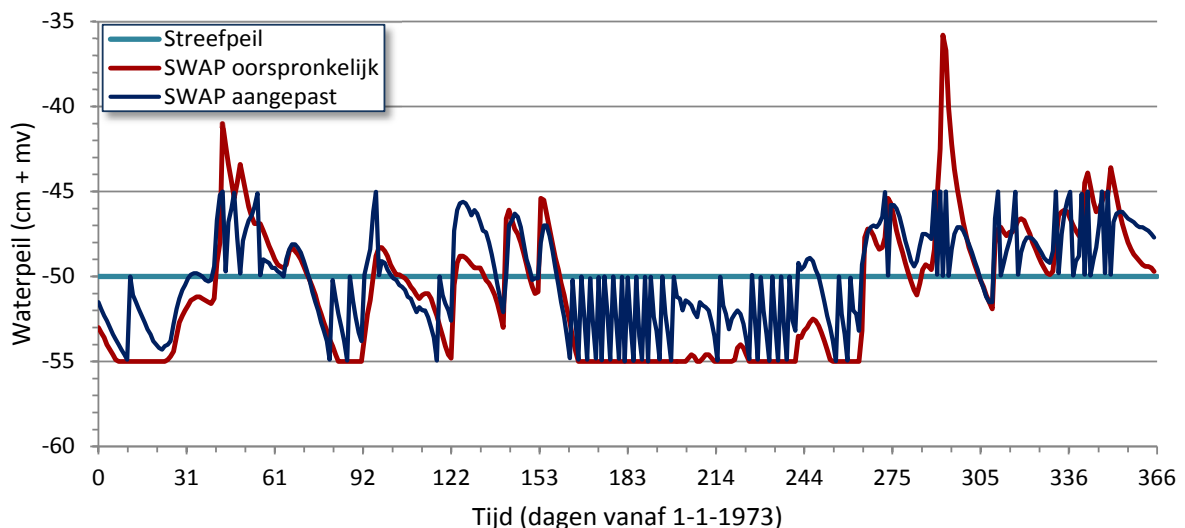
De oorspronkelijke module heeft de volgende beperkingen en tekortkomingen voor realistisch simuleren van het oppervlaktewaterpeil in polders:

- uitslag van water kan alleen worden geregeld met een stuw waarvan de eigenschappen kunnen worden gedefinieerd. In werkelijkheid zal een gemaal of pomp aanslaan als het oppervlaktewaterpeil een streefpeil plus drempel overschrijdt;
- inlaat van water kan wel worden geregeld met een streefpeil met drempel. Inlaat start als het peil het streefpeil minus drempel onderschrijdt; inlaat stopt als het peil het streefpeil minus drempel weer overschrijdt. Dat laatste is niet realistisch; inlaat zal in werkelijkheid worden gestopt als het streefpeil is bereikt of overschreden;
- in de waterbalans van het oppervlaktewaterbakje worden neerslag en kwel direct op, en verdamping en wegzijging direct uit het oppervlaktewater niet meegenomen. Door het grote aandeel oppervlaktewater kan deze bijdragen in veenweiden substantieel zijn.

De drie punten zijn verbeterd. Directe neerslag, verdamping, kwel en wegzijging zijn meegenomen naar rato van het aandeel oppervlaktewater in het totale oppervlak. SWAP berekent openwaterverdamping uit referentie-gewasverdamping met correctiefactoren (CTV, 2000). Kwel/wegzijging berekent SWAP uit het potentiaalverschil tussen peil en opgelegde stijghoogte van het diepere grondwater en c-waarde, de twee laatste dezelfde als gebruikt voor de berekening van de bodemkwel/wegzijging.

Voor starten en stoppen van uitslag en inlaat is dezelfde procedure ingebouwd: starten gebeurt als het oppervlaktewaterpeil het streefpeil plus drempel overschrijdt (uitslag) of het streefpeil minus drempel onderschrijdt (inlaat), stoppen als het peil het streefpeil bereikt. Dit leidt tot een iets hoger gemiddeld slootpeil in het winterhalfjaar en een iets lager gemiddeld slootpeil in het zomerhalfjaar dan het streefpeil.

Figuur 2.6 toont het realistischere gedrag van het oppervlaktewaterpeil bij de aangepaste module in vergelijking met de oorspronkelijke. In dit voorbeeld met streefpeil van 50 cm - mv en drempel van 5 cm bedraagt het gemiddelde winterpeil 49,3 cm - mv, het gemiddelde zomerpeil 50,8 cm - mv en het gemiddelde jaarpeil 50,0 cm - mv. Met de oorspronkelijke module zijn deze waarden respectievelijk 49,3, 52,5 en 50,9 cm - mv. Vooral het gemiddelde zomerpeil is bij deze module fors lager dan streefpeil wat leidt tot een geringere infiltratie.



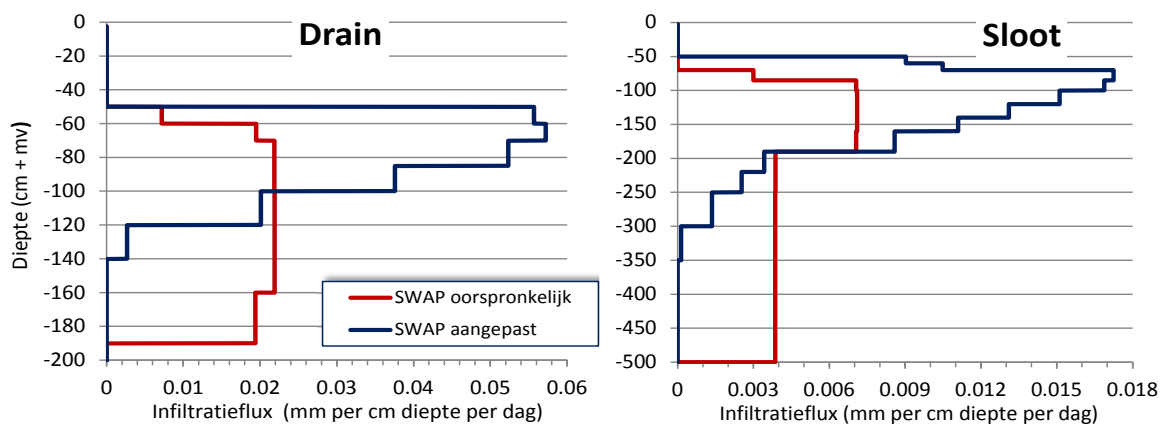
Figuur 2.6

Verloop van het gesimuleerde oppervlaktewaterpeil volgens de oorspronkelijke en de aangepaste oppervlaktewatermodule van SWAP bij een streefpeil van 50 cm - mv en een drempel van 5 cm

Ad 2) pseudo-tweedimensionale benadering bij infiltratie van slootwater

In deze studie zijn infiltratie van water met nutriënten via onderwaterdrains een belangrijk aspect. In SWAP-ANIMO wordt een pseudotweedimensionale benadering gebruikt voor de stroming van water door de modelkolom naar de drainagemiddelen (zie 2.2.1). Deze pseudo-2D-benadering voldoet minder goed voor situaties met infiltratie dan voor situaties met drainage. Daarom is ze aangepast zodat SWAP infiltratie realistischer beschrijft dan met het oorspronkelijke concept.

In bijlage B is deze aanpassing verder uitgewerkt. Figuur 2.7 geeft een voorbeeld van de verdeling van de infiltratie met de diepte voor een drain en een sloot in een wegzijgingssituatie met de oorspronkelijke en de aangepaste module in SWAP. Te zien is dat in de nieuwe benadering de infiltratieflux zich concentreert rond de diepte van de grondwaterspiegel en dan snel afneemt met de diepte. Bij de sloot is ook zichtbaar dat de fluxen bij de aangepaste benadering twee compartimenten hoger infiltreren dan bij de oorspronkelijke. Dit is het gevolg van de infiltratie in de zone tussen slootpeil en grondwaterspiegel in het aangepaste concept. Dit infiltratiepatroon is realistischer dan het blokvormige infiltratiefront van het oorspronkelijke concept.



Figuur 2.7

Verdeling van infiltratiefluxen over de diepte bij een drain en bij een sloot in een wegzijgingssituatie volgens de oorspronkelijke en de aangepaste pseudo-2D-benadering van SWAP. Slootpeil is 50 cm - mv; grondwaterstanden zijn 59 cm - mv bij de drain en 76 (oorspronkelijk) en 74 (aangepast) cm - mv bij de sloot. Let op verschil in schaal van de assen.

2.2.4.2 ANIMO

Sulfaat is in dit onderzoek belangrijk voor beide nutriëntentema's afwenteling en waterkwaliteit. Sulfaat speelt vooral een belangrijke rol bij 'interne eutrofiëring' en anaerobe veenafbraak (zie 1.2). Door het te verwachten effect van onderwaterdrains op de sulfaatuitspoeling en het ontbreken van de sulfaat/zwavelhuishouding in ANIMO is een basaal concept van de sulfaathuishouding en -uitspoeling opgenomen in het model. Dit is beschreven in bijlage C.

Een volledige beschrijving van de sulfaat/zwavelhuishouding is complex en bevat meerdere bronnen en pools van sulfaat, sulfiden en organische zwavelverbindingen naast pools van twee- en driewaardig ijzer, en andere stoffen die een rol spelen bij redoxprocessen. Zo'n beschrijving is een substantieel project op zich en was dan ook niet mogelijk binnen dit onderzoek. Wel bleek mogelijk een basale beschrijving waarin zijn opgenomen de productie van sulfaat door pyrietoxidatie, reductie van sulfaat tot sulfide (pyriet) en transport van sulfaat in de veenkolom inclusief uitspoeling en infiltratie van sulfaat. Deze processen zijn op een volwaardige manier in ANIMO opgenomen, waarmee is bedoeld dat ze in volledige interactie met relevante bestaande processen in ANIMO zijn beschreven, zoals zuurstofvraag, organischestofafbraak en -mineralisatie, denitrificatie enz. Hiermee is naar verwachting het basale uitspoelings- en omzettingsgedrag van sulfaat in veenweidebodems en de invloed van onderwaterdrains daarop bevredigend beschreven. Temeer omdat de niet meegenomen balanstermen als bron of put relatief klein zijn en onderling tegen elkaar wegvallen (zie bijlage C).

2.3 Veeweide-eenheden en modelscenario's

De modelberekeningen zijn uitgevoerd voor een aantal zogenaamde 'veenweide-eenheden': rekeneenheden die zijn geacht het westelijke veenweidegebied van Nederland zo volledig mogelijk te kunnen representeren. Het doel was om de in paragraaf 1.2 geformuleerde hypothese te toetsen voor veenweide-eenheden die zijn opgebouwd als combinaties van kenmerkende waarden van typische veenweidegrootheden. De gedachte hierbij is dat de eenheden zelf bestaande werkelijke situaties kunnen vertegenwoordigen zodat een waterbeheerder er zijn eigen gebied in kan herkennen, maar ook dat door onderling vergelijken van uitkomsten van eenheden informatie kan worden verkregen over de werking en betekenis van individuele kenmerken en grootheden.

De keuze van de veenweide-eenheden is tot stand gekomen in een intensief overlegproces tussen de leden van de deskundigengroep en de onderzoekers (2.3.1). De waarden van de kenmerkende randvoorwaarden van de eenheden zijn apart beschreven (2.3.2); de overige waarden van kenmerkende grootheden worden behandeld bij de parameterisatie van de modellen (2.4.2). Voor de veenweide-eenheden zijn modelscenario's opgesteld die uiteindelijk zijn doorgerekend (2.3.3).

2.3.1 Keuze van veenweide-eenheden

Bij het kiezen van de Veenweide-eenheden die als rekeneenheden dienen, is eerst vastgesteld welke kenmerkende en onderscheidende grootheden van belang zijn voor het onderwerp van studie. Hiervoor is een systeemanalyse uitgevoerd op basis van de hydrologie van een veenweideperceel, die de grootste bepalende factor is van de nutriëntenbelasting. Figuur 2.8 toont een schematische weergave van een veenweidesysteem met centraal het veenweideprofiel dat wordt gekenmerkt door typische waarden van fysische grootheden en dat aan onder- en zijranden is ingebed in een hydrologische omgeving en aan de bovenrand is begrensd door de atmosfeer. De atmosfeer in de vorm van neerslag(overschot) is de drijver van de interne hydrologische processen in het veenprofiel, die afhankelijk zijn van de fysische eigenschappen van het profiel, worden beïnvloed door de uitwisseling over de onderrand en worden gestuurd door het waterbeheer in de vorm van peilbeheer aan de zijrand.

Uit deze systeemanalyse volgt dat de fysische eigenschappen en de hydrologische setting in de vorm van de onderrand kenmerkende grootheden zijn van een veenweide-eenheid. De bovenrand is een gegeven dat binnen deze studie ter wille van de vergelijkbaarheid gelijk is gehouden voor alle veenweide-eenheden. De zijrand is de enige sturingsmogelijkheid van de waterbeheerder. Deze wordt in de modelscenario's apart onderzocht en is daarmee niet kenmerkend voor een eenheid (zie 2.3.2).

Voor de nutriënten geldt een vergelijkbare analyse: eigenschappen van het veenprofiel zijn bepalend voor de interne nutriëntenbronnen en -kringlopen en daarmee kenmerkend voor de eenheden. De onderrand is voor de nutriënten kenmerkend via de hydrologie; kwelwater heeft voor alle eenheden dezelfde nutriëntenconcentraties.

De bovenrand als landgebruik met bemesting(overschot) is de grote externe nutriëntenbron die voor alle eenheden gelijk en dus niet kenmerkend is. De zijrand is voor de nutriënten afwijkend van de hydrologie: de veenweide-eenheden worden gekenmerkt door de nutriëntenconcentraties in het water dat vanuit de sloot in het veenprofiel infiltreert.

Op basis van bovenstaande analyse zijn vijf bepalende kenmerken van veenweide-eenheden onderscheiden en gedefinieerd, drie interne en twee externe:

1. Veensoort (intern): deze bepaalt de fysische en (bio)chemische eigenschappen van het veenprofiel inclusief de profielopbouw op de tophorizont na (zie punt 3).
Twee varianten: 1. Eutroof (bos/broek) veen; 2. Oligotroof veenmosveen.
Opmerking: aangenomen is dat mesotroof veen kan worden benaderd door interpolatie tussen eutroof en oligotroof. Zie bijlage D voor veensoortenkaart.
2. Veendikte (intern): deze bepaalt de dikte van de doorstroomde veenlaag en de onderlinge verhouding tussen de dikte van de geoxideerdeveenzone en de gereduceerdeveenzone.
Twee varianten: 1. Dun (2,5 m); 2. Dik (5 m).
Opmerking: dikte afgeleid van veendiktekaart van bijlage D.
3. Kleidek (intern): dit vormt de tophorizont. Een kleidek heeft andere fysische eigenschappen dan een tophorizont van veraard veen.
Twee varianten: 1. Nee (geen kleidek); 2. Ja (wel een kleidek).
4. Onderrandvoorwaarde (extern): kenmerkt de hydrologische setting; bepaalt, gegeven de bovenrand, de grootte van de wateruitwisseling tussen veenbodem en sloot.
Drie varianten: 1. Kwel; 2. Neutraal; 3. Wegzijging.
Opmerking: waarden van de drie varianten in tabel 2.2 (2.3.2).
5. Nutriëntenconcentraties in infiltratiewater (extern): deze bepalen mede de nutriëntenvruchten die infiltreren in de veenbodem.
Twee varianten: 1. Laag; 2. Hoog. Extra variant Middel incidenteel meegenomen.
Opmerking: 'Laag' is de variant met concentraties rond de GEP (Goed Ecologisch Potentieel)-waarden. Waarden van de concentraties in tabel 2.3 (2.3.2).



Figuur 2.8

Schematische weergave van een veenweidesysteem met centraal het veenweideprofiel dat wordt gekenmerkt door typische waarden van fysische grootheden en dat aan onder- en zijranden is ingebed in een hydrologische setting en aan de bovenrand is begrensd door de atmosfeer

Uit bovenstaande lijst volgen 48 potentiële veenweide-eenheden, gedefinieerd als alle mogelijke combinaties van de vijf onderscheidende kenmerken: $2 \times 2 \times 2 \times 2 \times 3$. Hiervan bestaat de helft uit unieke hydrologische eenheden. In subparagraaf 2.3.3 wordt besproken dat per eenheid acht berekeningen worden uitgevoerd. Dit zou in totaal 384 modelberekeningen geven. Gegeven de vastgestelde analysewijzen van de modeluitkomsten (2.4.3) was dit aantal veel te groot voor de mogelijkheden binnen deze studie. Er is uitgegaan van een mogelijk aantal van circa 100 berekeningen. Dit impliceert dat twaalf veenweide-eenheden konden worden doorgerekend. Daarnaast zijn nog drie aanvullende scenario's benoemd die konden worden meegenomen als daar ruimte voor zou zijn.

In tabel 2.1 zijn alle veenweide-eenheden en hydrologische eenheden opgenomen. De tabel geeft met kleuren een selectie uit de 48 mogelijke combinaties als: wel eenheid (groen), geen eenheid (rood) en aanvullende eenheid (blauw). De tabel laat in groen de twaalf gekozen veenweide-eenheden zien, die zijn gebaseerd op negen hydrologische eenheden. Met symbolen is voor de eenheden die afvielen de argumentatie daarvoor aangegeven, zoals die hieronder is beschreven. De argumentatie voor de beslissingen over de eenheden die afvielen was gestoeld op de volgende aspecten:

- Ba: areaal: het areaal van voorkomen in het westelijke veenweidegebied van de eenheden en hun kenmerken heeft een belangrijke rol gespeeld (zie voor areaal bijlage E, tabel E.1).
- Bp: proces: de relevantie van processen die samenhangen met een eenheid.
- Bv: vergelijkbaarheid: als eenheden goed vergelijkbaar zijn met andere eenheden, eventueel door interpolatie, zijn ze minder urgent om door te rekenen.

De vooraf genomen beslissingen zoals aangegeven in de tabel met gekozen eenheden:

- Ba1: oligotroof veen is in het westen overwegend dun. 'Oligotroof - dik pakket' vervalt daardoor;
- Ba2: oligotroof veen heeft in het westen meestal (65% van het areaal) geen kleidek;
- Ba3: oligotroof veen met een neutrale onderrand komt in het westen nauwelijks voor;
- Bp1: oligotroof veen met kwel komt in een natuurlijke situatie niet voor; 'oligotroof' is inherent aan 'losgekoppeld van mineraalrijk grondwater'. Deze combinatie komt ook in het westen nauwelijks voor;
- Bp2: bij een dun veenpakket dat van boven 'tegen afbraak wordt beschermd' door een kleidek en van onderen door een vernattende kwelstroom is relatief weinig veen te beschermen, dus zijn onderwaterdrains minder relevant en urgent;
- Bp3: in geval van een kwelstroom is infiltratiewater met hoge nutriëntenconcentraties minder relevant;
- Bv1: deze eenheid is af te leiden uit de vergelijkbare eenheid zonder kleidek. Het kwelwater komt niet tot in het kleidek, dus de eenheden met en zonder kleidek zijn goed vergelijkbaar;
- Bv2: deze situatie is qua effect af te leiden uit de vergelijkbare situatie zonder mineraal dek. Dik of dun veenpakket, het dek maakt niet uit voor de richting en orde van grootte van het verschil tussen 'neutraal' en 'wegzijging'.

De drie aanvullende veenweide-eenheden, met één aanvullende hydrologische eenheid (eenheid 2):

- A1: om na te gaan of bij een neutrale onderrand infiltratiewater met hoge concentraties een rol speelt;
- A2: is het equivalent van veenweide-eenheid 6, maar dan met een dun pakket. Om na te gaan of hier bij een neutrale onderrand afwijkende resultaten zijn in vergelijking met eenheid 6;
- A3: als een combinatie van A1 en A2 voor infiltratiewater met hoge concentraties.

Alle aanvullende veenweide-eenheden zijn ook doorgerekend. Tijdens de uitvoering en analyse van de berekeningen kwamen andere interessante eenheden in beeld die als extra eenheden zijn doorgerekend. Bij X2 hoort een extra hydrologische eenheid:

- X1: deze eenheid bevat de combinatie van alle kenmerken die extreem reageren in de zin van (meestal) toename nutriëntenbelasting door toepassing onderwaterdrains en was daarom zeer interessant om mee te nemen;
- X2: een uitbreiding van de eenheden met oligotroof veen voor wat betreft de onderrand om inzicht te krijgen in het belang van wegzijging ten opzichte van een neutrale onderrand. Bovendien een welkome aanvulling op het geringe aantal van twee eenheden met oligotroof veen.

In totaal zijn uiteindelijk zeventien veenweide-eenheden doorgerekend op basis van elf hydrologische eenheden. Dat zijn 136 berekeningen van de nutriëntenuitspoeling met ANIMO op basis van 88 hydrologische berekeningen met SWAP.

Tabel 2.1

Vastgestelde keuzen van veenweide-eenheden op basis van de vijf kenmerken veensoort, veendikte, aanwezigheid van een kleidek, stofconcentraties in het infiltrerende water en onderrandvoorwaarde. Hydrologische eenheden (rode getallen) volgen uit de veenweide-eenheden op basis van de vijf kenmerken behalve stofconcentraties.

Veensoort	Veendikte	Kleidek	Concentraties in infiltratiewater	Onderrandvoorwaarde	Nummer eenheid
Eutroof	2,5 m	Nee	Laag	Kwel	1 1
				Neutraal	A2 2
				Wegzijging	2 3
			Hoog	Kwel	Bp3
				Neutraal	A3 2
				Wegzijging	3 3
		Ja	Laag	Kwel	Bp2
				Neutraal	Bv2
				Wegzijging	4 4
	Hoog Bv1	Kwel	Bv1		
		Neutraal			
		Wegzijging		X1 4	
	5 m	Nee	Laag	Kwel	5 5
				Neutraal	6 6
				Wegzijging	7 7
			Hoog	Kwel	Bp3
				Neutraal	A1 6
				Wegzijging	8 7
Ja		Laag	Kwel	9 8	
			Neutraal	Bv2	
			Wegzijging	10 9	
Hoog Bv1	Kwel	Bv1			
	Neutraal				
	Wegzijging				
Oligotroof	2,5 m	Nee	Laag	Kwel	Bp1
				Neutraal	X2 10
				Wegzijging	11 11
			Hoog	Kwel	Bp1
				Neutraal	Ba3
				Wegzijging	12 11
	5 m	Ba2 Ja	Laag		Ba2
			Hoog		
		Ba1 Nee	Laag		Ba1
			Hoog		
		Ja	Laag		
			Hoog		

Groen = vastgestelde veenweide-eenheid; rood = geen eenheid; blauw = aanvullende (A) of extra (X) eenheid
 Ba = beslissing op basis van areaal; Bp = beslissing op basis van proces; Bv = beslissing op basis van vergelijkbaarheid

2.3.2 Kenmerkende randvoorwaarden van veenweide-eenheden

Twee van de vijf kenmerken van veenweide-eenheden, de twee externe, betreffen randvoorwaarden: de onderrandvoorwaarde, die de veenweide- én hydrologische eenheden betreft, en de nutriëntenconcentraties in het infiltrerende water die als kenmerk alleen voor de veenweide-eenheden gelden.

2.3.2.1 Onderrandvoorwaarde: kwel/wegzijing

Er zijn drie varianten van de onderrandvoorwaarde beschouwd die als volgt kwalitatief zijn gedefinieerd:

1. Kweleenheid: met netto kwel op jaarbasis en kwel in de zomer; neutraal (= geen kwel of wegzijging) tot lichte kwel of wegzijging in de winter.
2. Neutraaleenheid: netto neutraal binnen smalle grenzen op jaarbasis; in de winter neutraal tot lichte wegzijging; in de zomer neutraal tot zeer lichte kwel.
3. Wegzijingseenheid: netto wegzijging op jaarbasis; sterk in de winter en licht of neutraal in de zomer.

Voor de kwantitatieve invulling van de drie eenheden zijn drie bronnen geïnventariseerd:

- de NITG-Alterra-achtergrondbelastingstudie (Griffioen et al., 2002);
- Van der Gaast et al. (2009) gebaseerd op oudere gegevens van de Regionale Studies van het ICW;
- het NHI (Nationaal Hydrologisch Instrumentarium; Berendrecht et al., 2011).

De informatie van de drie bronnen is geïnterpreteerd tot richtwaarden voor kwel- en wegzijgingsfluxen en dek-laagweerstand (c-waarden) zoals aangegeven in tabel 2.2. De manier waarop deze interpretatie is uitgevoerd, is beschreven in bijlage E. Het gaat om 'richt'waarden, omdat de werkelijke waarden door SWAP worden gerealiseerd op basis van de totale waterbalans van de veenkolom (zie verder 3.1.1). Deze richtwaarden zijn per combinatie veensoort-veendikte gedefinieerd voor de situatie zonder kleidek, met 50 cm drooglegging, huidig klimaat en zonder onderwaterdrains. Op jaarbasis is de wegzijgingsflux in tabel 2.2 drie maal groter dan de kwelflux, wat onderrandeenheid 'wegzijing' relatief uitgesprokener maakt dan eenheid 'kwel'.

Tabel 2.2

Richtwaarden voor c-waarden en kwel/wegzijgingsfluxen voor jaar en winter- en zomerhalfjaar voor de drie onderrandeenheden

Onderrandeenheid	c-waarde (d)	Netto jaarflux ¹ (mm j ⁻¹)	Winterflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)	Zomerflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)
Kwel	1250	100	25	75
Neutraal	2500	0	> -10	< 10
Wegzijing	750	-300	-200	-100

¹ positief = kwel

Er is gekozen voor de optie in SWAP om kwel/wegzijing te berekenen uit het potentiaalverschil tussen de dynamische grondwaterstand en een opgelegde stijghoogte in het eerste watervoerende pakket, en een c-waarde. De stijghoogte is beschreven op jaarbasis met een sinus. Deze is per onderrandeenheid verkregen door fitten op het stijghoogteverloop in geselecteerde buizen uit DINO (zie bijlage E).

Voor de concentraties in het kwelwater zijn redelijk hoge waarden van andere studies in de Lopikerwaard en Krimpenerwaard genomen (Hendriks et al., 2002; Van Gerven en Hendriks, 2011): 17 mg NH₄-N L⁻¹, 0,1 mg NO₃-N L⁻¹, 1,85 mg PO₄-P L⁻¹, 40 mg DOM L⁻¹, 2,5 mg DON L⁻¹ en 0,3 mg DOP L⁻¹.

2.3.2.2 Zijrandvoorwaarde: concentraties in het infiltrerende water

De waarden voor de nutriëntenconcentraties in het infiltrerende water zijn bepaald op basis van een analyse van beschikbare gegevens van stoffenconcentraties in het oppervlaktewater in het westelijke veenweidegebied van Nederland. De herkomst van deze gegevens, de methode en de resultaten van de analyse en de daaruit

afgeleide waarden voor de drie onderscheiden klassen 'Laag', 'Hoog' en 'Middel' zijn in detail gegeven in bijlage F. Bij de analyse en het bepalen van de waarden is onderscheid gemaakt tussen het gebied benoorden het Noordzeekanaal met oligotroof veen en dat bezuiden het Noordzeekanaal met eutroof veen. Reden hiervoor was het duidelijke verschil in waarden van concentraties tussen deze gebieden. Opgemerkt wordt dat de waarden van klasse 'Laag' circa 30% onder de mediane waarden liggen en daarmee een iets gunstigere toestand verbeelden dan de huidige 'gemiddelde toestand'. Klasse 'Hoog' verbeeldt een extreme toestand.

Tabel 2.3 geeft de waarden van de klassen in de vorm van de invoerparameters van ANIMO. De pH vormt hierop een uitzondering want die is geen invoerparameter van het model voor het infiltrerende water. De waarden uit de tabel zijn wel impliciet gebruikt om de pH-waarden van de bodemlagen te verhogen in het geval van de berekeningen met onderwaterdrains waarin de hoeveelheid infiltrerend water fors toeneemt. Hiermee is gesimuleerd dat water met hogere pH diep de bodem indringt en rond de drains een pH-verhoging bewerkstelligt die een gunstiger milieu voor veenafbraak en -mineralisatie creëert. Zie verder subparagraaf 2.4.2.

Tabel 2.3

Waarden voor de relevante modelparameters als concentraties in het infiltratiewater, en de pH per klasse per gebied

Gebied	Klasse	NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	DON (mg L ⁻¹)	Ortho-P (mg L ⁻¹)	DOP (mg L ⁻¹)	SO ₄ (mg L ⁻¹)	pH (-)
Eutroof	Laag	0,10	0,10	1,0	0,05	0,12	35	7,5
	Hoog	0,80	2,20	3,4	1,10	0,21	110	8,3
	Middel	0,45	1,15	2,2	0,58	0,17	73	7,9
Oligotroof	Laag	0,10	0,10	2,2	0,07	0,28	66	7,9
	Hoog	0,60	0,40	5,7	0,99	0,51	136	8,9
	Middel	0,35	0,25	4,0	0,53	0,40	100	8,4

2.3.3 Modelscenario's

Voor de elf hydrologische eenheden en de zeventien veenweide-eenheden zijn acht berekeningen gedaan die bestonden uit vier scenario's maal twee varianten. De twee varianten zijn een berekening zónder en een mét onderwaterdrains. De scenario's betreffen de drooglegging en het klimaat:

1. geringe drooglegging: 40 cm, huidig klimaat;
2. gemiddelde drooglegging: 50 cm, huidig klimaat;
3. grote drooglegging: 60 cm, huidig klimaat;
4. W+-klimaat voor het jaar 2050 bij drooglegging van 50 cm.

De drie droogleggingsklassen zijn genomen omdat ze een realistisch bereik vormen, kleiner of groter zal de drooglegging bij landbouwkundig gebruikte veenweiden met onderwaterdrains niet worden gekozen. In dit bereik vallen de voor onderwaterdrains optimale droogleggingen die volgden uit eerdere berekeningen met SWAP-ANIMO voor veenweiden met onderwaterdrains (zie 2.1.2).

Bij de modelscenario's horen de gekozen toestanden van de bovenrand. Deze betreffen meteorologie en bemesting. Ze zijn voor alle scenario's gelijk behalve dat er onderscheid is tussen 'huidig' en W+-klimaat.

2.3.3.1 Meteorologie

Er is steeds een reeks van 30 werkelijke weerjaren, 1971-2000, doorgerekend (zie 2.4.1). Hiervoor is de meteorologie van weerstation De Bilt genomen, zowel voor huidig als W+-klimaat. Voor de laatste is gebruik gemaakt van de conversie-opties die het KNMI op haar website aanbiedt om bestaande weerreeksen te transformeren tot W+-klimaatweerreeksen.

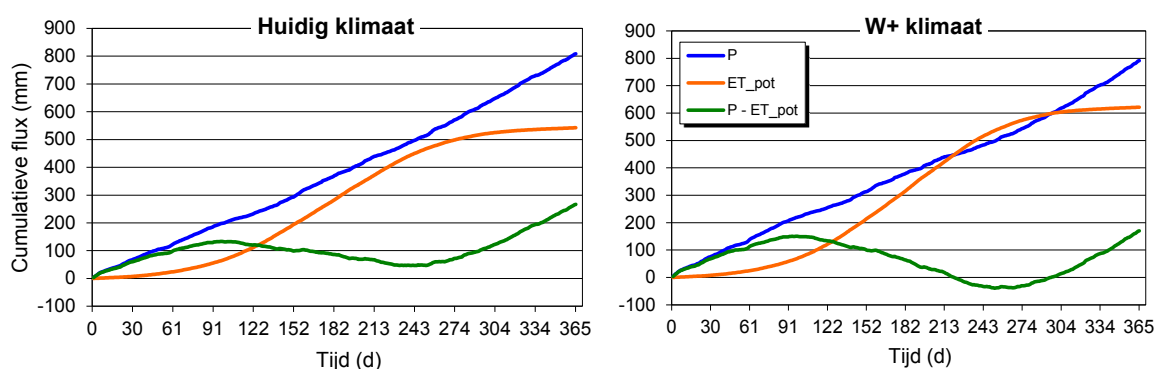
Tabel 2.4

Temperatuur (°C), en neerslag en potentiële verdamping¹, en verschil hiertussen (mm) in winter, zomer en jaar voor het huidige klimaat en het W+-klimaatsscenario in 2050, in de modelberekeningen, als gemiddelden van de 30-jarige simulatieperiode

Klimaat-scenario	Temperatuur			Neerslag (P)			Pot. verdamping (ET _{pot})			P - ET _{pot}		
	winter	zomer	jaar	winter	zomer	jaar	winter	zomer	jaar	winter	zomer	jaar
Huidig	3,2	16,8	10,0	425	384	809	99	444	543	326	-60	266
W+	5,6	19,7	12,6	456	335	791	105	516	621	351	-181	170

¹ verdamping = bodemverdamping en gewastranspiratie

In tabel 2.4 zijn de belangrijkste grootheden van de meteorologie opgenomen als winterhalfjaar-, zomerhalfjaar- en jaargemiddelden en -sommen, gemiddeld over de gehele simulatieperiode van 30 jaar voor huidig en W+-klimaat voor het jaar 2050. Figuur 2.9 bevat een grafische weergave van het gemiddelde cumulatieve verloop van neerslag, potentiële evapotranspiratie en het verschil tussen beide, voor beide klimaatscenario's.

**Figuur 2.9**

Verloop gedurende het jaar van cumulatieve neerslag (P) en cumulatieve potentiële evapotranspiratie (ET_{pot}), en het (potentiële) neerslagoverschot als verschil tussen beide, voor huidig klimaat en klimaatsscenario W+, als gemiddelden van de periode 1971-2000. Het normaal grillige verloop van de neerslag is sterk genivelleerd door het middelen van 30 weerjaren.

De grote verschillen tussen huidig klimaat en klimaatsscenario W+ in 2050 zijn de hogere temperatuur gedurende het gehele jaar met een verschil van 2,4-2,9 °C in vergelijking met huidig klimaat en de geringere neerslag en hogere potentiële verdamping in het zomerhalfjaar. In het midden van de zomer leidt dit in W+ zelfs gemiddeld tot een negatief cumulatief neerslagoverschot. Dit resulteert in een drogere en warmere veenbodem in het zomerhalfjaar en dit bevordert de afbraak en mineralisatie van veen sterk. Daarnaast is in W+ door het gemiddeld 140 mm grotere neerslagtekort in de zomer de watervraag van de veenbodem in de vorm van infiltratie groter dan in de huidige situatie. Dat zal vooral in de varianten met onderwaterdrains tot een hogere infiltratie leiden. Het verschil in gemiddelde neerslagjaarsommen van beide klimaatscenario's is met 40 mm relatief gering.

Tabel 2.5

Aantal dagen met neerslag en gemiddelde neerslag per dag in de periode 1971-2000 voor huidig en W+-klimaat in 2050

Scenario	Jaar		Winter	
	aantal dagen met neerslag	gemiddelde dagneerslag (mm)	aantal dagen met neerslag	gemiddelde dagneerslag (mm)
W+-klimaat	7177	3,31	3989	3,41
Huidig	7562	3,21	4037	3,14
W+/huidig	95%	103%	98,8%	109%

Tabel 2.5 laat zien dat in het W+-klimaat in de periode 1971-2000 minder dagen met neerslag zijn dan in het huidige klimaat, maar dat in de neerslagdagen van W+ gemiddeld 3-9% meer neerslag valt: de neerslag-intensiteit is in W+ iets groter. Dit zal leiden tot meer oppervlakkige afstroming en afspoeling bij W+.

2.3.3.2 Bemesting

In alle modelscenario's is dezelfde bemesting toegepast. De opname door het gewas van stikstof en fosfor kan per scenario iets verschillen omdat SWAP-ANIMO zelf in afhankelijkheid van meteorologie en bodemvocht- en -nutriënttoestand de gewasopname berekent. De gebruikte bemestingsgegevens zijn verkregen uit STONE (Wolf et al., 2003) en zijn afkomstig van het LEI. Het zijn gegevens voor veengrasland in Zuid-Holland voor het jaar 2010. Deze gegevens zijn representatief voor gemiddeld intensief gebruikte veenweiden in West-Nederland. De waarden van de verschillende componenten zijn aangegeven in tabel 2.6. De verdeling van de mest over het jaar is afgeleid van de DOVE-veenstudie in de Vlietpolder (Van Beek et al., 2003; Hendriks et al., 2008b).

Tabel 2.6

Jaarlijks toegediende mestgiften uitgesplitst naar mestsoort en N- en P-componenten. Waarden tussen haakjes zijn N-giften gecorrigeerd voor ammoniakvervluchtiging.

Mestsoort	Stikstof (kg N ha ⁻¹)				Fosfor (kg P ha ⁻¹)		
	Org-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Tot-N	Org-P	Ortho-P	Tot-P
Drijfmest	103	102 (90)	0	205 (193)	11	19	30
Weidemest	35	36 (31)	0	71 (66)	3	5	8
Kunstmest	0	78 (77)	78	156 (155)	0	8	8
Totaal mest	138	216 (198)	78	432 (414)	14	32	46

2.4 Modelberekeningen

2.4.1 Opzet

Voor elk scenario zijn de twee onderwaterdrainsvarianten (geen en wel drains) met de modellen doorgerekend voor een periode van 30 jaar met een reeks van 30 werkelijke weerjaren (zie 2.3.3). Hiervoor is de jaarreeks in twee delen van vijftien jaar opgedeeld. Deze twee deelreeksen zijn apart doorgerekend. ANIMO is voor beide reeksen met dezelfde waarden van toestandsvariabelen geïnitieerd. Deze initiële toestand representeert de toestand van een veenweideperceel net nadat het slootpeil is verlaagd om de oorspronkelijke drooglegging te herstellen die was verkleind door maaiveldvaling. Vertaald naar ANIMO: alle modelcompartimenten bevatten weer de initiële hoeveelheid organische stof, waarvan die net boven de GLG met een zeker aandeel gereduceerd veen vanuit de anaerobe, permanent waterverzadigde zone (zie ook 2.2.3, laatste twee tussenkopjes).

Bij alle scenario's is de initiële toestand gelijk voor de variant zonder en de variant met onderwaterdrains: een toestand die tot stand is gekomen zónder onderwaterdrains. De gemiddelden van de uitkomsten van twee keer 15 jaar scenarioberekeningen representeren daardoor de gemiddelden van een periode van 15 jaar toepassen onderwaterdrains, maar op basis van 30 verschillende weerjaren in twee werkelijke reeksen van 15 jaar. De resultaten van de twee vijftienjarige perioden zijn gemiddeld en nader geanalyseerd en geïnterpreteerd (2.4.3).

2.4.2 Parameterisatie

De waarden van de parameters van de modellen zijn voornamelijk verkregen van berekeningen aan veenweidepercelen in West-Nederland met FLOCR- of SWAP-ANIMO, gestoeld op gegevens van veld- en laboratoriummetingen, en kalibratie. Voor de eutrofe venen is gebruik gemaakt van informatie van De Donkse Laagten in de Alblasserwaard (Hendriks, 1993 en 1997a; Vermeulen en Hendriks, 1996), proefboerderij Zegveld

Tabel 2.7a

Opbouw in bodemhorizonten van de *eutrofe* veenbodemkolommen en verticale discretisatie in modelcompartimenten voor SWAP en voor ANIMO. Onderscheid is gemaakt tussen de eerste horizont als kleidek (1-kd) en als veendek (1-vd). Een 5 m dik veenprofiel heeft 2,5 m meer gereduceerd veen in de ondergrond. GLG op 70 cm diepte (blauwe lijn).

Horizonten			Compartimenten			
Num- mer	Omschrijving	Diepte- traject (cm)	SWAP		ANIMO	
			dikte (cm)	aantal	dikte (cm)	aantal
1-kd	Venige klei	0- 5	1	5	5	1
		5- 15	2,5	4	5	2
		15- 30	5	3	5	3
1-vd	Veraard kleilig veen	0- 5	1	5	5	1
		5- 15	2,5	4	5	2
		15- 25	5	2	5	2
2	Geoxideerd veen	25- 30	5	1	5	1
2	Geoxideerd veen	30- 70	5	8	10	4
3	Gereduceerd veen	70-100	7,5	4	15	2
		100-160	10	6	20	3
		160-190	10	3	30	1
		190-250	15	4	30	2
3	Gereduceerd veen bij 5 m dik pakket	250-400	25	6	50	3
		400-500	50	2	100	1

Tabel 2.7b

Opbouw in bodemhorizonten van de *oligotrofe* veenbodemkolom en verticale discretisatie in modelcompartimenten voor SWAP en voor ANIMO. GLG op 65 cm diepte (blauwe lijn).

Horizonten			Compartimenten			
Num- mer	Omschrijving	Diepte- traject (cm)	SWAP		ANIMO	
			dikte (cm)	aantal	dikte (cm)	aantal
1	Veraard kleilig veen	0- 5	1	5	5	1
		5- 15	2,5	4	5	2
		15- 25	5	2	5	2
2	Geoxideerd veen	25- 35	5	2	5	2
		35- 65	5	6	10	3
3	Gereduceerd veen	65- 70	5	1		
		70- 77,5	7,5	1	12,5	1
		77,5-92,5	7,5	2	15	1
		92,5-100	7,5	1		
		100-110	10	1	17,5	1
		110-190	10	8	20	4
		190-250	15	4	30	2

(Hendriks et al., 2008a), De Vlietpolder (Hendriks et al., 2008b) en De Krimpenerwaard (Van Gerven et al., 2011a; Van Gerven en Hendriks, 2011). Voor het oligotrofe veenmosveen in Noord-Holland benoorden het Noordzeekanaal is voornamelijk gebruik gemaakt van gegevens van een perceel in Wormer, Jisp en Nek (Hendriks, 1993 en 1997a; Vermeulen en Hendriks, 1996). Hendriks (1993) kenschetst dit perceel als 'mesotroof' veenmosveen, om het daarmee af te zetten tegen een perceel in zijn onderzoek in Friesland met echt nutriëntenarm, oligotroof veenmosveen. Binnen deze studie is aangenomen dat het wat rijkere veenmosveen van Wormer, Jisp en Nek representatief is voor de 'oligotrofe' veenmosvenen in Noord-Holland.

2.4.2.1 Veenprofiel en discretisatie

De gemodelleerde veenprofielen zijn opgebouwd uit horizonten zoals weergegeven in tabellen 2.7a-b linker pagina. In deze tabellen zijn ook de verticale discretisatie van SWAP en die van ANIMO gegeven (zie ook 2.2). Bij het eutrofe veen is onderscheid gemaakt tussen een veen- of kleidek als eerste horizont, en tussen de dikten van 2,5 en 5 m van het veenpakket. Uit Hendriks (1991) is op basis van het areaal van de voorkomende grondwatertrappen ingeschat dat de GLG van een oligotroof landbouwkundig gebruikt veenweideperceel wat minder diep is dan die van een zelfde eutroof perceel. Op grond daarvan is voor de eutrofe eenheden een GLG van 70 cm - mv genomen en voor de oligotrofe 65 cm - mv. De dikte van de effectieve wortelzone bedraagt bij alle profielen 25 cm.

2.4.2.2 SWAP

1. Initialisatie

Initiële bodemvochtgehalten zijn verkregen met de optie 'drukhoogten in hydrostatisch evenwicht met initiële grondwaterstand' met een grondwaterstand van 50 cm - mv. Voor de initiële bodemtemperatuur is 10 °C, de jaargemiddelde luchttemperatuur in Nederland, voor het hele bodemprofiel genomen. Zoals opgemerkt in sub-paragraaf 2.2.2 zijn deze initiële waarden niet sterk bepalend door de relatief korte reactietijd van het systeem.

2. Modelparameters

De belangrijkste interne modelparameters van SWAP zijn de hydraulische karakteristieken: de waterretentie- en de doorlatendheidskarakteristiek. Deze zijn als VanGenuchten-parameters weergegeven in tabel 2.8. Voor de bovenste horizont van het eutrofe veen is het gemiddelde genomen van Staringreeksbouwsteen B18 (Wösten et al., 2001) en Zegveld, voor het kleidek de waarden van een venigekleidek in Linschoten (niet gepubl.), voor het geoxideerde veen van horizont 2 het gemiddelde van Zegveld en De Vlietpolder, en voor horizont 3 met gereduceerd veen het gemiddelde van Staringreeksbouwsteen O17, Zegveld en De Vlietpolder. Voor het oligotrofe veen zijn voor alle horizonten de waarden van de relevante horizonten van Wormer, Jisp en Nek genomen (als fits op de curven uit Hendriks, 1997a). De textuurgegevens als gehalte organische stof, lutum en overige minerale delen, waarmee SWAP de modelparameters warmtegeleiding en warmtecapaciteit bepaalt voor het berekenen van de bodemtemperatuur, zijn verkregen voor eutroof veen van Zegveld, De Vlietpolder en de Krimpenerwaard, en voor oligotroof veen van Wormer, Jisp en Nek (tabel 2.10). De anisotropiefactoren zijn geschat op basis van De Vlietpolder en Zegveld. Zij zijn de factoren waarmee de verticale verzadigde doorlatendheden (KSAT) worden vermenigvuldigd om de horizontale verzadigde doorlatendheden (K) te verkrijgen die in het pseudo-2D-concept worden gebruikt als onderdeel van de transmissiviteit (KD) (zie 2.2.1).

Tabel 2.8

Waarden van VanGenuchten-parameters en anisotropiefactoren zoals gebruikt in SWAP

Veensoort of kleidek	Bodem horizont		VanGenuchten-parameters						Anisotro- piefactor (-)
	num- mer	diepte (cm)	ORES (m ³ m ⁻³)	OSAT (m ³ m ⁻³)	ALFA (cm ⁻¹)	NPAR (-)	KSAT (cm d ⁻¹)	LEXP (-)	
Kleidek	1-kd	0- 30	0,339	0,634	0,0240	1,320	2,9	3,00	2
Eutroof	1-vd	0- 25	0,100	0,748	0,0210	1,170	5,4	-1,23	2
	2	25- 70	0,073	0,872	0,0130	1,222	2,7	-4,41	3
	3	70-500	0,065	0,894	0,0122	1,386	5,0	-2,04	1
Oligotroof	1	0- 25	0,0	0,730	0,018	1,154	5,0	3,00	2
	2	25- 65	0,0	0,907	0,0112	1,330	2,5	-1,41	3
	3	65-250	0,0	0,935	0,0125	1,420	3,5	-1,10	1

ORES = residueel volumetrisch vochtgehalte
OSAT = verzadigd volumetrisch vochtgehalte
ALFA = vormfactor α

NPAR = vormfactor n
KSAT = verzadigde doorlatendheid
LEXP = exponent in doorlatendheidsfunctie

Tabel 2.9

Waarden van drainage(drain.-) en infiltratie(infil.)weerstanden, en van de coëfficiënt en exponent voor interflow, en sloot- en drainafstanden

Veenprofiel of kleidek	Sloot			Onderwaterdrains			Interflow	
	drain. (d)	infil. (d)	afstand (m)	drain. (d)	infil. (d)	afstand (m)	coef. ($\text{cm}^{1-\text{exp}} \text{d}^{-1}$)	exp. (-)
Kleidek	–	–	–	–	–	–	0,075	0,5
Eutroof 2,5 m	230	260	50	26	30	6	0,100	0,5
Eutroof 5 m	125	150	50	26	30	6	0,100	0,5
Oligotroof 2,5 m	300	340	50	31	37	6	0,090	0,5

De drainage- en infiltratieweerstanden (tabel 2.9) van sloten zijn afgeleid voor eutroof veen van Donkse Laagten, Vlietpolder en Zegveld, en voor oligotroof veen van Wormer, Jisp en Nek. Deze weerstanden voor de onderwaterdrains zijn voor eutroof veen verkregen van Zegveld met drains, en voor oligotroof veen berekend uit die van eutroof op basis van de drainagevergelijking van Ernst (1956). Er is uitgegaan van een drainafstand van 6 m. Uit veldproeven op proefboerderij Zegveld met drainafstanden van 4 en 8 m is afgeleid dat 6 m een optimale afstand is. De interflowparameters zijn afgeleid van De Vlietpolder en Zegveld. De drempel en weerstand voor oppervlakkige afstroming (runoff) zijn op gebruikelijke waarden van 3 mm respectievelijk 0,5 d gezet. Voor het oppervlaktewaterbeheer van de 'extended drainage'-optie is uitgegaan van 12,5% van het oppervlak dat uit oppervlaktewater bestaat en een drempel van 5 cm voor starten van uitslag en inlaat van water (zie ook 2.2.4).

De gegevens voor grasgroei en -transpiratie, en bodemverdamping zijn van de scenarioberekeningen van Zegveld genomen.

3. Randvoorwaarden

Voor de neerslag is de optie 'dagsommen met neerslagduur' gebruikt en voor de gewastranspiratie en bodemverdamping de optie 'referentiegewasverdamping'. Neerslagsommen en -duur en referentiegewasverdamping zijn op dagbasis ingevoerd. De drainagebasis in de vorm van het slootpeil als functie van de tijd wordt in de gekozen 'extended drainage'-optie door SWAP berekend uit de waterbalans van het 'oppervlaktewaterbakje' op basis van het streefpeil en de drempel voor start en stop van uitslag en inlaat, en gegeven de wateruitwisseling met de veenbodem (zie ook 2.1.3). De onderrand als kwel/wegzijing wordt per hydrologische eenheid berekend als aangegeven in subparagraaf 2.3.2. Als onderrand voor de bodemtemperatuur is de jaargemiddelde luchttemperatuur van 10°C genomen.

2.4.2.3 ANIMO

Voor parameteriseren van de fysische en chemische eigenschappen van de veenbodems in ANIMO zijn eerst deze eigenschappen aan de horizonten van de bodems toegekend (tabel 2.10). Voor de meeste eigenschappen zijn de waarden verkregen uit dezelfde onderzoeken als hiervoor genoemd onder de modelparameters van SWAP. Voor gehalten organische stof en lutum, zie boven tabel 2.8. Volumieke massa's zijn op dezelfde manier verkregen. N- en P-gehalten van de organische stof zijn afgeleid uit tabel G.3 in bijlage G. Het C-gehalte van de organische stof heeft de vaste waarde van 0,55 kg C kg⁻¹ organische stof als gemiddelde uit Vermeulen en Hendriks (1996). Sommen van oxalaatextraheerbaar aluminium (Al) en ijzer (Fe) zijn afgeleid uit tabel G.5. Het P-oxalaat-gehalte van de eerste 50 cm is op waarden gezet die passen bij intensief gebruikte veenweidepercelen die sterk zijn opgeladen door bemesting uit het verleden. Ze zijn als zodanig verkregen uit 63 metingen verspreid over De Krimpenerwaard (Walvoort et al., 2011) en van een proefperceel in De Vlietpolder (Hendriks et al., 2008b). Voor de oligotrofe, nattere veenbodems zijn lagere waarden geschat uitgaande van een slechtere P-binding en wat minder intensieve bemesting. Relatief gezien zijn dit toch hoge waarden in de orde van de waarden van de Vlietpolder met eutroof veen.

Tabel 2.10

Waarden van fysische en chemische bodemkenmerken van de onderscheiden horizonten van de twee veensoorten zoals gebruikt voor het beschrijven van de veenbodemkolommen in ANIMO

Veen- soort of kleidek	Hori- zont	Volumie- ke massa (kg m ⁻³)	Organi- sche stof (%) ¹	Lu- tum (%) ²	Organische stof		Oxalaatextraheerbaar		Pyriet (%) ¹	pH- H ₂ O (-)
					N (kg kg ⁻¹)	P (kg kg ⁻¹)	P (mmol kg ⁻¹)	Al + Fe (mmol kg ⁻¹)		
Kleidek	1-kd	850	18	80	0,048	0,00110	59	460	2	6,7
Eutroof	1-vd	557	35	70	0,049	0,00120	58	390	2	6,7
	2	222	72	50	0,038	0,00057	38	230	2	6,0
	3	128	77	50	0,036	0,00044	12	112	3 → 1	5,6
Oligo- troof	1	500	35	70	0,043	0,00076	36	300	3	6,7
	2	170	75	50	0,019	0,00028	19	240	3	6,0
	3	125	93	50	0,015	0,00020	7	33	3 → 1	5,6

¹ massa-% van de droge stof; ² massa-% van de minerale delen

3 → 1: lineaire afname pyrietgehalte van 3 net onder GLG en tot 1 m diep, tot 1 op 1,9 m diep

Pyrietgehalten zijn geschat uit Kempen en Griffioen (2011) en Vermeulen en Hendriks (1996). Kempen en Griffioen geven een wat hoger pyrietgehalte bij het oligotrofe veen boven het Noordzeekanaal dan bij het eutrofe veen daaronder.

1. Initialisatie

- organische stof, stikstof en fosfor

Het bestand met initiële waarden van toestandsvariabelen (zie 2.2.3) is aangemaakt door ANIMO in een aanlooprun van drie keer vijftien jaar met historische bemesting uit STONE van de periode 1956-2000 (zie 2.2). Voor de meteorologie van de eerste vijftien jaar, de periode 1956-1970, is de weerreeks van 1971-1985 gebruikt. Voor de periode 1971-2000 zijn de werkelijke weerjaren gebruikt. Na elke run is de organische stofvoorraad geupdated om het herstellen van de drooglegging te simuleren (zie 2.2.3, laatste twee tussenkopjes).

Deze initialisatie is voor de twee veensoorten en bij eutroof veen voor de twee varianten met veendek en met kleidek apart uitgevoerd. Er is hierbij geen onderscheid gemaakt tussen veendikte bij eutroof veen en tussen de drie onderrandeenheden. Alle aanloopruns zijn uitgevoerd met de onderrandeenheid 'Neutraal'. Reden hiervoor is dat de aanlooprun tot doel had het bovenste deel van het profiel, van maaiveld tot de GLG, te initialiseren. Die initialisatie is nodig voor het zich laten instellen van organischestof-, en N- en P-pools onder invloed van de historische bemesting en meteorologie. Deze invloed komt niet dieper dan de GLG. De veendikte en onderrand zijn hiervoor niet erg relevant.

De initiële hoeveelheden organische stof aan het begin van de aanlooprun zijn berekend met de volumieke massa's en gehalten organische stof van tabel 10. De initiële verdeling over de organischestofklassen is genomen uit tabel G.3 en G.4 (bijlage G). Na de aanlooprun van 45 jaar met de drie organischestof-updates zijn de hoeveelheden organische stof per modelcompartiment gelijk aan de initiële, maar is vooral boven in het profiel de verdeling over de klassen verschoven naar minder 'veenklassen' en meer humus, en klassen die verbonden zijn aan gewasresten en organische mest. Onder de GLG zijn de verschuivingen zeer gering.

De P-oplading tot de GLG door bemesting van tabel 2.10 is verkregen door de beginwaarden van de hoeveelheid gebonden P zolang aan te passen tot de beoogde P-oplading voldoende goed (< 10% afwijking) was benaderd. Hetzelfde is gedaan voor de P-oplading onder de GLG.

Voor het profieldeel onder de GLG, de permanent verzadigde zone, verandert er in 45 jaar tijd nauwelijks iets aan de organischestof-pools en daar waar dat gebeurt - enkele decimeters onder de GLG - voorziet de organischestof-update in het herstellen van de oorspronkelijke situatie. De concentraties onder de GLG van N- en P-verbindingen in oplossing zijn aan het einde van de aanlooprun weer gezet op de initiële waarden die zijn afgeleid uit de mediane waarden van eutroof veen en van 'mesotroof' veenmosveen in tabel G.6 (bijlage G). Deze waarden zijn gezien als representatief voor de huidige situatie. Hierbij zijn bij eutroof de diepste waarden ('onderkant') op 5 m diep gezet en is lineair geïnterpoleerd tussen deze en beide andere waarden ('GLG' en 'midden' op 2,5 m diep). De zo verkregen waarden, tot 2,5 m diep, zijn eveneens gebruikt voor het 2,5 m dikke eutrofe veenprofiel. Dit impliceert dat de hoogste ammonium- en fosfaatconcentraties, die in de diepste 2,5 m voorkomen, ontbreken bij het 2,5 m dikke veenpakket. Bij het 2,5 m dikke oligotrofe veenprofiel is dezelfde procedure gevolgd waarbij het gemiddelde van de twee diepste waarden ('midden' en 'onderkant') op 2,5 m diep zijn gezet en lineair is geïnterpoleerd tussen deze waarden en die van 'GLG'.

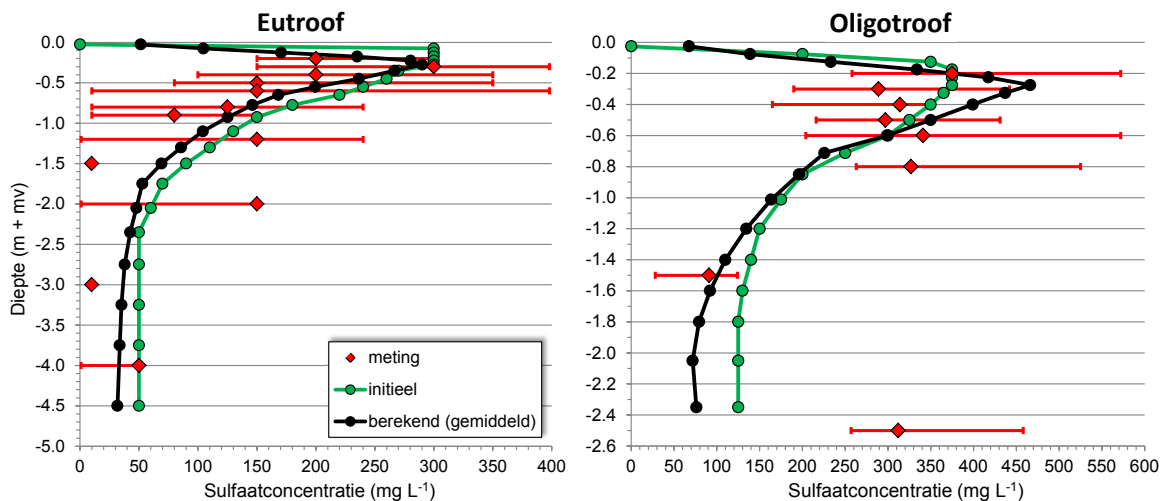
Voor de veenweide-eenheden met kwel is met tracerberekeningen met ANIMO vastgesteld dat de invloed van kwelwater tot maximaal 1,8 m - mv komt. De initiële concentraties van stoffen in het profiel dieper dan 1,8 m zijn bepaald door lineaire interpolatie tussen de op bovenbeschreven wijze verkregen waarden op 1,8 m diep en de kwelwaarden (zie 2.3.2) op 5 m diep.

- sulfaat

De initiële concentraties van sulfaat zijn voor het eutrofe veenbodemprofiel afgeleid van meetgegevens van Donkse Laagten, Vlietpolder, Zegveld en Krimpenerwaard, en voor het oligotrofe profiel van Wormer, Jisp en Nek. Deze metingen zijn in feite concentraties van alle opgeloste zwavelverbindingen: DOS (opgeloste organische S-verbindingen), sulfaten en sulfiden. Boven de GLG zullen deze verbindingen grotendeels sulfaat zijn, maar daaronder heerst een reducerend milieu waarin sulfaten in principe worden gereduceerd tot sulfiden (DOS is erg laag, want ratio organisch-N/S = 10 in veen; Hendriks en Van Gerven, 2011). Deze reductie is echter afhankelijk van de beschikbaarheid van afbreekbare organische stof. Deze kan onder de GLG beperkt zijn door de beschermende werking van fenolen. Het is dan ook mogelijk dat sulfiden en sulfaten naast elkaar kunnen voorkomen in de gereduceerde zone (persoonlijke mededeling, Joop Harmsen).

Er is daarom aangenomen dat een deel van de gemeten opgeloste zwavelverbindingen onder de GLG sulfaat is en dat de concentratie daarvan afneemt met de diepte tot een lage waarde in de orde van 25-50 mg L⁻¹. Op deze manier is uit voornoemde metingen een initieel sulfaatconcentratiediepteprofiel opgesteld per veensoort (figuur 2.10). Voor elke diepte zijn bij het eutrofe veen mediaan, minimum en maximum van de (maximaal) vier (één per locatie) beschikbare waarden (zelf medianen of gemiddelden) genomen, en bij het oligotrofe veen mediaan, minimum en maximum van alle (8-11) beschikbare gegevens in de tijd per diepte. Let op de hogere gemeten, initiële en berekende concentraties in het oligotrofe veen in vergelijking met het eutrofe veen. Deze zijn het gevolg van hogere pyrietgehalten en veen met een lagere afbraaksnelheid waardoor sulfaatreductie hier achterblijft in vergelijking met het eutrofe veen. De extreem hoge gemeten waarden op 2,5 m diepte bij oligotroof zijn als uitbijters gezien. Zij zijn monsters uit een peilbuis, terwijl alle andere monsters zijn verkregen door vochtonttrekking met *suction cups* (Hendriks, 1997a). De peilbuismonsters kunnen zijn vervuld door lekkage van sulfaatrijk water boven uit het profiel of door oxidatie van sulfiden in de open buis. Omdat ze procesmatig ook niet zijn te verklaren, zijn ze verder genegeerd.

De initiële sulfaatconcentraties zijn aan het begin van de aanlooprun op de waarden uit figuur 2.10 gezet. Aan het einde van deze run zijn de eindconcentraties ook op deze waarden gezet om de scenarioberekeningen te kunnen starten met dezelfde initiële concentraties die als representatief zijn gezien voor de huidige situatie.



Figuur 2.10

Mediane gemeten, ingevoerde initiële en met ANIMO berekende 30-jaarsgemiddelde sulfaatconcentraties als functie van de diepte in het bodemvocht van het eutrofe en het oligotrofe veenbodemprofiel (scenario's van figuur 2.11). Rode lijnen geven de spreiding rond de medianen als minimum- en maximumwaarden. Voor verklaring zie tekst. Let op de verschillen in schaal van de assen!

2. Modelparameters

- organische stof, stikstof en fosfor

ANIMO kent een groot aantal interne modelparameters die in vier invoerbestanden zijn ondergebracht. Een daarvan, **Plant.inp** met stuurparameters voor de N- en P-opname door het gras, is integraal overgenomen van de Vlietpolder-berekeningen. **Chempar.inp**, dat parameters bevat voor sturen van de P-sorptie en -precipitatie, is overgenomen van de Zegveld-modellering en aangepast op basis van de Krimpenerwaard-modellering.

Bestand **Material.inp** bevat de modelparameters die de anorganische en organische materialen beschrijven en de organische klassen die aan de laatste ten grondslag liggen. Waar het de bemesting betreft zijn deze parameters integraal overgenomen van de Vlietpolder-modellering. Voor de organische klassen die het veen beschrijven zijn de parameterwaarden gebruikt van tabel G.3 (bijlage G) voor 'Eutroof' en voor 'Mesotroof veenmosveen'. Voor beide veensoorten zijn de twee basisklassen gebruikt: 'goed afbreekbaar, gereduce' en 'slecht afbreekbaar'. Hiermee is het gereduceerde veen beschreven in de verhouding 1/3 'goed' en 2/3 'slecht', en het geoxideerde veen dat al een zekere omzetting/afbraak heeft ondergaan en daardoor wat humus bevat, in de verhouding volgens tabel G.4. De overige parameterwaarden van **Material.inp** die typisch zijn voor veen en gebruikt in deze studie zijn gegeven in tabel G.2 bijlage G.

Bestand **Soil.inp** bevat bodemkenmerken waarvan de parameterwaarden processen sturen. Typische waarden voor veenbodems die in deze studie zijn gebruikt zijn opgesomd in tabel G.5 bijlage G. Andere waarden zoals volumieke massa, oxalaatextraheerbaar P, Al en Fe, en pH zijn verkregen uit tabel 2.10.

Drie bijzondere parameters zijn gegeven in tabel 2.11: de twee parameters, een coëfficiënt en een exponent, die de verticale zuurstofdiffusie in het bodemprofiel als functie van het volumetrisch luchtgehalte bepalen, en de pH in het geval van onderwaterdrains. De eerste zijn verkregen op basis van de vier voornoemde onderzoeken en de waarden gegeven voor verschillende grondsoorten bij de beschrijving van de zuurstofdiffusie in de ANIMO-procesbeschrijving (Groenendijk et al., 2005). De coëfficiënten van het oligotrofe veenprofiel zijn daarbij 10% lager ingeschat dan die van het eutrofe wat een iets kleinere zuurstofdiffusie betekent. De pH in de tabel verbeeldt het aangenomen effect van extra waterinlaat met hoge pH bij toepassing onderwaterdrains als stimulering van biochemische processen door pH-verhoging (in ANIMO verlopen processen optimaal bij pH 7 en hoger). Aangenomen is dat volgens de beschrijving van waterinfiltratie via drains (bijlage C) infiltratiewater

niet dieper komt dan gemiddeld 190 cm. Voor horizont 2 betekent deze pH-verhoging op basis van de responsfunctie voor pH in ANIMO (Groenendijk, 2005) een verhoging van de processnelheid met 10%, en voor horizont 3a een verhoging met 20%.

Tabel 2.11

In ANIMO gebruikte waarden voor zuurstofdiffusieparameters als coëfficiënt en exponent, en pH in geval van onderwaterdrains

Veensoort of kleidek	Horizont		Zuurstofdiffusieparameters		pH-H ₂ O	
	nummer	diepte (cm)	coëfficiënt (-)	exponent (-)	drains (-)	geen drains (-)
Kleidek	1-kd	0- 30	0,20	1,70	6,7	6,7
Eutroof	1-vd	0- 25	0,30	1,65	6,7	6,7
	2	25- 70	0,30	1,70	7,0	6,0
	3a	70-190	0,30	1,70	6,7	5,6
	3b	190-250/500	0,30	1,70	5,6	5,6
Oligotroof	1	0- 25	0,27	1,65	6,7	6,7
	2	25- 65	0,27	1,70	7,0	6,0
	3a	65-190	0,27	1,70	6,7	5,6
	3b	190-250	0,27	1,70	5,6	5,6

- sulfaat

De nieuwe modelparameters voor sulfaat zijn de drie eerste-orde-snelheids-constanten in **Material.inp** en de reductiefactoren voor verlaging sulfaatreductie door (gedeeltelijk) inerte organische stof in **Soil.inp** (zie bijlage C). De laatste zijn vermenigvuldigingsfactoren; waarde 1 impliceert: géén reductie.

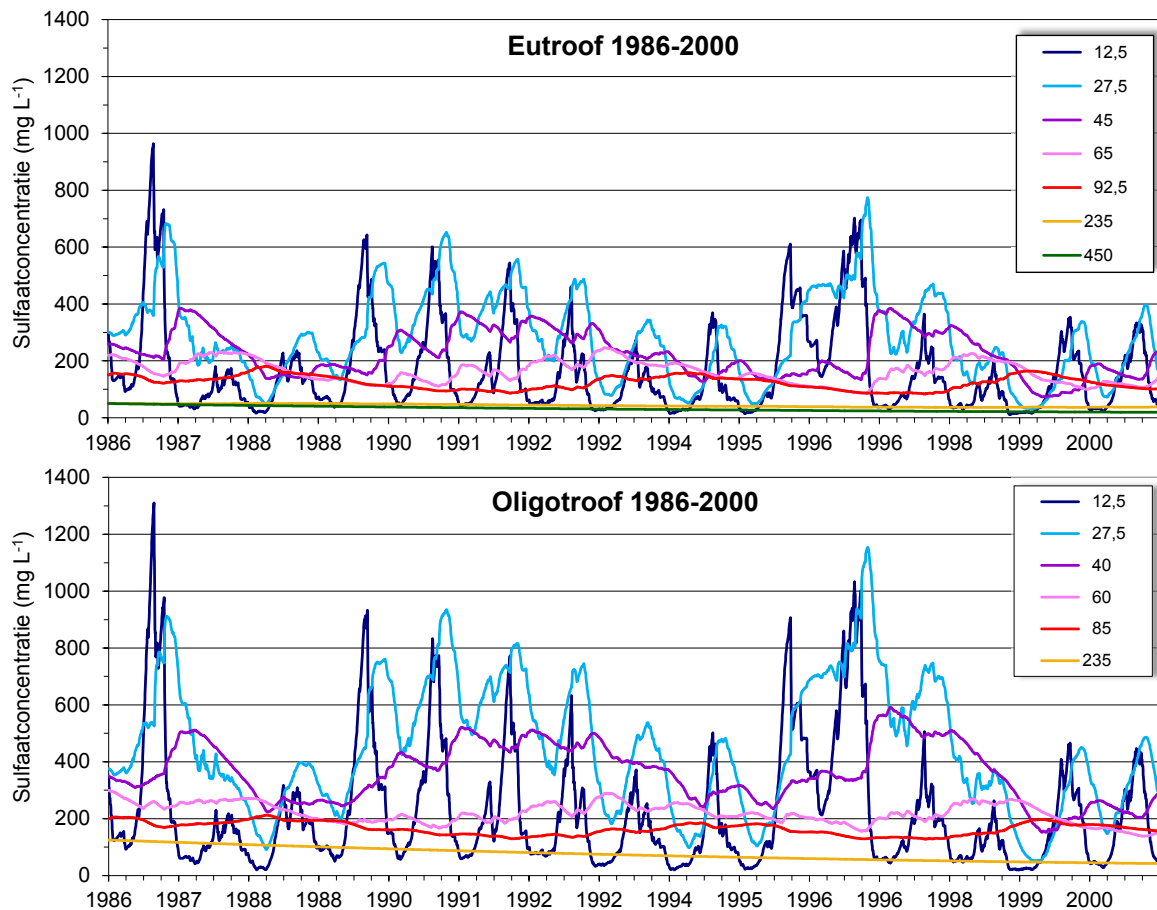
Omdat nog geen ervaring was opgedaan met deze nieuwe functionaliteit van ANIMO zijn al deze parameters verkregen door een globale kalibratie. Volgens Schipper et al. (2000) is de kinetiek van pyrietoxidatie afhankelijk van zuurstofconcentratie, zuurgraad en het reactieve contactoppervlak. Dat laatste is onbekend en zal locatie specifiek zijn, wat kalibratie rechtvaardigt. De doelfuncties bij deze kalibratie waren tweeledig:

1. gemiddeld over de 30-jarige scenarioperiode moet het diepteprofiel van de sulfaatconcentraties slechts weinig afwijken van het initiële concentratiediepteprofiel (figuur 2.10). Deze eis houdt in dat er gedurende de langjarige simulatieperiode een zeker evenwicht moet zijn op de sulfaatbalans tussen initiële voorraad en productie door pyrietoxidatie enerzijds en sulfaatreductie en -uitspoeling anderzijds. Slaat de balans door naar sterke uitputting van de voorraad of juist naar opbouw van een enorme voorraad, dan zijn de modelparameters die sulfaatbronnen en -putten sturen voor de betreffende bodem onder de heersende omstandigheden niet op elkaar afgestemd. De gesimuleerde situatie verbeeldt immers een status quo die al decennia heerst. Uitputting zal vooral de pyrietvoorraad raken; deze heeft echter een enorme potentie die niet binnen decennia uitgeput raakt (zie Hendriks en Van Gerven, 2011);
2. de omvang van de gesimuleerde sulfaatuitspoeling moet realistisch zijn. Hiervan waren geen meetgegevens bekend, alleen een schatting van Hendriks en Van Gerven (2011) voor De Krimpenerwaard, een veenweidegebied met eutroof veen. Wel waren sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater beschikbaar uit het meetgegevensbestand van bijlage F. De concentraties in de wintermaanden januari, februari en maart kunnen worden beschouwd als goede schatters voor de gemiddelde uitspoelingsconcentraties in de winter. Tegen die tijd zal het zomerwater in de sloot zijn verdrongen door water uit de veenbodem. Bij gebrek aan vrachten is daarom gekalibreerd op representatieve sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater in de winter.

Bij het laatste punt is net als bij het bepalen van de infiltratiewaterconcentraties onderscheid gemaakt tussen het eutrofe en het oligotrofe veengebied (zie 2.3.2). Voor deze twee gebieden zijn van alle beschikbare meetwaarden van januari, februari en maart de mediaan en het 40^e en 60^e percentiel bepaald als schatter van de

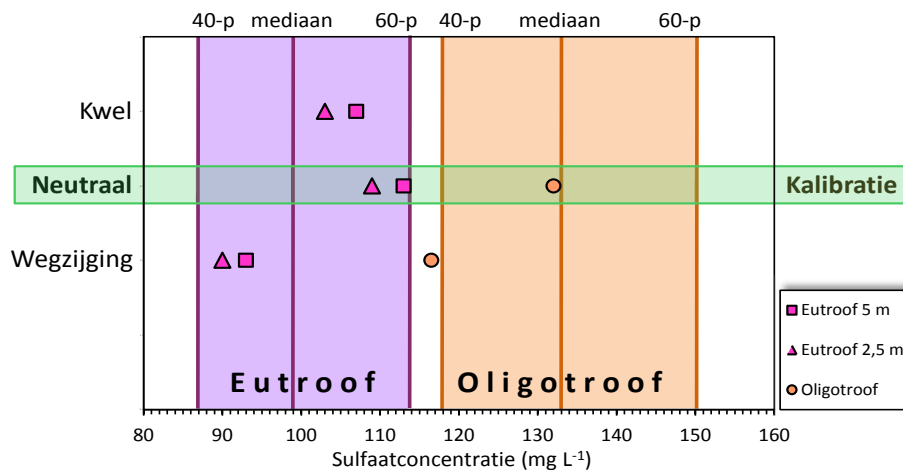
doelconcentratie en het doelbereik, de centrale 20% waarvan is gesteld dat de gesimuleerde 30-jaars-gemiddelde waarden er binnen moeten liggen (zie bijlage F voor methode en waarden). Als kalibratiescenario is voor de drie veensoort/dikte-eenheden de meest gemiddelde genomen: geen kleidek, lage infiltratieconcentraties, neutrale onderrand en drooglegging van 50 cm. De scenario's met kwel en wegzijging zijn ook vergeleken als een vorm van validatie. Tenslotte is voor 'eutroof veen 5 m dik' nog de 30-jaarsgemiddelde uitspoelingsvracht vergeleken met de schatting van Hendriks en Van Gerven (2011) voor De Krimpenerwaard. Dit is een onafhankelijke validatie van het model voor het eutrofe veen.

Figuur 2.10 laat zien dat doelfunctie 1 vrij goed is benaderd: voor eutroof veen slechts een lichte uitputting van de initiële sulfaatvoorraad en voor het oligotrofe veen een iets sterkere uitputting onder de GLG en enige toename van de voorraad boven de GLG. In figuur 2.11 is te zien dat bij beide venen alleen in het onderste deel van het profiel sprake is van constante uitputting van de sulfaatvoorraad en dat deze absoluut gezien groter is bij het oligotrofe veen. De situatie in dit deel van het profiel is onzeker door de onduidelijkheid of en in welke verhouding gemeten zwavelverbindingen sulfaten of sulfiden zijn en wat de kwantitatieve betekenis is van de bescherming van anaeroob veen door fenolen.



Figuur 2.11

Verloop in de tijd van de gesimuleerde sulfaatconcentraties in het bodemvocht op zeven verschillende diepten (cm) in het eutrofe 5 m dikke veenbodemprofiel en in het oligotrofe veenbodemprofiel voor de periode 1986-2000. Het zijn de scenario's zonder kleidek, met concentratieklasse 'Laag' en onderrand 'Neutraal', en bij 50 cm drooglegging. De jaren op de x-as markeren het begin van het jaar.



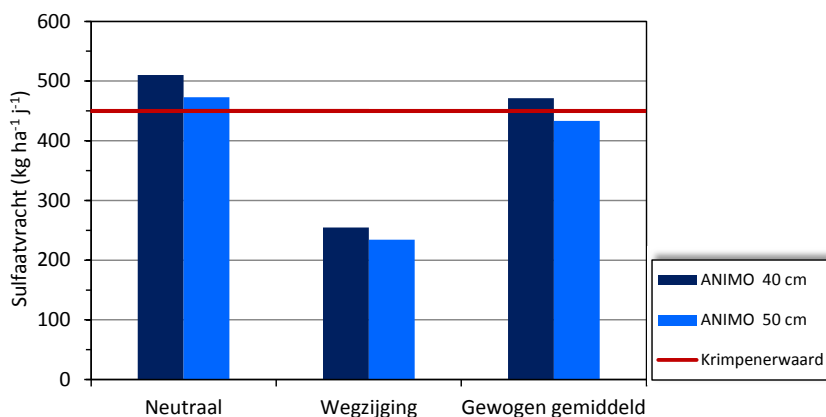
Figuur 2.12

Gesimuleerde 30-jaarsgemiddelden uitspoelingsconcentraties van sulfaat in het winterhalfjaar vergeleken met mediane gemeten sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater in de maanden januari, februari en maart, als doelconcentratie met doelbereik van 40^e (40-p) tot 60^e (60-p) percentiel, voor de drie veensoorten-dikte-combinaties, met de neutrale onderrand voor kalibratie en beide andere onderranden voor 'validatie'

De resultaten van doelfunctie 2 toont figuur 2.12. Bij de kalibratie zijn de concentraties van de eutrofe eenheden wat aan de hoge kant, terwijl die van de oligotrofe eenheid de doelconcentratie zeer goed benadert. Bij de validatie met de onderrandeenheden 'kwel' en 'wegzijing' liggen de eutrofe eenheden dicht bij de doelconcentratie, terwijl de oligotrofe eenheid net buiten de onderrand van het doelbereik ligt. Hieruit is geconcludeerd dat de kalibratie en validatie goede resultaten hebben opgeleverd. Wellicht dat de concentraties van de eutrofe eenheden licht worden overschat en die van de oligotrofe eenheden iets onderschat. Voor de eutrofe eenheden geeft figuur 2.13 daar verder uitsluitsel over.

Voor vergelijking met de schatting van de sulfaatuitspoelingsvracht in De Krimpenerwaard van Hendriks en Van Gerven (2011) zijn de resultaten van veenweide-eenheden 'eutroof veen 5 m dik' met onderranden 'neutraal' en 'wegzijing' genomen. De situatie van De Krimpenerwaard zit hier met 53 mm wegzijing op jaarbasis tussen in. Drooglegging in het gebied is 40-50 cm. De schatting van Hendriks en Van Gerven (2011) van de gebiedsgemiddelde bruto uitspoelingsvracht in De Krimpenerwaard bedraagt 450 kg sulfaat per ha land per jaar. Figuur 2.13 toont de gesimuleerde 30-jaarsgemiddelde bruto uitspoelingsvrachten voor onderranden 'neutraal' en 'wegzijing', en voor droogleggingen 40 en 50 cm. Uitgaande van de gesimuleerde gemiddelde wegzijing van 295 en 267 mm per jaar voor 40 en 50 cm drooglegging en de 53 mm van De Krimpenerwaard zijn de resultaten van 'neutraal' en 'wegzijing' gemiddeld volgens de weging 1 : 0,18 voor 40 cm en 1 : 0,2 voor 50 cm drooglegging. Dat geeft vrachten van 471 en 433 kg sulfaat per ha land per jaar voor 40 respectievelijk 50 cm drooglegging, en gemiddeld voor beide droogleggingen 452 kg sulfaat per ha land per jaar. Dit zeer goede resultaat is een extra aanwijzing dat sulfaatvrachten voor de eutrofe eenheden realistisch worden gesimuleerd met SWAP-ANIMO.

De resultaten van de kalibratie als waarden voor de modelparameters zijn gegeven in tabel 2.12. Door gebrek aan kennis en gegevens over deze waarden is besloten ze zoveel mogelijk voor beide veensoorten gelijk te nemen. Alleen voor de snelheidsconstante van sulfaatreductie is op basis van de kalibratie onderscheid gemaakt tussen eutroof en oligotroof veen. Niet alle waarden zijn gekalibreerd: de snelheidsconstante van pyrietoxidatie door denitrificatie is naar Schipper et al. (2000) 50 keer kleiner genomen dan de constante voor pyrietoxidatie door zuurstof, en de waarden van de reductiefactor voor sulfaatreductie boven de GLG zijn op 1 gesteld: geen reductie van de sulfaatreductie in de periodiek doorluchte zone, waarin fenolen niet meer aanwezig zullen zijn. De waarde van deze factor voor het bovenste deel van de gereduceerde zone is vrij hoog genomen omdat de bovenste decimeters van het veen incidenteel onverzadigd kunnen raken waardoor het veen niet langer meer



Figuur 2.13

Bruto sulfaatuitspoelingsvrachten als gesimuleerde 30-jaarsgemiddelden voor twee onderrandeenheden en 40 en 50 cm drooglegging, en als schatting voor de Krimpenerwaard door Hendriks en Van Gerven (2011). 'Gewogen gemiddeld' is 'Neutraal' en 'Wegzijging' in de verhouding (ongeveer) 5 : 1. Let op: vrachten zijn hier uitgedrukt per ha land!

(volledig) beschermd is door fenolen. Bovendien kan DOM uit hogere lagen uitspoelen naar deze zone wat zeker zal leiden tot afbraak van deze labiele organischestofvorm door reductie van sulfaat. Beter zou zijn de bescherming van organische stof door fenolen expliciet in het model op te nemen en daarbij te koppelen aan de organischestof-pools in plaats van deze impliciete benadering met reductiefactoren als functie van de diepte.

Tabel 2.12

In ANIMO gebruikte waarden voor de modelparameters van de sulfaatmodule

Eerste-orde-snelheidsconstanten: file Material.inp		Reductiefactor per horizont: file Soil.inp		
proces	constante (j ⁻¹)	hor. nummer	diepte (cm)	factor (-)
pyrietoxidatie door O ₂	0,0150	1 en 2	0- 65/70	1,00
pyrietoxidatie door NO ₃	0,0003	3a	65/70-190	0,65
sulfaatreductie	eutroof: 0,67; oligotroof: 0,65	3b	190-250/500	0,10

Opvallend is dat de gekalibreerde waarde van de snelheidsconstante van pyrietoxidatie door zuurstof de orde van grootte heeft van de potentiële afbraaksnelheidsconstante van veen. Deze bedragen in deze studie voor het oorspronkelijke, gereduceerde veen voor eutroof veen 0,021 j⁻¹ en voor het oligotrofe veen 0,010 j⁻¹ (waarden uit tabel G.3 bijlage G, nemen in juiste verhouding van 'goed' en 'slecht afbreekbaar').

De gekalibreerde waarde van de sulfaatreductiesnelheidsconstante, daarentegen, is een factor 55 kleiner dan de gebruikte waarde voor de nitraatreductie- of denitrificatiesnelheidsconstante RECFDEAV van tabel G.2 (let op: RECFDEAV heeft eenheid d⁻¹; vermenigvuldigen met 365 geeft eenheid j⁻¹). Bovendien wordt in het permanent-anaerobe veen de sulfaatreductiesnelheid nog verkleind tot 10% van de maximale waarde door de reductiefactoren van tabel 2.12. Dit is een resultaat van de kalibratie met belangrijke gevolgen! Hierdoor en door het gegeven dat in het model - conform de werkelijkheid - sulfaatreductie pas plaatsvindt als geen nitraat meer aanwezig is (bijlage C, paragraaf C.3), verloopt sulfaatreductie vele malen trager dan denitrificatie. Dit maakt sulfaat voor veengronden de meest stabiele en daardoor, en omdat het niet aan de bodem wordt gebonden, de meest mobiele stof in het model. Alle andere stoffen worden of gebonden aan het bodemcomplex, zoals fosfaat en ammonium, en/of sneller omgezet dan sulfaat, zoals DOM, DON, DOP, ammonium en nitraat (snelheidsconstanten in tabel G.2). Hierdoor spoelt sulfaat sneller uit en is het gevoeliger voor veranderingen in het veenbodemsysteem die de uitspoeling beïnvloeden, zoals het toepassen van onderwaterdrains, dan de fosfor- en stikstofverbindingen.

3. Randvoorwaarden

De grootste bron aan de bovenrand en de bronnen aan de zij- en onderrand, respectievelijk bemesting en nutriëntconcentraties in het infiltratiewater en het kwelwater zijn besproken in subparagrafen 2.3.2 en 2.3.3. Rest de droge en natte depositie van N en P (die van sulfaat is niet opgenomen in het model; zie 2.2.4 en bijlage C). Deze waarden zijn verkregen van de Vlietpolder-berekeningen (Hendriks et al., 2008b), en geven in een gemiddeld jaar een totale depositie rond $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Ze bedragen:

- natte depositie: ammonium $0,71 \text{ mg N L}^{-1}$, nitraat $0,41 \text{ mg N L}^{-1}$ en fosfaat $0,063 \text{ mg P L}^{-1}$;
- droge depositie: ammonium $15,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en nitraat $4,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$.

2.4.3 Analyse en interpretatie resultaten

Besloten is om de modeluitkomsten te analyseren naar de volgende aspecten, waarbij de vergelijking tussen de varianten zónder en mét onderwaterdrains centraal staat om de hypothese uit de inleiding te kunnen bevestigen of weerleggen:

1. de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater met het oog op de twee nutriëntentema's: afwenteling en waterkwaliteit;
2. de drie nutriënten in de vorm van: N-totaal, P-totaal en sulfaat. Daarnaast water in zoverre de analyse daarvan de basis vormt voor de analyse van de nutriënten;
3. de belasting van het oppervlaktewater in twee gestalten: uitspoelingsvrachten en gemiddelde uitspoelingsconcentraties als stofvracht gedeeld door watervracht, beide voor de beschouwde periode;
4. drie perioden: jaar, winterhalfjaar en zomerhalfjaar;
5. routes naar het oppervlaktewater: komt uitstromend water direct in het slootwater of via de waterbodem. Dit is belangrijk voor de interpretatie van de resultaten naar effecten op de oppervlaktewaterkwaliteit met het oog op processen in de waterbodem (zie 2.1.2 en figuur 2.1);
6. informatie in de modeluitkomsten, anders dan de bruto nutriëntenbelasting, die kan bijdragen aan inzicht in de betekenis van onderwaterdrains voor de twee nutriëntentema's. Dit zijn de aanvullende 'modellen' uit subparagraaf 2.1.3.

Het laatste punt wordt hier nader uitgelegd. De conceptuele achtergrond en beschrijving zijn gegeven in subparagraaf 2.1.3 onder 'Uitkomsten en interpretatie'. Hier gaat het om de praktische en technische implementatie.

De zomervrachten zijn sterk bepalend voor het nutriëntenaanbod aan het aquatische ecosysteem in het zomerhalfjaar, waarvoor de normen voor oppervlaktewaterkwaliteit gelden, en daarmee voor het ecologisch potentieel van het oppervlaktewater. Gebruikmaken van alle informatie die het uitspoelingsmodel levert om tot meer realistische schattingen te komen van effecten van onderwaterdrains op de zomerbelasting vanuit de veenbodem is daarom een meerwaarde voor het onderzoek. Er zijn drie 'zomervrachtmodellen' ZV1-3 opgesteld die zijn toegepast bij nutriëntentema 'waterkwaliteit'. Het eerste is ook relevant voor thema 'afwenteling' en daarom daar ook toegepast. Deze modellen zijn:

1. ZV1: dit is meer een correctie van de modeluitkomsten dan een aanvullend model van de werkelijkheid. Ze geldt dan ook voor beide nutriëntentema's. Als in droge tijden water met opgeloste nutriënten in de veenbodem infiltreert uit hetzelfde oppervlaktewater waarnaar water uitstroomt en nutriënten uitspoelen, dan fungeert dat oppervlaktewater tegelijkertijd als bron en als put. Voor veenweidesloten geldt deze voorwaarde. Dan is de bijdrage van de veenbodem aan de nutriëntenbelasting van dat oppervlaktewater alleen correct als die als netto term wordt berekend. Voor de drie perioden (punt 4 hierboven) wordt de netto nutriëntenbelasting berekend als uitspoelingsvracht minus infiltratievracht;
2. ZV2: dit is wel een echt model gekoppeld achter het SWAP-ANIMO-model omdat er aannamen over het oppervlaktewatersysteem in zijn opgenomen. Het richt zich op de nutriëntenbelasting gedurende het zomerhalfjaar en geldt daarom alleen voor nutriëntentema 'waterkwaliteit'. Bij dit model gaat het om het effect van onderwaterdrains op de berging van nutriënten uit de veenweidebodem in het oppervlaktewater aan het begin van het zomerhalfjaar. Deze berging kan groot zijn door het grote volume van dat

oppervlaktewater. Hierbij zijn als uitgangspunten gehanteerd: het oppervlaktewater beslaat 12,5% van het oppervlak (gemiddelde van 5-20% van Woestenburg (2009)) en de slootdiepte bedraagt één meter zodat een drooglegging van 50 cm overeenkomt met een waterdiepte van 0,5 m;

3. ZV3: de combinatie van ZV1 en ZV2. Vanwege ZV2 is dit eveneens een echt model en alleen relevant voor thema 'waterkwaliteit'. Dit model geeft de meest realistische interpretatie van de uitkomsten. Een interpretatie die beter is dan het nemen van de bruto nutriëntenbelasting van SWAP-ANIMO.

De werking van model ZV2 wordt in het navolgende wiskundig beschreven en grafisch met een voorbeeld geïllustreerd. Het gaat om de berging van nutriënten aan het eind van het winterhalfjaar die gedurende het winterhalfjaar is opgebouwd door verdringing van het zomerwater (die groot genoeg is). Dit water bestaat uit drainagewater uit de veenbodem en neerslagwater direct op het oppervlaktewater (kwel direct op het oppervlaktewater is verwaarloosbaar). Hierbij is aangenomen dat deze beide tegelijkertijd optreden en dat gemiddeld over de winter gezien de verhouding van hun bijdragen wordt gegeven door de ratio tussen hun wintersommen. Verder is aangenomen dat op moment van neerslag de verdamping direct uit het oppervlaktewater nihil is, wat impliceert dat het gaat om de bruto neerslagsom. In formule uitgedrukt als fractie van het veenbodemwater in het oppervlaktewater eind winter:

$$f_v = \frac{0,875 q_v}{0,875 q_v + 0,125 P} = \frac{q_v}{q_v + \frac{P}{7}} \quad (2.1)$$

waarin:

- f_v = fractie veenbodemwater in oppervlaktewaterberging eind winter (-);
- q_v = som drainage in winterhalfjaar (mm);
- P = som bruto neerslag in winterhalfjaar (mm).
- 0,125 = fractie oppervlaktewater (-).

Met deze fractie wordt de berging in het oppervlaktewater van uit de veenbodem uitgespoelde stof begin zomerhalfjaar berekend als:

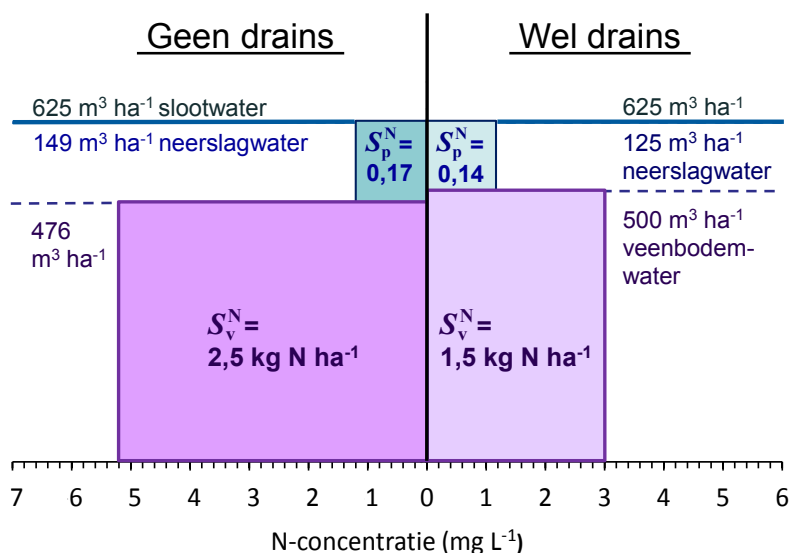
$$S_v^s = f_v \cdot V_o \cdot c_s \cdot 10^{-3} \quad (2.2)$$

met:

$$V_o = d_o \cdot A_o = 1250 d_o \quad (2.3)$$

met:

- S_v^s = berging in oppervlaktewater van uit de veenbodem uitgespoelde stof s begin zomerhalfjaar (kg ha⁻¹);
- c_s = gemiddelde uitspoelingsconcentratie van s in winterhalfjaar (mg L⁻¹);
- V_o = volume oppervlaktewater (m³ ha⁻¹);
- A_o = oppervlak oppervlaktewater (m² ha⁻¹);
- d_o = diepte oppervlaktewater (m).



Figuur 2.14

Model voor berging S_v^s in het oppervlaktewater van uit de veenbodem uitgespoelde stoffen s aan het begin van het zomerhalfjaar voor een situatie zonder en een met drains. Het getallenvoorbeeld betreft stikstof (N) bij oligotroof veen, veenweide-eenheid 11 (tabel 2.1) met W+-klimaat (drooglegging is 50 cm). Met drains is het aandeel veenbodemwater groter dan zonder, maar is de uitspoelingsconcentratie veel kleiner. Dat laatste geeft de doorslag: met drains is berging S_v^N kleiner dan zonder.

Figuur 2.14 toont het voorbeeld van stikstof in veenweide-eenheid 11 (oligotroof veen; tabel 2.1) bij het W+-klimaatscenario. Deze combinatie van eenheid en klimaat heeft binnen deze studie het grootste verschil in drainagesom in de winter tussen de varianten zonder en met drains. Voor dit scenario geldt: $d_0 = 0,5$ m, $P = 456$ mm (tabel 2.4), voor de variant zonder drains $a_v = 209$ mm en $c_s = 5,2$ mg N L⁻¹, en voor de variant met drains $a_v = 262$ mm en $c_s = 3$ mg N L⁻¹ (tabellen 3.3 en 3.7). De N-concentratie in de neerslag bedraagt 1,1 mg L⁻¹.

Toepassen van vergelijking (2.1) geeft een fractie f_v van 0,76 voor de situatie zonder drains en een f_v van 0,80 voor die met drains. Invullen in vergelijking (2.2) levert voor zonder drains een N-berging van (figuur 2.14):

$$S_{v,\text{niet drain}}^N = 0,76 \cdot 1250 \cdot 0,5 \cdot 5,2 \cdot 10^{-3} = 2,5 \text{ kg N ha}^{-1}$$

en voor de situatie met drains van:

$$S_{v,\text{wel drain}}^N = 0,80 \cdot 1250 \cdot 0,5 \cdot 3,0 \cdot 10^{-3} = 1,5 \text{ kg N ha}^{-1}$$

Te zien is dat ondanks de iets grotere bijdrage van het drainagewater aan de waterberging in de sloot de bijdrage S_v^N van de veenbodem aan de stikstofberging 40% kleiner is met drains dan zonder drains door de veel kleinere uitspoelingsconcentratie met drains. Dit verschil van -1,0 kg ha⁻¹ is zeker relevant aangezien het verschil in bruto N-uitspoeling in de zomer als 'mét minus zónder drains' +0,8 kg ha⁻¹ bedraagt (tabel 3.7). De resultante van deze twee verschillen is -0,2 kg ha⁻¹, een vermindering van de N-belasting in de zomer dankzij de geringere wintervoorraad (nog los van wat het effect is bij netto N-belasting, model ZV3 dus).

Ook de bijdrage S_p^N van de neerslag aan de stikstofberging is iets kleiner, door de iets geringere bijdrage aan de waterberging. Dit verschil is echter verwaarloosbaar. Voor fosfor en sulfaat geldt dit nog sterker, omdat daarvan de concentraties in de neerslag relatief gezien zeer laag zijn (0,063 mg P L⁻¹ en ca. 2,9 mg SO₄ L⁻¹; Stolk, 2001). Deze correctie is dan ook niet in het model opgenomen.

3 Resultaten

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de berekeningen met SWAP-ANIMO voor de veenweide-eenheden gepresenteerd en besproken. De nadruk ligt hierbij op het effect van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Resultaten worden daarom hoofdzakelijk behandeld als vergelijking tussen de scenariovarianten mét en de scenariovarianten zónder drains. Uitsluitend in dit hoofdstuk worden verklaringen voor resultaten en verschijnselen gegeven (paragraaf 3.2). In hoofdstuk 4 gebeurt dit (nagenoeg) niet.

De modeluitkomsten worden steeds met een toenemende graad van interpretatie gegeven: eerst apart maar naast elkaar de basisresultaten van de varianten 'zonder drains' en van de varianten 'met drains' en vervolgens de effecten van onderwaterdrains geïnterpreteerd als 'verschil tussen mét en zónder drains'. Beide vormen van resultaten worden gepresenteerd in opzoektabelen die het complete overzicht geven van de betreffende resultaten en die zijn opgebouwd volgens de indeling van hydrologische eenheden en veenweide-eenheden van tabel 2.1. In beide soorten tabellen zijn klassen van waarden van grootheden met kleuren aangegeven, waardoor snel een indruk van patronen in de uitkomsten kan worden verkregen. Op deze manier wordt een maximale dichtheid aan informatie gepresenteerd waaruit naar wens kan worden geput. Verder worden aanvullende presentaties gegeven om verschillen, trends en patronen tussen en in scenario's te onderzoeken en herkennen. Verdere abstrahering en trechtering met als doel uitspraken te kunnen doen over kwetsbaarheid van veenweide-eenheden en hun typische kenmerken voor toepassing onderwaterdrains met het oog op de nutriëntenbelasting worden gepresenteerd in hoofdstuk 4 'Analyse en synthese'.

Eerst worden de resultaten besproken van de hydrologische scenario's met SWAP, omdat water de drijvende kracht is van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de bodem en zo uitspoelingsvrachten² en -concentraties bepaalt (par. 3.1). Analyse van de berekende drainage- en infiltratiefluxen is dan ook noodzakelijk voor een goed begrip van de resultaten van de berekende uitspoeling van nutriënten. Daarnaast geven deze resultaten inzicht in de effecten van onderwaterdrains op de uitwisseling van water tussen bodem en oppervlaktewater, die sterk bepalend is voor het waterbeheer in de vorm van uitslag en inlaat van water. Vervolgens worden de resultaten van de nutriëntenscenario's met ANIMO besproken (par. 3.2). Deze geven de antwoorden op de onderzoeksvragen: hoe beïnvloeden onderwaterdrains de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden.

3.1 SWAP: hydrologie

Bij de hydrologische simulaties met SWAP moet onderscheid worden gemaakt tussen de realisatie van randvoorwaarden die het systeem beïnvloeden en de modeluitkomsten die direct zijn gerelateerd aan de doelen van dit onderzoek. De laatste betreffen de zijranden van het gemodelleerde systeem: de drainage- en infiltratiefluxen. De eerste hebben betrekking op de boven- en onderrand (zie figuur 2.3). Voor alle randen geldt dat ze worden bepaald door opgelegde tijdreeksen van grootheden en worden gestuurd door modelparameters (zie 2.3 en 2.4). Door de combinatie van deze twee soorten modelinput en de interne waterbalans van de modelkolom realiseert het model de uiteindelijke randvoorwaarden. In subparagraaf 3.1.1 worden de gerealiseerde boven- en onderrand kort besproken voor een beter begrip van de overige modeluitkomsten. De zijrand in de vorm van drainage- en infiltratiefluxen wordt meer uitgebreid per hydrologische eenheid besproken in subpara-

² In dit rapport wordt, tenzij anders vermeld, onder 'uitspoeling' zowel uit- als afspoeling van stoffen verstaan

graaf 3.1.2. Deze modeluitkomsten zijn noodzakelijk voor het begrijpen van de met ANIMO gesimuleerde nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Maar geven ook inzicht in de betekenis van toepassing onderwaterdrains voor het kwantitatieve waterbeheer.

3.1.1 Realisatie randvoorwaarden: boven- en onderrand

3.1.1.1 Bovenrand

De bovenrandvoorwaarden van het systeem zijn de luchttemperatuur, de neerslag, de neerslaginterceptie door het gewas, de transpiratie van het gewas en de bodemverdamping. Waarden hiervoor zijn verkregen zoals beschreven in subparagraaf 2.2.3. In het model heeft dat gerealiseerd in bovenrandvoorwaarden die per hydrologisch scenario enigszins verschillen. Dit geldt niet voor de luchttemperatuur, de neerslag en de verdeling hiervan over de dag middels de neerslagduur, en voor de interceptie. Die zijn voor alle berekeningen met hetzelfde klimaatscenario gelijk. Dit geldt wel voor actuele gewastranspiratie en bodemverdamping. De verschillen hiervan tussen hydrologische scenario's zijn echter over het algemeen gering, in de orde van enkele millimeters. Wel verschillen alle grootheden tussen de jaren onderling. Toch is er één kenmerk van de veenweide-eenheden dat wel tot een verschil in actuele transpiratie en verdamping leidt: het voorkomen van een kleidek. Vanzelfsprekend wijkt klimaatscenario W+ voor alle bovenrandvoorwaarden wel sterk af van de scenario's met huidig klimaat.

Tabel 3.1

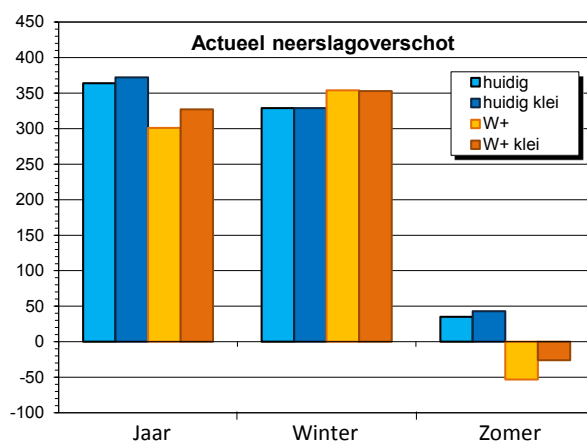
Bruto neerslag en berekende netto neerslag (bruto minus interceptie), actuele verdamping en actueel neerslagoverschot als netto neerslag minus actuele verdamping in jaar, winter(halfjaar) en zomer(halfjaar) voor het huidige klimaat en het W+-klimaat (in 2050), gemiddeld voor alle hydrologische scenario's zonder én alle scenario's met een kleidek, als gemiddelden van de 30-jarige simulatieperiode. Alle termen in mm.

Klimaat-scenario	Bruto neerslag			Netto neerslag (P_{net})			Act. verdamping (ET_{act})			$P_{net} - ET_{act}$		
	jaar	winter	zomer	jaar	winter	zomer	jaar	winter	zomer	jaar	winter	zomer
Huidig	809	423	386	754	398	356	390	69	321	364	329	35
Huidig klei	809	423	386	754	398	356	382	69	313	372	329	43
W+	791	453	338	739	428	311	438	74	364	301	354	-53
W+ klei	791	453	338	739	428	311	412	75	337	327	353	-26

¹ verdamping = bodemverdamping en gewastranspiratie

In tabel 3.1 zijn de neerslag- en gerealiseerde actuele verdampingstermen opgenomen als jaar-, winterhalfjaar- en zomerhalfjaarsommen, gemiddeld over de gehele simulatieperiode van 30 jaar voor huidig en W+-klimaat. Verder is onderscheid gemaakt tussen de scenario's zonder en die met een kleidek. Niet alle neerslag bereikt de bodem: het gras onderschept zo'n 7% van de bruto neerslag die vervolgens verdampt. De resulterende netto neerslag valt op de bodem en bepaalt samen met de actuele gewastranspiratie en bodemverdamping het actuele neerslagoverschot. De som van actuele transpiratie en verdamping is veel kleiner dan die van potentiële transpiratie en verdamping (tabel 2.2). Voor een deel vormt de interceptieverdamping dit verschil. Voor de rest is het vooral de actuele bodemverdamping die sterk (ca. 50%) achterblijft bij de potentiële; de gerealiseerde actuele gewastranspiratie bedraagt gemiddeld 97-98% van de potentiële.

Het actuele neerslagoverschot is in de winter iets (25 mm) groter bij het W+-klimaat dan bij huidig klimaat (tabel 3.1 en figuur 3.1). In de zomer is het verschil veel groter: het W+-klimaat is 70-90 mm droger dan huidig klimaat. Bij W+ bestaat in de zomer een neerslagtekort. Het verschil tussen scenario's zonder en met een kleidek is verwaarloosbaar in de winter, maar is substantieel in de zomer: 8 mm natter bij huidig en zelfs 27 mm 'natter' (minder droog) bij W+-klimaat. Absoluut gezien is dat laatste vooral het gevolg van een geringere (17 mm) gewastranspiratie, maar relatief gezien vooral van een verminderde (9%) bodemverdamping. Oorzaak is de minder goede eigenschappen voor capillaire nalevering van het kleidek dan die van het veraardveendek.



Figuur 3.1

Actueel neerslagoverschot (mm) als netto neerslag minus actuele bodemverdamping en gewastranspiratie in jaar, winter en zomer voor het huidige klimaat en het W+-klimaat (2050), gemiddeld voor alle hydrologische scenario's zonder én alle scenario's met een kleidek in de modelberekeningen, als gemiddelden van de 30-jarige simulatieperiode

3.1.1.2 Onderrand

De onderrandvoorwaarde betreft kwel naar en wegzijging vanuit de gemodelleerde veenbodemkolom. De precieze toestand van de onderrand, kwel of wegzijging, is onderscheidend voor de definitie van de vastgestelde veenweide-eenheden (zie 2.2). De kenmerken van de drie onderrandeenheden 'Kwel', 'Neutraal' en 'Wegzijging' zijn gedefinieerd voor de situatie van het hydrologische referentiescenario per veensoort en veendikte, dat is gedefinieerd als: geen kleidek, 50 cm drooglegging, huidig klimaat en zonder onderwaterdrains. Ze zijn als doelwaarden aangegeven in tabellen 2.2 en 3.2.

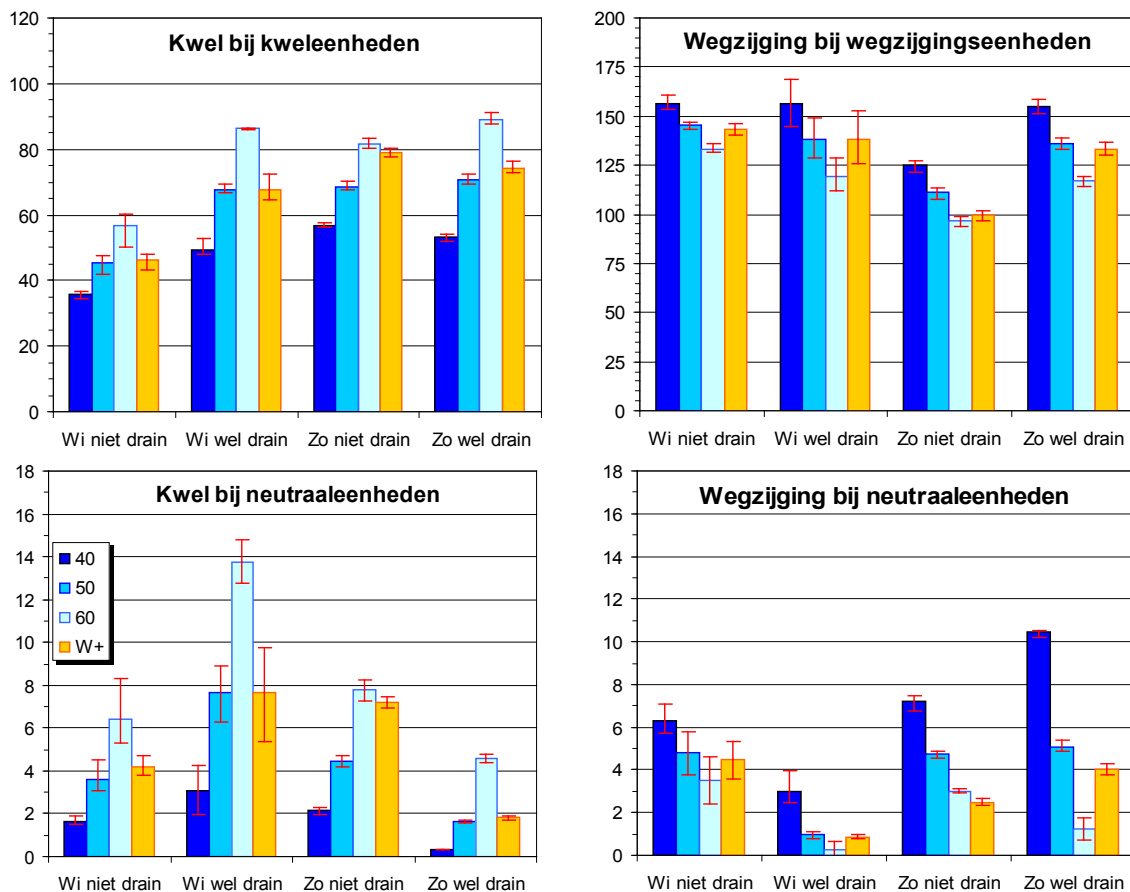
Tabel 3.2

Doelwaarden uit tabel 2.2 en gerealiseerde waarden van deklaagweerstand (d), en kwel- en wegzijgingsfluxen (mm) voor jaar, winter, halfjaar en zomerhalfjaar, voor de drie onderrandeenheden in het referentiescenario (geen kleidek, drooglegging van 50 cm, huidig klimaat en geen onderwaterdrains). Gerealiseerde fluxen zijn gemiddelden van de 30-jarige simulatieperiode en van de drie veensoorten/dikten-combinaties: eutroof 5 m dik, eutroof 2,5 m dik en oligotroof 2,5 m dik.

Onderrand-eenheden	Deklaagweerstand		Netto jaarflux ¹		Winterflux ¹		Zomerflux ¹	
	doel	realisatie	doel	realisatie	doel	realisatie	doel	realisatie
Kwel	1250	900	100	113	25	44	75	69
Neutraal	2500	2500	0	-2	>-10	-1,5 (-5/3,5) ²	<10	-0,5 (-5/4,5) ²
Wegzijging	750	800	-300	-255	-200	-146	-100	-109

¹ positief = kwel; negatief = wegzijging; ² wegzijging/kwel

Om de gedefinieerde doelwaarden van kwel en wegzijging te realiseren op basis van de ingevoerde parameters voor het beschrijven van het sinusvormige verloop van de stijghoogte in het eerste watervoerend pakket (zie 2.2), zijn de gedefinieerde deklaagweerstand van de eenheden 'Kwel' en 'Wegzijging' enigszins aangepast tot 900 dagen voor 'Kwel' en 800 dagen voor 'Wegzijging'. De aanpassing bij eenheid 'Kwel' was nodig om een voldoende grote kwel in de zomerperiode te krijgen in vergelijking met de wegzijging in de zomer bij eenheid 'Wegzijging'. De aanpassing bij 'Wegzijging' was noodzakelijk om een niet erg veel grotere wegzijging in de zomer te realiseren in vergelijking met de zomerkwel bij 'Kwel', zonder te veel achter te blijven bij het doel van 300 mm op jaarbasis. Nadruk lag hierbij vooral op de zomerperiode omdat deze het meest relevant is voor het doel van onderwaterdrains: grondwaterstanden op peil houden door bevordering van infiltratie van slootwater. De onderrand is sterk bepalend voor de infiltratiebehoefte. In die zin is het verschil tussen gerealiseerde kwel en wegzijging wel vrij groot: 40 mm of 57% van de realisatie van kwel. Dit maakt onderrandeenheid wegzijging wel wat 'uitgesprokener' of 'extremer' dan onderrandeenheid kwel.



Figuur 3.2

Berekende kwel- en wegzijgingsfluxen (mm) als gemiddelden van de 30-jarige simulatieperiode, onderscheiden naar onderrandeenheden Kwel, Neutraal en Wegzijing, en voor winter (Wi) en zomer (Zo), en de scenario's zonder en met drains, per drooglegging (cm) en voor het W+-klimaatscenario (drooglegging: 50 cm). Variatie in overige kenmerken hydrologische eenheden (veensoort en -dikte, en voorkomen kleidek) komt tot uitdrukking in de spreiding (in rood) tussen minimum en maximum. Let op de verschillen in schaal van de y-as.

De waarden voor de modelparameters van de onderrand die zijn afgeleid voor het referentiescenario zijn per onderrandeenheid toegepast bij alle bijbehorende scenario's, inclusief het W+-klimaatscenario. De zomer- en winterkwel en -wegzijing die dat heeft opgeleverd zijn samengevat in tabel 3.2 en figuur 3.2. Merk hierbij op dat bij de kweleenheid geen wegzijing optreedt en bij de wegzijgingseenheid geen kwel.

Figuur 3.2 laat zien dat de spreiding rond de gemiddelde onderrandflux voor het referentiescenario zeer gering is. Verder geeft dit figuur aan wat de gerealiseerde onderrandvoorwaarden zijn voor de andere scenario's. Wat betreft de verdeling in de tijd: kwel is altijd groter in het zomerhalfjaar en wegzijing in het winterhalfjaar (behalve 'neutraal met drains', maar betreft enkele mm's). Dit komt door een vlakker verloop in de tijd van de stijghoogte in het 1^e-watervoerend pakket dan het grondwaterstandsverloop: de zomergrondwaterstand zakt in absolute zin eerder en verder uit dan de stijghoogte. Het W+-scenario heeft bij een drooglegging van 50 cm in de winter nagenoeg dezelfde kwel en wegzijing als het referentiescenario. Voor de zomer is er wel een duidelijk verschil met het referentiescenario door de drogere omstandigheden in de zomer van het W+-scenario. Bij de vergelijkbare varianten mét drains is dit verschil genivelleerd door de vergroting van de infiltratie door de drains.

Het effect van de drooglegging is consequent een grotere kwel bij grotere drooglegging en een grotere wegzijing bij geringere drooglegging. Oorzaken hiervan zijn een lagere respectievelijk een hogere grondwater-

stand. Onderwaterdrains vergroten in vergelijking met de variant zonder drains de kwel vooral in de winter en in lichte mate in de zomer bij de grootste drooglegging door het lager houden van de grondwaterstand. Ze vergroten de wegzijging vooral in de zomer en in geringe mate in de winter bij de grootste droogleggingen, door hooghouden van de grondwaterstand. De aanwezigheid van een kleidek leidt tot iets (ca. 5 mm) grotere wegzijging en/of geringere kwel door de geringere verdamping bij de varianten met kleidek.

3.1.2 Hydrologische scenario's: zijrand als drainage en infiltratie

De zijrandvoorwaarden in de vorm van drainage naar, maar ook infiltratie vanuit de sloot hebben een directe band met de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater dat in veenweidegebieden in eerste instantie het slootwater is. Daarnaast geven hun resultaten informatie over de effecten van onderwaterdrains op de uitwisseling van water tussen bodem en oppervlaktewater die sterk bepalend is voor het waterbeheer in de vorm van uitslag en inlaat van water. Hierbij moet wel goed worden bedacht dat de hier besproken drainage en infiltratie kwantitatief niet hetzelfde zijn als uitslag en inlaat van oppervlaktewater. Tussen deze twee soorten grootheden zit het peilbeheer in samenhang met de bergingscapaciteit van het oppervlaktewatersysteem. Zie voor relevante literatuur hierover subparagraaf 1.1.1 vierde gedachtestreepje.

De resultaten van alle hydrologische scenario's zijn op drie verschillende manieren weergegeven: 1. als een volledig overzicht in tabelvorm van ongeïnterpreteerde modeluitkomsten, 2. als een overzicht in tabelvorm van verschillen tussen de variant zónder en die mét drains, en 3. op diverse manieren als staafdiagrammen om verschillen tussen en trends in scenario's te onderzoeken en verduidelijken.

De resultaten als ongeïnterpreteerde drainage- en infiltratiefluxen voor winter- en zomerhalfjaar en gehele jaar zijn weergegeven voor de varianten zónder en die mét drains in tabel 3.3. De resultaten zijn gemiddelden van de 30-jarige reeks van weerjaren. Om patronen in de waarden te kunnen herkennen op basis van de kenmerken van de eenheden en scenario's zijn de tabelcellen gekleurd volgens een klassenindeling.

Om de vergelijking tussen de variant zónder en die mét onderwaterdrains te vereenvoudigen zijn in tabel 3.4 de verschillen tussen de uitkomsten van beide varianten gegeven als waarde van variant met drains minus waarde van variant zonder drains. Hierdoor geven positieve getallen een toename weer van de betreffende grootheid als gevolg van toepassen drains en negatieve getallen een afname. Evenals bij tabel 3.3 zijn deze uitkomsten gevat in gekleurde cellen met als doel het eenvoudig herkennen van patronen in de uitkomsten van de verschillende hydrologische scenario's. De klassenindeling die deze kleuren representeren is een relatieve in procenten waarbij het verschil tussen zónder en mét onderwaterdrains is gewogen naar de waarde van de variant zonder drains. Het verloop van oranje naar rood vertegenwoordigt de klassen van toename van grootheden door toepassen onderwaterdrains, het verloop van licht naar donker groen de klassen van afname van grootheden. Grijs geeft een verschil aan van minder dan +5% of -5%.

In beide tabellen zijn voor de zomer ook de netto drainagefluxen opgenomen als drainageflux minus infiltratieflux. Een toename van de netto drainageflux in de zomer door gebruik drains geeft in tabel 3.4 een klassering in de 'oranje-rood-klassen'. Dat is een kwalitatieve waardering als 'ongunstig' voor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater: netto is er immers meer uitstroming vanuit de veenbodem. Afname valt in de klassen groen: 'gunstig' voor de belasting oppervlaktewater. Afname betekent echter ook meer netto infiltratie en dit impliceert meer inlaat van water. Toename van de hoeveelheid inlaatwater zal vooral in droge zomers (zoals in het droge jaar 2003) als negatief worden beoordeeld omdat dan de aanvoer van water een probleem wordt (Van den Akker et al., 2011). Bovendien wordt door waterbeheerders inlaatwater vaak als kwalitatief slecht gezien, hoewel in de praktijk de nutriëntenconcentraties in het inlaatwater vaak lager zijn dan van het gebiedseigen water van veenweidegebieden (b.v. Van Gerven et al., 2011a). Om deze redenen is in tabel 3.4 ook de verandering van de netto infiltratieflux weergegeven: zelfde getallen maar tegengesteld teken en tegengestelde kwalitatieve klassen.

Voor wat betreft grootte zijn de drainagefluxen en infiltratiefluxen zónder en ook mét drains goed vergelijkbaar met berekeningen met SWAP of vergelijkbare modellen (FLOCR, SIMGRO) die waren gekalibreerd aan veldmetingen van vergelijkbare veenweiden uit andere studies (Hendriks, 1993 en 2009; Hendriks et al., 2002; Hendriks et al., 2008a en b; Van den Akker et al., 2010; Van Gerven et al., 2011a).

De belangrijkste trends en patronen uit tabellen 3.3 en 3.4 zijn ook grafisch samengevat in figuren 3.3 en 3.4. In opsomming zijn deze trends en patronen:

1. situatie zonder onderwaterdrains

- de grootste drainagefluxen komen voor bij de kweleenheden in de winter bij een drooglegging van 60 cm. De absoluut hoogste winterdrainageflux bij de varianten zonder drains met het huidige klimaat is te vinden bij de grootste drooglegging van 60 cm bij een 5 m dik veenpakket. Voor dezelfde hydrologische eenheid maar met het W+-klimaat is de winterdrainage echter nog groter. Oorzaak hiervan is de 30 mm grotere neerslag en de gemiddeld 9% (tabel 2.5) meer neerslag op neerslagdagen bij W+ die leiden tot een grotere ondiepe uitstroming (interflow) en oppervlakteafstroming (runoff). De diepere drainage is juist iets kleiner bij W+;
- de grootste zomerdrainagefluxen zijn eveneens te vinden bij de kweleenheden, maar dan bij de geringste drooglegging van 40 cm als gevolg van de hogere grondwaterstanden bij deze drooglegging. De laagste fluxen worden gevonden in de zomer van het W+-scenario als gevolg van het grotere neerslagtekort (figuur 3.1);
- de geringste drainagefluxen treden op bij de wegzijgingseenheden: zowel voor winter als zomer weinig meer dan de helft van de waarden bij de kweleenheden. Reden is dat de wegzijgingsfluxen groot zijn: bijna net zo groot als de drainagefluxen die daardoor relatief klein blijven. Hierbij zijn de fluxen van het oligotrofe veen het laagst als gevolg van het slechter doorlatende veen. Bij het eutrofe veen worden de laagste winterdrainagefluxen gevonden bij 50 cm drooglegging, terwijl bij het huidige klimaat de laagste zomerfluxen plaatsvinden bij 60 cm. De zomerfluxen van W+ zijn echter nog lager door de drogere zomers met neerslagtekort;
- de neutraaleenheden nemen een intermediaire positie in voor de drainagefluxen maar liggen getalsmatig heel dicht bij de kweleenheden. Reden is dat het verschil in onderrandflux tussen onderrandeenheden 'neutraal' en 'kwel' kleiner is dan tussen eenheden 'neutraal' en 'wegzijging';
- het wel of niet aanwezig zijn van een kleidek maakt voor de grootte van de drainagefluxen nauwelijks iets uit. In de winter, het halfjaar met de grootste drainage, is de invloed van het kleidek op het neerslagoverschot nihil (tabel 3.1 en figuur 3.1). In algemene zin is de spreiding, als bereik tussen minimum en maximum, rond de gemiddelde drainagefluxen zeer gering (figuur 3.3). De invloed van veensoort en -dikte is gering, maar toont wel een eenduidige trend: groter bij eutroof veen en bij een dikker veenpakket (figuur 3.4);
- voor de infiltratiefluxen geldt in grote lijnen het omgekeerde als het hier bovengeschetste voor de drainagefluxen: de grootste waarden bij de wegzijgingseenheden in de zomer bij het W+-scenario. De laagste fluxen bij de kweleenheden en intermediaire fluxen bij neutraal. De relatie met de drooglegging is hier sterker dan bij drainage: hoe kleiner de drooglegging, hoe groter de infiltratie. Ook is de spreiding rond de gemiddelden groter. Deze wordt voor een deel veroorzaakt door veensoort en -dikte, maar vooral ook door het wel of niet voorkomen van een kleidek (figuur 3.4). Een kleidek vermindert de infiltratiebehoefte. Oorzaak hiervan is het grotere neerslagoverschot of geringere neerslagtekort in de zomer bij een kleidek (tabel 3.1 en figuur 3.1);
- positieve netto drainage (tabel 3.3) in de zomer treedt op bij de kweleenheden en in geringe mate bij de neutraaleenheden, vooral bij de grootste drooglegging van 60 cm, met uitzondering van de droge zomers van het W+-scenario. Bij de wegzijgingseenheden is in de zomer de netto drainage negatief: infiltratie is groter dan drainage door de grote wegzijgingsflux van circa 110 mm. Dit is het sterkst bij W+, gevolgd door 40 cm drooglegging waarbij de hogere grondwaterstanden een grotere wegzijging veroorzaken.

2. effecten van onderwaterdrains

De effecten van onderwaterdrains op drainage- en infiltratiefluxen zijn het duidelijkst te zien in tabel 3.4, aangevuld met informatie uit figuren 3.3 en 3.4. Hierin zijn de volgende trends en patronen te herkennen:

- in algemene zin vergroten onderwaterdrains zowel de drainagefluxen als de infiltratiefluxen. Bovengeschetste patronen voor de situaties zonder drains, gelden eveneens voor de situatie met drains. Met

Tabel 3.3 Resultaten van SWAP als drainage- en infiltratiefluxen (mm per oppervlakte land) voor de elf doorgerekende hydrologische eenheden met hun drie droogleggingen (cm) en het W+ klimaatscenario, voor de variant zónder en die mét onderwaterdrains. Resultaten zijn jaar-, winter- en zomergemiddelden van de 30-jarige reeks weerjaren. De twee rechtse kolommen geven drainage minus infiltratie. Kleuren van klassen gedefinieerd onder de tabel.

Nr.	Veen tab. 2.1	Klei- dek (m)	On- der- rand	Drg- leg- ging	Drainage (Dra)						Infiltratie (Infil)				Dra – Infil		
					Niet drain			Wel drain			Niet drain		Wel drain		Niet	Wel	
					jaar	wint	zom	jaar	wint	zom	wint	zom	wint	zom	zom	zom	
1	E	2,5	niet	kwel	40	510	361	149	566	380	186	2	45	6	95	104	91
					50	508	365	143	569	395	175	1	30	2	66	113	109
					60	514	372	142	582	412	170	0	19	1	43	124	127
					W+	487	385	101	551	419	132	3	55	4	106	46	27
2	U	2,5	niet	neutr.	40	445	326	119	503	339	165	6	80	15	138	39	27
					50	433	324	109	486	339	146	3	67	9	114	43	33
					60	426	323	103	475	342	133	2	55	5	94	48	39
					W+	419	342	77	477	365	112	9	104	12	164	-27	-52
3	T	2,5	niet	wegz.	40	275	203	73	364	240	124	36	148	69	239	-75	-115
					50	267	200	67	347	238	109	25	128	49	206	-61	-97
					60	265	201	63	338	240	97	18	109	34	176	-45	-79
					W+	273	221	52	351	265	86	36	168	54	266	-117	-180
4	R	2,5	wel	wegz.	40	279	205	74	367	243	123	38	141	73	234	-68	-111
					50	270	202	68	346	240	106	27	121	51	196	-53	-90
					60	268	203	65	337	242	95	19	101	36	163	-36	-69
					W+	278	224	53	349	267	82	35	151	57	243	-97	-162
5	O	5	niet	kwel	40	520	363	157	565	379	186	2	59	6	97	97	89
					50	520	371	149	566	393	174	1	41	2	68	108	106
					60	529	381	148	578	409	168	0	26	1	45	122	124
					W+	500	393	107	548	417	132	3	72	4	108	35	23
6	F	5	niet	neutr.	40	459	329	130	504	339	165	7	96	15	139	34	26
					50	446	328	118	487	340	147	4	79	9	114	39	32
					60	440	330	110	476	343	133	3	66	5	94	44	39
					W+	435	350	85	477	366	112	9	122	12	164	-38	-52
7	O	5	niet	wegz.	40	291	208	83	360	237	124	46	179	72	246	-96	-122
					50	282	207	75	343	235	108	33	155	51	211	-80	-103
					60	280	210	70	335	238	97	23	133	36	180	-63	-83
					W+	288	230	57	348	263	85	41	204	57	272	-147	-186
8	F	5	wel	kwel	40	520	364	156	563	380	183	3	54	7	90	102	93
					50	518	371	147	560	393	167	1	33	2	54	115	113
					60	528	382	147	571	409	162	0	17	1	29	129	133
					W+	499	393	107	540	416	124	3	54	4	82	53	41
9	O	5	wel	wegz.	40	295	211	83	363	241	122	49	172	76	240	-89	-118
					50	285	209	75	343	238	105	35	147	55	202	-72	-96
					60	283	212	71	334	239	94	25	124	38	168	-53	-74
					W+	291	233	58	346	265	81	42	183	60	249	-125	-168
10	L	2,5	niet	neutr.	40	438	324	114	503	339	164	5	72	15	137	42	27
					50	426	321	105	486	339	146	3	59	9	113	46	33
					60	419	320	99	475	342	133	2	47	5	93	53	40
					W+	411	337	74	475	365	110	10	90	12	161	-17	-51
11	I	2,5	niet	wegz.	40	260	194	66	357	236	122	33	133	69	239	-67	-118
					50	251	190	61	341	234	107	24	113	50	206	-52	-100
					60	247	189	58	333	237	96	17	94	35	176	-36	-80
					W+	256	209	47	345	262	83	36	146	56	264	-99	-181

Waterflux	-25- -50	-50- -75	-75- -100	-100- -150	-150- -200				
(mm per periode):	0-25	25-50	50-75	75-100	100-150	150-200	200-300	300-400	>400

uitzondering van de spreiding rond de gemiddelden, die is veel geringer bij drains. Blijkbaar nivelleren drains de verschillen tussen de diverse scenario's;

- de toename van de drainagefluxen varieert van minder dan 5% tot meer dan 25%. In de winter en voor het gehele jaar overheerst de klasse van 5-15%, in de zomer is dat de klasse > 25%. Relatief en absoluut zijn de veranderingen het geringst bij de neutraaleenheden, vooral bij geringere drooglegging. Zowel relatief als absoluut is de toename het grootst in de zomer bij droogleggingen van 40 en 50 cm bij huidig klimaat als gevolg van nattere bodems door versterkte infiltratie bij onderwaterdrains. In de nattere veenbodem kan minder water worden geborgen waardoor bij hevige zomerbuien grondwaterstanden sneller stijgen en overtollig water eerder tot afvoer komt. Dit effect is het grootst bij de wegzijgingseenheden, vooral bij het oligotrofe veen, en het geringst bij de kweleenheden. Reden hiervoor is dat zonder onderwaterdrains grondwaterstanden bij wegzijging dieper zijn en de bergingscapaciteit daardoor groter dan bij kwel. Maar in absolute zin zijn in de zomer de verschillen tussen de verschillende scenario's geringer dan bij de winterfluxen;
- voor alle doorgerekende situaties bedraagt de toename van de infiltratiefluxen door toepassing van drains meer dan 25%. In absolute zin is deze toename echter te verwaarlozen voor de kwel- en neutraaleenheden in de winter. Dit geldt niet voor de zomer, hoewel de toenames in absolute termen dan wel het geringst zijn voor deze eenheden. De grootste absolute toename is te vinden in de zomer voor de wegzijgingseenheden bij een drooglegging van 40 cm en vooral bij het W+-scenario met drogere zomers. Oorzaak is de situatie van grote wegzijging met relatief lage stijghoogte en verticale weerstand (bijl. E). Hierdoor neemt in de zomer bij 40 cm drooglegging de al forse wegzijging van circa 125 mm bij drains toe met 28% tot 160 mm (figuur 3.2). Deze 35 mm extra afvoer op de zomerbalans verklaart samen met de gemiddelde toename in drainage van 47 mm de gemiddelde toename in netto infiltratie van 85 mm bij 40 cm en huidig klimaat. De toenames zijn hierbij het grootst bij de dunne veenpakketten en daarbinnen weer het grootst bij het oligotrofe veen;
- de netto drainage (drainage minus infiltratie) in de winter neemt toe bij gebruik onderwaterdrains, maar deze toename is over het algemeen gering, minder dan 15%. Alleen bij het oligotrofe veen zijn relatieve toenames groter dan 15% berekend. Ook zijn bij het W+-scenario de toenames meestal groter dan bij huidig klimaat. De geringste toenames in de winter worden gevonden voor de neutraaleenheden;
- de netto infiltratie (infiltratie - drainage) in de zomer neemt toe bij onderwaterdrains en de netto drainage neemt af, voor alle doorgerekende situaties. Dit is een gevolg van de relatief grote toename van de infiltratie in de zomer door drains. Voor de kweleenheden bij droogleggingen groter dan 40 cm is deze toename zowel in absolute als in relatieve zin te verwaarlozen. Bij de neutraaleenheden is ze meestal in de orde van 15-25% en neemt ze af bij toenemende drooglegging. Conform de vermelding bij het derde gedachtestreepje over het effect van onderwaterdrains op de zomerinfiltratie is ze het grootst (alle > 25%) bij de wegzijgingseenheden met 40 cm drooglegging. De toename in wegzijging bij drains van 35 mm verklaart nagenoeg volledig de extra netto infiltratie. Bij de dunne veenpakketten en dan vooral bij het oligotrofe veen neemt de netto infiltratie het meest toe. Alleen bij wegzijging met W+-klimaat is ze in absolute zin groter door de drogere zomers.

De toename in drainage of infiltratie kan kwantitatief niet direct worden vertaald in toename van netto of bruto uitslag of inlaat van oppervlaktewater. Daarvoor is een oppervlaktewatermodel nodig dat rekening houdt met marges in peilen en verschillen in peilvakken, kwel/wegzijging en dergelijke binnen een bemalingseenheid.

Uitspoelings- en infiltratieroutes

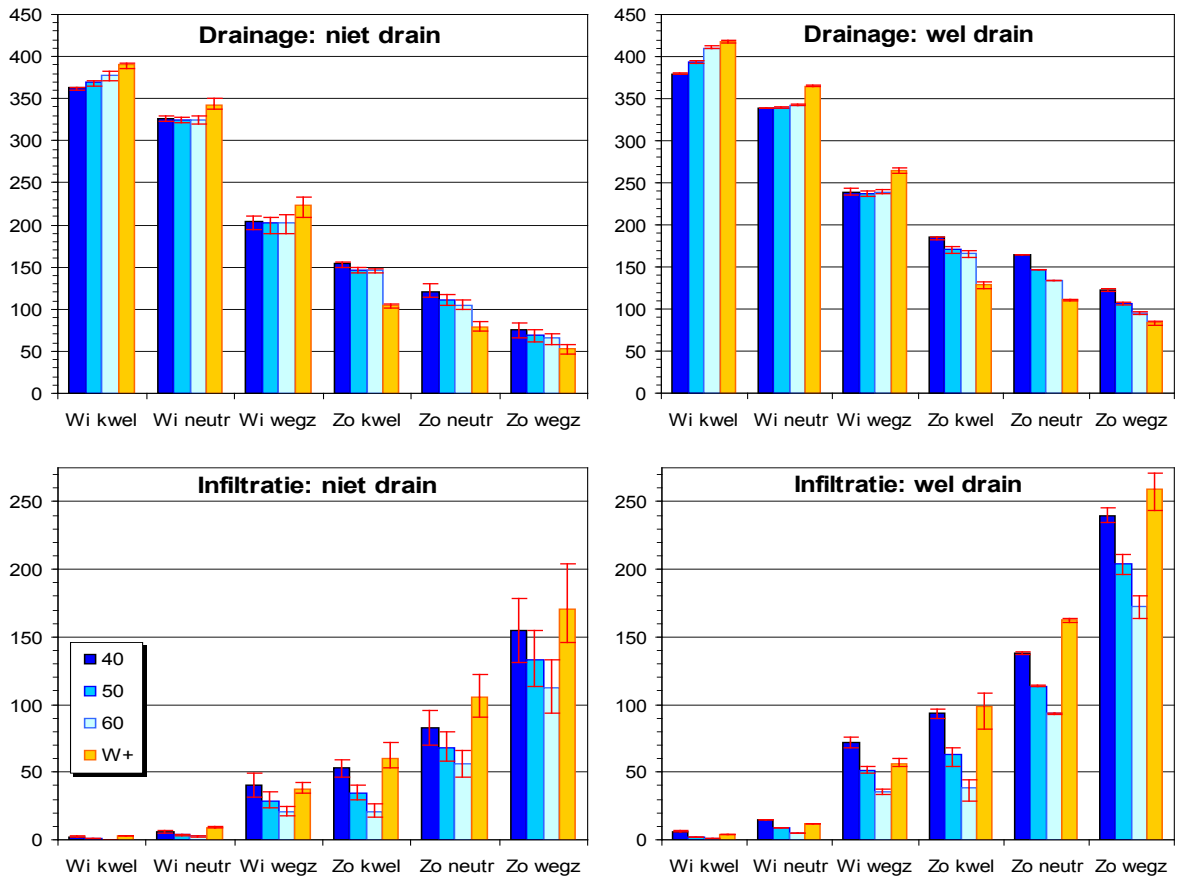
Naast de kwantitatieve verschuivingen in drainage- en infiltratiefluxen die toepassen van onderwaterdrains tot gevolg hebben, is er nog een belangrijk kwalitatief effect van drains. Dit is de verdeling van drainage- en infiltratiefluxen naar de sloot over verschillende transportroutes. Voor de lotgevallen van uitspoelende nutriënten kan deze verdeling van wezenlijk belang zijn vanwege processen die in de waterbodem optreden (zie 3.2.2.5).

De transportroutes kunnen in drie hoofdcategorieën worden ingedeeld, als routes: 1. die via de waterbodem (inclusief natte slootwand) lopen, dit is de relatief diepe drainage door de veenbodem, 2. die niet via de waterbodem lopen maar langs de slootwand boven waterpeil, zoals oppervlakteaftroming (runoff) en oppervlakkige uitstroming als interflow en greppeldrainage, en 3. die niet via de waterbodem en niet langs de slootwand lopen

Tabel 3.4 Resultaten van SWAP als drainage- en infiltratiefluxen (tabel 3.3) weergegeven als verschil tussen de varianten mét en die zónder onderwaterdrains (mèt minus zónder). Getallen zijn in mm (per oppervlakte land). Kleuren representeren klassen van verschillen in % ten opzichte van de variant zónder drains, zoals gedefinieerd in de legenda onder de tabel. Eventuele afwijkingen met berekeningen op basis van getallen van tabel 3.3 zijn het gevolg van afrondingen.

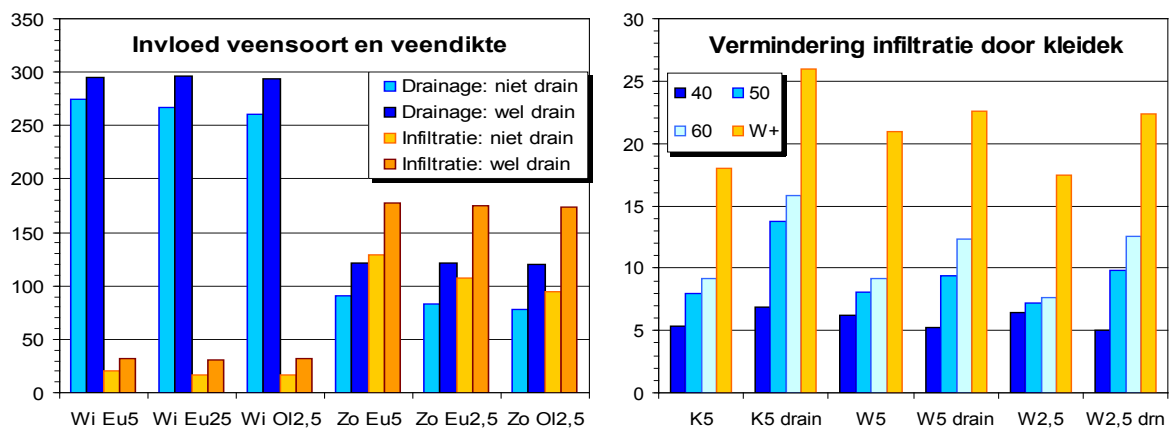
Nr. tab. 2.1	Veen soort dikte (m)	Kleidek	Onder-rand	Droog-leg-ging	Drainage (Drain)			Infiltratie (Infil)			Drain – Infil			Infil – Drain	
					jaar	wint	zom	jaar	wint	zom	jaar	wint	zom	zom	
1		2,5	niet	kwel	40	56	19	37	54	4	50	2	15	-13	13
					50	62	30	32	38	2	36	24	28	-4	4
					60	68	41	28	25	1	24	44	40	4	-4
					W+	64	34	31	51	1	50	13	33	-19	19
2		2,5	niet	neutr.	40	59	13	46	66	9	57	-7	5	-12	12
					50	52	15	37	53	5	47	0	10	-10	10
					60	48	18	30	42	3	39	6	15	-9	9
					W+	57	23	35	63	3	60	-5	20	-25	25
3	E	2,5	niet	wegz.	40	88	37	51	124	33	91	-36	4	-40	40
					50	80	38	42	102	23	78	-22	14	-36	36
					60	73	39	34	83	16	67	-9	24	-33	33
					W+	78	44	34	116	18	98	-38	26	-64	64
4	U T	2,5	wel	wegz.	40	88	38	49	127	35	93	-40	4	-44	44
					50	76	38	38	100	25	76	-24	14	-38	38
					60	69	39	30	79	17	62	-10	22	-32	32
					W+	71	43	28	115	22	93	-44	21	-65	65
5	R O	5	niet	kwel	40	44	15	29	41	4	37	3	12	-8	8
					50	47	22	25	29	1	27	18	21	-3	3
					60	49	28	21	19	1	18	30	28	2	-2
					W+	49	24	25	37	1	37	11	23	-12	12
6	O F	5	niet	neutr.	40	45	10	35	50	7	42	-5	3	-8	8
					50	41	12	29	40	4	35	1	7	-6	6
					60	36	13	23	30	2	28	6	11	-5	5
					W+	43	16	27	45	3	41	-2	12	-14	14
7		5	niet	wegz.	40	69	29	41	92	25	67	-23	3	-26	26
					50	61	28	33	74	18	56	-13	10	-23	23
					60	55	28	27	59	12	47	-5	16	-20	20
					W+	61	32	28	84	16	68	-23	17	-40	40
8		5	wel	kwel	40	43	16	27	40	4	36	3	12	-9	9
					50	41	22	20	23	1	22	19	21	-2	2
					60	43	28	15	12	0	12	31	27	4	-4
					W+	40	23	17	30	1	29	11	22	-12	12
9		5	wel	wegz.	40	69	30	39	95	27	68	-26	3	-29	29
					50	59	29	30	74	19	55	-15	9	-25	25
					60	51	28	23	57	13	44	-6	15	-21	21
					W+	55	32	23	84	18	66	-29	14	-43	43
10	O L I G	2,5	niet	neutr.	40	65	15	50	74	9	65	-9	6	-14	14
					50	60	18	42	61	6	55	-1	12	-13	13
					60	56	22	34	49	3	47	7	19	-13	13
					W+	65	28	37	73	3	71	-8	25	-34	34
11	O T R	2,5	niet	wegz.	40	98	42	55	143	36	107	-45	6	-51	51
					50	90	44	46	120	26	93	-30	18	-48	48
					60	86	48	38	100	18	82	-14	30	-44	44
					W+	89	53	36	138	20	118	-50	33	-82	82

Klassen (%):	< -25	-25 – -15	-15 – -5	-5 – 5	5 – 15	15 – 25	> 25
--------------	-------	-----------	----------	--------	--------	---------	------



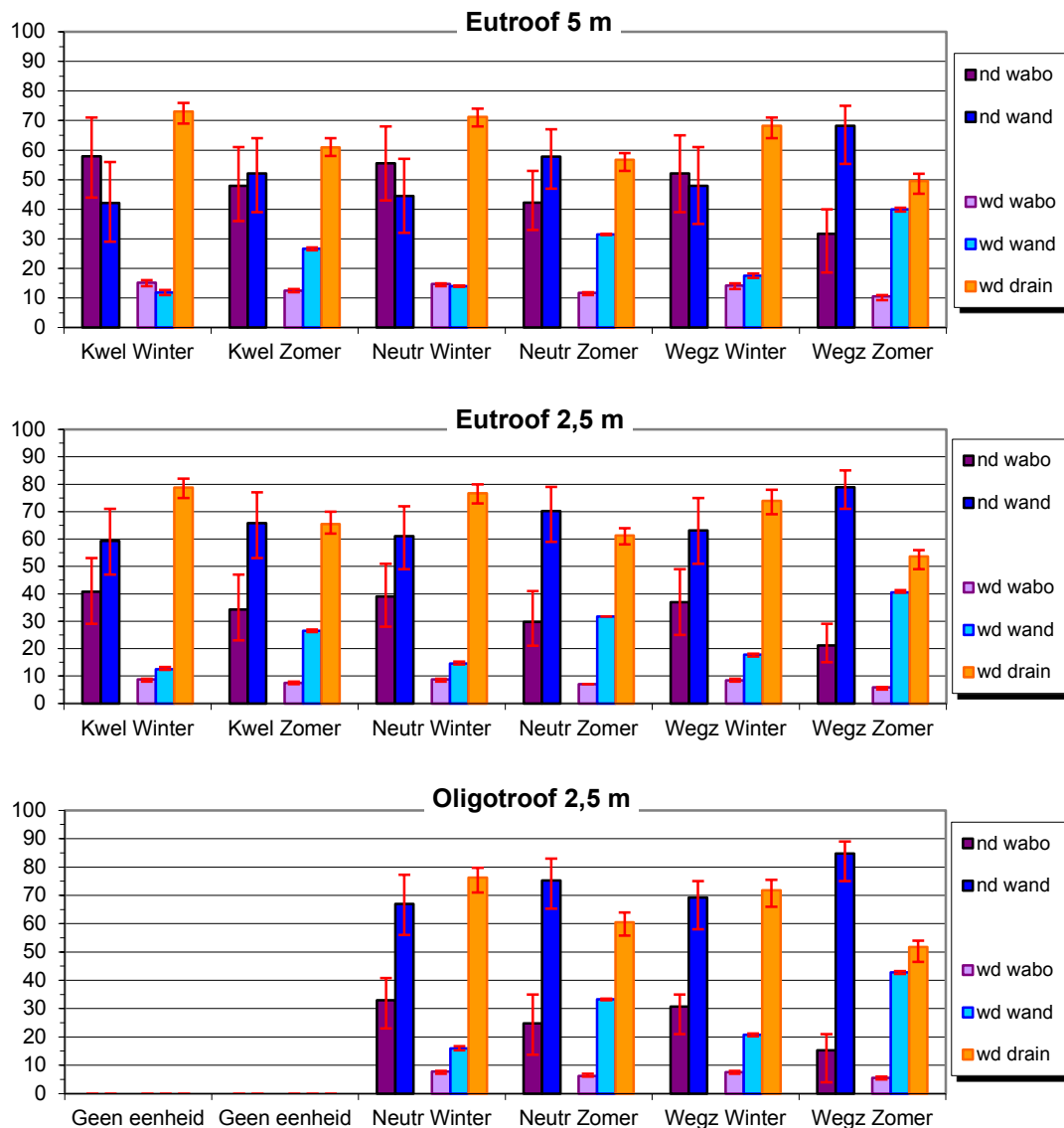
Figuur 3.3

Berekende drainage- en infiltratiefluxen (mm) als gemiddelden van de 30-jarige simulatieperiode, onderscheiden naar het niet of wel voorkomen van onderwaterdrains, voor winter (Wi) en zomer (Zo), en voor onderrandeenheden kwel, neutraal en wegziging, per drooglegging (cm) en voor het W+-klimaat-scenario (drooglegging: 50 cm). Variatie bij overige kenmerken van hydrologische eenheden (veensoort en -dikte, en voorkomen kleidek) komt tot uitdrukking in de spreiding (in rood) tussen minimum en maximum.



Figuur 3.4

Invloed van veensoort en veendikte op de drainage- en infiltratiefluxen (mm) voor winter (Wi) en zomer (Zo) en vermindering infiltratiefluxen (mm) in de zomer door een kleidek bij de drie droogleggingen en het W+-klimaat. Alle getallen zijn gemiddelden van de 30-jarige simulatieperiode. Eu = eutroof veen; Ol = oligotroof veen; K = kwel; W = wegziging; 5 en 2,5 = dikte veenpakket in m.



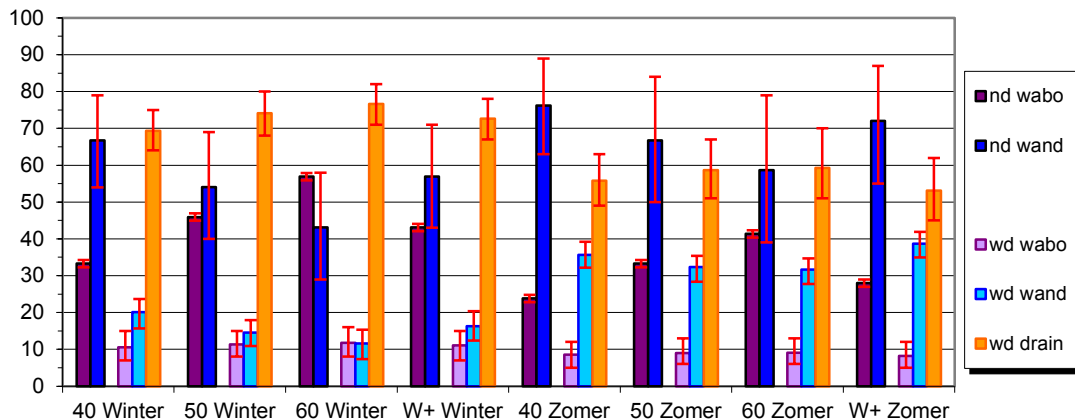
Figuur 3.5

Verdeling (%) van drainagefluxen over transportroutes via de waterbodem (wabo), langs de slootwand (wand) en direct in het oppervlaktewater via onderwaterdrains (drain) voor situaties zonder (nd) en met (wd) onderwaterdrains, uitgesplitst naar veensoort en -dikte, en Kwel-, Neutraal- en Wegzijgingseenheden, voor winter en zomer. De spreiding in rood geeft het bereik van minimum tot maximum.

maar door onderwaterdrains direct in het slootwater. Het onderscheid tussen de routes 2 en 3 is dat bij onderwaterdrains uitstromend water niet langs de slootwand sijpelt en daaruit geen stoffen kan opnemen. Bij infiltratie zonder onderwaterdrains bestaat alleen de diepe route via de waterbodem. Inbrengen van onderwaterdrains impliceert daarom introductie van een ondiepe route voor drainage en infiltratie die niet door de waterbodem en niet langs de slootwand loopt.

Figuur 3.5 toont voor drainage dat in de situatie zonder drains alleen bij het dikke veenpakket in de winter bij alle onderrandvormen de diepe uitstromingsroute via de waterbodem prevaleert. Het maximale aandeel van deze route bedraagt bijna 60% in geval van kwel. In de zomer en bij de 2,5 m dikke veenpakketten in zowel zomer als winter overheerst de ondiepe uitstroming langs de slootwand. De weerstanden voor diepere drainage naar de sloot zijn hoger naarmate het veenpakket dunner is (zie 2.3). In de zomer is de neerslagintensiteit hoger dan in de winter, wat resulteert in een groter aandeel van de ondiepe routes. Het aandeel van de ondiepe uitstroming varieert sterk maar is groter voor de dunnere veenbodems en voor de wegzijgingseenheden. Weg-

zijing werkt vooral 'concurrerend' voor de diepere drainage naar de sloot. Het grootste aandeel (85%) van de ondiepe route (wand) is berekend voor het oligotrofe veen bij wegzijging. Verder is de spreiding rond de gemiddelden vrij groot. Deze spreiding wordt vooral veroorzaakt door de verschillende droogleggingen en klimaten. Bij toepassing van onderwaterdrains wordt bij drainage het aandeel van de uitspoelingsroutes door de waterbodem en langs de slootwand sterk gereduceerd: het aandeel van de route direct naar het water via drains komt in de winter binnen 70-80% te liggen en in de zomer binnen 50-65%, met slechts geringe afwijkingen tussen de verschillende situaties. Ook is de spreiding rond de gemiddelden sterk gereduceerd. In de winter is het aandeel van de drains groter dan het oorspronkelijke aandeel van de ondiepe routes. Voor de zomer geldt dit niet altijd. Maar in alle gevallen hebben de drains het grootste aandeel in de routes direct naar het water.



Figuur 3.6

Verdeling (%) van drainagefluxen over transportroutes via de waterbodem (wabo), langs de slootwand (wand) en direct in het oppervlaktewater via onderwaterdrains (drain) voor situaties zonder (nd) en met (wd) onderwaterdrains, uitgesplitst naar drooglegging en klimaatscenario, voor winter en zomer. De spreiding in rood geeft het bereik van minimum tot maximum aan.

Figuur 3.6 laat de verdeling over de uitspoelingsroutes zien en het effect van onderwaterdrains daarop voor de verschillende droogleggingen en het W+-klimaatscenario. In de winter overheersen in de situaties zonder drains de ondiepe routes voor de natste profielen met de kleinste drooglegging. In de zomer is dat omgekeerd, dan hebben de ondiepe routes een iets groter aandeel bij de grootste droogleggingen als gevolg van een lagere infiltratiecapaciteit aan maaiveld door de drogere bodem waardoor meer oppervlakteafvoer plaatsvindt. Bij toepassing van onderwaterdrains zijn de verschillen sterk genivelleerd en neemt de route direct naar het water via drains weer het grootste aandeel van 50-80% in.

Voor infiltratie van slootwater in de veenbodem is de situatie veel eenvoudiger. Zonder onderwaterdrains is de enige route voor infiltratie die door de waterbodem; althans bij handhaven van streefpeil met toegestane marges wat het geval is in de modelsimulaties (bij slootpeil aan maaiveld kunnen de ondiepe routes die bij drainage van belang zijn ook bij infiltratie een rol spelen). In die situatie verloopt de infiltratie volledig door de waterbodem.

Bij onderwaterdrains is de route via de drains de belangrijkste: 83-90% van de infiltratie verloopt via de drains (tabel 3.5). De enige onderscheidende kenmerken voor de verdeling over de twee routes zijn in de modelberekeningen de veensoort en de veendikte. Deze twee kenmerken bepalen samen de grootte die de verdeling tot stand brengt: de verhouding tussen de infiltratieweerstanden van onderwaterdrains en sloot. Deze verhouding is het grootst voor het 5 meter dikke pakket eutroof veen en het kleinst voor het 2,5 m dikke pakket oligotroof veen (tabel 3.5). Een dik veenpakket heeft een geringere weerstand voor infiltratie via de sloot dan een dun. Bij de drains is dit onderscheid in dikte er niet (zie 2.3). Daarnaast is de doorlatendheid van het eutrofe veen groter dan die van het oligotrofe wat lagere infiltratieweerstanden - vooral voor de sloot - voor

Tabel 3.5

Verdeling van infiltratiefluxen over transportroutes via waterbodembodem en direct uit het oppervlaktewater via onderwaterdrains, en ratio van infiltratieweerstanden van drains en sloot, voor de onderscheidende kenmerken van de hydrologische scenario's veensoort en veendikte

Kenmerken hydrologisch scenario		Relatief aandeel route in infiltratie (%)		Ratio infiltratieweerstand (-): drains / sloot
Veensoort	Dikte veenpakket (m)	Via waterbodembodem	Onderwaterdrains	
Eutroof	5	17	83	0,20
Eutroof	2,5	11	89	0,12
Oligotroof	2,5	10	90	0,11

het eutrofe veen betekent. Hierdoor is bij het dikke pakket eutroof veen de slootweerstand relatief gezien het kleinst in vergelijking met die van de drains, wat het grootste aandeel in de infiltratie van de sloot bij dit veenpakket betekent.

3.2 ANIMO: nutriëntenbelasting oppervlaktewater

De relevante ANIMO-resultaten zijn in essentie de belasting van het oppervlaktewater in de vorm van vrachten en gemiddelde uitspoelingsconcentraties berekend als stofvracht gedeeld door watervracht. Deze resultaten worden volledig en ongeïnterpreteerd per stof gegeven voor de varianten zónder en die mét onderwaterdrains in opzoektabelen in subparagraaf 3.2.1. Voor het onderzoek zijn vooral de effecten van onderwaterdrains op deze vrachten en concentraties van belang. Daarom worden deze in aparte opzoektabelen gegeven als verschillen tussen mét en zónder drains' in subparagraaf 3.2.2.

3.2.1 Bruto belasting zonder en met onderwaterdrains

De resultaten van alle zeventien scenario's als bruto uitspoelingsvrachten en uitspoelingsconcentraties zijn per nutriënt apart weergegeven in een opzoektabel verdeeld over twee spiegelende pagina's zodat alle scenario's onderling kunnen worden vergeleken. Ook zijn de infiltratievrachten in de zomer in de tabellen opgenomen. De resultaten zijn gemiddelden van de 30-jarige reeks van weerjaren. Vanwege het grote aandeel oppervlaktewater in veenweidegebieden - hier is 12,5% genomen als gemiddelde van 5-20% uit Woestenburg (2009) - zijn vrachten uitgedrukt per hectare land plus water. Dit is een maat voor de nutriëntenbelasting vanuit de veenbodembodem van het oppervlaktewater dat op één hectare aardoppervlak voorkomt. De resultaten van de varianten zonder en van die met onderwaterdrains zijn steeds naast elkaar gepresenteerd. Om gemakkelijker patronen in de waarden te kunnen herkennen, zijn de tabelcellen gekleurd volgens een aparte klassenindeling per nutriënt. De resultaten voor fosfor zijn weergegeven in tabel 3.6, die voor stikstof in tabel 3.7 en die voor sulfaat in tabel 3.8.

Voor wat betreft grootte zijn de berekende uitspoelingsvrachten en -concentraties van fosfor en stikstof zónder en mét drains goed vergelijkbaar met resultaten van berekeningen met het ANIMO-model dat was gekalibreerd tegen veldmetingen van vergelijkbare veenweiden uit andere studies (Hendriks, 1993, 1997b, 2009; Hendriks et al., 1994, 2002, 2008a en b; Van den Akker et al., 2010; Van Gerven et al., 2011a) en met inschattingen met andere methoden voor de Vlietpolder (Van Beek et al., 2004a; Michielsen en van Schaik, 2004). Voor sulfaat zijn geen eerdere ervaring met het model opgedaan, maar is ANIMO gekalibreerd op gemeten sulfaatconcentraties in bodem en oppervlaktewater (zie 2.4.2).

In het navolgende is de nadruk gelegd op een korte bespreking van de algemene patronen en tendensen die in de resultaten zichtbaar zijn bij vergelijking van veenweide-eenheden, droogleggingen en perioden. Dit is vooral gedaan aan de hand van de varianten zonder onderwaterdrains, want zij vormen de referentie bij de bespreking van de effecten van onderwaterdrains die plaatsvindt in subparagraaf 3.2.2.

Tabel 3.6 Resultaten van ANIMO voor Fosfor als uitspoelings- en infiltratievrachten (kg P ha⁻¹ land en water) en gemiddelde uitspoelingsconcentraties (mg P L⁻¹) voor de zeventien doorgerkende veenweide-eenheden met hun drie droogleggingen (cm) en het W+-klimaatscenario, voor de situatie zónder en mét onderwaterdrains. Vervolg op rechterpagina.

Nr. tab. 2.1	Veen soort (m)	Klei- dek (m)	Conc. infil. water	On- der- rand	Drg- leg- ging	P-vrachten: uitspoeling						infiltratie		P-concentraties																
						Niet drain			Wel drain			Niet zom	Wel zom	Niet drain		Wel drain														
						jaar	wint	zom	jaar	wint	zom			wint	zom	wint	zom	wint	zom											
5	5	niet	laag	kwel	40	3.63	2.46	1.18	3.16	2.07	1.09	0.09	0.14	0.77	0.86	0.62	0.67													
					50	3.64	2.56	1.09	3.10	2.12	0.98	0.06	0.11	0.79	0.84	0.62	0.65													
					60	3.75	2.67	1.08	3.19	2.24	0.95	0.04	0.07	0.80	0.83	0.63	0.65													
					W+	3.40	2.63	0.76	2.98	2.22	0.75	0.11	0.16	0.77	0.81	0.61	0.65													
6	5	niet	laag	neutr.	40	2.87	1.98	0.89	2.13	1.35	0.77	0.14	0.21	0.69	0.78	0.46	0.54													
					50	2.70	1.93	0.77	1.88	1.25	0.64	0.11	0.17	0.67	0.75	0.42	0.49													
					60	2.61	1.93	0.68	1.77	1.22	0.55	0.10	0.14	0.67	0.71	0.40	0.48													
					W+	2.55	2.01	0.53	1.83	1.33	0.51	0.18	0.25	0.66	0.72	0.41	0.52													
7	5	niet	laag	wegz.	40	1.74	1.20	0.55	1.52	0.93	0.60	0.26	0.37	0.66	0.76	0.45	0.55													
					50	1.63	1.16	0.46	1.32	0.84	0.48	0.23	0.32	0.64	0.71	0.41	0.51													
					60	1.58	1.16	0.42	1.23	0.81	0.42	0.20	0.27	0.63	0.69	0.39	0.49													
					W+	1.61	1.26	0.35	1.33	0.93	0.40	0.31	0.40	0.62	0.70	0.40	0.54													
A1	5	niet	middl	wegz.	50	1.65	1.18	0.47	1.38	0.88	0.50	1.02	1.38	0.65	0.72	0.4	0.5													
					40	2.90	2.00	0.90	2.22	1.42	0.80	1.10	1.58	0.70	0.79	0.48	0.56													
																		50	2.73	1.96	0.78	1.97	1.31	0.66	0.91	1.31	0.68	0.75	0.44	0.51
																		60	2.63	1.94	0.69	1.84	1.27	0.57	0.75	1.08	0.67	0.72	0.42	0.49
W+	2.59	2.05	0.54	1.94	1.42	0.53	1.40	1.88	0.67	0.73	0.44	0.54																		
8	5	niet	hoog	wegz.	40	1.78	1.23	0.55	1.64	1.01	0.63	2.05	2.82	0.67	0.77	0.49	0.58													
					50	1.66	1.19	0.47	1.44	0.92	0.51	1.78	2.42	0.66	0.72	0.45	0.54													
					60	1.62	1.19	0.43	1.33	0.89	0.44	1.53	2.07	0.65	0.70	0.43	0.52													
					W+	1.65	1.30	0.36	1.46	1.03	0.43	2.34	3.12	0.64	0.71	0.45	0.57													
9	5	wel	laag	kwel	40	3.47	2.29	1.17	3.54	2.36	1.18	0.08	0.13	0.72	0.86	0.71	0.74													
					50	3.50	2.43	1.06	3.30	2.31	0.99	0.05	0.08	0.75	0.83	0.67	0.68													
					60	3.64	2.59	1.06	3.33	2.38	0.95	0.03	0.04	0.77	0.82	0.66	0.67													
					W+	3.19	2.45	0.74	2.99	2.28	0.70	0.08	0.12	0.71	0.79	0.63	0.65													
10	5	wel	laag	wegz.	40	1.60	1.08	0.53	1.66	1.05	0.61	0.25	0.36	0.58	0.72	0.50	0.57													
					50	1.54	1.09	0.46	1.42	0.94	0.47	0.22	0.30	0.59	0.69	0.45	0.52													
					60	1.52	1.11	0.41	1.30	0.89	0.41	0.18	0.25	0.60	0.67	0.43	0.50													
					W+	1.49	1.14	0.34	1.32	0.96	0.37	0.27	0.37	0.56	0.67	0.41	0.52													

Vrachten (kg P / ha):	0-0,5	0,5-1,0	1,0-1,5	1,5-2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	>3,0
Concentraties (mg P / L):	<0,4	0,4-0,5	0,5-0,6	0,6-0,7	0,7-0,8	>0,8	

3.2.1.1 Fosfor

De uitspoelingsvrachten van fosfor (P) zijn het grootst bij de scenario's met de grootste drainagefluxen, dit zijn de kweleenheden in de winter bij een drooglegging van 60 cm. Bij het 5 m dikke veenpakket zijn ze groter dan bij het 2,5 m dikke veenpakket omdat bij het eerste een dikkere veenbodem met hoge concentraties opgelost organisch- en anorganisch-P wordt doorstroomd. De kleinste vrachten worden gevonden bij de scenario's met de geringste drainagefluxen: de wegzijgingseenheden bij eveneens een drooglegging van 60 cm. De neutraal-eenheden liggen tussen kwel en wegzijging in met ook de laagste waarden bij de grootste drooglegging.

Het effect van de drooglegging is vooral sterk afhankelijk van de onderrand: bij kwel is de aanvoer van P met kwelwater bij een drooglegging van 60 cm circa 1 kg P ha⁻¹ j⁻¹ groter dan bij 40 cm. Echter, bij 60 cm is de bovengrond droger dan bij 40 cm waardoor fosfaat afkomstig van meststoffen en mineralisatie van veen beter wordt gebonden en daardoor minder uitspoelt dan in de nattere bovengrond bij 40 cm. Bij de kweleenheden

Tabel 3.6 vervolg. Resultaten zijn jaar-, winter- en zomergemiddelden van de 30-jarige reeks weerjaren. De vrachten zijn weergegeven als *bruto vrachten* voor *ha land plus water*, uitgaande van 12,5% oppervlaktewater. Kleuren verwijzen naar klassen gedefinieerd onder de tabel.

Nr. tab.	Veen soort	Klei- dekte (m)	Conc. infil. water	On- der- rand	Drg- leg- ging	P-vrachten: uitspoeling						infiltratie		P-concentraties				
						Niet drain			Wel drain			Niet zom	Wel zom	Niet drain		Wel drain		
						jaar	wint	zom	jaar	wint	zom			wint	zom	wint	zom	wint
1		2,5	niet	laag	kwel	40	3.36	2.27	1.10	2.93	1.91	1.02	0.07	0.14	0.72	0.84	0.57	0.63
						50	3.28	2.28	1.00	2.89	1.95	0.93	0.04	0.10	0.71	0.80	0.57	0.61
						60	3.28	2.31	0.97	3.01	2.10	0.92	0.03	0.06	0.71	0.78	0.58	0.61
						W+	3.02	2.33	0.69	2.77	2.06	0.72	0.08	0.16	0.69	0.78	0.56	0.62
A2		2,5	niet	laag	neutr.	40	2.58	1.79	0.79	1.93	1.21	0.72	0.12	0.20	0.63	0.76	0.41	0.50
						50	2.33	1.66	0.67	1.65	1.08	0.58	0.10	0.17	0.59	0.70	0.36	0.45
						60	2.14	1.56	0.58	1.51	1.02	0.50	0.08	0.14	0.55	0.64	0.34	0.43
						W+	2.16	1.71	0.46	1.60	1.15	0.46	0.16	0.25	0.57	0.68	0.36	0.47
2	E	2,5	niet	laag	wegz.	40	1.55	1.08	0.47	1.40	0.84	0.56	0.22	0.36	0.61	0.74	0.40	0.52
						50	1.38	0.98	0.40	1.20	0.74	0.45	0.19	0.31	0.56	0.69	0.36	0.47
						60	1.27	0.92	0.36	1.09	0.70	0.39	0.17	0.26	0.52	0.64	0.33	0.45
						W+	1.36	1.06	0.30	1.20	0.82	0.38	0.25	0.39	0.55	0.67	0.35	0.50
A3	T	2,5	niet	middl	wegz.	50	1.40	1.00	0.40	1.27	0.80	0.47	0.84	1.36	0.57	0.69	0.4	0.5
						60	1.40	1.00	0.40	1.27	0.80	0.47	0.84	1.36	0.57	0.69	0.4	0.5
		2,5	niet	hoog	neutr.	40	2.61	1.81	0.80	2.03	1.29	0.74	0.92	1.58	0.64	0.77	0.43	0.52
						50	2.36	1.69	0.67	1.75	1.15	0.60	0.76	1.30	0.59	0.71	0.39	0.47
3	O	2,5	niet	hoog	wegz.	40	1.57	1.09	0.47	1.54	0.94	0.60	1.70	2.74	0.62	0.74	0.45	0.55
						50	1.41	1.01	0.40	1.33	0.84	0.48	1.46	2.36	0.57	0.69	0.40	0.51
						60	1.30	0.95	0.36	1.21	0.80	0.41	1.25	2.01	0.54	0.65	0.38	0.49
						W+	1.39	1.09	0.31	1.36	0.95	0.40	1.93	3.05	0.56	0.68	0.41	0.54
4	O	2,5	wel	laag	wegz.	40	1.36	0.90	0.46	1.55	0.97	0.58	0.21	0.35	0.50	0.70	0.45	0.54
						50	1.24	0.85	0.39	1.30	0.85	0.45	0.18	0.29	0.48	0.65	0.40	0.48
						60	1.17	0.82	0.35	1.16	0.79	0.38	0.15	0.25	0.46	0.62	0.37	0.46
						W+	1.19	0.89	0.30	1.19	0.85	0.34	0.23	0.36	0.45	0.64	0.36	0.48
X1	O	2,5	wel	hoog	wegz.	40	1.38	0.92	0.46	1.71	1.08	0.63	1.62	2.69	0.51	0.71	0.51	0.58
						50	1.27	0.88	0.39	1.44	0.95	0.48	1.38	2.25	0.50	0.66	0.45	0.52
						60	1.21	0.85	0.36	1.30	0.88	0.41	1.16	1.87	0.48	0.63	0.42	0.49
						W+	1.12	0.82	0.29	1.36	0.99	0.38	1.72	2.79	0.47	0.65	0.42	0.52
X2	O	2,5	niet	laag	neutr.	40	2.77	1.93	0.83	1.88	1.16	0.72	0.22	0.42	0.68	0.84	0.39	0.50
						50	2.50	1.79	0.71	1.52	0.97	0.55	0.18	0.35	0.64	0.77	0.33	0.43
						60	2.28	1.66	0.61	1.37	0.90	0.46	0.14	0.29	0.59	0.70	0.30	0.40
						W+	2.35	1.86	0.48	1.51	1.06	0.45	0.28	0.49	0.63	0.75	0.33	0.46
11	I	2,5	niet	laag	wegz.	40	1.57	1.11	0.46	1.36	0.80	0.55	0.40	0.74	0.66	0.79	0.39	0.52
						50	1.38	1.00	0.39	1.09	0.66	0.43	0.35	0.63	0.60	0.73	0.32	0.46
						60	1.24	0.90	0.34	0.96	0.60	0.36	0.29	0.54	0.54	0.67	0.29	0.43
						W+	1.37	1.08	0.29	1.10	0.74	0.36	0.45	0.81	0.59	0.70	0.33	0.49
12	O	2,5	niet	middl	wegz.	50	1.42	1.02	0.39	1.28	0.81	0.47	0.92	1.68	0.62	0.74	0.4	0.5
						60	1.42	1.02	0.39	1.28	0.81	0.47	0.92	1.68	0.62	0.74	0.4	0.5
		2,5	niet	hoog	wegz.	40	1.63	1.16	0.46	1.73	1.07	0.67	1.74	3.14	0.68	0.81	0.52	0.62
						50	1.45	1.06	0.40	1.47	0.95	0.53	1.48	2.71	0.64	0.75	0.46	0.56
2,5	niet	hoog	wegz.	60	1.31	0.96	0.35	1.34	0.89	0.45	1.23	2.31	0.58	0.69	0.43	0.53		
				W+	1.45	1.16	0.30	1.58	1.13	0.45	1.92	3.47	0.63	0.72	0.49	0.61		

Vrachten (kg P / ha):	0-0,5	0,5-1,0	1,0-1,5	1,5-2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	>3,0
Concentraties (mg P / L):		<0,4	0,4-0,5	0,5-0,6	0,6-0,7	0,7-0,8	>0,8

van 5 m dik eutroof veen is het effect van de kwel iets groter dan het effect van de drogere bovengrond met als resultaat een iets grotere netto P-uitspoeling bij 60 cm. Bij de scenario's zonder kwel speelt uitsluitend het effect van de drogere bovengrond.

De grootte van de concentraties in het infiltrerende water (zie tabel 2.3) heeft slechts gering effect op de uitspoeling in zowel winter als zomer; de uitspoeling is iets hoger bij hoge infiltratiewaterconcentraties. Dit effect is wat groter bij het oligotrofe veen omdat daar de P-concentraties in het infiltrerende water wat hoger zijn dan bij het eutrofe veen. Het effect van een kleidek is iets groter: een geringere uitspoelingsvracht bij een kleidek als gevolg van een betere P-binding in het kleidek van fosformeststoffen.

Het effect van het W+-klimaatscenario is een iets grotere uitspoeling in het winterhalfjaar maar een substantieel geringere uitspoeling in het zomerhalfjaar, waardoor de jaaruitspoeling geringer is bij W+ dan bij huidig klimaat met 50 cm drooglegging. Dit is het gevolg van de drogere zomer, die tot een betere binding van P-meststoffen leidt, en de geringere drainage in W+.

De infiltratievrachten zijn het resultaat van de combinatie van infiltratieflexen en P-concentraties in het infiltrerende water (zie tabel 2.3). Grootste vrachten worden dan ook gevonden waar beide componenten het grootst zijn: de wegzijgingseenheden in de zomer met concentratieklasse 'hoog'. Het resultaat is het grootst voor het oligotrofe veen door de hogere P-concentraties in het infiltrerende water, bij de geringste drooglegging bij huidig klimaat en bij het W+-scenario als hoogste waarde.

De uitspoelingsconcentraties zijn iets hoger in het zomerhalfjaar door een groot aandeel ondiepe uitspoelingsroutes (zie figuur 3.6) waardoor P uit mest kan af- en uitspoelen. Ze zijn het hoogst voor de geringste drooglegging van 40 cm vanwege geringere P-binding in het nattere profiel en het grotere aandeel ondiepe uitspoelingsroutes. Om die reden zijn ze ook groter bij de kwelscenario's.

Het effect van onderwaterdrains is in grote lijnen het verkleinen van vooral de winteruitspoelingsvrachten en het sterk verlagen van de uitspoelingsconcentraties. Dit wordt verder behandeld in subparagraaf 3.2.2.

3.2.1.2 Stikstof

Evenals bij fosfor zijn de uitspoelingsvrachten van stikstof (N) het grootst voor de scenario's met de grootste drainagefluxen, de kweleenheden in de winter bij een drooglegging van 60 cm. Ook voor stikstof geldt dat ze groter zijn voor het 5 m dikke veenpakket dan voor het 2,5 m dikke veenpakket omdat bij de eerste een dikkere veenbodem met hoge concentraties opgelost organisch- en anorganisch-N wordt doorstroomd.

De kleinste vrachten worden gevonden voor de wegzijgingseenheden bij het oligotrofe veen. Dit veen is armer aan stikstof in de organische stof en gebonden aan het bodemcomplex dan het eutrofe veen. De absoluut laagste waarde komt voor bij dit veen voor de grootste drooglegging als gevolg van een betere benutting van stikstofmeststoffen door het gewas en ondanks een wat grotere N-mineralisatie van het veen. De neutraal-eenheden liggen tussen kwel en wegzijging in.

Ook bij stikstof is het effect van de drooglegging sterk afhankelijk van de onderrand: bij kwel is de aanvoer van N met kwelwater bij een drooglegging van 60 cm circa $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ groter dan bij 40 cm. Dit leidt tot een grotere uitspoeling bij 60 cm in zowel winter als zomer. Bij de neutraal- en wegzijgingseenheden speelt kwel niet en komt het verschil in uitspoeling vooral tot stand door verschuivingen tussen de bijdragen van bemesting, veenmineralisatie en diepere uitloging (Hendriks et al., 2008b; Hendriks, 2009). De jaar- en wintervrachten zijn dan over het algemeen groter bij 60 cm, als gevolg van wat meer mineralisatie maar vooral van diepere doorstroming, terwijl de zomervrachten juist bij 40 cm groter zijn. Dan prevaleert de grotere uitspoeling van meststoffen boven de geringere mineralisatie bij 40 cm. De uitspoeling bij 50 cm zit meestal tussen die van 60 en 40 cm in.

Net als bij fosfor heeft de grootte van de concentraties in het infiltrerende water (zie tabel 2.3) slechts een gering effect op de stikstofuitspoeling in zowel winter als zomer; de uitspoeling is iets groter bij hoge infiltratiewaterconcentraties. Het effect van een kleidek is op jaarbasis bijna even gering als bij fosfor door een iets grotere afname van de winteruitspoelingsvrachten dan een toename van de zomeruitspoelingsvrachten.

Het effect van het W+-klimaatscenario is bij stikstof grotendeels vergelijkbaar met dat bij fosfor: een grotere uitspoeling in het winterhalfjaar en een geringere uitspoeling in het zomerhalfjaar. Bij vooral de kweleenheden en in iets mindere mate de neutraaleenheden resulteert dit in een wat geringere N-uitspoelingsvracht op jaarbasis. Bij de wegzijgingseenheden is het effect op jaarbasis meestal een wat grotere N-uitspoelingsvracht.

Tabel 3.7 Resultaten van ANIMO voor **Stikstof** als uitspoelings- en infiltratievrachten (kg N ha^{-1} land en water) en gemiddelde uitspoelingsconcentraties (mg N L^{-1}) voor de 17 doorgerekende rekeneenheden met hun drie droogleggingen (cm) en het W+-klimaatscenario, voor de situatie zónder en mét onderwaterdrains. Vervolg op rechter pagina.

Nr. tab.	Veen soort	Klei- dikte (m)	Conc. infil. water	On- der- rand	Drg- leg- ging	N-vrachten: uitspoeling						infiltratie		N-concentraties			
						Niet drain			Wel drain			Niet zom	Wel zom	Niet drain		Wel drain	
						jaar	wint	zom	jaar	wint	zom			wint	zom	wint	zom
5	E	5	niet laag	kwel	40	43.3	29.7	13.7	41.4	27.3	14.1	0.6	1.1	9.3	10.0	8.2	8.7
					50	48.0	34.1	13.9	43.8	29.9	13.8	0.4	0.7	10.5	10.7	8.7	9.1
					60	52.6	37.8	14.8	47.3	33.2	14.2	0.3	0.4	11.3	11.4	9.3	9.6
					W+	46.4	36.2	10.2	44.0	33.0	11.0	0.8	1.1	10.5	10.8	9.1	9.6
6	E	5	niet laag	neutr.	40	34.7	24.3	10.4	31.9	20.8	11.0	1.1	1.5	8.5	9.2	7.0	7.7
					50	36.8	26.9	10.0	31.5	21.4	10.1	0.9	1.2	9.4	9.7	7.2	7.9
					60	38.5	28.8	9.7	31.9	22.4	9.5	0.7	1.0	10.0	10.1	7.5	8.1
					W+	36.1	28.9	7.3	32.2	24.0	8.2	1.3	1.8	9.4	9.8	7.5	8.4
7	U	5	niet laag	wegz.	40	20.4	14.2	6.2	19.3	11.8	7.4	1.8	2.5	7.8	8.6	5.7	6.9
					50	20.9	15.1	5.8	18.6	11.9	6.7	1.7	2.2	8.4	8.8	5.8	7.0
					60	21.9	16.3	5.6	18.9	12.7	6.2	1.4	1.9	8.8	9.1	6.1	7.3
					W+	21.8	17.2	4.6	19.9	14.1	5.8	2.1	2.9	8.5	9.2	6.1	7.7
A1	O	5	niet middl	wegz.	50	21.3	15.4	5.9	19.7	12.7	6.9	5.2	7.0	8.5	9.0	6.2	7.3
			hoog neutr.	40	35.4	24.9	10.6	34.0	22.3	11.7	5.3	7.8	8.6	9.3	7.5	8.1	
		5	niet hoog	neutr.	50	37.5	27.4	10.2	33.3	22.7	10.6	4.5	6.4	9.5	9.8	7.6	8.2
					60	39.0	29.2	9.8	33.3	23.5	9.8	3.7	5.3	10.1	10.2	7.8	8.4
8	F	5	niet hoog	wegz.	40	21.1	14.7	6.4	21.7	13.5	8.1	10.0	13.7	8.1	8.8	6.5	7.6
					50	21.6	15.8	6.0	20.7	13.5	7.3	8.7	11.8	8.7	9.1	6.6	7.6
					60	22.6	16.8	5.7	20.7	14.1	6.7	7.4	10.1	9.2	9.3	6.8	7.9
					W+	22.7	18.0	4.7	22.4	16.2	6.2	11.4	15.2	8.9	9.4	7.0	8.4
9	O	5	wel laag	kwel	40	44.7	29.3	15.3	43.8	28.9	14.9	0.5	1.0	9.2	11.2	8.7	9.3
					50	48.0	33.4	14.6	44.3	30.7	13.6	0.4	0.6	10.3	11.3	8.9	9.3
					60	52.0	36.9	15.1	47.1	33.4	13.7	0.2	0.3	11.1	11.7	9.3	9.6
					W+	45.5	34.9	10.6	43.0	32.7	10.3	0.5	0.9	10.2	11.3	9.0	9.5
10	O	5	wel laag	wegz.	40	19.9	13.2	6.7	19.8	12.2	7.6	1.8	2.5	7.2	9.2	5.8	7.1
					50	20.3	14.2	6.0	18.5	12.0	6.5	1.6	2.1	7.8	9.2	5.8	7.0
					60	21.1	15.4	5.8	18.5	12.5	6.0	1.3	1.8	8.3	9.3	6.0	7.2
					W+	20.6	15.8	4.8	18.7	13.4	5.3	1.9	2.6	7.7	9.4	5.8	7.5

Vrachten (kg N / ha):	0–5	5–10	10–15	15–20	20–30	30–40	40–50	>50
Concentraties (mg N / L):	<5	5–6	6–7	7–8	8–9	9–10	>10	

Grote infiltratievrachten zijn evenals bij fosfor het resultaat van de combinatie van grote infiltratiefluxen en hoge N-concentraties in het infiltrerende water (tabel 2.3). Dat geldt in de zomer voor de wegzijgingseenheden met de hoge concentratieklassen. Het resultaat is het grootst bij het W+-scenario voor het eutrofe veenpakket met een dikte van 5 m door de wat grotere infiltratiefluxen dan bij het 2,5 m dikke eutrofe veen met W+.

De uitspoelingsconcentraties zijn het hoogst bij de kweleenheden van 5 m dik eutrofe veen. Ze zijn iets hoger in het zomerhalfjaar en bij grotere drooglegging door een hogere N-mineralisatie van het veen. Ze zijn iets lager bij het oligotrofe, N-armere veen dan bij het eutrofe N-rijke veen van gelijke dikte. Het verschil tussen W+ en huidig klimaat is vooral bij het dikke veenpakket gering; bij de dunne pakketten heeft W+ iets hogere concentraties.

Het effect van onderwaterdrains op de stikstofbelasting is wisselend voor de verschillende scenario's. Dit wordt verder behandeld in subparagraaf 3.2.2.

Tabel 3.7 vervolg. Resultaten zijn jaar-, winter- en zomergemiddelden van de 30-jarige reeks weerjaren. De vrachten zijn weergegeven als bruto vrachten voor ha land plus water, uitgaande van 12,5% oppervlaktewater. Kleuren verwijzen naar klassen gedefinieerd onder de tabel.

Nr. tab.	Veen soort	Klei- dikte (m)	Klei- dek	Conc. infil. water	On- der- rand	Drg- leg- ging	N-vrachten: uitspoeling						infiltratie		N-concentraties			
							Niet drain			Wel drain			Niet zom	Wel zom	Niet drain		Wel drain	
							jaar	wint	zom	jaar	wint	zom			wint	zom	wint	zom
1		2,5	niet	laag	kwel	40	34.7	23.1	11.5	36.7	24.0	12.7	0.4	1.0	7.3	8.8	7.2	7.8
						50	37.7	26.3	11.5	39.1	26.5	12.6	0.4	0.7	8.2	9.2	7.7	8.2
						60	41.0	29.0	12.1	43.0	29.8	13.1	0.2	0.4	8.9	9.7	8.3	8.8
						W+	36.5	28.1	8.4	39.5	29.3	10.2	0.6	1.1	8.3	9.5	8.0	8.8
A2		2,5	niet	laag	neutr.	40	27.4	18.9	8.5	27.8	17.9	9.9	0.9	1.5	6.6	8.1	6.1	6.9
						50	28.2	20.2	7.9	27.3	18.3	9.0	0.7	1.2	7.1	8.3	6.2	7.0
						60	29.0	21.4	7.6	27.7	19.2	8.5	0.6	1.0	7.5	8.5	6.4	7.3
						W+	27.7	21.9	5.8	28.2	20.7	7.4	1.1	1.8	7.3	8.6	6.5	7.6
2	E	2,5	niet	laag	wegz.	40	16.7	11.6	5.2	17.2	10.4	6.8	1.6	2.5	6.5	8.1	5.0	6.3
						50	16.5	11.8	4.7	16.6	10.5	6.1	1.3	2.2	6.8	8.1	5.0	6.5
						60	16.7	12.3	4.5	17.0	11.2	5.8	1.1	1.8	7.0	8.1	5.3	6.8
						W+	17.7	13.8	3.9	18.0	12.6	5.4	1.8	2.8	7.1	8.5	5.4	7.2
A3	T	2,5	niet	middl	wegz.	50	16.9	12.1	4.8	17.9	11.4	6.5	4.3	6.8	6.9	8.2	5.5	6.8
				hoog	neutr.	40	28.0	19.3	8.6	30.3	19.7	10.6	4.5	7.7	6.8	8.2	6.6	7.4
		2,5	niet	hoog	neutr.	50	28.8	20.7	8.1	29.4	19.8	9.5	3.8	6.4	7.3	8.4	6.7	7.5
						60	29.6	21.9	7.8	29.4	20.5	8.9	3.1	5.3	7.7	8.6	6.8	7.7
3	O	2,5	niet	hoog	wegz.	40	17.2	12.0	5.3	19.9	12.3	7.6	8.3	13.4	6.8	8.2	5.9	7.0
						50	17.2	12.3	4.8	19.0	12.2	6.7	7.2	11.6	7.0	8.2	5.9	7.1
						60	17.3	12.8	4.6	18.9	12.7	6.2	6.1	9.9	7.3	8.2	6.0	7.3
						W+	18.4	14.4	3.9	20.7	14.8	6.0	9.5	14.9	7.5	8.7	6.4	7.9
4	O	2,5	wel	laag	wegz.	40	16.0	10.4	5.6	17.9	10.8	7.1	1.5	2.5	5.8	8.7	5.0	6.6
						50	15.6	10.5	5.1	16.5	10.5	6.0	1.2	2.1	6.0	8.5	5.0	6.4
						60	15.8	11.0	4.7	16.3	10.9	5.4	1.1	1.8	6.2	8.3	5.1	6.6
						W+	16.0	11.9	4.1	16.7	11.8	5.0	1.6	2.5	6.1	8.8	5.0	6.9
X1	O	2,5	wel	hoog	wegz.	40	16.5	10.9	5.8	20.9	13.0	8.0	7.9	13.1	6.0	8.9	6.1	7.4
						50	16.2	11.0	5.2	19.1	12.4	6.7	6.7	11.0	6.2	8.7	5.9	7.1
						60	16.4	11.6	4.8	18.5	12.5	6.0	5.7	9.2	6.5	8.5	5.9	7.2
						W+	16.0	11.8	4.2	19.7	14.2	5.5	8.4	13.7	6.7	9.4	6.1	7.7
X2	O	2,5	niet	laag	neutr.	40	22.8	15.1	7.6	18.7	11.3	7.4	1.5	2.9	5.4	7.7	3.8	5.2
						50	21.8	15.0	6.8	15.8	9.8	6.0	1.2	2.4	5.3	7.4	3.3	4.7
						60	20.7	14.6	6.1	14.4	9.0	5.3	1.0	1.9	5.2	7.0	3.0	4.6
						W+	21.4	16.4	5.2	16.3	11.1	5.2	1.9	3.4	5.5	7.9	3.5	5.4
11	G	2,5	niet	laag	wegz.	40	13.6	9.0	4.6	12.6	7.0	5.6	2.8	5.0	5.3	7.9	3.4	5.3
						50	12.3	8.2	4.0	10.4	5.8	4.6	2.4	4.4	5.0	7.5	2.8	4.9
						60	11.3	7.6	3.6	9.1	5.2	4.0	2.0	3.7	4.6	7.2	2.5	4.8
						W+	12.9	9.5	3.3	11.1	7.0	4.1	3.1	5.5	5.2	8.0	3.0	5.7
12	O	2,5	niet	middl	wegz.	50	12.4	8.4	4.0	11.6	6.7	4.9	4.6	8.3	5.1	7.6	3.3	5.3
				hoog	wegz.	40	13.9	9.3	4.6	15.5	9.0	6.4	7.8	14.0	5.5	8.0	4.4	6.0
		2,5	niet	hoog	wegz.	50	12.7	8.6	4.1	12.8	7.6	5.2	6.7	12.1	5.2	7.6	3.7	5.6
						60	11.7	8.1	3.7	11.2	6.7	4.5	5.5	10.3	4.9	7.3	3.3	5.3
W+	13.4	10.1	3.4	13.9	9.3	4.6	8.6	15.5	5.5	8.2	4.1	6.4						

Vrachten (kg N / ha):	0-5	5-10	10-15	15-20	20-30	30-40	40-50	>50
Concentraties (mg N / L):	<5	5-6	6-7	7-8	8-9	9-10	>10	

Tabel 3.8 Resultaten van ANIMO voor **Sulfaat** als uitspoelings- en infiltratievrachten (kg SO₄ ha⁻¹ land en water) en gemiddelde uitspoelingsconcentraties (mg SO₄ L⁻¹) voor de 17 doorgerkende rekeneenheden met hun drie droogleggingen (cm) en het W+ klimaatscenario, voor de situatie zónder en mét onderwaterdrains. Vervolg op rechter pagina.

Nr. tab.	Veen soort	Klei-dikte (m)	Conc. infil. water	On-der-rand	Drg-leg-ging	SO ₄ -vrachten: uitspoeling						infiltratie		SO ₄ -concentraties			
						Niet drain			Wel drain			Niet zom	Wel zom	Niet drain		Wel drain	
						jaar	wint	zom	jaar	wint	zom			wint	zom	wint	zom
5	E	5	niet laag	kwel	40	504	361	142	424	298	127	18	30	114	103	90	78
					50	472	349	123	459	334	124	12	21	107	94	97	82
					60	463	348	115	494	368	126	8	14	104	88	103	86
					W+	592	494	97	550	442	109	22	33	144	104	121	94
6	E	5	niet laag	neutr.	40	452	337	115	379	268	110	30	42	117	101	90	77
					50	418	324	95	391	291	101	25	35	113	91	98	79
					60	409	325	84	401	308	94	20	29	113	87	103	80
					W+	532	460	72	480	391	88	38	50	150	96	122	91
7	U	5	niet laag	wegz.	40	227	175	52	241	170	71	54	75	96	71	82	66
					50	208	168	40	244	181	62	47	65	93	61	88	66
					60	207	172	34	248	193	55	41	55	94	56	92	65
					W+	287	256	32	317	260	57	62	83	127	62	113	76
A1	O	5	niet hoog	middl wegz.	50	214	173	41	263	195	67	99	135	95	63	95	71
					40	461	345	117	413	292	121	93	133	120	103	99	84
					50	429	332	96	421	312	109	76	110	116	94	105	85
					60	418	333	86	425	326	99	64	90	115	89	109	85
8	O	5	niet hoog	neutr.	40	547	473	74	520	424	96	118	158	155	99	132	98
					50	237	184	54	284	200	84	172	236	101	75	96	78
					50	220	178	42	281	208	72	150	203	98	65	101	76
					60	218	182	36	279	216	63	129	173	99	59	104	74
9	F	5	niet hoog	wegz.	W+	302	269	33	362	297	65	196	262	133	66	129	87
					40	396	284	113	340	241	101	17	27	89	82	72	63
					50	396	292	104	382	283	100	10	17	90	81	82	69
					60	403	302	102	415	312	103	5	9	90	79	87	73
10	F	5	wel laag	kwel	W+	476	394	82	459	373	86	17	25	115	88	102	79
					40	179	137	43	192	136	56	53	74	74	58	64	52
					50	171	137	34	198	149	49	45	62	74	52	72	53
					60	173	144	30	196	154	43	38	52	77	48	73	52
10	F	5	wel laag	wegz.	W+	223	197	26	259	215	44	56	76	97	52	93	62

Vrachten (kg SO ₄ / ha):	0–50	50–100	100–150	150–200	200–300	300–400	400–500	>500
Concentraties (mg SO ₄ / L):	<60	60–80	80–100	100–120	120–140	140–160	>160	

3.2.1.3 Sulfaat

De uitspoelingsvrachten van sulfaat zijn het grootst voor de scenario's met de grootste drainagefluxen van het oligotrofe veen: de neutraaleenheid. Deze vrachten zijn groter dan die bij de kweleenheden van het eutrofe veen met hogere drainagefluxen. Oorzaak hiervan is de hogere sulfaatconcentraties in het bodemwater van het oligotrofe veen vanwege een grotere pyrietoxidatie gecombineerd met een geringere sulfaatreductie in de anaerobe zone van dit veen, dat een hoger pyrietgehalte en een lagere afbraaksnelheid heeft dan het eutrofe veen (zie figuur 2.10 en 2.11, en tabel 2.10). Om deze reden zijn bij vergelijking van dezelfde scenario's tussen oligotroof en eutroof veen de uitspoelingsvrachten consequent groter bij het oligotrofe veen. Bij het eutrofe veen zijn de sulfaatusspoelingsvrachten over het algemeen groter bij het dikke pakket dan bij het dunne, door een combinatie van grotere drainagefluxen en iets hogere uitspoelingsconcentraties bij het dikke pakket. Uitzondering vormt het W+-scenario dat meestal grotere vrachten geeft voor het dunne veenpakket.

Tabel 3.8 vervolg. Resultaten zijn jaar-, winter- en zomergemiddelden van de 30-jarige reeks weerjaren. De vrachten zijn weergegeven als bruto vrachten voor ha land plus water, uitgaande van 12,5% oppervlaktewater. Kleuren verwijzen naar klassen gedefinieerd onder de tabel.

Nr. tab.	Veen soort	Klei- dikte (m)	Conc. infil. water	On- der- rand	Drg- leg- ging	SO ₄ -vrachten: uitspoeling						infiltratie		SO ₄ -concentraties				
						Niet drain			Wel drain			Niet zom	Wel zom	Niet drain		Wel drain		
						jaar	wint	zom	jaar	wint	zom			wint	zom	wint	zom	wint
1		2,5	niet	laag	kwel	40	488	359	130	410	289	121	14	29	114	99	87	74
						50	438	328	109	438	321	117	9	20	103	87	93	77
						60	406	310	96	465	347	118	6	13	95	77	96	79
						W+	625	534	91	543	438	106	17	32	158	102	119	92
A2		2,5	niet	laag	neutr.	40	437	338	99	374	266	109	25	42	118	95	90	75
						50	389	309	80	391	291	100	20	35	109	83	98	78
						60	361	294	67	405	310	95	17	29	104	75	104	81
						W+	555	494	60	494	403	91	32	50	165	89	126	93
2	E	2,5	niet	laag	wegz.	40	210	171	40	236	167	69	46	74	96	63	80	64
						50	187	157	31	241	179	60	39	63	90	52	86	64
						60	180	153	26	246	191	55	33	54	87	48	91	64
						W+	287	263	25	318	262	56	52	81	135	55	113	75
A3	T	2,5	niet	middl	wegz.	50	192	160	32	261	194	66	81	131	92	53	93	69
				hoog	neutr.	40	445	345	101	415	294	121	77	132	121	97	99	84
		2,5	niet	hoog	neutr.	50	397	316	81	426	317	109	64	109	112	85	107	85
						60	369	300	69	434	332	102	53	90	106	77	111	87
3	O	2,5	niet	hoog	wegz.	40	218	177	41	281	199	82	143	230	100	65	95	76
						50	196	164	32	280	209	71	123	199	94	55	100	75
						60	189	161	28	280	217	63	105	169	91	50	103	74
						W+	298	272	25	367	301	66	162	256	141	57	130	87
4	F	2,5	wel	laag	wegz.	40	153	122	32	183	130	53	43	72	68	49	61	49
						50	138	114	25	188	142	46	37	60	64	41	68	50
						60	132	112	21	189	148	41	31	50	63	37	70	49
						W+	203	183	20	254	211	43	46	74	93	43	90	60
X1		2,5	wel	hoog	wegz.	40	160	127	32	228	162	66	136	225	71	51	76	61
						50	146	120	25	226	171	56	116	189	68	43	81	60
						60	141	118	22	221	173	48	97	158	67	39	82	58
						W+	207	188	19	298	249	51	144	235	106	44	106	71
X2	O	2,5	niet	laag	neutr.	40	527	415	112	437	307	129	42	79	146	112	104	90
						50	459	372	87	471	349	122	34	66	132	95	118	95
						60	422	348	74	514	393	121	27	53	125	84	131	104
						W+	696	629	67	610	497	114	53	93	213	104	156	117
11	L	2,5	niet	laag	wegz.	40	242	203	39	317	222	95	77	138	120	67	108	89
						50	224	193	32	335	250	86	66	119	116	59	122	92
						60	223	193	29	364	283	81	54	102	117	58	136	97
						W+	342	318	25	448	368	81	84	152	174	59	161	110
12	O	2,5	niet	middl	wegz.	50	227	195	32	354	263	90	99	180	117	60	129	97
				hoog	wegz.	40	248	208	39	361	253	107	158	285	123	68	123	101
		2,5	niet	hoog	wegz.	50	230	198	32	374	278	95	135	246	119	61	136	103
						60	229	200	30	398	309	89	112	210	120	60	149	107
W+	350	325	25	495	407	88	174	314	178	61	178	122						

Vrachten (kg SO ₄ / ha):	0-50	50-100	100-150	150-200	200-300	300-400	400-500	>500
Concentraties (mg SO ₄ / L):	<60	60-80	80-100	100-120	120-140	140-160	>160	

Sulfaatsuitspoeling is groter bij geringere drooglegging door ondiepere uitspoelingsroutes waardoor de ondiepe zone waarin sulfaat vooral ontstaat door pyrietoxidatie meer wordt doorstroomd (zie fig. 2.10). Dit is terug te zien in de hogere uitspoelingsconcentraties bij geringere drooglegging. De uitspoelingsvrachten zijn iets groter bij de scenario's met hoge nutriëntenconcentraties in het infiltratiewater (tabel 3.2). Het verschil is echter gering.

Grote infiltratievrachten zijn evenals bij fosfor en stikstof het resultaat van de combinatie van grote infiltratiefluxen en hoge sulfaatconcentraties in het infiltrerende water (tabel 2.3). Dat geeft de grootste vrachten voor het W+- klimaat bij het 5 m dikke eutrofe veen met hoge infiltratiewaterconcentraties (zie tabel 2.3) vanwege de grootste infiltratiefluxen (tabel 3.3). De eenheid met de hoogste sulfaatconcentraties in het infiltrerende water, eenheid 12 met oligotroof veen, scoort bij W+ met wegzijging slechts tweede door de kleinere infiltratieflux dan die van 5 m dik eutroof veen.

Uitspoelingsconcentraties van sulfaat zijn het hoogst bij het oligotrofe veen vanwege de grotere sulfaatproductie in de aerobe zone en de geringere sulfaatreductie in de anaerobe zone. Verder zijn ze substantieel hoger in de winter van het W+-scenario; in mindere mate geldt dat ook voor zomer. Dat is vooral het gevolg van de grotere pyrietoxidatie in de warmere, drogere zomers van W+. Hierdoor is aan het begin van het winterhalfjaar een grote hoeveelheid sulfaat opgehoopt in het bodemprofiel boven de grondwaterstand.

Het effect van onderwaterdrains op de belasting van het oppervlaktewater met sulfaat is net als bij stikstof wisselend voor de verschillende scenario's. Dit wordt verder behandeld in subparagraaf 3.2.2.

3.2.2 Effecten onderwaterdrains

In deze subparagraaf worden de belangrijkste resultaten van het onderzoek gepresenteerd en kort besproken: de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Om vergelijking tussen de varianten zónder en de varianten mét onderwaterdrains te vereenvoudigen, zijn, net als bij water, in tabellen 3.9a en 3.9b de verschillen tussen de modeluitkomsten van beide varianten gegeven als waarde van variant mét drains minus waarde van variant zónder drains. Dit impliceert dat positieve getallen een toename van betreffende grootheid als gevolg van toepassen drains weergeven en negatieve getallen een afname. Evenals bij tabel 3.4 zijn deze verschilwaarden voorzien van dezelfde kleurcode voor de klassenindeling in procenten, waarbij de verschilwaarde is gewogen naar de waarde van de variant zónder drains. Het verloop van oranje naar rood vertegenwoordigt de klassen van toename van grootheden door toepassen onderwaterdrains, het verloop van licht naar donker groen de klassen van afname van grootheden. Grijs geeft een verschil aan van minder dan +5% of -5%.

Tabellen 9a en 9b geven de resultaten van de zeventien scenario's als bruto uitspoelingsvrachten en gemiddelde uitspoelingsconcentraties in twee gespiegelde pagina's. Op de linker pagina staat een toegankelijke manier van scenariobeschrijving en de resultaten van fosfor, en op de rechterpagina de resultaten van stikstof en sulfaat met een sterk gestileerde aanduiding van de scenario's. Op deze manier kunnen de drie nutriënten onderling goed worden vergeleken. Tabel 3.9a bevat de resultaten van alle eutroof-veen-5-m-dik-scenario's en de voor vergelijking hiermee meest relevante scenario's van eutroof 2,5 m dik. Tabel 3.9b geeft de resultaten van alle scenario's van de 2,5 m dikke veenpakketten met eutroof en oligotroof veen. Vergelijking tussen oligotroof en eutroof is beter voor het 2,5 m dikke eutrofe veenpakket zodat veensoort de enige variabele is die verschilt.

De tabellen vormen op deze wijze opzoektabelen waarin voor elk scenario van veenweide-eenheid en drooglegging of klimaat alle effecten van onderwaterdrains als verschilwaarden kunnen worden opgezocht. De indeling in kleurklassen geeft extra informatie over het relatieve effect van onderwaterdrains en maakt het mogelijk snel patronen te herkennen. Wat niet direct duidelijk wordt uit de tabellen is de relatie tussen absoluut en relatief verschil: is een groot relatief verschil ook altijd een groot absoluut verschil? Om in dat laatste inzicht te geven, is figuur 3.7 opgenomen, waarin voor de uitspoelingsvrachten de absolute verschillen zijn uitgezet

tegen de relatieve verschillen. Om de relatie met de tabellen te leggen zijn in deze figuur ook de kleurklassen weergegeven. Hoewel alle resultaten van alle veenweide-eenheden zijn opgenomen, zijn niet alle scenario's apart te herkennen. Wel is onderscheid gemaakt tussen de onderrand en de drooglegging. Dit zijn beide belangrijke bepalende factoren; de laatste is tevens de enige door het waterbeheer te sturen variabele.

Naast uitspoelingsvrachten over het gehele jaar en het winter- en zomerhalfjaar, en uitspoelingsconcentraties in winter en zomer, zijn in de tabellen en figuur 3.7 ook de resultaten van de drie alternatieve modellen van de uitspoelingsvracht in het zomerhalfjaar gegeven, de voor de KRW-normen en ecologie meest belangrijke periode: ZV1, ZV2 en ZV3 (zie 2.4.3). Doel van deze modellen is de beperking van dit onderzoek, dat in beginsel alleen de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de bodem betreft, zoveel mogelijk te verminderen. Door gebruik te maken van de extra informatie die het uitspoelingsmodel biedt, kunnen meer realistische schattingen van de zomernutriëntenbelasting vanuit de veenbodem worden verkregen. Daarom wordt model ZV3, waarin de maximale hoeveelheid informatie is opgenomen, als het meest realistische gezien.

De resultaten in tabellen 3.9a en 3.b, en in figuur 3.7 worden hieronder per nutriënt besproken aan de hand van de belangrijke bepalende aspecten. Het gaat hier om een meer algemene bespreking dan een specifieke gericht op de effecten van toepassen onderwaterdrains bij de verschillende veenweide-eenheden met het oog op belangrijke nutriëntentema's als 'afwenteling' en 'waterkwaliteit'. Deze bespreking vindt plaats in hoofdstuk 4.

3.2.2.1 Fosfor

1 algemene afname en toename van vrachten en concentraties

Tabellen 3.9a en 3.9b en figuur 3.7 laten voornamelijk groenkleuren zien voor fosfor; bij de concentraties zijn de kleuren zelfs uitsluitend groen. Volgens de modelberekeningen betekenen onderwaterdrains voor de uitspoeling van fosfor in de meeste gevallen een afname van de vrachten en altijd een afname van de concentraties. Op jaarbasis laat 82% van de scenario's een afname van de vrachten zien; voor winter en zomer zijn dat 92% respectievelijk 39%.

De grootste afname bedraagt als vracht 0,98 kg P ha⁻¹ of 38% per jaar als resultante van een afname van 0,82 kg P ha⁻¹ (47%) in winter en 0,16 kg P ha⁻¹ (23%) in zomer. Als concentratie zijn de grootste afnamen 0,31 mg P L⁻¹ (39%) in winter en 0,34 mg P L⁻¹ (36%) in zomer. Al deze waarden gelden voor veenweide-eenheid A2 bij een drooglegging van 50 cm. Voor zowel vrachten als concentraties wordt deze afname veroorzaakt door een betere P-binding aan de bodem in een drogere bovengrond als gevolg van de drainerende werking van de drains in natte tijden; vandaar de grootste afnamen in de winter. Bij de concentraties speelt ook nog de grotere drainage (tabel 3.6) als gevolg van grotere infiltratie van slootwater met veel lagere P-concentraties (0,17 mg L⁻¹) dan die van het uitspoelende water.

De grootste toename van de P-vrachten vindt plaats in de zomer en bedraagt 0,20 kg P ha⁻¹ (43%) bij eenheid 12 en voor de geringste drooglegging van 40 cm. De grootste toename in jaarvracht bedraagt 0,32 kg P ha⁻¹ (24%) bij eenheid X1 met eveneens de geringste drooglegging van 40 cm als gevolg van een even grote toename in winter en zomer van 0,16 kg P ha⁻¹ (17% resp. 36%). Oorzaak is de vernatting door onderwaterdrains bij een geringe drooglegging en de verkorting van de transportroute voor mestnutriënten via de drains. Hierdoor worden meer mestnutriënten afgevoerd door de drains (Hendriks et al., 2008b; Hendriks, 2009).

Opvallend is dat de grootste toename slechts een derde bedraagt van de grootste afname. Dit onderstreept het voornamelijk gunstige effect van onderwaterdrains op de fosforbelasting van het oppervlaktewater.

2 Absolute versus relatieve verschillen

Voor de toenamen van P-vrachten lijkt er een min of meer lineair verband te bestaan tussen absolute en relatieve waarden: rode kleuren betekenen ook in absolute termen grote toenamen van fosforuitspoelingsvrachten (figuur 3.7). Voor de afname van vrachten is dat duidelijke lineaire verband tussen grote absolute afname en grote relatieve afname wel aanwezig bij de zomer, maar minder bij de winter, waar wel een tendens in die richting zichtbaar is. Bij de winter, en daardoor ook het jaar, tekenen zich duidelijke clusters af van onderrand-eenheden (zie verder onder 4e op pagina 91).

3 Zomervruchtmodellen

Zomervruchtmodel ZV1, de netto zomervrucht, verlaagt alle 61% scenario's met toename van zomervruchten tot 100% scenario's met afnamen. Ook laat het extreme effecten zien: afnamen tot 700% in figuur 3.7 en zelfs 1300% als meest extreme relatieve effect (niet in figuur 3.7). Al deze extreme scenario's hebben de klassen 'hoog' of 'middel' voor de inlaatwaterconcentraties. In absolute zin is de maximale afname 1,41 kg P ha⁻¹ per zomer. In feite betreft dit een absolute toename van de netto infiltratie als gevolg van de hoge concentraties. Het verband tussen absolute en relatieve verschillen is in dit extreme bereik ook afwezig. In het minder extreme bereik, minder dan 100% afname, lijkt er wel een verband te zijn. Belangrijkste boodschap uit deze resultaten is dat bij hoge concentraties in het infiltratiewater, het slootwater dus, de zomerruïspoeling vanuit de veenbodem er niet meer toe doet; de bodem is dan meer een put (afvoer) dan een bron voor P in het slootwater. Bevorderen van infiltratie door toepassen van onderwaterdrains versterkt de putfunctie van de veenbodem. En deze put kan grote hoeveelheden P opnemen en vastleggen, of wegsluizen in het geval van wegzijging. Want ten opzichte van infiltratieconcentratieklasse 'laag' infiltreert bij klasse 'hoog' in de zomer veel meer P de bodem in dan er als extra bruto P-uitspoeling op jaarbasis uit komt (tabel 3.6).

Zomervruchtmodel ZV2 verlaagt het aandeel toename van zomervruchten door gebruik van onderwaterdrains van 61% naar 18%. Dit is uiteraard het effect van de (sterk) gedaalde winterconcentraties bij onderwaterdrains. Dit model toont weer een nagenoeg lineair verband tussen relatieve en absolute verandering, maar minder dan de bruto zomerruïspoelingsvruchten.

Zomervruchtmodel ZV3 vormt ook in resultaten duidelijk een combinatie van ZV1 en ZV2. Net als ZV1 toont het 100% afname van de zomervruchten en de geringe samenhang tussen absoluut en relatief in het extreme bereik, maar het dempt de extremen door het meenemen van de bufferende werking van de fosforvoorraad aan het begin van het zomerhalfjaar. Als meest realistische zomervruchtmodel voorspelt het 100% afname van zomervruchten door toepassen onderwaterdrains, en behoudt het de boodschap van ZV1 dat de effecten van drains in geval van hoge slootwaterconcentraties vooral betekenen dat de putfunctie van de veenbodem voor fosfor uit het oppervlaktewater in belangrijke mate wordt versterkt.

4 Kenmerken veenweide-eenheden

a. Veensoort

Vergelijken van het oligotrofe veen met het eutrofe veen met dezelfde dikte van 2,5 m wijst uit dat het oligotrofe veen in de meeste scenario's hetzelfde beeld van effecten van onderwaterdrains toont als het eutrofe veen maar dan net iets sterker. Uitzondering vormt het meest extreme scenario van wegzijging met klasse 'hoog' voor P-concentraties in het infiltratiewater. Hiervoor zijn de bruto effecten bij het oligotrofe veen veel ongunstiger, maar de netto effecten (ZV1 en ZV2) juist veel gunstiger. Oorzaak hiervan zijn vooral de hogere P-concentraties van klasse 'hoog' bij oligotroof dan die van dezelfde klasse bij eutroof (tabel 2.5). Gunstigere effecten bij het oligotrofe veen zijn vooral terug te brengen op het P-armere veen dan het eutrofe veen.

b. Dikte veenpakket

Over het algemeen geeft toepassen van onderwaterdrains bij het diepe veenpakket meer gunstige en minder ongunstige effecten op de P-uitspoelingsvruchten dan bij het ondiepe pakket. In de modelberekeningen is net als in de meeste westelijke veenweidegebieden de veenbodem aan de onderkant begrensd door een slecht doorlatende kleilaag. Deze draagt niet bij aan de laterale afvoer van water naar de sloten. Deze afvoer blijft beperkt tot de veenbodem. Bij het dunne veenpakket wordt het water afgevoerd door een dunnere permanent waterverzadigde veenlaag met hoge P-concentraties dan bij het dikke. De P-uitspoelingsvruchten zijn dan ook groter bij het dikke pakket. Toepassen van onderwaterdrains leidt tot een verschuiving van de transportroute door het hele verzadigde veenpakket richting sloot naar een minder diepe snelle route door het verzadigde veen naar de drains. Hierdoor is de P-uitloging van het verzadigde veenpakket bij onderwaterdrains veel geringer. Bij het dikke pakket met de grotere P-uitloging is dit verschil veel groter dan bij het dunne veenpakket. Bij het dunnere pakket hebben drains daarom een minder gunstig effect op de P-uitspoelingsvruchten.

c. Voorkomen kleidek

Een kleidek geeft vooral in de winter wat minder gunstige effecten op de P-vrachten. Fosfor uit meststoffen wordt sterker gebonden aan een kleibodem dan aan een veenbodem. De afname van de vrachten bij onderwaterdrains is daarom geringer bij aanwezigheid van een kleidek.

d. Fosforconcentraties infiltratiewater

De concentraties in het infiltrerende water werken vooral door in de zomervrachten, afhankelijk van het beschouwde zomervrachtmodel, zoals is aangegeven onder punt '3 Zomervrachtmodellen'. Daaruit is geconcludeerd dat bij hoge P-concentraties in het slootwater de drains vooral in belangrijke mate de putfunctie van de veenbodem om fosfor uit de sloot op te nemen versterken.

e. Onderrand: kwel, neutraal, wegzijging

In figuur 3.7 is goed te zien dat vooral de neutraaleenheden het meest gunstige effect van toepassen van onderwaterdrains tonen; zowel in winter als zomer. Gevolgd door de kweleenheden die ook overwegend een gunstig effect laten zien. Alleen de wegzijgingseenheden kennen duidelijke toename van de bruto P-uitspoelingsvrachten, vooral in de zomer. Oorzaak is de grotere infiltratiebehoefte van de wegzijgingseenheden, waardoor in geval van drains meer slootwater infiltreert. Bij hoge P-concentraties geeft dit meer aanvoer van P de veenbodem in en vervolgens een hogere bruto uitspoeling van P. Volgens model ZV1 nemen bij wegzijgingseenheden door drains de netto uitspoelingsvrachten zeer fors af, of anders gezegd neemt de putfunctie van de veenbodem fors toe. Door wegzijging kan in de bodem gebracht P uit de sloot in de winter uitspoelen naar het diepere grondwater.

5 Drooglegging

De algemene trend is dat een drooglegging van 40 cm de meest ongunstige en minst gunstige effecten van onderwaterdrains op de P-uitspoeling geeft. De zomervrachtmodellen vormen hierop een uitzondering; daar is 40 cm vaak de gunstigste drooglegging. De meest gunstige effecten geeft meestal 60 cm drooglegging. Soms is dit echter 50 cm. In absolute termen zijn de verschillen tussen de droogleggingen over het algemeen gering. Oorzaak van de gunstige resultaten is vooral de drainerende werking van de drains die de bovengrond ook in natte tijden in winter en zomer droger houdt waardoor P uit meststoffen beter kan worden benut door het gewas en gebonden aan de bodem. Daarnaast werkt verlagend dat de ondiepe uitspoelingsroutes worden overgenomen door de drains waardoor de door meststoffen opgeladen bovengrond minder lateraal wordt doorstroomd. Deze mechanismen zijn minder effectief of werken zelfs averechts bij een te geringe drooglegging. Dan worden meststoffen uit de wortelzone 'afgetapt'. Bij een te grote drooglegging kan juist water uit de diepere P-rijke veenbodem dat rijk is aan fosfaat en opgelost organisch-P worden gedraineerd. Hendriks et al. (2008b) en Hendriks (2009) laten met ANIMO-berekeningen zien dat er een optimale drooglegging is voor onderwaterdrains waarbij de P-uitspoeling het laagst is. Deze bedraagt voor de Vlietpolder en Zegveld eveneens 60 cm.

6 W+-klimaatscenario

Het W+-klimaatscenario geeft in vergelijking met huidig klimaat met 50 cm drooglegging bijna consequent een iets minder gunstig of meer ongunstig effect van onderwaterdrains op de bruto P-uitspoelingsvrachten, zeker in de zomer. Dit komt vooral door een grotere infiltratiebehoefte in de drogere zomer van het W+-klimaat. Vooral bij de klasse 'hoog' van infiltratiewaterconcentraties geeft dat een veel grotere aanrijking van P aan de bodem met als gevolg een grotere bruto maar vaak geringere netto (zie punt 3) P-uitspoeling dan bij huidig klimaat.

7 Absolute vrachten

Drains veranderen in grote lijnen niet veel aan het patroon van absolute bruto P-uitspoelingsvrachten. Dit is goed te zien aan de kleurpatronen in tabel 3.6. Bij vergelijking van scenario's laten die ruwweg hetzelfde kleurpatroon zien bij de varianten zonder en met drains, met wat minder oranje-rood bij die met drains. Grootste vrachten worden gevonden bij de kweleenheden, kleinste bij de wegzijgingseenheden, wat een louter hydrologische reden heeft: meer drainage bij kwel. Meestal neemt in de zomer de bruto P-vracht af met toenemende drooglegging, en geldt dat voor de winter ook, behalve bij de kweleenheden. Ook hier is de hydrologie de verklaring. In meer detail zijn specifieke omstandigheden doorslaggevend. Dit wordt verder behandeld in hoofdstuk 4.

Tabel 3.9a Resultaten van ANIMO voor scenario's van het eutrofe veen: alle van 5 m dik en vergelijkbare van 2,5 m dik. Het betreft fosfor, stikstof en sulfaat als uitspoelings- en infiltratievrachten (kg ha⁻¹ land en water) en gemiddelde uitspoelingsconcentraties (mg L⁻¹) weergegeven als verschil tussen de varianten mét en zónder onderwaterdrains (mét minus zónder). Vervolg op rechter pagina.

Nr.	Veen tab. 2.1 soort	Klei- dikte	Klei- dek	Conc. infil.w.	Onder- rand	Droog- legging	P-vrachten						P-concen.	
							jaar	wint	zom	zv1	zv2	zv3	wint	zom
1	E	2,5 m	niet	laag	kwel	40	-0.44	-0.36	-0.08	-0.15	-0.18	-0.25	-0.14	-0.21
						50	-0.39	-0.32	-0.07	-0.12	-0.16	-0.21	-0.15	-0.19
						60	-0.26	-0.21	-0.05	-0.09	-0.12	-0.16	-0.13	-0.16
						W+	-0.25	-0.28	0.03	-0.04	-0.05	-0.12	-0.13	-0.16
2	U	2,5 m	niet	laag	wegz.	40	-0.15	-0.24	0.09	-0.04	-0.04	-0.17	-0.21	-0.22
						50	-0.18	-0.24	0.05	-0.07	-0.06	-0.18	-0.20	-0.21
						60	-0.18	-0.22	0.03	-0.07	-0.06	-0.16	-0.19	-0.19
						W+	-0.16	-0.24	0.08	-0.07	-0.03	-0.18	-0.19	-0.16
3	R	2,5 m	niet	middel	wegz.	50	-0.13	-0.20	0.06	-0.45	-0.03	-0.54	-0.18	-0.20
				hoog		40	-0.04	-0.16	0.12	-0.92	0.02	-1.02	-0.17	-0.19
		2,5 m	niet	hoog	wegz.	50	-0.09	-0.17	0.08	-0.82	-0.01	-0.91	-0.17	-0.19
						60	-0.10	-0.15	0.05	-0.72	-0.02	-0.79	-0.16	-0.17
4	F	2,5 m	wel	laag	wegz.	40	0.19	0.07	0.12	-0.01	0.11	-0.02	-0.05	-0.16
						50	0.05	-0.01	0.05	-0.05	0.02	-0.09	-0.08	-0.17
						60	-0.01	-0.04	0.03	-0.06	-0.01	-0.10	-0.09	-0.16
						W+	0.00	-0.04	0.04	-0.10	0.00	-0.14	-0.09	-0.16
5	E	5 m	niet	laag	kwel	40	-0.48	-0.39	-0.09	-0.14	-0.20	-0.25	-0.15	-0.19
						50	-0.54	-0.44	-0.11	-0.15	-0.21	-0.25	-0.17	-0.19
						60	-0.54	-0.43	-0.11	-0.15	-0.21	-0.25	-0.17	-0.18
						W+	-0.43	-0.42	-0.01	-0.06	-0.11	-0.16	-0.16	-0.16
6	U	5 m	niet	laag	neutr.	40	-0.74	-0.63	-0.11	-0.18	-0.29	-0.36	-0.23	-0.25
						50	-0.82	-0.68	-0.13	-0.18	-0.29	-0.34	-0.25	-0.25
						60	-0.84	-0.71	-0.13	-0.18	-0.27	-0.31	-0.26	-0.23
						W+	-0.72	-0.69	-0.03	-0.09	-0.18	-0.24	-0.24	-0.21
7	T	5 m	niet	laag	wegz.	40	-0.23	-0.27	0.05	-0.05	-0.09	-0.20	-0.21	-0.21
						50	-0.31	-0.32	0.02	-0.07	-0.11	-0.20	-0.23	-0.20
						60	-0.35	-0.35	0.00	-0.07	-0.12	-0.19	-0.24	-0.20
						W+	-0.28	-0.33	0.05	-0.05	-0.07	-0.18	-0.22	-0.16
A1	R	5 m	niet	middel	wegz.	50	-0.26	-0.30	0.03	-0.34	-0.09	-0.46	-0.22	-0.19
				hoog		40	-0.68	-0.59	-0.10	-0.59	-0.26	-0.75	-0.22	-0.23
		5 m	niet	hoog	neutr.	50	-0.76	-0.65	-0.12	-0.53	-0.27	-0.67	-0.24	-0.24
						60	-0.80	-0.67	-0.12	-0.44	-0.25	-0.57	-0.25	-0.23
8	F	5 m	niet	hoog	wegz.	40	-0.14	-0.21	0.08	-0.69	-0.04	-0.81	-0.18	-0.18
						50	-0.23	-0.27	0.04	-0.60	-0.08	-0.72	-0.21	-0.18
						60	-0.29	-0.30	0.01	-0.53	-0.09	-0.62	-0.22	-0.18
						W+	-0.19	-0.26	0.07	-0.71	-0.04	-0.82	-0.19	-0.14
9	E	5 m	wel	laag	kwel	40	0.07	0.07	0.00	-0.05	0.00	-0.05	-0.01	-0.13
						50	-0.19	-0.12	-0.07	-0.11	-0.12	-0.16	-0.08	-0.15
						60	-0.32	-0.21	-0.11	-0.13	-0.17	-0.19	-0.11	-0.16
						W+	-0.20	-0.17	-0.04	-0.08	-0.09	-0.13	-0.08	-0.14
10	U	5 m	wel	laag	wegz.	40	0.05	-0.03	0.09	-0.02	0.04	-0.07	-0.09	-0.15
						50	-0.12	-0.15	0.02	-0.06	-0.05	-0.13	-0.14	-0.18
						60	-0.22	-0.22	0.00	-0.07	-0.08	-0.15	-0.17	-0.17
						W+	-0.16	-0.18	0.03	-0.08	-0.06	-0.17	-0.15	-0.16

Klassen (%): < -25 -25 -- -15 -15 -- -5 -5 -- 5 5 -- 15 15 -- 25 > 25

Tabel 3.9a vervolg. Gebaseerd op de getallen van tabellen 3.6-3.8 (event. afwijkingen mogelijk door afronding). Weergave betreft *bruto* vrachten voor jaar, winter en zomer, en de drie *zomermodellen* ZV1-3, waarvan **ZV3** als **meest realistische model** wordt gezien. Kleuren representeren klassen van verschillen in % ten opzichte van de situatie zónder drains (legenda onder de tabel).

Drg- legg.	N-vrachten						N-conc.		SO ₄ -vrachten						SO ₄ -conc.		O. C. K. Veen					Nr	
	jaar	wint	zom	zv1	zv2	zv3	wint	zom	jaar	wint	zom	zv1	zv2	zv3	wint	zom	r.	i.	d.	dk	srt		tb
40	2.0	0.9	1.1	0.6	1.1	0.6	-0.1	-1.0	-79	-70	-9	-24	-28	-43	-27	-25	k						1
50	1.4	0.3	1.1	0.7	0.8	0.4	-0.5	-0.9	1	-7	8	-3	3	-8	-10	-11	w						
60	1.8	0.9	1.0	0.8	0.7	0.5	-0.6	-0.9	58	36	22	15	23	16	1	2	e						E
W+	3.0	1.2	1.8	1.2	1.6	1.1	-0.3	-0.7	-81	-97	15	0	-9	-24	-39	-11	l						
40	0.5	-1.1	1.8	0.8	0.8	-0.2	-1.6	-1.7	26	-3	29	1	20	-8	-16	1	w						2
50	0.1	-1.3	1.5	0.6	0.6	-0.3	-1.7	-1.6	53	23	30	6	30	6	-3	12	e						U
60	0.2	-1.1	1.3	0.6	0.6	-0.1	-1.7	-1.3	66	37	28	8	32	11	4	16	g						T
W+	0.4	-1.2	1.6	0.5	0.7	-0.4	-1.7	-1.3	31	-1	32	2	21	-9	-23	21	z						
50	1.0	-0.7	1.7	-0.9	1.0	-1.5	-1.4	-1.3	69	34	35	-15	38	-12	2	16	w			2,5			R
40	2.7	0.3	2.4	-2.7	1.9	-3.2	-0.9	-1.2	63	22	41	-47	40	-48	-5	11	w						3
50	1.8	-0.1	1.9	-2.5	1.4	-3.0	-1.2	-1.1	84	45	39	-36	45	-30	7	20	e						O
60	1.6	-0.1	1.7	-2.1	1.2	-2.6	-1.2	-0.9	91	56	35	-30	42	-22	12	23	g						O
W+	2.3	0.4	2.0	-3.5	1.5	-4.0	-1.1	-0.8	69	29	39	-55	36	-58	-11	30	z						F
40	1.8	0.4	1.5	0.5	1.1	0.1	-0.7	-2.1	30	9	21	-7	18	-10	-7	0	w						4
50	0.9	0.0	0.9	0.1	0.5	-0.3	-0.9	-2.0	50	29	22	-1	25	2	3	9	e						
60	0.5	-0.2	0.7	0.1	0.3	-0.3	-1.1	-1.8	56	36	20	1	25	6	7	12	g						
W+	0.7	-0.2	0.9	-0.1	0.3	-0.7	-1.0	-1.9	51	28	23	-6	23	-5	-3	17	z						
40	-1.9	-2.3	0.4	0.0	-0.4	-0.8	-1.1	-1.3	-79	-64	-15	-27	-33	-44	-24	-26	k						5
50	-4.3	-4.1	-0.2	-0.4	-1.3	-1.6	-1.8	-1.6	-13	-14	1	-7	-5	-13	-10	-12	w						
60	-5.3	-4.6	-0.6	-0.8	-1.7	-1.9	-2.1	-1.8	31	20	12	6	11	5	-2	-3	e						
W+	-2.3	-3.2	0.9	0.5	0.0	-0.4	-1.5	-1.3	-41	-53	11	0	-3	-14	-23	-10	l						
40	-3.0	-3.6	0.6	0.2	-0.4	-0.8	-1.5	-1.5	-73	-69	-4	-17	-23	-36	-27	-24	n						6
50	-5.3	-5.5	0.1	-0.3	-1.3	-1.7	-2.2	-1.8	-27	-34	7	-4	-3	-14	-15	-13	e						
60	-6.6	-6.4	-0.3	-0.5	-1.5	-1.8	-2.5	-1.9	-7	-17	10	1	5	-3	-10	-6	u						E
W+	-3.9	-4.9	1.0	0.5	-0.2	-0.6	-1.9	-1.4	-52	-69	17	4	0	-13	-28	-6	a						
40	-1.2	-2.4	1.2	0.5	-0.1	-0.8	-2.1	-1.7	14	-5	20	-1	12	-9	-14	-5	w						7
50	-2.4	-3.2	0.9	0.3	-0.5	-1.1	-2.6	-1.8	36	13	22	5	21	4	-5	5	e						U
60	-3.0	-3.6	0.6	0.2	-0.6	-1.0	-2.7	-1.8	41	20	21	7	22	8	-1	10	g						T
W+	-1.9	-3.1	1.2	0.4	-0.1	-0.9	-2.4	-1.4	29	4	26	5	19	-2	-14	14	z						
50	-1.6	-2.7	1.1	-0.8	-0.2	-2.0	-2.3	-1.6	48	22	26	-10	27	-9	-1	8	w			5			R
40	-1.4	-2.5	1.1	-1.3	0.3	-2.2	-1.1	-1.2	-48	-52	4	-37	-12	-53	-21	-19	n						A1
50	-4.2	-4.6	0.4	-1.5	-0.7	-2.6	-1.9	-1.6	-8	-20	12	-22	6	-28	-11	-9	e						
60	-5.7	-5.7	0.0	-1.6	-1.2	-2.8	-2.3	-1.7	7	-7	14	-13	10	-17	-7	-4	u						O
W+	-2.5	-3.8	1.3	-1.1	0.3	-2.1	-1.6	-1.1	-27	-50	23	-17	9	-31	-22	-1	t						
40	0.6	-1.2	1.8	-1.9	0.9	-2.8	-1.5	-1.3	46	16	30	-34	29	-35	-5	3	w						8
50	-0.9	-2.2	1.3	-1.8	0.2	-3.0	-2.1	-1.4	61	31	30	-24	33	-21	3	11	e						F
60	-1.8	-2.7	1.0	-1.7	-0.1	-2.7	-2.4	-1.5	61	34	26	-19	30	-15	5	15	g						
W+	-0.3	-1.8	1.6	-2.3	0.6	-3.3	-1.9	-1.0	60	28	32	-33	32	-33	-4	22	z						
40	-0.9	-0.5	-0.4	-0.8	-0.8	-1.2	-0.5	-1.9	-56	-43	-12	-23	-25	-36	-17	-20	k						9
50	-3.8	-2.8	-1.1	-1.2	-1.9	-2.1	-1.4	-2.0	-13	-9	-4	-10	-8	-15	-8	-12	w						
60	-4.8	-3.5	-1.3	-1.5	-2.2	-2.4	-1.7	-2.1	12	10	2	-2	1	-3	-3	-6	e						
W+	-2.5	-2.2	-0.3	-0.6	-1.0	-1.4	-1.2	-1.8	-17	-21	4	-5	-4	-13	-12	-9	l						
40	-0.1	-1.1	1.0	0.3	0.1	-0.6	-1.4	-2.0	13	-1	13	-7	8	-13	-10	-6	w						10
50	-1.8	-2.2	0.4	-0.2	-0.7	-1.2	-2.0	-2.2	28	13	15	-2	14	-3	-3	1	e						
60	-2.7	-2.9	0.2	-0.3	-0.9	-1.3	-2.3	-2.0	23	10	13	0	12	-1	-4	4	g						
W+	-1.8	-2.4	0.5	-0.2	-0.5	-1.2	-1.9	-1.9	36	18	18	-3	17	-3	-4	10	z						

Klassen (%):	< -25	-25 – -15	-15 – -5	-5 – 5	5 – 15	15 – 25	> 25
--------------	-------	-----------	----------	--------	--------	---------	------

Tabel 3.9b Resultaten van ANIMO voor scenario's van de 2,5 m dikke eutrofe en oligotrofe veenpakketten. Het betreft fosfor, stikstof en sulfaat als uitspoelings- en infiltratievrachten (kg ha⁻¹ land en water) en gemiddelde uitspoelingsconcentraties (mg L⁻¹) weergegeven als verschil tussen de varianten mét en zónder onderwaterdrains (mét minus zónder). Vervolg op rechter pagina.

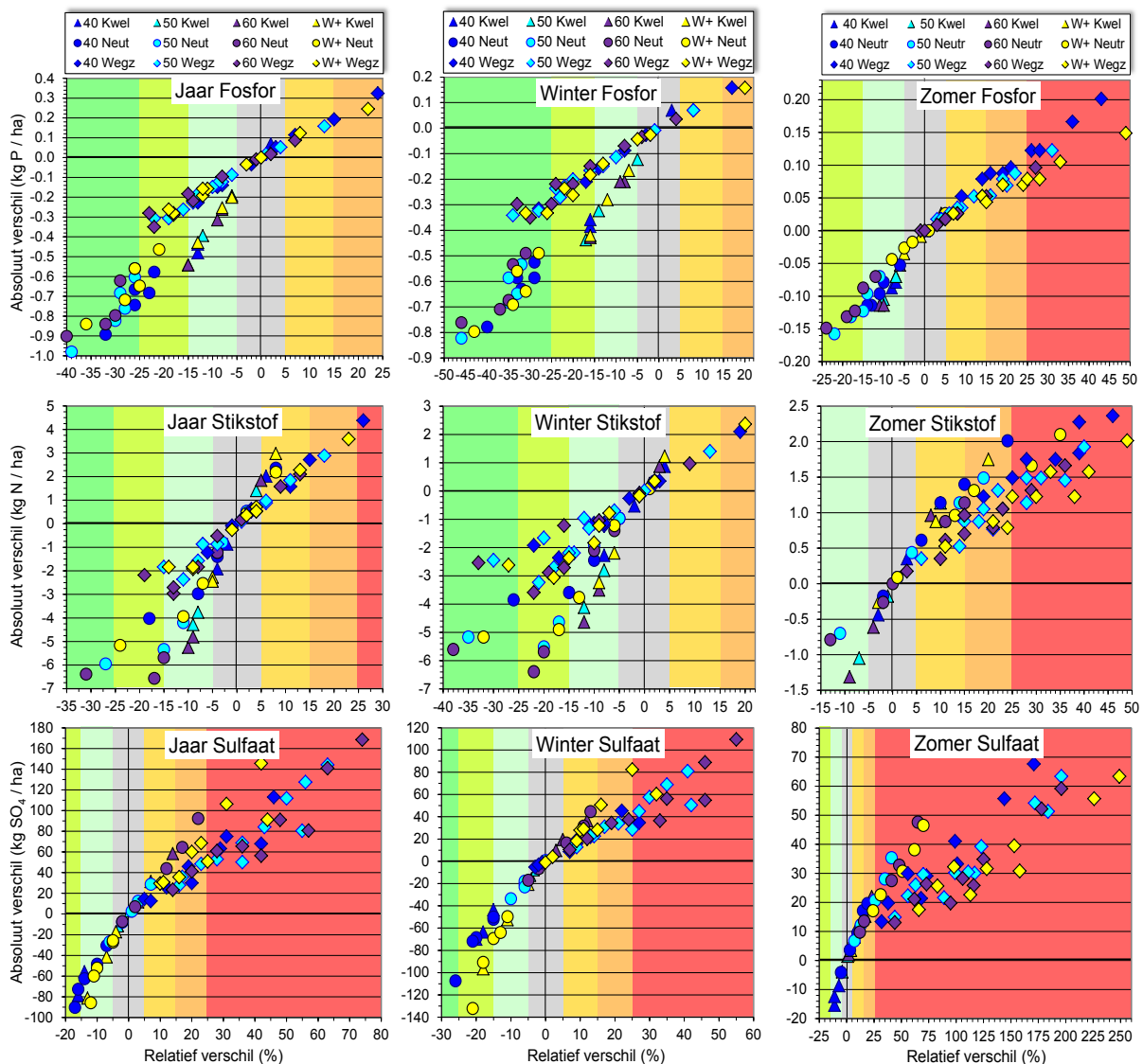
Nr. tab. 2.1	Veen soort	Klei- dikte	Klei- dek	Conc. infil.w.	Onder- rand	Droog- legging	P-vrachten					P-concen.							
							jaar	wint	zom	zv1	zv2	zv3	wint	zom					
1		2,5 m	niet	laag	kwel	40	-0.44	-0.36	-0.08	-0.15	-0.18	-0.25	-0.14	-0.21					
						50	-0.39	-0.32	-0.07	-0.12	-0.16	-0.21	-0.15	-0.19					
						60	-0.26	-0.21	-0.05	-0.09	-0.12	-0.16	-0.13	-0.16					
						W+	-0.25	-0.28	0.03	-0.04	-0.05	-0.12	-0.13	-0.16					
A2		2,5 m	niet	laag	neutr.	40	-0.67	-0.59	-0.08	-0.16	-0.24	-0.32	-0.22	-0.26					
						50	-0.68	-0.59	-0.10	-0.17	-0.23	-0.30	-0.22	-0.25					
						60	-0.62	-0.53	-0.09	-0.14	-0.19	-0.24	-0.21	-0.22					
						W+	-0.56	-0.56	0.00	-0.09	-0.13	-0.22	-0.21	-0.21					
2	E	2,5 m	niet	laag	wegz.	40	-0.15	-0.24	0.09	-0.04	-0.04	-0.17	-0.21	-0.22					
						50	-0.18	-0.24	0.05	-0.07	-0.06	-0.18	-0.20	-0.21					
						60	-0.18	-0.22	0.03	-0.07	-0.06	-0.16	-0.19	-0.19					
						W+	-0.16	-0.24	0.08	-0.07	-0.03	-0.18	-0.19	-0.16					
A3	T	2,5 m	niet	middel	wegz.	50	-0.13	-0.20	0.06	-0.45	-0.03	-0.54	-0.18	-0.20					
						R	2,5 m	niet	hoog	neutr.	40	-0.58	-0.53	-0.05	-0.71	-0.20	-0.86	-0.20	-0.25
											50	-0.60	-0.53	-0.07	-0.61	-0.20	-0.74	-0.21	-0.24
											60	-0.56	-0.49	-0.07	-0.52	-0.17	-0.62	-0.19	-0.21
W+	-0.46	-0.49	0.03	-0.67	-0.09						-0.78	-0.19	-0.19						
3	O	2,5 m	niet	hoog	wegz.	40	-0.04	-0.16	0.12	-0.92	0.02	-1.02	-0.17	-0.19					
						50	-0.09	-0.17	0.08	-0.82	-0.01	-0.91	-0.17	-0.19					
						60	-0.10	-0.15	0.05	-0.72	-0.02	-0.79	-0.16	-0.17					
						W+	-0.04	-0.14	0.11	-1.02	0.02	-1.11	-0.15	-0.13					
4	F	2,5 m	wel	laag	wegz.	40	0.19	0.07	0.12	-0.01	0.11	-0.02	-0.05	-0.16					
						50	0.05	-0.01	0.05	-0.05	0.02	-0.09	-0.08	-0.17					
						60	-0.01	-0.04	0.03	-0.06	-0.01	-0.10	-0.09	-0.16					
						W+	0.00	-0.04	0.04	-0.10	0.00	-0.14	-0.09	-0.16					
X1		2,5 m	wel	hoog	wegz.	40	0.32	0.16	0.17	-0.90	0.17	-0.90	-0.01	-0.13					
						50	0.16	0.07	0.09	-0.78	0.07	-0.80	-0.04	-0.14					
						60	0.09	0.04	0.05	-0.67	0.03	-0.69	-0.06	-0.13					
						W+	0.25	0.16	0.08	-0.99	0.07	-1.00	-0.04	-0.13					
X2	O	2,5 m	niet	laag	neutr.	40	-0.89	-0.78	-0.11	-0.32	-0.33	-0.53	-0.29	-0.33					
						50	-0.98	-0.82	-0.16	-0.32	-0.35	-0.52	-0.31	-0.34					
						60	-0.90	-0.76	-0.15	-0.29	-0.30	-0.44	-0.29	-0.30					
						W+	-0.84	-0.80	-0.04	-0.25	-0.23	-0.44	-0.30	-0.29					
11	L	2,5 m	niet	laag	wegz.	40	-0.22	-0.32	0.10	-0.23	-0.07	-0.39	-0.27	-0.27					
						50	-0.31	-0.34	0.04	-0.25	-0.11	-0.40	-0.28	-0.28					
						60	-0.28	-0.30	0.02	-0.24	-0.09	-0.34	-0.25	-0.24					
						W+	-0.26	-0.33	0.07	-0.30	-0.07	-0.44	-0.26	-0.21					
12	O	2,5 m	niet	middel	wegz.	50	-0.15	-0.23	0.08	-0.68	-0.04	-0.80	-0.23	-0.23					
						F	2,5 m	niet	hoog	wegz.	40	0.11	-0.09	0.20	-1.20	0.10	-1.30	-0.16	-0.18
											50	0.02	-0.11	0.12	-1.10	0.04	-1.19	-0.17	-0.19
											60	0.02	-0.07	0.10	-0.98	0.03	-1.05	-0.15	-0.16
W+	0.12	-0.03	0.15	-1.41	0.08						-1.48	-0.14	-0.11						

Klassen (%): < -25 -25 - -15 -15 - -5 -5 - 5 5 - 15 15 - 25 > 25

Tabel 3.9b vervolg. Gebaseerd op de getallen van tabellen 3.6-3.8 (event. afwijkingen mogelijk door afronding). Weergave betreft *bruto* vrachten voor jaar, winter en zomer, en de drie *zomermodellen* ZV1-3, waarvan **ZV3** als **meest realistische model** wordt gezien. Kleuren representeren klassen van verschillen in % ten opzichte van de situatie zónder drains (legenda onder de tabel).

Drg- legg.	N-vrachten						N-conc.		SO ₄ -vrachten						SO ₄ -conc.		O. C. K. Veen					Nr tb	
	jaar	wint	zom	zv1	zv2	zv3	wint	zom	jaar	wint	zom	zv1	zv2	zv3	wint	zom	r.	i.	d.	dk	srt		
40	2.0	0.9	1.1	0.6	1.1	0.6	-0.1	-1.0	-79	-70	-9	-24	-28	-43	-27	-25	k						1
50	1.4	0.3	1.1	0.7	0.8	0.4	-0.5	-0.9	1	-7	8	-3	3	-8	-10	-11	w						
60	1.8	0.9	1.0	0.8	0.7	0.5	-0.6	-0.9	58	36	22	15	23	16	1	2	e						
W+	3.0	1.2	1.8	1.2	1.6	1.1	-0.3	-0.7	-81	-97	15	0	-9	-24	-39	-11	l						
40	0.5	-1.0	1.4	0.9	1.1	0.6	-0.6	-1.2	-62	-72	9	-8	-11	-29	-29	-20	n						A2
50	-0.8	-1.9	1.1	0.6	0.5	0.0	-1.0	-1.2	3	-18	21	6	14	-1	-11	-5	e						
60	-1.2	-2.1	0.9	0.4	0.3	-0.1	-1.1	-1.2	44	16	27	15	28	16	0	7	u						
W+	0.4	-1.2	1.7	1.1	1.2	0.6	-0.8	-0.9	-60	-91	31	12	7	-11	-39	4	a						
40	0.5	-1.1	1.8	0.8	0.8	-0.2	-1.6	-1.7	26	-3	29	1	20	-8	-16	1	w						2
50	0.1	-1.3	1.5	0.6	0.6	-0.3	-1.7	-1.6	53	23	30	6	30	6	-3	12	e						
60	0.2	-1.1	1.3	0.6	0.6	-0.1	-1.7	-1.3	66	37	28	8	32	11	4	16	g						
W+	0.4	-1.2	1.6	0.5	0.7	-0.4	-1.7	-1.3	31	-1	32	2	21	-9	-23	21	z						
50	1.0	-0.7	1.7	-0.9	1.0	-1.5	-1.4	-1.3	69	34	35	-15	38	-12	2	16	w						
40	2.4	0.4	2.0	-1.2	1.9	-1.3	-0.2	-0.9	-30	-50	20	-36	4	-51	-22	-13	n						A3
50	0.5	-1.0	1.5	-1.1	1.1	-1.5	-0.7	-0.9	29	1	28	-17	26	-20	-5	1	e						
60	-0.2	-1.4	1.1	-1.1	0.7	-1.5	-0.9	-1.0	64	32	33	-5	36	-2	5	11	u						
W+	2.2	0.1	2.1	-1.3	1.8	-1.6	-0.4	-0.6	-26	-64	38	-19	20	-38	-31	11	h						
40	2.7	0.3	2.4	-2.7	1.9	-3.2	-0.9	-1.2	63	22	41	-47	40	-48	-5	11	w						3
50	1.8	-0.1	1.9	-2.5	1.4	-3.0	-1.2	-1.1	84	45	39	-36	45	-30	7	20	e						
60	1.6	-0.1	1.7	-2.1	1.2	-2.6	-1.2	-0.9	91	56	35	-30	42	-22	12	23	g						
W+	2.3	0.4	2.0	-3.5	1.5	-4.0	-1.1	-0.8	69	29	39	-55	36	-58	-11	30	z						
40	1.8	0.4	1.5	0.5	1.1	0.1	-0.7	-2.1	30	9	21	-7	18	-10	-7	0	w						4
50	0.9	0.0	0.9	0.1	0.5	-0.3	-0.9	-2.0	50	29	22	-1	25	2	3	9	e						
60	0.5	-0.2	0.7	0.1	0.3	-0.3	-1.1	-1.8	56	36	20	1	25	6	7	12	g						
W+	0.7	-0.2	0.9	-0.1	0.3	-0.7	-1.0	-1.9	51	28	23	-6	23	-5	-3	17	z						
40	4.4	2.1	2.3	-3.0	2.4	-2.9	0.0	-1.5	68	35	33	-56	39	-50	5	11	w						X1
50	2.9	1.4	1.5	-2.8	1.4	-2.9	-0.3	-1.5	80	50	30	-43	39	-34	13	17	e						
60	2.1	1.0	1.1	-2.4	0.9	-2.5	-0.6	-1.4	81	55	26	-34	35	-25	15	19	g						
W+	3.6	2.4	1.2	-3.9	1.1	-4.1	-0.6	-1.7	91	60	31	-59	35	-55	0	27	z						
40	-4.0	-3.9	-0.2	-1.5	-1.3	-2.6	-1.5	-2.5	-90	-107	17	-20	-14	-51	-43	-22	n						X2
50	-6.0	-5.2	-0.7	-1.8	-2.0	-3.1	-2.0	-2.7	12	-23	35	4	27	-5	-15	1	e						
60	-6.4	-5.6	-0.8	-1.8	-1.9	-2.9	-2.2	-2.5	92	45	48	21	52	25	7	19	u						
W+	-5.2	-5.2	0.1	-1.4	-1.2	-2.7	-2.1	-2.6	-86	-132	46	6	10	-31	-58	14	a						
40	-0.9	-1.9	1.1	-1.1	-0.1	-2.3	-1.9	-2.6	75	19	56	-6	51	-11	-12	22	w						11
50	-1.8	-2.5	0.5	-1.4	-0.6	-2.5	-2.1	-2.6	112	58	54	0	61	7	6	33	e						
60	-2.2	-2.5	0.4	-1.4	-0.6	-2.4	-2.1	-2.4	141	89	52	5	65	18	19	40	g						
W+	-1.8	-2.6	0.7	-1.7	-0.3	-2.7	-2.2	-2.4	106	51	56	-13	53	-15	-13	51	z						
50	-0.9	-1.7	0.9	-2.9	-0.1	-3.9	-1.8	-2.3	127	69	59	-23	69	-13	11	37	w						
40	1.6	-0.3	1.8	-4.5	1.2	-5.1	-1.1	-1.9	113	45	68	-59	71	-56	0	33	w						12
50	0.2	-1.0	1.1	-4.4	0.4	-5.1	-1.5	-2.1	144	81	63	-48	77	-34	17	42	e						
60	-0.5	-1.2	0.8	-4.0	0.1	-4.7	-1.6	-1.9	169	109	59	-39	76	-22	29	47	g						
W+	0.5	-0.8	1.2	-5.7	0.6	-6.3	-1.4	-1.8	146	82	63	-77	69	-72	0	61	z						

Klassen (%):	< -25	-25 - -15	-15 - -5	-5 - 5	5 - 15	15 - 25	> 25
--------------	-------	-----------	----------	--------	--------	---------	------



Figuur 3.7a

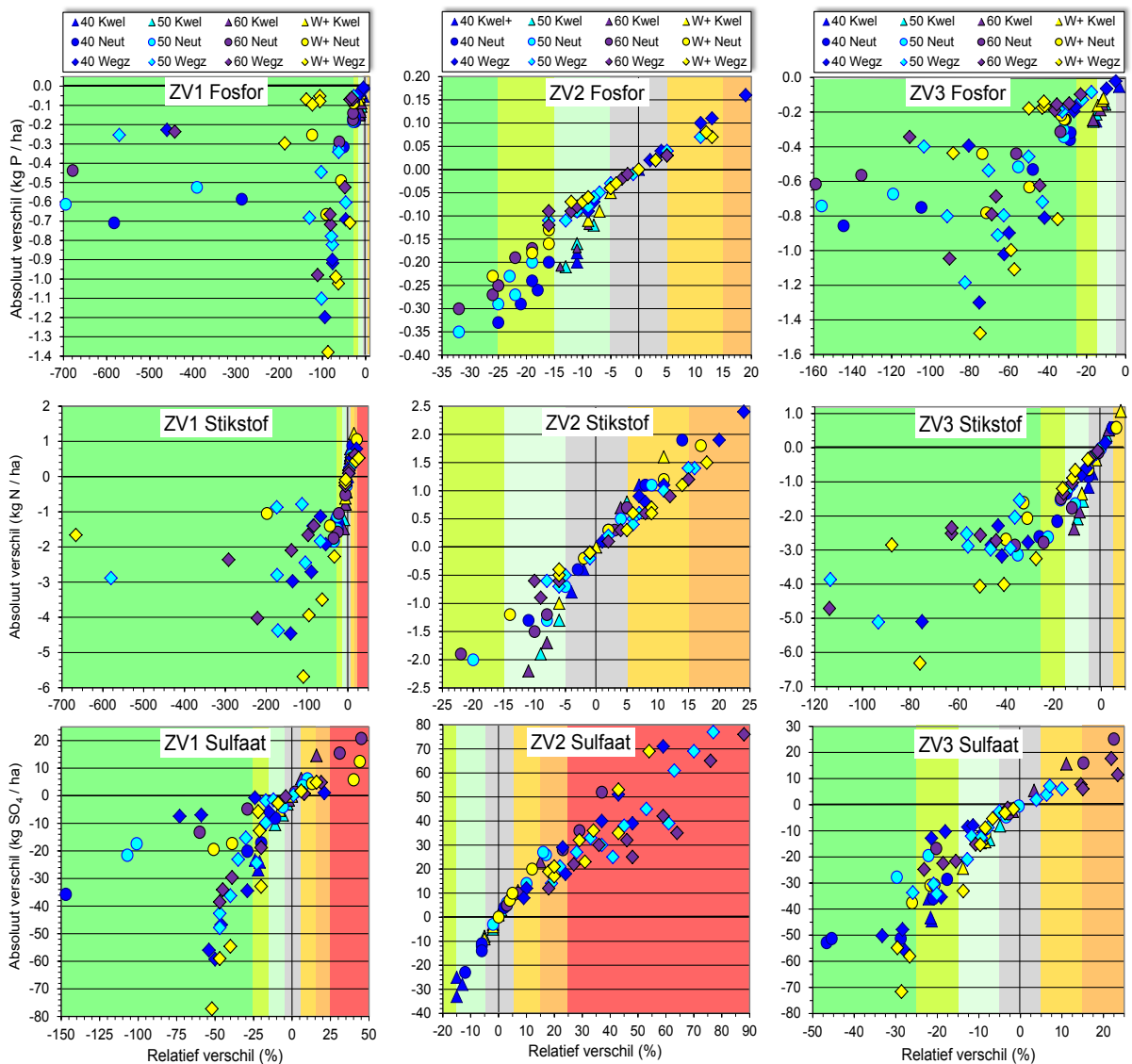
Absolute verschillen (kg per ha land + water per periode) als varianten met onderwaterdrains minus varianten zonder onderwaterdrains uitgezet tegen relatieve verschillen (%) als absolute verschillen t.o.v. variant zonder onderwaterdrains, voor de drie nutriënten en de drie beschouwde perioden. In de figuren is onderscheid gemaakt tussen de drie droogleggingen en W+-klimaat, en de drie onderrandeenheden. De weergegeven verschillen zijn gebaseerd op de ongecorrigeerde, bruto vrachten. Let op de verschillen in schalen tussen x-assen en tussen y-assen.

3.2.2.2 Stikstof

1 algemene afname en toename van vrachten en concentraties

Het kleurbeeld in tabellen 3.9a en 3.9b en figuur 3.7 is voor stikstof veel gevarieerder dan voor fosfor: er komt meer roodachtig en minder groen voor. Alleen bij de concentraties zijn de kleuren evenals bij fosfor nagenoeg uitsluitend groen. Volgens de modelberekeningen betekenen onderwaterdrains altijd een afname van de N-uitspoelingsconcentraties. Voor de N-vrachten op jaarbasis laat 58% van de scenario's een afname zien als gevolg van toepassen onderwaterdrains; voor winter en zomer zijn dat 80% respectievelijk 14%.

De grootste afname bedraagt als vracht 6,6 kg N ha⁻¹ of 17% per jaar als resultante van een afname van 6,3 kg N ha⁻¹ (22%) in winter en 0,3 kg N ha⁻¹ (3%) in zomer voor veenweide-eenheid 6 bij 60 cm drooglegging.



Figuur 3.7b

Absolute verschillen (kg per ha land + water per zomerhalfjaar) als varianten met onderwaterdrains minus varianten zonder onderwaterdrains uitgezet tegen relatieve verschillen (%) als absolute verschillen t.o.v. variant zonder onderwaterdrains, voor de drie nutriënten en de drie zomermodellen ZV1, ZV2 en ZV3 (zie 2.4.3 voor beschrijving van deze modellen). In de figuren is onderscheid gemaakt tussen de drie droogleggingen en W+-klimaat, en de drie onderrandeenheden. Verschillen betreffen gecorrigeerde vrachten, waarvan ZV3 als het meest realistische model wordt beschouwd. Let op de verschillen in schalen tussen x-assen en y-assen.

Als concentratie zijn de grootste afnamen $2,7 \text{ mg N L}^{-1}$ (24%) in winter en $2,7 \text{ mg N L}^{-1}$ (36%) in de zomer. Al deze waarden gelden voor verschillende veenweide-eenheden en droogleggingen. Een eenduidige verklaring is daarom moeilijker te geven dan bij fosfor. Bij de concentraties speelt de grotere drainage als gevolg van grotere infiltratie van slootwater met veel lagere N-concentraties ($1,2\text{-}2,4 \text{ mg L}^{-1}$) dan die van het uitspoelende water.

De grootste toename van de N-vrachten is gelijk voor winter en zomer en bedraagt $2,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ (21% resp. 45%) bij eenheid X1 met W+-klimaat, respectievelijk eenheid 3 met 40 cm drooglegging. De grootste toename in jaarvrucht bedraagt $4,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ (26%) net als voor fosfor bij eenheid X1 met eveneens de geringste drooglegging van 40 cm als gevolg van een toename in winter van $2,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ (18%) en in zomer van $2,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ (38%). Belangrijkste oorzaak is net als bij fosfor de verkorting van de transportroute voor mestnutriënten via de drains bij 40 cm drooglegging. Net als bij fosfor is de grootste toename van de N-vrachten kleiner dan de grootste afname. Maar bij N bedraagt dit verschil slechts een derde tegen twee derde bij P.

2 Absolute versus relatieve verschillen

Net als bij P lijkt er voor de toenamen van N-vrachten een min of meer lineair verband te bestaan tussen absolute en relatieve waarden: rode kleuren betekenen ook in absolute termen grote toenamen van N-uitspoelingsvrachten (figuur 3.7). Dit verband is vooral in de zomer, als de toenamen het talrijkst en het grootst zijn, minder eenduidig dan bij P. Dit geldt nog sterker voor de afname van N-vrachten, hoewel ook hier de tendens is dat grote absolute afnamen ook grote relatieve afnamen betekenen. Ook het bestaan van clusters van onderrandeenheden is minder duidelijk dan bij P.

3 Zomervrachtmodellen

Het resultaat van zomervrachtmodel ZV1, de netto zomervracht, is voor stikstof grotendeels vergelijkbaar met dat voor fosfor. Alleen is bij N de verlaging van 86% scenario's met toename van zomervrachten tot 66% scenario's met afname. Ook hier zijn vergelijkbare extreme effecten te zien: afnamen tot 700% in figuur 3.7 en zelfs 1300% als meest extreme relatieve effect (niet in figuur 3.7). Ook hier vallen deze extreme scenario's in de klassen 'hoog' of 'middel' voor de inlaatwaterconcentraties. In absolute zin is de maximale afname 5,7 kg N ha⁻¹ per zomer. Voor N geldt dezelfde verklaring als gegeven bij P, en ook dezelfde belangrijkste boodschap: bij hoge concentraties in het infiltratiewater versterken onderwaterdrains de putfunctie van de veenbodem om stikstof uit slootwater op te nemen. Dit effect is wat minder sterk dan bij P omdat de concentratieverschillen tussen klassen 'laag' en 'hoog' bij N kleiner zijn dan bij P (tabel 2.3). Net als bij P kan deze put grote hoeveelheden N opnemen en vastleggen, omzetten of wegsluizen bij wegzijging. Want ook bij N infiltreert er bij 'hoog' in vergelijking met 'laag' veel meer N de bodem in dan er als extra bruto N-uitspoeling op jaarbasis uit komt (tabel 3.7). Door toepassing onderwaterdrains wordt dit proces versterkt, vooral in het geval van wegzijging.

Zomervrachtmodel ZV2 verlaagt het aandeel toenamen van zomervrachten door het gebruik van onderwaterdrains van 66% naar 45%. Dit is een veel geringere verlaging dan bij P, maar de meeste toenamen nemen ook af in grootte. Verder geldt hiervoor zoals opgemerkt bij P.

Ook voor zomervrachtmodel ZV3 geldt voor N grotendeels wat is vermeld bij P. Als meest realistische zomervrachtmodel voorspelt ZV3 voor 90% van de scenario's afname van zomervrachten door toepassen onderwaterdrains, en voor de 10% met toename ruim de helft met een toename van minder dan 5%. Ook bij N blijft hier de boodschap van ZV1 van kracht dat het effect van drains in geval van hoge slootwaterconcentraties vooral is het in belangrijke mate versterken van de putfunctie van de veenbodem voor stikstof uit het oppervlaktewater.

4 Kenmerken veenweide-eenheden

a. Veensoort

Vergelijken van het oligotrofe veen met het eutrofe van 2,5 m dik wijst uit dat het oligotrofe veen in alle scenario's een gunstiger of minder ongunstig effect van onderwaterdrains kent. Oorzaak hiervan is het lagere N-gehalte van dit veen. Hierdoor is de snelle afvoer via de drains van door mineralisatie en uitloging van het permanent verzadigde veenpakket gemobiliseerde N-verbindingen geringer dan bij het eutrofe veen.

b. Dikte veenpakket

Ook bij stikstof geeft toepassen van onderwaterdrains bij het diepe veenpakket meer gunstige en minder ongunstige effecten op de uitspoelingsvrachten dan bij het ondiepe pakket. Hiervoor geldt hetzelfde als beschreven bij P. Het gaat vooral om verschuivingen in het aandeel van de verschillende transportroutes.

c. Voorkomen kleidek

Een kleidek geeft in de winter minder gunstige effecten van onderwaterdrains op de N-uitspoelingsvrachten en in de zomer minder ongunstige en meer gunstige (ZV3 en concentraties). Zonder drains zijn met kleidek in de winter de uitspoelingsvrachten wat kleiner en in de zomer wat groter dan zonder dek. Drains hebben een zelfde effect als een kleidek: verkleinen van vrachten in de winter en vergroten in de zomer. Daardoor komen de effecten van drains minder prominent naar voren bij een kleidek. Dat heeft met uitspoelingsroutes en in de zomer ook met de grootte van waterfluxen te maken (tabellen 3.3 en 3.4): met een kleidek is de toename van infiltratie en drainage in de zomer door drains kleiner dan zonder dek.

d. Stikstofconcentraties infiltratiewater

Hiervoor geldt hetzelfde als is gesteld onder P. Voor verschil met P zie '3 Zomervrachtmodellen'.

e. Onderrand: kwel, neutraal, wegzijging

Figuur 3.7 laat duidelijk zien dat voor de winter vooral de neutraaleenheden het meest gunstige effect van toepassen van onderwaterdrains op de N-uitspoelingsvrachten hebben. Voor de zomer zijn dat eerder de kweleenheden. De meest ongunstige effecten in de vorm van toename van de bruto N-vrachten geven zowel in winter als zomer de wegzijgingseenheden. Oorzaak is net als bij P de grotere infiltratiebehoefte van wegzijgingseenheden, waardoor in geval van drains meer slootwater infiltreert. Hiervoor geldt dan ook hetzelfde als is gesteld bij P: bij drains nemen in de zomer de netto N-uitspoelingsvrachten fors af en slaan om naar netto infiltratie waardoor de putfunctie van de bodem in werking treedt.

5 Drooglegging

De algemene trend is dat een drooglegging van 40 cm meestal de meest ongunstige en minst gunstige effecten van onderwaterdrains op de N-uitspoeling geeft. De meest gunstige effecten geeft meestal 60 cm drooglegging en soms 50 cm, en heel soms 40 cm (ZV1 met concentratieklasse 'hoog'). In absolute termen zijn de verschillen tussen de droogleggingen over het algemeen gering. Oorzaak van de ongunstige resultaten bij 40 cm zijn vooral het aftappen van N-meststoffen door de drains, zoals uitgelegd bij P. Het meest gunstige effect wordt evenals bij P vooral veroorzaakt door de drainerende werking van de drains die de bovengrond ook in natte tijden in zowel winter als zomer droger houdt. Hierdoor kan stikstof uit meststoffen beter worden benut door het gewas en omgezet in nitraat dat als het niet is opgenomen door het gewas uiteindelijk door denitrificatie als stikstofgas naar de lucht verdwijnt. Daarnaast werkt verlagend dat de ondiepe uitspoelingsroutes worden overgenomen door de drains waardoor de door meststoffen opgeladen bovengrond minder lateraal wordt doorstroomd. Volgens Hendriks et al. (2008b) en Hendriks (2009) bedraagt voor onderwaterdrains de optimale drooglegging waarbij de N-uitspoeling het laagst is voor de Vlietpolder 70 cm en voor Zegveld 50 cm.

6 W+-klimaatscenario

Evenals bij fosfor geeft het W+-klimaatscenario in vergelijking met huidig klimaat bij een drooglegging van 50 cm bijna consequent een iets minder gunstig of meer ongunstig effect van onderwaterdrains op de bruto N-uitspoelingsvrachten, vooral in de zomer. Zoals bij P is dit grotendeels het effect van een grotere infiltratiebehoefte in de drogere zomer van het W+-klimaat. Hierdoor zijn de bruto uitspoelingsvrachten in de zomer groter. Dit is echter niet het hele verhaal, want de netto vrachten (ZV1) zijn bij W+ vaak ook ongunstiger dan bij huidig klimaat. Hierbij speelt de grotere N-mineralisatie in het warmere W+-klimaat een rol in samenhang met de diepere stroombanen in het drogere veenbodemprofiel. Bij W+-klimaat zijn de uitspoelingsconcentraties consequent hoger dan bij huidig klimaat, vooral in de zomer. Maar met drains is dit verschil veel groter dan zonder drains. De drains tappen bij W+ meer hogere bodemlagen af die door grotere mineralisatie zijn verrijkt met opgeloste N-verbindingen.

7 Absolute vrachten

Net als bij fosfor veranderen drains in absolute termen in grote lijnen niet veel aan het patroon van de bruto N-uitspoelingsvrachten bij vergelijking van scenario's. Dit is goed te zien aan de kleurpatronen in tabel 3.7 die ruwweg hetzelfde kleurpatroon laten zien bij de varianten zonder en met drains, met wat meer oranje-rood bij de varianten met drains. Ook hier worden de grootste vrachten gevonden bij de kweleenheden en kleinste bij de wegzijgingseenheden, als gevolg van grotere drainage bij kwel. Over het algemeen neemt in de zomer de bruto N-uitspoelingsvracht af met toenemende drooglegging, en geldt dat voor de winter ook, behalve bij de kweleenheden. Ook dit heeft een overwegende reden: bij geringere drooglegging is de drainage groter. In meer detail zijn specifieke omstandigheden doorslaggevend. Dit wordt verder behandeld in hoofdstuk 4.

3.2.2.3 Sulfaat

1 algemene afname en toename van vrachten en concentraties

Voor sulfaat laten tabellen 3.9a en 3.9b en figuur 3.7 veel roodkleuren zien, ook bij de concentraties in de zomer. Op jaarbasis geeft 70% van de scenario's een toename van de bruto SO₄-vrachten; voor winter en zomer zijn dat 59% respectievelijk 93%.

Oorzaak van de gevoeligheid van SO_4 voor het toepassen van onderwaterdrains is de combinatie van de grote mobiliteit van dit nutriënt (zie pag. 63 onder tabel 2.12) en de toename van de doorstroming van de SO_4 -rijke lagen net boven de GLG (60-70 cm diep) bij drains, die liggen op een diepte van 55-75 cm (15 cm onder slootpeil). SO_4 ontstaat door pyrietoxidatie onder invloed van zuurstof in het goed doorluchte deel bovenin de bodem, vooral bij hoge temperaturen (voor verloop van SO_4 -concentraties met de diepte, zie voorbeelden in figuren 2.10, 2.11 en 3.8; voor effect van hoge temperaturen zie vergelijking huidig met W+-klimaat in figuur 3.8). Het zo gevormde SO_4 is erg mobiel en spoelt snel uit naar diepere lagen. Een deel spoelt uit naar het oppervlaktewater en een groter deel wordt gereduceerd in het anaerobe waterverzadigde veen. Onderwaterdrains vangen het verticaal uitspoelende SO_4 af voor het (deels) kan worden gereduceerd in de anaerobe veenbodem tijdens de lange weg die het moet afleggen via diepere stroombanen naar de sloot. Zie verder ook subsubparagraaf 3.2.2.4.

De grootste toename is berekend voor veenweide-eenheid 12 bij 60 cm drooglegging en bedraagt als vracht 169 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ of 74% per jaar door een toename van 109 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ (55%) in winter en 59 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ (197%) in zomer. Als concentratie zijn de grootste toenames 29 mg $\text{SO}_4 \text{ L}^{-1}$ (24%) in winter en 61 mg $\text{SO}_4 \text{ L}^{-1}$ (100%) in zomer, bij veenweide-eenheid 12 bij een drooglegging van 60 cm in winter en voor W+-klimaat in de zomer.

De grootste afname van de SO_4 -vrachten vindt plaats in de winter en bedraagt 132 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ (22%) bij eenheid X2 met W+. De grootste afname in jaarvracht bedraagt 90 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ (18%) bij eenheid X2 met eveneens de geringste drooglegging van 40 cm als gevolg van een afname in winter van 107 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ (27%) en een toename in de zomer van 17 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ (14%). Grootste afname van de concentraties bedraagt 58 mg $\text{SO}_4 \text{ L}^{-1}$ (27%) in winter voor eenheid X2 bij W+-klimaat en 26 mg $\text{SO}_4 \text{ L}^{-1}$ (24%) in zomer voor eenheid 5 met 40 cm drooglegging. Bij de concentraties speelt de grotere drainage als gevolg van infiltratie van slootwater met veel lagere SO_4 -concentraties (35-66 mg L^{-1}) dan die van het uitspoelende water (tabel 3.8).

Bij SO_4 is de grootste toename van de uitspoelingsvracht bijna een derde groter dan de grootste afname.

2 Absolute versus relatieve verschillen

Voor de toenames van SO_4 -vrachten is het verband tussen absolute en relatieve waarden minder lineair dan bij de twee andere nutriënten. Vooral voor de zomer lijkt er een geringer verband te zijn. Maar toch geldt ook bij SO_4 dat rode kleuren in absolute termen grote toenames van SO_4 -uitspoelingsvrachten betekenen. Voor de afname van vrachten loopt het lineaire verband steiler: grote relatieve afnamen geven grotere absolute afnamen. Bij SO_4 tekenen zich minder duidelijk clusters van onderrandeenheden af; hier zijn het eerder clusters van drooglegging en W+-klimaat (zie verder onder 4e.).

3 Zomervrachtmodellen

Zomervrachtmodel ZV1, de netto zomervracht, verlaagt voor SO_4 de 93% scenario's met toename van zomervrachten tot 68% scenario's met afname. Het laat minder extreme effecten zien dan bij P en N: de grootste relatieve afname bedraagt 'slechts' 151%. Maar over het algemeen zijn voor SO_4 de gunstige, verminderende, effecten van dit model sterker dan bij P en N. Ook hier vallen alle scenario's met de grootste relatieve afname in de klassen 'hoog' of 'middel' voor de inlaatwaterconcentraties. In absolute zin is de maximale afname 77 kg $\text{SO}_4 \text{ ha}^{-1}$ per zomer (eenheid 12, W+). In feite betreft dit een absolute toename van de netto infiltratie als gevolg van de hoge concentraties. Voor SO_4 geldt hetzelfde als is opgemerkt bij P en N: het belang van de putfunctie van de veenweidebodem neemt sterk toe bij onderwaterdrains. Want ook bij SO_4 infiltreert er bij 'hoog' in vergelijking met 'laag' veel meer SO_4 de bodem in dan er als extra bruto SO_4 -uitspoeling op jaarbasis uit komt (tabel 3.8). Door toepassing onderwaterdrains wordt dit proces versterkt, vooral in het geval van wegzijging. De veenbodem kan ook SO_4 in grote hoeveelheden uit het oppervlaktewater opnemen en doen verdwijnen. Bij de neutraaleenheden bijna uitsluitend door reductie van het SO_4 tot sulfiden, en bij de wegzijgingseenheden door reductie en uitspoeling naar het diepere grondwater.

Zomervrachtmodel ZV2 verlaagt het aandeel toenames van zomervrachten door gebruik onderwaterdrains van 93% naar 79%. Dit is het effect van de gedaalde winterconcentraties bij toepassen van drains. In enkele scenario's nemen de zomervrachten van SO_4 bij dit model toe, omdat de SO_4 -concentraties in de winter toenemen. Dit model werkt op zich zelf, zonder combinatie met ZV1, voor SO_4 dan ook minder gunstig dan voor P en N.

Zomervruchtmodel ZV3 toont een combinatie van ZV1 en ZV2 met zeer gunstige effecten: de positieve effecten van ZV1 verlagen de ongunstige scenario's van ZV2, en vice versa. Als meest realistische zomervruchtenmodel voorspelt het 83% van de scenario's met afname van zomervruchten door toepassen onderwaterdrains. En behoudt het de boodschap van ZV1 dat de effecten van drains in geval van hoge SO_4 -concentraties in het slootwater vooral betekenen het wegsluizen van SO_4 de veenbodem in waar het wordt gereduceerd of uitspoelt naar het diepere grondwater.

4 Kenmerken veenweide-eenheden

a. Veensoort

Het oligotrofe veen toont veruit de meest ongunstige en minst gunstige effecten van toepassing onderwaterdrains in vergelijking met het eutrofe veen. Dit komt vooral door de grotere SO_4 -productie in de aerobe zone vanwege het hogere pyrietgehalte in het oligotrofe veen en de kleinere SO_4 -reductie in de anaerobe zone door de lagere afbraaksnelheid van het oligotrofe veen in vergelijking met het eutrofe veen. Drains voeren dit SO_4 versneld af naar de sloot. Voor de bruto uitspoelingsvruchten speelt hierbij ook de hogere SO_4 -concentratie in het infiltratiewater van het oligotrofe veen in vergelijking met het eutrofe veen. Hierbij moet worden bedacht dat deze hoge pyriet- en SO_4 -gehalten een typische kwaliteit zijn van dit oligotrofe veen in Noord-Holland. Een kwaliteit die niet eigen is aan oligotroof veen maar samenhangt met de invloed van de zee.

b. Dikte veenpakket

Toepassen van drains bij het dunne veenpakket geeft in het algemeen meer ongunstige en minder gunstige effecten op de SO_4 -uitspoeling dan bij het diepe pakket. In grote lijnen geldt wat is vermeld onder P en N.

c. Voorkomen kleidek

Een kleidek geeft wat minder ongunstige effecten op de zomerauspoelingsvruchten van SO_4 dan ontbreken van een kleidek. De verklaring hiervoor is het wat natter houden van het veenprofiel in de zomer door een kleidek waardoor er 20-25% minder pyrietoxidatie plaatsvindt.

d. Sulfaatconcentraties infiltratiewater

Hiervoor geldt wat is opgemerkt onder fosfor en onder '3 Zomervruchtmodellen'.

e. Onderrand: kwel, neutraal, wegzijging

In figuur 3.7 is te zien dat vooral de neutraaleenheden en in mindere mate de kweleenheden het meest gunstige effect van toepassen van onderwaterdrains op de bruto SO_4 -uitspoeling tonen; zowel in winter als zomer. De wegzijgingseenheden kennen duidelijk sterke toename van de bruto SO_4 -uitspoelingsvruchten, vooral in de zomer. De toename van de SO_4 -infiltratie door drains is echter ook groter bij 'wegzijging' dan bij beide andere onderrandeenheden. Bij zomermodellen ZV1 en ZV3 kent 'wegzijging' daarom meestal juist gunstige effecten van onderwaterdrains, omdat dan netto veel SO_4 uit de sloot in de bodem infiltreert.

Het verschil in effecten van drains op de bruto SO_4 -uitspoeling tussen de drie onderrandeenheden en vooral tussen 'wegzijging' en beide andere eenheden komt voort uit drie onderling sterk verweven fenomenen:

1. hydrologisch, de grootte van de drainagefluxen (het totaal van de uitstromingsfluxen): deze nemen bij 'kwel' en 'neutraal' in zowel absolute als relatieve zin minder sterk toe door drains dan bij 'wegzijging' (tabel 3.4). De drainagefluxen zijn het medium van SO_4 -uitspoeling; toename hiervan betekent toename van de SO_4 -uitspoeling, bij gelijkblijvende SO_4 -concentraties. Bijvoorbeeld bij vergelijking van veenweide-eenheden 5 (kwel), 6 (neutraal) en 7 (wegzijging) bij 50 cm drooglegging in tabellen 3.3 en 3.4 is de toename per jaar respectievelijk 47, 41 en 61 mm wat neerkomt op een relatieve toename van 9%, 9% en 22%. Oorzaak is de grotere infiltratiebehoefte bij 'wegzijging', waardoor in geval van drains meer slootwater infiltreert met als gevolg een nattere bodem en daardoor ook een grotere drainflux. De toename in infiltratie door toepassen van onderwaterdrains bedraagt voor eenheden 5, 6 en 7 respectievelijk 29, 40 en 74 mm per jaar (tabel 3.4). Bij 'neutraal' en vooral 'kwel' is de bodem al zoveel natter dan bij 'wegzijging' dat dit verschijnsel daar minder sterk optreedt. Absoluut gezien blijven de drainagefluxen bij 'wegzijging' ook in geval van drains veel kleiner dan die bij 'kwel' en 'neutraal' (tabel 3.3).
2. hydrologisch, belang van uitspoelingsroutes: drains introduceren een snelle uitspoelingsroute en brengen daarmee belangrijke verschuivingen in het kwantitatieve belang van de bestaande uitspoelingsroutes teweeg. Figuur 3.9 geeft een voorbeeld van de verdeling van de bruto drainage- en SO_4 -fluxen over de

Tabel 3.10

Berekende SO_4 -uitspoeling als bruto vrachten voor de varianten zonder en met onderwaterdrains en voor het verschil hier tussen, absoluut en relatief ten opzichte van 'totaal zonder drains', uitgesplitst naar de vier uitspoelingsroutes sloot, interflow, afspoeling en drain. De waarden betreffen veenweide-eenheden 5 (kwel), 6 (neutraal) en 7 (wegzijging) bij een drooglegging van 50 cm en huidig klimaat.

Para- meter	Onder- rand	Zonder drains				Met drains					Met drains - zonder drains				
		sloot	intflw	afspng	totaal	sloot	drain	intflw	afspng	totaal	sloot	drain	intflw	afspng	totaal
Absoluut	kwel	270	200	2	472	79	351	28	1	459	-191	351	-172	-1	-13
(kg SO_4 $ha^{-1} j^{-1}$)	neutraal	248	169	1	418	76	288	26	1	391	-172	288	-143	0	-27
	wegzijging	119	88	1	208	37	184	22	1	244	-82	184	-66	0	36
Relatief	kwel	57	42	0,4	100	17	74	6	0,3	97	-41	74	-36	-0,2	-3
(%)	neutraal	59	40	0,3	100	18	69	6	0,3	94	-41	69	-34	0,0	-6
	wegzijging	57	42	0,5	100	18	88	10	0,5	117	-39	88	-32	0,0	17

uitspoelingsroutes zonder en met drains. In tabel 3.10 zijn de drie onderrandeenheden kwantitatief met elkaar vergeleken voor de verdeling van de gemiddelde bruto SO_4 -uitspoelingsvracht over de vier mogelijke routes: sloot, interflow (ondiepe, laterale uitspoeling), afspoeling en onderwaterdrains. Daarbij zijn de absolute vrachten getoond en ook de relatieve ten opzichte van de totaalvracht van de variant zonder drains. De meest rechtse kolom laat het verschil zien tussen de varianten zonder en met drains.

Door drains neemt bij de neutraaleenheid de totaalvracht het sterkst af; bij de wegzijgingseenheid neemt deze vracht toe. Oorzaak van het grote verschil tussen deze twee uitersten is dat bij 'wegzijging' de extra afvoer door drains groter is dan de afname van de afvoer via sloot en interflow. Dit laten vooral ook de relatieve veranderingen goed zien. De procentuele verdeling over de drie routes in de situatie zonder drains is ruwweg gelijk voor de drie onderranden. Bij drains treden er belangrijke verschillen op: ten opzichte van de totaalvracht zonder drains nemen bij 'wegzijging' de relatieve bijdragen van de sloot en interflow iets minder af dan bij beide andere onderranden terwijl de relatieve bijdrage van de drains 14-19% punten groter is. Dit heeft enerzijds met waterhoeveelheden te maken (bovenstaand punt 1), en anderzijds met het verloop van de concentraties over het dieptetraject van elke uitspoelingsroute. Zo heeft introductie van drains tot gevolg dat de gemiddelde uitspoelingsconcentratie van interflow afneemt met respectievelijk 18, 17 en 1 mg $SO_4 L^{-1}$ voor 'kwel', 'neutraal' en 'wegzijging'. De verwaarloosbare afname bij 'wegzijging' is mede oorzaak van de relatief geringe afname van de uitspoeling via deze route. Drains hebben bij 'kwel' en 'neutraal' een groter effect op de route interflow dan bij 'wegzijging' omdat deze beide eenheden hogere grondwaterstanden kennen waardoor het grondwater eerder aan de onderkant de interflowdiepte (25 cm) binnenkruipt waar de SO_4 -concentraties het hoogst zijn (fig. 3.9). Bij 'wegzijging' treedt de interflow route pas in werking bij hevige neerslagbuien waarbij de afvoerconcentraties worden verdund. Bij drains lijken de interflowsituaties van de drie onderranden meer op elkaar: gemiddelde uitspoelingsconcentraties van respectievelijk 149, 147 en 142 mg $SO_4 L^{-1}$ voor 'kwel', 'neutraal' en 'wegzijging'. Ook relevant zijn de veranderingen die in deze concentraties optreden als gevolg van onder andere biochemische processen (volgend punt 3).

3. biochemisch, de grootte van pyrietoxidatie als sulfaatbron en sulfaatreductie als sulfaatput: tabel 3.11 laat heel duidelijk het verschil zien tussen onderrandeenheden 'kwel' en 'neutraal' enerzijds en onderrandeenheid 'wegzijging' anderzijds. Bij de laatste hebben drains tot gevolg dat de pyrietoxidatie afneemt terwijl bij de eerste twee drains leiden tot toename van de pyrietoxidatie. Dit weerspiegelt de hydrologische setting en daarmee de bodemvochttoestand en gerelateerde aeratie van deze eenheden. 'Kwel' en 'neutraal' zijn relatief nat en daardoor minder geaereerd terwijl 'wegzijging' droger is en beter geaereerd met een grotere pyrietoxidatie. De drainerende werking van de drains onder natte omstandigheden heeft bij de eerste eenheden netto een groter effect op de pyrietoxidatie dan de vernattende werking onder droge omstandigheden. Bij 'wegzijging' is deze situatie omgekeerd. Bij 'kwel' en 'neutraal' neemt ook de SO_4 -

Tabel 3.11

Berekende verandering in pyrietoxidatiesnelheid, SO_4 -reductiesnelheid en netto SO_4 -productiesnelheid als pyrietoxidatiesnelheid minus SO_4 -reductiesnelheid, alle in $kg SO_4 ha^{-1} j^{-1}$, door toepassing van onderwaterdrains per combinatie van onderrandeenheid en drooglegging, als de medianen van de 30-jarige gemiddelden van alle berekeningen. Positief = toename door toepassing van onderwaterdrains.

Drooglegging (cm)	Onderrandeenheid: kwel			Onderrandeenheid: neutraal			Onderrandeenheid: wegzijging		
	oxidatie	reductie	netto product.	oxidatie	reductie	netto product.	oxidatie	reductie	netto product.
40	22	99	-77	5	55	-50	-45	-32	-13
50	46	76	-30	15	30	-15	-21	-43	22
60	41	44	-3	24	3	21	-16	-44	28

reductie toe bij drains. Dit komt door de toename van de SO_4 -productie door pyrietoxidatie, maar meer door de vernattende werking van de drains waardoor geproduceerd SO_4 sneller wordt gereduceerd. De netto SO_4 -productie als productie minus reductie neemt daardoor af bij 'kwel' en 'neutraal'. Bij 'wegzijging' neemt de reductie net als de productie af. Deels komt dat door de mindere productie en deels doordat er met drains meer SO_4 uitspoelt voordat het wordt gereduceerd. Dit effect van drains is groter bij 60 cm dan bij 40 cm drooglegging. Reden is dat bij grotere drooglegging zonder drains de SO_4 -rijke bovenste bodemlagen minder worden doorstroomd door lateraal uitstromend water maar meer door verticaal uitstromend water dat een lange weg door de anaerobe veenbodem naar de sloot moet afleggen waardoor het meer tijd krijgt om te worden gereduceerd. Drains verkorten deze weg aanzienlijk. Het gevolg is dat 'wegzijging' bij 50 en 60 cm drooglegging een toename van de netto SO_4 -productie of eigenlijk een afname van de netto SO_4 -reductie geeft. Bij 40 cm drooglegging kent 'wegzijging' een afname van de netto SO_4 -productie.

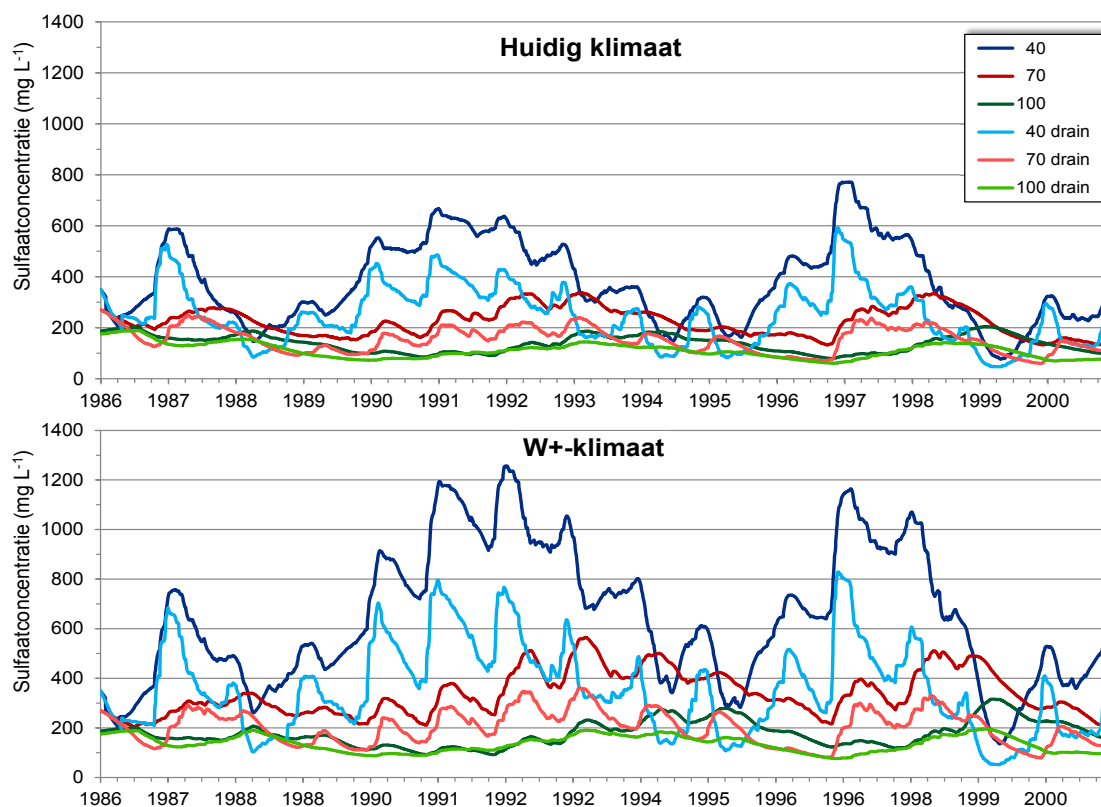
5 Drooglegging

Voor de drooglegging staat SO_4 lijnrecht tegenover fosfor en stikstof: 40 cm, voor N meestal en voor P vaak de meest ongunstige drooglegging, is duidelijk en altijd de meest gunstige voor SO_4 . Een geringere drooglegging remt de pyrietoxidatie in de zomer, wanneer door de hogere temperaturen dit proces voornamelijk zal plaatsvinden, door het natter houden van de veenbodem. Onderwaterdrains versterken dat proces door bevorderen van infiltratie van slootwater de veenbodem in waardoor grondwaterstanden in droge tijden hoger blijven (tabel 3.11). De effecten van drains op de SO_4 -concentraties in de bodem en daarmee op de uitspoelingsconcentraties zijn zichtbaar in figuur 3.8. Voor de bruto uitspoelingsvrachten op jaarbasis en in de winter betekent dit een afname van het ongunstige of een toename van het gunstige effect van onderwaterdrains bij afnemende drooglegging; voor de bruto zomervrachten geldt dit ook voor 'kwel' en 'neutraal', maar geldt voor 'wegzijging' het omgekeerde. Dat laatste is het gevolg van de grotere aanrijking van de bodem met SO_4 door de grotere infiltratie van SO_4 bij geringere drooglegging. De netto uitspoelingsvrachten zijn bij SO_4 wel kleiner bij geringere drooglegging.

6 W+-klimaatscenario

Het W+-klimaatscenario geeft in vergelijking met huidig klimaat bij een drooglegging van 50 cm in de winter meestal een zoveel gunstiger effect van onderwaterdrains dat ook de jaartotalen bij W+ meestal (wat) gunstiger uitpakken. Oorzaak is de warmere en drogere zomer van W+ waardoor de productie van SO_4 door pyrietoxidatie hoger is dan bij huidig klimaat. Onderwaterdrains vernatten de bodem en verminderen de SO_4 -productie waardoor er in winter en zomer minder SO_4 kan uitspoelen. Bij W+-klimaat is dat effect groter dan bij huidig door de grotere SO_4 -productie. Figuur 3.8 toont het verloop in de tijd van de gesimuleerde SO_4 -concentraties op drie diepten rond drandiepte voor de varianten zonder en met drains van veenweide-eenheid 11 bij huidig én bij W+-klimaat. Het verschil tussen de concentraties van varianten zonder en met drains, en tussen huidig en W+-klimaat is evident. Het verlagende effect van onderwaterdrains op de concentratie is belangrijk groter bij W+-klimaat; een factor twee tot drie, afhankelijk van de diepte.

Het W+-klimaatscenario geeft in vergelijking met huidig klimaat bij 50 cm drooglegging consequent een ongunstiger effect van onderwaterdrains op de bruto SO_4 -uitspoelingsvrachten in de zomer. Dit is het gevolg



Figuur 3.8

Verloop in de tijd van de gesimuleerde sulfaatconcentraties in het bodemvocht op drie diepten (cm) rond draindiepte (65 cm) in de oligotrofe veenbodem voor de varianten zonder en met drains, in de periode 1986-2000, voor huidig en W+-klimaat. Het betreft veenweide-eenheid 11 (oligotroof veen, wegzijging, concentratieklasse 'laag') met drooglegging van 50 cm.

van de grotere SO_4 -infiltratie bij W+. Het ZV1-model geeft bij W+ dan ook meestal een gunstig effect van onderwaterdrains. Het ZV3-model geeft altijd een gunstig effect, dat meestal gunstiger is dan bij huidig klimaat.

7 Absolute vrachten

Net als bij fosfor en stikstof veranderen drains in absolute termen in grote lijnen niet veel aan het patroon van de bruto sulfaatuitspoelingsvrachten. Dit is goed te zien aan de kleurpatronen in tabel 3.8 die ruwweg hetzelfde kleurpatroon laten zien bij de varianten zonder en met drains, met net als bij stikstof wat meer oranje-rood bij de varianten met drains. Ook hier worden de grootste vrachten gevonden bij de kweleenheden en kleinste bij de wegzijgingseenheden, als gevolg van grotere drainage bij kwel. Over het algemeen neemt in de zomer de bruto SO_4 -uitspoelingsvracht af met toenemende drooglegging, en geldt dat voor de winter ook, behalve bij de kweleenheden. De verklaring hiervoor is de grotere drainage bij geringere drooglegging. In meer detail zijn specifieke omstandigheden doorslaggevend. Dit wordt verder behandeld in hoofdstuk 4.

3.2.2.4 Vergelijking nutriënten

Fosfor is het minst kwetsbare nutriënt voor toepassing van onderwaterdrains; over het algemeen hebben drains een gunstig effect in de zin van verlaging van de P-uitspoeling. P toont daarbij dan ook de relatief grootste vermindering. P is bij deze vermindering relatief weinig gevoelig voor de drooglegging.

Sulfaat is daarentegen het meest kwetsbare nutriënt voor toepassing van onderwaterdrains in die zin dat bij drains de bruto SO_4 -uitspoeling veelal toeneemt. Dit geldt vooral voor de zomer. De drooglegging heeft hier grote invloed op; bij een drooglegging van 40 cm is deze kwetsbaarheid consequent het geringst. Op basis van het zomervruchtmodel ZV3, het meest realistische model voor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit

de veenbodem in de zomer, leidt toepassen van onderwaterdrains echter nauwelijks tot (grote) toename van de SO_4 -belasting. Bij een drooglegging van 40 cm treedt er in die simulaties nooit toename van de belasting op.

Stikstof bevindt zich voor de effecten van onderwaterdrains dicht bij P dan bij SO_4 : N laat meestal een vermindering zien maar die is geringer dan die van fosfor. N is hierbij wel gevoeliger voor de drooglegging dan P. Meestal is van de doorgerekende droogleggingen 40 cm de ongunstigste en 60 cm de gunstigste. Wel is er altijd een drooglegging waarbij vermindering of geen verandering optreedt.

Complicerend is dat voor SO_4 de geringste drooglegging van 40 cm in het algemeen de meest gunstige is voor de effecten van drains op de belasting van het oppervlaktewater. Voor P en N is dat juist een wat grotere drooglegging, 50-60 cm. Wel zijn de verschillen tussen 40 cm en 60 cm bij deze beide nutriënten in absolute termen gering en over het algemeen veel geringer dan bij SO_4 . Op basis van de effecten op de SO_4 -belasting, maar ook voor de vermindering van de maaiveldaling heeft een wat geringere drooglegging de voorkeur.

De vraag werpt zich op wat de oorzaken zijn van deze grote verschillen tussen de nutriënten, en dan meer toegespitst: wat de grote verschillen veroorzaakt tussen SO_4 enerzijds en P en N anderzijds. Het patroon in ruimte en tijd van het af- en uitstromende water, het medium waarmee de nutriënten uitspoelen, is immers voor de drie nutriënten gelijk. In de voorgaande subsubparagrafen is per nutriënt al het nodige besproken aan verklarende mechanismen. Vooral voor SO_4 dat zo gevoelig reageert op condities als onderrand en drooglegging. Hier wordt meer gericht ingegaan op de mechanismen die de verschillen in gedrag van de nutriënten veroorzaken.

Mobiliteit

In de eerste plaats is er een groot verschil in mobiliteit tussen de drie nutriënten. Mobiliteit is hier kwalitatief gedefinieerd als de tijdsduur waarin een hoeveelheid opgeloste stof door de bodem kan worden getransporteerd voordat de concentratie nul is, of als de fractie van een beginhoeveelheid die na een gegeven reistijd rest. Hoe groter die tijdsduur of fractie, hoe mobieler de opgeloste stof. Bepalend hiervoor zijn de mate van stabiliteit en binding aan het bodemcomplex inclusief precipitatie, van alle P- en N-verbindingen, en SO_4 : hoe groter de stabiliteit en hoe geringer de binding, hoe mobieler de opgeloste stof.

Op pagina 63 onderaan wordt uitgelegd dat de gekalibreerde SO_4 -reductiesnelheidsconstante 55-500 maal kleiner is dan de denitrificatiesnelheidsconstante van nitraat, dat in de originele ANIMO de meest mobiele stof is in minerale gronden met weinig afbreekbare organische stof. In de veenbodem komt nitraat niet ver voordat het volledig is gedenitrificeerd; niet veel dieper dan 70 cm volgens van Beek et al. (2004b). Andere P- en N-verbindingen die aan omzetting onderhevig zijn, zijn DOP en DON (mineralisatie) en ammonium (nitrificatie) met omzettingssnelheidsconstanten die respectievelijk 23, 23 en 152 maal zo groot zijn als die van SO_4 . De omzetting van ammonium is wel afhankelijk van zuurstof en blijft daardoor beperkt tot de aerobe bodemfractie. DOP en DON kunnen ook door reductie van nitraat en SO_4 worden gemineraliseerd. Hieruit volgt dat fosfaat en in mindere mate SO_4 de meest stabiele nutriëntenverbindingen zijn in simulaties van veenbodems met ANIMO.

Fosfaat bindt echter in grote mate aan het bodemcomplex door evenwichts- en kinetische adsorptie, en kan eventueel neerslaan (zie figuur 2.5). Ook ammonium kan adsorberen (figuur 2.4), maar deze binding is minder groot dan die van fosfaat. In bijlage C paragraaf C.3 wordt met indicatieve berekeningen aangetoond dat de twee niet in het model opgenomen processen SO_4 -binding aan kleiplaatjes en neerslag van CaSO_4 geen grote kwantitatieve rol spelen in de SO_4 -huishouding van de veenbodem. Bovendien worden fosfaat, ammonium en nitraat ook opgenomen door het gewas. Voor SO_4 geldt dat niet in het model, maar wel in de werkelijkheid. Deze put is relatief klein en valt weg tegen de ook niet in het model opgenomen bron 'bemesting' (paragraaf C.2). Daarmee is de conclusie dat in de simulaties SO_4 de meest stabiele stof is die nauwelijks wordt vastgelegd en gebufferd. Dat maakt SO_4 de meest mobiele stof in de simulaties. Hierdoor kan het sneller en langer door de bodem worden getransporteerd naar sloot en drains voor het is afgebroken. SO_4 spoelt hierdoor sneller uit en

is gevoeliger voor veranderingen in het veenbodemsysteem die de uitspoeling beïnvloeden, zoals het aanpassen van de drooglegging en toepassen van onderwaterdrains, dan de P- en N-verbindingen.

Diepteverdeling bronnen en concentraties

Figuur 3.9 midden boven toont het karakteristieke verloop van de P-, N- en SO_4 -concentraties met de diepte en geeft tevens de bandbreedte van de diepte van de drains aan; drains liggen 15 cm onder het slootpeil. Het betreft de 30-jarig gemiddelde simulaties voor eutroof veen met onderrand 'neutraal' en 50 cm drooglegging. Het verschil tussen SO_4 en beide andere nutriënten springt er direct uit: bij SO_4 liggen drains en slootpeil vlak onder de piek in de concentraties, terwijl bij P en N drains en peil liggen in het 'dal' van de concentraties. Dat laatste verklaart waarom er een optimale ligging van drains is bij P en N (Hendriks, 2009; Hendriks et al., 2008a en b): verschuiving naar boven of beneden brengt drains immers in een zone met hogere concentraties.

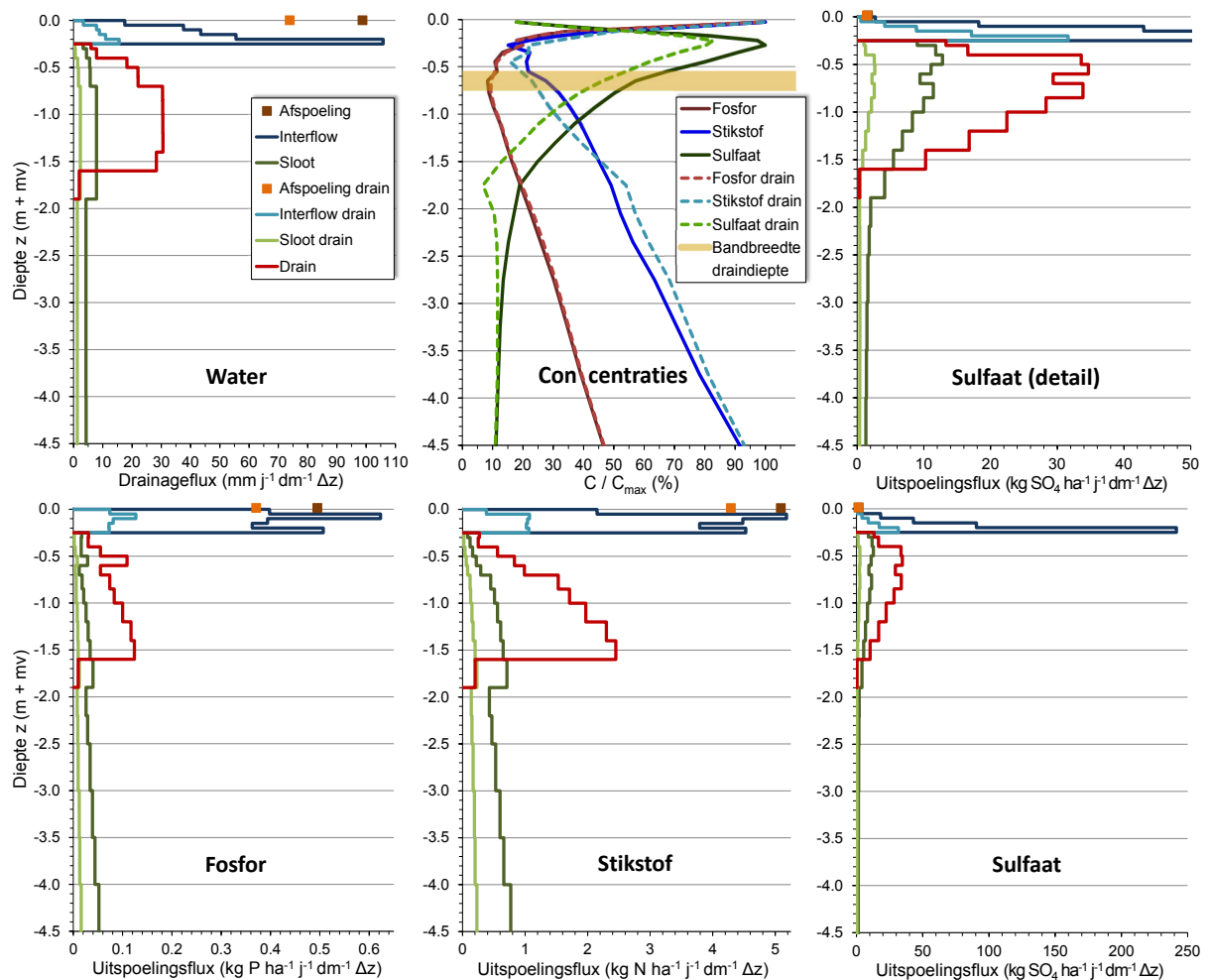
De piek in SO_4 -concentraties rond 30 cm diepte is het gevolg van pyrietoxidatie, de belangrijkste bron van SO_4 . Direct aan maaiveld spoelt SO_4 met regenwater snel uit naar beneden en onder de piek wordt pyrietoxidatie beperkt door de geringere aanvoer van zuurstof in dit nattere deel van het profiel. Beneden de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) op circa 70 cm diepte, in het permanent waterverzadigde en daardoor zuurstofloze veen, nemen de concentraties snel af door het ontbreken van pyrietoxidatie en door uitspoeling en afbraak van SO_4 . P en N kennen drie substantiële bronnen: bemesting aan maaiveld, aerobe mineralisatie van veen boven de GLG en de fosfaat-, DOP-, DON- en ammoniumvoorraad onder de GLG die samenhangt met het ontstaan van het veen en eeuwen van langzame, anaerobe veenafbraak. Mineralisatie is van deze drie de kleinste bron: de omvang ten opzichte van de mestgift is bij P ongeveer 5% (oligotroof veen) tot 10% (eutroof) en bij N ongeveer 25% (oligotroof) tot 50% (eutroof). Daardoor vertonen P en N twee pieken en een dal in hun concentratieverloop met de diepte. Het dal van N is minder diep dan dat van P door het vijf keer grotere relatieve belang van mineralisatie bij N.

De combinatie van grootste mobiliteit en ligging van de drains direct onder de grootste bron maakt SO_4 veel kwetsbaarder voor toepassen onderwaterdrains dan P en N, die veel minder mobiel zijn en waarbij de drains in de zone met de laagste concentraties liggen tussen de twee grootste bronnen in. Het verschil tussen getrokken en gestippelde lijn in figuur 3.9 midden boven zegt iets over de mate waarin een nutriënt is gebufferd: hoe groter het verschil, hoe minder gebufferd. Tevens geeft het verschil aan hoe mobiel een nutriënt is en in hoeverre drains de bronnen beïnvloeden. Te zien is dat P het meest en SO_4 het minst is gebufferd. Drains veroorzaken grote verschuivingen in transportroutes: zeer ondiepe en diepe routes naar de sloot worden grotendeels door de drains overgenomen. Bij P geeft dat nauwelijks en bij SO_4 grote veranderingen in concentraties. N zit daar tussenin.

De effecten van drains op de P-bronnen zijn: 1. een betere benutting door het gewas en vastlegging in de top-laag van P uit huidige en historische bemesting door de drainerende werking van drains in natte tijden, en 2. het verminderen van het belang van de uitspoelingsroute naar de sloot door het P-rijke waterverzadigde veenpakket, waardoor hierin minder uitloging optreedt. Het effect van drains is hierdoor afname van de P-belasting. Vermindering van de P-mineralisatie van het veen door vernatten via drains is hierbij van ondergeschikt belang.

Het effect van drains op de SO_4 -bron pyrietoxidatie is meestal een vermindering van de netto SO_4 -productie, door vermindering van de pyrietoxidatie en/of bevorderen van de SO_4 -reductie als gevolg van de vernattende werking van de drains in de zomer (zie verder tabel 3.11 en de uitleg daarbij). Dit is te herkennen aan de kleinere piek van de SO_4 -concentraties bij drains. Echter, drains verschuiven de hoofduitspoelingsroute naar de diepte vlak onder de bron. Zo brengen zij de wankel balans teweeg tussen twee tegenstrijdige effecten: een kleinere bron en een directere en snellere manier van 'aftappen' daarvan. Verschuivingen in eigenschappen van de veenbodem en randvoorwaarden kunnen de balans gemakkelijk van afname naar toename van de SO_4 -uitspoeling doen omslaan. Bij 40 cm drooglegging prevaleert blijkbaar meestal het vernattende effect boven de ondiepere uitspoelingsroute.

De effecten van drains op de N-bronnen zijn dezelfde als die op de P-bronnen met het verschil dat bij N de vermindering van de aerobe veenmineralisatie door vernatting via de drains wel relevant is. Dit is te zien aan de lagere

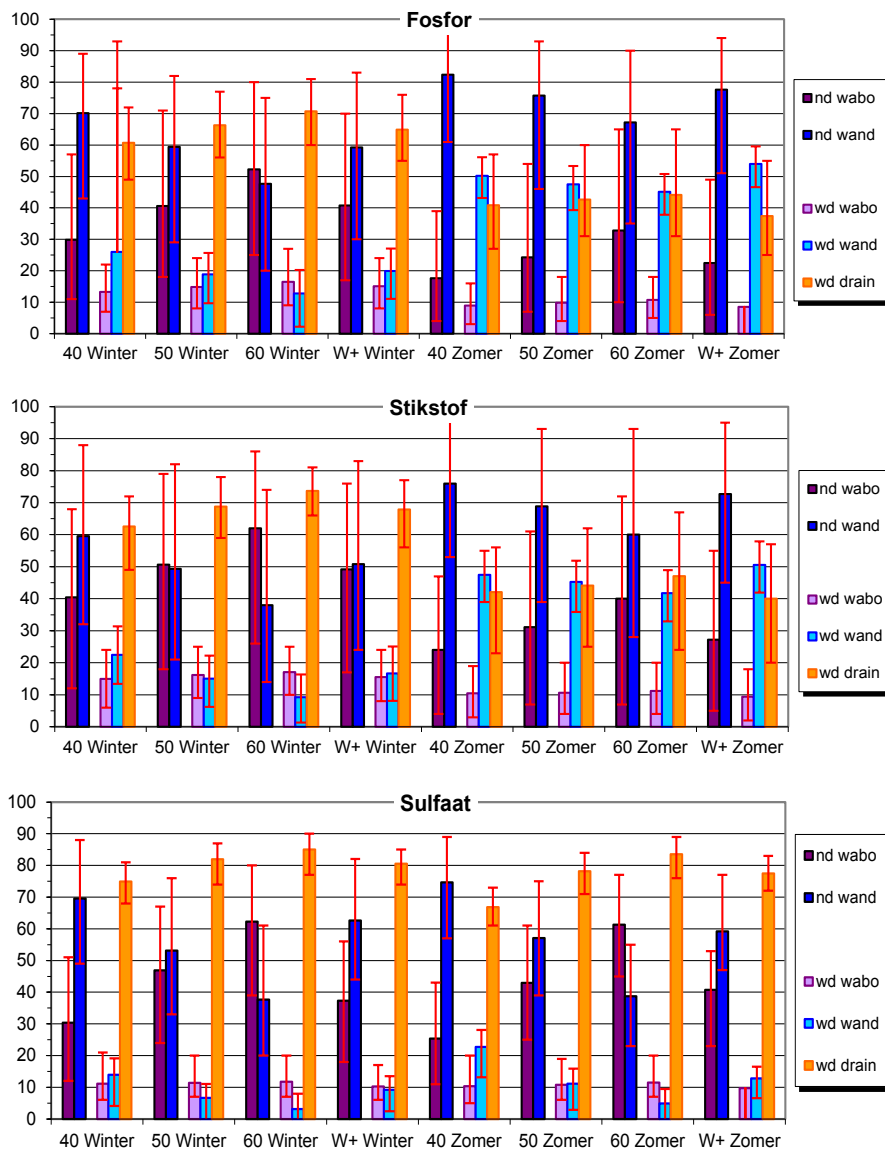


Figuur 3.9

Berekende diepteprofielen van drainage- en uitspoelingsfluxen per uitspoelingsroute en, midden boven, van concentraties van fosfor, stikstof en sulfaat in bodemvocht en -water, voor de situatie zonder en met drains. De fluxen zijn gegeven per diepte-interval (Δz) van één dm, behalve de afstroming en afspoeling die zijn gegeven in mm j^{-1} en $\text{kg ha}^{-1} \text{j}^{-1}$. De concentraties C zijn genormaliseerd naar de maximale concentratie C_{max} . Getoond zijn 30-jarig gemiddelde simulaties voor eutroof veen met onderrand 'neutraal' en 50 cm drooglegging. De geel-beige band geeft de bandbreedte van de diepte waarop de drains liggen bij de drie droogleggingen van 40 cm, 50 cm en 60 cm (drains liggen 15 cm beneden slootpeil). C_{max} van P = 2,6 mg L^{-1} , C_{max} van N = 20 mg L^{-1} , C_{max} van SO_4 = 290 mg L^{-1} .

N-concentratie bij drains tussen 30 en 150 cm. Hiermee heeft het gedrag van N procesmatig naast elementen van het P-gedrag ook elementen van het SO_4 -gedrag, namelijk de afname van de productie door de verminderde oxidatie (lees: N-mineralisatie van veen) als gevolg van de vernattende werking van drains. Daardoor zit N tussen P en SO_4 in voor de effecten van onderwaterdrains op de uitspoeling.

De diepteprofielen van de uitspoelingsfluxen per route van figuur 3.9 illustreren het hiervoor besprokene over verschuivingen door onderwaterdrains van uitspoelingsroutes en de invloed daarvan op de uitspoeling. Het figuur linksboven geeft de jaargemiddelde verdeling van de uitstromingsfluxen over de onderscheiden routes in mm per decimeter diepte (Δz) (afstroming in mm j^{-1}). De diepteprofielen van de uitspoelingsfluxen zijn het product van uitstromingsflux en concentratie. De totale uitspoeling is de som van alle relevante oppervlakken tussen x-as, y-as en grafieklijn maal 10. Opvallend zijn vooral de grote verschillen tussen P en N enerzijds en SO_4 anderzijds. Bij P en N is interflow over zijn hele diepte van belang, bij SO_4 neemt dit belang, net als dat van sloot en drain af met de diepte. Bij P en N nemen het belang van sloot en drain juist toe met de diepte. Dit heeft uiteraard weer met de diepteligging van de diverse nutriëntenbronnen te maken.



Figuur 3.10

Verdeling (%) van de uitspoelingsvrachten van fosfor, stikstof en sulfaat over routes via de waterbodern (wabo), langs de slootwand (wand) en direct in het oppervlaktewater via onderwaterdrains (drain) voor situaties zonder (nd) en met (wd) onderwaterdrains, uitgesplitst naar drooglegging en klimaatscenario, voor winter en zomer. De spreiding in rood geeft het bereik van minimum tot maximum

3.2.2.5 Uitspoelingsroutes

Het beeld van figuur 3.10 van de verdeling van de nutriëntenuitspoeling over routes door de waterbodern, langs de slootwand en direct in het oppervlaktewater via drains lijkt sterk op het beeld van figuur 3.6 voor drainage. Alleen is de spreiding bij de nutriënten beduidend groter door het grotere scala aan invloeden op de processen van de nutriëntenkringlopen. Voor de lotgevallen van uitspoelende nutriënten kan de verdeling over de drie routes van wezenlijk belang zijn. Fosfor kan bij doorstroming van de waterbodern (gemakkelijker) worden gebonden aan de waterbodern. Terwijl stikstof en sulfaat kunnen worden gereduceerd in de waterbodern. Voor langs de slootwand sijpelend water zal dit minder gelden. Een groter aandeel van de uitspoelings- en infiltratieroutes niet door de waterbodern door toevoeging van de route onderwaterdrains zou kunnen resulteren in een geringer effect van processen in de waterbodern. Daarover is in deze studie geen uitsluitel te geven.

4 Analyse en synthese

De analyse en synthese beperken zich tot het hoofddoel van dit onderzoek: het effect van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem. Voor de bijkomende resultaten over gevolgen van toepassing onderwaterdrains voor waterhuishouding en -stroming wordt verwezen naar paragraaf 3.1.

Centraal in de analyse en synthese staat de algemene hypothese zoals geformuleerd in hoofdstuk 1 (par. 1.2): onderwaterdrains vergroten de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden door een versnelde afvoer van nutriëntenrijk water vanuit de veenbodem. Om als werkhypothese te kunnen dienen, behoeft deze algemene hypothese nadere precisering: er zijn immers drie nutriënten en zeventien veenweide-eenheden die verschillen in belangrijke kenmerken onderzocht voor drie droogleggingen en twee klimaat-scenario's. En ook het begrip 'nutriëntenbelasting' dient duidelijk te worden afgekaderd. Er zijn veel fenomenen en modeluitkomsten die vallen onder en raken aan dit begrip.

Daarom wordt de werkhypothese gedefinieerd voor de nutriëntenbelasting in de zin van de twee hoofdthema's 'afwenteling' en 'oppervlaktewaterkwaliteit'. Effecten van onderwaterdrains op deze twee vormen van nutriëntenbelasting worden nader geanalyseerd in paragrafen 4.1 en 4.2, waarna in paragraaf 4.3 toetsing aan de hypothese plaatsvindt. Deze toetsing geschiedt per veenweide-eenheid voor elk van de drie nutriënten, met als extra aandachtspunt de verhouding tussen effecten van onderwaterdrains op fosfor en op sulfaat, vanwege hun koppeling in het proces van 'interne eutrofiëring' (Smolders et al., 2006).

Bij thema 'afwenteling' gaat het om de belasting van oppervlaktewateren buiten het beschouwde veenweidegebied (perceel of afwateringseenheid) met nutriënten vanuit dit gebied. Om bijdragen dus, vanuit de bronnen binnen dit gebied aan de voorraden buiten dit gebied. Bij belasting vanuit de veenbodem gaat het specifiek om bronnen van de veenbodem. De nutriëntenbelasting moet daarom als netto vracht op jaarbasis worden geanalyseerd. Nutriënten die vanuit de veenbodem uitspoelen naar het oppervlaktewater nadat ze eerder zijn geïnfiltreerd in omgekeerde richting, zijn voor het oppervlaktewater immers een 'sigaar uit eigen doos', ook al zijn ze eventueel op een eerder moment vanuit de veenbodem uitgespoeld. In het laatste geval zijn ze voor de nutriëntenbalans van de veenbodem twee keer uitgespoeld en één keer geïnfiltreerd; dus netto één keer uitgespoeld. Op de balans van het oppervlaktewater zijn deze geïnfiltreerde nutriënten hoe dan ook een verliespost, ook voor de afwenteling. Voor dit thema zijn netto uitspoelingsvrachten³ berekend door van de modeluitkomsten op jaarbasis de bruto uitspoelingsvrachten te verminderen met de bruto infiltratievrachten (zie ook 2.1.3 en 2.4.3).

Voor thema 'waterkwaliteit' is de bepalende grootte of het bepalende proces moeilijker en minder eenduidig aan te wijzen. Normen gelden meestal voor nutriëntenconcentraties in het zomerhalfjaar, zoals de normen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) voor fosfor- en stikstofconcentraties in verschillende oppervlaktewateren. Deze concentraties worden niet alleen door de nutriëntenbelasting vanuit de veenbodem bepaald maar tevens sterk beïnvloed door veel interne processen in het oppervlaktewater. Daarover geven de modeluitkomsten geen uitsluitsel, omdat ANIMO per definitie een bodem(uitspoelings)model is.

Binnen de deskundigengroep is tijdens de workshops ter voorbereiding van dit project vastgesteld dat voor de ecologische waarden in het oppervlaktewater in het zomerhalfjaar het nutriëntenaanbod bepalender is dan de

³ In dit rapport wordt, tenzij anders vermeld, onder 'uitspoeling' zowel uit- als afspoeling van stoffen verstaan

Uitleg en leeswijzer voor de rangordetabellen en -grafieken

De rangordetabellen zijn tabellen met een rangordening van de 17 veenweide-eenheden, gebaseerd op de tabellen 3.9a-b met verschillen tussen de varianten zonder en die met onderwaterdrains. Positieve getallen in deze tabellen betekenen toename van de nutriëntenbelasting als vrachten door toepassen onderwaterdrains en negatieve getallen afname. Toename wordt hier gekwalificeerd als een 'ongunstig' effect en afname als een 'gunstig' effect. Daarnaast zijn rangordetabellen van de absolute vrachten van nutriëntenbelasting bij drains opgesteld op basis van tabellen 3.6-3.8, waarbij geldt: hoe groter een vracht hoe 'ongunstiger' de kwalificatie van het effect.

Voor de rangordening van effecten zijn per nutriëntentema en nutriënt voor elk van de 17 doorgerkende veenweide-eenheden, uit de drie droogleggingen die met het 'ongunstigste' (of minst 'gunstige') en die met het 'gunstigste' effect geselecteerd. Met de 17 ongunstigste droogleggingen en met de 17 gunstigste droogleggingen zijn op basis van de grootte van effecten twee rangorden van de 17 veenweide-eenheden opgesteld: de rangorde van de ongunstigste en die van de gunstigste effecten. Hierbij is nummer 1, de eenheid met het meest ongunstige respectievelijk die met het meest gunstige effect, bovenaan geplaatst.

De rangordetabellen bestaan uit vier kwadranten:

- boven de blauwe horizontale middenlijn de twee kwadranten met de rangorden van de 17 veenweide-eenheden van de ongunstigste (of minst gunstige) effecten en onder die lijn de twee kwadranten met de rangorden van de gunstigste effecten;
- links van de verticale middenlijn de twee kwadranten met de verschillen tussen varianten zonder en met drains, rechts de twee met de absolute vrachten bij drains.

De twee kolommen grenzend aan de verticale middenlijn geven de rangorde van de verschillen: links in de volgorde van deze rangorde, rechts als een marker in de volgorde van de rangorde van de absolute vrachten. Vergelijking van deze twee kolommen maakt duidelijk of een veenweide-eenheid op dezelfde (grijsgroen) plaats in beide rangorden staat of niet (grijsrood), en zo niet, hoever de plaatsen in de twee rangorden van elkaar liggen.

De kleuren van de kenmerken van de veenweide-eenheden en ook de kleuren van de klassenindeling zijn dezelfde als in tabel 3.9. Elke absolute vracht heeft de klassenkleur gekregen van haar bijbehorend verschil. De betekenis van de symbolen van de kenmerken is te herleiden uit deze tabel, onder andere via de kleuren.

Voor de W-klimaatsscenario's met slechts één drooglegging zijn alleen de tabellen van de bovenste kwadranten opgesteld met links rangorde van effecten als verschillen en rechts als absolute vrachten.

De somrangordegrafieken met blauwe staven geven de 'gesommeerde' rangorden van de 17 veenweide-eenheden van meest gunstig (links) naar meest ongunstig (rechts) op basis van de effecten bij de drie droogleggingen. Hiertoe is voor elk van de drie droogleggingen een rangorde van de 17 veenweide-eenheden vastgesteld van meest gunstig naar meest ongunstig. In de volgorde van de rangorde zijn alle eenheden numeriek gewaardeerd met de getallen 1 t/m 17. Per eenheid is de som van de scores van de drie droogleggingen bepaald. De eenheid met de hoogste somscore heeft het meest ongunstige of minst gunstige effect, die met de laagste het meest gunstige effect. In de volgorde van de rangorde van de somscores van eenheden zijn per eenheid de verschillen of absolute vrachten gegeven voor alle drie de droogleggingen. Hierdoor wordt voor elke eenheid duidelijk wat de variatie is binnen verschillen of vrachten als gevolg van de drie droogleggingen.

In de droogleggingsklassengrafieken is voor de drie droogleggingen aangegeven welk aandeel van de 17 veenweide-eenheden valt in de klassen 'best', 'middel' en 'slechtst' als kwalitatieve maat voor de effecten van onderwaterdrains. 'Slechtst' is hierbij het meest ongunstig of het minst gunstig; 'best' het minst ongunstig of het meest gunstig. De hoogste score voor elke combinatie van drooglegging en klasse is 17: alle eenheden vallen met deze drooglegging in deze klasse. Dit maximum is op 100% gesteld. De laagste score bedraagt 0%.

De droogleggingsklassengrafieken zijn ook opgesteld voor de 11 veenweide-eenheden met klasse 'laag' voor de nutriëntenconcentraties in het infiltratiewater. Dit is gedaan omdat de 6 eenheden met klasse 'hoog' een vertegenwoordigend beeld geven van de droogleggingsklassen. Ze verbeelden een extreme situatie: ze waarden (meestal) de geringste drooglegging als gunstigst door de grootste infiltratieflex, die met de hoogste concentraties de grootste infiltratievracht en daarmee de laagste netto belasting geeft. Deze situatie verdient aparte beoordeling.

nutriëntenconcentraties. Daarmee gaat het bij dit thema ook over de bijdrage van de veenbodem aan de nutriëntenbelasting, in dit geval in het zomerhalfjaar, en de invloed van onderwaterdrains hierop.

De nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem in het zomerhalfjaar wordt in de eerste plaats bepaald door de uitspoeling van nutriënten in die periode. Net als bij thema 'afwenteling' is het evident dat het daarbij om de netto uitspoeling gaat; de bruto uitspoelingsvracht verminderd met de nutriëntenvracht die in deze periode vanuit het oppervlaktewater in de veenbodem is geïnfiltreerd.

In de tweede plaats, maar niet minder belangrijk, wordt het nutriëntenaanbod in het oppervlaktewater tijdens het zomerhalfjaar gegeven door de voorraad aan het begin van deze periode. Hendriks en Van Gerven (2011) berekenden indicatief voor typisch veenweidegebied de Krimpenerwaard op basis van gemeten concentraties in het oppervlaktewater dat gemiddeld voor het gebied en de periode 2004-2008 bijna 50% van het sulfaat dat in de maanden april-juli biochemisch werd gereduceerd in het oppervlaktewater afkomstig was uit de voorraad in dit water aan het begin van april. De rest was voor ongeveer de helft afkomstig uit de veenbodem door actuele uitspoeling en voor de andere helft uit inlaatwater. De voorraad aan het begin van het zomerhalfjaar is gelijk aan die aan het einde van de winterperiode en wordt voornamelijk bepaald door de uitspoelingsconcentraties gedurende het winterhalfjaar, aangezien de voorraad oppervlaktewater volledig wordt verversd gedurende dit uitspoelingsseizoen. Deze beginvoorraad wordt dan ook mede bepaald door de invloed die onderwaterdrains uitoefenen op de uitspoelingsconcentraties in het winterhalfjaar.

Zomervruchtmodel ZV3 voorziet in deze beide aspecten van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem in het zomerhalfjaar (zie 2.4.3). Dit model is dan ook beschouwd als het meest realistisch en om die reden gebruikt voor het vaststellen van de invloed van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in termen van belasting vanuit de veenbodem in het zomerhalfjaar. Hiervoor zijn aannamen gedaan over de gemiddelde hoeveelheid oppervlaktewater in de veenweide-eenheden, gegeven de drooglegging. Deze aannamen zijn net zo 'gemiddeld en plausibel' als de aannamen die noodzakelijkerwijs zijn gedaan voor het construeren van veenweide-eenheden uit bepalende kenmerken voor de SWAP-ANIMO-berekeningen. Ze vormen daarmee een volwaardige aanvulling op de modelberekeningen met SWAP-ANIMO.

De toegepaste methoden om voor de verschillende veenweide-eenheden inzicht te krijgen in de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenvrachten van de twee nutriëntenthema's berusten alle op opstellen van rangorden (*ranking*) om zo de patronen in de volgorde van belang van veenweide-eenheden en de bepalende kenmerken te vinden. Het was niet verantwoord om een geavanceerde statistische analyse uit te voeren omdat de doorgerekende veenweide-eenheden geen aselechte steekproef uit de volledige populatie zijn, maar een selectie op basis van processen en eigenschappen uit een deelpopulatie.

Bij beide nutriëntenthema's is dezelfde werkwijze gevolgd: een combinatie van afgeleide tabellen en staafdiagrammen die de rangorde van veenweide-eenheden aangeven van de kwetsbaarheid voor toename nutriëntenbelasting bij toepassing onderwaterdrains. De uitleg van en leeswijzer voor deze tabellen en grafieken is gegeven in het grijze kader op de linker pagina. Bij de bespreking van grafieken en tabellen worden nauwelijks verklaringen gegeven voor besproken verschijnselen. Dit is gebeurd in hoofdstuk 3 paragraaf 3.2.

'Afwenteling' wordt behandeld in paragraaf 4.1 en 'waterkwaliteit' in paragraaf 4.2. In paragraaf 4.3 wordt een synthese gegeven van de kennis en bevindingen uit de twee voorgaande paragrafen. Hierin wordt de hypothese getoetst en aangegeven welke veenweide-eenheden en kenmerken door toepassen onderwaterdrains kwetsbaar zijn voor toename van de belasting van het oppervlaktewater met welke nutriënten.

Ten overvloede wordt hier benadrukt dat alle besproken resultaten en kennis afkomstig zijn van interpretatie van uitkomsten van modelberekeningen. Dit zal niet steeds worden herhaald en aangegeven in de volgende teksten, tabelopschriften en figuuronderschriften.

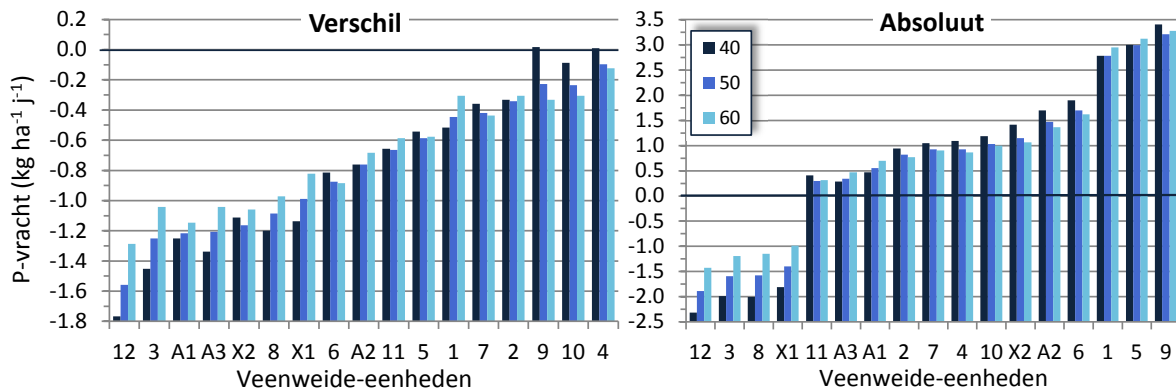
Tabel 4.1

Rangordetabellen voor **netto fosforbelasting op jaarbasis**. Voor uitleg tabellen zie grijze kader (pag. 110).

Verschil jaarvrucht (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)								Absolute jaarvrucht (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)											
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	DI	Jvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Jva	DI	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
9	Eu	5	W	L	K	40	0.02	9	1	1	9	3.40	40	K	L	W	5	Eu	9
4	Eu	2½	W	L	W	40	0.01	4	2	7	5	3.12	60	K	L	N	5	Eu	5
10	Eu	5	W	L	W	40	-0.09	10	3	4	1	2.95	60	K	L	N	2½	Eu	1
1	Eu	2½	N	L	K	60	-0.31	1	4	10	6	1.90	40	N	L	N	5	Eu	6
2	Eu	2½	N	L	W	60	-0.31	2	5	9	A2	1.70	40	N	L	N	2½	Eu	A2
7	Eu	5	N	L	W	40	-0.36	7	6	15	X2	1.42	40	N	L	N	2½	OI	X2
5	Eu	5	N	L	K	40	-0.54	5	7	3	10	1.19	40	W	L	W	5	Eu	10
11	OI	2½	N	L	W	60	-0.59	11	8	2	4	1.09	40	W	L	W	2½	Eu	4
A2	Eu	2½	N	L	N	60	-0.68	A2	9	6	7	1.05	40	W	L	N	5	Eu	7
6	Eu	5	N	L	N	40	-0.81	6	10	5	2	0.95	40	W	L	N	2½	Eu	2
X1	Eu	2½	W	H	W	60	-0.82	X1	11	16	A1	0.70	60	N	H	N	5	Eu	A1
8	Eu	5	N	H	W	60	-0.97	8	12	13	A3	0.47	60	N	H	N	2½	Eu	A3
A3	Eu	2½	N	H	N	60	-1.04	A3	13	8	11	0.41	40	W	L	N	2½	OI	11
3	Eu	2½	N	H	W	60	-1.04	3	14	11	X1	-0.99	60	W	H	W	2½	Eu	X1
X2	OI	2½	N	L	N	60	-1.06	X2	15	12	8	-1.15	60	W	H	N	5	Eu	8
A1	Eu	5	N	H	N	60	-1.15	A1	16	14	3	-1.19	60	W	H	N	2½	Eu	3
12	OI	2½	N	H	W	60	-1.29	12	17	17	12	-1.43	60	W	H	N	2½	OI	12
12	OI	2½	N	H	W	40	-1.77	12	1	1	12	-2.32	40	W	H	N	2½	OI	12
3	Eu	2½	N	H	W	40	-1.45	3	2	5	8	-2.00	40	W	H	N	5	Eu	8
A3	Eu	2½	N	H	N	40	-1.34	A3	3	2	3	-1.99	40	W	H	N	2½	Eu	3
A1	Eu	5	N	H	N	40	-1.25	A1	4	7	X1	-1.81	40	W	H	W	2½	Eu	X1
8	Eu	5	N	H	W	40	-1.20	8	5	3	A3	0.29	40	N	H	N	2½	Eu	A3
X2	OI	2½	N	L	N	50	-1.16	X2	6	10	11	0.30	50	W	L	N	2½	OI	11
X1	Eu	2½	W	H	W	40	-1.14	X1	7	4	A1	0.47	40	N	H	N	5	Eu	A1
6	Eu	5	N	L	N	60	-0.88	6	8	14	2	0.77	60	W	L	N	2½	Eu	2
A2	Eu	2½	N	L	N	50	-0.76	A2	9	17	4	0.87	60	W	L	W	2½	Eu	4
11	OI	2½	N	L	W	50	-0.67	11	10	13	7	0.90	60	W	L	N	5	Eu	7
5	Eu	5	N	L	K	50	-0.59	5	11	16	10	1.00	60	W	L	W	5	Eu	10
1	Eu	2½	N	L	K	40	-0.52	1	12	6	X2	1.07	60	N	L	N	2½	OI	X2
7	Eu	5	N	L	W	60	-0.44	7	13	9	A2	1.37	60	N	L	N	2½	Eu	A2
2	Eu	2½	N	L	W	50	-0.34	2	14	8	6	1.62	60	N	L	N	5	Eu	6
9	Eu	5	W	L	K	60	-0.33	9	15	12	1	2.78	50	K	L	N	2½	Eu	1
10	Eu	5	W	L	W	60	-0.31	10	16	11	5	2.99	50	K	L	N	5	Eu	5
4	Eu	2½	W	L	W	60	-0.12	4	17	15	9	3.21	50	K	L	W	5	Eu	9

Klassen (%): <-25 -25 -15 -15 -5 -5 -5 5 -15 15 -25 >25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; DI = drooglegging (cm); Jvv en Jva = verschillen resp. absolute vruchten op jaarbasis per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vruchten.



Figuur 4.1

Somrangordegrafieken voor verschil (links) en absolute (rechts) **netto fosforbelasting op jaarbasis**. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag.110). Ha = land + water. Drooglegging in legenda in cm. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

4.1 Analyse: afwenteling

Afwenteling is hier gedefinieerd als de totale netto nutriëntenvracht op jaarbasis die vanuit het beschouwde veenweidegebied wordt afgewenteld op wateren buiten het gebied. Strikt genomen zit hier het gebiedseigen oppervlaktewater en de retentie die daarin plaatsvindt nog tussen. Dat is niet meegenomen in deze analyse. Daarom heeft 'afwenteling' hier de betekenis van 'de netto belasting vanuit de veenbodem van het oppervlaktewatersysteem in het gebied zelf'. Voor het analyseren van de gevolgen van onderwaterdrains voor de nutriëntenbelasting vanuit de veenbodem voldoet deze aanpak. Immers, onderwaterdrains beïnvloeden eerst en vooral de uitwisseling van water en nutriënten tussen veenbodem en oppervlaktewater.

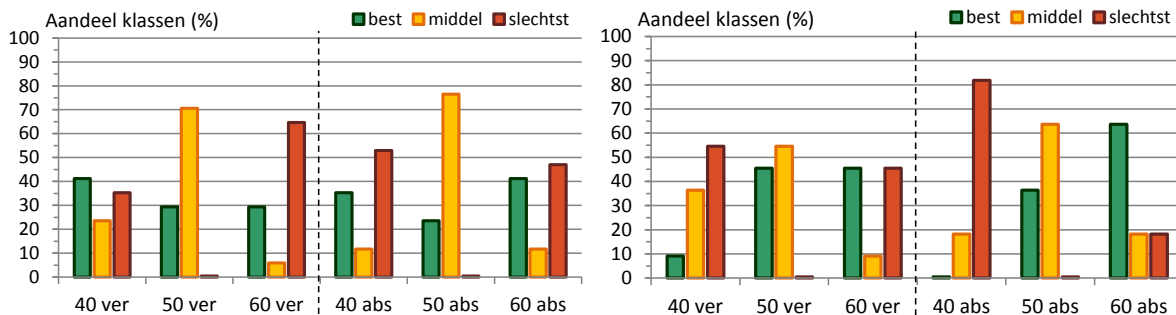
De effecten van onderwaterdrains zijn in het navolgende per nutriënt in beeld gebracht, waarbij de nadruk ligt op de betekenis van de veenweide-eenheden en de bepalende kenmerken hierin. Steeds worden eerst de uitkomsten van de scenario's met het huidige klimaat besproken. Hierbij is de drooglegging met zijn drie varianten het onderscheidende kenmerk. De drooglegging is de enige sturingsmogelijkheid van het waterbeheer die de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en de effecten van onderwaterdrains hierop kan beïnvloeden. Daarna volgt een bespreking van effecten van onderwaterdrains bij klimaatscenario W+ in vergelijking met huidig klimaat. Achtereenvolgens worden fosfor, stikstof en sulfaat besproken.

4.1.1 Fosfor

Drooglegging in huidig klimaat

Tabel 4.1 geeft de rangordetabellen en figuur 4.1 de somrangordegrafieken (zie grijze kader pag. 110 voor uitleg). Voor de effecten van onderwaterdrains op de netto fosforbelasting op jaarbasis als verschillen tussen vrachten met en zonder drains en als absolute vrachten is hieruit af te leiden (voor verklaring fenomenen zie 3.2.2.1):

- Verschilkleuren: zelfs bij de rangorde van minst gunstige droogleggingen overheersen de donkergroene kleuren van de verschillen: onderwaterdrains verlagen in algemene zin de netto jaarbelasting van P, meestal (ruim 70%) met meer dan 25%. Kleurverschillen tussen rangorden van minst en meest gunstige droogleggingen zijn gering. Meest ongunstige verschil is een verwaarloosbare (< 5%) toename. Het meest gunstige verschil betreft een verlaging die even groot is als de bruto vracht bij drains.
- Absolute vrachten: de grootste P-vrucht is met drains even groot als zonder. Bij ¼ van de veenweide-eenheden is de absolute netto jaarvrucht negatief, ook in de rangorde van minst gunstige droogleggingen: infiltratie is daar groter dan uitspoeling en de veenbodem fungeert netto als put voor fosfor uit het oppervlaktewater. Dit is op zich niet de verdienste van de drains, maar de drains versterken dit effect enorm (factor 2-13).
- Veensoort: het eutrofe veen geeft, bij vergelijkbare overige kenmerken, minder gunstige verschillen dan het oligotrofe. De absolute vrachten zijn groter bij het eutrofe dan bij het P-armere oligotrofe veen. De relatief grote vrachten van oligotrofe eenheid X2 zijn het gevolg van andere kenmerken (geen kleidek, concentratieklasse 'laag', 'onderrand neutraal').
- Veendikte: het dikke pakket geeft gunstigere verschillen dan het dunne, met uitzondering van concentratieklasse 'hoog'. Bij de absolute vrachten hebben dunne pakketten kleinere vrachten.
- Kleidek: met kleidek zijn de verschillen consequent minder gunstig dan zonder door de betere P-binding in het kleidek waardoor gunstige verschillen minder tot uiting komen. Ongunstig zijn de drains dan ook niet. Bij gelijke onderrand zijn de absolute vrachten met kleidek iets groter dan zonder.
- Concentraties infiltratiewater: de concentraties in het infiltratiewater zijn eenduidig in hun effect en zeer bepalend: de meest gunstige verschillen en de kleinste absolute vrachten worden gevonden bij concentratieklasse 'hoog', vooral met wegzijging. De infiltratievrachten zijn dan groot, vaak groter dan de uitspoelingsvrachten. Doordat drains bij deze concentraties vooral de infiltratievrachten vergroten, versterken ze dit effect substantieel. Hierbij moet worden bedacht dat deze hoge, constante concentraties in het infiltrerende water gedurende het gehele zomerhalfjaar een extreme situatie verbeelden (zie 2.1.3 Invoerkant).
- Onderrand: de tendens is dat kwel en wegzijging minder gunstige verschillen geven dan neutraal, waarbij kwel weer wat gunstiger is dan wegzijging. Andere kenmerken zijn hierbij mede bepalend; bij concentratieklasse



Figuur 4.2

Droogleggingsklassengrafieken voor verschil (ver) en absolute (abs) netto fosforbelasting op jaarbasis. Links voor alle 17 veenweide-eenheden, rechts voor de 11 eenheden zonder klasse 'hoog' voor concentraties in het infiltratiewater. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Drooglegging in x-asonderschrift in cm.

'hoog' zijn bijvoorbeeld wegzijging en neutraal afwisselend de meest gunstige onderrand. Voor de absolute vrachten is de onderrand zeer eenduidig: met of zonder drains, de kweleenheden met de grootste drainagefluxen hebben de grootste vrachten en de wegzijgingseenheden met de kleinste fluxen de kleinste vrachten.

- **Veenweide-eenheid:** de minst gunstige veenweide-eenheid voor de afwenteling van fosfor is 9, en de meest gunstige 12, zowel voor wat betreft verschillen als absolute vrachten. De rangorden van verschillen bij minst en bij meest gunstige droogleggingen komen in omgekeerde volgorde in grote lijnen overeen. Dat geldt nog sterker voor de rangorden van de absolute vrachten. De rangorden van verschillen en van absolute vrachten wijken onderling sterk af. Dit is vooral het gevolg van de kenmerken onderrand en kleidek die voor verschillen een ander effect van drains sorteren dan voor vrachten. Voor de verschillen valt de rangorde van de somrangordegrafiek (figuur 4.1) vrijwel samen met die van de meest gunstige droogleggingen. Voor de vrachten valt de somrangorde volledig samen met die van de minst gunstige droogleggingen.
- **Drooglegging:** meest opvallende bij de droogleggingen is dat 40 cm zowel de minst als de meest gunstige verschillen en zowel de grootste als de kleinste absolute vrachten geeft. Deze schijnbare tegenstelling hangt volledig samen met concentratieklasse 'hoog'. Alleen daarbij geeft 40 de gunstigste verschillen en vrachten, de laatste zelfs tot negatieve. Reden is dat naarmate de drooglegging geringer is meer infiltratie optreedt. In combinatie met hoge P-concentraties in het infiltrerende water geeft dit zo'n grote infiltratievrachten dat de netto uitspoelingsvrachten negatief zijn: de veenbodem neemt netto fosfor op uit het oppervlaktewater in plaats van dit netto te belasten met fosfor. Onderwaterdrains vergroten de infiltratie en versterken daarmee dit effect. Zonder dit extreme 'infiltratie-effect' is 40 cm meestal de minst gunstige drooglegging gevolgd door 60 cm. De meest gunstige is dan 50 cm, gevolgd door 60 cm. Figuur 4.1 laat zien dat bij de verschillen over het algemeen de waarden van de drie droogleggingen per eenheid slechts weinig uiteenlopen. Uitzonderingen vormen vooral de meest gunstige eenheden met concentratieklasse 'hoog' en de drie minst gunstige eenheden met een kleidek. Voor de vrachten geldt de geringe variatie eveneens, waarbij alleen de vier gunstigste eenheden met negatieve netto vrachten grote variatie laten zien.

De droogleggingsklassengrafieken (fig. 4.2) bevestigen bovengeschetst beeld van de betekenis van de drooglegging bij toepassen onderwaterdrains. Op basis van alle 17 veenweide-eenheden scoort 40 cm bij de verschillen iets meer 'best' dan 'slechtst' en bij de absolute vrachten bijna evenveel 'best' maar meer 'slechtst' ten koste van 'middel'. Voor de verschillen is 60 cm meestal (65%) de ongunstigste drooglegging maar bij 30% van de eenheden ook de gunstigste. Bij de vrachten ontlopen de scores van 60 cm voor 'best' en 'slechtst' elkaar weinig. Zowel voor verschillen als vrachten valt 50 cm voor 70-75% in klasse 'middel', en voor de rest in klasse 'best'. Bij weglating van de eenheden met het extreme 'infiltratie-effect' verandert het beeld drastisch en wordt eenduidiger: 40 cm meestal (55-80%) het minst gunstig, 50 cm meest of middel gunstig, en 60 cm bij vrachten meestal (60%) het gunstigst en bij verschillen of het meest (45%) of het minst (45%) gunstig. Belangrijke nuancering hierbij is dat binnen eenheden absolute waarden tussen droogleggingen, meestal 50 en 60 cm, weinig variëren (fig. 4.1) en droogleggingen in dat geval zonder nadelige gevolgen onderling kunnen worden uitgeruild indien gewenst!

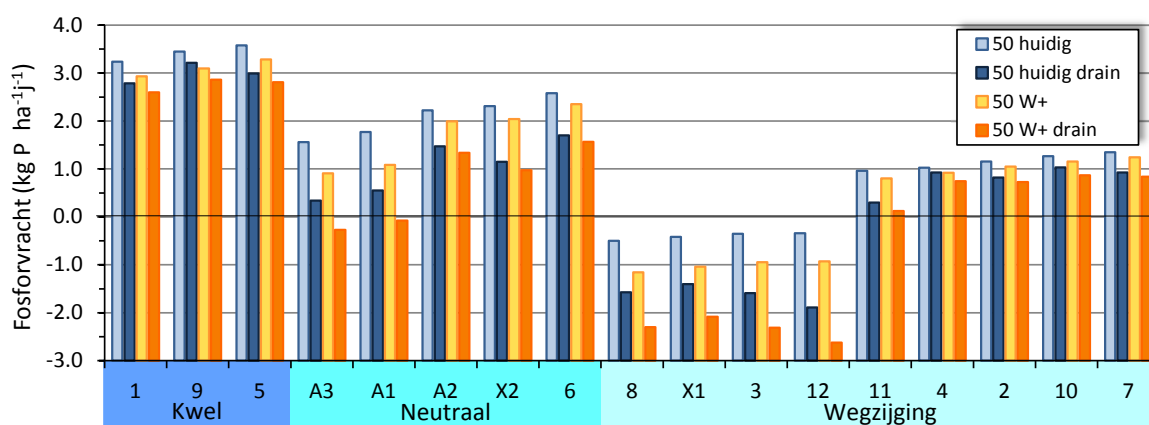
Tabel 4.2

Rangordetabellen voor **netto fosforbelasting op jaarbasis** voor het W+-klimaatscenario. Voor uitleg tabel zie grijze kader (pag. 110).

Verschil jaarvrucht (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)									Absolute jaarvrucht (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)								
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	Jvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Jva	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
4	Eu	2½	W	L	W	-0.17	4	1	2	9	2.86	K	L	W	5	Eu	9
9	Eu	5	W	L	K	-0.25	9	2	7	5	2.81	K	L	N	5	Eu	5
10	Eu	5	W	L	W	-0.29	10	3	4	1	2.60	K	L	N	2½	Eu	1
1	Eu	2½	N	L	K	-0.32	1	4	10	6	1.57	N	L	N	5	Eu	6
2	Eu	2½	N	L	W	-0.33	2	5	8	A2	1.34	N	L	N	2½	Eu	A2
7	Eu	5	N	L	W	-0.40	7	6	12	X2	0.97	N	L	N	2½	OI	X2
5	Eu	5	N	L	K	-0.48	5	7	3	10	0.87	W	L	W	5	Eu	10
A2	Eu	2½	N	L	N	-0.65	A2	8	6	7	0.84	W	L	N	5	Eu	7
11	OI	2½	N	L	W	-0.68	11	9	1	4	0.74	W	L	W	2½	Eu	4
6	Eu	5	N	L	N	-0.79	6	10	5	2	0.73	W	L	N	2½	Eu	2
X1	Eu	2½	W	H	W	-1.03	X1	11	9	11	0.12	W	L	N	2½	OI	11
X2	OI	2½	N	L	N	-1.07	X2	12	14	A1	-0.08	N	H	N	5	Eu	A1
8	Eu	5	N	H	W	-1.15	8	13	15	A3	-0.27	N	H	N	2½	Eu	A3
A1	Eu	5	N	H	N	-1.16	A1	14	11	X1	-2.08	W	H	W	2½	Eu	X1
A3	Eu	2½	N	H	N	-1.18	A3	15	13	8	-2.30	W	H	N	5	Eu	8
3	Eu	2½	N	H	W	-1.37	3	16	16	3	-2.31	W	H	N	2½	Eu	3
12	OI	2½	N	H	W	-1.70	12	17	17	12	-2.63	W	H	N	2½	OI	12

Klassen (%): < -25 -25 -- -15 -15 -- -5 -5 -- 5 5 -- 15 15 -- 25 > 25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; Jvv en Jva = verschillen respectievelijk absolute vrachten op jaarbasis per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.3

Absolute **netto fosforbelasting op jaarbasis** per veenweide-eenheid (x-as) voor varianten zonder en met onderwaterdrains bij huidig en W+-klimaat. Veenweide-eenheden zijn gerangschikt naar de onderrandeenheden en daarbinnen in opklimmende grootte van variant 'huidig zonder drains'. Ha = land + water. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

W+-klimaat

Bij W+-klimaat zijn twee vragen interessant en relevant:

1. dezelfde als bij huidig klimaat: wat zijn bij W+-klimaat de effecten van onderwaterdrains vergeleken met de situatie zonder drains?
2. kunnen drains een instrument zijn om een eventuele toename van de P-belasting als gevolg van W+-klimaat om te buigen naar een P-belasting op of zelfs onder het oude niveau van huidig klimaat zonder drains?

De eerste vraag kan met tabel 4.2 en figuur 4.3 worden beantwoord. Tabel 4.2 toont uitsluitend groene kleuren waarvan 75% donkergroen: verlaging van de P-belasting met meer dan 25%. In figuur 4.3 zijn de vrachten

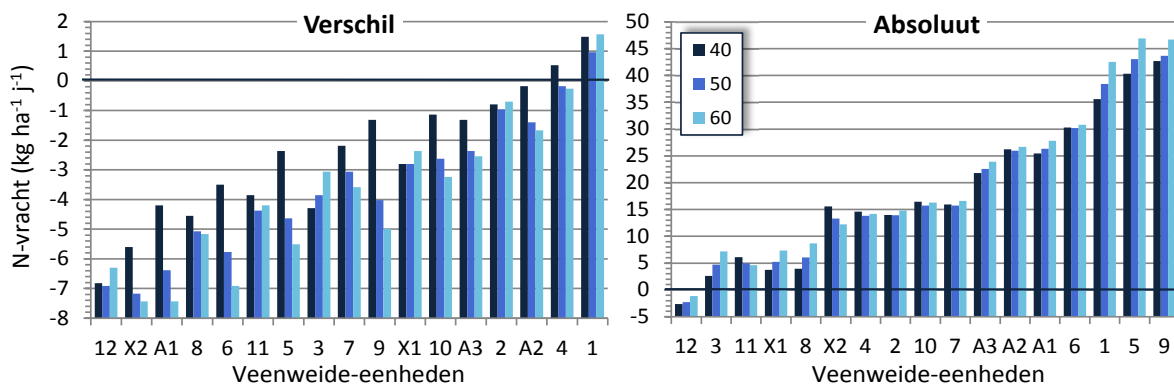
Tabel 4.3

Rangordetabellen voor **netto stikstofbelasting op jaarbasis**. Voor uitleg tabellen zie grijze kader (pag. 110).

Verschil jaarvrucht (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)										Absolute jaarvrucht (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)									
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	DI	Jvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Jva	DI	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
1	Eu	2½	N	L	K	60	1.6	1	1	9	5	46.9	60	K	L	N	5	Eu	5
4	Eu	2½	W	L	W	40	0.5	4	2	6	9	46.7	60	K	L	W	5	Eu	9
A2	Eu	2½	N	L	N	40	-0.2	A2	3	1	1	42.5	60	K	L	N	2½	Eu	1
2	Eu	2½	N	L	W	60	-0.7	2	4	12	6	30.8	60	N	L	N	5	Eu	6
10	Eu	5	W	L	W	40	-1.1	10	5	14	A1	27.8	60	N	H	N	5	Eu	A1
9	Eu	5	W	L	K	40	-1.3	9	6	3	A2	26.7	60	N	L	N	2½	Eu	A2
A3	Eu	2½	N	H	N	40	-1.3	A3	7	7	A3	23.9	60	N	H	N	2½	Eu	A3
7	Eu	5	N	L	W	40	-2.2	7	8	8	7	16.6	60	W	L	N	5	Eu	7
5	Eu	5	N	L	K	40	-2.4	5	9	5	10	16.5	40	W	L	W	5	Eu	10
X1	Eu	2½	W	H	W	60	-2.4	X1	10	16	X2	15.6	40	N	L	N	2½	OI	X2
3	Eu	2½	N	H	W	60	-3.1	3	11	4	2	14.8	60	W	L	N	2½	Eu	2
6	Eu	5	N	L	N	40	-3.5	6	12	2	4	14.6	40	W	L	W	2½	Eu	4
11	OI	2½	N	L	W	40	-3.9	11	13	15	8	8.7	60	W	H	N	5	Eu	8
A1	Eu	5	N	H	N	40	-4.2	A1	14	10	X1	7.4	60	W	H	W	2½	Eu	X1
8	Eu	5	N	H	W	40	-4.6	8	15	11	3	7.2	60	W	H	N	2½	Eu	3
X2	OI	2½	N	L	N	40	-5.6	X2	16	13	11	6.1	40	W	L	N	2½	OI	11
12	OI	2½	N	H	W	60	-6.3	12	17	17	12	-1.1	60	W	H	N	2½	OI	12
X2	OI	2½	N	L	N	60	-7.4	X2	1	4	12	-2.6	40	W	H	N	2½	OI	12
A1	Eu	5	N	H	N	60	-7.4	A1	2	9	3	2.6	40	W	H	N	2½	Eu	3
12	OI	2½	N	H	W	50	-6.9	12	3	12	X1	3.8	40	W	H	W	2½	Eu	X1
6	Eu	5	N	L	N	60	-6.9	6	4	6	8	3.9	40	W	H	N	5	Eu	8
5	Eu	5	N	L	K	60	-5.5	5	5	8	11	4.6	60	W	L	N	2½	OI	11
8	Eu	5	N	H	W	60	-5.2	8	6	2	X2	12.3	60	N	L	N	2½	OI	X2
9	Eu	5	W	L	K	60	-5.0	9	7	16	4	13.8	50	W	L	W	2½	Eu	4
11	OI	2½	N	L	W	50	-4.4	11	8	15	2	13.9	50	W	L	N	2½	Eu	2
3	Eu	2½	N	H	W	40	-4.3	3	9	11	10	15.8	50	W	L	W	5	Eu	10
7	Eu	5	N	L	W	60	-3.6	7	10	10	7	15.8	50	W	L	N	5	Eu	7
10	Eu	5	W	L	W	60	-3.2	10	11	13	A3	21.8	40	N	H	N	2½	Eu	A3
X1	Eu	2½	W	H	W	50	-2.8	X1	12	1	A1	25.5	40	N	H	N	5	Eu	A1
A3	Eu	2½	N	H	N	60	-2.5	A3	13	14	A2	26.0	50	N	L	N	2½	Eu	A2
A2	Eu	2½	N	L	N	60	-1.7	A2	14	3	6	30.2	50	N	L	N	5	Eu	6
2	Eu	2½	N	L	W	50	-1.0	2	15	17	1	35.6	40	K	L	N	2½	Eu	1
4	Eu	2½	W	L	W	60	-0.3	4	16	5	5	40.3	40	K	L	N	5	Eu	5
1	Eu	2½	N	L	K	50	1.0	1	17	7	9	42.7	40	K	L	W	5	Eu	9

Klassen (%): < -25 -25 - -15 -15 - -5 -5 - 5 5 - 15 15 - 25 > 25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; DI = drooglegging (cm); Jvv en Jva = verschillen resp. absolute vruchten op jaarbasis per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vruchten.



Figuur 4.4

Somrangordegrafieken voor verschil (links) en absolute (rechts) **netto stikstofbelasting op jaarbasis**. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Ha = land + water. Drooglegging in legenda in cm. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

met drains altijd kleiner dan zonder drains. Voor zowel verschillen als absolute vrachten komt de rangorde van tabel 4.2 goed overeen met die van de gunstigste droogleggingen in tabel 4.1.

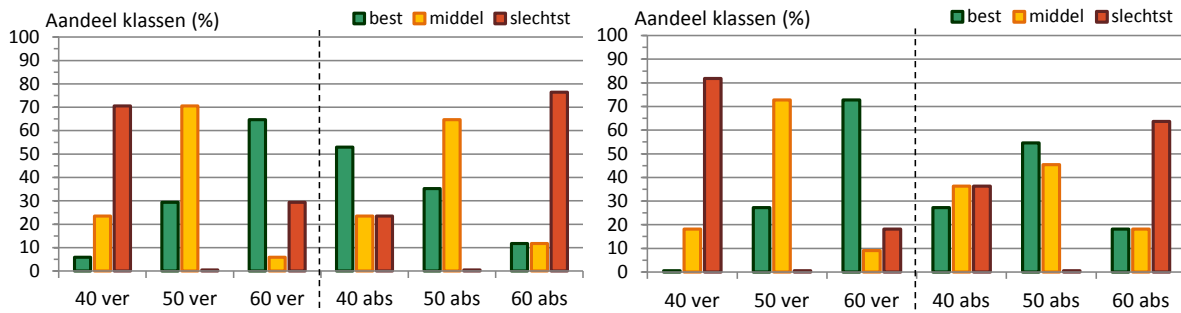
Het antwoord op vraag 2 luidt zowel 'ja' als 'nee'. Ja, drains geven een P-belasting die onder het oude niveau van huidig klimaat zonder drains ligt (figuur 4.3). Maar, nee, daarmee buigen ze niet een nadelig gevolg van W+-klimaat om: het effect van W+-klimaat is zonder drains al een verlaging van de P-belasting. Oorzaak is het gemiddeld drogere klimaat waardoor P uit mest beter aan het bodemcomplex bindt en minder uitspoelt.

4.1.2 Stikstof

Drooglegging in huidig klimaat

Tabel 4.3 geeft de rangordetabellen en figuur 4.4 de somrangordegrafieken (zie kader pag. 110 voor uitleg). Effecten van onderwaterdrains op de netto stikstofbelasting op jaarbasis als verschillen tussen vrachten met en zonder drains en als absolute vrachten zijn hieruit af te lezen (voor verklaring verschijnselen zie 3.2.2.2):

- Verschilkleuren: in de rangorde van minst gunstige droogleggingen heeft 30% van de verschillen de kleur grijs: een verwaarloosbaar verschil. De overige 70% is groen waarvan 30%-punten donkergroen: een afname van meer dan 25%. In de rangorde van meest gunstige droogleggingen is 88% groen: onderwaterdrains verlagen in algemene zin de netto jaarbelasting van N, meestal (65%) met meer dan 15% en vaak (35%) met meer dan 25%. Kleurverschillen tussen rangorden van minst en meest gunstige droogleggingen zijn wat groter dan bij P. Meest ongunstige verschil is een verwaarloosbare (< 5%) toename. Het meest gunstige verschil betreft een verlaging die half zo groot is als de bruto vracht bij drains.
- Absolute vrachten: over het algemeen laten de grotere N-vrachten meer grijs en lichtgroen zien en de kleinere vrachten meer donkergroen: kleine vrachten bij drains zijn mede tot stand gekomen door de uitspoelingsverlagende werking van de drains. Zo is de grootste N-vracht met drains maar 4% kleiner dan zonder. Bij slechts één van de veenweide-eenheden is de absolute netto vracht negatief, in beide rangorden: infiltratie is daar groter dan uitspoeling en de veenbodem fungeert netto als put voor stikstof uit het oppervlaktewater.
- Veensoort: het eutrofe veen geeft, bij vergelijkbare overige kenmerken, altijd veel minder gunstige verschillen en veel grotere absolute vrachten dan het N-arme oligotrofe. De relatief grote vrachten van oligotrofe eenheid X2 zijn het gevolg van andere kenmerken (concentratieklasse 'laag', onderrand 'neutraal'). De enige negatieve absolute vracht betreft een oligotrofe eenheid.
- Veendikte: er is een duidelijke trend dat het dunne pakket minder gunstige verschillen geeft dan het dikke. Bij de absolute vrachten speelt het omgekeerde: het zijn de dikke pakketten die de grootste N-vrachten hebben. In tegenstelling tot bij P zijn deze trends weinig afhankelijk van andere kenmerken.
- Kleidek: gegeven de andere kenmerken als onderrand en concentratieklasse geeft een kleidek wat minder gunstige verschillen. Maar ongunstig zijn de drains dan ook niet. De afwijkingen in absolute N-vrachten tussen met en zonder kleidek zijn over het algemeen verwaarloosbaar (< 5%).
- Concentraties infiltratiewater: de concentraties in het infiltratiewater zijn, gegeven de andere kenmerken, bij N net als bij P eenduidig in hun gunstige effect op de verschillen, maar met minder sterke effecten. De eenheden met klasse 'hoog' vallen niet allemaal in de rangen met allergunstigste verschillen. Bij de absolute vrachten geldt dat meer: concentratieklasse 'hoog' heeft in ieder geval met wegzijging in beide rangorden altijd de kleinste vrachten, variërend van een factor 2-5 kleiner dan bij klasse 'laag'. Net als bij P vergroten drains bij deze hoge concentraties de infiltratievrachten zoveel dat de netto uitspoelingsvrachten sterk worden vermindert, tot zelfs een negatieve netto uitspoeling bij eenheid 12: de bodem neemt meer stikstof op uit het oppervlaktewater dan er uit de bodem spoelt. Ook bij N geldt dat deze hoge, constante concentraties in het infiltrerende water gedurende het gehele zomerhalfjaar een extreme situatie verbeelden (zie ook bij fosfor).
- Onderrand: net als bij P is de tendens dat neutraal de meest gunstige verschillen geeft en dat kwel wat beter scoort dan wegzijging. Andere kenmerken zijn hierbij mede bepalend; bij concentratieklasse 'hoog' is wegzijging de meest gunstige onderrand om dezelfde reden als voor P. Voor de absolute vrachten is de onderrand zeer eenduidig: evenals bij P hebben de kweleenheden met de grootste drainagefluxen de grootste vrachten en de wegzijgingseenheden met de kleinste fluxen de kleinste vrachten. Drains veranderen dit patroon niet.



Figuur 4.5

Droogleggingsklassengrafieken voor verschil (ver) en absolute (abs) netto stikstofbelasting op jaarbasis. Links voor alle 17 veenweide-eenheden, rechts voor de 11 eenheden zonder klasse 'hoog' voor concentraties in het infiltratiewater. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Drooglegging in x-onderschrift in cm.

- **Veenweide-eenheid:** de minst gunstige veenweide-eenheid voor de afwenteling van stikstof is bij de verschillen 1 en bij de absolute vrachten 5, en de meest gunstige bij de verschillen A1 en bij de vrachten 12. De rangorden van verschillen bij minst en bij meest gunstige droogleggingen komen in omgekeerde volgorde aan de ongunstigste kant van het spectrum redelijk overeen, maar liggen aan de gunstigste kant wat verder uit elkaar. Dat geldt eveneens voor de rangorden van de absolute vrachten hoewel daar de twee rangorden wat meer overeenkomen. Net als bij P wijken de rangorden van verschillen en van absolute vrachten onderling sterk af. Dit is in de eerste plaats het gevolg van de onderrand en daarnaast ook in mindere mate van de overige kenmerken, die voor verschillen een ander effect van drains sorteren dan voor vrachten. Voor de verschillen valt de rangorde van somrangordegrafiek 4.4 vrijwel samen met die van de meest ongunstige droogleggingen. Voor de vrachten geldt dat voor de rangorde van de meest gunstige droogleggingen.
- **Drooglegging:** meest opvallende bij de drooglegging is dat de twee uitersten, 40 en 60 cm, bij verschillen en absolute vrachten een tegengesteld effect laten zien: 40 cm meest ongunstig bij verschillen en veelal gunstig bij vrachten, en 60 cm meest gunstig bij verschillen en meest ongunstig bij vrachten. 50 cm komt niet voor bij de ongunstigste droogleggingen maar wel voor ongeveer 30% van de eenheden bij de gunstigste droogleggingen. Ook bij N speelt concentratieklasse 'hoog' een belangrijke rol bij deze tegenstelling. Bij vrachten is deze klasse verbonden aan 40 cm drooglegging en geeft dan de meest gunstige effecten: de kleinste netto vrachten door grote infiltratievrachten. Bij de verschillen is deze relatie tussen klasse 'hoog' en 40 cm drooglegging niet aanwezig bij de gunstigste rangorde.

Figuur 4.4 laat zien dat bij de verschillen over het algemeen de waarden van 40 cm drooglegging veel groter en dus veel ongunstiger zijn dan bij de twee andere droogleggingen die elkaar vaak maar weinig ontlopen. Bij de vrachten zijn de verschillen tussen de drie droogleggingen over het algemeen klein, zeker in het middensegment. Bij het hoogste en laagste segment scoort 60 cm het minst gunstig; omdat 60 cm grotere kwel geeft dan 40 cm, respectievelijk omdat 40 cm meer infiltratie geeft.

De droogleggingsklassengrafieken van figuur 4.5 bevestigen bovenstaande beschrijving van de betekenis van de drooglegging bij toepassen onderwaterdrains. Voor de verschillen is het patroon van alle 17 veenweide-eenheden sterk vergelijkbaar met dat van de 11 eenheden zonder concentratieklasse 'hoog', zei het dat het laatste wat uitgesprokener is: 40 cm is de minst gunstige drooglegging, 60 cm de meest gunstige en 50 cm neemt een tussenpositie in. Bij de absolute vrachten is het duidelijk dat 60 cm meestal (60-80%) de grootste vrachten geeft. De kleinste vrachten worden bij medeneming van infiltratieklasse 'hoog' het meest (52%) verkregen bij 40 cm drooglegging, en bij weglating van deze klasse het meest (55%) bij 50 cm drooglegging. Omdat 50 cm alleen 'best' en 'middel' scoort, is dit de meest gunstige drooglegging voor de absolute N-vrachten. Net als bij P geldt bij de vrachten de belangrijke nuancering dat binnen eenheden absolute waarden tussen droogleggingen meestal weinig variëren (figuur 4.4) en droogleggingen in dat geval zonder grote nadelige gevolgen tegen elkaar kunnen worden uitgeruild indien gewenst. Voor de verschillen geldt deze 'veilige' uitruil meestal alleen voor 50 en 60 cm.

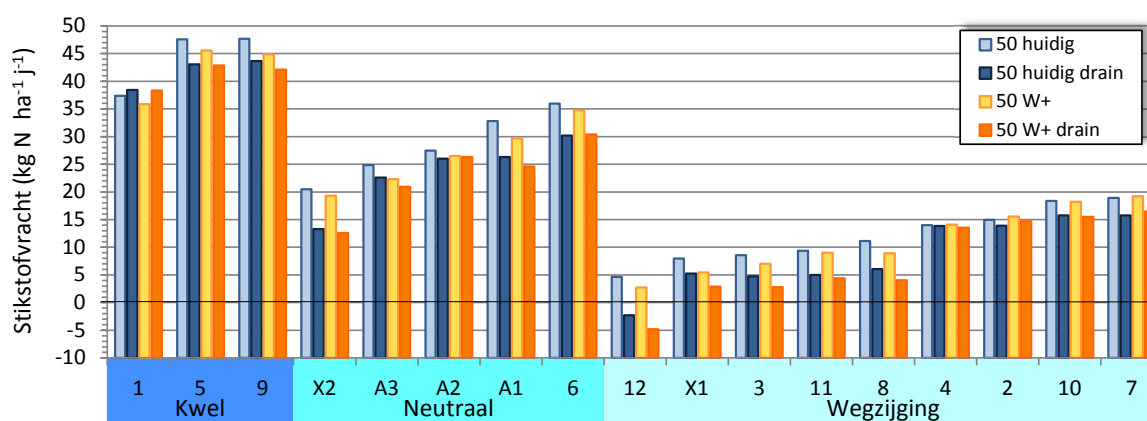
Tabel 4.4

Rangordetabellen voor **netto stikstofbelasting op jaarbasis** voor het W+-klimaatscenario. Voor uitleg tabel zie kader (pag. 110).

Verschil jaarvrucht (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)									Absolute jaarvrucht (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)								
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	Jvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Jva	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
1	Eu	2½	N	L	K	2.4	1	1	7	5	42.9	K	L	N	5	Eu	5
A2	Eu	2½	N	L	N	-0.2	A2	2	10	9	42.1	N	L	W	5	Eu	9
4	Eu	2½	W	L	W	-0.5	4	3	1	1	38.3	W	L	N	2½	Eu	1
2	Eu	2½	N	L	W	-0.9	2	4	12	6	30.4	W	L	N	5	Eu	6
A3	Eu	2½	N	H	N	-1.3	A3	5	2	A2	26.3	N	L	N	2½	Eu	A2
X1	Eu	2½	W	H	W	-2.6	X1	6	15	A1	24.6	K	H	N	5	Eu	A1
5	Eu	5	N	L	K	-2.7	5	7	5	A3	20.9	K	H	N	2½	Eu	A3
10	Eu	5	W	L	W	-2.7	10	8	9	7	16.5	W	L	N	5	Eu	7
7	Eu	5	N	L	W	-2.8	7	9	8	10	15.5	W	L	W	5	Eu	10
9	Eu	5	W	L	K	-2.8	9	10	4	2	14.7	N	L	N	2½	Eu	2
3	Eu	2½	N	H	W	-4.2	3	11	3	4	13.6	N	L	W	2½	Eu	4
6	Eu	5	N	L	N	-4.4	6	12	16	X2	12.6	W	L	N	2½	OI	X2
11	OI	2½	N	L	W	-4.7	11	13	13	11	4.4	N	L	N	2½	OI	11
8	Eu	5	N	H	W	-5.0	8	14	14	8	4.0	W	H	N	5	Eu	8
A1	Eu	5	N	H	N	-5.0	A1	15	6	X1	2.9	W	H	W	2½	Eu	X1
X2	OI	2½	N	L	N	-6.7	X2	16	11	3	2.8	W	H	N	2½	Eu	3
12	OI	2½	N	H	W	-7.6	12	17	17	12	-4.8	W	H	N	2½	OI	12

Klassen (%): < -25 -25 - -15 -15 - -5 -5 - 5 5 - 15 15 - 25 > 25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; Jvv en Jva = verschillen respectievelijk absolute vruchten op jaarbasis per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vruchten.



Figuur 4.6

Absolute **netto stikstofbelasting op jaarbasis** per veenweide-eenheid (x-as) voor varianten zonder en met onderwaterdrains bij huidig en W+-klimaat. Veenweide-eenheden zijn gerangschikt naar de onderrandeenheden en daarbinnen in opklimmende grootte van variant 'huidig zonder drains'. Ha = land + water. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

W+-klimaat

Bij stikstof zijn betreffende W+-klimaat dezelfde twee vragen relevant als bij fosfor (zie daar):

1. wat zijn bij W+-klimaat de effecten van onderwaterdrains in vergelijking met de situatie zonder drains?
2. kan met drains een door W+ toegenomen N-belasting worden verlaagd tot huidig niveau zonder drains?

Voor beantwoorden van de eerste vraag toont tabel 4.4 80% groene kleuren waarvan 35%-punten donkergroen: verlaging van de N-belasting met meer dan 25%. In figuur 4.6 zijn de vruchten met drains altijd kleiner dan zonder drains, met uitzondering van veenweide-eenheid 1. Voor verschillen komt de rangorde van tabel 4.4 redelijk

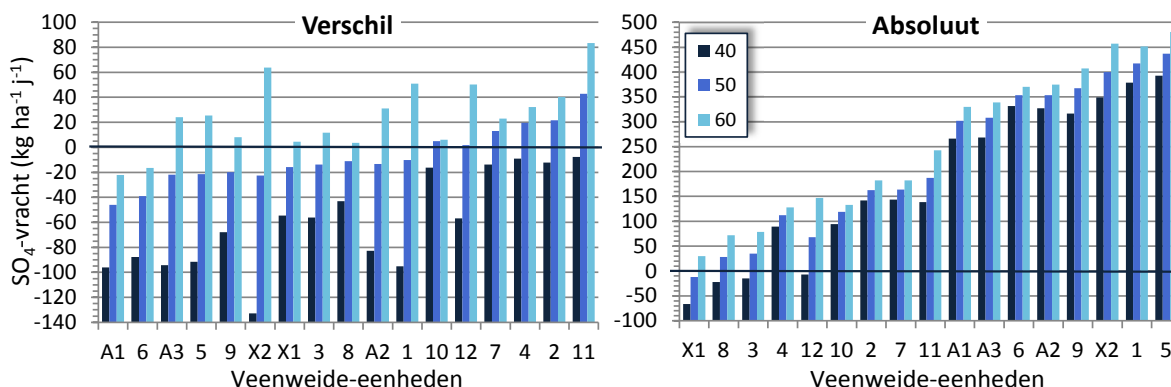
Tabel 4.5

Rangordetabellen voor **netto sulfaatbelasting op jaarbasis**. Voor uitleg tabellen zie grijze kader (pag. 110).

Verschil jaarvrucht (kg SO ₄ ha ⁻¹ j ⁻¹)										Absolute jaarvrucht (kg SO ₄ ha ⁻¹ j ⁻¹)									
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	DI	Jvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Jva	DI	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
11	OI	2½	N	L	W	60	83	11	1	8	5	480	60	K	L	N	5	Eu	5
X2	OI	2½	N	L	N	60	64	X2	2	2	X2	457	60	N	L	N	2½	OI	X2
1	Eu	2½	N	L	K	60	51	1	3	3	1	452	60	K	L	N	2½	Eu	1
12	OI	2½	N	H	W	60	50	12	4	12	9	407	60	K	L	W	5	Eu	9
2	Eu	2½	N	L	W	60	40	2	5	7	A2	375	60	N	L	N	2½	Eu	A2
4	Eu	2½	W	L	W	60	32	4	6	16	6	370	60	N	L	N	5	Eu	6
A2	Eu	2½	N	L	N	60	31	A2	7	9	A3	339	60	N	H	N	2½	Eu	A3
5	Eu	5	N	L	K	60	26	5	8	17	A1	330	60	N	H	N	5	Eu	A1
A3	Eu	2½	N	H	N	60	24	A3	9	1	11	242	60	W	L	N	2½	OI	11
7	Eu	5	N	L	W	60	23	7	10	10	7	182	60	W	L	N	5	Eu	7
3	Eu	2½	N	H	W	60	12	3	11	5	2	182	60	W	L	N	2½	Eu	2
9	Eu	5	W	L	K	60	8	9	12	4	12	147	60	W	H	N	2½	OI	12
10	Eu	5	W	L	W	60	6	10	13	13	10	133	60	W	L	W	5	Eu	10
X1	Eu	2½	W	H	W	60	5	X1	14	6	4	128	60	W	L	W	2½	Eu	4
8	Eu	5	N	H	W	60	4	8	15	11	3	79	60	W	H	N	2½	Eu	3
6	Eu	5	N	L	N	60	-17	6	16	15	8	72	60	W	H	N	5	Eu	8
A1	Eu	5	N	H	N	60	-22	A1	17	14	X1	30	60	W	H	W	2½	Eu	X1
X2	OI	2½	N	L	N	40	-133	X2	1	11	X1	-67	40	W	H	W	2½	Eu	X1
A1	Eu	5	N	H	N	40	-96	A1	2	12	8	-22	40	W	H	N	5	Eu	8
1	Eu	2½	N	L	K	40	-95	1	3	10	3	-15	40	W	H	N	2½	Eu	3
A3	Eu	2½	N	H	N	40	-94	A3	4	9	12	-7	40	W	H	N	2½	OI	12
5	Eu	5	N	L	K	40	-92	5	5	16	4	89	40	W	L	W	2½	Eu	4
6	Eu	5	N	L	N	40	-88	6	6	13	10	95	40	W	L	W	5	Eu	10
A2	Eu	2½	N	L	N	40	-83	A2	7	17	11	138	40	W	L	N	2½	OI	11
9	Eu	5	W	L	K	40	-68	9	8	15	2	142	40	W	L	N	2½	Eu	2
12	OI	2½	N	H	W	40	-57	12	9	14	7	144	40	W	L	N	5	Eu	7
3	Eu	2½	N	H	W	40	-56	3	10	2	A1	266	40	N	H	N	5	Eu	A1
X1	Eu	2½	W	H	W	40	-55	X1	11	4	A3	269	40	N	H	N	2½	Eu	A3
8	Eu	5	N	H	W	40	-43	8	12	8	9	316	40	K	L	W	5	Eu	9
10	Eu	5	W	L	W	40	-16	10	13	7	A2	327	40	N	L	N	2½	Eu	A2
7	Eu	5	N	L	W	40	-14	7	14	6	6	332	40	N	L	N	5	Eu	6
2	Eu	2½	N	L	W	40	-12	2	15	1	X2	349	40	N	L	N	2½	OI	X2
4	Eu	2½	W	L	W	40	-9	4	16	3	1	379	40	K	L	N	2½	Eu	1
11	OI	2½	N	L	W	40	-8	11	17	5	5	393	40	K	L	N	5	Eu	5

Klassen (%): <-25 -25 -15 -15 -5 -5 -5 -5 5 -15 15 -25 >25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; DI = drooglegging (cm); Jvv en Jva = verschillen resp. absolute vrachten op jaarbasis per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.7

Somrangordegrafieken voor verschil (links) en absolute (rechts) **netto sulfaatbelasting op jaarbasis**. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Ha = land + water. Drooglegging in legenda in cm. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

goed overeen met die van de ongunstigste droogleggingen in tabel 4.3; voor de absolute vrachten geldt deze overeenkomst in rangorden in sterkere mate voor de rangorde van de gunstigste droogleggingen.

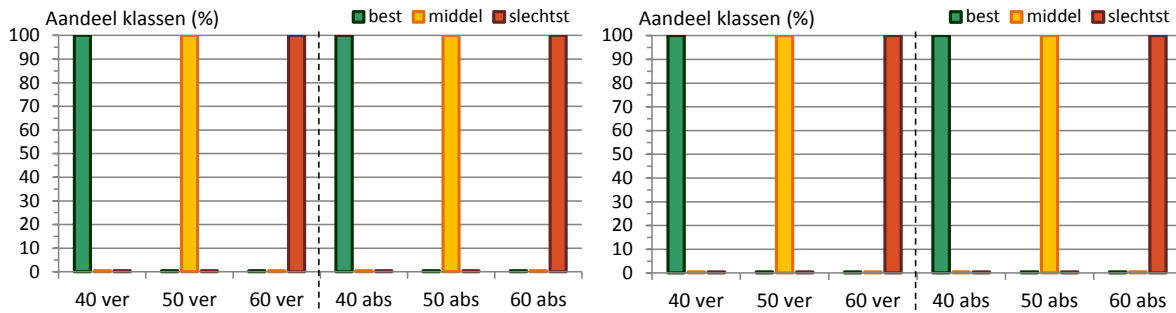
Net als bij P luidt het antwoord op vraag 2 zowel 'ja' als (meestal) 'nee'. Ja, drains geven een N-belasting die onder het oude niveau van huidig klimaat zonder drains ligt (figuur 4.6). Maar meestal buigen ze daarmee niet een nadelig gevolg van W+-klimaat om: het effect van W+-klimaat is zonder drains meestal een verlaging van de N-belasting. Alleen voor eenheden 2, 4 en 7 geeft W+-klimaat een iets hogere N-belasting dan bij huidig, die door onderwaterdrains kan worden teruggebracht naar een niveau onder het oorspronkelijke huidige niveau.

4.1.3 Sulfaat

Drooglegging in huidig klimaat

Tabel 4.5 geeft de rangordetabellen en figuur 4.7 de somrangordegrafieken (zie kader pag. 110 voor uitleg). Hieruit zijn effecten van onderwaterdrains op de netto sulfaatbelasting op jaarbasis af te lezen als verschillen tussen vrachten met en zonder drains en als absolute vrachten (voor verklaring verschijnselen zie 3.2.2.3):

- Verschilkleuren: in de rangorde van ongunstige droogleggingen heeft 70% van de verschillen de kleuren oranje-rood, waarvan 25%-punten rood: een toename van de sulfaatbelasting van meer dan 25%. In de rangorde van meest gunstige droogleggingen zijn alle kleuren groen, waarvan ruim 40% donkergroen: een afname van meer dan 25%. Hieruit volgt dat de sulfaatbelasting extreem gevoelig is voor de drooglegging en dat elke veenweide-eenheid een drooglegging heeft die gunstig werkt bij toepassen van onderwaterdrains.
- Absolute vrachten: voor de absolute netto sulfaatvrachten geldt iets vergelijkbaars als voor de verschillen: de ongunstigste drooglegging laat bij dezelfde veenweide-eenheid veel grotere vrachten zien dan de gunstigste. Bij eenheid 5 met de grootste vracht bedraagt het verschil tussen ongunstigste en gunstigste drooglegging 20% en bij eenheid X1 met de kleinste vracht is de vracht bij de ongunstigste drooglegging positief en bij de gunstigste twee keer zo groot negatief (netto infiltratie). Verder zijn voor alle veenweide-eenheden zowel de ongunstigste als de gunstigste drooglegging voor verschil en absolute vracht gelijk. Bij de vier eenheden met de kleinste vrachten is bij de gunstigste drooglegging de vracht negatief.
- Veensoort: het oligotrofe veen geeft bij vergelijkbare overige kenmerken, bij de ongunstigste drooglegging altijd veel ongunstigere verschillen en veel grotere absolute vrachten dan het eutrofe. Bij de gunstigste drooglegging is dat meestal zo of zijn de verschillen gering (uitzondering vormt eenheid X2 t.o.v. A2).
- Veendikte: bij de ongunstigste drooglegging geeft het dunne pakket altijd ongunstigere verschillen dan het dikke. Bij de absolute vrachten is daarvoor geen eenduidige trend te zien. Bij de gunstigste drooglegging liggen verschillen en absolute vrachten van dik en dun meestal dicht bij elkaar.
- Kleidek: gegeven de andere kenmerken als onderrand en concentratieklasse geeft een kleidek altijd kleinere vrachten, bij de ongunstigste drooglegging minder ongunstige verschillen en bij de gunstigste drooglegging minder gunstige verschillen.
- Concentraties infiltratiewater: de concentraties in het infiltratiewater zijn, gegeven de andere kenmerken, bij sulfaat net als bij P en N eenduidig in hun gunstige effect op de verschillen en de absolute vrachten. Bij concentratieklasse 'hoog' worden minder ongunstige en meer gunstige verschillen, en kleinere absolute vrachten gevonden dan bij klasse 'laag'. Vooral in combinatie met wegzijging zijn bij deze klasse de verschillen veel gunstiger en de vrachten veel kleiner. Voor de plaats van eenheden met klasse 'hoog' in de rangorden lijkt sulfaat meer op stikstof dan op fosfor. Er is wel een tendens dat klasse 'hoog' vooral aan de onderkant bij de ongunstige en aan de bovenkant bij de gunstige verschillen voorkomt, maar dat is niet eenduidig. Alleen bij de absolute vrachten komen de kleinste vrachten in beide rangorden consequent voor bij de eenheden met klasse 'hoog'. Zoals bij P en N beschreven is dit voornamelijk het gevolg van de (zeer) hoge infiltratievrachten in het geval van klasse 'hoog' met drains, waardoor de netto belasting kleiner wordt of omslaat naar netto infiltratie. Ook bij sulfaat geldt dat deze hoge, constante concentraties in het infiltrerende water gedurende het gehele zomerhalfjaar een extreme situatie verbeelden (zie 2.1.3 Invoerkant).
- Onderrand: net als bij P en N is bij sulfaat de tendens dat neutraal gunstigere verschillen geeft dan wegzijging, maar anders is dat kwel de meest gunstige verschillen geeft. Dit geldt dan bij de gunstigste droogleg-



Figuur 4.8

Droogleggingsklassengrafieken voor verschil (ver) en absolute (abs) netto sulfaatbelasting op jaarbasis. Links voor alle 17 veenweide-eenheden, rechts voor de 11 eenheden zonder klasse 'hoog' voor concentraties in het infiltratiewater. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Drooglegging in x-onderschrift in cm.

ging. Bij de ongunstigste drooglegging is het beeld anders en niet zo eenduidig: meestal zijn neutraal en wegzijging minder ongunstig dan kwel en is neutraal minder ongunstig dan wegzijging. Andere kenmerken zijn hierbij mede bepalend; hoewel bij concentratieklasse 'hoog' neutraal de meest gunstige onderrand is en niet wegzijging zoals bij P en N. Voor de absolute vrachten is de onderrand zeer eenduidig: evenals bij P en N hebben de kweleenheden met de grootste drainagefluxen de grootste vrachten en de wegzijgingseenheden met de kleinste fluxen de kleinste vrachten. Drains veranderen dit patroon niet.

- Veenweide-eenheid: de minst gunstige veenweide-eenheid voor de afwenteling van sulfaat is bij de verschillen 11 en bij de absolute vrachten 5, en de meest gunstige bij de verschillen X2 en bij de vrachten X1. De rangorden van verschillen bij minst (60 cm) en bij meest (40 cm) gunstige droogleggingen komen in omgekeerde volgorde nauwelijks met elkaar overeen. Dit impliceert dat gegeven een zelfde drooglegging voor alle eenheden de rangorde van de eenheden op basis van hun kenmerken per drooglegging verschilt. Hieruit kan worden afgeleid dat voor sulfaat bij de verschillen de invloed van de kenmerken ondergeschikt is aan de invloed van de drooglegging. Dat geldt niet voor de rangorden van de absolute vrachten; daarbij komen de twee rangorden van ongunstigste en gunstigste droogleggingen vrij goed overeen. Net als bij P en N wijken de rangorden van verschillen en van absolute vrachten onderling sterk af; dit geldt vooral voor de gunstigste drooglegging. Dit is ook bij sulfaat in de eerste plaats het gevolg van de onderrand en daarnaast ook in mindere mate van de overige kenmerken, die voor verschillen een ander effect van drains teweeg brengen dan voor vrachten. Voor de verschillen valt de rangorde van somrangordegrafiek 4.7 nauwelijks samen met die van de twee andere rangorden van verschillen. Dit is bij de vrachten anders: daar valt de somrangorde van grafiek 4.7 bijna volledig samen met de rangorde van de meest ongunstige droogleggingen.
- Drooglegging: meest opvallende aan de drooglegging is de absolute eenduidigheid: 40 cm is altijd de meest gunstige drooglegging met de kleinste vrachten en 60 cm altijd de meest ongunstige met de grootste vrachten. Figuur 4.7 laat zien dat bij de verschillen de waarden van de drie droogleggingen enorm uit elkaar kunnen lopen, waarbij de afwijking tussen de waarden van 40 cm en 50 cm consequent (veel) groter is dan de afwijking tussen de waarden van 50 cm en 60 cm. Ergens tussen 40 cm en 50 cm drooglegging lijkt er een omslagpunt te liggen. Voor de absolute vrachten is hetzelfde beeld zichtbaar maar dan minder uitgesproken. Hierbij zijn de afwijkingen tussen de droogleggingen veel kleiner dan bij de verschillen en zijn de afwijkingen tussen 40 cm en 50 cm niet altijd groter dan die tussen 50 cm en 60 cm. Uitzonderingen op dat beeld zijn vooral de vier eenheden (3, 8, 12, X1) met infiltratieklasse 'hoog' en wegzijging. Dit zijn de enige eenheden die bij 40 cm negatieve vrachten en dus netto infiltratie van sulfaat op jaarbasis kennen.

De droogleggingsklassengrafieken van figuur 4.8 laten hetzelfde consequente beeld zien als hierboven beschreven: in alle gevallen is 40 cm de drooglegging met de gunstigste verschillen en de kleinste absolute vrachten, 60 cm de drooglegging met de ongunstigste verschillen en grootste vrachten, en neemt 50 cm een tussenpositie in. Het wel of niet meenemen van de eenheden met concentratieklasse 'hoog' verandert dit beeld niet.

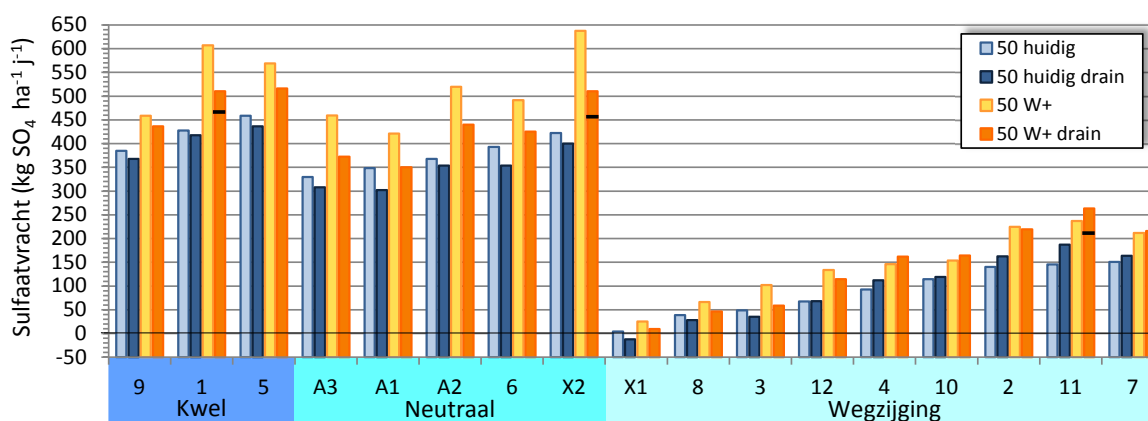
Tabel 4.6

Rangordetabellen voor **netto sulfaat**belasting op **jaarbasis** voor het **W+-klimaat**scenario. Voor uitleg tabel zie kader (pag. 110).

Verschil jaarvrucht (kg SO ₄ ha ⁻¹ j ⁻¹)									Absolute jaarvrucht (kg SO ₄ ha ⁻¹ j ⁻¹)								
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	Jvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Jva	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
11	OI	2½	N	L	W	26	11	1	11	5	516	K	L	N	5	Eu	5
4	Eu	2½	W	L	W	16	4	2	16	1	510	K	L	N	2½	Eu	1
10	Eu	5	W	L	W	10	10	3	17	X2	510	N	L	N	2½	OI	X2
7	Eu	5	N	L	W	4	7	4	14	A2	440	N	L	N	2½	Eu	A2
2	Eu	2½	N	L	W	-5	2	5	9	9	436	K	L	W	5	Eu	9
X1	Eu	2½	W	H	W	-16	X1	6	12	6	425	N	L	N	5	Eu	6
12	OI	2½	N	H	W	-19	12	7	15	A3	373	N	H	N	2½	Eu	A3
8	Eu	5	N	H	W	-20	8	8	13	A1	350	N	H	N	5	Eu	A1
9	Eu	5	W	L	K	-26	9	9	1	11	263	W	L	N	2½	OI	11
3	Eu	2½	N	H	W	-43	3	10	5	2	220	W	L	N	2½	Eu	2
5	Eu	5	N	L	K	-53	5	11	4	7	216	W	L	N	5	Eu	7
6	Eu	5	N	L	N	-66	6	12	3	10	165	W	L	W	5	Eu	10
A1	Eu	5	N	H	N	-70	A1	13	2	4	162	W	L	W	2½	Eu	4
A2	Eu	2½	N	L	N	-79	A2	14	7	12	115	W	H	N	2½	OI	12
A3	Eu	2½	N	H	N	-86	A3	15	10	3	59	W	H	N	2½	Eu	3
1	Eu	2½	N	L	K	-97	1	16	8	8	46	W	H	N	5	Eu	8
X2	OI	2½	N	L	N	-128	X2	17	6	X1	10	W	H	W	2½	Eu	X1

Klassen (%): < -25 -25 - -15 -15 - -5 -5 - 5 5 - 15 15 - 25 > 25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; Jvv en Jva = verschillen respectievelijk absolute vruchten op jaarbasis per ha land + water; Rvv en Rva = rangordenummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vruchten.



Figuur 4.9

Absolute **netto sulfaat**belasting op **jaarbasis** per veenweide-eenheid (x-as) voor varianten zonder en met onderwaterdrains bij huidig en **W+-klimaat**. Veenweide-eenheden zijn gerangschikt naar de onderrandeenheden en daarbinnen in opklimmende grootte van variant 'huidig zonder drains'. Ha = land + water. Streepjes bij 'W+ drain' zijn vruchten bij 40 cm i.p.v. 50 cm drooglegging. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

W+-klimaat

Ook bij sulfaat zijn betreffende **W+-klimaat** dezelfde twee vragen relevant als bij fosfor (zie daar):

1. wat zijn bij **W+-klimaat** de effecten van onderwaterdrains in vergelijking met de situatie zonder drains?
2. kan met drains een door **W+** toegenomen SO₄-belasting worden verlaagd tot huidige niveau zonder drains?

De eerste vraag kan worden beantwoord met tabel 4.6 en figuur 4.9. De tabel toont 70% groenkleuren waarvan 18%-punten donkergroen: verlaging van de P-belasting met meer dan 25%. Relevante maar lichte (oranje: 5-15%) verslechtering komt slechts bij twee (15%) eenheden voor. Voor verschillen lijkt de rangorde van tabel 4.6 nog

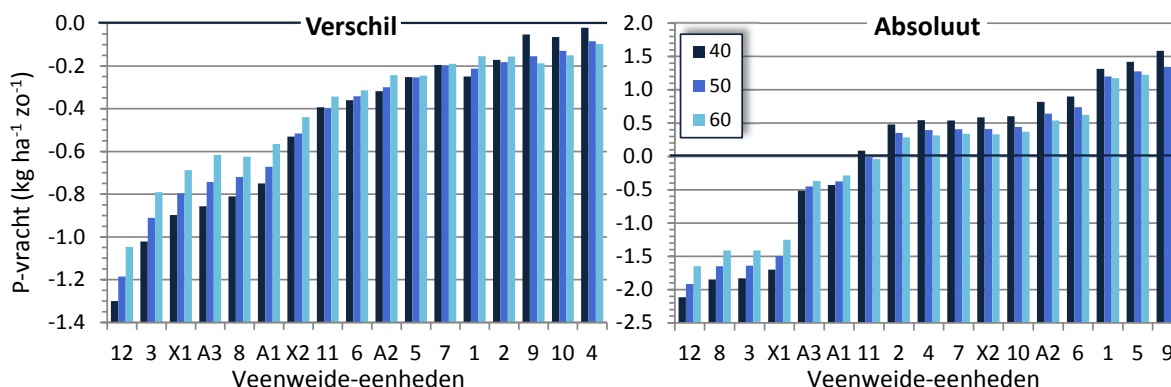
Tabel 4.7

Rangordetabellen voor fosforbelasting in de zomer (z), model ZV3. Voor uitleg tabellen zie grijze kader (pag. 110).

Verschil zomervracht (kg P ha ⁻¹ z ⁻¹)								Absolute zomervracht (kg P ha ⁻¹ z ⁻¹)											
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	DI	Zzv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Zva	DI	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
4	Eu	2½	W	L	W	40	-0.02	4	1	2	9	1.59	40	K	L	W	5	Eu	9
9	Eu	5	W	L	K	40	-0.05	9	2	8	5	1.42	40	K	L	N	5	Eu	5
10	Eu	5	W	L	W	40	-0.07	10	3	4	1	1.31	40	K	L	N	2½	Eu	1
1	Eu	2½	N	L	K	60	-0.16	1	4	9	6	0.90	40	N	L	N	5	Eu	6
2	Eu	2½	N	L	W	60	-0.16	2	5	7	A2	0.82	40	N	L	N	2½	Eu	A2
7	Eu	5	N	L	W	60	-0.19	7	6	3	10	0.60	40	W	L	W	5	Eu	10
A2	Eu	2½	N	L	N	60	-0.24	A2	7	11	X2	0.59	40	N	L	N	2½	OI	X2
5	Eu	5	N	L	K	60	-0.25	5	8	1	4	0.54	40	W	L	W	2½	Eu	4
6	Eu	5	N	L	N	60	-0.31	6	9	6	7	0.54	40	W	L	N	5	Eu	7
11	OI	2½	N	L	W	60	-0.34	11	10	5	2	0.48	40	W	L	N	2½	Eu	2
X2	OI	2½	N	L	N	60	-0.44	X2	11	10	11	0.09	40	W	L	N	2½	OI	11
1	Eu	5	N	H	N	60	-0.57	A1	12	12	A1	-0.28	60	N	H	N	5	Eu	A1
A3	Eu	2½	N	H	N	60	-0.62	A3	13	13	A3	-0.37	60	N	H	N	2½	Eu	A3
8	Eu	5	N	H	W	60	-0.62	8	14	15	X1	-1.25	60	W	H	W	2½	Eu	X1
X1	Eu	2½	W	H	W	60	-0.69	X1	15	16	3	-1.41	60	W	H	N	2½	Eu	3
3	Eu	2½	N	H	W	60	-0.79	3	16	14	8	-1.41	60	W	H	N	5	Eu	8
12	OI	2½	N	H	W	60	-1.05	12	17	17	12	-1.65	60	W	H	N	2½	OI	12
12	OI	2½	N	H	W	40	-1.30	12	1	1	12	-2.11	40	W	H	N	2½	OI	12
3	Eu	2½	N	H	W	40	-1.02	3	2	5	8	-1.85	40	W	H	N	5	Eu	8
X1	Eu	2½	W	H	W	40	-0.90	X1	3	2	3	-1.83	40	W	H	N	2½	Eu	3
A3	Eu	2½	N	H	N	40	-0.86	A3	4	3	X1	-1.70	40	W	H	W	2½	Eu	X1
8	Eu	5	N	H	W	40	-0.81	8	5	4	A3	-0.51	40	N	H	N	2½	Eu	A3
A1	Eu	5	N	H	N	40	-0.75	A1	6	6	A1	-0.43	40	N	H	N	5	Eu	A1
X2	OI	2½	N	L	N	40	-0.53	X2	7	8	11	-0.04	60	W	L	N	2½	OI	11
11	OI	2½	N	L	W	50	-0.40	11	8	15	2	0.29	60	W	L	N	2½	Eu	2
6	Eu	5	N	L	N	40	-0.36	6	9	17	4	0.32	60	W	L	W	2½	Eu	4
A2	Eu	2½	N	L	N	40	-0.32	A2	10	7	X2	0.33	60	N	L	N	2½	OI	X2
5	Eu	5	N	L	K	50	-0.25	5	11	13	7	0.34	60	W	L	N	5	Eu	7
1	Eu	2½	N	L	K	40	-0.25	1	12	16	10	0.37	60	W	L	W	5	Eu	10
7	Eu	5	N	L	W	50	-0.20	7	13	10	A2	0.54	60	N	L	N	2½	Eu	A2
9	Eu	5	W	L	K	60	-0.19	9	14	9	6	0.62	60	N	L	N	5	Eu	6
2	Eu	2½	N	L	W	50	-0.18	2	15	12	1	1.17	60	K	L	N	2½	Eu	1
10	Eu	5	W	L	W	60	-0.15	10	16	11	5	1.23	60	K	L	N	5	Eu	5
4	Eu	2½	W	L	W	60	-0.10	4	17	14	9	1.26	60	K	L	W	5	Eu	9

Klassen (%): <-25 -25--15 -15--5 -5--5 5--15 15--25 >25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; DI = drooglegging (cm); Zzv en Zva = verschillen resp. absolute vrachten in zomer per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.10

Somrangordegrafieken voor verschil (links) en absolute (rechts) fosforbelasting in de zomer, model ZV3. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Ha = land + water. Drooglegging in legenda in cm. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

het meest op die van de gunstigste droogleggingen in tabel 4.5, maar de overeenkomst is niet erg groot. Voor vrachten komt de rangorde van tabel 4.6 goed overeen met beide rangorden van tabel 4.5.

Figuur 4.9 laat echter ook zien dat in de simulaties W+ klimaat op zich leidt tot forse toename van de netto sulfaatbelasting op jaarbasis (zie ook 3.2.2.3 en figuur 3.8). Onderwaterdrains hebben hierop een gunstige, sulfaatbelastingverlagende invloed. Maar ze brengen niet de belasting terug tot het gewenste niveau van huidig klimaat zonder drains. Om na te gaan of dat met de meest gunstige drooglegging wel mogelijk is, zijn enkele aanvullende simulaties gedaan voor W+ met een drooglegging van 40 cm, voor de eenheid van elke onderrand met de grootste toename van de vrachten. Daaruit blijkt dat met 40 cm de vrachten nog relevant kunnen dalen, maar dat ze boven het gewenste niveau blijven. Vraag 2 moet dus strikt genomen met 'nee' worden beantwoord, maar met de toevoeging: 'maar ze komen wel dicht(er) in de buurt als een drooglegging van 40 cm wordt gehanteerd'.

4.2 Analyse: waterkwaliteit

Zoals in de inleiding van dit hoofdstuk beschreven gaat het bij de waterkwaliteit in het zomerhalfjaar en de effecten van onderwaterdrains hierop om de totale netto nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater vanuit de veenbodem. Deze belasting bestaat uit: de actuele netto uitspoeling vanuit de bodem in het zomerhalfjaar en de nutriëntenvoorraad in het oppervlaktewater aan het begin van het zomerhalfjaar die is opgebouwd gedurende de winter door uitspoeling vanuit de bodem. Daarom is zomervrachtmodel ZV3 het meest realistische model om de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting vanuit de veenbodem in de zomer te onderzoeken.

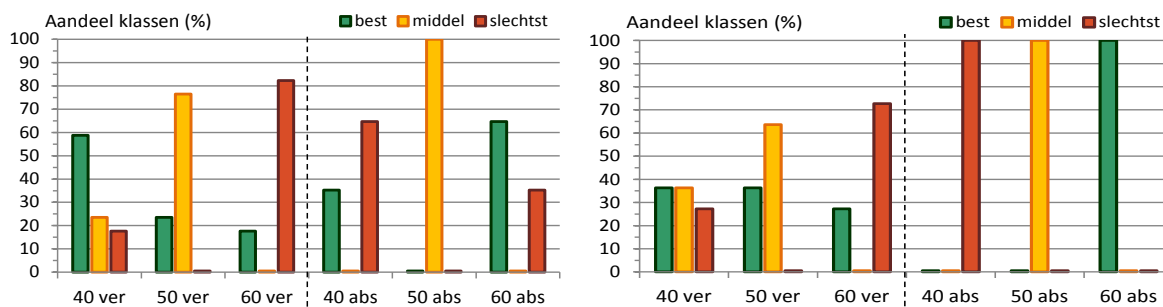
De navolgende bespreking van effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit is op dezelfde wijze opgebouwd als die van paragraaf 2 'Afwenteling' (zie daar). Achtereenvolgens worden voor fosfor, stikstof en sulfaat de effecten bij huidig klimaat en bij W+ klimaat besproken. Bij deze bespreking moet steeds worden bedacht dat volgens model ZV3 het begrip 'vracht' de betekenis heeft van netto nutriëntenuitspoeling gedurende het zomerhalfjaar plus de nutriëntenvoorraad in het oppervlaktewater aan het begin van het zomerhalfjaar.

4.2.1 Fosfor

Drooglegging in huidig klimaat

Tabel 4.7 geeft de rangordetabellen en figuur 4.10 de somrangordegrafieken (zie kader pag. 110 voor uitleg). Voor de effecten van onderwaterdrains op de fosforbelasting in het zomerhalfjaar als verschillen tussen vrachten met en zonder drains en als absolute vrachten is hieruit af te leiden (voor verklaring fenomenen zie 3.2.2.1):

- Verschilkleuren: net als bij de jaarvrachten van P overheersen de donkergroene kleuren van de verschillen bij beide rangorden: onderwaterdrains verlagen in algemene zin de P-belasting in de zomer, meestal (70-80%) met meer dan 25%. Het minst gunstige verschil is een geringe (5-15%) afname.
- Absolute vrachten: de grootste P-vracht is met drains even groot als zonder. Bij 40% van de veenweide-eenheden is de zomervracht negatief: infiltratie is groter dan uitspoeling plus beginvoorraad en de veenbodem is netto een put voor P uit het oppervlaktewater. Bij eenheden 11, A1 en A3 veroorzaken de drains dit; bij de andere vier eenheden versterken ze de al bestaande situatie flink met een factor 2 tot 3.
- Veensoort: net als bij de jaarbelasting geeft het eutrofe veen voor het zomerhalfjaar bij vergelijkbare overige kenmerken minder gunstige verschillen en grotere absolute vrachten dan het P-armere oligotrofe veen. De relatief grote vrachten van oligotrofe eenheid X2 zijn het gevolg van andere kenmerken.
- Veendikte (idem als jaarbelasting): het dikke pakket geeft wat gunstigere verschillen dan het dunne, met uitzondering van concentratieklasse 'hoog'. Bij de absolute vrachten hebben dunne pakketten kleinere vrachten.
- Kleidek (idem als jaarbelasting): met kleidek zijn de verschillen consequent minder gunstig dan zonder. Gegeven de onderrand zijn de absolute vrachten met kleidek iets groter dan zonder.
- Concentraties infiltratiewater: net als bij de jaarbelasting zijn de concentraties in het infiltratiewater eenduidig in hun effect en zeer bepalend: concentratieklasse 'hoog' geeft de meest gunstige verschillen en de kleinste



Figuur 4.11

Droogleggingsklassengrafieken voor verschil (ver) en absolute (abs) fosforbelasting in de zomer, model ZV3. Links voor alle 17 veenweide-eenheden, rechts voor de 11 eenheden zonder klasse 'hoog' voor concentraties in het infiltratiewater. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Drooglegging in x-onderschrift in cm.

absolute vrachten, vooral met wegzijging. Wel zijn de verschillen veel gunstiger en de vrachten relatief kleiner - alle vrachten zijn negatief bij klasse 'hoog' - dan bij de jaarbelasting. Oorzaken zijn de grote infiltratievrachten die bij klasse 'hoog' met drains veel groter zijn dan uitspoelingsvrachten plus beginvoorraad. Ook hier wordt opgemerkt dat de situatie van klasse 'hoog' een extreme situatie verbeeldt (zie onder 4.1.1).

- **Onderrand** (als jaarbelasting): kwel en wegzijging geven minder gunstige verschillen dan neutraal, waarbij kwel weer wat gunstiger is dan wegzijging. Bij concentratieklasse 'hoog' is wegzijging altijd de meest gunstige onderrand. Voor de absolute vrachten is de onderrand eenduidig: de kweleenheden met de grootste drainagefluxen hebben de grootste vrachten en de wegzijgingseenheden met de kleinste fluxen de kleinste.
- **Veenweide-eenheid**: de minst gunstige veenweide-eenheid is 4 voor verschillen en 9 voor absolute vrachten. De meest gunstige is 12 bij zowel verschillen als vrachten. De rangorden van verschillen bij minst en bij meest gunstige droogleggingen komen in omgekeerde volgorde in grote lijnen overeen, ook met die van somrangordegrafiek 4.10. Dat geldt nog sterker voor de rangorden van de absolute vrachten. De rangorden van verschillen en van absolute vrachten wijken onderling sterk af. Dit is vooral het gevolg van kenmerken onderrand en kleidek die voor verschillen een ander effect van drains sorteren dan voor vrachten.
- **Drooglegging** (idem als jaarbelasting): meest opvallende bij de droogleggingen is dat 40 cm zowel de minst als de meest gunstige verschillen en zowel de grootste als de kleinste absolute vrachten geeft. Zoals beschreven onder 4.1.1 hangt deze schijnbare tegenstelling volledig samen met concentratieklasse 'hoog'. Bij deze klasse en 40 cm drooglegging vergroten onderwaterdrains de P-infiltratie sterk waardoor de negatieve netto P-belasting ontstaat of wordt vergroot: de veenbodem neemt netto fosfor op uit het oppervlaktewater in plaats van dit netto te belasten met fosfor. Zonder dit extreme 'infiltratie-effect' is 40 cm voor de verschillen meestal de minst gunstige drooglegging gevolgd door 60 cm. De meest gunstige is dan 40 of 50 cm bij verschillen en uitsluitend 60 cm bij vrachten. Figuur 4.10 laat zien dat bij zowel verschillen als vrachten over het algemeen de waarden van de drie droogleggingen per eenheid slechts weinig uiteenlopen. Uitzonderingen vormen vooral de meest gunstige eenheden met concentratieklasse 'hoog' en de drie minst gunstige eenheden met kleidek. De grootste absolute vrachten geeft 40 cm, behalve bij klasse 'hoog'

De droogleggingsklassengrafieken van figuur 4.11 bevestigen bovengeschetst beeld van de betekenis van de drooglegging bij toepassen onderwaterdrains. Op basis van alle 17 veenweide-eenheden is bij de verschillen 40 cm meestal de gunstigste en 60 cm de minst gunstige drooglegging; 50 cm scoort meestal 'middel' en soms 'best'. Bij de vrachten is dat beeld van 40 cm en 60 cm omgedraaid: 40 cm scoort evenveel (35%) 'best' als 60 cm 'slechtst', en evenveel (65%) 'slechtst' als 60 cm 'best'; 50 cm scoort daar uitsluitend 'middel'. Bij weglating van de eenheden met het extreme 'infiltratie-effect' verandert het beeld sterk. Voor de verschillen scoort 40 cm bijna evenveel bij alle drie klassen, 50 cm of meest of middel gunstig, en 60 cm meestal (72%) minst gunstig en verder meest gunstig. Bij de vrachten is de situatie dan eenduidig: 40 cm minst, 50 cm middel en 60 cm meest gunstig. Ook hier geldt de nuancering dat droogleggingen, 50 en 60 cm, vaak zonder grote absolute effecten op de P-belasting in het zomerhalfjaar tegen elkaar kunnen worden uitgeruild, indien gewenst.

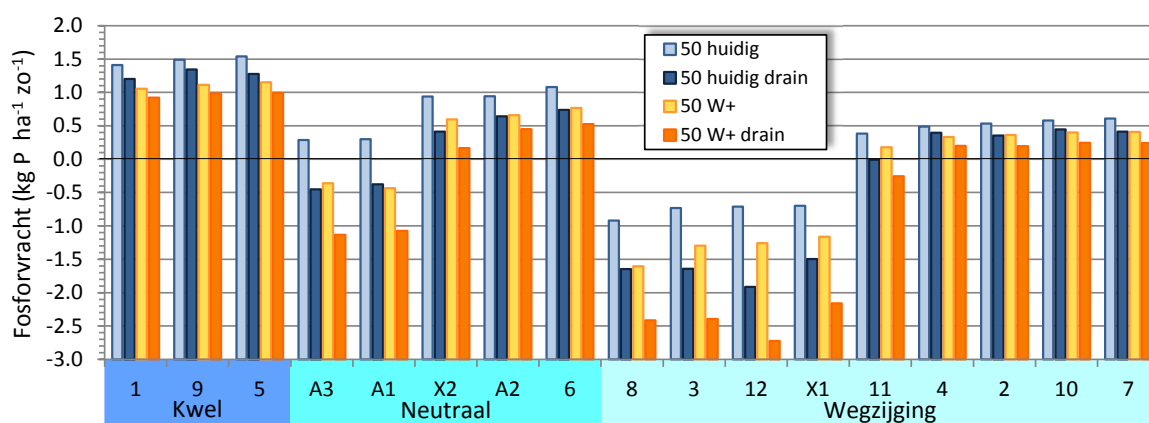
Tabel 4.8

Rangordetabellen voor fosforbelasting in de zomer (z), model ZV3, W+-klimaatscenario. Voor uitleg tabel zie kader (pag. 110).

Verschil zomervracht (kg P ha ⁻¹ z ⁻¹)							Absolute zomervracht (kg P ha ⁻¹ z ⁻¹)											
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	Zvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Zva	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve	
1	Eu	2½	N	L	K	-0.12	1	1	4	5	0.99	K	L	N	5	Eu	5	
9	Eu	5	W	L	K	-0.13	9	2	2	9	0.99	K	L	W	5	Eu	9	
4	Eu	2½	W	L	W	-0.14	4	3	1	1	0.92	K	L	N	2½	Eu	1	
5	Eu	5	N	L	K	-0.16	5	4	9	6	0.52	N	L	N	5	Eu	6	
10	Eu	5	W	L	W	-0.17	10	5	8	A2	0.45	N	L	N	2½	Eu	A2	
7	Eu	5	N	L	W	-0.18	7	6	5	10	0.25	W	L	W	5	Eu	10	
2	Eu	2½	N	L	W	-0.18	2	7	6	7	0.24	W	L	N	5	Eu	7	
A2	Eu	2½	N	L	N	-0.22	A2	8	3	4	0.20	W	L	W	2½	Eu	4	
6	Eu	5	N	L	N	-0.24	6	9	7	2	0.19	W	L	N	2½	Eu	2	
11	OI	2½	N	L	W	-0.44	11	10	11	X2	0.17	N	L	N	2½	OI	X2	
X2	OI	2½	N	L	N	-0.44	X2	11	10	11	-0.26	W	L	N	2½	OI	11	
A1	Eu	5	N	H	N	-0.63	A1	12	12	A1	-1.08	N	H	N	5	Eu	A1	
A3	Eu	2½	N	H	N	-0.78	A3	13	13	A3	-1.13	N	H	N	2½	Eu	A3	
8	Eu	5	N	H	W	-0.82	8	14	15	X1	-2.16	W	H	W	2½	Eu	X1	
X1	Eu	2½	W	H	W	-1.00	X1	15	16	3	-2.40	W	H	N	2½	Eu	3	
3	Eu	2½	N	H	W	-1.11	3	16	14	8	-2.42	W	H	N	5	Eu	8	
12	OI	2½	N	H	W	-1.48	12	17	17	12	-2.72	W	H	N	2½	OI	12	

Klassen (%): <-25 -25--15 -15--5 -5-5 5-15 15-25 >25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; Zvv en Zva = verschillen respectievelijk absolute vrachten in zomer per ha land + water; Rvv en Rva = rangordenummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.12

Absolute fosforbelasting in de zomer, model ZV3, per veenweide-eenheid (x-as) voor varianten zonder en met onderwaterdrains bij huidig en W+-klimaat. Veenweide-eenheden zijn gerangschikt naar de onderrandeenheden en daarbinnen in opklimmende grootte van variant 'huidig zonder drains'. Ha = land + water. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

W+-klimaat

Ook bij waterkwaliteit zijn voor W+-klimaat dezelfde twee vragen relevant als bij jaarbelasting (zie daar):

1. wat zijn bij W+-klimaat de effecten van onderwaterdrains in vergelijking met de situatie zonder drains?
2. kan met drains een door W+ toegenomen P-belasting worden verlaagd tot huidige niveau zonder drains?

De eerste vraag kan met tabel 4.8 en figuur 4.12 worden beantwoord. Tabel 4.8 toont uitsluitend groene kleuren waarvan 80% donkergroen: verlaging van de P-belasting met meer dan 25%. In figuur 4.12 zijn de vrachten met drains altijd kleiner dan zonder drains. Voor zowel verschillen als absolute vrachten komt de rangorde van tabel 4.8 aan de lage, gunstige kant goed overeen met die van de ongunstigste droogleggingen in tabel 4.7.

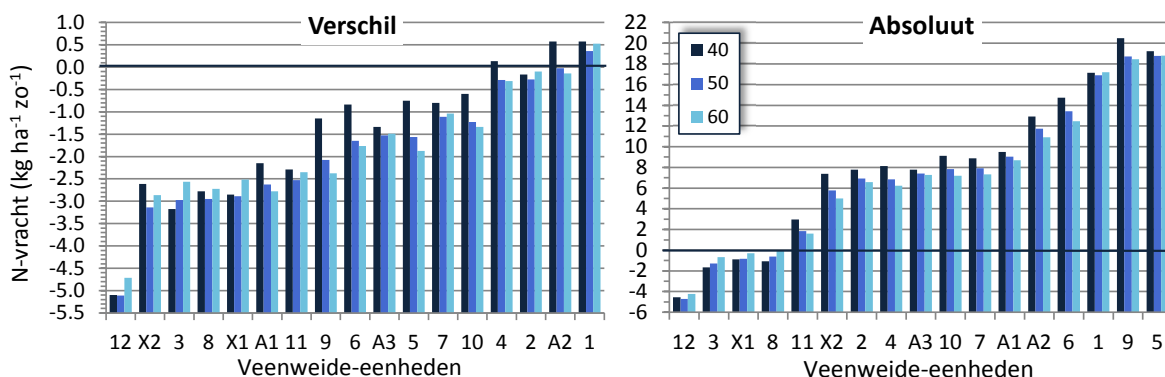
Tabel 4.9

Rangordetabellen voor **stikstofbelasting in de zomer (z)**, model ZV3. Voor uitleg tabellen zie grijze kader (pag. 110).

Verschil zomervracht (kg N ha ⁻¹ z ⁻¹)								Absolute zomervracht (kg N ha ⁻¹ z ⁻¹)											
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	DI	Zzv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Zva	DI	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
1	Eu	2½	N	L	K	40	0.6	1	1	9	9	20.5	40	K	L	W	5	Eu	9
A2	Eu	2½	N	L	N	40	0.6	A2	2	6	5	19.2	40	K	L	N	5	Eu	5
4	Eu	2½	W	L	W	40	0.1	4	3	1	1	17.2	60	K	L	N	2½	Eu	1
2	Eu	2½	N	L	W	60	-0.1	2	4	8	6	14.7	40	N	L	N	5	Eu	6
10	Eu	5	W	L	W	40	-0.6	10	5	2	A2	12.9	40	N	L	N	2½	Eu	A2
5	Eu	5	N	L	K	40	-0.8	5	6	11	A1	9.5	40	N	H	N	5	Eu	A1
7	Eu	5	N	L	W	40	-0.8	7	7	5	10	9.1	40	W	L	W	5	Eu	10
6	Eu	5	N	L	N	40	-0.8	6	8	7	7	8.9	40	W	L	N	5	Eu	7
9	Eu	5	W	L	K	40	-1.2	9	9	3	4	8.1	40	W	L	W	2½	Eu	4
A3	Eu	2½	N	H	N	40	-1.3	A3	10	10	A3	7.8	40	N	H	N	2½	Eu	A3
A1	Eu	5	N	H	N	40	-2.2	A1	11	4	2	7.8	40	W	L	N	2½	Eu	2
11	OI	2½	N	L	W	40	-2.3	11	12	15	X2	7.4	40	N	L	N	2½	OI	X2
X1	Eu	2½	W	H	W	60	-2.5	X1	13	12	11	3.0	40	W	L	N	2½	OI	11
3	Eu	2½	N	H	W	60	-2.6	3	14	16	8	0.0	60	W	H	N	5	Eu	8
X2	OI	2½	N	L	N	40	-2.6	X2	15	13	X1	-0.3	60	W	H	W	2½	Eu	X1
8	Eu	5	N	H	W	60	-2.7	8	16	14	3	-0.7	60	W	H	N	2½	Eu	3
12	OI	2½	N	H	W	60	-4.7	12	17	17	12	-4.2	60	W	H	N	2½	OI	12
12	OI	2½	N	H	W	50	-5.1	12	1	1	12	-4.7	50	W	H	N	2½	OI	12
3	Eu	2½	N	H	W	40	-3.2	3	2	2	3	-1.7	40	W	H	N	2½	Eu	3
X2	OI	2½	N	L	N	50	-3.1	X2	3	4	8	-1.1	40	W	H	N	5	Eu	8
8	Eu	5	N	H	W	50	-3.0	8	4	5	X1	-0.9	40	W	H	W	2½	Eu	X1
X1	Eu	2½	W	H	W	50	-2.9	X1	5	7	11	1.6	60	W	L	N	2½	OI	11
A1	Eu	5	N	H	N	60	-2.8	A1	6	3	X2	5.0	60	N	L	N	2½	OI	X2
11	OI	2½	N	L	W	50	-2.5	11	7	14	4	6.2	60	W	L	W	2½	Eu	4
9	Eu	5	W	L	K	60	-2.4	9	8	15	2	6.6	60	W	L	N	2½	Eu	2
5	Eu	5	N	L	K	60	-1.9	5	9	12	10	7.2	60	W	L	W	5	Eu	10
6	Eu	5	N	L	N	60	-1.8	6	10	11	A3	7.3	60	N	H	N	2½	Eu	A3
A3	Eu	2½	N	H	N	50	-1.5	A3	11	13	7	7.3	60	W	L	N	5	Eu	7
10	Eu	5	W	L	W	60	-1.3	10	12	6	A1	8.7	60	N	H	N	5	Eu	A1
7	Eu	5	N	L	W	50	-1.1	7	13	16	A2	10.9	60	N	L	N	2½	Eu	A2
4	Eu	2½	W	L	W	60	-0.3	4	14	10	6	12.5	60	N	L	N	5	Eu	6
2	Eu	2½	N	L	W	50	-0.3	2	15	17	1	16.9	50	K	L	N	2½	Eu	1
A2	Eu	2½	N	L	N	60	-0.1	A2	16	8	9	18.4	60	K	L	W	5	Eu	9
1	Eu	2½	N	L	K	50	0.4	1	17	9	5	18.8	50	K	L	N	5	Eu	5

Klassen (%): <-25 -25 -15 -15 -5 -5 -5 5 -15 15 -25 >25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; DI = drooglegging (cm); Zzv en Zva = verschillen resp. absolute vrachten in zomer per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.13

Somrangordegrafieken voor verschil (links) en absolute (rechts) **stikstofbelasting in de zomer**, model ZV3. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Ha = land + water. Drooglegging in legenda in cm. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

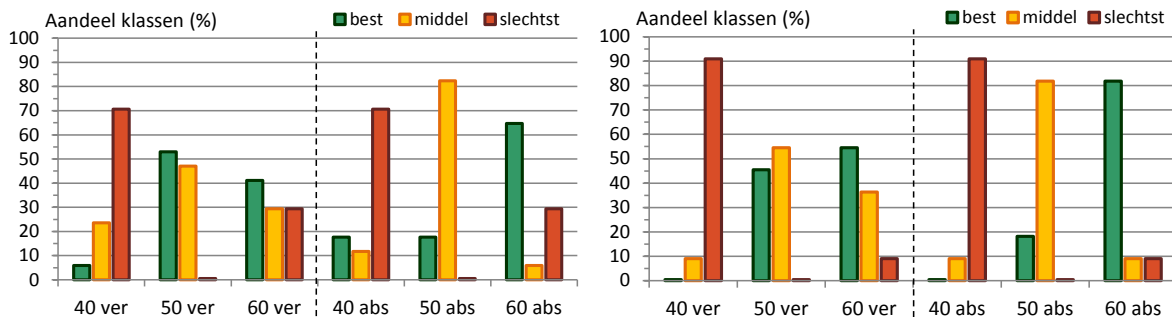
Het antwoord op vraag 2 luidt zowel 'ja' als 'nee'. Ja, drains geven een P-belasting die onder het oude niveau van huidig klimaat zonder drains ligt (figuur 4.12). Maar, nee, daarmee buigen ze niet een nadelig gevolg van W+-klimaat om: het effect van W+-klimaat is zonder drains al een verlaging van de P-belasting. Oorzaak is het gemiddeld drogere klimaat waardoor P uit mest beter aan het bodemcomplex bindt en minder uitspoelt.

4.2.2 Stikstof

Drooglegging in huidig klimaat

Tabel 4.9 geeft de rangordetabellen en figuur 4.13 de somrangordegrafieken (zie grijze kader pag. 110 voor uitleg). Effecten van onderwaterdrains op de stikstofbelasting in het zomerhalfjaar als verschillen tussen vrachten met en zonder drains en als absolute vrachten zijn hieruit af te lezen (voor verklaring fenomenen zie 3.2.2.2):

- Verschilkleuren: in de rangorde van minst gunstige droogleggingen heeft 30% van de verschillen de kleur grijs: een verwaarloosbaar verschil. De overige 70% is groen waarvan 35% punten donkergroen: een afname van meer dan 25%. In de rangorde van meest gunstige droogleggingen is 82% groen: onderwaterdrains verlagen in algemene zin de netto zomerbelasting van N, meestal (53%) met meer dan 15% en vaak (35%) met meer dan 25%. Kleurverschillen tussen rangorden van minst en meest gunstige droogleggingen zijn wat groter dan bij P. Meest ongunstige verschil is een verwaarloosbare (< 5%) toename. Het meest gunstige verschil is een verlaging die net zo groot is als de bruto vracht bij drains. Deze beschrijving komt in grote lijnen overeen met die van de jaarbelasting van N.
- Absolute vrachten: net als bij de jaarvrachten laten over het algemeen de grotere N-vrachten meer grijs en lichtgroen zien en de kleinere vrachten meer donkergroen: kleine vrachten bij drains zijn mede tot stand gekomen door de uitspoelingsverlagende werking van de drains. In de ongunstigste rangorde is bij drie veenweide-eenheden de absolute netto vracht negatief, in de gunstigste rangorde zijn dat er vier: infiltratie is daar groter dan uitspoeling en de veenbodem fungeert netto als put voor stikstof uit het oppervlaktewater.
- Veensoort (idem als jaarbelasting): het eutrofe veen geeft, bij vergelijkbare overige kenmerken, altijd veel minder gunstige verschillen en grotere absolute vrachten dan het N-arme oligotrofe. De relatief grote vrachten van oligotrofe eenheid X2 zijn het gevolg van andere kenmerken (concentr.klasse 'laag', onderrand 'neutraal').
- Veendikte (idem als jaarbelasting): het dunne pakket geeft minder gunstige verschillen dan het dikke. Bij de absolute vrachten speelt het omgekeerde: het zijn de dikke pakketten die de grootste N-vrachten hebben.
- Kleidek: bij een dik veenpakket geeft een kleidek wat gunstigere verschillen en bij een dun veenpakket wat minder gunstige. Bij de ongunstige droogleggingen zijn de absolute N-vrachten groter met kleidek en bij de gunstige kleiner met kleidek.
- Concentraties infiltratiewater: net als bij de jaarbelasting zijn de concentraties in het infiltratiewater, gegeven de andere kenmerken, volledig eenduidig in hun gunstige effect op de verschillen. Ook hier met wat minder sterke effecten dan bij P, maar wel sterker dan bij N op jaarbasis. Bij de absolute vrachten is het positieve effect sterker: concentratieklasse 'hoog' heeft met wegzijging in beide rangorden altijd de kleinste vrachten. Alle negatieve vrachten treden op bij klasse 'hoog'. Drains vergroten bij deze hoge concentraties de infiltratievrachten zoveel dat de netto uitspoelingsvrachten sterk worden verminderd tot netto infiltratie: de bodem neemt meer stikstof op uit het oppervlaktewater dan er uit de bodem spoelt. Deze hoge, constante concentraties in het infiltrerende water gedurende het gehele zomerhalfjaar verbeelden een extreme situatie.
- Onderrand: bij concentratieklasse 'hoog' is wegzijging altijd de meest gunstige onderrand voor de verschillen. Voor de rest is het beeld voor de verschillen nogal wisselend, en zijn ook de variaties in verschillen meestal klein. Andere kenmerken zijn hierbij mede bepalend. Net zo als bij jaarvrachten en de andere twee nutriënten is de onderrand voor de absolute vrachten 100% eenduidig: de kweleenheden hebben met de grootste drainagefluxen de grootste vrachten en de wegzijgingseenheden met de kleinste fluxen de kleinste vrachten.
- Veenweide-eenheid: de minst gunstige veenweide-eenheid voor de waterkwaliteit in geval van stikstof is bij de verschillen 1 (zelfde als bij jaarvrachten) en bij de absolute vrachten 9. De meest gunstige is bij beide 12 (voor vrachten zelfde als bij jaarvrachten). De rangorden van verschillen bij minst en bij meest gunstige droog-



Figuur 4.14

Droogleggingsklassengrafieken voor verschil (ver) en absolute (abs) stikstofbelasting in de zomer, model ZV3. Links voor alle 17 veenweide-eenheden, rechts voor de 11 eenheden zonder klasse 'hoog' voor concentraties in het infiltratiewater. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Drooglegging in x-onderschrift in cm.

leggingen komen in omgekeerde over het gehele spectrum redelijk overeen. Dat geldt sterker voor de rangorden van de absolute vrachten. Net als bij de jaarvrachten en P en sulfaat wijken de rangorden van verschillen en van absolute vrachten onderling sterk af. Dit is in de eerste plaats het gevolg van de onderrand en daarnaast ook in mindere mate van de overige kenmerken, die voor verschillen een ander effect van drains sorteren dan voor vrachten. Voor de verschillen valt de rangorde van somrangordegrafiek 4.13 vrij goed samen met die van de meest gunstige droogleggingen. Voor de vrachten geldt dat voor beide rangorden.

- **Drooglegging:** meest opvallende bij de drooglegging is, vooral ook omdat het afwijkt van de situatie bij de jaarvrachten van N, dat de twee uitersten, 40 en 60 cm, bij verschillen en absolute vrachten een zelfde effect laten zien. Wel gelijk aan de jaarvrachten is dat 50 cm niet voorkomt bij de ongunstigste droogleggingen maar wel voor ongeveer 35% van de eenheden bij de gunstigste droogleggingen, vooral bij concentratieklasse 'hoog' en onderrand 'kwel'. Net als bij de jaarvrachten is bij de zomervrachten 40 cm in combinatie met klasse 'hoog' de meest gunstige drooglegging met de kleinste netto vrachten door grote infiltratievrachten. Bij de gunstigste rangorde van de verschillen is deze relatie tussen 40 cm drooglegging en klasse 'hoog' minder duidelijk aanwezig, maar geeft 50 cm met deze klasse de meest gunstige verschillen.

Figuur 4.13 laat zien dat, evenals voor de jaarvrachten geldt, bij de verschillen over het algemeen de waarden van 40 cm drooglegging veel groter en dus veel ongunstiger zijn dan bij de twee andere droogleggingen die elkaar vaak maar weinig ontlopen. Bij de vrachten zijn de verschillen tussen de drie droogleggingen over het algemeen wat kleiner, maar relatief gezien wel groter dan bij de jaarbelasting. Bij het laagste segment scoort 60 cm het minst gunstig, omdat deze drooglegging minder infiltratie geeft dan 40 en 50 cm.

De droogleggingsklassengrafieken van figuur 4.14 bevestigen bovenstaande beschrijving van de betekenis van de drooglegging voor de zomerstikstofbelasting bij toepassen onderwaterdrains. Voor de verschillen toont het patroon van alle 17 veenweide-eenheden een vergelijkbare tendens als dat van de 11 eenheden zonder infiltratieklasse 'hoog'. Dit patroon is bij de 11 eenheden wel veel uitgesprokener. 40 cm is de minst gunstige drooglegging, zelfs bij de zes eenheden met concentratieklasse 'hoog' is 40 cm slechts één keer de gunstigste drooglegging. 50 cm is of de gunstigste drooglegging of neemt een middenpositie in (beide 47-53%); de verschillen tussen de 17 en de 11 eenheden zijn gering. 60 cm ondergaat de grootste verschuivingen bij weglating van de 6 eenheden met concentratieklasse 'hoog': van 41% 'best' naar '55%', en van 29% 'slechtst' naar 9%. Bij de absolute vrachten is het duidelijk dat 40 cm meestal (70-90%) de grootste vrachten geeft. De overige 10-30% grootste vrachten treden op bij 60 cm. De kleinste vrachten worden het meest (65-82%) verkregen bij 60 cm drooglegging en voor de rest (18-35%) bij 50 cm drooglegging. 60 cm is hiermee de gunstigste en 40 cm de ongunstigste drooglegging voor de absolute zomervrachten. Ook hier geldt weer de belangrijke nuancering dat binnen eenheden absolute waarden tussen droogleggingen meestal weinig variëren (figuur 4.4) en droogleggingen in dat geval zonder grote nadelige gevolgen tegen elkaar kunnen worden uitgeruild indien gewenst. Deze 'veilige' uitruil geldt bij de zomervrachten echter meestal vooral voor 50 en 60 cm.

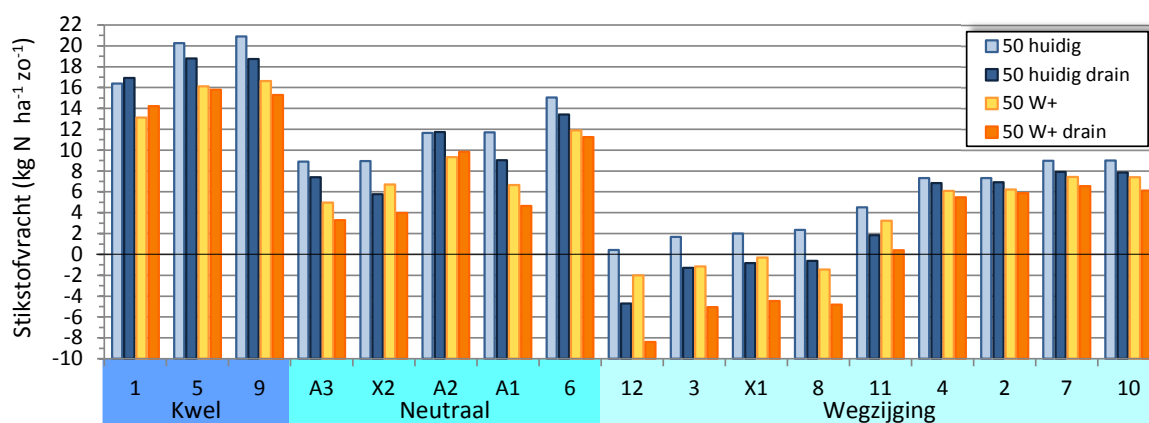
Tabel 4.10

Rangordetabellen voor **stikstofbelasting in de zomer (z)**, model ZV3, W+-klimaatscenario. Voor uitleg tabel zie kader (pag. 110).

Verschil zomervracht (kg N ha ⁻¹ z ⁻¹)							Absolute zomervracht (kg N ha ⁻¹ z ⁻¹)										
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	Zvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Zva	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
1	Eu	2½	N	L	K	1.1	1	1	4	5	15.8	K	L	N	5	Eu	5
A2	Eu	2½	N	L	N	0.6	A2	2	9	9	15.2	K	L	W	5	Eu	9
2	Eu	2½	N	L	W	-0.4	2	3	1	1	13.8	K	L	N	2½	Eu	1
5	Eu	5	N	L	K	-0.4	5	4	5	6	11.0	N	L	N	5	Eu	6
6	Eu	5	N	L	N	-0.6	6	5	2	A2	9.9	N	L	N	2½	Eu	A2
4	Eu	2½	W	L	W	-0.7	4	6	7	7	6.6	W	L	N	5	Eu	7
7	Eu	5	N	L	W	-0.9	7	7	8	10	6.1	W	L	W	5	Eu	10
10	Eu	5	W	L	W	-1.2	10	8	3	2	5.9	W	L	N	2½	Eu	2
9	Eu	5	W	L	K	-1.4	9	9	6	4	5.6	W	L	W	2½	Eu	4
A3	Eu	2½	N	H	N	-1.6	A3	10	11	A1	4.4	N	H	N	5	Eu	A1
A1	Eu	5	N	H	N	-2.1	A1	11	12	X2	4.0	N	L	N	2½	OI	X2
X2	OI	2½	N	L	N	-2.7	X2	12	10	A3	3.0	N	H	N	2½	Eu	A3
11	OI	2½	N	L	W	-2.9	11	13	13	11	0.4	W	L	N	2½	OI	11
8	Eu	5	N	H	W	-3.3	8	14	16	X1	-4.3	W	H	W	2½	Eu	X1
3	Eu	2½	N	H	W	-4.0	3	15	14	8	-4.5	W	H	N	5	Eu	8
X1	Eu	2½	W	H	W	-4.1	X1	16	15	3	-5.1	W	H	N	2½	Eu	3
12	OI	2½	N	H	W	-6.3	12	17	17	12	-8.2	W	H	N	2½	OI	12

Klassen (%): < -25 -25 - -15 -15 - -5 -5 - 5 5 - 15 15 - 25 > 25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; Zvv en Zva = verschillen respectievelijk absolute vrachten in zomer per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.15

Absolute **stikstofbelasting in de zomer**, model ZV3, per veenweide-eenheid (x-as) voor varianten zonder en met onderwaterdrains bij huidig en W+-klimaat. Veenweide-eenheden zijn gerangschikt naar de onderrandeenheden en daarbinnen in opklimmende grootte van variant 'huidig zonder drains'. Ha = land + water. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

W+-klimaat

Ook bij de zomervrachten van stikstof zijn voor W+-klimaat dezelfde twee vragen relevant als bij de jaarvrachten (zie jaarvrachten van fosfor):

1. wat zijn bij W+-klimaat de effecten van onderwaterdrains in vergelijking met de situatie zonder drains?
2. kan met drains een door W+ toegenomen N-belasting worden verlaagd tot huidig niveau zonder drains?

Voor beantwoorden van de eerste vraag toont tabel 4.10 82% groene kleuren waarvan bijna 50%-punten donker-groen: verlaging van de N-belasting met meer dan 25%. In figuur 4.15 zijn de vrachten met drains op twee uitzonderingen na, één bij kwel en één bij neutraal, altijd lager dan zonder drains. Voor de verschillen komt de rangorde

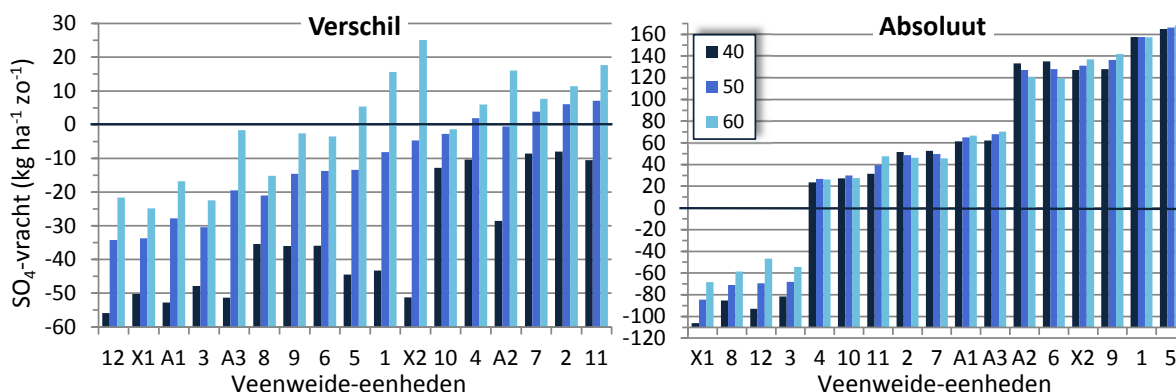
Tabel 4.11

Rangordetabellen voor **sulfaat**belasting in de **zomer** (z), model ZV3. Voor uitleg tabellen zie grijze kader (pag. 110).

Verschil zomervracht (kg SO ₄ ha ⁻¹ z ⁻¹)								Absolute zomervracht (kg SO ₄ ha ⁻¹ z ⁻¹)											
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	DI	Zvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Zva	DI	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
X2	OI	2½	N	L	N	60	25	X2	1	8	5	168	60	K	L	N	5	Eu	5
11	OI	2½	N	L	W	60	18	11	2	4	1	158	50	K	L	N	2½	Eu	1
A2	Eu	2½	N	L	N	60	16	A2	3	11	9	142	60	K	L	W	5	Eu	9
1	Eu	2½	N	L	K	60	16	1	4	1	X2	137	60	N	L	N	2½	OI	X2
2	Eu	2½	N	L	W	60	11	2	5	12	6	135	40	N	L	N	5	Eu	6
7	Eu	5	N	L	W	60	8	7	6	3	A2	133	40	N	L	N	2½	Eu	A2
4	Eu	2½	W	L	W	60	6	4	7	10	A3	70	60	N	H	N	2½	Eu	A3
5	Eu	5	N	L	K	60	5	5	8	14	A1	67	60	N	H	N	5	Eu	A1
10	Eu	5	W	L	W	60	-1	10	9	6	7	53	40	W	L	N	5	Eu	7
A3	Eu	2½	N	H	N	60	-2	A3	10	5	2	51	40	W	L	N	2½	Eu	2
9	Eu	5	W	L	K	60	-3	9	11	2	11	48	60	W	L	N	2½	OI	11
6	Eu	5	N	L	N	60	-3	6	12	9	10	30	50	W	L	W	5	Eu	10
8	Eu	5	N	H	W	60	-15	8	13	7	4	27	50	W	L	W	2½	Eu	4
A1	Eu	5	N	H	N	60	-17	A1	14	15	12	-47	60	W	H	N	2½	OI	12
12	OI	2½	N	H	W	60	-22	12	15	16	3	-54	60	W	H	N	2½	Eu	3
3	Eu	2½	N	H	W	60	-22	3	16	13	8	-58	60	W	H	N	5	Eu	8
X1	Eu	2½	W	H	W	60	-25	X1	17	17	X1	-68	60	W	H	W	2½	Eu	X1
12	OI	2½	N	H	W	40	-56	12	1	5	X1	-106	40	W	H	W	2½	Eu	X1
A1	Eu	5	N	H	N	40	-53	A1	2	1	12	-93	40	W	H	N	2½	OI	12
A3	Eu	2½	N	H	N	40	-51	A3	3	11	8	-85	40	W	H	N	5	Eu	8
X2	OI	2½	N	L	N	40	-51	X2	4	6	3	-82	40	W	H	N	2½	Eu	3
X1	Eu	2½	W	H	W	40	-50	X1	5	15	4	23	40	W	L	W	2½	Eu	4
3	Eu	2½	N	H	W	40	-48	3	6	13	10	27	40	W	L	W	5	Eu	10
5	Eu	5	N	L	K	40	-44	5	7	14	11	31	40	W	L	N	2½	OI	11
1	Eu	2½	N	L	K	40	-43	1	8	16	7	46	60	W	L	N	5	Eu	7
9	Eu	5	W	L	K	40	-36	9	9	17	2	46	60	W	L	N	2½	Eu	2
6	Eu	5	N	L	N	40	-36	6	10	2	A1	61	40	N	H	N	5	Eu	A1
8	Eu	5	N	H	W	40	-35	8	11	3	A3	62	40	N	H	N	2½	Eu	A3
A2	Eu	2½	N	L	N	40	-29	A2	12	10	6	119	60	N	L	N	5	Eu	6
10	Eu	5	W	L	W	40	-13	10	13	12	A2	121	60	N	L	N	2½	Eu	A2
11	OI	2½	N	L	W	40	-11	11	14	4	X2	127	40	N	L	N	2½	OI	X2
4	Eu	2½	W	L	W	40	-10	4	15	9	9	128	40	K	L	W	5	Eu	9
7	Eu	5	N	L	W	40	-9	7	16	8	1	157	60	K	L	N	2½	Eu	1
2	Eu	2½	N	L	W	40	-8	2	17	7	5	165	40	K	L	N	5	Eu	5

Klassen (%): <-25 -25 -- -15 -15 -- -5 -5 -- 5 5 -- 15 15 -- 25 >25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; DI = drooglegging (cm); Zvv en Zva = verschillen resp. absolute vrachten in zomer per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.16

Somrangordegrafieken voor verschil (links) en absolute (rechts) **sulfaat**belasting in de **zomer**, model ZV3. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Ha = land + water. Drooglegging in legenda in cm. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

van tabel 4.10 redelijk overeen met die van de gunstigste droogleggingen in tabel 4.9 en ook met de rangorde van de somrangordegrafiek 4.13; voor de absolute vrachten geldt deze overeenkomst met de somrangorden in iets sterkere mate voor de rangorde van zowel gunstigste als ongunstigste droogleggingen van tabel 4.9.

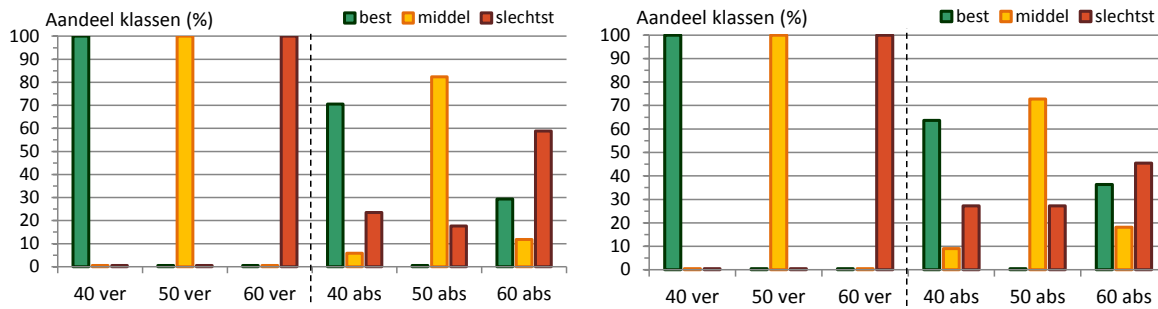
Net als bij P en de jaarvrachten van N luidt het antwoord op vraag 2 zowel 'ja' als (meestal) 'nee'. Ja, drains geven een N-belasting die onder het oude niveau van huidig klimaat zonder drains ligt (figuur 4.15). Maar meestal buigen ze daarmee niet een nadelig gevolg van W+-klimaat om: het effect van W+-klimaat is zonder drains meestal een verlagend van de N-belasting. Alleen voor eenheden 1 en A2 geldt een 'ja'.

4.2.3 Sulfaat

Drooglegging in huidig klimaat

Tabel 4.11 geeft de rangordetabellen en figuur 4.16 de somrangordegrafieken (zie kader pag. 110 voor uitleg). Hieruit zijn effecten van onderwaterdrains op de netto sulfaatbelasting op jaarbasis af te lezen als verschillen tussen vrachten met en zonder drains en als absolute vrachten (voor verklaring verschijnselen zie 3.2.2.3):

- Verschilkleuren: in de rangorde van ongunstige droogleggingen heeft 41% van de verschillen de kleuren oranje-rood. Geen van deze verschillen is rood: een toename van de sulfaatbelasting van meer dan 25%. In de rangorde van meest gunstige droogleggingen zijn alle kleuren groen, waarvan 35% donkergroen: een afname van meer dan 25%. Net als bij de jaarbelasting van sulfaat volgt hieruit dat de zomerbelasting extreem gevoelig is voor de drooglegging en dat elke veenweide-eenheid een drooglegging heeft die gunstig (verlagend) werkt bij toepassen van onderwaterdrains.
- Absolute vrachten: opvallend bij de absolute zomervrachten is dat bij de gunstigste drooglegging met de kleinste vrachten 24% donkeroranje is gekleurd: kleinste vrachten van die eenheden gaan daarbij gepaard aan ongunstigste verschillen. Bij de ongunstigste droogleggingen is maar 12% oranje gekleurd. Anderzijds zijn bij de gunstigste droogleggingen ook de meeste middel- en donkergroenkleuren te zien: bij 65% van de eenheden gaan de kleinste vrachten gepaard aan de gunstigste verschillen. Bij de grootste vrachten zijn binnen de eenheid de afwijkingen in vracht tussen gunstigste en ongunstigste drooglegging het kleinst, en bij de kleinste vrachten het grootst. In het middensegment van vrachtgrootte is wat dat betreft geen eenduidige lijn te zien. De vier kleinste vrachten van beide rangorden zijn negatief: in de zomer neemt de veenbodem meer sulfaat op dan de totale bruto sulfaatbelasting door uitspoeling en wintervoorraad.
- Veensoort: net als bij de jaarvrachten geeft het oligotrofe veen, bij vergelijkbare overige kenmerken, bij de ongunstigste drooglegging altijd ongunstigere verschillen en iets grotere absolute vrachten dan het eutrofe. Bij de gunstigste drooglegging is dat omgekeerd en zijn bij oligotroof de verschillen gunstiger en de vrachten kleiner dan bij eutroof (uitzondering voor de vrachten vormt eenheid X2 t.o.v. A2).
- Veendikte (idem als jaarvrachten): bij de ongunstigste drooglegging geeft het dunne pakket altijd ongunstigere verschillen dan het dikke; bij de absolute vrachten is daarvoor geen eenduidige trend te zien. Bij de gunstigste drooglegging liggen verschillen en absolute vrachten van dik en dun meestal dicht bij elkaar.
- Kleidek (idem als jaarvrachten): gegeven de andere kenmerken als onderrand en concentratieklasse geeft een kleidek altijd kleinere vrachten, en bij de ongunstigste en (anders dan bij de jaarvrachten) gunstigste drooglegging minder ongunstige of gunstigere verschillen (uitzondering eenheid 5).
- Concentraties infiltratiewater: net als bij de jaarvrachten van sulfaat en bij P en N zijn de concentraties in het infiltratiewater, gegeven de andere kenmerken, bij de zomerbelasting van sulfaat eenduidig in hun gunstige effect op de verschillen en de absolute vrachten. Bij concentratieklasse 'hoog' worden minder ongunstige en meer gunstige verschillen, en kleinere absolute vrachten gevonden dan bij klasse 'laag'. Vooral in combinatie met wegzijging zijn bij deze klasse de verschillen veel gunstiger en de vrachten veel kleiner: negatieve vrachten komen uitsluitend bij deze klasse voor. Voor de plaats van eenheden met klasse 'hoog' in de rangorden lijkt sulfaat in de zomer meer op P dan op N en sulfaat-op-jaarbasis. Klasse 'hoog' komt vooral voor aan de onderkant bij de ongunstige droogleggingen en aan de bovenkant bij de gunstige droogleggingen. Dit alles is voornamelijk het gevolg van de (zeer) hoge infiltratievrachten in het geval van klasse 'hoog' met drains, waardoor de netto belasting kleiner wordt of omslaat naar netto infiltratie. Deze hoge, constante infiltratiecon-



Figuur 4.17

Droogleggingsklassengrafieken voor verschil (ver) en absolute (abs) sulfaatbelasting in de zomer, model ZV3. Links voor alle 17 veenweide-eenheden, rechts voor de 11 eenheden zonder klasse 'hoog' voor concentraties in het infiltratiewater. Voor uitleg beide grafieken zie grijze kader (pag. 110). Drooglegging in x-onderschrift in cm.

centraties gedurende het gehele zomerhalfjaar verbeelden een extreme situatie (zie 2.1.3 Invoerkant).

- **Onderrand:** net als bij de jaarbelasting van sulfaat geeft bij de zomerbelasting kwel de meest gunstige verschillen. Verder is neutraal meestal gunstiger voor de verschillen dan wegzijging. Bij de ongunstigste drooglegging is dit beeld minder eenduidig. Voor de absolute vrachten is de onderrand zeer eenduidig: evenals bij P, N en sulfaat op jaarbasis hebben de kweleenheden met de grootste drainagefluxen de grootste vrachten en de wegzijgingseenheden met de kleinste fluxen de kleinste vrachten. Drains veranderen dit patroon niet.
- **Veenweide-eenheid:** de minst gunstige veenweide-eenheid voor de zomerbelasting van sulfaat is bij de verschillen X2 en bij de absolute vrachten 5, en de meest gunstige bij de verschillen 12 en bij de vrachten X1. De rangorden van verschillen bij minst (60 cm) en bij meest (40 cm) gunstige droogleggingen komen in omgekeerde volgorde totaal niet met elkaar overeen. Dit impliceert, net als bij de jaarbelasting, dat gegeven een zelfde drooglegging voor alle eenheden de rangorde van de eenheden op basis van hun kenmerken per drooglegging verschilt. Waaruit kan worden afgeleid dat voor sulfaat bij de verschillen de invloed van de kenmerken ondergeschikt is aan de invloed van de drooglegging. Daarentegen komen bij de absolute vrachten de twee rangorden van ongunstigste en gunstigste droogleggingen vrij goed overeen. Net als bij de jaarvrachten wijken de rangorden van verschillen en van absolute vrachten onderling sterk af. Oorzaken zijn de onderrand en in mindere mate de overige kenmerken, die voor verschillen een ander effect van drains sorteren dan voor vrachten. Voor de verschillen valt de rangorde van somrangordegrafiek 4.16 nauwelijks samen met die van de twee andere rangorden van verschillen. Bij de vrachten valt de somrangorde van grafiek 4.16 bijna volledig samen met de rangorde van de meest ongunstige droogleggingen.
- **Drooglegging:** meest opvallende aan de drooglegging is de absolute eenduidigheid bij verschillen: 40 cm is altijd de meest gunstige drooglegging en 60 cm altijd de meest ongunstige. Bij de vrachten is die eenduidigheid er niet, maar wel een sterke tendens in dezelfde richting, vooral voor 40 cm met kleinste vrachten bij 71% van de eenheden. Figuur 4.16 laat zien dat bij de verschillen de waarden van de drie droogleggingen enorm uit elkaar kunnen lopen, waarbij net als bij de jaarbelasting de afwijking tussen de waarden van 40 cm en 50 cm consequent (veel) groter is dan de afwijking tussen de waarden van 50 cm en 60 cm. Deze trend bestaat niet bij de absolute vrachten; de afwijkingen tussen de waarden daarvan zijn relatief klein. Uitzondering op dat beeld zijn vooral de vier eenheden (3, 8, 12, X1) met infiltratieklasse 'hoog' en wegzijging. Dit zijn de enige eenheden die bij 40 cm negatieve vrachten dus netto infiltratie van sulfaat op jaarbasis kennen.

De droogleggingsklassengrafieken van figuur 4.17 laten voor de verschillen hetzelfde consequente beeld zien als hierboven beschreven: 40 cm de drooglegging met de gunstigste verschillen, 60 cm die met de ongunstigste en 50 cm die een tussenpositie inneemt. Het niet meenemen van de eenheden met concentratieklasse 'hoog' verandert dit beeld niet. Bij de vrachten bestaat hetzelfde beeld als tendens. Maar hier heeft 40 cm ook 24% grootste vrachten en 60 cm 29% kleinste vrachten. Weglaten van de eenheden concentratieklasse 'hoog' maakt dit beeld vager: 60 cm krijgt een iets groter aandeel kleinste vrachten ten koste van dit aandeel van 40 cm.

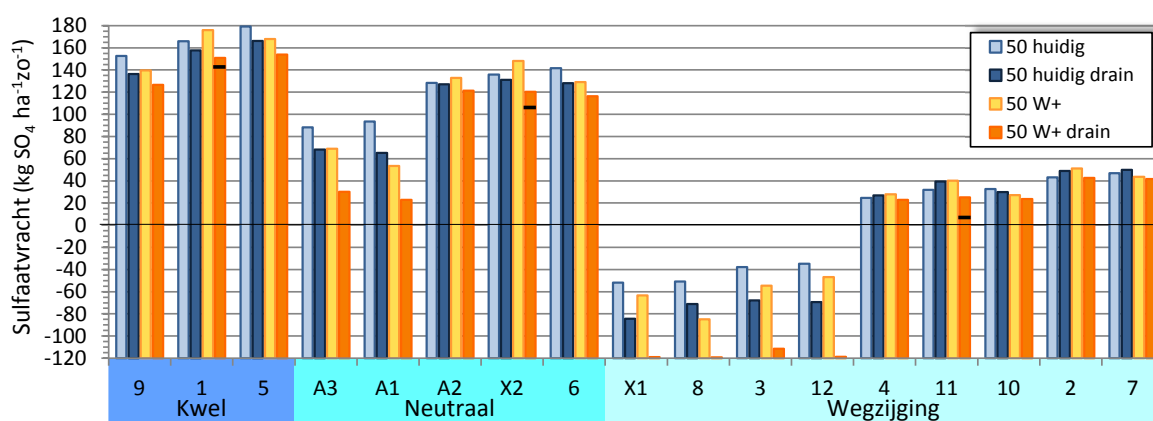
Tabel 4.12

Rangordetabellen voor **sulfaat**belasting in de zomer (z), model ZV3, W+-klimaatscenario. Voor uitleg tabel zie kader (pag. 110).

Verschil zomervracht (kg SO ₄ ha ⁻¹ z ⁻¹)										Absolute zomervracht (kg SO ₄ ha ⁻¹ z ⁻¹)							
Ve	Vs	Vd	Kd	Ci	Or	Zvv	Ve	Rvv	Rva	Ve	Zva	Or	Ci	Kd	Vd	Vs	Ve
7	Eu	5	N	L	W	-2	7	1	8	5	154	K	L	N	5	Eu	5
10	Eu	5	W	L	W	-3	10	2	10	1	151	K	L	N	2½	Eu	1
4	Eu	2½	W	L	W	-5	4	3	7	9	127	K	L	W	5	Eu	9
2	Eu	2½	N	L	W	-9	2	4	5	A2	121	N	L	N	2½	Eu	A2
A2	Eu	2½	N	L	N	-11	A2	5	11	X2	120	N	L	N	2½	OI	X2
6	Eu	5	N	L	N	-13	6	6	6	6	116	N	L	N	5	Eu	6
9	Eu	5	W	L	K	-13	9	7	4	2	43	W	L	N	2½	Eu	2
5	Eu	5	N	L	K	-14	5	8	1	7	42	W	L	N	5	Eu	7
11	OI	2½	N	L	W	-15	11	9	14	A3	30	N	H	N	2½	Eu	A3
1	Eu	2½	N	L	K	-24	1	10	9	11	25	W	L	N	2½	OI	11
X2	OI	2½	N	L	N	-31	X2	11	2	10	24	W	L	W	5	Eu	10
A1	Eu	5	N	H	N	-31	A1	12	12	A1	23	N	H	N	5	Eu	A1
8	Eu	5	N	H	W	-33	8	13	3	4	23	W	L	W	2½	Eu	4
A3	Eu	2½	N	H	N	-38	A3	14	16	3	-112	W	H	N	2½	Eu	3
X1	Eu	2½	W	H	W	-55	X1	15	17	12	-119	W	H	N	2½	OI	12
3	Eu	2½	N	H	W	-58	3	16	13	8	-119	W	H	N	5	Eu	8
12	OI	2½	N	H	W	-72	12	17	15	X1	-120	W	H	W	2½	Eu	X1

Klassen (%): < -25 -25 - -15 -15 - -5 -5 - 5 5 - 15 15 - 25 > 25

Ve = veenweide-eenheid (tabel 2.1); Vs = veensoort; Vd = veendikte (m); Kd = kleidek; Ci = concentratie in infiltratiewater; Or = onderrand; Zvv en Zva = verschillen respectievelijk absolute vrachten in zomer per ha land + water; Rvv en Rva = rangordnummers van verschillen, in eigen volgorde respect. als markers in volgorde absolute vrachten.



Figuur 4.18

Absolute **sulfaat**belasting in de zomer, model ZV3, per veenweide-eenheid (x-as) voor varianten zonder en met onderwaterdrains bij huidig en W+-klimaat. Veenweide-eenheden zijn gerangschikt naar de onderrandeenheden en daarbinnen in opklimmende grootte van variant 'huidig zonder drains'. Ha = land + water. Streepjes bij 'W+ drain' zijn vrachten bij 40 cm i.p.v. 50 cm drooglegging. Let op: basis y-as ligt niet bij 0-punt!

W+-klimaat

- Ook voor de zomerbelasting van sulfaat zijn bij W+-klimaat dezelfde twee vragen relevant (zie bij 3.1.1 fosfor):
1. wat zijn bij W+-klimaat de effecten van onderwaterdrains in vergelijking met de situatie zonder drains?
 2. kan met drains een door W+ toegenomen SO₄belasting worden verlaagd tot huidige niveau zonder drains?

De eerste vraag kan worden beantwoord met tabel 4.12 en figuur 4.18. De tabel toont 88% groenkleuren waarvan 48%-punten donkergroen: verlaging van de sulfaatbelasting met meer dan 25%. Verder komen alleen grijskleuren voor: geen relevante verandering. Voor verschillen lijkt de rangorde van tabel 4.12 nog het meest op die van de gunstigste droogleggingen in tabel 4.11, maar de overeenkomst is niet erg groot. Voor vrachten

komen de twee uiterste kanten van de rangorde van tabel 4.12 goed overeen met die van beide rangorden van tabel 4.11; in het middensegment is de overeenkomst matig.

Figuur 4.18 laat zien dat bij 35% van de eenheden W+-klimaat leidt tot lichte toename van de netto SO_4 -belasting in de zomer (zie ook 3.2.2.3 en figuur 3.8). Onderwaterdrains hebben hierop een gunstige, SO_4 -belastingverlagende invloed. Anders dan bij de jaarbelasting van sulfaat brengen drains de zomerbelasting wel terug tot of onder het gewenste niveau van huidig klimaat zonder drains. De meest gunstige drooglegging van 40 cm zal dat effect vergroten. Vraag 2 kan dus met 'ja' worden beantwoord voor de eenheden waarvoor deze vraag relevant is.

4.3 Synthese

In de synthese worden de resultaten van de analyses voor nutriëntentema's 'afwenteling' en 'waterkwaliteit' samengebracht om te kunnen komen tot meer algemene uitspraken over de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting in brede zin. In de praktijk zal een waterbeheerder niet óf in 'afwenteling' óf in 'waterkwaliteit' zijn geïnteresseerd maar in beide met wellicht de nadruk op 'waterkwaliteit', dus de waterkwaliteit in het beschouwde gebied. De synthese wordt op het niveau van veenweide-eenheden gemaakt, waarna op dit niveau per nutriënt toetsing van de werkhypothese geschiedt (4.3.1). Daarna worden de resultaten van de synthese gebruikt om de kenmerken die de veenweide-eenheden typeren kwalitatief te beoordelen op hun betekenis voor de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting (4.3.2) en om het effect van de drooglegging in algemene zin te classificeren (4.3.3).

4.3.1 Veenweide-eenheden: toetsing hypothese

De werkhypothese is de algemene hypothese 'onderwaterdrains vergroten de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden door een versnelde afvoer van nutriëntenrijk water vanuit de veenbodem' toegepast op de modelresultaten voor 'afwenteling' en 'waterkwaliteit' samen. Ze wordt voor elk nutriënt afzonderlijk per veenweide-eenheid getoetst. Hierbij wordt ook aandacht besteed aan de verhouding tussen de drie nutriënten onderling, met nadruk op de relatie tussen fosfor en sulfaat vanwege hun koppeling in het proces van 'interne eutrofiëring' in het oppervlaktewater.

De toetsing van deze werkhypothese op deze wijze bevat drie belangrijke elementen:

1. het gaat in de hypothese om 'vergroten van de nutriëntenbelasting'. Relevant zijn daarom de effecten van onderwaterdrains als verschillen tussen de varianten in de modelberekeningen mét en zónder onderwaterdrains, zoals gedefinieerd en besproken aan het begin van dit hoofdstuk en in paragrafen 4.1 en 4.2. Hierbij gaat het dan om zowel de absolute als relatieve verschillen in vrachten. De absolute grootte van vrachten in geval van mét en zónder onderwaterdrains is van secundair belang;
2. het gaat om beide nutriëntentema's samen. Het doel is te komen tot een algemene uitspraak die voor beide thema's van kracht is. Daar waar dit niet mogelijk is, worden de twee thema's afzonderlijk beschouwd;
3. de drie nutriënten worden afzonderlijk getoetst. Daarnaast wordt ook naar onderlinge verhoudingen gekeken.

Figuur 4.19 bevat een presentatiewijze in de vorm van radardiagrammen die deze drie elementen samen tonen in één beeld. Elk van de 17 veenweide-eenheden heeft een diagram. In het radardiagram zijn voor de zes combinaties van de twee nutriëntentema's en de drie nutriënten de verschilvrachten van tabellen 4.1, 4.3, 4.5, 4.7, 4.9 en 4.11 als relatieve verschillen weergegeven voor de meest gunstige (groene lijn) en meest ongunstige of minst gunstige (rode lijn) drooglegging. Relatieve verschilvrachten zijn berekend om vergelijking tussen de zes combinaties onderling mogelijk te maken. Ze zijn bepaald door voor elke combinatie van thema en nutriënt alle 34 (17 meest gunstig + 17 meest ongunstig) absolute verschillen te schalen naar het grootste absolute negatieve verschil dat als gunstigste verschil op -100% is gesteld (de roos van het diagram). Daarmee geven

negatieve getallen afname en positieve getallen toename van een vracht als gevolg van toepassen onderwaterdrains weer, net als de oorspronkelijke waarden in de tabellen. Door per nutriënt de twee thema's tegenover elkaar te zetten ontstaan karakteristieke vormen, waaruit eenvoudig een beeld kan worden verkregen van de onderlinge verhoudingen van effecten van drains voor combinaties van thema's en nutriënten. De vormen van de diagrammen van meest (groen) en minst (rood) gunstige verschillen kunnen gemakkelijk worden vergeleken. Weergave van het middenvlak met gunstige (negatieve) verschillen in groen met daaromheen het randvlak met ongunstige (positieve) verschillen in rood, vereenvoudigt de interpretatie van de diagrammen.

De 17 veenweide-eenheden zijn herkenbaar aan hun code uit tabel 2.1 en de weergave van hun kenmerkende eigenschappen veensoort en -dikte, aanwezigheid kleidek, concentratieklasse voor infiltratiewater en onder-rand in de balkjes onderin de cel van het diagram met symbool en kleur (zie bijvoorbeeld tabel 4.9 voor de betekenis van symbool en kleur). De veenweide-eenheden zijn zoveel mogelijk op basis van kenmerken gegroepeerd om onderlinge vergelijking te vergemakkelijken:

- veensoort en -dikte: oligotroof in linker kolom, 2,5 m dik eutroof zoveel mogelijk links, 5 m dik rechts;
- onderrand: kwel in bovenste rij, neutraal in tweede rij, wegzijging in onderste rijen;
- kleidek: wel aanwezig zoveel mogelijk rechtsonder. Ve 9 rechtsboven is de uitzondering;
- concentratieklasse: klasse 'hoog' vooral op onderste complete rij en verder midden rechter kolom.

De radardiagrammen bevatten veel informatie die ook al in paragrafen 4.1 en 4.2 is behandeld. In deze bespreking ligt de nadruk op drie aspecten. In de eerste plaats is dat de symmetrie van de diagrammen. Deze bevatten drie symmetrieassen, één per nutriënt, loodrecht op de lijnen tussen de twee tegenover elkaar liggende punten van beide nutriëntentema's. Diagrammen die (ongeveer) symmetrisch zijn in een symmetrieas tonen dat het betreffende nutriënt voor beide thema's vergelijkbare resultaten heeft voor effecten van onderwaterdrains op de belasting. Deze thema's kunnen worden samengenomen in de synthese. Asymmetrische diagrammen laten afwijkend gedrag zien voor de twee thema's. Bij sterke asymmetrie is het wenselijk de twee thema's apart te behandelen in de synthese. Dit is alleen gedaan als deze afwijkingen tot stand komen in de range -50% tot 50%. Afwijkingen tussen 'gunstig' en 'zeer gunstig' effect zijn voor dit onderscheid niet relevant geacht.

Tweede belangrijke aspect is het verschil tussen de groene (meest gunstige) en rode (minst gunstige) lijn in elk diagram. Hieruit is af te lezen hoe groot de invloed van drooglegging is en of het nodig is de effecten van onderwaterdrains bij de betreffende combinatie eenheid-nutriënt te bespreken op niveau van drooglegging.

Ten derde kan uit de diagrammen op eenvoudige wijze worden afgelezen hoe de patronen van nutriënten onderling zijn gerelateerd. Scores nutriënten bij eenheden overeenkomstig of juist tegengesteld? En hoe is daarbij de verhouding tussen meest en minst gunstige verschillen? Dit kan leiden tot uitspraken over effect en belang van bepaalde droogleggingen. Vooral voor fosfor en sulfaat is kennis over deze onderlinge samenhang relevant.

Fosfor toont bij alle veenweide-eenheden een duidelijk symmetrisch beeld. Conclusie: thema's 'afwenteling' en 'waterkwaliteit' kunnen worden samengenomen in de synthese. De afwijkingen tussen de lijnen van meest (groene) en minst (rode) gunstige verschillen zijn gering. De grootste afwijkingen vallen meestal in het groene gebied tussen -100% en -50%. Het betreft dan zonder uitzondering eenheden met concentratieklasse 'hoog'. De enige eenheden met relevante afwijkingen tussen groen en rood die buiten het middelste groene gebied vallen zijn 9 en 10. Zij hebben beide niet klasse 'hoog' maar wel een kleidek. Omdat de minst gunstige lijn nog net binnen het groene gebied valt en de afwijkingen in absolute zin gering zijn, geeft dit beeld weinig aanleiding om droogleggingen apart te beschouwen. Fosfor scoort bijna uitsluitend in het groene gebied: afname van de P-belasting door toepassen onderwaterdrains. Daar waar dat niet zo is ligt de rode lijn op of dicht bij het '0-punt': geen af- of toename of zeer geringe afname. Het betreft dan uitsluitend de drie eenheden met een kleidek en concentratieklasse 'laag'. Het P-bindend-vermogen van het kleidek is zo groot dat de onderwaterdrains weinig invloed hebben op de P-belasting. Het gaat hierbij - veenbodem met kleidek en toepassen onderwaterdrains - dan ook niet om een negatieve combinatie, maar om een weinig gevoelige combinatie.

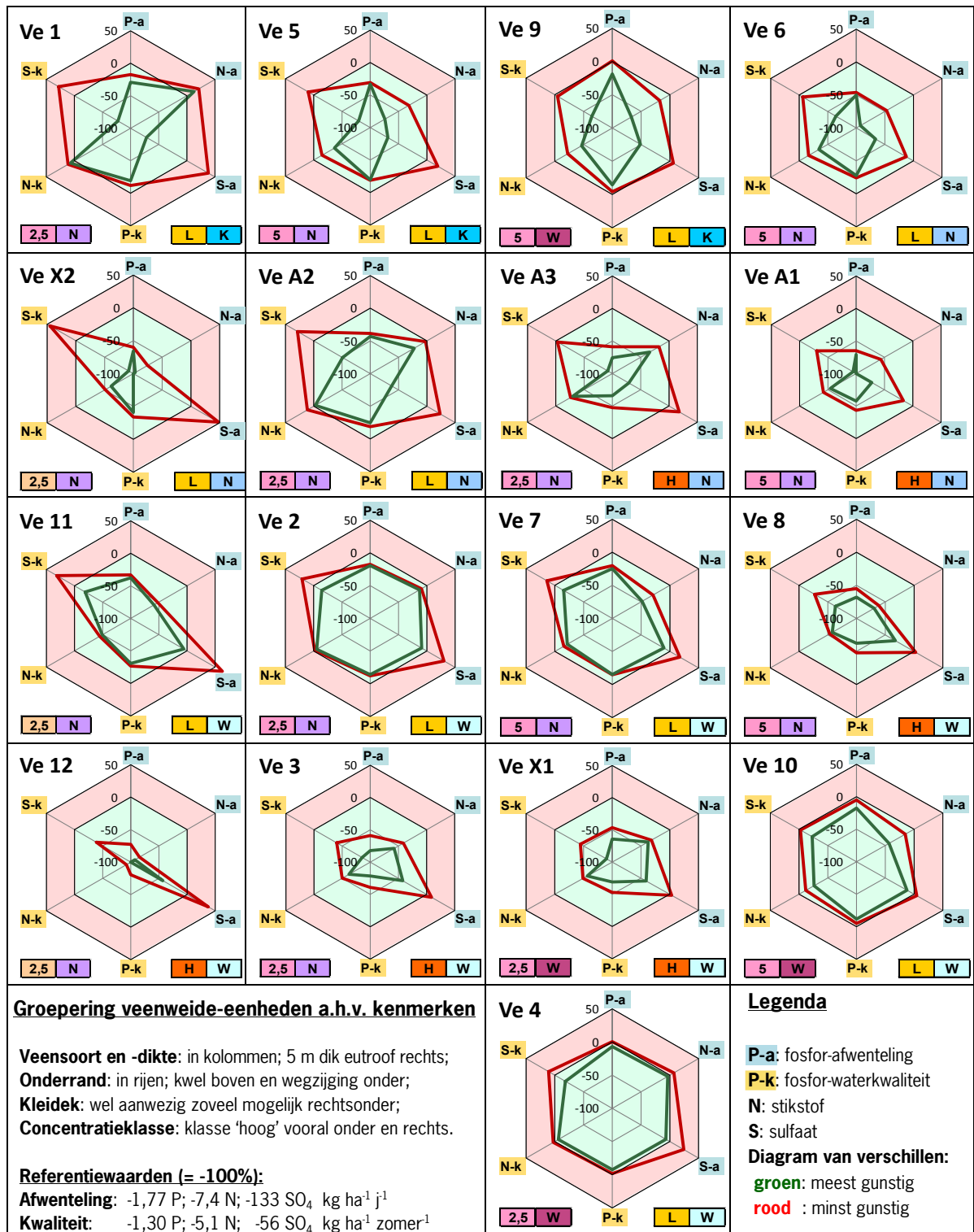
Stikstof laat de (lichte) tendens zien dat 'waterkwaliteit' wat minder gunstig scoort dan 'afwenteling', zowel bij de groene als de rode lijn. Dit speelt het sterkst bij de eenheden (van linksboven naar rechtsonder) 5, 6, X2, A2, A1, 7 en 10. Bij al deze eenheden behalve bij 1 en A2 liggen beide lijnen voor N in het groene gebied. Bij 1 liggen beide lijnen in het rode gebied en bij A2 de rode lijn voor 'waterkwaliteit'. Dit betreft echter allemaal 'grijze' (< 5%) toenames van de N-belasting in tabellen 4.3 en 4.9. De conclusie hieruit is dat er geen reden is om bij N de twee thema's afzonderlijk te behandelen. Meestal liggen bij N ook de rode lijnen in het groene gebied: onderwaterdrains geven ook bij de minst gunstige drooglegging een afname van de N-belasting. Uitzonderingen hierop zijn de eenheden 1 (beide lijnen net in rood), A2 (rode lijn van 'waterkwaliteit' in rood) en 4 (rode lijn in rood; echter slechts geringe toenames van < 5%). En vaak ligt de groene lijn meer in het groene middenvlak van -100 tot -50% en de rode lijn meer in het groene randvlak van -50% tot 0%. Daarom is de conclusie dat het interessant is om 40 cm, die meestal de minst gunstige drooglegging is, apart te beschouwen.

Sulfaat vertoont de algemene trend dat 'afwenteling' slechter scoort dan 'waterkwaliteit', zowel bij de groene als de rode lijnen. Bij veel eenheden is deze afwijking slechts gering. De grootste afwijkingen tussen de thema's komen voor bij eenheden (van linksboven naar rechtsonder): A3, A1, 11, 8, 12, 3, X1 en 4. Zes hiervan hebben concentratieklasse 'hoog'. Omdat in de zomer de infiltratie van sulfaatrijk water relatief groter is dan in het gehele jaar, tikt de gunstige invloed van deze klasse harder aan bij 'waterkwaliteit' dan bij 'afwenteling'. De conclusie hieruit is dat het voor sulfaat relevant is om beide thema's afzonderlijk te bekijken. Over het algemeen zijn er grote afwijkingen tussen de groene en rode lijnen. Bij twaalf eenheden ligt de rode lijn in het rode gebied, waarvan bij acht voor beide thema's. Geen van de groene lijnen ligt in het rode gebied. De radardiagrammen tonen duidelijk aan dat de invloed van onderwaterdrains op de sulfaatbelasting gevoelig is voor de drooglegging. Het is daarom voor sulfaat zeker van belang droogleggingen apart te behandelen.

Bij combineren van twee nutriënten kan voor elke combinatie een kenmerkende vorm van de lijn van het radar-diagram worden voorgesteld: een 'balk' die loopt van de ene kant van het diagram naar de tegenoverliggende kant. Een langgerekte vorm van deze balk aan één of beide kanten (de twee thema's) over de 0-lijn tot in het rode gebied betekent ongunstige effecten voor beide nutriënten. Een duidelijk voorbeeld is eenheid 1 bij de combinatie van N en sulfaat: de rode lijn toont een enigszins uitgerekte horizontale balk. Voor de combinatie van de drie nutriënten is het hexagoon de vorm die aangeeft dat alle nutriënten en thema's vergelijkbaar scoren, bijvoorbeeld eenheden 2 en 4 voor de groene lijn.

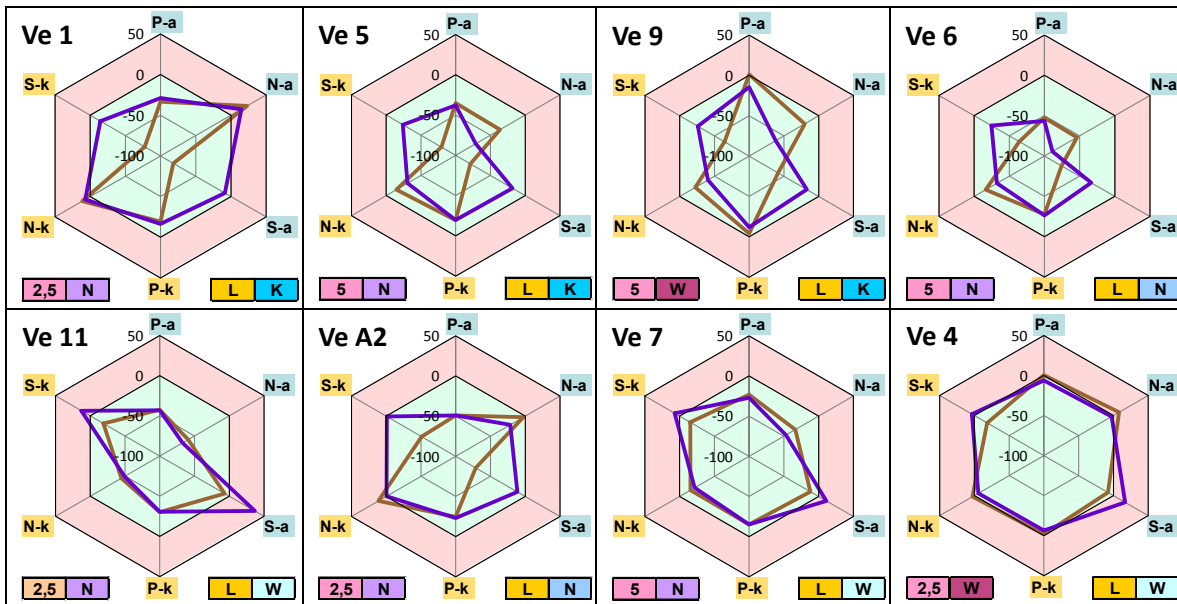
Combineren van de informatie over afzonderlijke nutriënten geeft het volgende aan relevante informatie:

- P en N: verticale balk hellend naar rechts. Voor deze combinatie is eenheid 4 de meest ongunstige, maar de eventuele toenames van de belasting zijn bij deze eenheid zeer gering, voor beide nutriënten < 5%. Bovendien zijn de meest en minst gunstige droogleggingen voor N en P dezelfde: 60 cm respectievelijk 40 cm. De combinatie van P en N levert daarmee geen probleem bij de toepassing van onderwaterdrains;
- P en SO₄: verticale balk hellend naar links. De belangrijkste combinatie vanwege de relatie van P en SO₄ in het proces van 'interne eutrofiëring' (zie inleiding van dit hoofdstuk). Omdat P slechts weinig 'minder gunstige' eenheden kent, zijn er slechts twee eenheden waarvoor zowel P als SO₄ 'minder gunstig' scoren: 4 en 9 die beide een kleidek hebben. Daarin zit dan ook het 'minder gunstige' van P: het gaat hierbij in wezen om 'minder gevoelig' door het kleidek. Maar omdat sulfaat bij de ongunstigste drooglegging bij eenheid 4 wel een toename van de belasting kent van 5-15% voor 'waterkwaliteit', het meest relevante thema voor 'interne eutrofiëring', en zelfs > 25% bij 'afwenteling' is dit wel een kwetsbare eenheid voor de P-SO₄-combinatie. Voor eenheid 9 geldt dit niet omdat 'waterkwaliteit' zelfs bij de ongunstigste drooglegging een lichte (< 5%) afname van de sulfaatbelasting laat zien;
- N en SO₄: horizontale balk. Deze combinatie is vooral opvallend voor eenheden 1 en A2: de rode balk van de minst gunstige verschillen is langgerekte tot in het rode gebied: een toename van de belasting voor beide nutriënten en thema's. Complicerend hierbij is dat, met uitzondering van eenheid 1 'afwenteling', de gunstigste drooglegging voor N de ongunstigste is voor sulfaat en vice versa;



Figuur 4.19

Radardiagrammen van de 17 veenweide-eenheden Ve voor de zes combinaties van twee nutriëntentema's en drie nutriënten. Effecten van onderwaterdrains zijn weergegeven als relatieve verschillen (%) in nutriëntenvrachten tussen varianten mét en zónder drains (mét minus zónder). Voor elke combinatie van thema's en nutriënten zijn voor de 17 eenheden relatieve verschillen bepaald door absolute verschillen te schalen naar het grootste negatieve verschil (afname) dat op -100% is gesteld. Naar gegevens uit tabellen 4.1-4.11. Symbolen en kleuren in de balkjes onder in de cellen betreffen de kenmerken van veenweide-eenheden (van links naar rechts): 1. veensoort en -dikte, 2. voorkomen van kleidek, 3. concentratieklasse infiltratiewater, 4. onderrand. Verklaring hiervan in tabel 3.9.



Figuur 4.20

Radardiagrammen met drooglegging 40 (bruin) en 50 (paars) cm voor de veenweide-eenheden met ongunstig resultaat voor sulfaat maar zonder klasse 'hoog' voor concentraties infiltratiewater. Zie in figuur 4.19 legenda en onderschrift voor uitleg.

- P, N en SO_4 : hexagoon. De eenheden en lijnen die het best een hexagoon benaderen zijn eenheid 2 en 4 met de groene lijn en eenheid 10 met de rode lijn. Dit zijn alle drie lijnen in het groene vlak en betreffen dus geen ongunstige verschillen. Wel geldt hierbij eveneens dat de voor sulfaat gunstigste drooglegging, voor N en in mindere mate voor P juist ongunstig is en omgekeerd.

Omdat uit het voorgaande blijkt dat de kwetsbare combinaties alle sulfaat betreffen en de drooglegging hierbij een grote rol speelt, is een nadere analyse gedaan. Hiertoe zijn radardiagrammen gemaakt met twee lijnen die elk een drooglegging verbeelden: 40 cm als de meest gunstige voor SO_4 en 50 cm als de intermediair voor SO_4 en de 'compromisdrooglegging' voor de combinatie van de drie nutriënten. Deze weergave is vooral voor N verhelderend, omdat die vaak kwetsbaar is bij 40 cm. Voor deze analyse zijn eenheden geselecteerd waarvoor deze weergave een toegevoegde waarde heeft. Alle eenheden met concentratieklasse 'hoog' vallen hier buiten aangezien deze bij alle droogleggingen een gunstig resultaat geven voor P en N. De resultaten zijn gegeven in figuur 4.20. Voor P zijn eenheden 4 en 9, met een kleidek, het minst gunstig, maar vormen geen probleem omdat er altijd een drooglegging is waarbij zowel P als SO_4 geen belastingtoename door onderwaterdrains kennen. Voor N zijn eenheden 1, 4 en A2 het meest ongunstig bij 40 cm drooglegging, maar in absolute zin zijn de toenames gering (zie tabel 4.13). Bij 1 en A2 geeft 50 cm drooglegging een gunstiger resultaat voor N dan 40 cm en een acceptabel resultaat voor SO_4 . Waaruit volgt dat er voor elke veenweide-eenheid een drooglegging is waarbij onderwaterdrains geen toename van de belasting van het oppervlaktewater met P, N en SO_4 geven.

Wat in geval van onderwaterdrains de meest gunstige drooglegging is met de kleinste belastingen in termen van de absolute vrachten wordt in algemene termen behandeld in subparagraaf 4.3.3.

In tabel 4.13 is de informatie van tabellen 4.1-4.12 en figuren 4.19 en 4.20 kwalitatief samengevat op het niveau van veenweide-eenheden. Deze tabel is daarmee het resultaat van de synthese en vormt daarmee de basis voor het toetsen van de hypothese. Voor elke eenheid is per nutriënt met een kwalitatieve waardering aangegeven wat het effect is van onderwaterdrains. Voor N en P is een gemiddeld beeld gegeven van alle droogleggingen. Daarnaast is voor N ook de kwalificatie voor 40 cm drooglegging, de gunstigste drooglegging voor sulfaat, gegeven om de redenen genoemd in de bespreking van de radardiagrammen hiervoor. Om-

Tabel 4.13

Kwalitatieve waardering van alle veenweide-eenheden voor effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater bij verschillende droogleggingen en huidig en W+-klimaat. Overlap in % tussen 0 en 0+ of 0-: als een van de onderliggende scores 0-5% is en de ander 5-10% dan is de samengestelde score 0+ of 0-. Bij 0 zijn alle onderliggende scores < 5%.

Nr. tabel	Veen soort (troof)	Klei dikte (m)	Conc. - infiltr. dek water	On-der-rand	Nutriëntenbelasting: huidig klim.						W+-klimaat			Drooglegging (cm)			
					P	N	N	SO ₄	SO ₄	SO ₄	P	N	SO ₄	gunstig voor		advies	
					gem.	gem. ¹	40 ²	40	50	60	50	50	50	N	SO ₄	systeem	
1	Eu-	2,5	niet	laag	kwel	+	0	0	+	0+	-	+	0-	+	50	40-50	50
2	Eu-	2,5	niet	laag	wegz.	++	0+	0+	+	0-	-	++	0+	0+	40-60	40	40
4	Eu-	2,5	wel	laag	wegz.	+	0	0	+	-/0	-/-/0-	++	0+	-/0+	50-60	40	50
5	Eu-	5	niet	laag	kwel	++	0+	0+	+	0+	0-	+	0+	0+	40-60	40-50	40-50
6	Eu-	5	niet	laag	neutr.	++	+	+	+	+	0+	++	+	+	40-60	40-60	40-60
7	Eu-	5	niet	laag	wegz.	++	+	+	+	0-	-	++	+	0	40-60	40	40
9	Eu-	5	wel	laag	kwel	0+	0+	0+	+	+	0	+	0+	0+	40-60	40-50	40-50
10	Eu-	5	wel	laag	wegz.	++	+	0+	+	0+	0+	++	+	0	40-60	40-60	40-60
11	Oligo-	2,5	niet	laag	wegz.	+++	+++	++	+	-	--	+++	+++	-/+	40-60	40	40
A2	Eu-	2,5	niet	laag	neutr.	++	0+	0	+	0	-	++	0-	+	40-60	40-50	40-50
X2	Oligo-	2,5	niet	laag	neutr.	++	++	++	++	0+	-	+++	++	+	40-60	40-50	40-50
3	Eu-	2,5	niet	hoog	wegz.	+++	+++	+++	+++	++	-/+	+++	+++	++	40-60	40-50	40-50
8	Eu-	5	niet	hoog	wegz.	+++	++	++	++	+	0/+	+++	++	+	40-60	40-60	40-60
12	Oligo-	2,5	niet	hoog	wegz.	+++	+++	+++	+++	+	-/+	+++	+++	+	40-60	40-50	40-50
A1	Eu-	5	niet	hoog	neutr.	+++	+	+	++	+	+	+++	++	+	40-60	40-60	40-60
A3	Eu-	2,5	niet	hoog	neutr.	+++	+	+	++	+	-/0	+++	+	+	40-60	40-50	40-50
X1	Eu-	2,5	wel	hoog	wegz.	+++	+++	+++	+++	++	-/+	+++	++	++	40-60	40-50	40-50

Kwalitatieve waardering van effecten onderwaterdrains op nutriëntenbelasting:

¹gemiddeld voor drooglegging

²drooglegging (cm)

0	geen effect: < 5%	0+	geen tot licht positief: 0-10%
0-	geen tot licht negatief: 0-10%	+	positief: afname belasting 10-25%
-	negatief: toename belasting 10-25%	++	sterk positief: 25-50%
--	sterk negatief: 25-50%	+++	zeer sterk positief: > 50%
-/+	afwenteling / waterkwaliteit		

dat drooglegging een grote en eenduidige invloed heeft op de effecten van onderwaterdrains op de SO₄-belasting, zijn voor sulfaat alle drie droogleggingen apart meegenomen. Daar waar relevant, zoals volgt uit de radar-diagrammen, is het verschil tussen 'afwenteling' en 'waterkwaliteit' aangegeven (zie 4.1 en 4.2 voor details).

In de tabel zijn de eenheden met concentratieklasse van het infiltratiewater 'hoog' apart onderin gegroepeerd. Dit is gedaan omdat ze afwijken van de andere eenheden in de zin dat ze een vrij extreme, weinig voorkomende situatie verbeelden met (zeer) hoge concentraties in het infiltrerende (sloot)water gedurende het gehele zomerhalfjaar. Dit is alleen voor P enigszins realistisch, omdat door P-mobilisatie in de waterbodem in de zomer hoge concentraties in het slootwater kunnen ontstaan. Hierbij is meer de lange duur van de hoge P-concentraties onrealistisch, niet de hoogte van de concentraties. Bij N en SO₄ is juist wel de hoogte onrealistisch omdat deze nutriënten in het zomerhalfjaar worden verlaagd door denitrificatie, N-opname van biomassa en sulfaatreductie. Grote gunstige effecten bij klasse 'hoog' zeggen iets over de potentie van de veenbodem om nutriënten uit de sloot op te nemen, af te breken, vast te leggen en/of weg te sluisen. Dit verschijnsel is bekend uit de literatuur (b.v. Devito, 1995; Devito and Dillon, 1993; Devito and Hill, 1997). Zo berekenden Hendriks en Van Gerven (2011) dat in de Krimpenerwaard 25% van de in april-juli gemobiliseerde fosfaat weer in de veenbodem infiltreerde, terwijl dat fosfaat in de winter was uitgespoeld uit die veenbodem en vastgelegd in de waterbodem.

De veenweide-eenheden met concentratieklasse 'laag' verbeelden een iets positievere toestand van de waterkwaliteit dan de huidige 'gemiddelde toestand'. Ze liggen rond de GEP-waarden en iets (ca. 30%) onder de mediane waarden die kunnen worden gezien als maat voor de huidige 'gemiddelde toestand' (bijlage F). Aangezien de modelresultaten voor 'hoog' altijd gunstiger zijn dan voor 'laag' door het 'netto-effect', kan in het algemeen worden gesteld dat de uitkomsten van 'laag' in dat licht bezien een licht-pessimistische weergave zijn van de effecten van onderwaterdrains in de huidige gemiddelde situatie.

Per veenweide-eenheid wordt voor alle combinaties van nutriënt, drooglegging en klimaat met grijs- of groenkleuren uit de tabel de hypothese verworpen: geen langjarig gemiddelde toename van de belasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem met het betreffende nutriënt. Voor alle overige combinaties wordt de hypothese geaccepteerd. De geelkeuren met twee symbolen, één voor 'afwenteling' en één voor 'waterkwaliteit', geven uitsluitel voor de twee thema's door de symbolen.

Tabel 4.14

Veenweide-eenheden met nutriënten en omstandigheden waarvoor de hypothese niet wordt verworpen en mogelijkheid hiertoe

Veenweide-eenheid	Nutriënt	Omstandigheden			Mate	Verwerpen mogelijk	
		drooglegging (cm)	klimaat	nutriëntethema		?	met drooglegging
1	N	40	huidig	afwenteling	licht	ja	50
	N	≤ 50	W+	beide	licht	ja	60
	SO ₄	60	huidig	beide	duidelijk	ja	≥ 50
2	SO ₄	≥ 50	huidig	beide	duidelijk	ja	40
3	SO ₄	60	huidig	afwenteling	duidelijk	ja	≤ 50
4	SO ₄	≥ 50	huidig en W+	afwenteling	duidelijk	ja	40
5	SO ₄	60	huidig	beide	licht	ja	40
7	SO ₄	≥ 50	huidig	beide	duidelijk	ja	40
11	SO ₄	≥ 50	huidig	beide	duidelijk/sterk	ja	40
	SO ₄	≥ 50	W+	afwenteling	duidelijk	ja	40
12	SO ₄	60	huidig	afwenteling	sterk	ja	≤ 50
A2	SO ₄	60	huidig	beide	duidelijk	ja	40
	N	50	W+	beide	licht	ja	60
A3	SO ₄	60	huidig	afwenteling	duidelijk	ja	≤ 50
X1	SO ₄	60	huidig	afwenteling	duidelijk	ja	≤ 50
X2	SO ₄	60	huidig	beide	duidelijk	ja	≤ 50

De veenweide-eenheden met nutriënten waarvoor de hypothese niet kan worden verworpen zijn opgesomd in tabel 4.14, met daarbij aangegeven de omstandigheden waarvoor en de mate waarin deze verwerping geldt, en de mogelijkheid in de vorm van een alternatieve drooglegging om alsnog tot verwerping te komen.

Combinaties van veenweide-eenheden, nutriënten en omstandigheden waarvoor de hypothese niet kan worden verworpen gelden vooral sulfaat bij wat grotere drooglegging. Daarnaast ook stikstof bij W+-klimaat. Bij alle combinaties kan de hypothese wel worden verworpen door aanpassing van de drooglegging. Bij sulfaat door een geringere drooglegging te kiezen en bij stikstof een wat grotere. Bij eenheid A2 gaan die aanpassingen bij W+-klimaat voor stikstof ingeval 40 cm of voor sulfaat ingeval 60 cm mogelijk licht botsen.

4.3.2 Kenmerken van veenweide-eenheden: betekenis voor effecten onderwaterdrains

In tabellen 4.15 en 4.16 zijn de kenmerken die de veenweide-eenheden bepalen kwalitatief beoordeeld voor hun invloed op de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting. Dit is apart per nutriënt gedaan. Ook hierbij gaat het om het algemene beeld; details moeten onder paragrafen 4.1 en 4.2 worden gelezen.

In tabel 4.15 zijn combinaties van kenmerken kwalitatief gewaardeerd. Deze combinaties kunnen als bouwstenen worden gezien voor naar wens samen te stellen veenweide-eenheden. Sommige combinaties komen niet voor in de doorgerekende eenheden (zie 2.3.1). Van enkele waarvoor dat mogelijk is, zijn door extrapolatie verkregen waarderingen gegeven. Bij sulfaat als gevoelige stof voor drooglegging is de waardering gegeven voor 50 cm drooglegging als maat voor gemiddelde drooglegging en voor 40 cm als optimale of gewenste droogleg-

Tabel 4.15

Kwalitatieve waardering van combinaties van kenmerken als 'bouwstenen' van veenweide-eenheden voor hun invloed op de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater (voor sulfaat bij twee droogleggingen)

Veen soort dikte (troof) (m)	Fosfor						Stikstof						Sulfaat (40 cm)						Sulfaat (50 cm)					
	kwel		neutr.	wegz.		K	K	N	W	W	K	K	N	W	W	K	K	N	W	W				
	niet	wel	niet	niet	wel	N	W	N	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W				
Eu- 2,5	+	0	+++	+++	+++	0	0-	0+	0+	0	+	+	++	+++	+++	0+	0+	0+	0-	++	0-	++		
Eu- 5	++	0+	+++	+++	+++	++	0+	+	++	+	+	++	++	+	0+	+	+	0-	+	0+	+			
Oligo- 2,5			+++	+++	++			++	++	++			++	+++	++			0+	-	+				

Kwalitatieve waardering van effecten onderwaterdrains op nutriëntenbelasting:

niet	voorkomen kleidek	0	geen effect	0+	geen tot licht positief
wel	geen veenweide-eenheid	0-	geen tot licht negatief	+	positief: afname belasting
	extrapolatie bij geen eenheid	-	negatief: toename belasting	++	sterk positief
				+++	zeer sterk positief

Bij verschillende klassen concentratie infiltratiewater:

- +	negatief bij 'laag'	+ ++	positief bij 'laag' (+)
	positief bij 'hoog'	++ ++	zeer sterk positief bij 'hoog' (+++)
0- ++	geen tot licht negatief bij 'laag'	++ +	sterk positief bij 'laag' (++)
	sterk positief bij 'hoog'		zeer sterk positief bij 'hoog' (+++)

ging. Het kenmerk 'concentratie infiltratiewater' is middels een 'verlopende waardering' aangegeven voor de twee klassen: links 'laag' en rechts 'hoog'. Niet alle voorkomende combinaties hiervan zijn in de legenda aangegeven, maar wel genoeg sprekende om alle combinaties te kunnen begrijpen (+ + = + 'laag' en ++ 'hoog').

Tabel 4.16

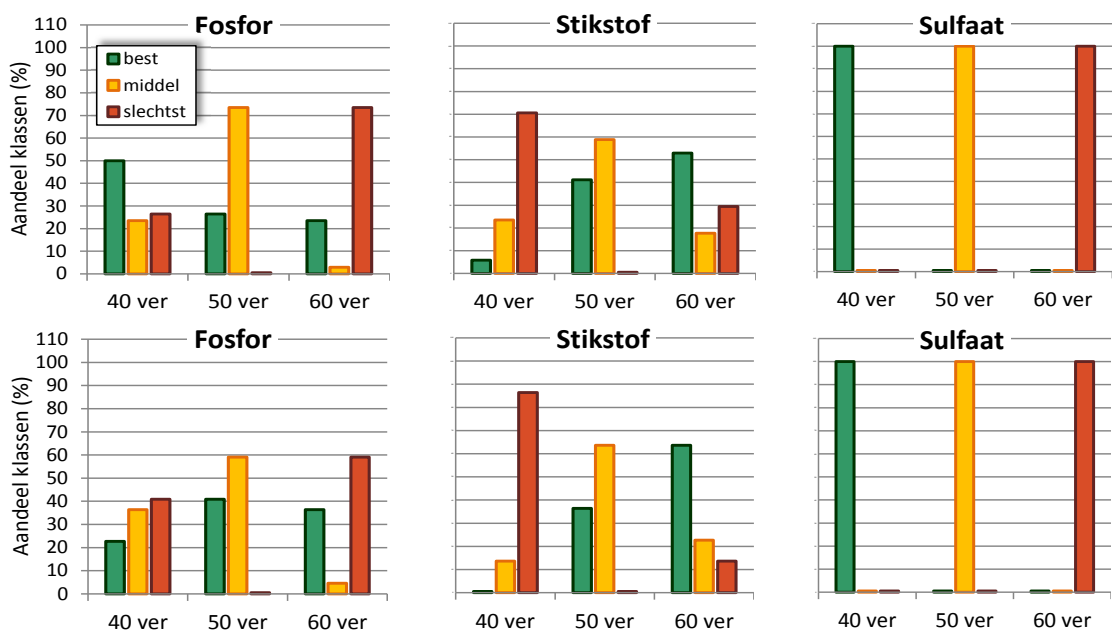
Kwalitatieve waardering van individuele kenmerken van veenweide-eenheden en droogleggingen voor effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater ten opzichte van een referentiesituatie of een tegenhanger

Nu- triënt	Veensoort en -dikte (m)			Klei- dek	Conc. infil.w.	Onderrand- voorwaarde			Drooglegging (cm)			Kli- maat W+
	eutroof	eutroof	oligotrf			gevoe- ligheid	opti- maal	ongun- stig				
	2,5	5	2,5			kwel	neutr.	wegz.				
P	0-	0	+	-	+	0-	0	-	laag	50-60	geen	0+
N	-	0	+	0-	+	0-	0	0-	middel	50-60	40	0- 0+
SO ₄	-	0	+/-	0+	+	+	0	-	hoog	40	50-60	0+

Kwalitatieve waardering van de invloed van kenmerken van veenweide-eenheden op de effecten van onderwaterdrains t.o.v. referentie of tegenhanger (wel/niet; hoog/laag; W+/huidig):

-	negatief: geeft hogere belasting	cursief getal =
0-	geen/licht negatief	voor beperkt
0	referentie	aantal veen-
0+	geen/licht positief	weide-een-
+	positief: geeft lagere belasting	heden
+/-	40 cm / 60 cm drooglegging	

In tabel 4.16 zijn de kenmerken individueel gewaardeerd per nutriënt. Dat is steeds relatief gedaan door het betreffende kenmerk te vergelijken met een referentie zoals 'eutroof 5 m dik veen' bij veensoort en -dikte, en 'neutraal' bij onderrand, of met een tegenhanger: wel een kleidek t.o.v. niet, klasse 'hoog' voor concentratie infiltratiewater t.o.v. klasse 'laag' en W+-klimaat t.o.v. huidig klimaat. De kleurstelling en de omschrijving van de klassen is afwijkend gekozen van die van tabellen 4.14 en 4.15, omdat deze waardering een duidelijk andere is dan die van deze twee tabellen. Zo zegt 'geeft lagere of hogere belasting' alleen iets in vergelijking met een andere toestand of waarde van een kenmerk, maar niets over het effect van drains ten opzichte van de situatie zonder drains. Dat laatste is niet mogelijk omdat dat afhankelijk is van het geheel van kenmerken en de drooglegging. 'Geeft hogere belasting' voor SO₄ bij 2,5 m dik eutroof veen in vergelijking met 5 m dik eutroof veen betekent bijvoorbeeld voor thema waterkwaliteit bij eenheid 2 (2,5 m) in vergelijking met eenheid 7 (5 m) met 60 cm drooglegging een grotere toename van de belasting door drains bij eenheid 2 van 11 - 8 = 3 kg SO₄ per ha per zomer, en bij eenheid 4 (2,5 m) in vergelijking met eenheid 10 (5 m) met 40 cm drooglegging een kleinere afname van de belasting door drains bij eenheid 4 van -10 - -13 = 3 kg SO₄ per ha per zomer.



Figuur 4.21

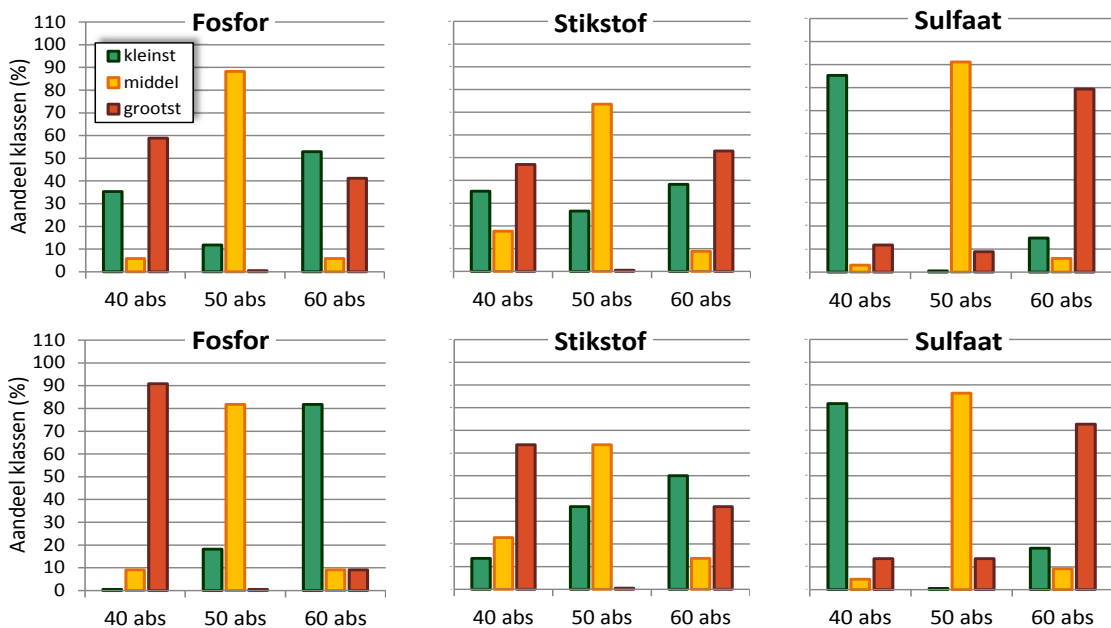
Klassering van droogleggingen voor relatieve effecten onderwaterdrains als verschilvrachten (ver) op de nutriëntenbelasting oppervlaktewater. 'Best' betekent meest gunstig (afname belasting) of minst ongunstig (toename) en 'slechtst' minst gunstig of meest ongunstig. Bovenste rij voor alle 17 veenweide-eenheden, onderste rij voor de 11 eenheden met concentratieklasse 'laag'.

4.3.3 Drooglegging: invloed op effecten van onderwaterdrains en absolute vrachten

Over de invloed van de drooglegging is in de voorgaande twee subparagrafen in de tabellen al veel informatie in gecomprimeerde vorm gegeven, en in paragrafen 4.1 en 4.2 in gedetailleerde vorm. De drooglegging is de enige echte sturingsmogelijkheid van de waterbeheerder; de beslissing 'wel of niet onderwaterdrains' daar gelaten; de mogelijkheid om te sturen op de kwaliteit van het inlaatwater zal vaak beperk zijn, zeker in de toekomst met het verwachte gebrek aan zoet water in droge tijden. Uit alle voorgaande analyses van de modelresultaten blijkt dat de drooglegging een belangrijke parameter is, vooral voor de sulfaatbelasting. Om die reden en omdat in tabellen 4.13-4.16 geen gecomprimeerde informatie is gegeven over de betekenis van de drooglegging voor de absolute nutriëntenvrachten in geval van onderwaterdrains wordt de drooglegging hier apart behandeld in samenvattende vorm. Figuur 4.21 toont de droogleggingsklassengrafieken voor de verschilvrachten en figuur 4.22 voor de absolute vrachten bij onderwaterdrains, waarbij de resultaten van de twee nutriëntentema's zijn samengenomen. Het onderscheid tussen alle 17 veenweide-eenheden (bovenste rij) en alleen de 11 met concentratieklasse 'laag' (onderste rij) is een typisch 'droogleggings-*issue*', omdat de drooglegging dit fenomeen sterk aanstuurt. Bij geringere drooglegging is de infiltratiebehoefte groter en daardoor de infiltratievracht eveneens, maar de netto uitspoelingsvracht kleiner.

Als eerste valt dan ook op in beide figuren dat het verschil tussen de bovenste en onderste rij consequent een geringer aandeel best/kleinst en groter aandeel slechtst/grootst bij 40 cm drooglegging is in geval van de 11 eenheden met uitsluitend concentratieklasse 'laag'. De tegenhanger van deze drooglegging is 60 cm, waar het omgekeerde is te zien: bij de 11 eenheden is het aandeel best/kleinst groter en het aandeel slechtst/grootst kleiner dan bij de 17 eenheden. Bij klasse 'hoog' is 40 cm veelal de gunstigste drooglegging omdat hierbij de infiltratiebehoefte in het zomerhalfjaar het grootst is, en daardoor bij hoge nutriëntenconcentraties de infiltratievracht ook, maar de netto uitspoelingsvracht kleiner, wat wordt gewaardeerd als een groter gunstig effect.

Uitzondering hierop vormt alleen SO_4 , vooral bij de verschilvrachten (figuur 4.21), omdat voor dit nutriënt 40 cm nagenoeg altijd de gunstigste drooglegging is. Bij P is het verschil vooral het grootst bij de absolute vrachten.



Figuur 4.22

Klassering van droogleggingen voor nutriëntenbelasting oppervlaktewater als absolute vrachten bij onderwaterdrains. 'Kleinst' betekent kleinste vracht en 'grootst' grootste vracht van de drie droogleggingen. Bovenste rij voor alle 17 veenweide-eenheden, onderste rij voor de 11 eenheden met concentratieklasse 'laag'.

Omdat de situatie van concentratieklasse 'hoog' een extreme is (zie tekst onder tabel 4.13) geeft de klassenverdeling van de 11 eenheden een betere indicatie voor de invloed van de drooglegging in algemene zin.

Bij P bestaat een groot verschil tussen de klassenverdelingen van de verschilvrachten en de absolute vrachten. Bij de laatste is de situatie vrijwel eenduidig: hoe groter de drooglegging, hoe kleiner de P-belasting, ook bij onderwaterdrains. Dit is het gevolg van de betere P-binding in de drogere bovengrond. Als het gaat om de effecten van drains in de vorm van de verschilvrachten dan is 50 cm de gunstigste drooglegging, omdat die alleen 'best' en 'middel' scoort. De minst eenduidige drooglegging is 60 cm: het grootste aandeel heeft klasse 'slechtst', gevolgd door 'best', terwijl 'middel' nauwelijks voorkomt. De eenheden met 'best' zijn bijna zonder uitzondering die met een kleidek; in geval van drains werkt een grotere drooglegging dan blijkbaar wat beter. De eenheden met 'slechtst' laten zien dat bij grotere drooglegging de P-binding sterker is en dat drains dan een kleinere toegevoegde waarde (gunstig effect) hebben dan bij geringere drooglegging waar drains de bodem in natte tijden droger houden en zo de P-binding versterken. In algemene zin werken drains voor P belastingverlagend; classificering 'slechtst' staat hier dus voor 'minder gunstig'.

Bij stikstof springt vooral de ongunstige invloed van de geringste drooglegging van 40 cm in het oog. Deze geldt zowel voor verschil- als absolute vrachten. Daarna valt op dat ook bij N 60 cm de minst eenduidige drooglegging is, met vooral bij de absolute vrachten naast een groot aandeel 'kleinst' ook een behoorlijk aandeel 'grootst'. Oorzaak daarvan is vooral het verschil tussen de twee nutriëntenthema's: bij 'afwenteling' scoort 60 cm vooral 'grootst' en bij 'waterkwaliteit' vooral 'kleinst'. Voor de verschilvrachten is over het algemeen 60 cm de meest gunstige drooglegging, gevolgd door 50 cm. Voor de absolute vrachten hangt dat dus af van het thema: 60 cm voor 'waterkwaliteit' en 50 cm voor 'afwenteling'.

Bij SO_4 is het beeld zeer eenduidig: zowel bij verschil- als absolute vrachten is 40 cm de gunstigste drooglegging en 60 cm de ongunstigste. In kwantitatieve termen betekent 'best' bij 40 cm altijd een verlaging van de SO_4 -belasting door drains, 'middel' bij 50 cm meestal ook een verlaging en 'slechtst' bij 60 cm meestal een verhoging.

Oorzaak van de vaak ongunstige invloed van de geringere drooglegging van 40 cm bij toepassen onderwaterdrains voor de nutriënten P en N is dat naarmate onderwaterdrains ondieper liggen bij een geringere drooglegging (drains liggen 10-15 cm onder slootpeil) ze meer van het door bemesting verrijkte water uit de wortelzone 'aftappen' (Hendriks et al., 2008a en b; Hendriks, 2009). Bij diepere ligging van drains met grotere drooglegging, zoals 60 of 70 cm, wordt juist de nutriëntenrijke zone onder de GLG sterker uitgelooft (Hendriks et al., 2008a en b; Hendriks, 2009). Ergens tussen 40 cm en 70 cm is een optimale drooglegging met draandiepte die per veenweideperceel kan verschillen, vooral door verschillen in veendikte en -soort en hydrologische setting.

4.3.4 Absolute vrachten: sturen met drooglegging

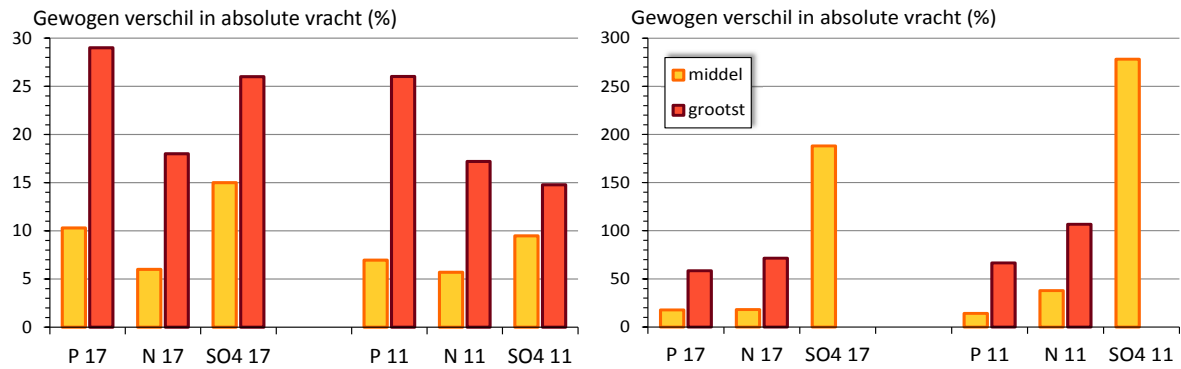
In deze studie staan de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in termen van *verandering door drains* voorop. Dit is ook opgenomen in de hypothese die stelt dat onderwaterdrains de belasting *vergroten*. Uiteindelijk is het natuurlijk de absolute grootte van de belasting die telt. Daarom is in het voorgaande ook gekeken naar de resulterende absolute vrachten bij onderwaterdrains. Deze verschillen tussen droogleggingen wat in beginsel een interessant gegeven is omdat de drooglegging door peilbeheer het enige echte sturingsmechanisme is dat de waterbeheerder tot zijn beschikking heeft. Bovendien is het heel denkbaar dat (grootschalige) toepassing van onderwaterdrains gepaard gaat met aanpassing van het slootpeil, bijvoorbeeld door de drooglegging iets te verkleinen, omdat dit het beoogde effect van de drains versterkt terwijl de ontwatering voldoende is gewaarborgd door de drainerende werking van de drains. De waterbeheerder kan dan in overweging nemen de kennis over de betekenis van de drooglegging voor absolute vrachten van verschillende nutriënten mee te laten wegen in zijn beslissing over peilaanpassing.

De basisgegevens van absolute vrachten zijn neergelegd in tabellen 3.6-3.8 en in figuren 4.1-4.16. Van de 'somrangordegrafieken' valt in detail af te lezen wat per nutriënt, per thema en per veenweide-eenheid voor elke drooglegging de absolute vracht is. Uit figuren 4.3, 4.6, 4.9, 4.12, 4.15 en 4.18 zijn de absolute vrachten bij W+-klimaat, vergeleken met huidig klimaat en gegroepeerd naar onderrandeeneheid, met en zonder onderwaterdrains, in detail te bestuderen.

De 'somrangordegrafieken' (figuren 4.1, 4.4, 4.7 ... 4.16) laten zien dat de drooglegging een belangrijke invloed heeft op de absolute vrachten bij onderwaterdrains. In figuur 4.22 is samengevat wat per nutriënt het effect is van de drooglegging: welke drooglegging geeft de grootste en welke de kleinste belasting. Hieruit volgt voor elk nutriënt dat dit beeld niet (helemaal) eenduidig is en per nutriënt verschilt. Voor sulfaat is het beeld het meest eenduidig, gevolgd door voor fosfor, vooral bij de 11 eenheden met concentratieklasse 'laag'. De beelden van P en SO₄ zijn echter precies tegengesteld voor de twee uitersten van de drooglegging, 40 en 60 cm, terwijl P en SO₄ zijn gerelateerd in het proces van 'interne eutrofiëring'. Vergelijking met figuur 4.21 maakt duidelijk dat voor N en P het effect van de drooglegging op de verschilvrachten tussen de varianten met en zonder drains een ander beeld toont dan dat van de absolute vrachten. Blijkbaar is een bepaalde drooglegging niet voor beide grootheden even gunstig of ongunstig.

Daarmee rijst de vraag hoe de invloeden van de drooglegging op de absolute vrachten zich tussen de drie nutriënten onderling verhouden en hoe het onderlinge belang daarvan te wegen. Uit de basisgegevens kan dat voor elke doorgerekende situatie in detail worden bestudeerd. In deze synthese wordt dat in algemene zin gedaan.

Figuur 4.23 toont een gemiddeld beeld van de verschillen in absolute vrachten tussen de drie droogleggingen met de kleinste vracht als referentie. Voor droogleggingsklassen 'middel' en 'grootst' is het verschil in vracht met klasse 'kleinst' bepaald. Dit verschil is op twee manieren gewogen: 1. tegen de vracht van 'kleinst' en 2. tegen de afname in vracht door toepassen van onderwaterdrains van de eigen klasse. Van de populaties van beide varianten met grootte 34 (17 v.w.-eenheden maal 2 nutriëntenthema's) of 22 (11 maal 2) is de mediaan genomen als representant van het gemiddelde beeld. In geval van toename van de vracht in plaats van afname is bij 2. een zeer groot getal als uitkomst van de weging genomen voor de bepaling van de mediaan.



Figuur 4.23

Gewogen verschil in absolute vrachten van de drie nutriënten tussen de drooglegging met middelgrootste of grootste vracht en die met kleinste vracht. Het betreft steeds de mediaan van de 34 of 22 (17 of 11 eenheden keer 2 thema's) verschillen gewogen naar de kleinste vracht (links) en gewogen naar de afname van de vracht door toepassen onderwaterdrains (rechts). 17 (alle) en 11 (concentratieklasse 'laag') staat voor het aantal veenweide-eenheden dat is meegenomen in de weging. Voor droogleggingsklasse 'grootst' is bij sulfaat de mediaan geen afname maar toename van de vracht, waardoor de staven van deze klasse ontbreken.

De weging op de eerste manier is een zuiver kwantitatieve maat want geeft de procentuele afwijking van de beschouwde vrachten ten opzichte van de kleinste vracht. Hoe groter die afwijking hoe groter het relatieve effect van de verschuiving in drooglegging op de absolute vracht. Weging volgens 2. geeft eveneens een kwantitatieve maat, maar die moet kwalitatief worden geïnterpreteerd. Deze maat zegt voor betreffende drooglegging iets over de onderlinge verhouding tussen hoeveel groter de absolute vracht is dan de kleinste vracht en de grootte van afname in vracht die is te bereiken met onderwaterdrains. Daarmee kan een afweging worden gemaakt over het onderlinge belang van absolute vracht versus een door onderwaterdrains verkregen afname in vracht. Dit is uiteraard alleen relevant als de keuze voor de optimale drooglegging met kleinste absolute vracht onder druk staat.

Het linker figuur laat zien dat bij klasse 'middel' het procentuele verschil in absolute vracht met de kleinste vracht gemiddeld gezien het grootst is bij SO₄ (9-15%) en het kleinst bij N (6 %); P ligt daar met 7-10% tussen in. Bij klasse 'grootst' heeft P de grootste afwijking (26-29%) en hebben N (17-18%) en SO₄ (15-26%) afwisselend de middelste en kleinste afwijking. Opvallend is het grote (factor 3) verschil bij P tussen 'middel' en 'grootst': de keuze tussen de gunstigste en een-na-gunstigste drooglegging is minder ingrijpend dan die tussen een-na-gunstigste en ongunstigste. Bij SO₄ speelt het omgekeerde. N zit hierbij tussen P en SO₄ in.

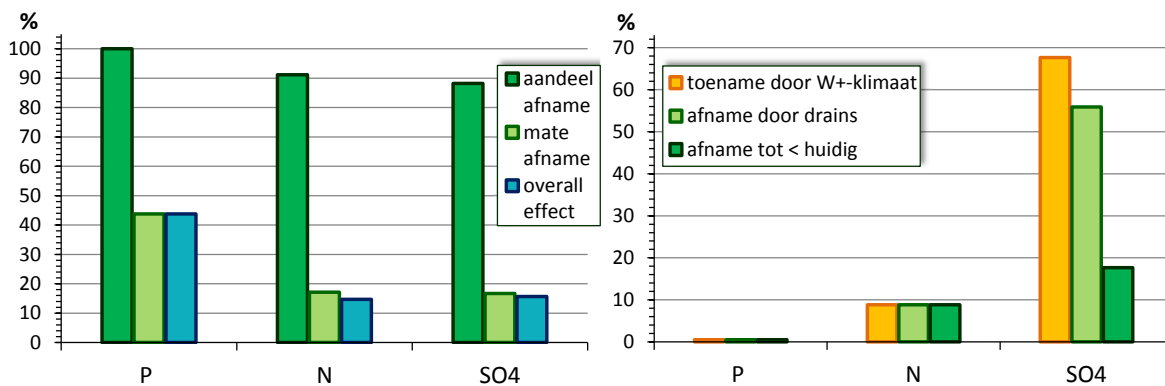
In een volgens figuur 4.22 typisch geval waarin de gunstigste drooglegging voor de absolute P-vrucht 60 cm bedraagt en de ongunstigste 40 cm, en deze twee waarden voor de SO₄-vrachten precies omgekeerd zijn, kan worden gekozen voor de compromisdrooglegging van 50 cm. Deze pakt volgens figuur 4.23 (links) voor SO₄ met 9-15% grotere belasting dan bij optimale drooglegging slechter uit dan voor P met 7-10% grotere belasting dan optimaal.

De keuze van 40 cm drooglegging, optimaal voor SO₄ en gunstig voor veenbehoud, pakt voor P erg ongunstig uit met ruim 25% grotere belasting. Kijken we echter naar de resultaten van weging tegen de afname in vracht door drains in figuur 4.23 (rechts), dan wordt duidelijk dat afwijken van de optimale drooglegging voor P heel erg veel minder slecht uitpakt dan voor SO₄. Dit is het gevolg van het grote gunstige effect van drains in termen van verlaging van de P-belasting. Bij de droogleggingsklasse 'grootst' van SO₄ is gemiddeld gezien zelfs geen afname maar toename door toepassen onderwaterdrains. Dat kan worden gezien als een dominant ongunstig effect. Daarom is deze droogleggingsklasse niet weergegeven in figuur 4.23 rechts. Dit verschil in effecten van onderwaterdrains op de belasting van de verschillende nutriënten kan onderling worden afgewogen en meegewogen bij de beslissing over de optimale drooglegging.

4.3.5 W+-klimaat: kunnen onderwaterdrains compenseren?

Bij de behandeling in 4.1 en 4.2 van de invloed van W+-klimaat bij 50 cm drooglegging op de nutriëntenbelasting en de effecten van onderwaterdrains daarop zijn twee vragen gesteld en behandeld per combinatie van nutriënt en thema. Hier worden de antwoorden in algemene vorm gepresenteerd (figuur 4.24). De vragen zijn:

1. wat zijn bij W+-klimaat de effecten van onderwaterdrains in vergelijking met de situatie zonder drains?
2. kunnen drains een instrument zijn om een eventuele toename van de nutriëntenbelasting als gevolg van W+-klimaat om te buigen naar een belasting op of zelfs onder het oude niveau van huidig klimaat zonder drains?



Figuur 4.24

Gevolgen van W+-klimaat bij 50 cm drooglegging voor de belasting van het oppervlaktewater met de drie nutriënten en de invloed van onderwaterdrains daarop. Links, effecten toepassing drains bij W+ als aandeel (%) van de veenweide-eenheden met afname van de belasting, als de mediane mate van afname bij dat aandeel van de eenheden (% van vracht zonder drains) en idem voor alle eenheden (overall effect). Rechts, het aandeel (%) eenheden met toename door W+-klimaat van de nutriëntenbelasting zonder drains, het aandeel (%-punten) eenheden daarvan met belastingafname door drains en het aandeel (%-punten) eenheden daarvan met belastingafname tot onder het niveau van huidig klimaat zonder drains (afname tot < huidig).

Figuur 4.24 (links) laat voor vraag 1. zien dat bij 88% (SO₄) tot 100% (P) van de eenheden onderwaterdrains een afname van de belasting bewerkstelligen bij W+ met 50 cm drooglegging. De mate van afname bij deze eenheden bedraagt als mediaan 17% (N) tot 44% (P) van de belasting zonder drains. Het overall effect van drains als mediaan van alle eenheden, 15-44%, wijkt hier weinig van af door het hoge procentuele aandeel van eenheden met afname.

Het antwoord op vraag 2. toont figuur 4.24, rechts. SO₄ kent het grootste aandeel eenheden met toename van de belasting zonder drains in het W+-klimaat: 68%. Vooral door de drogere en warmere zomers die pyriet-oxidatie enorm stimuleren. Bij 56%-punten hiervan kunnen drains de toegenomen belasting weer verlagen waarvan bij 18%-punten tot onder het oorspronkelijke huidige niveau. De verschillen zijn echter wel allemaal vrij klein (figuur 4.18). Hierbij is aangetekend dat kiezen voor de optimale drooglegging van 40 cm nog een substantiële verlaging van de SO₄-belasting kan betekenen. Dit is aangetoond met zes voorbeeldberekeningen (figuren 4.9 en 4.18). Voor N bedragen de drie genoemde aandelen alle drie 9%. Bij P doet deze situatie zich niet voor: in alle gevallen betekent W+ een afname van de P-belasting.

Samenvattend kan als antwoord op vraag 2 worden gesteld dat:

- P geen toename van de belasting bij W+-klimaat kent;
- bij N deze vraag met 'ja' kan worden beantwoord voor alle 9% eenheden met belastingtoename bij W+;
- bij SO₄ deze vraag voor 26% van de 68% eenheden met toename (18% van alle eenheden) met 'ja' kan worden beantwoord en voor de rest van deze eenheden drains wel de belasting kunnen verlagen maar niet tot op of onder 'huidig niveau'. Met 40 cm drooglegging kan nog wel een verdere verlaging worden bereikt.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Alle gepresenteerde conclusies zijn gebaseerd op resultaten van modelberekeningen, tenzij anders vermeld.

De algemene conclusie is dat toepassing van onderwaterdrains in bijna alle gevallen tot een soms aanzienlijke vermindering van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater zal leiden. In de meeste gevallen wordt de hypothese dat onderwaterdrains de nutriëntenbelasting vergroten verworpen. Voor alle drie de nutriënten is er bij alle veenweide-eenheden een drooglegging waarvoor de hypothese wordt verworpen.

Fosfor laat in nagenoeg alle onderzochte situaties een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater door toepassing van onderwaterdrains zien. Fosfor toont daarbij ook de relatief grootste vermindering. Fosfor is bij deze vermindering weinig gevoelig voor de drooglegging. Wat de meest gunstige drooglegging is, hangt sterk af van de overige kenmerken en condities.

Stikstof laat meestal een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater zien door toepassing van onderwaterdrains maar die is geringer dan die van fosfor. Stikstof is hierbij wel gevoeliger voor de drooglegging dan fosfor. Meestal is van de doorgerekende droogleggingen 40 cm de ongunstigste en 60 cm de gunstigste. Wel is er altijd een drooglegging waarbij afname of in ieder geval geen toename van de belasting optreedt.

Sulfaat is het meest kwetsbare nutriënt voor toepassing van onderwaterdrains. Sulfaat is daarbij zeer gevoelig voor de drooglegging. De invloed van de drooglegging op de effecten van onderwaterdrains is voor sulfaat vaak groter dan de invloed van de andere kenmerken van veenweide-eenheden. De meest gunstige drooglegging voor vermindering van de sulfaatbelasting door drains is, van de doorgerekende droogleggingen, 40 cm. De grootste drooglegging van 60 cm is bijna altijd de ongunstigste.

Het verschil tussen de nutriënten in kwetsbaarheid voor toepassing van onderwaterdrains, sulfaat het meest en fosfor het minst kwetsbaar, heeft voor het grootste deel te maken met de mobiliteit van de nutriënten en de positie van de drains ten opzichte van de bronnen van nutriënten. Sulfaat is het meest mobiel en fosfor het minst. De drains bevinden zich net onder de grootste sulfaatbron, pyrietoxidatie, maar daarentegen tussen de twee grootste fosfor- en stikstofbronnen, de bemesting en de permanent waterverzadigde veenbodem.

Bij de meest gunstige drooglegging van 40 cm voor sulfaat zijn de resultaten voor fosfor regelmatig het minst gunstig. Bij die drooglegging is het effect van drains op fosfor wel altijd vermindering van de belasting. Fosfor en sulfaat zijn gerelateerd in het proces van 'interne eutrofiëring'. Vanwege het toch positieve effect op fosfor van deze drooglegging, prevaleert de gunstigste drooglegging voor sulfaat, 40 cm, dan. Deze drooglegging is ook beter voor het behoud van het veen en verminderen van de maaiveldvaling.

In algemene zin is voor de effecten van onderwaterdrains op de nutriëntenbelasting nutriëntenarm oligotroof veen gunstiger dan nutriëntenrijk eutroof veen voor fosfor en stikstof, maar is dit meestal omgekeerd voor sulfaat. Hierbij moet worden aangetekend dat de hoge pyriet- en sulfaatgehalten die de oorzaak zijn van de ongunstige effecten op sulfaat bij oligotroof veen een typische kwaliteit zijn van dit oligotrofe veen in Noord-Holland. Een kwaliteit die niet eigen is aan oligotroof veen maar samenhangt met de invloed van de zee.

Een dun pakket van hetzelfde veen is ongunstiger dan een dik pakket, voor alle drie de nutriënten. Een kleidek werkt enigszins gunstig voor sulfaat, neutraal tot ongunstig voor stikstof en minder gunstig voor fosfor in de zin dat de gunstige effecten iets achterblijven. 'Neutraal' is de gunstigste onderrand voor fosfor en stikstof. 'Kwel' is dat voor sulfaat. 'Wegzijging' is voor alle drie de nutriënten meestal de ongunstigste onderrand. Let wel: dit geldt voor de veranderingen in de belasting door toepassen van drains, niet voor de absolute grootte van de belasting!

Hoge nutriëntenconcentraties in het infiltrerende water hebben een kleinere netto nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de veenbodem tot gevolg. In die zin is klasse 'hoog' gunstiger dan klasse 'laag': de veenbodem is in staat nutriënten uit het oppervlaktewater in grote hoeveelheden te bergen of te doen verdwijnen.

Klimaatverandering als W+-scenario in 2050 geeft bij een drooglegging van 50 cm absoluut gezien meestal alleen bij sulfaat een grotere belasting van het oppervlaktewater. Toepassing van onderwaterdrains blijkt in die situaties nog gunstiger te zijn in de zin van afname van de belasting dan bij huidige klimaat. Door daarbij de voor sulfaat meest gunstige drooglegging van 40 cm te hanteren, kan de sulfaatbelasting sterk worden teruggebracht tot op of onder het niveau van huidig klimaat met een drooglegging van 50 cm.

Gebiedsvreemd inlaatwater wordt door velen gezien als een bedreiging van het veen omdat het sulfaat bevat dat veenafbraak bevordert. Indicatieve berekeningen in dit rapport geven echter een bovengrens van 0,05 mm per jaar voor maaiveldaling veroorzaakt door sulfaat in infiltrerend water in westelijke veenweiden. Bovendien blijkt uit de modelberekeningen dat in het veenweidegebied de oxidatie van pyriet in de veenbodem een veel grotere bron van sulfaat is dan de inlaat van gebiedsvreemd water. Toepassing van onderwaterdrains leidt niet alleen tot minder veenoxidatie, maar ook tot minder sulfaatvorming door pyrietoxidatie.

Onderwaterdrains vergroten zonder uitzondering zowel de drainagefluxen als de infiltratiefluxen. In het algemeen zijn de toenames het grootst bij de wegzijgingseenheden. Reden is dat de wegzijgingsfluxen een grote post op de waterbalans zijn, ongeveer even groot als de drainagefluxen, ook in de zomer. In die zin is deze onderrandeenheid relatief groot vergeleken met de onderrandeenheid 'kwel'. De grote fluxen ontstaan door een relatief kleine verticale weerstand en geringe stijghoogte in het 1^e-watervoerende pakket, waardoor veranderingen van de grondwaterstanden door toepassen onderwaterdrains tot relatief grote veranderingen in de wegzijgingsfluxen leiden.

De netto infiltratie in de zomer neemt meestal met meer dan 25% toe bij onderwaterdrains. De toenames zijn het grootst bij 'wegzijging' met geringe drooglegging. Bij klimaatscenario W+ is de toename in absolute zin groter door de drogere zomers. Hierbij moet goed worden bedacht dat infiltratie kwantitatief niet hetzelfde is als inlaat van oppervlaktewater. Zo is de inlaatbehoefte ook te sturen met de marges in slootpeil die men toelaat: grotere toegestane marges reduceren de inlaatbehoefte. Daarnaast kan diversiteit in maaiveldhoogten, peilvakken en gebieden met kwel en wegzijging binnen één bemalingseenheid een dempende werking hebben op inlaat- en uitslagbehoefte.

Voor de lotgevallen van uitspoelende nutriënten kan de verdeling van het af- en uitstromende (drainage) water over de transportroutes naar de sloot van wezenlijk belang zijn vanwege processen in de waterbodem. Onderwaterdrains hebben hier grote invloed op. Zonder drains passeert in het winterhalfjaar 35-60% van het drainagewater de slootbodem inclusief natte slootwand; in het zomerhalfjaar is dat 25-40%. De rest treedt de sloot binnen langs of uit de 'droge' slootwand boven slootpeil als oppervlakteafstroming (runoff) en oppervlakkige uitstroming (interflow, greppeldrainage). Bij onderwaterdrains nemen de drains in de winter 70-80% en in de zomer 50-65% van de drainage voor hun rekening. Drainage via de slootbodem is dan sterk verminderd tot slechts circa 10%. Snelle afvoer uit of langs de droge slootwand vormt met 10-40% de rest van de drainage. Infiltratie van slootwater verloopt zonder onderwaterdrains volledig door de slootbodem en natte slootwand. Met onderwaterdrains vormen de drains de dominante route met een aandeel van 83-90% van de infiltratie.

5.2 Aanbevelingen

Toepassing van onderwaterdrains kan een gunstige uitwerking hebben op de waterkwaliteit en kan daarmee een instrument zijn om aan de eisen van de Kaderrichtlijn Water te voldoen. Peilverhoging kan daarbij een belangrijke rol spelen om de waterkwaliteit verder te verbeteren. Peilverhoging is in het algemeen sterk nadelig voor de landbouw. De drainerende werking van onderwaterdrains in natte perioden kan dit nadeel voor de landbouw sterk compenseren. Voor de melkveehouder is dit echter geen aantrekkelijke constructie, immers wat betreft draagkracht gaat hij er niet op vooruit, terwijl de aanlegkosten van de drains aanzienlijk zijn. Er zal dus een hoge tegemoetkoming in de kosten noodzakelijk zijn om deze combinatie van peilverhoging en aanleg van onderwaterdrains ingevoerd te krijgen.

De modellering voor dit rapport heeft een zeer grote hoeveelheid resultaten opgeleverd, die nog niet volledig zijn geanalyseerd. Aanbevolen wordt om deze data te exploiteren om bijvoorbeeld meer naar de extremen te kijken. In een aantal gevallen zijn juist de extremen interessanter dan de gemiddelden over een langere periode. Met een relatief geringe inspanning kan veel extra kennis worden verworven.

De tabellen met de resultaten van de modelberekeningen voor alle veenweide-eenheden vormen een goede basis voor het maken van kaarten waarop het effect van toepassing van onderwaterdrains is aangegeven. De kleuren die in de resultaat-tabellen zijn gebruikt kunnen daarbij de te onderscheiden klassen vormen. Op die manier wordt het dan snel duidelijk in welke gebieden de meeste winst valt te behalen of waar bijvoorbeeld de verwachting is dat de situatie voor sulfaat zal verslechteren. De huidige GIS-middelen maken het ook mogelijk om snel het effect van bijvoorbeeld een peilverhoging of peilverlaging in een bepaald gebied zichtbaar te maken.

Referenties

Akker, J.J.H. van den, J. Beuving, R.F.A. Hendriks en R.J. Wolleswinkel, 2007a. 5510 Maaiveldaling, afbraak en CO₂ emissie van Nederlandse veenweidegebieden. Leidraad Bodembescherming, afl. 83, Sdu, Den Haag, 32 pp.

Akker, J.J.H. van den, R.F.A. Hendriks, J.R. Mulder, 2007b. Invloed van infiltratiewater via onderwaterdrains op de afbraak van veengrond; Helpdeskvraag HD2057 Onderwaterdrains van Drunen 1106. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1597, 43.

Akker, J.J.H. (Jan) van den, Rob Hendriks, Idse Hoving en Matheijs Pleijter, 2010. Toepassing van onderwaterdrains in veenweidegebieden. Effecten op maaiveldaling, broeikasgasemissies en het water. Werkgemeenschap voor Landschapsonderzoek (WLO), Utrecht, Landschap 27/3, 137-149

Akker, J.J.H. van den, P.J. Kuikman, F. de Vries, I. Hoving, M. Pleijter, R.F.A. Hendriks, R.J. Wolleswinkel, R.T.L. Simões and C. Kwakernaak, 2008. Emission of CO₂ from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. In: Farrell, C and J. Feehan (eds.), 2008. Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise Use - The Future of Peatlands, Vol. 1 Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8-13 june 2008. International Peat Society, Jyväskylä, Finland. ISBN 0951489046. pp 645-648

Akker, J.J.H. van den, P.C. Jansen en E.P. Querner, 2011. De huidige en toekomstige watervraag van veengronden in het Groene Hart; Verkenning naar het effect van onderwaterdrains. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2142.

Arts, G.H.P., M. Groenendijk en F.J.E. van der Bolt, 2004. Systeemverkenning Krimpenerwaard. Reeks Monitoring Stroomgebieden 2-III. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 969.

Beek C.L. van, L. Brouwer and O. Oenema, 2003a. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutrient Cycl. Agroecosyst.* 67: 233-244.

Beek, C.L. van, G.A.P.H. van den Eertwegh, F.H. van Schaik, G.L. Velthof and O. Oenema, 2004a. The contribution of dairy farming on peat soil to N and P loading of surface water. *Nutrient Cycl. in Agroecosyst.* 70: 85-95.

Beek, C.L. van, E.W.J. Hummelink, G.L. Velthof and O. Oenema, 2004b. Denitrification rates in relation to groundwater level in a peat soil under grassland. *Biology and Fertility of Soils* 39: 329-336.

Berendrecht, W., A. Weerts, A. Veldhuizen and T. Kroon, 2011. An operational drought forecasting system using coupled models for groundwater, surface water and unsaturated zone. *Managing Groundwater and the Environment (Proceedings of ModelCARE 2009, Wuhan, China, September 2009)*. IAHS Publ. 341, 2011, 3-8.

Boekel, E.M.P.M. van, L.P.A. van Gerven, T. van Hattum, V.G.M. Linderhof, H.T.L. Massop, H.M. Mulder, N.B.P. Polman, L.V. Renaud en D.J.J. Walvoort, 2011. Ex-ante evaluatie landbouw en KRW. Bijdrage van het voorgenomen beleid en aanvullende (landbouwkundige) maatregelen op de realisatie van de KRW-nutriëntdoelstelling. Wageningen, Alterra. Rapport 2121.

- Boogaard, H.L. en R.F.A. Hendriks, 1995. Onderzoek naar de vermesting van de Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 356.
- Breeuwsma, A. en W. van Duijvenbooden, 1987. Kwetsbaarheid van het grondwater. RIVM Rapport 840387003, Bilthoven.
- CTV, werkgroep herziening cultuurtechnisch vademecum, 2000. Cultuur Technisch Vademecum. Cultuurtechnische Vereniging, Utrecht.
- Dam, J.C. van, P. Groenendijk, R.F.A. Hendriks en J.G. Kroes, 2008. Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. *Vadose Zone J.*, Vol.7, No.2: 640-653.
- Devito, K.J., 1995. Sulphate mass balances of the Precambrian Shield wetlands: the influence of catchment hydrogeology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 1750-1760.
- Devito, K. J. and Dillon, P. J. 1993. The influence of hydrologic conditions and peat oxia on the phosphorus and nitrogen dynamics of a conifer swamp. *Water Resources Research*. 29, 8, 2675-2685.
- Devito, K.J., Hill, A.R., 1997. Sulphate dynamics in relation to groundwater-surface water interactions in headwater wetlands of the southern Canadian Shield. *Hydrological Processes* 11, 485-5000.
- DINO. /www.dinoloket.nl/
- Ernst, L.F., 1956. Calculation of the steady flow of groundwater in vertical cross-sections. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 4, 126-131.
- Freeman, C., N.J. Ostle and H. Kang, 2001. An enzymic 'latch' on a global carbon store. A shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzyme. *NATURE*, Vol. 409: 149.
- Freeman, C., N.J. Ostle, N. Fenner and H. Kang, 2004. A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1663-1667.
- Gaast, J.W.J. van der, H.Th.L. Massop en H.R.J. Vroon, 2009. Effecten van klimaatverandering op de watervraag in de Nederlandse groene ruimte. Wageningen, Alterra. Rapport 1791.
- Gerven, L.P.A. van, B. van der Grift, R.F.A. Hendriks, H.M. Mulder en T.P. van Tol-Leenders, 2011a. Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard. Bronnen, routes en sturingsmogelijkheden. Reeks Monitoring Stroomgebieden 25-III. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2220.
- Gerven, L.P.A. van, R.F.A. Hendriks, J. Harmsen, V. Beumer en P. Bogaart, 2011b. Nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit de waterbodem in een veengebied; Metingen in de Krimpenerwaard. Reeks Monitoring Stroomgebieden 23. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2217.
- Gerven, L.P.A. van en R.F.A. Hendriks, 2011. Aanpassingen in het modelinstrumentarium. In: Van Gerven et al., 2011a.
- Griffioen, J., P.G.B. de Louw, H.L. Boogaard en R.F.A. Hendriks, 2002. De achtergrondbelasting van het oppervlaktewatersysteem met N, P en Cl, en enkele ecohydrologische parameters in West-Nederland. TNO-rapport, NITG 02-166-A, TNO, Delft.

- Groenendijk, P., L.V. Renaud and J. Roelsma, 2005. Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the Animo4.0 model. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 983.
- Harrison, R. B., D.W. Johnson and D.E. Todd, 1989. Sulfate Adsorption and Desorption Reversibility in a Variety of Forest Soils. *J. Environ. Qual.*, 18: 419-426.
- Hendriks, R.F.A., 1991. Afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek. Rapport 199, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., 1993. Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden. Rapport 251, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., 1997a. Methodieken en resultaten van experimenteel onderzoek en veldonderzoek naar bodemchemische en bodemfysische parameters in laagveen. Rapport 271, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., 1997b. Oorzaken van diffuse stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden. *H₂O* (30) 1997, nr. 3: 66-69.
- Hendriks, R.F.A., 2003. Bemesting hoofdoorzaak van eutrofe veensloten? *H₂O* (36) 2003, nr. 11: 33-36.
- Hendriks, R.F.A., 2009. Waterkwaliteit. In: Woestenburg, M., 2009. Waarheen met het veen. 2 Opgaven. Uitgeverij Landwerk, Wageningen en Alterra/Wageningen UR.
- Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk en H.P. Oosterom, 1994. Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie. Rapport 272, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., R. Kruijne, J. Roelsma, K. Oostindie, H.P. Oosterom en O.F. Schoumans, 2002. Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden. Analyse van de bronnen. Alterra-Rapport 408. Wageningen.
- Hendriks, R.F.A., R.J. Wolleswinkel and J.J.H. van den Akker, 2008a. Predicting greenhouse gas emission in peat soil depending on water management with the SWAP-ANIMO model. In: Farrell, C and J. Feehan (eds.), 2008. Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise Use - The Future of Peatlands, Vol. 1 Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8-13 June 2008. International Peat Society, Jyväskylä, Finland. ISBN 0951489046. pp 583-586
- Hendriks, R.F.A., D.J.J. Walvoort en M.H.J.L. Jeuken, 2008b. Evaluation of the applicability of the SWAP-ANIMO model for simulating nutrient loading of surface water in a peat land area. Calibration, validation, and system and scenario analysis for an experimental site in the Vlietpolder. Alterra rapport 619, Alterra, Wageningen.
- Hendriks, R.F.A. en L.P.A. van Gerven, 2011. Nadere beschrijving van de analyse van processen van 'interne eutrofiëring'. In: Van Gerven et al., 2011a.
- Hendriks, R.F.A., P. Groenendijk, P.C. Stolk, J.J.H. van den Akker en L.V. Renaud, 2012. Modelling of Green House Gas emissions and Soil Subsidence with ANIMO4.0. Alterra rapport 2054, Alterra, Wageningen.

- Hendriks, R.F.A., P.C. Stolk, P. Groenendijk and J.J.H. van den Akker, in voorbereiding. Modelling greenhouse gas emissions and soil subsidence with SWAP-ANIMO; application on an agricultural peat soil.
- Hoving, I.E., G. André, J.J.H. van den Akker, M. Pleijter, 2008. Hydrologische en landbouwkundige effecten van gebruik van 'onderwaterdrains' op veengrond. Rapport 102 Animal Sciences Group, Wageningen UR, 68 blz.
- Hoving, I.E., J.J.H. van den Akker, M. Pleijter en K. van Houwelingen, 2011. Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains in polder Zeevang. Wageningen UR Livestock Research, rapportnummer 449.
- Jansen, E.J., 1988. Invloed van de landbouw op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Wageningen, ICW. Hoofdrapport. Rapport 30/1.
- Jansen, P.C., E.P. Querner en J.J.H. van den Akker, 2009. Onderwaterdrains in het veenweidegebied en de gevolgen voor de inlaatbehoefte, de afvoer van oppervlaktewater en voor de maaiveldval. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1872.
- Kemmers, R.H., P.C. Jansen en S.P.J. van Delft, 2000. De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen. Expertisecentrum LNV. OBN-rapport 8.
- Kemmers, R.H. en G.F. Koopmans, 2010. Interne eutrofiering en veenafbraak; literatuuronderzoek. Effect van toepassing van onderwaterdrains. Alterra-rapport 1980, Alterra, Wageningen.
- Kempen, C. en J. Griffioen, 2011. Pyriet in de Nederlandse zeeleigebieden; 1-2 m onder maaiveld. Deltareport 1202900-000-BGS-0004.
- Kroes, J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema and L.J. Locht, 1990. De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland. Rapport 55, DLO-Staring Centrum. Wageningen.
- Kroes, J.G., J.C. Van Dam, P. Groenendijk, R.F.A. Hendriks and C.M.J. Jacobs, 2008. SWAP version 3.2. Theory description and user manual. Report 1649. Wageningen UR, Alterra, Wageningen.
- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen and J.G.M. Roelofs, 1998. Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 32, pp. 199-205.
- Lamers, L.P.M., E. ten Dolle, S.T.G. van den Berg, S.P.J. van Delft and J.G.M. Roelofs, 2001. Differential responses of freshwater wetland sediments to sulphate pollution. *Biogeochemistry* 55:87-102.
- Mars, H. de, 1996. Chemical and physical dynamics of fen hydro-ecology. Thesis Universiteit Utrecht.
- Meinardi, C.R., 2005. Stroom van water en stoffen door de bodem en naar de sloten in de Vlietpolder. RIVM rapport 500003004, Bilthoven.
- Michielsen, B. en F. van Schaik, 2004. Veenweideproject: Aanvoerroutes en bron-analyse van water en stof in het oppervlaktewater van de Vlietpolder. Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- Paauw, J.G.M., 2002. Het belang van magnesium-, mangaan- en zwavelbemesting. In de akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt. Projectrapport nr. 1125238, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Lelystad.

- Renaud, L.V., J. Roelsma and P. Groenendijk, 2005. User's guide of the ANIMO 4.0 nutrient leaching model. Alterra-Report 224. Wageningen.
- Roelofs, 1991. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany*, 39: 267-293.
- Roelofs, J.G.M. en A. Smolders, 1993. Effecten van de inlaat van Rijnwater op de waterkwaliteit en plantengemeenschappen in aquatische oecosystemen, in het bijzonder laagveenplassen. *De Levende Natuur* 94(2): 78-82.
- Schipper, P., C. Appelo, P.J. van Helvoort en H.P. Broers, 2000. Resultaten geochemisch modelonderzoek Oostrum. zware metalen in het grondwater: pyrietoxidatie en desorptie. *H2O*, 24: pag. 19-22.
- Schoumans, O.F., 1999. Beschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in veengronden. Rapport 522, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Smolders A., L. Lamers, E. Lucassen en J. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry & Ecology*, nr. 22, pag. 93-111.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs en L.P.M. Lamers, 2010. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry*, 98(1-3): 1-7.
- Steur, G.G.L. en W. Heijink, 1983. Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50.000; algemene begrippen en indelingen. STIBOKA, Wageningen.
- Stolk, A.P., 2001. Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling. Meetresultaten 1999. RIVM Rapport 723101056, Bilthoven.
- Vermaat, J. E., J. Harmsen, F. Hellmann, H. van der Geest, J. J. M. de Klein, S. Kosten, A.J.P. Smolders en J. T. A. Verhoeven, 2012. Zwavedynamiek in het West-Nederlandse laagveengebied. Met het oog op klimaatsverandering. Vrije Universiteit Amsterdam, Rapport AE-12/01.
- Vermeulen, J. en R.F.A. Hendriks, 1996. Ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 288.
- Walvoort, D.J.J., D.J. Brus, C. van der Salm, M. Pleijter en T.P. van Tol-Leenders, 2011. Kwantificering van de fosfaattoestand in de bodem van vier stroomgebieden. Alterra rapport 1958, Alterra, Wageningen.
- Woestenburg, M., 2009. Waarheen met het veen. Uitgeverij Landwerk, Wageningen en Alterra/Wageningen UR.
- Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter en H. van Zeijts, 2003. The integrated modelling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environ. Modelling & Software*, 18, pp. 397-417.
- Wösten, J.H.M., G.J. Veerman, W.J.M. de Groot en J. Stolte, 2001. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgaven 2001. Wageningen, Alterra. Rapport 153.

Bijlage A Kwantitatieve vergelijking tussen totale en anaerobe veenafbraak

A.1 Aanleiding en doel

Onder anaerobe (zuurstofloze), reducerende omstandigheden in de waterverzadigde veenbodem kan veenafbraak optreden waarbij nitraat en/of sulfaat worden gereduceerd. Hierbij fungeren de twee oxidatoren nitraat en sulfaat als alternatieve elektronenacceptor voor zuurstof bij de afbraak van de reductor organische stof. Omdat dit proces veel (30-50%) minder efficiënt verloopt dan aerobe afbraak (Groenendijk et al., 2005; Kemmers en Koopmans, 2010) blijft de anaerobe afbraak beperkt ten opzichte van de aerobe. Vermeulen en Hendriks (1996) maten onder zuurstofloze omstandigheden bij een overmaat aan nitraat en sulfaat een koolzuurproductiesnelheid in ongestoorde veenmonsters die 22-38% bedroeg van de optimale snelheid onder aerobe omstandigheden.

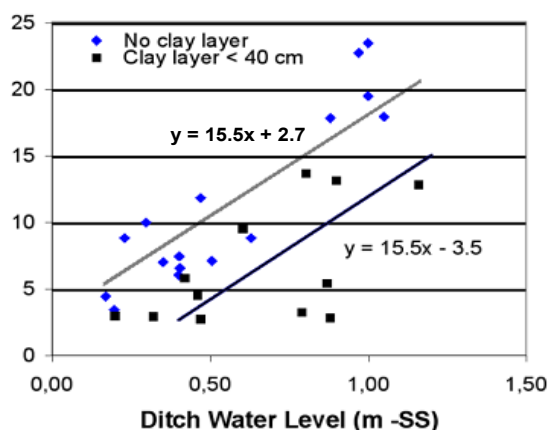
Naast de processnelheid is de beschikbaarheid van nitraat en sulfaat cruciaal voor de omvang van deze redox-processen. En dan vooral in verhouding tot de beschikbaarheid van zuurstof voor de oxidatie van de organische stof van veen onder aerobe omstandigheden in een ontwaterde veenweide. Bronnen van nitraat en sulfaat zijn bemesting, atmosferische depositie, infiltratie van slootwater en biochemische productie van nitraat door stikstofmineralisatie van organische stof gevolgd door nitrificatie en van sulfaat door oxidatie van pyriet (FeS_2).

Als bekend is wat onder gangbare omstandigheden in West-Nederlandse veenweiden de omvang is van de veenafbraak onder invloed van zuurstof door ontwatering en wat de omvang is van denitrificatie en sulfaatreductie, dan kan een uitspraak worden gedaan over het kwantitatieve belang van anaerobe afbraak van veen door nitraat- en sulfaatreductie in verhouding tot de aerobe afbraak. Althans, de bovengrens van de bijdrage van deze vorm van anaerobe veenafbraak. Ook in veenweiden, met hun overvloed aan organische stof en natte bodems, wordt een (groot) deel van het beschikbare nitraat en sulfaat aangewend voor afbraak van 'verse' organische stof als organische mest, wortelresten en -exudaten en DOM (dissolved organic matter). Deze vormen van organische stof genieten de voorkeur van denitrificerende en sulfaatreducerende bacteriën boven de oude, meer resistente organische stof van veen. Onderzoeken waarin is aangetoond dat moeilijk afbreekbare organische stof minder ontvankelijk is voor anaerobe afbraak zijn onder andere: De Mars (1996), Kemmers et al. (2000) en Lamers et al. (2001). Zo kunnen exudaten en DOM samen met nitraat en sulfaat uitspoelen naar de anaerobe verzadigde zone in de veenbodem en daar worden aangewend voor denitrificatie en sulfaatreductie. Hierbij verdwijnen nitraat en sulfaat door reductie in de anaerobe veenbodem zonder dat dit leidt tot veenafbraak.

Doel van deze bijlage is om met bestaande kennis van omvang van maaiveldddaling en denitrificatie in West-Nederlandse veenweiden, en met resultaten uit deze modelstudie voor denitrificatie en sulfaatreductie, op bovenstaande wijze het kwantitatieve aandeel van anaerobe veenafbraak in de totale veenafbraak te schatten.

A.2 Totale veenafbraak in ontwaterde veenweiden

Van den Akker et al. (2008) hebben relaties vastgesteld om de grootte van de maaiveldddaling van landbouwkundig gebruikte veenweidepercelen op jaarbasis afzonderlijk te schatten uit twee relatief gemakkelijk vast te stellen grootheden: de drooglegging en de diepste grondwaterstand in het jaar. Hoewel de laatste wat nauwkeurigere resultaten geeft, is de eerste handiger om hier toe te passen. Figuur A.1 laat de relatie zien van maaiveldddaling als functie van de drooglegging voor een veenbodem met en een veenbodem zonder kleidek.



Figuur A.1

Relatie tussen maaiveldddaling (y -as, in mm) en drooglegging als slootpeil ten opzichte van maaiveld voor Nederlandse veenweiden met en zonder kleidek (uit: Van den Akker et al., 2008)

De vergelijkingen van figuur A.1 voor veenbodems zonder en met kleidek zijn respectievelijk:

$$y = 15,5x + 2,7 \quad (\text{A.1a})$$

$$y = 15,5x - 3,5 \quad (\text{A.1b})$$

met x = drooglegging in meters en y = maaiveldddaling in mm per jaar.

Omdat maaiveldddaling tot stand komt door drie processen, twee grondmechanische processen en één biochemisch omzettingsproces, kan ze niet een-op-een worden vertaald in de afbraak van een hoeveelheid organische stof tot koolzuurgas (CO_2). Hiervoor is nodig het aandeel van de organischestofafbraak in de maaiveldddaling te weten. Een goede maat hiervoor is de C-mineralisatie, een andere benaming voor 'afbraak' (Hendriks, 1991), waarvan het eindproduct anorganische koolstof is in de vorm van CO_2 . Van den Akker et al. (2008) geven een empirische vergelijking voor de CO_2 -productie per eenheid maaiveldddaling.:

$$2259 \text{ kg CO}_2 \text{ per ha per mm maaiveldddaling} \quad (\text{A.2})$$

Voor de vergelijking tussen aerobe en anaerobe veenafbraak nemen we een veenprofiel zonder en een met kleidek en beschouwen daarvoor twee situaties van drooglegging, de extremen uit deze studie: 40 en 60 cm. Invullen in vergelijkingen (A.1a) en (A.1b) en het resultaat vermenigvuldigen met de empirische waarde van (A.2) geeft:

- 1.a. zonder kleidek bij 40 cm: 8,9 mm maaiveldddaling per jaar en 20.105 kg CO_2 per ha per jaar;
- 1.b. zonder kleidek bij 60 cm: 12,0 mm maaiveldddaling per jaar en 27.108 kg CO_2 per ha per jaar.
- 2.a. met kleidek bij 40 cm: 2,7 mm maaiveldddaling per jaar en 6.099 kg CO_2 per ha per jaar;
- 2.b. met kleidek bij 60 cm: 5,8 mm maaiveldddaling per jaar en 13.102 kg CO_2 per ha per jaar.

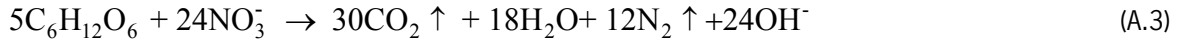
De CO_2 -productie is een empirische maat voor de totale C-mineralisatie in het veld, dus voor de aerobe én de anaerobe afbraak. Door de CO_2 -productie te berekenen bij denitrificatie en sulfaatreductie kan door vergelijking met de CO_2 -productie van de totale afbraak het aandeel maaiveldddaling door deze vormen van anaerobe veenafbraak worden bepaald.

A.3 Anaerobe afbraak: reductie van nitraat en sulfaat

Voor de inschatting van de orde van grootte van anaerobe veenafbraak door reductie van nitraat en sulfaat is het nodig de orde van grootte te weten van denitrificatie en sulfaatreductie in landbouwkundig gebruikte veenweiden in West-Nederland. Daarvoor is primair gebruik gemaakt van de in dit project gecreëerde database van resultaten van modelberekeningen.

A.3.1 Nitraat

De algemene vergelijking voor organischestofafbraak door denitrificatie luidt:



De stoichiometrische verhouding is dat 4 mol nitraat 5 mol organische koolstof kan omzetten en 5 mol koolzuurgas levert. Of uitgedrukt in massa-eenheden: 1 kg NO₃-N geeft 5 / 4 x 44 / 14 = 3,93 kg CO₂.

Over de grootte van de denitrificatiesnelheid in landbouwkundig gebruikte veenweiden in West-Nederland is wel wat bekend. Van Beek et al. (2004b) leidden uit metingen aan ongestoorde bodemmonsters van een proefperceel in de Vlietpolder, met een toemaakdek en een drooglegging van ca. 45 cm, waarden af voor de actuele denitrificatiesnelheid van 87 ± 29 kg N ha⁻¹ j⁻¹. Hendriks et al. (2008b) konden deze orde van grootte van de actuele denitrificatiesnelheid voor hetzelfde proefperceel zeer goed simuleren met SWAP-ANIMO: waarden van 75, 102 en 111 (gemiddeld 96) kg N ha⁻¹ j⁻¹ voor de weerjaren 2000, 2001 en 2002. Deze modeltoets gold een onafhankelijke validatie voor deze drie jaren, waarvoor SWAP-ANIMO was gekalibreerd tegen metingen in hetzelfde perceel van andere grootheden dan denitrificatie. Ook de gesimuleerde N-opname door het gewas werd voor een onafhankelijke validatie vergeleken met gemeten opnamen van dezelfde periode, met een zeer goed resultaat want afwijkingen van slechts 3-7%. Dat geeft aan dat SWAP-ANIMO goed in staat is denitrificatie in bemeste veenweidepercelen te simuleren. Daarom zijn de in onderhavige studie gesimuleerde denitrificatiewaarden voor de twee gekozen droogleggingen gebruikt als schatter voor de omvang van denitrificatie in landbouwkundig gebruikte veenweiden.

Tabel A.1 geeft de in dit project gesimuleerde omvang van de denitrificatiesnelheid als mediaan van de resultaten van de 30 weerjaren van alle relevante (wel of geen kleidek) veenweide-eenheden. Ook geeft de tabel de CO₂-productie op jaarbasis zoals berekend uit de denitrificatie volgens de rekenregel die volgt uit vergelijking (A.3) en de daarmee samenhangende maaiveld-daling.

Tabel A.1

Gesimuleerde denitrificatiesnelheid (kg N ha⁻¹ j⁻¹) en daaruit berekende koolzuurproductiesnelheid (kg CO₂ ha⁻¹ j⁻¹) en maaiveld-dalingssnelheid (mm j⁻¹) bij organischestofafbraak door denitrificatie voor veenweideprofielen zonder en met een kleidek met twee droogleggingen. Denitrificatiesnelheden betreffen medianen van de modelresultaten van alle relevante veenweide-eenheden en de 30 weerjaren van de simulatieperiode.

Droog- legging (cm)	Geen kleidek			Kleidek		
	denitrificatie	CO ₂ -productie	maaiveld-daling	denitrificatie	CO ₂ -productie	maaiveld-daling
40	114	448	0,20	92	362	0,16
60	143	562	0,25	113	444	0,20

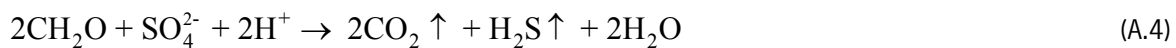
Te zien is dat de denitrificatiesnelheid toeneemt met de drooglegging. Dit is een bekend verschijnsel in veengronden (b.v. Hendriks, 1993; Van Beek et al., 2004b). Veengronden vertonen wat denitrificatie betreft een van minerale gronden afwijkend gedrag. Bij de laatste geldt: hoe natter de bodem, des te groter is de kans op

(partiële) anaerobie bovenin het profiel waarin de meeste afbreekbare organische stof zit, dus hoe groter de denitrificatiesnelheid. Bij veengronden geldt per tijdseenheid: hoe droger de bodem, des te groter is de organischestofomzetting en dus de N-mineralisatie en nitrificatie, dus des te groter is de nitraatproductie en des te meer nitraat kan worden gedenitrificeerd in het anaerobe deel van de veenbodem.

Veengronden zijn echter periodiek zo nat dat ook bovenin de wortelzone, waar vooral het inerte deel van het veen resteert, al een aanzienlijk deel van het nitraat (gevormd) uit meststoffen kan worden gedenitrificeerd voor afbraak van vers organisch materiaal. Van Beek et al. (2004b) maten dat 30% van de denitrificatie van het Vlietpolder-proefperceel in de bovenste 20 cm plaatsvond. Nitraat zal daar voornamelijk preferent worden aangewend voor afbraak van verse organische stof. Ook concludeerden zij dat denitrificatie beneden de grondwaterstand verwaarloosbaar was. Hieruit valt af te leiden dat bij denitrificatie in bemeste veenweidegronden nitraat niet alleen wordt aangewend voor afbraak van organische stof van veen, maar voor een belangrijk deel (rond 25%) ook voor afbraak van 'verse' organische stof van mest, wortellexudaten en -resten en DOM.

A.3.2 Sulfaat

De algemene vergelijking voor organischestofafbraak door sulfaatreductie luidt:



De stoichiometrische verhouding is dat 1 mol sulfaat 2 mol organische koolstof kan omzetten en twee mol koolzuurgas levert. Uitgedrukt in massa-eenheden: 1 kg sulfaat levert $2 / 1 \times 44 / 96 = 0,92$ kg CO_2 .

Uit de literatuur zijn geen waarden voor de sulfaatreductiesnelheid in landbouwkundig gebruikte veenweiden bekend. Om die reden is gebruik gemaakt van de in deze studie gesimuleerde waarden. Hierbij gelden de aannamen en opmerkingen uit subparagraaf 2.4.2 over de parameterisatie en kalibratie van ANIMO voor sulfaat.

Tabel A.2 geeft de binnen dit project gesimuleerde omvang van de sulfaatreductiesnelheid als mediaan van de resultaten van de 30 weerjaren van alle relevante (wel of geen kleidek) veenweide-eenheden. Tevens geeft de tabel de koolzuurproductie op jaarbasis zoals berekend uit de sulfaatreductie volgens de rekenregel die volgt uit vergelijking (A.4) en de daarmee samenhangende maaiveldddaling.

Tabel A.2

Gesimuleerde sulfaatreductiesnelheid (kg SO_4 ha^{-1} j^{-1}) en daaruit berekende koolzuurproductiesnelheid (kg CO_2 ha^{-1} j^{-1}) en maaiveld-dalingsnelheid (mm j^{-1}) bij organischestofafbraak door sulfaatreductie voor veenweideprofielen zonder en met een kleidek met twee droogleggingen. Sulfaatreductiesnelheden betreffen medianen van de modelresultaten van alle relevante veenweide-eenheden en de 30 weerjaren van de simulatieperiode.

Droog- legging (cm)	Geen kleidek			Kleidek		
	sulfaatreductie	CO_2 -productie	maaiveldddaling	sulfaatreductie	CO_2 -productie	maaiveldddaling
40	699	641	0,28	653	599	0,27
60	868	796	0,35	742	680	0,30

Welk deel van het beschikbare sulfaat wordt aangewend voor afbraak van organische stof anders dan veen is niet bekend. De verwachting is dat dat deel wat kleiner zal zijn dan bij nitraat: 10-20%, omdat sulfaatproductie door pyrietoxidatie onder de wortelzone groter zal zijn. Met een aanpassing in het model ANIMO kan dit worden geschat. Dat viel echter buiten het doel van deze studie.

A.3.3 Belang van inlaatwater

Een ander vraagstuk gerelateerd aan veenafbraak door sulfaatreductie is het kwantitatieve belang van aanvoer van gebiedsvreemd water met hoge sulfaatconcentraties. Uitgaan van een extreme situatie met 250 mm (hoogste som van winter en zomer uit tabel 3.3, geldend voor W+-klimaat) infiltratie van water met een constante, hoge concentratie van $140 \text{ mg SO}_4 \text{ L}^{-1}$ (hoogste waarde uit tabel 2.3) zou 350 kg infiltratie van sulfaat per ha per jaar geven. Aannemende dat deze gehele vracht wordt gereduceerd zou dat resulteren in een organischestofafbraak van circa $320 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Dit komt overeen met een maaiveld daling van 0,14 mm per jaar. Dat zou in het 'ergste' geval - drooglegging van 40 cm - een toename van de sulfaatreductie met 50-53% betekenen (de betekenis hiervan als aandeel in de totale veenafbraak wordt in paragraaf A.4 gegeven).

Dit is echter een zeer onrealistische situatie, vooral vanwege die constant hoge sulfaatconcentratie in het infiltratiewater. In werkelijkheid zal in het zomerhalfjaar, de periode waarin het leeuwendeel van de infiltratie plaatsvindt, een groot deel van het sulfaat in de sloot reduceren in de top van de waterbodem waardoor deze constant hoge concentraties niet voor het belangrijkste deel van het jaar worden gehaald (zie Hendriks en Van Gerven, 2011). Meestal zal slechts een deel van de berekende infiltratie van $350 \text{ kg SO}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ optreden. Uitgaande van de mediane waarden, een betere maat voor de gemiddelde situatie, van 50 (eutroof) en 85 (oligotroof) $\text{mg SO}_4 \text{ L}^{-1}$ uit tabel F.2 (bijlage F) infiltreert bij deze grote infiltratieflux 125 respectievelijk 210 $\text{kg SO}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ wat een maaiveld daling van 0,05 respectievelijk 0,09 mm per jaar geeft. Dit geldt wel voor een extreme infiltratieflux. Bij toepassen van onderwaterdrains is deze flux minder extreem; althans in wegzijgings-situaties. In deze modelstudie bedraagt de wegzijging eveneens circa 250 mm per jaar. Een groot deel van het geïnfiltrateerde sulfaat zal daarom via wegzijging het veenprofiel verlaten. In het algemeen, met of zonder drains, geldt dat hoge infiltratiefluxen gerelateerd zijn aan wegzijgingssituaties. De schatting is daarom dat de bovengrens van maaiveld daling door sulfaat uit infiltratie ook bij drains 0,05 mm per jaar bedraagt.

Tenslotte bestaat nog de vraag wat de herkomst is van het sulfaat dat infiltreert: inlaatwater of uitspoeling uit de veenbodem? Uit Hendriks en Van Gerven (2011) volgt dat alleen bij continu zeer hoge ($\geq 100 \text{ mg SO}_4 \text{ L}^{-1}$) sulfaatconcentraties in het inlaatwater in combinatie met hoge inlaatdebieten van meer dan 150 mm in de vier maanden april-juli inlaat een grotere bron van sulfaat is dan de veenbodem. Uiteraard weegt hierin mee de ligging van het beschouwde gebied ten opzichte van de inlaat.

Een vergelijkbare exercitie voor nitraatrijk infiltratiewater met de hoogste waarde van $2,2 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ uit tabel 2.3 geeft een denitrificatie van $5,5 \text{ kg NO}_3\text{-N per ha per jaar}$. Deze hoeveelheid bedraagt circa 5% van de laagste denitrificatiewaarden uit tabel A.1 en is daarmee praktisch verwaarloosbaar in de totale veenafbraak (zie A.4). Ook dit rekenvoorbeeld verbeeldt een extreme situatie omdat ook nitraat nooit de hele infiltratieperiode lang in deze hoge concentraties in het slootwater voorkomt. Ook nitraat wordt in het zomerhalfjaar gereduceerd in slootwater en -bodem, en daarnaast opgenomen door de biomassa.

A.4 Synthese en conclusies

In tabel A.3 is de anaerobe afbraak van organische stof vergeleken met de totale afbraak van organische stof van veen zoals afgeleid uit de maaiveld daling volgens de methode beschreven in A.2.

Allereerst dient opgemerkt dat de percentages van 'anaeroob' ten opzichte van de 'som aeroob + anaeroob' hoogstwaarschijnlijk een overschatting zijn van de bijdrage van anaerobe afbraak aan de totale veenafbraak. Reden is dat in de natte veenweidepercelen nitraat en sulfaat ook in de wortelzone worden gereduceerd waarin veel 'verse' organische stof aanwezig is met veel hogere (factor 10-100) afbraaksnelheden dan die van veen, zoals wortellexudaten en -resten, organische mest en DOM. Nitraat en sulfaat zullen preferent worden aangewend voor omzetting van deze verse organische stof. Voor nitraat is voor dit deel van de denitrificatie een

Tabel A.3

Berekende maaiveldalingssnelheid als gevolg van organischestofafbraak door aerobe en anaerobe afbraakprocessen met verschillende oxidatoren voor veenweideprofielen zonder en met een kleidek met twee droogleggingen. Maaiveldalingssnelheden komen uit paragraaf A.2 en tabellen A.1 en A.2. Anaerobe snelheden zijn ook relatief weergegeven als % van de totale snelheid (som van aerobe en anaerobe snelheden). Maaiveldaling als 'som aerob + anaerob' is specifiek een maat voor veenafbraak terwijl 'anaerob' een maat is voor anaerobe afbraak van alle aanwezige organische stof.

Aanwezigheid- kleidek	Droog- legging (cm)	Som aerob + anaerob		Anaerob					
		alle oxidatoren (incl. O ₂)		oxidator: nitraat		oxidator: sulfaat		totaal anaerob	
		mm j ⁻¹	%	mm j ⁻¹	%	mm j ⁻¹	%	mm j ⁻¹	%
niet	40	8,9	100	0,20	2,2	0,28	3,2	0,48	5,4
	60	12,0	100	0,25	2,1	0,35	2,9	0,60	5,0
wel	40	2,7	100	0,16	5,9	0,27	9,8	0,43	15,7
	60	5,8	100	0,20	3,4	0,30	5,2	0,50	8,6

waarde van ca. 25% bekend uit de Vlietpolder (drooglegging 45 cm). Voor sulfaat zal dit deel van de reductie naar verwachting kleiner zijn: 10-20%. Bij nattere percelen door geringere drooglegging zal dit deel groter zijn. Bij de inschatting van het aandeel van denitrificatie aan de veenafbraak wordt daarom uitgegaan van 75% van de denitrificatie en bij de inschatting van het aandeel sulfaatreductie van 85% van de sulfaatreductie.

De conclusie is dan dat zonder kleidek de verschillen in anaerobe veenafbraak tussen de twee droogleggingen verwaarloosbaar zijn en dat het aandeel van de anaerobe veenafbraak door nitraat- en sulfaatreductie in de totale veenafbraak ligt in de orde van 4 tot 4,5%. Met een kleidek is dit aandeel groter en is het verschil tussen de droogleggingen eveneens groter. Het aandeel anaerobe afbraak in de totale veenafbraak is dan in de orde van 7% bij 60 cm en 12,5% bij 40 cm drooglegging. Dit grotere aandeel is het gevolg van de veel kleinere totale veenafbraak bij een kleidek en de relatief gezien grotere invloed van de drooglegging op de totale veenafbraak hierbij. De anaerobe veenafbraak is bij een kleidek eveneens kleiner, maar dat verschil weegt minder zwaar dan de geringere totale veenafbraak. Deze beschouwingen over het relatieve aandeel van anaerobe afbraak laten echter onverlet dat in absolute termen de bijdrage van de anaerobe veenafbraak met 0,35-0,5 mm per jaar zeer beperkt is.

De bijdrage aan de veenafbraak van sulfaatrijk infiltratiewater kan in het onrealistische extreemste geval - kleidek met geringe drooglegging in een sterke wegzijgingssituatie onder W+-klimaat waarin al het geïnfiltreerde sulfaat veenafbraak bewerkstelligt - slechts enkele procenten bedragen. De verwachte bovengrens van de maaiveldaling door reductie van sulfaat uit infiltratiewater bedraagt 0,05 mm per jaar en mag voor de doorsnee veenweidesituatie op verwaarloosbaar worden gesteld. Deze bijdrage van 'nitraatrijk' infiltratiewater is volledig verwaarloosbaar.

Hiaten in de kennis van de omvang van anaerobe veenafbraak betreffen vooral sulfaat:

- 1) welk deel van de sulfaatreductie leidt tot afbraak van veen en welk deel tot afbraak van 'verse' organische stof?
- 2) in hoeverre wordt veen in de gereduceerde zone beschermd tegen afbraak door sulfaatreductie door stoffen als fenolen of anderszins? (zie ook 2.1.2 en 2.4.2).

Bijlage B Aangepaste DIVDRA-module voor verdeling infiltratiefluxen als laterale fluxen over modelcompartimenten

B.1 Aanleiding en doel

In SWAP-ANIMO wordt een pseudo tweedimensionale benadering gebruikt voor de stroming van water door de modelkolom naar de drainagemiddelen (Groenendijk et al., 2005; Kroes et al., 2008). Deze benadering verdeelt de drainagefluxen over de verzadigde modelcompartimenten. Dit is nodig voor een correcte beschrijving van verblijftijdspreiding en reistijdverdeling over de modelcompartimenten, een voorwaarde voor juist modelleren van transport, accumulatie en omzetting van opgeloste stoffen. In SWAP wordt deze verdeling van drainagefluxen over compartimenten gerealiseerd in module DIVDRA. Het pseudo-2D-concept van deze module voldoet beter voor situaties met drainage dan voor situaties met infiltratie. Nadeel van het concept voor infiltratie is dat infiltratiewater direct gemengd wordt met het al aanwezige water in het compartiment, waardoor infiltratiewater als het ware 'instantaan het midden van het perceel bereikt'.

In deze studie is infiltratie van water met nutriënten via onderwaterdrains een belangrijk aspect. Doel van deze aanpassing van SWAP was daarom het verkrijgen van een pseudo-2D-concept waarmee infiltratie realistischer wordt beschreven dan met het oorspronkelijke concept. Hiertoe is de module DIVDRA aangepast zoals in deze bijlage beschreven.

B.2 Uitgangspunten

De infiltratieflux vanuit een onderwaterdrain of een water gevulde sloot is het grootst boven in het verzadigde pakket dus rond de grondwaterspiegel. Daaronder neemt de flux af tot 0 op de diepte van de onderkant van de 'infiltratielaag'. Deze diepte is geschat op ongeveer de helft van de dikte van de 'afvoerlaag' die bij de betreffende drain hoort (dikte afvoerlaag is maximaal $\frac{1}{4}$ van de slootafstand; Ernst, 1956). Tussen grondwaterstand en diepte van dit punt is aangenomen dat de infiltratieflux lineair afneemt.

Er is aangenomen dat tussen de hoogte van oppervlaktewaterpeil en de SWAP-grondwaterstand ook infiltratie plaatsvindt. De SWAP-grondwaterstand vertegenwoordigt immers het veldgemiddelde, terwijl in werkelijkheid in een infiltratiesituatie de grondwaterstand van laagste niveau midden tussen de drains oploopt naar niveau van oppervlaktewaterpeil bij de drains. Daar ter plekke is de bodem dan verzadigd over een beperkte afstand vanaf de drain. Ook hier zal de laterale infiltratieflux het grootst zijn op het niveau van de grondwaterstand en afnemen tot 0 op het niveau van oppervlaktewaterpeil. Daarom is hier eveneens een lineaire afname van grondwaterstand tot oppervlaktewaterpeil aangenomen.

B.3 Implementatie

Voor de implementatie is aangesloten op het pseudo-2D-concept voor drainage in DIVDRA. Daarin is de transmissiviteit leidend bij de verdeling van de drainagefluxen over de compartimenten. Het boven veronderstelde lineaire verloop met de diepte van de infiltratiefluxen geldt indien de horizontale doorlatendheid K van alle

compartimenten gelijk is. Voor verdeling over de compartimenten is de dikte D hiervan bepalend. Bij ongelijke doorlatendheid K is de transmissiviteit (KD) bepalend voor de verdeling. De fluxen verlopen dan lineair met de cumulatieve KD in de diepte. Dit is weergegeven in figuur B.1. Voor het vastleggen van de diepte van de onderkant van de infiltratielaag als fractie van de dikte van de afvoerlaag is een invoervariabele opgenomen, met waarde tussen 0 en 1. Hiermee kan de gebruiker de verdeling onder het grondwatervlak manipuleren.

B.4 Wiskundige uitwerking

In figuur B.1 staat de y -as voor het verloop van de cumulatieve KD met de diepte en de x -as voor de relatieve infiltratieflux per eenheid van KD . Het parse oppervlak is gelijk aan de totale infiltratieflux voor het beschouwde drainsysteem zoals in SWAP berekend in de drainageroutine. Door deze totale flux Q_{inf} te verdelen over het oppervlak gegeven een cumulatieve KD van node $i-n \rightarrow j+m$ (waarde indices afhankelijk van positie

grondwaterspiegel en slootpeil) van $\sum_{i-n}^{j+m} KD$ volgt een maximale relatieve flux op de diepte van de grondwaterstand van:

$$q_{rel,max} = 2 \frac{Q_{inf}}{\sum_{i-n}^{j+m} KD} \quad (B.1)$$

Het verloop met de diepte van de relatieve flux als functie van de cumulatieve KD , in stappen van compartimenten, kan voor de diepte tussen peil en grondwaterstand worden beschreven met:

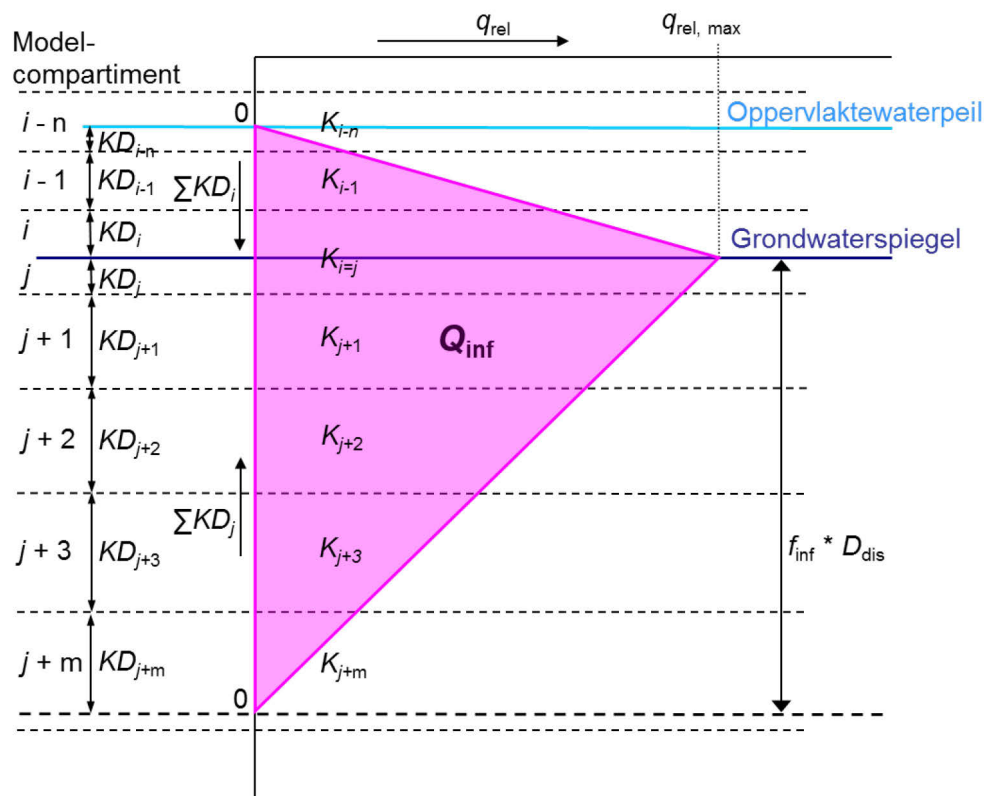
$$q_{rel,l} = \frac{\sum_{i-n}^l KD}{\sum_{i-n}^{j+m} KD} q_{rel,max} \quad (B.2)$$

waarin l een compartiment is tussen $i-n$ en j .

En voor de diepte tussen grondwaterstand en onderkant infiltratielaag met:

$$q_{rel,l} = \frac{\sum_{j-m}^l KD}{\sum_{j-m}^{j+m} KD} q_{rel,max} \quad (B.3)$$

waarin l een compartiment is tussen j en $j+m$.



Figuur B.1

Schematische weergave van de verdeling van de infiltratiefluxen met de diepte als functie van het verloop van de cumulatieve KD met de diepte

Integreren over de twee 'KD-grenzen' van compartiment l geeft de infiltratieflux voor dat compartiment, voor het deel tussen peil en grondwaterstand als:

$$q_l = \frac{1}{2} \frac{q_{\text{rel,max}}}{\sum_{i-n}^l KD} \left[\left(\sum_{i-n}^l KD \right)^2 \right]_{l=l-1}^{l=l} = \frac{1}{2} \frac{q_{\text{rel,max}}}{\sum_{i-n}^l KD} \left(\left(\sum_{i-n}^l KD \right)^2 - \left(\sum_{i-n}^{l-1} KD \right)^2 \right) \quad (\text{B.4})$$

en voor het deel onder de grondwaterstand als:

$$q_l = \frac{1}{2} \frac{q_{\text{rel,max}}}{\sum_{j+m}^l KD} \left[\left(\sum_{j+m}^l KD \right)^2 \right]_{l=l+1}^{l=l} = \frac{1}{2} \frac{q_{\text{rel,max}}}{\sum_{j+m}^l KD} \left(\left(\sum_{j+m}^l KD \right)^2 - \left(\sum_{j+m}^{l+1} KD \right)^2 \right) \quad (\text{B.5})$$

Bijlage C Beschrijving sulfaatconcept in ANIMO

C.1 Aanleiding en doel

Sulfaat wordt van groot belang geacht bij het vraagstuk van effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit (1.2.2). Dit belang is vooral gelegen in de rol die dit nutriënt speelt in het proces van interne eutrofiëring in het oppervlaktewater van veenweiden. In dit proces wordt sulfaat biochemisch gereduceerd met als gevolg stimulering van fosformobilisatie uit de waterbodem en ijzergebrek en sulfidevergiftiging bij wortelende waterplanten. Bovendien kan sulfaatreductie leiden tot veenafbraak in de veenbodem, waardoor de angst bestaat dat onderwaterdrains door bevorderen van infiltratie van sulfaat de veenbodem in deze veenafbraak zullen stimuleren (zie daarvoor bijlage A).

Omdat sulfaat niet was opgenomen in het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO was het doel om een basaal concept van de sulfaathuishouding en -uitspoeling in te bouwen in het model. Een volledige beschrijving van de sulfaat/zwavelhuishouding is complex en bevat meerdere bronnen en pools van sulfaat, sulfiden en organische zwavelverbindingen naast pools van twee- en driewaardig ijzer, en andere stoffen die een rol spelen bij redoxprocessen. Zo'n beschrijving inbouwen is een substantieel project op zich en was dan ook niet mogelijk binnen dit onderzoek. De verwachting was dat ANIMO met dit basale concept van de sulfaathuishouding, waarin de belangrijkste zwavelpools en transport, uitspoeling en infiltratie van sulfaat zijn opgenomen, het basale uitspoelings- en omzettingsgedrag van sulfaat in veenweidebodems en de invloed van onderwaterdrains daarop bevredigend kan simuleren. Vooral ook omdat deze processen op een volwaardige manier in ANIMO zijn opgenomen, aangezien ze in volledige interactie met relevante bestaande processen in ANIMO zijn ingebracht, zoals zuurstofvraag, organischestofafbraak en -mineralisatie, denitrificatie enz.

C.2 Sulfaat/zwavelbronnen en -pools

In ANIMO zijn alleen twee zwavelpools opgenomen: de geoxideerde vorm als sulfaat in het bodemwater en de gereduceerde vorm als de vaste sulfide pyriet (FeS_2). Omdat ze grote logistieke ingrepen in het model zouden betekenen, zijn de overige zwavelpools - bronnen en putten van de sulfaatbalans - niet opgenomen. Dit is acceptabel geacht omdat de overige bronnen relatief klein zijn in vergelijking met de pyriet- en sulfaatvoorraad in de veenbodem en/of een putterm als tegenhanger hebben (waarden in $\text{kg SO}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, naar Hendriks en Van Gerven, 2011, behalve die van pyrietoxidatie die uit onderhavige studie komen):

- bron 'atmosferische depositie' (45) tegenover put 'uitstoot naar atmosfeer' (60);
- bron 'bemesting' (90) tegenover put 'gewasopname' (100);
- bron 'veenmineralisatie' (90), relatief klein t.o.v. bron 'pyrietoxidatie' (800-1000).

De resultante van deze niet meegenomen bronnen en putten is een vrij kleine bron van $65 \text{ kg sulfaat ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Deze 'overschotbron' komt vooral op het conto van de veenmineralisatie die procesmatig inwisselbaar is met pyrietoxidatie. Beide processen zijn afhankelijk van zuurstof, vinden dus op nagenoeg dezelfde diepte in het veenprofiel plaats, en uit kalibratie (2.4.2.3) volgt een zelfde orde van grootte van de pyrietoxidatiesnelheidsconstante als die van de gemeten veenafbraaksnelheidsconstante. Hierdoor kan het ontbreken van dit proces worden gecompenseerd door een iets grotere gekalibreerde pyrietoxidatiesnelheidsconstante. Daarom is het acceptabel gevonden om deze bronnen en putten in deze fase niet mee te nemen in het model.

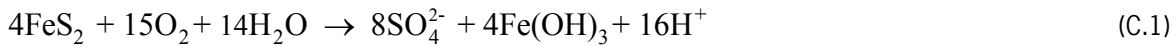
C.3 Sulfaatprocessen

In het model zijn drie sulfaatgerelateerde processen opgenomen:

- 1) sulfaatvorming door oxidatie van pyriet. Hiervan zijn twee varianten meegenomen: pyrietoxidatie door zuurstof en door nitraat;
- 2) sulfaatreductie tot sulfide door omzetting van organische stof;
- 3) sulfaattransport: verticaal in de bodemkolom en over de randen als afvoer en aanvoer.

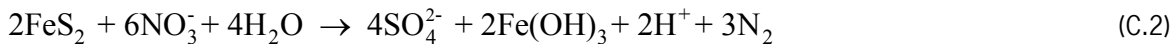
1) Pyrietoxidatie

Pyrietoxidatie is de interne bron van sulfaat in het model. In aanwezigheid van zuurstof wordt pyriet geoxideerd volgens de reactievergelijking:



Eén mol pyriet vraagt $3\frac{3}{4}$ mol zuurstof (O_2) en levert twee mol sulfaat. De potentiële pyrietoxidatiesnelheid bij optimale zuurstofvoorziening wordt berekend als een eerste-ordeproces afhankelijk van de drie responsfuncties van bodemvocht, temperatuur en zuurgraad (zie 2.2.3) en gegeven een eerste-ordesnelheidsconstante die invoer is. Pyriet concurreert in het model om zuurstof met organische stof voor omzetting en ammonium voor nitrificatie. De zuurstofvraag voor pyrietoxidatie wordt toegevoegd aan de totale zuurstofvraag.

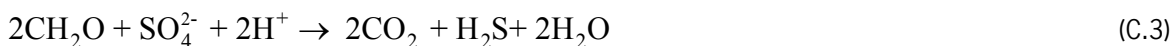
Overschrijdt de totale zuurstofvraag het aanbod dan bestaat partiële anaërobie en worden de snelheden van de drie zuurstofvragende processen naar rato geknepen. Voor organische stofomzetting en pyrietoxidatie wordt vervolgens nagegaan of er in de actuele tijdstap (voldoende) nitraat aanwezig is om (een deel) van het zuurstofgebrek op te vangen. De organischestofomzettingssnelheid wordt hierbij verlaagd. Voor pyrietoxidatie door denitrificatie geldt de volgende reactievergelijking:



Eén mol pyriet vraagt drie mol nitraat en levert twee mol sulfaat. De potentiële pyrietoxidatiesnelheid door denitrificatie wordt net als die door zuurstof berekend als eerste-ordeproces uit de drie responsfuncties en een ingevoerde eerste-ordesnelheidsconstante. Volgens Schipper et al. (2000) is deze laatste een factor 50 kleiner dan de constante voor pyrietoxidatie door zuurstof. In het model kan nitraat pas worden aangewend voor pyrietoxidatie als aan de nitraatvraag van organischestofomzetting is voldaan en er nog nitraat beschikbaar is. Uit de wetten van de thermodynamica volgt dat micro-organismen nitraat eerst voor omzetting van organische stof, indien aanwezig, zullen gebruiken (persoonlijke mededeling Joop Harmsen). Dit en de relatief lage snelheidsconstante impliceren dat in de organischestofrijke veenbodem nitraat nauwelijks zal worden aangesproken voor pyrietoxidatie.

2) Sulfaatreductie

In het model wordt sulfaat gereduceerd onder (partieel) anaërobe omstandigheden door aanwending als alternatieve elektronenacceptor voor zuurstof bij organischestofomzetting volgens de reactievergelijking:



Eén mol sulfaat kan twee mol organische koolstof omzetten en levert één mol sulfide. In het model wordt sulfide toegevoegd aan de pyrietpool, waardoor één mol sulfaat een halve mol pyriet levert. Sulfaatreductie vindt in het model alleen plaats als er geen nitraat meer is. Is wel nitraat aanwezig dan wordt dat eerst (op)gebruikt voor organischestofomzetting, omdat denitrificatie hoger staat in de orde van redoxprocessen dan sulfaatreductie.

Als aan de voorwaarden voor sulfaatreductie is voldaan dan volgt het model voor sulfaatreductie dezelfde procedure als voor denitrificatie. In een eerste berekening wordt voor de actuele tijdstap vastgesteld welke van de twee mogelijke situaties heerst: organischestof- of sulfaatlimitering. In het laatste geval is de sulfaatvraag voor organischestofomzetting groter dan het sulfaataanbod; in het eerste geval geldt het omgekeerde. Bij organischestoflimitering kan alle voor omzetting beschikbare organische stof worden omgezet en wordt de grootte van de sulfaatreductie hierdoor bepaald. Bij sulfaatlimitering wordt de hoeveelheid beschikbaar sulfaat berekend als eerste-ordeproces met een snelheidsconstante als invoer. Deze constante wordt net als de vergelijkbare eerste-orde-snelheidsconstante van denitrificatie niet beïnvloed door de drie responsfuncties, omdat deze al hun invloed doen gelden via de organischestofomzetting. De hoeveelheid gereduceerd sulfaat in de tijdstap bepaalt de hoeveelheid organische stof die wordt omgezet.

In het model is een reductiefactor voor sulfaatreductie opgenomen die als functie van de diepte kan worden ingevoerd en een waarde heeft tussen 0 en 1. Hiermee kan worden gesimuleerd dat organische stof van veen een zekere resistentie tegen omzetting door sulfaatreductie heeft of heeft opgebouwd. Het eerste kan door de aanwezigheid van fenolen die veen beschermen tegen anaerobe afbraak en die zelf alleen in aanwezigheid van zuurstof kunnen worden afgebroken (Freeman et al., 2001 en 2004). Het tweede kan gelden voor veen dat in een zwavelrijk milieu is gevormd (persoonlijke mededeling Fons Smolders). Onduidelijk is dan hoe.

3) Sulfaattransport

Transport van sulfaat is evenals transport van alle ander opgeloste stoffen gemodelleerd met de transportmodule van de CTE-vergelijking (zie 2.2.3). Hierbij wordt sulfaat door convectief transport met de waterstroom in verticale richting door de modelkolom verplaatst. Dispersie wordt geregeld door de compartimentsdikten in de kolom (zie 2.2.3).

De randvoorwaarden bij sulfaattransport zijn uitspoeling over de onderrand naar het diepere grondwater en over de zijrand naar de beschouwde drainagemiddelen, en infiltratie over de zijrand vanuit de relevante drainagemiddelen zoals in deze studie sloten en onderwaterdrains. Aanvoer over de onderrand als kwel is niet opgenomen omdat verondersteld is dat kwelwater geen sulfaat bevat. Aan- en afvoer over de bovenrand zijn niet meegenomen vanwege de redenen genoemd onder het eerste gedachtestreepje in C.2.

Niet meegenomen processen

Naast de bovengenoemde sulfaat- en zwavelbronnen en -pools die niet zijn meegenomen (paragraaf C.2) zijn door de beperkte mogelijkheden binnen het project ook enkele sulfaatprocessen niet meegenomen: de mogelijke sulfaatbinding aan positieve kleiplaatjes en de neerslag van calciumsulfaat (CaSO_4). De invloed van deze processen op de mobiliteit van sulfaat moet nader worden onderzocht (persoonlijke mededeling Joop Harmsen). Van het mogelijke neerslaan van CaSO_4 wordt verwacht dat dit geen grote rol speelt. Het oplosbaarheidsproduct van CaSO_4 bedraagt $4,93 \cdot 10^{-5} \text{ mol}^2 \text{ L}^{-2}$ (Wikipedia, Engelstalig) tot $7,1 \cdot 10^{-5} \text{ mol}^2 \text{ L}^{-2}$ (Wikipedia, Nederlandstalig, gebaseerd op Binas 4^e druk 2004). Figuur 2.10 laat zien dat de maximale SO_4 -concentraties gemeten in de westelijke veenweiden van de literatuurbronnen genoemd in subsubparagraaf 2.4.2.3 circa 575 mg L^{-1} bedragen voor het Noord-Hollandse veenmosveen op 20 en 60 cm diepte. De modelberekeningen komen soms hoger tot 1000 mg L^{-1} en incidenteel tot 1200 mg L^{-1} zoals te zien is in figuur 2.11. Uitgaan van een veilig maximum van 1000 mg L^{-1} geeft een maximum SO_4 -concentratie van circa $0,01 \text{ mol L}^{-1}$. Dat betekent dat beneden een Ca-concentratie van $0,0049$ tot $0,0071 \text{ mol L}^{-1}$ of 197 tot 284 mg L^{-1} de neerslag van CaSO_4 geen rol (van betekenis) speelt in de sulfaathuishouding in deze veenweiden. De bovengenoemde literatuurbronnen van de SO_4 -concentraties geven als maximum voor de gemeten Ca-concentraties 199 mg L^{-1} eveneens boven in het profiel van het Noord-Hollandse veenmosveen. Op de andere locaties zijn deze concentraties in het algemeen 25-50% lager

Harrison et al. (1989) vonden dat het gehalte aan aluminiumhydroxiden de beste voorspeller was voor de sulfaatadsorptie in twintig bosgronden in Canada, Noorwegen en de Verenigde Staten. Zij presenteren een

grafiek met een lineaire relatie tussen oxalaatextraheerbaar aluminium (Al) en de hoeveelheid geadsorbeerd SO_4 . R^2 was 0,63 maar werd sterk negatief beïnvloed door vijf 'Ultisols' (red clay soils). Weglating van deze gronden zou een veel hogere R^2 geven. Verder vonden zij dat gemiddeld 36% van de geadsorbeerde SO_4 irreversibel was gebonden. Op grond hiervan, en van de relatie met Al en de in de modellering gebruikte som van de hoeveelheid oxalaatextraheerbaar Al en Fe (tabel 2.10) zal de reversibele SO_4 -adsorptie in de onderste compartimenten van de tophorizont (15-25 cm diep; tabel 2.7) die belangrijk zijn voor uitspoeling van SO_4 , 5-15% bedragen van de hoeveelheid SO_4 in oplossing bij waterverzadiging. Bij de voor SO_4 -uitspoeling belangrijke horizonten 2 (geoxideerd veen) en 3 (gereduceerd veen) zijn deze percentages respectievelijk rond 5% en rond 2%. Hieruit is afgeleid dat ook SO_4 -adsorptie geen dominant proces is van de SO_4 -huishouding in de veengronden van onderhavige studie.

Verder wordt voor deze studie het gemis van beide processen als niet groot geschat, omdat de sulfaatparameters succesvol zijn gekalibreerd tegen gemeten concentraties in veenbodemwater en oppervlaktewater (zie 2.4.2.3). Een eventueel ontbreken van deze processen is dan impliciet besloten in de waarden van vooral de sulfaatreductiesnelheidsconstante en in de waarden van de reductiefactor voor organischestofafbraak door sulfaatreductie als mogelijke bescherming door fenolen van het permanent-anaerobe veen.

De conclusie uit deze beschouwingen over beide niet-meegenomen processen is dat door het ontbreken van deze 'vertragsprocessen' de mobiliteit van sulfaat in het model niet wezenlijk is overschat. Als dat wel zo zou zijn dan zitten de resultaten voor sulfaat in dit rapport meer in de hoek van een worst-case-scenario.

C.4 Nieuwe invoer en uitvoer

De meeste nieuwe uitvoer nodig voor het gebruiken van de sulfaatfunctionaliteit in ANIMO is al genoemd in bovenstaande tekst. Samengevat zijn het:

- 1) drie eerste-ordesnelheidsconstanten: één voor pyrietoxidatie door zuurstof, één voor pyrietoxidatie door denitrificatie en één voor sulfaatreductie. Deze constanten moeten worden gegeven in invoerbestand **Material.inp**;
- 2) per bodemhorizont één reductiefactor waarmee de sulfaatreductiesnelheid kan worden verlaagd. Deze factoren moeten worden gegeven in invoerbestand **Soil.inp**;
- 3) per modelcompartiment de initiële concentratie sulfaat in het bodemwater en de initiële voorraad pyriet in de bodem. Deze waarden moeten worden gegeven in invoerbestand **Initial.inp**.

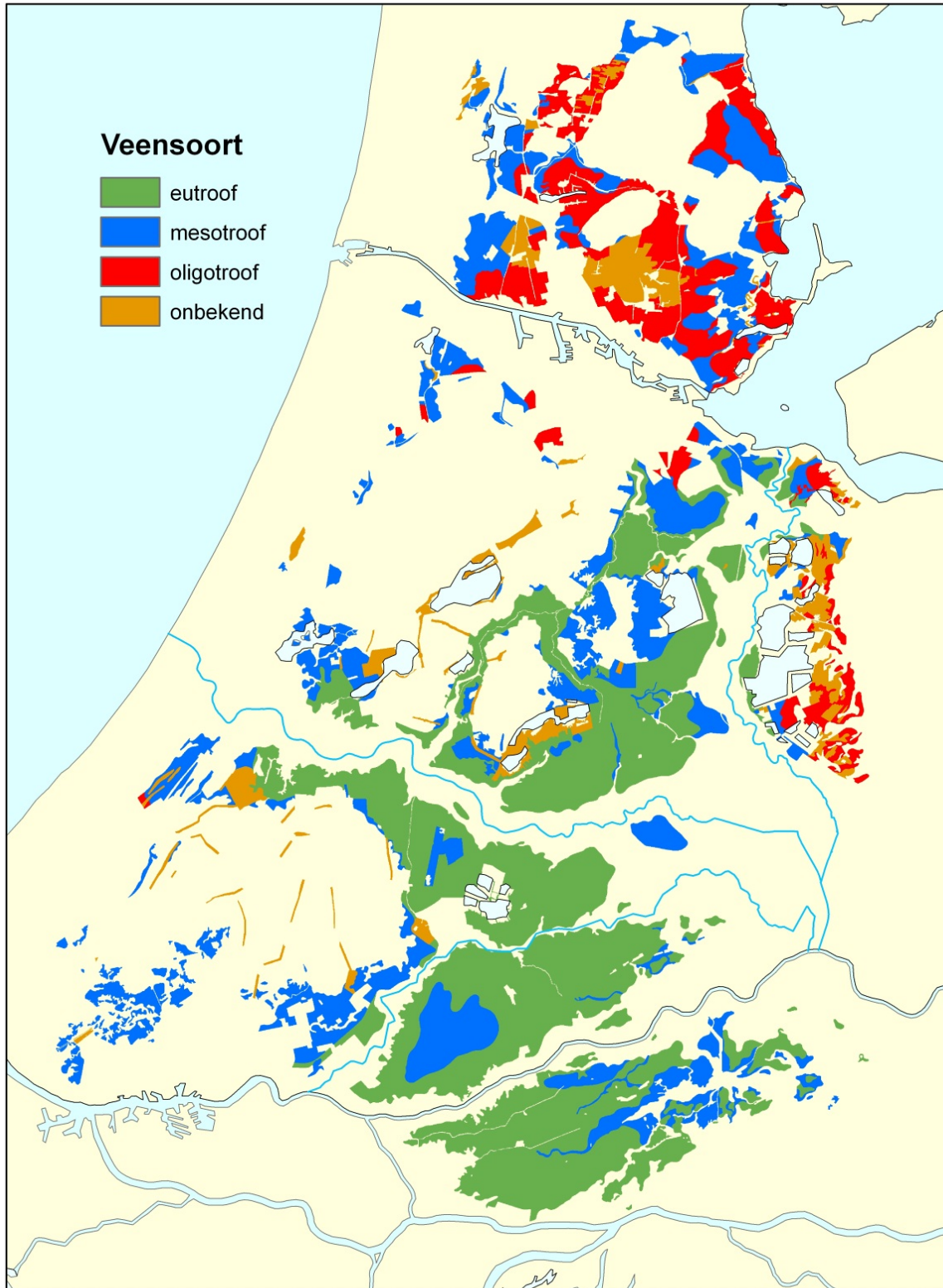
Het model produceert drie extra uitvoerbestanden naar keuze:

- **Sulphate.out**: sulfaatconcentraties per compartiment per tijdstap;
- **Pyrite.out**: pyrietvoorraden per compartiment per tijdstap;
- **Ani_Sul.out**: sulfaat- en pyrietbalans voor de gehele modelkolom per gekozen balansperiode.

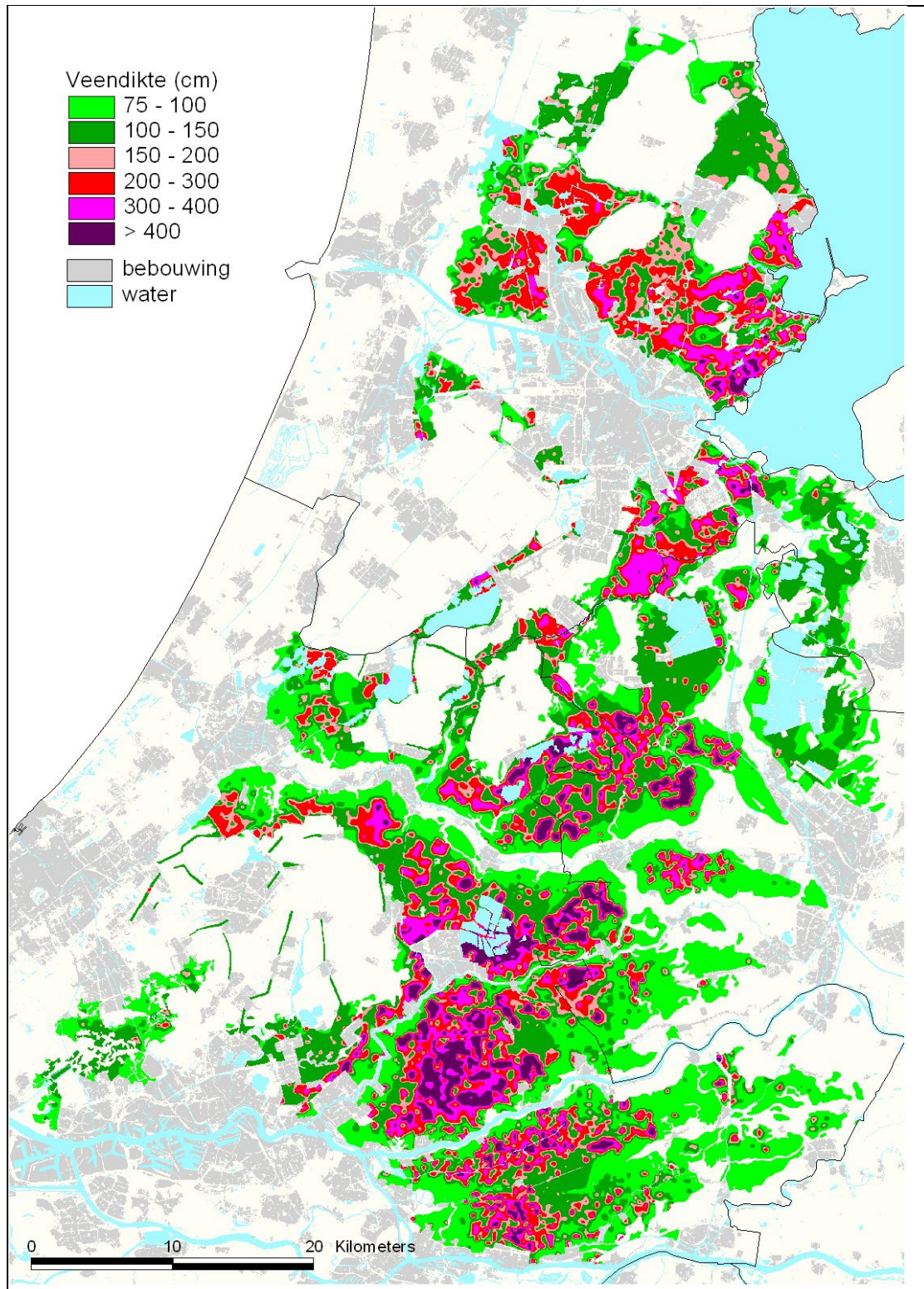
Daarnaast worden per modelcompartiment de sulfaatconcentratie en de pyrietvoorraad aan het einde van de simulatie gegeven in het bestand met toestandsvariabelen **Initial.out**, dat als invoerbestand **Initial.inp** kan worden gebruikt voor een vervolgrun.

Bijlage D Veensoortenkaart en veendiktekaart

Om ze te kunnen vergelijken, zijn beide kaarten naast elkaar op de volgende spiegelende pagina's getoond.



Figuur D.1
 Veensoortenkaart voor het westelijke veenweidegebied



Figuur D.2
 Veendiktekaart voor het westelijke veenweidegebied

Bijlage E Vaststellen waarden van onderrand-eenheden

E.1 Aanleiding en doel

Uit de systeemanalyse (subpar. 2.3.1) volgt dat de onderrandvoorwaarde in de vorm van kwel/wegzijing een kenmerk is dat veenweidegebieden typeert en daarom een kenmerk moet zijn voor de te definiëren veenweide-eenheden. De onderrand kenmerkt de hydrologische setting van een gebied en bepaalt daarmee, gegeven de bovenrand, de grootte van de wateruitwisseling tussen veenbodem en sloot.

Er is vastgesteld dat drie varianten konden worden meegenomen in de berekeningen: 1. Kwel, 2. Neutraal en 3. Wegzijing. Deze 'onderrandeenheden' zijn als volgt kwalitatief gedefinieerd:

1. Kweleenheid: met netto kwel op jaarbasis en kwel in de zomer; neutraal (= geen kwel of wegzijing) tot lichte kwel of wegzijing in de winter;
2. Neutraaleenheid: netto neutraal binnen smalle grenzen op jaarbasis; in de winter neutraal tot zeer lichte wegzijing; in de zomer neutraal tot zeer lichte kwel;
3. Wegzijingseenheid: netto wegzijing op jaarbasis; sterk in de winter en licht of neutraal in de zomer.

Voor kwantitatieve definitie van de veenweide-eenheden, nodig voor de modelberekeningen, worden deze onderrandeenheden kwantitatief gedefinieerd. Doelen hiervan waren het per onderrandeenheid vaststellen van:

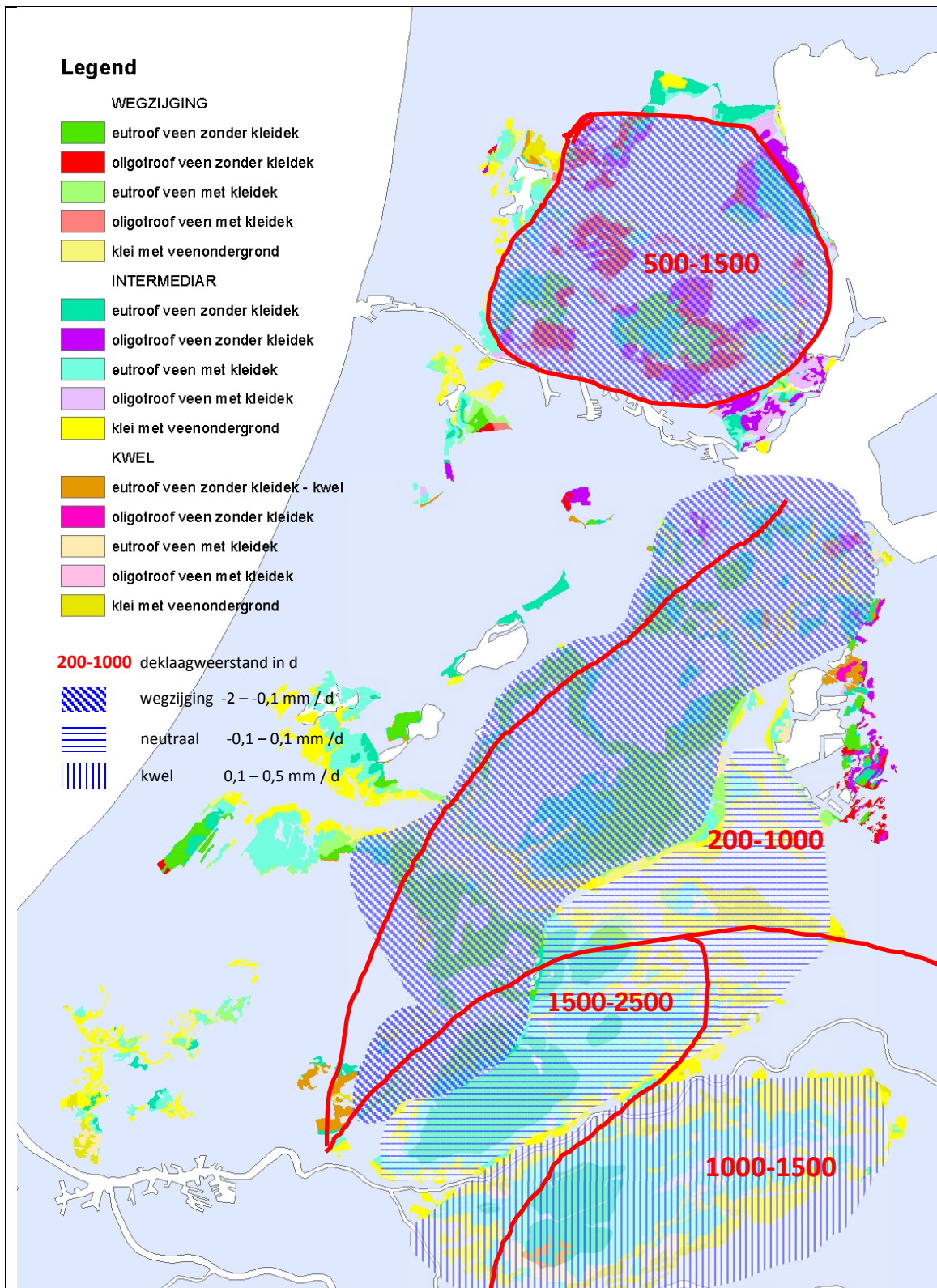
1. richtwaarden voor:
 - a. kwel/wegzijingsfluxen in jaar, zomer en winter;
 - b. c-waarden, de weerstanden voor verticale stroming;
2. de dynamiek gedurende het jaar van het verloop van de stijghoogte van het water in het eerste watervoerende pakket (aquifer), zoals beschreven in SWAP met de vier parameters van de optie 'sinusfunctie': AQAVE (gemiddelde stijghoogte in aquifer), AQAMP (amplitude sinus van stijghoogte), AQTMAX (dag in jaar met maximale stijghoogte), AQPER (periode van de stijghoogtesinus).

Het gaat om 'richtwaarden' in punt 1 omdat in de berekeningen van SWAP de werkelijke waarden worden gerealiseerd op basis van de totale waterbalans van de veenbodemkolom. Daaruit kan blijken dat gegeven de op basis van onafhankelijke statistische interpretatie van beschikbare ruimtelijke en temporele gegevens verkregen waarden van de grootheden van 1.b en 2 in combinatie met de opgelegde meteorologie de richtwaarden van punt 1 niet realistisch zijn en niet door het model als 30-jarig gemiddelde worden gehaald. Waarin dit uiteindelijk heeft geresulteerd is beschreven in subsubparagraaf 3.1.1.2.

E.2 Richtwaarden voor kwel/wegzijingsfluxen en verticale weerstanden

Voor de kwantitatieve invulling van de richtwaarden van punt 1 voor de drie eenheden zijn drie bronnen geïnventariseerd, waarmee uiteindelijk twee voorstellen zijn geformuleerd die aan de deskundigengroep ter beoordeling zijn voorgelegd:

4. de NITG-Alterra-achtergrondbelastingstudie (Griffioen et al., 2002);
5. Van der Gaast et al. (2009) op basis van oudere gegevens van de Regionale Studies van het ICW;
6. het NHI (Nationaal Hydrologisch Instrumentarium; Berendrecht et al., 2011).



Figuur E.1

Vlekkenkaart voor het westelijke veenweidegebied van voorkomen van kwel en wegzijging als jaargemiddelden, en neutraal gebied zonder kwel of wegzijging van betekenis, en van de c-waarde van de deklaag (bronnen: Griffioen et al., 2002 en Van der Gaast et al., 2009). Legenda onderliggende klassen met kleuren: Wegzijging: < -0,5 mm/d, Kwel: > 0,5 mm/d, Intermediar: hier tussenin; waarden gelden voor het zomerhalfjaar (naar: Griffioen et al., 2002)

E.2.1 Eerste analyse en voorstel op basis oude bronnen

In eerste instantie is uitgegaan van de eerste twee bronnen. De tweede bron is vooral gebaseerd op wat oudere gegevens van de Regionale Studies van het ICW, terwijl de eerste een nieuwe eigen benadering heeft gekozen. Mogelijke beperking van de eerste studie is volgens medeauteur Rob Hendriks de (mogelijk) te hoog ingeschatte (zomer)grondwaterstanden waardoor wegzijging (mogelijk) is overschat en kwel onderschat. Dit volgt ook duidelijk uit de vergelijking van beide bronnen: Van der Gaast et al. tonen minder sterke wegzijging en meer kwel dan Griffioen et al. Om die reden is besloten de informatie van beide bronnen te combineren.

Sterk punt van Griffioen et al. is daarentegen de kennis over de diepe ondergrond: stijghoogten en weerstanden van de deklaag (c-waarde). In de modellering van de onderrand met SWAP speelt de c-waarde een cruciale rol. De informatie hierover is daarom van Griffioen et al. betrokken.

Figuur E.1 presenteert een schematische weergave van de informatie uit beide bronnen in de vorm van een vlekkenkaart van het voorkomen van kwel, wegzijging en een 'neutraal' gebied, en een verdeling van de c-waarden van de deklaag. De 'kwel/wegzijging-vlekken' zijn gebaseerd op beide bronnen, terwijl de c-waardenbegrenzingsen en de kwelklassen in de ondergrond van het figuur zijn gebaseerd op Griffioen et al. (2002). Uit het figuur kan worden geconcludeerd dat er een relatie bestaat tussen de c-waarden en de drie kwel/weg-zijgingsklassen:

1. de geringste weerstand van 200-1000 dagen valt samen met de wegzijgingsklasse. Dat komt overeen met het beeld dat wegzijging redelijk tot groot kan zijn in het westelijke veenweidegebied;
2. een intermediaire weerstand van 1000-1500 dagen geldt voor de kwelklasse. Kwel is gering in het gebied en dat heeft zowel te maken met een wat grotere weerstand als met een stijghoogte van het diepere grondwater die maar weinig hoger is dan de freatische waterspiegel;
3. de grootste weerstand van 1500-2500 dagen valt min of meer samen met het gebied met de geringste kwel/wegzijging. De grote weerstand is dus een belangrijke oorzaak van de geringe beweging over de onderrand. Daarnaast speelt daarbij ook een gering verschil tussen stijghoogte en grondwaterstand.

Uit de vlekkenkaart van figuur E.1 is een eerste voorstel afgeleid voor het invullen van de richtwaarden van de drie onderrandeenheden voor c-waarde, netto jaarkwel/wegzijging en zomer- en winterkwel/wegzijging (tabel E.1). Conform figuur E.1 is wegzijging groter genomen dan kwel; als flux op jaarbasis vier maal zo groot. 'Wegzijging' is daardoor relatief uitgesprokener dan 'Kwel'. Dit voorstel is besproken met de groep van deskundigen. Daarbij bleek er twijfel over de resultaten van deze eerste aanpak. Daarom is hulp ingeroepen bij Alterra-medewerkers met expertise van het NHI (Nationaal Hydrologisch Instrumentarium), en dat heeft geresulteerd in een tweede voorstel op basis van het NHI. Dit wordt verder behandeld in subparagraaf E.2.2.

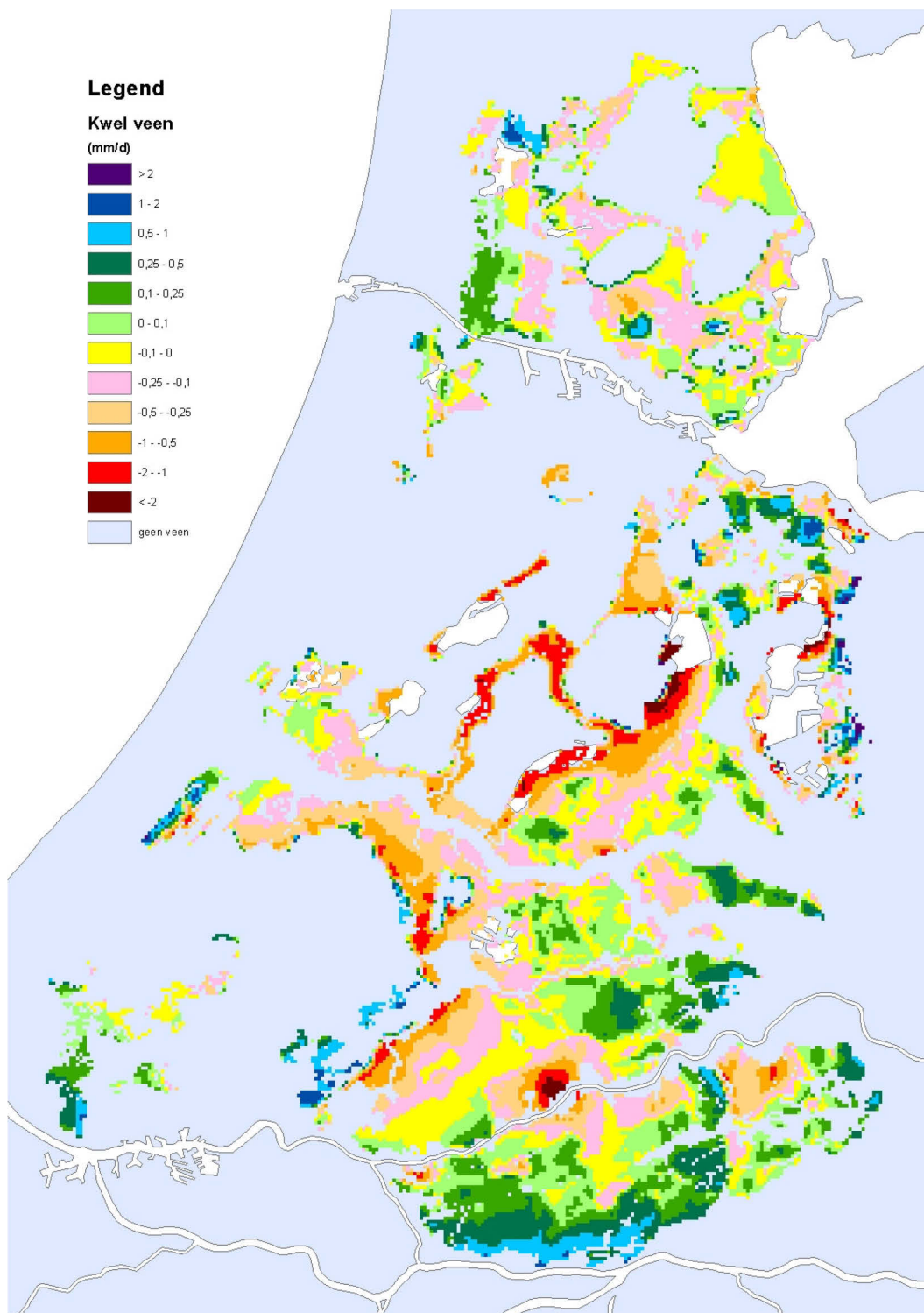
Tabel E.1

Voorstel 1: C-waarden en kwel/wegzijgingsfluxen voor jaar en winter- en zomerhalfjaar voor de drie onderrandeenheden

Onderrandeenheid	c-waarde (d)	Netto jaarflux ¹ (mm j ⁻¹)	Winterflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)	Zomerflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)
Kwel	1250	100	> -10	100
Neutraal	2500	0	> -10	< 10
Wegzijging	750	-400	?	?

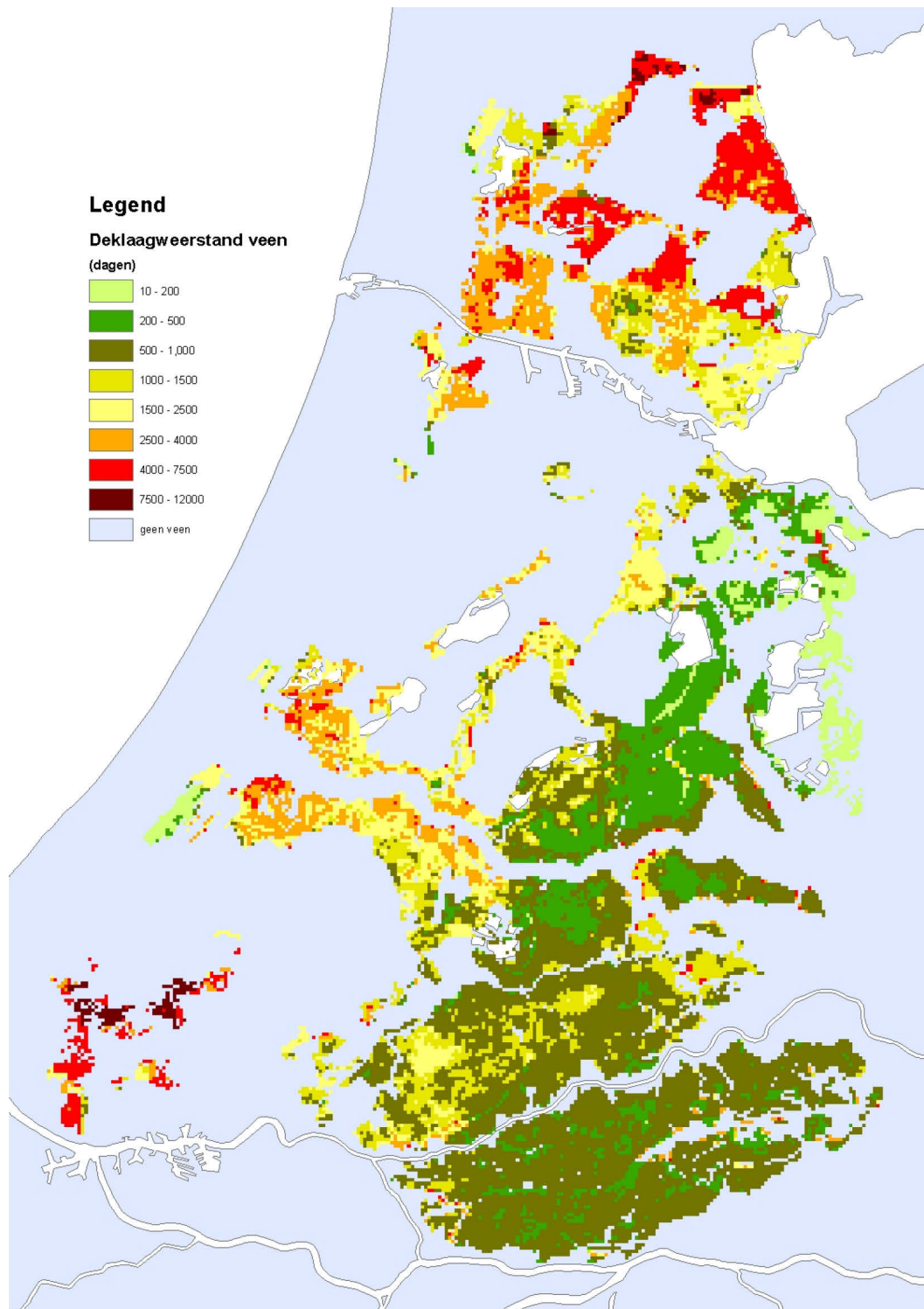
¹ positief is kwel; negatief is wegzijging

In tabel E.2 is op basis van de bronnen Griffioen et al. (2002) en Van der Gaast et al. (2009) het aandeel in het totale oppervlak van westelijke veenweiden gegeven van de veensoorten eutroof (waaronder ook mesotroof) en oligotroof, met en zonder kleidek, en met de drie onderranden 'kwel', 'wegzijging' of 'intermediair'. Hierbij wordt opgemerkt dat 'intermediair' niet gelijk is aan onderrandeenheid 'neutraal' (voor verschil in definitie vergelijk tabellen E.1 en E.2).



Figuur E.2

Voorkomen van kwel (positief) en wegzijging in de westelijke veenweiden volgens het NHI. Waarden zijn jaargemiddelden voor de periode 1998-2005.



Figuur E.3
 Deklaagweerstand in de westelijke veenweiden volgens het NHI

Tabel E.2

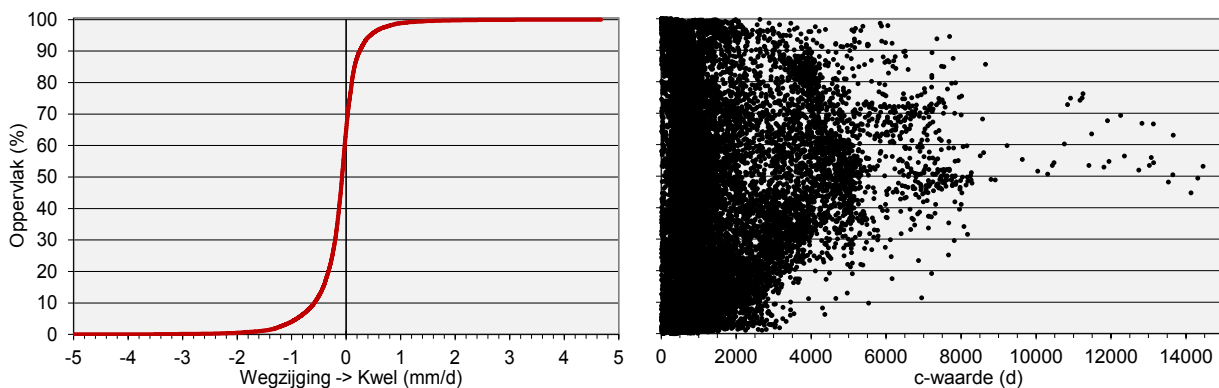
Oppervlakteaandeel (%) van de combinaties van de twee veensoorten, met en zonder kleidek, en de drie onderranden als kwel/wegzijgingsklassen van figuur E.1. Let op! Klasse 'Intermediair' is niet hetzelfde als onderrandeenheid 'neutraal'.

Veensoort:	Eutroof veen		Oligotroof veen	
	geen kleidek	wel kleidek	geen kleidek	wel kleidek
Kwel/wegzijgingsklassen				
Wegzijging < -0,5 mm d ⁻¹	17,2	8,9	3,9	1,6
Intermediair ≥ -0,5 en ≤ 0,5 mm d ⁻¹	23,0	31,7	5,0	3,3
Kwel > 0,5 mm d ⁻¹	2,0	2,8	0,4	0,2
Totaal	42,2	43,4	9,3	5,1

E.2.2 Tweede analyse en voorstel op basis NHI

Hoewel er rond het NHI nog veel onzekerheid leefde, was de verwachting dat dit instrumentarium de op dat moment beste gegevens bevatte. Uit de NHI-database zijn de voor de westelijke veenweiden relevante kwel/wegzijgingsfluxen en c-waarden geselecteerd op basis van coördinaten. Ze zijn statistisch geïnterpreteerd om tot (voorstellen voor) de invulling van de richtwaarden voor de drie onderrandeenheden te komen.

In figuur E.2 is de jaargemiddelde kwel/wegzijging in de westelijke veenweiden zoals berekend met het NHI voor de periode 1998-2005 ruimtelijk weergegeven; figuur E.3 toont de ruimtelijke verdeling van de deklaagweerstand. Figuur E.4 geeft de frequentieverdeling van de kwel/wegzijgingsfluxen, met hun bijbehorende c-waarden. Uit dit figuur blijkt dat kwel en wegzijging in de veenweiden zich binnen een relatief smalle band bevinden: 90% van de voorkomende waarden ligt op basis van oppervlak tussen -1 en 0,5 mm d⁻¹ (komt overeen met gegevens van tabel E.2). De overige 10% betreft de uitschieters naar beide kanten. De mediaan bedraagt -0,08 mm d⁻¹. Figuur E.4 geeft ook het vrij duidelijke beeld dat de hoogste c-waarden rond de mediaan van kwel/wegzijging liggen, d.w.z. de gebieden waar zowel kwel als wegzijging, netto op jaarbasis, klein zijn.

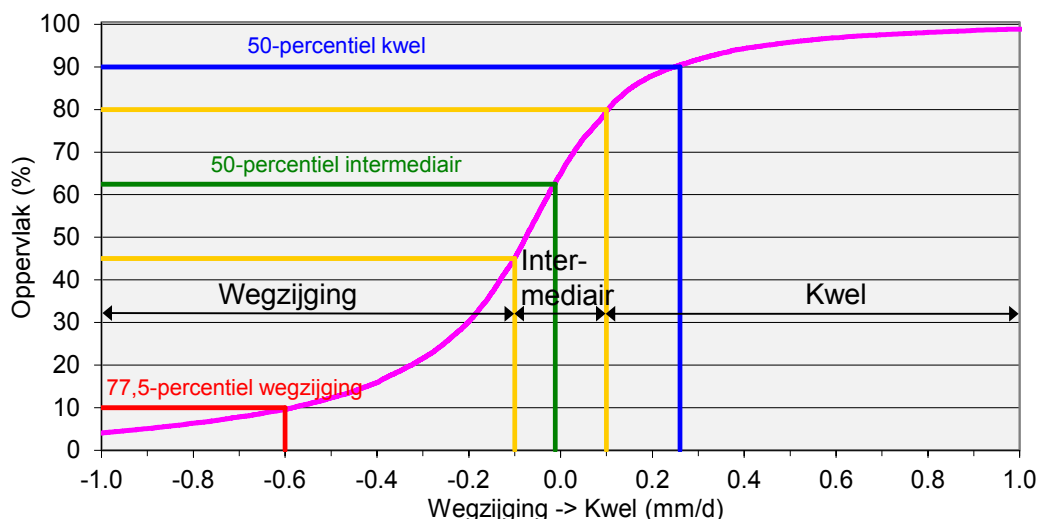


Figuur E.4

Links: Frequentieverdeling van kwel/wegzijging als jaargemiddelden voor de periode 1998-2005 in de westelijke veenweiden volgens het NHI. Kwel is positief.

Rechts: C-waarden zoals gekoppeld aan de frequentieverdeling van kwel/wegzijging van figuur links.

Om te kunnen komen tot een verdere interpretatie van de fluxen van figuur E.4 richting de gewenste waarden voor de onderrandeenheden was het nodig de frequentieverdeling op te knippen in een deel voor kwel en een deel voor wegzijging. Omdat er een 'grijs' gebied is waar zowel kwel als wegzijging gering zijn, is ook een intermediair gebied onderscheiden. Dit is niet hetzelfde als de eenheid 'neutraal' van de onderrandeenheden!



Figuur E.5

Opdeling van de frequentieverdeling van jaargemiddelde kwel/wegzijgingsfluxen in de westelijke veenweiden van figuur E.4 in de drie onderrandklassen wegzijging, intermediair en kwel met de gekozen percentielwaarden voor deze onderrandklassen

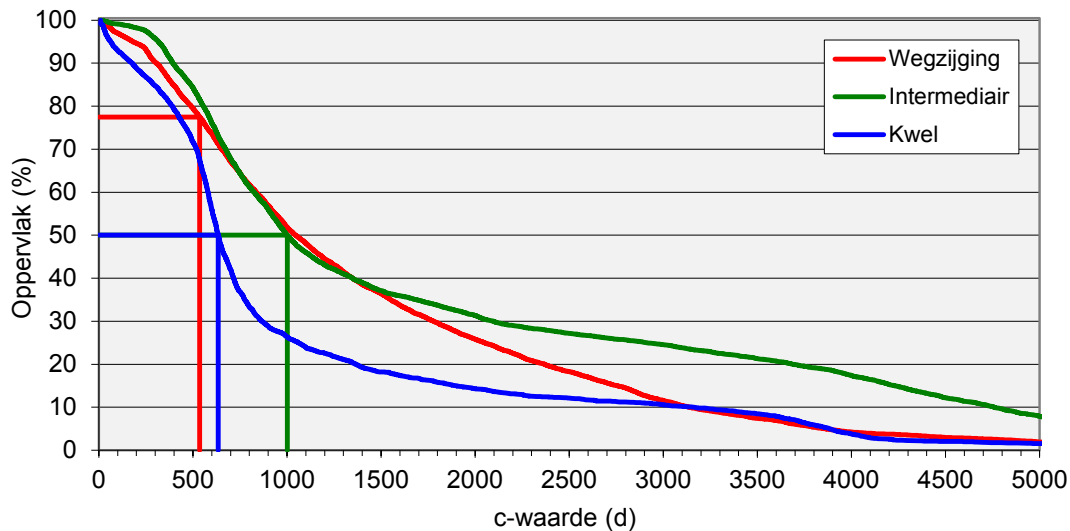
Omdat er geen 'formele' waarden bekend waren om te definiëren waar kwel begint en waar wegzijging, zijn grenswaarden vastgesteld waarbij ook is gekeken naar het voorkomen in termen van het relatieve oppervlakte van het intermediaire gebied. Daarmee is intermediair gedefinieerd als het gebied tussen -0,1 en 0,1 mm kwel gemiddeld per dag. Dit beslaat 35% van het oppervlakte van de westelijke veenweiden. Het kwelgebied beslaat dan 20% en het wegzijgingsgebied 45% van het veenweidenoppervlakte.

Het ligt voor de hand om voor de twee onderrandeenheden 'kwel' en 'wegzijging' als richtwaarde voor de flux de mediaan te nemen van de eigen frequentieverdeling van de kwel- en wegzijgingsklasse. Bij eenheid 'neutraal' gaat dat niet op, omdat deze eenheid simpelweg is gedefinieerd als een situatie met nauwelijks kwel en/of wegzijging. Daarvoor geldt de jaarwaarde van 0 mm, met een geringe beweging daaromheen voor zomer- en winterwaarde. De waarde 0 is het 57-percentiel uit de eigen frequentieverdeling van 'intermediair' (65-percentiel van totale frequentieverdeling), dus ligt dicht bij de mediaan (62,5-percentiel van totale frequentieverdeling).

Bij 'kwel' bedraagt de mediaan 0,26 mm d⁻¹ of 95 mm per jaar. Dit komt goed overeen met de in het eerste voorstel (tabel E.1) aangenomen waarde van 100 mm per jaar. Voor 'wegzijging' bedraagt de mediaan slechts 0,29 mm per dag of 106 mm per jaar. Deze waarde wijkt sterk af van de in het eerste voorstel aangenomen waarde van 400 mm per jaar en, omdat de wegzijging in de zomer dan zeer gering zal zijn, is erg klein voor het doel van deze modelstudie. Voor dit doel is het van belang om een realistische maar substantiële wegzijging in de zomer door te rekenen. Want juist onder deze omstandigheid, met een relatief grote watervraag in de zomer, is het toepassen van onderwaterdrains het meest relevant.

Daarom is voor 'wegzijging' het 77,5-percentiel genomen van de frequentieverdeling van de wegzijgingsklasse. Dit heeft een waarde die ruim twee keer zo groot is als die van de mediaan namelijk 0,6 mm d⁻¹, wat overeenkomt met 220 mm per jaar. Voor de totale frequentieverdeling is dit het 10-percentiel. De mediaan van het kwelgebied is het 90-percentiel van de totale frequentieverdeling. Bij deze aanpak is dan voor beide eenheden, 'kwel' en 'wegzijging', de waarde gelijk aan de waarde waarvoor geldt dat 10% van het veenweidenoppervlakte een grotere waarde heeft voor 'kwel' respectievelijk 'wegzijging'. Dat is een consistent resultaat voor beide eenheden. Maar binnen de populatie 'wegzijging' is de gekozen waarde wel 27,5-percentiel hoger dan de mediaan, die bij 'kwel' is genomen, wat 'wegzijging' als onderrandeenheid uitgesprokener maakt dan 'kwel'. Dit komt overeen met de aanpak van het eerste voorstel.

Voor analyseren van de c-waarden uit het NHI zijn dezelfde percentielwaarden genomen van de frequentieverdelingen van de c-waarden van de drie onderrandklassen (figuur E.6) als gebruikt voor het vaststellen van kwel/wegzijgingsfluxen (figuur E.5): voor 'kwel' en 'intermediair' de mediaan en voor 'wegzijging' het 77,5-percentiel. Dat geeft voor 'kwel' en 'intermediair' waarden van circa 650 en 1000 dagen, een factor twee lager dan de waarden van het eerste voorstel, en voor 'wegzijging' 500 dagen, een waarde de helft lager dan de waarde van het eerste voorstel. Voor 'kwel' en 'wegzijging' zijn deze waarden beoordeeld als 'mogelijk, maar aan de lage kant'. Voor 'neutraal' gold het oordeel: 'zeker te laag'. Bij 'neutraal' is slechts geringe uitwisseling over de onderrand gewenst, ook na verandering van peil en invoeren van onderwaterdrains. De verwachting was dat dit met een waarde van 1000 dagen niet mogelijk was en dat daarom een veel grotere waarde nodig zou zijn.



Figuur E.6

Frequentieverdelingen van c-waarden voor westelijke veenweiden volgens het NHI voor de drie onderrandklassen wegzijging, intermediair en kwel, en gekozen percentielwaarden voor de drie onderrandklassen. Frequentieverdeling 'omgekeerd' weergegeven omdat c-waarden en kwel/wegzijging omgekeerd evenredig zijn.

De waarden die deze tweede analyse heeft opgeleverd zijn als tweede voorstel samengevat in tabel E.3. Hierop is eveneens commentaar geleverd binnen de deskundigengroep. Er werd geconstateerd dat een nadeel van het NHI is dat wegzijging waarschijnlijk te laag is ingeschat door een te lage inschatting van de hoeveelheid ingelaten waarden (Joost Heijkers, later bevestigd door Ab Veldhuizen). Om die reden is een definitief voorstel geformuleerd als synthese van de twee eerste voorstellen dat verder is uitgewerkt in paragraaf E.3.

Tabel E.3

Voorstel 2: C-waarden en kwel/wegzijgingsfluxen voor jaar en winter- en zomerhalfjaar voor de drie onderrandeenheden

Onderrandeenheden	c-waarde (d)	Netto jaarflux ¹ (mm j ⁻¹)	Winterflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)	Zomerflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)
Kwel	650	95	?	?
Neutraal	1000-3000	0	> -10	< 10
Wegzijging	500	-220	?	?

¹ positief is kwel; negatief is wegzijging

E.2.3 Vastgestelde waarden

Voor de jaarwaarden van de kwel/wegzijgingsfluxen zijn de twee voorstellen (tabellen E.1 en E.3) eensluidend voor onderrandeenheden 'neutraal' en 'kwel', en (daarmee) ook geaccepteerd. Voor eenheid 'wegzijing' is wel een groot verschil tussen beide voorstellen: -400 mm tegenover -220 mm. Omdat de laatste waarde als 'te laag' is beoordeeld, is voor de jaarwaarde van de wegzijgingsflux een gemiddelde waarde van beide voorstellen van -300 mm gekozen. Op jaarbasis is de wegzijgingsflux dan drie maal groter dan de kwelflux, waardoor ook in dit voorstel onderrandeenheid 'wegzijing' relatief uitgesproken is dan eenheid 'kwel'.

Bij de verdeling van de jaarflux over richtwaarden van fluxen voor winter- en zomerhalfjaar is voor eenheid 'neutraal' vastgehouden aan het voorstel van tabellen E.1 en E.3. Voor eenheden 'kwel' en 'wegzijing' is de standaardverdeling: hogere kwel in de zomer en hogere wegzijing in de winter. Dit vanwege de hogere grondwaterstanden in winter dan in zomer. Het streven was deze standaardverdeling te simuleren, waarbij in de zomer kwel bij de kweleenheid en wegzijing bij de wegzijgingseenheid ongeveer even groot zijn. Voor het verkrijgen van richtwaarden voor deze verdeling zijn proefberekeningen met SWAP uitgevoerd.

Over richtwaarden voor verticale weerstanden was het oordeel binnen de deskundigengroep dat de waarden van voorstel 1 realistischer leken dan die van voorstel 2. Daarom zijn enkele proefberekeningen met SWAP uitgevoerd. Deze berekeningen ondersteunden het oordeel van de deskundigengroep. Daarom zijn de waarden van voorstel 1 overgenomen.

De definitieve richtwaarden zijn samengevat in tabel E.4.

Tabel E.4

Definitieve richtwaarden voor c-waarde en kwel/wegzijgingsfluxen in jaar, winter- en zomerhalfjaar voor de drie onderrandeenheden

Onderrandeenheid	c-waarde (d)	Netto jaarflux ¹ (mm j ⁻¹)	Winterflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)	Zomerflux ¹ (mm ½ j ⁻¹)
Kwel	1250	100	25	75
Neutraal	2500	0	> -10	< 10
Wegzijing	750	-300	-200	-100

¹ positief is kwel; negatief is wegzijing

E.3 Stijghoogteverloop in de tijd

Er is gekozen voor de optie in SWAP om het jaarverloop van de stijghoogte in het 1^e-watervoerende pakket te beschrijven met een sinus. Deze is per onderrandeenheid verkregen door fitten op het gemeten stijghoogteverloop in geselecteerde buizen uit DINO. Hiertoe zijn per onderrandeenheid op gridniveau (250 m x 250 m) buizen geselecteerd aan de hand van de volgende vijf criteria:

1. ligging in het westelijke veenweidegebied;
2. juiste filterdiepte: filter in 1^e aquifer;
3. kwel/wegzijgingswaarde op jaarbasis die ligt in de range 75%-133% van de streefwaarde van tabel E.4;
4. c-waarde die ligt in de range 50%-200% van de streefwaarde van tabel E.4;
5. voldoende lange (5 jaar) reeks van meetjaren in de periode 1990-2009.

Dit leverde slechts weinig bruikbare buizen op:

- kweleenheid, 5 buizen: B38H0125, B39H0067, B39C0250, B45F0062, B45F0076;
- neutraaleenheid, 1 buis: B45A0006;
- wegzijgingseenheid, 1 buis: B45B0380.

Door de tijdreeksen van deze buizen is een sinus gefit waarbij voor de volgende beschrijvende parameters waarden zijn verkregen: amplitude van de sinus van de stijghoogte en het dagnummer met de maximale waarde van de stijghoogte. De periode van het stijghoogteverloop is daarbij vastgezet op 365,25 dagen. Voor de kweleenheid is de waarde voor beide parameters bepaald door de mediaan van de vijf buizen te nemen. Voor alle drie de onderrandeenheden is de waarde voor de gemiddelde stijghoogte bepaald door kalibratie met SWAP voor de situatie zonder kleidek, met 50 cm drooglegging, huidig klimaat en zonder onderwaterdrains. Hierbij zijn zo goed mogelijk de streefwaarden van tabel E.4 benaderd. De resultaten van deze kalibratie zijn besproken in subsubparagraaf 3.1.1.2 en gegeven in tabel 3.2.

De resultaten van bovenbeschreven procedure voor verkrijgen parameters van de sinusoptie in SWAP voor beschrijving van de stijghoogte in het watervoerende pakket zijn weergegeven in tabel E.5.

Tabel E.5

Waarden voor de parameters die het sinusvormige verloop van de stijghoogte in SWAP beschrijven zoals verkregen voor de drie onderrandeenheden in de fitprocedure en kalibratieprocedure

Eenheid	AQUAVE (cm + mv)	AQAMP (cm)	AQTMAX (d)	AQPER (d)
Kwel	-10	12	75	365,25
Neutraal	-45	20	32	365,25
Wegzijing	-117	10	65	365,25

AQUAVE = gemiddelde stijghoogte in aquifer; AQAMP = amplitude sinus van stijghoogte; AQTMAX = dag in jaar met maximale stijghoogte; AQPER = periode van de stijghoogtesinus.

Tabel E.5 laat zien dat de waarde van AQUAVE van 'Wegzijing' tot grotere wegzijgingsfluxen leidt dan die van 'Kwel' tot kwelfluxen: het verschil in AQUAVE tussen 'Wegzijing' en 'Neutraal' is veel groter dan tussen 'Kwel' en 'Neutraal'.

Bijlage F Vaststellen waarden van klassen van nutriëntenconcentraties in het infiltrerende water

F.1 Aanleiding en doel

Bij de keuze van de veenweide-eenheden (subparagraaf 2.3.1) is besloten dat de kwaliteit van het infiltrerende water, als de nutriëntenconcentraties in dat water, een kenmerk is dat veenweidegebieden typeert. Deze nutriëntenconcentraties vormen daarom een kenmerk van de te definiëren veenweide-eenheden.

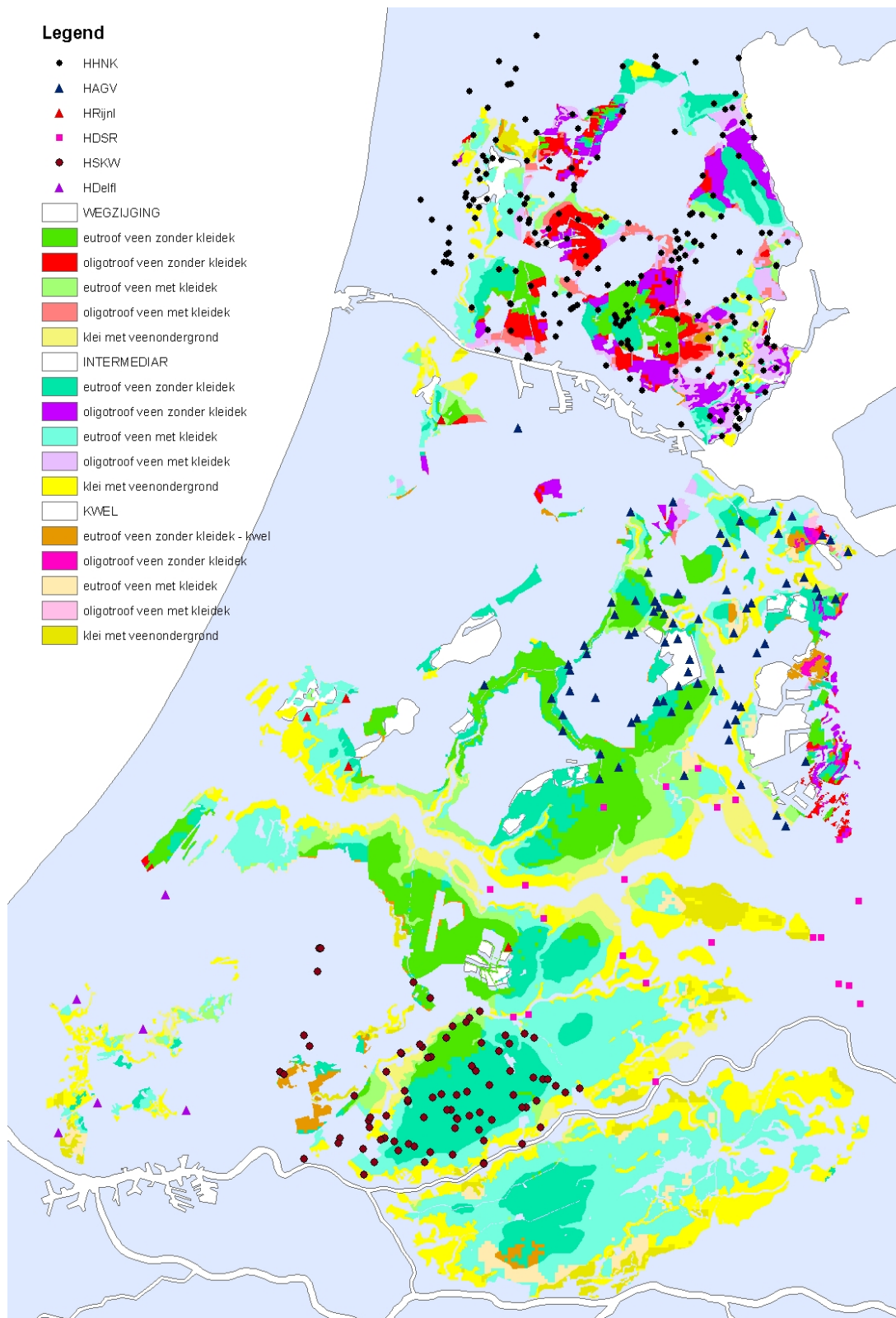
Daartoe zijn beschikbare databases met meetgegevens van relevante waterkwaliteitsparameters gezocht en onderzocht. Doelen van de analyse van de meetgegevens waren:

1. waarden te vinden voor relevante waterkwaliteitsparameters voor de onderscheiden klassen van het infiltrerende water: 'Laag' en 'Hoog'. Deze parameters betreffen de nutriënten stikstof (N) en fosfor (P) in hun relevante verbindingen, te weten ammonium, nitraat en organisch-N in oplossing (DON), en ortho-fosfaat en organisch P in oplossing (DOP). Daarnaast zijn ook parameters die het proces van 'interne eutrofiëring' sturen van belang. Hiervan waren alleen sulfaat en de zuurgraad beschikbaar. Verder is chloride meegenomen in de analyse omdat deze stof iets over de herkomst van het water kan zeggen. En of waarden worden bereikt die relevant zijn voor afbraak van organische stof en immobilisatie van fosfaat;
2. nagaan of een ruimtelijke differentiatie bestaat die grond kan zijn voor het onderscheiden van aparte waarden voor infiltratiewaterkwaliteitsklassen voor verschillende rekeneenheden, en eventueel voor een verschillend aantal klassen voor verschillende rekeneenheden, bijvoorbeeld slechts één bij de een en drie in plaats van twee bij de ander, met als randvoorwaarde het totaal aantal berekeningen van rond de 100.

F.2 Analyse van beschikbare meetgegevens

Voor het invullen van de kwaliteitsklassen van het infiltrerende water is uitgegaan van de databases van het Exante-project (Van Boekel et al., 2011) aangevuld met gegevens zoals aangeleverd door de waterbeheerders op verzoek van Alterra. Het betreft zowel gegevens van kavelsloten als boezems en rivieren. Omdat het infiltrerende water een mix is van gebiedseigen water en inlaatwater is er voor gekozen deze totale database te analyseren. Waarbij opgemerkt dat in de database niet bekend is wat gebieds(eigen)water en wat inlaatwater is. Die kwalificatie is dus ook niet meegenomen in de analyse.

Er zijn gegevens van zes hoogheemraad/waterschappen in de analyse betrokken met een wisselend aantal meetpunten en meetgegevens. Het totale aantal beschikbare meetpunten is per schap weergegeven in figuur F.1. De ondergrond van deze kaart geeft informatie over voorkomen van veensoort en kleidek per hoofdklasse betreffende kwel/wegzijging in het zomerhalfjaar, zoals samengesteld door Alterra in de eerste fase van dit onderzoek. Niet alle meetpunten zijn in de analyse betrokken. Benoorden het Noordzeekanaal zijn van Hollands Noorderkwartier 40 punten meegenomen; dat zijn de punten in of dicht bij (max. afstand 500 m) de twee veenklassen oligotroof veen zonder kleidek onder 'wegzijging' (rood) en 'intermediair' (paars). Dit omdat deze punten als relevant voor de oligotrofe rekeneenheden van tabel F.1 zijn gezien. Beneden het Noordzeekanaal zijn dat van alle andere schappen alle punten behalve die verder dan 500 m van de weergegeven veenweide-eenheden zijn verwijderd. Al deze punten zijn als relevant gezien voor de eutrofe rekeneenheden van tabel F.1.



Figuur F.1

Kaart van westelijke veenweiden met hoofdindeling in gebieden met wegzijging ($< -0,5 \text{ mm d}^{-1}$), kwel ($> 0,5 \text{ mm d}^{-1}$) en 'intermediair' ($> -0,5 \text{ mm d}^{-1}$ en $< 0,5 \text{ mm d}^{-1}$) in het zomerhalfjaar. Aangegeven per hoofdklasse: veensoorten en voorkomen van een kleidek. Verder aangegeven ligging meetpunten oppervlaktewaterkwaliteit Hoogheemraadschappen.

Tabel F.1

Beschikbare aantal meetpunten per hoogheemraadschap en per veensoort, en beschikbaar aantal meetgegevens voor elk van de 10 geanalyseerde kwaliteitsparameters in de periode 2006-2010

Hoogheemraadschap	Veen- soort	Aantal punten	Aantal metingen per parameter									
			NH ₄	NO ₃	DON	N-tot	PO ₄	DOP	P-tot	SO ₄	Cl	pH
Hollands Noorderkwartier	oligotrf	40	313	319	279	279	274	274	340	315	340	302
Amstel, Gooi en Vecht	eutroof	68	1452	1506	1338	1537	1389	1373	1534	571	1537	1240
Rijnland	eutroof	5	150	148	2	189	148	147	189	149	198	158
Stichtse Rijnlanden	eutroof	17	535	535	535	535	535	535	535	0	0	0
Schieland en Krimpenerwrd	eutroof	78	1370	1482	1137	1533	1392	1391	1537	468	1028	565
Delfland	eutroof	5	73	0	0	98	73	73	99	0	0	0

DON = organisch-N in oplossing; DOP = organisch-P in oplossing; PO₄ = ortho-P

De analyse van de beschikbare gegevens is uitgevoerd met de zomerhalfjaar (april t/m september) gegevens van de jaren 2006 t/m 2010. Deze reeks is representatief geacht voor de zomerhalfjaarwaterkwaliteit van dit moment: een recente jaarreeks die niet te ver teruggaat, maar voldoende jaren bevat om de te verwachten diversiteit in voorkomende waarden te bevatten. De meetgegevens van tien parameters zijn geanalyseerd: ammonium, nitraat, opgelost organisch stikstof, totaal stikstof, ortho-fosfaat, opgelost organisch fosfor, totaal fosfor, sulfaat, chloride en de zuurgraad. Niet al deze gegevens zijn onafhankelijk bepaald: organisch N is meestal afgeleid uit metingen van Kjeldahl-N en ammonium, en soms van totaal N, ammonium en nitraat, totaal N is soms bepaald uit metingen van Kjeldahl-N en nitraat, en organisch P is afgeleid uit metingen van totaal P en ortho-P. Tabel F.2 geeft voor al deze parameters per hoogheemraadschap het aantal meetgegevens voor de geanalyseerde reeks van jaren.

In de analyse zijn vier ruimtelijke groepen van meetgegevens onderscheiden om de ruimtelijke analyse te kunnen doen:

1. het eutrofe veengebied; het gehele gebied onder het Noordzeekanaal: alle schappen behalve Hollands Noorderkwartier;
2. het zuidelijk deel van het eutrofe veengebied: Delfland, Schieland en de Krimpenerwaard, en de Stichtse Rijnlanden;
3. het noordelijk deel van het eutrofe veengebied: Amstel, Gooi en Vecht en Rijnland;
4. het oligotrofe veengebied; het gehele gebied boven het Noordzeekanaal: Hollands Noorderkwartier.

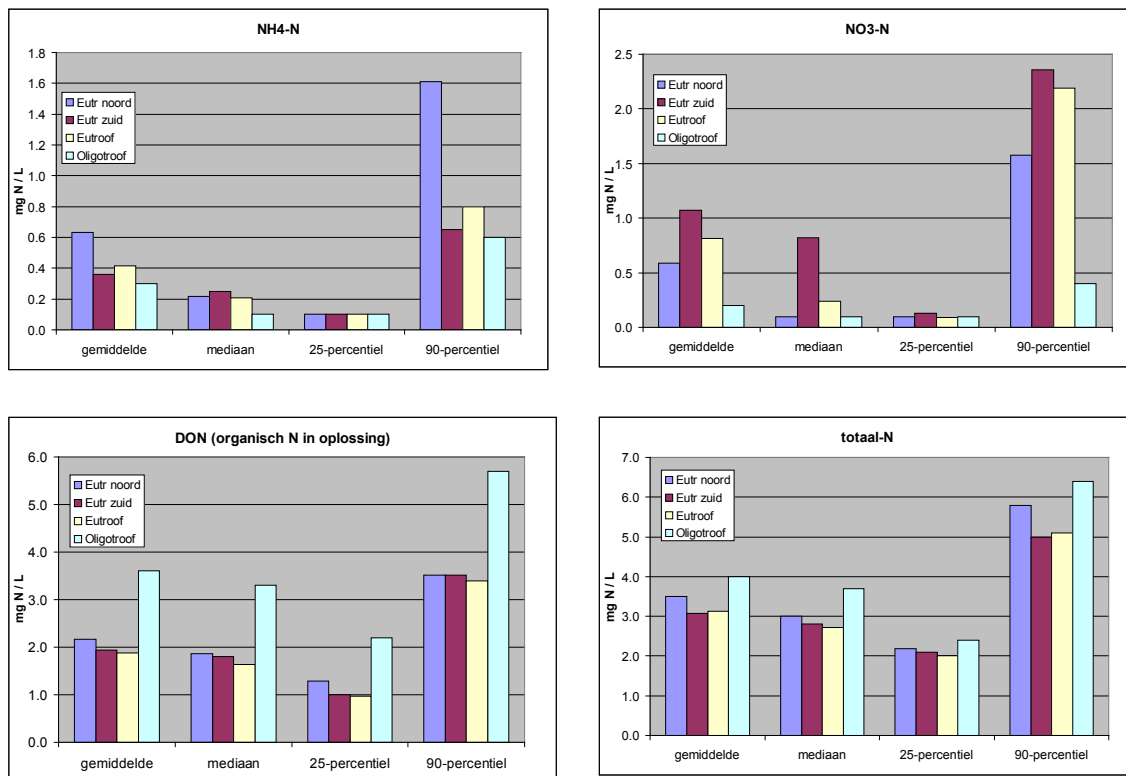
Voor deze groepen zijn per parameter de volgende statistische grootheden bepaald:

1. minimum en maximum: maat voor totale spreiding;
2. gemiddelde (normaal verdeeld);
3. mediaan (50-percentiel): kandidaat maat voor klasse 'Laag';
4. 25-percentiel: kandidaat maat voor klasse 'Laag';
5. 90-percentiel: kandidaat maat voor klasse 'Hoog';
6. aantal gegevens n.

De resultaten van de analyse zijn gegeven in tabel F.2. Hieruit blijkt dat de minimum- en maximumwaarden in alle gevallen echte extremen betreffen. Er is daarom besloten deze niet verder in de analyse mee te nemen. In de figuren F.2 tot en met F.4 zijn grafische representaties van de overige, wel relevante statistische maten gegeven.

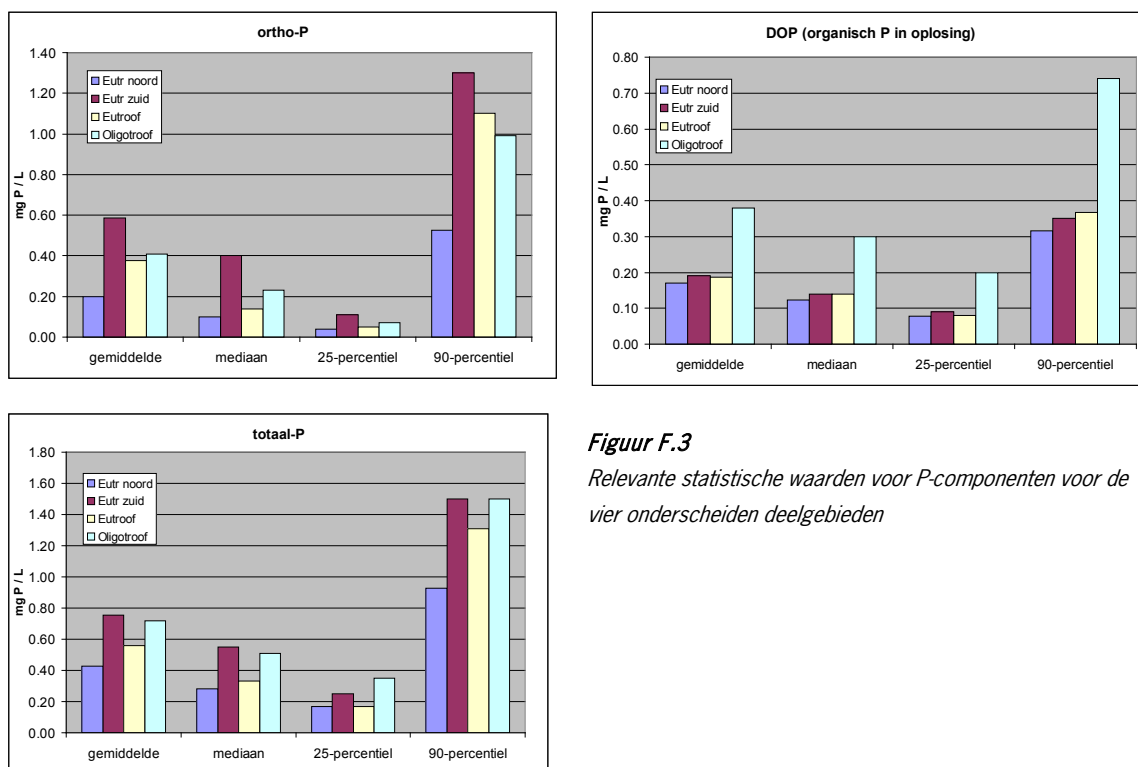
Tabel F.2Resultaten van de statistische analyse per parameter en per ruimtelijk deelgebied als concentraties in mg L⁻¹

Gebied	Parameter	minimum	maximum	gemiddelde	mediaan	25-percent.	90-percent.	n
Eutroof	NH4-N	0.1	5.1	0.4	0.3	0.1	0.7	1443
Zuid	NO3-N	0.0	10.0	0.9	0.3	0.1	2.3	1482
	DON	0.0	8.2	1.9	1.8	1.0	3.5	1137
	Totaal-N	0.6	14.0	3.1	2.8	2.1	5.0	1631
	Ortho-P	0.01	4.40	0.59	0.40	0.11	1.30	1465
	DOP	0.00	1.70	0.19	0.14	0.09	0.35	1463
	Totaal-P	0.03	5.20	0.75	0.55	0.25	1.50	1636
	SO4	4	320	48	41	27	88	468
	Cl	16	220	75	72	59	110	1028
	pH	6.6	9.5	7.7	7.6	7.4	8.3	565
Eutroof	Parameter	minimum	maximum	gemiddelde	mediaan	25-percent.	90-percent.	n
Noord	NH4-N	0.0	11.0	0.6	0.2	0.1	1.6	955
	NO3-N	0.0	10.0	0.6	0.1	0.1	1.6	983
	DON	0.0	18.1	2.2	1.9	1.3	3.5	822
	Totaal-N	0.8	24.0	3.5	3.0	2.2	5.8	1018
	Ortho-P	0.00	1.80	0.20	0.10	0.04	0.53	876
	DOP	0.00	3.28	0.21	0.15	0.10	0.40	866
	Totaal-P	0.00	4.50	0.43	0.28	0.17	0.93	1022
	SO4	7	370	75	61	46	123	437
	Cl	1	1314	241	143	84	607	1021
pH	6.6	10.6	7.8	7.8	7.5	8.3	857	
Eutroof	Parameter	minimum	maximum	gemiddelde	mediaan	25-percent.	90-percent.	n
Geheel	NH4-N	0.0	11.0	0.4	0.2	0.1	0.8	2918
	NO3-N	0.0	10.0	0.8	0.2	0.1	2.2	3000
	DON	0.0	18.1	1.9	1.6	1.0	3.4	2494
	Totaal-N	0.6	24.0	3.1	2.7	2.0	5.1	3184
	Ortho-P	0.00	4.40	0.38	0.14	0.05	1.10	2876
	DOP	0.00	3.28	0.19	0.14	0.08	0.37	2864
	Totaal-P	0.00	5.20	0.56	0.33	0.17	1.31	3193
	SO4	4	370	61	51	35	110	905
	Cl	1	1314	158	86	66	320	2049
pH	6.6	10.6	7.7	7.7	7.5	8.3	1422	
Oligo- troof	Parameter	minimum	maximum	gemiddelde	mediaan	25-percent.	90-percent.	n
	NH4-N	0.0	4.2	0.3	0.1	0.1	0.6	313
	NO3-N	0.0	6.4	0.2	0.1	0.1	0.4	319
	DON	0.5	22.9	3.6	3.3	2.2	5.7	279
	Totaal-N	0.9	23.1	4.0	3.7	2.4	6.4	279
	Ortho-P	0.00	6.30	0.41	0.23	0.07	0.99	274
	DOP	0.00	2.10	0.38	0.30	0.20	0.74	274
	Totaal-P	0.09	6.50	0.72	0.51	0.35	1.50	340
	SO4	25	400	90	85	66	136	315
	Cl	54	3000	364	230	150	711	340
pH	6.1	9.6	8.2	8.1	7.9	8.9	302	



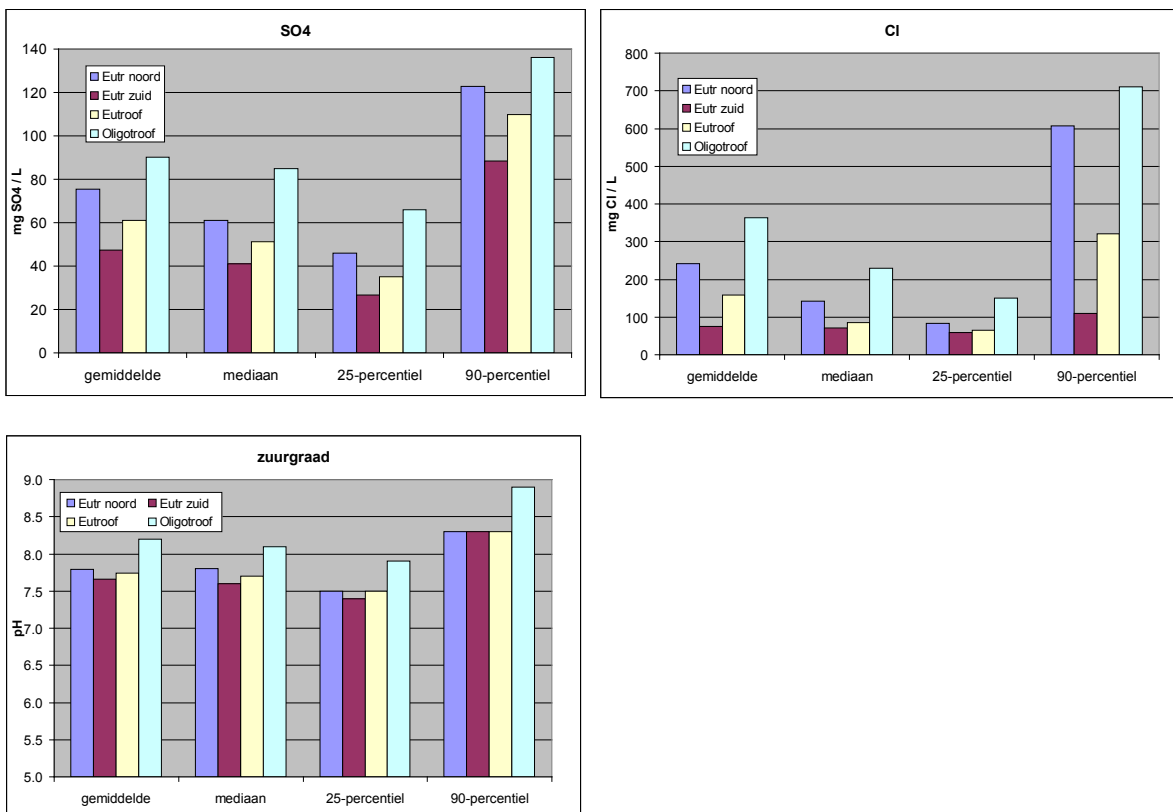
Figuur F.2

Relevante statistische waarden voor N-componenten voor de vier onderscheiden deelgebieden



Figuur F.3

Relevante statistische waarden voor P-componenten voor de vier onderscheiden deelgebieden



Figuur F.4

Relevante statistische waarden voor SO_4 , Cl en pH voor de vier onderscheiden deelgebieden

Bij de volgende beschrijving en verklaring moet worden bedacht dat per statistische maat de verschillende N- en P-componenten niet optellen tot de waarde van totaal-N respectievelijk totaal-P. De reden hiervoor is dat elke component bij de statistische analyse als een zelfstandige populatie is beschouwd.

Over het algemeen is bij de meeste parameters en statistische maten een duidelijk verschil te zien tussen het 'eutrofe' en het 'oligotrofe' gebied. Vooral voor nitraat scoort het oligotrofe gebied lager en voor de organische N en P componenten DON en DOP, en chloride veel hoger. Voor totaal-N, totaal-P, SO_4 en pH scoort het oligotrofe gebied wat hoger. Het infiltrerende water is in het oligotrofe gebied duidelijk 'nutriëntenrijker'.

Het verschil binnen het eutrofe gebied tussen eutroof-noord en eutroof-zuid is minder eenduidig. Voor N zijn de verschillen bij de mediaan en het 25-percentageel gering met uitzondering van de mediaan bij nitraat. Maar in absolute zin is dit een klein verschil. Bij het 90-percentageel zijn vooral de verschillen bij ammonium en nitraat duidelijk: in het noordelijk deel is ammonium hoger en nitraat lager. In absolute zin zijn deze verschillen niet erg groot, in de orde van $0,8 \text{ mg N L}^{-1}$, wat ook het verschil is bij het 90-percentageel van totaal-N.

Bij P is het verschil tussen eutroof-noord en eutroof-zuid vooral duidelijk voor ortho-P wat terug te vinden is in de hogere totaal-P-waarden van eutroof-zuid bij vooral het 90-percentageel. Deze hoge waarden zijn vooral terug te voeren op de meetgegevens van de Krimpenerwaard, omdat deze voornamelijk de dataset van eutroof-zuid bepalen. Voor Delfland is het 90-percentageel totaal-P $1,1 \text{ mg P L}^{-1}$ en voor De Stichtse Rijnlanden slechts $0,5 \text{ mg P L}^{-1}$. Of de situatie van hoge P-concentraties zich ook voordoet in de Alblasserwaard-Vijfheerenlanden is niet bekend omdat van dit gebied geen gegevens beschikbaar waren. De gegevens voor zomer 1993 uit Boogaard en Hendriks (1995) suggereren dat dit niet het geval is: de hoogste waarden voor totaal-P uit deze rapportage bedragen $0,87 \text{ mg P L}^{-1}$.

Bij sulfaat en vooral chloride scoort eutroof-noord duidelijk hoger dan eutroof-zuid. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de invloed van het Noordzeekanaal en wellicht ook met mariene afzettingen met hoge pyrietgehalten. Pyrietkaarten van Deltares suggereren dat (conceptrapport, nog niet gepubliceerd). De pH verschilt nauwelijks tussen de twee deelgebieden. De Cl-concentraties zijn ook voor de 90-percentielen lager dan waarden waarvoor effect op veenafbraak en P-mobilisatie mag worden verwacht (Kemmers en Koopmans, 2010).

In het eutrofe gebied is het 25-percentiel voor totaal-N meestal net iets lager dan de GEP-(Goed Ecologisch Potentieel)-waarde van $2,4 \text{ mg N L}^{-1}$, terwijl de mediaan hoger is dan deze norm. Voor totaal-P is het 25-percentiel hier net iets lager dan de GEP-waarde van $0,22 \text{ mg P L}^{-1}$ en de mediaan 50% hoger. Bij het oligotrofe gebied geldt voor N dat de 25-percentielwaarde precies de GEP-waarde is, terwijl voor P de 25-percentielwaarde ruim 1,5 keer de GEP-waarde bedraagt.

F.3 Klassen van nutriëntenconcentraties in infiltrerend water

Het verschil tussen het oligotrofe en eutrofe gebied betreffende de verschillende parameters is duidelijk en soms groot. Omdat het twee duidelijk verschillende eenheden betreft in de opzet van de rekeneenheden (tabel 2.1 in hoofdstuk) die ook geografisch duidelijk zijn gescheiden, is het logisch om de waarden in de klassen voor beide gebieden te laten verschillen en te baseren op de statistische parameters van het eigen gebied.

De verschillen tussen eutroof-zuid en eutroof-noord zijn minder duidelijk en eenduidig, hoewel er wel trends zijn. Maar de verschillen zijn meestal minder groot dan tussen eutroof en oligotroof. Bovendien ontbreken in eutroof-zuid de gegevens van een groot gebied, de Alblasserwaard en Vijfheerenlanden, en zijn ook van de Lopikerwaard niet veel gegevens bekend. Hierdoor kan de extreme trend voor ortho-P, die het belangrijkste verschil tussen eutroof-zuid en eutroof-noord vormt, en die vooral wordt bepaald door de situatie van de Krimpenerwaard, niet representatief zijn voor het totale eutroof-zuiden. De meetgegevens buiten de Krimpenerwaard die wel beschikbaar zijn voor eutroof-zuid suggereren deze mogelijkheid.

Daarom is het eutrofe gebied niet opgesplitst. Wat hier ook voor pleit is een methodologisch argument: door voor alle eutrofe eenheden dezelfde waarden te gebruiken zijn deze onderling beter te vergelijken waar het gaat om andere factoren dan de infiltratiewaterkwaliteit.

Er is besloten twee klassen 'Laag' en 'Hoog' te onderscheiden voor beide deelgebieden. 'Laag' wordt hierbij gedefinieerd als waarden in de orde van grootte van de GEP-waarden van N en P. Hiervoor voldoen de 25-percentielwaarden goed, omdat deze minder ver van de GEP-waarden afliggen dan de medianen. De minimale waarden zijn te extreem. Vanwege de consistentie is ook voor sulfaat en zuurgraad de 25-percentielwaarde voor 'Laag' genomen (chloride speelt geen rol in het model). Voor de relevante verbindingen zijn de 25-percentielwaarden ongeveer 70% van de medianen. Klasse 'Laag' ligt daarmee heel dicht bij de huidige 'gemiddelde toestand'.

Voor de klasse 'Hoog' zijn de 90-percentielwaarden genomen. De maximale waarden zijn veel te extreem. Bovendien is het gebruikelijk het 90-percentiel te nemen voor de benadering van de maximale waarden van een grote populatie (bv. in het toelatingsbeleid bestrijdingsmiddelen). Deze 90-percentielwaarden zijn vaak al erg hoog - 2-4 keer de mediaan - en verbeelden daarmee een extreme situatie die momenteel meestal niet realistisch is in de westelijke veenweidegebieden. Zo'n hoge concentraties van de meeste nutriënten zullen niet een volledig infiltratie seizoen lang voorkomen. Dit is alleen voor P enigszins realistisch, omdat door P-mobilisatie in de waterbodem in de zomer hoge concentraties in het slootwater kunnen ontstaan. Hierbij is de lange duur van de hoge P-concentraties meer onrealistisch, niet de hoogte van de concentraties. Bij N en sulfaat is juist wel de hoogte van de concentraties onrealistisch omdat deze nutriënten in het zomerhalfjaar worden verlaagd door denitrificatie, N-opname biomassa en sulfaatreductie.

Verder is de klasse 'Middel' onderscheiden om voor enkele rekeneenheden aanvullende berekeningen te doen met een infiltratiewaterkwaliteit die tussen 'Laag' en 'Hoog' inligt, om te onderzoeken in hoeverre mag worden geïnterpoleerd tussen de resultaten van deze twee klassen. De waarden van klasse 'Middel' zijn de gemiddelden van de waarden van klassen 'Laag' en 'Hoog'.

De waarden voor de voor het model relevante parameters in de verschillende klassen zijn aangegeven in tabel F.3. Dit zijn de waarden voor alle inputparameters van het model. Hierbij is uitgegaan van de oorspronkelijk gemeten parameters, d.w.z. dat bij N de waarden zijn gebaseerd op de statistische waarden van ammonium, nitraat en DON (zoals afgeleid uit Kjeldahl-N of totaal-N). Bij P is DOP berekend uit de statistische waarden van totaal-P en ortho-P, omdat DOP niet is gemeten maar afgeleid uit de metingen van totaal-P en ortho-P.

Tabel F.3

Waarden voor de relevante modelparameters als concentraties in het infiltratiewater per klasse per gebied

Gebied	Klasse	NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	DON (mg L ⁻¹)	Ortho-P (mg L ⁻¹)	DOP (mg L ⁻¹)	SO ₄ (mg L ⁻¹)	pH (-)
Eutroof	Laag	0,1	0,1	1,0	0,05	0,12	35	7,5
	Hoog	0,8	2,2	3,4	1,10	0,21	110	8,3
	Middel	0,45	1,15	2,2	0,58	0,17	73	7,9
Oligotroof	Laag	0,1	0,1	2,2	0,07	0,28	66	7,9
	Hoog	0,6	0,4	5,7	0,99	0,51	136	8,9
	Middel	0,35	0,25	4,0	0,53	0,40	100	8,4

Voor het kalibreren van de onbekende procesparameters van sulfaat in het model zijn sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater gebruikt uit hetzelfde meetgegevensbestand. Hiervoor zijn de concentraties in de wintermaanden januari, februari en maart genomen omdat deze kunnen worden beschouwd als goede schatters voor de gemiddelde uitspoelingsconcentraties in de winter. Tegen die tijd zal het zomerwater in de sloot zijn verdrongen door water uit de veenbodem. Hierbij is net als bij het bepalen van de infiltratiewaterconcentraties onderscheid gemaakt tussen het eutrofe en het oligotrofe veengebied. Voor deze twee gebieden zijn van alle beschikbare meetwaarden van januari, februari en maart de mediaan en het 40^e en 60^e percentiel bepaald als schatter van de doelconcentratie en het doelbereik, de centrale 20% waarvan is gesteld dat de gesimuleerde 30-jaars-gemiddelde waarden er binnen moeten liggen. Omdat de kalibratie een 30-jarige periode betreft, zijn alle beschikbare meetgegevens gebruikt, die een periode beslaan van 1990 tot 2010. De resultaten zijn gegeven in tabel F.4.

Tabel F.4

Statistische waarden van alle beschikbare sulfaatconcentraties in de periode januari tot en met maart in het eutrofe en het oligotrofe gebied

Gebied	Sulfaatmetingen				
	Aantal <i>n</i> (-)	Concentraties (mg SO ₄ L ⁻¹)			
		gemiddelde	40-percentiel	mediaan	60-percentiel
Eutroof	1110	118	87	99	114
Oligotroof	7177	149	118	133	150

Bijlage G Parameterisatie ANIMO voor veengronden op basis van kennis uit literatuur-, lab- en veldonderzoek

G.1 Aanleiding en doel

Voor de berekeningen met ANIMO is een groot aantal invoergegevens nodig, zoals uitgelegd in hoofdstuk 2 (2.2.3 en 2.4.2.3). Een aantal daarvan kan expliciet of door interpretatie uit bestaande gegevensbronnen worden verkregen zoals is aangegeven in subsubparagraaf 2.4.2.3. Er zijn echter ook gegevens die niet eenvoudig te verkrijgen zijn. Omdat ze niet in de specifieke vorm waar ANIMO om vraagt bekend zijn of omdat ze helemaal niet aanwezig zijn in reguliere gegevensbestanden als geologische en bodemkaarten, en (digitale) bodeminformatiesystemen.

Voor een deel kunnen deze gegevens worden verkregen uit aanvullende metingen. Daar waar dat niet kan, moeten ze worden bepaald door kalibratie: iken van de betreffende parameters van het model tot een vergelijking tussen gemeten en berekende waarden van (meestal) toestandsvariabelen, zoals nutriëntenconcentraties, acceptabele resultaten oplevert.

Beide methoden waren in principe niet mogelijk binnen deze studie. Voorwaarde was dat er uit bestaande gegevens moest worden geput. Deze waren wel voorhanden in de vorm van invoerbestanden van modelberekeningen met ANIMO van veenweiden in West-Nederland. Het gaat daarbij om berekeningen van onderzoekspcelen en veenweidenpolders. De relevante gegevens betreffen modelparameters en toestandsvariabelen. Uitzondering vormen modelparameters van sulfaat. Omdat deze functionaliteit nieuw was in het model is hiervoor een beperkte kalibratie uitgevoerd op relevante beschikbare gegevens.

Een dergelijke inventarisatie van beschikbare typische gegevens voor modellering met ANIMO van Nederlandse veenweiden was ook relevant en gewenst voor model STONE voor nationale berekeningen in het kader van evaluatie mestwetgeving (zie 2.2). Daarom is deze inventarisatie breder uitgevoerd dan nodig voor onderhavige studie, wat inhoudt dat ook gegevens van/voor buiten West-Nederland zijn opgenomen. Doel was daarmee het inventariseren en vastleggen van waarden van cruciale invoergegevens van ANIMO voor de Nederlandse veenweiden uit bestaand lab-, veld- en modelonderzoek.

G.2 Bronnen van meetgegevens

Tabel G.1 geeft een overzicht van de bronnen waaruit is geput voor verkrijgen invoergegevens voor deze modelstudie en STONE. Het betreft gegevens verkregen uit laboratorium- en veldmetingen, kolomexperimenten en kalibratie.

Tabel G.1

Bronnen van gegevens gebruikt in onderhavige modelstudie en/of ter beschikking gesteld aan STONE

Bron nr. referentie	Aard ¹ gegevens	Locatie		
		aard	naam en/of regio	Provincie
1 Hendriks, 1991	literatuur, veld	divers	divers	divers
2 Hendriks, 1993	lab, veld, kolom, kalibratie	proefveld	Donkse Laagten, Alblasserwaard	Zuid-Holland
	lab, veld, kalibratie	proefveld	Wormer, Jisp en Nek	Noord-Holland
	lab, veld, kolom, kalibratie	proefveld	Akmarijsterpolder	Friesland
3 Vermeulen en Hendriks, 1996	lab	----- idem als bron 2 -----		
4 Hendriks, 1997a	lab, veld, kolom	----- idem als bron 2 -----		
5 Hendriks et al., 2008a	lab, veld, kalibratie	proefveld	praktijkcentrum Zegveld, Lopikerwrld	Utrecht
6 Hendriks et al., 2008b	lab, veld, kalibratie	proefveld	Vlietpolder	Zuid-Holland
7 Van Gerven en Hendriks, 2011	veld	proefstroom- gebied	verspreid in Krimpenerwaard	Zuid-Holland
8 Schoumans, 1999	lab, veld	divers	divers	divers

¹ lab, veld = metingen in laboratorium of veld; kolom = kolomexperimenten

G.3 Waarden van parameters en variabelen

Onderscheid is gemaakt tussen modelparameters (bv. afbraaksnelheid) die processen in het model sturen en toestandsvariabelen die de toestand van grootheden (bv. concentraties) van een moment aangeven (zie 2.2.3.4).

G.3.1 Modelparameters

Belangrijke modelparameters die de materialen zoals veen en mestvormen beschrijven met typische waarden voor simulatie van veenweiden zijn gegeven in tabel G.2. **Vetgedrukt** zijn de waarden die in onderhavige modelstudie zijn toegepast.

Tabel G.2

Typische 'veenweiden-waarden' van modelparameters van invoerbestand **Material.inp**. Gebruikte waarden = **vetgedrukt**.

Parameter	Waarde/range	Eenh.	Methode	Bron	Motivatie/opmerking
HUFROS : massafractie afgebroken organisch materiaal getransformeerd in humus/biomassa	0,75 0,9	kg kg ⁻¹ kg kg ⁻¹	kalibratie kalibratie	2, 6 2	compromis voor mest en veen voor veen; geschikt voor stabiele DOM
RECFCAAV : 1 ^e -orde-afbraaksnelheidsconstante van DOM	15 10	j ⁻¹ j ⁻¹	kalibratie kalibratie	2, 6 2, 6	compromis voor mest en veen voor veen; geschikt voor stabiele DOM
RECNTAV : 1 ^e -orde-nitrificatiesnelheidsconstante	1 100 ; 100-200	j ⁻¹ j ⁻¹	kalibratie kalibratie	2 2, 6	oligotroof veenmosveen eutroof en mesotroof veen
RECFDEAV : 1 ^e -orde-denitrificatiesnelheidsconstante	0,10 ; 0,06-0,15	d ⁻¹	kalibratie	2, 6	
ASFA : assimilatie-efficiëntie van organischestofklassen van veen	0,25 ; 0,2-0,3	-	literatuur kalibratie	1 2	

Tabel G.3

Waarden van modelparameters uit **Material.inp** die drie organischestofklassen van veen beschrijven, voor vier veensoorten (zie tekst voor verklaring)

RECFAV = 1^e-orde-omzettingssnelheidsconstante; **NIFR** = stikstofgehalte; **POFR** = fosforgehalte

Veensoort:	Eutroof			Mesotroof		
	goed afbreekbaar	slecht afbreekb.		goed afbreekbaar	slecht afbreekb.	
Parameter	gereduc.	geoxid.	gereduc. & geox.	gereduc.	geoxid.	gereduc. & geox.
RECFAV (j ⁻¹)	0,0596	0,0422	0,001	0,0453	0,0396	0,001
NIFR (kg N kg ⁻¹)	0,059	0,063	0,025	0,030	0,034	0,020
POFR (kg P kg ⁻¹)	0,00071	0,0011	0,0003	0,0006	0,00094	0,00015
Aandeel fracties	1/3	1/3	2/3	1/3	1/3	2/3

Veensoort:	Mesotroof veenmosveen			Oligotroof		
	goed afbreekbaar	slecht afbreekb.		goed afbreekbaar	slecht afbreekb.	
Parameter	gereduc.	geoxid.	gereduc. & geox.	gereduc.	geoxid.	gereduc. & geox.
RECFAV (j ⁻¹)	0,0280	0,0363	0,001	0,0132	0,0165	0,001
NIFR (kg N kg ⁻¹)	0,021	0,032	0,012	0,014	0,020	0,010
POFR (kg P kg ⁻¹)	0,00046	0,0007	0,00007	0,00046	0,0007	0,00007
Aandeel fracties	1/3	1/3	2/3	1/3	1/3	2/3

Tabel G.3 bevat belangrijke kenmerken van de organischestofklassen die veen beschrijven, voor de vier veensoorten: eutroof veen, mesotroof veen, mesotroof veenmosveen (Noord-Holland) en oligotroof veenmosveen (Friesland). Het 'oligotrofe veen' uit onderhavige studie is het 'mesotrofe veenmosveen' uit Noord-Holland van tabel G.3.

De gebruikelijke en algemene werkwijze is om de organische stof van veen uit een bepaalde horizont te beschrijven met twee organischestofklassen: een relatief 'goed' afbreekbare relatief stikstofrijke en een slecht afbreekbare stikstofarme. Hierbij is voor de klasse 'goed afbreekbaar' onderscheid gemaakt tussen het meer veraard veen boven de GLG, het 'geoxideerde veen', en het niet-veraard veen onder de GLG, het 'gereduceerde veen'. De klasse 'slecht afbreekbaar' is voor beide veenvormen dezelfde, want dat is de meer inerte fractie die zich bij beide veenvormen ophoopt.

De fracties worden in de verhouding 1/3 'goed afbreekbaar' en 2/3 'slecht afbreekbaar' aan de organische stof in de veenbodemcompartimenten toegekend. In de wortelzone wordt 10% van de organische stof aan de organischestof-pool 'humus/biomassa' toegekend.

De 1^e-ordesnelheidsconstanten RECFAV zijn omzettingssnelheden, want dat is wat ANIMO vraagt; ze zijn bepaald uit afbraaksnelheden uit ademhalingsmeting (CO₂-productie) door verrekening met ASFA als $K_{\text{omzet}} = K_{\text{afbr}} / (1 - \text{ASFA})$ (Hendriks, 1991).

Tabel G.4

Alternatieve verdeling over slechts twee veenklassen en de humus/biomassa-pool voor het geoxideerde veen, gebruikt in deze studie en in STONE

Veen:	Soort	Eutroof	Mesotroof	Mesotroof veenmosveen	Oligotroof veenmosveen
Humus/biomassa	default	0,07	0,06	0,05	0,04
Klasse 1	'goed'	0,23	0,28	0,33	0,34
Klasse 2	'slecht'	0,70	0,66	0,62	0,62

In STONE werden origineel slechts twee organischestofklassen per veensoort gebruikt om een veenprofiel te beschrijven. Om dan toch onderscheid te kunnen maken tussen geoxideerd en gereduceerd veen is voor geoxideerd veen een andere verhouding tussen de twee veenklassen 'goed afbreekbaar' en 'slecht afbreekbaar' genomen met daarnaast ook nog bijmenging van een bepaalde fractie humus/biomassa (tabel G.4). De verhouding tussen deze drie organischestof-pools is zo gekozen dat de totale organische stof ongeveer dezelfde kwaliteiten heeft in termen van omzettingssnelheid en N- en P-gehalte als het geoxideerde veen van tabel G.3. Voor het gereduceerde veen, dat weinig veraard is, blijft de verhouding tussen de klassen als die van tabel G.3, zonder bijmenging van humus/biomassa. Er zit een redelijk consequente lijn in de onderlinge verhoudingen van de fracties: het eutrofe veen heeft de grootste omzettingssnelheid en heeft ook de grootste fractie humus/biomassa en de grootste fractie slecht afbreekbaar materiaal omdat hier de omzetting/afbraak al het verst is gevorderd.

Omdat deze benadering goede resultaten geeft voor de gemiddelde eigenschappen van de organische stof na verdeling en omdat de fracties humus/biomassa die nodig zijn voor een goede verdeling realistisch zijn, is deze methode ook in deze studie toegepast voor het beschrijven van het geoxideerde veen.

Tabel G.5 bevat drie modelparameters met typische waarden voor veen die per horizont in invoerbestand **Soil.inp** moeten worden ingevoerd. Ook bij deze waarden is onderscheid gemaakt tussen geoxideerd en gereduceerd veen.

Tabel G.5

Typische 'veenweiden-waarden' van modelparameters van invoerbestand **Soil.inp**. Gebruikte waarden = **vetgedrukt**.

Parameter	Waarde	Eenheid	Methode	Bron	Motivatie/opmerking
ACRDTEHO: molaire activerings-energie Arrhenius vergelijking voor temperatuur	86364	J mol ⁻¹	meting	3	Voor alle veensoorten: geoxideerd veen $\approx Q_{10} = 3,5$ gereduceerd veen $\approx Q_{10} = 3,9$
	93824	J mol ⁻¹	meting	3	
SOCFNHHO: coëfficiënt van ammoniumsorptievergelijking	0,0160	m ³ kg ⁻¹	afleiding	2, 6	geoxideerd veen
	0,0179	m ³ kg ⁻¹	afleiding	2, 6	gereduceerd veen
ALFEHO: som van oxalaat-extra-heerbaar aluminium + ijzer	230	mmol kg ⁻¹	meting	2, 6, 7, 8	geoxideerd eutroof veen
	112	mmol kg ⁻¹	meting	2, 6, 7, 8	gereduceerd eutroof veen
	240	mmol kg ⁻¹	meting	2, 8	geoxideerd mesotroof veenmosv.
	33	mmol kg ⁻¹	meting	2, 8	gereduceerd mesotroof veenmosv.
	140	mmol kg ⁻¹	meting	2, 8	geoxideerd oligotroof veenmosv.
	25	mmol kg ⁻¹	meting	2, 8	gereduceerd oligotroof veenmosv.

Voor de waarden van **SOCFNHHO** geven Hendriks et al. (2008b) een pedotransferfunctie die is verkregen door kalibratie. Hierbij moet eerst een initiële waarde K'_{e,NH_4} ($m^3 kg^{-1}$) worden berekend uit de CEC volgens (Kroes et al., 1990):

$$K'_{e,NH_4} = \frac{7,5 \cdot \rho \cdot CEC}{N \cdot C_{tot}} \quad (G.1)$$

met ρ ($kg m^{-3}$) is volumieke massa, N ($m^3 m^{-3}$) porositeit en C_{tot} totale kationconcentratie ($meq m^{-3}$). De CEC ($meq kg^{-1}$), de kationomwisselcapaciteit, kan worden berekend volgens Breeuwsma en Van Duivenbode (1987):

$$CEC = 1,5 \cdot OS + 0,6 \cdot L \quad (G.2)$$

met OS ($kg kg^{-1}$ droge stof) is het organischestofgehalte en L ($kg kg^{-1}$ minerale delen) het lutumgehalte. De waarde voor **SOCFNHHO** wordt dan verkregen door (Hendriks et al., 2008b):

$$K_{e,NH_4} = \frac{0,185 \cdot OS + 0,26 \cdot L}{OS + L} K'_{e,NH_4} \quad (G.3)$$

G.3.2 Toestandsvariabelen

Invoerbestand **Initial.inp** bevat initiële concentraties van opgeloste stoffen en hoeveelheden organische stof in organischestofklassen en -pools. In veengronden komen hoge concentraties ammonium (NH_4), DON (opgelost organisch N), fosfaat (ortho-P) en DOP ((opgelost organisch P) voor in het permanent waterverzadigde veen onder de GLG, die een wezenlijke bijdrage vormen aan de N- en P-belasting van het oppervlaktewater. Alle gegevens hierover van de bronnen uit tabel G.1 zijn verzameld waarna statistische parameters van deze gegevens zijn bepaald. Deze zijn weergegeven in tabel G.6.

De mediane waarden zijn als invoer voor de initiële concentraties genomen. In figuur G.1 zijn ze uitgezet tegen de diepte.

Tabel G.6

Concentraties (mg L⁻¹) met statistische parameters van ammonium, opgelost organisch N (DON), fosfaat, opgelost organisch P (DOP) en opgeloste organische stof (DOM) in de permanent verzadigde veenbodem op drie diepten van GLG tot onderkant veenpakket, voor de vier veensoorten eutroof, mesotroof, mesotroof veenmosveen (Noord-Holland) en oligotroof veenmosveen (Friesland)

Eutroof veen; bronnen: 1, 2, 4, 5, 6, 7 (zie tabel G.1)															
Diepte ¹ :	NH₄-N			DON			PO₄-P			DOP			DOM		
	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr
gem²	5,8	11,9	23,5	3,5	3,3	6,9	0,57	1,25	2,87	0,30	0,24	0,19	102	73	79
stdev	5,3	7,1	12,3	1,4	1,1	9,3	0,23	1,12	1,72	0,32	0,34	0,12	39	21	61
media	4,6	9,0	19,2	3,5	3,4	3,4	0,54	0,92	2,70	0,15	0,10	0,11	104	73	69
5-prc	1,9	6,7	8,5	2,1	2,2	2,4	0,27	0,51	0,78	0,12	0,07	0,10	46	46	34
95-prc	14,1	23,0	36,8	5,4	4,8	21,2	0,91	3,05	4,64	0,82	0,79	0,36	146	102	172
n	8	8	7	8	8	7	8	8	7	8	8	7	8	8	7

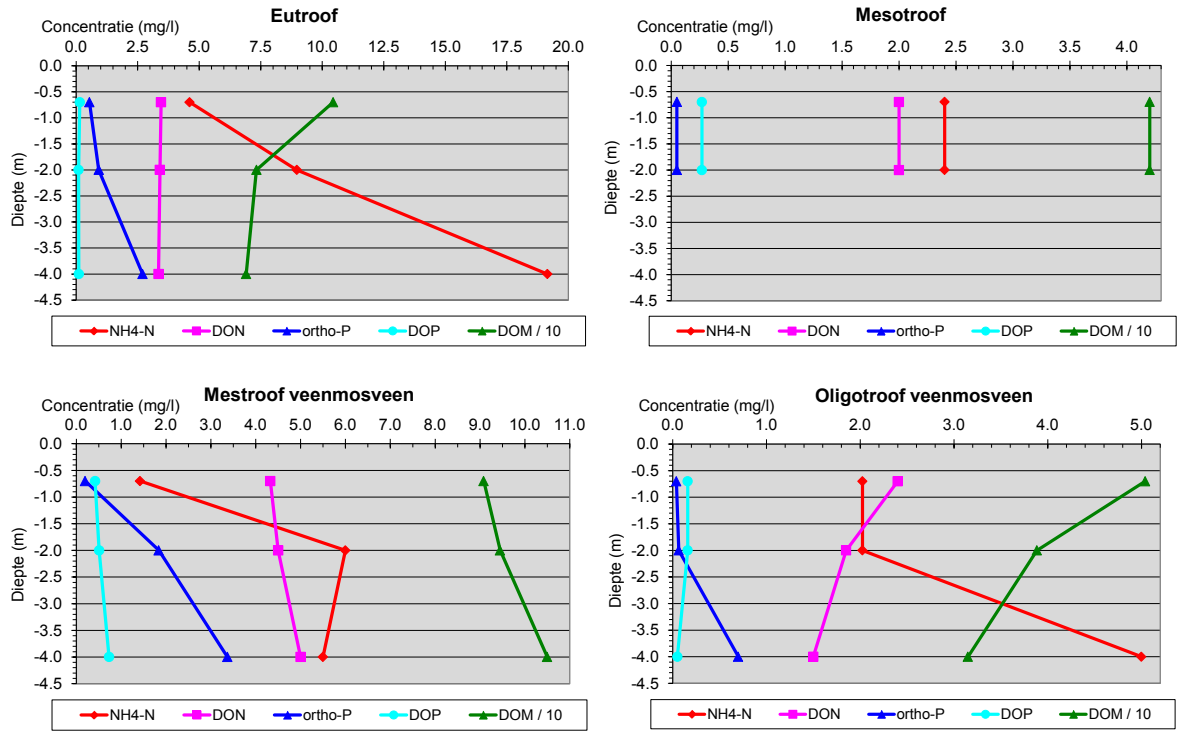
Mesotroof veen; bronnen: 1															
Diepte:	NH₄-N			DON			PO₄-P			DOP			DOM		
	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr
gem	2,2	2,2	–	1,9	1,9	–	0,12	0,12	–	0,26	0,26	–	40	40	–
stdev	1,2	1,2	–	1,4	1,4	–	0,15	0,15	–	0,12	0,12	–	30	29	–
media	2,4	2,4	–	2,0	2,0	–	0,05	0,05	–	0,27	0,27	–	42	42	–
5-prc	0,6	0,6	–	0,6	0,6	–	0,01	0,01	–	0,09	0,09	–	13	13	–
95-prc	3,5	3,5	–	4,0	4,0	–	0,35	0,35	–	0,40	0,40	–	83	83	–
n	7	7	–	7	7	–	7	7	–	7	7	–	7	7	–

Mesotroof veenmosveen; bronnen: 2, 4															
Diepte:	NH₄-N			DON			PO₄-P			DOP			DOM		
	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr
gem	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
stdev	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
media	1,4	6,0	5,5	4,3	4,5	5,0	0,2	1,84	3,37	0,42	0,51	0,73	91	95	105
5-prc	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
95-prc	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
n	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Oligotroof veenmosveen; bronnen: 1, 2, 4; ondr: 2, 4															
Diepte:	NH₄-N			DON			PO₄-P			DOP			DOM		
	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr	GLG	midn	ondr
gem	2,3	2,3	–	2,4	2,1	–	0,1	0,2	–	0,2	0,2	–	50,9	44,6	–
stdev	1,5	1,5	–	0,8	0,9	–	0,0	0,4	–	0,1	0,1	–	16,7	19,4	–
media	2,0	2,0	5,0	2,4	1,9	1,5	0,0	0,1	0,7	0,2	0,2	0,05	50,4	38,9	31,5
5-prc	1,0	1,0	–	1,6	1,4	–	0,0	0,0	–	0,1	0,1	–	33,7	29,7	–
95-prc	4,0	4,0	–	3,3	3,2	–	0,1	0,7	–	0,3	0,3	–	68,9	67,6	–
n	4	4	1	4	4	1	4	4	1	4	4	1	4	4	1

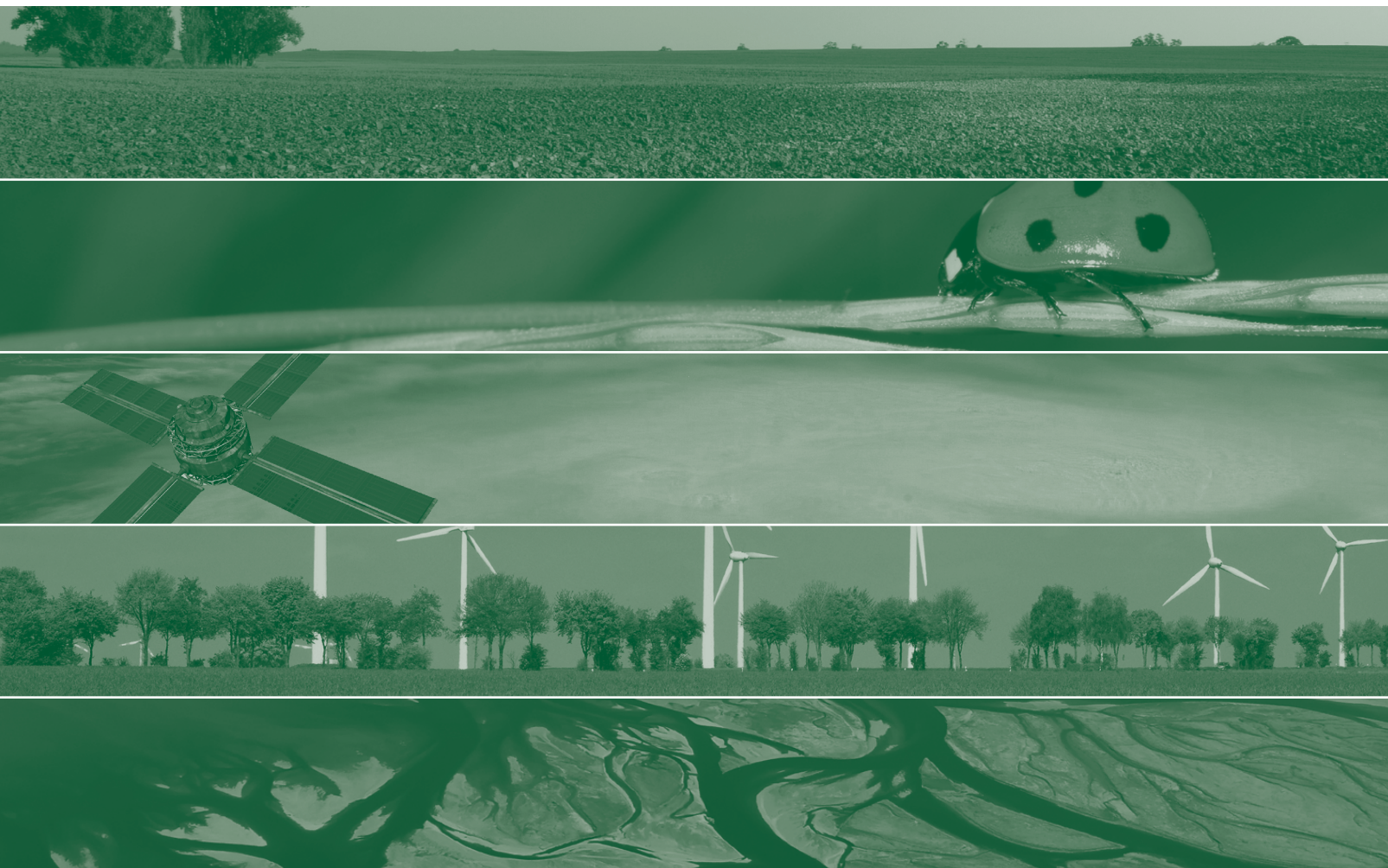
¹Diepten: GLG = gemiddeld laagste grondwaterstand, 0,6-0,7 m; midn = midden, 1,5-2,5 m; ondr = onderkant, 3-5 m

²Statistische maten: gem = gemiddelde; stdev = standaard deviatie; media = mediaan; prc = percentiel; n = aantal



Figuur G.1

Mediane waarden van de concentraties van tabel G.6 uitgezet tegen de diepte voor de vier veensoorten. Hierbij is DOM uitgezet als concentratie gedeeld door 10. Let op het verschil in x-assen.



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl