



Het Landelijk Waterkwaliteitsmodel

Uitbreiding van het Nationaal Water Model met waterkwaliteit ten behoeve van berekeningen voor nutriënten

Bolt, F.J.E. van der, T. Kroon, P. Groenendijk, L.V. Renaud, J. van den Roovaart, G.M.C.M. Janssen, S. Loos, P. Cleij, A. van der Linden en A. Marsman

Het Landelijk Waterkwaliteitsmodel

Uitbreiding van het Nationaal Water Model met waterkwaliteit ten behoeve van berekeningen voor nutriënten

Bolt, F.J.E. van der¹, T. Kroon², P. Groenendijk¹, L.V. Renaud¹, J. van den Roovaart², G.M.C.M. Janssen², S. Loos², P. Cleij², A. van der Linden² en A. Marsman²

1 Wageningen Environmental Research

2 Deltares

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research en Deltares in opdracht van en gefinancierd door het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (DGWB, PBL en RWS), Ministerie van Landbouw, Natuur en voedselkwaliteit en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

Wageningen Environmental Research

Wageningen, juni 2020

Gereviewd door:

G.J. Reinds, teamleider

Akkoord voor publicatie:

G.J. Reinds, teamleider van Duurzaam Bodemgebruik

Rapport 3005

ISSN 1566-7197

Bolt, F.J.E. van der, T. Kroon, P. Groenendijk, L.V. Renaud, J. van den Roovaart, G.M.C.M. Janssen, S. Loos, P. Cleij, A. van der Linden, en A. Marsman, 2020. *Het Landelijk Waterkwaliteitsmodel; Uitbreiding van het Nationaal Water Model met waterkwaliteit ten behoeve van berekeningen voor nutriënten*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3005. 222 blz.; 88 fig.; 22 tab.; 77 ref.

De stuurgroep Nationaal Water Model heeft de opdracht gegeven een landelijk waterkwaliteitsmodel nutriënten te ontwikkelen. Dit Landelijk WaterkwaliteitsModel (LWKM) is gebaseerd op de recentste data, gebruikt de resultaten van het Landelijk hydrologisch Model en bouwt waar mogelijk voort op of maakt gebruik van onderdelen van eerdere modelinstrumenten als STONE en het Landelijk KRW-Verkenner Model (LKM). Dit rapport beschrijft de opzet, de realisatie, de gebruikte invoergegevens, de initialisatie, de kalibratie, de toetsing en resultaten van de eerste versie van het LWKM.

Trefwoorden: Landelijk WaterkwaliteitsModel, LWKM, waterkwaliteit, waterkwaliteitsmodel, waterkwaliteitsinstrumentarium, waterkwaliteits-modellering, nutriënten, ANIMO, MT3DMS, KRW-Verkenner, Landelijk Hydrologisch Model, LHM, Nationaal Water Model, NWM, STONE.

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/524769> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2020 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- 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.

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



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001. Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Inhoud

	Verantwoording	7
	Woord vooraf	9
	Samenvatting	11
1	Een nieuwe basis voor de modellering van waterkwaliteit	15
	1.1 Ambities ten aanzien van het instrumentarium	15
	1.2 Opdracht van de stuurgroep Nationaal Water Model	16
	1.3 Criteria voor oplevering	17
	1.3.1 Conceptuele eisen en eisen aan de modelcode	17
	1.3.2 Functionele eisen	18
	1.3.3 Prestatie-eisen	18
	1.3.4 Operationele eisen	19
	1.3.5 Leeswijzer	19
2	Het instrumentarium	20
	2.1 Ontwerp	20
	2.2 Modelcodes	21
	2.2.1 Inzet terugvaloptie voor het oppervlaktewatersysteem	22
	2.2.2 Plaats LKM binnen het LWKM kader	24
	2.3 Modelkoppelingen	25
	2.3.1 Koppeling ANIMO-MT3DMS	25
	2.3.2 Koppeling ANIMO-LKM	26
	2.3.3 Correctie N- en P-concentraties	26
	2.3.4 Koppeling LKM-stoffen met LKM-eco	28
	2.4 Schematisering	28
	2.4.1 Schematisering van het topsysteem	28
	2.4.2 Schematisering van de ondergrond	31
	2.4.3 Schematisering van het koppelvlak tussen ANIMO-MT3DMS	32
	2.4.4 Schematisering van het oppervlaktewater	34
3	Data	36
	3.1 Topsysteem	36
	3.2 Waterstroming	36
	3.2.1 Landgebruik	36
	3.2.2 Bodemeenheden	37
	3.2.3 Bodemeigenschappen	38
	3.2.4 Initialisatie van bodemvoorraden	39
	3.2.5 Mestgiften en atmosferische depositie	40
	3.2.6 Overdracht data naar ondergrond en oppervlaktewater	42
	3.3 Ondergrond	42
	3.3.1 Waterstroming	42
	3.3.2 Geochemische ondergrondeigenschappen en reactiviteit	42
	3.3.3 Initialisatieperiode en initiële concentraties	46
	3.3.4 Inleiding	47
	3.3.5 Hydrologie	48
	3.3.6 Nutriëntenemissies 2010-2015	49
	3.3.7 Afbraakconstanten	50

4	Analyse van aanpassingen	51
4.1	Werkwijze	51
4.2	Projectie van STONE-uitkomsten op de Gt-kaart 2017	51
4.3	Projectie van STONE-uitkomsten op de kaart met uitkomsten van LHM3.3	53
4.4	ANIMO met LHM3.3 en nieuwe bodemdata	56
4.5	Nieuwe onderrandconcentraties en bodemvoorraden	58
4.6	Mestdata INITIATOR	60
4.7	Versie beleidsverkenningen op basis van HRU's	62
4.8	Overzicht van aanpassingen	64
5	Kalibratie en validatie	66
5.1	Waterhuishouding	66
5.1.1	Validatie grondwaterstanden met LSK (landelijke Steekproef Kaarteenheden)	66
5.1.2	Toetsen afvoeren aan metingen	69
5.1.3	Kalibreren randvoorwaarden HRU's	70
5.2	Topsysteem	72
5.2.1	Gevoeligheidsanalyse parameters topsysteem	72
5.2.2	Kalibratie parameters topsysteem	73
5.3	Ondergrond	77
5.3.1	Gevoeligheidsanalyse parameters ondergrond	77
5.3.2	Kalibratie en validatie parameters ondergrond	81
5.4	Nutriënten in oppervlaktewater	83
5.4.1	Inleiding	83
5.4.2	Voorspellend vermogen	84
5.4.3	Kalibratie-/validatieset	86
5.4.4	Selectie retentieconfiguratie	87
5.4.5	Kalibratie correctiefactoren nutriëntconcentraties	90
5.4.6	Validatie concentraties voor waterlichamen	90
6	Integrale analyse en toets van resultaten	94
6.1	Waterhuishouding	94
6.1.1	Grondwateraanvulling en ontwatering	96
6.1.2	Grondwaterstanden	98
6.1.3	Afvoeren oppervlaktewater	101
6.1.4	Deelconclusies	101
6.2	Mestverdeling	102
6.2.1	Varianten	103
6.2.2	INITIATOR vs. MAMBO	104
6.2.3	Deelconclusies	106
6.3	Topsysteem	106
6.3.1	Nitraat naar het grondwater	106
6.3.2	Vergelijken van de uitspoeling naar het oppervlaktewater	111
6.3.3	Uitwisselen data en presentatie	117
6.3.4	Deelconclusies	119
6.4	Verkennen regionale toepassingen	119
7	Plausibiliteitsbeoordeling van het LWKM	122
7.1	De opzet van het instrumentarium	122
7.1.1	De hydrologische invoer	122
7.1.2	De koppeling tussen topsysteem en grondwater	123
7.1.3	De ruimtelijke schematisering	126
7.1.4	Temporele schematisering	127
7.1.5	Waterkwaliteit in de ondergrond	127
7.1.6	Mestgiften berekend met INITIATOR	128

7.1.7	Conclusies m.b.t. de opzet van het instrumentarium	128
7.2	Plausibiliteit van de modelinvoer	129
7.2.1	De hydrologische invoerdata	130
7.2.2	De mestgiften	134
7.2.3	Conclusies over de actualisatie van de invoer	134
7.3	Plausibiliteit modelresultaten ANIMO	135
7.3.1	NO ₃ bovenste grondwater	135
7.3.2	N- en P-belasting oppervlaktewater	135
7.3.3	Bronnenanalyse	138
7.3.4	Basisprognose	138
7.3.5	Trends in uit- en afspoeling	139
7.3.6	Conclusies	142
7.4	KRW-verkenner	143
7.4.1	Plausibiliteit van het model	143
7.4.2	Gevoeligheid van oppervlaktewaterconcentraties en kwaliteitsklassen voor uit- en afspoeling uit landbouw- en natuurgronden.	143
7.4.3	Berekening van toestand en trends	144
7.4.4	Ruimtelijk schaalniveau berekeningen	145
7.5	Overige aspecten plausibiliteit	145
7.5.1	Conceptuele eisen	146
7.5.2	Programmeereisen (kwaliteit modelcodes)	148
7.5.3	Operationele eisen (technische toepasbaarheid)	149
7.5.4	Operationele eisen (technische specificaties)	149
7.5.5	Evaluatie van de plausibiliteit	150
8	Conclusies	152
9	Aanbevelingen	155
	Literatuur	158
Bijlage 1	Distribution of drainage fluxes with depth (DIVDRA-concept)	162
Bijlage 2	Afleiden HRU's	174
Bijlage 3	MetaSWAP standalone	181
Bijlage 4	Reactiviteitsparameters	182
Bijlage 5	Berekening ANIMO-emissies	185
Bijlage 6	ydrologie LHM versus STONE	190
Bijlage 7	Procesbeschrijvingen MT3DMS	202
Bijlage 8	Mestverdeling in LWKM	206
Bijlage 9	Validatie ondergrondmodel	211
Bijlage 10	Verwerken N&P-concentraties	215
Bijlage 11	LKM 2.4-afvoeren	216
Bijlage 12	Verblijftijden LKM 2.4	219
Bijlage 13	Aanvulling validatie LKM 2.4	220

Verantwoording

Rapport: 3005

Projectnummer: 5200000661

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord Referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: teamleider

naam: G.J. Reinds

datum: 8-5-2020

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: G.J. Reinds

datum: 8-5-2020

Woord vooraf

In april 2016 is in de stuurgroep van het Nationaal Water Model door DGRW, RWS WVL, RIVM PBL en STOWA besloten tot ontwikkeling van een gezamenlijk landelijk instrumentarium voor waterkwaliteit. Het Nationaal Water Model (NWM) wordt daarvoor uitgebreid met berekeningen voor nutriënten.

De stuurgroep heeft gekozen voor de optie met gematigde ambitie, waarbij de functionaliteiten en resultaten van het op te leveren Landelijk Water Kwaliteits Model (LWKM) minstens gelijkwaardig zijn aan de landelijke modeltoepassingen gebaseerd op STONE, maar de resultaten ruimtelijk meer zijn verfijnd. Besloten is om in een afzonderlijk project pilots uit te voeren met regionale partijen, zodat de regio's zijn aangesloten bij de landelijke ontwikkeling en intensievere samenwerking en regionalisering van het instrumentarium (hoge ambitie) in een vervolgfase mogelijk wordt.

De ontwikkeling van het instrumentarium is gerealiseerd door een gezamenlijk projectteam met vertegenwoordigers van Wageningen Environmental Research en Deltares. De activiteiten zijn begeleid door een (kern)begeleidingsgroep met vertegenwoordigers van de opdrachtgevende partijen:

- Jeroen Ligtenberg (RWS)
- Hannie Maas (RWS)
- Frank van Gaalen (PBL)
- Romuald te Molder (RIVM)
- Arno Hooijboer (RIVM)
- Leo Oprel (Min. van LNV)
- Mark Bruinsma (RWS)

De opdracht is gefaseerd uitgevoerd, waarbij per kalenderjaar deelopdrachten zijn gegeven. In het najaar van 2017 is door de stuurgroep besloten om de plannen tussentijds bij te stellen en conform eerdere aanbevelingen een nieuwe mestmodule te ontwikkelen (INITIATOR). Dit is gerealiseerd in een afzonderlijk project en de resultaten van dat project zijn gebruikt in voorliggend project. De planning voor de ontwikkeling van het waterkwaliteitsinstrumentarium is hiervoor tussentijds aangepast.

Samenvatting

Vanuit het waterbeleid is er grote behoefte aan een geïntegreerd waterkwantiteits- en waterkwaliteits-instrumentarium dat betrouwbaar inzicht geeft in de beantwoording van diverse beleidsvragen:

- Berekening van de effecten van maatregelen ten behoeve van de Stroomgebiedbeheerplannen en het Beheerplan Rijkswateren voor de Kaderrichtlijn Water (2015, 2018).
- Beantwoording van actuele vragen vanuit de EU ten aanzien van de bijdrage van land- en tuinbouw aan de belasting van het oppervlaktewater.
- Berekening van de eutrofiëringstoestand in Nederland (incl. Noordzee) om in internationaal overleg reducerende maatregelen in het buitenland te kunnen agenderen.
- Onderbouwen van de discussie over doelen voor de derde beheerplanperiode van de KRW (2018).
- Afweging van KRW-maatregelen met veiligheid (op termijn) en inzicht in het effect van zoetwatervoorziening op de waterkwaliteit.

Daarnaast is er in het kader van het meststoffenbeleid en het gewasbeschermingsmiddelenbeleid behoefte aan kwantitatief inzicht in oorzaak-gevolgrelaties en de kwantificering van de gevolgen van gebruiksnormen en gebruiksvorschriften voor de waterkwaliteit.

De onderbouwing van de diverse beleidsvragen vraagt om een degelijk samenhangend instrumentarium voor de waterkwantiteit en de waterkwaliteit, laatstgenoemde met in eerste instantie nadruk op nutriënten. Het huidige instrumentarium voor uit- en afspoeling van nutriënten, STONE, sluit niet aan op de hydrologische modellen voor de waterkwantiteit en is op onderdelen verouderd.

Het nieuwe waterkwaliteitsinstrumentarium biedt meerwaarde ten opzichte van het oude instrumentarium waarin STONE en de KRW-Verkenner verschillende hydrologische gegevensbronnen gebruikten door:

- consistentie van het gebruik van de hydrologische informatie berekend door het LHM;
- ook een grondwaterkwaliteitsmodel te koppelen;
- de mogelijkheid om effecten van hydrologische veranderingen en ingrepen op de nutriëntenuitspoeling en daaraan gelieerde waterkwaliteitsaspecten in ruimtelijke samenhang door te rekenen;
- de potentie voor berekeningen met een verfijnder ruimtelijk detail, om ook regionale modeltoepassingen mogelijk te maken.

Het Nationaal Water Model (NWM) is hiervoor uitgebreid met waterkwaliteit. Met de modelcodes van ANIMO, MT3DMS en de KRW-Verkenner is een nieuw waterkwaliteitsinstrumentarium samengesteld: het Landelijk WaterKwaliteitsModel (LWKM). Voor het bovenste deel van het hydrologisch systeem (het topsysteem) is de landsdekkende schematisering van het Landelijk hydrologisch Model (LHM), bestaande uit 400.498 rekeneenheden van 250x250meter, vertaald naar 28.533 representatieve eenheden. De opzet is vergelijkbaar met de voorloper STONE, het aantal onderscheiden eenheden in het huidige model is een stuk groter. Voor het grondwater worden de rekeneenheden van het LHM aangehouden.

Het model is toegepast om de uitspoeling van nitraat naar grondwater en de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar oppervlaktewater te simuleren. De resultaten van het LHM worden gebruikt als hydrologische invoer. De bodemchemische gegevens van de boven- en ondergrond zijn ontleend aan het bodemkundig informatiesysteem. De invoergegevens over bemesting zijn afkomstig uit het recent ontwikkelde model INITIATOR. De parameters zijn uit STONE overgenomen.

Het MT3DMS-model voor grondwaterkwaliteit (nitraat) gebruikt de resultaten van ANIMO voor de stofbelasting. Voor de hydrologie sluit MT3DMS aan op het LHM. Uit onder meer DINO is recente geochemische informatie beschikbaar over de ondergrond.

Voor het oppervlaktewater is gebruikgemaakt van de KRW-verkenner (versie 2.4). De hydrologische randvoorwaarden worden afgeleid uit de resultaten van het LHM. De oorspronkelijke ambitie om de oppervlaktewatermodule in het LHM te vervangen door RTC-tools is verlaten, omdat de berekeningsresultaten niet plausibel waren. Daarom is nog gebruikgemaakt van de berekeningsresultaten van MOZART, DM in combinatie met het Landelijk Sobek Model (LSM). De KRW-Verkenner berekent voor de KRW-waterlichamen de zomergemiddelde stikstof- en fosforconcentraties, op basis van de emissies (o.a. de uit- en afspoelingsgegevens uit ANIMO en puntbronbelastingen uit de Emissie Registratie) en de retentie van nutriënten in het oppervlakte water.

Het instrument is gekalibreerd met behulp van de gepubliceerde resultaten van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) voor de periode 2001-2015, de in het grondwater gemeten concentraties opgeslagen in DINO voor de periode 2001-2016 en aan de in het oppervlaktewater gemeten concentraties voor de periode 2010-2014 uit KRW-NUTrend. Door deze correcties komen de resultaten op landelijke schaal en op niveau van deelstroomgebieden goed overeen met de metingen.

Door de resultaten van het Landelijk Hydrologisch Model (LHM) als invoer te gebruiken, wordt het mogelijk om effecten van klimaatverandering en ingrepen in de waterhuishouding te simuleren. Het gebruik van LHM blijkt de resultaten van het LWKM in sterke mate te beïnvloeden. Het is daarom noodzakelijk dat de resultaten van het LHM betrouwbaar zijn. Voor delen van Nederland, met name in oostelijk Noord-Brabant en Limburg, worden te diepe grondwaterstanden berekend. Daarnaast worden vraagtekens gezet bij de verdeling van de afvoer over de ontwateringsmiddelen in gebieden met diepe waterlopen. Omdat het zuidelijke zandgebied een beleidsgevoelig gebied is, moet de bruikbaarheid van de modelresultaten kritisch worden geëvalueerd.

Omdat vóór de afronding van het ontwikkeltraject al met de eerste toepassingen moest worden begonnen, was maar beperkte tijd beschikbaar voor validatie aan metingen en analyse van de processen in de bodem- en ondergrond. Daarnaast was er géén tijd voor het testen van de modelrespons op maatregelen.

Met het tot stand brengen van koppelingen tussen verschillende modellen is een stap voorwaarts gezet. Om met behoud van het dynamische gedrag en sluitende balansen recht te doen aan de intrinsieke tijd- en ruimteschalen van de verschillende modellen en de onderliggende invoerdata, moeten de gevolgen van het combineren van verschillende ruimteschalen in de modellen verder worden gespecificeerd. De koppelingen moeten worden geëvalueerd met het oog op de werkbaarheid bij het uitvoeren van modelstudies.

In het LWKM wordt gebruikgemaakt van recente databronnen. Hoewel diverse invoerbestanden ruimtelijk gedetailleerd zijn, betekent dit nog niet dat op een gedetailleerde schaal uitspraken kunnen worden gedaan. Gegeven de beperkingen van de beschikbare invoerdata is geconcludeerd dat resultaten van LHM3.5.1 en de daarop gebaseerde huidige versie van het LWKM toepasbaar zijn voor grotere gebieden: deelstroomgebieden en waterschappen. Vergelijken van resultaten van rekenvarianten kan op het niveau van waterlichaamgebieden. Daarbij moet voor sommige van deze gebieden rekening worden gehouden met grote afwijkingen ten opzichte van metingen. Effecten van maatregelen worden met het LWKM plausibel en verklaarbaar gesimuleerd. Het is verstandig vooral naar verschillen in de uitspoeling ten gevolge van maatregelen te kijken.

Geconstateerd is dat het gebruik van de vrachtinformatie uit het LWKM-model in veel gebieden zou leiden tot een verschuiving van de herkomstverdeling in bronnenanalyses. Een dergelijke verschuiving is op dit moment niet te onderbouwen gezien de gebleken tekortkomingen in de informatie over waterafvoeren en daarmee ook de vrachten. Het gebruik van de huidige simulatieresultaten in een bronnenanalyse heeft het risico van foutieve keuzes en oplossingsrichtingen en wordt daarom afgeraden.

In potentie simuleert het instrumentarium integraal de effecten van (ingrepen in) de waterhuishouding en de landbouw op de bodemchemische en -biologische processen die de kringlopen van koolstof en nutriënten in onderlinge afhankelijkheid bepalen. Het definiëren van maatregelen en het interpreteren van de resultaten is echter geen sinecure en blijkt veel specifieke expertise en overzicht over dit hele

domein te vragen. INITIATOR en ANIMO simuleren de koolstof- en nutriëntenkringlopen in onderlinge afhankelijkheid. Dit maakt het LWKM geschikt om t.z.t. de effecten van landbouwkundige en waterhuishoudkundige maatregelen en effecten van klimaatverandering te kwantificeren op organische-stofvoorraden in de bodem en emissies van broeikasgassen (klimaatmitigatie). Daardoor wordt een integrale evaluatie van ingrepen mogelijk en zullen met dit instrumentarium ook thematische beleidsvelden in samenhang kunnen worden geëvalueerd. Voor iedere beleidstoepassing zal vooraf moeten worden verkend of de dan beschikbare versie van het LWKM geschikt is om de vragen te beantwoorden en of aanpassingen nodig zijn om de vragen te kunnen beantwoorden.

Het instrumentarium heeft de potentie om het regionaal toe te passen wanneer voor de betreffende ruimtelijk schaal voldoende betrouwbare gegevens beschikbaar zijn. In vier regionale pilotgebieden is door de waterbeheerders verkend in hoeverre dat mogelijk is. Voor grotere gebieden werden de resultaten herkend; wanneer kleinere gebieden worden beschouwd, worden de afwijkingen groter. Ook is nagegaan of de data en de expertise van de regionale waterbeheerders en dit instrumentarium elkaar kunnen aanvullen en versterken. De potentie voor regionale toepassing van het LWKM samen met de data en kennis van de regionale waterbeheerders is zeker aanwezig.

1 Een nieuwe basis voor de modellering van waterkwaliteit

Vanuit het waterbeleid bestaat al geruime tijd de wens om een samenhangend instrumentarium voor waterkwaliteitsberekeningen te ontwikkelen, waarbij alle deelmodellen gebruikmaken van dezelfde actuele gegevensbronnen. Dit voor onder meer de waterstroming, grondwaterstanden en vochttoestanden. Een dergelijk gekoppeld waterkwantiteits- en waterkwaliteitsinstrumentarium zou betrouwbaar inzicht moeten geven voor de beantwoording van diverse beleidsvragen. Daarom is het initiatief genomen om het Nationaal Water Model (NWM) uit te breiden met waterkwaliteit.

Belangrijke beleidsvragen zijn onder meer:

- Berekening van de effecten van maatregelen ten behoeve van de Stroomgebiedsbeheerplannen en het Beheerplan Rijkswateren voor de Kaderrichtlijn Water (2015, 2021).
- Beantwoording van actuele vragen vanuit de EU ten aanzien van de bijdrage van land- en tuinbouw aan de belasting van het oppervlaktewater.
- Berekening van de eutrofiëringstoestand in Nederland (incl. Noordzee) om in internationaal overleg reducerende maatregelen in het buitenland te kunnen agenderen.
- Onderbouwen van de discussie over doelen voor de derde beheerplanperiode van de KRW (2018).
- Afweging van KRW-maatregelen met veiligheid (op termijn) en inzicht in het effect van zoetwatervoorziening op de waterkwaliteit.

Daarnaast is er in het kader van het meststoffenbeleid en het gewasbeschermingsmiddelenbeleid behoefte aan kwantitatief inzicht in oorzaak-gevolgrelaties en de kwantificering van de gevolgen van gebruiksnormen en gebruiksvorschriften voor de waterkwaliteit.

Tot op heden zijn de landelijke analyses van de uit- en afspoeling van nutriënten gebaseerd op het model STONE, en de doorvertaling naar de effecten in het watersysteem met de KRW-Verkenner. Ook de berekening van bestrijdingsmiddelen maakt gebruik van de schematisering in STONE. De rekenkern van STONE is gebaseerd op verouderde hydrologische modellen. De KRW-Verkenner maakt gebruik van de hydrologische informatie uit het NWM.

Het STONE-model maakt gebruik van hydrologische informatie die door het gekoppelde SWAP-NAGROM-model wordt berekend. Het NAGROM-model wordt niet meer onderhouden en kan niet meer worden aangepast en worden geactualiseerd. Hierdoor kunnen met het SWAP-NAGROM-model geen toekomstverkenningen met hydrologische ingrepen worden doorgerekend. Het KRW-Verkenner-model maakt gebruik van de hydrologische informatie uit het NWM. Doordat het STONE-model en het KRW-Verkenner-model gebruikmaken van verschillende hydrologische gegevens, bestaat er een risico op inconsistentie. Tot nu toe is de koppeling tussen beide modellen gelegd door de verhouding tussen vracht/waterstroom (zoals berekend door het STONE-model) aan het KRW-Verkenner-model op te leggen, waarna deze grootheid vervolgens werd omgerekend tot vrachten op basis van de door het NWM berekende waterstromen. Idealiter zouden de door het STONE-model berekende vrachten direct in het KRW-Verkenner model gebruikt kunnen worden.

1.1 Ambities ten aanzien van het instrumentarium

In 2015 is een eerste opzet gemaakt voor een nieuwe landelijke basis voor waterkwaliteitsberekeningen, waarbij de gecombineerde inzet van een landelijk uitspoelings- en stoftransportmodel is onderzocht (Renaud et al., 2015). In het najaar van 2015 en het voorjaar van 2016 is tussen vertegenwoordigers van landelijke en regionale partijen afgestemd over een gemeenschappelijk waterkwaliteitsinstrumentarium (in dit rapport vernoemd als LWKM) voor waterkwaliteitsberekeningen. Op verzoek van de stuurgroep Nationaal Water Model zijn door de opdrachtgevende partijen verschillende opties uitgewerkt voor het uitbreiden van het Nationaal Water Model met

waterkwaliteitsberekeningen, waarbij gebruik wordt gemaakt van de hydrologische berekeningen in het Nationaal Water Model en overige actuele informatiebronnen.

Bij het ontwerp van het landelijk waterkwaliteitsmodel is uitgegaan van de wensen die door vertegenwoordigers van het Rijk (MinIenW, RWS, MinLNV, PBL en RIVM) en de regio (provincies en waterschappen) zijn opgesteld ten aanzien van het hogere ambitieniveau voor een gemeenschappelijk LWKM (Bruinsma et al., 2015). In dit document zijn de volgende wensen beschreven:

- Het gaat om het ontwikkelen van een gemeenschappelijk instrumentarium, een gereedschapskist, bestaande uit een verzameling modellen en instrumenten die zowel gecombineerd als zelfstandig kunnen worden toegepast.
- Gezien het integrale karakter van de landelijke beleidsstudies is een samenhangend instrumentarium van belang. Dit instrumentarium moet de hele keten van hydrologie (onverzadigde zone en gewas, verzadigde zone, grondwater en oppervlaktewater), emissies naar bodem en water (diffuus en punt) en de verspreiding via bodem, grondwater en oppervlaktewater beschrijven. Het instrumentarium moet uitgaan van een hydrologie die als basis dient voor alle onderliggende modellen. Met het instrumentarium moet de chemische en ecologische kwaliteit van bodem-, grond- en oppervlaktewater beschreven kunnen worden.
- Het instrumentarium moet landelijke en regionale beleidsvragen kunnen beantwoorden op een schaalniveau van ten minste 250x250 meter.
- Het instrumentarium moet uitspraken kunnen doen voor waterlichamen.
- Het instrumentarium is geschikt voor het bepalen van het ecologisch doelbereik, aan de hand van maatregelvarianten, via de KRW-Verkenner of de Ecologische Sleutel Factorenmethodiek.

Bij de vraagarticulatie zijn wensen per organisatie genoemd. De landelijke partijen hebben voornamelijk behoefte aan een landelijke dataset op basis van een samenhangend instrumentarium. Bij voorkeur een eenvoudig model met niet meer detail dan nodig voor het beantwoorden van de landelijke beleidsvragen. Het model moet consistent zijn met diverse basisgegevens (bijv. van CBS, landelijke meetnetten en gegevens gebruikt in andere modellen). Verder is er behoefte aan het ijken van het model aan metingen en praktijkgegevens, en continuïteit in methodiek en eerdere modelresultaten.

De regionale partijen hebben vooral behoefte om op basis van een samenhangend instrumentarium gebruiksvriendelijke gereedschappen en modellen te kunnen ontwikkelen op een hoger detailniveau, passend bij het hogere ambitieniveau voor de langere termijn.

1.2 Opdracht van de stuurgroep Nationaal Water Model

De stuurgroep Nationaal Water Model heeft voor een ambitieniveau gekozen waarin eerst een basis wordt neergezet voor landelijke berekeningen van de waterkwaliteit, die na 2018 kan doorgroeien en regionale uitwerking van het instrumentarium mogelijk maakt. Dit betekent dat (een deel van) de regionale wensen niet konden worden meegenomen. Ook enkele andere wensen van de landelijke partijen zijn in overleg met de opdrachtgevers nog niet gerealiseerd. In het bijzonder het rekenen op een centraal rekenplatform is niet doorgezet, omdat in deze fase de kosten niet opwegen tegen de baten. Bij het ontwerp van het LWKM is er rekening mee gehouden dat dergelijke wensen in de toekomst kunnen worden doorgevoerd.

De stuurgroep NWM heeft als eis gesteld dat het nieuwe instrumentarium bij oplevering de functionaliteiten van, en gelijkwaardige of betere resultaten moet hebben dan de landelijke modeltoepassingen die zijn ingezet voor recent uitgevoerde beleidsstudies (EMW2012; Ex-ante Evaluatie van Stroomgebiedsbeheersplannen, EMW2016). Bovendien moeten de resultaten ruimtelijk meer verfijnd zijn.

Om te kunnen bepalen of aan deze eis wordt voldaan, is het essentieel om:

1. de voor de landelijke beleidstoepassingen relevante doelvariabelen te benoemen waaraan dit moet worden afgemeten,
2. de databestanden te selecteren waaraan dit kan worden afgemeten en

-
3. de bijbehorende criteria te specificeren wanneer de resultaten van het LWKM worden geaccepteerd dan wel verworpen.

Voor het draagvlak van de uitkomsten van een beleidsstudie zijn de verschillen en overeenkomsten tussen modelresultaten en metingen van groot belang. Omdat geen perfecte overeenkomst tussen metingen en modelresultaten is te verwachten, moet een methode van toetsen worden vastgesteld die rekening houdt met de verschillen tussen metingen en modelresultaten.

Samenwerking met de regionale waterbeheerders zal zeer waarschijnlijk verdergaande eisen stellen aan toepassingen voor regionale analyses. Ook zullen aan regionale toepassingen meer specifieke eisen voor een regio gesteld worden, die mogelijk niet altijd van belang zijn voor de landelijke beleidsanalyse. Bij een verdere doorontwikkeling naar regionale versies van het LWKM dienen naast criteria voor acceptatie van het landelijk model ook acceptatie-eisen voor regionale toepassingen moeten worden opgesteld. Waar nodig en mogelijk, dienen de eisen voor regionale modellen op die van het landelijk model te worden afgestemd.

1.3 Criteria voor oplevering

Door de begeleidingscommissie zijn in samenspraak met het ontwikkelteam criteria voor de oplevering van het LWKM vastgesteld (begeleidingscommissie waterkwaliteit, okt. 2017). Daarin is aangegeven aan welke criteria het LWKM bij de oplevering moet voldoen om te kunnen worden gebruikt in landelijke beleidsstudies. Het gaat om de volgende soorten eisen:

- Conceptuele eisen: zijn de modelconcepten geschikt om de vraagstelling te beantwoorden en wat zijn de belangrijkste beperkingen bij de gebruikte modelconcepten?
- Eisen aan de modelcode: Hierbij wordt getoetst of de modelconcepten correct zijn omgezet in modelcode. M.a.w.: doet de code wat je ervan mag verwachten?
- Functionele eisen: is de kwaliteit van de schematisering en van de gebruikte data voldoende voor de gevraagde modeltoepassing?
- Prestatie-eisen: zijn de resultaten voldoende nauwkeurig in het licht van de beoogde toepassing en wat zijn de belangrijkste onzekerheden bij de toepassing van het model?
- Operationele eisen: is de modeltoepassing technisch geschikt voor het uitvoeren van landelijke beleidsstudies (is bijvoorbeeld de rekentijd zodanig dat daarmee lange termijn-beleidsverkenningen kunnen worden doorgerekend)?

De criteria hebben betrekking op het volledige domein van het LWKM. De eisen hebben zowel betrekking op de berekende toestanden als op de berekende trends, de ruimtelijke en temporele patronen.

De eerste twee punten betreffen vooral een evaluatie van de gebruikte instrumenten. Omdat binnen het LWKM veelal gebruik is gemaakt van bestaande modellen (hoofdstuk 2), wordt dit punt grotendeels afgedekt door de ingezette modellen, verantwoord in bestaande documentatie. Dit geldt minder voor de laatste drie punten; hierbij gaat het vooral om de evaluatie van de combinatie van data en software die wordt toegepast.

1.3.1 Conceptuele eisen en eisen aan de modelcode

Afgesproken is om al tijdens de ontwikkeling te beoordelen of de combinatie van data en software geschikt is voor de beoogde toepassingen. Dit wordt gerealiseerd door een uitgebreide integrale analyse, waarbij het hele spectrum van hydrologische modeluitvoer, mestinvoergegevens en doorwerking ervan in het instrumentarium wordt behandeld. Immers de modelconcepten, de modelcode, de kwaliteit van de schematisering en de gebruikte data samen bepalen de kwaliteit van de modelresultaten. Dit is uitgewerkt in verschillende onderdelen in deze rapportage, onder meer door de uitgebreide analyses van de invoer, inclusief de wijzigingen t.o.v. de invoer van STONE, de uitgevoerde gevoeligheidsanalyses en de analyse van de modelresultaten. In de volgende paragraaf wordt eerst verder ingegaan op de belangrijkste functionele eisen die worden gesteld aan het instrumentarium.

1.3.2 Functionele eisen

De functionele eisen worden toegelicht aan de hand van voorbeelden van vragen die in beoogde toepassingen van het nieuwe instrumentarium moeten worden beantwoord. Belangrijke beoogde toepassingen zijn de ex-ante-evaluatie van 3^{de} Stroomgebiedsbeheersplannen (2021-2027) en Evaluatie van de Mestwetgeving (verwacht in 2020). In deze studies moeten de volgende vragen worden beantwoord:

- Zijn er op basis van de ontwikkelingen in de landbouw, het gevoerde mestbeleid, de voortgang van regionale projecten van het Deltaplan Agrarisch Waterbeheer en de inzet van GLB-gelden voor vergroening nog veranderingen in 1) nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van de zandgebieden en van waterwingebieden; 2) het areaal landbouwgrond waar de nitraatconcentratie in de eerste meter grondwater hoger is dan 50 mg/L; en 3) nutriëntenconcentraties en ecologische parameters in het oppervlaktewater te verwachten?
- Hoe zal de kwaliteit van het grondwater in drinkwaterwingebieden zich ontwikkelen?
- Zijn op basis van voorgenomen KRW-maatregelen door waterbeheerders nog veranderingen in nutriëntenconcentraties en ecologische parameters in het oppervlaktewater te verwachten?
- Voor welk deel zijn actuele en in het verleden gegeven mestgiften verantwoordelijk voor de nutriëntenconcentraties in regionale waterlichamen en de Rijkswateren en voor welk deel zijn deze verantwoordelijk voor de overschrijding van normen in de regionale waterlichamen en de Rijkswateren?
- Voor welk deel zijn puntbronnen en voor welk deel zijn andere diffuse bronnen (natuurbodems, directe depositie op open water, veenafbraak, nalevering, kwel etc.) verantwoordelijk voor de nutriëntenconcentraties in regionale waterlichamen en de Rijkswateren?
- Wat is het effect van maatregelen t.a.v. bemestingsniveaus, mestsamenstelling, teelt en vruchtwisseling, landbouwwaterhuishouding, inrichting van percelen, infrastructuur van ontwatering en afwatering, maatregelen op RWZI's en kleinschalige zuivering op de nutriëntenconcentraties en ecologische parameters in regionale waterlichamen en de Rijkswateren? (Het kan hier zowel om individuele maatregelen als om pakketten van maatregelen gaan.)
- In welke regio's doen zich welke problemen voor met de waterkwaliteit?
- Welke maatregelen zijn het effectiefst in de regio's met problemen? Of anders gezegd: wat is de bijdrage van verschillende maatregelen aan het doelbereik?

Dergelijke vragen stellen diverse eisen aan het instrumentarium, gericht op drie deelsystemen, namelijk: (1) het bovenste deel van de ondergrond, d.w.z. de bodem, de eerste meters van het ondiepe grondwater, en de waterlopen in het bovenste deel van het hydrologische systeem, in deze rapportage samen verder aangeduid als het 'topsysteem', (2) het diepere grondwater en (3) het oppervlaktewater. Uiteraard moeten hier ook de randvoorwaarden van die systemen in beschouwing worden genomen, bijvoorbeeld de neerslag en de hoeveelheid mest die terechtkomt op de bodem.

1.3.3 Prestatie-eisen

De functionele eisen zijn vertaald in prestatie-eisen m.b.t. de ruimtelijk schalen en de tijdschalen voor de volgende beleidsrelevante doelvariabelen:

- De nitraatconcentraties in de eerste meter van het grondwater;
- Het areaal landbouwgrond waar de nitraatconcentratie hoger is dan 50 mg/L binnen Zuidelijk zandgebied, Lössgebied, Totale zand- en lössgebied, waterwingebieden (prioriteitsvolgorde), *jaarlijkse waarden*;
- De nitraatconcentratie in het dieper grondwater en de waterwinningen; *jaarlijkse waarden*;
- De nutriëntenconcentraties in regionale waterlichamen: *zomergemiddelde concentraties op een zo gedetailleerd mogelijke schaal*;
- De nutriëntenconcentraties in de Rijkswateren: *zomergemiddelde nutriëntenconcentraties op een zo gedetailleerd mogelijke schaal*.

De stuurgroep (paragraaf 1.1) eist dat de rekenresultaten voor deze doelvariabelen minimaal dezelfde kwaliteit hebben als de voorlopers van het LWKM (de toepassing van STONE en de KRW-Verkenner) en dat deze ruimtelijk gedetailleerder zijn dan de huidige toepassingen.

In overleg met de begeleidingsgroep is deze laatste eis praktisch vertaald naar de eis dat de ruimtelijke resolutie in het topsysteem minimaal gelijk is aan de resolutie die in de Emissieregistratie (ER) wordt gebruikt (afwateringseenheden, eenheden van ca. 25 km²). Pas op langere termijn, na een vervolgfase met verdere regionalisering waarbij verfijndere invoerdatasets worden gebruikt, kan worden toegewerkt naar een gedetailleerd, regionaal schaalniveau.

Voor het oppervlaktewater wordt binnen de KRW gewerkt met (nog kleinere) waterlichamen. De ambitie is om op langere termijn toe te werken naar dit meest gedetailleerde schaalniveau. Voor de korte termijn is afgesproken te analyseren tot welk schaalniveau de resultaten voor waterlichamen betrouwbaar kunnen worden gepresenteerd, gegeven de beperkingen van de gebruikte landelijke invoerdata. Daarbij moet onderscheid worden gemaakt tussen de rekenschaal en de presentatieschaal, om schijnnaauwkeurigheden en verkeerde conclusies te voorkomen. Het vergelijken tussen metingen en berekeningen is daarbij leidend.

1.3.4 Operationele eisen

De volgende operationele eisen en wensen zijn door de opdrachtgevers benoemd:

- De verschillende modellen maken gebruik van dezelfde basisgegevens, zoals klimaatscenario's en typologieën (voor o.a. hydrologie, bodemfysica, bodemchemie en landgebruik).
- Als basis voor het instrumentarium wordt een samenhangende en consistente landelijke basisschematisering van het bodem-, grondwater- en oppervlaktewatersysteem gebruikt.
- De deelmodellen zijn consistent in tijd en ruimte.
- Met het instrumentarium moeten uitspraken kunnen worden gedaan voor waterlichamen.
- Rekentijden moeten in het licht van de beoogde toepassing acceptabel zijn (bijv. als uitgangspunt: 24 uur voor een dertigjarige run hydrologie/chemie/ecologie).
- Het instrumentarium is via een centraal platform toegankelijk voor rekenen. De resultaten zijn via open data toegankelijk.

1.3.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat in op de belangrijkste kenmerken van het instrumentarium, de gebruikte deelmodellen en de uitleg waarom deze modellen worden ingezet. Ook de koppelingen tussen de modellen en de toegepaste schematisering worden beschreven. Hoofdstuk 3 gaat in op het parametriseren van de modellen. Hoofdstuk 4 beschrijft de hieruit voortkomende wijzigingen van de modelinvoer en de uitvoering van een gevoeligheidsanalyse, ter voorbereiding van de kalibratie. Hoofdstuk 5 gaat in op de kalibratie en de resultaten ervan. Hoofdstuk 6 gaat in op analyse van de resultaten. Hoofdstuk 7 en 8 ten slotte bevatten conclusies en aanbevelingen.

2 Het instrumentarium

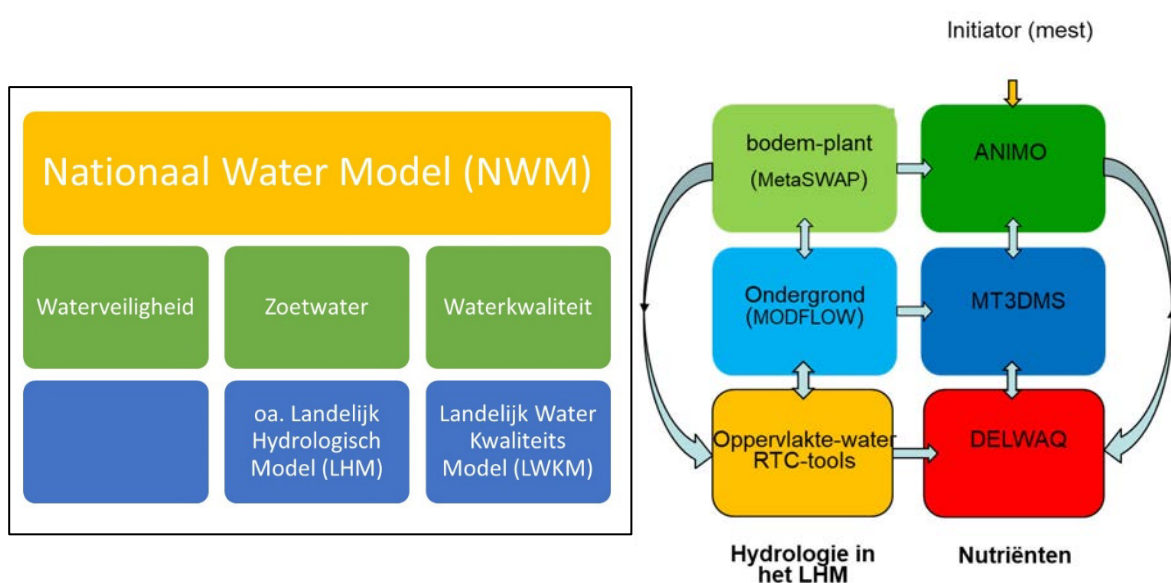
De wensen (paragraaf 1.1) hebben geresulteerd in het ontwerp van het instrumentarium, inclusief de selectie van modelcodes en het definiëren van de koppelingen tussen de modelcodes en de schematisering voor de modeltoepassing.

2.1 Ontwerp

Een belangrijke eis voor het ontwerp van het LWKM is de eis om een samenhangend instrumentarium te maken. Het LWKM moet aansluiten en consistent zijn met de hydrologische berekeningen in de verschillende deelsystemen voor het bodem-plantsysteem, het grondwater en het oppervlaktewater.

De hydrologische berekeningen in het landelijk instrumentarium worden uitgevoerd met het Landelijk Hydrologisch Model (LHM), dat wordt toegepast binnen het Nationaal Water Model. Het LHM bestaat uit deelmodellen voor het topsysteem (MetaSWAP t.b.v. de simulatie van de bodem, de vegetatie en de bovenste meters van de ondergrond), de diepere ondergrond (MODFLOW t.b.v. de simulatie van het verzadigde grondwater) en het oppervlaktewater (MOZART voor het regionale systeem, in combinatie met het Distributiemodel voor de landelijke waterverdeling), figuur 2.1. Het samenhangend LWKM zou dan een-op-een aansluiten op de hydrologische deelmodellen, zoals aangegeven in de figuur.

Bij aanvang van de ontwikkeling van het LWKM was het de wens om de deelmodellen voor het oppervlaktewater in het LHM (MOZART en DM) te vervangen, omdat de modelcodes niet meer actueel zijn en moeilijk te onderhouden. Dit is uiteindelijk niet gerealiseerd in het instrumentarium. In de volgende paragraaf wordt hier nader op ingegaan. Verder wordt opgemerkt dat in de ontwerpcyclus nog geen terugkoppeling heeft plaatsgevonden vanuit de waterkwaliteitsmodellering naar de schematisering ten behoeve van de waterkwantiteitsmodellering. In de toekomst zouden de waterkwaliteitsprocessen sterker sturend moeten zijn voor de keuzes in het waterkwantiteitsinstrumentarium.



Figuur 2.1 Schematische weergave van het Nationaal Water Model (links) en het hydrologische instrumentarium en de gewenste onderdelen van het LWKM (rechts).

De wens om consistentie in ruimte en tijd te realiseren, betekent onder meer dat het bodem-plantsysteem, gekenmerkt door een kleine tijdschaal van de processen in het systeem, minstens op dagbasis wordt berekend en zo veel mogelijk aansluit bij de huidige resolutie van het LHM (cellen van 250x250 m²). Stroming in dieper grondwater is een langzaam proces, maar in het LHM wordt de stroming van het grondwater eveneens op dagelijkse basis berekend. Het oppervlaktewater is in potentie een snel reagerend systeem, met eenheden die ruimtelijk variëren van kleine droogvallende greppeltjes tot grote rivieren en meren. In de oppervlaktewatermodellen van het LHM wordt het oppervlaktewater benaderd met een 0D-benadering voor het regionale watersysteem: 'Local Surface Waters' (LSW's), liggend in grotere districten met districtswater, die weer gekoppeld zijn aan het landelijke waterverdelingsnetwerk. Dit waterverdelingsnetwerk wordt geschematiseerd in knopen en takken, die de grote waterlopen vertegenwoordigen. Soms wordt een heel boezemsysteem vertegenwoordigd door één knoop. De rekentijdstappen voor het oppervlaktewater zijn decaden (ca. tiendaagse tijdstappen).

Opgemerkt wordt dat het onlogisch is om de processen in het oppervlaktewater met grotere tijdstappen te modelleren dan in het grondwater. Dit hangt samen met de wens om het oppervlaktewaterdeel in het LHM te actualiseren. Ook de grotere oppervlaktewaterelementen, die geschematiseerd zijn in de districten, zijn ongewenst om te gebruiken in waterkwaliteitsberekeningen. Voor het LWKM betekent dit dat als hierop zou worden aangesloten, de waterkwaliteit zou worden gemengd in deze grote eenheden. Hier wordt in de volgende paragraaf bij de modelcodes verder op ingegaan.

De definitie van rekencellen in het MODFLOW-model van 250x250m is alleen bedoeld voor het rekenproces en niet voor de beantwoording van landelijke en regionale beleidsvragen. Gegeven de betrouwbaarheid en de ruimtelijke schaal van de onderliggende datasets, kunnen geen uitspraken worden gedaan op een schaalniveau van 250 m. Het gebruik van rekencellen van 250 m conflicteert met de wens om rekentijden te hanteren van 24 uur, voor een dertigjarige run (hydrologie/chemie/ecologie). Om grondwaterstroming en de interactie tussen grondwater en oppervlaktewater met de MODFLOW-modelcode met enig detail te kunnen beschrijven, is een rekenschaal van 250 m gewenst. Om zo goed mogelijk te voldoen aan beide wensen (korte rekentijden en van het gebruik van de MODFLOW-modelcode), is in overleg met de begeleidingsgroep besloten om twee versies te ontwikkelen. Versie 1 is gebaseerd op de cellen van 250 m (1:1, direct aansluitend op het LHM) en in versie 2 zijn eenheden gedefinieerd op basis van verzamelingen van deze 250 m-cellen met gelijksoortige kenmerken. In deze rapportage zijn deze eenheden verder aangeduid als HRU's (Hydrologische Response Units, paragraaf 2.4).

De eis dat het instrumentarium geschikt moet zijn voor het bepalen van het ecologisch doelbereik, ofwel via de KRW-Verkenner ofwel via de Ecologische Sleutel Factorenmethodiek (ESF), beperkt in de praktijk de keuzes in modelconcepten en modelcodes. Praktisch gezien is de KRW-Verkenner de meest logische keuze, omdat in de aansluiting met zowel het hydrologisch instrumentarium als het model voor de uitspoeling al veel is geïnvesteerd; een keuze via de ESF-methode vergt meer investering. Een aantal acties is in gang gezet om de KRW-Verkenner-rekenregels meer af te stemmen op de ESF-methodiek. In de volgende paragraaf wordt verder ingegaan op de keuzes in de modelcodes.

2.2 Modelcodes

In de plannen voor het LWKM is gekozen voor de volgende modelcodes (figuur 2.1):

1. Voor berekening van de waterkwaliteit in het topsysteem wordt ANIMO gebruikt. Hiervoor gebruikt ANIMO de resultaten van hydrologische simulaties voor het topsysteem in LHM als basis.
2. MT3DMS wordt ingezet voor berekeningen in de ondergrond. Het model gebruikt de resultaten van simulaties van MODFLOW uit het LHM. Daarnaast worden op een denkbeeldig vlak op een bepaalde diepte de resultaten van simulaties met ANIMO als bovenrandvoorwaarde opgelegd aan neerwaartse fluxen over het grensvlak. Omgekeerd levert MT3DMS de onderrandconcentraties voor opwaartse fluxen over dit denkbeeldige vlak: na een initiële berekening met ANIMO wordt een berekening met MT3DMS uitgevoerd, waarvan de resultaten vervolgens worden gebruikt als

onderrandconcentratie voor een nieuwe berekening met ANIMO. Dit zal in kwelsituaties tot bijgestelde resultaten leiden.

3. DELWAQ (als basiscode voor de berekeningen in de KRW-Verkenner) wordt gevoed met de hydrologische rekenresultaten van de oppervlaktewatermodules uit het LHM, emissiegegevens van puntbronnen en de berekende stofvrachten uit ANIMO. De resultaten kunnen weer worden gebruikt voor bijv. de ecologische effectmodule van de KRW-Verkenner.

De belangrijkste redenen voor het toepassen van de gekozen modelcodes zijn:

- De modelcodes ANIMO en MT3DMS sluiten natuurlijk aan op de deelmodellen MetaSWAP en MODFLOW van het LHM, doordat hier bij de bouw van deze modellen rekening mee is gehouden. Ook in de aansluiting tussen de KRW-Verkenner en het LHM is in het verleden geïnvesteerd in de aansluiting van schematiseringen, waarop (ten dele) kan worden voortgebouwd.
- De modelcodes ANIMO en KRW-Verkenner zijn ingezet in de voorlopers van het LWKM. De modelcodes hebben zich, evenals de modelcodes MT3DMS en DELWAQ in de loop van de jaren in diverse projecten bewezen. Door de keuze voor deze modelcodes wordt voortgebouwd op in het verleden opgebouwde ervaringen en investeringen en kan de overgang naar het nieuwe instrumentarium naar verwachting soepeler verlopen. Dat betekent niet dat modelparameters uit de oude modellen een-op-een toepasbaar zijn binnen de nieuwe constellatie.
- De keuze voor de modelcodes stemmen overeen met eerdere plannen, waar eerder uitgebreid over is gediscussieerd tussen vertegenwoordigers van het Rijk, regio, kennisinstituten en enkele marktpartijen en waarover consensus is bereikt (Boers et al., 2009; Van der Bolt et al., 2012). Bovendien bleek in de planfase dat de uitgangspunten t.a.v. de modelcodes in deze plannen nog grotendeels actueel waren.
- Met het inzetten van de modelcodes MT3DMS en de DELWAQ is ook bij adviesbureaus ruime ervaring opgedaan.
- Tot slot kan worden beredeneerd dat er praktisch geen goede alternatieve modelcodes zijn die beter voldoen aan de eisen die door de opdrachtgevers zijn gesteld aan het LWKM.

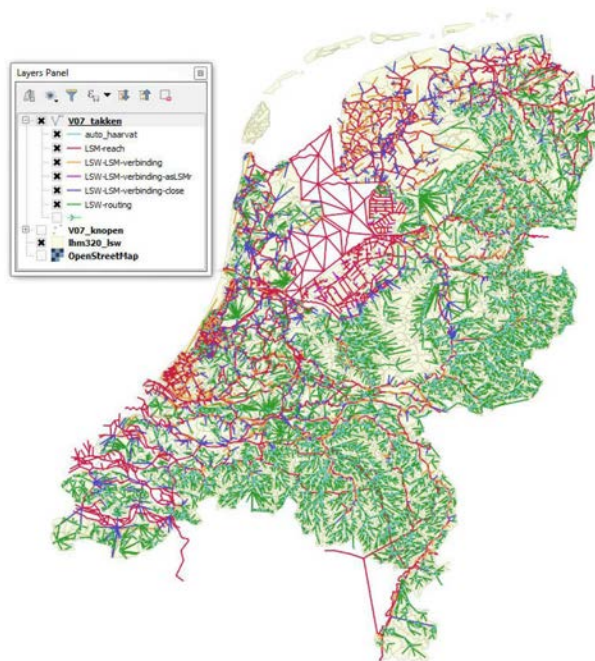
Met de keuzes voor ANIMO, MT3DMS en DELWAQ bestaat het LWKM uit een combinatie van drie verschillende modellen met respectievelijk een verticale pseudo-2D-benadering voor het topsysteem (een kolom zonder interactie tussen aangrenzende kolommen), een pseudo-3D-model (met interactie tussen de kolommen) en een horizontale 1D-benadering van het hydraulisch systeem. Bij de overgang van het domein tussen de modellen is het wenselijk dat de water- en stoffenbalansen sluitend blijven en dat de schematiseringen goed op elkaar aansluiten, consistent met de schematisering in het LHM.

De keuze voor de combinatie van ANIMO, MT3DMS en DELWAQ betekent niet dat in de toekomst voor elk vraagstuk altijd alle modellen moeten worden ingezet. Met het beoogde instrumentarium kunnen landsdekkende basisberekeningen worden uitgevoerd voor het bodem- grondwater- en oppervlaktewatersysteem. De deelsystemen kunnen ook los van elkaar kunnen worden ingezet. Bij vraagstukken die alleen betrekking hebben op de bodem en het topsysteem kan worden volstaan met berekeningen met ANIMO, waarbij gebruik wordt gemaakt van onderrandvoorwaarden berekend met MT3DMS. Voor analyse van het diepere grondwater kan worden volstaan met het gebruik van MT3DMS waarbij de bovenrandvoorwaarden zijn berekend met ANIMO. Voor analyse van alleen het oppervlaktewater kan worden volstaan met het Landelijk KRW-Verkenner Model (LKM), waarbij de randvoorwaarden worden gebruikt op basis van berekeningen met het volledige instrumentarium. Zolang de uitwisseling tussen de deelsystemen voldoende is geborgd door de juiste randvoorwaarden, kan dus worden overwogen om deelsystemen in plaats van het hele instrumentarium in te zetten.

2.2.1 Inzet terugvaloptie voor het oppervlaktewatersysteem

Voor het LHM is in het ontwerp van het LWKM ervoor gekozen om de oppervlaktewatermodules MOZART en DM te vervangen door RTC-tools. Op basis van een uitgebreide voorstudie heeft deze code de voorkeur, en is een plan van aanpak gemaakt om de schematisering van MOZART en DM over te zetten naar de modelcode RTC-tools 2.0 (Gijsbers en Barneveld, 2016). In het ontwerp van het LWKM is ervoor gekozen om de oppervlaktewaterschematisering op onderdelen te verfijnen, zodat meer op maat invoer wordt gegenereerd voor de oppervlaktewateren, vooral voor de KRW-waterlichamen. In de periode 2016 t/m 2018 is gewerkt aan het overzetten van de schematisering en parametrisatie van

MOZART en DM, aangevuld met het Landelijk Sobek Model (LSM) naar RTC-tools. Er is gewerkt aan een gedetailleerde landelijke schematisering (figuur 2.2) en er is een model opgeleverd (Gijsbers et al., 2018).



Figuur 2.2 Schematisering van het oppervlaktewater in RTC-tools (Gijsbers et al., 2018).

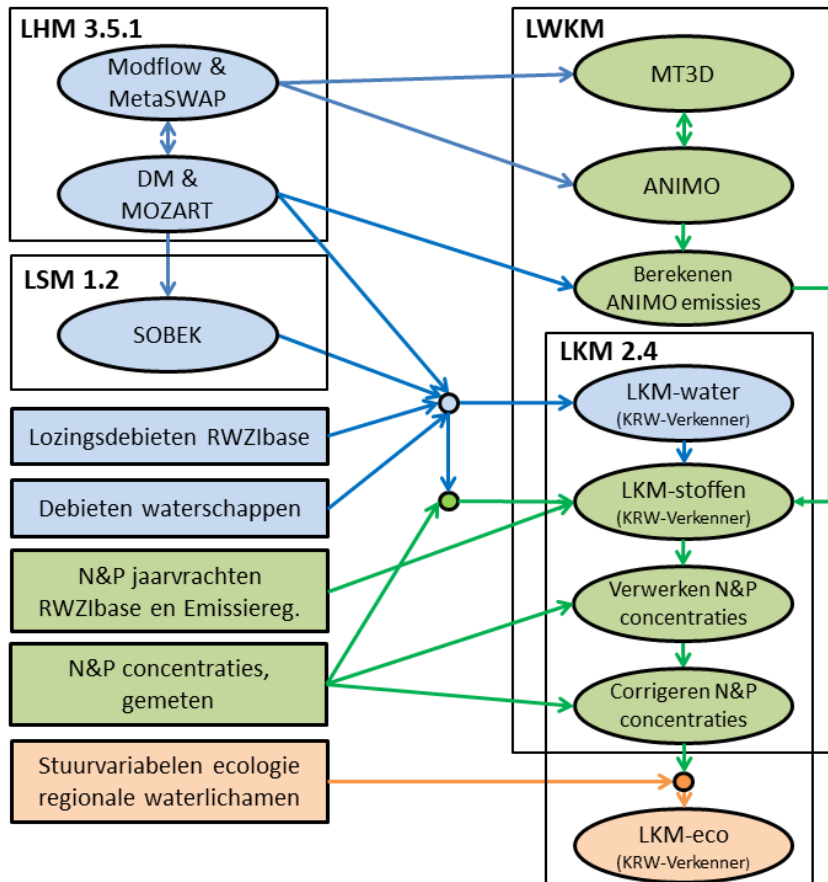
In het najaar van 2018 is in overleg met de begeleidingscommissie besloten om het RTC-tools-model niet in te zetten voor het genereren van hydrologische invoer voor het LWKM, omdat de resultaten op dat moment niet plausibel waren en er een te groot risico was voor het niet tijdig opleveren van een plausibel instrumentarium voor de waterkwaliteitsberekeningen. In overleg met de begeleidingsgroep is de onder beschreven terugvaloptie ingezet voor het genereren van hydrologische invoer voor de KRW-Verkenner.

Wat betreft de KRW-Verkenner is gemaakt van de nieuwst beschikbare versie van de landelijke toepassing (LKM 2.4). In deze nieuwe versie zijn veel opmerkingen van regionale waterbeheerders verwerkt en daarom heeft deze versie het grootste draagvlak. Er zijn nieuwe hydrologische invoerbestanden gegenereerd voor het KRW-Verkenner-model met het LHM 3.5 (figuur 2.3). Als basis voor het grondwater is LHM 3.5 gebruikt, deze versie is ook gebruikt voor het aanleveren van hydrologische informatie voor gebruik in ANIMO en MT3DMS. Vergelijkbaar met een eerdere inzet van het KRW-verkenner-model, gebruikmakend van berekeningsresultaten van het NWM, is de uitvoer van het DM, MOZART en LSM (versie 1.2) gecombineerd gebruikt om invoer af te leiden voor de KRW-waterlichamen. Hiervoor zijn extra berekeningen met LHM en LSM uitgevoerd, omdat LHM 3.5 vooralsnog niet is ingebouwd als rekenhart in het NWM. Daarnaast gebruikt het KRW-Verkenner-model stofvrachten berekend door het ANIMO-model en invoer uit onder meer de Emissieregistratie. Dit wordt verder beschreven in paragraaf 3.3.

Doordat de terugvaloptie is ingezet voor het genereren van hydrologische informatie in het KRW-Verkenner-model, is het volledig overstappen van de KRW-Verkenner-modelcode naar de DELWAQ-modelcode nog niet gerealiseerd in het LWKM. Dit betekent dat in het KRW-Verkenner-model nog steeds een eigen waterbalans wordt opgesteld en moet worden bijgehouden, wat een extra investering is in het kader van een beheer en onderhoudsplan.

2.2.2 Plaats LKM binnen het LWKM kader

De plaats van het LKM (versie 2.4) binnen het LWKM-kader, gegeven de terugval optie, is geïllustreerd in figuur 2.4.



Figuur 2.3 Overzicht van de plaats van het LKM in het LWKM kader, gegeven de terugvaloptie voor het genereren van hydrologische invoer voor de KRW-Verkenner (blauw: hydrologie; groen: nutriënten; oranje: ecologie).

Het LKM kent drie modules, LKM-water, LKM-stoffen en LKM-eco, corresponderend met de drie modules van de KRW-Verkenner voor respectievelijk hydrologie, stoffen en ecologie van de regionale wateren, plus de modules 'Verwerken N&P concentraties' en 'Correctie N&P concentraties'.

Randvoorwaarden voor de LKM-watermodule worden afgeleid uit de uitvoer van LHM en LSM en bestaan verdere uit lozingsdebieten van RWZI's, afkomstig uit de RWZIbase (CBS) en uit debieten afkomstig van waterschappen, met name debieten voor kleine grensoverschrijdende wateren.

Randvoorwaarden voor LKM-stoffenmodule in de vorm van kwartaalemissies voor N en P worden afgeleid uit de uitvoer van ANIMO via de koppelingmodule 'Berekening ANIMO-emissies' en uit de jaarvrachten voor de belasting van het oppervlaktewater uit de RWZIbase en de database van de Emissieregistratie. De aanvoer van N en P naar het Nederlandse oppervlaktewatersysteem via grensoverschrijdende waterlopen wordt ook gemodelleerd als emissie, waarbij dergelijke emissies berekend worden door gemeten N- en P-concentraties op grenslocaties te koppelen aan de corresponderende randvoorwaarden (debieten) voor LKM-water.

Met de LKM-stoffenmodule worden kwartaalgemiddelde N-totaal- en P-totaalconcentraties voor de knooppunten van de schematisering (paragraaf 2.4.4), berekend met de KRW-Verkenner, die vervolgens via de module 'Verwerken N&P-concentraties' worden omgezet in zomergemiddelde N-totaal- en P-totaal-concentraties voor KRW-waterlichamen, gebruikmakend van een koppeling van

KRW-meetpunten met de LKM-schematisering (Bijlage 10). Deze module vervangt hierbij de standaard KRW-Verkenner-berekening van zomergemiddelde concentraties per waterlichaam.

De module 'Correctie N&P-concentraties' combineert vervolgens de zomergemiddelde N-totaal- en P-totaal-concentraties voor KRW-waterlichamen met gemeten concentraties om zodoende te komen tot concentraties met een verbeterde voorspellende waarde. De uitvoer van deze module kan worden gebruikt als stuurvariabele voor de ecologische module van de KRW-Verkenner, en vervangt daarmee de standaardkoppeling tussen de KRW-Verkenner-modules voor stoffen en ecologie.

In geval van toekomstverkenningen kan gerekend worden met gewijzigde invoer conform de betreffende maatregelvariant (bijvoorbeeld ANIMO-rekenresultaten) of kunnen historische emissies gebruikt worden met aanpassingen o.b.v. maatregelen en/of autonome ontwikkelingen.

2.3 Modelkoppelingen

2.3.1 Koppeling ANIMO-MT3DMS

De modellen van ANIMO en MT3DMS zijn 'op afstand' gekoppeld. Daarbij is ervoor gezorgd dat de modelconcepten in beide modellen op elkaar zijn afgestemd en dat de uitvoer van ANIMO kan worden gebruikt als invoer voor MT3DMS, en omgekeerd.

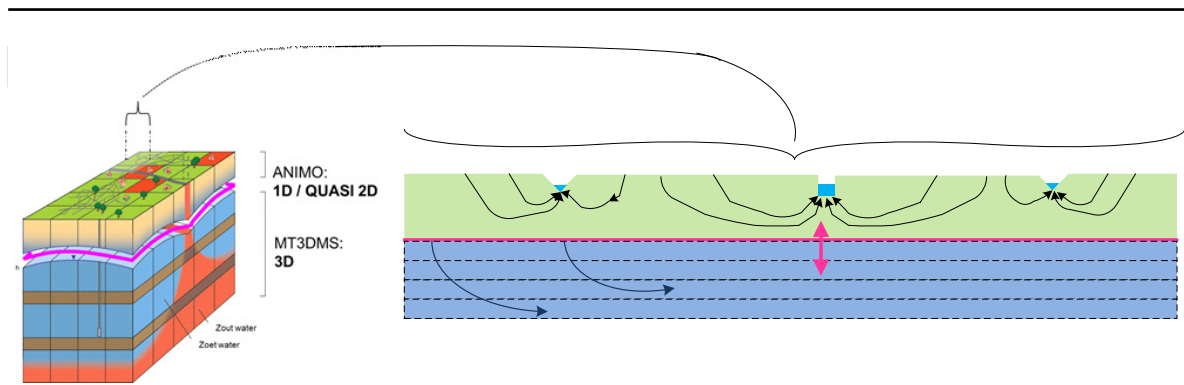
De modelkoppeling tussen het topsysteem en de ondergrond wijkt af van de koppeling in het waterkwantiteitsmodel. In LHM wordt de fysieke scheiding tussen de 2 deelmodellen MetaSWAP en MODFLOW gelegd op de (dynamisch berekende) grondwaterspiegel, waarbij er enige overlap wordt gemodelleerd in freatische grondwater. Dit koppelingsconcept is uitgebreid beschreven door Van Walsum en Veldhuizen (2011).

In de koppeling tussen ANIMO en MT3DMS is ervoor gekozen om de ontwatering (met de daarbij behorende parametrisering van freatische lekweerstand) buiten het domein van MT3DMS te houden en de uitspoeling naar het oppervlaktewater alleen door ANIMO te laten berekenen. Een eerste reden hiervoor is dat in het grondwaterkwaliteitsmodel wordt gerekend met een verfijnde lagenindeling t.o.v. het MODFLOW-model in het LHM. Als het topsysteem zou worden meegenomen, zouden er nieuwe lekweerstand voor moeten worden afgeleid. In het LHM-model zijn de lekweerstand en met name de onderliggende geohydrologische bestanden voor het topsysteem (kD- en c-waarden) onvoldoende onderhouden en daardoor niet voldoende reproduceerbaar. Het was in de praktijk binnen de randvoorwaarden van het budget niet haalbaar om een consistente set van nieuwe modelparameters af te leiden voor MODFLOW en MT3DMS. Dit wordt aanbevolen voor volgende versies van het LWKM.

Een tweede reden is dat het ANIMO-model makkelijker standalone moet kunnen worden ingezet (zonder MT3DMS). De koppelingsdiepte moet zich dan onder de doorstroomde diepte bevinden. Waar de grondwaterstroming een 'lateraal/regionaal' karakter heeft, is het van belang zo veel mogelijk van deze stroming mee te nemen in het MT3DMS-model (figuur 2.4). Hier wordt in het vaststellen van de koppelingsdiepte (volgende paragraaf) rekening mee gehouden. De door ANIMO berekende stofconcentraties worden opgelegd aan het MT3DMS-model en gelden daarmee als bovenrandvoorwaarde voor MT3DMS.

Het uittreden van ondiep grondwater naar het oppervlaktewater wordt gerealiseerd door het DIVDRA-concept dat bij eerdere toepassing van ANIMO in STONE is gebruikt. Een toelichting op deze methode is gegeven in Bijlage 1. Daarbij wordt het water zodanig verdeeld over de diepte, dat een adequate beschrijving van de verblijftijdspreiding wordt verkregen.

De koppelingen tussen LHM, ANIMO en MT3DMS zijn schematisch weergegeven in figuur 2.4. De paarse lijn geeft het koppelingsvlak weer, dat ruimtelijk is gedifferentieerd. Over het koppelingsvlak wisselen ANIMO en MT3DMS stofvrachten uit (paarse pijl). Boven het koppelingsvlak berekent ANIMO de uitspoeling naar het oppervlaktewater binnen de modelkolom (zwarte pijlen in de rechterfiguur). Onder het koppelingsvlak draagt MT3DMS zorg voor het driedimensionale transport.



Figuur 2.4 Het koppelingsconcept tussen ANIMO en MT3DMS. Links geeft de koppeling van het grondwatermodel in rekeneenheden weer, rechts op één enkele modelkolom.

De uitwisseling van nutriënten over het koppelingsvlak tussen het uitspoelingsmodel (ANIMO) en het grondwaterkwaliteitsmodel (MT3DMS) wordt gerealiseerd door de uitwisseling van fluxen en vrachten op de diepte van het grensvlak om de continuïteit van de water- en stofbalansen te garanderen. Bij de toegepaste koppeling berekent ANIMO de concentraties en de uitspoeling in het domein boven het koppelvlak op basis van een quasi-2D-benadering, en neemt MT3DMS deze concentraties als bovenrandvoorwaarde over voor 3D-berekeningen voor het diepere grondwater.

De uitwisseling van fluxen en vrachten wordt gerealiseerd voor ruimtelijke eenheden waarbij files worden doorgegeven. Daarbij kan zowel gebruik worden gemaakt van de verfijnde schematisering in ANIMO als van de indeling in grovere eenheden (paragraaf 2.4). De uitwisseling van fluxen en vrachten van ANIMO naar MT3DMS vindt plaats op kwartaalbasis. De uitwisseling van (geactualiseerde) kwelconcentraties van MT3DMS naar ANIMO vindt plaats op jaarbasis.

2.3.2 Koppeling ANIMO-LKM

De koppeling ANIMO-LKM is een offline-koppeling en verloopt via twee koppelingsbestanden met ANIMO- modelresultaten per LSW-afwateringsgebied: één voor cultuurland (landbouwgebieden) en één voor natuur. Informatie uit de koppelingsbestanden wordt gecombineerd met hydrologische informatie uit het LHM tot invoer voor de KRW-Verkenner in de vorm van N- en P-emissies naar het oppervlaktewater als gevolg van uit- en afspoeling van de bodem in landbouw-, natuur- en stedelijke gebieden. Hierbij wordt het (onverharde) stedelijke gebied behandeld als natuur dan wel onbemest grasland. (Zie Bijlage 5 voor details.)

2.3.3 Correctie N- en P-concentraties

De door de LKM-module 'Verwerken N&P-concentraties' berekende zomergemiddelde N-totaal- en P-totaalconcentraties in oppervlaktewater, worden gekenmerkt door een beperkte betrouwbaarheid. Om deze betrouwbaarheid te verbeteren, worden de uitkomsten van de LKM-stoffenmodule gecombineerd met meetgegevens tot aangepaste schattingen van de N-totaal- en P-totaalconcentraties middels een vorm van 'relatief rekenen'. Deze gecorrigeerde concentraties worden o.a. gebruikt in de koppeling van LKM-modules voor stoffen en ecologie.

Bij het relatieve gebruik van modelresultaten wordt ervan uitgegaan dat de modeluitkomsten zonder meer geen goede voorspellers zijn voor de corresponderende meetwaarden, maar dat het relatieve verloop van een gemodelleerde waarde in de tijd beter aansluit bij de werkelijkheid. M.a.w., de verhouding tussen een gemeten en gemodelleerde waarde is, afgezien van een ruiscomponent, constant in de tijd (Roovaart et al., 2012; Cleij en Visser, 2019).

In het geval van het LKM biedt dit de mogelijkheid om een verbeterde voorspelling te doen van een toekomstige (N-totaal of P-totaal) concentratie door de gemodelleerde concentratie te corrigeren met een factor, die de verhouding weergeeft van een gemeten en een gemodelleerde concentratie voor één of meer historische situaties.

Er wordt van uitgegaan dat (afgezien van een ruisfactor):

$$\frac{\text{Gemeten}}{\text{Gemodelleerd}} = \text{Constante} \quad (\text{a})$$

Dit betekent bijvoorbeeld voor dat een voorspelling van een toekomstige (gemiddelde) concentratie in 2027 als volgt gemaakt kan worden:

$$\text{Voorspeld}(2027) = \text{Constante} * \text{Gemodelleerd}(2027) \quad (\text{b})$$

waarbij we de constante bijvoorbeeld kunnen schatten a.d.h.v. een gemeten en een gemodelleerde concentratie voor het historisch jaar 2010:

$$\text{Constante} \approx \frac{\text{Gemeten}(2010)}{\text{Gemodelleerd}(2010)} \quad (\text{c})$$

Dit betekent dat:

$$\text{Voorspeld}(2027) \approx \frac{\text{Gemeten}(2010)}{\text{Gemodelleerd}(2010)} * \text{Gemodelleerd}(2027) \quad (\text{d})$$

ofwel

$$\text{Voorspeld}(2027) \approx \frac{\text{Gemodelleerd}(2027)}{\text{Gemodelleerd}(2010)} * \text{Gemeten}(2010) \quad (\text{e})$$

In deze laatste formulering is te zien dat de modeluitkomsten alleen in relatieve zin worden gebruikt in de voorspelling voor 2027. Niet absolute waarde van de modeluitkomst voor 2027 bepaalt de voorspelling voor 2027, maar de relatieve verandering ten opzichte van 2010 vermenigvuldigd met de gemeten waarde voor 2010.

De constante in (b) fungeert in feite als een correctiefactor op de modeluitkomst voor het systematische deel van de verschillen tussen gemeten en berekende concentraties. Vanaf dit punt in de tekst zullen we deze constante ook zo noemen. De verwachtingswaarde van de correctiefactor zullen we aanduiden als f en een schatting van f als F . Een voorspelling van de concentratie voor een toekomstig jaar x kan worden uitgedrukt als:

$$\text{Voorspeld}_x = F * \text{Gemodelleerd}_x \quad (\text{f})$$

De correctiefactor F kan hier dan bepaald worden in de vorm van een eenpuntschatting conform (c), maar kan ook gebaseerd worden op een meerpuntschatting gebruikmakend van gemeten en gemodelleerde concentraties voor een reeks van (referentie)jaren. Als we ervan uitgaan dat de schattingen van de correctiefactoren voor individuele jaren een lognormale verdeling volgen (met de mediaan gelijk aan f), ziet deze meerpuntschatting er als volgt uit:

$$F = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n F_i} \quad (\text{g})$$

waarbij F_i de geschatte correctiefactor is voor het i^{de} jaar van de reeks van n referentie jaren:

$$F_i = \frac{\text{Gemeten}_i}{\text{Gemodelleerd}_i} \quad (\text{h})$$

M.a.w., F is gelijk aan het geometrisch gemiddelde van de schattingen van de correctiefactoren voor de individuele jaren van de reeks.

NB De correctiefactor voor een specifiek punt in de LKM schematisering is gelijk aan de reciproke van de 'specific bias factor' uit paragraaf 5.4.2.

Formule (f) kan ook geschreven worden als:

$$Voorspeld_x = \frac{Gemodelleerd_x}{\sqrt[n]{\prod_{i=1}^n Gemodelleerd_i}} * \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n Gemeten_i} \quad (i)$$

Uit deze formulering is af te lezen dat bij de meerpuntschatting van de correctiefactor de modeluitkomsten in feite alleen in relatieve zin worden gebruikt. Niet absolute waarde van de modeluitkomst bepaalt de voorspelling, maar de relatieve verandering ten opzichte van het geometrisch gemiddelde voor een reeks van referentie jaren vermenigvuldigd met het geometrisch gemiddelde van de gemeten waarden voor diezelfde reeks van referentie jaren.

Als onderdeel van het LKM zijn correctiefactoren voor N-totaal en P-totaal bepaald voor de regionale KRW-waterlichamen van de schematisering (paragraaf 2.4.4) en gebruikt in de LKM-module 'Corrigeren N&P concentraties'.

2.3.4 Koppeling LKM-stoffen met LKM-eco

De in paragraaf 2.2.2 genoemde ecologische module van het LKM maakt geen integraal onderdeel uit van het NWM en dus ook niet van het LWKM. Het LWKM beperkt zich op dit moment nog tot de nutriënten. Binnen LKM-kader is de LKM-stoffenmodule gekoppeld aan de LKM-eco-module via de modules 'Verwerken N&P concentraties' en 'Corrigeren N&P concentraties'. LKM-eco maakt hierbij gebruik van de gecorrigeerde zomergemiddelde N- en P-concentraties voor regionale KRW waterlichamen uit de module 'Corrigeren N&P-concentraties'.

2.4 Schematisering

2.4.1 Schematisering van het topsysteem

Omdat aanvullend op het complete instrumentarium door de stuurgroep gevraagd is een snel rekenende, eenvoudigere versie van het instrumentarium te operationaliseren om landelijke beleidsstudies met acceptabele rekentijden mogelijk te maken, zijn voor het topsysteem twee schematiseringen nodig: een gedetailleerde die aansluit op het LHM en een vereenvoudigde voor snelle beleidsstudies.

2.4.1.1 De gedetailleerde schematisering in ANIMO

Horizontale schematisering

Bij de ruimtelijke eenheden van het LHM versie 3.5 (Pouwels et al., 2018) zijn ANIMO-eenheden gedefinieerd. De LHM-schematisering bestaat uit 419.781 rekeneenheden van 250x250m. Een deel daarvan representeert volledig open water, kassen of stedelijk gebied, die niet worden meegenomen in de uitspoelberekeningen. Het aantal rekeneenheden voor ANIMO in het gedetailleerde instrumentarium is daardoor kleiner, namelijk 400.596 eenheden. Voor deze eenheden zijn de hydrologische kenmerken van het LHM (grondgebruiksvorm, bodemeigenschappen, drainagekarakteristieken, hydrologische randvoorwaarden etc.) aan het ANIMO-model opgelegd. Hierbij is geen rekening gehouden met de intrinsieke ruimtelijke schalen van het stoftransportconcept in ANIMO. De LHM-rekencellen die het bodem-water-plant-atmosfeer-systeem beschrijven, heten in wetenschappelijk jargon 'soil(water)-vegetation-atmosphere transfers': SVATs. Deze naam is in dit rapport overgenomen.

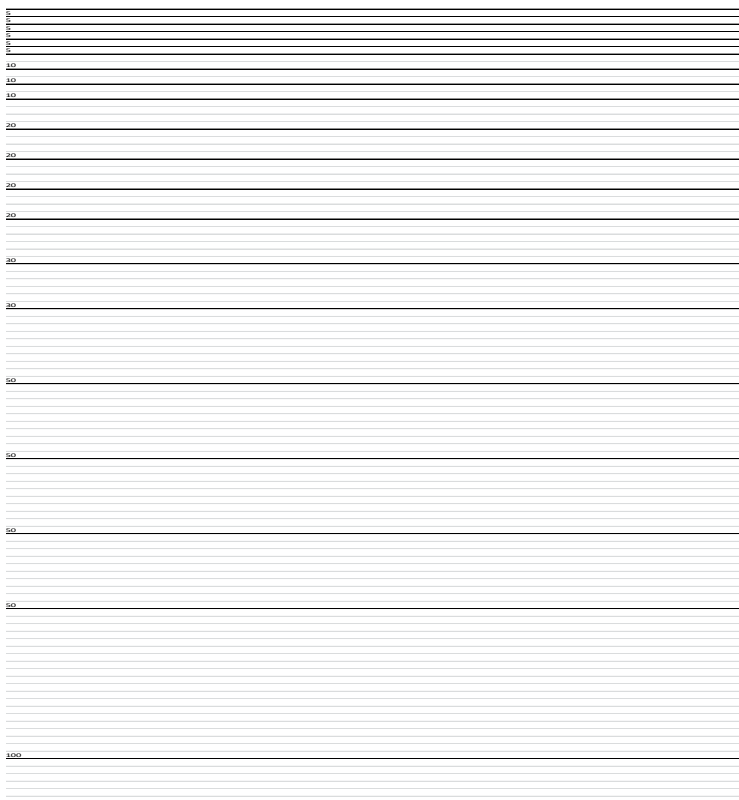
De stuurgroep NWM heeft gevraagd een snel rekenende versie van het instrumentarium op te leveren voor beleidsverkenningen. Tegelijkertijd zouden de resultaten voor een verfijndere schematisering een gelijkwaardige of grotere nauwkeurigheid moeten hebben dan de resultaten van STONE-plots. Om dat

te bewerkstelligen, zijn SVATs met vergelijkbare eigenschappen binnen landbouwdeelgebieden samengevoegd tot HRU's (homogeneous respons units). Bij het afleiden van de HRU's moet ervoor worden gezorgd dat de totale water-, mest- en nutriëntenbalans nauwelijks verandert. Via de vereenvoudigde schematisering (de volgende paragraaf) zijn bovendien 5202 extra HRU's afgeleid voor de Waddeneilanden; het betreft HRU's die (omdat de Waddeneilanden in het LHM ontbreken) geen corresponderende SVATs in het LHM hebben.

Verticale schematisering

Voor de indeling in compartimenten in het uitspoelingmodel is één generieke laagindeling toegepast. In deze indeling is aangesloten op de indeling in bodemhorizonten en neemt de laagdikte toe met de diepte. De laagdikte van de eerste laag direct onder het maaiveld is 5 cm, deze neemt geleidelijk toe tot een diepte van 4 m en vanaf deze diepte bedraagt de laagdikte 1 m (figuur 2.5). Vergeleken met de voorloper van het instrumentarium, STONE, zijn effectief meer lagen onderscheiden.

De diepte van de kolommen is ruimtelijk gespecificeerd. Op basis van analyse van de geohydrologische eigenschappen in de onderliggende bestanden in het LHM, is een koppelvlak tussen ANIMO en MT3DMS gedefinieerd. Dit wordt nader toegelicht in paragraaf 2.4.3.



Figuur 2.5 Verticale schematisering: fijne schematisering nabij het maaiveld, grover naar beneden.

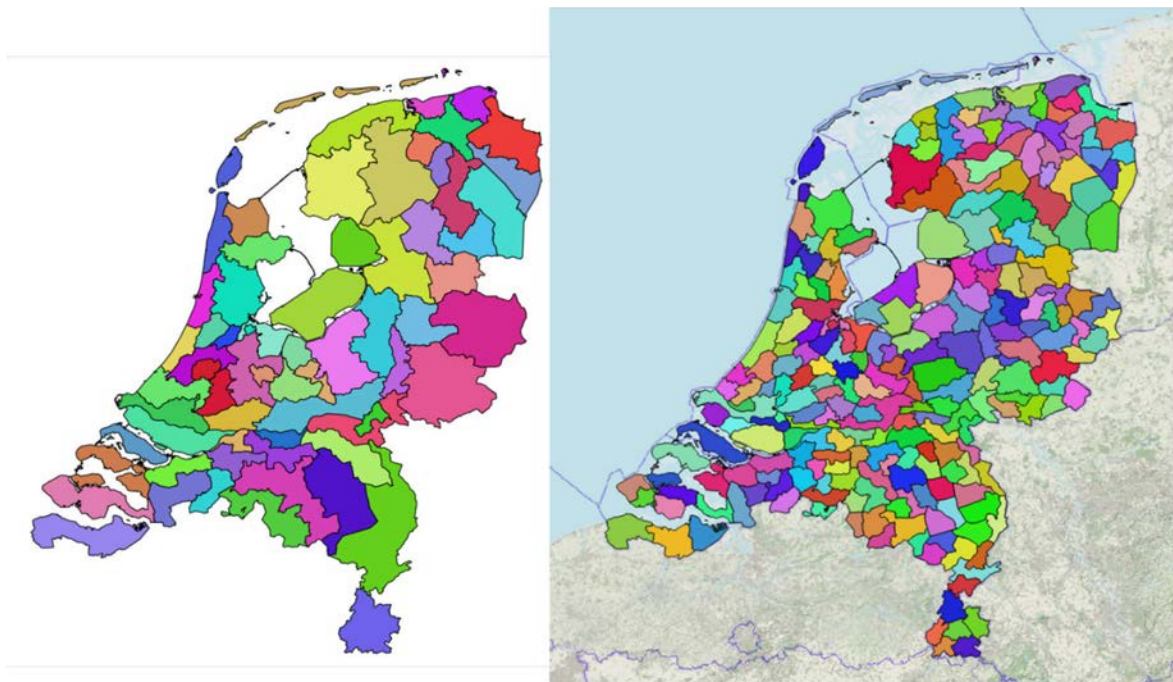
2.4.1.2 De vereenvoudigde schematisering in HRU's

Horizontale schematisering

Om de gevraagde snel rekenende versie voor beleidsverkenningen te maken, is een vereenvoudigde versie met minder rekeneenheden afgeleid uit de gedetailleerde schematisering van ANIMO. Deze eenheden worden aangeduid met 'Homogeneous Response Units' (HRU's). Een HRU is een cluster van SVATs die dezelfde of sterk gelijkende eigenschappen hebben en dus een vergelijkbare uit- en afspoeling hebben. Vanwege die overeenkomst kunnen deze SVATs identiek worden geschematiseerd en geparametriseerd tot een HRU.

De methode waarmee de HRU's zijn afgeleid, is uitgebreid beschreven door Renaud et al. (2017). In 2018 is besloten deze HRU-indeling aan te passen door niet de Gt-kaart, maar de door het LHM berekende gemiddelde laagste en hoogste grondwaterstanden (de GHG's en GLG's) te gebruiken. De reden voor deze wijziging is dat de hydrologische invoerparameters een te grote range kenden, waardoor de door de LHM berekende karakteristieken te veel zouden worden uitgemiddeld. De gevolgde werkwijze, waarbij het gebruik van de berekende grondwaterstandsklassen is verwerkt, wordt hieronder op hoofdlijnen beschreven.

Geprobeerd is om de rekeneenheden zo veel mogelijk locatiegebonden te definiëren. Dat is gerealiseerd door bij het samenstellen van de eenheden – naast karakteristieke fysische kenmerken (bijv. de bodemeigenschappen) – ook gebruik te maken van gemeentegrenzen en CBS-landbouwgebieden (figuur 2.6). In tabel 2.1 is een overzicht gegeven van de bestanden die zijn gebruikt om stapsgewijs (volgens de volgorde in de tabel) het aantal rekeneenheden in te dikken tot de HRU's.



Figuur 2.6 CBS-landbouwgebieden (links) en Landbouwdeelgebieden (rechts) gebruikt in HRU-indeling.

Tabel 2.1 Kenmerken die zijn gebruikt bij de afleiding van homogene eenheden.

Kenmerk	Aantal gebruikte eenheden/klassen	Bron
Gemeentegrenzen		PDOK (2017)
Landbouwdeelgebieden	239	CBS (2017)
Landgebruik	8	LGN7
Bodemkaart		BIS
Bodemfysische eenheden (BOFEK)	289	BIS
Bodemeenheden (PAWN)		BIS
Indeling pleistoceen / holoceen	2	Hydrotypenkaart
Berekende kwel in het holoceen	6 (3)	LHM / NHI (2017)
Berekende grondwatertrap pleistoceen	4	LHM / NHI (2018)
Aanwezigheid buisdrainage	2	LHM / NHI (2017)
Aanwezigheid beregening	2	LHM / NHI (2017)

Het afleiden van de HRU's is hieronder samengevat. Voor de uitgebreide beschrijving van de methode wordt verwezen naar Renaud et al. (2017). In Bijlage 3 zijn de geactualiseerde stappen voor het afleiden van de HRU's in detail beschreven.

Samengevat zijn de volgende stappen doorlopen:

- De bestanden zijn verrasterd op 250 m-formaat, voor zover ze al niet beschikbaar waren in deze resolutie (m.n. de bestanden die in het LHM worden gebruikt).
- Eerst zijn landbouwdeelgebieden gedefinieerd op basis van de CBS-gemeentekaart. Bij het eventueel samenvoegen van gemeenten is gestreefd naar een areaal van minimaal 7000 ha landbouwgrond. Onregelmatige vormen van de deelgebieden zijn voorkomen. Dit resulteerde in 239 landbouwdeelgebieden (individuele of clusters van CBS-gemeenten).
- De landgebruiksgroepen in LGN zijn gegroepeerd naar acht landgebruiksklassen.
- De kaarten met bodemeigenschappen zijn gereduceerd tot 289 bodemfysische unieke eenheden, die gekoppeld zijn aan de Bodemkaart van Nederland 1:50.000 (1980). Daarbij zijn de zeer kleine eenheden verwijderd, en via gemeenschappelijke kenmerken in de grovere kaarten (PAWN, indeling klei, löss, veen en zand) geschematiseerd met grotere eenheden met gelijksoortige eigenschappen.
- Op basis van de kwelkaart van LHM 3.3 (rekenperiode 1981-2010) is vergelijkbaar met STONE een indeling in zes klassen gemaakt (Bijlage 3). In het pleistocene gebied zijn de berekende grondwatertrappen in LHM 3.5 geclusterd naar 4 GLG-klassen (Bijlage 3).
- De resulterende indelingen (landbouwdeelgebieden, landgebruiksgroepen, bodemfysische eenheden, indeling holoceen/pleistoceen (m.u.v. in natuurgebieden), kwelklassen, GLG-klassen) zijn samen met de onderliggende data voor alle rastercellen in een database vastgelegd.
- Met beslisregels zijn vervolgens in enkele stappen HRU's gegenereerd, waarbij bijvoorbeeld voor eenheden met een zeer klein oppervlakte (< 100 ha) kenmerken zijn toegekend op basis van dominante kenmerken, bijvoorbeeld de (meest voorkomende) bodemfysische eenheden. Voor landbouwgebieden is onderscheid gemaakt naar de aanwezigheid van buisdrainage voor zover het oppervlak niet te klein wordt (>50 ha).
- Tot slot zijn voor de Waddeneilanden HRU's toegekend op basis van gelijkende eenheden op het vaste land, met name in Noord-Holland en Friesland. Dit betreft 77 HRU's.

Via deze werkwijze zijn voor het LWKM 28.610 HRU's onderscheiden. De details over het aanmaken van de HRU's, en in het bijzonder de specifieke queries die zijn gebruikt voor het reduceren van het aantal HRU's, zijn weergegeven in Bijlage 3.

De Waddeneilanden ontbreken in het LHM, daardoor konden deze in eerste instantie ook niet met het LWKM worden gerepresenteerd. Het overstappen op de HRU's maakt het mogelijk op basis van de bodemeigenschappen gelijkende HRU's te zoeken en te combineren met de mestdata voor de landbouwdeelgebieden van de Waddeneilanden. Hierdoor kunnen via de berekeningen met de HRU's ook resultaten voor de Waddeneilanden worden gegenereerd, die ook in de een-op-een-benadering kunnen worden toegepast. Bij de 77 gedefinieerde HRU's horen 5205 SVATs die kunnen worden toegepast in de gedetailleerde berekeningen.

Verticale schematisering

De verticale schematisering van de HRU's is gelijk aan de schematisering van de gedetailleerde rekeneenheden (paragraaf 2.4.1.1).

2.4.2 Schematisering van de ondergrond

Horizontale schematisering

De horizontale resolutie van het MT3DMS model is 250x250, conform het LHM-MODFLOW-model.

Verticale schematisering

Voor de transportberekeningen in de diepe ondergrond zijn 68 lagen gehanteerd. Dit is een aanzienlijke verfijning t.o.v. het 7-laags MODFLOW-model in LHM. Dit was nodig, omdat transportberekeningen in MT3DMS gevoeliger zijn voor de opbouw van de ondergrond dan de stromingsberekeningen in MODFLOW. Bovendien is een volledige 3D-schematisering nodig voor de transportberekening, terwijl het lagenmodel in LHM bestaat uit watervoerende pakketten, met

eigenschappen voor de horizontale en verticale doorlatendheid (een 'quasi-3D-benadering'). Aangezien MT3DMS per cel waterfluxen nodig heeft over alle randen, is een corresponderend gedetailleerd MODFLOW-model gebouwd.

De verfijning van het lagenmodel is gerealiseerd door meer detail in te brengen in de geohydrologische schematisering, en daarbij uit te gaan van dezelfde informatiebron als het lagenmodel in LHM, REGIS 2. Ter illustratie: in de verfijnde schematisering zijn 22 scheidende lagen opgenomen, terwijl LHM gebaseerd is op 6 scheidende lagen. Voor een uitgebreide beschrijving van de wijze waarop het grondwaterkwaliteitsmodel is afgeleid van het LHM, wordt verwezen naar Janssen et al. (2016). Ten opzichte van die rapportage zijn in de definitieve versie 68 modellagen gehanteerd in plaats van 60.

Om de rekenkracht zo efficiënt mogelijk in te zetten waar deze het hardst nodig is, zijn dicht bij het maaiveld dunnere modellagen gehanteerd dan in de diepere ondergrond. Het aanbrengen van meer detail boven in het hydrologische systeem is noodzakelijk om de numerieke dispersie te beperken en de gradiënten in stofconcentraties, die dicht bij het maaiveld groter zijn, beter weer te kunnen geven. De gehanteerde verticale discretisatie in het ondergrondmodel is weergegeven in tabel 2.2.

Tabel 2.2 Laagindeling van het MODFLOW-MT3DMS-model.

Laagnummers	Dikte (m)	Diepte (m)
1-20	1.0	0.0 – 20.0
21-35	2.0	20.0 – 50.0
36-41	5.0	50.0 – 80.0
42-43	10.0	80.0 – 100.0
44-63	20.0	100 – 500
64 – 68	50	500 – 750

Temporele resolutie

Het MT3DMS-transportmodel wordt doorgerekend met een stationair fluxenveld. Een stationaire berekening met het 68-laags MODFLOW levert de fluxen over alle randen van de driedimensionale cellen (voxels) van het MT3DMS-model. Het gebruik van een stationaire modelrun is gerechtvaardigd, aangezien de dynamiek in het grondwatersysteem op de grotere dieptes in MT3DMS grotendeels is gedempt. Het is ook mogelijk om de fluxen van een niet-stationaire MODFLOW-run toe te passen in MT3DMS.

2.4.3 Schematisering van het koppelvlak tussen ANIMO-MT3DMS

In eerdere rapportage (Janssen et al., 2016) is uitgebreid ingegaan op het belang van het op juiste wijze afleiden van de doorstroomde diepte voor de berekening van de reistijden en de berekening van de nutriëntenbelasting naar het oppervlaktewater. De doorstroomde diepte hangt sterk af van de verhouding tussen lokale stroming (ontwatering binnen en rond een rekeneenheid) en de stroming als gevolg van regionale stijghoogte gradiënten. De diepte is ook dynamisch: in de wintersituatie zijn namelijk alle drainagesystemen actief, in de zomer kan een aantal ondiepe drainagesystemen droogvallen en zijn vooral de diepere systemen actief. Voor de waterkwaliteitsmodellering is het belangrijk dat de diepere systemen voldoende worden meegenomen en dus dat de onderkant van de ANIMO-kolommen voldoende diep wordt gelegd.

Hiervoor is een procedure gevolgd om de doorstroomde diepte af te leiden, die wordt gebruikt als grensvlak tussen ANIMO en MT3DMS. In deze procedure zijn de volgende stappen gevolgd:

1. De kaart met dikte van het topsysteem beschreven door Van der Gaast et al. (2015) is landsdekkend gemaakt door in gebieden waar informatie ontbreekt (met name stedelijk gebied) waarden over te nemen uit de bodemkaart.
2. Op basis van de schematisering van het LHM 3.3.0 is een kaart gemaakt van de onderkant van de eerste scheidende laag. Aangezien niet in alle gebieden een eerste scheidende laag voorkomt, is

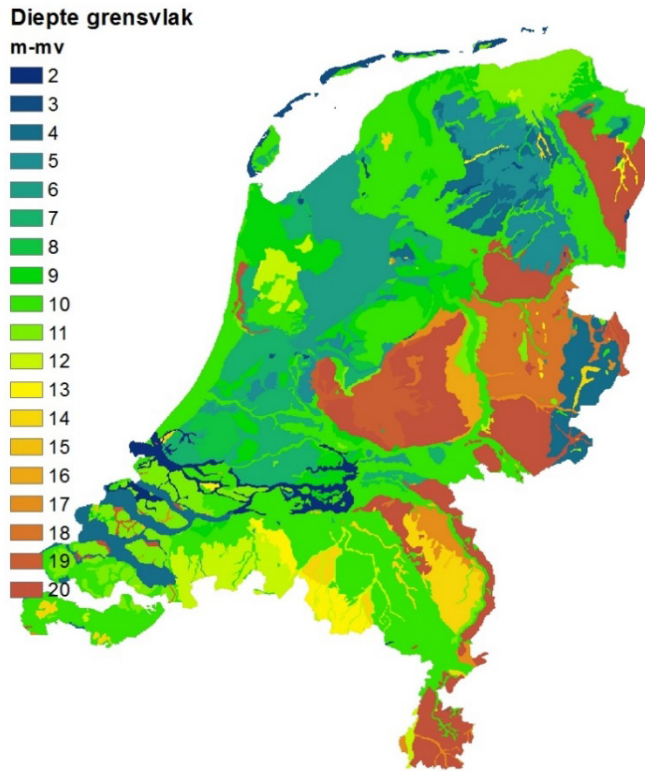
na beoordelen van verschillende weerstanden een minimale weerstand van 250 dagen aangehouden.

3. Per locatie is de minimale waarde bepaald van de beide voorgaande stappen.
4. De kaart is verdiept op basis van de diepste waarde van:
 - a. Het vlak 2 m onder de berekende GLG (op basis van LHM 3.3.0)
 - b. Het vlak waaronder stroombanen langer zijn dan 1000 m
 - c. Het vlak waaronder de grondwaterleeftijd > 30 jaar (met een maximum van 10 m).
5. De resultaten zijn begrensd tot een diepte van maximaal 20 meter. Verondersteld is dat de wegzijgingsflux op 20 m diepte gelijk is aan de grondwateraanvulling, zodat de verticale stroming door de onverzadigde zone op dieptes groter dan 20 m bij benadering stationair is. Deze aanname heeft in deze situaties (droge zandgronden) praktisch geen invloed op de resultaten van de waterkwaliteitsberekeningen.
6. De begrenzing van de hydrotypen (Massop et al., 2000) is passend gemaakt op de begrenzing van de bodemeenheden op de bodemkaart (1:50.000), door de begrenzing van de hydrotypen op te schuiven naar de nabijgelegen grenzen van de bodemkaart (figuur 2.7).
7. Om schijn nauwkeurigheden te vermijden, is de lokale variatie in dieptes verwijderd door voor de hydrotypevlakken de mediaan van de diepte van het grensvlak te gebruiken.
8. Ondiepe profielen, waar de grondwaterstand daalde tot onder het gedefinieerde doorstroomde profiel, zijn verlengd tot minimaal 1 en maximaal 2 m onder de laagst berekende grondwaterstand.

De resulterende diepte van het grensvlak voor de gedetailleerde schematisering varieert tussen de 2 en 20 m en is weergegeven in figuur 2.8. Voor de HRU's is een rekenkundig gemiddelde van de inliggende cellen binnen de HRU gehanteerd, afgerond op hele meters.



Figuur 2.7 Indeling hydrotypen. Bewerkte versie van Massop et al. (2000).



Figuur 2.8 Resulterende diepte ANIMO-kolommen.

2.4.4 Schematisering van het oppervlaktewater

Volgens de oorspronkelijke planning zou een nieuwe schematisering voor het oppervlaktewater worden afgeleid in RTC-tools, die zou worden overgenomen in Delwaq ten behoeve van het berekenen van stofconcentraties. Tijdens de ontwikkeling is echter gekozen voor een terugvaloptie (paragraaf 2.2.1). De resulterende schematisering in het Landelijk KRW-Verkenner Model (LKM-versie 2.4) wordt hieronder beknopt beschreven.

Horizontale schematisering

De (horizontale) schematisering van het Nederlandse oppervlaktewatersysteem in het LKM is gebaseerd op de volgende bronnen:

- schematisering van het oppervlaktewatersysteem middels local surface waters (LSW's) en districten in het MOZART-deel van het LHM (versie 3.5.1),
- schematisering van het waterverdelingsnetwerk in het Landelijk Sobek Model (LSM versie 1.2),
- RWZibase (CBS) voor de ligging van lozingspunten van RWZI's,
- kaart met KRW-waterlichamen en
- additionele informatie m.b.t. met name routing, grensoverschrijdende waterlopen en inlaten, afkomstig van waterschappen n.a.v. het gebruik van eerdere versies van het LKM en verschillende andere bronnen (o.a. WIS, Google Maps en PDOK).

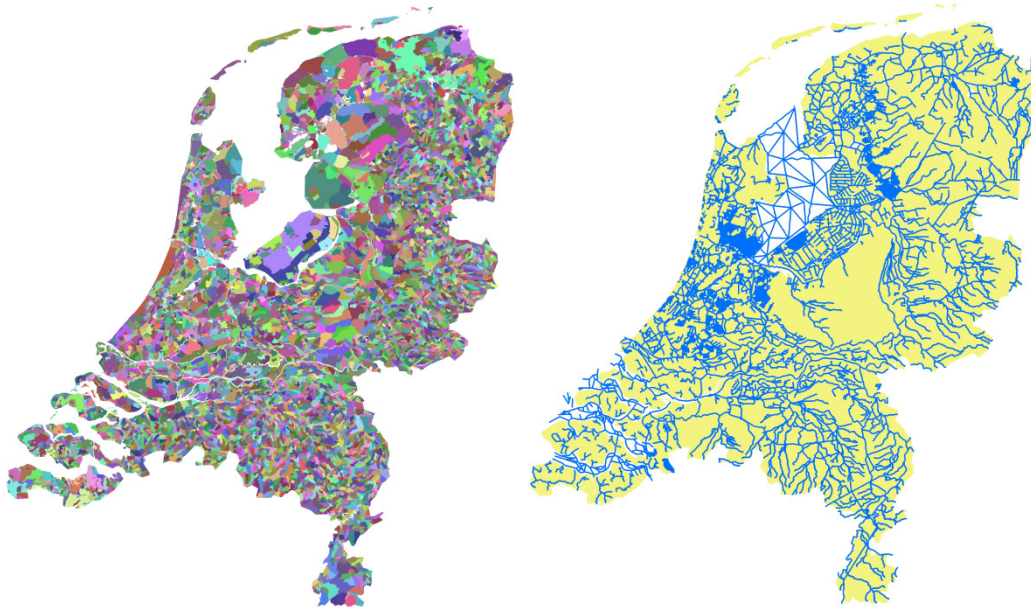
Hierbij heeft een reorganisatie plaatsgevonden van LSW's in Flevoland door samenvoeging van de afwateringsgebieden van een aantal kleinere LSW's met naastliggende afwateringsgebieden van grotere LSW's. Ook is een aantal andere afwateringsgebieden, meestal van zeer kleine LSW's, samengevoegd met afwateringsgebieden van naastliggende grotere LSW's. Elke (geaggregeerde) LSW is vervolgens opgesplitst in een KRW-Verkenner basin node, die het haarvatendeel van de LSW representeert, en één of meer KRW-Verkenner surface water units (SWU's). Voor LSW's met KRW-waterlichamen zijn deze SWU's gedefinieerd als delen van KRW-waterlichamen. De eenheden van de LSM-schematisering zijn geaggregeerd tot SWU's in de vorm van trajecten van maximaal 5 km en – indien van toepassing – voorzien van een KRW-waterlichaam ID. De lozingspunten van de RWZI's uit LSM zijn vervangen door de lozingspunten van RWZI's uit RWZibase. Op basis van de additionele

informatie is de LSW-routing uit het LHM aangepast/gecorrigeerd, zijn grensoverschrijdende waterlopen toegevoegd en is voor zowel waterafvoer als wateraanvoer een rechtstreekse koppeling gemaakt tussen de knooppunten van het MOZART en het LSM-deel van de LKM-schematisering, waarbij de koppeling via districtswateren uit het LHM is komen te vervallen.

Als onderdeel van de LKM-schematisering zijn verschillende indelingen van en koppelingen voor de knooppunten beschikbaar:

- *Waterlichamen*: KRW-waterlichamen zijn gedefinieerd in de vorm van één of meer SWU's.
- *Retentiecategorieën*: Alle LKM knooppunten zijn ingedeeld in een van de 'retentiecategorieën'.
- *Afwateringseenheden ER*: Er is een koppeling beschikbaar van LKM-knooppunten met de afwateringseenheden, zoals gebruikt binnen de Emissieregistratie (n:m relatie tussen ER afwateringseenheid en LKM-node).
- *Waterschappen*: Er is een koppeling beschikbaar van LKM-knooppunten met de beheergebieden van de waterschappen (1:n relatie tussen beheergebied en LKM node).
- *Stroomgebiedbeheerdistricten*: Er is een koppeling beschikbaar van LKM-knooppunten met de stroomgebiedbeheerdistricten (1:n relatie tussen stroomgebiedbeheerdistrict en LKM-node).

In figuur 2.9 zijn de 8508 afwateringsgebieden van de (geaggregeerde) LSW's en de 703 KRW-waterlichamen in de LKM-schematisering weergegeven.



Figuur 2.9 De afwateringsgebieden van de geaggregeerde LSW's (links) en de KRW-waterlichamen (rechts) van de LKM 2.4-schematisering.

Verticale schematisering

De knopen van de LKM-schematisering worden binnen de KRW-Verkenner behandeld als constante watervolumes, zonder diepte.

Temporele resolutie

De KRW-Verkenner rekent in tijdstappen van kwartalen. De invoer berekend met het LHM (op decade basis), het LSM (op dagbasis) en ANIMO (decades) wordt hiervoor gecumuleerd naar waarden per kwartaal.

3 Data

3.1 Topsysteem

De gegevens van het topsysteem zijn afkomstig uit diverse databestanden met een grote variatie in gegevensdichtheid. De invoergegevens zijn zo veel mogelijk toegekend op basis van de actueelst beschikbare, landsdekkende data (Renaud et al., 2017). Deze data zullen de komende jaren nog verder geactualiseerd worden met nieuwe topsysteemdatabestanden die nog ontsloten moeten worden. De modelinvoer is automatisch gegenereerd en wordt hieronder per type invoer besproken.

3.2 Waterstroming

Voor de hydrologische invoer van ANIMO is gebruikgemaakt van de modeloutput van LHM 3.5 (Pouwels et al., 2018). Dit model is voor de waterkwaliteitsberekeningen aangescherpt ten opzichte van de eerdere berekeningen op basis van LHM 3.3 (paragraaf 5.1). De berekende grondwaterstanden zijn gevalideerd voor de landelijke gemiddelde situatie (Knotters en Massop, 2017). Voor zandregio's kan de gemiddelde grondwaterstand dieper zijn dan de grondwaterstanden zoals afgeleid voor grondwaterdynamiekkarten. Geconstateerd is dat de waterafvoeren in een aantal gebieden lager worden berekend dan in het STONE-model. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door een hoger berekende verdamping van gewassen in het LHM.

Om het wegschrijven van grote hoeveelheden data te vermijden, is een standalone applicatie van MetaSWAP ingezet om de flux- en bodemvochtverdeling opnieuw te genereren op basis van de als randvoorwaarde opgelegde berekeningsresultaten van het LHM (Kroon et al., 2017, Bijlage 4).

3.2.1 Landgebruik

Het landgebruik moet – om inconsistenties te voorkomen – overeenkomen met het landgebruik voor de hydrologie. De schematisering van het landgebruik in het LHM was tot voor kort gebaseerd op LGN6. Voor de ontwikkeling van het Landelijk Waterkwaliteitsmodel is het landgebruik geactualiseerd op basis van LGN7 (Burgering et al., 2016). In LHM worden 22 landgebruiksvormen onderscheiden. Hoewel mogelijk, is in de berekeningen mais met een vanggewas (op zand- en lössgrond verplicht vanaf 2006) vooralsnog niet afzonderlijk onderscheiden, omdat er geen rekening is gehouden met waterkwaliteitsberekeningen en het hydrologisch effect klein zal zijn. Evenals in het STONE-model wordt geen rekening gehouden met de dynamiek van het landgebruik. De landgebruiksvormen worden voor de gehele simulatieduur permanent aan een bepaalde rekeneenheid toegekend.

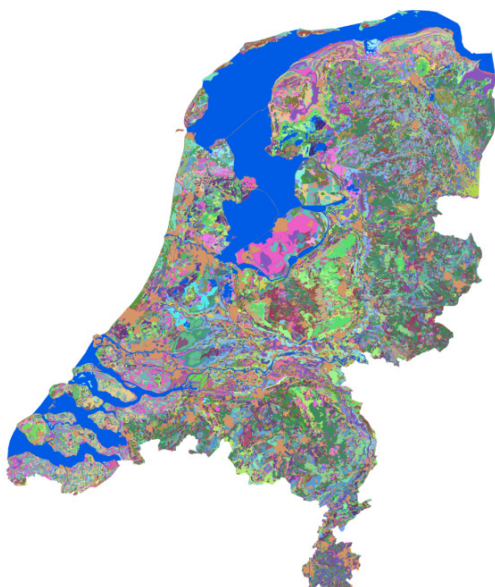
ANIMO onderscheidt acht hoofdcategorieën landbouwkundig landgebruik waarin de LHM-landgebruiksvormen zijn geclusterd (tabel 3.1). Het LWKM is geschikt gemaakt om in de nabije toekomst te kunnen werken met andere vormen van landgebruik. Voor het Nationaal Water Model wordt in de Deltascenario's bijvoorbeeld gebruikgemaakt van een andere landgebruiksclassificatie. Door aanpassing in de voorbewerkingsprogrammatuur (NHI2WQ) kan in de toekomst met deze alternatieve landgebruiksklassen worden gewerkt.

Tabel 3.1 Landgebruik onderscheiden in het LHM en in het LWKM.

Code LHM	Landgebruik LHM	Code LWKM	Landgebruik LWKM
1	Agrarisch gras	6	Gras
2	Mais zonder vanggewas	1	Mais
		2	Mais met vanggewas
3	Aardappelen	3	Akkerbouw
4	(Suiker)bieten	3	Akkerbouw
5	Granen	3	Akkerbouw
6	Overige landbouw	3	Akkerbouw
7	Boomteelt	3	Akkerbouw
8	Glastuinbouw	3	Akkerbouw
9	Boomgaard	3	Akkerbouw
10	Bollen	3	Akkerbouw
11	Loofbos	4	Natuur
12	Licht naaldbos	4	Natuur
13	Moerasvegetatie	4	Natuur
14	Duinvegetatie	4	Natuur
15	Kale grond	4	Natuur
16	Water		
17	Natuurlijk grasland	4	Natuur
18	Stedelijk grasland	4	Natuur
19	Donker naaldbos	4	Natuur
20	Heidevegetatie	4	Natuur
21	Fruitkwekerijen	3	Akkerbouw
22	Sportvelden	4	Natuur

3.2.2 Bodemeenheden

De in het verleden gebruikte 72 bodemfysische eenheden van BOFEK (Wösten et al., 2013) zijn vervangen door de onderliggende indeling in 370 fysisch-chemische eenheden (Van der Bolt et al., 2016); figuur 3.1). In deze eenheden zijn naast de bodemfysische kenmerken ook de voor de waterkwaliteit belangrijke bodemchemische kenmerken verdisconteerd (De Vries, 1999). Deze eenheden die zijn gekoppeld aan de Bodemkaart van Nederland 1:50:000. Voor ca. 40 eenheden met een aanzienlijke oppervlakte (> 50.000 ha) zijn voor meerdere grondgebruiksvarianten profielschetsen opgesteld. In totaal zijn er voor de waterkwaliteitsberekeningen 370 profielschetsen beschikbaar. Deze eenheden zijn daartoe ook geïmplementeerd in het LHM3.2 (Burgering et al., 2016).



Figuur 3.1 De fysisch-chemische bodemeenheden volgens De Vries (1999).

Over de toepassingsmogelijkheden is door De Vries (1999) de volgende beschrijving gegeven: *"Naast de variatie in samenstelling van lagen bestaat er ook een variatie in het voorkomen en in dikten van lagen. Hierover geven de gegenereerde profielschetsen geen informatie. Belangrijke regionale verschillen zijn in afzonderlijke profielschetsen aangegeven. De informatie is daardoor geschikt voor landelijke en regionale toepassingen. Bij gebruik voor kleinere gebieden zijn de gegevens minder betrouwbaar, omdat de bodemopbouw lokaal sterk kan afwijken van het landelijke beeld."*

Van der Bolt et al. (2016) hebben beschreven hoe via geostatistische simulaties op basis van de boorbeschrijvingen de regionale verschillen in profielopbouw en bodemeigenschappen in de toekomst verder kunnen worden verbeterd.

3.2.3 Bodemeigenschappen

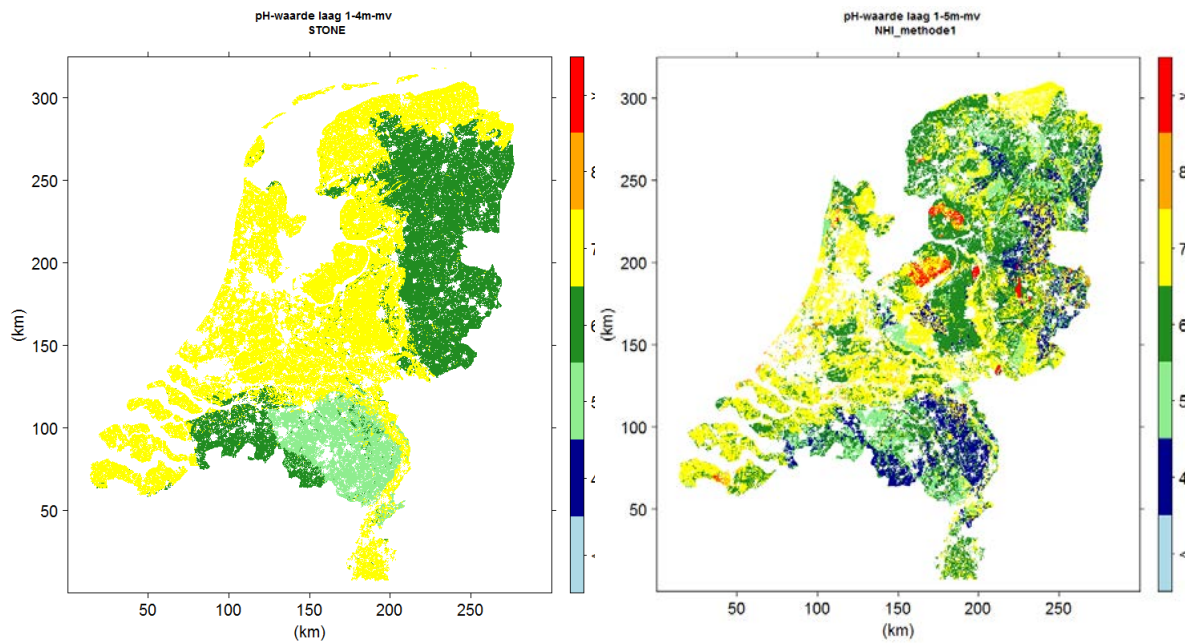
Voor de bovenste 1.20 m van de bodem zijn de bodemfysische en bodemchemische eigenschappen gebruikt die door De Vries (1999) op basis van de in het BIS opgenomen boorbeschrijvingen en analyseresultaten zijn toegekend aan 370 onderscheiden fysisch-chemische bodemeenheden. Deze bodemchemische eigenschappen van de bodem zijn gespecificeerd per bodemhorizont. De voor ANIMO benodigde eigenschappen van de horizonten uit de tabellen van De Vries (1999) zijn toegekend aan alle binnen een horizont vallende compartimenten van de verticale schematisering.

Voor de diepere lagen (vanaf 1.20 m-mv tot maximaal 20 m-mv) zijn andere databases gebruikt. Voor het organischestofgehalte van de ondergrond is dat de database van Huisman et al. (2016). Deze database geeft voor verschillende geochemische eigenschappen (naast organische stof bijvoorbeeld ook pyrietgehalten, CEC en reactief ijzer) kengetallen per combinatie van lithoklasse en stratigrafische eenheid. Vanuit een gedetailleerd lithostratigrafisch voxel-model, opgesteld op basis van GeoTOP, NL3D en REGIS, zijn deze kentallen (i.c. de mediane waarden) vertaald naar een 3D-veld.

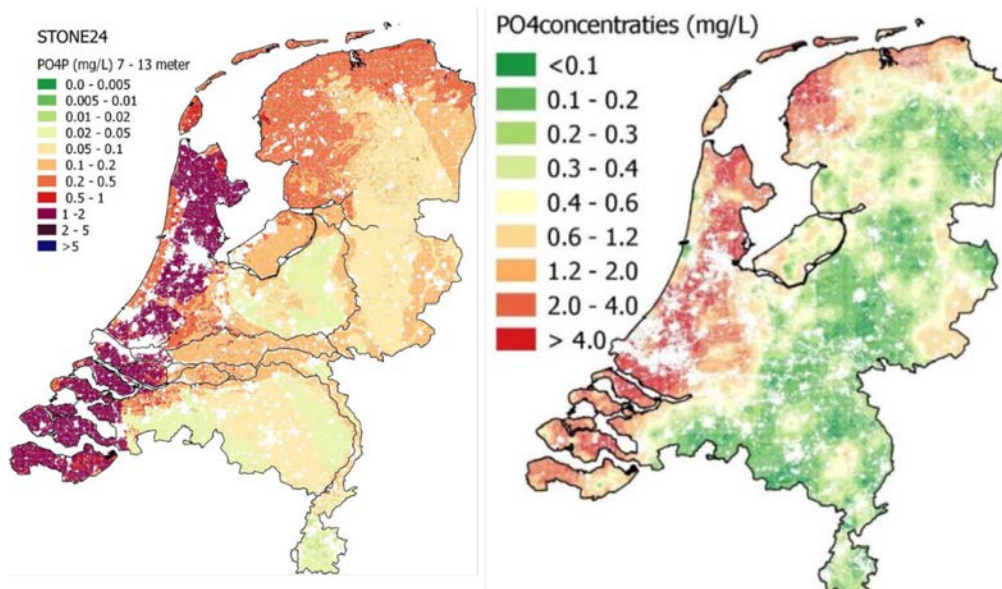
Grondwaterkwaliteitsparameters (pH, nitraat, ammonium en fosfaat) zijn voor het grensvlak bepaald op basis van de grondwaterkwaliteitsdatabase (Klein en Janssen, 2016). Deze database is zelf een bewerking en controleslag op grondwaterkwaliteitsdata uit DINO en bevat voor een groot aantal kwaliteitsparameters jaargemiddelde waarden per filter. Voor de relevante kwaliteitsparameters zijn deze waarden geostatistisch bewerkt naar kaarten van concentraties in de ondergrond (Renaud et al. 2017). Figuren 3.2 en 3.3 geven een indruk van de gerealiseerde detaillering ten opzichte van STONE.

Deze bestanden zijn gebruikt om de onderrandwaarden (kwelconcentraties) te definiëren en om de initiële concentraties in het traject tussen de wortelzone en de onderrand te berekenen via de met de hydrologische invoer bepaalde mengverhoudingen (Renaud et al., 2017). Voor de kwelconcentraties zijn per x,y-locatie in de database de mediane waarden gebruikt tussen 5 en 20 m diep in de periode 1961-2000 en voor de achtergrondconcentratie de mediane waarden tussen 0 en 5 m diep voor dezelfde periode (Renaud et al., 2017).

De figuren 3.2 en 3.3 laten de invoerdata voor de pH en de concentratie fosfaat in een bodemlaag zien zoals gebruikt in STONE en in het LWKM. Zichtbaar is dat de ruimtelijke variatie van de in het LWKM gebruikte pH-waarden en fosfaatconcentraties veel groter is dan in STONE. Dit komt doordat alle data uit DINO via de grondwaterkwaliteitsdatabase zijn ontsloten en zijn gebruikt om de kaart met concentraties af te leiden (Renaud et al., 2017). Duidelijk zal zijn dat de gedetailleerdheid van de kaartbeelden wordt bepaald door het aantal beschikbare data. Daarnaast is geconstateerd dat de spreiding in de voor LWKM geïnterpoleerde pH kleiner is dan de spreiding in STONE. Dit omdat niet-realistische waarden uit de eerdere dataset niet in de grondwaterkwaliteitsdatabase voorkomen. De onderrandconcentraties in het LWKM zijn voor zowel ammonium, nitraat als fosfor kleiner dan de in STONE gebruikte concentraties.



Figuur 3.2 PH van de bovenste laag gebruikt in STONE (links) en op basis van de geochemische database voor de ondergrond (rechts).



Figuur 3.3 Concentratie fosfaat in het grondwater op een diepte van 7-13 m-mv zoals gedefinieerd in STONE (links) en in het LWKM (rechts).

3.2.4 Initialisatie van bodemvoorraden

Vanwege de nieuwe indeling van de bodemprofielen, de gewijzigde schematisering en het gebruik van actuele databestanden zijn de voorraden ijzer en aluminium, organische stof, het lutumgehalte, de pH en de fosfaatconcentratie opnieuw aan de bodemlagen toegekend.

Aanvullend is een berekening nodig om de initiële verdeling van de voorraden organische stof en fosfaat over de verschillende lagen te berekenen. De verdeling van organische stof over de

verschillende 'pools'¹ wordt daarbij niet aangepast; er zijn géén data om een wijziging van deze gegevens te onderbouwen.

Om een toestand te berekenen waarbij geen trendbreuk met de voorgeschiedenis en/of na-ijleffecten te verwachten zijn bij de start van de Basisprognoses, is een initiële toestand van de bodemvoorraden berekend voor het jaar 1980. Dat is gedaan door de klimaatreeks van dertig jaar door te rekenen met de fosfaatconcentraties uit de database van de ondergrond als onderrand (Klein en Janssen, 2016) en de uit STONE overgenomen mestgegevens van 1980 als bovenrand. Deze werkwijze vervangt de initialisatieprocedure die is ontwikkeld voor de WSV-studie (Boers et al., 1997) waarin werd gewerkt met een aanloopperiode van drie perioden van vijftien jaar (1941-1955, 1956-1970 en 1971-1985) en de mestverdelingen voor die periode (paragraaf 6.2.1).

De resultaten van deze berekening worden sterk gestuurd door (in kwelgebieden) de onderrand van opgelegde fosfaatconcentraties en door de verdeling van de ontwateringsfluxen naar de verschillende ontwateringsmiddelen (greppels, buisdrainage, sloten, kanalen en rivieren) met de diepte. Deze verdeling van de ontwateringsfluxen bepaalt de mengverhouding van watertypes op iedere plek in het profiel en van het uittredende water, alsook de bijbehorende leeftijd van de watertypen. Voorafgaand aan de initialisatie zijn daarom aanvullende analyses uitgevoerd naar de plausibiliteit van de fluxverdeling op basis van de LHM-uitvoer die voor ANIMO wordt verwerkt met behulp van het DIVDRA-concept (Renaud et al., 2017, en de beschrijving van DIVDRA in Bijlage 1). Geconcludeerd is dat de resultaten van het LHM, in combinatie met de gevolgde methode om de fluxverdeling binnen de rekeneenheden te bepalen, kunnen worden gebruikt voor (de initialisatie van) waterkwaliteitsberekeningen.

3.2.5 Mestgiften en atmosferische depositie

Voor de periode 1980 t/m 2000 zijn de mestgiften onveranderd overgenomen uit STONE. Deze mestgiften zijn geschat op basis van historische mestproductiegetallen. Voor de periode 1986 t/m 2000 zijn de mestgiften in STONE berekend voor het landgebruik volgens LGN3, waarbij is gecorrigeerd voor de opkomst van het gewas snijmais. Omdat er geen extra gegevens voor deze periode beschikbaar zijn gekomen en omdat er consensus is over de resulterende mestverdeling voor deze periode, is de mestverdeling t/m 2000 niet aangepast.

De mestgiften van 2001 en later worden berekend met INITIATOR. Dit model berekent alle belangrijke stikstof- en fosforfluxen op regionale schaal, waaronder de toevoer in de vorm van kunstmest, dierlijke mest en atmosferische depositie. Daarnaast bevat het nog stikstofbinding, gewasopname, emissies naar de atmosfeer en uit- en afspoeling van nitraat, ammonium en fosfaat naar grond en oppervlaktewater. Voor een uitgebreide beschrijving van INITIATOR wordt verwezen naar de wetenschappelijke publicaties van De Vries et al., (2003) en Kros et al. (2019).

INITIATOR maakt gebruik van gedetailleerde ruimtelijke gegevens die grotendeels afkomstig zijn uit beschikbare nationale GIS-datasets, zoals de STONE-plots met uniforme bodem en gewassenmerken (Kroon et al., 2001), het bestand Gewaspercelen (voorheen BRP) en de geografisch expliciete landbouwtellinggegevens met het aantal dieren per bedrijf uit het Geografisch Informatiesysteem Agrarische Bedrijven (GIAB, Gies et al. 2015; Van Os et al., 2016). In GIAB zijn gegevens opgenomen van landbouwbedrijven in Nederland die meedoen aan de jaarlijkse landbouwtelling van het CBS en RVO.

INITIATOR onderscheidt net als LWKM mestsoorten, er is een eenduidige relatie gerealiseerd tussen de mestsoorten in INITIATOR en LWKM (tabel 3.2 en Renaud et al., 2017). Het aantal mestproducten kan in de toekomst relatief eenvoudig worden uitgebreid, bijvoorbeeld voor het berekenen van maatregelen.

¹ Een 'pool' is een klasse van organischestof-componenten met vergelijkbare chemische compositie, stadium van afbraak, en rol in het functioneren van de bodem. Voorbeelden zijn plantenresten, wortellexudaten vers organisch materiaal en humus.

Tabel 3.2 Gehanteerde mestsoorten in INITIATOR en LWKM.

INITIATOR			LWKM	
Mestsoort	Diercategorieën		Mestsoort	Diercategorieën ¹⁾
	Omschrijving	RAV-codes		
Runderstalmest (vast en drijfmest)	Rundvee+overige grazers	a1,a2,a3,a41,a51,a52, b1,c1, k1,k2,k34 ²⁾	Stalmest (vast, drijfmest, dunne fractie, dikke fractie)	Melkvee, jong melkvee, vleesvee, Vleeskalveren Schapen, geiten, paarden en pony's
Runder-weidemest	RM×frweide(regio)		Weidemest	
Varkensmest	Varkens	d11,d12,d13,d2,d3	Varkensmest (drijfmest, dunne fractie, dikke fractie)	Vleesvarkens, fokvarkens
Pluimveemest	Pluimvee+overige hokdieren	e1,e2,e3,e4,f4,g12,h1, h2,i1,i2 ³⁾	Pluimveemest	Leghennen, vleeskuikens, konijnen, pelsdieren
Overige organisch producten	Alleen voor bouwland op zand	Schuimaarde, compost, gft, zuiveringslib		

¹⁾ Gebaseerd op de in MAMBO gehanteerde mestklassen (p. 15, Luesink et al., 2012).

²⁾ Paarden- en ponystalmest wordt verondersteld volledig te worden verwerkt tot champost. Dit komt via compost alsnog op de bodem terecht.

³⁾ Vooralsnog gaan we ervan uit dat 100% van de pluimveemest buiten de Nederlandse landbouw wordt afgezet.

INITIATOR berekent de mestverdeling op perceelniveau. De resultaten worden geaggregeerd naar de ruimtelijke eenheden voor LWKM. Dat is gerealiseerd op basis van overeenkomstige dominante kenmerken in landgebruik (vereenvoudigd tot gras, mais, overige landbouw en natuur), het bodemtype en de 11 LMM 'mestbeleid'-gebieden (Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid). Omdat het landgebruik en het bodemtype zijn geactualiseerd, is erbij de toekenning voor gezorgd dat per landgebruikstype, bodemtype en mestregio de gesommeerde bemestingsgiften blijven kloppen. De resulterende mestbalansen van Nederland en van de LEI-gebieden mogen namelijk niet te veel verschillen van de met MAMBO gesimuleerde mestverdelingen voor STONE (paragraaf 6.2.1).

Bij de toekenning aan LWKM eenheden zijn het BRP-areaal (Basis Registraties Percelen) en landgebruik leidend. Bij de koppeling van de BRP-percelen aan de 250m-cellen van het LWKM kan sprake zijn van een zekere mismatch tussen BRP en LWKM. Dit kan zowel betrekking hebben op de locatie van het perceel, het gewas als het areaal. Om dit probleem het hoofd te bieden, zijn de volgende stappen gevolgd:

1. Ken de mest van percelen binnen een 250m-cel toe aan die cel.
2. De oppervlakte (en bijbehorende mest) van de percelen buiten de cel wordt toegekend aan de cel naar rato van de nog niet opgevulde oppervlakte per cel. Indien de oppervlakte van de percelen groter is dan de totale cel oppervlakte, wordt het landgebruik gelijkelijk over de cellen verdeeld.
3. Wanneer een gewastype voorkomt op de BRP-percelen maar niet in een landbouwgebied binnen het LWKM, wordt de mest niet verdeeld over de SVATs en aan het systeem onttrokken. Het gaat hier slechts om ca. 400 ha bouwland en 600 ha natuurlijk grasland.

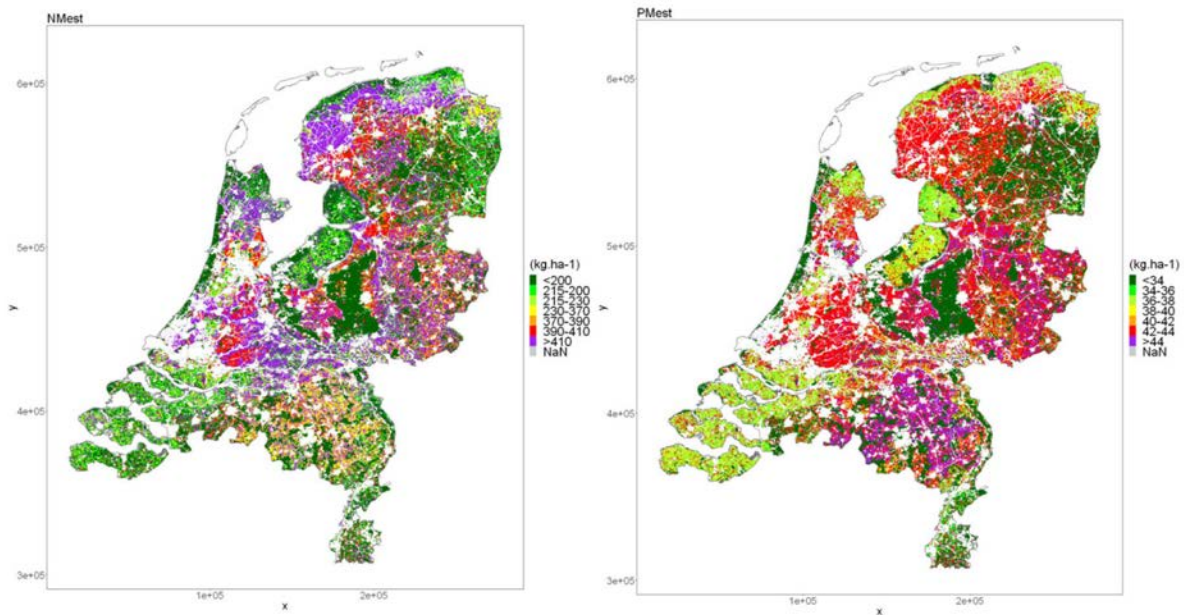
De atmosferische depositie voor zowel stikstof als fosfor zijn in de INITIATOR-berekeningen constant gehouden: 20 kg N/ha en 0,5 kg P/ha (Kros et al., 2019).

Met INITIATOR zijn twee varianten doorgerekend om een indruk te krijgen van de mogelijke variatie in de mestverdelingen (Kros et al., 2018):

1. De variant 'data' is volledig gebaseerd op de beschikbare gegevens waarbij alle mest die op basis van de data wordt geproduceerd maar niet wordt verwerkt of afgevoerd, lokaal (binnen het betreffende landbouwdeelgebied) wordt benut. Daarbij wordt conform de 2^{de} variant tot aan de gebruiksnormen bemest, waarna de resterende hoeveelheid mest binnen het landbouwdeelgebied uniform verdeeld wordt over mais en akkerbouw. De onzekerheden rondom de extra af te zetten hoeveelheid mest zijn groot en om deze toe te kennen, zijn aannames gemaakt die lokaal tot onrealistisch grote mestgiften kunnen leiden. De met INITIATOR berekende hoeveelheid boven de gebruiksruijme afgezette mest is vergelijkbaar met de door CBS berekende hoeveelheid.

2. De variant 'beleid' gaat uit van maximale mestgiften conform de mestwetgeving; de niet te plaatsen hoeveelheid dierlijke mest wordt aan het systeem onttrokken.

Figuur 3.4 toont een voorbeeld van de berekende giften stikstof en fosfaat voor de variant 'data'.



Figuur 3.4 Mestverdelingen voor stikstof en fosfor in dierlijke mest (kg/ha^{-1}) op basis van INITIATOR voor de variant 'data' (volledig benutten van de beschikbare mest) voor stikstof (links) en fosfor (rechts).

3.2.6 Overdracht data naar ondergrond en oppervlaktewater

De met Animo op de uitwisselingsvlakken berekende concentraties worden weggeschreven als invoer voor MT3DMS en DELWAQ/KRW-Verkenner. De voor de HRU's berekende concentraties bij het grensvlak (mg l^{-1}) worden bij de grondwaterkwaliteitsberekeningen gebruikt als bovenrandvoorwaarde.

De voor de HRU's berekende vrachten (kg ha^{-1}) uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater worden gedeeld door de ontwateringsfluxen en geaggregeerd naar de door PBL samen met de regionale waterbeheerders gedefinieerde KRW-waterlichaamgebieden voor gebruik als randvoorwaarde bij de oppervlaktewaterkwaliteitsberekeningen (paragraaf 3.3).

3.3 Ondergrond

3.3.1 Waterstroming

De rekenresultaten van het voor de waterkwaliteitsberekeningen verbeterde LHM 3.5 (Pouwels et al., 2018) worden in MT3DMS gebruikt om de grondwaterstroming te representeren.

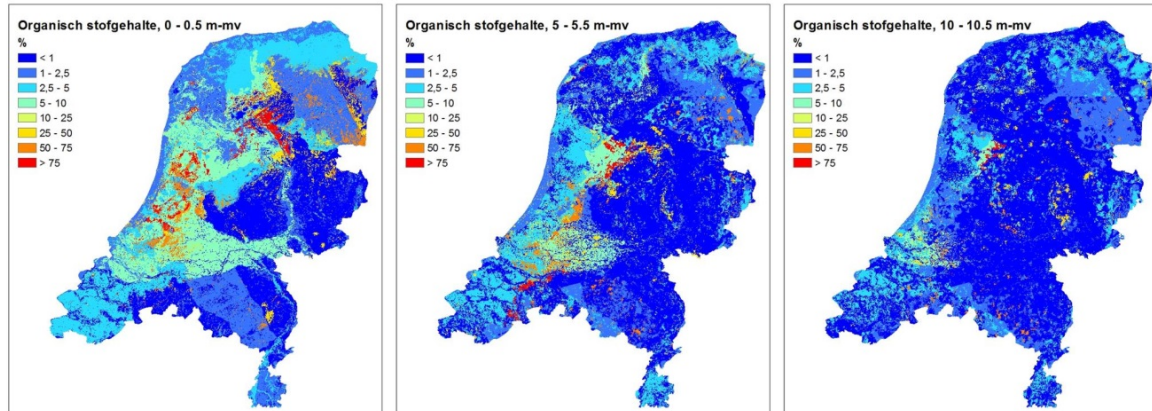
3.3.2 Geochemische ondergrondeigenschappen en reactiviteit

In een aparte TNO-rapportage (Huismans et al., 2016) is beschreven hoe een geactualiseerde landsdekkende dataset is verkregen van de reactiviteit van de Nederlandse ondergrond. Deze dataset is bewerkt, op onderdelen gecombineerd met de dataset van Klein, Van Gaans en Griffioen. (2015), en gebruikt om een 140-laags 3D landsdekkend model op $100 \times 100 \text{m}$ resolutie te bouwen van de relevante reactiviteitsparameters. Dit model kan vervolgens opgeschaald worden naar de definitieve

modelresolutie van het LWKM; dit is gerealiseerd voor het lagenmodel van het LWKM, maar kan in de toekomst ook worden gerealiseerd voor deelmodellen met een andere resolutie. De constructie van het 3D-reefiviteitsmodel is beschreven in Bijlage 5. Het reeiviteitsmodel is tot op heden, met het oog op de huidige toepassing, geparametriseerd voor organischestofgehaltes, pyrietgehaltes en de ammonium- distributiecoëfficiënt, kationen-uitwisselingscapaciteit (CEC), porositeit en droge-bulkdichtheden. Het volledige reactieschema zoals gehanteerd in MT3DMS wordt gegeven in Bijlage 8. De belangrijkste componenten en parametrisaties van dit reactieschema worden kort toegelicht.

Organische stof

Figuur 3.5 laat het resultaat van bewerkingen op basis van de grondwaterkwaliteitsdatabase zien voor organischestofgehaltes.



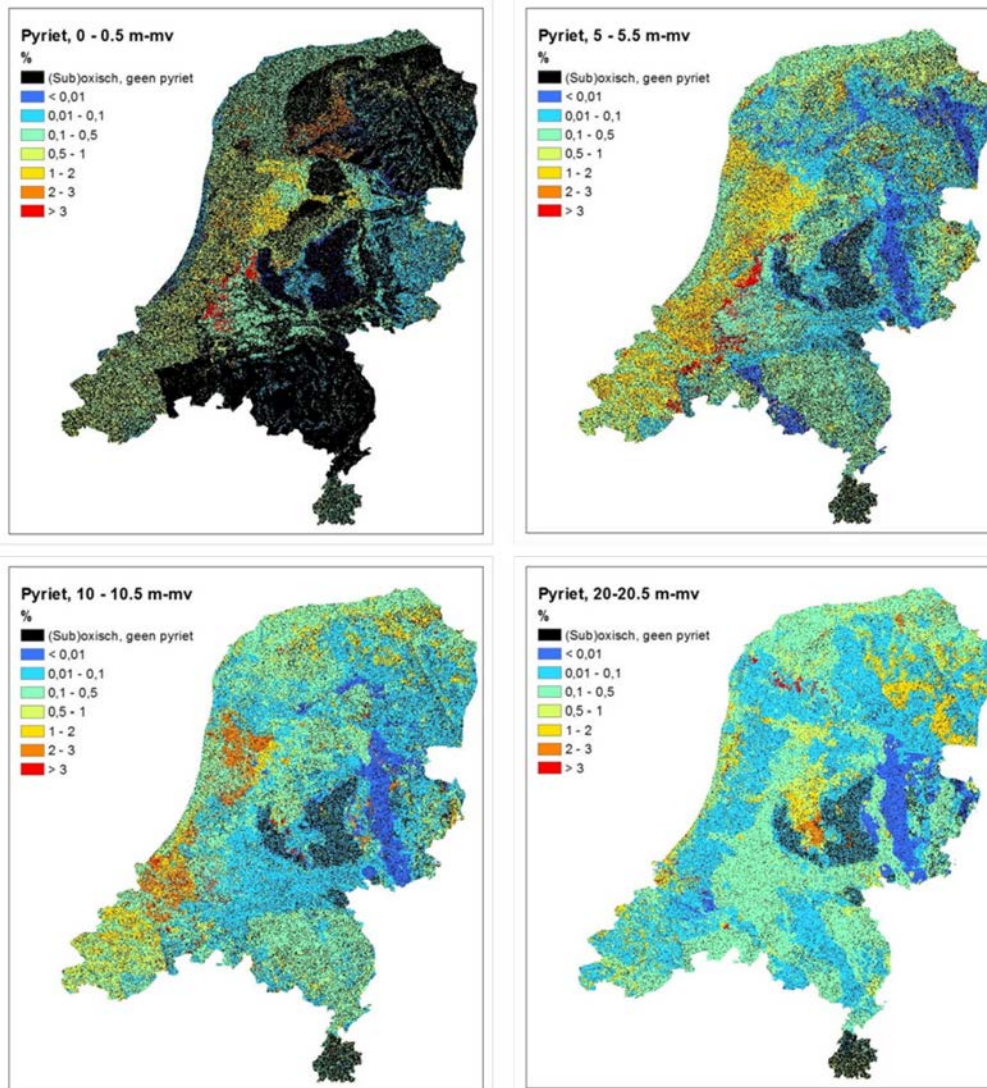
Figuur 3.5 Organischestofgehaltes in het geochemisch voxelmodel op drie diepteniveaus.

Organischestofafbraak wordt gemodelleerd als eerste-ordeproces, reductie van de elektronenacceptoren (w.o. denitrificatie) dus als nulde-ordeproces. Dit is in lijn met de literatuur, waaruit blijkt dat het organischestofgehalte limiterend is voor denitrificatie (e.g. Van Beek et al., 1994). Er is veel onderzoek gedaan naar denitrificatiesnelheden, waarbij de overgrote meerderheid van dat onderzoek betrekking heeft op de bovengrond/wortelzone. Het aantal onderzoeken m.b.t. de ondergrond is veel beperkter (Klijne et al., 2008). Het blijkt dat de afbraaksnelheid van organisch materiaal samenhangt met de leeftijd ervan. De ouderdom van de formaties is ingeschat aan de hand van de beschrijvingen van de formaties op dinoloket.nl. Voor elke formatie is de bovengrens genomen van het (jongste) tijdvak waarin de formaties gevormd zijn, met als ratio dat de jongste delen van de formaties over het algemeen bovenop liggen en daarmee het bepalendst zijn voor het stoftransport. Analoog aan de relatie van Middelburg (1989) is de relatie tussen de afbraaksnelheden van organisch materiaal en de sedimentleeftijd voor deze studie gekalibreerd op basis van alle gegevens uit de grondwaterkwaliteitsdatabase (Renaud et al., 2017). De C/N-verhoudingen zijn gelijkgesteld aan de in ANIMO gebruikte kentallen voor de diepere ondergrond.

Pyriet

Pyrietgehaltes zijn voor een deel op vergelijkbare wijze afgeleid als de organischestofgehaltes. Ook voor pyriet is aan de hand van de TNO-database en de geologische modellen GeoTOP, NL3D en REGIS een gedetailleerd 3D voxelmodel gebouwd (Bijlage L en M in Renaud et al., 2017). In het geval van pyriet moet er rekening mee worden gehouden dat het alleen voorkomt in zuurstofloze milieus. Door het beperkte aantal meetlocaties in de TNO-database dient daarom aanvullende informatie te worden gebruikt om de zone af te bakenen waarin pyriet kan voorkomen. Voor de afbakening van de (sub)oxische zone waarin geen pyriet verwacht wordt, is een vergelijkbare aanpak gehanteerd als in de studie naar de mogelijkheden voor een diepere toetsdiepte voor nitraat (Klijne et al., 2008). De karakteristieken voor de afbakening van de (sub)oxische zone zijn opgesteld voor combinaties van de zeven GeoTOP hoofdgebieden, drie droogteklassen en veertien diepte-intervallen. De afname van de kans op (sub)oxische condities met de diepte blijkt (wanneer er voldoende metingen zijn) goed te beschrijven met een logaritmische functie: de kans op oxische condities neemt met de diepte af. Met

deze functies zijn de geochemische parameters voor de voxels bepaald door middel van een trekking uit de kansen. Op deze wijze wordt de afgeleide (sub)oxische zone waarin geen pyriet verwacht wordt dus als het ware op een gerandomiseerde wijze 'ingebrand' in het voxelmodel voor pyrietgehalten (figuur 3.6). In het model kan in deze zone ook geen denitrificatie m.b.v. organische stof plaatsvinden.



Figuur 3.6 Pyrietgehalten in de ondergrond zoals geparametriseerd voor laag 1 (0-0.5m-mv), laag 11 (5-5.5m-mv), laag 21 (10-10.5m-mv) en laag 41 (20-20.5m-mv) van het geochemisch voxelmodel.

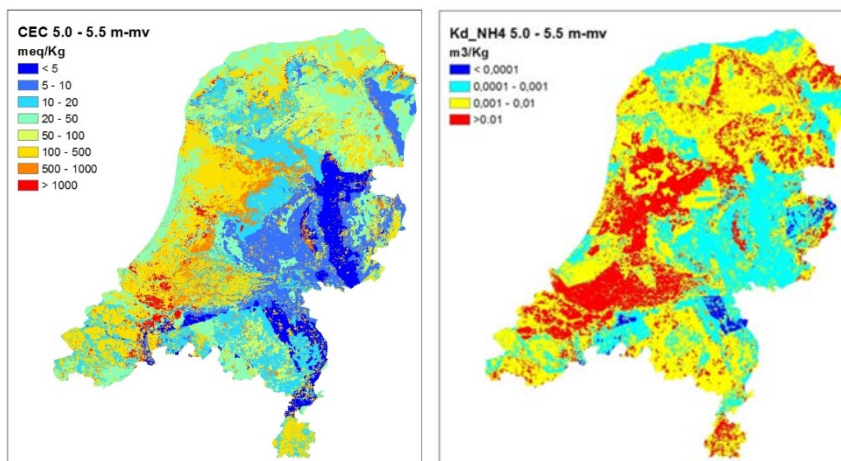
Omdat de kennis over de ruimtelijke correlaties van pyriet in de ondergrond ontbreekt, is in bovengenoemde aanpak het al dan niet voorkomen van pyriet in een voxel ruimtelijk niet gecorreleerd. Het is mogelijk dat hierdoor nitraat in het model niet voldoende diep komt, doordat het op zijn pad te snel/vaak pyriet tegenkomt. Een realistischer en conceptueel correcter beeld van de verbreiding van de (sub)oxische zone kan worden verkregen door 1) de informatie over de aanwezigheid van de reductoren te combineren met informatie over variabiliteit in grondwateraanvulling/infiltratie (e.g. Hansen et al., 2014) en de samenhang met de hydrologie te verkennen, en 2) door tussen de metingen geostatistisch te interpoleren (met bijvoorbeeld indicator kriging).

Op basis van eerdere studies zou de pyrietoxidatiesnelheidscoëfficiënt hypothetisch een hoge waarde gegeven kunnen worden, voor het LWKM is deze coëfficiënt afgeleid uit de beschikbare veldmetingen. Daarbij is uit gegaan van de door Zhang et al. (2009) gerapporteerde denitrificatiesnelheid van

0.0006 mol NO₃ jr-1 L-1 bij een pyrietgehalte van 0,5% (de gemiddelde waarde van alle pyrietmetingen in de TNO-database (Huisman et al. (2016)) is 0,45%). Hoewel deze coëfficiënt zeer onzeker is door de variatie in gerapporteerde gegevens, heeft dit als gevolg van de grote denitrificatiesnelheid nauwelijks effect op de rekenresultaten: nitraat wordt in de anoxische zone zeer snel omgezet. Doordat de reactiviteit van pyriet, anders dan voor organische stof, niet gerelateerd is aan de ouderdom van de afzettingen, is voor jongere sedimenten (tot ca. 5000 jaar) het organisch materiaal reactiever dan pyriet. Voor oudere sedimenten is pyriet reactiever.

Ammonium

Ammonium adsorbeert aan bodembestanddelen. De verdeling van ammonium over de waterfase en de vaste fase wordt gemodelleerd als een evenwichtssorptieproces. De distributiecoëfficiënt, die bepaalt hoeveel van de totale hoeveelheid ammonium adsorbeert en hoeveel in oplossing blijft, is afhankelijk van de grondwatersamenstelling, in verband met competitie met andere kationen voor de beschikbare adsorptieplaatsen en is voor de monsters uit de grondwaterkwaliteitsdatabase berekend met de modelcode PHREEQC die de specificatie van stoffen simuleert. Voor deze berekeningen is ook de kationen uitwisselingscapaciteit van de ondergrond (CEC) nodig. Deze is ontleend uit de door TNO opgestelde geochemische database van Huisman et al. (2016) en op dezelfde manier ruimtelijk geïnterpoleerd als het organischestofgehalte (figuur 3.5). De voor de peilbuizen berekende distributiecoëfficiënten zijn voor de diepte-intervallen 0-5m-mv, 5-10m-mv, 10-25m-mv, 25-50m-mv en >50m-mv geïnterpoleerd met de nearest neighbour-methode om een vlakdekkend beeld te krijgen (figuur 3.7).



Figuur 3.7 CEC en Ammonium distributiecoëfficiënt voor diepteniveau 5-5.5 m-mv (laag 11 van het geochemisch voxelmodel).

Porositeit en droge bulkdichtheid

Porositeiten en droge bulkdichtheden zijn via kentallen (tabel 3.3) toegekend per lithoklasse van het geochemisch voxelmodel (Bijlage 5).

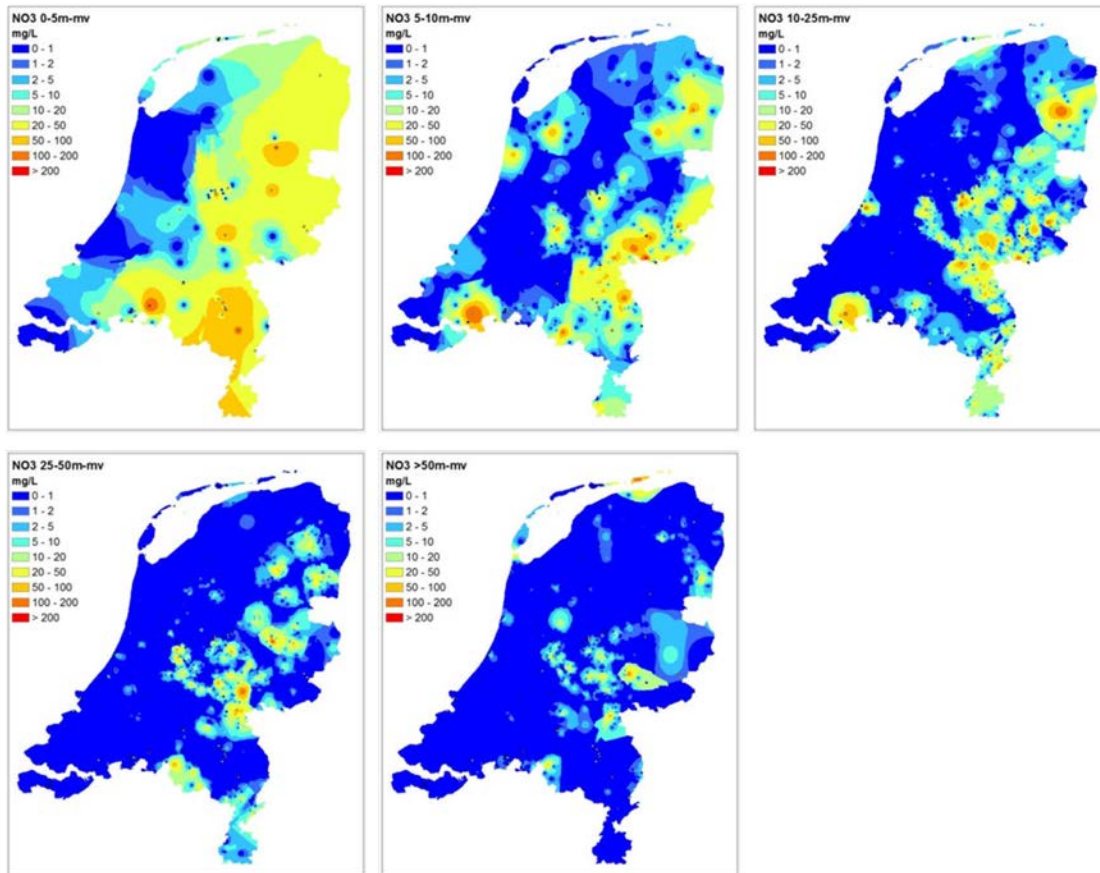
Tabel 3.3 Toegepaste kentallen voor porositeit en lithoklasse.

	Porositeit	Droge-bulkdichtheid
Zand	0.38	1650 kg m ⁻³
Klei	0.45	1650 kg m ⁻³
Veen	0.75	300 kg m ⁻³

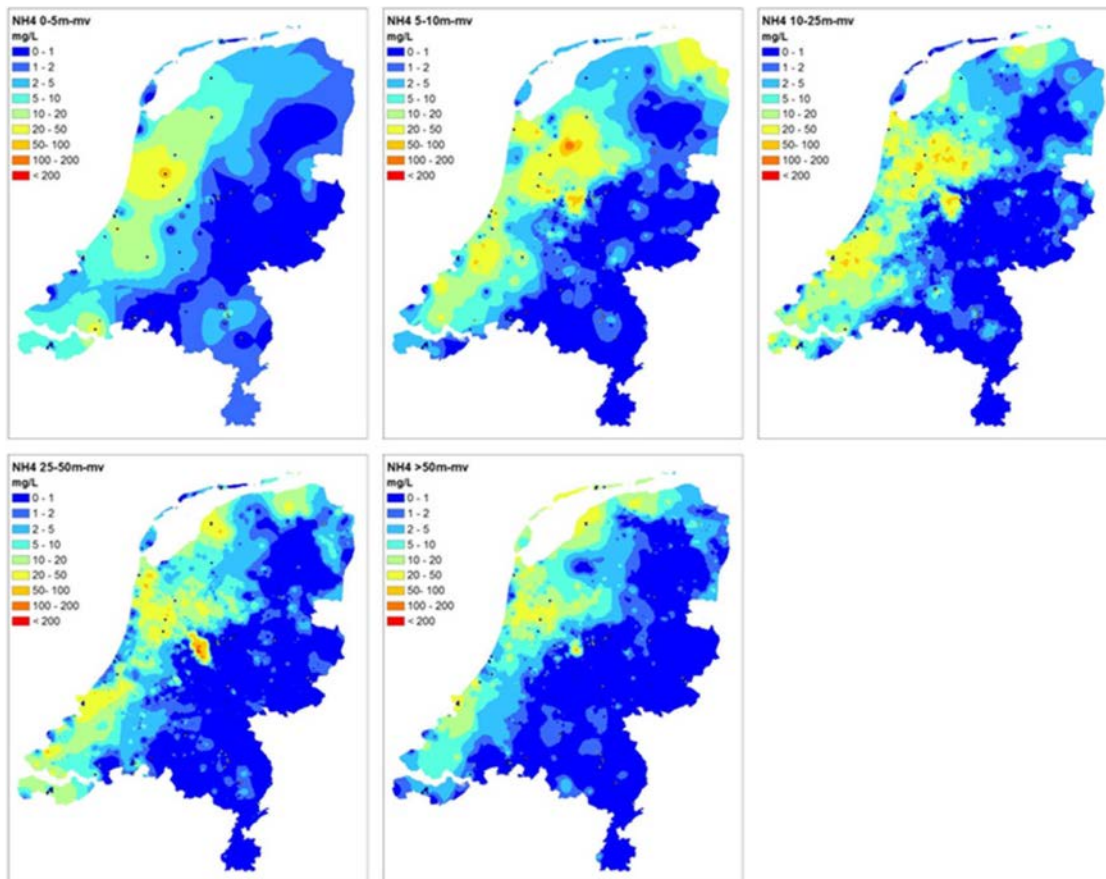
3.3.3 Initialisatieperiode en initiële concentraties

Met MT3DMS wordt een initialisatieperiode doorgerekend van 1941-1980. Als bovenrandvoorwaarden worden de voor deze periode door STONE berekende concentraties gebruikt, waarbij voor elk jaar een nieuwe jaargemiddelde concentratie wordt opgelegd voor NO_3 en NH_4 . Er is hier teruggevallen op STONE omdat binnen LWKM vanaf 1980 wordt gerekend.

De initiële concentraties in 1941 voor NO_3 en NH_4 zijn voor de vijf diepteklassen afgeleid uit de metingen in de grondwaterkwaliteitsdatabase uit de periode 1920-1980. Uit deze periode is de meting dichtst bij het initiële jaar 1941 geïnterpoleerd binnen de stratificatie van de vijf diepteklassen, met behulp van de zogeheten 'inverse distance weighting'-methode (figuur 4.14 en 4.15). De initiële concentraties van sulfaat en opgelost organisch materiaal zijn op nul gesteld.



Figuur 3.8 Initiële concentraties 1941 van NO_3 voor vijf diepte-intervallen.



Figuur 3.9 Initiële concentraties 1941 van NH_4 voor vijf diepte-intervallen.

Vergelijkbaar met het topsysteem is voor de ondergrond de klimaatreeks 1980-2010 gebruikt als initialisatieperiode, echter voor de ondergrondmodellering is een gemiddelde hydrologische situatie afgeleid (stationaire modellering). Voor de initialisatieperiode 1941-1980 zijn geen ANIMO-resultaten beschikbaar vanuit het LWKM. De bovenrandconcentraties zijn afkomstig uit STONE. Voor ieder jaar in de initialisatieperiode worden jaargemiddelde concentraties van NO_3 , NH_4 en DOM doorgegeven aan MT3DMS. Alle overige instellingen zijn voor de initialisatie constant gehouden.

3.3.4 Inleiding

Voor de LKM 2.4-schematisering zijn de volgende KRW-Verkenner-invoergegevens beschikbaar gemaakt:

- Randvoorwaarden: hydrologische data in de vorm van absolute en relatieve debieten, watervolumes en wateroppervlaktes voor de historische jaren 2005 en 2010-2015 en het jaar 9998 in de vorm van een 'gemiddelde' hydrologie gebaseerd op de KMNI-klimaatreeks 1981-2015.
- Emissies N en P naar het oppervlaktewater in de vorm van uit- en afspoling in landbouw-, natuur- en stedelijk gebied, effluentlozingen van RWZI's en overige emissies, inclusief de aanvoer van N en P via grensoverschrijdende waterlopen.
- Retentiefactoren voor N en P in oppervlaktewater in de vorm van afbraakconstanten zijn overgenomen uit eerdere versies van het LKM (zie verder paragraaf 3.3.4).

De hydrologische data voor 2005 zijn gebruikt voor een vergelijking van de berekende stromings-debieten van LKM 2.4. en LKM 2.3 (paragraaf 6.1.3). De hydrologische data en emissiegegevens voor 2010-2014 zijn (samen met de retentiefactoren) gebruikt voor het bepalen van de correctiefactoren voor de berekende N- en P-concentraties van KRW-waterlichamen (paragraaf 5.4.3). De data voor 2015 zijn gebruikt voor een validatie van de berekende debieten (paragraaf 5.1.2) en de berekende en gecorrigeerde zomergemiddelde N- en P-concentraties van SWU's en KRW-waterlichamen (paragraaf 5.4.4).

De gemiddelde hydrologie is bedoeld voor toekomstverkenningen die aansluiten op de voor weer gecorrigeerde ANIMO-resultaten, zoals die worden uitgevoerd in het kader van de Basisprognoses en de Nationale Analyse. Daarnaast kunnen de emissiegegevens voor 2015 dienen als basis voor een inschatting van toekomstige emissies in het kader van toekomstverkenningen middels modificatie van de 2015-data op basis van maatregelen en verwachte autonome ontwikkelingen.

3.3.5 Hydrologie

Historische hydrologie 2005 en 2010-2015

Voor de historische reeks bestaande uit het jaar 2005 en de jaren 2010-2015 is gebruikgemaakt van (figuur 2.4):

- Data uit LHM 3.5.1 (debieten, watervolumes en wateroppervlaktes).
- Data uit LSM 1.2 (debieten, watervolumes en wateroppervlaktes).
- Correcties en aanvullingen op de debieten uit de LHM en LSM bestanden o.a. op basis van informatie afkomstig van de waterschappen.
- RWZI effluent debieten uit RWZIbase.
- Delwaq 'workaround-debieten'.

De LHM-uitvoer is vertaald naar hydrologische randvoorwaarden op kwartaal basis voor de basin nodes en SWU's van het MOZART-deel van de LKM-schematisering. Hierbij worden de urban runoff-debieten met 40% gereduceerd ter compensatie van de toevoeging van de RWZI-effluentdebieten uit RWZIbase. Tevens wordt gecorrigeerd voor een bug in de MOZART-module van het LHM, waardoor voor 77 LSW's gelegen in Zuid-Limburg de MOZART term DRAINAIAGE_SH is weggevallen (gelijk is aan 0). Voor deze LSW's is deze term gereconstrueerd op basis van de deeltermen van DRAINAIAGE_SH in de DRAINAGE_LANDUSE-bestanden, zoals gebruikt voor de koppeling ANIMO-LKM (Bijlage 6).

De LSM-uitvoer is vertaald naar hydrologische randvoorwaarden voor de SWU's en links van het LSM-deel van de LKM-schematisering, waarbij de door LSM berekende positieve stromingsdebieten tussen de SWU's (gekoppeld aan de links) worden omgezet in relatieve debieten en de RWZI-effluentdebieten niet worden meegenomen.

De Delwaq workaround-debieten zorgen voor een kleine extra toevoer van water naar SWU's in het LSM-deel van de LKM-schematisering, die binnen LSM geen neerslag op open water kennen. Dit gebeurt in de vorm van een debiet overeenkomend met 200 mm neerslag op open water per jaar, waarbij de open-waterarealen afkomstig zijn uit LSM. Deze workaround voorkomt dat het waterkwaliteitsmodel van de KRW-Verkenner (Delwaq) niet tot een oplossing komt ingeval er zonder retentie wordt gerekend.

Het resultaat van de verwerking van bovengenoemde hydrologische data is per jaar vastgelegd in de volgende KRW-Verkenner invoerbestanden:

1. LKM24_DiffuseEmissions_hyd_def_<Jaar>.csv
2. LKM24_PointEmissions_hyd_def_<Jaar>.csv
3. LKM24_InternalFlows_def_<Jaar>.csv
4. LKM24_Volumes_def_<Jaar>.csv
5. LKM24_DiffuseEmissions_hyd_waDelwaq_<Jaar>.csv

Gemiddelde hydrologie

De gehanteerde procedure om te komen tot de gemiddelde hydrologie bestaat uit de volgende stappen:

- Middelen van de LHM-hydrologie (decade cijfers) voor 1981-2010 op LSW-niveau in de vorm van met name watervolumes, wateroppervlaktes, lozings- en onttrekkingsdebieten en stromingsdebieten voor wateraanvoer (districtswater naar LSW), en op districtsniveau in de vorm van met name stromingsdebieten voor waterafvoer (districtswater naar knoop van het Distributiemodel).
- Middelen van de LSM-hydrologie voor 1981-2010 in de vorm van WQInt-uitvoer voor de KRW-Verkenner met stromingsdebieten, watervolumes, wateroppervlaktes en lozings- en onttrekkingsdebieten.

- Aanmaken van de vijf bovengenoemde KRW-Verkenner-invoerbestanden voor het jaar 9998 o.b.v. de gemiddelde LHM- en LSM-hydrologie, de correcties en aanvullingen op de debieten zoals toegepast bij de aanmaak van de bestanden voor de historische reeks en de RWZI-effluentdebieten van 2015. De beschikbare meetreeksen met debieten van kleine grensoverschrijdende waterlopen afkomstig van de waterschappen (korte meetreeksen voor recente jaren) zijn hierbij eerst gemiddeld.

Bij het gebruik van de bestanden in toekomstverkenningen dient het jaar 9998 in de bestanden vervangen te worden door het zichtjaar.

3.3.6 Nutriëntenemissies 2010-2015

Aansluitend op de hydrologische randvoorwaarden voor 2010-2015 zijn t.b.v. het berekenen van stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater randvoorwaarden aangemaakt in de vorm van N- en P-emissies naar het oppervlaktewater. Deze emissies in de vorm van kwartaalgemiddelde vrachten per tijdseenheid (gram/sec) betreffen:

- De uit- en afspoelingsvrachten van N en P in landbouw-, natuur- en onverhard stedelijk gebied worden berekend o.b.v. de modeluitkomsten van het landelijke ANIMO-model. Zie hiervoor paragraaf 2.3.2.
- De N- en P-effluentvrachten voor de RWZI's zijn overgenomen uit de RWZIbase-database van het CBS. Het gaat hier om jaarvrachten (kg), die t.b.v. de KRW-Verkenner zijn opgedeeld in vier even grote kwartaalvrachten, uitgedrukt in gram/sec.
- Voor de overige emissies is de Emissieregistratie (ER) database geraadpleegd. Hieruit zijn de volgende emissiedata in de vorm van jaarvrachten (kg) verkregen:
 - Belasting van oppervlaktewater met N-totaal en P-totaal per GAF-eenheid (afwateringseenheid) voor de jaren 2010 en 2015;
 - Emissies van bedrijven: emissiegegevens voor de jaren 2010 t/m 2015;
- Daarnaast wordt ook de aanvoer van N en P naar het Nederlandse oppervlaktewatersysteem via grensoverschrijdende waterlopen behandeld als een emissie.

Uit de Emissieregistratie-dataset (www.emissieregistratie.nl/erpubliek) met belasting van oppervlaktewater per GAF-eenheid zijn emissies met de volgende emissieoorzaken verwijderd:

- Data voor de verschillende SBI-klassen (aanwezig in emissies van bedrijven);
- Effluenten RWZI's, individueel (worden al meegenomen vanuit RWZIbase);
- Afspoeling nutriënten landelijk gebied (al aanwezig in de data uit ANIMO);
- Uitspoeling nutriënten landelijk gebied (al aanwezig in de data uit ANIMO).

Dit resulterende emissies voor 2010 en 2015 zijn gebruikt voor het berekenen van emissies voor de jaren 2011 t/m 2014 via lineaire interpolatie, waarna voor de gehele dataset 2010-2015 de emissieoorzaken naar emissietypen zijn geaggregeerd:

- Atmosferische depositie:
 - Depositie NCP
 - Depositie Nederland
- Erfafspoeling
- Glastuinbouw
- Meemesten sloten
- Regenwaterriolen
- Overige emissies:
 - Huishoudelijk afvalwater
 - Binnenvaart huishoudelijke lozingen
 - Huishoudelijk afvalwater via IBA
 - Overstorten
 - Recreatievaart huishoudelijke lozingen

Als volgende stap zijn de N- en P-emissies voor bedrijven per jaar en GAF-eenheid, waarin het lozingspunt gelegen is, gesommeerd, en onder emissietype *Overige Emissies* aan de bovengenoemde dataset toegevoegd. Als laatste stap zijn de emissies per GAF-eenheid omgezet in invoerbestanden

voor de KRW-Verkenner middels een koppeling van de GAF-eenheden aan de knooppunten van de LKM-schematisering (basinodes en SWU's), waarbij de emissies tevens zijn omgezet in vier even grote kwartaalvrachten, uitgedrukt in gram/sec.

Voor alle grensoverschrijdende wateren in de LKM 2.4-schematisering is op kwartaalbasis de aanvoer van N en P vanuit het buitenland bepaald. De vrachten (in gram/sec) zijn bepaald met behulp van debietgegevens en N- en P-concentraties. Voor de debieten zijn de buitenlandse aanvoerdebieten uit LKM 2.4 gebruikt. Voor de N- en P-concentraties zijn kwartaalgemiddelde waarden gebruikt uit KRW-NUTrend. Als er geen KRW-NUTrend data beschikbaar waren voor een meetpunt nabij de grens, is gekeken of er voor een wat verder van de grens gelegen meetpunt wel data beschikbaar waren. Als dit het geval was, zijn de data van dit laatste meetpunt gebruikt. Zo niet, dan is ervoor gekozen om de N- en P-concentraties van een MWTL-meetpunt (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands)afkomstig van het IHW (Informatiehuis Water), die het representatiefst is voor de grensovergang, te gebruiken. De data zijn verzameld voor de jaren 1990 t/m 2015. Op basis hiervan is een dataset met kwartaalgemiddelde concentraties voor de jaren 2010-2015 samengesteld. Wanneer voor een kwartaal geen gegevens beschikbaar waren, is de kwartaalgemiddelde concentratie door middel van inter- en extrapolatie afgeleid uit concentraties voor dezelfde kwartalen van andere jaren. De vrachten zijn ten slotte berekend door de LKM 2.4-kwartaaldebieten te vermenigvuldigen met de kwartaalgemiddelde concentraties.

De belangrijkste verschillen m.b.t. emissies tussen LKM 2.4 en de eerdere 2.0 versie (de versie 2.1 t/m 2.3 zijn niet voor nutriënt berekeningen gebruikt) zijn:

- De emissies voor landbouw- en natuurgebieden in LKM 2.4 zijn afkomstig van berekeningen met de nieuwe landelijke ANIMO-toepassing. Voor LKM 2.3 werd hiervoor nog het STONE model gebruikt.
- In LKM 2.4 zijn uit- en afspoelingsvrachten voor onverhard stedelijk gebied toegevoegd.

3.3.7 Afbraakconstanten

Voor de retentie van N-totaal en P-totaal in het oppervlaktewater maakt het LKM gebruik van de mogelijkheid van de KRW-Verkenner om voor deze stoffen een eerste-orde afbraakproces te definiëren. Default afbraakconstanten voor de verschillende retentiecategorieën binnen de LKM 2.4-schematisering zijn overgenomen uit LKM 2.0 (Cleij et al., 2018; Roovaart et al., 2012). Zie tabel 3.4 voor de default afbraakconstanten.

Tabel 3.4 Default afbraakconstanten LKM 2.4 voor N-totaal en P-totaal per retentiecategorie.

Retentie categorie	Afbraakconstante (1/d)	
	N-totaal	P-totaal
LaagNederland_b	0.0198	0.0198
HoogNederland_s	0.195	0.15
LaagNederland_b	0.0198	0.0198
HoogNederland_s	0.195	0.15
Maas	0.0117	0.0269
Markermeer	0.000719	0.000102
Rijn	0.0233	0.0539
Randmeren-Oost	0.00384	0.000544
IJssel	0.034	0.0786
IJsselmeer	0.0024	0.00034

Hoog-Nederland (vrij afwaterend) en Laag-Nederland (poldergebieden) zijn onderscheiden, er is geen onderscheid gemaakt tussen de haarvaten binnen een afwateringsgebied en de grotere waterlopen binnen een afwateringsgebied (de SWU's). De resterende categorieën betreffen grotere wateren met specifieke afbraakconstanten.

4 Analyse van aanpassingen

4.1 Werkwijze

Het LWKM is gerealiseerd door de geactualiseerde invoergegevens stapsgewijs te implementeren. Daardoor kon worden gecontroleerd of er geen fouten werden geïntroduceerd. Daarnaast wordt op deze manier zichtbaar wat het effect van de verschillende verbeterstappen op de resultaten is. Deze werkwijze levert inzicht in de gevoeligheid van het instrumentarium voor het wijzigen van de invoergegevens en geeft inzicht in de parameters die voor kalibratie in aanmerking komen.

Een model bestaat uit de samenhang van in code omgezette concepten (procesbeschrijvingen), de data die het systeem karakteriseren, invoerdata die voor bepaalde tijdsintervallen worden opgelegd en parameters, waarvan er een aantal door kalibratie (inregelen) wordt vastgesteld. Bij de inregeling van parameters worden allerlei intrinsieke modelaannames, ruimtelijke en temporele schaalaspecten van het model, betrouwbaarheidsaspecten van de data en de kennis en ervaring van de modelleur in de uiteindelijke waarde verwerkt. Het nieuwe instrumentarium is op veel onderdelen gewijzigd t.o.v. het oude instrumentarium, wat tot nieuwe inzichten leidt en ook na toepassing tot nieuwe inzichten zal leiden. Daarom dient er rekening mee te worden gehouden dat de uiteindelijke inregeling nog een aantal jaren zal vergen.

Nadat eerder is aangetoond (Renaud et al., 2015) dat aansluitend bij het LHM technisch gezien landsdekkende ANIMO-berekeningen voor een klimaatreeks kunnen worden uitgevoerd, zijn met ANIMO stapsgewijs berekeningen uitgevoerd met de geactualiseerde invoergegevens voor de 400.596 rekeneenheden. De berekeningen zijn uitgevoerd op het High Performance Computing netwerk van Wageningen Universiteit en Research. Idealiter zouden deze berekeningen met geactualiseerde gegevens en schematiseringen resultaten opleveren die herkenbaar zijn en die beschikbare metingen benaderen. De ervaring leert dat het gebruik van betere data bij eerder ingeregelde modellen/instrumenten ook tot andere, soms ook slechtere, resultaten kunnen leiden. Om te begrijpen hoe de nieuwe schematisering en actuele data doorwerken op de resultaten en om de gerealiseerde veranderingen en aanpassingen te kunnen controleren, is het daarom noodzakelijk om een stapsgewijze aanpak te volgen. De volgende stappen zijn onderscheiden:

1. Herschikking STONE-plots m.b.v. de update GxG 2017
2. Herschikking STONE-plots m.b.v. LHM 3.3
3. LWKM (ANIMO) met LHM 3.3 en nieuwe bodemschematisering en -gegevens
4. Als 3 met nieuwe onderrandconcentraties en bodemvoorraden
5. Als 4 met mestverdeling INITIATOR
6. Beleidstoepassing m.b.v. HRU's

De beide eerste stappen zijn toegevoegd, omdat in stap 3 de schematisering van het topsysteem wordt gewijzigd waardoor zowel de hydrologie als de data van het topsysteem tegelijkertijd worden gewijzigd. Om gevoel te krijgen bij het effect van de wijzigingen in de hydrologie zijn daarom de resultaten van STONE eerst geprojecteerd ('herschikt') op de geactualiseerde Gt-kaart (Knotters et al., 2018) en de rekenresultaten van het LHM 3.3. Daardoor wordt tevens een indruk verkregen van de bijdrage van de gewijzigde schematisering en data van het topsysteem.

4.2 Projectie van STONE-uitkomsten op de Gt-kaart 2017

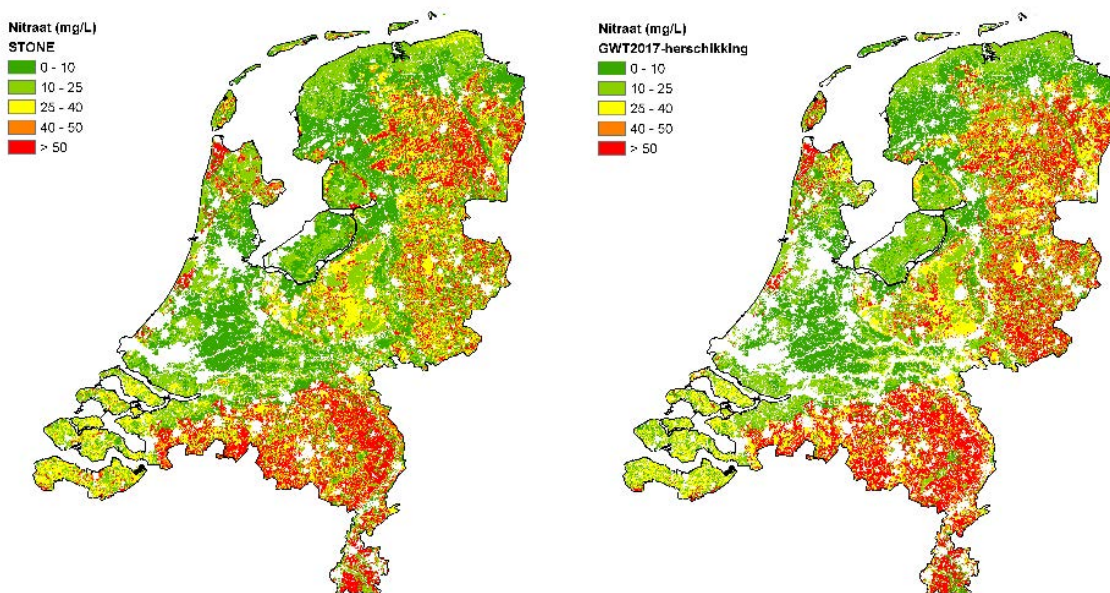
Als eerste stap is verkend wat het effect is van wijziging van de hydrologie op de resultaten van STONE-plots. Daarvoor zijn de uitkomsten van het STONE-model ruimtelijk toegekend aan de LHM-cellen op basis van de nieuwe Gt-kaart (Knotters et al., 2018). Voor de ontwikkeling van STONE is de Gt-kaart van de bodemkaart 1:50.000 leidend geweest voor de indeling in grondwaterklassen en daarmee de

schematisering in plots. Deze stap zou een indruk kunnen geven van het effect van de autonome ontwikkeling in grondwaterstanden als gevolg van klimaatverandering, intensiverende landbouw, grotere onttrekking en wijzigingen in het oppervlaktewatersysteem (door inrichting en beheer) en een basis voor verdere vergelijking van de nieuwe hydrologie op basis van LHM 3.3 (stap 2).

Waar de oude voor STONE gebruikte Gt-kaart de situatie rond 1980-1985 beschrijft, beschrijft de geactualiseerde kaart de situatie rond 1995-2000. Bij de projectie van STONE-uitkomsten op de nieuwe Gt-kaart worden ook de meest recente bestanden van het landgebruik en buisdrainage gebruikt. Door de wijzigingen in grondwatertrap, landgebruik en drainage zal de kaart met geprojecteerde STONE-uitkomsten per cel anders kunnen zijn dan de kaart met uitkomsten per STONE-plot.

Nitraat in het bovenste grondwater

De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (figuur 4.1) zijn in het oostelijk en noordelijk zandgebied, in de Gelderse Vallei en ook in het zuidelijk Zandgebied hoger dan de waarden van de STONE-plotkaart. In de Flevopolders zijn de concentraties lager. Voor de overige gebieden zijn de veranderingen op het eerste oog minder groot.



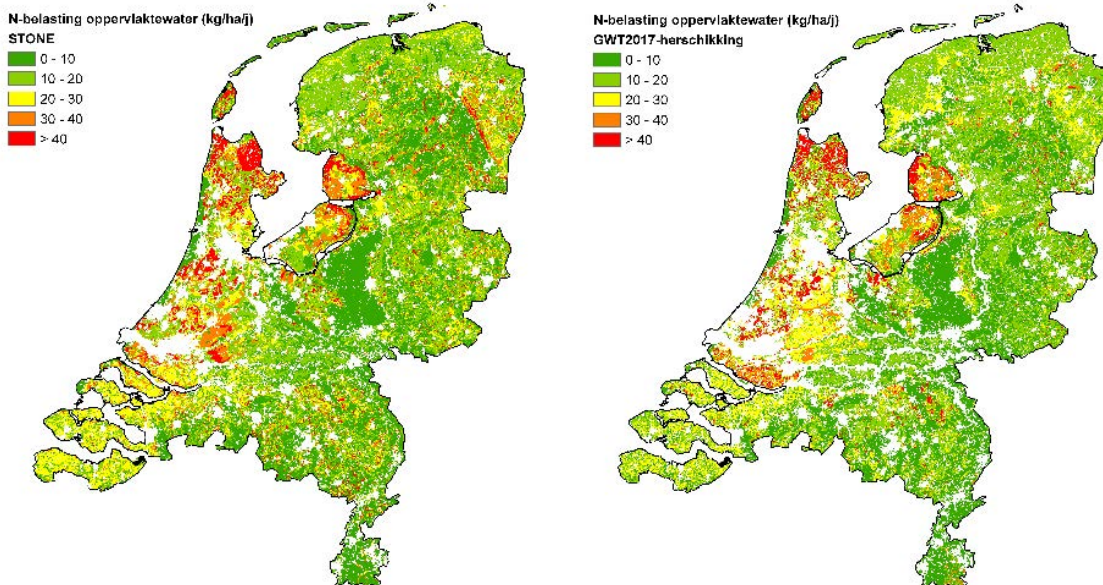
Figuur 4.1 Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor de periode 2005-2010 berekend met STONE (links) en voor STONE geprojecteerd op de geactualiseerde Gt-kaart, buisdrainage en landgebruik (rechts).

Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater

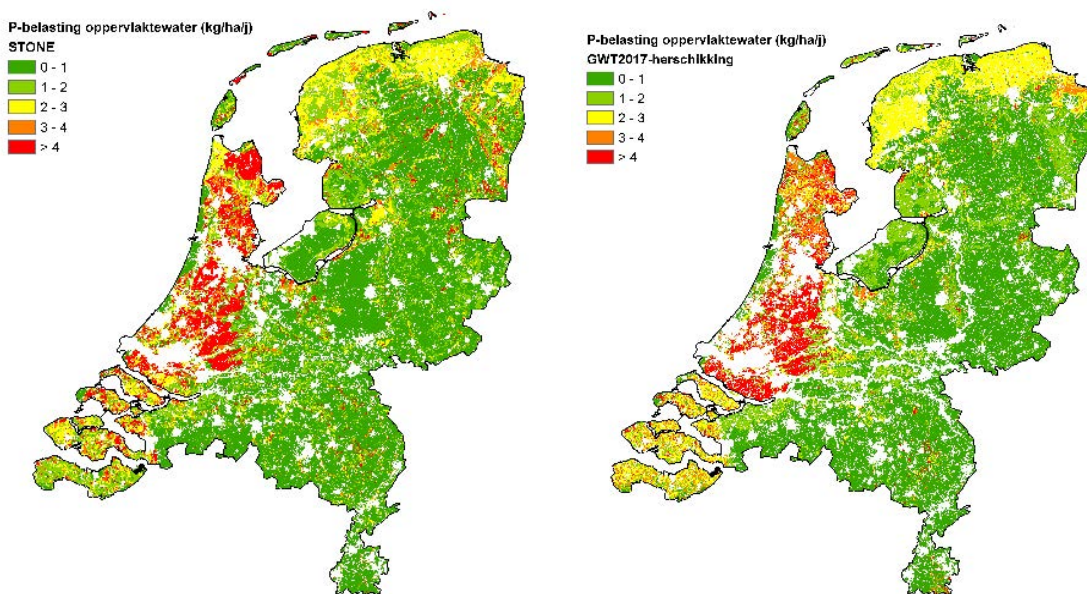
De berekende uit- en afspoeling van totaal-stikstof naar het oppervlaktewater (figuur 4.2) is op de kaart met geprojecteerde STONE-uitkomsten lager dan de waarden in STONE voor de Zeeuwse eilanden, Goeree-Overflakkee, het Groene Hart, de kop van Noord-Holland en de zandgebieden (met name het noordelijk) en hoger voor de Hoekse Waard. Voor de overige gebieden zijn de veranderingen minder goed te duiden zonder gedetailleerdere analyse.

Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater

De berekende uit- en afspoeling van totaal-fosfor naar het oppervlaktewater (figuur 4.3) is op de kaart met geprojecteerde STONE-uitkomsten lager dan de waarden in STONE voor de Zeeuwse eilanden, Goeree-Overflakkee, Noord-Holland, het noordelijk kleigebied en de zandgebieden (met name de veenkoloniën). In de Flevopolders en de Hoekse Waard is de berekende fosforafspoeling hoger.



Figuur 4.2 Belasting van het oppervlaktewater met totaal stikstof voor de periode 2005-2010 berekend met STONE (links) en voor STONE geprojecteerd op de geactualiseerde Gt-kaart, buisdrainage en landgebruik (rechts).



Figuur 4.3 Belasting van het oppervlaktewater met totaal-fosfor voor de periode 2005-2010 berekend met STONE (links) en voor STONE geprojecteerd op de geactualiseerde Gt-kaart, buisdrainage en landgebruik (rechts).

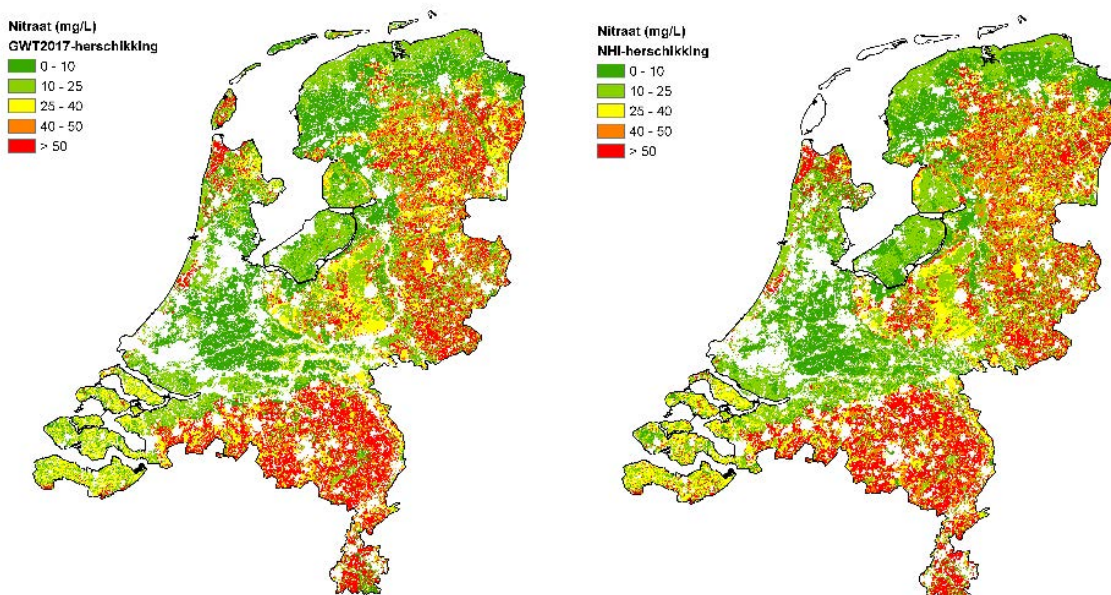
4.3 Projectie van STONE-uitkomsten op de kaart met uitkomsten van LHM3.3

Op een vergelijkbare wijze als bij de geactualiseerde Gt zijn de uitkomsten van STONE geprojecteerd op een kaart op basis van de rekenresultaten van LHM 3.3 voor de periode 2001-2010. De periode van de rekenresultaten is redelijk goed vergelijkbaar met de opnameperiode voor de geactualiseerde Gt-kaart. Door deze analyse wordt een indruk verkregen van het effect van de verschillen tussen de geactualiseerde Gt-kaart en de met LHM berekende grondwaterklassen op de uit- en afspoling van nutriënten.

De berekeningen met LHM 3.3 zijn gerealiseerd door het gebruik van de recentste data voor landgebruik, buisdrainage en fysisch-chemische bodemkenmerken (Burgering et al., 2016; Kroon et al., 2017). Bedacht moet worden dat in het LHM een integraal hydrologisch modelconcept is toegepast dat de grondwaterstanden in interactie met hun omgeving simuleert, terwijl voor de hydrologie voor STONE is gefocust op een goede beschrijving van de hydrologie in bodemkolommen van 13 meter, door de eigenschappen in die bodemkolommen waar nodig aan te passen. In LHM 3.3 zijn de Waddeneilanden niet meegenomen, in deze gebieden is dan ook geen vergelijking mogelijk. De gepresenteerde data zijn de klimaat-gecorrigeerde concentraties voor het jaar 2015.

Nitrat in het bovenste grondwater

Op diverse locaties zijn de nitraatconcentraties op basis van de op LHM3.3 geprojecteerde STONE-uitkomsten hoger dan de op de Gt-kaart geprojecteerde STONE-uitkomsten: in de kop van Noord-Holland, de Friese Wouden en de Gelderse Vallei (figuur 4.4). Lagere waarden zijn zichtbaar in Zuid-Flevoland. Voor de overige gebieden zijn de verschillen op het eerste oog minder groot. De met STONE berekende nitraatconcentraties geprojecteerd op een kaart op basis van LHM3.3 komen meer overeen met de op de Gt-kaart geprojecteerde resultaten dan met de oorspronkelijke nitraatconcentraties berekend in STONE.

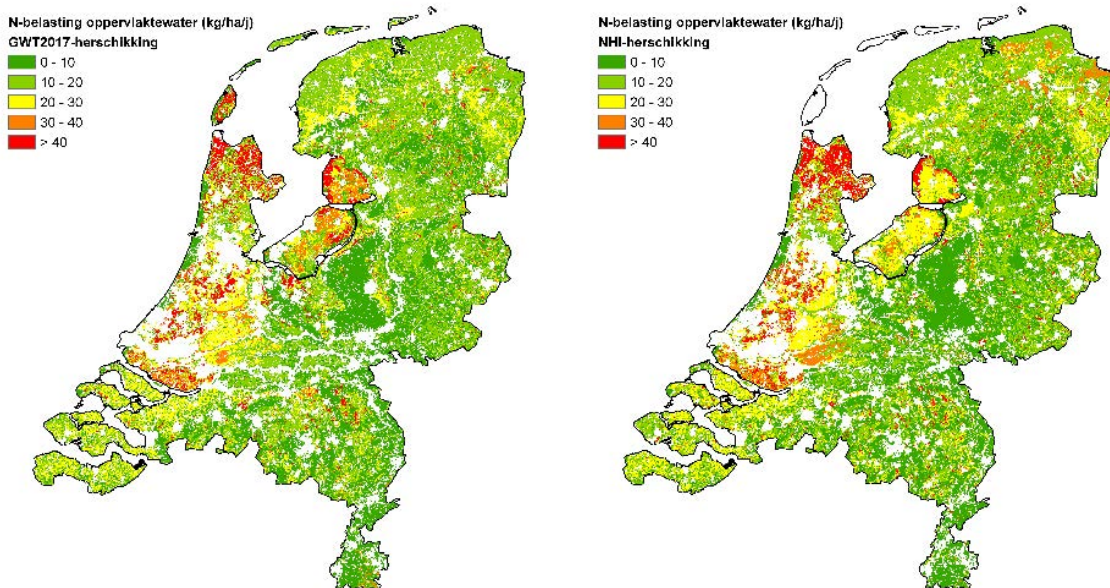


Figuur 4.4 Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor de periode 2005-2010 met STONE berekend, geprojecteerd op de geactualiseerde Gt-kaart, buisdrainage en landgebruik (links) en met LHM 3.3 (rechts).

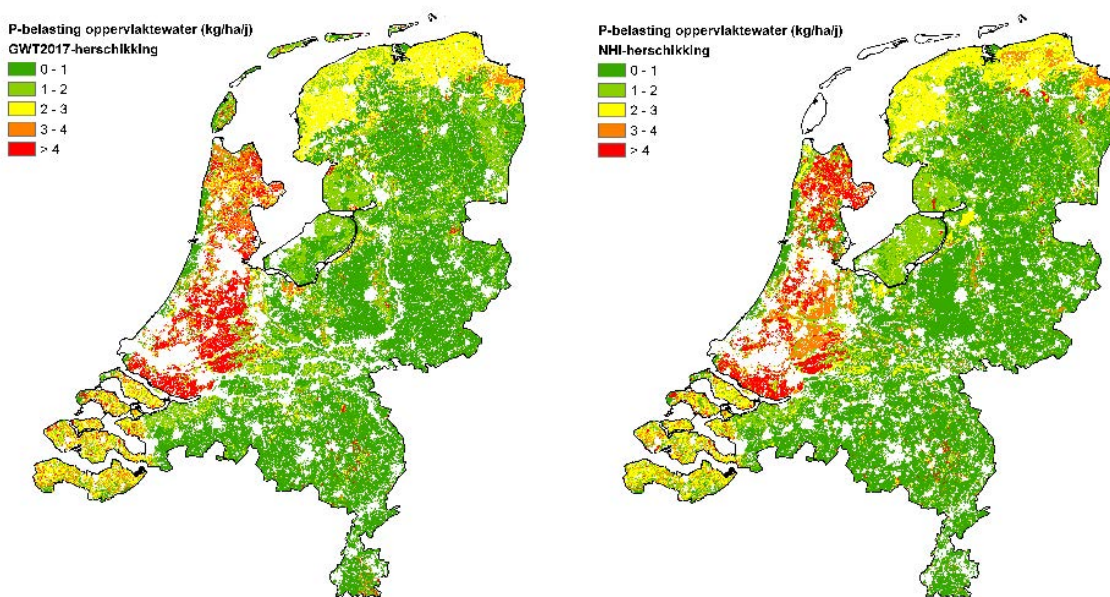
Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater

De berekende uit- en afspoeling van totaal-stikstof naar het oppervlaktewater, gebaseerd op de resultaten van LHM 3.3, neemt af t.o.v. de geactualiseerde Gt-kaart in Noord-Flevoland en de Noordoostpolder en neemt toe in de kop van Noord-Holland, de Hoekse Waard en Groningen. Voor de overige gebieden zijn de veranderingen minder goed te duiden zonder aanvullende gedetailleerdere analyse.

De op LHM3.3 gebaseerde patronen in concentraties komen – met uitzondering van de Flevopolders – meer overeen met de STONE-uitkomsten geprojecteerd op basis van de Gt-kaart dan met de originele STONE-resultaten (figuur 4.2).



Figuur 4.5 Belasting van het oppervlaktewater met totaal-stikstof voor de periode 2005-2010 voor STONE geprojecteerd op de geactualiseerde Gt-kaart, buisdrainage en landgebruik (links) en STONE geprojecteerd op de uitkomsten van LHM 3.3 (rechts).



Figuur 4.6 Belasting van het oppervlaktewater met totaal-fosfor voor de periode 2005-2010 geprojecteerd op de geactualiseerde Gt-kaart, buisdrainage en landgebruik (links) en STONE geprojecteerd op de uitkomsten van LHM 3.3 (rechts).

Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater

De uit- en afspoeling van totaal-fosfor naar het oppervlaktewater neemt toe in Noord-Holland en Groningen in de op LHM3.3 geprojecteerde resultaten, t.o.v. de op de geactualiseerde Gt-kaart gebaseerde resultaten. In de Flevopolders en het Groene Hart lijkt de afspoeling van fosfor af te nemen. De patronen in de op basis van LHM3.3 herschikte resultaten komen behalve voor Zuid-Holland meer overeen met de resultaten gebaseerd op de geactualiseerde Gt-kaart dan met de resultaten in STONE (figuur 4.3).

4.4 ANIMO met LHM3.3 en nieuwe bodemdata

In de volgende stap worden de rekenresultaten van het landelijk uitspoelmodel beschouwd. Als tussenstap worden eerst berekeningen uitgevoerd waarbij de hydrologie van LHM3.3 volledig wordt meegenomen en de invoergegevens voor ANIMO zijn geactualiseerd (de actuele schematisering, hydrologie en overige invoer, paragraaf 3.2.1 t/m 3.2.3), maar nog niet de initiële toestand en de onderrandvoorwaarde. De mestgegevens in deze stap zijn afkomstig uit de EMW2016 en zijn aangemaakt met MAMBO.

De vergelijking met de beschikbare resultaten van de LHM-hydrologie uit de voorgaande stap geeft het effect van het gebruik van de nieuwe schematisering, hydrologie en invoerdata. Daarbij kan ruis ontstaan, doordat de onderrand en initiële toestand niet met dezelfde schematisering en data zijn afgeleid: deze zijn in deze stap nog onveranderd overgenomen uit de STONE-plots. Het betreft daarom een tussenstap in de analyse met niet consistent geschematiseerde invoergegevens (deels geactualiseerd, deels nog gelijk aan STONE), die niet als een volwaardige modeluitkomst mag worden geïnterpreteerd.

Nitraat in het bovenste grondwater

De berekende concentraties in deze tussenstap (figuur 4.7), op basis van de hydrologie van LHM3.3, de mestverdeling van MAMBO en geactualiseerde bodemchemische invoerbestanden, zijn veel hoger dan de met STONE berekende concentraties, zowel met als zonder herschikking. Hoewel de kleuren verschillen is de klasse-indeling van de beide figuren gelijk. De veranderingen zijn groot en zijn niet zonder meer te verklaren.

Verdere analyse moet in samenhang worden gezien met de resultaten uit de volgende stap, waarin ook de resultaten van de initialisatie zijn meegenomen.

Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater

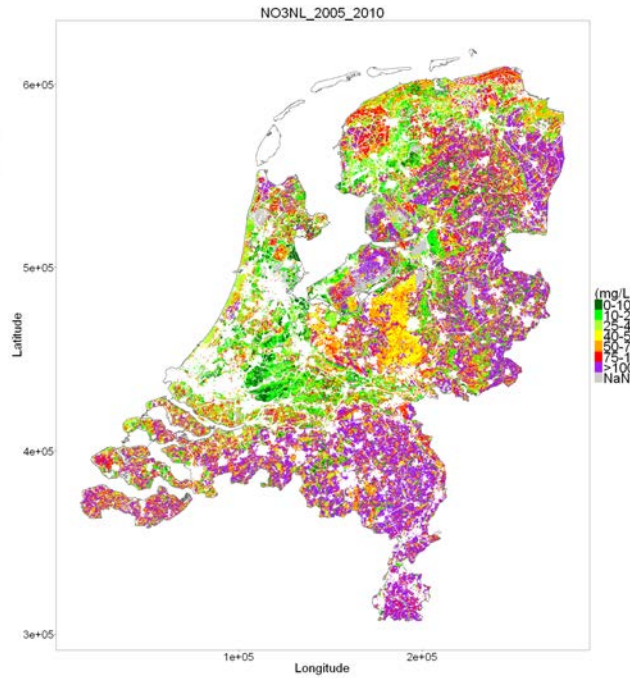
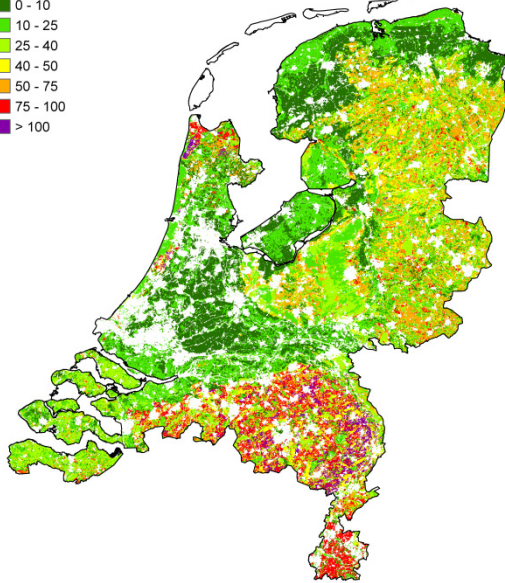
De totaal-stikstofconcentraties (figuur 4.8) berekend met de hydrologie van LHM3.3, de mestverdeling van MAMBO en geactualiseerde bodemchemische invoerbestanden maar zonder update van de kwelconcentraties aan de onderrand en zonder nieuwe initialisatie, is in een deel van Nederland veel hoger en in een ander deel aanzienlijk lager dan de met STONE berekende concentraties, zowel met als zonder herschikking. In Flevoland, de kop van Noord-Holland en de Haarlemmermeer worden niet-realistisch grote concentraties berekend, in Brabant en Limburg juist heel kleine. Ook dit vraagt om een gedetailleerdere analyse.

Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater

De berekende totaal-fosforconcentraties (figuur 4.9) zijn eveneens in delen van Nederland of veel hoger of aanzienlijk lager dan de met STONE berekende concentraties, zowel met als zonder herschikking. In delen van de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden worden zeer grote concentraties berekend, en ook in de rest van de kuststrook zijn de concentraties veel groter dan met STONE berekend. In de hogere delen van Nederland zijn de totaal-stikstofconcentraties juist veel kleiner dan berekend met STONE.

Nitraat (mg/L)
NHI-herschikking

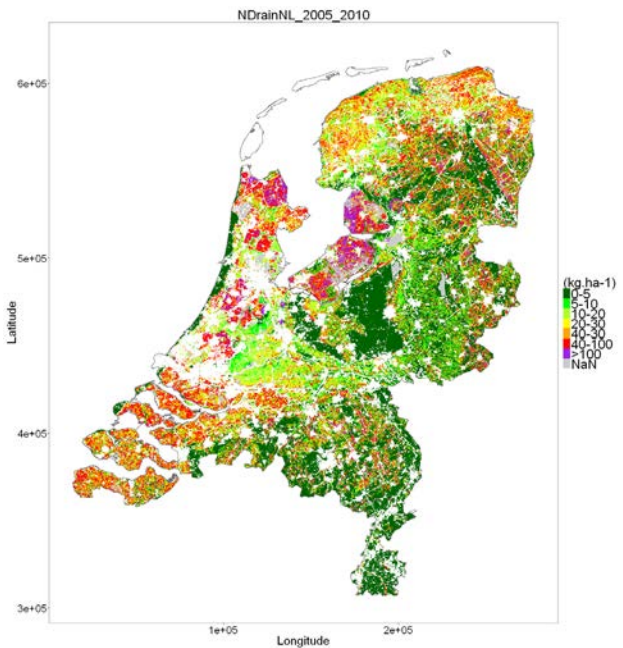
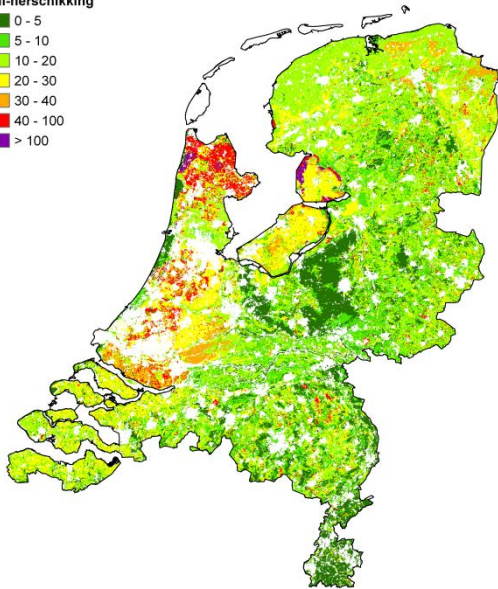
0 - 10
10 - 25
25 - 40
40 - 50
50 - 75
75 - 100
> 100



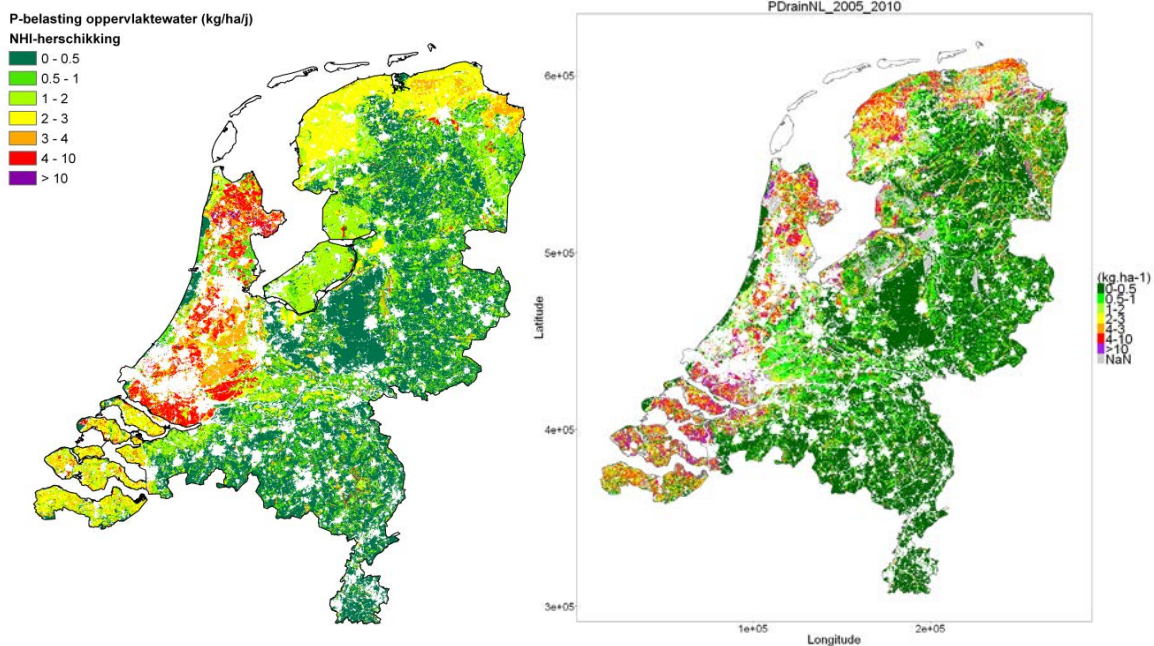
Figuur 4.7 Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparemeters, maar zonder aangepaste kwelconcentratie op de onderrand en zonder nieuwe initialisatie.

N-belasting oppervlaktewater (kg/ha/j)
NHI-herschikking

0 - 5
5 - 10
10 - 20
20 - 30
30 - 40
40 - 100
> 100



Figuur 4.8 Belasting van het oppervlaktewater met totaal-stikstof voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparemeters, maar zonder aangepaste kwelconcentratie op de onderrand en zonder nieuwe initialisatie.



Figuur 4.9 Belasting van het oppervlaktewater met totaal-fosfor voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparameters, maar zonder aangepaste kwelconcentratie op de onderrand en zonder nieuwe initialisatie.

4.5 Nieuwe onderrandconcentraties en bodemvoorraden

In deze paragraaf worden de eerste volledige rekenresultaten van het landelijk uitspoelmodel beschouwd. De hydrologie van LHM3.3,0 de geactualiseerde invoergegevens voor ANIMO, de kwelconcentraties als onderrandvoorwaarde en de hiermee berekende initiële toestand zijn allemaal meegenomen. De mestgegevens in deze stap zijn afkomstig uit de EMW2016 en zijn aangemaakt met MAMBO. De vergelijking met de in de voorgaande stap berekende uit- en afspoeling laat het effect zien van de kwelconcentraties en de (mede daarmee) afgeleide initiële toestand voor 1981.

Nitraat in het bovenste grondwater

De met de overige data consistente schematisering en initiële bodemvoorraden resulteren in een realistischer beeld dat dichterbij de resultaten van STONE ligt (figuur 4.10). Met name in het holocene deel van Nederland zijn de veranderingen zichtbaar en werken deze de goede kant uit. Voor pleistoceen Nederland nemen de concentraties aan de randen van de Veluwe verder toe en blijven de berekende concentraties groot.

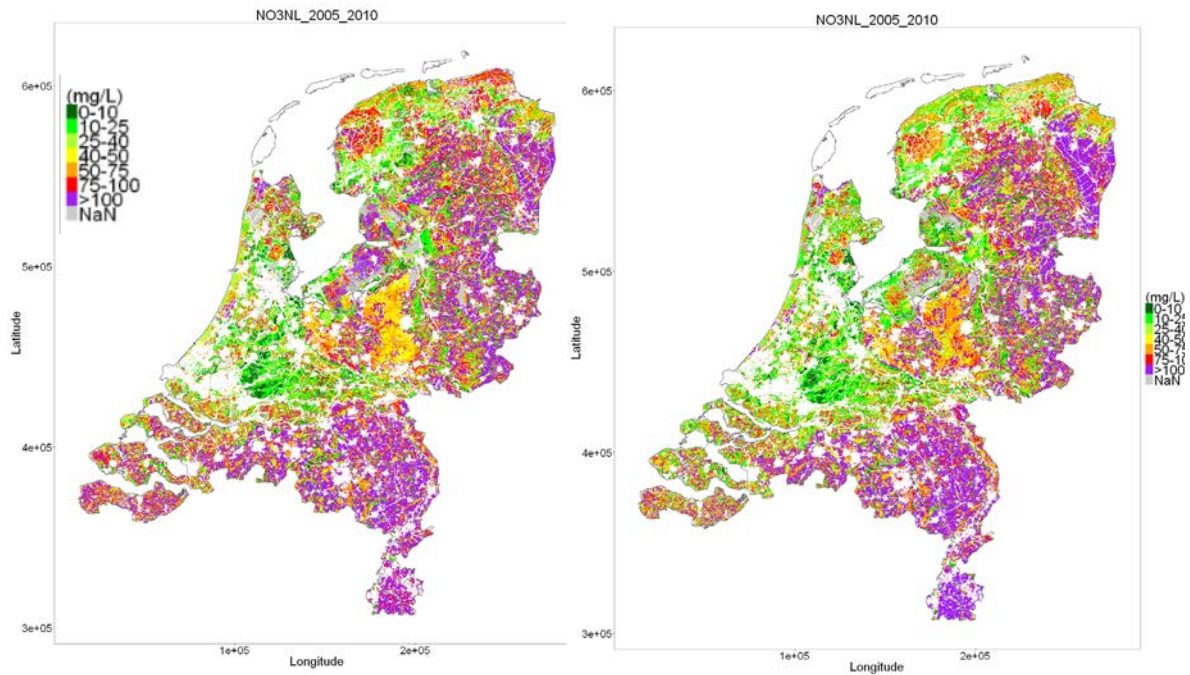
De initialisatie resulteert in een duidelijke verbetering van de rekenresultaten, ten opzichte van STONE blijven de nitraatconcentraties hoog. Nu het model met consistente actuele data operationeel is, kan diepgaander worden geanalyseerd wat de andere resultaten veroorzaakt.

Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater

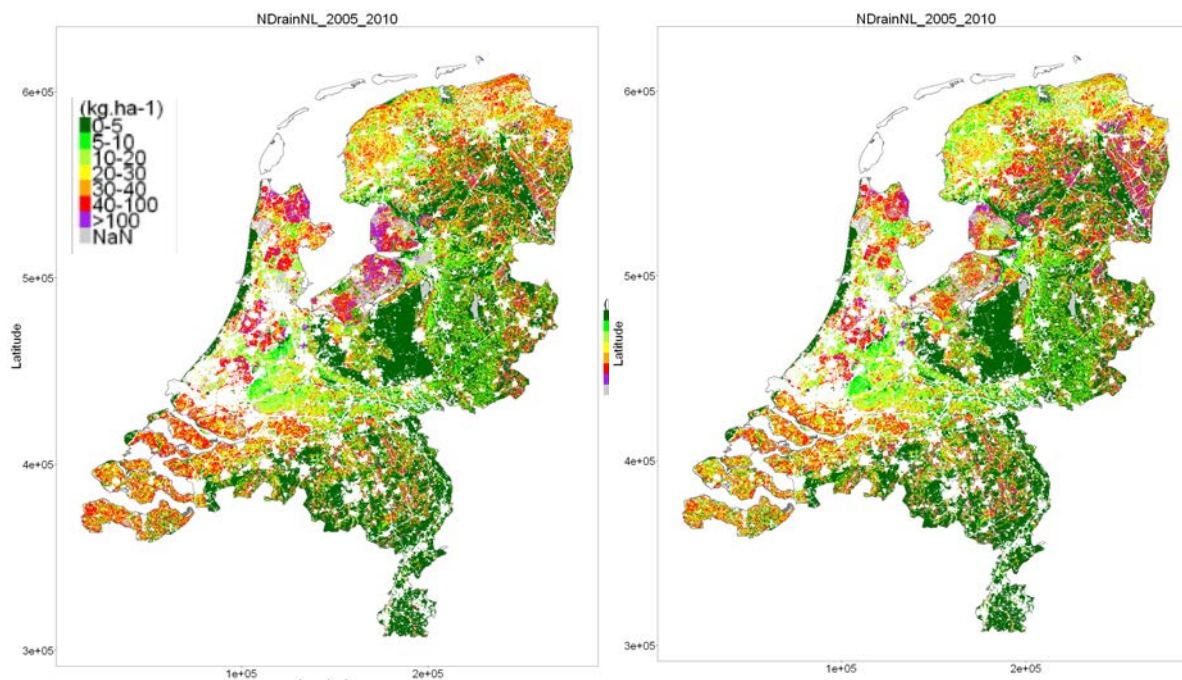
Ook voor stikstof naar het oppervlaktewater (figuur 4.11) zijn veel extreme waarden in de concentraties verdwenen door de initialisatie, met name in de Flevopolders, het noordelijke zeeleigebied en de zuidwestelijke delta. Een toename is zichtbaar op het Drents plateau en met name op de Hondsrug.

Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater

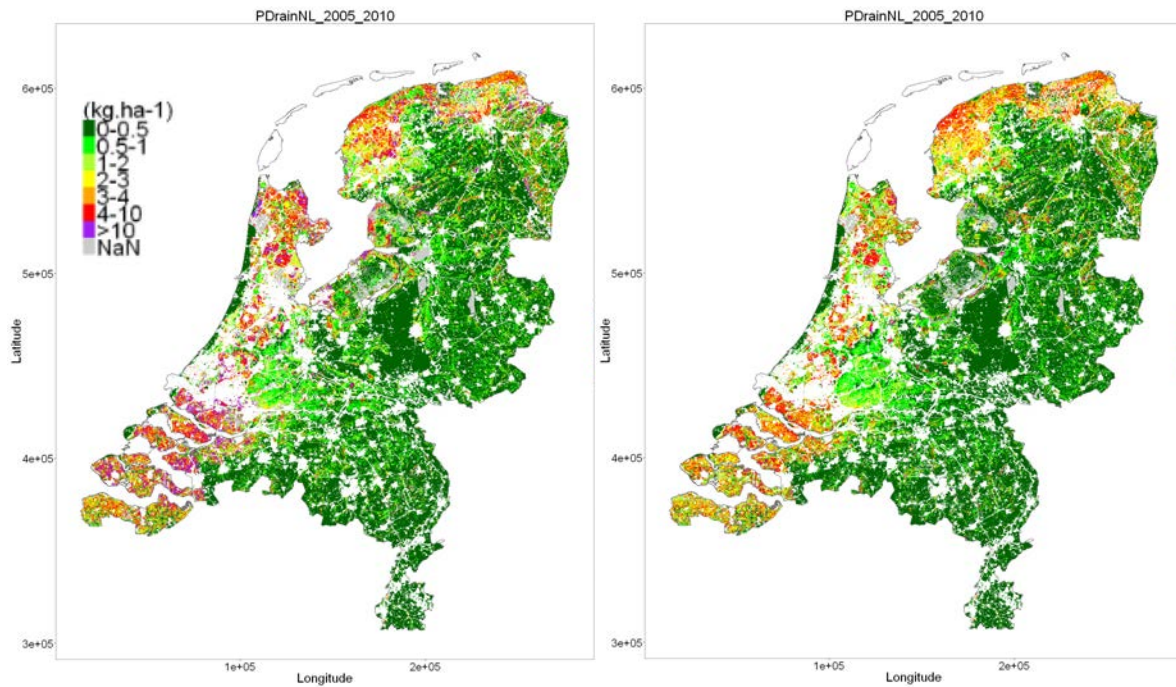
De nieuwe onderrand en de hier mee afgeleide initiële toestand resulteren in de hele kustzone in een afname van de berekende concentraties fosfor naar het oppervlaktewater. Met name in de zuidwestelijke delta en Noord-Holland is de verandering opvallend zichtbaar (figuur 4.12).



Figuur 4.10 Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparameters (links), en met aanvullend geactualiseerde kwelconcentraties op de onderrand en opnieuw geïnitieerd (rechts).



Figuur 4.11 Belasting met totaal-stikstof van het oppervlaktewater voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparameters (links), en met aanvullend geactualiseerde kwelconcentraties op de onderrand en opnieuw geïnitieerd (rechts).



Figuur 4.12 Belasting met totaal-fosfor van het oppervlaktewater voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparameters (links), en met aanvullend geactualiseerde kwelconcentraties op de onderrand en opnieuw geïnitieerd (rechts).

4.6 Mestdata INITIATOR

De volgende berekeningen zijn uitgevoerd met de hydrologie van LHM3.3,0 de geactualiseerde invoergegevens voor ANIMO, de kwelconcentraties als onderrandvoorwaarde, de hiermee berekende initiële toestand en nieuwe mestdata. De mestgegevens afkomstig uit de EMW2016 aangemaakt met MAMBO zijn in deze stap vervangen door de mestdata berekend met INITIATOR (Kros et al., 2019).

Vergelijken met de in de voorgaande stap berekende uit- en afspoeling laat het effect zien van het gebruik van de met INITIATOR berekende mestgegevens. De mestgiften met INITIATOR zijn in eerste instantie berekend op basis van de beschikbare data waarbij alle geproduceerde mest die niet wordt verwerkt en niet wordt getransporteerd, lokaal wordt benut.

Nitraat in het bovenste grondwater

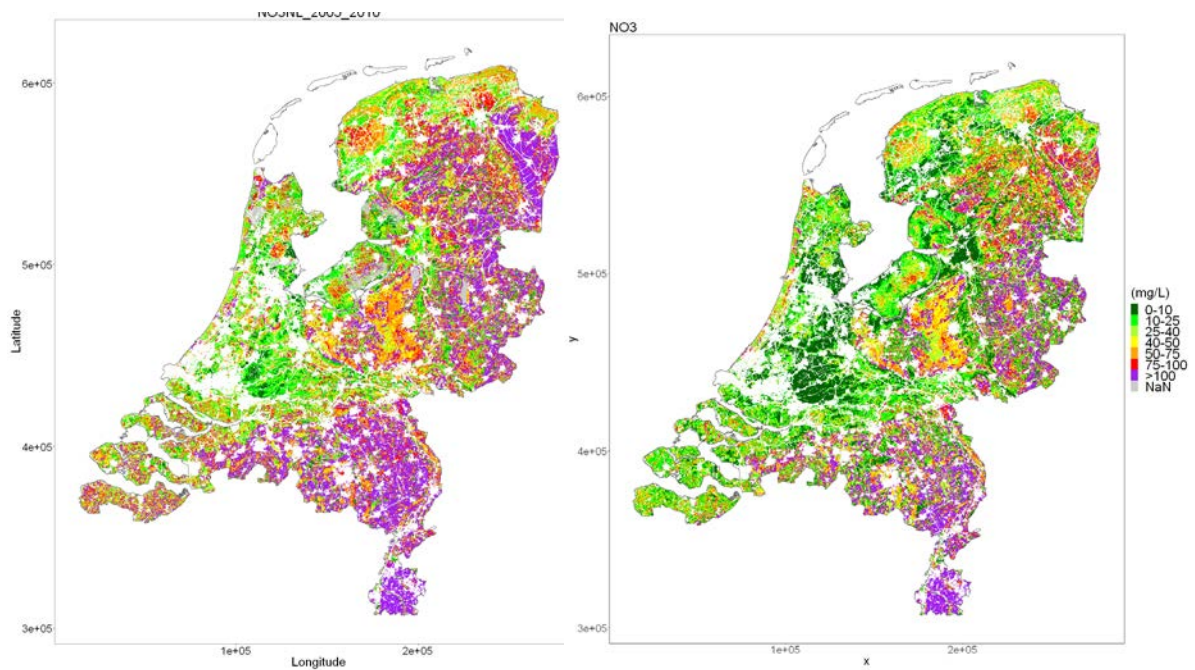
De landelijke patronen van de uitspoelconcentraties in het bovenste grondwater berekend met de mestdata van INITIATOR komen overeen met de rekenresultaten voor de mestdata van MAMBO (figuur 4.13). De op INITIATOR-berekeningen gebaseerde resultaten laten meer differentiatie zien en lijken in lagere concentraties in het bovenste grondwater te resulteren. Opvallend zijn de verschillen in Drenthe en de Veenkoloniën, de zuidwestelijke delta en de veengebieden.

Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater

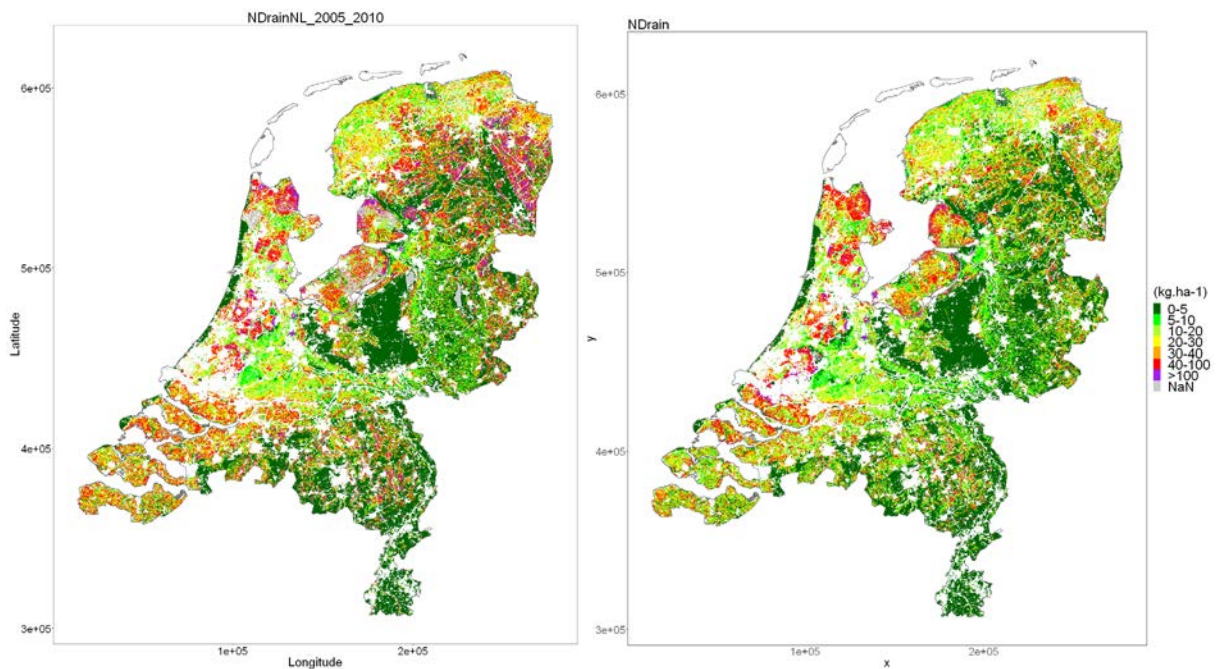
Ook voor stikstof naar het oppervlaktewater lijken de met de mestdata van INITIATOR berekende concentraties lager te zijn, waarbij de landelijke patronen vergelijkbaar zijn met die van MAMBO. Opvallend zijn de verschillen in Drenthe en de Veenkoloniën en de zuidwestelijke delta (figuur 4.14).

Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater

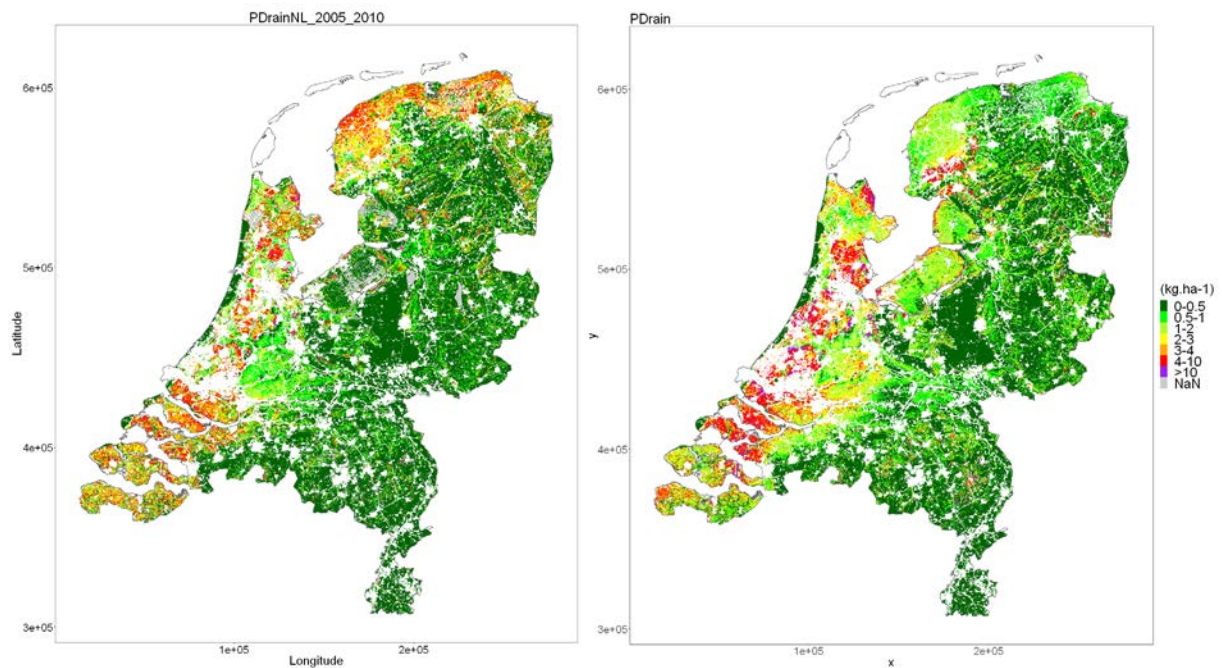
Ook voor fosfor zijn de patronen op hoofdlijnen vergelijkbaar (figuur 4.15). Landelijk gezien lijken de concentraties van het naar het oppervlaktewater uit- en afspoelend water toe te nemen. Dat is het opvallendst in de westelijke klei- en veengebieden. Een afname wordt daarentegen berekend voor het noordelijk kleigebied.



Figuur 4.13 Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparameters, geactualiseerde kwelconcentraties op de onderrand en opnieuw geïnitieerd (links), en met nieuwe mestverdeling (rechts).



Figuur 4.14 Belasting met totaal-stikstof van het oppervlaktewater voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparameters, geactualiseerde kwelconcentraties op de onderrand en opnieuw geïnitieerd (links), en met nieuwe mestverdeling (rechts).



Figuur 4.15 Belasting met totaal-fosfor van het oppervlaktewater voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3 en LWKM met geactualiseerde bodemparameters, geactualiseerde kwelconcentraties op de onderrand en opnieuw geïnitieerd (links), en met nieuwe mestverdeling (rechts).

Duidelijk is dat, naast de hydrologische modelinvoer, ook de mestdata de rekenresultaten sterk sturen. Dat geeft enerzijds de indicatie dat het instrument geschikt is voor het beoogde doel en anderzijds laat dit de afhankelijkheid zien van de buiten het LWKM gegenereerde invoergegevens.

4.7 Versie beleidsverkenningen op basis van HRU's

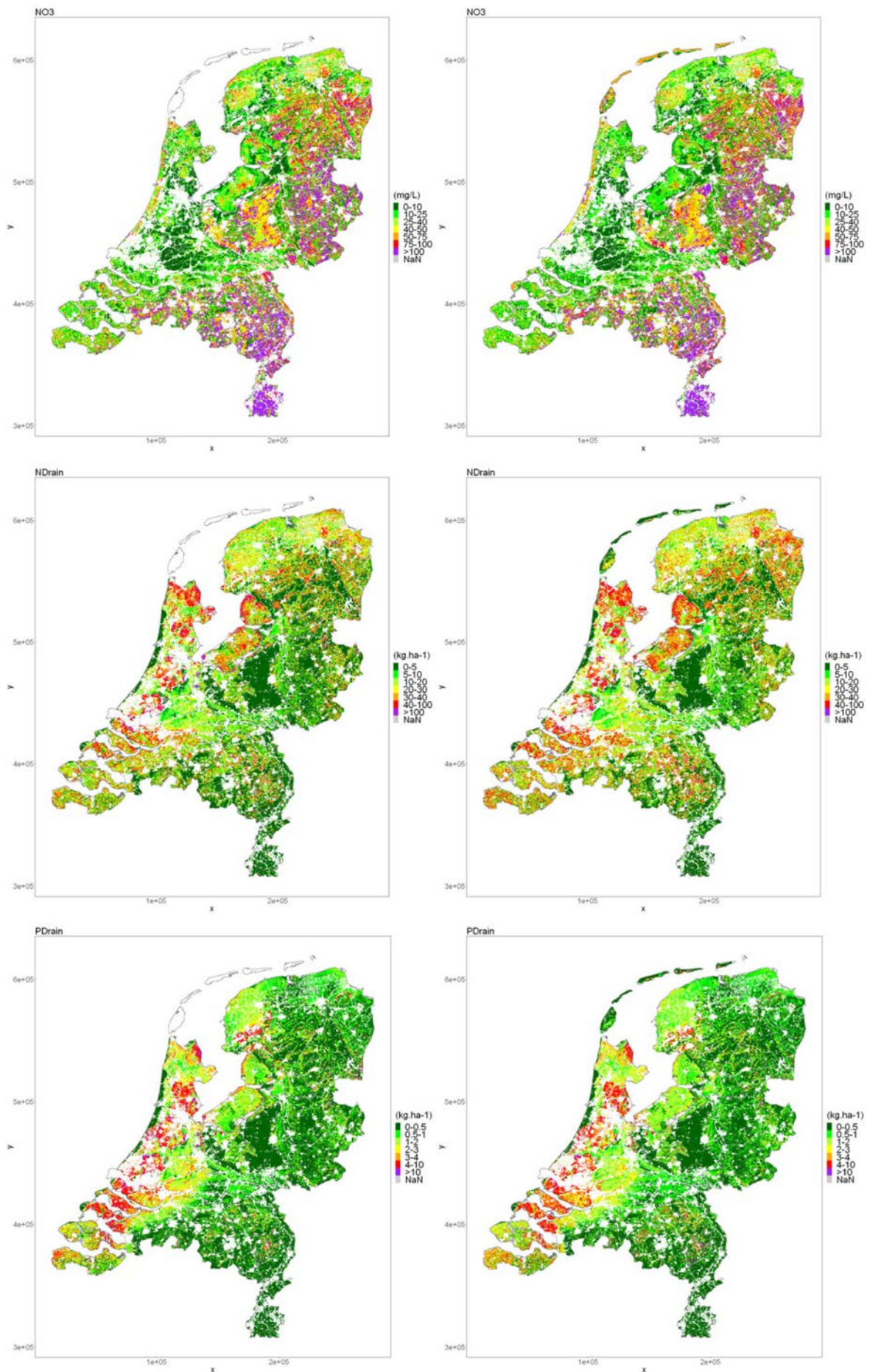
Om de gevraagde snel rekenende versie voor beleidsverkenningen te maken, is een vereenvoudigde schematisering met minder, en dus grovere, rekenenheden (HRU's) voor het topsysteem gegenereerd (paragraaf 2.4.1). De methode waarmee de HRU's zijn afgeleid, is uitgebreid beschreven door Renaud et al. (2017). Het gebruik van HRU's maakt het mogelijk ook voor de Waddeneilanden voorspellingen te doen, ook al ontbreken deze in het LHM.

Bij het overstappen op HRU's worden de invoerdata van de SVAT's binnen een HRU vertaald naar een representatieve waarde waarbij de water- en mestbalansen niet veranderen, zodat ook de nutriëntenbalansen vergelijkbaar zullen zijn. Dat impliceert dat voor analyses op landelijke schaal consistente resultaten worden gegenereerd, maar dat lokaal minder onderscheid in rekenresultaten zal bestaan: de resultaten worden binnen een HRU als het ware gemiddeld.

De resultaten zijn in lijn met de voorgaande stappen voor de periode 2005-2010 berekend met LHM3.3, INITIATOR, en LWKM met geactualiseerde bodemparameters, geactualiseerde kwelconcentraties, opnieuw uitgevoerde initialisatie (figuur 4.16).

Nitraat in het bovenste grondwater

Landelijk gezien tonen de beide kaarten (afgezien van de Waddeneilanden) identieke beelden. Focussen op deelgebieden laat zien dat bij het overstappen op HRU's lokaal resultaten worden afgevlakt en in andere legendaklassen terecht kunnen komen waardoor het patroon op de kaart lokaal wijzigt. Dit is goed zichtbaar in Noord-Flevoland en Noordwest-Friesland.



Figuur 4.16 Rekenresultaten van SVATs (links) en HRU's (rechts) voor nitraat grondwater (boven), stikstofontwatering (rechts) en fosforontwatering (onder) voor de periode 2005-2010.

Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater

Ook voor totaal-stikstof zijn de patronen op landelijke schaal vergelijkbaar. Overstappen op HRU's resulteert nu met name in Zeeuws-Vlaanderen, de Veenkoloniën en in midden- een oostelijk Noord-Brabant in een verschuiving in klassen.

Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater

De kaarten voor totaal-stikstof laten op het oog de minste verschillen zien. Opvallende verschillen zijn zichtbaar in de westhoek van Zeeuw-Vlaanderen en lokaal in midden- en oostelijk Noord-Brabant.

Gegeven de focus van de studie (gericht op landelijke beleidsevaluaties met mogelijkheid tot uitbouw voor regionale toepassing) lijkt de overstap op HRU's snel rekenen mogelijk te maken en vergelijkbare rekenresultaten te genereren. Analyse op regionaal en lokaal niveau kan helpen om (indien dat nodig blijkt) de afleiding van de HRU's te verbeteren.

4.8 Overzicht van aanpassingen

In dit hoofdstuk is bekeken hoe het LWKM is gerealiseerd door de geactualiseerde invoergegevens stapsgewijs te implementeren. Er is een analyse uitgevoerd hoe de nieuwe schematisering en actuele data doorwerken op de resultaten en om de gerealiseerde veranderingen en aanpassingen te kunnen controleren. Hieruit volgen de volgende constatering:

1. Herschikking STONE-plots m.b.v. de update GxG 2017:
 - a. *Nitraat in het bovenste grondwater*: in het oostelijk en noordelijk zandgebied, in de Gelderse Vallei en ook in het zuidelijk Zandgebied hoger dan de waarden van de STONE-plot kaart. In de Flevopolders zijn de concentraties lager.
 - b. *Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater*: lager dan de waarden in STONE voor de Zeeuwse eilanden, Goeree-Overflakkee, het Groene Hart, de kop van Noord-Holland en de zandgebieden en hoger voor de Hoekse Waard.
 - c. *Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater*: lager dan de waarden in STONE voor de Zeeuwse eilanden, Goeree-Overflakkee, Noord-Holland, het noordelijk kleigebied en de zandgebieden. In de Flevopolders en de Hoekse Waard is de waarde hoger.
2. Herschikking STONE-plots m.b.v. LHM 3.3:
 - a. *Nitraat in het bovenste grondwater*: op diverse locaties hoger: in de kop van Noord-Holland, de Friese Wouden en de Gelderse Vallei. Lagere waarden zijn zichtbaar in Zuid-Flevoland.
 - b. *Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater*: neemt af in Noord-Flevoland en de Noordoostpolder en neemt toe in de kop van Noord-Holland, de Hoekse Waard en Groningen.
 - c. *Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater*: neemt toe in Noord-Holland en Groningen. In de Flevopolders en het Groene Hart lijkt de afspoeling van fosfor af te nemen.
3. LWKM (ANIMO) met LHM 3.3 en nieuwe bodemschematisering en -gegevens:
 - a. *Nitraat in het bovenste grondwater*: zijn veel hoger. De veranderingen zijn groot en zijn niet zonder meer te verklaren.
 - b. *Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater*: een deel van Nederland veel hoger en in een ander deel aanzienlijk lager. In Flevoland, de kop van Noord-Holland en de Haarlemmermeer worden niet-realistisch grote concentraties berekend, in Brabant en Limburg juist heel kleine.
 - c. *Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater*: in delen van Nederland of veel hoger of aanzienlijk lager. In delen van de Zeeuwse- en Zuid-Hollandse eilanden worden zeer grote concentraties berekend en ook in de rest van de kuststrook zijn de concentraties veel groter. In de hogere delen van Nederland zijn de totaalstikstofconcentraties juist veel kleiner.
4. Als 3 met nieuwe onderrandconcentraties en bodemvoorraden:
 - a. *Nitraat in het bovenste grondwater*: de initialisatie resulteert in een duidelijk verbetering van de rekenresultaten; ten opzichte van STONE blijven de nitraatconcentraties groot.
 - b. *Totaal-stikstof naar het oppervlaktewater*: veel extreme waarden in de concentraties zijn verdwenen door de initialisatie, met name in de Flevopolders, het noordelijke zeekleigebied en de zuidwestelijke delta. Een toename is zichtbaar op het Drents plateau, met name op de Hondsrug.

-
- c. *Totaal-fosfor naar het oppervlaktewater*: in de hele kustzone is een afname van de berekende concentraties fosfor naar het oppervlaktewater. Met name in de zuidwestelijke delta en Noord-Holland is de verandering opvallend zichtbaar.
5. Als 4 met mestverdeling INITIATOR: duidelijk is dat de naast de hydrologische modelinvoer ook de mestdata de rekenresultaten sterk sturen. Dat geeft enerzijds de indicatie dat het instrument geschikt is voor het beoogde doel en anderzijds laat dit de afhankelijkheid zien van de buiten het LWKM gegenereerde invoergegevens.
6. Beleidstoepassing m.b.v. HRU's: gegeven de focus van de studie lijkt de overstap op HRU's snel rekenen mogelijk te maken en vergelijkbare rekenresultaten te genereren. Analyse op regionaal en lokaal niveau kan helpen om de afleiding van de HRU's te verbeteren.

5 Kalibratie en validatie

Nadat de aanpassingen aan het instrument stapsgewijs zijn geïmplementeerd en gecontroleerd, bleek dat (her)kalibratie van de in eerdere modeltoepassingen gekalibreerde parameters noodzakelijk was. Geconstateerd is dat deze wijzigingen grote impact hebben op de simulatieresultaten. Uit de analyse van de aanpassingen van de invoerdata blijkt dat de berekende uitspoeling van nitraat sterk toeneemt in zandgebieden door met name het gebruik van de hydrologie van het LHM. Het is daardoor noodzakelijk de parameters die de uitspoeling van nitraat sterk beïnvloeden (binnen een realistische range van waarden) te kalibreren. Ook de uitspoeling van stikstof wordt beïnvloed door een wijziging in deze parameters. Daarnaast wordt de uit- en afspoeling natuurlijk bepaald door veranderingen in de waterfluxen naar het oppervlaktewater die het gevolg zijn van de gewijzigde hydrologische modellering. In dat licht bezien, is het noodzakelijk ook de resultaten van de HRU's te kalibreren op de resultaten van het LHM om de uitwisselingsfluxen naar grond- en oppervlaktewater gelijk te maken.

Gegeven de gevoeligheid van de resultaten voor de hydrologische invoer en de daarin voor de waterkwaliteitsmodellering geconstateerde tekortkomingen, is besloten ook de modellering van de waterhuishouding zowel te verbeteren door gebruik van actuele data (LHM 3.4, Bos-Burgering et al., 2018) als aanvullend te kalibreren (LHM 3.5, Pouwels et al. 2018). De resultaten zijn voor het gebruik in het LWKM aanvullend gevalideerd (grondwaterstanden) en getoetst (afvoeren). Er wordt onderscheid gemaakt tussen valideren en toetsen, omdat er behalve voor de grondwaterstanden géén onafhankelijke datasets (data die niet gebruikt kunnen worden voor kalibratie) beschikbaar zijn voor validatie.

De kalibratie is gerealiseerd door eerst een gevoeligheidsanalyse uit te voeren van de te kalibreren parameters van de modellen ANIMO, MT3DMS en DELWAQ/KRW-Verkenner, om vervolgens de geselecteerde parameters te kalibreren aan metingen. Deze stappen worden achtereenvolgens beschreven voor de kalibratie van:

- De waterhuishouding gesimuleerd met 1) het LHM (SVATs) en 2) met MetaSWAP (HRU's)
- De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater gesimuleerd met ANIMO
- De concentraties en vrachten in het oppervlaktewatersysteem met DELWAQ/KRW-Verkenner

5.1 Waterhuishouding

De resultaten van het LHM worden gebruikt als invoer voor de waterkwaliteitsberekeningen van het LWKM. Hoewel formeel géén onderdeel van het LWKM worden de resultaten van het LHM toch beschreven en geanalyseerd, omdat dit als belangrijke drijvende kracht voor het stoftransport en de omzettings- en vastleggingsprocessen fungeert. De stapsgewijze implementatie (hoofdstuk 4) heeft bovendien laten zien dat het effect van de data van het LHM groot is.

In eerste instantie is voor de ontwikkeling van het LWKM gebruikgemaakt van LHM 3.3 (Kroon et al., 2017). In maart 2018 is LHM 3.4.0 (Bos-Burgering et al., 2018) opgeleverd waarin wijzigingen zijn doorgevoerd ten behoeve van de analyse van de landelijke zoetwatervoorziening. Het maaiveld van AHN2 heeft AHN1 vervangen en ook zijn de door waterschappen aangeleverde actuele peilen opgelegd. Verder zijn nieuwe gewasfactoren gebruikt, is de berekening van de verdamping in het veenweidegebied verbeterd en zijn kleine aanpassingen in het oppervlaktewater aangebracht.

5.1.1 Validatie grondwaterstanden met LSK (landelijke Steekproef Kaarteenheden)

Als onderdeel van de ontwikkeling van het LWKM worden de resultaten van het LHM onafhankelijk gevalideerd aan de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK). Knotters (2018 b) geeft een overzicht van alle uitgevoerde validaties met LSK van LHM en andere bronnen van grondwaterstandinformatie.

Op landelijk niveau leidt de kalibratie van geohydrotypen in LHM 3.5 niet tot grote verschillen met LHM 3.4. LHM 3.4 is duidelijk beter dan LHM 3.3 en LHM 3.0.

In met name in Brabant en Limburg en Oost-Nederland bleek de berekende uitspoeling van nutriënten veel groter dan uit metingen kon worden verwacht (paragraaf 4.4). De oorzaak hiervoor bleken de door LHM naar het oordeel van de ontwikkelaars te diep gesimuleerde grondwaterstanden. De onafhankelijke validatie met de LSK bevestigt dit (Knotters 2017, 2018 a, b): de grondwaterstanden in LHM 3.3 en 3.4.0 wijken gemiddeld evenveel af van de LSK als de hydrologie voor STONE, zij het dat de hydrologie voor STONE gemiddeld natter is dan de LSK, en de LHM-hydrologie droger is dan LSK. Op basis van deze aanwijzingen en bekende onzekerheden is een nieuwe versie LHM 3.5 (Pouwels et al., 2018) gemaakt, waarbij geohydrologische eigenschappen inclusief de drainageweerstand zijn aangepast voor de geohydrotypen löss, Nuenengroep, dekzand noord, Oost-Nederland, open profiel, Tegelen/Kedichem en dekzand zuid. Ook is de verdamping in stedelijk gebied wat naar beneden bijgesteld en is de diepte van buisdrainage voor de geohydrotypen Betuwe kom, Tegelen/Kedichem en Westland aangepast. Deze aanpassingen hebben geleid tot de beoogde wijzigingen in grondwaterstanden (figuur 5.1).

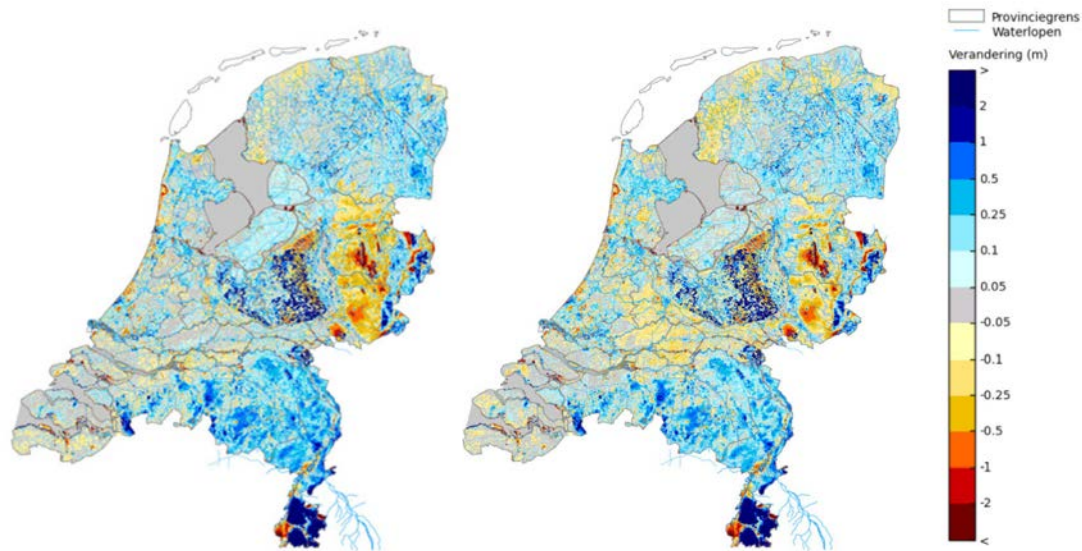
De grondwaterstanden van de meeste hydrotypen waarin aanpassingen zijn gedaan, zijn dicht bij metingen komen te liggen (Pouwels et al., 2018). In diverse hydrotypen zijn de grondwaterstanden verhoogd, zoals gewenst. Voor de Nuenengroep lijken de grondwaterstanden van te droog nu te nat te zijn geworden.

De door Knotters aanvullend uitgevoerde toets, waarbij per Gt-klasse wordt getoetst aan eerder vastgestelde criteria waaraan de resultaten van LHM zouden moeten voldoen, laat verbetering zien in de vrij afwaterende gebieden (waarvoor het LHM 3.5 gericht is gekalibreerd).

Inzicht in het mogelijk bestaan van regionale afwijkingen geven de kaarten waarvoor is getoetst of de met LHM 3.5 berekende GHG en GLG's binnen 95%-betrouwbaarheidsintervallen van de Gd-kaart vallen. Figuur 5.2 laat zien waar de GHG's en GLG's berekend met LHM 3.5.1 statistisch aantoonbaar 'dieper' of 'ondieper' zijn dan die van de Gd-kaart. Dit blijken vooral de zones met grote hoogteverschillen en diepe grondwaterstanden te zijn: de stuwwallen, de Maasterrassen en beekdalen. Omdat dit een vergelijking tussen twee modellen betreft, kunnen uit deze toetsing geen conclusies worden getrokken over de nauwkeurigheid, i.e. de overeenstemming tussen modelvoorspellingen en werkelijkheid.

Een belangrijke achterliggende oorzaak voor de gevonden afwijkingen zijn de verouderde kd- en c-waarden in het LHM. Vernieuwing van de schematisering van het topsysteem zal dit verhelpen.

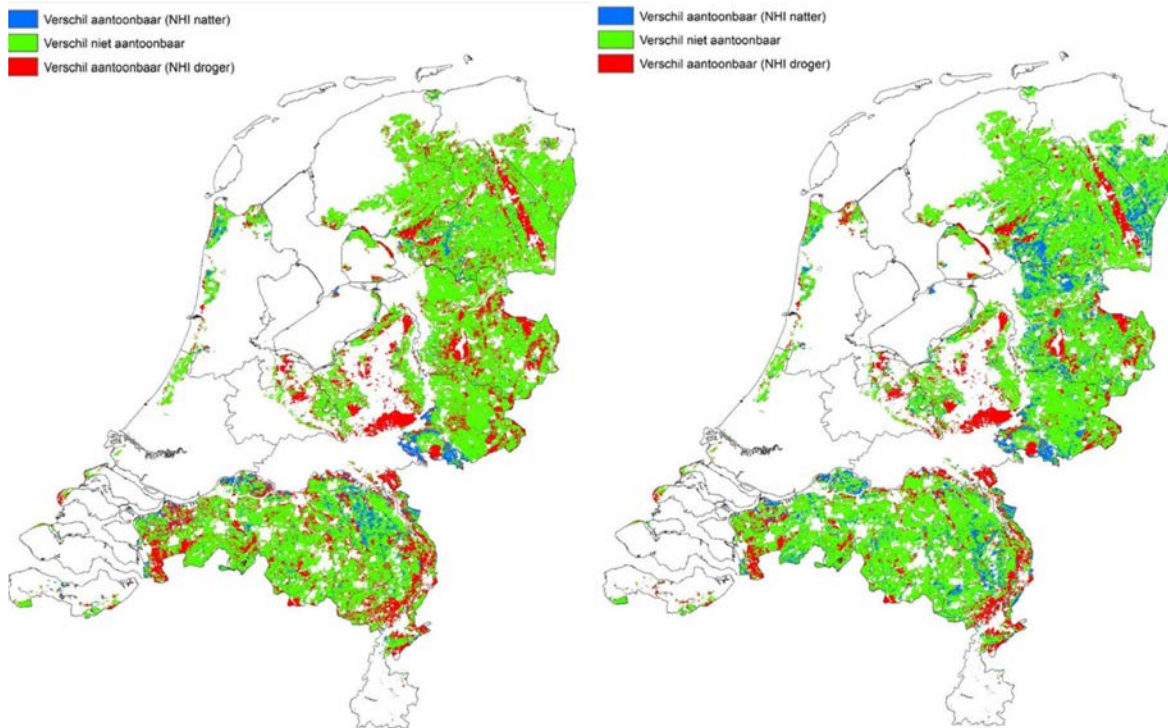
Gegeven de gesignaleerde verschillen van de LHM-resultaten en de Gd-kartering zou het erg nuttig zijn de onafhankelijke validatie ook op regionaal niveau uit te laten voeren en de LSK waar nodig gericht uit te breiden om dat mogelijk te maken. Vanwege de beleidsrelevantie van de resultaten is dat met name aan te bevelen voor het LMM-deelgebied Zand-zuid.



Figuur 5.1 Verschil in grondwaterstanden in LHM 3.5 en LHM 3.3 voor de periode 1998-2006. Links: GHG, rechts: GLG. In blauwe gebieden worden in de nieuwe release ondiepere grondwaterstanden berekend; in rode gebieden diepere grondwaterstanden (Bron: Pouwels et al. 2018).

Tabel 5.1 Validatieresultaten in cm voor Gd-, NHI-, Hydrologie-Stone- en Karteerbare Kenmerkenkaart-voorspellingen van GxG's, voor het gebied waarvoor 1) een Gd-kaart is, 2) LSK-schattingen van GxG's beschikbaar zijn (N= 588 voor GHG, N=578 voor GLG). GD: validatieresultaten voor de GxG-voorspellingen van de Gd-kaart voor de 25x25m-cellen die met de LSK-punten samenvallen. ME: gemiddelde fout. RMSE: root mean squared error. MAE: gemiddelde absolute fout. De Px-waarden geven de x^{de} percentielen van de cumulatieve frequentieverdeling aan. P50: mediaan. Standaardfouten tussen haakjes (Knotters, 2018b).

Model	GHG					GLG				
	ME	RMSE	SDE	MAE	P2,5; P25; P50; P75; P97,5	ME	RMSE	SDE	MAE	P2,5; P25; P50; P75; P97,5
Gd	14(2)	52	50	34	-63; -14; 7; 32; 140	-2(2)	54	54	37	-82; -31; -6; 20; 128
NHI 3.0	-32(6)	138	134	59	-326; -46; -11; 18; 91	-17(5)	120	118	51	-257; -30; -3; 25; 96
LHM 3.3.0 (2017)	-31(6)	136	133	57	-301; -44; -9; 17; 98	-17(5)	124	121	53	-255; -34; -3; 26; 98
LHM 3.4.1 (2018)	-25(5)	131	129	52	-220; -34; -5; 19; 87	-11(5)	119	117	51	-239; -28; 5; 31; 98
LHM 3.5.1 (2018)	-26(5)	132	129	51	-287; -35; -8; 16; 89	-11(5)	119	117	49	-222; -28; 5; 30; 98
Hydrologie Stone V2.3	19(3)	60	57	40	-70; -14; 13; 41; 185	19(3)	67	64	48	-102; -18; 15; 52; 189
Karteerbare Kenmerkenkaart	17(2)	52	49	35	-63; -12; 11; 35; 143	8(2)	53	51	37	-79; -26; 3; 28; 155

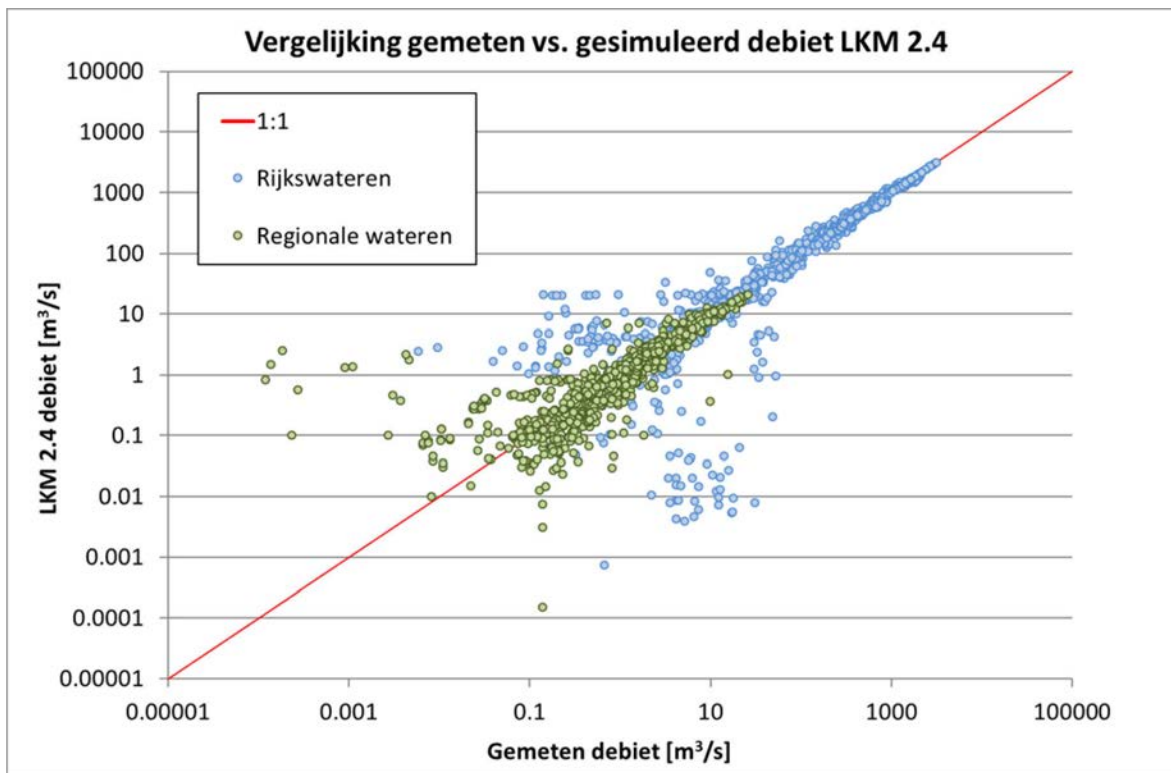


Figuur 5.2 Zones waar in het pleistocene deel van Nederland de met LHM 3.5 berekende GHG's (links) en GLG's (rechts) aantoonbaar dieper of ondieper zijn dan de Gd-kaart.

5.1.2 Toetsen afvoeren aan metingen

Afvoeren die met LKM berekend worden, zijn op verschillende plaatsen in de schematisering vergeleken met gemeten debieten. In figuur 5.3 worden berekende kwartaalafvoeren in de periode 2010-2015 vergeleken met gemeten debieten. In Bijlage 11 is voor een aantal meetpunten in grotere wateren een meer gedetailleerde vergelijking gemaakt.

Figuur 5.3 laat zien dat gemiddeld de gemodelleerde en gemeten debieten goed overeenkomen, gezien de ligging van de punten rond de 1:1-lijn. Individueel laten de grotere debieten ook een goede overeenkomst zien tussen model en meting. Voor de kleinere debieten treden soms grote verschillen op tussen model en meting.



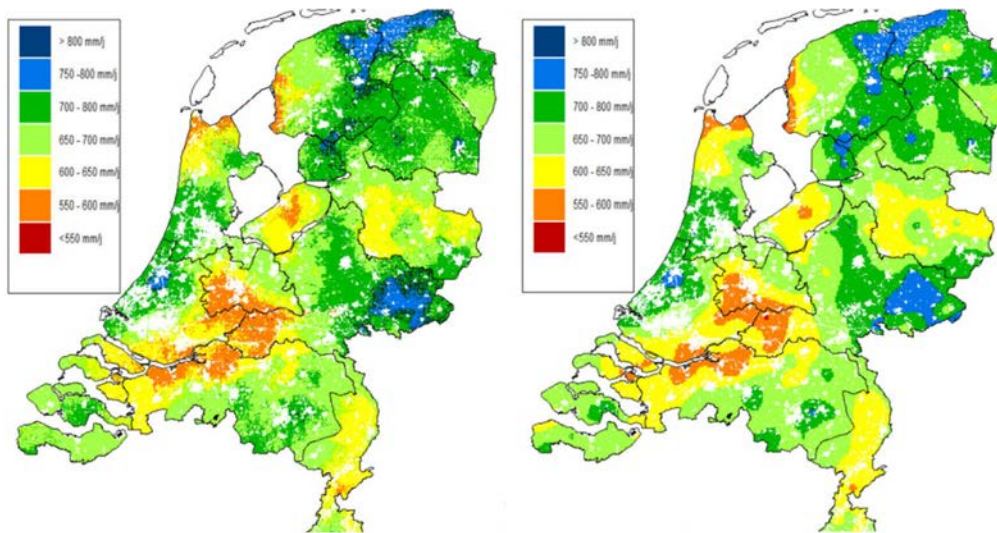
Figuur 5.3 Vergelijking van met LKM 2.4 gesimuleerde kwartaalafvoeren in de periode 2010-2015 met gemeten debieten.

5.1.3 Kalibreren randvoorwaarden HRU's

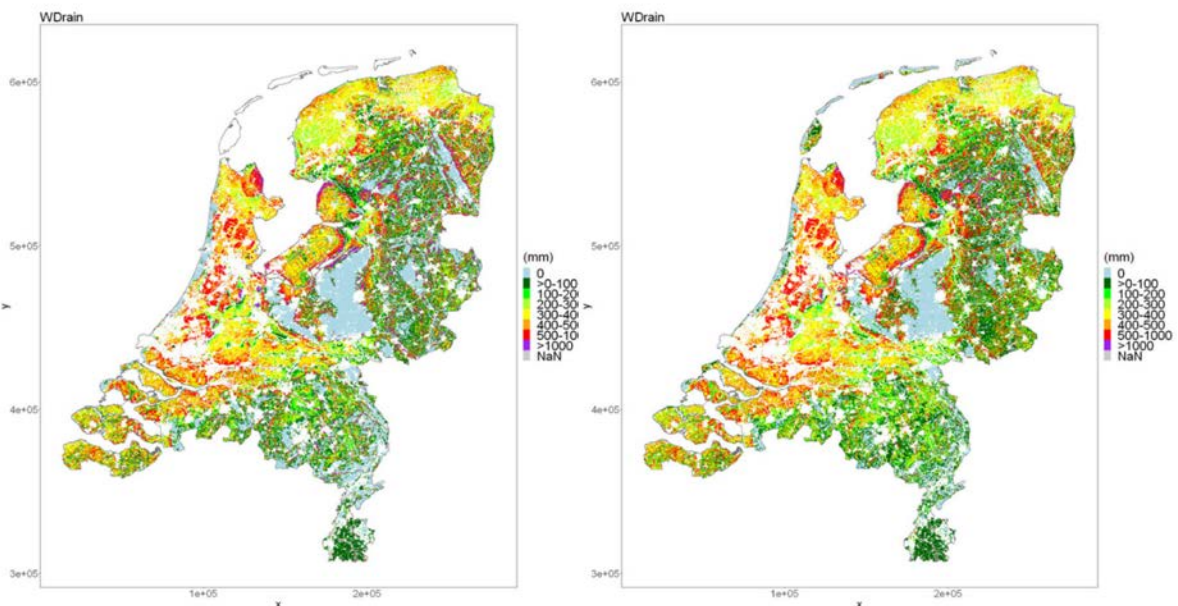
Vanuit de opdrachtgevers is gevraagd een snel rekenende versie van het instrumentarium op te leveren om snel beleidsverkenningen uit te kunnen voeren. Tegelijkertijd moeten de resultaten meer detail hebben dan STONE. Om dat te bewerkstelligen, zijn rekencellen met vergelijkbare eigenschappen binnen landbouwdeelgebieden samengevoegd tot HRU's (homogeneous respons units).

De waterhuishouding voor de HRU's is afgeleid uit de resultaten van de LHM-rekencellen die het bodem-water-plant-atmosfeersysteem beschrijven. In wetenschappelijk jargon heten deze 'soil(water)-vegetation-atmosphere transfers': SVATs. Deze naam is in dit rapport overgenomen. Bij het afleiden van de HRU's is ervoor gezorgd dat de totale waterbalans nauwelijks verandert. Met name de uitwisselingsfluxen naar grond- en oppervlaktewater, i.e. de verbinding tussen ANIMO en MT3DMS en DELWAQ/KRW-Verkenner, mogen niet wijzigen. Dat is gerealiseerd door de onderrandfluxen (kwel/wegzijing) van de SVATs per HRU te middelen en dit ook te doen voor de bovenrand (neerslag en referentieverdamping, figuur 5.4). Hierdoor wordt afgedwongen dat de ontwateringsfluxen, die dynamisch worden berekend, ook vrijwel overeenkomen met de gemiddelden van de SVATs (figuur 5.5).

Om ervoor te zorgen dat ook de verdeling tussen de verschillende ontwateringssystemen door het HRU-model wordt benaderd, is de diepte per systeem bepaald door per SVAT de dieptes gewogen te middelen, met als gewicht de reciproke van de drainageweerstand. De drainageweerstand is berekend als harmonisch gemiddelde van de SVATs. Ook de diepte van het uitwisselingsvlak is bepaald door de mediane waarde nemen. Dit uitwisselingsvlak begrenst de verticale schematisering en omdat een HRU één bodemtype heeft gekregen, zijn de bijbehorende invoerdata per bodemhorizont bekend.



Figuur 5.4 Neerslag HRU's (links) en SVATs rechts.

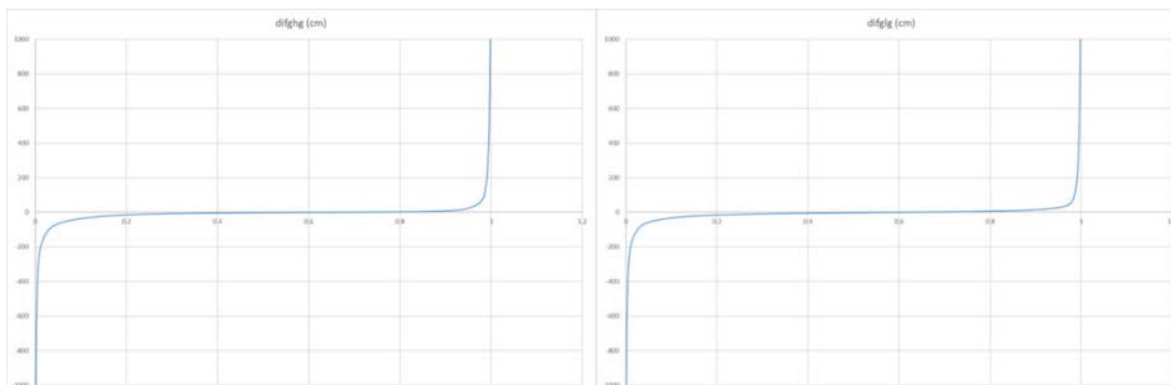


Figuur 5.5 Ontwateringsfluxen (mm/ha) berekend met SVATs (links) en met HRU's (rechts).

Door de middeling om de invoer van de HRU's te berekenen, worden uitschieters binnen de HRU's uitgefilterd. Hierdoor zullen ook de rekenresultaten minder uitschieters bevatten. De op deze wijze verkregen kaartbeelden van de balansternen van de HRU's benaderen die van de meer gedetailleerde SVATs (figuur 5.6). Analyse van de frequentieverdelingen van de verschillen in de balansternen en GxG's van HRU's met SVATs bevestigt dat de overeenkomst groot is, voor 70-80% van de resultaten zijn de verschillen minimaal, zoals te verwachten zijn er ook enkele zeer grote uitschieters (figuur 5.6). Omdat de verschillen per SVAT zijn bepaald, is dit de gevoeligste test en zijn uitschieters in de SVATs van het LHM zichtbaar. Deze werkwijze levert additionele informatie om de uitschieters in het LHM te identificeren, te analyseren en te corrigeren.

De vergelijkingen tussen de berekende GxG's tussen het initiële HRU-model en het SVAT-model lieten zien dat er nog te grote verschillen optraden. Dit was vooral het geval bij diepe grondwaterstanden. In die situatie speelt de ontwatering een ondergeschikte rol en wordt de berekende grondwaterstand vooral bepaald door de bovenrand en onderrand. Als er bijvoorbeeld 50 mm per jaar minder verdamping wordt gesimuleerd, kan dit na 45 jaar leiden tot verschillen in grondwaterstanden van meer dan 10 meter.

Daarom is in dergelijke gevallen de onderrandflux op zodanige wijze gecorrigeerd dat er gedurende de berekeningsperiode van 45 jaar geen trend in de berekende grondwaterstanden optreedt. Na deze kalibratieactie kan voor 90% van de HRU's worden gesteld dat het HRU-model en het SVAT-model voldoende nauwkeurig overeenkomen. Dat wil zeggen dat de voor de HRU berekende GLG minder dan 20 cm of minder dan 10% afwijkt van de gemiddelde GLG van de SVATs binnen de HRU.



Figuur 5.6 Verschillen in berekende GHG (links) en GLG (rechts) tussen SVATs HRU's. De verschillen zijn berekend als de verschillen per SVAT.

Voor de landelijke toepassing in beleidsverkenningen is het belangrijk dat de kleine verschillen in de waterhuishouding geen grote effecten hebben op de uit- en afspoeling van nutriënten. Daarom is ook verkend of de resultaten van de uit- en afspoeling van nutriënten berekend met de HRU's, voldoende overeenkomen met de resultaten van de berekeningen met de SVATs (paragraaf 4.5). Geconstateerd is dat de verschillen landelijk gezien klein zijn en dat de HRU's als snel rekenende versie van het LWKM-topsysteem gebruikt kunnen worden voor landelijke beleidsverkenningen.

De gevolgde kalibratie door aanpassen van de onderrand resulteert niet altijd in verdere verbetering in situaties met ondiepe grondwaterstanden. Dat is logisch, omdat in deze situaties de ontwatering en daarmee de opgelegde gemiddelde oppervlaktewaterpeilen meest sturend zijn. Daarom kan worden overwogen in een later stadium de HRU's ook op peilen te kalibreren.

5.2 Topsysteem

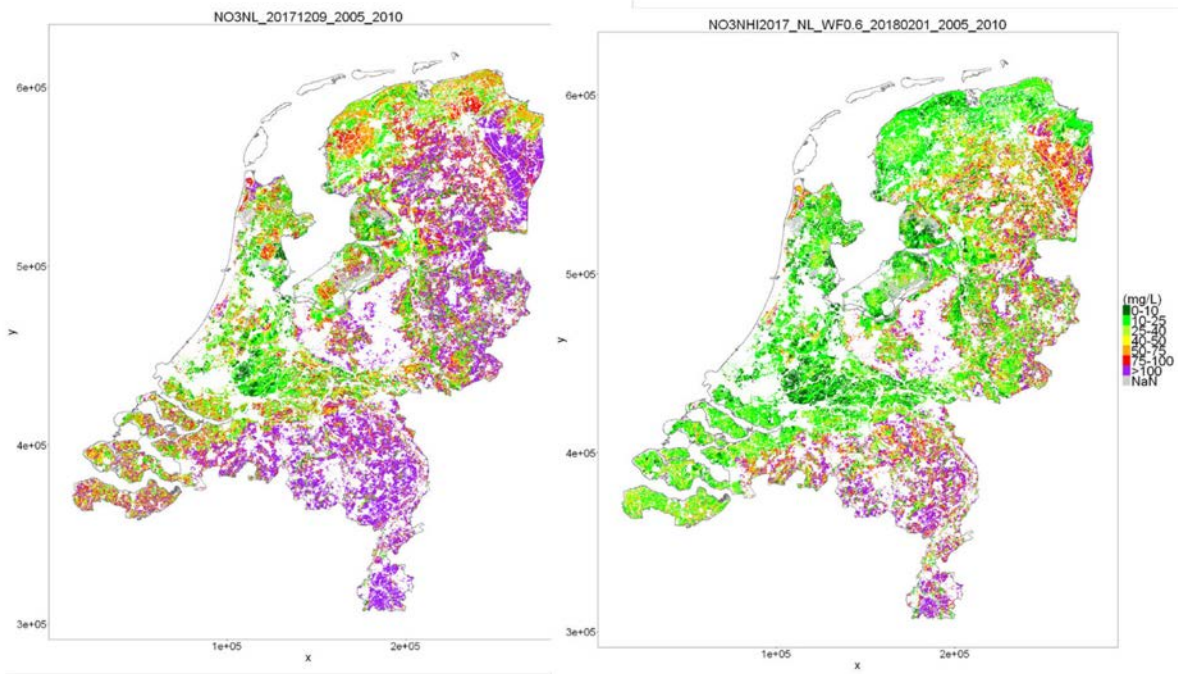
5.2.1 Gevoeligheidsanalyse parameters topsysteem

Op basis van de analyse van de stapsgewijze wijzigingen van invoerdata en schematiseringen is geconcludeerd dat de uitkomsten in het nieuwe instrumentarium sterk zijn gewijzigd ten opzichte van STONE. Met name het gebruik van de hydrologie van LHM in plaats van de hydrologie voor STONE laat grotere verschillen zien voor de nitraatuitspoeling naar het grondwater in de zand- en lössregio. In combinatie met de geactualiseerde bodem- en geochemische invoer leidt overstappen op de nieuwe hydrologie tot aanzienlijke verschillen in heel Nederland; de verschillen vertonen zowel grote positieve als negatieve veranderingen van de berekende doelvariabelen. De berekening met het landelijke uitspoelingsmodel inclusief initialisatie levert een realistischer beeld, waarbij de extremen in met name holoceen Nederland ten opzichte van voorgaande tussenstap sterk zijn genormaliseerd. De verschillen met STONE blijven groot en maken een gedetailleerdere integrale analyse noodzakelijk.

Op basis van de analyse is geconcludeerd dat, om te komen tot plausibele rekenresultaten in het topsysteem, aanvullende kalibratie nodig is van parameters die de omzettings- en/of vastleggingsprocessen sturen. Ter voorbereiding van de kalibratie is de gevoeligheid van de meest sturende parameter in ANIMO, de 'critical water filled pore space', verkend. Heijnen (pers. mededeling) heeft via literatuuronderzoek voor deze factor in modeltoepassingen een range van waarden gevonden, variërend van 0.6 tot 0.9. De waarden van de 'critical water filled pore space'

zoals die voor toepassing in STONE is gekalibreerd, was 0.9 en ligt daarmee aan de buitenkant van het veronderstelde reële bereik. Om te verkennen of aanpassen van deze parameter kan resulteren in meer realistische uitspoelconcentraties van nitraat, is een waarde aan de andere kant van dit bereik geselecteerd en is gerekend met een 'critical water filled pore space' 0.6 (figuur 5.7).

De resultaten van deze berekening laten zien dat gebruik van een factor 0.6 in zandgebieden tot veel lagere, meer realistische, nitraatconcentraties in het bovenste grondwater leidt. Door kalibratie van sturende procesparameters lijken goede simulatieresultaten mogelijk.



Figuur 5.7 Nitraatconcentraties voor de periode 2005-2010 in het bovenste grondwater voor LWKM berekend met een 'critical water filled pore space' 0.9 (links) en 0.6 (rechts).

5.2.2 Kalibratie parameters topsysteem

De meest sturende parameters in ANIMO zijn:

1. De 'critical water filled pore space' definieert vanaf welke vochttoestand denitrificatie gaat optreden en bepaalt daarmee de resterende nitraatconcentratie. Heinen stelt op basis van literatuuronderzoek naar de waarde van deze parameter in modeltoepassingen de range van deze factor op 0.6-0.9. Omdat de waarde van deze parameter in de verschillende modellen mede afhankelijk is van de modelconcepten, is een ruimere range niet uit te sluiten.
2. De 'halfwaarde-concentratie' stuurt eveneens op het denitrificatieproces: hoe groter deze concentratie, hoe kleiner de denitrificatie.
3. De reductiefactor voor opgelost organisch materiaal ('dissolved organic matter', DOM) bepaalt de omzetting van opgelost organisch materiaal in verzadigde omstandigheden in de ondergrond en heeft met name invloed op de uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater.

In eerste instantie wordt (dicht bij de bron) op nitraat in het bovenste grondwater gekalibreerd. Vanwege de beleidsgevoeligheid en de gebleken gevoeligheid voor de resultaten van het LHM, is in eerste instantie gefocust op de zandgebieden en is in tweede instantie ook gekeken naar klei- en veengebieden. In vervolg hierop wordt geanalyseerd of aanvullend ook op stikstof naar het oppervlaktewater moet worden gekalibreerd. De concentraties fosfor naar het oppervlaktewater worden nagenoeg volledig gestuurd door de opgelegde onderrandconcentraties en de voorraden in de bodem. Omdat deze op beschikbare gegevens zijn gebaseerd, is kalibreren op de uitspoeling van fosfor niet opportuun.

Omdat er twee mestvarianten met INITIATOR zijn doorgerekend, is daarnaast de vraag welke variant de werkelijkheid het best kan benaderen. Het is noodzakelijk deze vraag in combinatie met de kalibratie te beantwoorden, omdat de keuze van de mestvariant mede de resultaten van de kalibratie bepaalt.

De kalibratie is uitgevoerd door achtereenvolgens:

1. Grofweg de (op LMM-resultaten gekalibreerde) STONE-resultaten als referentiebeeld te gebruiken.
2. Gedetailleerder te analyseren met behulp van de rapportage van het Nitraat Actie Programma (Fraters et al., 2016) (Nederlands Actieprogramma Nitraatrichtlijn).
3. Vergelijking met LMM-data te analyseren.

De kalibratie is stapsgewijs uitgevoerd door binnen het veronderstelde domein aan reële waarden van de 'critical water filled pore space' (linker kolom) en de halfwaarde-concentratie de zoekruimte te omspannen (tabel 5.2) en na vergelijken met de resultaten van het LMM het zoekgebied te verengen. De best presterende combinatie van beide factoren bleek 0.7 en 0.2. Daarom zijn nog twee aanvullende berekeningen uitgevoerd met een 'critical water filled pore space' van 0.7 en halfwaarde-concentraties van 0.15 en 0.25.

Tabel 5.2 Overzicht van de uitgevoerde kalibratiestappen met combinaties van de 'critical water filled pore space' (linker kolom) en de halfwaarde-concentratie.

	0,1	0,15	0,20	0,25	0,30
0,6					1
0,7	2	3	2	3	2
0,8	2		2		2
0,9	1				

1: de gevoeligheidsanalyse voor de grenzen van het veronderstelde domein

2: het omspannen van de zoekruimte

3: de verfijning rond het zoekgebied

De resultaten van de berekeningen worden geanalyseerd met de gepubliceerde resultaten van LMM. De analyses van de ANIMO-resultaten zijn zo ingericht dat de resultaten voor zowel LMM-gebieden (figuur 5.8) als bodems, gewasgroepen en bedrijfstypen kunnen worden uitgevoerd.

Het in LMM bemonsterde slootwater is niet gebruikt voor de kalibratie, omdat dit geen zuivere vergelijking mogelijk maakt. Het uitspoelmodel berekent fluxen en concentraties vanuit de bodem naar het oppervlaktewater en de metingen van slootwaterconcentraties geven de resultante van en de instroom in de sloot en de stromings- en afvoerprocessen in de sloot.



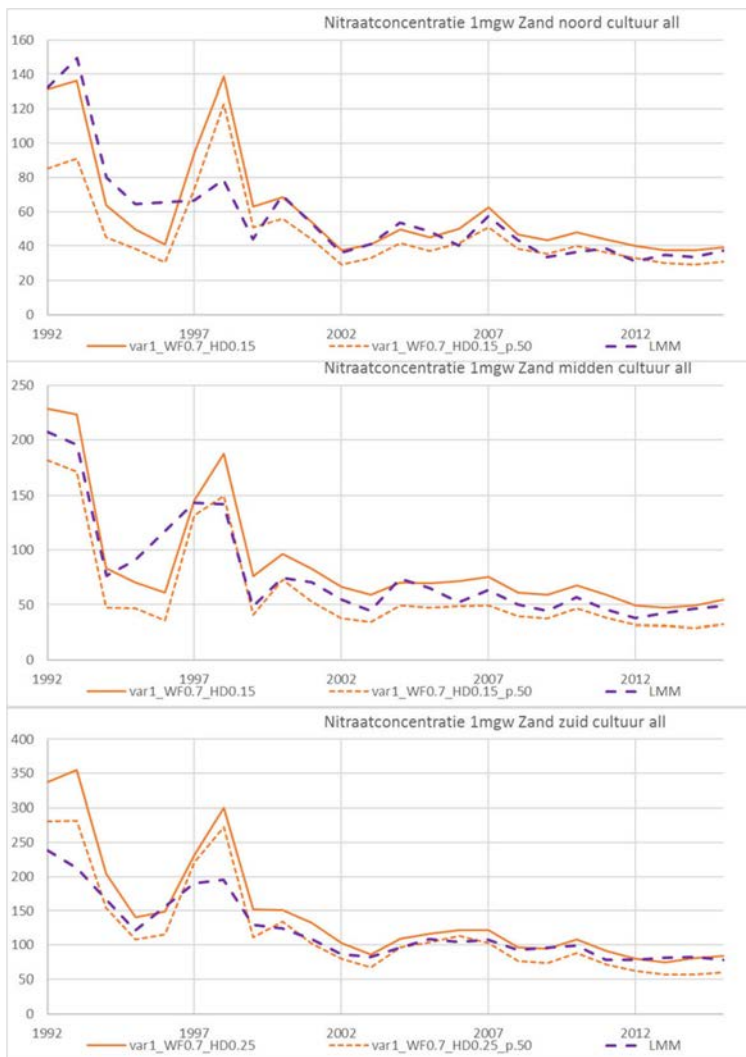
Figuur 5.8 Indeling van regio's waarvoor resultaten van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid worden gepresenteerd.

Nitraat bovenste grondwater

De ANIMO-resultaten worden vergeleken met de gepubliceerde mediane en gemiddelde resultaten van het LMM voor nitraat in het bovenste grondwater (en voor löss nitraat in het bodemvocht). Omdat het LMM geen metingen dieper dan 5 m bevat, zijn HRU's met een GLG dieper dan 5 m niet in de vergelijkingen meegenomen. LMM bevat uitschieters in de gemeten nitraatconcentraties waardoor voor de deelgebieden het gemiddelde groter is dan de mediane concentraties. Door gebruik van beide waarden ontstaat een range waarbinnen idealiter de ANIMO-resultaten zullen vallen, en dan liefst dichter bij de mediaan dan het gemiddelde.

Vergelijken met de gepubliceerde mediane en gemiddelde LMM-resultaten voor nitraatuitspoeling laat zien dat de halfwaarde-concentratie 0.15 het best presteert voor de LMM-gebieden Zand-zuid en Löss. Voor Zand-midden en Zand-noord geeft de halfwaarde-concentratie 0.25 de beste resultaten (figuur 5.9).

Bij de kalibratie is in eerste instantie gewerkt met landsdekkende, uniforme parameterwaarden. Omdat de hydrologische invoerdata van het LHM daar aanleiding toe gaven, is regionaal gedifferentieerd gekalibreerd per LMM-grondsoortregio. De resultaten staan in tabel 5.3.



Figuur 5.9 Nitraatconcentraties in bovenste grondwater voor Zand-noord, Zand-midden en Zand-zuid berekend met het LWKM voor de variant 'data' en als mediaan en gemiddelde van de LMM-bedrijven.

Tabel 5.3 Per gebied gekalibreerde halfwaarde-concentratie in de denitrificatievergelijking (kg m^{-3}).

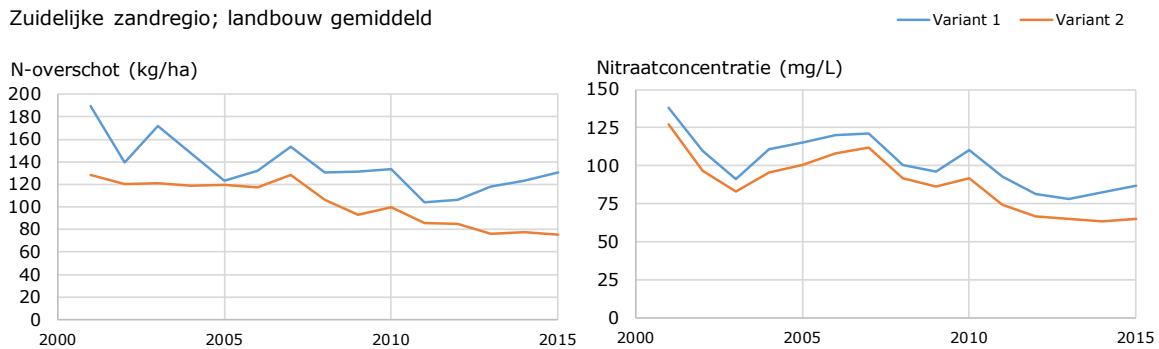
Gebied	Halfwaarde-concentratie (kg m^{-3})
Noordelijk zandgebied	0.15
Centraal zandgebied	0.15
Zuidelijk zandgebied	0.30
Lössgebied	0.30
Noordelijk zeekleigebied	0.10
Centraal zeekleigebied	0.25
Zuidwestelijk zeekleigebied	0.25
Rivierkleigebied	0.10
Veengebieden	0.25

Mestvariant

Met INITIATOR zijn twee varianten doorgerekend om een indruk te krijgen van de mogelijke variatie in de mestverdelingen (paragraaf 3.1.6). Als onderdeel van de validatie is bepaald welke variant het best aansluit bij de waarnemingen op de LMM-bedrijven. Daartoe zijn (voor zover mogelijk) per LMM-deelgebied tijdreeksen van de rekenresultaten vergeleken met de LMM-resultaten (figuur 5.10). Voor Zand-noord zijn er nauwelijks verschillen tussen de beide varianten, voor Zand-midden en Zand-zuid resulteert de variant 'data' in grotere bodemoverschotten en nitraatconcentraties dan de variant 'beleid'. De gesimuleerde overschotten zijn groter voor het bedrijfstype akkerbouw dan voor

melkveehouderij. De verschillen in mestoverschotten en nitraatconcentraties tussen de beide mestvarianten nemen toe voor de recentste jaren: voor de overschotten vanaf 2011-2012 en voor de nitraatconcentraties (die vertraagd reageren) vanaf 2013. De toename in overschotten en nitraatconcentraties voor de variant 'data' (en in Zand-noord ook voor de variant 'beleid') is in alle zandgebieden zichtbaar, zowel in de melkveehouderij als (met name) akkerbouw.

Vergelijken van de resultaten van de beide mestvarianten met de LMM-resultaten voor de recentste jaren laat zien dat de in LMM-metingen zichtbare stijging van nitraatconcentraties vanaf 2013 tot en met 2015 het best wordt gesimuleerd door de variant 'data'. Geconcludeerd wordt dat de variant 'data' de plausibelste resultaten genereert als referentie (i.e. het jaar 2015) voor het Nationaal Water Model.



Figuur 5.10 Stikstofoverschot en gemiddelde nitraatconcentraties in bovenste grondwater voor Zand-zuid berekend met het LWKM voor de varianten 'data' (blauw) en 'beleid' (oranje), en als mediaan en gemiddelde van de LMM-bedrijven in Zand-zuid.

5.3 Ondergrond

5.3.1 Gevoeligheidsanalyse parameters ondergrond

Voor het MT3DMS-model is eerst een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd en vervolgens een (beperkte) kalibratie, door aanpassing van de reactiesnelheden in het model. Voordat dit wordt toegelicht, wordt eerst ingegaan op de onzekerheden in de ondergrondparameters.

De parametrisatie van het MT3DMS model is omgeven met grote onzekerheden. De beschikbaarheid van data is voor de diepere ondergrond beperkt en de parametrisatie leunt voor een groot gedeelte op (deel statistische) interpolaties van de beperkte meetwaarden in combinatie met grove schattingen. Bovendien worden modelparameters toegekend per voxel (met horizontale dimensies van 250x250m) van het model, terwijl te verwachten is dat binnen de voxels een enorme heterogeniteit aan bodemeigenschappen heerst. Gehalten aan reactief materiaal en de mate van reactiviteit van bodemmateriaal zijn vaak ingeschat aan de hand van kleine bodemmonsters en deze reactiviteit op monsterschaal is toegepast als basis voor de parametrisatie van het voxelmodel. Op grotere (lees: voxel-) schaal kan de *effectieve* reactiviteit behoorlijk anders zijn. Niet alleen vanwege de geochemische heterogeniteit, maar bijvoorbeeld ook vanwege het samenspel tussen geochemische en geofysische eigenschappen van de ondergrond. Dit wordt toegelicht aan de hand van een voorbeeld. Water dat een weg aflegt door een bodemvolume dat bestaat uit zowel meer zandige (vaak minder reactieve) als meer kleiige (vaak reactievere) zones, zal bij voorkeur door de zandige zones stromen en daarbij minder reactiviteit tegenkomen dan gemiddeld voor dit volume aanwezig is. Dergelijke onzekerheden dragen eraan bij dat de initieel ingeschatte reactiviteitsparameters soms sterk bijgesteld moeten worden om een goede match te verkrijgen met de grondwaterkwaliteitsmetingen.

Zowel gehalten aan reactief materiaal als de gehanteerde eerste- en nulde-ordereactiesnelheden zijn onzeker. Voor gevoeligheidsanalyse en kalibratie worden de gehalten als vaststaand gegeven

aangenomen en wordt alleen gekeken naar het effect van aanpassing van reactiesnelheden. Het effect van beide is niet goed te onderscheiden en het heeft dan ook geen zin om beide te variëren. Bovendien wordt de onzekerheidsmarge rondom de effectieve reactiesnelhedenfactoren hoger ingeschat dan de gehalten aan reactief materiaal. Dit blijkt bijvoorbeeld al uit de grote ranges rondom reactiesnelheden in de literatuur.

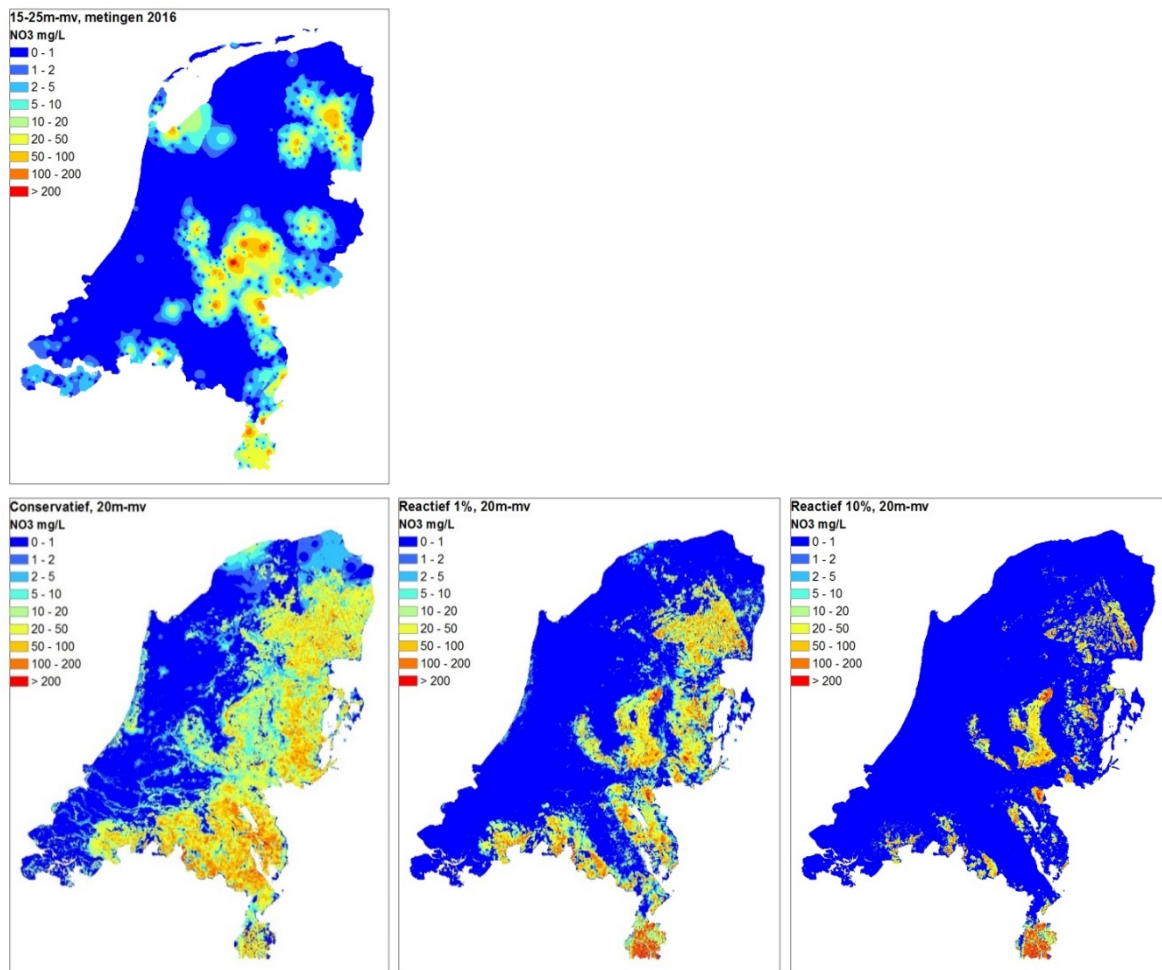
Voor de gevoeligheidsanalyses van het ondergrondmodel (MT3DMS) is gekeken naar de reactiesnelheden:

- K_{DOM} (eerste-orde-afbraakconstante opgelost organisch materiaal)
- K_{NO_3} (eerste-orde-denitrificatiesnelheidsconstante)
- K_{FeS_2} (eerste-orde-pyrietoxidatiesnelheidsconstante)
- K_{SOM} (eerste-orde-afbraakconstante sedimentair organisch materiaal)

Het koppelvlak tussen ANIMO en MT3DMS ligt vaak op wat grotere diepte (>10m), wat betekent dat de MT3DMS-resultaten sterk aan ANIMO 'hangen'. Daar komt nog bij dat het dieptetraject waar de meeste metingen beschikbaar zijn, wordt gedekt door ANIMO. Het MT3DMS-model kan daardoor niet goed op zijn eigen prestaties beoordeeld kan worden. Daarom is besloten de gevoeligheidsanalyses uit te voeren met een modelvariant waarin het koppelvlak naar 1m-GLG is gebracht. MT3DMS berekent in deze modelvariant dus grotendeels zelfstandig het stoftransport in het grondwater.

Met dit MT3DMS-model is een gevoeligheidsanalyse verricht voor de totale reactiviteit van de ondergrond door de volgende varianten te gebruiken:

1. Een conservatieve run (1941-2015), oftewel geen reactiviteit;
2. Een reactieve run, met alle reactiesnelheden zoals a priori ingeschat (hoofdstuk 3);
3. Een reactieve run, met alle reactiesnelheden een factor 10 verlaagd;
4. Een reactieve run, met alle reactiesnelheden een factor 100 verlaagd.

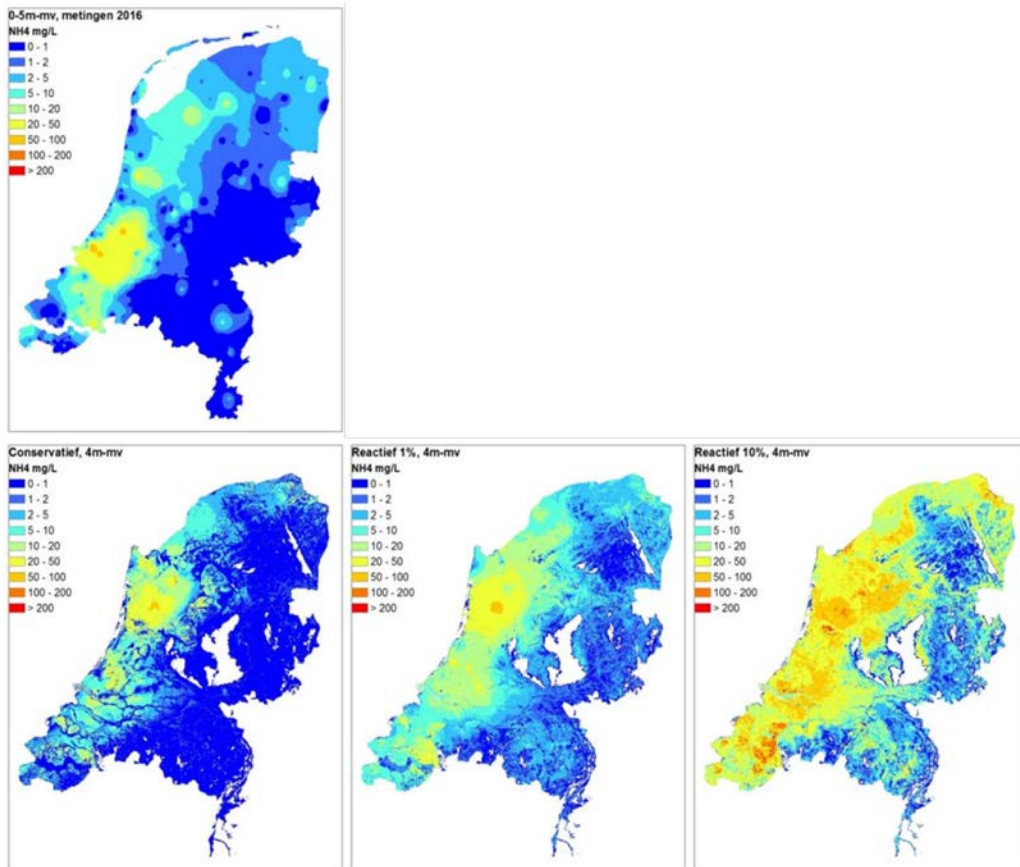


Figuur 5.11 Gevoeligheidsanalyse op de gehanteerde reactiesnelheden (zowel oxidatie van pyriet als organische stof). Getoond zijn de modelresultaten (NO_3 -concentratie op 20m-mv) voor het jaar 2015 (links en midden). De bovenste figuur geeft de geïnterpoleerde meetwaarden uit het dieptetraject 15-25m-mv.

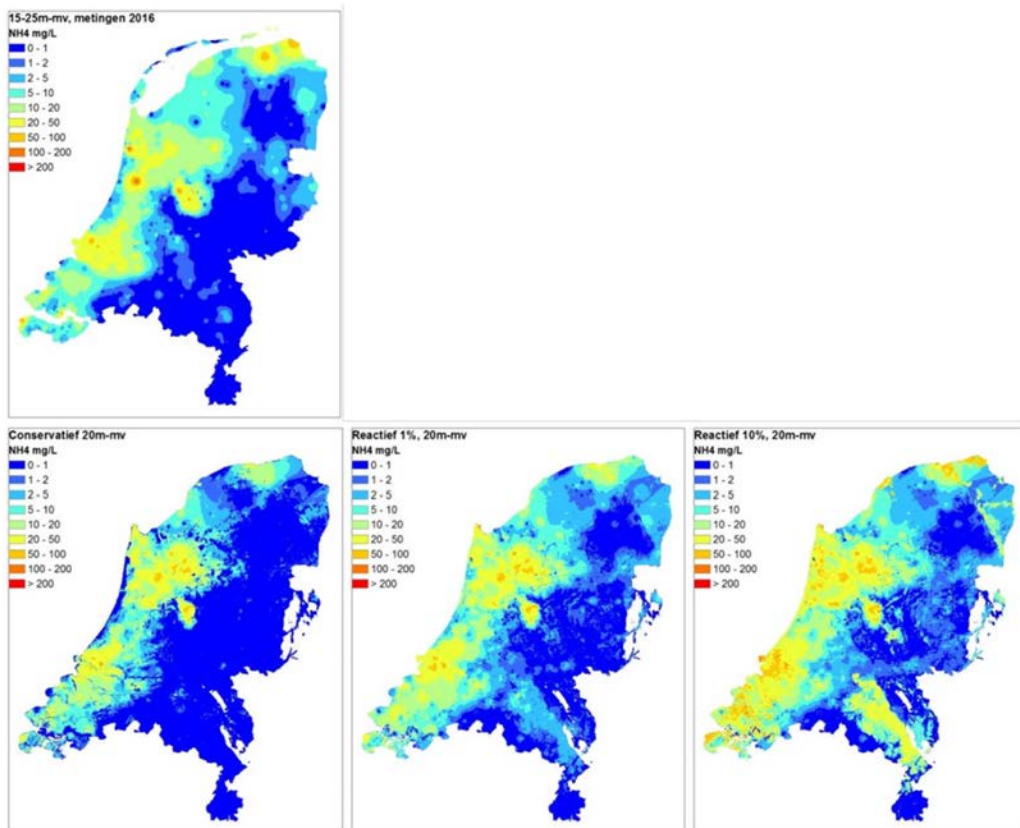
In figuur 5.11 zijn ter illustratie de resultaten van variant 1 en 3 getoond voor nitraat voor een diepte van 20 m onder maaiveld, samen met een inschatting van de 'werkelijke' situatie aan de hand van meetwaarden. Het beeld van de metingen is gecreëerd door jaargemiddelde waarnemingen te nemen uit de periode 1990-2016, en daarbij voor een dieptetraject van 10 tot 25 m de waarnemingen te hanteren die het dichtst bij het jaar 2016 liggen. De waarnemingen zijn vervolgens ruimtelijk geïnterpoleerd met behulp van Inverse Distance Weighting. In variant 2 bleken de reactiesnelheden te hoog, waardoor nagenoeg alle nitraat op 20 m-mv verdwenen is. De resultaten van deze variant zijn daarom niet getoond.

De resultaten in figuur 5.11 laten ten eerste zien dat het transportproces in het model naar verwachting verloopt. De conservatieve som geeft te hoge nitraatconcentraties. Dat lijkt triviaal, maar is een belangrijke constatering. Als de conservatieve som al te lage concentraties zou geven, zou dit een aanwijzing zijn dat de grondwaterstroming niet goed wordt gesimuleerd. De conservatieve som bevestigt de bekende patronen van kwel- en infiltratiegebieden en de mate waarin de grondweraanvulling grotere dieptes bereikt.

De reactieve som, met (sterk) gereduceerde reactiesnelheden, geeft al een aardige overeenkomst met het beeld uit de metingen. Hogere nitraatconcentraties op de getoonde diepte blijven, net als in de metingen, overwegend beperkt tot gebieden waar ook volgens de metingen het nitraat grotere diepten bereikt en vice versa.



Figuur 5.12 Gevoeligheidsanalyse voor de gehanteerde reactiesnelheden (zowel oxidatie van pyriet als organische stof). Getoond zijn de gesimuleerde NH_4 -concentratie op 4 m-mv voor het jaar 2015. De bovenste kaart toont de geïnterpoleerde meetwaarden uit het dieptetraject 0-5 m-mv.



Figuur 5.13 Gevoeligheidsanalyse voor de gehanteerde reactiesnelheden (zowel oxidatie van pyriet als organische stof). Getoond zijn de gesimuleerde NH_4 -concentraties op 4 m-mv voor het jaar 2015. De bovenste kaart toont de geïnterpoleerde meetwaarden uit het dieptetraject 15-25 m-mv.

Figuur 5.12 en figuur 5.13 laten de resultaten voor ammonium zien voor twee diepte-intervallen. Het blijkt dat de conservatieve som de ammoniumconcentraties al redelijk goed benadert. In het ondiepe traject houdt m.n. kwel de concentraties in stand, en in het diepe traject (waar vrijwel geen productie van ammonium plaatsvindt vanwege de hoge ouderdom van het aanwezige organische materiaal en daarmee de lage reactiviteit) zorgen de lage grondwatersnelheden dat er niet veel verandert ten opzichte van de initiële condities (1941).

Volgens het reactieschema vindt er zowel productie als adsorptie van ammonium plaats en wanneer de concentratieverdelingen volgens de metingen vergeleken worden tussen 1941 (figuur 3.9) en 2010 (figuur 5.12 en figuur 5.13), resulteert dit op de beschouwde dieptes netto in weinig verandering gedurende deze periode. Uit figuur 5.12 en figuur 5.13 wordt duidelijk dat indien de reactiesnelheden op veel groter dan 1% van de vooraf ingeschatte waarden worden gezet, dit resulteert in te veel ammoniumproductie. Een effectieve reactiviteit van rondom de 1% lijkt realistischer.

5.3.2 Kalibratie en validatie parameters ondergrond

Op basis van de gevoeligheidsanalyse is een effectieve reactiviteit van 1% aangenomen als startpunt voor verdere finetuning. Bij deze finetuning is per regio en per diepte interval de prestatie van het model geëvalueerd. Dit is gedaan met behulp van zogenaamde boxplots, zoals deze hieronder getoond zullen worden bij de beschrijving van de modelvalidatie. Uit deze analyse volgde dat de nitraatconcentraties in de zandgebieden wat aan de te hoge kant bleven bij een effectieve reactiviteit van 1% voor alle reactiesnelheden.

Naast de boxplots is tevens gekeken naar de ontwikkeling van de sulfaatconcentraties in het grondwater. Hoewel sulfaat niet waarheidsgetrouw wordt mee gemodelleerd en alleen als een soort "teller" wordt meegenomen voor het pyrietoxidatieproces, kunnen de modelresultaten voor sulfaat gebruikt worden om in te schatten of er niet teveel / te snel pyriet wordt omgezet. Dat zou dan namelijk resulteren in onrealistisch hoge sulfaatconcentraties. De effectieve reactiviteit van 1% resulteerde inderdaad in teveel sulfaatproductie. Om die reden is, om zowel de nitraat- als de sulfaatconcentraties in de zandgebieden te verlagen, de eerste-orde-denitrificatiesnelheid (K_{NO_3}) verhoogd naar 10% van de a priori waarde. Door de eerste-orde-denitrificatiesnelheid te verhogen, verloopt de oxidatie van organische stof sneller. Tegelijkertijd blijft er dan minder nitraat beschikbaar voor pyrietoxidatie.

Kalibratie van de afzonderlijke reactiesnelheidsconstanten (K_{DOM} , K_{FeS_2} , K_{SOM} en K_{NO_3}) is buitengewoon complex vanwege de verwevenheid van alle processen. De hierboven genoemde gereduceerde pyrietomzetting na verhoging van K_{NO_3} is daar een voorbeeld van. Hoe een parameteraanpassing uitpakt, zelfs de richting van de verandering, is afhankelijk van de (lokaal) aanwezige gehalten/concentraties aan nitraat, organische stof en pyriet. Het risico van "gelijk hebben om de verkeerde redenen" is daardoor groot. Om deze reden is niet getracht per deelgebied vergaand te optimaliseren. Ervaring met het model, met name in regionale toepassingen, is noodzakelijk om de parametrisering van het model verder te verbeteren.

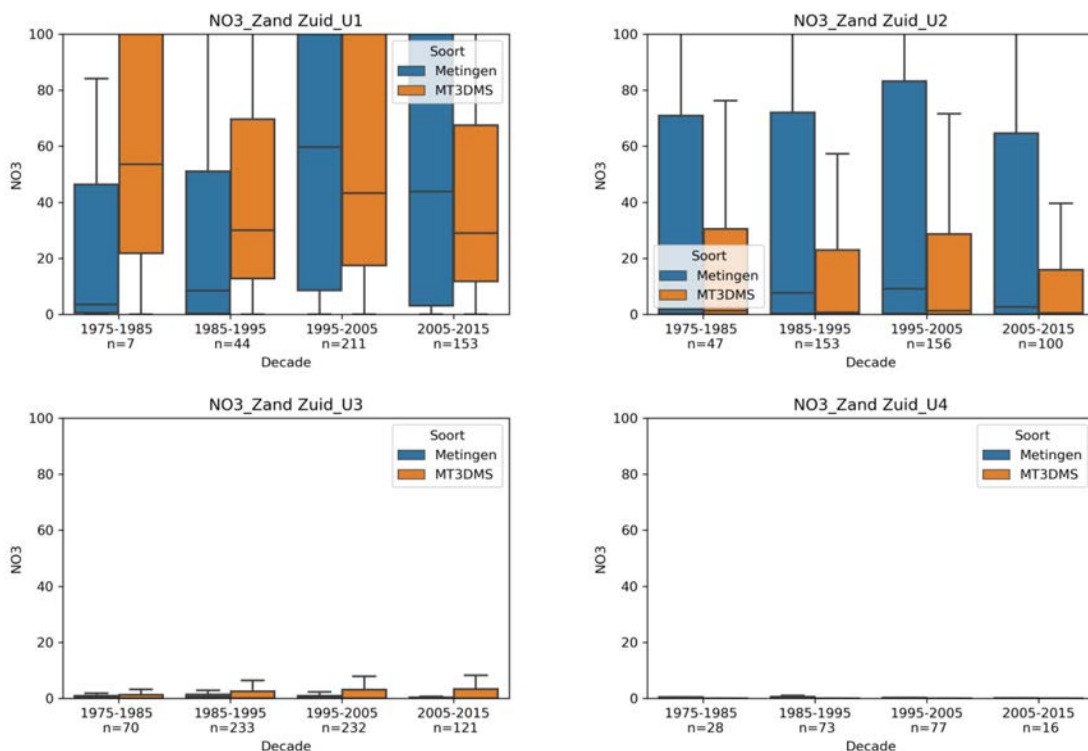
De gekalibreerde reactiviteitsparameters zijn gebruikt in de koppeling met ANIMO met koppeling op het in Sectie 2.3 genoemde grensvlak. Het model is gevalideerd aan de hand van boxplots, waarin per LMM- regio (figuur 5.14) en per diepte-interval de berekende concentraties worden vergeleken met de gemeten concentraties. Voor de metingen geven de boxplots de mediaan, 75-percentiel en 95-percentiel weer voor alle meetwaarden binnen het diepteprofiel, waarbij de meetwaarden gemiddelden zijn per meetlocatie over het gehele decennium waarvoor de boxplot gegeven wordt. Voor de modelresultaten geven de boxplots dezelfde statistieken voor alle modelcellen onder het grensvlak (=MT3DMS-domein) en binnen het diepte-interval, voor het modelresultaat van de eerste dag van respectievelijk 1980, 1990, 2000 en 2010.

Figuur 5.15 en 5.16 geven de resultaten voor respectievelijk nitraat in LMM-regio Zand-zuid en voor ammonium in LMM-regio Klei. Voor de overige combinaties van stof en regio zie Bijlage 10. De Lössregio wordt hierin niet beschouwd vanwege het gebrek aan (diepe) metingen in deze regio. Geconcludeerd kan worden dat de berekende concentraties over het algemeen aardig in lijn liggen met

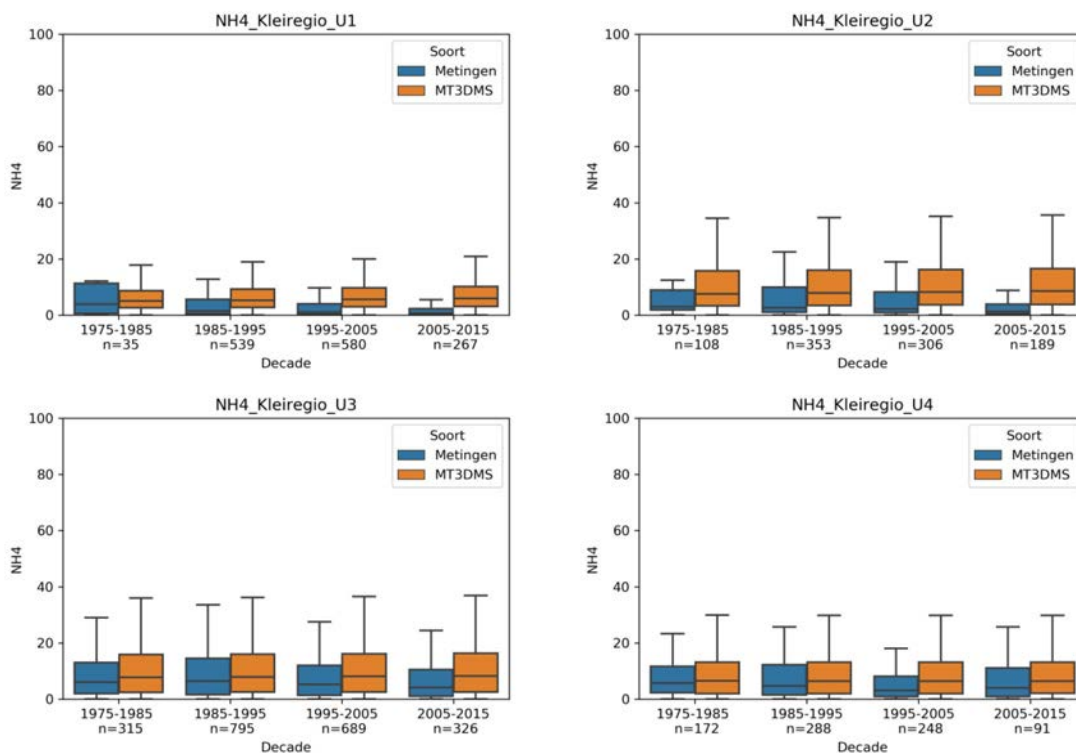
de metingen. Bedacht moet worden dat met name in de ondiepe dieptetrajecten (U1 en U2), de modelresultaten sterk aan ANIMO hangen. Dit is bijvoorbeeld te zien in de resultaten voor U1 in figuur 5.15. Bekend is dat, als gevolg van de wijze van initialiseren van ANIMO, de uitspoeling in ANIMO in het begin van de simulatieperiode wat overschat wordt. Dat wordt teruggevonden in de resultaten van MT3DMS.



Figuur 5.14 LMM-regio's.



Figuur 5.15 Vergelijking tussen model en de metingen, voor nitraat in LMM-regio Zand-zuid. De boxplots vergelijken de statistieken van de meetwaarden met de statistieken van alle cellen binnen het diepte interval. n = aantal meetlocaties. Dieptetrajecten: U1 = 0-5 m-mv, U2 = 5-10 m-mv, U3 = 10-20 m-mv, U4 = 20-35 m-mv.



Figuur 5.16 Vergelijking tussen model en de metingen, voor ammonium in LMM-regio Klei.

5.4 Nutriënten in oppervlaktewater

5.4.1 Inleiding

In deze paragraaf worden de kalibratie- en validatieresultaten van het LKM beschreven aan de hand van het voorspellend vermogen van de berekende zomergemiddelde N-totaal- en P-totaalconcentraties in oppervlaktewater bij ongecorrigeerd en gecorrigeerd gebruik van de resultaten van de LKM-stoffenmodule. Het voorspellend vermogen is hierbij gekwantificeerd aan de hand van de 95%-foutfactor (Cleij en Visser, 2019; Roovaart et al., 2012).

Het LKM-instrumentarium is op twee punten gekalibreerd. Ten eerste zijn enkele retentieconfiguraties, waarbij de default afbraakconstanten voor bepaalde categorieën verlaagd of op 0 zijn gezet, geëvalueerd en is de configuratie met het beste voorspellend vermogen bij absoluut gebruik van de modelresultaten op SWU-niveau geselecteerd. Ten tweede zijn correctiefactoren voor de zomergemiddelde N-totaal- en P-totaalconcentraties op waterlichaamniveau, zoals berekend in de LKM-stoffenmodule, bepaald voor gebruik binnen de LKM-module 'Correctie N&P-concentraties'. Beide kalibraties zijn uitgevoerd a.d.h.v. modelresultaten en meetgegevens voor de jaren 2010-2014.

Het instrumentarium is gevalideerd middels een schatting van de 95%-foutfactoren voor de al dan niet gecorrigeerde zomergemiddelde N-totaal- en P-totaalconcentraties voor waterlichamen aan de hand van modelresultaten en meetgegevens voor de jaren 2010-2014, plus een check voor 2015 waarbij het percentage al dan niet gecorrigeerde modelresultaten is bepaald dat binnen de 95%-foutmarge blijft.

De bij de kalibratie en validatie gebruikte meetgegevens zijn afkomstig uit KRW-NUTrend (<http://krw-nutrend.nl/>).

5.4.2 Voorspellend vermogen

Ten behoeve van een beoordeling van het voorspellend vermogen van de met het LKM berekende ongecorrigeerde (absoluut gebruik) en gecorrigeerde (relatief gebruik) nutriëntconcentraties, is een betrouwbaarheidsinterval in de vorm van de 95%-foutfactor als indicator gebruikt (Cleij & Visser, 2019; Roovaart et al., 2012). Gegeven een berekende concentratie en een geschatte 95%-foutfactor *CF* (van *Confidence Factor*) betekent dit dat een corresponderende gemeten concentratie met ongeveer 95% betrouwbaarheid zal liggen in de range:

$$\frac{\text{Berekend}}{CF} \dots CF * \text{Berekend}$$

Een dergelijk betrouwbaarheidsinterval hoeft niet noodzakelijkerwijs 'symmetrisch' te zijn in zin dat de kans dat de gemeten concentratie beneden de onderste grens ligt, niet gelijk hoeft te zijn aan de kans dat de gemeten concentratie boven de bovenste grens ligt. Met name in geval van systematische verschillen tussen berekend en gemeten, zal er sprake zijn van een asymmetrisch betrouwbaarheidsinterval, en representeert de foutfactor zowel het toevallige als het systematische deel van de verschillen tussen berekende en gemeten waarden.

Voor het gebruik van de niet-gecorrigeerde N- en P-concentraties is de foutfactor geschat, uitgaande van een foutmodel, waarbij het verschil tussen een gemeten en een berekende waarde wordt beschreven a.d.h.v. een systematische en een toevallige fout, in concreto door de verhouding van de berekende en gemeten concentratie te beschrijven middels een lognormale verdeling, waarbij de mediaan niet noodzakelijkerwijs gelijk is aan 1. De mediaan is hierbij een maat voor de systematische fout. Bij afwezigheid van een systematische fout zal deze 'bias factor' gelijk zijn aan 1. De grootte van de toevallige fout wordt in dit model verondersteld evenredig te zijn aan de concentratie.

Bij het relatief gebruik van de modelresultaten wordt ook verondersteld dat het verschil tussen een gemeten en een berekende waarde wordt beschreven a.d.h.v. een systematische en een toevallige fout, met dien verstande dat nu de systematische fout afhankelijk wordt verondersteld van het type schematiseringselement, knooppunt (SWU en basin node) of waterlichaam, en de plaats van het element binnen de schematisering. Voor het bepalen van de foutfactor wordt ook weer uitgegaan van een lognormale verdeling van de verhouding berekend/gemeten, maar waar nu de mediaan ('specific bias factor') varieert met het beschouwde element binnen de schematisering.

Bij de kalibratie en validatie van het LKM zijn foutfactoren bij absoluut en relatief modelgebruik geschat op SWU- en waterlichaamniveau. Deze foutfactoren kunnen geschat worden aan de hand van een 'kalibratie-/validatieset' in de vorm van een verzameling van reeksen met meetwaarden en (ongecorrigeerde) modelresultaten voor een representatieve verzameling van SWU's, respectievelijk (regionale) waterlichamen van de LKM-schematisering. De schatting van de foutfactoren bij relatief modelgebruik vereist dat een reeks met meet- en modelresultaten uit minstens twee jaren (twee zomergemiddelde concentraties) bestaat.

Bij de bepaling van de foutfactor voor het gebruik van ongecorrigeerde modelresultaten a.d.h.v. een kalibratie-/validatieset wordt eerst de biasfactor geschat aan de hand van:

$$\ln(BF) = \frac{1}{q} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (\ln(M_{i,j}) - \ln(O_{i,j}))$$

Waarbij

- BF : Geschatte biasfactor
- ln : Natuurlijke logaritme
- n : Aantal schematiseringselementen in de kalibratie-/validatieset
- m_i : Grootte van de reeks met meet- en modelresultaten voor schematiseringselement i
- $M_{i,j}$: Gemodelleerde (niet-gecorrigeerde) concentratie j voor schematiseringselement i (met 'M' van *Modelled*)
- $O_{i,j}$: Gemeten concentratie j voor schematiseringselement i (met 'O' van *Observed*)

En

$$q = \sum_{i=1}^n m_i$$

De toevallige fout in het verschil tussen de berekende en gemeten waarden wordt in de lognormale verdeling gerepresenteerd door de standaarddeviatie van de natuurlijke logaritme van dit verschil. Deze kan geschat worden aan de hand van:

$$SD_{abs} = \sqrt{\frac{1}{q-1} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (\ln(M_{i,j}) - \ln(O_{i,j}) - \ln(BF))^2}$$

Met parameters BF en SD_{abs} is de lognormale verdeling volledig gedefinieerd en kan de 95%-foutfactor voor absoluut modelgebruik,

$$CF_{abs,95}$$

bepaald worden. Voor deze foutfactor bestaat geen analytische uitdrukking waardoor deze moet worden bepaald via een iteratieve procedure die is geïmplementeerd in Excel met hulp van de *Solver*.

Relatief rekenen

Het gebruik van gecorrigeerde modelresultaten vereist allereerst een schatting van de correctiefactoren voor de beschouwde verzameling van schematiseringselementen. Hiervoor is een kalibratie-/validatieset nodig met voor al deze schematiseringselementen een reeks meetwaarden en (ongecorrigeerde) modelresultaten van minimaal twee jaar. De correctiefactoren kunnen dan bepaald worden a.d.h.v. de 'specific bias factor' voor elk schematiseringselement:

$$\ln(sBF_i) = \overline{\ln(M_i) - \ln(O_i)} = \frac{1}{m_i} \sum_{k=1}^{m_i} (\ln(M_{i,k}) - \ln(O_{i,k}))$$

De schatting voor de correctiefactor uit paragraaf 2.3.3 voor schematiseringselement i (F_i) kan dan berekend worden als:

$$F_i = \frac{1}{sBF_i}$$

De foutfactor, behorend bij het gebruik van deze correctiefactoren, kan bepaald worden door eerst de standaarddeviatie van de toevallige fout te schatten op basis van één enkele reeks met meet- en modelresultaten uit de validatie-/kalibratie set met een lengte van minimaal 2. Deze schatting voor reeks i ziet er als volgt uit:

$$SD_{rel,i} = \sqrt{\frac{1}{m_i-1} \sum_{j=1}^{m_i} (\ln(M_{i,j}) - \ln(O_{i,j}) - \ln(sBF_i))^2} \quad \text{voor } m_i > 1$$

De standaarddeviatie, geschat op basis van alle reeksen van de kalibratie/validatie set, kan dan berekend worden conform:

$$SD_{rel} = \sqrt{\sum_{i=1}^n ((m_i - 1) * SD_{rel,i}^2) / \sum_{i=1}^n (m_i - 1)}$$

Waarbij

$$SD_{rel,i} = 0 \text{ voor reeksen met } m_i = 1$$

waardoor de standaarddeviatie feitelijk alleen bepaald wordt op basis van reeksen met een minimale lengte van twee jaar.

Dit levert de volgende schatting van de 95%-foutfactor (95% confidence factor) voor relatief modelgebruik op:

$$CF_{rel,95} = e^{z_{95} \sqrt{(1+m_{eff}^{-1}) * SD_{rel}}}$$

Waarbij

z_{95} : (100-95)/2 = 2.5 percentiel punt van de standaard normale verdeling

m_{eff} : effectieve lengte van de reeksen in de kalibratie-/validatieset

De effectieve lengte van de reeksen van de kalibratie-/validatieset kan via een iteratieve procedure bepaald worden, die in Excel geïmplementeerd kan worden m.b.v. de Solver. Voor een benadering van de effectieve lengte bestaat een analytische uitdrukking:

$$m_{eff} \approx \left(\sum_m \frac{fr_m}{m} \right)^{-1}$$

Waarbij

fr_m : fractie van het aantal reeksen in de kalibratie/validatie set met lengte m

Uit de bovenstaande expressie voor de foutfactor is af te lezen dat de foutfactor kleiner wordt naarmate de (effectieve) lengte van de reeksen in de kalibratie/validatie groter is. Lange reeksen verdienen dus de voorkeur bij het bepalen van de correctiefactoren.

5.4.3 Kalibratie-/validatieset

Ten behoeve van kalibratie en validatie is een verzameling meetgegevens samengesteld, gekoppeld aan modelresultaten. Deze kalibratie-/validatieset bestaat uit een deelset op SWU-niveau en één op KRW-waterlichaamniveau. De SWU=deelset bestaat uit SWU's van zoete of brakke KRW-waterlichamen, gekoppeld aan een KRW-meetpunt en met gemeten zomergemiddelde N-totaal- en P-totaalconcentraties voor de jaren 2010-2015. De waterlichaam-deelset bestaat uit zoete en brakke KRW-waterlichamen, gekoppeld aan één of meer KRW-meetpunten en met gemeten zomergemiddelde N-totaal- en P-totaalconcentratie, ook voor de jaren 2010-2015. De meetgegevens zijn afkomstig uit KRW-NUTrend (<http://krw-nutrend.nl/>) en aangevuld met data van waterschap Scheldestromen voor waterlichamen, waarvoor in de KRW-NUTrend database alleen 'geprojecteerde' concentraties aanwezig waren (concentraties, 'geleend' van een ander gelijkend waterlichaam). Vanwege verschillend gebruik zijn beide deelsets verder onderverdeeld in een deel voor de jaren 2010-2014 en het jaar 2015, en is verder nog een onderscheid gemaakt naar de gebruikte retentieconfiguratie, de beschouwde parameter en of de modelresultaten ongecorrigeerde of gecorrigeerde waarden betreffen. Tabel 5.4 geeft het overzicht van de verschillende deelsets.

Tabel 5.4 Karakterisering van de deelsets van de kalibratie-/validatieset (# elem. = aantal schematiseringselementen; # conc. paren = aantal combinaties van een gemeten en een berekende concentratie; # paren / elem. = gemiddeld aantal combinaties per element).

Code	Schematiserings element	Periode	Retentie config.	Parameter	Modelresultaten	# elem.	# conc. paren	# paren / elem.
SWU-1a	SWU	2010-2014	1	N-totaal	Ongecorrigeerd	905	3711	4.10
SWU-1b	SWU	2010-2014	1	P-totaal	Ongecorrigeerd	905	3758	4.15
SWU-2a	SWU	2010-2014	2	N-totaal	Ongecorrigeerd	905	3711	4.10
SWU-2b	SWU	2010-2014	2	P-totaal	Ongecorrigeerd	905	3758	4.15
SWU-3a	SWU	2010-2014	3	N-totaal	Ongecorrigeerd	905	3711	4.10
SWU-3b	SWU	2010-2014	3	P-totaal	Ongecorrigeerd	905	3758	4.15
SWU-3a	SWU	2010-2014	4	N-totaal	Ongecorrigeerd	905	3711	4.10
SWU-4b	SWU	2010-2014	4	P-totaal	Ongecorrigeerd	905	3758	4.15
WI-1a	Waterlichaam	2010-2014	4	N-totaal	Ongecorrigeerd	674	3121	4.63
WI-1b	Waterlichaam	2010-2014	4	P-totaal	Ongecorrigeerd	675	3169	4.69
WI-2a	Waterlichaam	2015	4	N-totaal	Ongecorrigeerd	656	656	1
WI-2b	Waterlichaam	2015	4	P-totaal	Ongecorrigeerd	658	658	1
WI-3a	Waterlichaam	2015	4	N-totaal	Gecorrigeerd	656	656	1
WI-3b	Waterlichaam	2015	4	P-totaal	Gecorrigeerd	658	658	1

De SWU-deelsets zijn gebruikt voor de selectie van de retentieconfiguratie op basis van ongecorrigeerde modelresultaten (paragraaf 5.4.4). De waterlichaam-deelsets voor 2010-2014 zijn gebruikt voor de berekening op basis van de geselecteerde retentieconfiguratie (nr. 4) van correctiefactoren op waterlichaamniveau (paragraaf 5.4.5). De waterlichaam-deelsets 2010-2014 zijn ook, samen met de waterlichaam-deelsets voor 2015, gebruikt voor de validatie van de berekende ongecorrigeerde en gecorrigeerde modelresultaten (paragraaf 5.4.6).

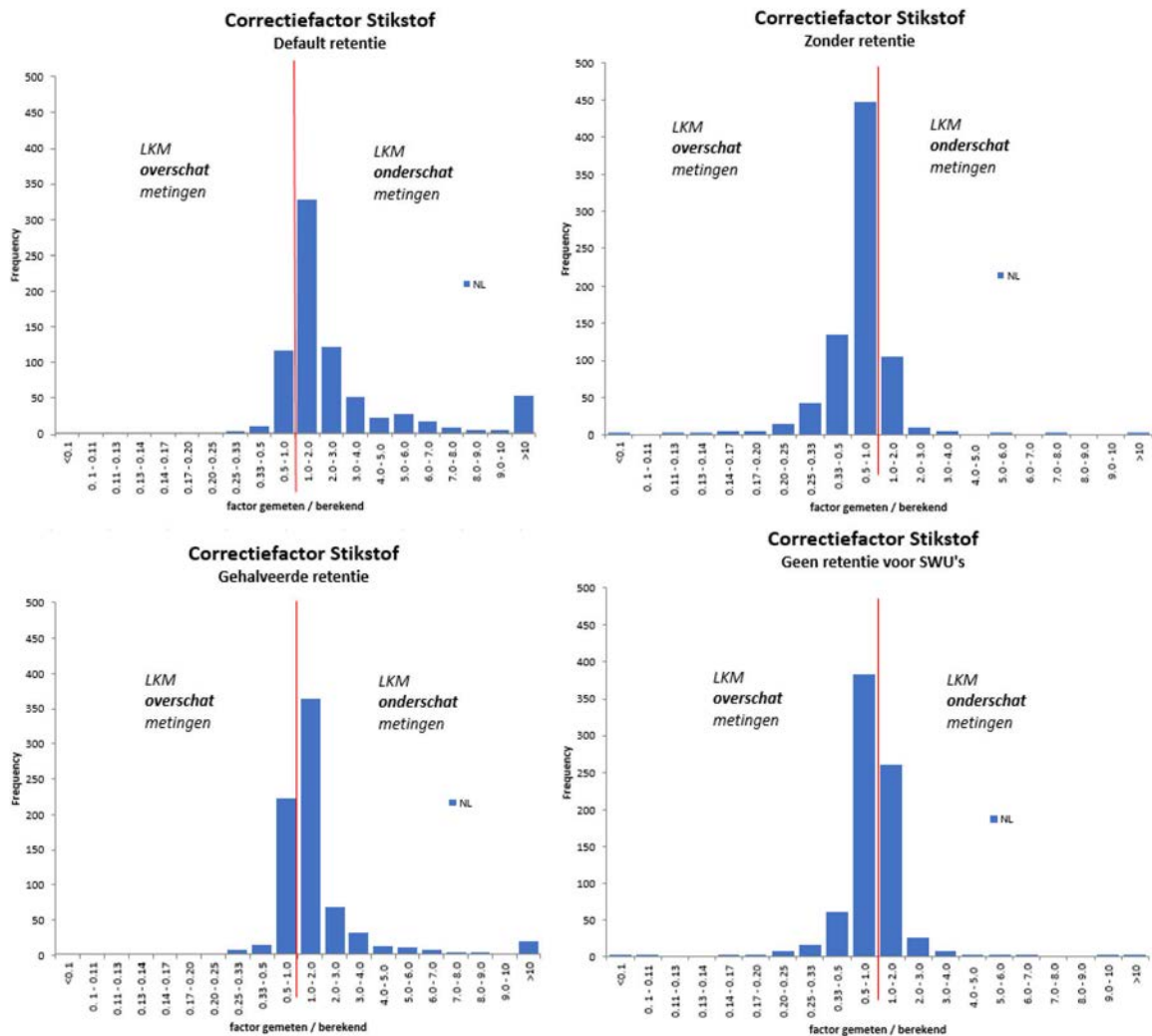
5.4.4 Selectie retentieconfiguratie

Met de default afbraakconstanten (paragraaf 3.4.4) worden vaak (veel) te lage concentraties berekend. Om deze reden zijn enkele alternatieve 'retentieconfiguraties' getest, waarbij de afbraakconstanten voor bepaalde retentiecategorieën binnen de LKM schematisering zijn verlaagd of op 0 zijn gezet. De geteste retentieconfiguraties, inclusief de default configuratie, zijn:

1. *Default retentie*: afbraakconstanten uit paragraaf 3.4.4.
2. *Gehalveerde retentie*: afbraakconstanten voor basin nodes en SWU's in de retentiecategorieën Hoog-Nederland en Laag-Nederland gehalveerd.
3. *Geen retentie*: alle afbraakconstanten op 0 gezet.
4. *Geen retentie voor SWU's*: afbraakconstanten voor SWU's in de retentiecategorieën Hoog-Nederland en Laag-Nederland op 0 gezet.

Omdat de afbraak mede afhankelijk is van verblijftijd, is ook de verblijftijd (Bijlage 12) in de basinnodes en SWU's verkend. Als de verblijftijd in de SWU's kort is, hebben de afbraakconstanten minder effect dan wanneer de verblijftijd groot is. Uit de vergelijking is gebleken dat de verblijftijden in SWU's gemiddeld lager zijn dan in de basin nodes, zoals verwacht, maar ook dat een aanzienlijk deel van de SWU's een verblijftijd heeft van meer dan 5 dagen en er daarom met de default retentie een groot aandeel van de nutriënten in de SWU's verdwijnt. Dit is de reden dat in configuratie 4 de retentie voor de SWU's op nul is gezet, om te voorkomen dat we netto met een te hoge retentie rekenen.

Voor de verschillende retentieconfiguraties zijn de correctiefactoren op SWU-niveau bepaald. Hierbij is gebruikgemaakt van deelset 'SWU 2010-2014' van de kalibratie-/validatieset. Deze correctiefactoren geven een indruk van de over- of onderschatting van de retentie op specifieke plaatsen in de schematisering. De resultaten van deze doorrekening voor de verschillende retentieconfiguraties zijn weergegeven in figuur 5.17 en 5.18.

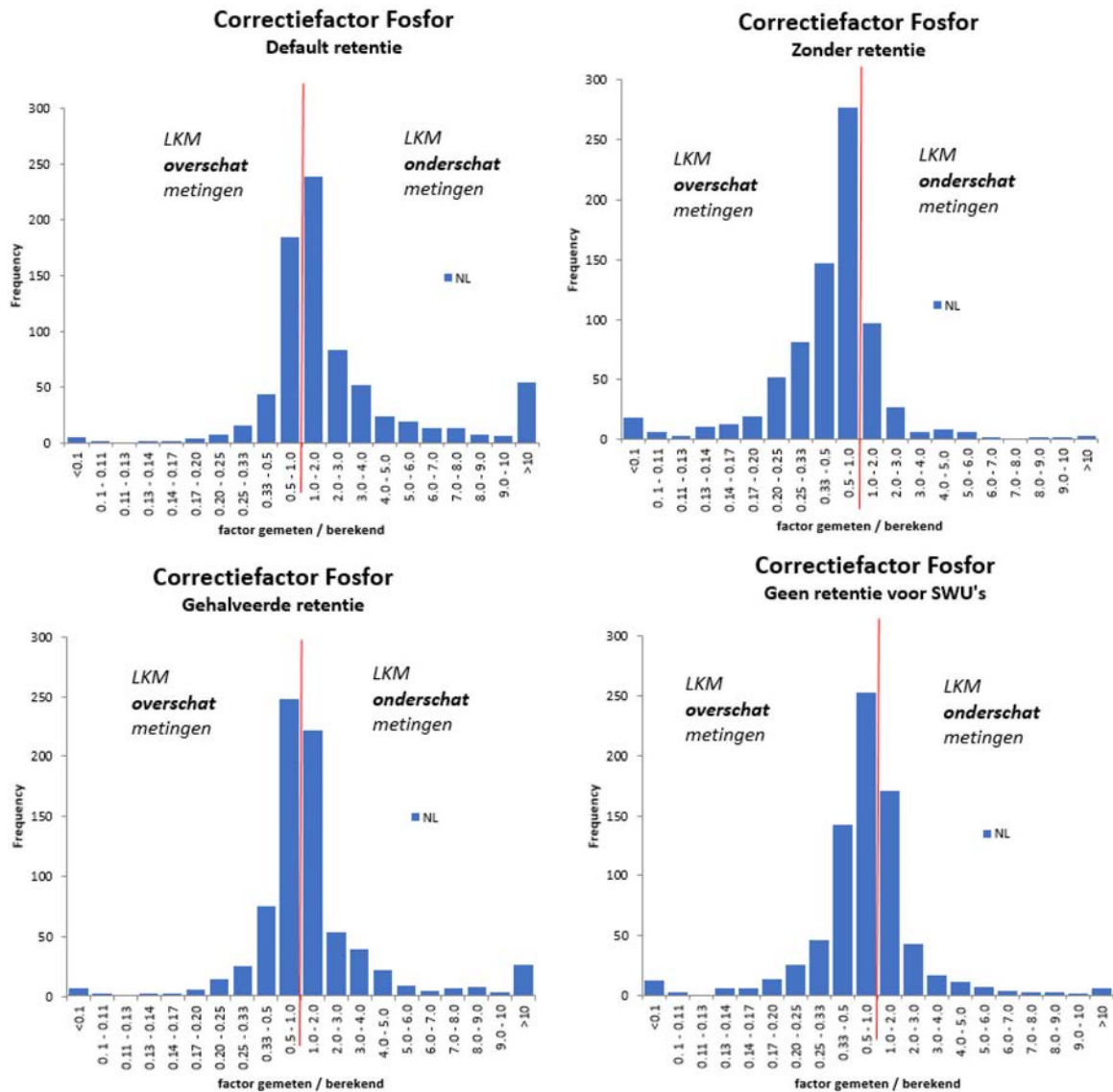


Figuur 5.17 Histogram van aantal SWU's ('frequency') per grootte klasse van de correctiefactor voor zomergemiddeld N-totaal voor het jaar 2015. De correctiefactor geeft aan of het LKM de N-totaalconcentraties overschat (links van de rode lijn) of onderschat (rechts van de rode lijn).

De figuren 5.17 en 5.18 zijn tot stand gekomen nog zonder de update van waterschap Scheldestromen van de NUTrend data en zonder de toepassing van minimumwaarden voor de berekende concentraties (Bijlage 10).

Voor de default retentie is er gemiddeld genomen een onderschatting door het model voor zowel stikstof als fosfor. Voor de berekening zonder retentie zien we voor fosfor meer overschatting dan onderschatting, voor stikstof ook, maar in mindere mate. Met een gehalveerde retentie is er voor fosfor gemiddeld genomen een lichte overschatting te zien, terwijl voor stikstof er een lichte onderschatting te zien is. Ten slotte is er voor de configuratie zonder retentie voor SWU's voor beide (stikstof en fosfor) een lichte overschatting te zien, maar zijn er ook minder extreme onder- of overschattingen. Voor configuraties 2 t/m 3 treedt een grote verlaging van de foutfactor op in vergelijking met de default retentie (configuraties 1). Dit suggereert dat de default retentie te veel N en P verwijderd uit het systeem.

Voor de definitieve selectie van een retentieconfiguratie zijn de 95%-foutfactoren bij het gebruik van de on gecorrigeerde modelresultaten bepaald voor de vier retentieconfiguraties. De resultaten staan in tabel 5.5 voor de deelset 'SWU 2010-2014' van de kalibratie-/validatieset.



Figuur 5.18 Histogram van aantal SWU's ('frequency') per grootte klasse van de correctiefactor voor zomergemiddeld P-totaal voor het jaar 2015. De correctiefactor geeft aan of het LKM de N-totaalconcentraties overschat (links van de rode lijn) of onderschat (rechts van de rode lijn).

Tabel 5.5 Foutfactor (95%), Bias Factor (BF) en Modelling Efficiency (ME) bij gebruik van ongecorrigeerde LKM 2.4 modelresultaten op SWU niveau voor verschillende retentieconfiguraties.

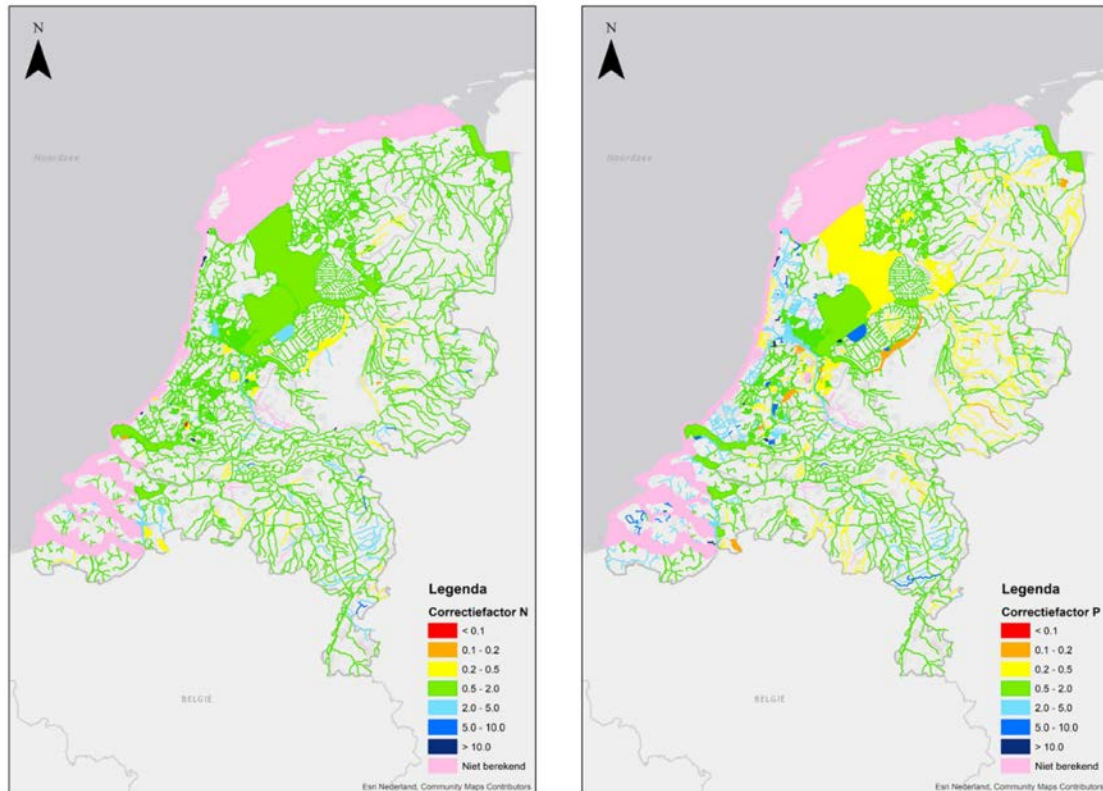
Retentieconfiguratie	N-totaal			P-totaal		
	Foutfactor (95%)	BF	ME	Foutfactor (95%)	BF	ME
1. Default retentie	14.02	0.43	-4.85	13.98	0.55	-1.11
2. Zonder retentie	3.62	1.45	-0.37	7.70	1.76	-0.28
3. Gehalveerde retentie	6.61	0.65	-1.88	8.25	0.82	-0.34
4. Geen retentie voor SWU's	3.28	1.06	-0.13	6.74	1.29	-0.10

De *biasfactor* staat voor het geometrisch gemiddelde van de verhouding gemodelleerd/gemeten (en is daarmee rechtstreeks gerelateerd aan de correctiefactoren van de figuren 5.16 en 5.17). De biasfactor, met ideale waarde 1, geeft het systematische deel van de verschillen tussen gemodelleerd en gemeten weer. De biasfactoren voor de retentieconfiguratie 1 laten bijvoorbeeld zien dat het model met default afbraakconstanten de N- en P-concentraties met gemiddeld ongeveer een factor 2 onderschat.

Tabel 5.5 laat zien dat de keuze voor retentieconfiguratie 4, voor zowel N-totaal als P-totaal, tot de kleinste foutfactoren leidt. Deze foutfactoren zijn echter nog zeer groot, met name voor P. Alle modellering efficiency cijfers zijn negatief, hetgeen in feite betekent dat de modelresultaten niet bruikbaar zijn voor het doen van voorspellingen. Een correctie van de modelresultaten middels relatief rekenen is minimaal noodzakelijk.

5.4.5 Kalibratie correctiefactoren nutriëntconcentraties

Correctiefactoren voor zomergemiddeld N-totaal en P-totaal op waterlichaamniveau zijn berekend (paragraaf 5.4.2) op basis van deelset 'waterlichaam 2010-2014' van de kalibratie-/validatieset (paragraaf 5.4.3) en retentieconfiguratie 4. Zie figuur 5.19 voor een ruimtelijk beeld van de berekende correctiefactoren.



Figuur 5.19 Ruimtelijke weergave van de berekende correctiefactoren op waterlichaamniveau voor N-totaal (links) en P-totaal (rechts).

5.4.6 Validatie concentraties voor waterlichamen

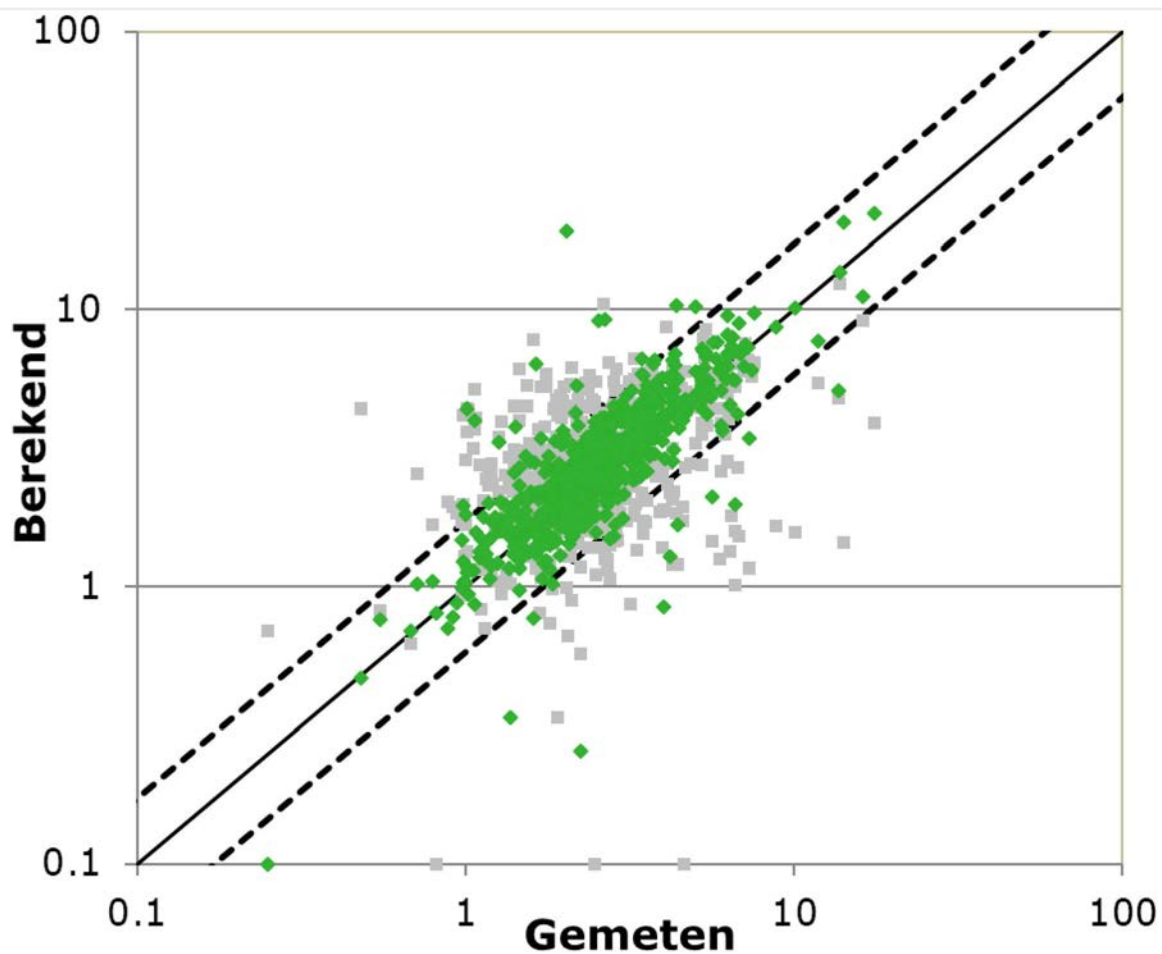
Een validatie van de ongecorrigeerde en gecorrigeerde modeluitkomsten voor zomergemiddeld N-totaal en P-totaal voor KRW-waterlichamen is uitgevoerd middels een schatting van de 95%-foutfactoren aan de hand van deelsets voor waterlichamen 2010-2014 van de kalibratie-/validatieset. Het resultaat is weergegeven in tabel 5.6.

Tabel 5.6 Foutfactor (95%), Bias Factor (BF) en Modelling Efficiency (ME) voor de ongecorrigeerde en gecorrigeerde modelresultaten op waterlichaamniveau, bepaald o.b.v. de deelsets WI-1a en WI-1b van de kalibratie-/validatieset.

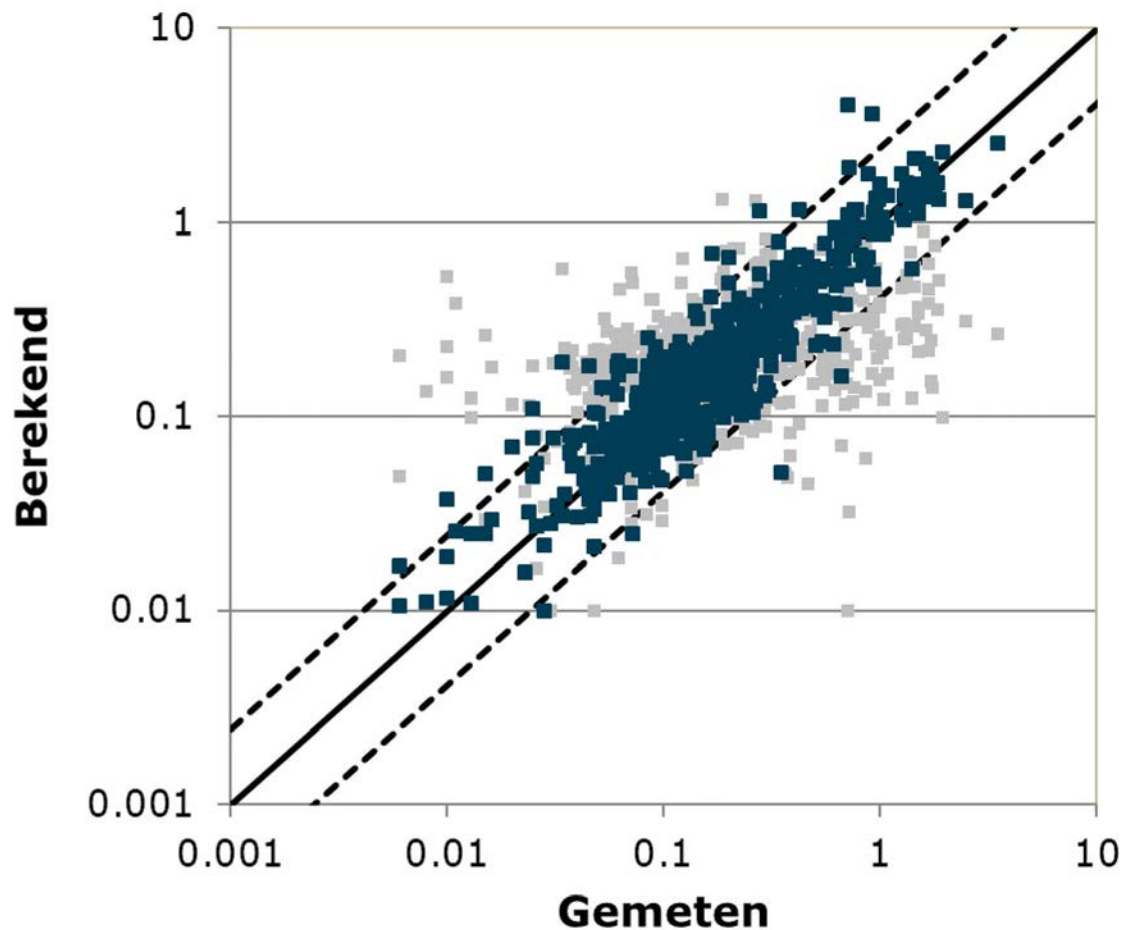
Parameter	Ongecorrigeerd			Gecorrigeerd	
	Foutfactor (95%)	BF	ME	Foutfactor (95%)	ME
N-totaal	3.33	0.99	-0.351	1.72	0.723
P-totaal	6.94	1.06	0.017	2.42	0.796

De foutfactoren voor ongecorrigeerde modelresultaten laten (zeer) hoge foutfactoren zien, vergelijkbaar met de corresponderende foutfactoren op SWU-niveau. De biasfactoren liggen dichtbij 1, nog wat dichter bij 1 dan de biasfactoren op SWU-niveau, hetgeen betekent dat de hoge waarden van de foutfactoren niet worden veroorzaakt door een model-brede systematische fout in de modelresultaten. Dit mag gezien worden als het resultaat van de gewijzigde retentieconfiguratie. De foutfactoren voor de gecorrigeerde modelresultaten laten een duidelijke verbetering zien t.o.v. de cijfers voor de ongecorrigeerde modelresultaten, maar zijn nog steeds, met name voor P-totaal, hoog. Bij het gebruik van de gecorrigeerde modelresultaten moet nog altijd rekening gehouden worden met een fout van ruwweg een factor 2, voor N-totaal wat minder dan een factor 2 en voor P-totaal wat meer dan een factor 2. De modellings efficiencies voor de ongecorrigeerde modelresultaten laten vergelijkbare cijfers zien met die voor het SWU-niveau, met dezelfde conclusie dat de modelresultaten ook op waterlichaamniveau niet bruikbaar zijn. De voorspellingen van het model zijn niet (N-totaal) of nauwelijks (P-totaal) beter dan het gebruiken van het gemiddelde van de meetresultaten als voorspelling voor elke situatie. De modellings efficiencies voor de gecorrigeerde modelresultaten laten echter betere cijfers zien, met de conclusie dat de correctie via het relatief rekenen ervoor heeft gezorgd dat de voorspellingen duidelijk beter zijn dan het gebruik van het gemiddelde van de meetresultaten.

Daarnaast zijn de correctiefactoren ook gebruikt voor het berekenen van de ongecorrigeerde en gecorrigeerde concentraties voor 2015 en is een vergelijking gemaakt met gemeten waarden (kalibratie-/validatiedeelsets *WI-2a* t/m *WI-3b*). Zie de figuren 5.19 en 5.20, waarbij de gemodelleerde concentraties zijn uitgezet tegen de gemeten waarden.



Figuur 5.20 Berekende zomergemiddelde N-totaalconcentraties (in mg/L) voor KRW-waterlichamen in 2015, ongecorrigeerd (grijs) en gecorrigeerd (blauw), uitgezet tegen de gemeten waarden (getrokken lijn: 1:1-lijn; onderbroken lijnen: de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen volgens de 95%-foutfactor voor gecorrigeerde modelresultaten).



Figuur 5.21 Berekende zomergemiddelde P-totaalconcentraties (in mg/L) voor KRW-waterlichamen in 2015, ongecorrigeerd (grijs) en gecorrigeerd (blauw), uitgezet tegen gemeten waarden (getrokken lijn: 1:1-lijn; onderbroken lijnen: de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen volgens de 95%-foutfactor voor gecorrigeerde modelresultaten).

De data uit figuur 5.20 en 5.21 zijn gebruikt om te bepalen welk percentage van de meetresultaten binnen de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval van de 95%-foutfactor valt. Deze resultaten staan in tabel 5.7.

Tabel 5.7 Percentages gemeten zomergemiddelde concentraties vallend binnen de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval van de 95%-foutfactor rond het ongecorrigeerde en gecorrigeerde modelresultaat.

Parameter	Ongecorrigeerd modelresultaat	Gecorrigeerd modelresultaat
N-totaal	95.0	93.8
P-totaal	95.1	94.8

Tabel 5.7 laat een zeer goede overeenkomst zien met de theoretische betrouwbaarheid van 95%. Alleen het cijfer voor N-totaal/gecorrigeerd wijkt wat verder van 95%.

Het foutmodel achter de foutfactoren bij relatief rekenen bestaat uit een lognormale verdeling voor de verhouding gemodelleerd/gemeten, waarbij de grootte van toevallige fout constant verondersteld wordt, dan wel niet varieert met de plaats binnen de schematisering. In werkelijkheid zal de toevallige fout variëren met de plaats binnen de schematisering. Zo zullen bijvoorbeeld concentraties in waterlopen nabij de grens nauwkeuriger gemodelleerd worden dan concentraties op meer stroomafwaarts gelegen locaties, gegeven het feit dat de gemodelleerde concentraties nabij de grens nog

sterk beïnvloed zullen zijn door de randvoorwaarden van het model bij de grens (gebaseerd op metingen). Dat betekent dat de veronderstelde lognormale verdeling met constante standaarddeviatie beter opgevat kan worden als een gemiddelde van de verdelingen van de toevallige modelfout over de verschillende locaties binnen de schematisering.

Ten slotte zijn de rekenresultaten gevalideerd op landelijk niveau aan de hand van een indeling van de N-totaal- en P-totaalconcentraties conform de KRW in de klassen *Goed*, *Matig*, *Ontoereikend* en *Slecht*. De tabellen 5.8 en 5.9 tonen het resultaat.

Tabel 5.8 Percentages KRW-waterlichamen vallend in de KRW-kwaliteitsklassen voor N-totaal, gemeten en berekend.

KRW klasse	Gemeten		Berekend	
	NUTrend 2015	Gemiddeld 2015-2017	Ongecorrigeerd 2015	Gecorrigeerd 2015
Goed	49.2	46.5	43.1	44.4
Matig	35.2	38.5	37.4	36.8
Ontoereikend	11.3	10.7	13.3	12.4
Slecht	4.3	4.3	6.1	6.4

Tabel 5.9 Percentages KRW-waterlichamen vallend in de KRW-kwaliteitsklassen voor P-totaal, gemeten en berekend.

KRW klasse	Gemeten		Berekend	
	NUTrend 2015	Gemiddeld 2015-2017	Ongecorrigeerd 2015	Gecorrigeerd 2015
Goed	49.8	50.9	35.8	48.4
Matig	31.5	30.2	39.9	31.2
Ontoereikend	12.6	12.0	17.5	12.9
Slecht	6.1	6.9	6.8	7.5

De cijfers onder 'Gemiddeld 2015-2017' zijn gebaseerd op de parameters zomergemiddeld N-totaal en zomergemiddeld P-totaal in het bestand met ecologische stuurvariabelen voor regionale KRW-waterlichamen van HaskoningDHV, aangevuld met zomergemiddelde concentraties voor de Rijkswateren uit NUTrend. In de meeste gevallen zal het hier gaan om gemiddelden over de jaren 2015-2017.

De cijfers laten zien dat de indeling in KRW-klassen voor de gecorrigeerde modelresultaten voor P-totaal goed overeenkomen met de indeling uit NUTrend. Voor N-totaal is de overeenkomst minder en laten de cijfers voor de gecorrigeerde modelresultaten een kleine verschuiving naar lagere klassen zien t.o.v. NUTrend.

De klasse-indeling voor de ongecorrigeerde modelresultaten laten voor N-totaal ook nog een redelijke overeenkomst zien met de NUTrend-cijfers, voor P-totaal wijkt deze indeling echter duidelijk af van de NUTrend-indeling.

In Bijlage 13 is nog een aantal aanvullende resultaten van de validatie van de LKM-modelresultaten weergegeven.

6 Integrale analyse en toets van resultaten

Geconstateerd is dat het wijzigen van de hydrologische informatie voor het topsysteem tot de grootste veranderingen in de berekende uit- en afspoeling leidt (paragraaf 4.4). Daarnaast zijn ook de mestverdeling en de mestgiften op een nieuwe manier bepaald. Deze invoergegevens worden, omdat zij in belangrijke mate de resultaten bepalen, voorafgaand aan de resultaten voor de deelsystemen geanalyseerd. Bij het toetsen wordt gekeken naar ruimtelijke patronen, temporele patronen, de absolute grootte van de doelvariabelen en het gedrag van de afwijkingen (de verschillen tussen gemeten en berekend) om te bepalen of er systematische fouten bestaan. Het schaalniveau van de toepasbaarheid is in de regionale pilots (STOWA in prep.) verkend en wordt aansluitend kort behandeld.

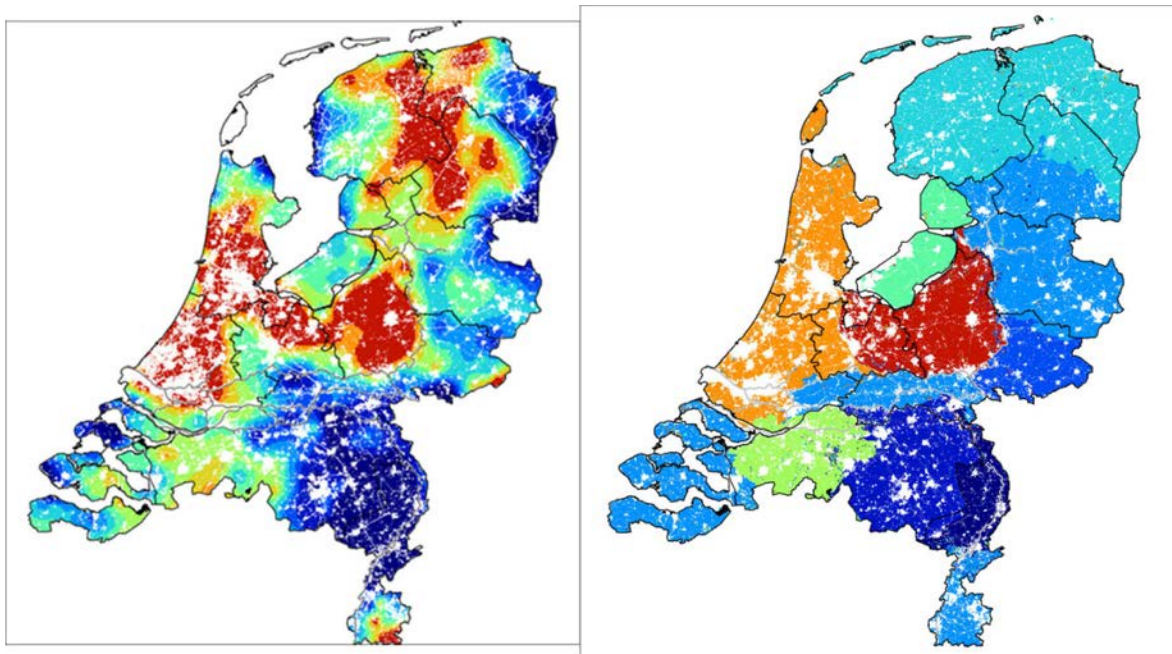
6.1 Waterhuishouding

Omdat de wijziging in de hydrologie tot de grootste verandering in de berekende uit- en afspoeling leidt, zijn de hydrologische balanst termen van LHM 3.5 vergeleken met STONE om mogelijke verschillen in patronen en resultaten te kunnen analyseren en duiden. De essentieelste informatie ten aanzien van modelcodes, schematisering en invoerbestanden van beide benaderingen staat in tabel 6.1.

Tabel 6.1 Modelcodes, schematisering en databestanden gebruikt in de hydrologie voor STONE en LHM.

	Deelsysteem	Hydrologie voor STONE 2.3	LHM 3.5
Modelcodes	Onverzadigde zone	SWAP (1D)	MetaSWAP (1D)
	Grondwater	SWAP (pseudo 2D)	MODFLOW
	Ontwatering	SWAP (pseudo 2D)	MODFLOW
	Afwatering	–	Mozart (regionaal) DM/LSM (landelijk)
Schematisering	Landsysteem	5 gewasgroepen, 9 gewassen	5 gewasgroepen, 23 gewassen
	Onverzadigde zone	21 PAWN-eenheden	370 fysisch-chemische eenheden
	Grondwater	Temporeel: statisch; Ruimtelijk: één freatisch pakket en één weerstand biedende laag	Temporeel: dynamisch; Ruimtelijk één freatisch pakket, 7 watervoerende pakketten en 6 weerstands biedende lagen
	Ontwatering	5 systemen met cel/SVAT specifiek berekende conductances, dieptes en peilen	5 systemen met drainageweerstand, dieptes per systeem en één opgelegd streefpeil per rekeneenheid
	Oppervlaktewater	N.v.t.	Knopen Afwateringseenheden (LSW's)
Data	Weer	14 KNMI-meteo-districten	Meteo data per cel tbv LHM (KNMI)
	Maaiveld	Digitale hoogtekaart (voorloper AHN)	AHN2
	Landgebruik	LGN3	LGN7
	Bodemprofiel	Bodemkaart 1:50.000	Idem met veenupdate
	Bodemfysisch	21 PAWN-bodemeenheden	370 fysisch-chemische eenheden
	Buisdrainage	Drainagekaart STONE	Drainagekaart LHM 3.5
	Ontwatering	Drainageparameters per Hydrotype en Gt	Specifieke gegevens waterschappen
	Doorlatendheid pakketten	NAGROM / REGIS	REGIS 2.1 aangevuld met informatie uit regionale modellen
	Onderrand	Gt-kaart 1990 en met NAGROM gekalibreerde onderrandflux	Met LHM berekende flux
	Peilen	Cultuurtechnisch Vademecum en peilen STONE	Gegevens waterschappen 2018
Rekeneenheid	6405 STONE-plots	Ca. 420.000 rekencellen	

Diepgaand analyseren van de oorzaken van de verschillen in de resultaten van beide instrumenten blijkt moeilijk als gevolg van de vele grote verschillen in modelcodes, schematisering en data. Illustratief voorbeeld is de stap waarmee de berekeningen beginnen, namelijk de neerslag als driver voor de hydrologie en daarmee het transport van stoffen. In STONE zijn de gemeten neerslag en de referentieverdamping van de hoofdstations in meteodistricten gebruikt, in het LHM wordt een ruimtelijk veel gedetailleerdere verdeling van de neerslag gebruikt (figuur 6.1) en eveneens een ruimtelijk geïnterpoleerd bestand voor verdamping. In STONE is sneeuwval meegenomen; dit proces ontbreekt in het LHM.



Figuur 6.1 Gemiddelde jaarlijkse neerslag gebruikt in LHM (links) en in hydrologie voor STONE (rechts).

Duidelijk zal zijn dat gebruik van dergelijk verschillende basisdata alleen al grote impact heeft op de resultaten. In combinatie met de andere verschillen in modelconcepten en schematisering is het heel lastig om diepgaand te vergelijken. De resulterende patronen in fluxen en emissies zouden op hoofdlijnen op elkaar moeten lijken; beide instrumenten beschrijven immers hetzelfde systeem met dezelfde waterhuishouding. Uiteindelijk moet daarom via toetsing aan meetgegevens worden bepaald hoe goed de instrumenten presteren. Om die reden zijn voor de ontwikkeling van het LWKM de verschillende versies van het LHM onafhankelijk gevalideerd met de dataset van de Landelijke Steekproef Kaartenheden (LSK). Dit betreft een landelijke validatie (Knotters, 2017, 2018a en b).

Vergelijken: (Bijlage 7) vergelijking van de kaartbeelden van LHM-balanstermen (Pouwels et al., 2018; Burgering et al., 2018) en de STONE-resultaten (Van Bakel et al., 2003) laat zien dat:

- Op veel meer locaties wordt berekend en dat de berekening in het LHM groter is. Opvallend is dat juist in Noord-Brabant de beregeningshoeveelheid klein is.
- De totale verdamping in het LHM groter is. Dit wordt veroorzaakt door de grotere bodemverdamping en interceptieverdamping, de gewasverdamping (transpiratie) is in de meeste gebieden juist kleiner (niet in zandgebieden zoals vermeld wordt in paragraaf 3.1.1).
- De oppervlakkige afstroming vergelijkbare patronen kent met daarbinnen grote verschillen tussen gebieden. Opvallend is dat STONE in Noord-Brabant géén oppervlakkige afstroming en maaiveld drainage berekende.
- De grondwateraanvulling (-voeding) in het LHM een gelijkmatiger beeld kent en systematisch lager is dan berekend voor STONE.
- De ontwateringsflux naar de systemen 1 (beken, rivieren en kanalen) en 2 (grotere waterlopen) in het LHM veel groter lijkt dan in STONE, en de ontwateringsflux naar systeem 3 (perceel sloten) en systeem 4 (buis drainage) in het LHM kleiner lijkt dan in STONE. In STONE worden de zandgebieden

ontwaterd via de perceelsslots en wordt laag Nederland ontwaterd via buisdrainage, in het LHM lijken met name de hellende zandgebieden te worden ontwaterd door de grotere waterlopen.

- Systeem 5 (ondiepe sloten en greppels) voert in STONE voornamelijk water af in de kleigebieden, in het LHM voert dit systeem vrijwel overal water af.
- De totale afvoer van beide modellen lijkt qua patronen op elkaar, waarbij de totale hoeveelheid in laag-Nederland in het LHM structureel lager is dan in STONE.
- De kwelflux en wegzijgingsflux over de onderrand van het topsysteem zijn moeilijk te vergelijken, omdat deze op andere dieptes zijn bepaald: voor STONE is generiek 13 m-mv gebruikt, voor het LHM een variabele diepte. De kwelflux in de beekdalen van hoog-Nederland is in het LWKM minder groot dan berekend voor STONE; LHM berekent vrijwel overal in deze zandgebieden opwaartse fluxen, waar STONE in het grootste deel van deze gebieden geen opwaartse flux kent. Voor laag-Nederland lijken de patronen meer op elkaar. Uitzondering zijn de polders waarvoor LHM behalve aan de randen nauwelijks kwelfluxen berekent.
- De wegzijgingsflux over de onderrand is in beide modellen het grootst onder stuwallen, de duinen en Zuid-Limburg en is het kleinst in laag-Nederland. De wegzijgingsflux is voor LHM vrijwel overal groter dan voor STONE.
- De GHG en GLG hebben voor beide modellen overeenkomstige patronen waarbij het LHM diepere grondwaterstanden berekent. Uitzondering zijn het Drents plateau en de IJsselmeerpolders. Opvallend zijn de voor vrijwel heel Limburg berekende zeer diepe grondwaterstanden in het LHM.

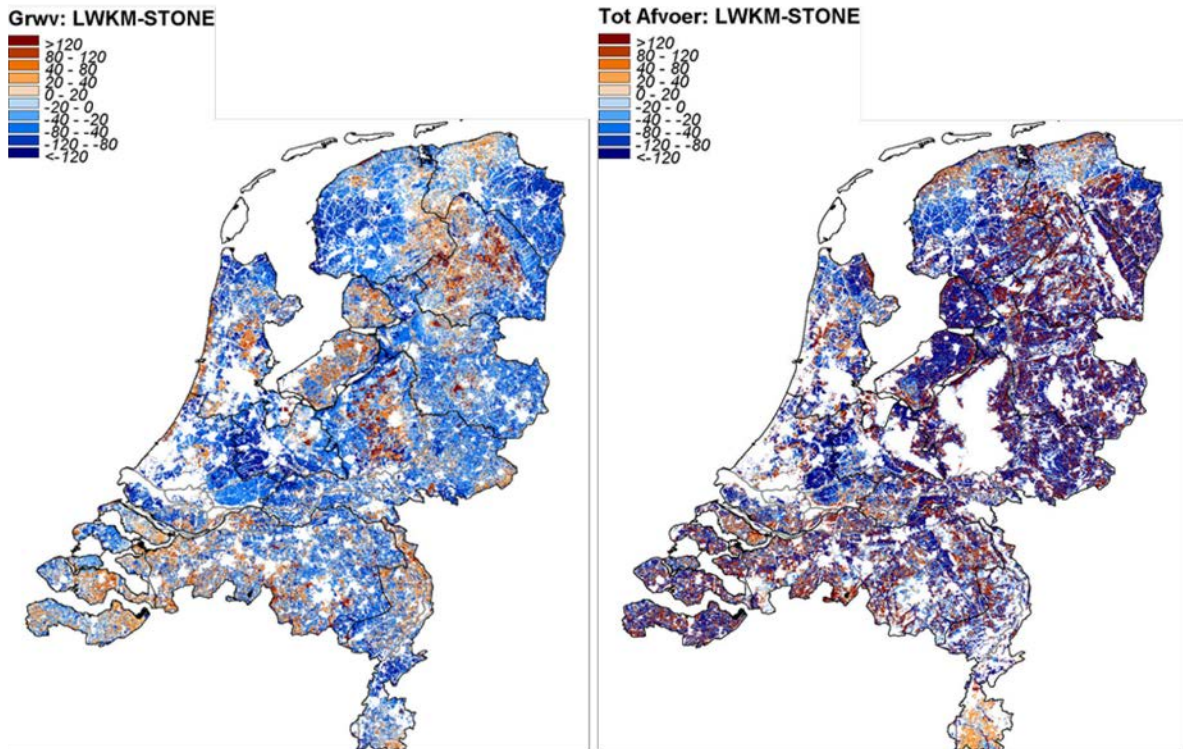
Voor de waterkwaliteitsberekeningen geven de verschillen in berekende grondwaterstanden en afvoeren snel inzicht in te verwachten veranderingen in de uit- en afspoeling naar grond- en oppervlaktewater; de grondwaterstanden beïnvloeden de denitrificatie en daarmee de concentraties nitraat in het bovenste grondwater.

6.1.1 Grondwateraanvulling en ontwatering

Omdat de grondwateraanvulling en de ontwateringsflux naar het oppervlaktewater de uitwisseling tussen het topsysteem en de ondergrond en het oppervlaktewater bepalen, is voor deze balansen het verschil tussen LHM en STONE bepaald (figuur 6.2).

Met de kanttekening dat deze flux voor beide instrumenten niet op dezelfde diepte wordt berekend, lijkt de grondwatervoeding in grote delen van Nederland in het LHM kleiner te zijn dan in STONE. Met name in het Groene Hart zijn deze verschillen groot. In een aantal gebieden (West-Brabant/Zeeland, Noord-Limburg, de Veluwe, de IJsselmeerpolders, het Drents plateau en het Hoge land) is de grondwateraanvulling in het LHM groter dan in STONE. Het areaal waar de grondwatervoeding van LHM kleiner is dan STONE is groter dan het areaal waar de grondwatervoeding van LHM groter is dan STONE.

De ontwateringsflux laat een veel diffuser beeld zien met grote variatie op korte afstand. Opvallend is de veel lagere ontwateringsflux in het LHM voor de IJsselmeerpolders en het Groene Hart. In Goeree-Overflakkee, Rivierenland, het Drents Plateau, Zuid-Limburg en Oost-Brabant lijkt de ontwateringsflux van LHM groter dan STONE te zijn. In het Groene Hart en de Flevopolders is de ontwateringsflux van LHM kleiner dan STONE.



Figuur 6.2 Verschil tussen door LWKM en STONE berekende grondwatervoeding (links) en waterafvoer uit de bodem (rechts) in mm/jr. Bij getallen groter dan 0 is de LWKM-waarde groter dan de STONE-waarde en bij getallen kleiner dan 0 is de LWKM-waarde kleiner dan de STONE-waarde.

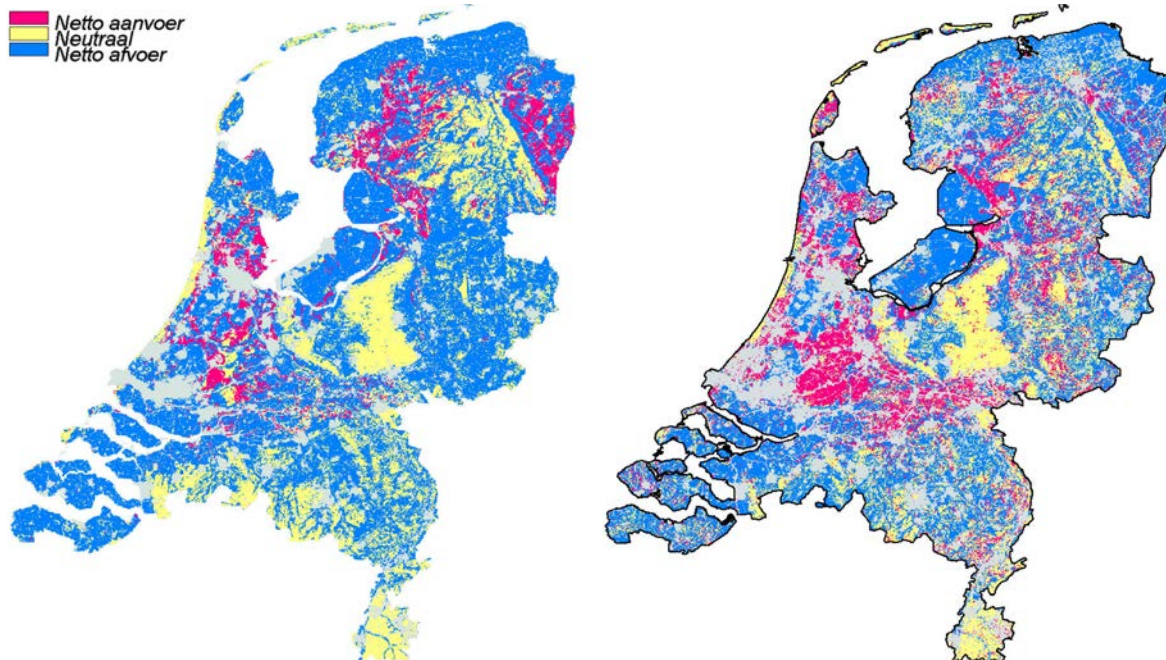
Wanneer de totale ontwatering uit de watersystemen wordt beschouwd (tabel 6.2), ontstaat een duidelijker beeld dan op basis van de figuren. Daartoe zijn de systemen 2 en 3 en 4 en 5 samengevoegd; 2 en 3 omdat er in het LHM veel overlap is tussen beide groepen, 4 en 5 omdat 5 in STONE alleen voorkomt in combinatie met 4 (wanneer er géén buisdrainage is zijn de greppels gedefinieerd als systeem 4).

Tabel 6.2 Procentuele bijdrage van de ontwateringssystemen 1 (beken, rivieren en kanalen), 2 (grotere waterlopen) en 3 (perceel sloten), en 4 (buisdrainage) en 5 (ondiepe sloten en greppels) aan de totale afvoer van de LHM-SVATs.

	Systeem 1	Systeem 2+3	Systeem 4+5	Totaal
LHM-SVAT	21.90%	50.20%	27.90%	100.00%
LHM-HRU	23.90%	49.90%	25.70%	99.60%
STONE	21.30%	36.40%	54.10%	111.70%

De verschillen in de bijdrage van systeem 1 aan de totale ontwatering zijn voor de verschillende modellen klein, grotere verschillen bestaan tussen de andere systemen. LHM ontwatert via de systemen 2 en 3 (waarbij de bijdrage van systeem 2 vijf keer zo groot is als de bijdrage van systeem 3), en ontwatert STONE via buisdrainage en/of greppels. Er zijn geen metingen beschikbaar om de verdeling over de detailontwatering te kunnen toetsen. Daarbij wordt opgemerkt dat de ruimtelijke indeling in ontwateringssystemen niet volledig vergelijkbaar is. In STONE is deze gebaseerd op de Top10-vectorkaart (Kroon et al., 2001); in het LHM is voor pleistoceen Nederland gebruikgemaakt van afvoercriteria.

Om een eerste indruk te krijgen van de interactie tussen grond- en oppervlaktewater, zijn kaarten vervaardigd van de netto zomerafvoeren berekend door STONE en door het LHM (figuur 6.3).



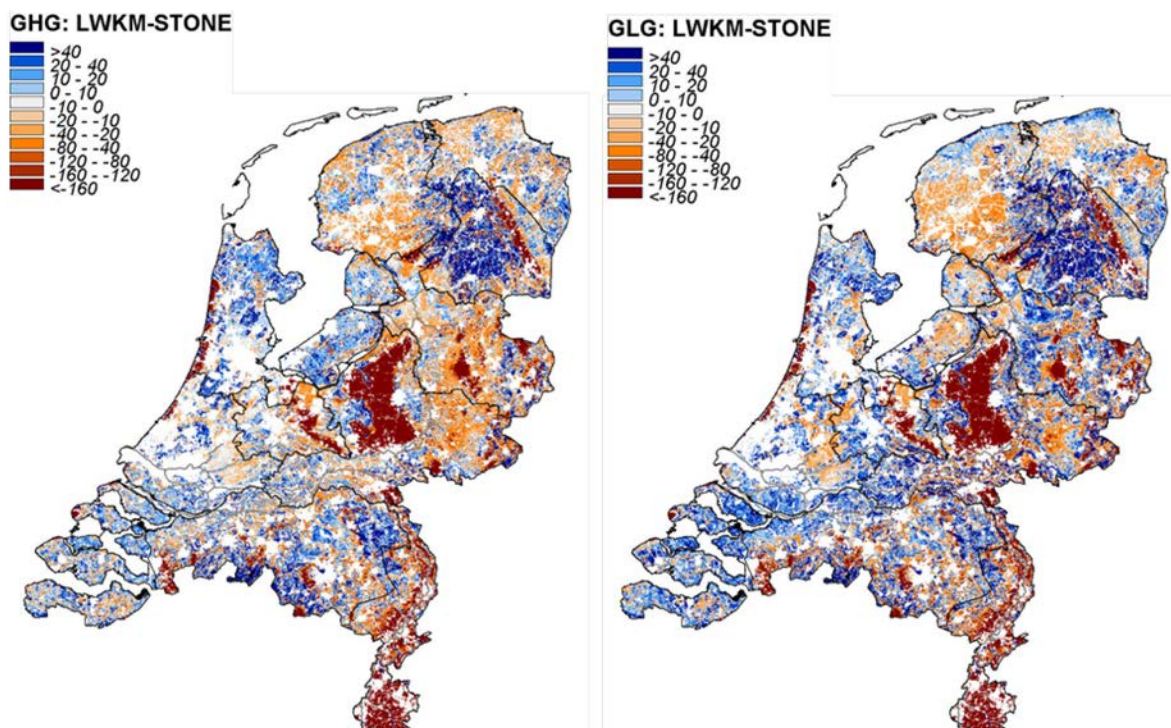
Figuur 6.3 Langjarig gemiddelde netto zomerafvoeren (som van alle drainage en infiltratiefluxen in de kwartalen 2 en 3, in mm) berekend met STONE (links) en het LHM (rechts), ingedeeld in klassen aanvoer, neutraal en afvoer. De klasse neutraal loopt van -10 mm naar +10mm.

De netto zomerafvoeren zijn berekend als som van alle infiltratie- en ontwateringsfluxen in het zomerhalfjaar. LHM lijkt de netto aanvoer in het veenweidegebied beter te beschrijven dan de hydrologie voor STONE, op de Veluwe en in het Oostelijk zandgebied wordt met de op LHM gebaseerde HRU's netto infiltratie berekend waar dat niet wordt verwacht. De Waddeneilanden mogen niet in de vergelijking worden betrokken, deze zijn niet in het LHM opgenomen en de toegekende HRU's zijn 'geleend' van het vaste land. In Friesland en Groningen berekent STONE meer netto infiltratie dan de HRU's op basis van LHM.

6.1.2 Grondwaterstanden

Deze verschillen werken door in de grondwaterstanden en in de berekende uitspoeling van nutriënten. Daarom zijn ook de verschillen in GHG en GLG bepaald (figuur 6.4). De verschillen in de GHG zijn kleiner dan de verschillen in de GLG. Dat is logisch gegeven de afvlakkende werking van de ontwateringsmiddelen en het maaiveld op ondiepe grondwaterstanden.

Gegeven de geconstateerde regionale verschillen in berekende grondwaterstanden tussen LHM en STONE en de impact die dit heeft op de rekenresultaten, is aanvullend op de landelijke validatie door Knotters voor de drie in het Landelijke Meetnet Effecten Mestbeleid onderscheiden zandgebieden een vergelijking gemaakt van de frequentieverdelingen van de GHG en GLG met de GHG en GLG van de grondwatertrappenkaart (Stuyt et al., 2016). In deze vergelijking (figuur 6.5) is alleen het landbouwareaal betrokken.

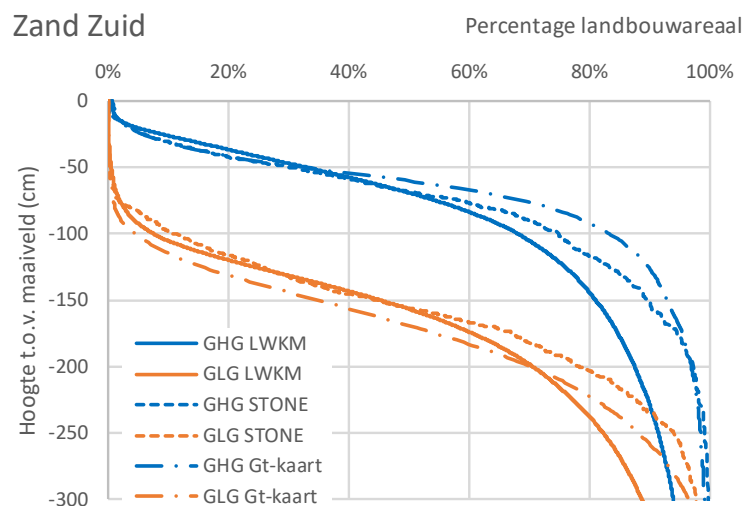
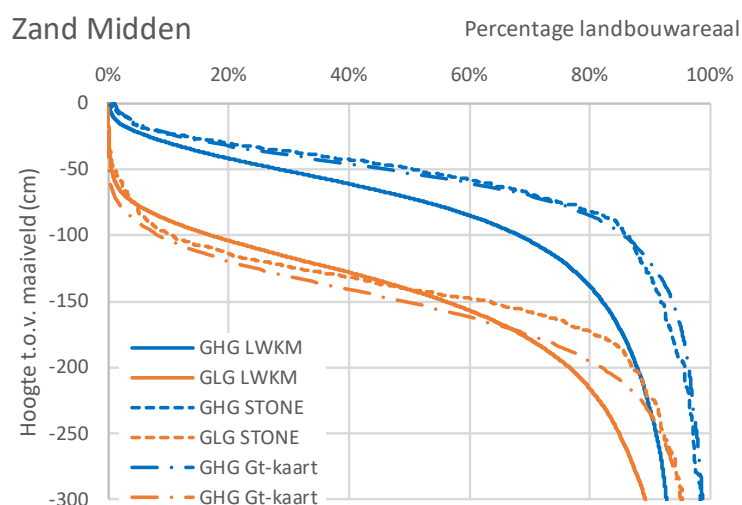
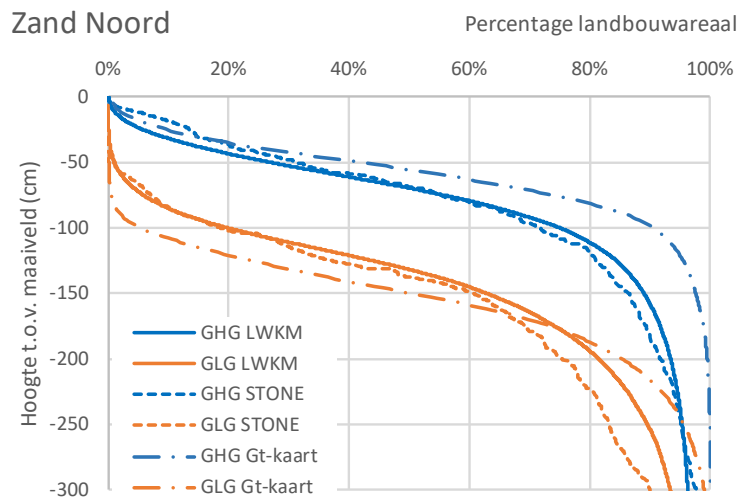


Figuur 6.4 Verschil tussen door LWKM en STONE berekende GHG (links) en GLG (rechts) in centimeters onder maaiveld. Bij getallen groter dan 0 is de LWKM-waarde groter dan de STONE-waarde en bij getallen kleiner dan 0 is de LWKM-waarde kleiner dan de STONE-waarde.

Voor het noordelijke zandgebied is in figuur 6.5 te zien dat de frequentieverdeling van de door LHM berekende GHG dieper is dan de frequentieverdeling afgeleid uit de grondwatertrappenkaart. De frequentieverdeling van de GHG in STONE komt ongeveer overeen met die van het LHM. Zowel de frequentieverdeling van de GLG berekend door LHM en berekend door STONE vertoont een ondieper traject voor ca. 65% van het areaal en een dieper traject voor ca. 35% van het areaal. In het diepe traject wijkt de frequentieverdeling van STONE meer af dan die van het LHM.

Voor het Midden-zandgebied (Overijssel, Gelderland, Utrecht) is te zien dat de frequentieverdeling van de door het LHM berekende GHG over het gehele traject dieper ligt dan die van de grondwatertrappenkaart. De frequentieverdeling van de GHG in het STONE-model benadert die van de grondwatertrappenkaart vrij nauwkeurig. De frequentieverdeling van de GLG berekend door LHM ligt voor 65% van het areaal boven die van de grondwatertrappenkaart. Voor meer dan 10% van het areaal wordt door het LHM een GLG dieper dan 3 meter berekend. De frequentieverdeling van de GLG in het STONE-model ligt voor 90% van het areaal ondieper dan die van de Gt-kaart en voor 10% komt de frequentieverdeling overeen met die van de Gt-kaart.

In het zuidelijke zandgebied wordt de frequentieverdeling van de GHG door LHM voor 60% van het areaal dieper berekend dan die van de grondwatertrappenkaart. De frequentieverdeling van de GHG in het STONE-model komt veel sterker overeen met die van de grondwatertrappenkaart dan de frequentieverdeling van de GHG berekend door LHM. Voor de GLG is te zien dat voor 70% van het areaal de frequentieverdeling van de GLG berekend door LHM ondieper is dan die van de grondwatertrappenkaart en voor de andere 30% dieper is dan de grondwatertrappenkaart. De frequentieverdeling van de GLG in STONE is over het gehele traject ondieper dan die van de grondwatertrappenkaart. In tabel 6.3 zijn deze en de bovenstaande kwalitatieve vergelijkingen samengevat.



Figuur 6.5 Vergelijking van GHG- en GLG-waarden van landbouwgronden in het LWKM, in STONE en van de landbouwpercelen in BRP2016 waarvoor de grondwatertrappenkaart (rapport 2797) een waarde heeft, voor de drie zandgebieden in het LMM.

Tabel 6.3 Kwalitatieve vergelijking van frequentieverdelingen van het areaal met bepaalde GHG en GLG voor berekende waarden in STONE en LHM met de grondwatertrappenkaart (Stuyt et al., 2016).

	Vergelijking GHG met grondwatertrappenkaart	Vergelijking GLG met grondwatertrappenkaart
Noordelijke zandgebied	Overeenkomst STONE beter dan LHM	Overeenkomst LHM beter dan STONE
Midden zandgebied	Overeenkomst STONE beter dan LHM	Overeenkomst STONE beter dan LHM
Zuidelijke zandgebied	Overeenkomst STONE beter dan LHM	Overeenkomst LHM beter dan STONE

Dat LHM de diepere grondwaterstanden beter simuleert mag worden verwacht, LHM moet beter dan STONE in staat zijn de variatie in grondwaterstanden te beschrijven. Opvallend is dat in zandgebied Midden de in STONE berekende ondiepe grondwaterstanden sterker aansluiten bij de Gt-kaart. Ook de hogere grondwaterstanden in STONE sluiten beter aan bij de Gt-kaart. Een eerste verklaring is dat de in STONE berekende grondwaterstanden gaandeweg tijdens de STONE-ontwikkeling zijn gekalibreerd voor de grondwatertrappenkaart, in tegenstelling tot het LHM. Daarnaast moet een mogelijke verklaring in de ontwatering worden gezocht: LHM ontwatert in belangrijke mate via de diepe systemen, waar STONE dat via de ondiepe systemen doet. Dit laatste lijkt meer aan te sluiten bij de praktijk waarin sprake is van een intensieve detailontwatering. Er moet derhalve nog eens goed worden gekeken naar de rekenwijze waarop de ontwatering in LHM wordt bepaald. De berekende verdeling van de fluxen over de ontwateringsmiddelen is sterk gewijzigd t.o.v. STONE, wat gevolgen heeft voor de berekende grondwaterstanden, de fluxen over de onderrand en daarmee de resultaten van het waterkwaliteitsberekeningen. Daarnaast zijn er aanwijzingen dat de oppervlaktewaterbalansen in het LHM niet altijd overal sluitend zijn (Mulder, 2017), waar nader naar moet worden gekeken. Ter vergelijking: in STONE werden deze oppervlaktewaterbalansen niet bijgehouden en is er altijd van uitgegaan dat altijd voldoende water beschikbaar is. Verbetering van de gesimuleerde grondwaterstanden met het LHM is verder te verwachten van een update van het LHM a.d.h.v. REGIS 2.2, verbetering van de topsysteemschematisering en topsysteemp parameters en modelkalibratie (Knotters, 2018).

6.1.3 Afvoeren oppervlaktewater

In versie 2.4 van het LKM zijn ten opzichte van de vorige versie (2.3) de volgende wijzigingen doorgevoerd:

- Gebruik is gemaakt van uitvoer van LSM 1.2, met input vanuit LHM 3.5.1 in plaats van LHM 3.02.
- De hydrologie is aangepast/gecorrigeerd voor de deelstroomgebieden Rijn-Noord en Eems (input van het project "Regionale Pilot Kennisimpuls Rijn Noord").
- Voor de effluentdebieten van RWZI's zijn de recentste cijfers gebruikt.

In tabel 6.4 worden voor een aantal MWTL-meetpunten de met LKM 2.3 en LKM 2.4 berekende, kwartaalgemiddelde afvoeren voor 2005 met elkaar vergeleken.

6.1.4 Deelconclusies

Vanwege de verschillende basisdata en modelcodes van LHM en STONE zijn er verschillen in de waterhuishouding die grote impact hebben op de resultaten. Op hoofdlijnen zijn de resultaten gelijk en tonen overeenkomstige patronen. De grondwateraanvulling is gemiddeld kleiner bij LHM dan bij STONE. De totale afvoer van LHM en STONE lijkt qua patronen op elkaar, maar de totale hoeveelheid is in laag Nederland structureel lager in LHM. De grondwaterstanden laten diepere grondwaterstanden zien bij LHM t.o.v. STONE.

Tabel 6.4 Kwartaalgemiddelde afvoeren (m³/sec) in 2005 voor een aantal MWTL- meetpunten, gemeten en berekend met LKM 2.3 en LKM 2.4.

Meetpunt	Jaar	Kwartaal	Gemeten	LKM 2.3	LKM 2.4
Maassluis	2005	1	1674	1568	1521
Maassluis	2005	2	1392	1335	1299
Maassluis	2005	3	1204	1217	1223
Maassluis	2005	4	1001	1062	1075
Archem Beneden-Regge	2005	1	9	6	7
Archem Beneden-Regge	2005	2	5	4	4
Archem Beneden-Regge	2005	3	5	2	2
Archem Beneden-Regge	2005	4	4	2	3
Borgharen dorp	2005	1	335	338	339
Borgharen dorp	2005	2	94	101	101
Borgharen dorp	2005	3	30	39	39
Borgharen dorp	2005	4	74	79	79
Brienoord (kilometer 996.5)	2005	1	793	887	871
Brienoord (kilometer 996.5)	2005	2	674	733	721
Brienoord (kilometer 996.5)	2005	3	489	579	577
Brienoord (kilometer 996.5)	2005	4	372	479	481
Den Oever buiten	2005	1	357	389	413
Den Oever buiten	2005	2	244	290	300
Den Oever buiten	2005	3	217	265	273
Den Oever buiten	2005	4	265	252	267
Eijsden grens	2005	1	347	359	359
Eijsden grens	2005	2	111	123	123
Eijsden grens	2005	3	46	61	61
Eijsden grens	2005	4	86	99	99
Haringvlietsluizen binnen	2005	1	768	871	940
Haringvlietsluizen binnen	2005	2	616	716	758
Haringvlietsluizen binnen	2005	3	148	219	231
Haringvlietsluizen binnen	2005	4	46	53	57
Lauwersoog	2005	1	68	48	49
Lauwersoog	2005	2	14	7	8
Lauwersoog	2005	3	22	6	7
Lauwersoog	2005	4	55	39	40
Meppelerdiep, kilometer 2.5	2005	1	15	15	16
Meppelerdiep, kilometer 2.5	2005	2	6	4	4
Meppelerdiep, kilometer 2.5	2005	3	3	3	3
Meppelerdiep, kilometer 2.5	2005	4	7	7	8
Ommen Hesselmulertbrug	2005	1	47	47	49
Ommen Hesselmulertbrug	2005	2	19	24	23
Ommen Hesselmulertbrug	2005	3	11	15	14
Ommen Hesselmulertbrug	2005	4	22	27	28

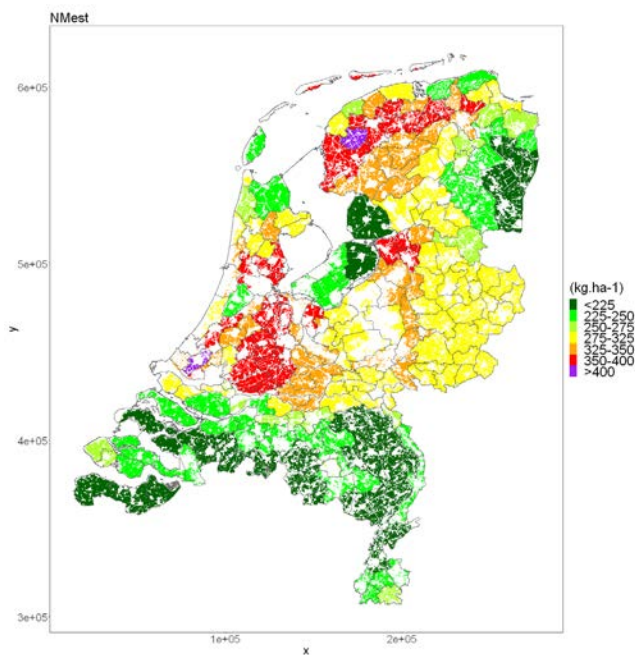
6.2 Mestverdeling

De mestverdeling die tot nu toe in de landelijke beleidsverkenningen werd gebruikt, is afkomstig uit het model MAMBO (Kruseman et al., 2013). Deze verdeling was ook de basis voor de STONE-berekeningen voor uit- en afspoeling van N en P in de Emissieregistratie. De mestverdeling werd voor enkele zichtjaren berekend, waarna tussen deze jaren is geïnterpoleerd. De stuurgroep Nationaal Water Model heeft besloten de mestverdeling te berekenen met het flexibeler, makkelijker inzetbaar en sneller rekenende model INITIATOR, waardoor het mogelijk is de mestverdeling jaarlijks te berekenen en snel beleidsvarianten te definiëren en door te rekenen. Met INITIATOR is voor de referentie een reeks mestverdelingen voor de periode 2000-2015 gegenereerd (Kros et al., 2019).

6.2.1 Varianten

Met INITIATOR zijn twee varianten doorgerekend om een indruk te krijgen van de mogelijke variatie in de mestverdelingen (Kros et al., 2019):

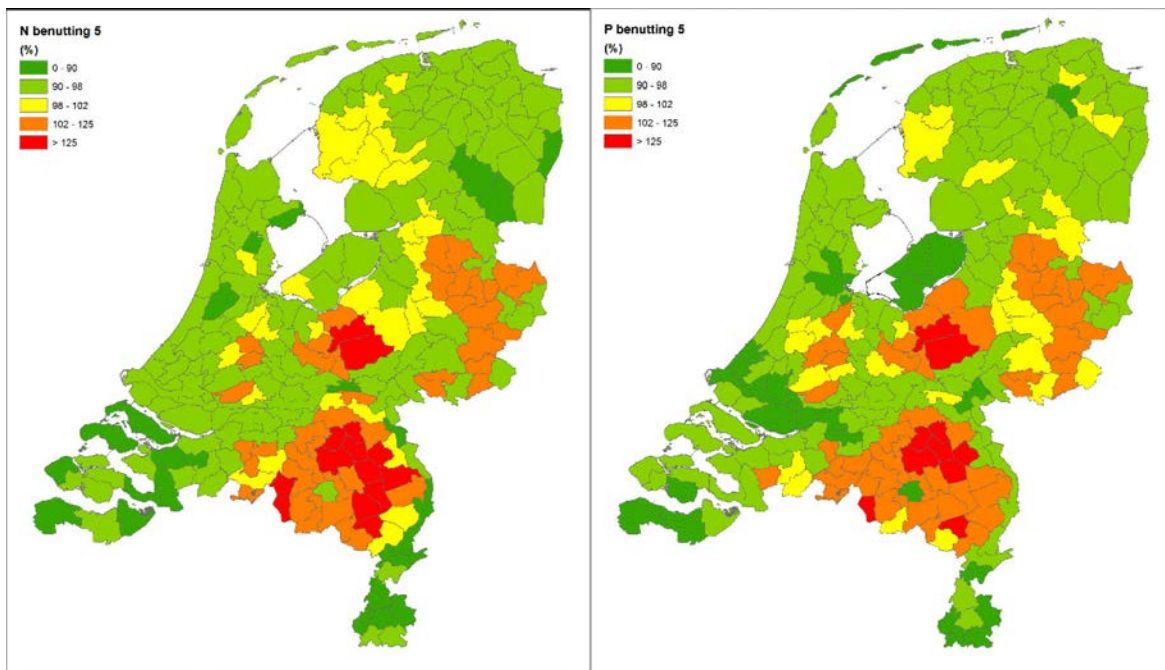
1. De variant 'data' is volledig gebaseerd op de beschikbare gegevens waarbij alle mest die op basis van de data wordt geproduceerd maar niet wordt verwerkt of afgevoerd, lokaal (binnen het betreffende landbouwdeelgebied) wordt benut. Daarbij wordt conform de 2^{de} variant tot aan de gebruiksnormen bemest, waarna de resterende hoeveelheid mest binnen het landbouwdeelgebied uniform verdeeld wordt over mais en akkerbouw. De onzekerheden rondom de extra af te zetten hoeveelheid mest zijn groot en om deze toe te kennen, zijn aannames gemaakt die lokaal tot onrealistisch grote mestgiften kunnen leiden. De met INITIATOR berekende hoeveelheid boven de gebruikruimte afgezette mest is vergelijkbaar met de door CBS berekende hoeveelheid.
2. De variant 'beleid' gaat uit van maximale mestgiften conform de mestwetgeving; de niet te plaatsen hoeveelheid dierlijke mest wordt aan het systeem onttrokken.



Figuur 6.6 Stikstofmestgiften voor de landbouwdeelgebieden berekend met INITIATOR. Links de variant 'data' met volledige benutting geproduceerde mest, rechts de variant 'beleid' met mestgiften conform de gebruiksnormen.

Figuur 6.6 laat zien dat in Friesland en de veenweidegebieden in West-Nederland de hoogste dierlijke mestgiften worden berekend. Dit omdat daar de melkveehouderij op klei en veen dominant is en er veelal sprake is van derogatie. Ook komen in de regio Oost en Zuid hoge dierlijke mestgiften voor, zij het in mindere mate. Dit omdat de derogatienorm lager is (230 i.p.v. 250 kg N ha⁻¹), maar ook doordat de gebruikruimte voor P beperkt is.

Het ruimtelijke beeld met de berekende N-kunstmestgiften is vrijwel complementair aan dat van de dierlijke mestgift doordat deze is berekend middels het opvullen van de resterende (wettelijke) gebruikruimte. Het ruimtelijke beeld van het P-kunstmestgebruik levert een vrij homogeen beeld op met een relatief lage gift. Zo wordt er voor de melkveehouderij vrijwel geen P-kunstmest berekend, omdat die voor derogatiebedrijven niet is toegestaan en in de zandgebieden worden lage P-kunstmestgiften berekend, omdat de resterende P-gebruikruimte veelal minimaal is.



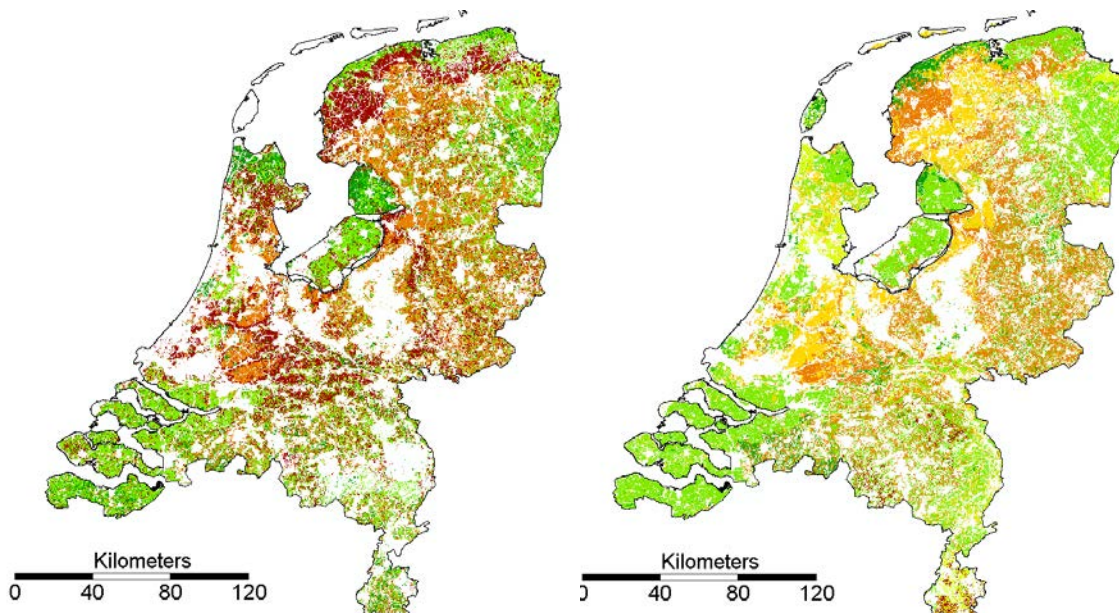
Figuur 6.7 Met INITIATOR berekende gemiddelde benutting van dierlijke mestgiften per landbouwdeelgebied, als percentage toegediende mest ten opzichte van de gebruiksnorm voor N (links) en P (rechts) voor de variant 'data'.

Figuur 6.7 laat voor de variant 'data' de berekende overbenutting per landbouwdeelgebied zien. Bij deze variant is aangenomen dat de stikstof- en fosfaatoverschotten die niet geplaatst kunnen worden binnen de stikstof- en fosfaatgebruiksruimte en die niet zijn verwerkt of getransporteerd, als mestgift worden gegeven binnen de landbouwdeelgebieden waar deze overschotten zijn geproduceerd. Deze gebieden liggen met name in de regio's Zuid, Midden en Oost. Maar er zijn ook landbouwdeelgebieden met overbenutting buiten deze regio's, zoals in de veenweidegebieden in West-Nederland en Zuidwest-Friesland.

6.2.2 INITIATOR vs. MAMBO

In Kros et al. (2019) is INITIATOR uitgebreid vergeleken met MAMBO en de gegevens van het CBS. Voor landelijke toepassing is de onzekerheid door De Vries et al. (2003) geschat op 35% van de nesttoediening, op meer gedetailleerde schaalniveaus neemt die onzekerheid toe (Heuvelink en Pebesma, 1999; Kros et al., 2011).

In deze rapportage focussen we ons op de verschillen tussen de resultaten van MAMBO en INITIATOR voor de uit- en afspoeling van nutriënten. Figuur 6.8 toont de INITIATOR-resultaten van de variant 'beleid' voor het jaar 2015 en de MAMBO-resultaten voor het jaar 2013. De vergelijking is uitgevoerd voor de variant 'beleid', omdat de uitgangspunten voor deze variant het meest overeenkomen met de voor STONE door MAMBO gehanteerde uitgangspunten. Hierbij wordt opgemerkt dat in INITIATOR de stikstofgebruiksnorm volledig wordt benut, terwijl dat in de MAMBO-berekeningen niet het geval is. Door deze aanname wordt in INITIATOR op klei- en veengrond met grasland meer kunstmeststof gegeven. De kaarten geven per cel de netto bodembelasting (kg/ha) door bemesting. De met INITIATOR berekende ruimtelijke verdeling correspondeert op hoofdlijnen met de ruimtelijke verdeling zoals die berekend is door MAMBO.



Figuur 6.8 Netto bodembelasting door bemesting met stikstof(kg/ha) in 2015, voor het LWKM berekend door INITIATOR5.0 (links), en voor STONE berekend met MAMBO (rechts).

De figuren met de mestgiften zijn lastig te interpreteren als gevolg van de legenda-eenheden, de verschillen in mestgiften hoeven niet groot te zijn om in een andere klasse terecht te komen. Alleen al omdat de arealen landgebruik van STONE en LWKM (LGN3 vs. LGN7) niet zijn te vergelijken zullen regionale verschillen in mestgiften zijn ontstaan, nog afgezien van de andere uitgangspunten en instrumentaria. Alleen voor de veengebieden bestaan structurele verschillen groter dan 25 kg N per hectare.

Een vergelijking van de met INITIATOR berekende mestgiften voor melkveebedrijven met de geïnventariseerde mestgiften uit het LMM/derogatie-netwerk laat zien dat de N-giften in de vorm van dierlijke mest voor vrijwel alle gebieden goed overeenkomen. Gemiddeld over alle gebieden vallen de INITIATOR-resultaten ca. 4% hoger uit dan de geïnventariseerde mestgiften uit het LMM/derogatie-netwerk. Voor akkerbouwbedrijven zijn de verschillen beduidend groter, zo berekent INITIATOR dierlijke mestgiften die in bepaalde gebieden voor stikstof 80% en voor fosfaat 20% hoger uitvallen. Dit is vooral een gevolg van aannames hoe met mestoverschotten wordt omgegaan. Worden mestoverschotten op de percelen gebracht in de omgeving van de stallen waar de mest wordt geproduceerd of worden de mestoverschotten over grotere gebieden getransporteerd en over een groter gebied in kleinere hoeveelheden toegepast? Aanbevolen wordt om de rekenwijze en de validatie voor toekomstige modeltoepassingen nog nader te nuanceren en te onderbouwen.

Omdat de resulterende mestverdeling berekend met INITIATOR niet identiek is met de resultaten van MAMBO, zullen ook de met ANIMO berekende bodemoverschotten en uit- en afspoeiing veranderd zijn. Omdat de processen in het bodem-water-plantsysteem sterk niet-lineair zijn, kunnen kleine verschillen in de mestverdeling tot zowel grotere als kleinere verschillen in bijv. gewasopname, bodemoverschot en/of uitspoelingsconcentraties leiden.

Bodemoverschotten 2012-2015

De bodemoverschotten zijn een directere maat en zullen een grotere overeenkomst laten zien, omdat deze naast de mestgift ook het lokale systeem representeren: de mestgiften zijn 'gecorrigeerd' voor gewasopname en verliezen in de waterhuishouding. De vergelijking van de bodemoverschotten is met het LWKM en STONE berekend voor de periode 2012-2015. Voor deze periode zijn veel gegevens beschikbaar die met beide modellen zijn verwerkt. Ook hier is de vergelijking uitgevoerd met de INITIATOR-variant 'beleid', omdat de uitgangspunten voor deze variant het meest overeenkomen met de voor STONE door MAMBO gehanteerde uitgangspunten.

Het niet veranderende landgebruik vormt een zwakte van het instrumentarium: de hele periode vanaf 1981 wordt doorgerekend met het landgebruik van 2015. Ditzelfde probleem zit in de hydrologische modellering. De resultaten van de modelleringen zullen aanzienlijk meer overeen kunnen komen met metingen door veranderingen in inrichting, landgebruik en (water)beheer mee te nemen, i.e. deze invoergegevens tijdafhankelijk te maken.

6.2.3 Deelconclusies

De gevolgen van de verschillen tussen de resultaten van MAMBO en INITIATOR voor de uit- en afspoeling van nutriënten zijn bestudeerd. Een vergelijking van de met INITIATOR berekende mestgiften voor melkveebedrijven met de geïnventariseerde mestgiften uit het LMM/derogatie-netwerk laat zien dat de N-giften in de vorm van dierlijke mest voor vrijwel alle gebieden goed overeenkomen. Voor akkerbouwbedrijven zijn de verschillen beduidend groter. Dit is vooral een gevolg van aannames hoe met mestoverschotten wordt omgegaan. Aanbevolen wordt om de rekenwijze en de validatie voor toekomstige modeltoepassingen nog nader te nuanceren en te onderbouwen.

Daarnaast zullen de resultaten van de modelleringen aanzienlijk verbeteren door veranderingen in inrichting, landgebruik en (water)beheer mee te nemen, i.e. deze invoergegevens tijdafhankelijk te maken.

6.3 Topsysteem

Nitratconcentraties in het grondwater en de uit- en afspoeling vanuit de bodem naar het oppervlaktewater worden beïnvloed door veel factoren. De belangrijkste factoren die in de analyse worden betrokken, zijn:

- Gewas
- Grondsoort
- Diepte van de grondwaterstand
- N-overschot op de bodembalans

Voor gewassen zijn de sectoren melkveehouderij en akkerbouw onderscheiden. De grondsoort wordt gedefinieerd op basis van de indeling in de 'rapportagegebieden' gebruikt voor de LMM-rapportages. Met deze indeling worden de verschillen in de dominante grondsoort op hoofdlijnen benaderd, in de regio's komen ook (kleinere arealen) andere grondsoorten voor dan de naam van de regio aangeeft.

6.3.1 Nitraat naar het grondwater

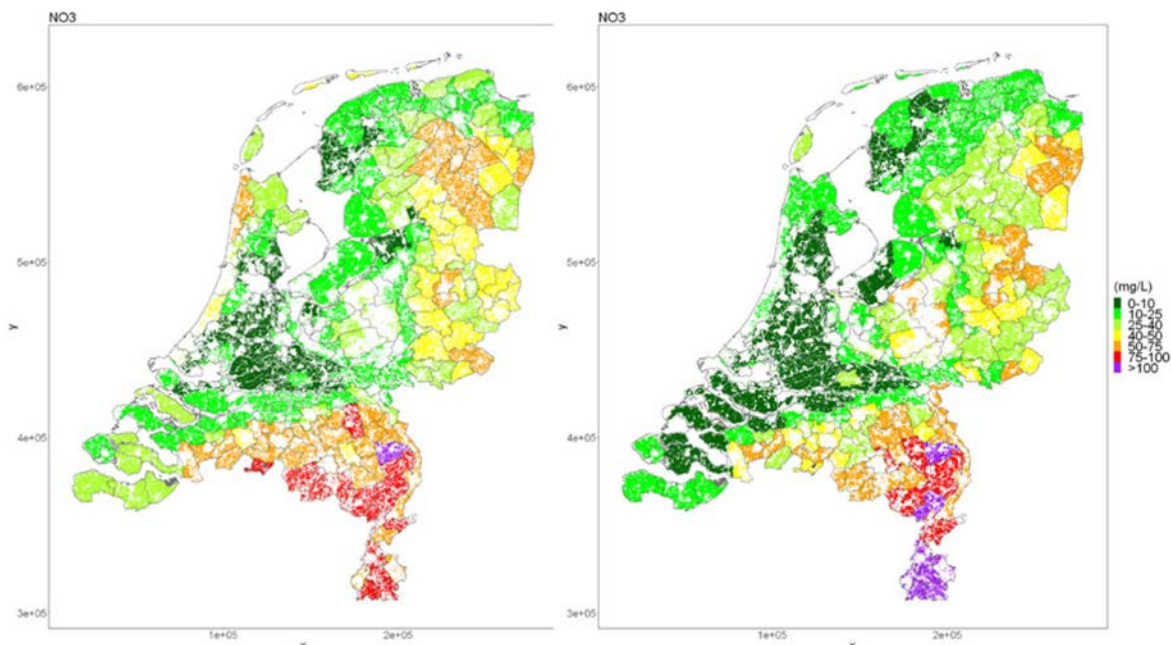
De rekenresultaten van nitraat worden beschouwd aan de hand van andere modelresultaten en worden vergeleken met metingen. De bronnen zijn achtereenvolgens:

- STONE
- Nitraatkaart 2012-2015 (RIVM 2018)
- LMM

Vergelijken nitraatconcentraties bovenste grondwater met STONE

Een eerste kwalitatieve toets is uitgevoerd door de met het gekalibreerde LWKM berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater te vergelijken met de resultaten van (het eveneens gekalibreerde) STONE (figuur 6.9). De rekenresultaten voor de HRU's zijn daartoe geclusterd naar landbouwdeelgebieden. Op hoofdlijnen zijn overeenkomstige patronen voor beide modellen herkenbaar.

Opvallende verschillen zijn zichtbaar voor het Drents Plateau, de Zuidwestelijke Delta, Midden-Brabant, Midden- en Zuid-Limburg en de kop van Noord-Holland. Voor Limburg is de vergelijking consistent met de LMM-metingen uitgevoerd voor de nitraatconcentraties in het bodemvocht. Op de uitspoelgevoelige zandgronden is een duidelijke relatie te zien met de stikstofmestgiften, de lagere concentraties in de rivier- en zeeleigebieden corresponderen ook met de lagere door INITIATOR berekende mestgiften voor deze gebieden.

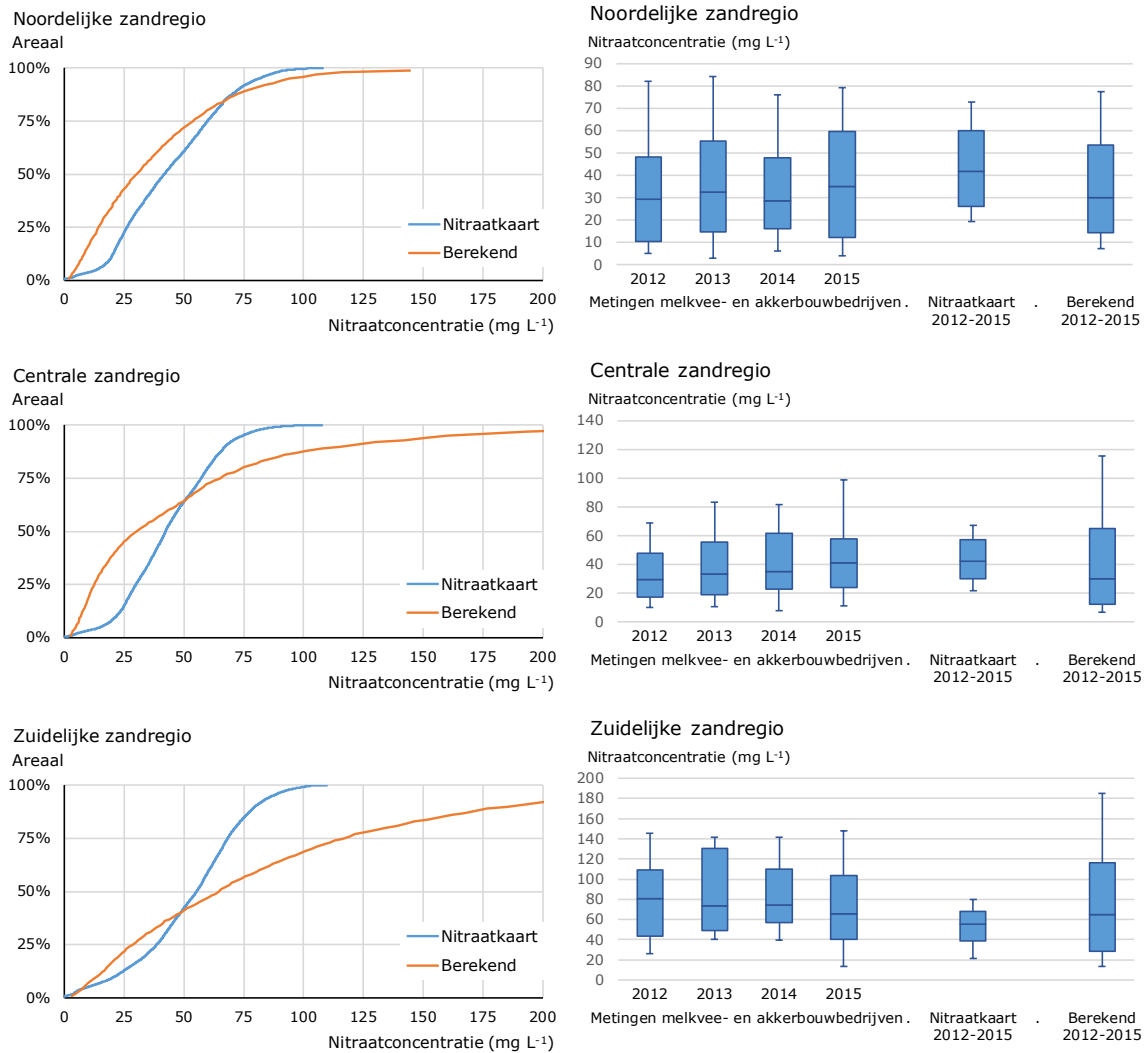


Figuur 6.9 Nitraatconcentraties voor de periode 2012-2015 in het bovenste grondwater in landbouwdeelgebieden berekend met STONE (links) en het LWKM met een 'critical water filled pore space' 0.7 en halfwaarde-concentraties 0.15/0.25 voor de mestvarianten 'beleid' (rechts).

Vergelijken nitraatconcentraties bovenste grondwater met de Nitraatkaart 2012-2015

De Nitraatkaart (RIVM 2018) geeft een ruimtelijk beeld van de nitraatconcentraties in water die uitspoelen uit landbouwpercelen en natuurgebieden in Nederland. De Nitraatkaart is een gemiddelde voorspelling van een geostatistisch model op basis van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) voor landbouw en het Trendmeetnet Verzuring (TMV) voor natuurgebieden. Het model kan 50% van de regionale verschillen in de nitraatconcentraties verklaren en is niet geschikt voor uitspraken op lokaal niveau. Om de vergelijking met de nitraatkaart te kunnen maken, zijn de resultaten van het LWKM geclusterd naar cellen van 1000 bij 1000 m. Daarna zijn per LMM-grondsoortregio de cumulatieve frequentieverdelingen vergeleken en zijn de verdelingen van de nitraatkaart en LWKM voor de periode 2012-2015 vergeleken met de LMM-metingen in die periode (figuur 6.10). De achterliggende statistische verdeling is duidelijk herkenbaar in de frequentieverdelingen van de Nitraatkaart. Omdat de gevoeligheid voor de nitraatuitspoeling groot is in de (droge) zandgronden, is voor de analyse ingezoomd op de LMM-zandgebieden.

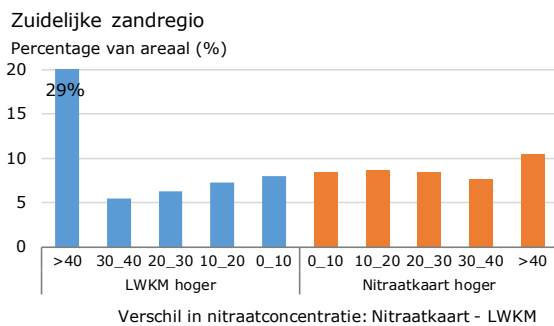
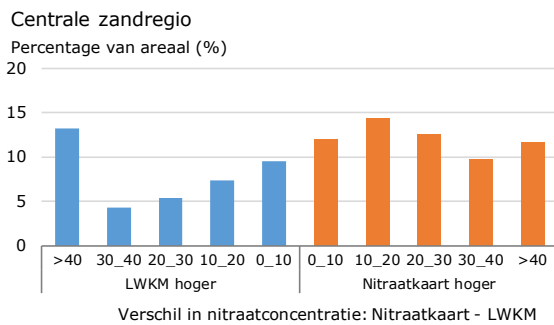
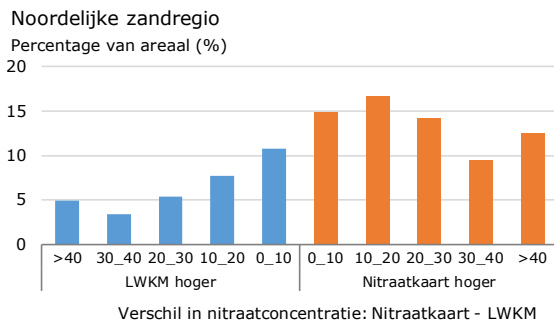
Voor de regio Zand-noord liggen de verdelingen nog bij elkaar in de buurt, LHM berekent een grotere variatie. Gemiddelde en spreiding van het LWKM sluiten beter dan de Nitraatkaart aan op de metingen. Zand-centraal heeft voor de Nitraatkaart een nagenoeg identieke frequentieverdeling als Zand-noord. De variatie in nitraatconcentraties berekend met het LWKM is veel groter. Waar de spreiding in de Nitraatkaart opnieuw klein is ten opzichte van de metingen, is deze voor het LWKM aan de grote kant. Het gemiddelde van het LWKM ligt in de buurt van het gemiddelde van de metingen, het gemiddelde van de Nitraatkaart ligt aan de bovenkant van de range in de gemiddelde metingen. De analyse voor Zand-zuid is vergelijkbaar met die van Zand-centraal, zij het dat het gemiddelde van de Nitraatkaart nu onder het gemiddelde van de metingen ligt en dat het met het LWKM berekende gemiddelde aan de onderkant van de range in gemeten jaargemiddelden ligt (figuur 6.10).



Figuur 6.10 Cumulatieve frequentieverdeling voor LWKM en de Nitraatkaart (RIVM 2018) voor drie zandregio's.

De (frequentie)verdeling (figuur 6.11) geeft inzicht in de overeenkomst op gebiedsniveau; om de overeenkomst in patronen en berekende concentraties te kwantificeren, zijn per cel van 1000 x 1000 m de verschillen bepaald tussen de Nitraatkaart 2012-2015 en de gemiddelde LWKM-rekenresultaten voor deze periode.

De scheve verdelingen voor noord en centraal bevestigen dat de Nitraatkaart structureel hogere waarden berekent dan het LWKM. Voor Zand-zuid is er een vrijwel constante verdeling zichtbaar met veel uitschieters. Lokaal bestaan grote verschillen tussen het geostatistische model en het procesmodel, zelfs in de orde grootte van de nitraatnorm. Dat betekent dat met grote onzekerheden rekening moet worden gehouden en dat de resultaten alleen in opgeschaalde vorm kunnen worden gebruikt. Omdat de overeenkomst met de metingen voor het LWKM groter is dan voor de Nitraatkaart, kan voorzichtig worden geconcludeerd dat de onzekerheden voor het LWKM waarschijnlijk kleiner zijn dan de 50% die voor de Nitraatkaart is bepaald. Meer metingen kunnen helpen de verschillen te verkleinen en de betrouwbaarheid van de resultaten van beide modellen te vergroten.



Figuur 6.11 Frequentieverdelingen van de verschillen in de concentraties van de Nitratkaart 2012-2015 (RIVM 2018, 500 m cellen) en de met het LWKM berekende nitraatconcentraties (mg L-1) voor de drie zandregio's.

Toetsen nitraatconcentraties bovenste grondwater met metingen van LMM

De kalibratie (paragraaf 5.2.2) voor het topsysteem is uitgevoerd met de bewerkte gemiddelde en mediane reeksen van de LMM-metingen per LMM-grondsoortregio zoals gebruikt voor de rapportage van het Nitraat Actie Programma (NAP, Fraters et al., 2016). Omdat deze data al voor een kalibratie zijn gebruikt, zijn ze niet geschikt voor een verdere toetsing, laat staan een formele validatie. Met RIVM is daarom een toets uitgevoerd door de achterliggende – in verband met de privacy niet openbare – meetgegevens van het LMM te gebruiken. Strikt genomen is ook deze toetsing geen validatie, het zijn feitelijk dezelfde (achterliggende) data als gebruikt voor de kalibratie, de gebruikte dataset is niet onafhankelijk van de voor de kalibratie gebruikte data.

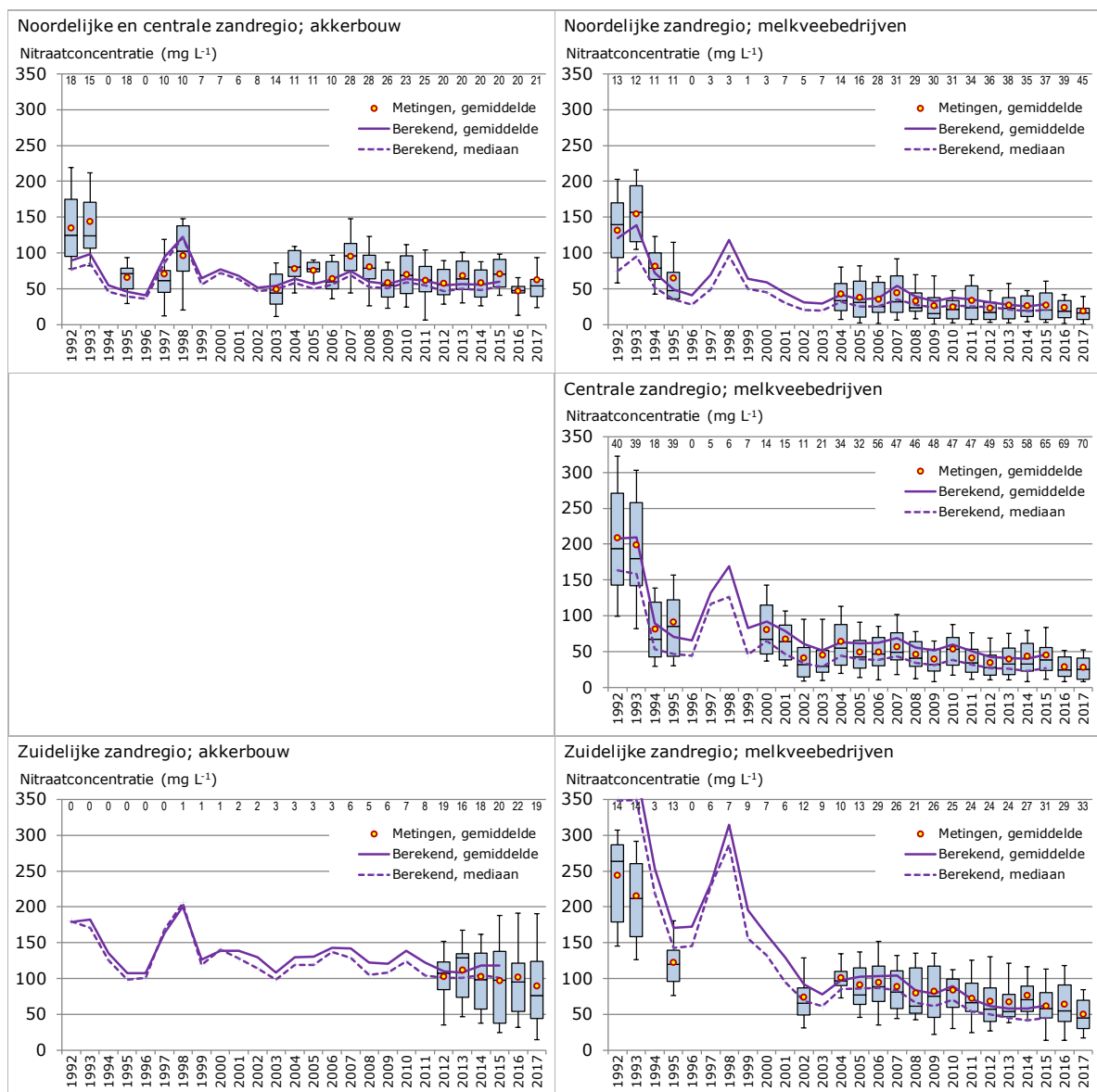
Beusen et al. (2004) hebben aangetoond dat de frequentieverdeling voor percelen schever is dan de frequentieverdeling voor bedrijven. Hierdoor is de mediaan voor percelen kleiner dan de mediaan voor bedrijven en is het gemiddelde voor percelen groter dan het gemiddelde voor bedrijven. Door dit als vertrekpunt te nemen voor de analyse, wordt een range gedefinieerd als zoekruimte voor acceptatie dan wel het zoeken naar een betere kalibratie.

Arealen

Aanvullend op deze toetsing wordt met het RIVM verkend of de metingen van het LMM gebruikt kunnen worden voor een intensievere validatie. Omdat het LWKM concentraties voor percelen berekent en het LMM gemiddelden voor bedrijven monitort, is het noodzakelijk om voor de vergelijking te clusteren naar gebieden waarvoor de trend (tijdverloop) en variatie (frequentieverdeling) kunnen worden geanalyseerd. Omdat het aantal in het LMM gemonitorde

bedrijven beperkt is en de privacy van de bedrijfsgegevens moet worden geborgd, zijn deze data niet vrij beschikbaar, moet de analyse voor grotere gebieden gebeuren en moeten de resultaten zo worden gepresenteerd dat deze niet naar bedrijven kunnen worden herleid. Omdat de metingen op bedrijfsniveau niet herkenbaar mogen worden gepubliceerd, is een ondergrens gesteld aan het aantal bedrijven in gebieden om de metingen te kunnen gebruiken en ook is een presentatievorm gezocht waarvoor de resultaten niet herleidbaar zijn tot bedrijven. Om meer informatie te genereren dan de medianen en de gemiddelden, is ervoor gekozen per jaar de statistieken van de waarnemingen te presenteren in de vorm van een boxplot. Figuur 6.12 is een eerste voorbeeld. Voor de jaren waar het minimum van het aantal bedrijven met waarnemingen wordt onderschreden, zijn geen resultaten gepresenteerd.

Figuur 6.12 bevestigt de conclusies uit de vergelijking met de gepubliceerde mediane en gemiddelde waarden.



Figuur 6.12 Vergelijking van berekende gemiddelde en mediaanwaarde van de nitraatconcentratie in de eerste meter van het grondwater op landbouwbedrijven in de zandregio's met metingen in het LMM. De box-whisker diagrammen geven de 10-, 25-, 50-, 75- en 90-percentielwaarden van de metingen weer.

6.3.2 Vergelijken van de uitspoeling naar het oppervlaktewater

De berekende uitspoeling naar het oppervlaktewater wordt geanalyseerd met behulp van andere modelresultaten en wordt vergeleken met metingen. De bronnen zijn achtereenvolgens:

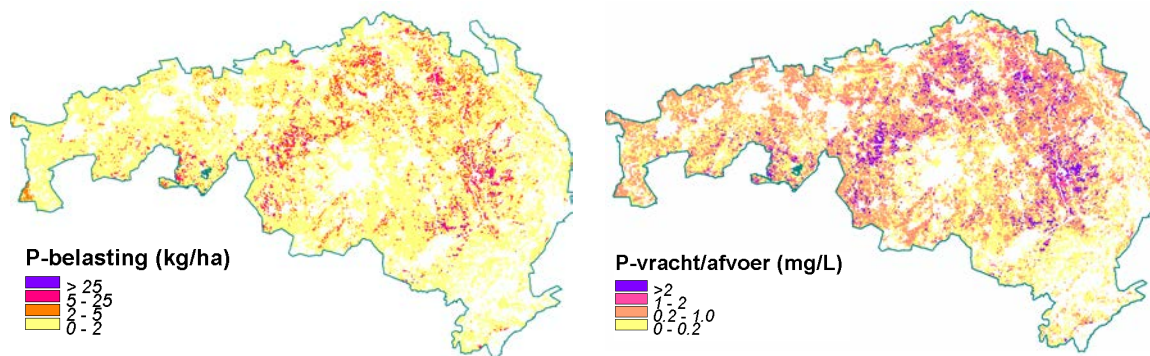
- STONE
- MNSLO (Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater)
- LMM

Vergelijken van de uitspoeling naar het oppervlaktewater met STONE

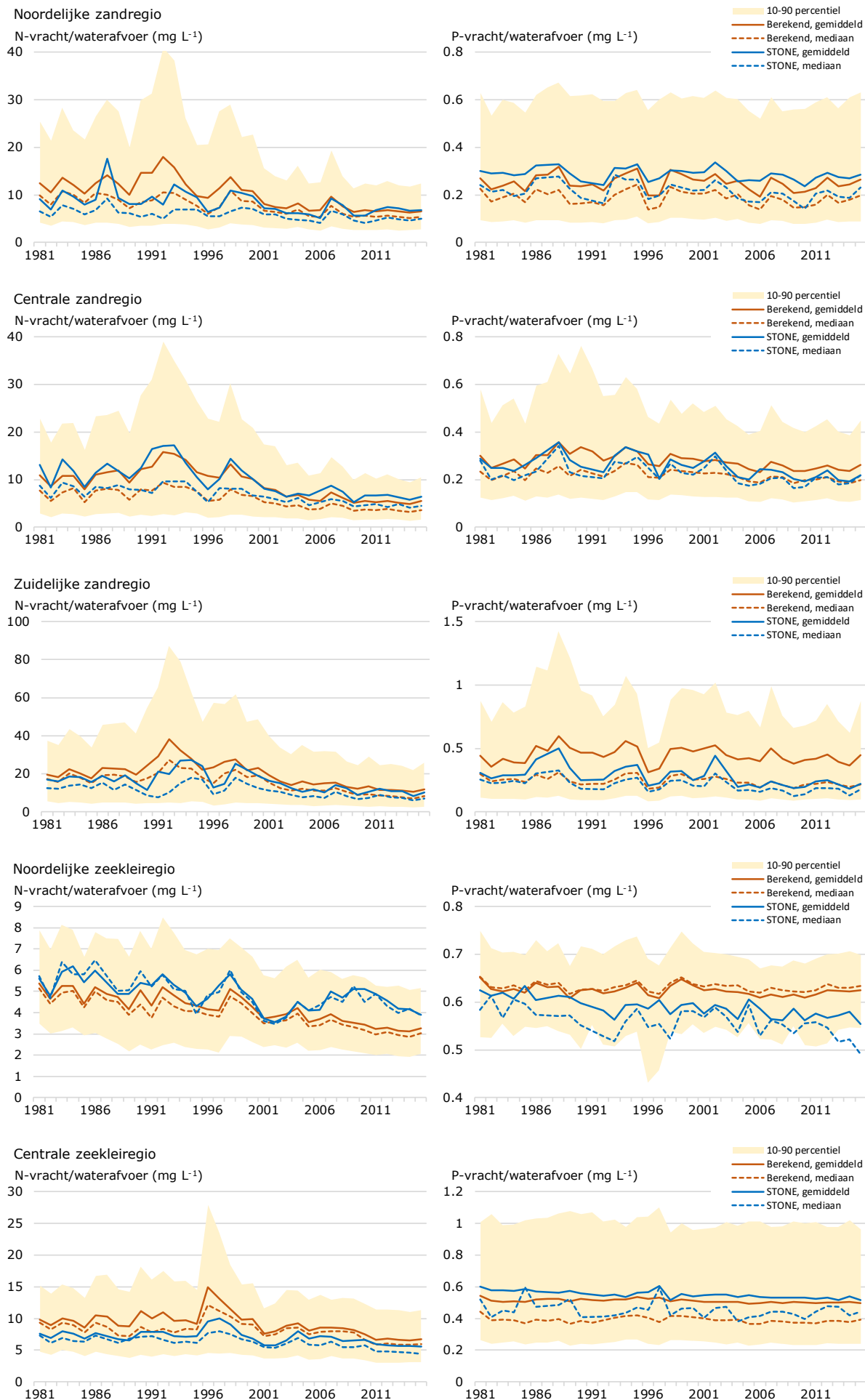
Een eerste (plausibiliteits)check op de met het gekalibreerde model berekende resultaten is uitgevoerd door deze te vergelijken met de resultaten van STONE. Gekozen is voor vergelijken van de verhouding LWKM-vracht gedeeld door de LHM-waterafvoer, i.e. effectieve concentraties. Zolang de waterafvoer niet betrouwbaar is, is dit een betere maat voor plausibiliteit van ANIMO dan berekende vrachten.

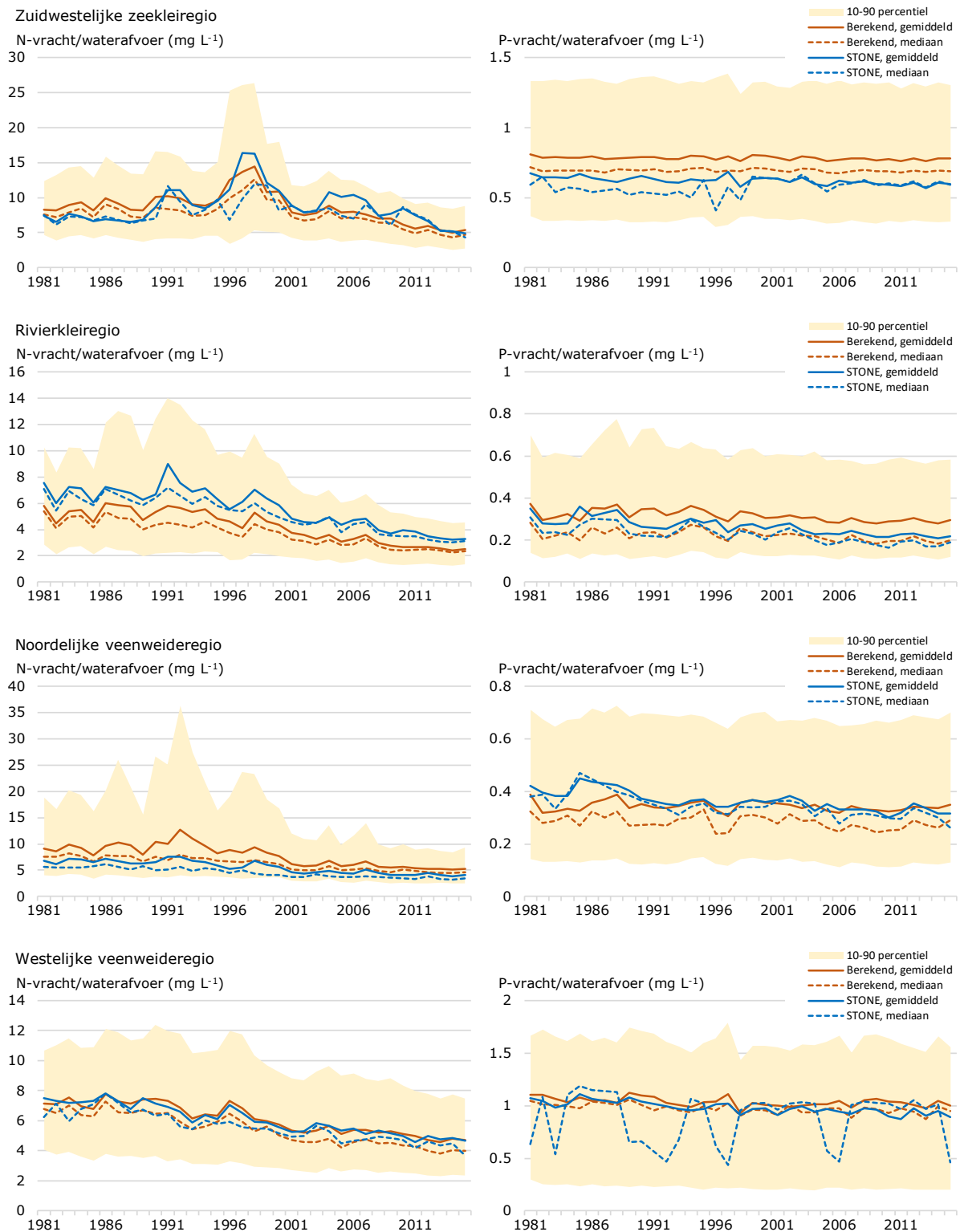
In het zuidelijke zandgebied komen enkele HRU's voor met een extreem hoge P-belasting (figuur 6.13), die leiden tot een hoge gemiddelde waarde. De mediane waarde van de P-belasting in dit gebied is veel lager en is ongeveer gelijk aan de met STONE berekende gemiddelde belasting. De HRU's met een gemiddelde P-vracht over de periode 2005-2011 groter dan 5 kg/ha/jr vragen om een nadere inspectie en zijn voorlopig vervangen door meest gelijkende HRU's.

Voor de LMM-gebieden is de overeenkomst met STONE groot, zowel qua dynamiek als orde grootte (figuur 6.14).



Figuur 6.13 Locaties met extreme waarden voor de berekende P-belasting van het oppervlaktewater in het zuidelijke zandgebied (ANIMO).





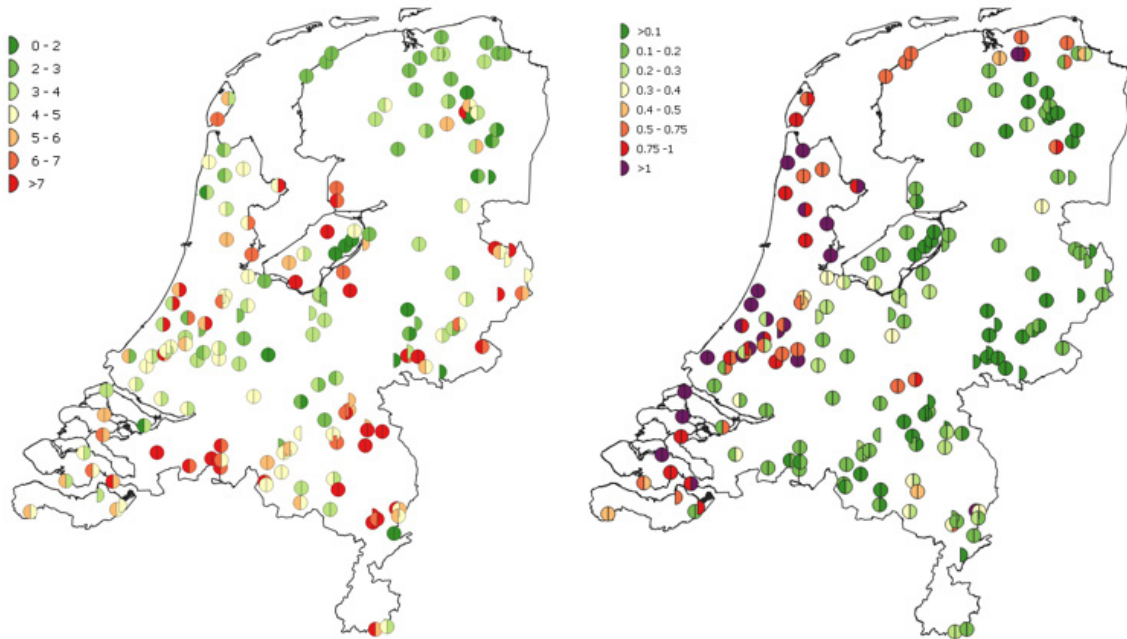
Figuur 6.14 Berekende gemiddelde en mediane nitraatconcentraties in het bovenste grondwater met het LWKM en met STONE.

Indicatief vergelijken van de uitspoeling naar het oppervlaktewater met MNSLO

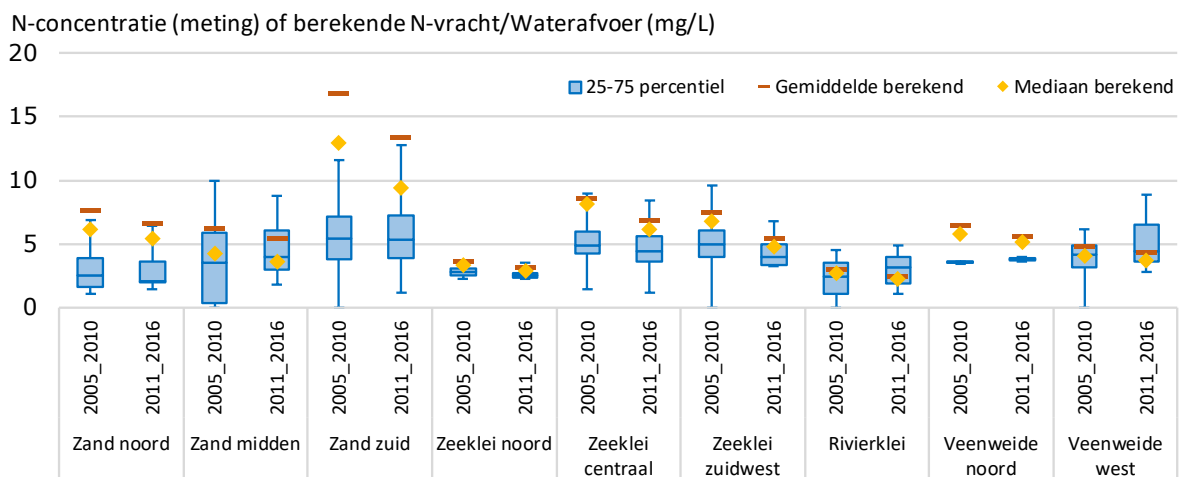
In figuur 6.15 is een vergelijking gemaakt tussen berekende concentraties stikstof en fosfor en gemeten concentraties in MNSLO. Bij het vergelijken van berekende concentraties of vrachten vanuit de bodem naar het oppervlaktewater met gemeten concentraties of vrachten moet duidelijk voor ogen worden gehouden dat er retentieprocessen in het oppervlaktewater plaatsvinden. Dat maakt de vergelijking van dezelfde grootheden op twee andere locaties in het watersysteem lastig. Normaliter (zonder grote nalevering) mag worden verwacht dat de metingen in het oppervlaktewater lager zullen

zijn dan de berekende concentraties in uitspoelend water. Wanneer de berekende concentraties lager zijn dan de metingen, dan zijn de resultaten verdacht en is een verdergaande analyse noodzakelijk.

Voor de vergelijking is gebruikgemaakt van meetresultaten van het Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater (MNSLO). Voor de meetpunten van MNSLO wordt verwacht dat het bemonsterde water voor minimaal 80% uit landbouwgebieden komt. De tijdreeksen aan metingen zijn per meetpunt gemiddeld voor twee perioden. Op basis van de locaties van de meetpunten zijn ze toegewezen aan de regio's zoals die in LMM-rapportages worden gebruikt. Uit de verzameling aan gemiddelde concentraties per gebied zijn percentielwaarden bepaald. Op basis van de percentielwaarden zijn box-whiskerdiagrammen bepaald. De figuren 6.15, 6.16 6.17 en 6.18 geven een vergelijking van de met het model berekende gebiedsgemiddelde waarden met de percentielwaarden op basis van de metingen.

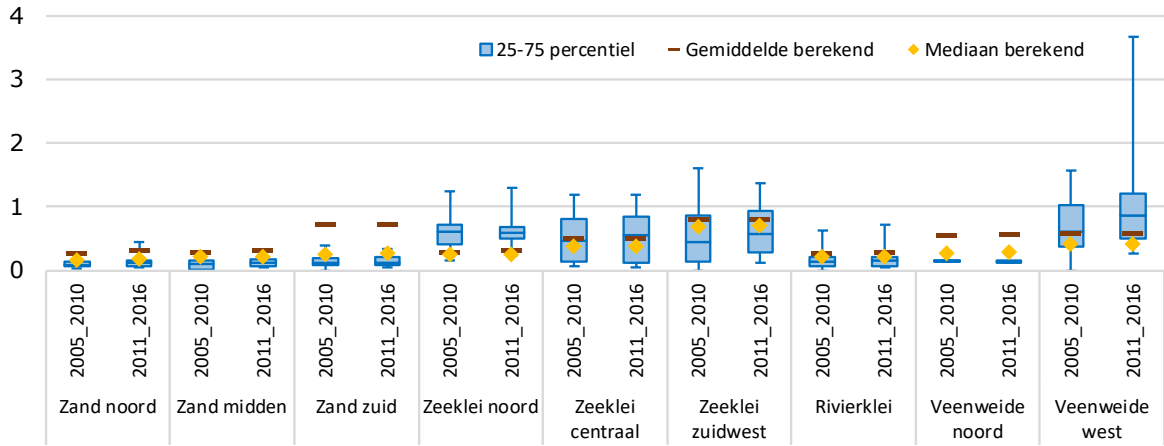


Figuur 6.15 Concentraties (mg/l) stikstof (links) en fosfor (rechts) gemeten in MNSLO voor de periode 2005-2010 (linkerhelft van de bollen) en 2011-2016 (rechterhelft van de bollen).

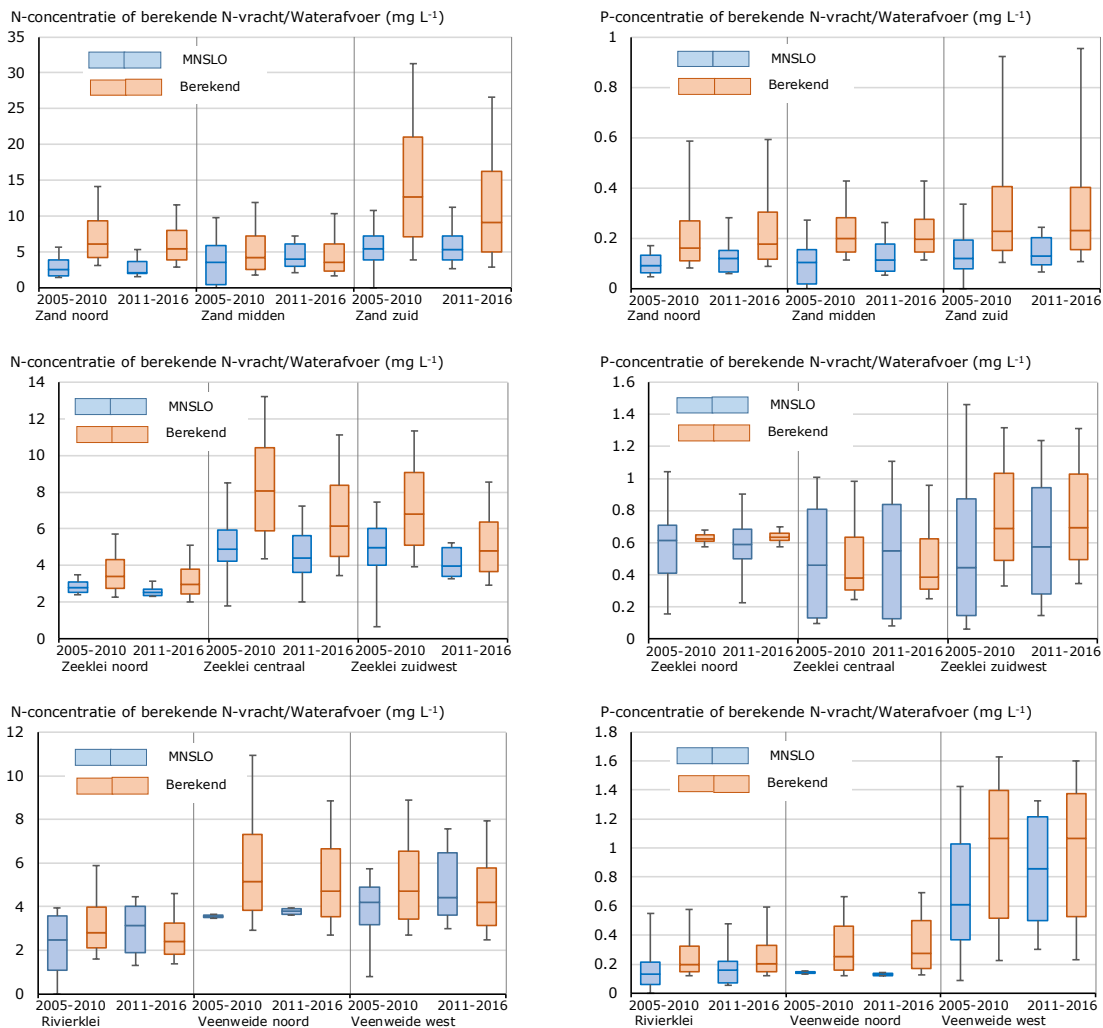


Figuur 6.16 Vergelijking van de berekende concentraties stikstof in uitspoelwater (vracht/waterafvoer) met metingen in het MNSLO, waarbij per meetpunt gemiddelde concentraties zijn berekend voor de periode 2005-2010 en 2011-2016. De weergegeven bandbreedte heeft betrekking op de verschillen tussen de meetpunten.

P-concentratie (meting) of berekende P-vracht/Waterafvoer (mg/L)



Figuur 6.17 Vergelijking van de berekende concentraties fosfor in uitspoelwater (vracht/waterafvoer) met metingen in het MNSLO, waarbij per meetpunt gemiddelde concentraties zijn berekend voor de periode 2005-2010 en 2011-2016. De weergegeven bandbreedte heeft betrekking op de verschillen tussen de meetpunten binnen een regio.



Figuur 6.18 Vergelijking van de berekende concentraties in uitspoelwater (vracht/waterafvoer) met metingen in het MNSLO, waarbij per meetpunt gemiddelde concentraties zijn berekend voor de periode 2005-2010 en 2011-2016. De box-whiskerdiagrammen geven de 10-, 25-, 50-, 75- en 90-percentielen.

Voor stikstof is te zien dat de berekende waarde voor N-vracht/waterafvoer in het rivierkleigebied en het westelijke veenweidegebied lager ligt dan de metingen. Ook zijn voor deze gebieden de berekende waarden voor N-vracht/waterafvoer duidelijk lager dan in het STONE-model.

De berekende waarde voor P-vracht/waterafvoer in het noordelijke zeekleigebied en het westelijke veenweidegebied is lager dan de metingen. Ook hier zijn de berekende waarden voor N-vracht/waterafvoer in deze gebieden lager dan in het STONE-model.

Nadere inspectie van de modelinvoer leert dat:

- De verschillen zijn niet toe te schrijven aan verschillen in kwelconcentraties.
- Voor het westelijke veengebied met eutrofe veengronden in STONE een procedure werd toegepast met een periodieke correctie voor afgebroken veen. Deze procedure is nog niet geïmplementeerd in het LWKM. Mogelijk speelt het ontbreken van de correctie voor veenafbraak ook een rol in een deel van het rivierkleigebied met veengronden.
- Voor het noordelijk zeekleigebied de verdeling van waterafvoer over ontwateringssystemen en de toegepaste verdeling van waterfluxen (lekterm naar oppervlaktewater) met de diepte waarschijnlijk een rol speelt.
- Het westelijke zeekleigebied een heterogene regio is wat betreft de kwelconcentraties: de oostelijke IJsselmeerpolders hebben een lagere kwelconcentraties dan de overige deelgebieden (figuur 6.19).

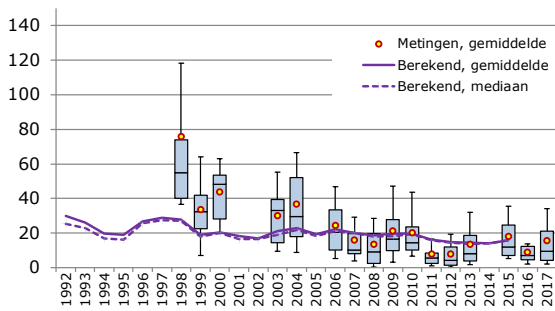


Figuur 6.19 Westelijk zeekleigebied (links, oranje vlakken) en in MNSLO gemeten concentraties fosfor (rechts).

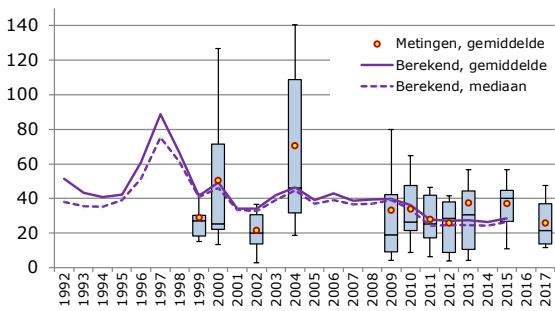
Toetsen van de nitraatuitspoeling naar het oppervlaktewater met LMM

Het aantal metingen is beperkt, daardoor kunnen de metingen van melkveebedrijven en akkerbouwbedrijven voor de kleiregio's niet afzonderlijk gepresenteerd worden. Om een indicatie te krijgen, zijn alle waarnemingen in deze gebieden in beschouwing genomen (figuur 6.20). De trend in de tijd wordt door het model goed weergegeven, de absolute hoogte wordt door het model nog niet goed berekend.

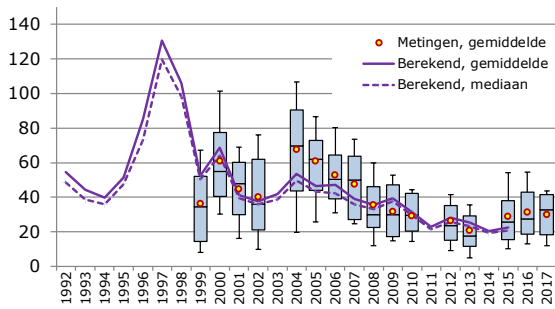
Noordelijke kleiregio
Nitraatconcentratie (mg L⁻¹)



Centrale kleiregio
Nitraatconcentratie (mg L⁻¹)



Zuidwestelijke kleiregio
Nitraatconcentratie (mg L⁻¹)



Figuur 6.20 Vergelijking van berekende gemiddelde en de mediaanwaarde van de nitraatconcentratie in drainagewater in de kleigebieden met metingen in het LMM. De box-whiskerdiagrammen geven de 10-, 25-, 50-, 75- en 90-percentielwaarden van de metingen weer.

6.3.3 Uitwisselen data en presentatie

Technisch gezien is rekenen tot op de vierkante cm mogelijk. Wanneer er niet voldoende data beschikbaar zijn, worden de resultaten hierdoor niet beter en betrouwbaarder. Er bestaat een spanningsveld tussen ambities en betrouwbaarheid bij de vraag tot welk detailniveau gegevens zinvol kunnen worden gepresenteerd. Het detail waarop de resultaten worden ontsloten voor toepassing is daardoor een balans tussen het door het beleid gevraagde ruimtelijke detail en wat op basis van de data mogelijk is.

De stuurgroep NWM heeft voor de landelijke beleidsverkenningen gevraagd om meer detail dan met STONE (6405 plots, 325 Emissie Registratie eenheden) mogelijk was. Door gebruik van de actueelste databestanden met meer en vaak ook betrouwbaardere gegevens dan beschikbaar waren voor STONE is dat ook mogelijk. De rekenen eenheden (SVATs en HRU's) worden daartoe opgeschaald naar voor de beleidstoepassing relevante eenheden.

De uit- en afspoeling van stikstof- en fosforcomponenten uit de bodem naar het oppervlaktewater wordt op de schaal van ruim 28000 HRU's (waarvan ruim 24000 voor landbouwgronden) berekend met invoergegevens die zijn afgeleid van kaarten met verschillende ruimtelijke schalen en uit verschillende periodes. In het algemeen hangt de ruimtelijke toepassingschaal af van de ruimtelijke schalen van:

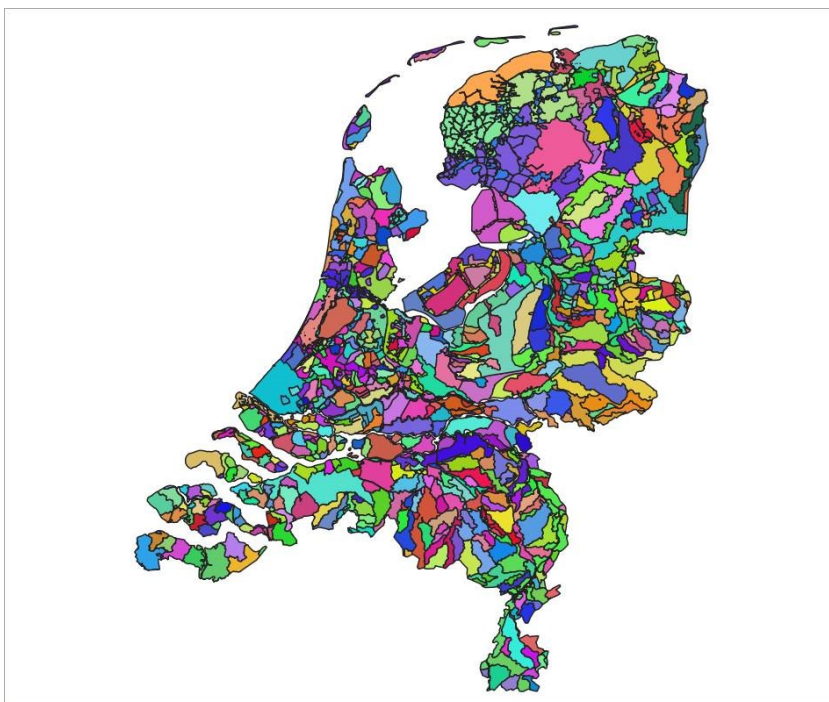
1. de modelschematisering,
2. de modelinvoer en
3. de gegevens waaraan getoetst kan worden; dit geeft een beeld van de betrouwbaarheid van de rekenresultaten.

Voor nitraat is de berekende uit- en afspoeling getoetst aan metingen van het LMM. Voor het LMM (<https://www.rivm.nl/landelijk-meetnet-effecten-mestbeleid>) worden jaarlijks de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op een beperkt aantal locaties gemeten. Deze metingen worden gebruikt voor analyses op het niveau van gewasgroepen, bedrijfstypen en 'grondsoortregio's'. Omdat het aantal metingen van het LMM beperkt is, zijn de berekende nitraatconcentraties en uit- en afspoeling van

stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater feitelijk alleen te gebruiken op dit ruimtelijk weinig gedetailleerde niveau. Voor de uitspoeling van nitraat naar het grondwater worden de resultaten gepresenteerd voor (9) LMM-grondsoortgebieden en (240) landbouwdeelgebieden (Renaud et al., 2017).

De uit- en afspoeling van stikstof en fosfor zijn indicatief vergeleken met metingen in het Meetnet Landbouw Specifieke Oppervlaktewateren. Dit meetnet kent verspreid over Nederland enkele tientallen meetpunten. Het ruimtelijke niveau van toetsing van zowel de berekende nitraatconcentraties als de berekende N- en P-belasting van het oppervlaktewater is daarmee veel grover dan de eenheden van zowel het ANIMO-model als de Emissie Registratie.

Voor de levering van ANIMO-resultaten aan de Emissie Registratie zijn per HRU de per decade berekende uitspoelingsconcentraties vermenigvuldigd met de bijbehorende afvoerfluxen uit het LHM, en zijn de resulterende vrachten in de tijd en ruimtelijk geaggregeerd naar jaarlijkse vrachten voor de eenheden van de 'waterlichaamgebieden 2019' (figuur 6.21) zoals die door PBL met de waterschappen zijn gedefinieerd voor de Nationale Analyse Waterkwaliteit (Van Boekel, 2020 in prep.). Uitgedrukt in kilogram per hectare landbouwgrond hebben de eenheden die geheel binnen een 'waterlichaamgebied 2019' liggen dezelfde waarde.



Figuur 6.21 De waterlichaamgebieden waarvoor de emissies vanuit de bodem naar het oppervlaktewater worden gebruikt om de concentraties nutriënten in het oppervlaktewater te berekenen.

Ook de kwaliteitsberekeningen voor het oppervlaktewater met DELWAQ/KRW-Verkenner zijn gebaseerd op de emissies voor deze waterlichaamgebieden, zij het dat die zijn vertaald naar emissies uit de bodem voor landbouw, natuur en 'stedelijk gebied' per LSW. Dit omdat de grenzen van de LSW's niet consistent zijn met de door de waterschappen gedefinieerde waterlichaamgebieden. De met ANIMO berekende specifieke vrachten (kg/ha) worden omgerekend naar concentraties door ze te delen door de specifieke debieten (m^3/ha). Reden hiervoor is dat de arealen landbouw en natuur die in de verschillende modellen worden gebruikt, verschillen en omdat er kleine verschillen bestaan tussen de debieten berekend met de HRU's en het LHM (SVATs). De totale belasting op het oppervlaktewater per kwartaal (in kg) kan worden berekend door de met ANIMO berekende concentraties te vermenigvuldigen met de afvoeren voor de arealen per landgebruiksvorm binnen de LSW's, en deze te combineren met de emissie uit de glastuinbouw en de atmosferische depositie op open water uit de Emissie Registratie. Met deze werkwijze wordt de consistentie geborgd tussen de resultaten van de ANIMO-berekeningen, de LHM-fluxen en de KRW-Verkenner-berekeningen.

De uitspoeling van 'resterende areaal' (braak, bebouwd etc.) is berekend als niet-bemest grasland. In eerdere landelijke beleidsstudies is voor dit areaal geen uitspoeling berekend, deze werkwijze is dus een verbetering in de wijze van berekenen van vrachten.

6.3.4 Deelconclusies

Bij de vergelijking van nitraatconcentraties bovenste grondwater met STONE blijkt op hoofdlijnen dat overeenkomstige patronen voor beide modellen herkenbaar zijn. Daarna zijn de nitraatconcentraties van het bovenste grondwater met de Nitraatkaart 2012-2015 vergeleken. Het gemiddelde van het LWKM ligt in de buurt van het gemiddelde van de metingen, het gemiddelde van de Nitraatkaart ligt aan de bovenkant van de range in de gemiddelde metingen.

De gesimuleerde uitspoeling naar het oppervlaktewater komt in belangrijke mate overeen met STONE.

De indicatieve vergelijking van de uitspoeling naar het oppervlaktewater met MNSLO laat zien dat de berekende waarde voor de N-vracht/waterafvoer in het rivierkleigebied en het westelijke veenweide gebied en voor de P-vracht/waterafvoer in het noordelijke zeekeigebied en het westelijke veenweidegebied lager ligt dan de metingen. Ook zijn voor deze gebieden de berekende waarden voor N-vracht/waterafvoer duidelijk lager dan in het STONE-model.

Voor de landelijke beleidsverkenningen is meer detail mogelijk dan met STONE, door gebruik van de actueelste databestanden met meer en vaak ook betrouwbaardere gegevens dan beschikbaar waren voor STONE.

6.4 Verkennen regionale toepassingen

Door de opzet van het instrumentarium kan het ook regionaal of lokaal worden toegepast wanneer voldoende betrouwbare gegevens beschikbaar zijn. In vier regionale proefgebieden (figuur 6.22) is daarom onderzocht in hoeverre de data en expertise van de waterbeheerders en dit instrumentarium elkaar kunnen aanvullen en versterken. Daarbij zijn data en resultaten van het topsysteem en oppervlaktewatersysteem beschouwd.



Figuur 6.22 Ligging van de vier regionale proefgebieden.

Behalve dat deze gebieden andere bodems, landbouw/landgebruik en waterhuishouding hebben, zijn ze ook verschillend van grootte. Daarnaast hebben de waterbeheerders andere keuzes gemaakt en andere werkwijzen gevolgd bij het verzamelen, analyseren en gebruiken van waterkwaliteitsmetingen.

Bevindingen en aanbevelingen uit deze regionale toepassingen zijn:

- Op grote lijnen en bij een lage ruimtelijk resolutie levert LWKM herkenbare resultaten voor de regio waarbij:
 - Grondwater AGV lijkt beter dan voor Lb en Rvl
 - Oppervlaktewater Lb en Rvl is beter dan voor AGV
- De verschillen in concentraties nutriënten kunnen aanzienlijk zijn.
- Inzoomen op door de waterbeheerders gehanteerde ruimtelijke indeling creëert kansen voor verbetering.
- Zowel van regio naar landelijk als vice versa
 - Inbreng hoge resolutie gebiedsinformatie
 - Gedetailleerd vergelijken invoer voor verschillende routes
 - Gemeten N- en P-concentraties en debieten gebruiken voor parametrisering
- Proces (terugkijkend): een hele uitdaging.

De eerste resultaten zijn positief en overwogen moet worden op langere termijn de data en kennis van de waterbeheerders leidend te maken en ook te gebruiken als basis voor de landelijke modeltoepassingen. Daarmee wordt bereikt dat er geen inconsistenties zijn tussen regionale en landelijke beleidsevaluaties en dat de betrouwbaarheid en herkenbaarheid van de resultaten worden vergroot.

De volgende aanbevelingen zijn in de regionale pilots gedaan:

1: Verbetering modellering hydrologie

- De hydrologie is de basis voor de waterkwaliteitsberekeningen
- Meer afstemming nodig tussen Rijk en regionale waterbeheerders:
 - Indeling oppervlaktewaterseenheden bij voorkeur van waterbeheerders
 - Routing van het water vanuit waterbeheerders
 - Kennis over in-/uitlaat en peilbeheer
- Kennis over sturing van het watersysteem. De overgang van MOZART/DM naar Sobek-RTC Tools helpt sturing watersysteem te modelleren

2: Delen/verbeteren kwaliteitsmodellen

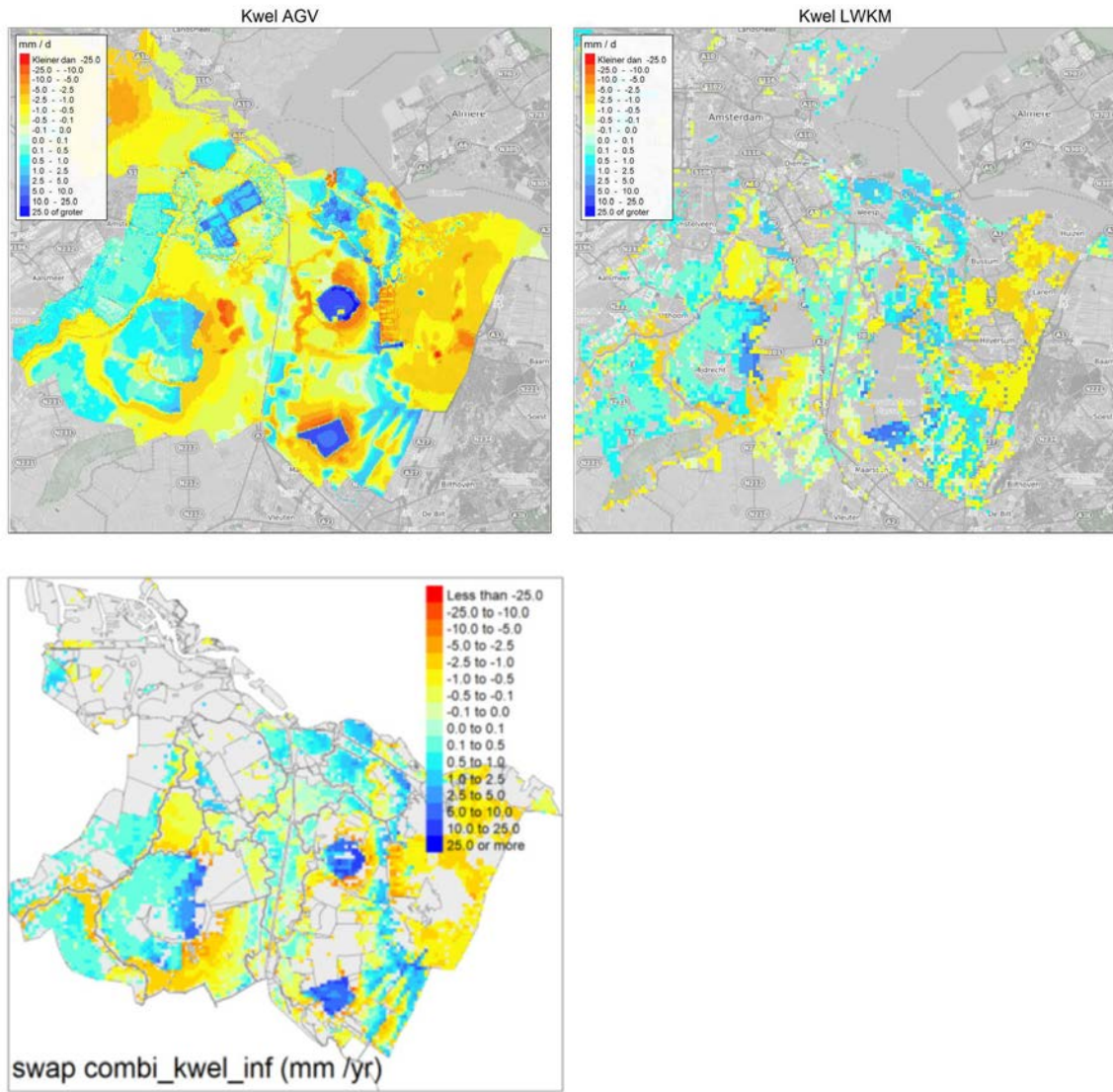
- Maak LWKM beschikbaar voor regionale toepassing (uitsneden)
- Aanleveren van kengetallen over uit- en afspoelingsgegevens per type bodem, landgebruik of hydrologische situatie
- Aanleveren van kennis over rekenregels/methoden om de retentie van nutriënten in het oppervlaktewatersysteem te benaderen
- Verdere toetsing van modelinvoer en resultaten met meetgegevens
- Verdere kennisdeling over modelconcepten en uitgangspunten

3: Organisatie van data

- Gegevens over hydrologie (peilen, inlaat/uitlaat, sturing) beter toegankelijk maken
 - Aansluiten op HYDAMO-ontwikkelingen
- Gegevens over oppervlaktewaterkwaliteit beter delen
 - Aansluiten op Landelijke Enquête Waterkwaliteit (IHW)
- Maak een portal o Voor aanbieden van data/modellen/uitsneden
 - Aansluiten op NHI

4: Kennis blijven uitwisselen

- Werksessies waren succesvol en leuk
 - Helpt bij modelverbeteringen door inzichten en kennis te delen
- Nieuwe pilotgebieden uitvoeren
- STOWA kan hierin een rol (blijven) vervullen



Figuur 6.23 Voorbeeld van een van de regionale pilots (Gooi en Vecht): kwelfluxen berekend met het AGV-grondwatermodel (boven links), LWKM-SVATs voor landbouwgebied (boven rechts) en LWKM-HRU's voor landbouwgebied (onder).

7 Plausibiliteitsbeoordeling van het LWKM

Het woord 'plausibiliteit' betekent 'aannemelijkheid' en/of 'geloofwaardigheid' en wijst erop dat iets gegeven de beschikbare feiten en omstandigheden waarschijnlijk, logisch en aanvaardbaar is. Aannemelijkheid en geloofwaardigheid duiden op een subjectief oordeel, waarbij het van de waarnemer afhangt hoe feiten worden geïnterpreteerd. Plausibiliteitsbeoordeling mag daarom niet worden verward met verificatie en validatie.

Dit hoofdstuk biedt inzicht in de plausibiliteit en het toepassingsbereik van de modelresultaten van de modeltoepassing LWKM; dat gebeurt met de schematisering en de modelinvoer als verklarende variabelen, en door de resultaten te vergelijken met metingen.

Tussen het begeleidingsteam en de ontwikkelaars is afgesproken bij de uitwerking van de plausibiliteit de volgende punten aan de orde te laten komen (begeleidingscommissie waterkwaliteit, oktober 2017):

Functionele eisen	Is de kwaliteit van de schematisering en van de gebruikte data voldoende voor de gevraagde modeltoepassing?
Prestatie-eisen	Zijn de resultaten voldoende nauwkeurig in het licht van de beoogde toepassing en wat zijn de belangrijkste onzekerheden bij de toepassing van het model?
Conceptuele eisen	Zijn de modelconcepten geschikt om de vraagstelling te beantwoorden en wat zijn de belangrijkste beperkingen bij de gebruikte modelconcepten?
Eisen aan de modelcode	Zijn de procesformuleringen en algoritmen correct omgezet in de modelcode? Met andere woorden: doet de code wat ervan verwacht mag worden?
Operationele eisen	Is de modeltoepassing technisch geschikt voor het uitvoeren van landelijke beleidsstudies? Bijvoorbeeld: is de rekentijd zodanig dat daarmee lange termijn-toekomstverkenningen kunnen worden doorgerekend?

De functionele eisen en de prestatie-eisen worden toegelicht door achtereenvolgens in te gaan op de opzet van het instrumentarium (paragraaf 7.1), de plausibiliteit van de invoer (paragraaf 7.2) en de uitvoer (paragraaf 7.3). Bij de uitvoer wordt gefocust op de eerste beoogde beleidstoepassingen op basis van berekeningen met ANIMO 4.0 en de KRW-verkenner. De overige eisen worden besproken in paragraaf 7.4.

7.1 De opzet van het instrumentarium

Met de modellen ANIMO, MT3DMS en de KRW-Verkenner is een nieuw waterkwaliteitsinstrumentarium samengesteld. Ten opzichte van het oude instrumentarium, STONE 2.4 in combinatie met de KRW-Verkenner, is de opzet van het landelijk waterkwaliteitsinstrumentarium (LWKM) op een flink aantal onderdelen aangepast. Om de plausibiliteit van het instrumentarium te bepalen, wordt de hele keten van de hydrologie, mestverdeling tot en met de KRW-Verkenner besproken. De hydrologie (op basis van LHM3.5.1) en de mestverdeling (op basis van INITIATOR versie 5) worden gebruikt als invoer, maar zijn geen onderdeel van het LWKM.

7.1.1 De hydrologische invoer

In het LHM zijn de gegevens van de ondergrond en van de bodem geactualiseerd en met groter ruimtelijk detail in het model gebracht dan in de hydrologische modellering voor STONE. De hydrologische invoer voor ANIMO en voor de KRW-Verkenner is gebaseerd op LHM versie 3.5.1 en de hydrologische informatie in de deelmodellen zou daarmee in principe consistent moeten zijn. De tot stand gebrachte consistentie, een belangrijke reden voor het ontwikkelen van het LWKM, is een

belangrijk verbeterpunt t.o.v. gecombineerde berekeningen met STONE en de KRW-verkenner, mits de gebruikte hydrologische randvoorwaarden plausibel zijn. Hoewel de berekening in de deelmodellen is gebaseerd op dezelfde hydrologie en er grotere consistentie is bereikt in de hydrologische invoer voor ANIMO en de KRW-verkenner, is nog niet volledige consistentie bereikt:

1. In de KRW-Verkenner is een eigen waterbalans bijgehouden, omdat geen gebruik kon worden gemaakt van de nieuwe RTC-tools schematisering. Daarbij is naast informatie uit het LHM ook aanvullende informatie gebruikt.
2. Bij het aanmaken van de ANIMO-rekeneenheden zijn LHM-rekeneenheden waarin zich een hoofdwaterloop bevindt buiten beschouwing gelaten, waardoor ANIMO niet het volledige landelijk gebied beschrijft.
3. Bij het afleiden van onderrandvoorwaarden voor de beleidsvariant van het LWKM waarin LHM-rekeneenheden zijn geclusterd tot Hydrological Response Units (HRU's), zijn in LHM-rekeneenheden met een extreme kwel- of wegzijgingsflux de fluxwaarden vervangen door clustergemiddelden, waardoor de waterbalans voor een aantal eenheden is gecorrigeerd.
4. Voor het aanmaken van de hydrologische invoer voor ANIMO is voor de hele rekenperiode met vanggewassen gerekend, terwijl dit niet is gesimuleerd in de originele LHM-berekeningen. Dit is gedaan, omdat het mestbeleid vanaf 2006 de verplichting kent na maisteelt op zandgrond een vanggewas in te zaaien. Deze hydrologische ingrepen resulteren in een toename van de verdamping van zo'n 20 tot 30 mm, maar zijn nog niet in het LHM geïmplementeerd.

In het projectplan was voorzien om ook de oppervlaktewatermodules MOZART en DM te vervangen. Dit zou het genereren van modelinvoer voor de KRW-Verkenner aanzienlijk vereenvoudigen en het bijhouden van een eigen waterbalans in dit model overbodig maken, wat gewenst is vanuit het perspectief van zowel risico's op inconsistentie, als vanuit beheer en onderhoud. Deze ambitie is niet gerealiseerd, omdat de uitkomsten van het nieuwe RTC-tools-model als niet-realistisch zijn beoordeeld (Gijsbers et al., 2018). Daarom is teruggevallen op de bestaande hydrologische schematisering van de KRW-Verkenner. Daarbij is de hydrologie in de KRW-verkenner geactualiseerd op basis van berekeningsresultaten van LHM 3.5.1, die ook in ANIMO worden gebruikt. Aanbevolen wordt om het onderdeel uit het werkplan LWKM ten aanzien van de vervanging van de oppervlaktewatermodules alsnog te realiseren.

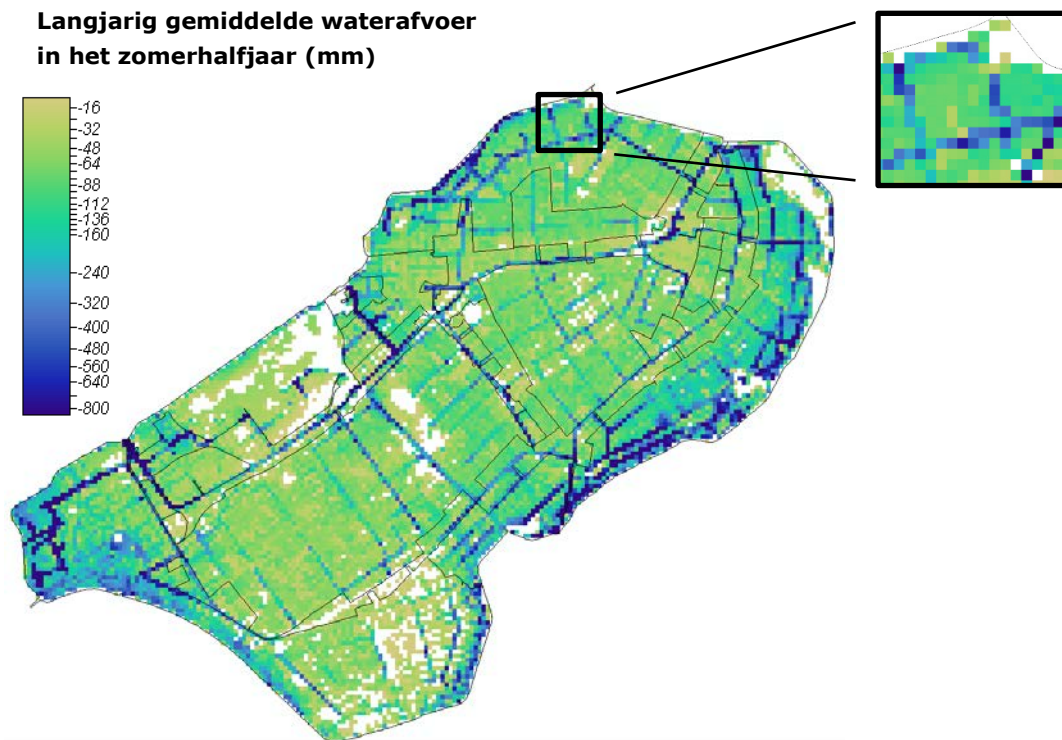
Door de aansluiting van het LWKM op het LHM is het mogelijk om effecten van waterbeheersmaatregelen en hydrologische veranderingen (klimaatverandering) op de waterkwaliteit in ruimtelijke samenhang door te rekenen. Dit wordt als een belangrijke potentie gezien van het nieuwe instrumentarium. Voor de toekomst vereist dit dat in het LHM rekening wordt gehouden met de eisen die worden gesteld aan de waterkwaliteitsmodellering en dat de koppeling tussen het LHM en het LWKM actief moet worden onderhouden. Voor de HRU-benadering betekent dit dat bij (grootschalige) wijziging van de resultaten van het LHM (verbetering van modellen of mogelijk ook bij maatregelen van grootschalige hydrologische ingrepen) moet worden overwogen om de HRU-indeling aan te passen.

7.1.2 De koppeling tussen topsysteem en grondwater

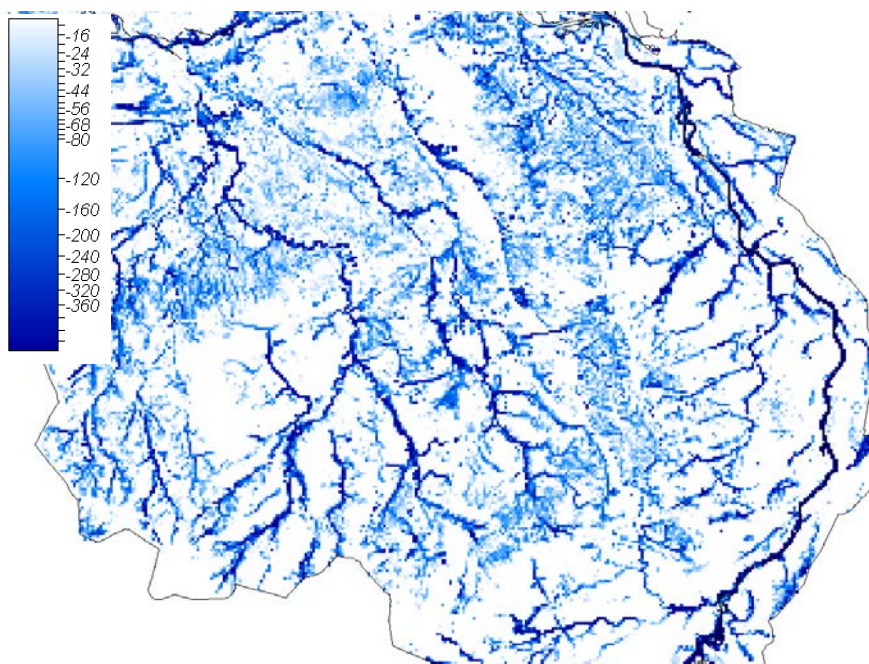
In het LWKM wordt de hydrologische informatie aan LHM ontleend. Hiertoe wordt op basis van LHM-resultaten per cel van 250x250 meter een waterbalans opgesteld die voor het beleidsmodel wordt opgeschaald naar waterbalansen voor de HRU's. Op enkele punten blijkt deze rekenwijze nog onvoldoende rekening te houden met het doel van uitspoelberekeningen:

- In het LHM wordt gebruikgemaakt van diepe ontwateringsmiddelen die insnijden in de watervoerende lagen, waardoor het watervoerende pakket direct ontwatert in de waterlopen. De cellen met deze ontwateringsmiddelen zijn niet meegenomen in de berekeningen in ANIMO, zie bijvoorbeeld de waterlopen in figuur 7.1 in oostelijk en zuidelijk Flevoland. Binnen de berekeningen van het topsysteem wordt namelijk verondersteld dat de fluxen over de boven- en onderranden uniform verdeeld zijn. Dit heeft als consequentie dat een afvoer naar een diepe waterloop met een breedte van bijv. 5 meter uit MODFLOW op het koppelingsvlak uniform wordt uitgesmeerd over een afstand van 250 meter. Voor het landoppervlak aangrenzend aan de waterloop leidt dit tot een onrealistische situatie. De afvoer naar de diepe ontwateringsmiddelen is wel meegenomen in de oppervlaktewaterberekeningen in de KRW-verkenner.

- De hydrologische berekeningsresultaten zijn als gevolg van het expliciet rekenen in LHM met een celgrootte van 250 meter ruimtelijk sterk gedifferentieerd, waardoor op de hogere zandgronden in de zomersituatie relatief veel cellen voorkomen die geen waterafvoer hebben. Een indruk hiervan is gegeven in figuur 7.2. Ook hier geldt dat het ruimtelijke patroon van de afvoeren, naast een groot oppervlak zonder waterafvoer in de zomersituatie, sterke gradiënten laat zien. In de oorspronkelijke opzet van de modelkoppeling met de HRU's is hier achteraf gezien te weinig rekening mee gehouden. Door de rekenresultaten van de HRU's achteraf te middelen, is hier voor de eerste modeltoepassing pragmatisch aan tegemoet gekomen.



Figuur 7.1 Langjarig gemiddelde waterafvoer in het zomerhalfjaar in oostelijk en zuidelijk Flevoland.



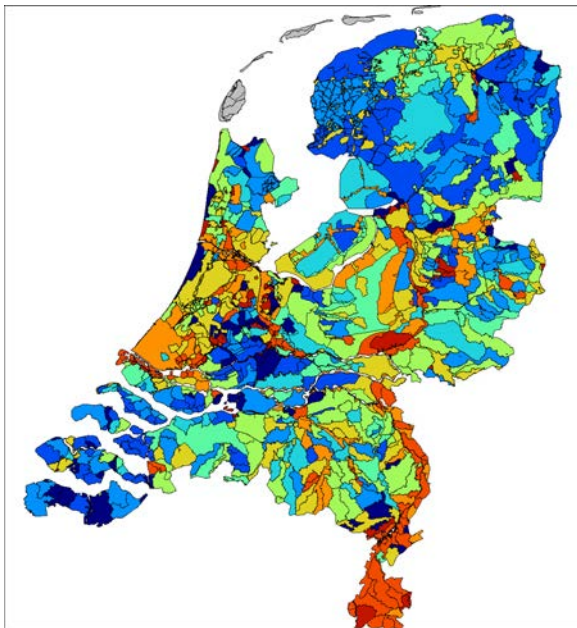
Figuur 7.2 Langjarig gemiddelde waterafvoer in het zomerhalfjaar in oostelijk Noord-Brabant en Noord-Limburg.

Omdat het uitspoelconcept in ANIMO uitgaat van een diffuse belasting en impliciet veronderstelt dat binnen een rekeneenheid zowel waterlopen met diepe ontwatering als waterlopen gekoppeld aan ondiepe ontwatering voorkomen, is het toepassen van een een-op-een-koppeling van ANIMO-modelprofielen aan de huidige MODFLOW-rekencellen niet zinvol. De werkwijze waarbij de rekenresultaten van het LHM gebruikt worden om grotere ruimtelijke eenheden dan de HRU's te onderscheiden, is noodzakelijk om de kloof tussen de ruimtelijke concepten van LHM en ANIMO te overbruggen en moet verder worden uitgewerkt. Bij het afleiden van de HRU's zijn de door LHM berekende grondwaterstanden en kwel-/wegzijgingsfluxen als indelingscriterium genomen. Redenerend vanuit het ANIMO-concept wordt op basis van de huidige hydrologie aanbevolen om de gebruikte criteria te heroverwegen (bijv. kaart-Gt in plaats van berekende Gt) en HRU's met een groter oppervlak te definiëren. Bij nieuwe versies van het LHM kunnen de resultaten anders uitpakken en moet de indeling opnieuw worden beoordeeld.

De waterafvoer berekend als invoer van ANIMO is in het algemeen lager dan in LHM3.5.1. Oorzaken van de lagere waterafvoer zijn:

- Bij het samenstellen van de HRU's is een selectie uitgevoerd van LHM3.5.1-rekeneenheden. Hierbij is besloten de LHM-cellen met hoofdwaterlopen niet in de schematisering van de HRU's mee te nemen. Daardoor is het areaal in ANIMO kleiner dan in LHM. Omdat deze waterlopen een meer dan gemiddelde waterafvoer hebben, resulteert deze keuze naast een kleiner oppervlak ook in een kleinere waarde voor de gebiedsgemiddelde afvoer.
- Bij het samenstellen van de onderrandvoorwaarden voor HRU's moesten keuzes gemaakt worden ten aanzien van extreme waarden voor kwel- en wegzijging. Besloten is om de LHM-cellen met de extreme waarden buiten beschouwing te laten en een gebied-gewogen gemiddelde te berekenen voor de resterende cellen met kwel- en wegzijging binnen bepaalde criteria. Vervolgens is de gemiddelde waarde ook toegekend aan de uitgesloten cellen. Deze rekenwijze komt neer op het afkappen van extreme waarden voor kwel en wegzijging. De gebiedsgemiddelde waarde voor de kwel of wegzijging van een HRU is in deze situaties lager dan wanneer de extreme waarden wel zouden zijn meegerekend.
- Stedelijk gebied en glastuinbouw zijn in de berekeningen met ANIMO niet meegenomen.

Om te controleren welk deel van de afvoerfluxen in LHM3.5.1. buiten beeld blijven in de invoer van ANIMO, is de langjarig gemiddelde waterafvoer in LHM3.5.1 en voor de HRU's berekend. In figuur 7.3 wordt per waterlichaamgebied de verhouding tussen de nettoafvoer van de HRU's en de nettoafvoer in LHM3.5.1 getoond.



Figuur 7.3 Verhouding tussen de netto-drainage in HRU's en de netto drainage in LHM3.5.1 voor waterlichaamgebieden.

Op deze kaart is te zien dat in een aantal waterlichaamgebieden de netto drainage in de invoer van ANIMO minder dan de helft bedraagt van de waarde in LHM. Vooral het gebied langs de Maas laat dit beeld duidelijk zien, maar ook enkele beken in het beheergebied van De Dommel en gebieden behorend bij waterschap Vallei en Veluwe. De gebieden in West-Nederland met een lage verhouding tussen netto drainage in HRU's en die in LHM3.5.1 hangen samen met het relatief grote areaal aan stedelijk gebied en glastuinbouw die niet in de HRU- schematisering is opgenomen. Op niveau van de waterschappen laten Limburg, Delfland en Schieland en Krimpenerwaard een ratio zien lager dan 0,5. Landelijk gemiddeld bedraagt de verhouding 0,75.

7.1.3 De ruimtelijke schematisering

In het LWKM is op vergelijkbare wijze als voor STONE een ruimtelijke schematisering afgeleid met representatieve eenheden. Na clustering van de ruim 400.498 rekencellen van het LHM is een op de ANIMO-code gebaseerd model ontstaan van 28.533 rekeneenheden (paragraaf 4.7). Voor de LWKM-berekeningen zijn dus 4,5 maal zoveel rekeneenheden gedefinieerd als in de schematisering van het STONE-model.

Bij de totstandkoming van de ANIMO-schematisering op basis van LHM-informatie zijn rekeneenheden waarin zich een hoofdwaterloop bevindt niet meegenomen. Cellen waarvan het landgebruik geen landbouw of natuur is, zijn eveneens buiten de schematisering gelaten. Hierdoor is het areaal van de ANIMO-schematisering in het LWKM 11% kleiner dan het oppervlak in STONE (Groenendijk et al., 2020) en het oppervlak aan groene ruimte op de landgebruikkaart LGN7.

Bij de ontwikkeling van het LWKM is geprobeerd een zo goed mogelijke representatieve waarde voor de doorstroomde diepte van het topsysteem af te leiden. Deze doorstroomde diepte vormt het koppelvlak tussen ANIMO en MT3DMS (figuur 2.9). Alhoewel de profieldiepte ruimtelijk meer is gedifferentieerd dan de uniforme diepte van 13 m in STONE, wordt de kanttekening gemaakt dat de afleiding gebaseerd is op:

- Een hydro-geologische lagschematisering in LHM 3.5 die vervangen zou moeten worden.
- De grove indeling voor Nederland gebaseerd op de geohydrologische indeling in hydrotypen (Massop et al., 2000).

Aanbevolen wordt om de profieldiepte te actualiseren op basis van een nieuwe geohydrologische lagschematisering in het LHM (op basis van Regis II.2 en GeoTop). Deze verbeterde laagindeling zal in LHM 4.0 worden gerealiseerd waarmee gegevens beschikbaar komen om de profieldiepte in LWKM te verbeteren.

Het instrumentarium biedt technisch gezien de mogelijkheid om met een ruimtelijke resolutie van 250 meter simulaties uit te voeren in aanvulling op de beleidsversie van het model waarin simulaties worden uitgevoerd voor 28.533 ruimtelijke eenheden (HRU's). Dit komt overeen met gemiddeld 88 ha per rekeneenheid waarbij bijna alle modelinvoer een veel grover ruimtelijk detail kent. Daarnaast moet bedacht worden dat de conceptuele relaties tussen grond- en oppervlaktewater gebaseerd zijn op diffuse ontwatering, i.e. grotere gebieden. Vanwege de focus op eerste toepassing in de landelijke beleidsanalyse en de operationele eis om een snel rekenende variant te hebben voor beleidstoepassingen, zijn de relevantie en de betrouwbaarheid van een toepassing met groter ruimtelijk detail nog niet onderzocht.

Omdat een nieuwe schematisering in RTC-tools niet is gerealiseerd, is voor de simulaties van de stroming en verdeling van oppervlaktewater de oude schematisering van de KRW-verkenner gebruikt die gebaseerd is op MOZART en DM. In deze schematisering van het netwerk en de gebiedsbegrenzing is een aantal wijzigingen aangebracht naar aanleiding van aanwijzingen van regionale waterbeheerders en eerdere modeltoepassingen. Het betreft regionale aanpassingen van LSW's, verbetering van lozingspunten van RWZI's (ook in het LHM), verwijdering van districten en uitbreiding van de buitenlandse aanvoer van ca. 15 naar 70 grensoverschrijdende wateren. Daarnaast zijn aanpassingen doorgevoerd in het netwerk en de routing op basis van een aantal projecten om met de regio de schematisering en routing voor de KRW-Verkenner te verbeteren in Rijn-Oost, Maas, Schelde, Rijn-West en Noord-Nederland. De ruimtelijke schematisering is vastgelegd in 8508 ruimtelijke

eenheden (gebaseerd op de LSW's in het LHM) en 703 KRW-waterlichamen. De mediane waarde van de 8508 eenheden bedraagt 182 ha en 8000 eenheden hebben een oppervlak kleiner dan 600 ha. De ruimtelijke schematisering van de KRW-Verkenner is door de aanpassingen verbeterd t.o.v. voorlopers van het LWKM.

Bij vertaling van de ANIMO-resultaten naar modelinvoer voor de KRW-Verkenner vindt een ruimtelijke aggregatie plaats, omdat de resultaten voor de HRU's een te grote, onverklaarde variatie laten zien. De ANIMO-resultaten ten aanzien van N- en P-vrachten en waterafvoeren worden geaggregeerd naar het niveau van 613 zogenaamde waterlichaamgebieden. De gemiddelde waarden per waterlichaamgebied worden vervolgens toegekend aan de inliggende LSW's.

7.1.4 Temporele schematisering

In het ANIMO-model wordt een rekentijdstap van tien dagen gehanteerd. In toekomstverkenningen wordt een 30-jarige periode dertigmaal doorgerekend om effecten van de variatie in het weer op trends als gevolg van beleidsmaatregelen uit te kunnen sluiten. Daarmee wordt bereikt dat de effecten van mestbeleid en management zonder verstoringen zichtbaar worden gemaakt en dat tegelijkertijd een indruk wordt verkregen van de variatie in uit- en afspoeling als gevolg van het weer.

In de KWR-verkenner wordt een rekentijdstap van een kwartaal gehanteerd. Zomergemiddelde concentraties die van belang zijn voor de waterkwaliteitsbeoordeling worden berekend op basis van uitkomsten voor kwartaal 2 en 3. Voor de hydrologische invoer worden werkelijke weerjaren gebruikt, zodat de effecten van het weer van de beschouwde periode medebepalend zijn voor de uitkomsten. Voor de prognoses wordt voor ieder jaar met een gemiddelde hydrologie (gebaseerd op het gemiddelde van een langere reeks werkelijke weerjaren) gerekend.

Bij vertaling van de ANIMO-resultaten naar modelinvoer voor de KRW-Verkenner vindt een tijdsaggregatie plaats. De ANIMO-resultaten per decade ten aanzien van N- en P-vrachten en waterafvoeren worden geaggregeerd naar kwartaalwaarden.

In het projectplan van het LWKM was een aanpassing van de grootte van de rekentijdstappen aan verblijftijden in het oppervlaktewater voorzien in combinatie met de vervanging van de oppervlaktewatermodules in het LHM door RTC-tools. Voorzien was dat de waterkwaliteitsberekeningen gebaseerd zouden zijn op DELWAQ², dat direct de met RTC-tools berekende waterbalansen kan gebruiken met een rekentijdstap van tien dagen. Omdat is besloten terug te vallen op de oude instrumenten, bedraagt de rekentijdstap nog steeds een kwartaal.

Voor het diepere grondwater kan met MT3DMS de waterkwaliteit zowel stationair als niet stationair worden doorgerekend. In de analyse is gebruikgemaakt van tijdstappen van een decade (paragraaf 5.3.2). Gegeven de traagheid van het grondwatersysteem zijn voor bepaalde vraagstukken mogelijk tijdstappen van een maand of een jaar, en zelfs stationaire berekeningen aan te bevelen. Het effect van het gebruik van verschillende tijdstappen is niet nader onderzocht. Aanbevolen wordt voor het simuleren van nutriëntenconcentraties in het grondwater de te hanteren tijdstapgrootte nader te onderbouwen.

7.1.5 Waterkwaliteit in de ondergrond

In het LWKM is het modelconcept voor de ondergrond uitgebreid. De ondergrond in het ANIMO-model zoals afgeleid in bovengenoemde studies is geactualiseerd door de vervanging van ondergrondgegevens door de hydro-geochemische schematisering zoals deze voor MT3DMS is afgeleid. De vervanging van de bodemchemische informatie in het ondergronddomein van ANIMO heeft tot inconsistenties in de bodemchemische schematiseringen van de bovengrond en de ondergrond geleid, vergelijkbaar met discrepanties in de eerste versies van STONE. In twee studies van Van Boekel (2009) is dit opgelost door uit te gaan van een verdiepte bodemkaart op basis van diepere metingen in de LSK.

² DELWAQ: Waterkwaliteits- en ecologiemodule in Delft3D, zie <https://oss.deltares.nl/web/delft3d/delwaq>

De conceptuele uitbreiding met MT3DMS vergroot de functionaliteit van het modelinstrumentarium t.o.v. het STONE-model doordat ook de kwaliteit van dieper grondwater en de kwaliteit in winputten gesimuleerd kunnen worden. De onderbouwing van modelresultaten in de referentiesituatie is afhankelijk van voldoende beschikbare data; deze zijn beperkt voor de diepere ondergrond. Vanwege de focus op eerste toepassing in de landelijke beleidsanalyse, waarin ANIMO en de KRW-verkenner zonder MT3DMS worden ingezet, is de betrouwbaarheid van de MT3DMS-resultaten niet verder onderzocht.

7.1.6 Mestgiften berekend met INITIATOR

Het LWKM gebruikt INITIATOR als module om de mestverdeling en mestgiften te berekenen. Het gebruik van INITIATOR resulteert in een grotere flexibiliteit om varianten te definiëren. Omdat INITIATOR rekent op perceel- en bedrijfsniveau biedt de nieuwe module bovendien mogelijkheden om in de toekomst gedetailleerder te rekenen zodra de betrouwbaarheid van deze en andere data dat mogelijk maken.

Het gebruik van mestgiften uit INITIATOR wordt in het algemeen gezien als verbetering van het waterkwaliteitsinstrumentarium ten opzichte van de mestgegevens in STONE. INITIATOR maakt gebruik van meer gedetailleerdere ruimtelijke gegevens, zoals de Basis Registratie Percelen (BRP). Er wordt aangesloten op actuele, verfijnde gegevens voor de mestverdeling en geografisch expliciete landbouwtellinggegevens met het aantal dieren per bedrijf uit het Geografisch Informatiesysteem Agrarische Bedrijven (GIAB). Bovendien is het instrumentarium makkelijker aan te passen en/of uit te breiden dan de voorloper MAMBO. De ruimtelijke schematisering in INITIATOR sluit beter aan bij het LWKM dan STONE, en met de nieuwe mestmodule kunnen meer flexibel dan voorheen verschillende toekomstverkenningen worden doorgerekend.

7.1.7 Conclusies m.b.t. de opzet van het instrumentarium

Met het LWKM is beoogd om:

1. Informatie over water- en stofstromen op consistente wijze te gebruiken in het model. Deze ambitie is gedeeltelijk gerealiseerd. De hydrologische modelresultaten die de basis moeten vormen voor de waterkwaliteitsmodellering bleken tekortkomingen te hebben (bodem-, grond- en oppervlaktewater) en technisch niet te verbeteren (oppervlaktewater), waardoor volledige consistentie in deze fase nog niet mogelijk bleek. Hier zal in het volgende hoofdstuk verder op in worden gegaan.
2. Actuele data te gebruiken. Deze ambitie is technisch gerealiseerd. Op onderdelen is een fijnregeling nodig van de combinatie van de data van verschillende herkomst (bijv. bodem en geochemie). Hiervoor zijn verdere analyses nodig.
3. Water- en stofstromen met een zodanig ruimtelijk detail te simuleren dat het instrumentarium op termijn ook voor regionale studies betekenis zou kunnen krijgen. In de opzet van het grondwatermodel is hier op voorgesorteerd. LWKM versie 1.0 is gericht op een landelijke toepassing. Als gevolg van de geconstateerde tekortkomingen in het bodem- en grondwatersysteem is het toepassen van deze versie van het LWKM voor een regio, zonder nadere analyse van de plausibiliteit van het LHM en LWKM in de betreffende regio, niet zinvol. In het STOWA-project regionale pilots is hetzelfde geconstateerd, maar ook werd de potentie van het instrumentarium door de regionale waterbeheerders onderkend.
4. Meer mogelijkheden te hebben om maatregelen, waarvan de effecten worden beïnvloed door de ruimtelijke samenhang via het grondwater, door te rekenen. Dit is voor de landelijke toepassing in het LWKM gerealiseerd door gebruik te maken van het LHM. Hierbij is nog aandacht nodig voor de aanvullende eisen aan de hydrologische modellering vanuit de informatiebehoefte van de waterkwaliteitsmodellering om maatregelen te simuleren.

Met het LWKM kunnen in potentie water- en stofstromen op consistente wijze worden gesimuleerd en kunnen de effecten van maatregelen worden geëvalueerd. Het operationaliseren van dit watersysteem omvattend instrumentarium kent een prijs ten aanzien van de flexibiliteit: terugkoppelmechanismen kunnen ertoe leiden dat maatregelen moeilijker zijn te definiëren (een voorbeeld van een maatregel die moeilijker is te definiëren, is de teelt van een vanggewas). Ook zijn effecten van maatregelen

moeijker te controleren en te interpreteren, omdat het aantal deelsystemen dat invloed kan uitoefenen op het resultaat groter is. Uiteindelijk valt of staat de kwaliteit van de resultaten met de zwakste schakel, die daarmee ook mede de gebruiksmogelijkheden van de resultaten bepaalt.

7.2 Plausibiliteit van de modelinvoer

De schematisering, de modelinvoer en de parameters in het ANIMO-model binnen het LWKM zijn op een aantal belangrijke punten geactualiseerd. De actualisatie betreft een vernieuwing van:

- Hydrologische modelinvoer: de hydrologische parameters zijn afkomstig uit LHM3.5.1. Voor afleiding van hydrologische randvoorwaarden van de HRU's zijn representatieve drainageweerstanden en onderrandfluxen uit LHM3.5.1 afgeleid. Voor de zandregio's resulteren simulaties voor HRU's, overeenkomstig LHM3.5.1, in gemiddelde diepere grondwaterstanden dan de grondwaterdynamiekaarten. Geconstateerd is dat de waterafvoeren in een aantal gebieden lager worden berekend dan in STONE. Dit wordt mede veroorzaakt door een hoger berekende verdamping van gewassen in LHM3.5.1 dan in STONE2.4. Bovendien wordt in een aantal gebieden een niet-reële verdeling van de ontwatering over de ontwateringssystemen in LHM 3.5.1 berekend. De afvoeren berekend voor de HRU's zijn in een aantal gebieden lager dan de door LHM3.5.1 berekende waarden, doordat bij het afleiden van randvoorwaarden onrealistische waarden van LHM3.5.1 zijn afgekapt en hoofdwaterlopen niet zijn meegenomen.
- Landgebruik: het landgebruik in het LHM en ANIMO is geactualiseerd op basis van LGN7. Het aantal landgebruiksklassen is uitgebreid naar acht landgebruiksvormen.
- Bodem eigenschappen: zowel in het LHM als het LWKM is gebruikgemaakt van een set van 370 bodemfysische en bodemchemische eenheden uit het Bodemkundig Informatie Systeem (BIS).
- Voor de diepe ondergrond zijn hydrologische en geochemische eigenschappen op basis van REGIS en GeoTOP afgeleid. Nutriëntenconcentraties in de waterfase die aan ANIMO als concentraties in kwelwater worden opgelegd, zijn afgeleid van een database die specifiek voor het waterkwaliteitsinstrumentarium is samengesteld op basis van beschikbare metingen in DINO (Klein en Janssen, 2016). De puntinformatie uit de DINO-database is met behulp van Kriging geëxtrapoleerd naar kaarten om per rekeneenheid een waarde voor kwelconcentraties af te leiden. Opgemerkt wordt dat de aansluiting van de bodemchemische data voor de bovengrond en de geochemische data voor de ondergrond tot inconsistenties heeft geleid die nog opgelost moeten worden. Ook zijn er regionaal grote verschillen in de dichtheid van waarnemingen en daardoor in de kwaliteit van de invoerdata.
- Voor het vaststellen van de initiële bodemcondities is met ANIMO een klimaatreeks van dertig jaar doorgerekend met fosfaatconcentraties uit de database van de ondergrond (Klein en Janssen, 2016). Voor het vaststellen van de verdeling van organische stof en fosfaat over verschillende pools is het landgebruik over dertig jaar gesimuleerd met mestgegevens van 1980. Deze werkwijze vervangt de initialisatieprocedure die werd gebruikt voor STONE, waarin werd gewerkt met een aanloopperiode van drie perioden van vijftien jaar (1941-1955, 1956-1970 en 1971-1985) en de mestverdelingen voor die periode. De consequenties van deze methode voor eventuele na-ijleffecten op af- en uitspoeling en bronnenverdeling in combinatie met de nieuwe geochemische data en onderrand moeten nog verder in beeld worden gebracht.
- Voor de mestgiften en atmosferische deposities is gebruikgemaakt van uitvoer van INITIATOR vanaf 2000, voor de voorafgaande periode zijn de gegevens aan STONE2.4 ontleend.
- Voor de oppervlaktewaterberekeningen in de KRW-Verkenner is naast de hydrologische informatie uit LHM3.5.1, aangevuld en aangescherpt met gegevens uit regio-studies, gebruikgemaakt van zgn. emissieconcentraties voor de vier kwartalen van 2015. Emissieconcentraties zijn de verhoudingen tussen vrachten en waterafvoeren berekend door ANIMO. Door deze emissieconcentraties te vermenigvuldigen met de binnen KRW-verkenner bekende waterafvoeren worden vrachten verkregen. Hierbij is dezelfde werkwijze gehanteerd als in voorgaande studies met STONE en KRW-verkenner. Daarnaast wordt in KRW-verkenner gebruikgemaakt van N- en P-vrachten van andere bronnen, zoals bekend in de Emissie Registratie; effluënten van RWZI's, N- en P-emissies uit atmosferische depositie, industrie en grensoverschrijdende aan- en afvoeren. Ook dit is vergelijkbaar met eerdere berekeningen.

Een actualisatie van modelinvoer leidt niet per definitie tot een grotere plausibiliteit. Bedacht moet worden dat er in een model samenhang is tussen de data, de modelconcepten, de schematisering en de instelwaarden van parameters. Alleen na uitvoerige analyses en mogelijk ook aanpassingen van modelconcepten en schematisering, leidt een actualisatie tot het vergroten van de plausibiliteit van het instrumentarium. Voor het effect van het gebruik van actuele invoerbestanden wordt verwezen naar de vorige hoofdstukken, waar stapsgewijs de gerealiseerde veranderingen zijn beschreven. Uit de integrale analyse en de hierna volgende beschouwing van de plausibiliteit wordt duidelijk of de plausibiliteit van het instrumentarium daadwerkelijk groter is geworden door gebruik van de beschikbare actuele data.

Omdat de invoerdata in belangrijke mate de resultaten van het LWKM bepalen, wordt in de volgende paragrafen ingegaan op de nieuwe hydrologische data en de nieuwe mestgegevens voordat de resultaten van het LWKM worden besproken.

7.2.1 De hydrologische invoerdata

De berekende grondwaterstanden in LHM 3.5.1 zijn vergeleken met beschikbare metingen (Pouwels et al., 2018) en zijn gevalideerd met de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (Knotters, 2018). In deze laatste studie is ook de hydrologie voor STONE 2.3 (die vergelijkbaar is met de hydrologische invoer voor STONE 2.4) gevalideerd. De resultaten zijn weergegeven in tabel 5.1.

Op basis van de berekende grondwaterstanden is geconcludeerd dat LHM 3.5 landelijk gemiddeld aan de droge kant is. Dat is vooral het geval in de beleidsgevoelige zandregio's. In de hellende zandgebieden, en met name in oostelijk Noord-Brabant en Limburg, worden grote afwijkingen ten opzichte van metingen gesignaleerd. Daarnaast is geconstateerd dat de waterafvoeren in een aantal gebieden lager worden berekend dan in het STONE-model. Vooral in het deelstroomgebied Maas zijn de afvoeren laag. Hiervoor zijn enkele oorzaken aan te wijzen:

- een hoger berekende verdamping van gewassen,
- de verouderde, niet-reproduceerbare schematisering in hydro-geologische lagen en de interactie grond-oppevlaktewater, hetgeen tot uiting komt in een minder plausibele verdeling van waterafvoeren over ontwateringsmiddelen.

Op basis van een stapsgewijze wijziging van de invoerbestanden, is geconcludeerd dat de wijziging van de hydrologie voor STONE naar de LHM-hydrologie sterk bepalend is voor de rekenresultaten van het LWKM. Dit vooral omdat de nieuwe hydrologie grote impact heeft op de resultaten in de zandgebieden, op zowel de nitraatconcentraties als de uitspoelconcentraties van N en P naar het oppervlaktewater.

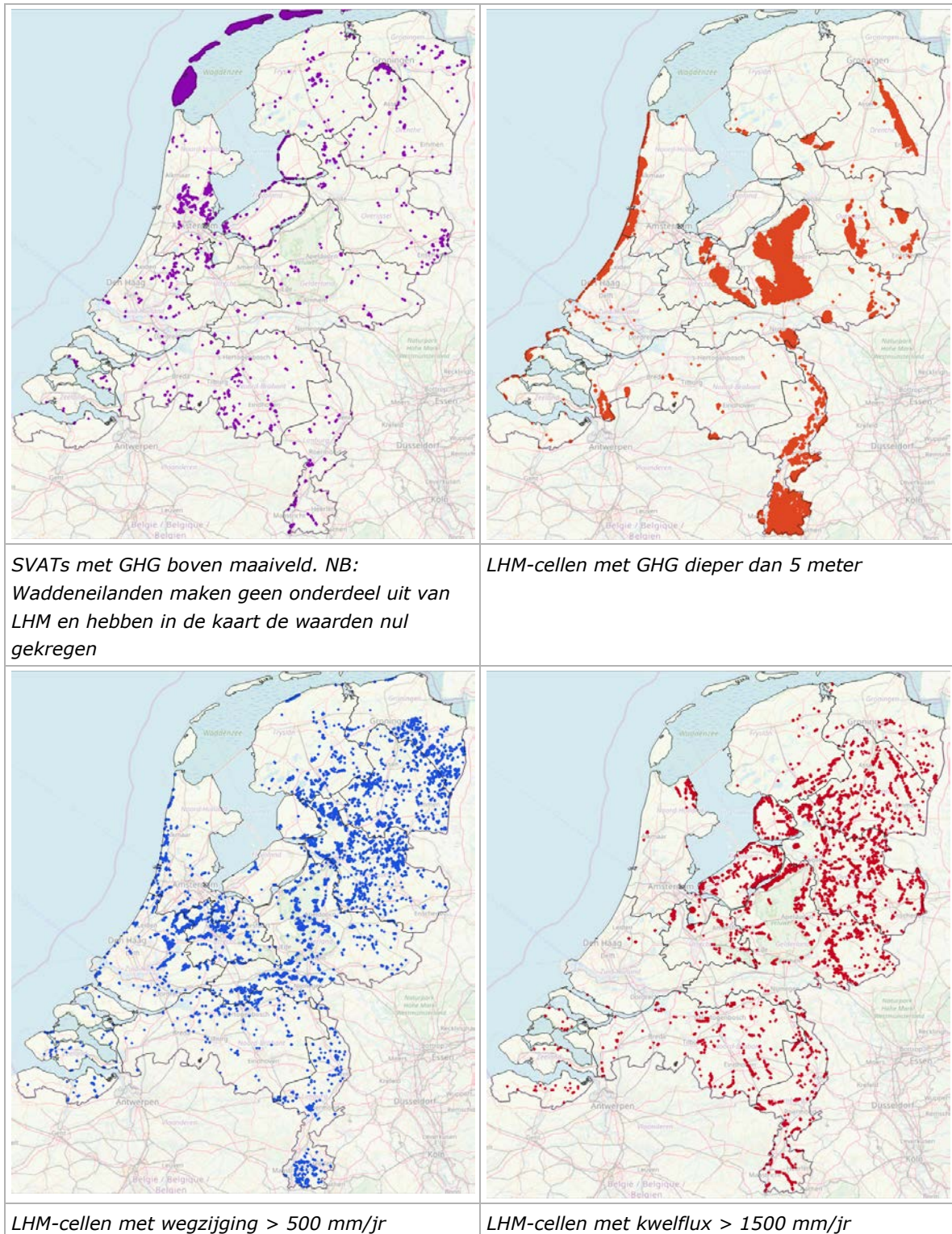
In het LWKM zijn randvoorwaarden afgeleid uit LHM-resultaten om voor de HRU's (clusters van LHM-cellen) hydrologische simulaties uit te voeren die dienen als invoer voor ANIMO. Bij het definiëren van de HRU's is gebleken dat de LHM-cellen hydrologisch niet-realistische fluxen kunnen bevatten (figuur 7.4). Voor toepassing van de LHM-hydrologie in ANIMO zijn daarom de hydrologische resultaten gefilterd waarbij niet-realistisch geachte fluxen en niet-realistische combinaties van Gt en landgebruik pragmatisch zijn uitgesloten. Een vergelijkbare werkwijze is voorheen ook toegepast bij het gebruik van de NAGROM-resultaten in de hydrologie voor STONE (Kroon et al., 2001). De binnen het LWKM toegepaste filters zijn:

- Landbouw-SVATs met wegzijging > 1000 mm/jr zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met kwel > 2500 mm/jaar zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met GLG < 0 cm zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met Gt 1 zijn uitgesloten, met uitzondering van grasland op veen
- Akkerbouw-SVATs met Gt 1 en Gt 2 zijn uitgesloten, m.u.v. bloembollen met Gt 2
- Landbouw-SVATs met Gt8 en een kwelflux groter dan 100 mm/jr zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met een verschil tussen GLG en GHG < 25 cm, met Gt ≠ 8, en niet op veen zijn uitgesloten.

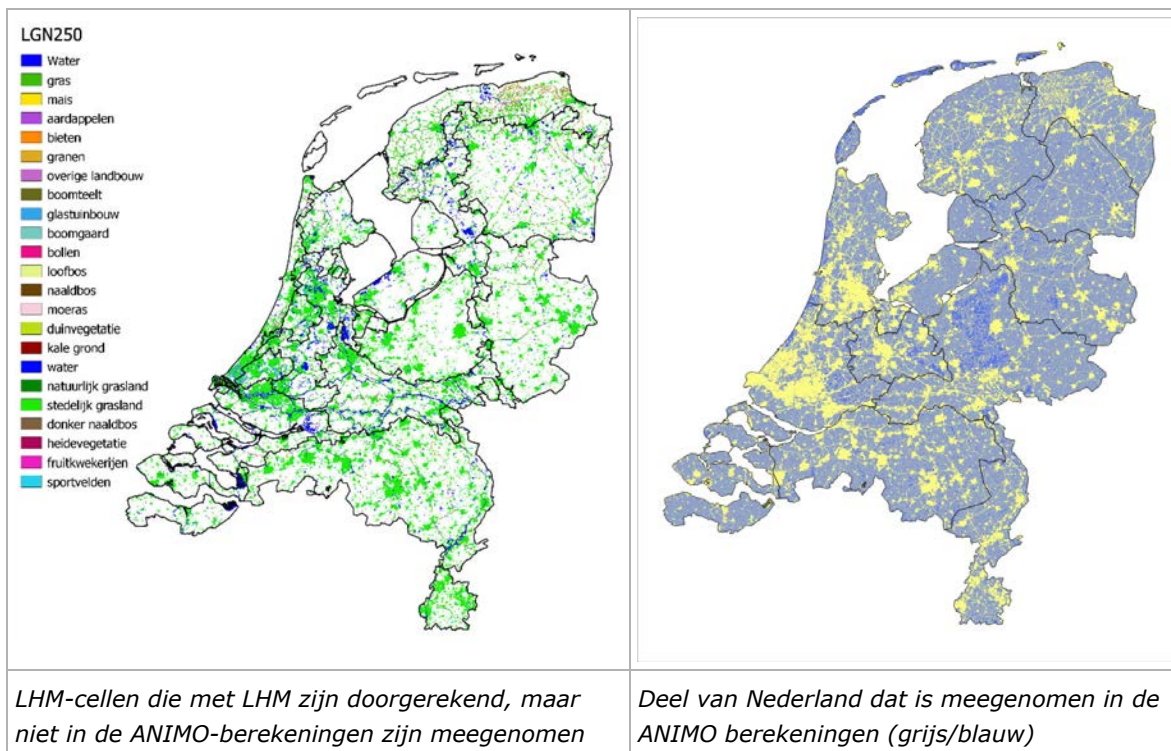
Figuur 7.4 geeft inzicht in de oorspronkelijk binnen LHM voorkomende waarden. Aan de uitgefilterde eenheden zijn de gemiddelde hydrologische eigenschappen van de overige rekeneenheden binnen de

HRU toegekend. Wanneer na filteren geen plausibele rekeneenheden binnen het cluster van SVATs aanwezig zijn, zijn kenmerken van een gelijkende HRU toegekend. Effectief betekent deze filteractie dat er grotere eenheden ontstaan, omdat er HRU's zijn samengevoegd. Figuur 7.5 toont de gebieden waarvoor geen HRU's zijn afgeleid (links) en het uiteindelijk met ANIMO doorgerekende gebied (rechts).

De dynamiek van grondwaterstanden in LHM3.5.1 lijken, voor zover geanalyseerd, overeen te komen met metingen (Pauwels 2018). Echter, uit de validatie van Knotters (2018) en uit de vergelijking met grondwaterdynamiekkarten blijkt dat de fluctuatie van grondwaterstanden (verschil tussen GLG en GHG) gemiddeld te klein is. Dit ondersteunt de aanbeveling om verbeteringen aan te brengen in de geohydrologische schematisering en de relatie tussen grondwater en oppervlaktewater.



Figuur 7.4 Presentaties van extremere hydrologische resultaten berekend met LHM.



Figuur 7.5 Gebieden waarvoor geen HRU's zijn afgeleid (links) en het uiteindelijk met ANIMO doorgerekende gebied (rechts).

In een aanvullende analyse (Groenendijk et al., 2020) is gekeken naar de verdeling van berekende GHG's en GLG's en de consequenties voor nitraatuitspoeling. In 5-10% van het oppervlak wordt een GHG dieper dan 5 meter berekend. Ook na het uitsluiten van de rekeneenheden met een GHG dieper dan 5 meter worden de GHG- en GLG waarden in het model gemiddeld iets dieper berekend dan op de Gd-kaart voor hoog Nederland (De Gruijter et al., 2004; Van Kekem et al., 2005) en de Karteerbare Kenmerkenkaart (Van der Gaast et al., 2010). De Gd-kaart wordt in de nabije toekomst opgenomen in de Basis Registratie Ondergrond (Stuyt et al., 2016) en wordt daarmee een referentie voor de beoordeling van grondwaterstandsimulaties.

De op LHM-resultaten gebaseerde hydrologische invoer voor de HRU's heeft voor bijna geheel Nederland lagere waterafvoeren dan waar eerder vanuit werd gegaan in het STONE-model. Voor dit verschil zijn drie oorzaken te noemen:

5. Door de hogere met LHM berekende verdamping is het neerslagoverschot in LWKM kleiner dan berekend met de hydrologie voor STONE.
6. In de HRU's blijft een deel van de totale afvoer buiten beeld, omdat a priori bij de selectie van rekeneenheden uit het LHM hoofdwaterlopen in de schematisering zijn uitgesloten. Door het uitsluiten van deze rekeneenheden worden in HRU's een kleinere wateraanvoer en sub-infiltratie naar bodem en grondwater berekend.
7. Bij de afleiding van randvoorwaarden voor HRU's uit LHM-resultaten is een filter toegepast op extreme onderrandfluxen uit het LHM (figuur 7.4). Extreme onderrandfluxen zijn afgekapt. De gebiedsgemiddelde waterafvoeren op basis van HRU's vallen daarmee in gebieden met extreme kwelfluxen, vaak beekdallandschappen, lager uit dan de gebiedsgemiddelde waterafvoeren op basis van LHM3.5.1.

In het Maasgebied van Limburg is de waterafvoer voor de HRU's veel kleiner dan in het LHM. Onderzocht moet worden of de bovengenoemde oorzaken dit verschil volledig verklaren.

Voor de berekende afvoeren zijn afvoeren zoals gebruikt in de KRW-verkenner (opgeschaald naar kwartalen) vergeleken met metingen. Figuur 5.3 laat zien dat gemiddeld de gemodelleerde en gemeten debieten voor de grotere wateren (door de opgelegde aanvoer uit het buitenland) goed overeenkomen, gezien de ligging van de punten rond de 1:1-lijn. Voor kleinere wateren kunnen grote

verschillen op treden tussen model en meting (let op de logaritmische schaalindeling van de assen). Omdat de afvoeren voor landelijke toepassingen in het LHM voor grote eenheden (Surface Water Units, SWU's) zijn getoetst (BOS-Burgering et al., 2018; Pouwels et al., 2018) aan zowel metingen van afvoeren als chlorideconcentraties wordt ervan uitgegaan dat de routing en de daarmee berekende debieten volstaan voor het rekenen met KRW-waterlichamen. Gezien de eerdergenoemde beperkingen in de grondwaterhydrologie en de geconstateerde grotere afwijkingen bij kleinere stroomgebieden (kleinere afvoeren) wordt geconcludeerd dat de resultaten van het LHM toepasbaar zijn na opschaling naar grote gebieden, i.e. deelstroomgebieden of waterschappen.

Bij de regionale pilots is gesignaleerd dat de routing voor grotere eenheden (niveau waterschappen) voldoet, maar dat wanneer wordt ingezoomd op kleinere eenheden vaker grote afwijkingen optreden. Ook hier bleken de gesimuleerde afvoeren voor de grote gebieden beter overeen te komen met metingen dan voor de kleinere gebieden.

Ten aanzien van de hydrologie wordt het volgende geconcludeerd:

- De ruimtelijke patronen in resultaten van LHM3.5.1 zijn geaccepteerd voor de landelijke hydrologische toepassing in het Nationaal Water Model en voldoen aan de daarvoor gehanteerde criteria.
- Bij gebruik voor de waterkwaliteitsberekeningen is geconstateerd dat het LHM rekencellen heeft met hydrologisch niet-realistische waarden en dat dit model landelijk gemiddeld aan de droge kant is. Met name in uitspoelingsgevoelige zandgebieden zijn de gesimuleerde grondwaterstanden te diep en zijn de bijbehorende afvoeren daardoor laag.
- Een gevolg van het filteren van LHM-rekeneenheden met hoofdwaterlopen en cellen met hydrologisch niet-realistische fluxen is dat de informatie over waterafvoeren niet consistent is tussen enerzijds de hydrologische resultaten voor de HRU's en LHM3.5.1 en anderzijds tussen ANIMO/LWKM en KRW-Verkenner. KRW-Verkenner ontleent de hydrologische informatie aan een combinatie van resultaten van LHM3.5.1, het landelijke SOBEK-model (LSM) en aan gebiedsinformatie van waterschappen en heeft daarmee een eigen hydrologische beschrijving die afwijkt van zowel LHM3.5.1 als de HRU's.
- De relatie tussen grondwater en oppervlaktewater behoeft nadere aandacht. In LHM3.5.1 komt een aanzienlijk oppervlak voor waar langjarig gemiddeld in het zomerhalfjaar geen afvoer van water uit bodem en grondwater naar oppervlaktewater plaatsvindt of waar de sub-infiltratie vanuit oppervlaktewater naar bodem en grondwater groter is dan de drainage vanuit bodem en grondwater naar oppervlaktewater. In deze gebieden, de hoger gelegen drogere zandgronden (stuwwallen, duinen en Maasterrassen) zullen naar verwachting de zomerconcentraties dan ook in sterke mate worden bepaald door aangevoerd water, waardoor de uitspoeling uit landbouw- en natuurgronden weinig invloed zal hebben op deze concentraties. Dat lijkt voor deze gebieden niet overeen te komen met de werkelijkheid en dat maakt de model resultaten voor deze gebieden weinig realistisch. Het gevolg van het relatief grote oppervlak waar in het zomerhalfjaar geen afvoer plaatsvindt, is dat dit areaal geen directe invloed heeft op zomerconcentraties van nutriënten in het oppervlaktewater. Geconstateerd wordt dat de resultaten van het LHM de (grond)hydrologie nog niet voor alle regio's voldoende accuraat beschrijft voor de waterkwaliteitsmodellering ten behoeve van landelijke beleidstoepassingen.
- Voor het schaalniveau van de Rijkswateren en grotere stroomgebieden in de landelijke toepassingen van het National Water Model komen de gesimuleerde debieten goed overeen met de metingen (Hoogewoud et al., 2013). Voor gebruik op gedetailleerdere schaal en ten behoeve van waterkwaliteitsmodellering moet het LHM ook ten aanzien van het oppervlaktewater worden verbeterd.
- Om een toepassing van LHM3.5.1 in de Nationale Analyse mogelijk te maken, is dit gecompenseerd door het uitspoelmodel te kalibreren aan nitraatconcentraties op het ruimtelijke schaalniveau van LMM-zandregio's. Ook de KRW-verkenner is gekalibreerd aan metingen door per waterlichaam voor een bepaalde periode verhoudingen tussen gemeten en berekende concentraties af te leiden en deze verhoudingen op te leggen aan de berekende concentraties in andere jaren.

In een nadere analyse van het toepassingsbereik van de LWKM-resultaten (Groenendijk et al., 2020) is geconcludeerd dat de berekende nitraatconcentraties in grondwater, de N- en P-vrachten door uit- en afspoeling en de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater met name in opgeschaalde vorm

voor grotere gebieden kunnen worden toegepast. Voor een vergelijking van resultaten van rekenvarianten is een fijner ruimtelijk schaalniveau mogelijk, maar blijft de toepassingsmogelijkheid beperkt tot het niveau van waterlichaamgebieden.

- Een analyse van de toepassingsmogelijkheid van resultaten van ANIMO op het ruimtelijke schaalniveau van rekeneenheden van de KRW-verkenner heeft nog niet plaatsgevonden. Gezien de beperkingen in de berekende waterafvoeren ligt het voor de hand om een dergelijke analyse uit te voeren nadat de resultaten van een verbeterde versie van LHM van voldoende kwaliteit worden geacht voor waterkwaliteitsberekeningen.
- Door de geschetste beperkingen van de LHM-resultaten wordt het gebruik van hydrologische informatie voor een bronnenanalyse vooralsnog afgeraden.

7.2.2 De mestgiften

Voor INITIATOR-berekeningen zijn aannames gedaan ten aanzien van de plaatsing van resterende overschotten als de mestgebruiksruimte in heel Nederland is benut. De mestverdeling is met INITIATOR berekend voor twee varianten: bemesten tot de gebruiksnorm en volledig plaatsen van de geproduceerde mest. De eerste variant resulteert in een niet geplaatst mestoverschot, de tweede variant resulteert lokaal in grotere mestgiften dan het beleid toestaat. De tweede lijkt beter te corresponderen met de metingen van LMM. Bij de mestgiften in de veengebieden zijn door de regionale waterbeheerders vraagtekens geplaatst.

De met INITIATOR gesimuleerde mestverdelingen zijn mede gebaseerd op de beschikbare administratieve gegevens en kunnen niet aan meetgegevens worden getoetst. Daarom is voor de mestverdeling voor het jaar 2013 een kwalitatieve vergelijking uitgevoerd met de resultaten van MAMBO voor datzelfde jaar. Ook is vergeleken met cijfers van CBS. De overeenkomst met de resultaten van het CBS is groot, de verschillen met het eerdere instrument MAMBO zijn groter, met name voor akkerbouwbedrijven. Een gevoeligheidsanalyse voor de gemaakte aannames heeft nog niet plaatsgevonden. Kros et al. (2019) adviseren de rekenwijze en de validatie voor toekomstige modeltoepassingen te nuanceren en te onderbouwen. De onzekerheden zijn niet gekwantificeerd. De Vries et al. (2003) schatten de onzekerheid in mesttoediening op 35%, voor landelijke toepassingen zullen de onzekerheden door middeling lager uitvallen.

In paragraaf 4.6 is een vergelijking gemaakt tussen de effecten van het gebruik van mestdata op basis van MAMBO en INITIATOR. Daarbij is geconcludeerd dat de landelijke patronen overeenkomen en dat de berekeningen op basis van INITIATOR meer differentiatie laten zien. Ook zijn er regionaal verschillen geconstateerd (met name in Drenthe en de Veenkoloniën, de zuidwestelijke delta, de westelijke kleigebieden en de veengebieden).

Het volgende wordt geconcludeerd t.a.v. de nieuwe mestgegevens:

- Gegeven de overeenkomst met de CBS-data wordt geconstateerd dat de gesimuleerde mestverdeling voor landelijke toepassing plausibel is.
- De onzekerheid op het niveau van percelen is groot, maar wordt kleiner door te aggregeren naar grotere ruimtelijke eenheden (De Vries et al., 2003).
- Voor de voor landelijke beleidstoepassingen relevante gebiedsindelingen (LMM-regio's en waterlichaamgebieden) worden de absolute waarden in mestgiften en de veranderingen daarin als gevolg van wijzigingen in (beleids)maatregelen en/of autonome ontwikkelingen als plausibel beoordeeld.

7.2.3 Conclusies over de actualisatie van de invoer

In het LWKM wordt gebruikgemaakt van recentere databronnen dan in STONE. Dit leidt niet a priori tot een verbetering en nadere analyses zijn nog nodig om de samenhang van geactualiseerde data met schematiseringen en modelconcepten te beoordelen. Hoewel diverse invoerbestanden ook ruimtelijk meer zijn gedifferentieerd, betekent dit nog niet dat op een ruimtelijk gedetailleerd niveau uitspraken kunnen worden gedaan.

Op basis van de nu beschikbare invoerbestanden kunnen de resultaten bij analyse van verschillen in rekenvarianten in ieder geval worden beoordeeld op het niveau van LMM-regio's en niet fijner dan de door PBL met de regionale waterbeheerders gedefinieerde waterlichaamgebieden. Voor beleidstoepassingen moet een indeling in deelstroomgebieden en/of waterschappen worden aangehouden. Door de geconstateerde beperking ten aanzien van de hydrologie van LHM, de hierdoor noodzakelijk gebleken kalibratie van ANIMO op het grove niveau van LMM gebieden en door onzekerheden in de overige ruimtelijk gedifferentieerde bestanden (bijv. de geochemie en mest), kunnen met het nieuwe instrumentarium nog geen uitspraken worden gedaan op gedetailleerder niveau.

7.3 Plausibiliteit modelresultaten ANIMO

De analyses uit hoofdstuk 6 vormen de basis voor de beoordeling van de plausibiliteit van de ANIMO-uitvoer: de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater, de N- en P-vrachten naar het oppervlaktewater, de bronnenanalyse en de Basisprognose.

7.3.1 NO₃ bovenste grondwater

De met het gekalibreerde LWKM berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zijn vergeleken met de resultaten van (het eveneens gekalibreerde) STONE (figuur 6.9). De patronen van beide modellen zijn op hoofdlijnen vergelijkbaar.

Op de uitspoelgevoelige zandgronden is een duidelijke relatie met de stikstofmestgiften waarneembaar. De lagere concentraties in de rivier- en zeekleigebieden corresponderen met de lagere door INITIATOR berekende mestgiften voor deze gebieden. In de Peelregio en Limburg worden lokaal zeer hoge concentraties berekend. Gedetailleerdere analyse heeft duidelijk gemaakt dat in rekeneenheden met diepe grondwaterstanden onrealistisch hoge nitraatconcentraties worden gesimuleerd. Dat resulteert in een overschatting van de nitraatconcentraties voor de zandgebieden. Voor deze diepe grondwaterstanden wordt aanbevolen een correctie te overwegen die makkelijk achteraf is te realiseren en op de huidige berekeningsresultaten kan worden toegepast.

Aanvullend op deze toetsing wordt met het RIVM verkend of de metingen van het LMM gebruikt kunnen worden voor een intensievere validatie (Groenendijk et al., 2020). In figuur 6.12 is een voorbeeld gegeven. Zichtbaar is dat de mediane en gemiddeld gemeten concentraties goed door het gekalibreerde model worden gesimuleerd. Bij de kalibratie van ANIMO aan gemeten nitraatconcentraties in het LMM en deze toets is rekening gehouden met het areaal zandgronden met een diepe grondwaterstand waarvoor geen metingen beschikbaar zijn.

7.3.2 N- en P-belasting oppervlaktewater

De met het LWKM berekende vrachten zijn systematisch kleiner dan de met STONE berekende vrachten, doordat de door LHM berekende afvoeren structureel lager zijn dan berekend met STONE. Voor grote stroomgebieden/de Rijkswateren zijn de resultaten van het LHM goed (mede door de opgelegde instroom uit het buitenland). Op regionale schaal blijken de afvoeren in met name het stroomgebied Maas te laag. Dit sluit aan bij de constatering uit de regionale pilots: voor grote gebieden gaat het best goed, maar bij inzoomen naar meer detail worden grotere afwijkingen zichtbaar.

Omdat geen metingen van N- en P-vrachten beschikbaar zijn maar wel N- en P-concentraties in het oppervlaktewater, zijn de ratio's van vrachten en waterafvoer (emissieconcentraties) vergeleken met metingen in het Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater (MNSLO). Deze vergelijking is uitgevoerd voor het ruimtelijke schaalniveau van LMM-regio's. Bedacht moet worden dat de MNSLO-meetpunten niet geheel representatief zijn voor water direct na uitstroming uit de bodem en dat in de tijd tussen exfiltratie en passage bij een meetpunt een deel van de nutriënten al kan zijn vastgelegd of verdwenen. Daarom wordt gesteld dat de berekende emissieconcentraties in ieder geval hoger moeten zijn dan de meetwaarden op de MNSLO-meetpunten.

Voor gedraineerde kleigronden is een vergelijking van berekende en gemeten concentraties in drainwater uitgevoerd.

Uit een vergelijking tussen de gekalibreerde modelresultaten waaruit emissieconcentraties zijn berekend met de resultaten van STONE, wordt geconcludeerd dat de overeenkomst met STONE-resultaten groot is (figuur 6.14). Een uitzondering vormt het zuidelijke zandgebied waar lokaal extreem hoge P-belastingen berekend worden (figuur 6.13). Deze leiden tot een hoge gemiddelde waarde voor dit gebied. De mediane waarde van de P-belasting in dit gebied is veel lager en is ongeveer gelijk aan de met STONE berekende gemiddelde belasting. De rekeneenheden met een gemiddelde P-vracht over de periode 2005-2011 groter dan 5 kg/ha/jr zijn voorlopig vervangen door de meest gelijkende rekeneenheden met 'normale' resultaten. De verhoudingen tussen emissies naar het oppervlaktewater en waterafvoeren komen qua ordegrrootte overeen en ook de dynamiek heeft dezelfde patronen (figuur 6.14).

Voor stikstof blijkt de berekende emissieconcentratie in veel gebieden hoger berekend te worden dan de gebiedsgemiddelde concentraties in het MNSLO. Voor de meetpunten van het MNSLO is te verwachten dat al een deel van de geëmitteerde stikstof is verdwenen en daarmee kunnen de berekende waarden als plausibel worden beoordeeld (figuur 6.16). De berekende waarde voor N-vracht/waterafvoer in het rivierkleigebied en het westelijke veenweide gebied ligt lager dan de metingen. Voor deze gebieden zijn ook de berekende waarden voor N-vracht/waterafvoer duidelijk lager dan in het STONE-model. Nadere analyse van de resultaten leert dat:

- De verschillen niet zijn toe te schrijven aan verschillen in kwelconcentraties.
- Voor het westelijke veengebied met eutrofe veengronden (anders dan in STONE) nog géén correctie voor veenafbraak wordt toegepast in het LWKM.
- Dit mogelijk ook relevant is voor het deel van het rivierkleigebied met veengronden.
- Voor het noordelijke zeekleigebied de met LHM berekende verdeling van waterafvoer over ontwateringssystemen en de resulterende verdeling van ontwateringsfluxen een rol speelt.
- Voor fosfor (figuur 6.17) de berekende waarde voor P-vracht/waterafvoer in het noordelijke zeekleigebied en het westelijke veenweidegebied lager is dan de metingen. Ook hier zijn de berekende waarden voor N-vracht/waterafvoer lager dan in het STONE-model.

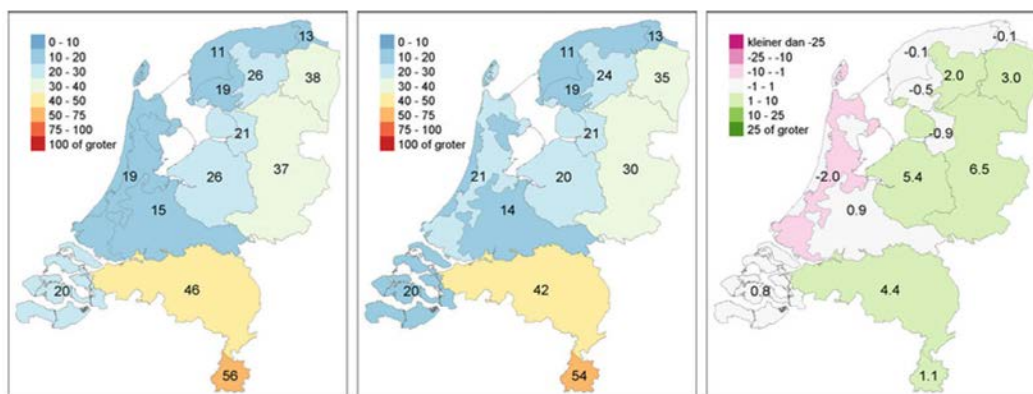
Nadere inspectie van de modelinvoer leert dat:

- De verschillen niet zijn toe te schrijven aan verschillen in kwelconcentraties.
- Voor het westelijke veengebied met eutrofe veengronden (anders dan in STONE) nog géén correctie voor veenafbraak wordt toegepast in het LWKM.
- Dit mogelijk ook relevant is voor het deel van het rivierkleigebied met veengronden.
- Voor het noordelijke zeekleigebied de met LHM berekende verdeling van waterafvoer over ontwateringssystemen en de resulterende verdeling van ontwateringsfluxen een rol speelt.
- Het westelijke zeekleigebied een heterogene regio is wat betreft de kwelconcentraties: de oostelijke IJsselmeerpolders hebben lagere kwelconcentraties dan de overige deelgebieden (figuur 6.19).

De oorzaak van de lager berekende emissies uit landbouwgronden naar het oppervlaktewater wordt verklaard door lagere afvoeren berekend door LHM3.5.1. De verdeling van de ontwateringsfluxen over de ontwateringsmiddelen is anders dan in STONE, waarbij het LHM3.5.1 in bepaalde gebieden onrealistische fluxen berekent. Dit blijkt in ieder geval gerelateerd te zijn aan de ontwateringsfluxen naar diep ingesneden waterlopen in MODFLOW, zoals in poldergebieden en beekdallandschappen. De diepere transportroutes resulteren in lagere emissies doordat aan de bijdrage van grondwater, met lagere concentraties, een te grote betekenis wordt toegekend. Omdat de ontwateringsfluxen de sluitpost van de waterbalans vormen, heeft de niet-plausibele verdeling over ontwateringsmiddelen geen invloed op de waterbalans op gebiedsniveau. Het effect van de te grote afvoer naar diepe waterlopen is dat de ondiepere ontwateringsmiddelen minder afvoeren. Hierdoor vertonen de grondwaterstanden te weinig dynamiek en zijn de hoger gelegen gebieden te droog. Dit komt overeen met de constatering van Knotters, dat het LHM gemiddeld voor Nederland te diepe grondwaterstanden simuleert. In paragraaf 6.1 zijn de verschillen in de hydrologie tussen LHM en STONE uitgebreider beschreven.

De beperkingen in het gebruik van de LHM-hydrologie zijn vooraf onvoldoende onderkend. De veronderstelling bij de start van de totstandkoming van het LWKM was dat de resultaten van het LHM van voldoende kwaliteit zouden zijn voor waterkwaliteitsmodellering. Tijdens het opzetten van het LWKM is geconstateerd dat tekortkomingen in het LHM een grote invloed hebben op de uitkomsten van de waterkwaliteit en daarom zijn tijdens de ontwikkelingen verbeteracties doorgevoerd (Pouwels, 2018).

In de aanvullende analyse naar het toepassingsbereik van modelresultaten voor de Nationale Analyse (Groenendijk et al., 2020) is nagegaan wat het effect is van het vervangen van de uit- en afspoeling van rekeneenheden met hydrologische extreme waarden (zowel te droog als te nat) door het groepsgemiddelde (figuur 7.6). Voor grondwaterlichamen met veel hoge zandgronden zou dit leiden tot een 4-6 mg/L lagere berekende nitraatconcentratie onder landbouw in 2027 bij het mestniveau van de Basisprognose.



Figuur 7.6 Nitraatconcentraties (mg/L) onder landbouw, gemiddeld per grondwaterlichaam in 2027, berekend met de volledige set aan Landbouw-rekeneenheden (links) en bij vervanging van waarden van rekeneenheden met een extreme hydrologie door het gebiedsgemiddelde (midden). Het effect hiervan is rechts weergegeven.

Voor Zand-Maas wordt dan voor 2027 een nitraatconcentratie berekend van 46 mg/L. Bij uitsluiten van rekeneenheden zou het gebiedsgemiddelde lager uitvallen: 42 mg/L. In het oosten van Noord-Brabant, noorden van Limburg en het Lössgebied wordt ook bij het uitsluiten van de hydrologisch extreme situaties nog een nitraatconcentratie berekend hoger dan 50 mg/L. Opgemerkt wordt dat door het uitsluiten van rekeneenheden in bepaalde gebieden van Nederland de nitraatconcentratie een paar mg/L hoger zou uitvallen (midden van Noord-Brabant en Noord-Holland). De N-belasting van het oppervlaktewater zal door het uitsluiten van rekeneenheden in de meeste gebieden toenemen. Voor de waterschappen Vechtstromen en Hunze en Aa's zal de toename groter dan 1 kg/(ha/jr) zijn, wat overeenkomt met een toename van meer dan 10%. Ook bij waterschap Limburg zal de toename meer dan 10% zijn.

Voor fosfor zou voor enkele waterlichaamgebieden de P-belasting van oppervlaktewater iets toenemen. Gemiddeld voor waterschappen wordt een heel geringe toename of afname berekend. Voor Delfland, Hollands Noorderkwartier en Aa en Maas wordt een verschil berekend groter dan 0,3 kg/(ha/jr), wat overeenkomt met een vermindering van 13-28%. Het effect van het uitsluiten van rekeneenheden met hydrologische extreme situaties is voor fosfor sterker dan voor stikstof. De P-belasting van oppervlaktewater wordt in sterkere mate gestuurd door ondiepe grondwaterstanden dan de N-belasting van oppervlaktewater en daarmee wordt verklaard dat het uitsluiten van onrealistisch natte situaties een groter effect heeft op de P-uitspoeling dan op de N-uitspoeling.

De procentuele vermindering of toename van de nitraatconcentratie en de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater zijn grotendeels gelijk voor de verschillende rekenvarianten, met uitzondering van deelstroomgebied Maas, waar het effect groter is bij de aanname dat het resterende mestoverschot wordt geplaatst in de gebieden waar het is geproduceerd.

Dat betekent dat, behalve voor het deelstroomgebied Maas, in 2027, ondanks de hydrologische extremen de berekende effecten van de maatregelen onderling kunnen worden vergeleken, zowel in relatieve als absolute zin.

De berekende emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater kunnen alleen voor grote gebieden (waterschappen en deelstroomgebieden) worden gebruikt en gepresenteerd. Daarbij wordt ervan uitgegaan dat de fouten in vergelijkbare mate in alle varianten doorwerken. Veiligheidshalve kunnen beter relatieve waarden worden gebruikt (verschillen tussen varianten).

7.3.3 Bronnenanalyse

Voor het uitvoeren van bronnenanalyses is plausibele informatie nodig over waterstromen en stofvrachten vanuit verschillende bronnen en de uitwisseling van water en stoffen tussen verschillende ruimtelijke eenheden. Daarnaast is plausibele informatie nodig over de retentie van stikstof en fosfor binnen het oppervlaktewatersysteem. Informatie over alleen concentraties of alleen vrachten is onvoldoende, want zowel concentraties als vrachten kunnen afgeleid zijn met niet-correcte gegevens van waterafvoeren.

Uit de analyses is gebleken dat de door LHM3.5.1 berekende afvoeren niet plausibel zijn. Dit komt tot uiting in zandgebieden, waar een groot oppervlak aan landbouwgronden in het zomerhalfjaar geen afvoer naar oppervlaktewater heeft in combinatie met lokaal grote ontwaterings-/kwelfluxen naar dieper ingesneden waterlopen.

De verdeling van de waterafvoer in LHM3.5.1 over beken, kanalen, waterlopen, perceelsslots en drainbuizen laat een patroon zien waarbij de waterafvoer geconcentreerd is in de diepere systemen. Voor de omliggende rekeneenheden leidt dit tot grote kwelfluxen. Bij het afleiden van onderrandvoorwaarden voor HRU's uit LHM3.5.1-resultaten zijn extreme waarden voor de kwelflux afgekapt, waardoor in ANIMO/LWKM een deel van de waterafvoer buiten beeld blijft. Het deel van het hydrologische systeem dat in ANIMO/LWKM beschreven wordt, is daardoor ondieper dan wanneer de volledige waterafvoer gebruikt zou zijn. Doordat concentraties in het algemeen afnemen met de diepte leidt dit tot gemiddeld hogere waarden voor de verhouding tussen vracht en waterafvoer (emissieconcentratie) dan bij gebruik van de volledige waterafvoer. Een eventuele correctie voor het missen van een deel van de waterafvoer door de emissieconcentraties te vermenigvuldigen met de waterafvoeren van LHM3.5.1 wordt daarom afgeraden.

De resultaten van de hydrologie van het LHM werken in sterke mate door in de resultaten van de bronnenanalyse: aanwezige afwijkingen in de fluxverdeling (LHM) of in de omzettings- en vastleggingsprocessen (ANIMO en de KRW-Verkenner) resulteren onmiddellijk in een verschuiving in de bijdragen van de verschillende bronnen. Gebruik van de vrachtinformatie uit het LWKM-model in bronnenanalyses zou in veel gebieden resulteren in een verschuiving in de herkomstverdeling. Een dergelijke verschuiving is op dit moment niet te onderbouwen met de gebleken tekortkomingen in de informatie over waterafvoeren en daarmee ook de vrachten. Gebruiken van de huidige simulatieresultaten in een bronnenanalyse resulteert in foutieve keuzes en oplossingsrichtingen en wordt daarom op dit moment afgeraden. Voor gebruik in landelijke beleidstoepassingen wordt geadviseerd om voor de verdeling van bronnen in het landelijk gebied terug te vallen op eerdere berekeningen gebaseerd op Stone (Groenendijk et al., 2017), waarvan de hydrologische invoer beter aansluit bij beschikbare hydrologische informatie en waarvan in regionale studies is gebleken dat de resultaten hiervan beter overeen stemmen met beschikbare metingen.

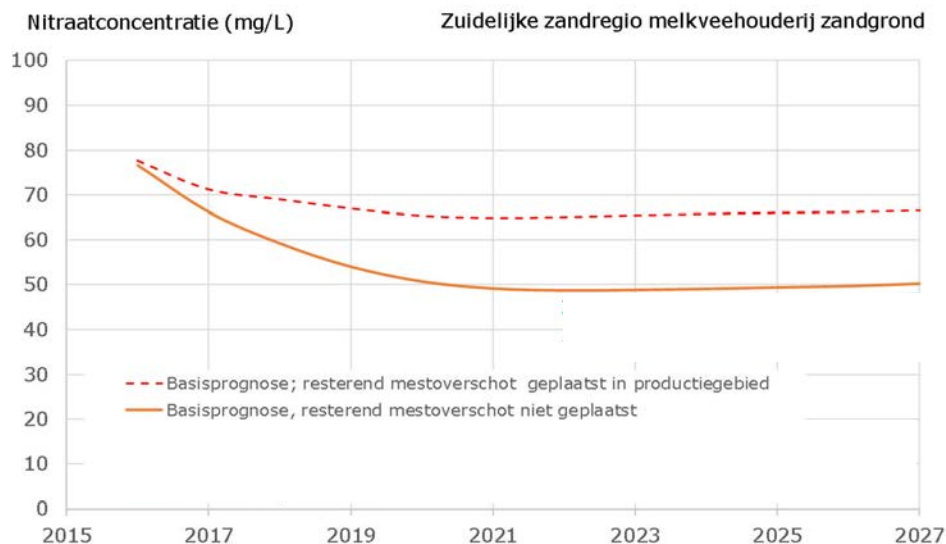
7.3.4 Basisprognose

Voor de maatregelenvariant 'Basisprognose' ('Huidig beleid 2016-2021' genoemd in de Nationale Analyse) wordt bemesting toegepast tot een maximumniveau dat past binnen de gebruiksnormen voor stikstof, fosfaat en dierlijke mest. In deze variant zijn de schattingen voor de dieraantallen van de Nationale Energie Verkenning en de geschatte excretiefactoren voor 2030 verwerkt. De mestproductie in Nederland is in deze variant groter dan kan worden geplaatst, ook na transport, export en andere

vormen van mestverwerking. Verondersteld wordt dat het resterende overschot niet wordt geplaatst op landbouwpercelen.

Voor de variant 'Basisprognose; resterend overschot geplaatst in productiegebied' gelden dezelfde aannames, met het verschil dat het resterende overschot wel in het productiegebied wordt geplaatst. Het resterende overschot wordt toegepast in de gebieden waar de mest geproduceerd is. Dit leidt tot een overschrijding van de mestgebruiksnormen in deze gebieden.

Figuur 7.7 geeft binnen de rekenperiode 2016-2017 voor twee mestvarianten het berekende effect op de nitraatconcentratie voor melkveehouderij op zand.



Figuur 7.7 Effect van de Basisprognose (mestvariant 'beleid', doorgetrokken lijn) en de variant waarbij alle mest wordt geplaatst (mestvariant 'data', gestippelde lijn) op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater voor de melkveehouderij In Zand-zuid.

De afname van de nitraatconcentraties die voor de variant 'Basisprognose' in de eerste jaren van deze variant wordt berekend, wordt veroorzaakt door het bemestingsniveau dat tot en met 2015 is verondersteld in de berekeningen. Er wordt van uitgegaan dat tot en met 2015 meer mest werd gegeven dan de gebruiksnormen toestaan om het resterende overschot toch geplaatst te krijgen. Daarnaast is er een effect van hogere dieren aantallen in de periode tot en met 2015 dan de aantallen waar in de Basisprognose van uit is gegaan. Na een aanvankelijk snelle afname van 2016 tot 2021 wordt binnen enkele jaren bijna een evenwichtstoestand bereikt.

In de variant 'Basisprognose; resterend overschot geplaatst in productiegebied' worden hogere nitraatconcentraties berekend doordat meer mest wordt gegeven. Het verschil voor het evenwichtsniveau bedraagt ca. 16 mg/L nitraat. Voor de beide mestvarianten is te zien dat na verloop van jaren een licht stijgende trend optreedt. Deze trend kan verschillende oorzaken hebben (bijv. modelartefact of daling van gewasopname door teruglopende bodemvruchtbaarheid) en dient in een vervolgstudie nog nader onderzocht te worden.

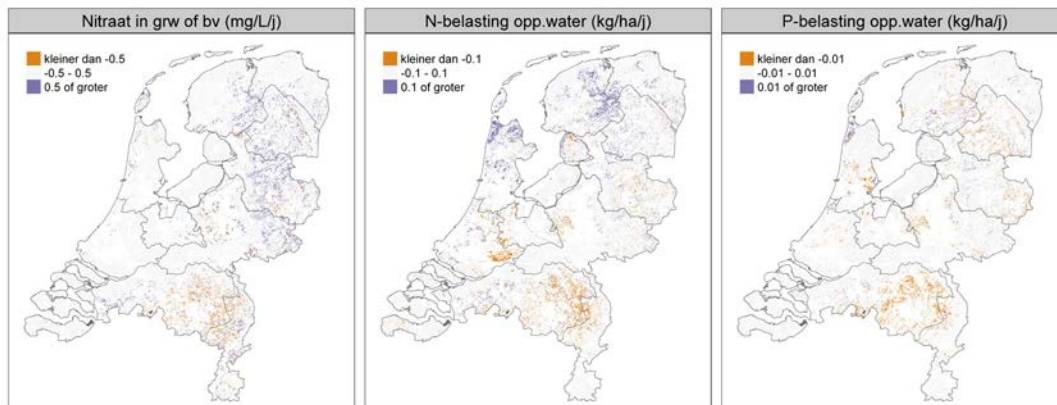
Het verloop van de berekende nitraatconcentratie komt overeen met de verwachtingen. De stijgende trend na 2021 voor nitraat in het grondwater en de belasting van het oppervlaktewater met stikstof suggereren dat een responsiviteitstoets en verdere analyse van details nuttig zijn.

7.3.5 Trends in uit- en afspoeling

De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater laten voor de Basisprognose grote reducties zien (figuur 7.7 en 7.8). Voor klei en veen wordt een toename van de concentraties nitraat in het bovenste

grondwater berekend. Ook de gewasopname (van stikstof en fosfor) neemt in deze gebieden toe, waardoor (de mestgiften veranderen niet) het stikstofoverschot afneemt en het fosforoverschot zelfs negatief wordt (er is sprake van uitmijnen). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de periodes van gewasgroei in het LHM niet volledig zijn afgestemd op de in ANIMO gebruikte gewasopnamemodellen. Het is noodzakelijk de met de LHM-hydrologie berekende gewasopbrengsten in ANIMO (die in sterke mate het bodemoverschot en de uitspoelfractie bepalen) verder te analyseren.

De hierboven beschreven trends zijn ook bevestigd in de analyse van het toepassingsbereik van de resultaten van de Nationale Analyse waterkwaliteit (Groenendijk et al., 2020). Geconcludeerd is dat de trends meerdere oorzaken kunnen hebben en dat de richting van de trends niet altijd eenduidig is.



Figuur 7.8 Gemiddelde jaarlijkse verandering van de nitraatconcentratie (mg/L) in het bovenste grondwater (links). De N-belasting van oppervlaktewater (midden) en de P-belasting van oppervlaktewater (rechts) berekend voor de periode 2021-2030. De oranje kleur duidt op een dalende trend en de blauwe kleur op een stijgende trend.

Effect van het bepalen van de startsituatie voor beleidsvarianten vanaf 2016

De grootste verandering in het verloop van nitraat en de uit- en afspoling naar oppervlaktewater treedt op in de eerste jaren na 2016. Om te onderzoeken of de gekozen startsituatie voor 2016 een effect heeft op het verloop tussen 2016 en 2027 zijn aanvullende rekenruns uitgevoerd, waarbij de startsituatie in 2016 is berekend op basis van het gemiddelde van 30 runs met opschuivend weer in de reeks 1981-2010. Als we in detail naar de verschillen tussen rekenvarianten kijken, zijn er verschillende effecten te constateren. Meestal dempt het effect van de andere startsituatie, maar niet altijd. Voor zowel nitraat in grondwater als voor de N- en P-belasting van oppervlaktewater zijn de effecten van de andere startsituatie op de schaal van waterschappen en deelstroomgebieden voor het jaar 2027 heel gering. De startsituatie vormt daarmee geen belemmering voor het gebruik van de resultaten van de Nationale Analyse voor het jaar 2027.

Effect van organische stof en pH in de bodem dieper dan 1,2 meter

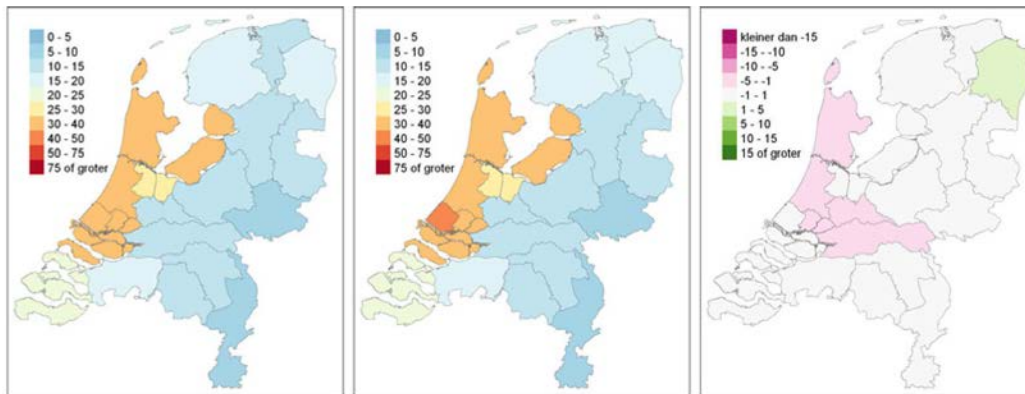
Bij het samenstellen van het LWKM-model is voor het organischestofgehalte in de bodem de informatie van de bodemkaart 1:50 000 leidend geweest tot een diepte van 1,2 m. Voor de organischestofgehalten en de pH-waarden dieper 1,2 m is geochemische informatie gebruikt, zoals deze ook in het MT3DMS-model³ is verwerkt. De chemische aspecten van de bodemkaart en de geochemische kaart voor het permanent verzadigde grondwater in het LWKM-model zijn nog niet op elkaar afgestemd. Hierdoor komen in het LWKM-model situaties voor met een relatief laag organischestofgehalte in de bovengrond en een hoog gehalte in lagen dieper dan 1,2 m waarin in de zomer extra N en P wordt gemobiliseerd door beluchting vanwege diepere grondwaterstanden.

In de analyse is nagegaan wat het effect hiervan is op de N- en P-belasting van oppervlaktewater door met ANIMO/LWKM berekeningen uit te voeren waarin de organischestofgehalten en pH-waarden uit

³ MT3D-MS is het grondwaterkwaliteitsmodel binnen het LWKM dat stoftransport en omzettings- en bindingsprocessen in het permanent verzadigde grondwater berekent. In het kader van de Nationale Analyse Waterkwaliteit is dit deelmodel van het LWKM niet ingezet.

het STONE-model aan de lagen dieper dan 1,2 m zijn toegekend. In het STONE-model werd gewerkt met een 'verdiepte' bodemkaart waarin de gehalten van de bovenlaag wel consistent zijn met de gehalten in diepere lagen (Van Boekel, 2009). Figuur 7.9 toont het effect van de veranderde organischestofgehalten op de uit- en afspoeling van N naar het oppervlaktewater in 2027, per waterschap, bij het bemestingsniveau volgens de Basisprognose.

Bij de organischestofgehalten in de bodem dieper dan 1,2 m van het STONE-model is het verschil in N-belasting van oppervlaktewater groter dan 1 kg/(ha/jr) voor de waterschappen Hunze en Aa's (hoger), Rivierenland, De Stichtse Rijnlanden, Schieland en Krimpenerwaard, Rijnland en Hollands Noorderkwartier (lager). Alleen voor Rivierenland is het verschil groter dan 10%. Voor de deelstroomgebieden is het verschil voor Eems groter dan 5%.



Figuur 7.9 N-belasting van oppervlaktewater (kg/(ha/jr)) per waterschap in 2027 bij het bemestingsniveau van de Basisprognose, berekend met ANIMO/LWKM (links), berekend met hetzelfde model, maar met organischestofgehalten in de ondergrond volgens het STONE-model (midden) en het verschil van beide berekeningen (rechts).

Voor de P-uitspoeling bedraagt het effect maximaal 0,8% voor het niveau van waterschappen en 0,3% voor het niveau van deelstroomgebieden.

Geconcludeerd wordt dat de inconsistentie tussen de organische stof- en pH-schematisering van de bovengrond en die van de bodem dieper dan 1,2 m een heel geringe invloed heeft op de modeluitkomsten en geen verklaring vormt voor de trends in N- en P-uitspoeling.

Andere oorzaken

In de deelstroomgebieden Rijn-Oost en Maas laat de P-belasting een stijgende trend zien bij het hogere mestniveau en een dalende trend bij het lagere mestniveau. Deze trends hangen daarmee samen met het mestniveau. De oorzaak van de trend in gewasopname is op dit moment nog niet exact in beeld, maar zou kunnen samenhangen met de update van bodemparameters in de ANIMO-versie voor LWKM. Bij deze update zijn verschillende informatiebronnen gecombineerd, waar mogelijk nog inconsistenties tussen zitten. De trends in de opname van fosfaat lijken weinig effect te hebben op uit- en afspoeling van fosfaat. De geconstateerde trends leiden ertoe dat het model op dit moment nog niet geschikt is voor de voorspelling van bodemvruchtbaarheidsparameters, zoals in bijv. een Evaluatie van de Mestwetgeving van belang is.

Conclusies ten aanzien van oorzaken en gevolgen van trends

Geconcludeerd wordt dat de trend in grondwaterstanden niet, of in heel geringe mate, leidt tot een stijgende trend in nitraatconcentraties. Ook de inconsistentie tussen de organische stof en pH-schematisering van de bovengrond en die van de bodem dieper dan 1,2 m leidt nauwelijks tot trends. De oorzaak van de trend in nitraatconcentraties moet dus gezocht worden in andere factoren, mogelijk de update van bodemparameters in de ANIMO-versie voor LWKM, maar is momenteel nog niet helemaal duidelijk. De trends zijn relatief klein en werken in alle pakketten op een vergelijkbare

manier door. Daardoor belemmeren de geconstateerde trends het gebruik van de resultaten voor de Nationale Analyse voor het jaar 2027 niet.

7.3.6 Conclusies

De belangrijkste conclusie is dat het LWKM in de meeste gevallen op het schaalniveau van de deelstroomgebieden, met een doorkijk naar het niveau van waterschappen kan worden ingezet voor de eerste toepassing van de Nationale Analyse, omdat de resultaten in betrouwbaarheid verschillen tussen de waterlichamen.

Verdere conclusies zijn:

- De resultaten van LHM 3.5.1 beperken het toepassingsbereik van het LWKM.
- Op beperkte schaal heeft kalibratie van ANIMO aan metingen plaatsgevonden. Een vergelijking van modeluitkomsten met metingen is bijna altijd onzuiver, omdat de modeluitkomsten een andere tijd- en ruimteschaal hebben dan de metingen. Ook berekende N- en P-vrachten door uit- en afspoeling zijn niet direct te toetsen aan metingen en kunnen alleen op indirecte wijze in opgeschaalde vorm vergeleken worden met metingen. Dit geeft aan dat het moeilijk is om het model op wetenschappelijk robuuste wijze te ijken.
- Bij de interpretatie is het noodzakelijk onderbouwd rekening te houden met verschillen tussen regio's.
- De hydrologische modelinvoer is nog onvoldoende betrouwbaar voor gedetailleerde analyses van de transportroutes, omzettingsprocessen en berekende variabelen. Daardoor kan op basis van de hydrologische informatie van LHM 3.5.1 geen bronnenanalyse worden uitgevoerd.

De mate van toepasbaarheid van ANIMO als onderdeel van het LWKM is beoordeeld in onderstaande tabel 7.1 op basis van expert judgement. De berekende nitraatconcentraties worden na het uitsluiten van rekeneenheden met diepe grondwaterstanden als plausibel beschouwd. De concentraties van het uitspoelwater uit de bodem naar het oppervlaktewater worden na correctie van extreme waarden als enigszins plausibel beoordeeld. De N- en P-vrachten kunnen alleen voor grote gebieden (deelstroomgebieden en de meeste waterschappen) als enigszins plausibel worden beschouwd. De relatieve verschillen die tot uitdrukking komen in de ruimtelijke patronen zijn wat betreft de concentraties in het water dat uitspoelt uit de bodem meer robuust dan de ruimtelijke patronen van de vrachten, omdat deze in minder sterke mate worden beïnvloed door de resultaten van LHM3.5.1.

Tabel 7.1 Beoordeling van de plausibiliteit van de uitvoer van ANIMO.

		Nitraat		N-uitspoeling		P-uitspoeling	
		Totaal	Selectie	Vracht	Conc	Vracht	Conc
Referentie (2015)	Absolute hoogte	Red	Green	Yellow	Green	Yellow	Green
	Dynamiek in tijd	Green					
	Ruimtelijke patronen	Yellow	Green	Yellow	Green	Yellow	Green
Basis-prognose (2027)	Absolute hoogte	Red	Green	Yellow	Green	Yellow	Green
	Trend	Green		Yellow	Green	Yellow	Green
	Ruimtelijke patronen	Yellow	Green	Yellow	Green	Yellow	Green
Bronnen-analyse				Red	Red	Red	Red

Verder wordt geconcludeerd dat de voor de Basisprognose berekende veranderingen plausibel en verklaarbaar zijn:

- De maatregelen lijken adequaat te zijn gedefinieerd. Het gesimuleerde verloop is voor veel gebieden plausibel en verklaarbaar, maar niet voor alle gebieden en ook niet in gelijke mate voor het gedrag van stikstof en fosfor. Voor klei- en veengronden zijn de resultaten minder robuust. Een 'second

opinion', i.e. een berekening met STONE, maakt het mogelijk de plausibiliteit van de Basisprognose (en andere beleidsvarianten) beter te onderbouwen.

- De absolute grootte van de concentraties in het uitspoelwater en de vrachten naar het oppervlaktewater kunnen niet worden gevalideerd. Omdat de stikstofuitspoeling naar oppervlaktewater in de zandgebieden sterk is gerelateerd aan nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, kan er voor deze gebieden van uit worden gegaan dat de N-belasting van oppervlaktewater betrouwbaar genoeg is om rekenvarianten onderling te vergelijken.

Om toepassing in de Nationale Analyse mogelijk te maken, is het uitspoelmodel gekalibreerd op het niveau van LMM-regio's. Hoewel daardoor de absolute waarden van de metingen voor de regio's goed benaderd lijken te worden, kan ervan uit worden gegaan dat tekortkomingen in de hydrologie mede de instelwaarde van de gekalibreerde parameters bepalen. Het is daarom verstandig vooral naar verschillen in de uitspoeling ten gevolge van maatregelen te kijken.

Voor de bronnenanalyse in de Nationale Analyse wordt geadviseerd om voor de verdeling van bronnen in het landelijke gebied terug te vallen op eerdere berekeningen gebaseerd op STONE (Groenendijk et al., 2017), waarvan de hydrologische invoer beter aansluit bij beschikbare hydrologische informatie en waarvan in regionale studies is gebleken dat de resultaten hiervan beter overeenstemmen met beschikbare metingen.

7.4 KRW-verkenner

7.4.1 Plausibiliteit van het model

De resultaten van de KRW-verkenner zijn, naast de resultaten van de hydrologie en ANIMO, een gevolg van de wijze waarop is geschematiseerd, geparametriseerd en gekalibreerd. Hiervoor wordt verwezen naar paragraaf 2.4.4, 3.3 en 5.4.

Geconstateerd is dat bij gebruik van gecorrigeerde berekeningen op landelijke schaal de percentages waterlichamen in de verschillende KRW-klassen goed overeenkomen met de metingen.

De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- De retenties zijn sterk gerelateerd aan de gebruikte informatie over waterafvoeren en zijn na het beschikbaar komen van betere hydrologische informatie te verbeteren.
- Correctiefactoren zijn nodig voor een goede overeenkomst tussen berekende concentraties en metingen en voor de berekening van effecten van maatregelen.
- Voor individuele waterlichamen worden ook na correctie nog forse verschillen gevonden tussen berekende en gemeten concentraties.

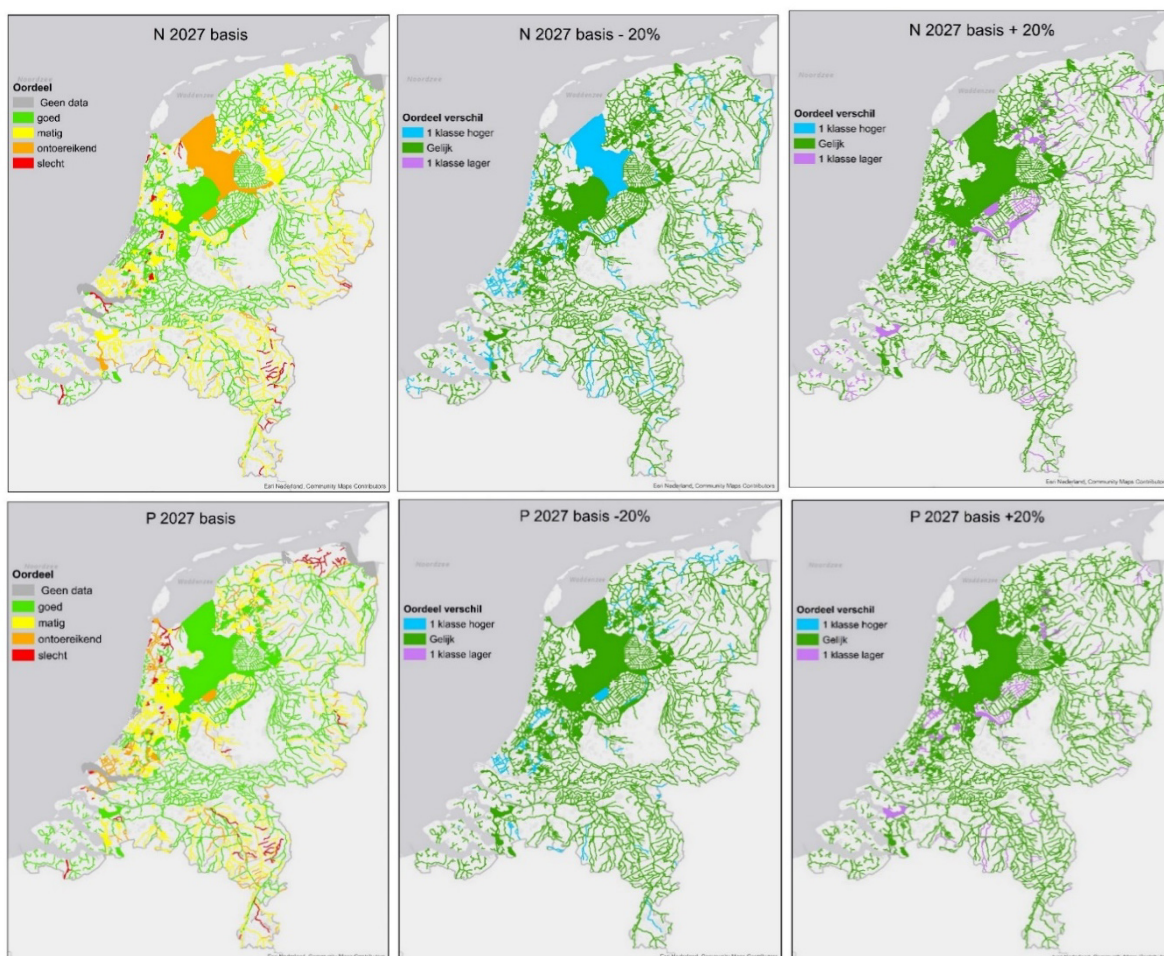
Op basis van 1) de doorgevoerde verbeteringen in de schematisering en de parametrisering, en 2) de analyses in paragraaf 5.4, wordt geconcludeerd dat het KRW-verkenner-model technisch geschikt is voor een toepassing in de Nationale Analyse. Voor de ruimtelijke schaal waarop uitspraken kunnen worden gedaan met het instrumentarium, dient rekening te worden gehouden met de kwaliteit van de modelinvoer. Zie verder paragraaf 7.3.2.3.

7.4.2 Gevoeligheid van oppervlaktewaterconcentraties en kwaliteitsklassen voor uit- en afspoeling uit landbouw- en natuurgronden.

In een gevoeligheidsanalyse met het KRW-Verkenner-model is nagegaan wat het effect is van een 20% hogere N en P-input door uitspoeling landbouw- en natuurgronden en wat het effect is van een 20% lagere N- en P-input is. Dit is gedaan door de invoer uit deze bronnen te vermenigvuldigen met resp. een factor 1.2 en een factor 0.8. Gezien de variatie van effecten van rekenvarianten en de verschillen in uitkomsten van ANIMO/LWKM en STONE is dit een ruime, maar niet onrealistische variatie.

De verandering van de uit- en afspoeling uit landbouw- en natuurgronden werkt voor de waterlopen in Zuiderzeeland en de beeksystemen van de hoge zandgronden min of meer evenredig door in berekende N- en P-concentraties. Voor andere gebieden is het effect kleiner.

Bij de opgelegde variatie van vrachten uit landbouw- en natuurgronden verschuiven de resultaten voor slechts een beperkt aantal waterlichamen (figuur 7.10). Dit kan worden veroorzaakt doordat de vracht uit de landbouw- en natuurgronden klein is ten opzichte van de andere bronnen, maar ook kan dit erop wijzen dat de in de KRW-verkenner geïmplementeerde rekenregels weinig gevoelig zijn voor veranderingen in nutriëntenvrachten uit de landbouw. In beide gevallen impliceert dit dat de effecten van landbouwkundige maatregelen weinig impact hebben op de ecologische waterkwaliteit. In een aanvullende analyse is nagegaan wat het dekkingspercentage is van met KRW-verkenner voorspelde concentratieklassen ten opzichte van de klassen van de concentratiemetingen. Hieruit bleek dat de concentraties per waterlichaam voor 70-76% correct werden voorspeld. De methodiek waarin in voorgaande jaren per waterlichaam een verhouding werd afgeleid tussen berekende concentraties en gemeten concentraties, die daarna gebruikt worden voor de voorspelling in een nieuw jaar, bleek tot een goede overeenkomst te leiden van voorspelde concentraties.



Figuur 7.10 Aanvankelijk KRW-oordeel (links) gebaseerd op de Basisprognose in 2027 en de verandering in KRW Oordeel (uitgedrukt in verschil in klasse) als gevolg van een verandering van uit- en afspoelingsvrachten uit landbouw en natuurgronden (-20%, midden) of verhoogd (+20%, rechts).

7.4.3 Berekening van toestand en trends

De volgende beleidsrelevante maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen:

- Veranderingen in uit- en afspoeling uit de bodem als gevolg van landbouwkundige maatregelen. Deze veranderingen worden berekend met ANIMO en worden als invoer aan KRW-verkenner opgelegd.

- Maatregelen gericht op retentie in haarvaten, i.e. de kleine waterlopen in een gebied.
- Verbetering zuiveringsrendementen RWZI's, verplaatsingen RWZI's.
- Vermindering industriële lozingen.
- Vermindering diffuse lozingen vanuit alle bekende bronnen (o.a. overstorten, regenwaterriolen, scheepvaart, atmosferische depositie, glastuinbouw, erfafspoeling).
- Defosfateringsmaatregelen op inlaatwater.
- Inrichtingsmaatregelen KRW (natuurvriendelijke oevers, helofytenfilters).
- Veranderingen in concentraties in grensoverschrijdende wateren door emissie-reducerende maatregelen in het buitenland. Deze veranderingen worden als invoer aan KRW-verkenner opgelegd.

Zowel de ingevoerde emissiegegevens als de opgelegde reducties van de emissie t.g.v. maatregelen zijn gecontroleerd met behulp van gedetailleerde overzichten van de modeluitkomsten en plausibel bevonden. De modelresultaten reproduceren de reducties van de emissie van de verschillende bronnen adequaat. Op basis hiervan wordt geconcludeerd dat de berekeningen van toestand en trends met de KRW-verkenner plausibel zijn. In de nadere analyse van resultaten voor de Nationale Analyse door Groenendijk et al. (2020) zijn water- en stoffenbalansen opgesteld voor de waterlichaamgebieden in twee waterschappen. Hieruit is geconcludeerd dat deze plausibiliteit van de KRW-verkenner nog niet onderbouwd kan worden aan de hand van informatie over water- en stoffenbalansen, omdat een geautomatiseerde procedure voor het opstellen hiervan nog niet aanwezig is. Aanbevolen wordt om een geautomatiseerde procedure te implementeren.

7.4.4 Ruimtelijk schaalniveau berekeningen

In de uitwerking van het instrumentarium is afgesproken dat de ruimtelijke resolutie van de rekenenheden minimaal gelijk is aan de resolutie van de afwateringseenheden die nu in de Emissie Registratie wordt gebruikt (GAF90). De ongeveer 2470 GAF90-eenheden die overblijven na uitsluiten van de grote wateroppervlakten zoals IJsselmeer, Markermeer, Waddenzee en Zeeuwse wateren, hebben gemiddeld een oppervlak van 15 km² en een mediaan oppervlak van 6,4 km². Zie ook de beschrijving in paragraaf 1. De KRW-verkenner kan resultaten per GAF90-eenheid berekenen, de rekenresolutie in de KRW-Verkenner is meer gedetailleerd: de ca. 8500 Local Surface Water (LSW's) uit het LHM. De KRW-verkenner zou voor deze rekenresolutie resultaten kunnen presenteren. Dit is alleen zinvol als de achterliggende data ook een dergelijke fijne resolutie zouden hebben.

Geconstateerd is dat de hydrologische informatie uit LHM en de daarmee berekende uit- en afspoeling van ANIMO een beperkte betrouwbaarheid heeft van resultaten op een fijne schaal. Daarmee hebben de resultaten van de KRW-verkenner ook een beperkte toepasbaarheid op een fijne schaal. In de nadere analyse van de toepasbaarheid van de rekenresultaten voor de Nationale Analyse is geconcludeerd dat de resultaten bruikbaar zijn op het niveau van deelstroomgebieden en waterschappen.

Nadere analyse is nodig naar de toepasbaarheid van LHM en ANIMO-resultaten op een fijner schaalniveau dan de waterlichaamgebieden en of dit eventueel meerwaarde heeft voor de KRW-verkenner-berekeningen. Aangeraden wordt deze analyse pas uit te voeren voor nieuwe modelresultaten gebaseerd op een nieuwe versie van het LHM, waarin de geconstateerde tekortkomingen zijn verholpen. Daarbij moet ook de samenhang tussen het ruimtelijke en temporele schaalniveau in beschouwing worden genomen.

7.5 Overige aspecten plausibiliteit

De plausibiliteit van de eerste versie van het LWKM moet worden beoordeeld in het licht van de beoogde landelijke toepassingen. Hiervoor wordt aangesloten op het PBL-normenkader voor modellen (PBL, 2015), dat in algemene zin beschrijft hoe de kwaliteit van modellen geëvalueerd dient te worden. Dit normenkader volgt hierbij de zogenoemde modelleercyclus zoals eerder is vastgelegd in het Handboek Good Modelling Practice (Van Waveren et al., 1999). De modelleercyclus start met het opstellen van een conceptueel model op basis waarvan een wiskundig model wordt gebouwd. Dit

wiskundig model wordt vervolgens omgezet in een computermodel dat uiteindelijk wordt geschematiseerd en geparametriseerd voor een bepaalde toepassing (de modeltoepassing).

Het principe van Good Modelling Practice gaat uit van een cyclisch proces, waarbij de genoemde stappen steeds opnieuw geheel of gedeeltelijk worden doorlopen en op basis van ervaringen bijstellingen worden aangebracht. Met de totstandkoming van het LWKM is de modelleercyclus voor de eerste maal doorlopen. Geconstateerd is dat de stap van vraagstelling naar vorming van een conceptueel model in een volgende ronde van de modelleercyclus opnieuw aandacht behoeft.

De functionele eisen en prestatie-eisen zijn besproken in de vorige hoofdstukken. In dit hoofdstuk worden de conceptuele eisen, de programmeereisen en de operationele eisen verder toegelicht. De conceptuele eisen en de programmeereisen betreffen vooral een evaluatie van de gebruikte modelcodes. Omdat binnen het LWKM veelal gebruikgemaakt wordt van bestaande modellen wordt een korte beschrijving gegeven en wordt voor de details verwezen naar bestaande documentatie. De operationele eisen moeten ervoor zorgen dat na de ontwikkeling het toepassingsmodel werkbaar kan worden ingezet voor beleidsstudies. Deze eisen hebben een sterke relatie met het toekomstig beheer en onderhoud van het instrumentarium.

7.5.1 Conceptuele eisen

Bij de bespreking van de conceptuele eisen wordt de vraag beantwoord of de modelconcepten geschikt zijn om de vraagstelling te beantwoorden en worden de belangrijkste beperkingen van de gebruikte modelconcepten benoemd.

Door de samenvoeging van bestaande modellen is een nieuw modelinstrumentarium ontstaan. Dit nieuwe instrumentarium bestaat behalve uit de bestaande modelcodes ANIMO, MT3DMS en KRW-Verkenner (i.p.v. DELWAQ), ook uit koppelingsconcepten, geactualiseerde data en scripts voor databeheer, aansturing van deelmodules en ontsluiting. Voor de bestaande modellen ANIMO, MT3DMS en KRW-Verkenner (DELWAQ) wordt verondersteld dat deze voldoen aan de conceptuele eisen. Voor het nieuwe model als geheel is dit nog niet aangetoond. In dit document wordt volstaan met een korte beschrijving en beoordeling van de modelconcepten van de bestaande procesmodellen. Eisen aan de modelconcepten worden mede geborgd via een (nationale) wetenschappelijke klankbordgroep. Een beoordeling van het totale instrumentarium moet nog plaatsvinden.

Inhoudelijk dient het instrument derhalve up-to-date te zijn en geschikt voor het beantwoorden van de beleidsvragen. Uitgangspunt voor het toepassingsmodel was dat de totale water- en stoffenbalans en de water- en stoffenbalansen van deelsystemen op iedere tijd- en ruimteschaal zou moeten sluiten. Voor dit punt wordt verwezen naar hoofdstuk 2. Om aan te tonen dat aan deze eis is voldaan, dienen water- en stoffenbalansen voor de afzonderlijke deelmodellen en voor het instrumentarium als totaal gepresenteerd te kunnen worden. Geconstateerd is dat dit nog niet mogelijk is voor alle deelmodellen en daarmee ook niet voor het instrumentarium als totaal.

Voor de doorontwikkeling van het instrumentarium is het nodig om de koppelingen van de verschillende deelmodellen en de relatie tussen grond- en oppervlaktewater nader te beschouwen alsook de consequenties voor het opstellen van water- en stoffenbalansen op de verschillende tijd- en ruimteschalen.

Hieronder worden een korte beschrijving en verwijzing gegeven naar bestaande documentatie en wetenschappelijke publicaties van de LWKM-modellen ANIMO, MT3DMS en KRW-verkenner. LHM en INITIATOR zijn geen onderdeel van het LWKM.

7.5.1.1 ANIMO

Het ANIMO-model simuleert bodemprocessen ten aanzien van organische stof, stikstof en fosfor en berekent als resultaat daarvan de uitspoeling van nitraat naar grondwater en de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar oppervlaktewater. De modelconcepten zijn in tal van onderzoeksprojecten (o.a. Europese projecten, STONE, validatiestudies etc.) geschikt bevonden om de vraagstelling te beantwoorden. Nadere informatie over het model, voorbeelden van toepassingen en overzichten van

publicaties van het model zijn te vinden op <https://www.wur.nl/en/Research-Results/Research-Institutes/Environmental-Research/Facilities-Products/Software-and-models/ANIMO.htm>.

In het LWKM wordt de ontwatering gesimuleerd met ANIMO (en niet in MT3DMS) en wordt de uitspoeling naar het oppervlaktewater door ANIMO berekend (paragraaf 2.3.1). Voor de verdeling van waterfluxen met de diepte waarmee impliciet de verblijftijd van grondwater wordt berekend, wordt DIVDRA gebruikt (DIVide DRAinage, Groenendijk, 2015, Bijlage 1).

De belangrijkste beperkingen van het toepassen van ANIMO als onderdeel van het LWKM zitten niet in de modelconcepten, maar in de invoerdata. Invoerbestanden worden gegenereerd door bewerking en interpretatie van verschillende bronbestanden die vaak een veel grovere resolutie hebben dan de rekenresolutie binnen het LWKM. Voor de hydrologische aspecten van ANIMO is het combineren van de ruimteschalen van ANIMO en LHM en de methode voor het afleiden van de doorstroomde diepte in het grondwater een beperkende factor (paragraaf 3.2). Daarnaast is het laten aansluiten van parameters in geohydrologische en bodemkundige datasets nodig voor verbeterde toepassing. Ten slotte is de beschikbaarheid van metingen voor kalibratie en validatie sterk bepalend voor de toepassingsmogelijkheden.

7.5.1.2 MT3DMS

MT3DMS is ontwikkeld door de U.S. Geological Survey, die het model ook beheert en onderhoudt. Handleidingen en artikelen zijn te verkrijgen via de website <https://www.usgs.gov/software/mt3d-usgs-groundwater-solute-transport-simulator-modflow>. Deltares heeft de modelcode geparalleliseerd om sneller te kunnen rekenen (MT3DMS, A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model User Guide to the Massively Parallel Processing (MPP) Package and PETSC (PET) Package, Deltares), de ontwikkeling is eind 2019 formeel vrijgegeven als onderdeel van iMOD 5.0. Zie voor een nadere beschrijving: <https://www.deltares.nl/nl/software/imod-2/>

MT3DMS wordt wereldwijd toegepast in combinatie met het waterkwantiteitsmodel MODFLOW. MT3DMS heeft zich wereldwijd bewezen in diverse toepassingen en publicaties. De aanpassingen om op grote schaal met het model te kunnen rekenen, met name de parallelisatie, is gepubliceerd (Verkaik et al., 2016; Verkaik et al., 2017; Verkaik et al., 2018). De techniek zal naar verwachting in 2020 ook formeel worden geadopteerd door de USGS in de nieuwe broncode van MODFLOW6 (waarin waterkwantiteitsberekeningen en waterkwaliteitsberekeningen zullen worden geïntegreerd).

Vergelijkbaar met ANIMO liggen volgens de ontwikkelaars de belangrijkste beperkingen van toepassing van MT3DMS niet in de modelconcepten zelf, maar in de parametrisering van het topsysteem bij de gecombineerde toepassing van MT3DMS met ANIMO. Een aansluiting van geohydrologische en bodemkundige datasets is in de toekomst nodig voor verbeterde toepassing. De verschillen in de dichtheid van beschikbare metingen van de waterkwaliteit in het ondiepe grondwater veroorzaken grote verschillen in de betrouwbaarheid van de geohydrologische waterkwaliteitsdata binnen Nederland.

7.5.1.3 DELWAQ/KRW-verkenner

Omdat het rekenhart DELWAQ uiteindelijk niet zelfstandig is gebruikt binnen het LWKM, zoals oorspronkelijk in het werkplan was voorzien, is dit model niet meegenomen in deze plausibiliteitstoets. Het is nadrukkelijk de bedoeling dit model in een volgende versie van het LWKM wel in te zetten om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater en stoffenbalansen te berekenen.

Voorlopers van de huidige versie van de KRW-verkenner zijn toegepast in een aantal projecten. Handleidingen, rapporten en publicaties van de toepassingen zijn te downloaden via de website www.krwverkenner.nl. De KRW-verkenner rekent met tijdstappen van kwartalen en berekent intern een eigen waterbalans. Onderkend is dat de rekentijdstap nog niet in overeenstemming is met de dynamiek van processen in het oppervlaktewater en dit is als verbeterpunt voor de nabije toekomst geformuleerd. Zoals eerder is aangegeven, heeft de KRW-verkenner nog geen geautomatiseerde procedure voor het presenteren van water- en stoffenbalansen. Hoe een verfijning van zowel de rekenschaal als de presentatieschaal van de KRW-verkenner uit zal pakken gegeven de onzekerheden

in het modelconcept, de beschikbaarheid van invoerdata en de impliciete ruimtelijke schaal van ANIMO-resultaten, dient nader onderzocht te worden.

7.5.1.4 Conclusies

Voor de binnen LWKM gebruikte modellen wordt in tabel 7.2 geschetst welke vormen van documentatie beschikbaar zijn en of er een vergelijking met andere modellen (benchmark) is uitgevoerd.

Tabel 7.2 Beoordeling van de modellen ten aanzien van de conceptuele eisen (groen: voldoet, oranje: beperkt).

Model	Handleiding (tutorial)	Rapporten (toepassingen)	Artikelen (professioneel)	Wet. Publicaties peer-review	Benchmark (internationaal)
ANIMO					
MT3DMS					
KRW-Verkenner					

Om te beoordelen of de gecombineerde modelconcepten in overeenstemming zijn met gangbare wetenschappelijke theorieën ('scientific sound') en aansluiten bij nieuwe ontwikkelingen en inzichten ('state-of-the-art'), wordt aangeraden aanvullend te publiceren. Ook wordt een internationale review aanbevolen, om door derden te laten beoordelen of het LWKM geschikt is voor de beoogde toepassing ('fit for purpose'), wat de belangrijkste onzekerheden bij de toepassing zijn en hoe deze onzekerheden zouden kunnen worden verkleind.

Geconcludeerd wordt dat de modelconcepten in de rekencodes geschikt zijn om de vraagstelling te beantwoorden. Ten aanzien van de combinatie van rekencodes met verschillende intrinsieke tijd- en ruimteschalen en de tot stand gebrachte modelkoppelingen zijn er nog de nodige vragen of het instrumentarium als geheel optimaal is ingericht voor het beantwoorden van de vragen. Voor toepassen van de procesmodellen ANIMO en MT3D is de beperkte beschikbaarheid van gegevens voor ijking en toetsing limiterend. De grote rekentijdstap en het vereenvoudigde concept voor de beschrijving van retentie leiden ertoe dat de KRW-verkenner beperkingen heeft ten aanzien van het doorrekenen van maatregelen gericht op waterbodems en maaibeheer. Zoals in de inleiding van deze paragraaf is aangegeven, is met de totstandkoming van het LWKM de modelleercyclus van Good Modelling Practice voor de eerste maal doorlopen. De ervaringen met deze versie in de toepassing voor de Nationale Analyse waterkwaliteit duiden erop dat met de tot stand gebrachte modelkoppelingen het instrumentarium nog niet optimaal is ingericht voor het doel. Bij een van de eerste stappen van de modelleercyclus (opstellen conceptueel model) is men te veel uitgegaan van de reeds bestaande aanpak in het Nationaal Watermodel voor andere beleidsthema's. Na de eerste toepassing voor beleidsvragen en het nadere onderzoek om het toepassingsbereik van de modelresultaten aan te geven, is duidelijk geworden dat het aanvankelijk opgestelde conceptuele model een nadere precisering behoeft.

7.5.2 Programmeereisen (kwaliteit modelcodes)

Om te testen of een modelcode correct is geïmplementeerd, moeten formele technische testen worden uitgevoerd om te controleren of de modelcode functioneert zoals beoogd en moet worden gecheckt of aan een serie kwaliteitseisen wordt voldaan. Omdat – zoals in de vorige paragraaf beschreven – wordt uitgegaan van bestaande modelconcepten en modelcodes, is een verificatie van de drie modelcodes nu niet aan de orde. Het is relevant te weten of de kwaliteit van de programmatuur van de modellen eerder is beoordeeld. Tabel 7.3 geeft hiervan een overzicht.

Tabel 7.3 Overzicht van beoordeling van de programmatuur van de modellen.

Model	Beoordeling
ANIMO	PBL/WOT status A
MT3DMS	USGS en iMOD
KRW-verkenner	Niet beoordeeld

Conclusie: in de plausibiliteittoets zijn geen extra testen m.b.t. de kwaliteit van de modelcodes uitgevoerd. Op basis van bestaande testen en ervaring met toepassing van de modelcodes is er voldoende vertrouwen in de kwaliteit van de modelcodes van de procesmodellen ANIMO en MT3D. Voor de KRW-verkenner ontbreken dergelijke beoordelingen vooralsnog.

Naast de genoemde modelcodes wordt in het LWKM ook gebruikgemaakt van scripts en hulpprogramma's voor databeheer, dataconversie, aansturing van rekenmodules, ontsluiting en presentatie van resultaten. Deze scripts en hulpprogramma's zijn nog niet beoordeeld.

7.5.3 Operationele eisen (technische toepasbaarheid)

Voor de operationele toepasbaarheid is het gewenst dat het LWKM op ieder moment voor beleidsverkenningen of -evaluaties kan worden ingezet, waarbij gebruik kan worden gemaakt van de actueelste (geteste en getoetste) data, schematiseringen en modelcodes. Dit impliceert dat eisen worden gesteld aan bijvoorbeeld de documentatie, verificatie van de modelcode, versiebeheer en de reproduceerbaarheid van de resultaten. Deze eisen zijn mede op basis van het Handboek Good Modelling Practice (Van Waveren et al., 1999) door Wageningen UR-WOT in samenspraak met PBL geformaliseerd. PBL heeft dit vastgelegd in 'Het PBL-Normenkader voor modellen' (PBL 2015).

Het is duidelijk dat deze eisen gekoppeld zijn aan de fase na de ontwikkeling van het instrumentarium (wetenschappelijke publicaties bijvoorbeeld kunnen mogelijk pas na afronden van het ontwikkelproject volgen). Het operationeel houden van het toepassingsmodel(en) vraagt voortdurend testen, controleren, bijwerken, verbeteren en toetsen van zowel het instrumentarium als de landelijke modeltoepassing.

Voor het borgen van een in de toekomst operationeel instrumentarium is structureel beheer en onderhoud noodzakelijk. Dit betreft zowel beheer en onderhoud van de data, de gedeelde schematisering, de modelcodes en de overige software. Tevens gaat het om het bijhouden en ontsluiten van de documentatie.

In het beheer- en onderhoudsplan LWKM wordt een voorstel uitgewerkt om de operationele toepasbaarheid van het instrumentarium te borgen. Dit betreft ook de inzetbaarheid van het instrumentarium door derden. Op dit moment is het instrumentarium alleen operationeel inzetbaar door de ontwikkelaars (Wageningen Environmental Research en Deltares, hoofdstuk 6) en zijn de toepassingsmodellen nog niet ontsloten voor derden. Het direct toepassen van het hele instrumentarium door derden is in deze fase niet mogelijk. In het beheer en onderhoudsplan worden stappen voorgesteld om dit in de toekomst te faciliteren.

Bij de start van het project is door de opdrachtgevers als eis gesteld dat het instrumentarium via een centraal platform toegankelijk moet zijn voor rekenen. In overleg met de opdrachtgevers is voorlopig afgezien van hosting van het LWKM bij SSC-Campus.

7.5.4 Operationele eisen (technische specificaties)

Als uitgangspunt is gesteld dat een dertigjarige berekening van de hydrologie, chemie en ecologie binnen 24 uur moet kunnen worden uitgevoerd. Aan deze eis kan met de huidige hardware niet worden voldaan. Een dertigjarige run voor hydrologie alleen al neemt in de geparalleliseerde modus 4 tot 5 dagen rekentijd in beslag. In onderstaand kader zijn de technische specificaties van de drie gebruikte modellen weergegeven. Geconcludeerd wordt dat de rekentijden van de verschillende modelcomponenten afzonderlijk voor de landelijke toepassing zeer acceptabel zijn.

Technische specificaties van de onderdelen van het LWKM

De specificaties zijn onderverdeeld in de volgende categorieën:

1. Opslag van de modelinvoer en rekenresultaten
2. Doorlooptijd
3. Opslag, CPU en memory van de software
4. Grid of non-grid berekening
5. Parallel rekenen?

ANIMO:

1. Opslag van de modelinvoer en rekenresultaten: 5.35 Tb
2. Doorlooptijd: er wordt dynamisch in de tijd gerekend.
Eerste run is van 1981-2015 (referentie)
Tweede run is van 2016-2030 (scenario's)
De meeste rekentijd zit in het berekenen van de scenario's, omdat die klimaat gecorrigeerd berekend worden (30x). Een referentierun is 1 uur, dus scenario's rekenen is 30 uur.
3. Opslag, CPU en memory van de software: opslag van software is verwaarloosbaar klein, reken capaciteit is 3.2 Gb RAM geheugen per core. Er wordt gerekend met 120 cores.
4. Grid of non-grid berekening: 1600 parallele runs
5. Parallel rekenen? Niet multi threaded, maar per core.

MT3DMS:

1. Opslag van de modelinvoer en rekenresultaten: 10 Gb voor 1 scenario. Modelinvoer: 0.5 Tb
2. Doorlooptijd: MT3DMS is/wordt niet 30x30j doorgerekend. De rekentijd voor 1x30jaar bedraagt 5 uur.
3. Opslag, CPU en memory van de software: gebruik 8 CPU's met per stuk 10 Gb memorygebruik. Opslag 20 Mb.
4. Grid of non-grid berekening: non-grid
5. Parallel rekenen? MT3DMS rekent over meerdere cores. Tot nu toe is steeds gebruik gemaakt van 8 cores.

KRW-Verkenner:

1. Opslag van de rekenresultaten: 1.5 Gb per scenario
2. Doorlooptijd: ca. 60 minuten (inclusief pre- en postprocessing)
3. Opslag van de software: 300 Gb
4. Grid of non-grid berekening: Non-grid
5. Parallel rekenen? nee

7.5.5 Evaluatie van de plausibiliteit

De plausibiliteit wordt geëvalueerd voor de doelen van ontwikkeling en het toepassingsbereik.

Actualiseren van gegevens

De recentste basisdata zijn gebruikt om de modelinvoer te genereren. Deze ambitie is technisch gerealiseerd. Dit heeft niet direct tot betere resultaten geleid. De samenhang tussen de kwaliteit van de data, de hiervan afgeleide modelinvoer en de gebruikte modelconcepten zijn bepalend voor de kwaliteit en het toepassingsbereik van de modelresultaten en deze moet verder worden geanalyseerd. Op onderdelen is een nadere afstemming nodig van data uit verschillende bronbestanden (bijv. bodem en geochemie). Door de actualisering zijn de resultaten niet per se verbeterd, maar wordt wel beter aangesloten op standaarden in het gebruik van data zoals deze worden voorgeschreven door de Nederlandse overheid.

Consistentie tussen deelmodellen

De hydrologische modelresultaten die de basis vormen voor de waterkwaliteitsmodellering bleken tekortkomingen te hebben (bodem-, grond- en oppervlaktewater). De modellering van waterstroming met RTC-tools bleek technisch niet haalbaar en is er gekozen voor een terugvaloptie door gebruik te maken van informatie uit MOZART en DM, in combinatie met het Landelijk Sobek Model. Daar waar eerder sprake was van inconsistentie tussen STONE-hydrologie en KRW-verkenner-hydrologie, hebben we in de huidige uitwerking te maken met drie soorten hydrologie: LHM, HRU's en waterbalansen in de KRW-verkenner, waarvan de resultaten onderling kunnen verschillen. Dit wordt gezien als een tijdelijke situatie die zal verbeteren bij uitvoering van geïdentificeerde verbeteracties. Voor de bodem en ondergrond maken LHM, ANIMO en MT3D gebruik van dezelfde basisdata.

Meer ruimtelijk detail

Het LWKM heeft in potentie meer ruimtelijk detail. Door tekortkomingen in hydrologische invoergegevens heeft dit nog niet geleid tot betrouwbare resultaten met een groter ruimtelijk detail. Zodra de hydrologische invoergegevens als plausibel worden beschouwd voor het doel van waterkwaliteitsmodellering, kan een nadere analyse uitwijzen dat de ambitie van een groter ruimtelijk detail van modelresultaten is gerealiseerd. De resultaten van LHM en de ANIMO-berekeningen voor LWKM zijn voor de opgeleverde versie gericht op landelijke toepassing en zijn toepasbaar op het niveau van deelstroomgebieden en waterschappen, en met de nodige voorzichtigheid ook voor waterlichaamgebieden. In het laatste geval moet voor sommige van deze gebieden rekening worden gehouden met grote afwijkingen ten opzichte van metingen.

Integrale aanpak met terugkoppelingen

Deze is in potentie aanwezig. Een watersysteem omvattend instrumentarium kent een prijs ten aanzien van de flexibiliteit: terugkoppelmechanismen kunnen ertoe leiden dat maatregelen moeilijker zijn te definiëren. Ook zijn effecten van maatregelen moeilijker te controleren en te interpreteren, omdat het aantal deelsystemen dat invloed kan uitoefenen op het resultaat groter is. Niet alle terugkoppelingen zijn even relevant. Verdere analyse is nodig om een goed evenwicht tussen modelcomplexiteit en hanteerbaarheid te vinden.

Maatregelen

(Hydrologische) maatregelen waarvan de effecten worden beïnvloed door de ruimtelijke samenhang via het grondwater, kunnen in potentie worden geëvalueerd. Dit is voor de landelijke toepassing gerealiseerd door gebruik te maken van het LHM. Voor het oppervlaktewater is teruggevallen op het MOZART en DM-model met een beperktere functionaliteit dan was voorzien met de ontwikkeling van RTC-tools. Om de effecten van deze maatregelen te kunnen berekenen, is naast consistentie in data en modelkoppelingen ook aandacht nodig voor de eisen van de waterkwaliteitsmodellering aan de hydrologische modellering.

Transparantie

Beoogd wordt om een transparant instrumentarium te realiseren. Hiervoor dienen de nodige technische aspecten te worden geregeld en ook moeten procesafspraken worden gemaakt. Het gaat daarbij om het regelmatig uitvoeren van berekeningen, ontsluiting van de rekenresultaten en documentatie. Dit wordt onderdeel van beheer en onderhoud van het instrumentarium.

Toepassingsbereik

De resultaten van LHM 3.5.1 beperken het toepassingsbereik van het LWKM. Het LHM voor de waterkwaliteitsmodellering kan vooralsnog worden toegepast op het niveau van deelstroomgebieden en waterschappen.

De met het LWKM berekende nitraatconcentraties in grondwater, de N- en P-vrachten door uit- en afspoeling en de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater kunnen alleen in opgeschaalde vorm voor grotere gebieden (deelstroomgebieden en waterschappen) als plausibel worden beschouwd.

Vergelijken van resultaten van rekenvarianten kan op het niveau van waterlichaamgebieden. Daarbij moet voor sommige van deze gebieden rekening worden gehouden met grote afwijkingen ten opzichte van metingen.

Een analyse van de toepassingsmogelijkheid van ANIMO-resultaten met verschillende ruimtelijke resoluties op het ruimtelijke schaalniveau van rekeneenheden van de KRW-verkenner heeft nog niet plaatsgevonden.

Effecten van maatregelen worden plausibel en verklaarbaar gesimuleerd. Het is verstandig vooral naar verschillen in de uitspoeling ten gevolge van maatregelen te kijken.

8 Conclusies

Het Landelijk Waterkwaliteitsmodel (LWKM) is voor landelijke beleidstoepassingen geschikt om concentraties en vrachten van stikstof en fosfor in bodem, grond- en oppervlaktewater te berekenen. Tevens kunnen water- en stofstromen worden gesimuleerd en kunnen effecten van maatregelen worden geëvalueerd.

Door de resultaten van het Landelijk Hydrologisch Model (LHM) als invoer te gebruiken, wordt het mogelijk om ook effecten van klimaatverandering en ingrepen in de waterhuishouding te simuleren. Het gebruik van LHM blijkt de resultaten van het LWKM in sterke mate te beïnvloeden. Het is daarom noodzakelijk dat de resultaten van het LHM voor zowel grondwaterstanden, waterafvoeren, de verdeling van waterafvoeren over verschillende ontwateringsmiddelen, kwelfluxen en verdampingsfluxen in alle gebieden betrouwbaar zijn. Een onafhankelijke validatie met gegevens van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK) laat zien dat de grondwaterstand door LHM 3.5.1 landelijk gemiddeld iets te diep, maar binnen een acceptabele marge wordt berekend. Echter, voor een deel van Nederland, met name in oostelijk Noord-Brabant en Limburg, worden te diepe grondwaterstanden berekend. Daarnaast worden vraagtekens gezet bij de verdeling van de afvoer over de ontwateringsmiddelen in gebieden met diepe waterlopen. Omdat het zuidelijke zandgebied een beleidsgevoelig gebied is, moet de bruikbaarheid van de modelresultaten kritisch worden geëvalueerd.

Het vervangen van de huidige oppervlaktewatermodules in het LHM (DM en MOZART) door RTC-tools heeft niet geleid tot plausibele resultaten. Daarom is in het LWKM voor de hydrologische invoer van de oppervlaktewaterbalansen nu nog gebruikgemaakt van een combinatie van DM, MOZART, het Landelijk Sobek-model en andere bronnen, waardoor de LWKM-berekeningen in het oppervlaktewater nog niet op eenduidige wijze aansluiten op het LHM.

In LWKM zijn koppelingen tot stand gebracht tussen verschillende deelmodellen, te weten tussen LHM en ANIMO, ANIMO en MT3DMS, LHM en KRW-verkenner en ANIMO en KRW-verkenner. Geconcludeerd wordt dat:

- Met het tot stand brengen van koppelingen tussen verschillende modellen een stap voorwaarts is gezet.
- De gevolgen van het combineren van verschillende ruimteschalen in de modellen verder gespecificeerd moeten worden om met behoud van het dynamische gedrag en sluitende balansen recht te doen aan de intrinsieke tijd- en ruimteschalen van de verschillende modellen en de onderliggende invoerdata.
- Het belang van het beschrijven van terugkoppel-effecten afgewogen moet worden tegen de werkbaarheid bij het uitvoeren van modelstudies.
- Bij de vertaling van resultaten van het MODFLOW-model binnen LHM naar invoer voor ANIMO is gebleken dat:
 - In gebieden met diep insnijdende waterlopen onvoldoende rekening is gehouden met het onderscheid tussen directe afvoer uit diep grondwater naar waterlopen (slootkwel) en de afvoer die vanuit de ondergrond via de bodem van een rekeneenheid naar het oppervlaktewater stroomt. Hierdoor is in deze gebieden een onrealistisch patroon van waterafvoer als input voor ANIMO ontstaan.
 - Tussen de intrinsieke ruimteschalen van LHM en ANIMO een discrepantie bestaat. In LHM worden waterbalansen berekend voor cellen van 250 meter, terwijl het stromingsconcept in ANIMO uitgaat van diffuse belasting van oppervlaktewateren voor grotere rekeneenheden. Een een-op-een-koppeling gebruikmakend van de LHM-schematisering in cellen van 250 meter is daarom niet toepasbaar.
- Een koppeling tot stand is gebracht tussen ANIMO en MT3DMS waarbij op een bepaalde diepte door ANIMO berekende concentraties aan MT3DMS worden doorgegeven. Omdat het diepere grondwater

voor de beleidstoepassingen geen prioriteit had, is deze niet verder uitgewerkt; koppelingen op basis van vrachten en een koppeling waarin concentraties van MT3DMS aan ANIMO worden doorgegeven zijn dan ook niet gebruikt in deze beleidstoepassing.

- De hydrologische invoer voor KRW-verkenner wordt samengesteld uit verschillende informatiebronnen, onder andere uit LHM. De KRW-verkenner houdt op basis van deze informatiebronnen nog een eigen waterbalans bij. De wens om de waterbalans volledig te baseren op berekeningen van het LHM kon niet worden gerealiseerd binnen het project.
- De koppeling tussen ANIMO en KRW-verkenner waarbij ervan wordt uitgegaan dat de verhouding tussen vracht en waterafvoer in ANIMO het meest robuust is, maar geen sluitende stofbalansen garandeert zolang de KRW-verkenner niet eenduidig gebruikmaakt van waterbalansen uit het LHM.

Voor de modelinvoer ten aanzien van bemesting is een koppeling tot stand gebracht tussen INITIATOR en ANIMO. INITIATOR kan met een grotere flexibiliteit en met een kortere doorlooptijd dan voorheen de mestproductie, de mestverdeling en de emissies naar lucht berekenen. In de kalibratie van het ANIMO model is gebruikgemaakt van een rekenvariant waarin een eventueel mestoverschot wordt geplaatst in de gebieden waar de mest is geproduceerd. Dit mestoverschot is wat overblijft na plaatsing tot een maximum volgens gebruiksnormen en aftrek van export en mestverwerking (zogenoemde 'overbenutting'). De met deze rekenvariant gesimuleerde nitraatconcentraties sluiten het best aan bij de metingen. De veronderstelling dat het resterende mestoverschot alsnog wordt geplaatst, wat gepaard gaat met een overschrijding van gebruiksnormen, heeft vooral betrekking op de regio's met grote dieraantallen en een grote, niet-grondgebonden mestproductie.

Na een gevoeligheidsanalyse en een integrale analyse van de resultaten is het instrumentarium gekalibreerd aan metingen. Voor de berekening van de nitraatuitspoeling zijn twee parameters aangepast. Doordat een deel van de gronden in de voor nitraatuitspoeling gevoelige zandgebieden extreem droog wordt gesimuleerd en omdat de resultaten van dit areaal niet zijn betrokken in kalibratie van ANIMO, wordt de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater voor deze gebieden gemiddeld te hoog berekend. Door lagere waterafvoeren in LHM3.5.1 dan in STONE worden ook kleinere N- en P-vrachten naar het oppervlaktewater berekend dan eerder met STONE.

Voor het corrigeren van de berekeningen voor oppervlaktewater zijn op het niveau van waterlichamen correctiefactoren bepaald op basis van zomergemiddeld N-totaal en P-totaal. Door deze correcties komen de resultaten op landelijke schaal en op niveau van deelstroomgebieden goed overeen met de metingen.

In het LWKM wordt gebruikgemaakt van recente databronnen. Hoewel diverse invoerbestanden ruimtelijk gedetailleerd zijn, betekent dit nog niet dat op een gedetailleerde schaal uitspraken kunnen worden gedaan. Gegeven de beperkingen van de beschikbare invoerdata is geconcludeerd dat resultaten van LHM3.5.1 en de huidige versie van het LWKM toepasbaar zijn voor grotere gebieden: deelstroomgebieden en waterschappen. Het LWKM lijkt voldoende betrouwbaar om de resultaten van de Basisprognose en maatregelvarianten voor een landelijke beleidsanalyse te kunnen gebruiken.

Omdat het ontwikkeltraject van het instrumentarium niet volledig was afgerond en omdat vóór de afronding al met de eerste toepassingen moest worden begonnen, was bij het afronden van de ontwikkeling maar beperkte tijd beschikbaar voor validatie aan metingen en analyse van de processen in de bodem en ondergrond. Daarnaast was er geen tijd voor het testen van de modelrespons op maatregelen.

Geconstateerd is dat het gebruik van de vrachtinformatie uit het LWKM-model in veel gebieden zou leiden tot een verschuiving van de herkomstverdeling in bronnenanalyses. Een dergelijke verschuiving is op dit moment niet te onderbouwen gezien de gebleken tekortkomingen in de informatie over waterafvoeren en daarmee ook de vrachten. Het gebruik van de huidige simulatieresultaten in een bronnenanalyse heeft het risico van foutieve keuzes en oplossingsrichtingen en wordt daarom afgeraden. Voor gebruik in landelijke beleidstoepassingen moet voor de verdeling van bronnen in het landelijk gebied terug worden gevallen op eerdere berekeningen gebaseerd op Stone (Groenendijk et al., 2017), waarvan de hydrologische invoer beter aansluit bij beschikbare hydrologische informatie

en waarvan in regionale studies is gebleken dat de resultaten beter overeenstemmen met beschikbare metingen.

In potentie simuleert het instrumentarium integraal de effecten van (ingrepen in) de waterhuishouding en de landbouw op de bodemchemische en -biologische processen die de kringlopen van koolstof en nutriënten in onderlinge afhankelijkheid bepalen. Het definiëren van maatregelen en het interpreteren van de resultaten is echter geen sinecure en blijkt veel specifieke expertise en overzicht over dit hele domein te vragen. INITIATOR en ANIMO simuleren de koolstof- en nutriëntenkringlopen in onderlinge afhankelijkheid. Dit maakt het LWKM geschikt om t.z.t. de effecten van landbouwkundige en waterhuishoudkundige maatregelen en effecten van klimaatverandering te kwantificeren op organischestofvoorraden in de bodem en emissies van broeikasgassen (klimaatmitigatie). Daardoor wordt een integrale evaluatie van ingrepen mogelijk en zullen met dit instrumentarium ook thematische beleidsvelden in samenhang kunnen worden geëvalueerd. Voor iedere beleidstoepassing zal vooraf moeten worden verkend of de dan beschikbare versie van het LWKM geschikt is om de vragen te beantwoorden en of aanpassingen nodig zijn om de vragen te kunnen beantwoorden.

Het instrumentarium heeft de potentie om het regionaal toe te passen wanneer voor de betreffende ruimtelijk schaal voldoende betrouwbare gegevens beschikbaar zijn. In vier regionale pilotgebieden is door de waterbeheerders verkend in hoeverre dat mogelijk is. Ook is nagegaan of de data en de expertise van de regionale waterbeheerders en dit instrumentarium elkaar kunnen aanvullen en versterken. Voor grotere gebieden werden de resultaten herkend; wanneer kleinere gebieden worden beschouwd, worden de afwijkingen groter. De potentie voor regionale toepassing van het LWKM samen met de data en kennis van de regionale waterbeheerders is echter zeker aanwezig.

9 Aanbevelingen

Nu een eerste versie van het LWKM operationeel is, is het belangrijk verdere analyses uit te voeren en het instrumentarium te gaan beheren en onderhouden. Aanbevolen wordt om de ontwikkeling en de toepassing organisatorisch te scheiden. Bij toekomstige berekeningen voor beleidsgevoelige onderwerpen is het van belang een duidelijke intakeprocedure te volgen voordat het model wordt toegepast.

Regionale analyses zijn zowel procesmatig als inhoudelijk zeer nuttig om de kwaliteit voor landelijke toepassingen te verbeteren. Daarnaast zijn dergelijke analyses een voorwaarde om een regionale toepassing zinvol te laten zijn. Aanbevolen wordt bij de verdere ontwikkeling van het LWKM gebruik te maken van informatie en inzichten uit regionale modellen.

Aanbevolen wordt om in aanvulling op het werk van de wetenschappelijke klankbordgroep de inhoudelijke kwaliteit te borgen door peer-reviewed publicaties en door een internationale wetenschappelijke review. Bij de review kan worden gevraagd te beoordelen of het instrument geschikt is voor de beoogde landelijke en regionale toepassingen, wat de belangrijkste onzekerheden bij de toepassing van het model zijn en welke verbeteringen nodig zijn.

Tijdens het ontwikkelen van de eerste versie van het LWKM zijn (technische) ervaringen opgedaan op basis waarvan de volgende aanbevelingen worden gedaan:

Koppelingsconcepten

- Het op onderdelen herzien van de wijze waarop waterbalansen voor de geschematiseerde lagen in het MODFLOW-model binnen LHM worden opgesteld bij het berekenen van modelinvoer voor ANIMO.
- Aanpassen van de procedure voor opschalen van resultaten van LHM voor de berekening van ANIMO-invoer. Dit om beter aan te sluiten op de intrinsieke ruimtelijke schaal van ANIMO. Binnen ANIMO wordt ervan uitgegaan dat de rekeneenheid een groter gebied beslaat en dat er meerdere ontwateringsmiddelen in kunnen voorkomen.
- Bij het afleiden van deze opschaalprocedure de uitwisseling van informatie tussen ANIMO en MT3DMS betrekken en de diepte van het koppelingsvlak en de indeling in geochemisch verschillende lagen daarop af te stemmen.
- In de oppervlaktewaterberekeningen van het LWKM meer eenduidig aansluiten op waterbalanstermen uit het LHM door de vervanging van MOZART en DM.
- Onderzoeken of, en zo ja tot welk detailniveau, opschalen gewenst is voor de vertaling van ANIMO-resultaten naar invoer voor de KRW-verkenner. Dit gegeven de onzekerheden in data en modelconcepten in relatie tot beoogde modeltoepassingen. Deze analyse is alleen zinvol met ANIMO-resultaten die gebaseerd zijn op een nieuwe versie van LHM waarin de geconstateerde tekortkomingen zijn verholpen en zodra de samenhang tussen het ruimtelijke schaalniveau en het temporele schaalniveau binnen de KRW-verkenner meer in evenwicht is.
- Gebruiken van een flexibele ruimtelijke indeling van rekeneenheden die rekening houdt met zowel de ruimtelijke schaal van het handelingsniveau als de intrinsieke schaal in de procesmodellen. Gestreefd moet worden naar het verder in balans brengen van de procesbeschrijving, de beschikbare invoerdata en de gehanteerde resoluties in de verschillende deelsystemen.

Gebiedsindeling

- Voor de landelijke beleidstoepassing is gebruikgemaakt van het concept van HRU's. Bij de selectie van rekeneenheden voor het samenstellen van HRU's is een aantal cellen buiten beschouwing gelaten. Aanbevolen wordt om de HRU-schematisering landsdekkend te maken en alle cellen in LHM mee te nemen. Dit houdt in dat ook stedelijk gebied en glastuinbouw worden meegenomen.
- Daarnaast zijn HRU's in sommige situaties niet optimaal samengesteld waarbij onterecht scherpe gradiënten tussen kwel en wegzijging zijn genivelleerd. Omdat bij het samenstellen van de HRU's de

grondwaterstand en de kwel/wegzijing belangrijke criteria zijn, dient deze actie opnieuw te worden uitgevoerd bij elke wijziging van LHM die leidt tot andere grondwaterstanden en kwel-/wegzijgingsfluxen. Aanbevolen wordt om dit proces te automatiseren door toepassing van moderne clusteringstechnieken.

- De merites en het toepassingsbereik van het gedetailleerde instrumentarium beoordelen. In het huidige instrumentarium zijn in de HRU-benadering ten behoeve van de eerste toepassing keuzes gemaakt voor het opschalen van de ruimtelijke resultaten. Verdere analyse en onderbouwing van de toegepaste ruimtelijke resolutie is nodig.
- Beter rekening houden met de dynamiek van het landgebruik, zowel in het verleden als voor de toekomst, door het toevoegen van een grondgebruiksmodule aan het instrumentarium.

Landbouw

- Rekening houden met agronomische ontwikkelingen, zoals veredeling, het toepassen van nieuwe teeltechnieken (precisielandbouw), effecten van mestnormen op gewasproductie etc. bij het berekenen van de verdamping van landbouwgewassen.
- Berekenende gewasopbrengsten, nutriëntenoverschotten op de bodembalans en het verloop van bodemvruchtbaarheidsparameters verder analyseren om het model beter geschikt te maken voor toepassingen die voortkomen uit vragen over de mestwetgeving.
- De consequenties van de update van bodeminformatie (organischestofverdeling met diepte, initiële fosfaatvoorraden in de bodem) op gewasopname en uit- en afspoeling in beeld brengen.
- Bodemchemische data en de geochemische data beter op elkaar afstemmen.
- Een nadere analyse uitvoeren van een mestvariant gebaseerd op het bemestingsadvies, waarbij ook rekening wordt gehouden met het meenemen van de nalevering van nutriënten door het oxideren van veen.

Grondwater

- Verbeteren van de betrouwbaarheid van de achtergrondconcentraties in het grondwater door middel van aanvullende grondwaterkwaliteitsmetingen in gebieden met weinig metingen.

Oppervlaktewater

- In afwachting van een oplevering van een DELWAQ-model op basis van SOBEK/RTC-tools de KRW-verkenner uitbreiden met een geautomatiseerde procedure voor het opstellen van water- en stoffenbalansen.
- Het onderdeel uit het werkplan LWKM ten aanzien van de vervanging van de oppervlaktewatermodules alsnog te realiseren, zodat voor de berekeningen in het oppervlaktewaterdeel van het LWKM direct en eenduidig gewerkt kan worden met de waterbalansen vanuit het LHM en de schematisering van het oppervlaktewaterdeel beter aansluit.
- Gebruikmaken van de mogelijkheden die DELWAQ biedt om dynamisch te rekenen, zodat processen beter worden beschreven en de retentie beter op basis van systeemkenmerken kan worden ingeschat, waardoor het oppervlaktewatermodel een grotere voorspelkracht krijgt.

Modelinvoer

- In alle deelmodellen van het LWKM, in LHM en in INITIATOR dezelfde gegevens gebruiken voor landgebruik, bodeminformatie en emissies.
- Een gevoeligheidsanalyse voor de in INITIATOR gemaakte aannames heeft nog niet plaatsgevonden. Kros et al. (2019) adviseren de rekenwijze en de validatie voor toekomstige modeltoepassingen nader te nuanceren en te onderbouwen en de onzekerheden in resultaten te kwantificeren.
- Voor waterkwaliteitstoepassingen gelden in het algemeen strengere eisen voor de hydrologie dan voor andere typen modeltoepassingen. Gebleken is dat de hydrologische modelinvoer die in LWKM gebruikt wordt sterk kan worden verbeterd. Daarvoor zijn als benodigde acties geïdentificeerd:
 - Vernieuwen van geohydrologische schematisering binnen het LHM op basis van recentste data en inzichten (REGIS2 en GeoTOP). Bij het opstellen van de schematisering dient het doel van genereren van invoer voor ANIMO en KRW-verkenner duidelijk meegenomen te worden. Voor de modelinvoer van ANIMO moet het leiden tot een laagindeling die het opstellen van waterbalansen mogelijk maakt, met een duidelijk onderscheid tussen slootkwel en bodemkwel.
 - De interactie grond-oppervlaktewater onder de loep nemen door nadere analyse van de verdeling van de fluxen over de drainagesystemen. Ook moet de verdeling van de afvoer over de

ontwateringsmiddelen per seizoen worden getoetst aan meetgegevens en moet gebruik worden gemaakt van de kennis en inzichten van regionale waterbeheerders.

- Onderbouwen van de verdampingsberekeningen en de resultaten aan metingen valideren.
- Nader onderzoek naar uitschieters berekend in het LHM en waar nodig aanpassen in de schematisering van het LHM.
- Om de hydrologische modelresultaten te kunnen accepteren voor gebruik in het LWKM, is het nodig om kwantitatieve criteria op te stellen waar berekende grondwaterstanden en -afvoeren aan moeten voldoen om de hydrologische modelresultaten voor het LWKM te kunnen gebruiken. Daartoe is het gewenst de verschillende methoden van toetsing van berekende grondwaterstanden (LSK, Gd-kaart, karteerbare kenmerken) nader te beschouwen om uitsluitel te geven over de kwaliteit van de berekende grondwaterstanden. In de validatierapportage van Knotters (2013) en ook bij de oplevering van eerdere versies van LHM (Hoogewoud et al., 2013) is al aanbevolen een goede onafhankelijke dataset voor validatie op te stellen.
- Benutten van inzichten uit regionale modeltoepassingen, afvoermetingen, data en kennis van de regionale waterbeheerders zullen zowel de kwaliteit als het draagvlak voor de modelresultaten voor zowel waterkwantiteit als waterkwaliteit sterk vergroten.

Beheer en onderhoud

Om het LWKM operationeel te houden, moet dit worden beheerd en onderhouden. Vanuit een langetermijnperspectief voor beheer en onderhoud worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- Ontwikkelen van standaard testprocedures en testbanken voor het LWKM, die samen met expert beoordeling kunnen worden ingezet voor een eenduidig proces van acceptatie bij nieuwe modelversies. Ook externe en internationale audits zouden onderdeel moeten maken van deze procedures.
- Scheiding van modelontwikkeling en modeltoepassing, waarbij alleen geaccepteerde en beheerde versies van het landelijke model worden gebruikt voor beleidstoepassingen.
- Opstellen van eenduidige criteria voor het kenmerken van minor updates, major updates en 'stable releases' voor de modellen die invoer genereren voor het LWKM (INITIATOR en LHM) en van het LWKM zelf. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat alleen stable releases voor beleidstoepassingen ingezet zullen worden.
- Opstellen van een beheer- en onderhoudsplan voor het LWKM, in samenhang met beheer en plannen voor de (LHM).

Regionaal

Tot slot worden, mede op basis van de regionale pilots, de volgende aanbevelingen voor het LWKM gedaan:

- Zoek evenwicht tussen 1) de ruimtelijke schaal en de onzekerheid van de invoerdata, 2) de rekenschaal en 3) de presentatieschaal door het benutten en verbeteren van regionale kennis, data en modellen, om van daaruit consistente landelijke modeltoepassingen op te zetten.
- Overweeg op langere termijn de data en kennis van de waterbeheerders leidend te maken en regionale modellen te gebruiken als basis voor de landelijke modeltoepassingen. Daarmee wordt bereikt dat regionale en landelijke beleidsevaluaties consistent zullen zijn en dat de betrouwbaarheid en herkenbaarheid van de resultaten van landelijke toepassingen worden vergroot.

Literatuur

- Bakel, P.J.T. van; Massop, H.T.L.; Kroes, J.G.; Hoogewoud, J.; Pastoors, M.J.H.; en T. Kroon, 2003. Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3: aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets.
- Beek, C.G.E.M. van, Laeven, M.P. en Vogelaar, A.J. 1994. Modelling denitrificatie in grondwater onder invloed van organisch materiaal. H2O (27) nr. 7: p. 180-184.
- Begeleidingscommissie waterkwaliteitsmodellering, 2017. Voorwaarden voor acceptatie van het Landelijk Model Waterkwaliteit nutriënten voor beleidsondersteunende toepassingen. Concept notitie 5 okt 2017, vastgesteld op 12 okt. 2017.
- Beusen, A.H.W., C.C.G. Schotten, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. STONE 2.1, technische documentatie. Bilthoven, MNP-RIVM, Intern rapport (IMP rapport nr. M004/04).
- Bodemkaart van Nederland, 1980. Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000;. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.
- Boekel, E.M.P.M., 2019 in prep. Methodiekbeschrijving voor het berekenen van effecten van maatregelen in de Nationale analyse (werktitel). Den Haag, PBL.
- Boekel, E.M.P.M., 2009a. Geochemische schematisering van de ondergrond in het STONE model organisch stofgehalte in de ondergrond. Wageningen: Alterra, Alterra-rapport 1830 - 61 p.
- Boekel, E.M.P.M., 2009b. Geochemische schematisering van de ondergrond in het STONE model: schatting van het ammonium oxalaat extraheerbare aluminium- en ijzergehalte. Wageningen: Alterra, Alterra-rapport 1831 - 77 p
- Boers, P. et al., 2009. NHI: Definitiestudie en werkplan voor een waterkwaliteitsinstrumentarium. RWS Waterdienst, PBL, Alterra, Deltares.
- Bolt, F.J.E. van der et al., 2012. Plan NHI Waterkwaliteit, update voor de stuurgroep NHI – KRW Verkenner. Alterra, Deltares, STOWA.
- Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst (1997). Watersytemverkenningen, Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. RIZA rapport 97.013, SC-DLO rapport 532.
- Bolt, Frank van der, Dennis Walvoort, Folkert de Vries, Harry Massop, Henk Vroont, Piet Groenendijk, Leo Renaud, Tom Hoogland, Ab Veldhuizen, Paul van Walsum, 2016. Chemisch-fysische schematisering van de bodem voor NHI-waterkwaliteit; Naar een nieuwe fysisch-chemische schematisering van de Nederlandse bodem. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2753. 39 p.
- Bos-Burgering, L.M.T., J.C. Hunink, G. Prinsen, J.R. Pouwels, P.E.V. van Walsum, A.A. Veldhuizen, T. Kroon. Veranderingsrapportage LHM 3.4.0; ontwikkelingen ten behoeve van de landelijke analyse van de zoetwatervoorziening 2018. Deltares rapport 11202224-003-BGS-0001, 2018
- Bruinsma et al, 2016. Vraagarticulatie waterkwaliteitsinstrumentarium.
- Burgering, L.M.T., P.E.V. van Walsum, A.A. Veldhuizen, H.T.L. Massop, J.C. Hunink, G.F. Prinsen, J. Verkaik, F.J.E. van der Bolt en T. Kroon, 2016. Veranderingsrapportage LHM 3.2.0; Ontwikkeling, beheer en onderhoud van het LHM. Deltares rapport 1230075-000-BGS-0001.
- Cleij, P., F. van Gaalen en E. van Boekel, 2018. Berekeningen kwaliteit regionale wateren in kader E-ante SGBP2, Deltares rapportage 11202234-000-ZWS-0001.
- Cleij, P. en H. Visser, 2019, Kwaliteitsindicatoren Stroomgebiedenlijn, PBL werkdocument, update van december 2019, Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- Evers, C. H. M., F. Keukelaar, and A. H. H. M. Schomaker, 2009. Verbeteren datasets en afleiding ecologische rekenregels voor de KRW-Verkenner.
- Fraters, B., Hooijboer, A.E.J., Vrijhoef, A., Claessens, J., Kotte, M., Rijs, C.B.J., Daatselaar, C.H.G., Denneman, A.I.M., Van Bruggen, C., Begeman, H.A.L., Bosma, J.N. (2016). Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland; toestand (2012-2014) en trend (1992-2014). Resultaten van de monitoring voor de Nitraatrichtlijn. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM rapport 2016-0076.

-
- Gaast, J.W.J. van der, H.R.J. Vroon, H.Th.L. Massop en J.G. Wesseling, 2015. Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering. Wageningen, Alterra Wageningen UR, Alterra-rapport 2686.
- Gaast, J.W.J. van der, H.R.J. Vroon en H.Th.L. Massop 2010. Grondwaterregime op basis van karteerbare kenmerken. STOWA rapportnummer 2010-41. ISBN 978.90.5773.501.1
- Gies, T.J.A., J. van Os, R.A. Smidt, H.S.D. Naef en E.C. Vos, 2015. Geografisch Informatiesysteem Agrarische Bedrijven (GIAB): gebruikershandleiding 2010. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen, 86 pp.
- Gijsbers, P. en H.J. Barneveld, 2016. Voorstudie vervanging DM en MOZART in het LHM. Deltares-rapport 1230075-010-BGS-0002.
- Gijsbers, P., B. Becker, T. Vreeken, T. Piovesan, N. Mulder, J. Pouwels en T. Kroon, 2018. Vervanging van MOZART en Distributiemodel in LHM door RTC-Tools 2. P. Deltares-rapport 11202224-008-BGS-0004.
- Groenendijk, P., W.J. de Lange en K. Kovar, 2002. Modelconcepten voor de interactie tussen verzadigd grondwater en oppervlaktewater. Stromingen 8-2.
- 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-Report 983.
- Groenendijk, P., en J.G. Kroes, 2011. Hydrologie voor STONE 2.4. Aanpassingen en verschillen met hydrologie voor STONE 2.3. Memo.
- Groenendijk, P., L.V. Renaud, E.M.P.M. van Boekel, C. van der Salm en O.F. Schoumans, 2013. Voorbereiding STONE2.4 op berekeningen voor de Evaluatie Meststoffenwet 2012. Alterra-rapport 2462.
- Groenendijk, P., 2015. Distribution of drainage fluxes with depth. Bijlage B in veranderingsrapportage LHM 3.10; ontwikkeling, beheer en onderhoud van de landelijke toepassing van het NHI. Deltares-rapport 1220076-BGS-0006-r.
- Groenendijk, P., G.L. Velthof, J.J. Schröder, T.J. de Koeijer & H.H. Luesink, 2017. Milieueffectrapportage van maatregelen zesde Actieprogramma Nitraatrichtlijn. Wageningen, Wageningen Environmental Research. <http://edepot.wur.nl/425038>
- Groenendijk, Piet, Leo Renaud, Erwin van Boekel, Frank van der Bolt, Sibren Loos, Joost van den Roovaart, Annemieke Marsman, Timo Kroon, Annelotte van der Linden (2020b). Toepassingsbereik modelberekeningen voor de Nationale Analyse Waterkwaliteit. MEMO.
- Gruijter, J.J. de, J.B.F. van der Horst, G.B.M. Heuvelink, M. Knotters, T. Hoogland 2004. Grondwater opnieuw op de kaart; methodiek voor de actualisering van grondwaterstands-informatie en perceelsclassificatie naar uitspoelingsgevoeligheid voor nitraat. (Alterra-rapport; No. 915). Wageningen: Alterra.
- Hansen, A.L., Christensen, B.S.B., Ernstsens, V., He, X. en Refsgaard, J.C. 2014. A concept for estimating depth of the redox interface for catchment-scale nitrate modelling in a till area in Denmark. Hydrogeology Journal, DOI 10.1007/s10040-014-1152-y.
- Heuvelink en Pebesma, 1999. Spatial aggregation and soil process modelling, Geoderma 89(1)-April 1999.
- Hoogewoud J.C., G.F. Prinsen, J.C. Hunink, A.A. Veldhuizen, F.J.E. van der Bolt en W.J. de Lange, 2013. Toetsingsrapportage NHI 3.0. Deltares rapport 1206107-000-BGS-0011
- Hoogland, T., M. Knotters, M. Pleijter en D.J.J. Walvoort, 2014. Actualisatie van de grondwatertrappenkaart van holoceen Nederland. Rapport 2612, Alterra, Wageningen.
- Knotters, Martin, Dennis Walvoort, Fokke Brouwer, Lodewijk Stuyt, Joop Okx, 2018. Landsdekkende, actuele informatie over grondwatertrappendigitaal beschikbaar. H2), december 2018.
- Huisman, H., Van Vliet, M., Goldberg, T. en Griffioen, J. 2016. Statistische karakterisering van de reactiecapaciteit van de Nederlandse ondergrond ten behoeve van de parametrisering van het modelinstrument NHI-Kwaliteit. TNO-rapport, 2016.
- Janssen, G.M.C.M., B. van de Grift, J. Griffioen en P. Groenendijk, 2015. Onlinekoppeling van ANIMO en RT3D voor dynamische modellering van nutriëntentransport op regionale schaal. Deltares-rapport 2008-U-R1289/A.
- Janssen, G.M.C.M. L.V. Renaud, P. Groenendijk, E. van Boekel, P. Cleij, P.E.V. van Walsum, J.C. Hoogewoud en J. van de Roovaart, F.J.E. van der Bolt, T. Kroon. Waterkwaliteitsmodellering 2016 en update in 2016; landelijke toepassing voor nutriënten. Deltares-rapport 1230690-000-BGS-0006.

- Kekem, A.J. van, T. Hoogland en J.B.F. van der Horst, 2005. Uitspoelingsgevoelige gronden op de kaart; werkwijze en resultaten. Rapport 1080, Alterra, Wageningen.
- Klein, J., Van Gaans, P. en Griffioen, J. 2015. Geochemische karakterisering van de geotop van Holland (gebied 1b en 1c). TNO-rapport 2015R10785.
- Klein, J. en G.M.C.M. Janssen, 2016. Oplevering grondwaterkwaliteitsdatabase voor het nieuwe waterkwaliteitsinstrumentarium. Deltares memo 15 nov. 2016, project 120058.
- Klijne, A., Groenendijk, P., Griffioen, J., Velthof, G. L., Janssen, G. & Fraters, B., 2008. Toetsdiepte voor nitraat: synthese onderzoek 2008. Bilthoven: RIVM. 86 p. (RIVM rapport; no. 680747001/2008)
- Knotters, M., en H. Massop, 2017. Validatie grondwaterstandsvoorspellingen LHM 3.3 (2017). Validatie van de berekende grondwaterstanden met de Landelijke Steekproef Kaartenheden ten behoeve van de landelijke waterkwaliteitsmodellering. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport
- Knotters, M., 2018a. Validatie grondwaterstandsvoorspellingen LHM 3.4.1 (2018). Validatie van de berekende grondwaterstanden met de Landelijke Steekproef Kaartenheden ten behoeve van de landelijke waterkwaliteitsmodellering. Wageningen, Wageningen Environmental Research.
- Knotters, M., 2018b. Validatie grondwaterstandsvoorspellingen LHM 3.5.1 (2018). Validatie van de berekende grondwaterstanden met de Landelijke Steekproef Kaartenheden ten behoeve van de landelijke waterkwaliteitsmodellering. Wageningen, Wageningen Environmental Research.
- Knotters, M., Hoogland, T., & Brus, D. J. (2013). *Validatie van grondwaterstandskaarten met de Landelijke Steekproef Kaartenheden*. (Alterra-rapport; No. 2440). Wageningen: Alterra.
- Kroon, T., P. Finke, I. Peereboom en A. Beusen, 2001. Redesign STONE, de nieuwe schematisering voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA-rapport 2001.017.
- Kroon, T., A.A. Veldhuizen, L.M.T. Burgering, P.E.V. van Walsum, G.H.P. Janssen, F.J.E. van der Bolt en J. Verkaik, 2017. Veranderingsrapportage LHM 3.3; ontwikkelingen ten behoeve van de waterkwaliteit. Deltares rapport 11200573-000-BGS-0001.
- Kros, H., J. van Os, J.C. Voogd, P. Groenendijk, C. van Bruggen, R. te Molder en G. Ros. Ruimtelijke allocatie van mesttoediening en ammoniakemissie; beschrijving mestverdelingsmodule INITIATOR versie 5. Wageningen Environmental Research, 2019.
- Kros, J., K.F.A. Frumau, A. Hensen en W. De Vries, 2011. Integra-ted analysis of the effects of agricultural management on nitrogen fluxes at landscape scale. Environmental Pollution.
- Kruseman G., Luesink H.H., Blokland P.W., Hoogeveen M.W., De Koeijer M.W., 2012. MAMBO 2.x Design principles, model structure and data use, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen, Werkdocument 307. <http://edepot.wur.nl/251877>.
- Luesink, H.H., A. Schouten, P.W. Blokland & M.W. Hoogeveen (2012). Ruimtelijke verdeling ammoniakemissies van beweiden en van aanwenden van mest uit de landbouw. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 298.
- Massop H.T.L., T. Kroon, P.J.T van Bakel, W.J. de Lange, M.J.H. Pastoors en J. Huygen, 2000. Hydrologie voor Stone; Schematisering en parametrisatie. Alterra, RIZA en RIVM, Alterra-rapport 038. Reeks Milieuplanbureau 9.
- Middelburg, J.J. 1989. A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments. Geoc. et Cos. 53, p. 1577-1581.
- Mulder, M. 2017. Analyse balansfouten in LHM 3.3.0. Opleveringsmemo. Wageningen, Environmental Sciences Group.
- Os, J. van, L.J.J. Jeurissen & H.S.D. Naeff (2016). Geografisch informatiesysteem voor de emissieregistratie van landbouwbedrijven; GIABplus-bestand 2013 – Status A. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen UR. WOt-technical report 66.
- Pouwels, R., L.M.T. Bos-Burgering, G. Janssen, J.C. Hunink, A.A. Veldhuizen, F.J.E. van der Bolt, T. Kroon, 2018. Veranderingsrapportage LHM 3.5; ontwikkelingen ten behoeve van de waterkwaliteit. Deltares rapport 11202224-004-BGS.
- PBL, 2015. Aaldrik Tiktak, Arthur Beusen, Rob Loke, Jasper van Vliet, Martine de Vos en Peter Cleij. Het PBL-normenkader voor modellen. Vragenlijst, Toelichting en Lexicon. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven/Den Haag.
- Pouwels, J.R., L.M.T. Bos-Burgering, G. Janssen, J.C. Hunink, A.A. Veldhuizen en T. Kroon, 2018. Veranderingsrapportage LHM 3.5; ontwikkelingen ten behoeve van de waterkwaliteit. Deltares-rapport 11202224-004-BGS-0001.

-
- Renaud, L.V., G.M.C.M. Janssen, T. Kroon, F.J.E. van der Bolt, P. Groenendijk, P.E.V. van Walsum, P.T.M. Vermeulen, H.M. Mulder, J. Verkaik, J.C. Hoogewoud en W.J. de Lange. Waterkwaliteitsmodellering; opzet van landsdekkende modellen van ANIMO en MT3DMS. Deltares-rapport 1220056.
- Renaud, L.V., G.M.C.M. Janssen, P. Groenendijk, P. Cleij, P.E.V. van Walsum, J.C. Hoogewoud, E. van Boekel, J. van de Roovaart, F.J.E. van der Bolt en T. Kroon, 2017. Waterkwaliteitsmodellering; landelijke toepassing voor nutriënten. Deltares rapport 1230690-000-BGS-0006
- RIVM 2018, Nitraatkaart 2012-2015. <https://www.rivm.nl/landelijk-meetnet-effecten-mestbeleid/resultaten/nitraatkaart-van-nederland>
- Roovaart, J. van den, E. Meijers, R. Smit, P. Cleij, F. van Gaalen en S. Witteveen, 2012. Landelijke pilot KRW-Verkenner 2.0. Deltares-rapport 1205716-000.
- Schipper M. en A. Schomaker, 2015. Verbetering kennisregels ecologische effecten – ten behoeve van de KRW-Verkenner. Rapport Royal HaskoningDHV, referentie RDC_BC8148_R001_901530_d1 (https://publicwiki.deltares.nl/download/attachments/131763781/Hasko_R001_VerbeteringKennisregelsEE_d1.docx?version=1&modificationDate=1520588315235&api=v2)
- Stuyt, L.C.P.M., M. Knotters, D.J.J. Walvoort, T. Hoogland, D.J. Brus, F. de Vries, A.H. Heidema en J.P. Okx, 2016. BasisRegistratie Ondergrond (BRO) Actualisatie Gt/Gd; Beschrijving grondwaterkarakteristieken per Gt-klasse voor hoog Nederland. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 279.
- Verkaik, J., J.D. Hughes en E.H. Sutanudjaja (2015) A Hybrid, Parallel Krylov Sol-ver for MODFLOW using Schwarz Domain Decomposition, in: AGU Fall Meeting Abstracts.
- Verkaik, J., J.D. Hughes, E. Sutanudjaja en P. van Walsum (2016) First Applications of the New Parallel Krylov Solver for MODFLOW on a National and Global Scale, in: AGU Fall Meeting Abstracts.
- Verkaik, J., S. Huizer, J. van Engelen, G. Oude Essink, R. Ram en K. Vuik (2017) Distributed Memory Parallel Computing with SEAWAT; in: AGU Fall Meeting Abstracts.
- De Vries, W., J. Kros, O. Oenema en J. de Klein, 2003. Uncer-tainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66 (1), 71-102.
- Vries, F. de 1999. Karakterisering van Nederlandse gronden naar fysisch-chemische kenmerken. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 654.
- Walsum, P.E.V. van, and A.A. Veldhuizen, 2011. Integration of models using shared state variables: Implementation in the regional hydrologic modelling system SIMGRO. *Journal of Hydrology* 409 (2011).
- Waveren, R. H. van, Groot, S., Scholten, H., van Geer, F., Wüsten, H., Koeze, R., en J. Noort, 1999. Vloeiend modelleren in het waterbeheer: Handboek Good Modelling Practice. RIZA 99-05, Lelystad
- Wortelboer R., J. van den Roovaart en E. Meijers, Ecologische sleutelfactoren voor de Rijkswateren KRW-Verkenner, een oriënterende studie. Deltares-rapport 11202234-002-ZWS-0002_v0.3, 2018.
- Wosten, J.H.M., de Vries, F., Hoogland, T., Massop, H. T. L., Veldhuizen, A. A., Vroon, H. R. J., ... Bolman, A. (2013). BOFEK2012, de nieuwe bodemfysische schematisatie van Nederland. (Alterra-rapport; No. 2387). Wageningen: Alterra.
- Zhang, Y-C., Slomp, C.P., Broers, H.P., Passier, H.F. en Van Cappellen, P. 2009. Denitrification coupled to pyrite oxidation in groundwater quality in a shallow sandy aquifer.

Bijlage 1 Distribution of drainage fluxes with depth (DIVDRA-concept)

Piet Groenendijk, september 2015

B1.1 Introduction

In regions with water discharge towards drainage systems the residence time of soil water is strongly influenced by the size and depth of the drainage systems. For solute transport it is essential to take this discharge into account because it reduces the discharge towards groundwater and it may contribute considerably to the solute balance of a soil system.

B1.2 Concept

Drain densities of a three-level drainage system are defined as:

$$M_1 = \frac{\sum l_1}{A_{\text{reg}}}; \quad M_2 = \frac{\sum l_2}{A_{\text{reg}}}; \quad M_3 = \frac{\sum l_3}{A_{\text{reg}}} \quad (\text{B.1})$$

where A_{reg} (cm^2) is the area of the subregion, $\sum l_1$, $\sum l_2$ and $\sum l_3$ are the total lengths (cm) of respectively the first, second and third order drains and M_1 , M_2 , M_3 are the drainage densities (cm^{-1}) of respectively the first order, the second order and the third order drainage system. The drainage fluxes $q_{d,1}$, $q_{d,2}$ and $q_{d,3}$ (cm d^{-1}) are calculated by linearized flux-head relationships:

$$q_{d,1} = \frac{\phi_{\text{avg}} - \phi_{d,1}}{\gamma_1}; \quad q_{d,2} = \frac{\phi_{\text{avg}} - \phi_{d,2}}{\gamma_2}; \quad q_{d,3} = \frac{\phi_{\text{avg}} - \phi_{d,3}}{\gamma_3} \quad (\text{B.2})$$

where ϕ_{avg} is the regional averaged groundwater level (cm), $\phi_{d,i}$ the drainage hydraulic head (cm) of drainage system order i , and γ_i the drainage resistance (d) of drainage system order i . This drainage concept is schematically illustrated in Figure B1.1, depicting a linear reservoir model with outlets at different heights.

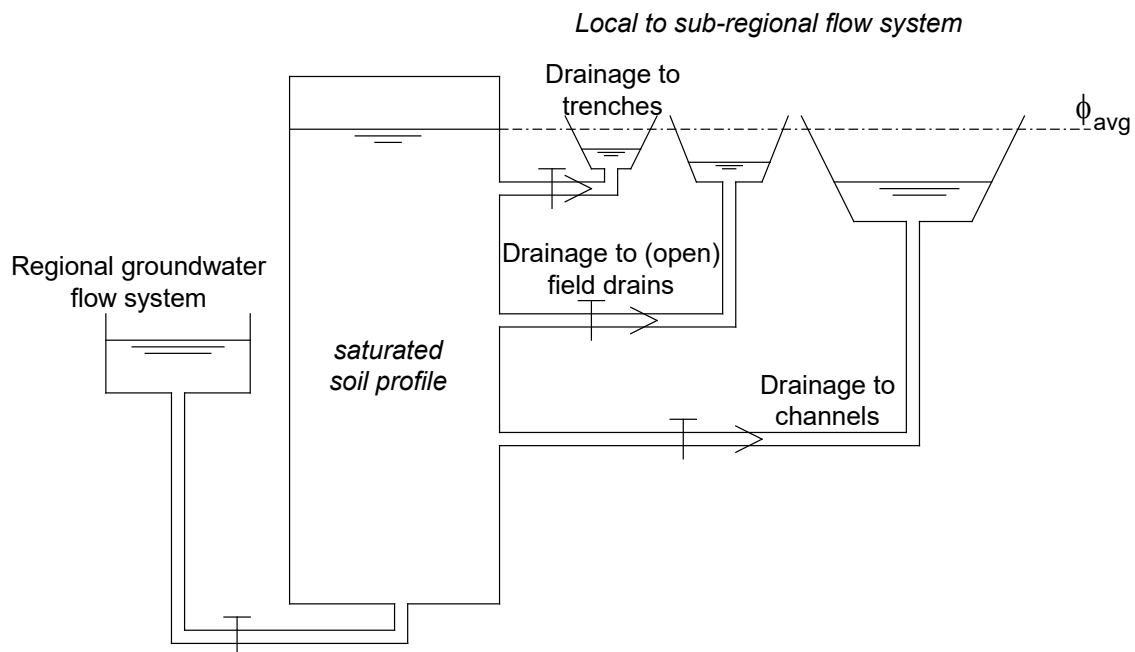


Figure B1.1 Illustration of regional drainage concept. The resistance mainly consists of radial and entrance resistance near the drainage devices.

B1.3 Implicit approach of travel times

In this section, the concept for the distribution drainage fluxes with depth as one of the sink terms in the SWAP model is described. Although the concept discussed here is valid for a region having any number of drainage levels, only three drainage systems are considered for reasons of convenience.

One-dimensional leaching models generally represent a vertical soil column. Within the unsaturated zone, solutes are transported by vertical water flows, whereas in the saturated zone the drainage discharge can have a three-dimensional flow pattern. Within the unsaturated zone, chemical substances are transported by vertical water flows, whereas in the saturated zone the drainage discharge leaves the vertical column side-ways. For example, in the ANIMO model (Rijtema et al., 1997), the distribution of lateral drainage fluxes with depth has been used to simulate the response of the load of chemicals on the surface water system to the inputs in the groundwater system. In this section, the concept for a distribution of lateral drainage fluxes with depth in a one-dimensional hydrological simulation model will be described. The following assumptions are made:

- steady groundwater flow and homogeneous distribution of recharge rates by rainfall;
- the aquifer has a constant thickness.

For convenience, only three levels of drains are considered, although the concept discussed here is valid for a system having any number of drainage levels.

Van Ommen (1986) has shown that for a simple single-level drainage system, the travel time distribution is independent from the size and the shape of the recharge area. Under these assumptions, the average concentration in drainage water can mathematically be described by the linear behaviour of a single reservoir. But, the non-homogeneous distribution of exfiltration points, the variety of hydraulic properties and the influence of stratified soil chemical characteristics necessitates to distinguish between the different soil layers.

The distribution of drainage fluxes with depth is used to describe the travel time distribution of drainage water in an implicit manner. Drainage fluxes are treated as lateral sink terms of the water balance in the SWAP model. The vertical flux q_y in the saturated zone of the SWAP model relates to the distribution of lateral drainage rate sink terms according to:

$$\frac{dq_y}{dy} = -\frac{q_{\text{drain}}}{D} \quad (\text{B.1})$$

where D is the depth of the zone for which drain has a certain value. Assume that a fluid particle is at the depth of y_0 at time t_0 . The time it takes for this particle to reach a depth y is given by:

$$t - t_0 = \int_{y_0}^y \frac{\varepsilon dy}{q_y(y)} \quad (\text{B.2})$$

The travel time relation is governed by the vertical flux as a function of depth and the porosity.

B1.4 Discharge layers

The concept of the distribution of the drainage flux with depth for a single level drainage system can be very simple. The Dupuit-Forcheimer assumption involves disregarding the head loss due to radial flow and vertical flow in the largest part of the flow domain. Based on this rule, the groundwater movement towards drains in a non-stratified aquifer is considered as an uni-directional flow and the drainage flux is distributed uniformly with depth.

The distribution with depth for a multi-level drainage system should ideally be based on the 3-D flow paths of water parcels migrating to drains. But since such type of information is not available in the 1-D vertical model, additional assumptions must be made. The concept of discharge layers has been introduced, representing the flow systems associated with each of the drains. Although the verification of the concept by comparing the depth of discharge layers with the streamline patterns generated by 2D models do not always agree, the concept enables the accounting of the different types of water courses and the stratification of hydraulic properties in the implicit travel time approach.

The discharge layers are considered as horizontal layers. Each layer occupies a certain part of the groundwater volume. The ratio between the occupied flow volumes V_i is derived from the proportionality between flow volumes and volumetric discharge rates:

$$\frac{V_i}{V_{i-1}} = \frac{Q_{\text{drain},i}}{Q_{\text{drain},i-1}} \quad (\text{B.3})$$

The volumetric flux $Q_{\text{drain},i}$ to drainage system i , is calculated as:

$$Q_{\text{drain},i} = L_{\text{drain},i} q_{\text{drain},i} \quad (\text{B.4})$$

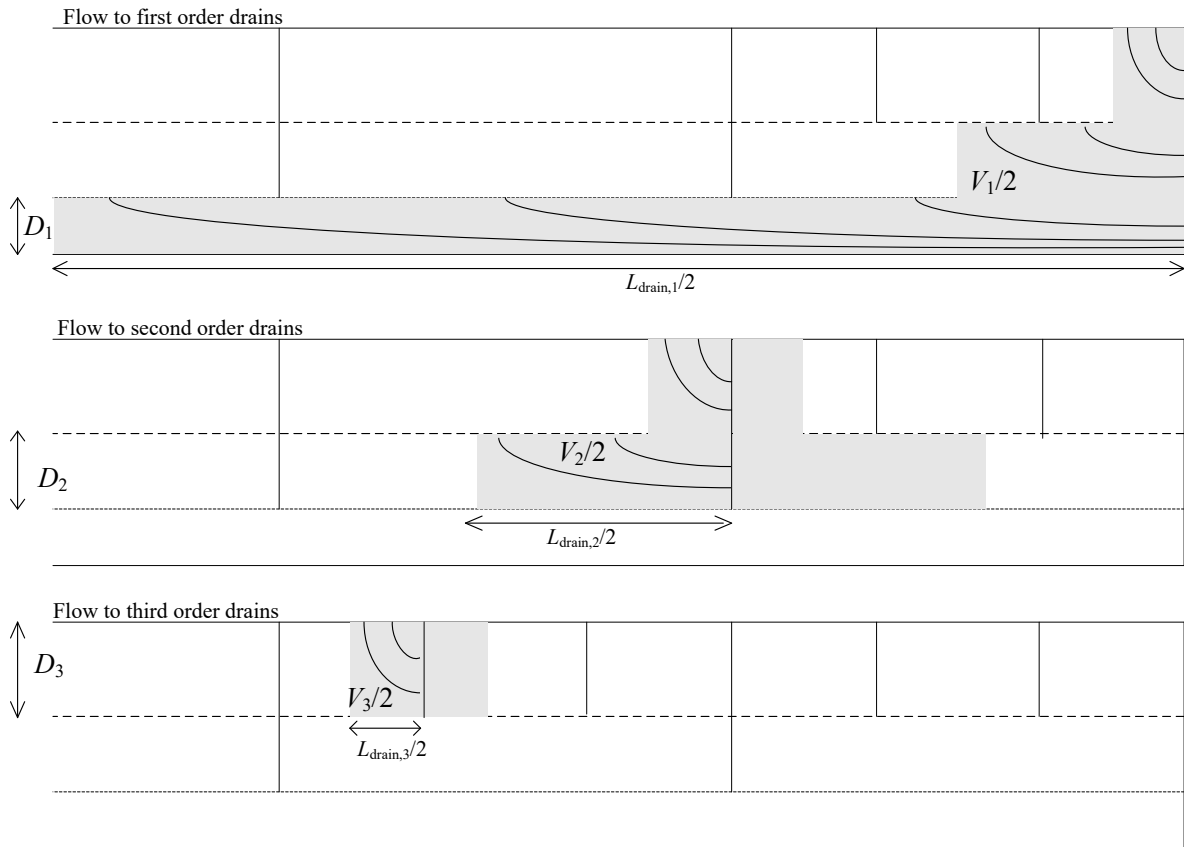


Figure B1.2 Schematization of regional groundwater flow to drains of three different orders.

First order drains act also as field ditches and trenches and next higher drains act partly as third order drains. In the SWAP-model the lumped discharge flux per drainage system is computed from the relation between groundwater elevation and drainage resistance. Figure B1.2 shows the schematization of the regional groundwater flow, including the occupied flow volumes for the nested drain systems. The volume V_i consists of summed rectangles $L_i D_i$ of superposed drains, where D_i is the thickness of discharge layer i .

The flow volume V_i assigned to drains of order 1, 2 and 3 is related to drain distances L_i and thickness D_i of discharge layers as follows:

$$V_1 = L_1 D_1 + L_2 D_2 + L_3 D_3 \quad (\text{B.5})$$

$$V_2 = L_2 D_2 + L_3 D_3 \quad (\text{B.6})$$

$$V_3 = L_3 D_3 \quad (\text{B.7})$$

Rewriting Eq. B.7 to B.9 and substituting Eq. B.5 and B.6 yields an expression which relates the proportions of the discharge layer to the discharge flow rates:

$$L_1 D_1 : L_2 D_2 : L_3 D_3 = (q_{\text{drain},1} L_{\text{drain},1} - q_{\text{drain},2} L_{\text{drain},2}) : (q_{\text{drain},2} L_{\text{drain},2} - q_{\text{drain},3} L_{\text{drain},3}) : (q_{\text{drain},3} L_{\text{drain},3}) \quad (\text{B.8})$$

theory, the terms $(q_{\text{drain},1} L_{\text{drain},1} - q_{\text{drain},2} L_{\text{drain},2})$ and $(q_{\text{drain},2} L_{\text{drain},2} - q_{\text{drain},3} L_{\text{drain},3})$ can take negative values for specific combinations of $q_{\text{drain},1} L_{\text{drain},1}$, $q_{\text{drain},2} L_{\text{drain},2}$ and $q_{\text{drain},3} L_{\text{drain},3}$. When $(q_{\text{drain},1} L_{\text{drain},1} - q_{\text{drain},2} L_{\text{drain},2}) < 0$ it is assumed that D_1 will be zero and the nesting of superposed flows systems on top of the flow region assigned to drainage class 1 will not occur. Likewise, a separate nested flow region related to a drainage class will not show up when $(q_{\text{drain},2} L_{\text{drain},2} - q_{\text{drain},3} L_{\text{drain},3}) < 0$. These cases are depicted schematically in Figure B1.3.

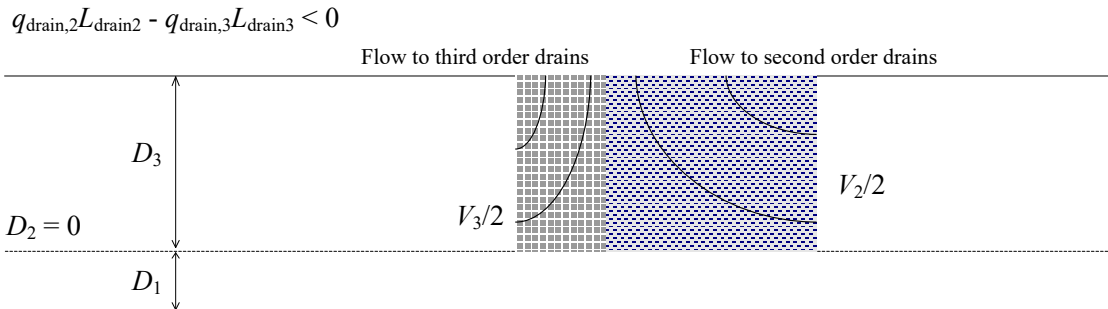
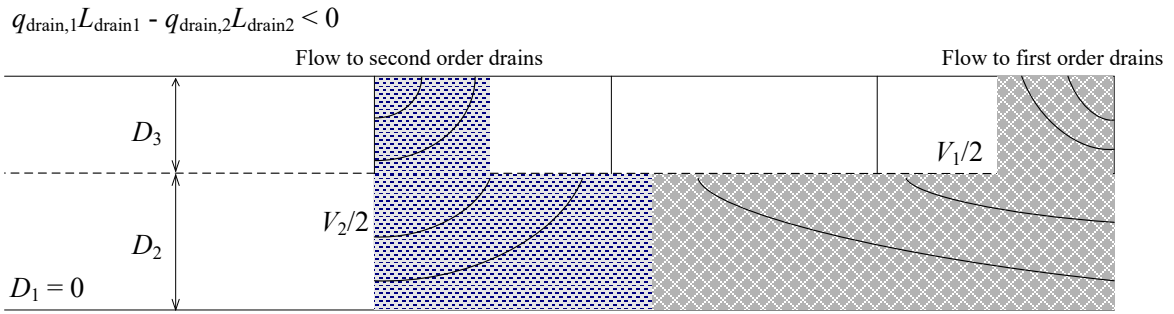


Figure B1.3 Schematization of regional groundwater flow to drains of three orders when either $q_{\text{drain},1}L_{\text{drain},1} - q_{\text{drain},2}L_{\text{drain},2} < 0$ or $q_{\text{drain},2}L_{\text{drain},2} - q_{\text{drain},3}L_{\text{drain},3}$.

If the soil profile is stratified with respect to horizontal conductivities, the heterogeneity can be considered by substituting transmissivities kD for layer thicknesses in Eq.B.11:

$$KD_1 : KD_2 : KD_3 = \frac{q_{\text{drain},1}L_{\text{drain},1} - q_{\text{drain},2}L_{\text{drain},2}}{L_{\text{drain},1}} : \frac{q_{\text{drain},2}L_{\text{drain},2} - q_{\text{drain},3}L_{\text{drain},3}}{L_{\text{drain},2}} : q_{\text{drain},3} \quad (\text{B.9})$$

Lateral drainage fluxes to a certain drainage system per nodal point are calculated by multiplying the flux and the transmissivity proportion of that nodal point in the total transmissivity of the discharge layer, schematically depicted in Figure B1.4.

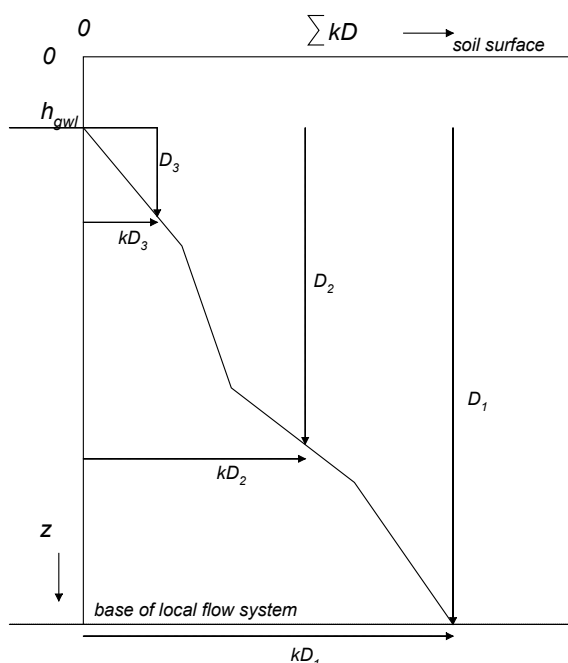


Figure B1.4 Cumulative transmissivity as a function depth.

The lateral flux relation per unit soil depth shows a uniform distribution. Lateral drainage fluxes $q_{d,k,i}$ to drainage system k for each nodal compartment i of the simulation model are calculated by:

$$q_{d,1,i} = q_{d,1} \frac{k_{h,i} \Delta z_i}{\sum_{i_z=\varphi_{avg}}^{i_z=-D_1-D_2-D_3} k_{h,i} \Delta z_i} \quad \text{for} \quad -D_1 - D_2 - D_3 < z < \varphi_{avg} \quad (\text{B.10})$$

$$q_{d,2,i} = q_{d,2} \frac{k_{h,i} \Delta z_i}{\sum_{i_z=\varphi_{avg}}^{i_z=-D_2-D_3} k_{h,i} \Delta z_i} \quad \text{for} \quad -D_2 - D_3 < z < \varphi_{avg} \quad (\text{B.11})$$

$$q_{d,3,i} = q_{d,3} \frac{k_{h,i} \Delta z_i}{\sum_{i_z=\varphi_{avg}}^{i_z=-D_3} k_{h,i} \Delta z_i} \quad \text{for} \quad -D_3 < z < \varphi_{avg} \quad (\text{B.12})$$

where $k_{h,i}$ is the horizontal conductivity of compartment i , Δz_i is the thickness of compartment i , and $i_z=-D_1-D_2-D_3$ and $i_z=\varphi_{avg}$ are resp. the numbers of the bottom compartment and the compartment in which the regional groundwater level is situated. Water quality models such as ANIMO (Rijtema et al., 1997) compute the average concentration of discharge water which flows to a certain order drainage system based on these lateral fluxes. The averaging rules are:

$$\bar{c}_1 = \frac{\sum_{i_z=\varphi_{avg}}^{i_z=-D_1-D_2-D_3} q_{d,1,i} c_i}{q_{d,1}} \quad (\text{B.13})$$

$$\bar{c}_2 = \frac{\sum_{i_z=\varphi_{avg}}^{i_z=-D_2-D_3} q_{d,2,i} c_i}{q_{d,2}} \quad (\text{B.14})$$

$$\bar{c}_3 = \frac{\sum_{i_z=\varphi_{avg}}^{i_z=-D_3} q_{d,3,i} c_i}{q_{d,3}} \quad (\text{B.15})$$

Using these average concentrations computed by a leaching model, the average concentration c_R at the scale of a sub-region is calculated as:

$$\bar{c}_R = \frac{q_{d,1} \bar{c}_1 + q_{d,2} \bar{c}_2 + q_{d,3} \bar{c}_3}{q_{d,1} + q_{d,2} + q_{d,3}} \quad (\text{B.16})$$

B1.4 Maximum depth of a discharge layer

For the purpose of water quality simulations, the thickness of a model discharge layer must be limited to a certain depth. In the water quality model, the maximum thickness D of a discharge layer has been set at:

$$D \leq \frac{L}{4} \quad (\text{B.17})$$

This rule of thumb is based on the assumption of a half-circular shape of streamlines in a flow field (Figure B1.5). The deepest streamline which arrives in the drain, originates from a point at distance

L/2. It can be seen that following to the circular shape, the horizontal distance L/2 corresponds to the length 2D.

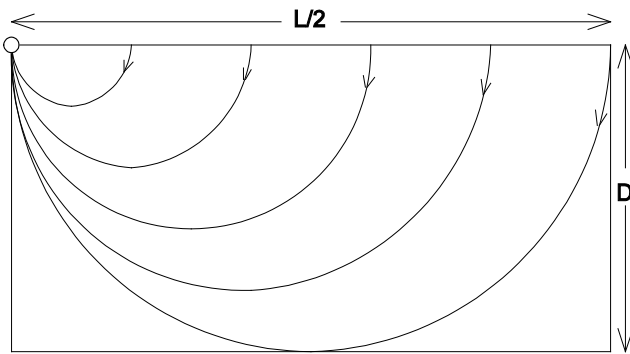


Figure B1.5 Flow field to a drain with half circular shaped stream lines.

Homogeneous anisotropic soil profile

In the saturated zone, the horizontal permeability is often larger than the vertical permeability. General assumptions to deal with the transformation of the anisotropic conditions of a two-dimensional flow field are:

- hydraulic heads and flow rates are the same as in an isotropic situation
- x-coordinate: $x' = x \sqrt{(k_v/k_h)}$
- z-coordinate: $z' = z$
- permeability: $k' = \sqrt{(k_v k_h)}$

where the primes denote the transformed values of an anisotropic condition. Applying these assumptions to the relation between thickness of the discharge layer D and the horizontal drain distance L yields:

$$D' \leq \frac{L'}{4} \quad \Rightarrow \quad D \leq \frac{L}{4} \sqrt{\frac{k_v}{k_h}} \quad (\text{B.18})$$

At first sight, this condition does not agree with the 'penetration depth' derived by Zijl and Nawalany (1993) for the estimation of the order of magnitude of the characteristic depth of the flow problem in case of a single layer model. However, these authors consider the wave length of an assumed sinusoidal shaped phreatic head. This assumption does not hold for most of the flow systems where only 1 or 2% of the area shows an upward discharge flux at the phreatic level. Transforming the wave length variable given by Zijl and Nawalany (1993) to the characteristic distance relevant for drainage systems (L/2) and considering the sinusoidal function can fully explain the difference between Eq.B.20 and the 'penetration depth'.

Heterogeneous anisotropic soil profile

For heterogeneous soil profiles, an average value for the anisotropic factor $\sqrt{(k_v/k_h)}$ has to be considered. The average horizontal and vertical conductivity is calculated as:

$$\bar{k}_h = \frac{\sum_{i_z=D_1-D_2-D_3}^{i_z=D_1-D_2-D_3} k_{h,i} \Delta z_i}{\sum_{i_z=D_1-D_2-D_3}^{i_z=D_1-D_2-D_3} \Delta z_i} \quad (\text{B.19})$$

$$\bar{k}_v = \frac{\sum_{i_z=D_1-D_2-D_3}^{i_z=q_{avg}} \Delta z_i}{\sum_{i_z=q_{avg}} \frac{\Delta z_i}{k_{v,i}}} \quad (B.20)$$

and the maximum depth of the discharge layer bottom:

$$D \leq \frac{L}{4} \sqrt{\frac{k_v}{k_h}} \quad (B.21)$$

The assumption of cylindrical shaped streamlines is an abstraction of the actual streamline pattern. The condition ($D \leq L/4$) based on this model assumption is most relevant at large D/L ratios. Ernst (1973) provides a mathematical formulation of a streamline pattern in a saturated soil profile of infinite thickness. Such a hydrological situation can be seen as the most extreme situation for evaluating the influence of the D/L -ratio. In reality, the drainage flow will occupy less space in the saturated groundwater body and the flow paths will be less deep. The streamlines can be described as:

$$\psi(x, z) = \frac{q_0}{\pi} \arctan \left(\frac{e^{\frac{-2\pi L}{L} \sin\left(\frac{2\pi x}{L}\right)} - 1}{e^{\frac{-2\pi L}{L} \cos\left(\frac{2\pi x}{L}\right)} - 1} \right) \quad (B.22)$$

where $\psi(x, z)$ is the stream function and q_0 is the discharge flow rate which originates from the area between $x=0$ en $x=L/2$. The streamline pattern is shown graphically in Figure B1.6, where the water enters the groundwater body along the line $z=0$ and the water is discharged by a drain at $(0,0)$.

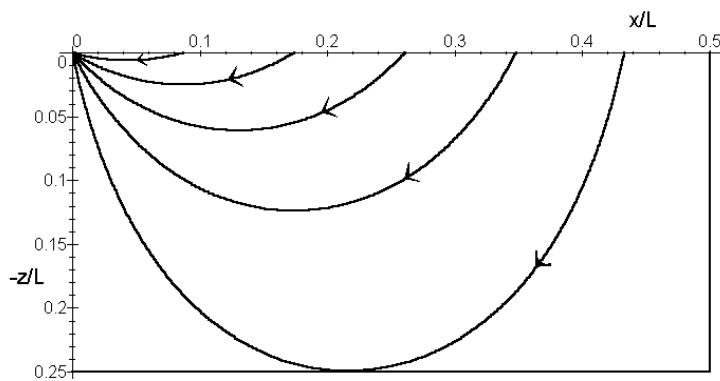


Figure B1.6 Stream line pattern in a groundwater system of infinite thickness.

The majority of the precipitation surplus does not reach the line at depth $-z/D=0.25$. In this soil column, imaginary horizontal planes at $z=-D$ can be considered. The streamline with its deepest point at $-z/D=1$, but not intersecting the line $z=-D$, bounds the stream zone which will never be found below $z=-D$. The following condition holds for the streamline with its tangent-line at $z=-D$:

$$\frac{\partial \psi(x, D)}{\partial x} = 0 \quad (B.23)$$

Evaluation of this expression yields a value for the horizontal coordinate of the point of contact between the streamline and the line $z=-D$. Together with the value $z=-D$, the horizontal distance can be substituted into the general stream function equation. This action yields a flow fraction ψ/q_0 of the

total drainage discharge which will never be found below the line $z=-D$. The depth has been transformed to a fraction of the drain distance to summarize all possible relations into one graph.

In a soil profile with infinite thickness, about 87% of the total drain discharge is conveyed above the plane at $z=-L/4$. In a deep soil profile with finite thickness, more than 87% of the total drain discharge will be transported above this plane.

B1.5 Concentrations of solute in drainage water

The discharge layer approach assumes a uniform function of the lateral flux intensity with depth. Therefore, the vertical flux as a function of depth for a single drainage system can be described by a linear relation:

$$q(z) = \varepsilon \frac{dz}{dt} = \left(1 + \frac{z}{D}\right) q_{\text{drain}} + q_{\text{bot}} \quad (\text{B.24})$$

where ε is the soil porosity, q the vertical flux and q_{bot} the vertical flux across the lower boundary of the soil profile. The relations hold between the phreatic level at $z = \phi_{\text{avg}}$ and the lower boundary at $z=-D$. This equation can be used to derive the residence time T as a function of depth, provided $t = T_0$ at $z = \phi_{\text{avg}}$:

$$T = T_0 + \frac{\varepsilon D}{q_{\text{drain}}} \ln \left(\frac{q(\phi_{\text{avg}})}{q(z)} \right) \quad (\text{B.25})$$

Streamlines can be described mathematically by a stream function. For a two-dimensional transect between parallel drains, assuming a zero flux at the bottom of the aquifer and a negligible radial flow in the vicinity of the drains, the stream function $\psi(x,z)$ can be given as a function of depth z and distance x relative to the origin at the bottom of the aquifer, as depicted in Fig 7a:

$$\psi(x,z) = -\frac{R}{D} x(D+z) \quad (\text{B.26})$$

where R is the net recharge and D is the thickness of the homogeneous layer.

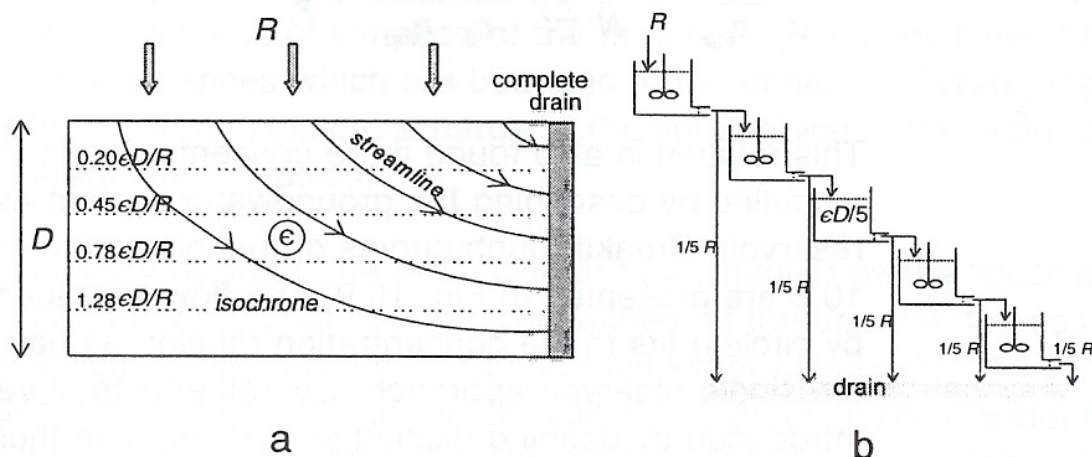


Figure B1.7 Streamlines and isochrones of a soil profile with complete drains and (b) schematization of the flow pattern by a cascade of perfectly mixed reservoirs.

Construction of isochrones for solute displacement after uniform infiltration at the phreatic level yields horizontal lines, because the vertical fluxes do not depend on the horizontal distance relative to the origin. In the model, the isochrones are regarded as imaginary boundaries between soil layers.

Each of the soil layers may be regarded as a perfectly mixed reservoir. Part of the inflow is conveyed to underlying soil layers, the remainder flows horizontally to the water course or drainage tube. Assuming a steady state situation and equal distances between the soil layers, the displacement of a non-reactive solute through this system may be described by a set of linear differential equations. For the first reservoir, the following equation applies:

$$\frac{\varepsilon D}{N} \frac{dc_1}{dt} = Rc_{inp} - Rc_1 \quad (B.27)$$

where N is the number of soil layers and c_{inp} is the input concentration. For an arbitrary reservoir i , the change in concentration is described by:

$$\frac{\varepsilon D}{N} \frac{dc_i}{dt} = \frac{N-i+1}{N} Rc_{i-1} - \frac{N-i+1}{N} Rc_i \quad (B.28)$$

Assuming an initial concentration c_0 uniform over the entire depth, the solution to the differential equations yields the concentration course over time in reservoir j :

$$\frac{c_j(t) - c_{inp}}{c_0 - c_{inp}} = \sum_{i=1}^j \binom{N}{i-1} \binom{N-i}{j-i} (-1)^{i+1} e^{-\frac{(N-i+1)Rt}{\varepsilon D}} \quad (B.29)$$

Since the outflows of all reservoirs are assumed to be equal, the resulting concentration in drainage discharge can be found as the average of all reservoirs. Lengthy, but straight forward algebraic summation of the binomial series in Eq. B.31 yields a simple relation for the concentration in drainage water:

$$\frac{c_d(t) - c_{inp}}{c_0 - c_{inp}} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \frac{c_j(t) - c_{inp}}{c_0 - c_{inp}} = e^{-\frac{Rt}{\varepsilon D}} \quad (B.30)$$

This relation is also found if the concentration in the drainage water is modelled by describing the groundwater system as one perfectly stirred reservoir. Breakthrough curves of the individual reservoirs as denoted in Figure B1.7 are presented in Figure B1.8. The flow averaged concentration (indicated by circles) fits to the concentration relation for the single reservoir approach. Overall effects of vertical dispersion which are introduced by defining distinct soils layers can thus be described by using one single reservoir. For the single drainage system, the simulation of solute migration by describing a vertical column with uniform lateral outflow agrees with the solutions found by Gelhar and Wilson (1974), Raats (1978) and Van Ommen (1986).

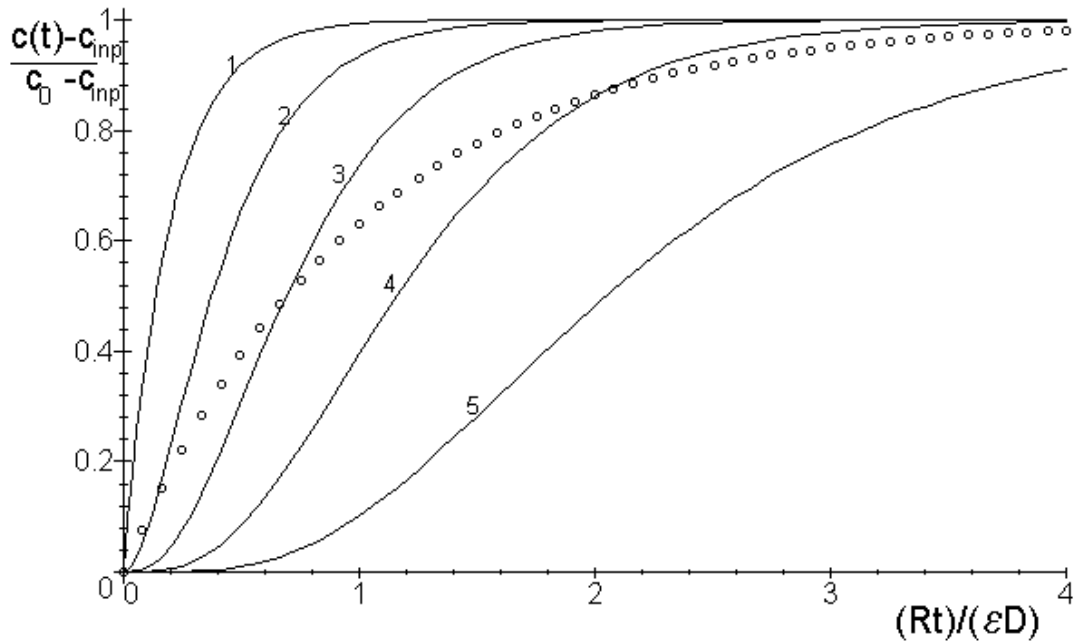


Figure B1.8 Step response of outflow concentrations per soil layer (numbered lines) and step response of the averaged concentration which enters the drains (circles).

B1.6 Position of top

The top of any of the discharge layers is situated at the average groundwater level. This implies that solute transport to drains is calculated for the soil compartments between the simulated groundwater level and the bottom of the discharge layer. The groundwater level as the defined top of the zone that contributes to surface water loading may be inaccurate in case of concentration profiles with steep gradients. In reality the surface water load is determined by the present concentrations and water fluxes at the exfiltration zone in the drain. From Fig. 9 (left) it can be seen that the concentrations at the drain bottom and at the depth of the surface water level are lower than the ones at the groundwater level. In such case the concept will lead to an over estimation to the surface water load relative to the results of 2D models. The SWAP model provides an option to specify the top of the zone that contributes to surface water loading as a function of the average groundwater level and the drainage level (z_{top} , Fig. B.9; right) according to:

$$z_{top} = f_{ztop} \varphi_{avg} + (1 - f_{ztop}) \varphi_{drain} \quad (\text{B.31})$$

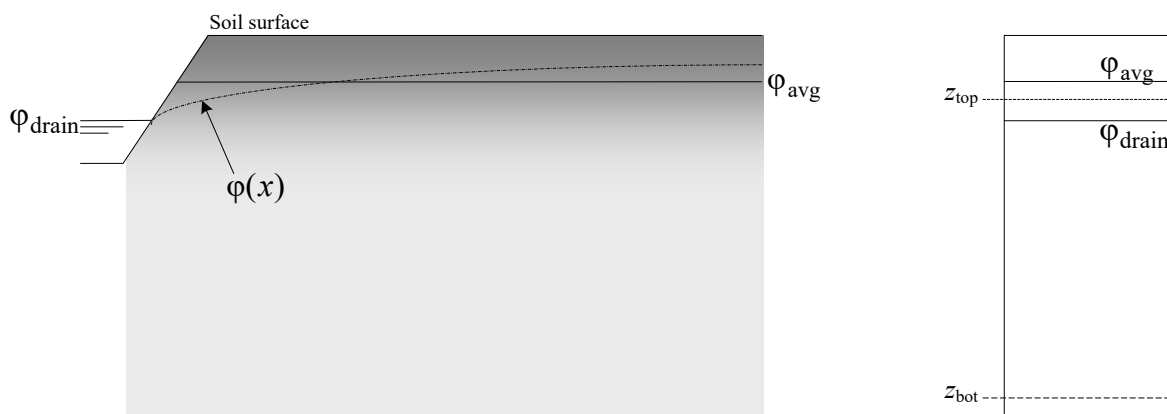


Figure B1.9 2D-schematization of the saturated flow domain with a hypothetical concentration profile indicated by gray shading (left) and the schematization of the top of the zone that contributes to surface water loading (right).

B1.7 Option for interflow

A switch in the input file can be utilized to activate an option in DIVDRA for the simulation of interflow to trenches or field ditches. This option was implemented on the occasion of the Vlietpolder research (<http://edepot.wur.nl/231061>) to simulate waterflows in wet peat soils with shallow groundwater levels. If this option is chosen, the drainage system with the smallest drain distance value is considered as the interflow system. The depth of the discharge layer is set to the bottom of the corresponding drainage system. This position is then automatically chosen as the top of the remaining discharge systems.

B1.8 Discussion

As a consequence of a number of assumptions and schematization of the flow pattern, the model user should be aware of the following limitations:

- assumption of steady state during the time increment;
- constant depth of the drainage base;
- assumption of perfect drains;
- uniform thickness of the hydrological profile.

In most of the applications of the regional water quality model, the time step is set at 1 day up to 10 days. During an interval of 10 days, the drainage flux may vary as a result of variation of the meteorological conditions. For chemical substances which are bounded in the upper soil layers, the assessment of the solute discharge to the surface water may lead to considerable inaccuracies.

The boundary between the groundwater flow affected by the 'local' drainage system and the regional flow can be defined as the depth in the soil profile below which no direct discharge to surface water occurs. Above this depth, the larger part of the precipitation surplus flows to water courses and other drainage systems. This boundary depends on the deepest streamline discharging water to the drainage systems. It can be expected that the size of the subregion influences the depth of the boundary surface. With larger schematized areas, discharge water can originate from greater distances, having deeper streamlines. The influence of the seasonal variation of trans-boundary fluxes at the lower boundary of the modelled soil profile is not considered.

The uniform distribution of the lateral flux pattern is based on the assumption of perfect drains. In reality, the flow pattern converges in the surrounding area of the drain. The soil profile has a uniform depth. When the height difference between maximum groundwater level and drainage level is larger than a certain fraction of the depth of the saturated profile, this assumption may not be valid. In theory, these effects can be simulated by defining a correction function for the lateral flux relation with depth. From the point of view of data acquisition and validation of hydro-geological parameters, refinement of this relationship is questionable.

The Dupuit-assumption has been applied implicitly by assuming horizontal discharge layers. The discharge layer which corresponds to the channel system has been defined as a horizontal layer at the bottom of the local flow system. In reality, the water discharging to canals at larger distances infiltrates into the saturated zone. This water takes up some space in the upper zone of the groundwater system. A way to validate the 'discharge layer' approach presented above is by comparing a set of simulation results with the outcome of three-dimensional streamline models at regional scale.

Bijlage 2 Afleiden HRU's

In deze bijlage is beschreven welke procedure is gevolgd voor het genereren van de HRU's, aanvullend op de beschrijving in paragraaf 2.4.1. Eerst is een overzicht gegeven van tabellen die zijn gebruikt bij de indeling. Vervolgens is de procedure voor het afleiden van de HRU's weergegeven.

Beschikbare informatie voor de 400498 SVATs:

- Landbouwdeelgebied
- Landgebruik (acht gebruiksvormen)
- Grondsoort volgens de mestkaart
- Bodemfysische unieke eenheid die correspondeert met eenheden van de bodemkaart 1:50000
- Bodemeenheid volgens de PAWN-kaart
- Hydrotypenummer, met aangepaste grenzen (passend gemaakt op de landbouwdeelgebiedenkaart)
- Indeling in Pleistoceen / Holoceen
- Wel of geen buisdrain (potentieel werkend)
- Wel of niet beregend (potentieel)
- Diepte van de modelkolommen
- GHG berekend voor 1981-2010 met LHM3.5.1
- GLG berekend voor 1981-2010 met LHM3.5.1
- Hieruit afgeleid de Gt (klasse 1 t/m 8; zonder sterren)
- Influx over onderrand (mm/jaar)
- Uitflux over onderrand (mm/jaar)
- Hieruit berekend: nettokwelflux over onderrand

Bij de indeling in HRU's is het landgebruik op basis van LGN7 als volgt geclassificeerd:

1	gras	1	gras
2	mais	2	snijmais
3	aardappelen	3	akkerbouw hoofdgewassen
4	bieten	3	akkerbouw hoofdgewassen
5	granen	3	akkerbouw hoofdgewassen
6	overig landbouwgewas	4	overige open teelten (incl korrelmais)
7	boomteelt	5	meerjarig houtachtige gewassen
8	glastuinbouw	0	geen vegetatie
9	boomgaard	5	meerjarig houtachtige gewassen
10	bollen	6	bollen
11	loofbos	7	natuurlijke vegetatie
12	naaldbos	7	natuurlijke vegetatie
13	moeras	7	natuurlijke vegetatie
14	duinvegetatie	7	natuurlijke vegetatie
15	kale grond	0	geen vegetatie
16	water	0	geen vegetatie
17	natuurlijk gras	7	natuurlijke vegetatie
18	stedelijk grasland	7	natuurlijke vegetatie
19	donker naaldbos	7	natuurlijke vegetatie
20	heidevegetatie	7	natuurlijke vegetatie
21	fruitwekerijen	5	meerjarig houtachtige gewassen
22	sportvelden	0	geen vegetatie

De kaart met kwel is via twee stappen ingedikt tot zes, aansluitend op de kwelklassen in STONE (Kroon et al., 2001) en drie klassen; beide klassen worden gebruikt. Dit is in onderstaande tabel

weergegeven, inclusief het bijbehorend aantal cellen en de fractie van het resulterend areaal op basis van LHM3.3.

Tabel B2.1 Indeling in kwelklassen, het bijbehorende aantal cellen en de fractie van het resulterend areaal op basis van LHM3.3.

Klasse	Ondergrens	Bovengrens	Aantal cellen	Areaalfractie
1	<	-0,6	134431	0.24
2	-0,6	-0,2	125455	0.23
3	-0,2	0,2	162598	0.30
4	0,2	0,5	55336	0.10
5	0,5	1	34236	0.06
6	1	>	38084	0.07

Tabel B2.2 De vereenvoudigde indeling in kwelklassen, het bijbehorende aantal cellen en de fractie van het resulterend areaal op basis van LHM3.3.

Klasse	Ondergrens	Bovengrens	Aantal cellen	Areaalfractie
1	<	-0,3	230339	0.42
2	-0,3	0	110949	0.20
3	0	>	208852	0.38

Tabel B2.3 De vertaling van berekende Gt's met LHM 3.5 naar GLG-klassen.

Grondwatertrap	GHG	GLG	GLG-klasse	Aantal cellen
IIa	<25	50-80	1	2131
IIb	>25	50-80	1	541
IIIa	<25	80-120	2	5071
IIIb	25-40	80-120	2	584
IVu	40-80	80-120	2	4612
IVc	80-120	80-120	2	13
Vao	<25	120-180	3	1237
Vad	<25	>180	4	50
Vbo	25-40	120-180	3	180
Vio	40-80	120-180	3	15696
VIId	40-80	>180	4	1960
VIIo	80-140	120-180	3	2649
VIIId	80-140	>180	4	5413
VIIIo	>140	120-180	3	10
VIIIId	>140	>180	4	3482
Vo/VIo/VIIo/VIIIo	>0	120-180	3	167

Bewerking van bodemeenheden

De kaarten met de onderscheiden bodemfysische unieke eenheden (BFUE's) en PAWN21-bodemeenheden zijn niet geheel hiërarchisch. Voor de meeste BFUE's geldt dat ze tot 1 PAWN21-eenheid behoren (n:1 relatie), maar een aantal BFUE behoren bij twee of soms drie PAWN21-eenheden. Op basis van een overlay is per BFUE de dominantst PAWN21-eenheid bepaald en vervolgens zijn voor de BFUE's met een n:m-relatie alle BFUE's aan de dominante PAWN21-eenheid toegekend. De PAWN21-eenheden zijn verder gegroepeerd naar vier hoofdeenheden: zand, löss, klei, veen.

Twee typen grondwaterklassen zijn onderscheiden:

GtKI1: GHG<40 cm; GtKI2: 40<GHG<80 cm; GtKI3: GHG>80 cm

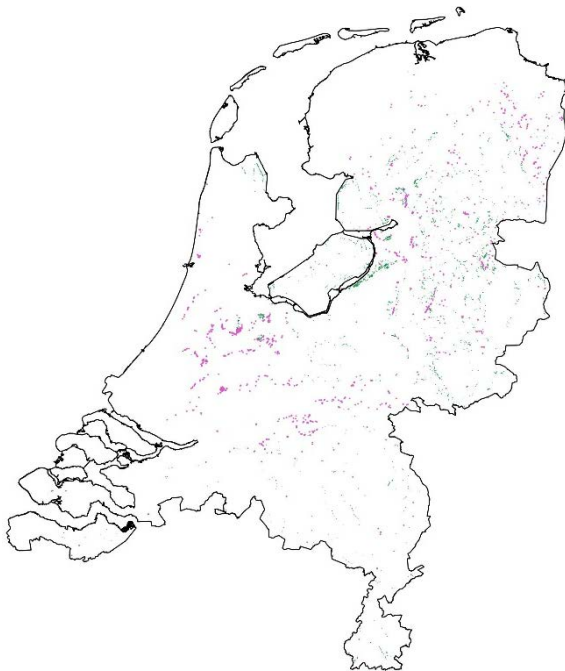
Per landbouwdeelgebied is een indeling gemaakt in percentielwaarden van de netto kwel per GHG traject:

	Pleistoceen	Holoceen
GrwKI1	GHG<40 nettokwelflux < 50 percentiel	GHG<40cm nettokwelflux < 33 percentiel
GrwKI2	Nettokwelflux > 50 percentiel	Nettokwelflux > 33, <67 percent
GrwKI3	40<GHG<80 nettokwelflux < 50 percentiel	Nettokwelflux > 67 percentiel
GrwKI4	Nettokwelflux > 50 percentiel	GHG>80cm nettokwelflux < 33 percentiel
GrwKI5	GHG>80 nettokwelflux < 50 percentiel	Nettokwelflux > 33, <67 percent
GrwKI6	Nettokwelflux > 50 percentiel	Nettokwelflux > 67 percentiel

Op de resultaten van de hydrologie zijn filters toegepast:

- Landbouw-SVATs met wegzijging > 1000 mm/jr zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met kwel > 2500 mm/jr zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met GLG < 0 cm zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met Gt 1 zijn uitgesloten, met uitzondering van grasland op veen
- Akkerbouw-SVATs met Gt 1 en Gt 2 zijn uitgesloten, met uitzondering van bloembollen met Gt 2
- Landbouw-SVATs met Gt8 en een kwelflux groter dan 100 mm/jr zijn uitgesloten
- Landbouw-SVATs met een verschil tussen GLG en GHG < 25 cm, met Gt ≠ 8, en niet op veen zijn uitgesloten

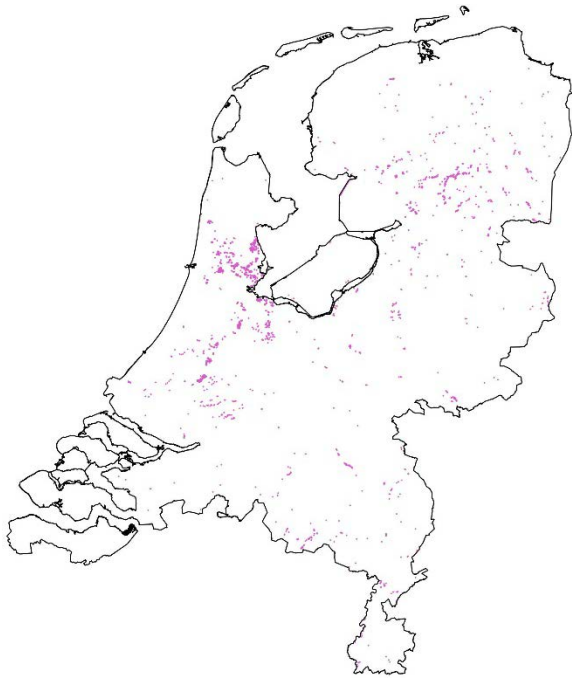
Uiteindelijk blijven er dan 390693 SVATs over. Dat betekent dat er 400498–390693 zijn uitgesloten voor het vaststellen van HRU's.



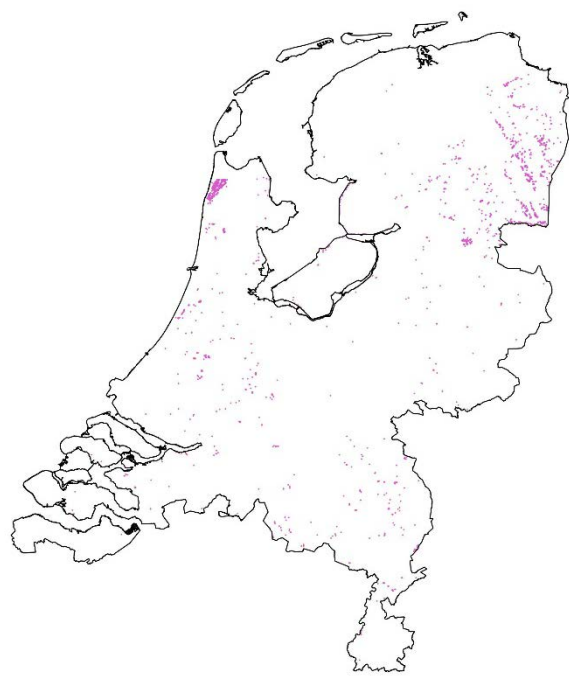
Uitschieters netto-kwel



Uitschieters GLG



Uitschieters Landbouw op Gt 1



Uitschieters akkerbouw op Gt 1 en 2



Uitschieters Landbouw op Gt 8 met kwel > 100



Uitschieters Landbouw GLG-GHG < 25, niet gras op veen

In de kaart "Uitschieters akkerbouw op Gt 1 en 2" is te zien dat bloembollen uitgesloten zouden worden. In de kaart "Uitschieters Landbouw op Gt 1" is te zien dat ten noorden van Amsterdam grasland op veen uitgesloten zou worden. De bloembollen op Gt 1 zijn achteraf als 40 extra HRU's toegevoegd. Grasland op veen op Gt 1 is achteraf als 35 HRU's toegevoegd.

Uitgaande van de 390693 SVATs zijn group by queries uitgevoerd voor groepen ≥ 50 ha (> 7 SVATs).

LBDG	LGN_8	BFUE	PAWN21	PAWN4	isdrain	isbereggen	Gt	GtKl	GrwKls
------	-------	------	--------	-------	---------	------------	----	------	--------

Aantal HRU's: 9235

Aantal svats: 185165

Aantal resterende SVATs: $390693 - 185165 = 205528$

Uitgaande van de 205528 SVATs zijn group by queries uitgevoerd voor groepen ≥ 50 ha (> 7 SVATs).

LBDG	LGN_8	BFUE	PAWN21	PAWN4	isdrain	isbereggen	GrwKIs
------	-------	------	--------	-------	---------	------------	--------

Aantal HRU's: 2924

Aantal SVATs: 27428

Aantal resterende SVATs: $205528 - 27428 = 178100$

Uitgaande van de 178100 SVATs zijn group by queries uitgevoerd voor groepen ≥ 50 ha (> 7 SVATs).

LBDG	LGN_8	BFUE	PAWN21	PAWN4	isdrain	GrwKIs
------	-------	------	--------	-------	---------	--------

Aantal HRU's: 1580

Aantal SVATs: 14588

Aantal resterende SVATs: $178100 - 14588 = 163512$

Deze groep van 163512 SVATs is onderverdeeld in 133329 landbouw-SVATs en 30183 natuur-SVATs.

Uitgaande van de 133329 landbouw-SVATs zijn group by queries uitgevoerd voor groepen ≥ 50 ha (> 7 SVATs).

LBDG	LGN_8	PAWN21	PAWN4	isdrain	GrwKIs
------	-------	--------	-------	---------	--------

Aantal HRU's: 5086

Aantal SVATs: 60592

Aantal resterende SVATs: $133329 - 60592 = 72737$

Uitgaande van de 72737 landbouw-SVATs zijn group by queries uitgevoerd voor groepen ≥ 50 ha (> 7 SVATs).

LBDG	LGN_8	PAWN21	PAWN4	isdrain	GtKI
------	-------	--------	-------	---------	------

Aantal HRU's: 2102

Aantal SVATs: 20853

Aantal resterende SVATs: $72737 - 20853 = 51884$

Uitgaande van de 51884 landbouw-SVATs zijn group by queries uitgevoerd voor groepen ≥ 50 ha (> 7 SVATs).

LBDG	LGN_8	PAWN4	isdrain	GtKI
------	-------	-------	---------	------

Aantal HRU's: 2520

Aantal SVATs: 30990

Aantal resterende SVATs: $51884 - 30990 = 20894$

Uitgaande van de 20894 landbouw-SVATs zijn group by queries uitgevoerd.

LBDG	LGN_8	PAWN4
------	-------	-------

Aantal HRU's: 2629

Aantal SVATs: 20894

Uitgaande van de 30183 natuur-SVATs zijn group by queries uitgevoerd voor groepen ≥ 50 ha (> 7 SVATs).

LBDG	LGN_8	PAWN4	GrwKIs
------	-------	-------	--------

Aantal HRU's: 1341

Aantal SVATs: 21723

Aantal resterende SVATs: $30183 - 21723 = 8460$

Uitgaande van de 8460 natuur-SVATs zijn group by queries uitgevoerd.

LBDG	LGN_8	PAWN4
------	-------	-------

Aantal HRU's: 1041

Aantal SVATs: 8460

Totaal aantal HRU's: 28458

Samengevat

Groep		SVATs	HRU's		HRU's cum
1	>50ha	185165	9235	47%	
	<50ha	205528			
2	>50ha	27428	2924	7%	12159
	<50ha	178100			
3	>50ha	14588	1580	4%	13739
	<50ha	163512			
4	>50ha	60592	5086	16%	18825
	<50ha	72737			
5	>50ha	20853	2102	5%	20927
	<50ha	51884			
6	>50ha	30990	2520	8%	23447
	<50ha	20894			
7	rest	20894	2629	5%	26076
8	>50ha	21723	1341	6%	27417
	<50ha	8460			
9	rest	8460	1041	2%	28458
	Gras op veen GtI	5204	35		28493
	Bloembollen op Gt II	2959	40		28533

Toekennen van uitschieters

Stap 1: binnen de combi van Landbouwdeelgebied, LGN_8, BFUE, Isdrain, Isberegen en Gt is gezocht naar de HRU met het grootste aantal SVATs. Vervolgens zijn de SVATs met een volledige match ten aanzien van Landbouwdeelgebied, LGN_8, BFUE, Isdrain, Isberegen en Gt toegekend aan de HRU's.
Aantal SVATs:1230

Stap 2: van de groep SVATs waarvoor geen match gevonden werd, is binnen de combi Landbouwdeelgebied, LGN_8, BFUE, Isdrain en Gtklasse gezocht naar de HRU met het grootste aantal SVATs. Vervolgens zijn de SVATs met een volledige match ten aanzien van Landbouwdeelgebied, LGN_8, BFUE, Isdrain en Gtklasse toegekend aan de HRU's.
Aantal SVATs: 1327

Stap 3: van de groep SVATs waarvoor geen match gevonden werd, is binnen de combi Landbouwdeelgebied, LGN_8, PAWN21, Isdrain, en Gtklasse gezocht naar de HRU met het grootste aantal SVATs. Vervolgens zijn de SVATs met een volledige match ten aanzien van Landbouwdeelgebied, LGN_8, PAWN21, Isdrain, en Gtklasse toegekend aan de HRU's.
Aantal SVATs: 1575

Stap 4: van de groep SVATs waarvoor geen match gevonden werd, is binnen de combi Landbouwdeelgebied, LGN_8, PAWN4, Isdrain en Gtklasse gezocht naar de HRU met het grootste aantal SVATs. Vervolgens zijn de SVATs met een volledige match ten aanzien van Landbouwdeelgebied, LGN_8, PAWN4, Isdrain en Gtklasse toegekend aan de HRU's (min 50 ha).
Aantal SVATs: 826

Stap 5: van de groep SVATs waarvoor geen match gevonden werd, is binnen de combi Landbouwdeelgebied, LGN_8, PAWN4 gezocht naar de HRU met het grootste aantal SVATs. Vervolgens

zijn de SVATs met een volledige match ten aanzien van Landbouwdeelgebied, LGN_8, PAWN4 toegekend aan de HRU's (min 50 ha): 768.

Aantal SVATs: 2959

Stap 6: voor de restgroep zijn nieuwe HRU's gedefinieerd met het onderscheid Landbouwdeelgebied, LGN_4, PAWN4, geen onderscheid naar grootte. (LGN_4: gras, mais, akkerbouw, natuur)

Aantal HRU's: 768

Aantal SVATs: 2959

Voor deze groep moeten nog kenmerken SVATs worden aangewezen.

Waddeneilanden

Voor de SVATs op de Waddeneilanden zijn nieuwe HRU's gedefinieerd.

Aantal HRU's: 77

Aantal SVATs: 5204

Voor deze groep zijn kenmerkende SVATs op het vaste land aangewezen.

Totaal komt het aantal HRU's daarmee uit op 28533.

Bijlage 3 MetaSWAP standalone

Afstemming van de standalonetoepassing van MetaSWAP met LHM

Bron: rapportage LHM 3.3 (Kroon et al., 2017), Bijlage B.

De standaloneversie van MetaSWAP wijkt af van de gebruikelijke componentenversie, die bestaat uit gekoppelde programmatuur van DM, MOZART, MetaSWAP en MODFLOW. In deze 'gewone versie' van LHM worden de berekeningen geregisseerd door de gekoppelde programmatuur. In de standalonemodule heeft een SIMGRO-routine de rol van regisseur overgenomen, waardoor er niet met MODFLOW, MOZART en DM hoeft te worden gerekend. Voor het simuleren van de drainageprocessen, die normaliter in MODFLOW worden berekend, heeft de standaloneversie een eigen drainage routine, die op basis van de uitkomsten van LHM de drainageprocessen opnieuw in MetaSWAP simuleert. Daarvoor worden de LHM-drainageparameters (conductances) omgezet naar invoer voor MetaSWAP (weerstand).

In LHM wordt een impliciet schema gehanteerd (waarbij de *nieuwe* grondwaterstand wordt gebruikt voor de drainage), terwijl in de standalonetoepassing een expliciet schema wordt gebruikt (waarbij de oude grondwaterstand wordt gebruikt). In dat laatste geval kan de grondwaterstand eerder het maaiveld inschieten (numerieke instabiliteit), met (artificiële) extra run-off tot gevolg. Verwacht wordt dat de nauwkeurigheid van de standaloneberekening erbij gebaat is dat de gebruikte interne tijdstap zo klein mogelijk is. Daarom is het effect van een kleinere tijdstap (0,25 dag i.p.v. 1 dag) geanalyseerd en zijn ook de verschillen onderzocht tussen de standaloneberekening en de berekening met het hele LHM.

Uit de analyse van resultaten van individuele plots en het landelijke patroon is gebleken dat de standalonetoepassing met een tijdstap van één dag iets meer run-off genereert dan LHM (in het voorbeeldplot 199 mm voor 2 jaar, in plaats van 188 mm in LHM). Maar met het gebruik van de kleinere tijdstap in NHIWQ neemt de run-off in de voorbeeldplot weer af tot 151 mm. De kortere tijdstap van NHIWQ ondervangt dus het feit dat de drainage expliciet wordt berekend en ondervangt tevens het expliciete rekenschema van de onverzadigde infiltratie aan het maaiveld.

Hoewel uit de analyses blijkt dat het gebruik van de interne tijdstap van belang is voor de standaloneberekening met MetaSWAP en niet zozeer voor LHM zelf, is het belang van deze analyse groter dan alleen LHM. Tijdens de gevoeligheidsanalyses is ook een testrun uitgevoerd om te onderzoeken of met LHM direct invoer kan worden gegenereerd voor de waterkwaliteitsberekeningen in ANIMO. Uit deze testrun is gebleken dat het online genereren van invoer van ANIMO tot grote problemen kan leiden bij het wegschrijven van data. De rekentijden kunnen zeer sterk oplopen. Bovendien is het praktischer om de logistiek anders te regelen; het aanmaken van ca. 400.000 files voor ANIMO kan praktischer worden gerealiseerd door een standaloneapplicatie waarbij in groepen wordt gerekend.

Geconcludeerd wordt dat in de modellentrein voor de waterkwaliteit vanuit praktisch oogpunt daarom een extra berekening met MetaSWAP nodig is en de standalonetoepassing dus op korte termijn onmisbaar is voor waterkwaliteit. De lessen vanuit de gevoeligheidsanalyses (gebruik van een kleinere tijdstap, goed doorgeven van de berekende oppervlaktewaterpeilen) zijn daarom waardevol voor de waterkwaliteitsmodellering.

Bijlage 4 Reactiviteitsparameters

Inleiding

In een aparte rapportage van TNO (Huisman et al., 2016) is beschreven hoe een geactualiseerde landsdekkende dataset is verkregen van de reactiviteit van de Nederlandse ondergrond. Deze reactiviteit wordt gekenschetst aan de hand van vijf primaire en drie secundaire reactieparameters, te weten:

1. Kleigehalte - gemeten of geschat op basis van AI2O3 gehalte
2. Pyriet- en gedegen zwavelgehalten - berekend uit CS-element- en XRFanalyse
3. Sedimentair organisch stofgehalte - berekend uit CS-element- of TGAanalyse
4. Reactief Fe gehalte anders dan pyriet - berekend uit XRF-analyse
5. Kalkgehalte - berekend uit CS-element- of TGA-analyse of eventueel XRF-analyse
6. CEC ofwel kationuitwisselingscapaciteit - berekend uit 1 en 3
7. Totale reductiecapaciteit - berekend uit 2 en 3
8. Kalkbuffering bij pyrietoxidatie - berekend uit 2 en 5

De dataset bestaat uit de losse metingen/analyses alsmede opgestelde statistieken per combinatie van lithoklasse en stratigrafische eenheid (gemiddelden, medianen en verschillende percentielwaarden). De dataset is gecombineerd met de dataset van Klein (et al., 2015); deze laatste bestaat uit de metingen in Holland (Geotopgebieden 1b en 1c). Deze gebieden zijn door TNO niet meegenomen omdat de Holland-dataset zeer recentelijk is samengesteld en daarom niet geactualiseerd hoefde te worden.

Voor toepassing in het LWKM zijn vanaf dit punt (het beschikbaar komen van deze dataset) grofweg nog twee stappen nodig:

1. Het verrasteren van de dataset op de schematisering en resolutie van het LWKM (compartiment grondwater).
2. Het vertalen van de reactiviteitsparameters naar reactieparameters voor toepassing in het grondwaterkwaliteitsmodel MT3DMS.

Deze bijlage beschrijft de aanpak voor de eerste stap (het verrasteren).

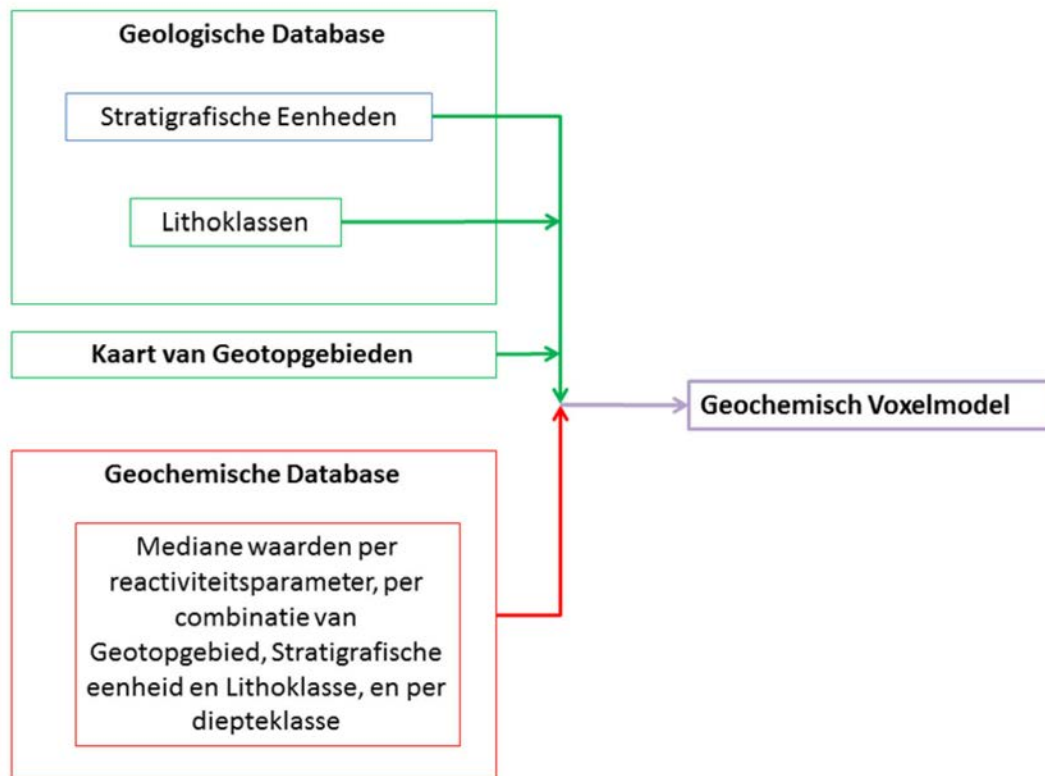
Methode van verrasteren van de reactiviteitsparameters

De reactiviteitsparameters zijn door TNO geassocieerd naar combinaties van stratigrafische eenheid en lithoklasse. Voor het verrasteren van deze data moeten stratigrafische eenheid en lithoklasse dus ook als landsdekkend raster beschikbaar zijn. Twee modellen, gemaakt door TNO, leveren deze informatie: NL3D en GeoTOP. Deze modellen worden kort beschreven in Sectie 2.2. GeoTOP is de gedetailleerdste van de twee, maar is nog niet landsdekkend beschikbaar. Daar waar GeoTOP beschikbaar is, wordt het verrasteren van de reactiviteitsparameters gebaseerd op de informatie over stratigrafie en lithoklasse in GeoTOP. Daar waar GeoTOP nog niet beschikbaar is, wordt uitgegaan van NL3D. Voor diepere modellagen waar zowel GeoTOP als NL3D niet beschikbaar zijn, wordt voor de stratigrafische eenheden uitgegaan van REGIS-II (eveneens kort besproken in Sectie 2.2). In REGIS-II zit geen indeling naar lithoklassen, alleen een indeling naar goed en slecht doorlatende lagen binnen een formatie. De goed doorlatende lagen worden bij de toekenning van de reactieparameters volledig tot de lithoklasse zand gerekend, en de slecht doorlatende lagen volledig tot de lithoklasse klei. Indien in REGIS-II een venige laag wordt onderscheiden, wordt deze volledig tot de lithoklasse veen gerekend.

De gecombineerde informatie over stratigrafische eenheden en lithoklassen vanuit GeoTOP, NL3D en REGIS-II wordt hieronder de *geologische database* genoemd. Het uiteindelijk te parametriseren raster voor de reactiviteitsparameters wordt het *geochemische voxelmodel* genoemd. (Zie figuur B4.1 voor een stroomschema van de globale werkwijze.) Behalve onderscheid op GeoTOP-gebied, lithoklasse en stratigrafische eenheid, wordt een stratificatie op diepte-intervallen toegepast op de metingen in de

database, alvorens kentallen (i.c. de mediane waarden) te berekenen. De toegepaste diepteintervallen zijn 0-3m-mv, 3-8m-mv, 8-15m-mv en >15m-mv.

De geologische database en het geochemische voxelmodel worden aangelegd op een 100x100m-resolutie. Er is voor deze resolutie gekozen, zodat er een database van geochemische data wordt gecreëerd op de hoogst beschikbare datadichtheid (die van GeoTOP en REGIS-II). Vanaf deze database kan naderhand altijd opgeschaald worden, bijvoorbeeld naar de 250x250m-resolutie van het NHI-Waterkwaliteit. Voor kleinschaligere toepassingen blijft op deze manier het hogere detailniveau van 100x100m beschikbaar.

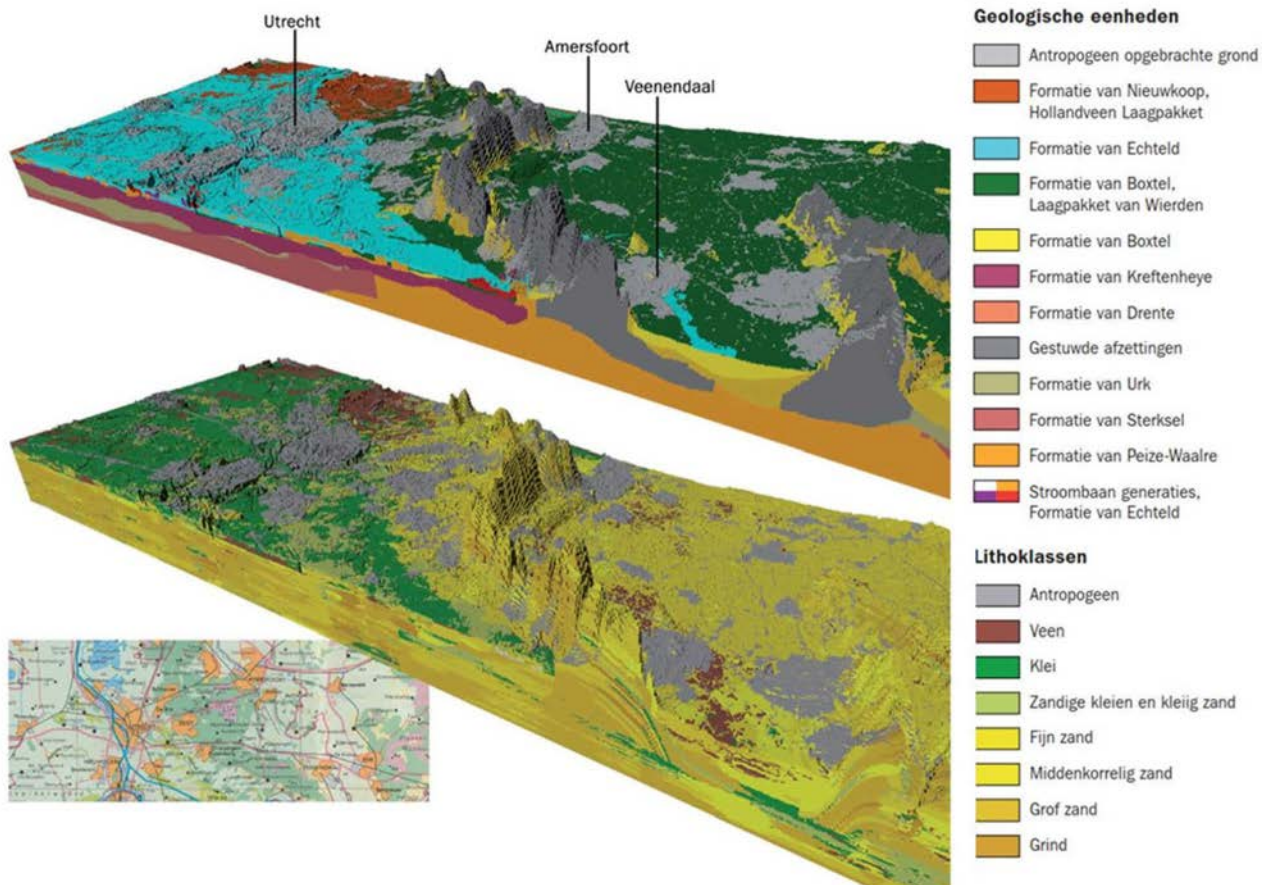


Figuur B4.1 Stroomschema van de globale werkwijze.

Korte beschrijving van GeoTOP

GeoTOP is een 3D-model van de ondergrond tot een diepte van 30 m beneden maaiveld. In GeoTOP wordt de ondergrond verdeeld in voxels (volume-eenheden), welke een afmeting hebben van 100x100m in de horizontaal en 0,5m in de verticaal. Aan elke voxel wordt in GeoTOP een waarde toegekend voor de stratigrafische eenheid en de lithoklasse. Uitgangspunt voor het GeoTOP-model zijn de boringen in de DINO-databank. Vrijwel alle gegevens van ongeveer 425.000 boringen worden in de modellering gebruikt. Elke boring geeft gedetailleerde informatie over de opbouw van de ondergrond op één specifieke locatie. Met behulp van interpolatietechnieken worden de boringen vertaald naar de voxels. Figuur B4.2 geeft een voorbeeld van een GeoTOP-model.

GeoTOP is nog niet landsdekkend beschikbaar. Op dit moment dekt GeoTOP de provincies Zeeland, Zuid-Holland, Noord-Holland, Friesland en Groningen. Het beschikbaar komen van een landsdekkend GeoTOP-model zal naar verwachting nog vele jaren duren.



Figuur B4.2 Voorbeeld van 3D GeoTOP-model van de Gelderse Vallei met lithostratigrafie (boven) en lithoklasse-indeling (onder). Uit: GEOTOP, DE BOVENSTE 30 METER VAN DE NEDERLANDSE ONDERGROND IN BEELD. Productblad van TNO Geologische Dienst. http://www2.dinoloket.nl/nl/about/modellen/08-12_GeoTOP_%203DModel.pdf

Bijlage 5 Berekening ANIMO-emissies

Inleiding

De koppeling ANIMO-LKM bestaat uit de berekening van de N- en P-emissies naar oppervlaktewater op basis van modelresultaten uit ANIMO. Deze 'ANIMO'-emissies zijn invoer voor de KRW-verkenner en betreffen de N- en P-emissies naar het oppervlaktewater (in gram/sec) als gevolg van uit- en afspoeling van de bodem in landbouw-, natuur- en stedelijke gebieden.

De koppelingsprocedure bestaat uit twee delen. De eerste deelprocedure levert voor een specifiek jaar twee koppelingsbestanden op, één voor cultuurland (landbouwgebieden) en één voor natuur, en wordt uitgevoerd door de WUR. De tweede deelprocedure combineert de data in de koppelingsbestanden met hydrologische informatie uit LHM tot invoer voor de KRW-verkenner, en wordt uitgevoerd door Deltares.

Genereren koppelingsbestanden

De HRU resultaten worden opgeschaald naar invloedgebieden rondom waterlichamen en vervolgens vertaald naar ruimtelijke LSW-eenheden, volgens de volgende procedure.

1. HRU-kaart

De ascii-rasterkaart svatsplus.asc is gekoppeld aan de HRU-indeling van 29112018. Uit de spreadsheet HRU's29112018.xlsx is een csv-bestand geëxporteerd: Svats_HRU.csv.

Met SAGA "*Grids from classified grid and table*" is een HRU rasterkaart gemaakt en vervolgens is met deze kaart met "*Vectorising grid classes*" een polygonenbestand gemaakt: HRU's.shp

2. Kaart met waterlichaamgebieden

De kaart Vanggebiedenkaart_WENR.shp bevat de indeling van invloedgebieden rondom waterlichamen zoals gebruikt in de studie Landbouw en KRW van 2016. Hieruit is het Maas-deel vervangen door de kaart Maasstroomgebied_sept_2018.shp. Dit resulteert in de kaart Waterlichaamgebieden.shp. In deze kaart zitten witte vlekken die hinderlijk kunnen zijn bij de vertaling van HRU's naar LSW's. Daarom zijn de witte vlekken opgevuld.

NI2.shp en Waterlichaamgebieden.shp zijn verrasterd naar een 50x50m-raster. Deze kaarten zijn met Difference van elkaar afgetrokken en het resultaat is Rest_Grid_50x50.asc.

Van Waterlichaamgebieden.shp is tevens een 100x100m-raster gemaakt. Een fijner raster liep tegen stabiliteitsproblemen van het computergeheugen aan. Hiervan is een point-grid gemaakt met de gebiedsnummers als attribuut en vervolgens een punten-shape bestand (Points [Waterlichaamgebieden [Changed]]_1.shp)

Met Nearest Neighbour is per cel van een 50x50 rasterbestand een uniek nummer voor van waterlichaamgebied vastgesteld (NR [Nearest Neighbour].asc). De kaart Rest_Grid_50x50.asc leest hier z'n waterlichaamgebied nummer vanaf.

Het Waterlichaamgebieden 50x50m-rasterbestand en de kaart Rest_Grid_50x50.asc met toegekende waterlichaamgebiednummers zijn vervolgens gemerged. Het resultaat is met "*Vectorising grid classes*" een omgezet naar een polygonen bestand:

Waterlichaamgebieden_opgevuld_boezemkanalen_afzonderlijk.shp. Bij verdere verwerking bleek 1 waterlichaamgebied geen inliggende HRU's te bevatten en niet te matchen met een of meerdere LSW. Het gebiedje (25 ha) is daarom samengevoegd met een groter buurgebied. Het resultaat: Waterlichaamgebieden_opgevuld.shp

3. LSW-kaart

Voor de LSW-kaart is het bestand *KrwLdS_Basins_008.shp* 2017 gebruikt.

Verwerken

- Intersect Waterlichaamgebieden_opgevuld - *KrwLdS_Basins_008*
- Intersect Waterlichaamgebieden_opgevuld - HRU's
- Intersect *KrwLdS_Basins_008* – HRU's

Exporteren attributenbestand (csv) met de arealen per resulterende combi van WLG-LSW; WLG-HRU; LSW-HRU.

In MsAccess de 3 csv's inlezen. Vervolgens berekening van:

- Areaalfractie van HRU's per WLG
- Areaalfractie van LSW's per HRU
- Combinatie Areaalfractie HRU's per LSW
- Voor controle: arealen inliggende HRU's per LSW en aantal gekoppelde HRU's per LSW

Bij de controle blijkt dat bij 251 LSW's er geen inliggende HRU's zijn en bij 109 LSW's is het inliggend HRU oppervlak kleiner dan 1 ha.

De koppelingsbestanden *LSW_LWKM_<jaar>cultuur.csv* en *LSW_LWKM_<jaar>natuur.csv* kennen de volgende velden:

- DateStart : Startdatum kwartaal
- DateEnd : Einddatum kwartaal
- LSWNR : LSW-nummer
- OppAfv : Specifieke afvoer via oppervlakkige afvoer (mm)
- Afv : Specifieke afvoer via drainage (mm)
- Oppnhafv : Specifieke stofvracht van NH4 in oppervlakkige afvoer (kg/ha)
- Nhafv : Specifieke stofvracht van NH4 in drainwater (kg/ha)
- Oppniafv : Specifieke stofvracht van NO3 in oppervlakkige afvoer (kg/ha)
- Niafv : Specifieke stofvracht van NO3 in drainwater (kg/ha)
- Oppnoafv : Specifieke stofvracht van N-org in oppervlakkige afvoer (kg/ha)
- Noafv : Specifieke stofvracht van N-org in drainwater (kg/ha)
- Oppppafv : Specifieke stofvracht van PO4 in oppervlakkige afvoer (kg/ha)
- Ppafv : Specifieke stofvracht van PO4 in drainwater (kg/ha)
- Opppoafv : Specifieke stofvracht van P-org in oppervlakkige afvoer (kg/ha)
- Poafv : Specifieke stofvracht van P-org in drainwater (kg/ha)

Aanmaken ANIMO invoerbestand voor KRW-verkenner

De debieten en stofvrachten in de koppelingsbestanden zijn, in tegenstelling tot de eerder binnen het LKM gebruikte koppelingsbestanden voor STONE, gegeven per oppervlakte eenheid gegeven (mm = 10 m³/ha). Reden hiervoor is dat ANIMO niet voor het gehele landbouw- en natuurareaal rekent. Schattingen voor de vrachthoeveelheden kunnen dan o.a. verkregen worden door de specifieke stofvrachten te vermenigvuldigen met de volledige landbouw- resp. natuurarealen, feitelijk een vorm van extrapolatie van het door ANIMO doorgerekende landbouw-/natuurareaal naar het volledige areaal landbouw/natuur binnen een LSW-afwateringsgebied.

Als gevolg van het gebruik van de HRU-schematisering door ANIMO en de middeling van de ANIMO-uitvoer a.d.h.v. waterlichaamgebieden, zal de ANIMO-hydrologie in de vorm van de debieten voor oppervlakkige afvoer en drainage afwijken van de corresponderende LKM-hydrologie in de vorm van de LHM-MOZART-debieten DRAINAGE_SH en DRAINAGE_DP.

Voor de koppeling ANIMO-LKM bestaan in principe de volgende twee mogelijkheden:

1. Gebruik van ANIMO-stofvrachten in LKM

De ANIMO-stofvrachten, verkregen door het vermenigvuldigen van de specifieke stofvrachten met de (volledige) arealen landbouw/natuur per LSW-afwateringsgebied, worden overgenomen in LKM als *dry*

waste loads. Op deze wijze zullen de N- en P-concentraties in oppervlakkige afvoer en drainage, waarmee LKM (impliciet) zal rekenen, niet overeenkomen met de corresponderende ANIMO-concentraties.

2. Gebruik van ANIMO-concentraties in LKM

De ANIMO-concentraties voor oppervlakkige afvoer, resp. drainage, verkregen door de specifieke stofvrachten te delen door de specifieke waterafvoeren voor oppervlakkige afvoer, resp. drainage, worden (impliciet) overgenomen in LKM door *dry waste loads* te gebruiken, die berekend worden door de ANIMO-concentraties te vermenigvuldigen met de LHM-MOZART-debieten voor oppervlakkige afvoer, resp. drainage voor het (volledige) landbouw/natuur areaal binnen een LSW-afwateringsgebied.

Gekozen is voor de tweede aanpak. Gezien de focus van de KRW op concentraties, is het van groter belang om de ANIMO-concentraties correct in LKM over te nemen dan de ANIMO-stofvrachten. Deze keuze komt overeen met de eerdere aanpak bij de koppeling van STONE aan LKM, waarbij ook sprake was van twee verschillende hydrologieën.

De koppeling via ANIMO-concentraties vereist dat de debieten voor oppervlakkige afvoer en drainage in de vorm van de balanst termen *DRAINAGE_SH* (ondiepe drainage, inclusief oppervlakkige afvoer) en *DRAINAGE_DP* (diepe drainage) uit de LHM-MOZART *Iswwaterbalans.out* bestanden worden opgesplitst. Dit zal enerzijds een opsplitsing naar gebiedstype (o.a. landbouw en natuur) moeten zijn en anderzijds een opsplitsing naar oppervlakkige afvoer en drainage. Deze opsplitsing (op kwartaalbasis) is gerealiseerd in de *DRAINAGE_LANDUSE.csv* bestanden uit het LHM met de volgende velden:

- DateStart : Startdatum kwartaal
- DateEnd : Einddatum kwartaal
- Iswnr : LSW-nummer
- DRAINAGE_SH_AGRICULTURE : Debiet ondiepe drainage, exclusief oppervlakkige afvoer, voor het landbouw deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_SH_GLAS : Debiet ondiepe drainage, exclusief oppervlakkige afvoer, voor het glastuinbouw deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_SH_NATURE : Debiet ondiepe drainage, exclusief oppervlakkige afvoer, voor het natuur deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_SH_WATER : Debiet ondiepe drainage, exclusief oppervlakkige afvoer, voor het water deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_SH_URBAN : Debiet ondiepe drainage, exclusief oppervlakkige afvoer, voor het onverharde stedelijke deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_DP_AGRICULTURE : Debiet diepe drainage voor het landbouw deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_DP_GLAS : Debiet diepe drainage voor het glastuinbouw deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_DP_NATURE : Debiet diepe drainage voor het natuur deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_DP_WATER : Debiet diepe drainage voor het water deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- DRAINAGE_DP_URBAN : Debiet diepe drainage voor het onverharde stedelijke deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- runoff_AGRICULTURE : Debiet oppervlakkige afvoer voor het landbouw deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- runoff_GLAS : Debiet oppervlakkige afvoer voor het glastuinbouw deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- runoff_NATURE : Debiet oppervlakkige afvoer voor het natuur deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- runoff_URBAN : Debiet oppervlakkige afvoer voor het onverharde stedelijke deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- runoff_WATER : Oppervlakkige afvoer voor het water deel van het LSW-afwateringsgebied⁴ (m³)

⁴ Onduidelijk is wat deze term representeert (is niet altijd 0).

Dit alles levert de volgende procedure op voor het omzetten van de data in de koppelingsbestanden in randvoorwaarden voor LKM:

1. Per kwartaal en LSW worden de N-totaal en P-totaalconcentraties (mg/l) in de oppervlakkige afvoer en het drainwater berekend voor de gebiedstypen (*GT*) landbouw en natuur:

$$N_{tot_{OppAfV,GT}} = 100 * \frac{Oppnhafv_{GT} + Oppniafv_{GT} + Oppnoafv_{GT}}{OppAfV_{GT}}$$

$$N_{tot_{Drain,GT}} = 100 * \frac{Nhafv_{GT} + Niafv_{GT} + Noafv_{GT}}{Afv_{GT}}$$

$$P_{tot_{OppAfV,GT}} = 100 * \frac{Oppppafv_{GT} + Oppppoafv_{GT}}{OppAfV_{GT}}$$

$$P_{tot_{Drain,GT}} = 100 * \frac{PPafv_{GT} + Poafv_{GT}}{Afv_{GT}}$$

2. Per kwartaal en LSW worden deze 'koppelconcentraties' omgezet in stofvrachten (kg) door vermenigvuldiging met de debieten van de oppervlakkige afvoer, resp. drainage voor het landbouw, resp. natuur areaal binnen het LSW-afwateringsgebied.

$$Vracht_{OppAfV,GT} = 0.001 * RUNOFF_{GT} * Conc_{OppAfV,GT}$$

$$Vracht_{Drain,GT} = 0.001 * (DRAINAGE_SH_{GT} + DRAINAGE_DP_{GT}) * Conc_{Drain,GT}$$

waarbij *Conc* dus staat voor de N-totaal of P-totaal concentratie, en:

- $Vracht_{OppAfV,GT}$: Stofvracht N of P in de oppervlakkige afvoer van het *GT* deel van het LSW-afwateringsgebied (kg)
- $Vracht_{Drain,GT}$: Stofvracht N of P in het drainwater van het *GT* deel van het LSW-afwateringsgebied (kg)
- $RUNOFF_{GT}$: Debiet van de oppervlakkige afvoer van het *GT* deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- $DRAINAGE_SH_{GT}$: Debiet van de ondiepe drainage (exclusief oppervlakkige afvoer) van het *GT* deel van het LSW-afwateringsgebied *GT* (m³)
- $DRAINAGE_DP_{GT}$: Debiet van de diepe drainage voor het *GT* deel van het LSW-afwateringsgebied (m³)
- $Conc_{OppAfV,GT}$: Concentratie N-totaal of P-totaal in de oppervlakkige afvoer van het *GT* deel van het LSW-afwateringsgebied (mg/L)
- $Conc_{Drain,GT}$: Concentratie N-totaal of P-totaal in het drainwater van het *GT* deel van het LSW-afwateringsgebied (mg/L)

3. Per kwartaal en LSW worden stofvrachten geschat voor het onverharde stedelijke deel van een LSW-afwateringsgebied (gebiedstype *StedOn*) door de concentraties voor natuur voor het betreffende LSW-afwateringsgebied te vermenigvuldigen met het debiet voor oppervlakkige afvoer, resp. drainage voor het *StedOn* deel van het LSW-afwateringsgebied:

$$Vracht_{OppAfV,StedOn} = 0.001 * RUNOFF_{StedOn} * Conc_{natuur}$$

$$Vracht_{Dran,StedOn} = 0.001 * (DRAINAGE_SH_{StedOn} + DRAINAGE_DP_{StedOn}) * Conc_{natuur}$$

4. De berekende stofvrachten (in Kg) worden omgezet in de eenheid van de KRW-Verkenner (gram/sec) middels vermenigvuldigen met 1000 en delen door de lengte van de betreffende kwartaal in seconden.

De definitie van de verschillende gebiedstypen o.b.v. de LHM-landgebruikstypen is weergegeven in de onderstaande tabel.

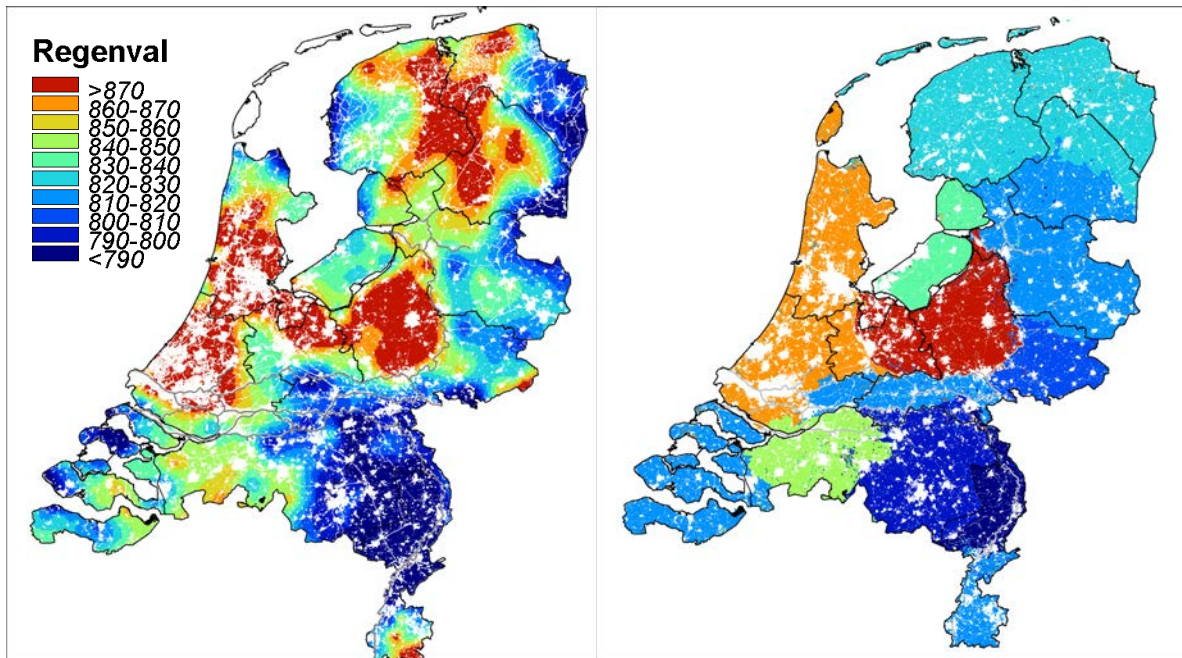
Landgebruik LHM		Gebiedstype
Code	Omschrijving	
1	Agrarisch gras	Landbouw
2	Mais zonder vanggewas	Landbouw
3	Aardappelen	Landbouw
4	(Suiker)bieten	Landbouw
5	Granen	Landbouw
6	Overige landbouw	Landbouw
7	Boomteelt	Landbouw
8	Glastuinbouw	Glastuinbouw
9	Boomgaard	Landbouw
10	Bollen	Landbouw
11	Loofbos	Natuur
12	Licht naaldbos	Natuur
13	Moerasvegetatie	Natuur
14	Duinvegetatie	Natuur
15	Kale grond	Natuur
16	Water	Water
17	Natuurlijk grasland	Natuur
18	Stedelijk grasland	Stedelijk gebied
19	Donker naaldbos	Natuur
20	Heidevegetatie	Natuur
21	Fruïtkwekerijen	Landbouw
22	Sportvelden	Stedelijk gebied

Niet voor alle LSW's zullen de benodigde ANIMO-fluxen en specifieke stofvrachten beschikbaar zijn, gegeven het feit dat ANIMO niet voor het gehele landbouw- en natuurareaal rekent en het gegeven dat de natuurdata gebruikt worden voor het berekenen van de stedelijke dry waste loads. Voor deze situaties worden de ontbrekende ANIMO-data 'geleend' van een nabijgelegen LSW.

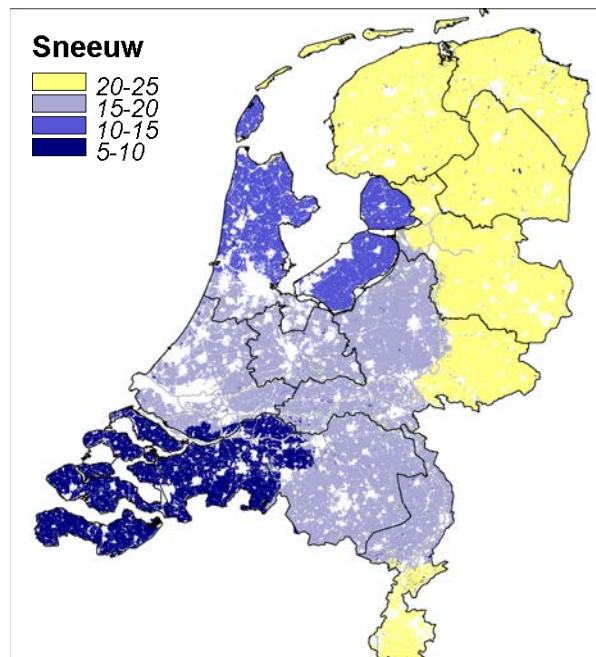
Correctie van de DRAINAGE_SH en run-off termen uit de DRAINAGE_LANDUSE-bestanden

De huidige wijze van aanmaak van de *DRAINAGE_LANDUSE*-bestanden resulteert niet altijd in consistentie van de *DRAINAGE_SH* en *run-off*-termen met de corresponderende *DRAINAGE_SH*-termen uit LHM-MOZART. M.a.w. voor een combinatie van LSW en kwartaal is de som van de *DRAINAGE_SH*-en *run-off*-termen uit een *DRAINAGE_LANDUSE*-bestand niet altijd gelijk aan de corresponderende *DRAINAGE_SH*-term, gesommeerd over de decaden van het betreffende kwartaal, uit LHM-MOZART. Om deze consistentie te bereiken, worden per LSW en kwartaal de *DRAINAGE_SH*-en *run-off*-termen eerst met een factor gecorrigeerd, zodanig dat de som gelijk is aan de corresponderende (gesommeerde) *DRAINAGE_SH*-term uit LHM-MOZART.

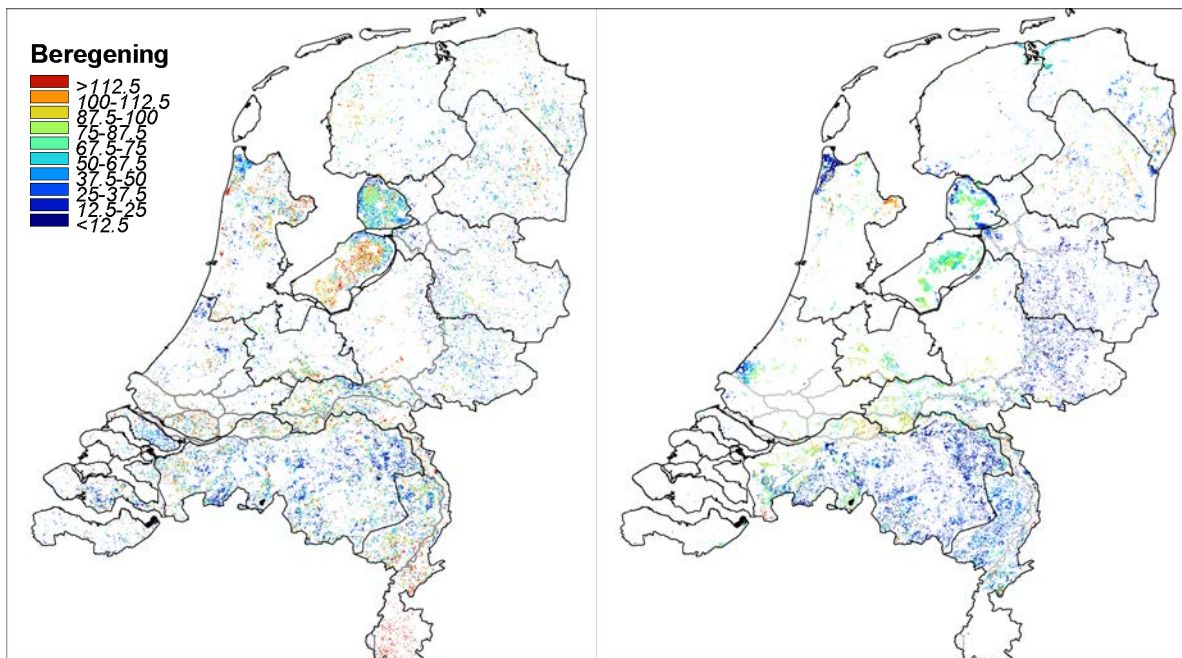
Bijlage 6 ydrologie LHM versus STONE



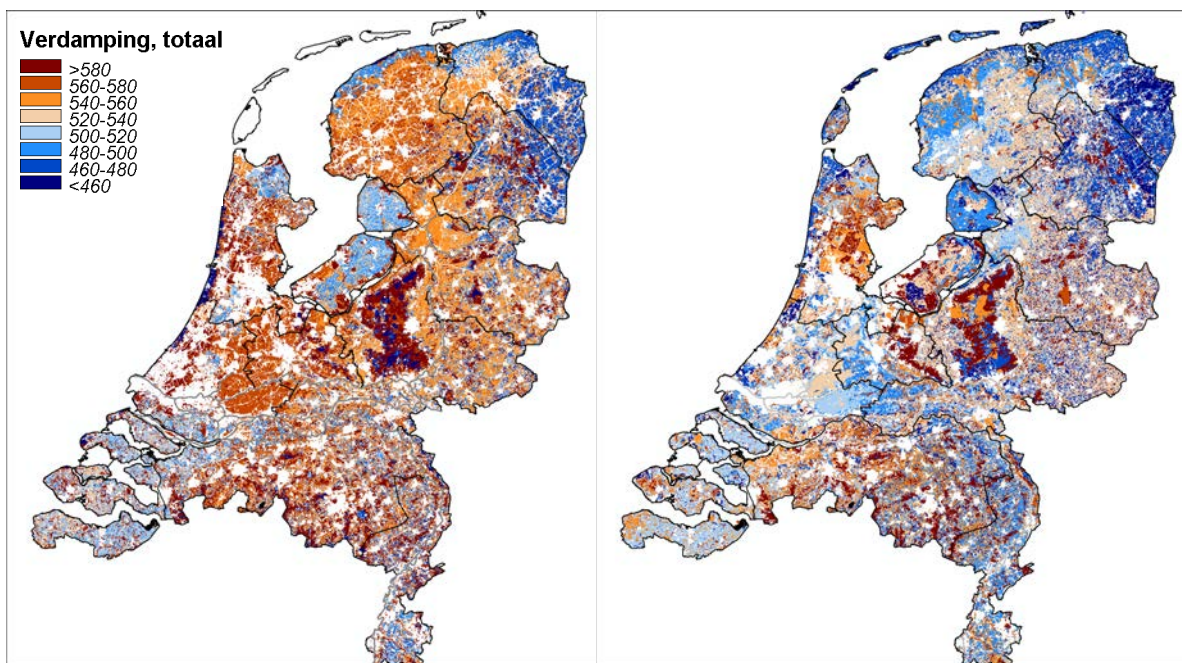
Figuur B6.1 Regenval (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



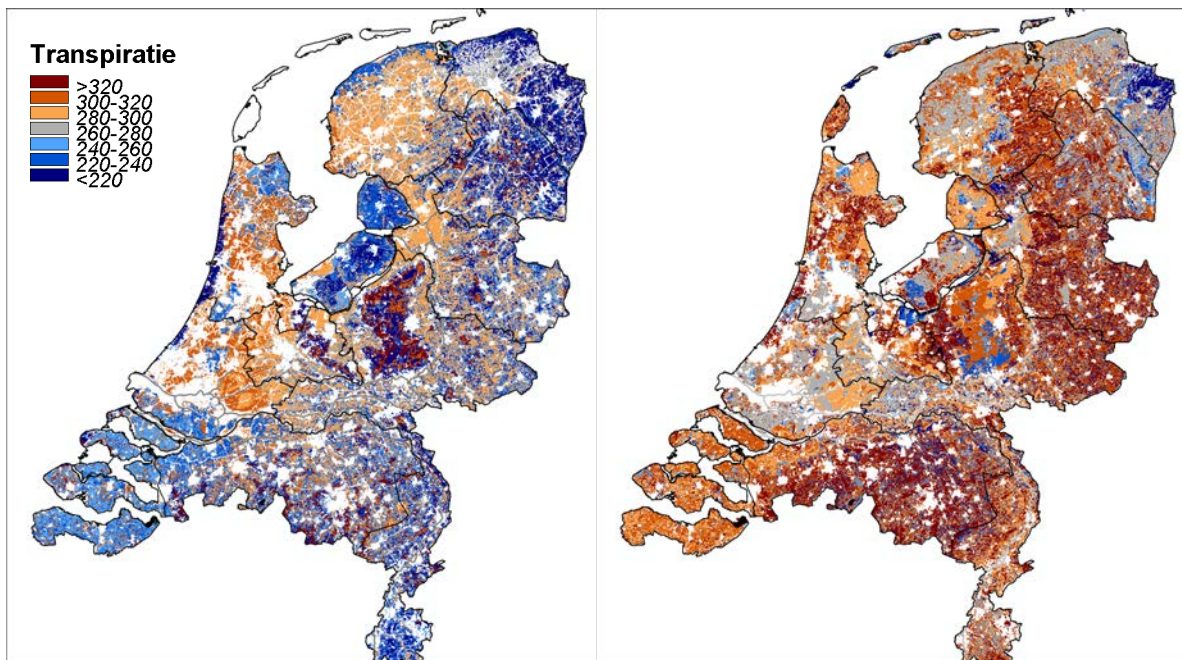
Figuur B6.2 Sneeuwval (mm water equivalenten/jr) in de periode 1981-2010 in STONE (rechts).



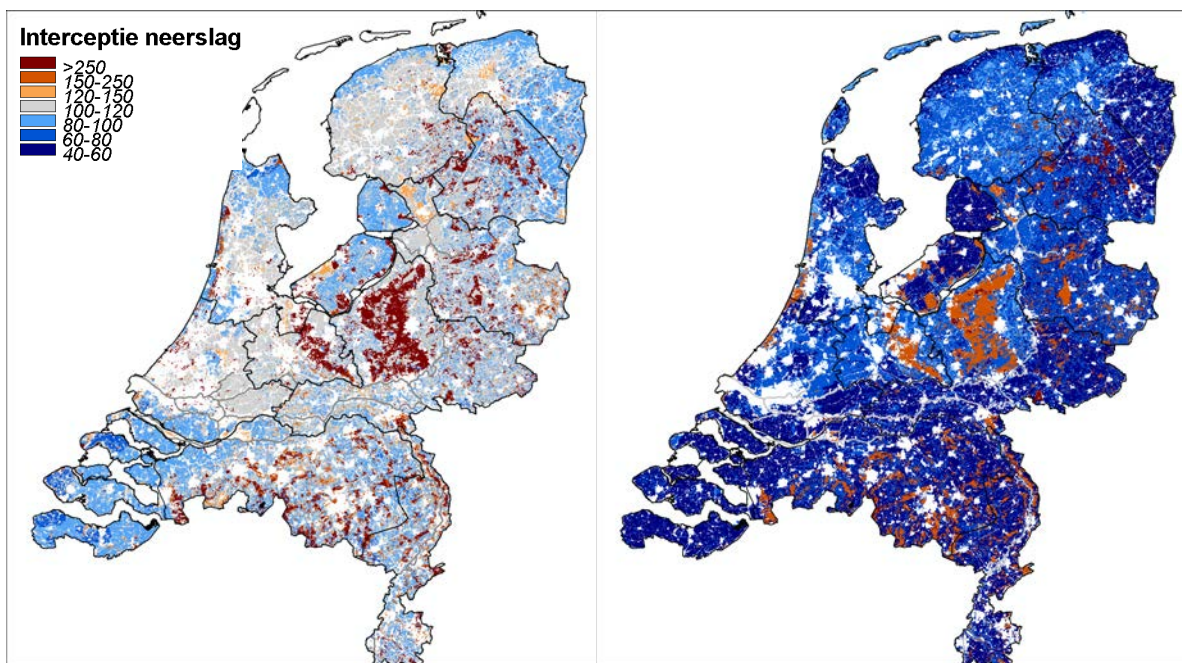
Figuur B6.3 Beregening (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



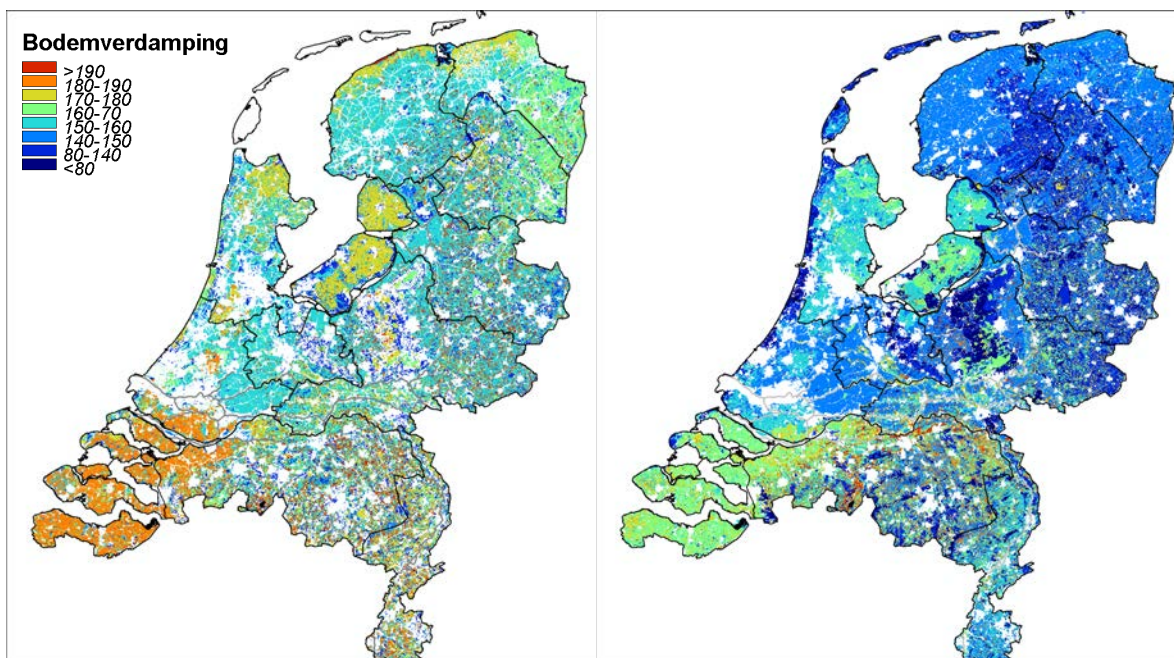
Figuur B6.4 Verdamping totaal (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



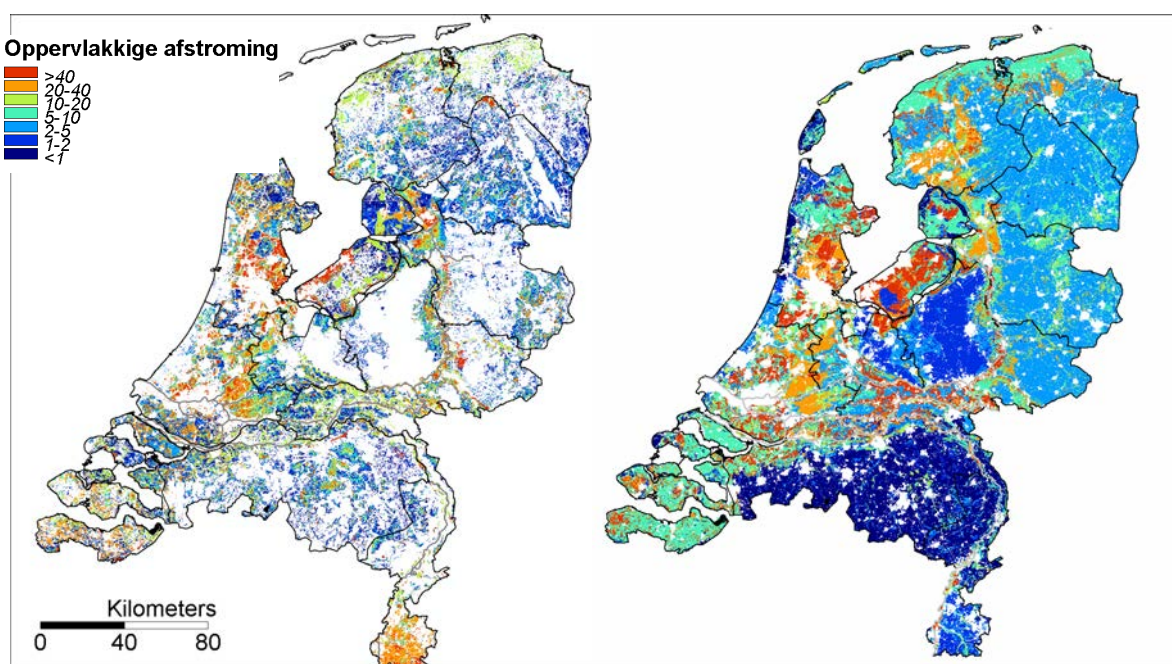
Figuur B6.5 Transpiratie (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



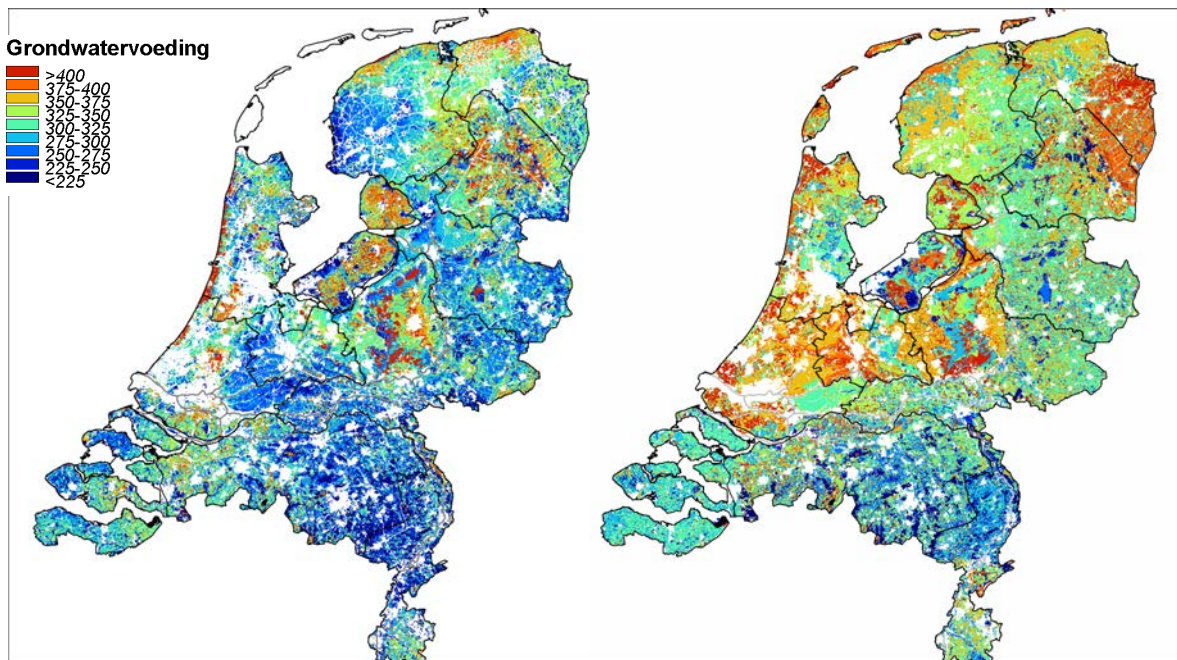
Figuur B6.6 Interceptie (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



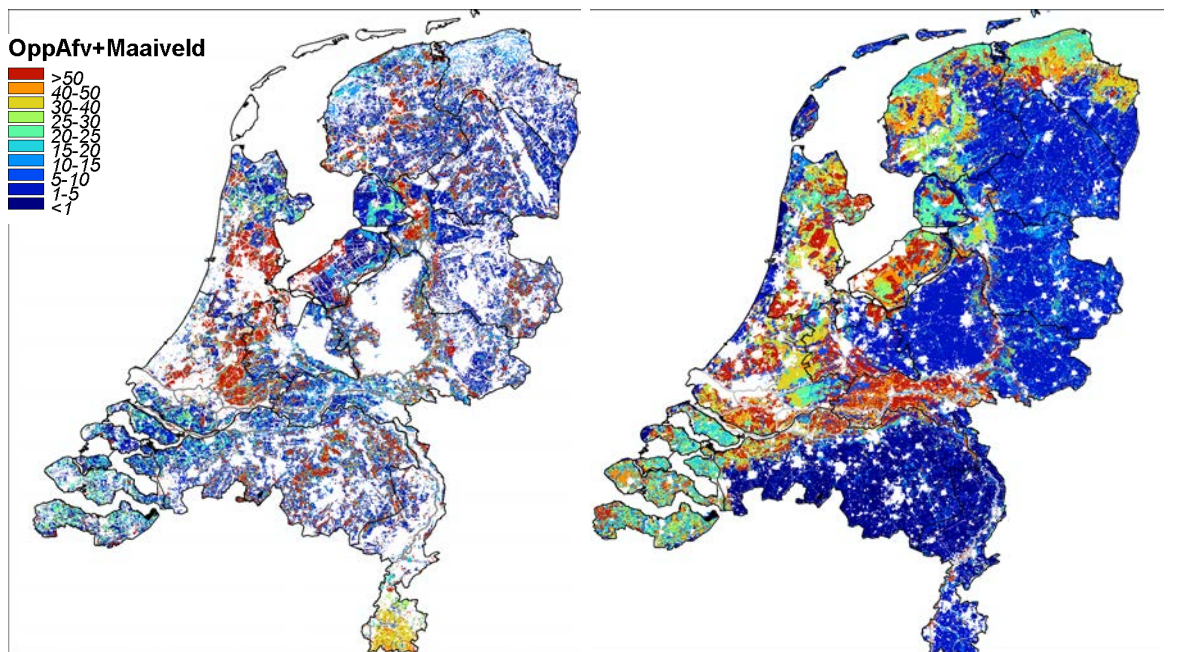
Figuur B6.7 Bodemverdamping (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



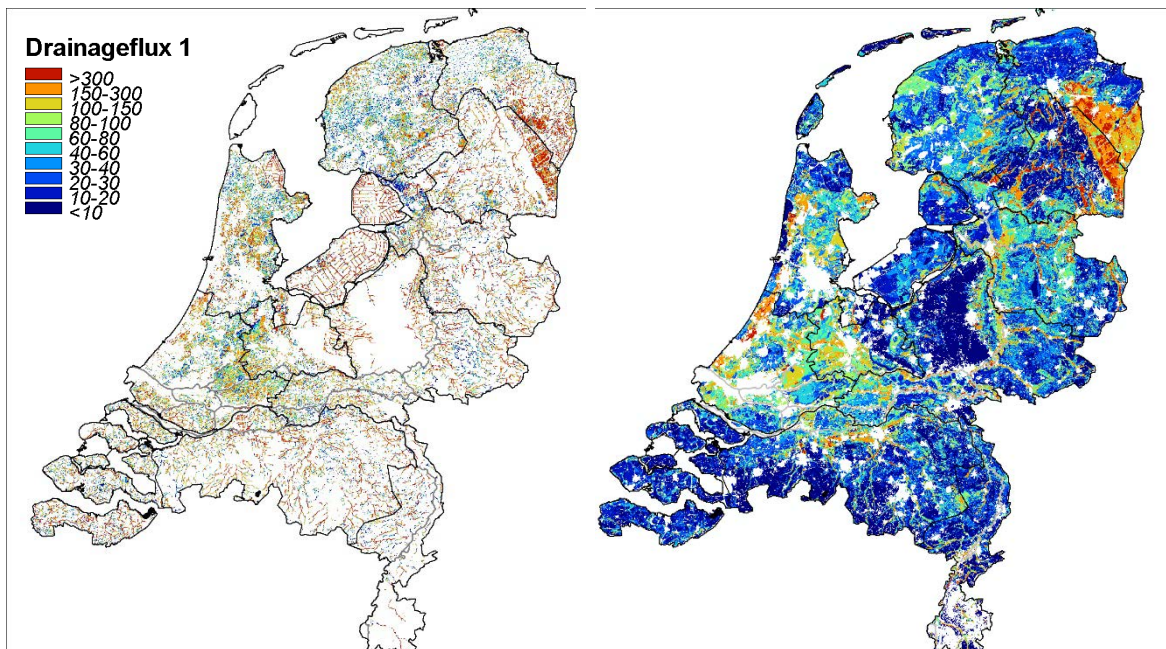
Figuur B6.8 Oppervlakkige afstroming (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



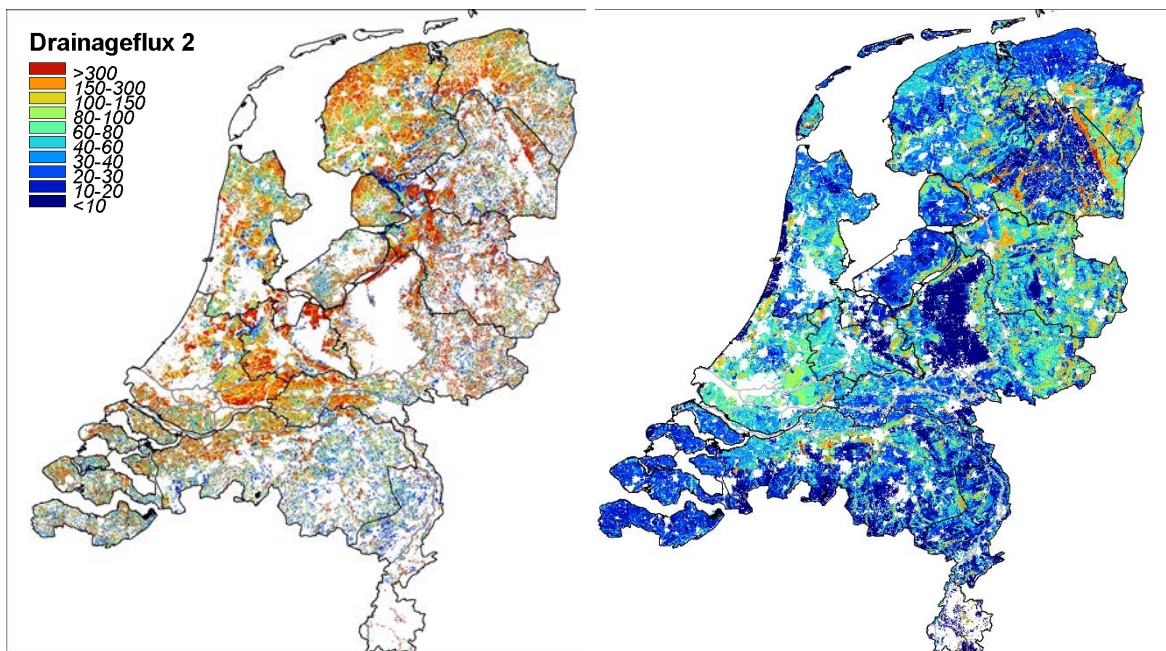
Figuur B6.9 Grondwatervoeding (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



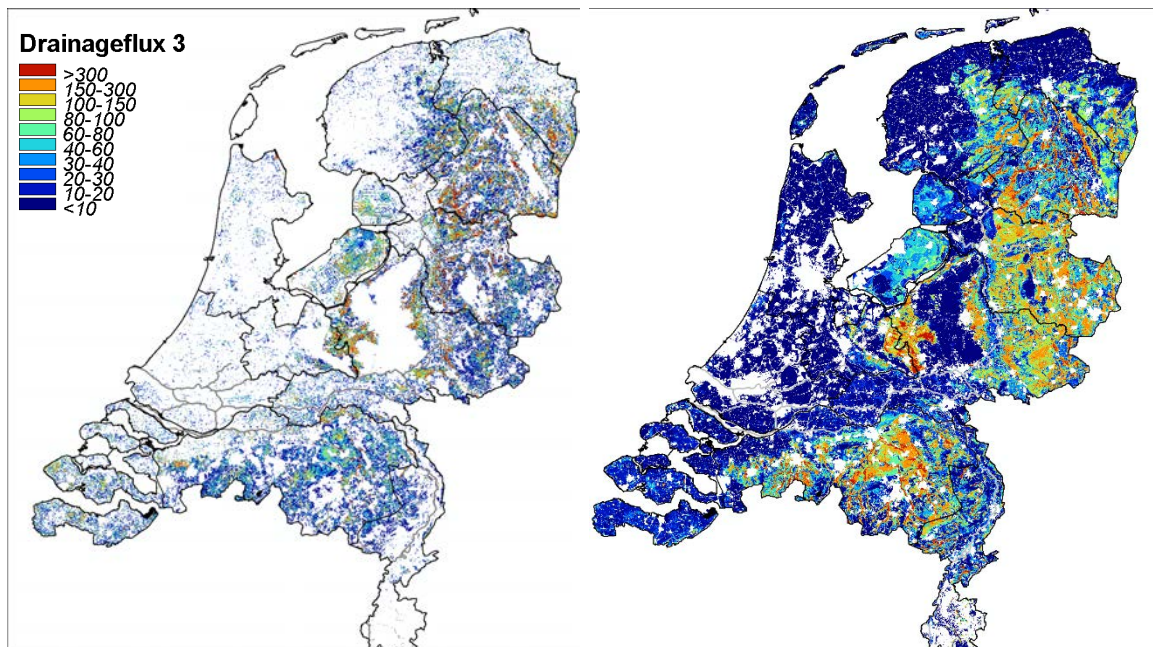
Figuur B6.10 Oppervlakkige afstroming + maaiveld drainage (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



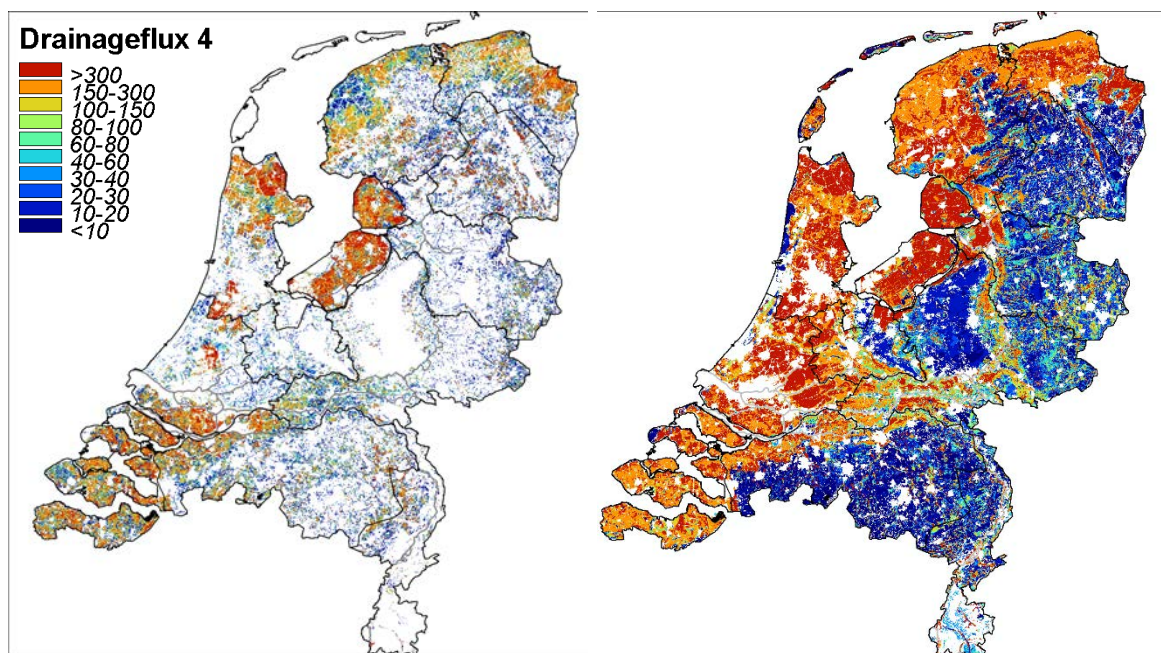
Figuur B6.11 Drainagefluxsysteem 1 (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



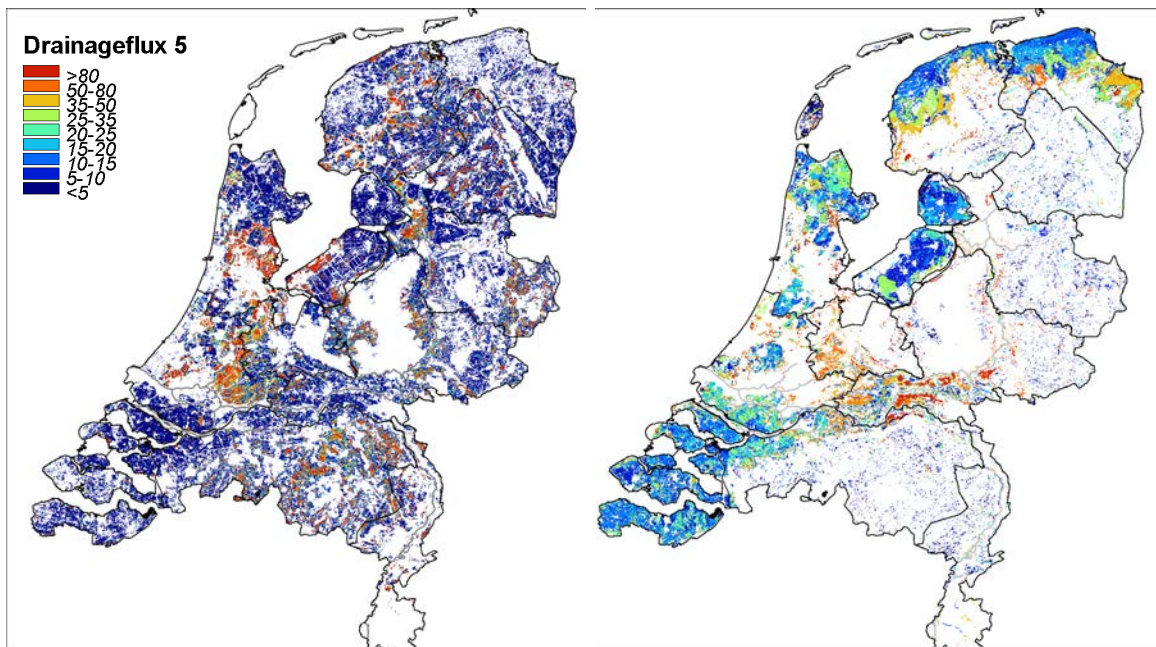
Figuur B6.12 Drainagefluxsysteem 2 (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



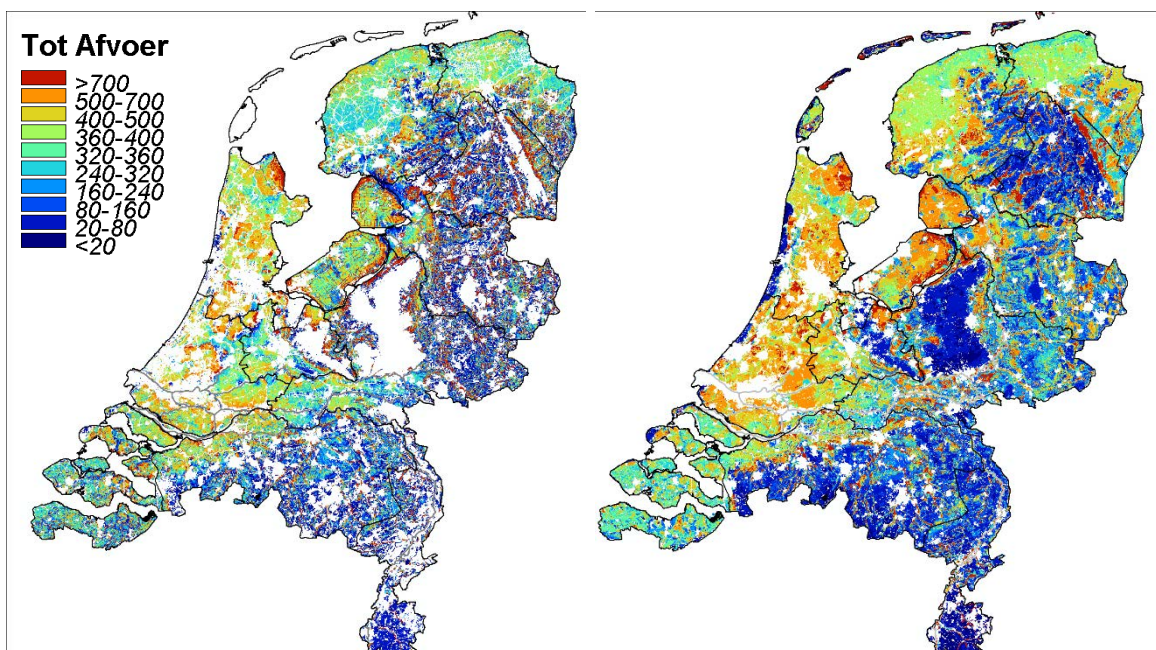
Figuur B6.13 Drainagefluxsysteem 3 (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



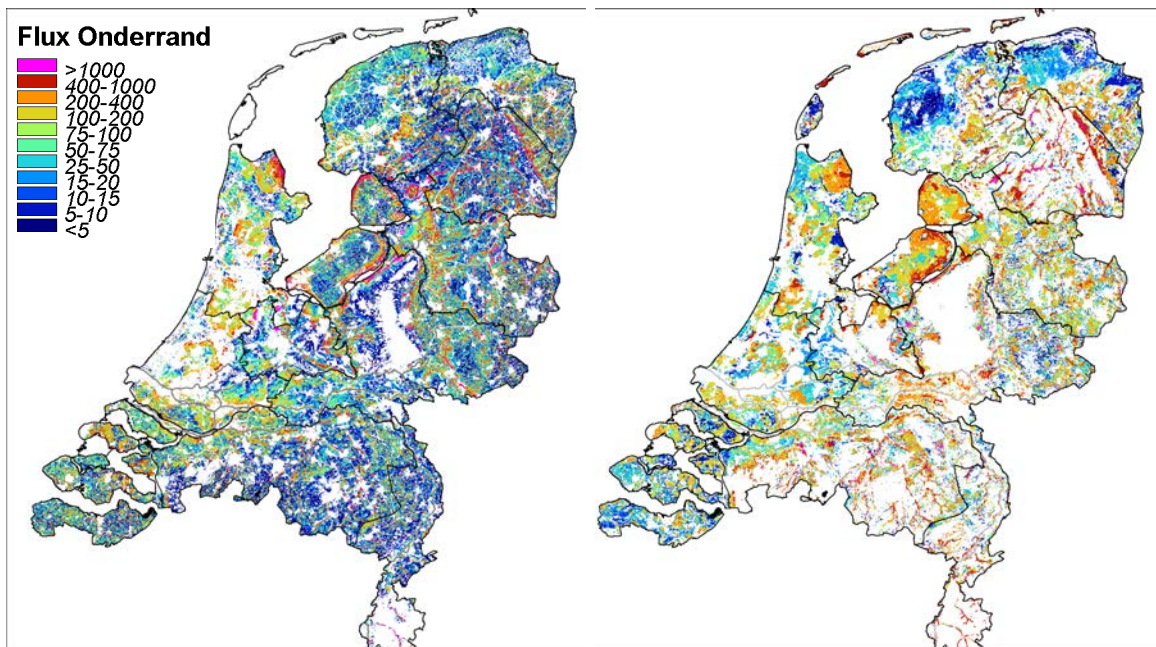
Figuur B6.14 Drainagefluxsysteem 4 (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



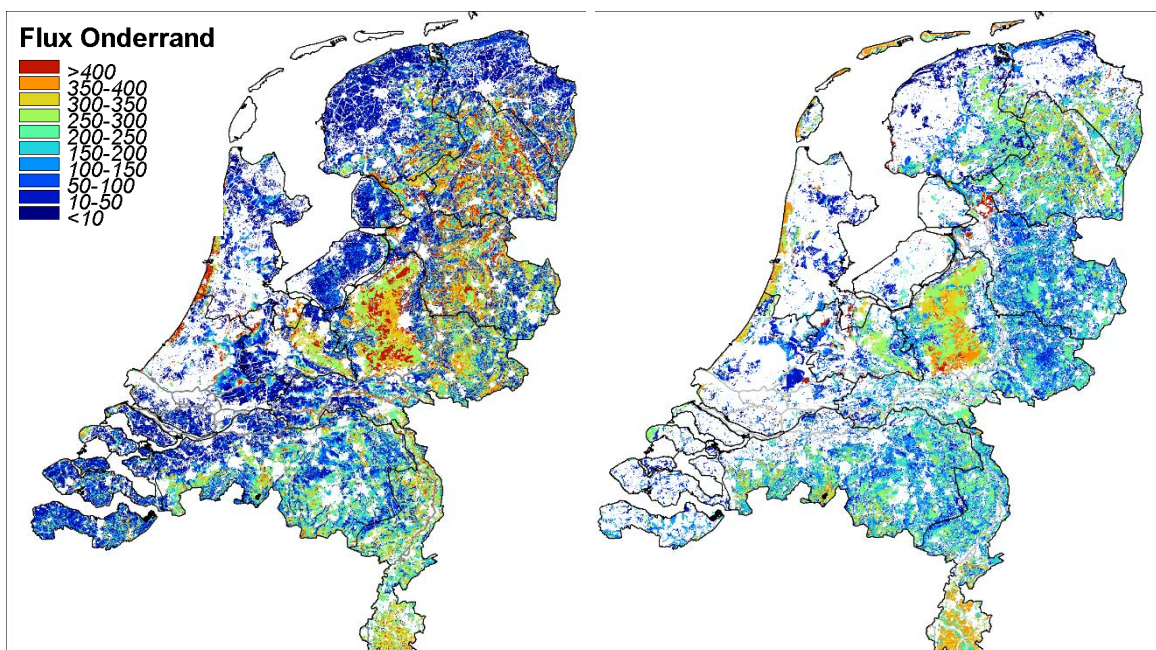
Figuur B6.15 Drainagefluxsysteem 5 (mm/jr) in de periode 1981-2010 in het LHM (links) en in STONE (rechts).



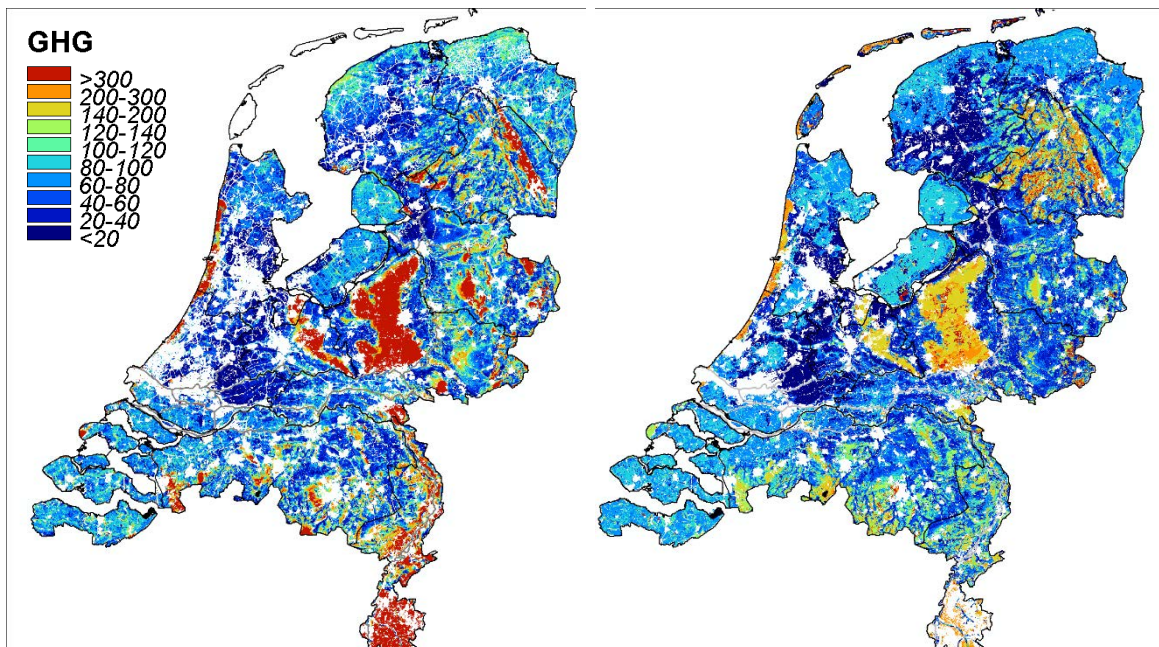
Figuur B6.16 Totale afvoer uit de bodem (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



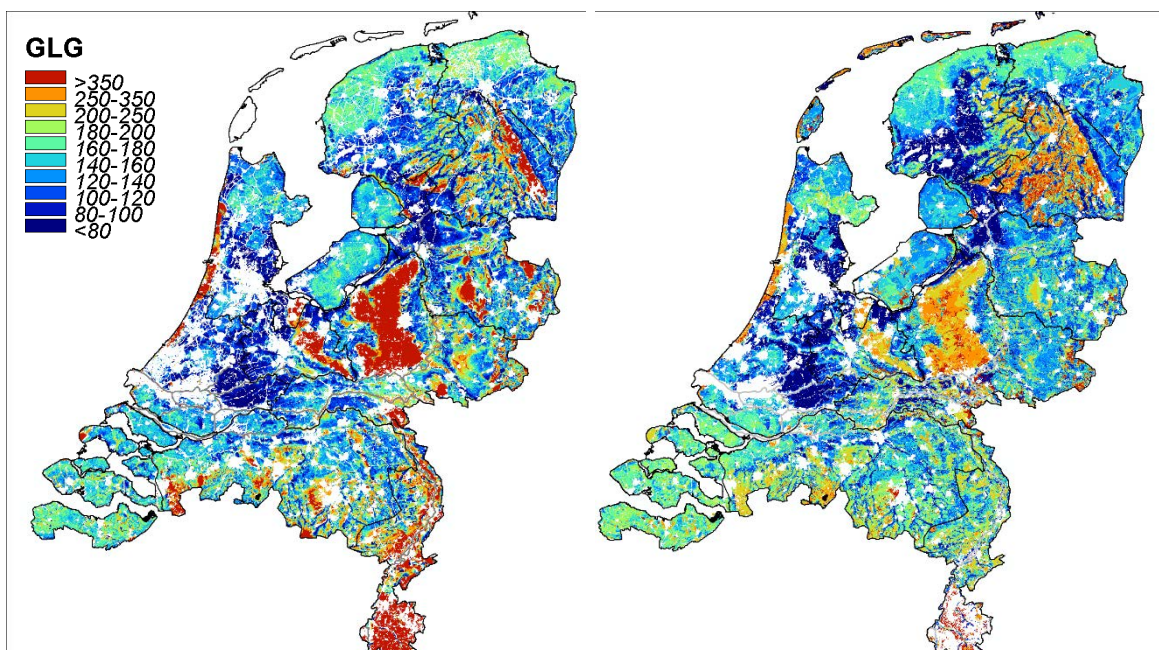
Figuur B6.17 Onderrand flux opwaarts (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).



Figuur B6.18 Onderrand flux neerwaarts (mm/jr) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).

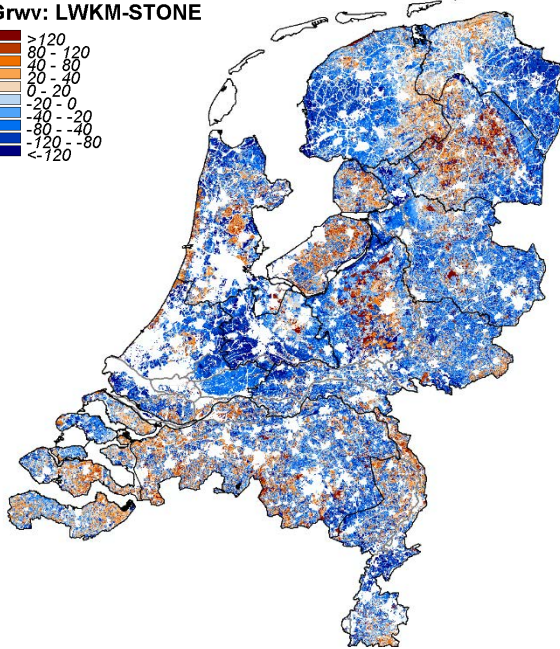
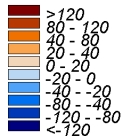


Figuur B6.19 GHG (cm onder maaiveld) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).

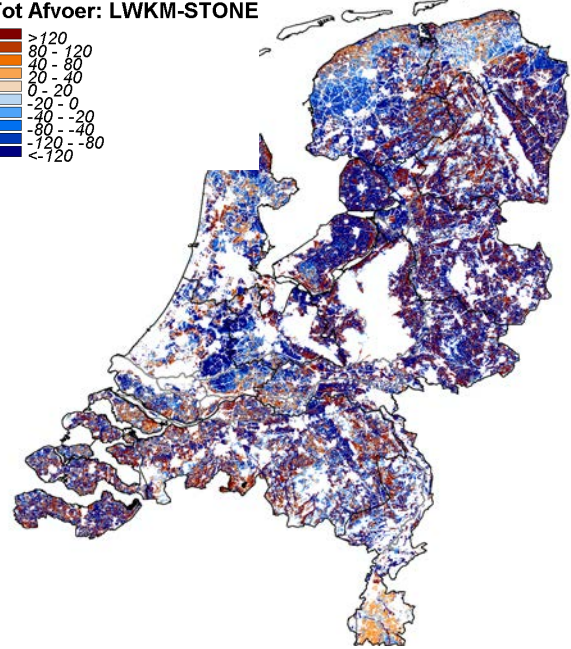
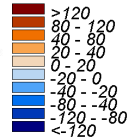


Figuur B6.20 GLG (cm onder maaiveld) in de periode 1981-2010 in LHM (links) en in STONE (rechts).

Grww: LWKM-STONE

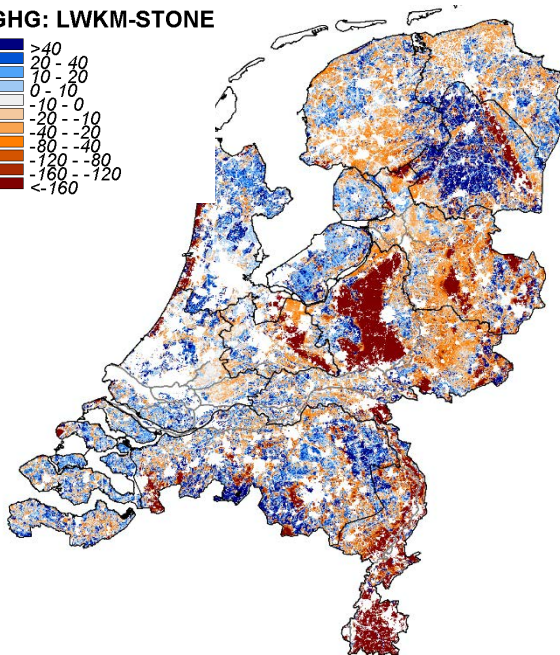
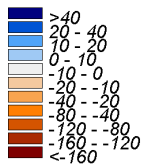


Tot Afvoer: LWKM-STONE

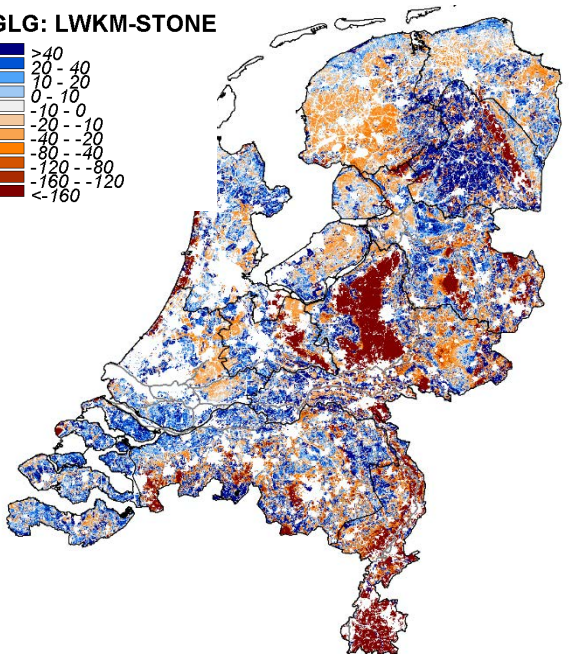
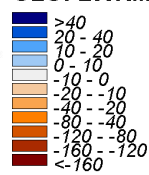


Figuur B6.21 Verschil tussen door LHM en STONE berekende grondwatervoeding (links) en waterafvoer uit de bodem (rechts) in mm/jr. Bij getallen groter dan 0 is de LHM-waarde groter dan de STONE-waarde en bij getallen kleiner dan 0 is de LHM-waarde kleiner dan de STONE waarde.

GHG: LWKM-STONE

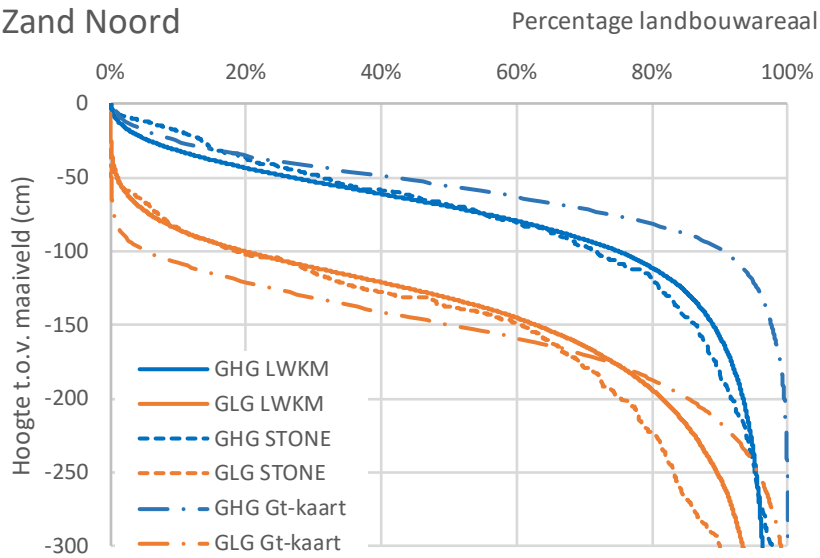


GLG: LWKM-STONE

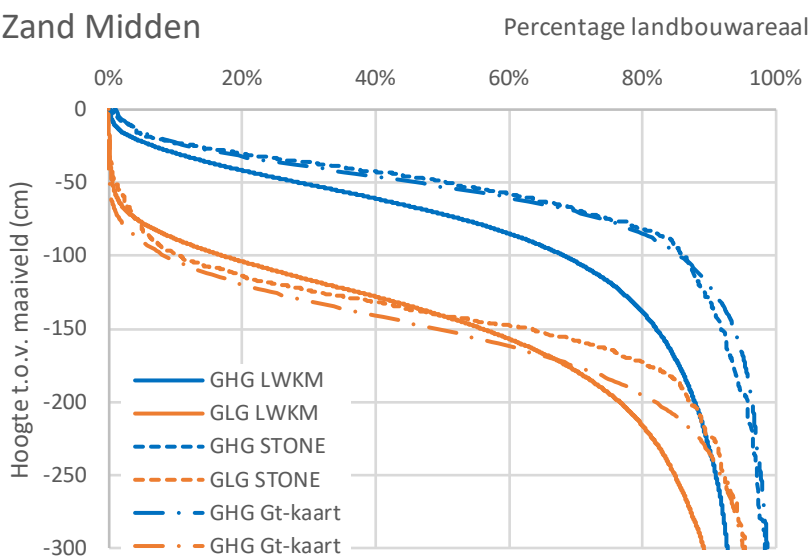


Figuur B6.22 Verschil tussen door LHM en STONE berekende GHG (links) en GLG (rechts) in centimeters onder maaiveld. Bij getallen groter dan 0 is de LHM-waarde groter dan de STONE-waarde en bij getallen kleiner dan 0 is de LHM-waarde kleiner dan de STONE waarde.

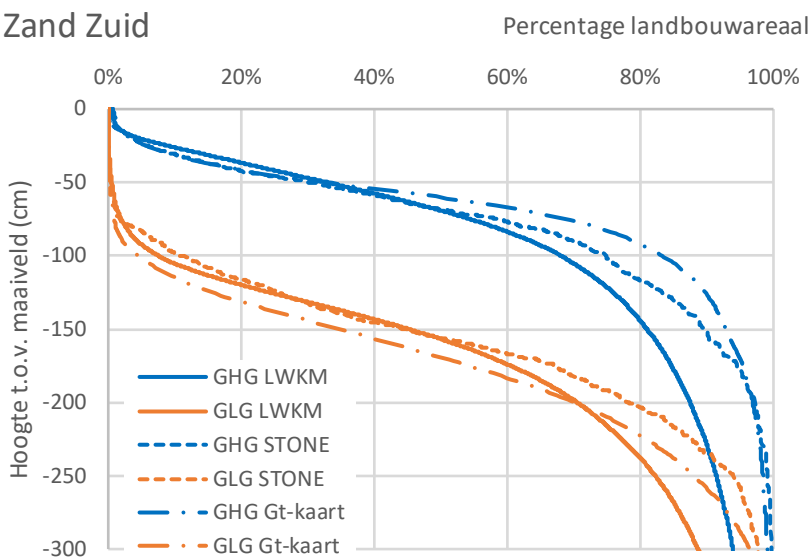
Zand Noord



Zand Midden



Zand Zuid



Figuur B6.23 Vergelijking van GHG en GLG-waarden van landbouwgronden in LHM, in STONE en van de landbouwpercelen in BRP2016 waarvoor de grondwatertrappenkaart (rapport 2797) een waarde heeft, voor de drie zandgebieden in het LMM.

Bijlage 7 Procesbeschrijvingen MT3DMS

Deze bijlage beschrijft hoe de transport- en reactieprocessen zijn geïmplementeerd in MT3DMS.

Niet alle processen die in ANIMO zijn opgenomen, spelen een rol in het MT3DMS-domein. Dit heeft ten eerste te maken met het feit dat het MT3DMS-domein per definitie permanent verzadigd is. Bovendien zal door het gedefinieerde koppelvlak het MT3DMS-domein zich vrijwel altijd onder de wortelzone bevinden. Bij het overbrengen van de ANIMO-chemie naar het MT3DMS-domein zijn daarom de volgende (vereenvoudigende) aannames gemaakt:

- Er is geen bodem-plantinteractie in MT3DMS (geen nutriëntenopname door planten, geen afsterving van planten).
- In het MT3DMS-domein bevinden zich geen wortels, wortellexudaten en verse organische stof, ook niet initieel. Dit heeft o.a. tot gevolg dat er geen productie van opgeloste organische stof plaatsvindt, alleen afbraak.
- In het MT3DMS-domein vindt geen nitrificatie plaats. Dit is consistent met de aanpak in ANIMO: nitrificatie vindt daar alleen plaats in niet volledig verzadigde bodemlagen.
- Het MT3DMS-domein is per definitie permanent verzadigd.
- In het MT3DMS-domein is de temperatuur een constante.
- Het landbouwmanagement en inputs als droge depositie en begrazing grijpen alleen in op ANIMO en kunnen alleen via de door ANIMO aan MT3DMS doorgegeven bovenrandvoorwaarde doordringen naar het MT3DMS-domein.
- Vanwege de minimale diepte van het grensvlak kan uitspoeling van fosfaat naar het MT3DMS-domein worden verwaarloosd.

Sedimentair organisch materiaal (SOM)

Sedimentair organisch materiaal wordt afgebroken via een eerste-ordereactie:

$$\frac{d[SOM]}{dt} = K_{SOM}[SOM] \quad \text{Verg. (1)}$$

waarin:

[SOM] = gehalte aan SOM in mg CH₂O L⁻¹

K_{SOM} = eerste-orde-afbraaksnelheidscoëfficiënt in d⁻¹

Opgelost organisch materiaal (DOM)

In tegenstelling tot ANIMO vindt er in MT3DMS geen productie van DOM plaats. DOM kan alleen vanuit het ANIMO-domein het MT3DMS domein binnenkomen. Oplossing/vrijkomen van DOC vanuit DOM wordt gezien als de snelheidsbeperkende tussenstap in het afbraakproces van SOM en zit daarmee al verweven in de afbraaksnelheden van SOM (conform Van Beek (1994)). Afbraak van het DOM dat via ANIMO het MT3DMS-domein binnenkomt, wordt gemodelleerd met een eerste-ordereactie:

$$\frac{d[DOM]}{dt} = K_{DOM}[DOM] \quad \text{Verg. (2)}$$

waarin:

[DOM] = concentratie DOM in mg CH₂O L⁻¹

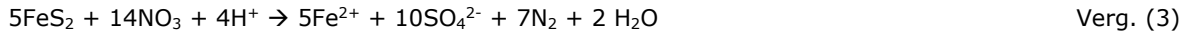
K_{DOM} = eerste-orde-afbraaksnelheidsconstante in d⁻¹

ANIMO houdt rekening met een assimilatie/dissimilatie ratio bij de afbraak van opgelost organisch materiaal, zodat afbraak van DOM door micro-organismen tot nieuwe celmassa leidt. In werkelijkheid treedt er dus naast afbraak van opgelost organisch materiaal ook productie van organisch materiaal (biomassa) op. De assimilatie is een fractie van de dissimilatie en gezien de grote onzekerheden omtrent de dissimilatiesnelheden van opgelost organisch materiaal wordt de assimilatie niet als apart

proces gemodelleerd, maar betreft Verg. (2) een netto-afbraakreactie. Er wordt aangenomen dat er in het MT3DMS-domein geen netto assimilatie plaatsvindt.

Pyriet

Naast organisch materiaal kan pyriet als electronendonor gebruikt worden door denitrificerende bacteriën. De stoichiometrische vergelijking die geldt in het geval van nitraatafbraak i.c.m. pyrietoxidatie – als aangenomen wordt dat alle pyrietsulfide omgezet wordt in sulfaat⁵ – is:



Oxidatie van pyriet wordt gemodelleerd met een eerste-ordereactie:

$$\frac{d[\text{Pyriet}]}{dt} = K_{\text{Pyriet}}[\text{Pyriet}] \quad \text{Verg. (4)}$$

waarin:

[Pyriet] = gehalte aan pyriet in mg FeS₂ L⁻¹

K_{Pyriet} = eerste-orde-afbraaksnelheidsconstante in d⁻¹

Bij zeer lage nitraatconcentraties wordt overgestapt op een nulde-ordebeschrijving van de pyrietoxidatie om te voorkomen dat er negatieve nitraatconcentraties berekend worden:

$$\frac{d[\text{Pyriet}]}{dt} = -\frac{5}{14} * \frac{120}{62} * \frac{d[\text{NO}_3]}{dt} \quad \text{Verg. (5)}$$

waarin:

5/14 = het aantal mol FeS₂ dat geoxideerd wordt door 1 mol NO₃⁻;

120/62 = de gewichtsverhouding tussen FeS₂ en NO₃⁻

De keuze tussen de nulde- en eerste-orde-pyrietoxidatie wordt gemaakt door beide door te rekenen en het proces te kiezen dat de hoogste nitraatconcentratie oplevert. In het geval van nulde-orde-pyrietoxidatie verloopt de denitrificatie als een eerste-ordeproces, met een eerste-ordereactie-coëfficiënt.

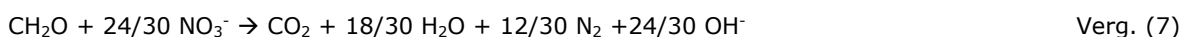
Nitraat

Nitraat is onderhevig aan afbraak i.c.m. organische stofafbraak en/of pyrietoxidatie. Het gevolgde conceptuele model is dat in het suboxische deel van het verzadigde domein denitrificatie verloopt met organische stof als electronendonor. Zodra de anoxische zone bereikt wordt, treedt zowel pyriet als organische stof als electronendonor op, waarbij wordt aangenomen dat denitrificatie o.i.v. pyrietoxidatie zeer snel verloopt en nitraat via die weg vrijwel direct geheel omgezet wordt en het kwantitatieve belang van organische stof als electronendonor voor denitrificatie daarmee verwaarloosbaar is.

De stoichiometrische relatie is het geval van organischestofafbraak (zowel SOM als DOM) is (Groenendijk et al., 2005):



ofwel



⁵ Deze aanname is onzeker: Zhang et al. (2009) tonen bijvoorbeeld aan dat stoichiometrische relatie anders kan zijn doordat bijvoorbeeld elementair zwavel gevormd wordt in plaats van sulfaat.

Nitraatafbraak met organische stof als reductor is gekoppeld aan de eerste-orde-organischestofafbraak en verloopt zelf dus als een nulde-orde reactie volgens:

$$\frac{dNO_3}{dt} = -0.58 * \frac{24}{30} * \frac{62}{12} * \frac{d([SOM]+[DOM])}{dt} \quad \text{Verg. (8)}$$

waarin:

- 0.58 = de (aangenomen) koolstof fractie van DOM en SOM
- 24/30 = het aantal mol NO_3^- benodigd voor de oxidatie van 1 mol C;
- 62/12 = de gewichtsverhouding tussen NO_3^- en C.

Nitraatafbraak met pyriet als reductor is gekoppeld aan de eerste-orde-pyrietoxidatie en verloopt zelf dus als een nulde-orde reactie volgens:

$$\frac{dNO_3}{dt} = -\frac{14}{5} * \frac{62}{120} * \frac{d[Pyriet]}{dt} \quad \text{Verg. (9)}$$

waarin:

- 14/5 = het aantal mol NO_3^- benodigd voor de oxidatie van 1 mol FeS_2 ;
- 62/120 = de gewichtsverhouding tussen NO_3^- en FeS_2 .

Bij zeer lage nitraatconcentraties wordt overgestapt op een eerste-ordeproces voor de denitrificatie, om de berekening van negatieve nitraatconcentraties te voorkomen. Voor de reactiecoëfficiënt wordt de hoge waarde van 1 d^{-1} gekozen die ervoor zorgt dat eerste-ordedenitrificatie alleen wordt verkozen boven nulde-ordedenitrificatie als de nitraatconcentraties zeer laag zijn, en de precieze waarde van de eerste-ordedenitrificatie er de facto niet meer toe doet. Het eerste-ordedenitrificatieproces is een numeriek hulpmiddel om negatieve concentraties te voorkomen. In het geval denitrificatie verloopt via het eerste-ordeproces, verloopt de pyrietoxidatie als een nulde-ordeproces. Oxidatie van organische stof blijft echter doorlopen volgens het eerste-ordeproces, onder de aanname dat andere oxidatoren dan verantwoordelijk zijn voor de organischestofafbraak, met gelijkblijvende afbraaksnelheidscoëfficiënten K_{SOM} en K_{DOM} .

Ammonium

In het MT3DMS-domein wordt zowel sorptie van ammonium als productie van ammonium als gevolg van afbraak van opgelost organisch materiaal relevant geacht. Verlies van ammonium als gevolg van nitrificatie wordt, zoals hierboven reeds gemeld, niet meegenomen.

Sorptie van ammonium wordt gemodelleerd met een lineaire sorptie-isotherm (evenwichtssorptie):

$$R_d = 1 + \frac{\rho}{n} K d_{NH_4} \quad \text{Verg. (10)}$$

Waarbij:

- R_d = retardatiecoëfficiënt (-)
- $K d_{NH_4}$ = ammonium distributiecoëfficiënt ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$).
- n = porositeit (-)
- ρ = droge bulkdichtheid (kg m^{-3})

Productie van ammonium wordt gemodelleerd als een nulde-ordeproces, gestuurd door de veranderingen in de concentraties en gehalten van de organische verbindingen:

$$R_{p,NH_4} = \frac{18}{14} (f_N^{SOM} K_{SOM} [SOM] + f_N^{DOM} K_{DOM} [DOM]) \quad \text{Verg. (11)}$$

Waarbij:

- R_{p,NH_4} = nulde-ordeproductie van ammonium gedurende de transportstap ($\text{mg NH}_4 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$)
- f_N^{SOM} = stikstof fractie van sedimentair organisch materiaal (mgN mg^{-1})
- f_N^{DOM} = stikstof fractie van opgelost organisch materiaal (mgN mg^{-1})
- 18/14 = gewichtsverhouding tussen NH_4 en N

Sulfaat

Sulfaat wordt vooralsnog alleen gemodelleerd als een product van pyrietoxidatie. Een consistente modellering van de S-kringlopen vereist dat ANIMO deze meeneemt in de procesbeschrijvingen, wat niet het geval is. Het doel van het meenemen van sulfaat in MT3DMS in dit stadium, is het eenvoudig kunnen signaleren van het optreden van pyrietoxidatie en het inschatten van de verhoging van de sulfaatconcentraties die dat proces kan veroorzaken. Uitgaande van Vergelijking. 3 geldt:

$$\frac{d[SO_4]}{dt} = \frac{10}{5} * \frac{96}{120} * \frac{d[FeS_2]}{dt} \quad \text{Verg. (13)}$$

waarin:

$[SO_4]$ = de concentratie van sulfaat in $mg L^{-1}$

10/5 = het aantal mol SO_4 geproduceerd bij de oxidatie van 1 mol FeS_2

96/120 = gewichtsverhouding tussen SO_4 en FeS_2

Bijlage 8 Mestverdeling in LWKM

De stuurgroep Nationaal Water Model heeft besloten om voor het berekenen van de mestverdeling gebruik te maken van de mestverdelingsmodule van het INITIATOR-model. Deze module vervangt daarmee het MAMBO-model.⁶ Naast de berekende mestverdeling voor het LWKM levert INITIATOR ook de berekening van de ammoniakemissies ten gevolge van de toediening van dierlijke mest, beweiding en kunstmest voor het AERIUS-model.⁷ INITIATOR levert de depositiegegevens voor het LWKM.

INITIATOR biedt de mogelijkheid om snel en flexibel via gevoeligheidsanalyses van stuurvariabelen te verkennen wat de consequenties zijn van bijv. mogelijke beleidsvoornemens (zoals vervallen van derogatie, veranderingen in gebruiksnormen), veranderingen in landgebruik en intensivering van mestverwerking. Ook kunnen effecten voor specifieke bedrijfstypen (wat is bijv. het effect van intensieve veehouderijbedrijven met weinig grond?) en regionale verschillen worden verkend.

Om voor beleidsverkenningen de resultaten van INITIATOR te gebruiken in het LWKM was het noodzakelijk tijdens de ontwikkeling van het LWKM en INITIATOR:

- De data-uitwisseling tussen de beide modellen te realiseren.
- Basisdata, concepten en parameters af te stemmen om consistente resultaten te krijgen.
- Verschillen met de eerder gebruikte mestverdelingen op basis van MAMBO en de impact hiervan op de voor het beleid relevante rekenresultaten te verkennen.

INITIATOR

In INITIATOR5.0 (Kros, 2019) wordt de mestverdeling berekend op perceelniveau, waarbij op bedrijfsniveau de geproduceerde mest verdeeld wordt over de percelen. Hierbij wordt rekening gehouden met de mestproductie, mestafzet buiten de Nederlandse landbouw en de mestgebruiksruimte op bedrijven gegeven de geldende N- en P-gebruiksnormen. De uiteindelijke ruimte voor plaatsing van dierlijke mest wordt bepaald door het minimum van de N- en de P-ruimte. De dierlijke mest die niet op het eigen bedrijf kan worden afgezet (het bedrijfsmestoverschot), wordt binnen een landbouwdeelgebied (combinatie van CBS-landbouwgebied en gemeente) verdeeld over de percelen met nog beschikbare N- en P-ruimte. Vervolgens worden per landbouwdeelgebied de resterende overschotten en/of resterende mestruimte bepaald, waarna de mestoverschotten worden getransporteerd naar de landbouwdeelgebieden met plaatsingsruimte. Hierbij wordt o.a. rekening gehouden met de afstand en de mate van overschot/tekort. Ten slotte wordt de hoeveelheid mest die niet afgezet kan worden binnen de gebruiksruimte, verdeeld over het bouwland in het landbouwdeelgebied waar de niet te plaatsen mest geproduceerd is.

Vervolgens worden overige organische producten (schuimaarde, compost (excl. gft), gft-compost, champost en zuiveringsslib) verdeeld. Dit gebeurt, bij gebrek aan informatie, door het uniform verdelen van landelijke totalen over bouwland op zand en löss. Nadat de dierlijke mest en overige organische producten over de percelen verdeeld zijn, wordt het N- en P-kunstmestgebruik berekend op basis van de (wettelijke) gebruiksruimte op een bedrijf en het werkzame deel van de dierlijke mestgift en de overige organische producten. Daarbij wordt de resterende gebruiksruimte volledig opgevuld met N- en P-kunstmest.

De door INITIATOR gevolgde technische werkwijze is op 12-10-2018 door de begeleidingsgroep geaccordeerd, de resultaten van de mestverdelingsvarianten behoeven een nadere vergelijking met LMM, BIN en MAMBO. Aan de hand daarvan wordt besloten of een aanpassing van de data/parameters/werkwijze noodzakelijk is ten behoeve van de voorziene landelijke beleidsanalyses.

⁶ MAMBO, het model dat tot nu toe is gebruikt voor het bepalen van het ruimtelijk beeld van de mestverdeling en de ammoniakemissie (De Koeijer et al., 2017).

⁷ AERIUS, het instrument in de uitwerking van het Programma Aanpak Stikstof (PAS) en ter ondersteuning van het vergunningsproces in het kader van de Nb-wet (Sterkenburg & Van Alphen, 2017).

Afstemmen INITIATOR en LWKM

In deze opleveringsnotitie wordt kort beschreven hoe de afstemming tussen de beide modellen is gerealiseerd. Een uitgebreidere beschrijving staat in Kros (et al., 2019).

Basisdata

De voor beide modellen gebruikte basisdata (bodem, gewassen, gebiedsindeling) zijn zo veel mogelijk gelijk getrokken:

- Bodem: omdat de wettelijke toegestane stikstof en fosfaatgiften mede afhangen van de fosfaatklassen, is het gewenst de bodemmodules van beide modellen af te stemmen. Voor het vaststellen van de grondsoort per perceel (m.b.t. N- en P-gebruiksnorm, derogatienorm gebruikt INITIATOR de Grondsoortenkaart uitvoeringsbesluit Meststoffenwet. LWKM gebruikt de recentste versie van de bodemkaart. De P-status is berekend op basis van de PAL/Pw-waarden zoals die zijn aangemeld bij RVO.nl voor het jaar waarvoor de mestverdeling wordt berekend. Van ongeveer de helft van de percelen zijn de cijfers bekend bij RVO.nl. Aan de percelen die niet zijn aangemeld, wordt de gebruiksnorm die behoort bij de klasse 'hoog' toegekend.
- Gewassen: voor het vaststellen van de gewasafhankelijke N-gebruiksnorm, gewasopbrengst en N-opname maakt INITIATOR gebruik van het BRP-bestand (RVO). Om de koppeling met de op LGN gebaseerde grondgebruiksklassen te maken, is een vertaaltabel gedefinieerd om de BRP-gewassen (voor het jaar 2015) achteraf te clusteren (areaal gewogen gemiddeld) naar de LWKM-gewassen waarvoor de gewasopname wordt berekend. De gewasopnames en de resulterende bodemoverschotten zijn eveneens afgestemd.
- Om in INITIATOR de Waddeneilanden mee te kunnen nemen (worden niet doorgerekend in het LHM), zijn per rekencel de bodemeenheid en het gewas gedefinieerd. Hierdoor wordt een landsdekkend beeld verkregen voor de vergelijking met de resultaten van MAMBO en de toets aan CBS-data. Om de uitspoeling van nutriënten met het LWKM te kunnen berekenen, is het noodzakelijk t.z.t. de hydrologie voor deze cellen te definiëren.
- Gebiedsindeling: De indeling in landbouwdeelgebieden is overgenomen uit het LWKM (zie: Groenendijk et al., 2018). Gemeenten zijn samengevoegd binnen de begrenzing van de landbouwgebieden zoals deze zijn weergegeven in het CBS-bestand met de landbouwgebieden, waarbij gestreefd is naar een areaal van meer dan 7000 ha landbouwgrond binnen de nieuwe landbouwdeelgebieden. Dit heeft geresulteerd in 239 landbouwdeelgebieden.



Figuur B8.1 Landbouwdeelgebieden gebruikt in LWKM en INITIATOR.

Mestsoorten en mestsamenstelling

In het LWKM wordt gebruikgemaakt van een specifiek indeling in mesttypes en de fracties waaruit de mesttypes, zoals het aandeel werkzame N, zijn opgedeeld (Groenendijk et al., 2013; Groenendijk et al., 2017). Het LWKM gebruikt deze mestfracties om de gewasopname te berekenen. Het gaat hier nadrukkelijk niet om de wettelijke werkingscoëfficiënten. De conversie van INITIATOR-mesttypes en mestfracties naar de LWKM-fracties wordt in INITIATOR geregeld.

Tabel B8.1 Overzicht van de in INITIATOR en LWKM gehanteerde mestsoorten en mestcomponenten.

INITIATOR			LWKM		ER
Mestsoort	Diercategorieën Omschrijving	Rav-codes	Mestsoort	Diercategorieën	Mestsoort
Runderstalmest (onderverdeeld in vaste mest, drijfmest)	Rundvee+overige grazers (schapen, geiten, paarden en pony's)	A1, A2, A3, A4, A6, A7, B1, C1 K1, K2, K34	Rundermest (onderverdeeld in vast, drijfmest, dunne fractie, dikke fractie)	Melkvee, jong melkvee, vleesvee, Vleeskalveren Schapen, geiten, paarden en pony's	Toediening graasdierenmest
Weidemest	RM×frweide (bedrijf,dier)		Weidemest		Toediening weidemest (per diersoort)
Varkensmest	Varkens	D12, D13, D2, D3	Varkensmest (drijfmest, dunne fractie, dikke fractie)	Vleesvarkens, fokvarkens	Toediening hokdierenmest
Pluimveemest	Pluimvee+overige hokdieren (nertsen en vossen, konijnen)	E1 E2, E3, E4, F4, G12, H1, I1	Pluimveemest	Leghennen, vleeskuikens, konijnen, pelsdieren	Toediening hokdierenmest
Overige organische producten	Alleen voor bouwland op zand en löss	Schuimaarde, compost (excl. gft), gft-compost, champost, zuiveringsslib	Niet aanwezig		

Uit de tabel blijkt dat er een eenduidige relatie is tussen de mestsoorten in INITIATOR en het LWKM. Voor de aansluiting met het LWKM zijn alle toe te dienen mesttypen verminderd met de NH₃-emissie bij toediening. Daarnaast dient er per mesttype een onderscheid gemaakt te worden in (dierlijke) mestcomponent ([N,P]org en [N,P]min. Deze mestcomponenten worden in het LWKM gebruikt voor het berekenen van gewasopname en bodemprocessen. Hoe deze componenten consistent zijn onderscheiden, staat in Kros (et al., 2018).

Opschalen

Voor de aansluiting met het LWKM wordt de met INITIATOR per perceel berekende mestgift opgeschaald naar de in LWKM gebruikte 250m×250m-cellen. De in INITIATOR gebruikte indeling in landbouwdeelgebieden is overgenomen uit het LWKM en is gelijk aan de indeling gebruikt voor het afleiden van de HRU's (Groenendijk, 2018).

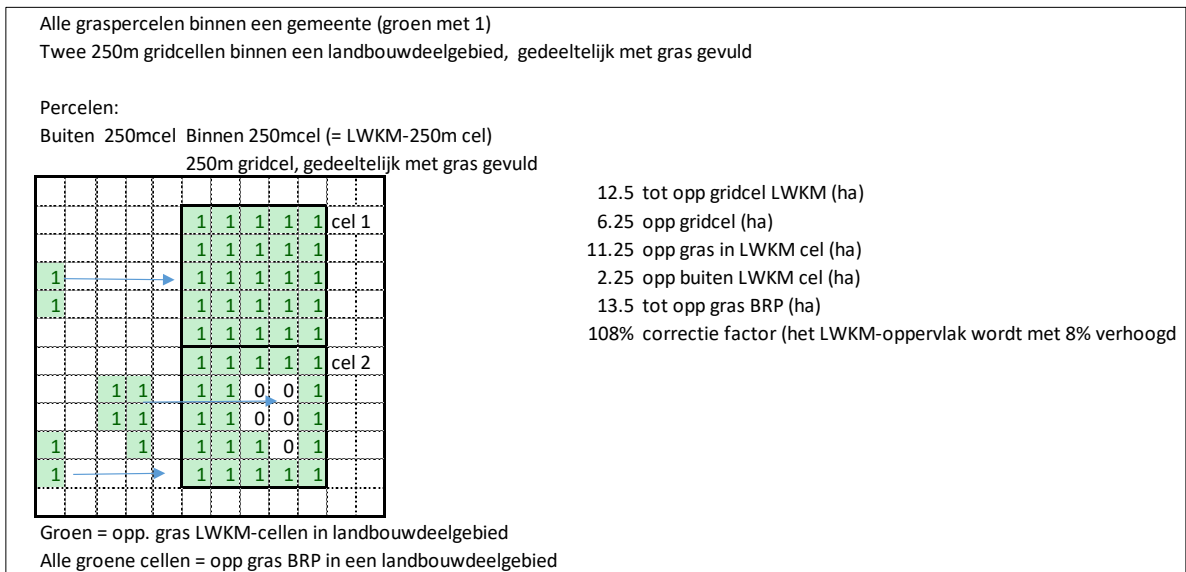
Bij de toekenningsprocedure zijn het areaal en landgebruik in de Basis Registratie Percelen (BRP) leidend. Bij de koppeling van de BRP-percelen aan het 250m-raster van het LWKM kan sprake zijn van een zekere mismatch tussen BRP en LWKM. Dit kan zowel betrekking hebben op de locatie van het perceel, het gewas als het areaal.

Om dit te probleem het hoofd te bieden, hanteren we de volgende procedure:

I. Schalen naar 250m-cellen van arealen en mest, per vegetatie type en landbouwgebied: Ken mest van percelen binnen een 250m cel toe aan die cel. De oppervlakte (en bijbehorende mest) van de percelen buiten de cel wordt toegekend aan de cel naar rato van de nog niet opgevulde oppervlakte

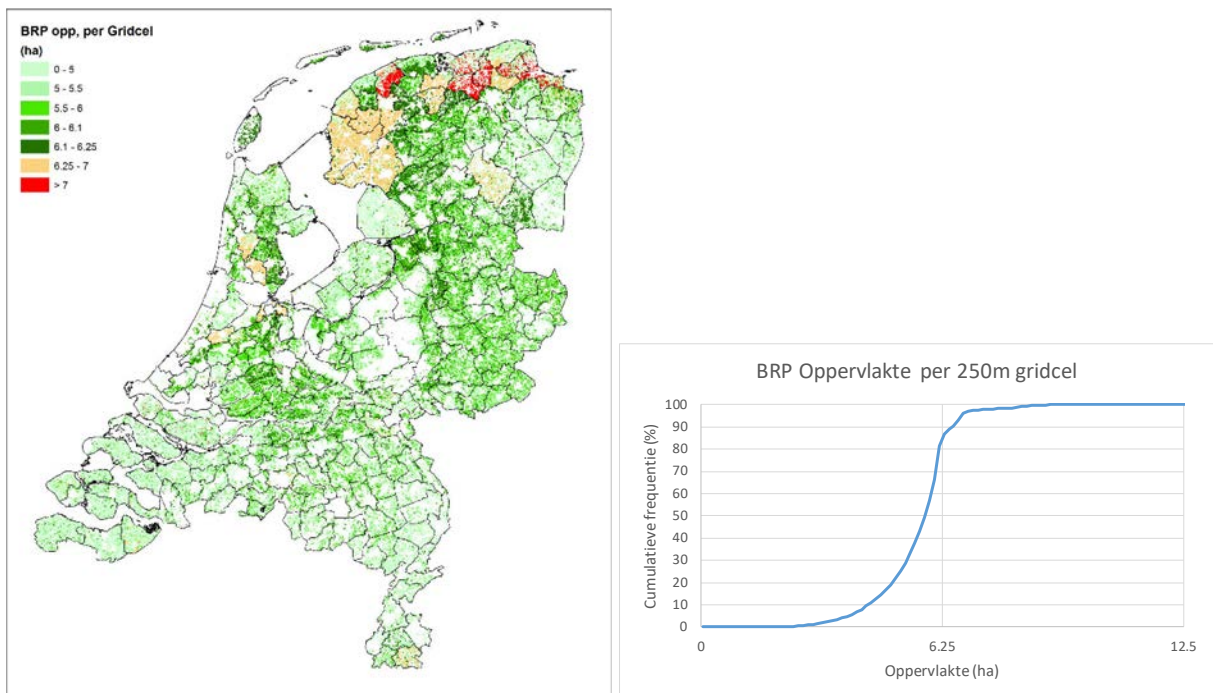
per cel. Indien de oppervlakte van de percelen groter is dan de totale cel-oppervlakte, wordt deze gelijkmatig over de cellen verdeeld.

Als een gewastype voorkomt op de BRP-percelen maar niet voorkomt in het LWKM binnen een landbouwgebied, wordt de mest niet verdeeld over de cellen en aan het systeem onttrokken. Het hier slechts om ca. 400 ha bouwland en om 600 ha natuurlijk grasland.



Figuur B8.2 Toekennen van percelen aan LWKM 250m-cellen.

In figuur B8.3 is het areaal van de BRP-percelen dat per LWKM 250m-cel is toegekend, weergegeven. In een cel van 250m-cellen kan meer of minder dan 6,25 ha voorkomen, doordat het BRP-areaal binnen een landbouwdeelgebied afwijkt van het LWKM-areaal.

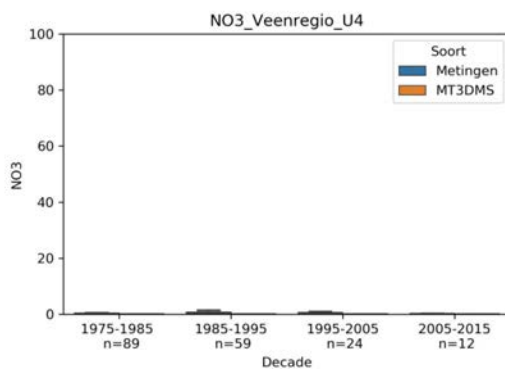
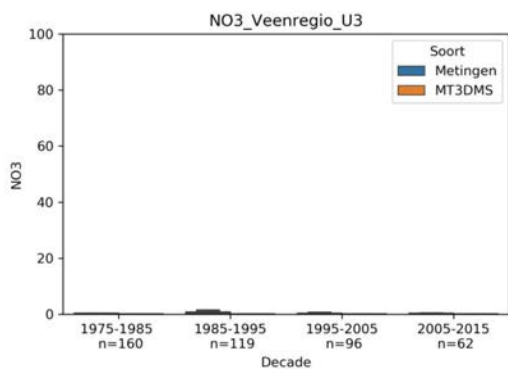
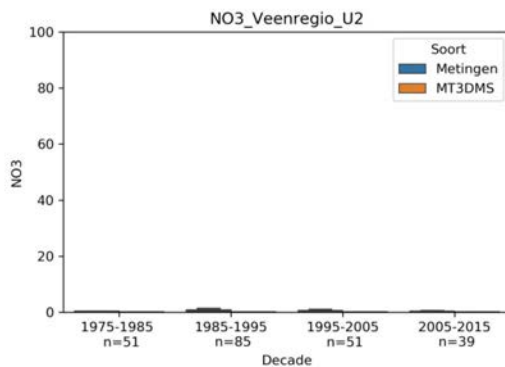
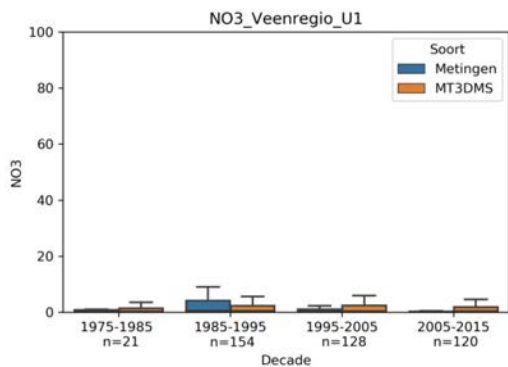
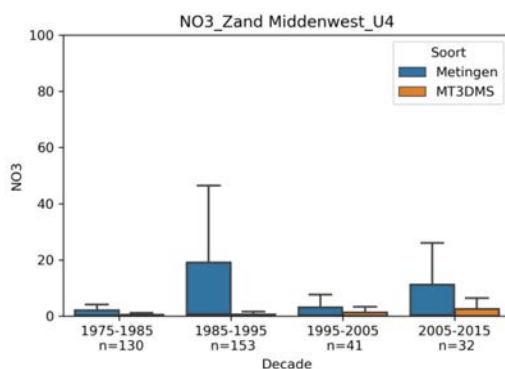
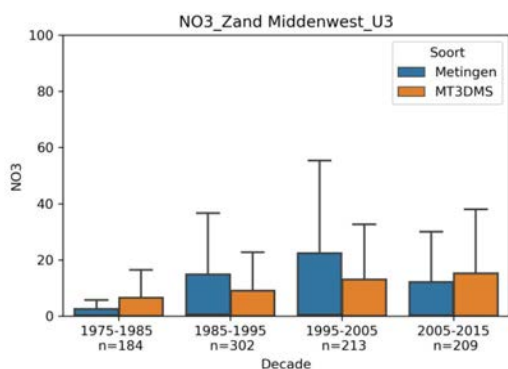
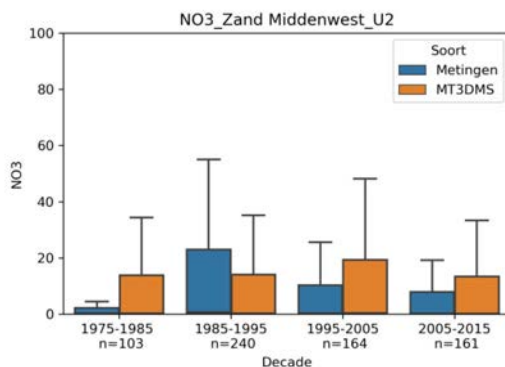
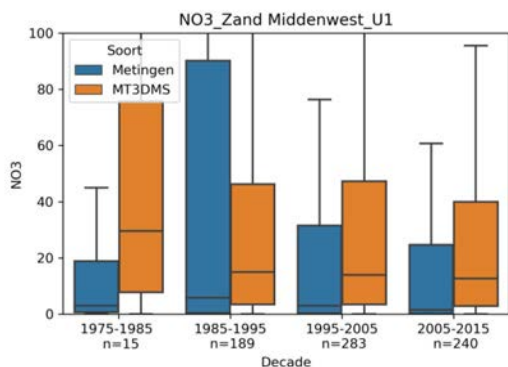


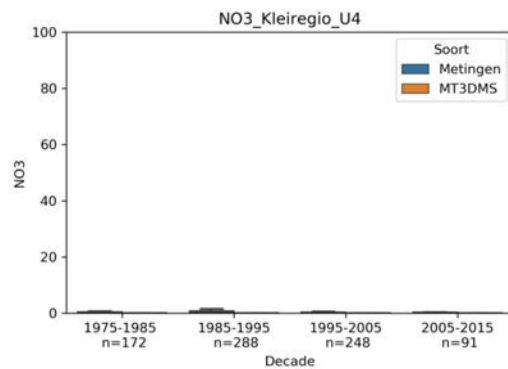
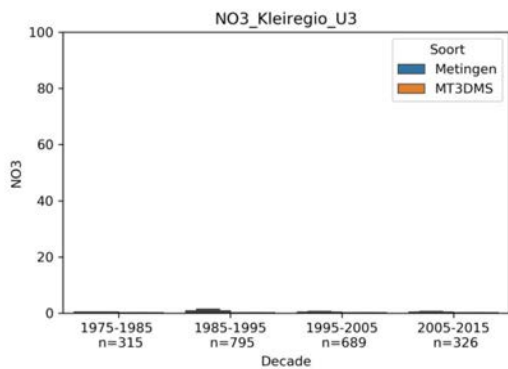
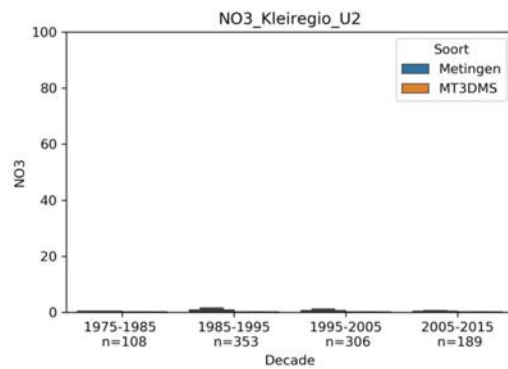
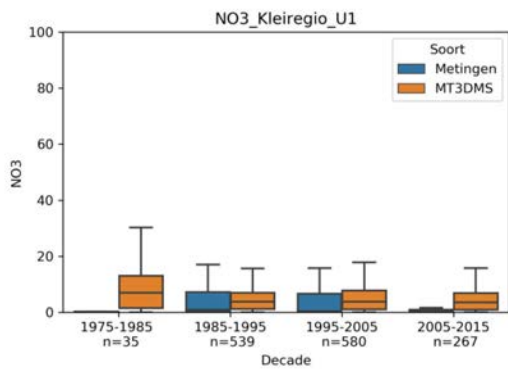
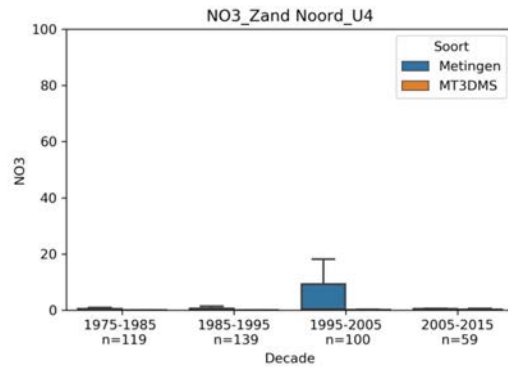
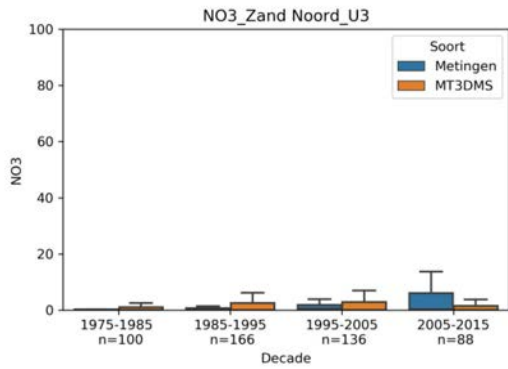
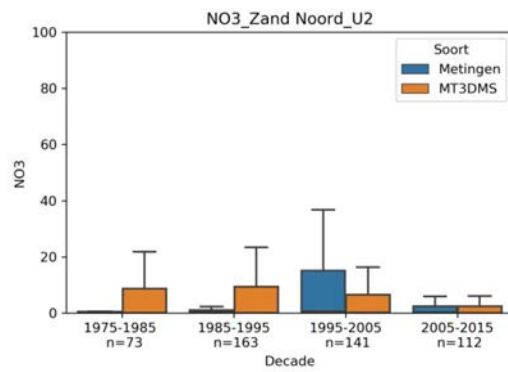
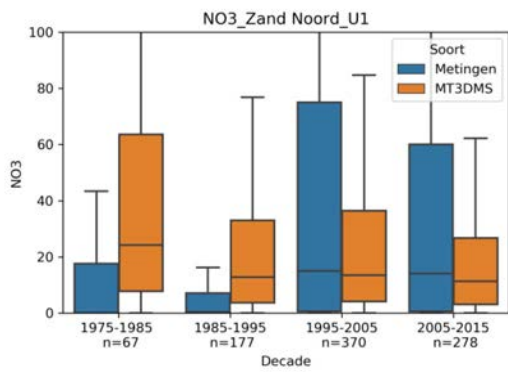
Figuur B8.3 Aantal hectares BRP-percelen toegekend aan LWKM 250m-cellen. Meer dan 6,25 ha betekent meer dan 100% 'gevuld,' als ruimtelijk beeld (links) en als cumulatieve frequentieverdeling (rechts).

Cellen die voor meer dan 6,25 ha (meer dan 100%) met BRP-arealen zijn gevuld, komen voornamelijk voor in noordelijk Nederland en de cellen die beduidend minder dan 6,25 ha (< 5 ha) zijn gevuld, komen vooral voor in natuurrijke gebieden zoals de Veluwe en de duinen (figuur B8.3).

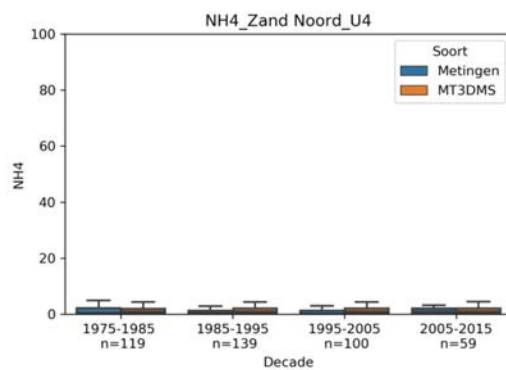
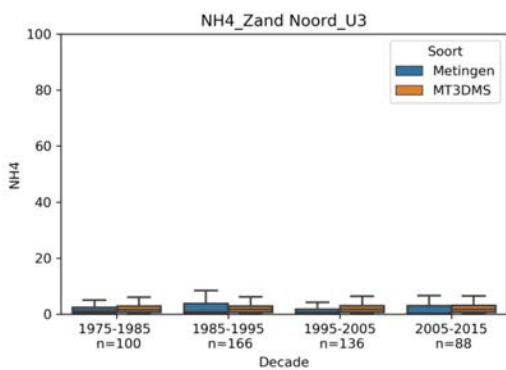
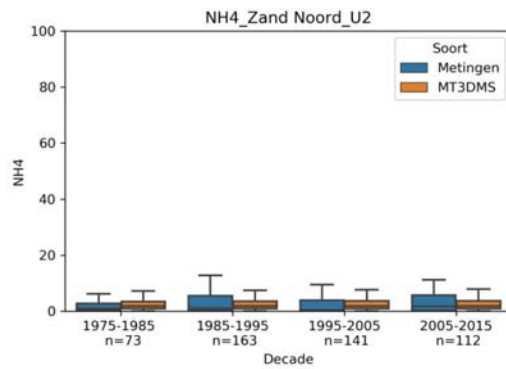
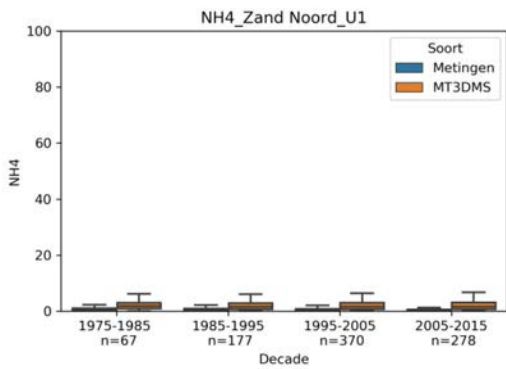
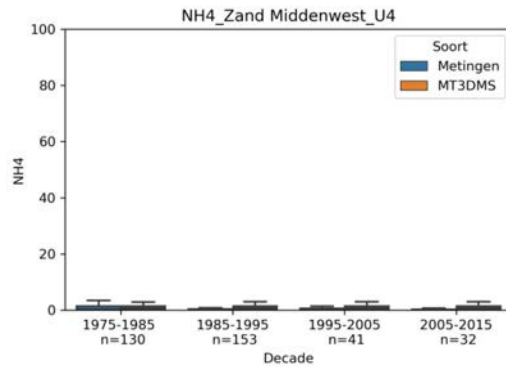
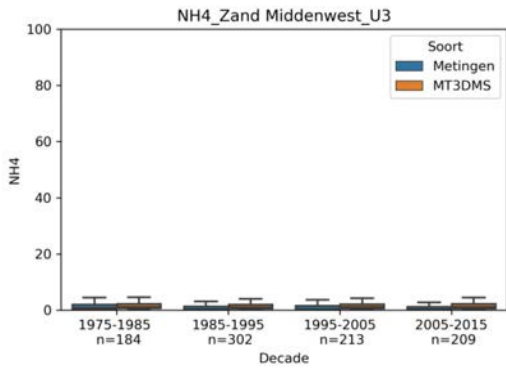
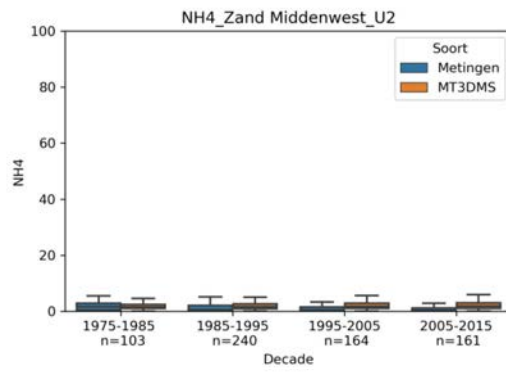
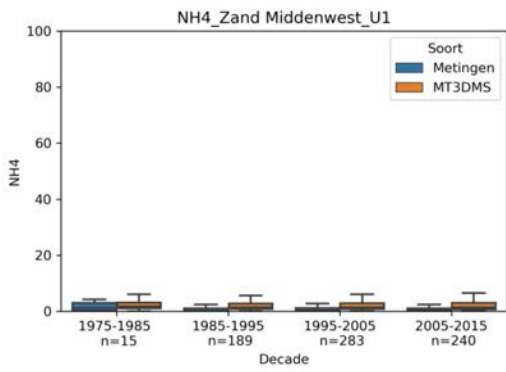
Bijlage 9 Validatie ondergrondmodel

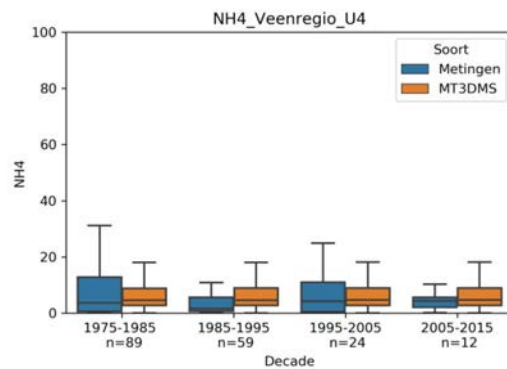
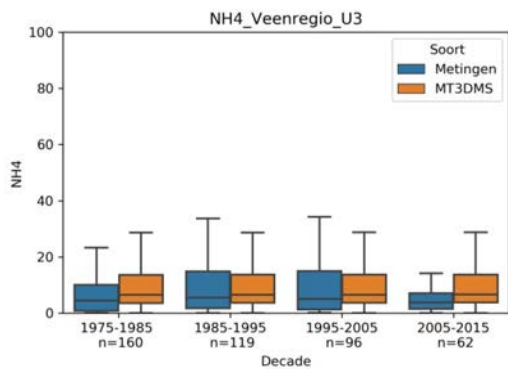
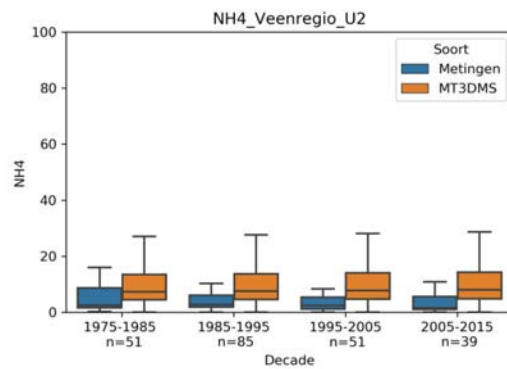
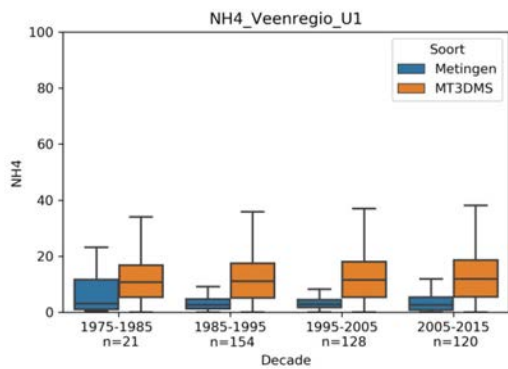
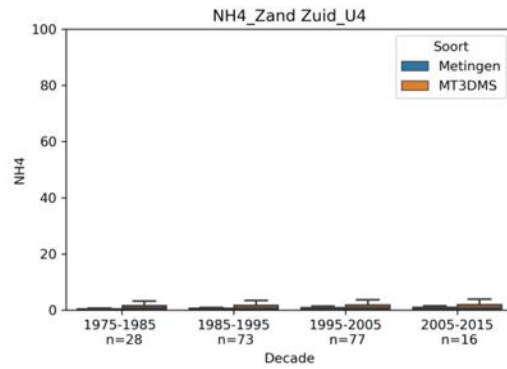
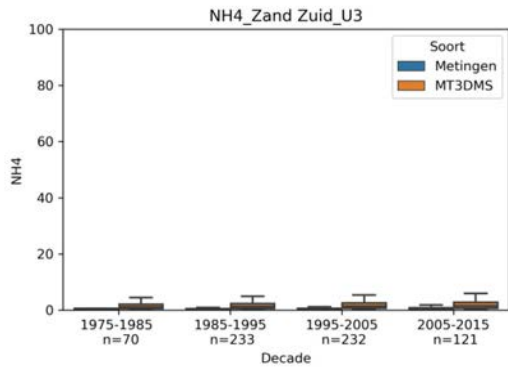
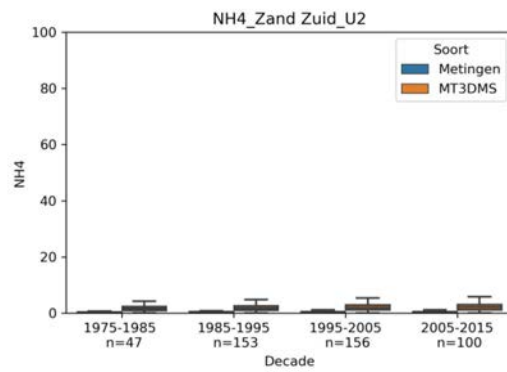
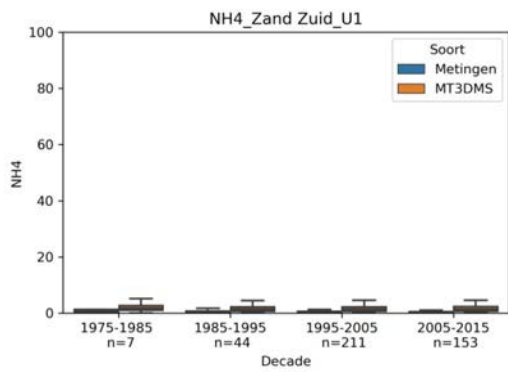
NO₃





NH₄





Bijlage 10 Verwerken N&P-concentraties

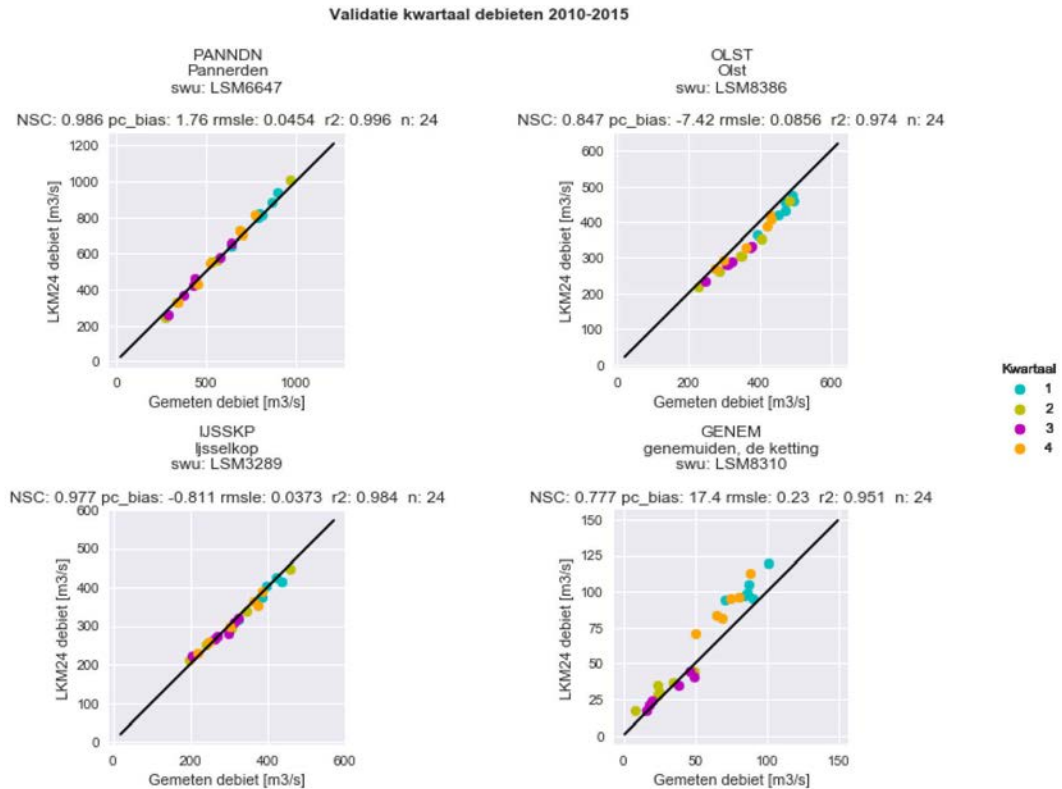
De kwartaal uitvoer van de LKM-stoffen module wordt via de module 'Verwerken van N&P concentraties' omgezet in zomergemiddelde N-totaal en P-totaalconcentraties voor een selectie van SWU's en KRW-waterlichamen van de LKM-schematisering. In deze bijlage wordt de werking van deze module nader beschreven.

De module maakt gebruik van de KRW-meetpunten uit KRW-NUTrend (met een aanvulling vanuit waterschap Scheldestromen), die voor dit doel gekoppeld zijn aan de SWU's van de LKM-schematisering. Hieruit is een bestand samengesteld van SWU's met een KRW-meetpunt, aangevuld met alle SWU's van waterlichamen zonder meetpunt, waarbij voor elke SWU is aangegeven tot welk waterlichaam de SWU behoort (bestand *mappingfile_NUTrend.csv*).

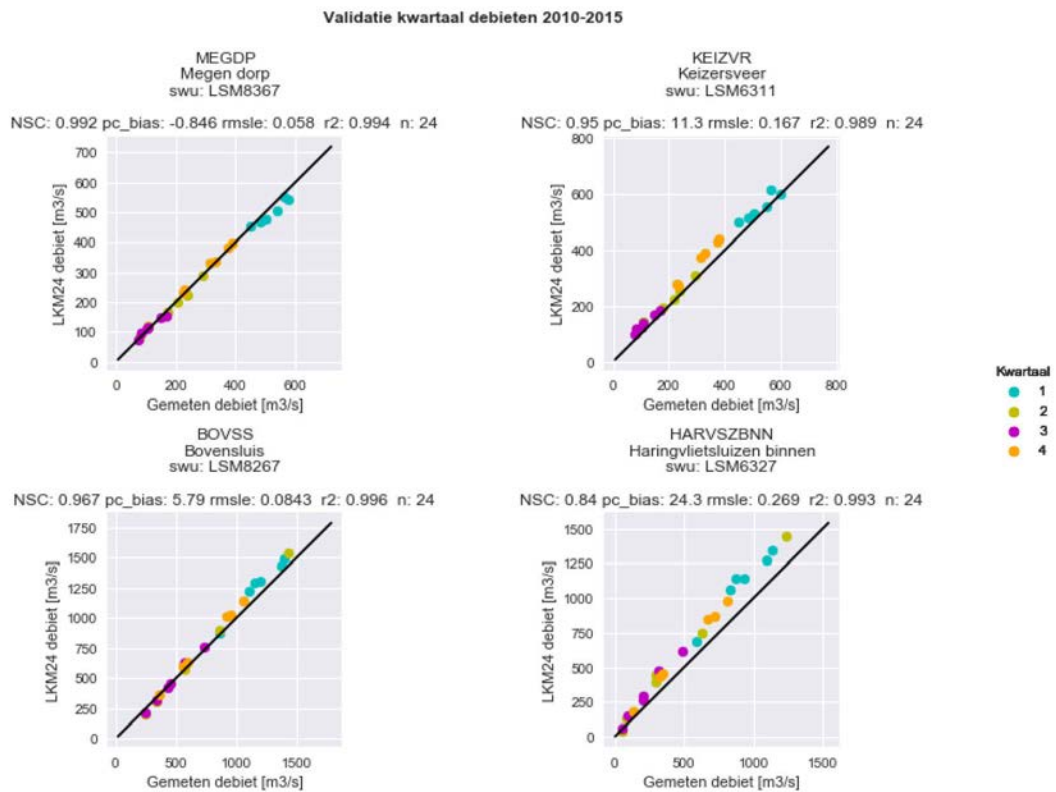
Uitgaande van de kwartaalgemiddelde concentraties per knooppunt (basin knooppunt of SWU), berekend voor jaar *x* door de stoffenmodule van de KRW-verkenner, bestaat de procedure voor nutriënt *y* (N of P) uit de volgende stappen:

- Selecteer alle berekende kwartaal-2- en kwartaal-3-concentraties.
- Verwijder hieruit alle basin knooppunten en alle SWU's, die geen deel uitmaken van een KRW-waterlichaam of een zoutwater representeren, en alle SWU's waarvoor geen zinvolle resultaten te verwachten zijn (o.a. SWU's waarvoor geen hydrologie beschikbaar zoals de SWU's op de Waddeneilanden).
- Bereken zomergemiddelde concentraties per SWU door middeling van de kwartaal-2- en kwartaal-3-concentraties.
- Zet concentraties beneden een minimumwaarde op de minimum waarde (0.1 voor N, 0.01 voor P).
- Schrijf het resultaat naar bestand *LKM24_<y>_summer_<x>_swu.csv*.
- Verwijder uit het resultaat alle SWU's waarvoor door de hydrologische module van de KRW-verkenner geen doorstroom berekend wordt voor kwartaal 2 en/of 3.
- Bereken uit het resultaat op SWU-niveau zomergemiddelde concentraties per waterlichaam in de vorm van een gewogen gemiddelde concentratie over alle SWU's van een KRW-waterlichaam, waarbij het zomergemiddelde wateroppervlak als gewicht dient. Dit is volgens de 'oude' methode zoals gebruikt bij de ex-ante-evaluatie van de 2^{de} Stroomgebiedbeheerplannen (in deze studie niet gebruikt).
- Schrijf het resultaat naar bestand *LKM24_<y>_summer_<x>_WL.csv*.
- Bereken uit het resultaat op SWU-niveau zomergemiddelde concentraties per waterlichaam in de vorm van een (ongewogen) gemiddelde concentratie over alle SWU's, toegekend aan een KRW-waterlichaam volgens het *mappingfile_NUTrend.csv* bestand. Het resultaat hiervan is dat voor een KRW-waterlichaam met één of meer KRW-meetpunten de middeling plaatsvindt over de SWU's met een KRW-meetpunt en dat voor een KRW-waterlichaam zonder KRW-meetpunt gemiddeld wordt over alle SWU's van het waterlichaam.
- Schrijf het resultaat naar bestand *LKM24_<y>_summer_<x>_WL_NUTrend.csv.csv*.

Bijlage 11 LKM 2.4-afvoeren

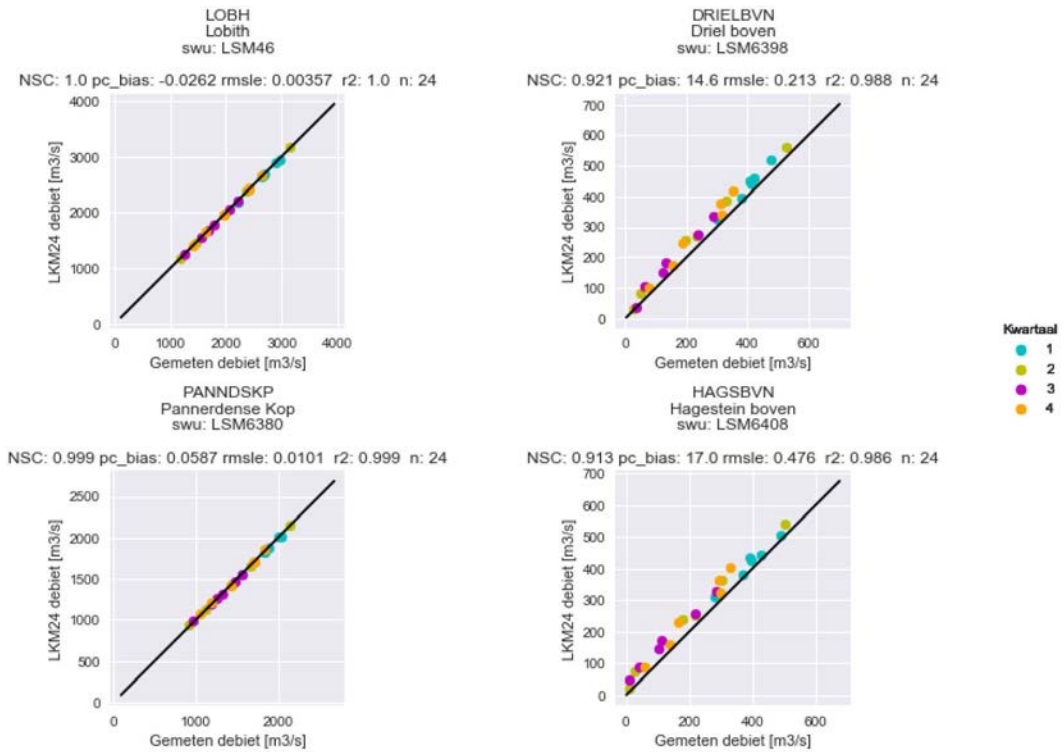


Figuur B11.1 Meetpunten langs de Rijn en IJssel: berekend debiet (y-as) versus gemeten debiet (x-as).



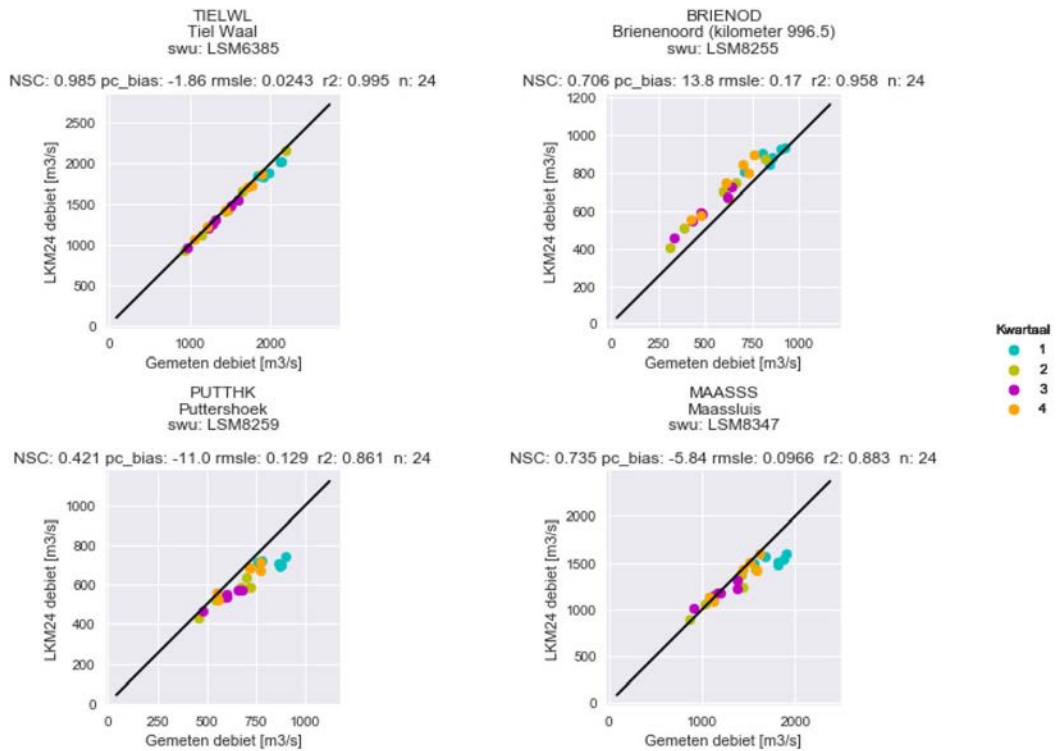
Figuur B11.2 Meetpunten langs de Maas: berekend debiet (y-as) versus gemeten debiet (x-as).

Validatie kwartaal debieten 2010-2015



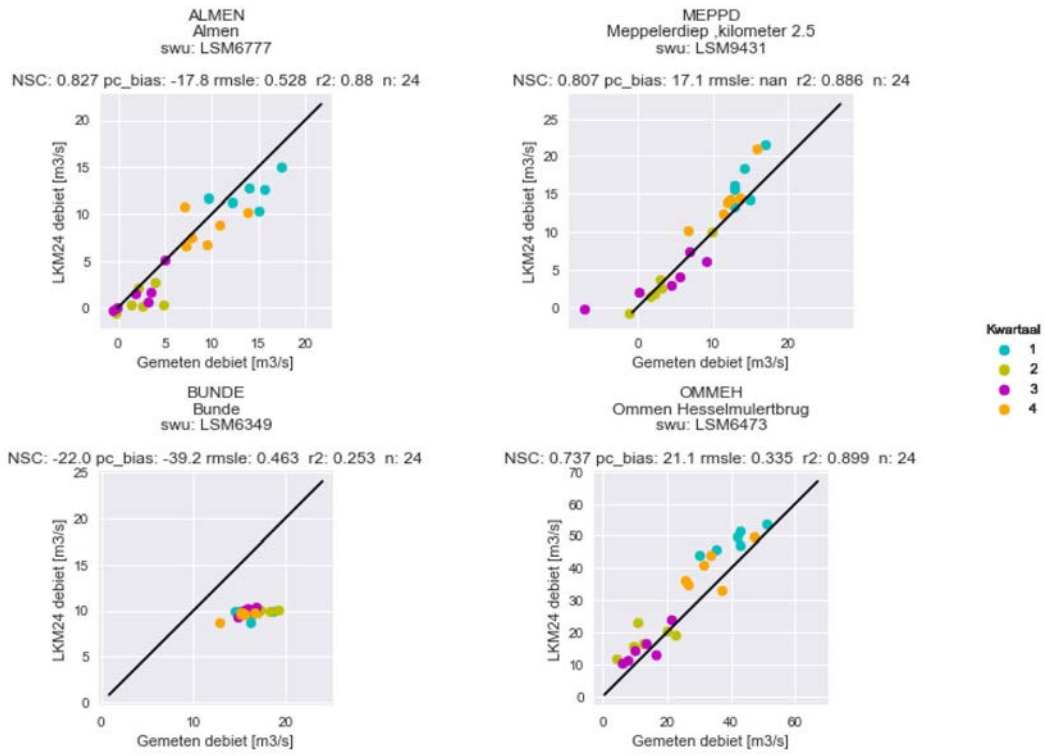
Figuur B11.3 Meetpunten langs de Rijn, Nederrijn en Lek: berekend debiet (y-as) versus gemeten debiet (x-as).

Validatie kwartaal debieten 2010-2015

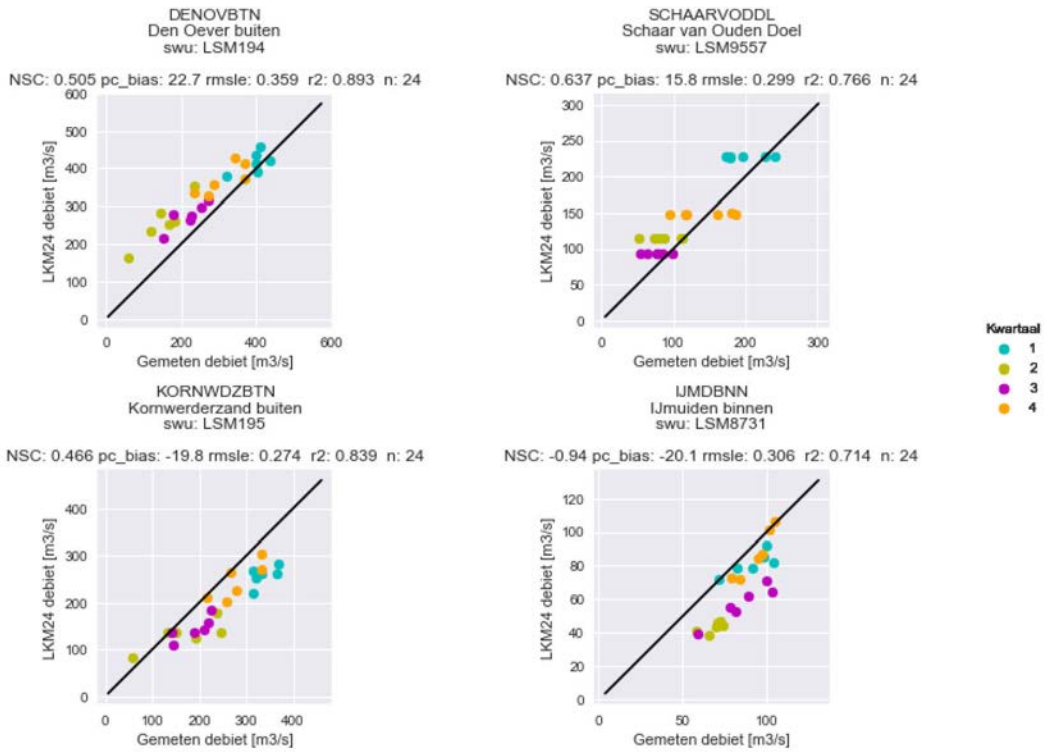


Figuur B11.4 Meetpunten langs de Waal, Oude en Nieuwe Maas: berekend debiet (y-as) versus gemeten debiet (x-as).

Validatie kwartaal debieten 2010-2015

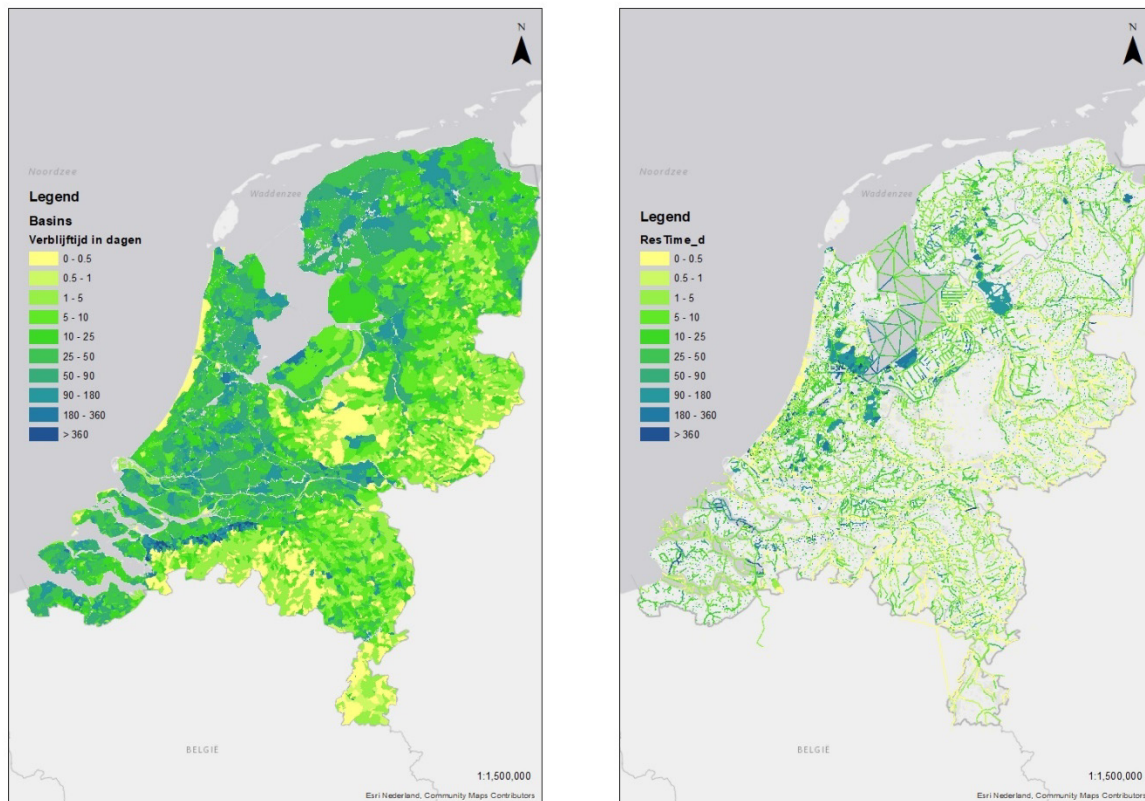


Validatie kwartaal debieten 2010-2015



Figuur B11.5 Meetpunten voor overige wateren (kanalen/waterlopen/sluizen): berekend debiet (y-as) versus gemeten debiet (x-as).

Bijlage 12 Verbliftijden LKM 2.4



Figuur B12.1 Verbliftijden in dagen voor de basin knooppunten (links) en SWU's (rechts) van de LKM 2.4-schematisering, zoals berekend voor het tweede kwartaal van 2015.

Bijlage 13 Aanvulling validatie LKM 2.4

In deze bijlage wordt een aantal aanvullende cijfers gegeven m.b.t. de validatie van de ongecorrigeerde en gecorrigeerde modelresultaten voor zomergemiddeld N-totaal en P-totaal op waterlichaamniveau uit LKM 2.4. Een deel van deze cijfers is terug te vinden in paragraaf 5.4.6.

Tabel B13.1 *Foutfactoren (95%) voor ongecorrigeerde en gecorrigeerde modelresultaten.*

Parameter	Ongecorrigeerd			Gecorrigeerd		
	Model-based	Model-based	Data-based	Model-based	Model-based	Data-based
	2010-2014	2015	2015	2010-2014	2015	2015
N-totaal	3.33	3.07	3.44	1.72	1.90	1.82
P-totaal	6.94	6.58	6.91	2.42	2.27	2.43

'Model-based' heeft hier betrekking op de aanname van de lognormale verdeling voor de verschillen tussen de gemodelleerde en gemeten concentraties. 'Data-based' heeft betrekking op het feit dat de schatting van de foutfactor geheel gebaseerd is op data, in dit geval op de gemodelleerde en gemeten concentraties voor 2015. Er ligt aan deze schatting dus geen aanname ten grondslag wat betreft het 'foutmodel'.

Tabel B13.2 *Modelling efficiencies voor dataset 2010-2014 en dataset 2015.*

Parameter	Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
	Dataset 2010-2014	Dataset 2015	Dataset 2010-2014	Dataset 2015
N-totaal	-0.351	-0.355	0.723	0.555
P-totaal	0.017	0.095	0.796	0.828

De overeenkomst tussen de schattingen voor modelling efficiencies voor de datasets 2010-2014 en 2015 komen goed overeen, behalve voor de gecorrigeerde N-totaalconcentraties. De lagere waarde voor dataset 2015 weerspiegelt enerzijds de hogere foutfactor voor de 2015-dataset, maar is anderzijds het (ongewenste) effect van een lagere spreiding van de gemeten N-totaalconcentraties in de 2015-dataset in vergelijking met de 2010-2014-dataset. Wordt er voor het laatste effect gecorrigeerd, dan komt de modelling efficiency voor N-totaal o.b.v. de 2015-dataset uit op 0.614.

Tabel B13.3 *Percentages gemeten zomergemiddelde concentraties voor 2015 vallend binnen de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval zoals gedefinieerd door de foutfactor bij verschillende betrouwbaarheden, geschat o.b.v. de 2010-2014-dataset.*

Parameter	Betrouw- baarheid	Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
		Foutfactor	% binnen interval	Foutfactor	% binnen interval
N-totaal	95%	3.33	95.0	1.72	93.8
	80%	2.20	88.0	1.43	83.2
	50%	1.51	64.5	1.21	56.9
P-totaal	95%	6.92	95.1	2.42	94.8
	80%	3.55	83.3	1.78	85.6
	50%	1.95	56.7	1.35	62.3

Deze cijfers laten zien dat bij lagere betrouwbaarheden het percentage concentraties vallend binnen het betrouwbaarheidsinterval behorend bij de foutfactor hoger is dan op basis van een lognormale verdeling te verwachten is voor zowel ongecorrigeerde als gecorrigeerde modelresultaten.

Tabel B14.4 Model-based en data-based foutfactoren bij verschillende betrouwbaarheden.

Parameter	Betrouw- baarheid	Ongecorrigeerd		Gecorrigeerd	
		Model-based 2010-2014	Data-based 2015	Model-based 2010-2014	Data-based 2015
N-totaal	95%	3.33	3.44	1.72	1.82
	80%	2.20	1.90	1.43	1.39
	50%	1.51	1.33	1.21	1.17
P-totaal	95%	6.92	6.91	2.42	2.43
	80%	3.55	3.12	1.78	1.60
	50%	1.95	1.76	1.35	1.23

In overeenstemming van de resultaten van tabel B14.3 komen de empirische schattingen van de foutfactoren voor de 2015-dataset bij lagere betrouwbaarheden lager uit dan de model-based-schattingen voor de 2010-2014-dataset.

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 3005
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 12.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.



To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Rapport 3005
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 12.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

