Lumbricus stofstromenanalyse; routes van nutrienten uit metingen

Lumbricus stofstromenanalyse; routes van nutrienten uit metingen

Joachim Rozemeijer (Deltares)
Gé van den Eertwegh (KnowH2O)
Frans Roelofsen (Deltares)
Linda van der Toorn (Waterschap Vechtstromen)
Jeroen van der Scheer (Waterschap Vechtstromen)
Janneke Klein (Deltares)
Arno Hooijboer (RIVM)
Perry de Louw (Deltares)
Bas van der Grift (Deltares)
Bas Worm (Waterschap Vechtstromen)

© Deltares, 2018, B

Titel
Lumbricus stofstromenanalyse; routes van nutrienten uit metingen

Project	Kenmerk	Pagina's
1220765-002	1220765-002-BGS-0004	94

Trefwoorden
Nutriënten, grondwater, oppervlaktewater

Samenvatting
Te hoge stikstof- en fosforconcentraties vormen op de zandgronden vanuit kwaliteitsoogpunt een grote belemmering voor het behalen van de KRW-doelen. Voor een effectieve aanpak van het nutriëntenprobleem moet helder zijn waar en via welke hydrologische routes de nutriënten in het oppervlaktewater terecht komen. Het doel van dit Lumbricus deelproject was om op regionaal niveau een kwantitatieve inschatting te geven van de bijdrage van verschillende hydrologische routes aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Daarmee levert dit project input voor de selectie van maatregelen in Lumbricus, maar ook voor de plannen voor specifiekere monitoring en verbeterde modellering van water- en stofstromen.

Uit de resultaten blijkt dat voor zowel het Vechtgebied als voor de deelstroomgebieden Stegeren, Karshoek en de Bruchterbeek de nutriëntenrijke samenstelling van het bovenste grondwater de grootste belasting vormt voor de oppervlaktewaterkwaliteit. Daarnaast speelt oppervlakkige afspoeling waarschijnlijk een rol, die door veldwaarnemingen en verbeterde modellering verder onderbouwd en gekwantificeerd zal moeten worden.

De huidige monitoring in het Vechtgebied biedt relatief weinig aanknopingspunten voor het achterhalen van de voor nutriënten belangrijke bronnen en transportprocessen. Het is bijvoorbeeld onduidelijk hoeveel de Lumbricus proeftuin Stegeren bijdraagt aan de te hoge nutriëntenconcentraties in de Vecht. Er vanuit gaande dat een vermindering van de belasting vanuit Stegeren gewenst is, zal extra gebiedsgerichte monitoring de *hotspots* en *hot moments* van nutriëntenverliezen in beeld moeten brengen om maatregelen effectief in te kunnen zetten.

Voor modellen die gebruikt worden om de effecten van maatregelen te berekenen is het van belang dat de verdeling in de bijdrage van oppervlakkige afstroming, uitstroom van drainage en ondiepe en diepere grondwaterstroming klopt. Vooral voor de snelle en dynamische ondiepe routes is dit een uitdaging door de voor deze processen lage ruimtelijke en temporele resolutie van de regionale modellen. Het wordt aanbevolen de modelconcepten te verifiëren en indien nodig aan te passen aan de hand van gemeten afvoeren via oppervlakkige afstroming en drains.

Gezien de verwachte grote bijdrage van het bovenste grondwater zullen maatregelen die de bodemoverschotten voor nutriënten reduceren (bijv. reductie van de mestgift, meer permanent grasland, minder uitspoelingsgevoelige gewassen, niet meer bemesten na scheuren, meer vanggewassen) relatief snel effect hebben. Ook het afvangen van nutriënten uit snelle transportroutes (oppervlakkige afstroming, drains, bovenste grondwater) met goed onderhouden bezinkvijvers, bezinkgreppels en/of natte bufferstroken is een kansrijke richting voor maatregelen.

Deltares

Titel
Lumbricus stofstromenanalyse; routes van nutrienten uit metingen

Project	Kenmerk	Pagina's
1220765-002	1220765-002-BGS-0004	94

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	Oktober 2018	Joachim Rozemeijer		Vince Kaandorp	VK	Marijn Kuijper	

Status
definitief

Inhoud

1 Introductie 1
1.1 Aanleiding en doel 1
1.2 Verbinding met Programma Lumbricus 2
1.3 Aanpak in het kort 2
1.4 Leeswijzer 3

2 Gegevensverzameling 5
2.1 Onderzoeksgebieden 5
2.2 Meetgegevens 7
2.3 Grondwatermodel 7

3 Synthese oppervlaktewaterkwaliteit 9
3.1 Meetlocaties 9
3.2 Trends 10
3.3 Seizoenvariaties 12
3.4 Verschillen tussen jaren 16

4 Synthese grondwaterkwaliteit 19
4.1 Meetgegevens 19
4.2 Indeling in gebiedstypen 20
4.3 Concentraties in het bovenste grondwater in landbouwgebieden 25
4.4 Concentraties in het ondiepe grondwater 27
4.5 Concentraties in het diepe grondwater 29
4.6 Grondwaterkwaliteit in Waterschap Vechtstromen 31
4.7 Grondwaterkwaliteit per deelstroomgebied 32

5 Grondwaterbijdragen aan oppervlaktewaterafvoer 35
5.1 Methodiek 35
5.2 Vecht 36
5.3 Stegeren 38
5.4 Karshoek 40
5.5 Bruchterbeek 42
5.6 Vergelijking stroomgebieden 44

6 Grondwaterbijdragen aan oppervlaktewatervrachten 45
6.1 Vecht 45
6.2 Stegeren 48
6.3 Karshoek 50
6.4 Bruchterbeek 52
6.5 Vergelijking stroomgebieden 54

7 Water- en stoffenbalans Vecht 57
7.1 Inleiding 57
7.2 Systeem en informatie 57
7.3 Waterbalans Vechttraject 58
7.4 Massabalansen chemie Vechttraject 61
7.5 Kanttekeningen en aanbevelingen 67

8 Conclusies en aanbevelingen **69**
8.1 Conclusies 69
8.2 Aanbevelingen 70
8.2.1 Monitoring 70
8.2.2 Modellering 71
8.2.3 Maatregelen 71

A. Basiskaarten gebiedstypenkaart **75**

B. Methoden trendanalyse **79**

C. Meetreeksen en trends nutriënten van belangrijkste meetpunten **81**

D. Seizoenvariaties **85**

E. Variaties tussen jaren **89**

F. Verdeling gebiedstypen **93**

1 Introductie

1.1 Aanleiding en doel

Te hoge stikstof- en fosforconcentraties vormen op de zandgronden vanuit kwaliteitsoogpunt gezien een grote belemmering voor het behalen van de KRW-doelen (naast de eveneens grote problemen met de vereiste watervoerendheid (waterkwantiteit) en de hydromorfologie). Uit diverse onderzoeksrapporten en de evaluatie van Waterbeheerplannen blijkt dat de waterkwaliteit zich weliswaar positief ontwikkelt, maar nog onvoldoende is om grootschalig ecologisch herstel van aquatische ecosystemen mogelijk te maken. Voor een effectieve aanpak van het nutriëntenprobleem moet helder zijn waar en via welke hydrologische routes de nutriënten in het oppervlaktewater terecht komen. Als bijvoorbeeld de meeste nutriënten via buisdrainage de sloot bereiken, dan zijn maatregelen die op deze route ingrijpen (regelbare drainage, puridrain) het meest effectief. Eenzelfde redenatie geldt voor oppervlakkige afstroming en de daarmee afspoelende meststoffen.

Het doel van de stofstromenaanpak is om op regionaal niveau een kwantitatieve inschatting te geven van de bijdrage van verschillende hydrologische routes aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. De stofstromenaanpak is eerder toegepast voor de provincie Brabant (STROMON, Rozemeijer et al., 2008), de provincie Limburg (WAHYD, Klein et al., 2008), in het project Monitoring Stroomgebieden voor de Drentse Aa (Van der Grift et al., 2011), voor Waterschap Aa en Maas (Van den Eertwegh et al., 2015) en voor de Groote Molenbeek (Soetens en Zwart, 2017).

Voor de Vecht en een aantal deelgebieden betekent deze aanpak dat we een systeemanalyse uitvoeren voor water en nutriënten, waarvoor we herkomst/bronnen en afvoerroutes bepalen. Binnen het Programma Lumbricus betekent dit een integratie van modelberekeningen en veldmetingen, van grondwater en oppervlaktewater. Deze analyse leidt tot het vinden van de meest efficiënte maatregelen die aangrijpen op relevante routes en tot specifieke aanbevelingen voor monitoring. Ook zal deze analyse uitwijzen of rekenmodellen op een correcte manier de relevante processen simuleren, of processen ontbreken en of de schematisatie correct is. Binnen het Programma Lumbricus kunnen we dan in een volgende fase (2018-2019) doelgericht verbeteringen aanbrengen en ontbrekende en betere informatie verzamelen.

Samengevat kent de stofstromenaanpak de volgende uitgangspunten, die we gaan staven aan de analyseresultaten:

- Neerslag-afvoer naar het oppervlaktewater bestaat voor het grootste deel (> 90%) uit gedraineerd grondwater, voor een kleiner deel (<10%) uit oppervlakkige afstroming (gebaseerd op ervaringen uit gedetailleerde meet- en modelstudies zoals Monitoring Stroomgebieden, DYNAQUAL, DOVE).
- Het grondwater kan korte reistijden met ondiepe stroombanen of juist lange reistijden en diepe stroombanen hebben en alles hier tussenin.
- Onder droge omstandigheden met een basisafvoer lijkt het oppervlaktewater qua samenstelling op het diepere grondwater.
- Onder nattere omstandigheden gaat ook het bovenste grondwater en eventueel drainagewater en oppervlakkige afstroming bijdragen aan de hoeveelheid en samenstelling van oppervlaktewater.

- Naast de diffuse belasting vanuit het grondwater zijn puntbronnen (RWZI's, lozingen), eventueel inlaatwater en (bio)chemische processen in het oppervlaktewater belangrijk.

We kijken in deze stofstromenanalyse naar de nutriënten N en P en hun deelcomponenten (NO3, NH4, particulair N, PO4, particulair P). Daarnaast nemen we voor zover mogelijk Cl, EC en pH mee in de analyses, als mogelijke verklarende parameters die veel gemeten worden in grond- en oppervlaktewater.

1.2 Verbinding met Programma Lumbricus

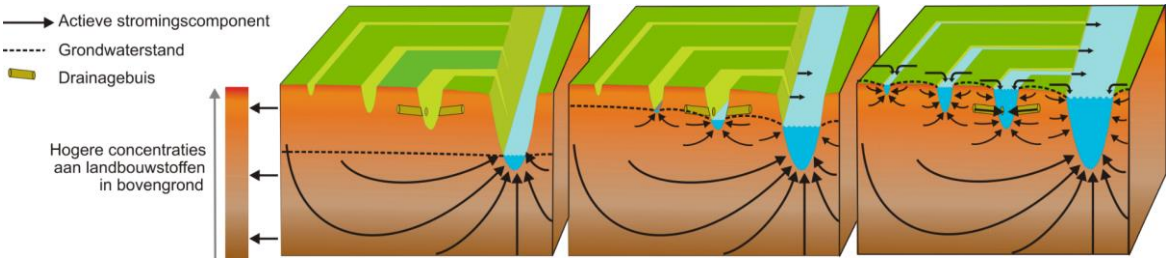
Binnen Lumbricus staan maatregelen ten behoeve van een klimaatrobuust bodem- en watersysteem centraal. Een van de belemmeringen voor het halen van de KRW doelen op de Nederlandse zandgronden zijn de te hoge concentraties nutriënten. Vooral binnen de Lumbricus pijlers 'Bewuste Bodem' en 'Wellend Water' wordt daarom onder meer gezocht naar effectieve maatregelen voor het verminderen van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Voor de selectie van maatregelen moet het helder zijn waar en via welke hydrologische routes de nutriënten in het oppervlaktewater terecht komen. Voor de pilotgebieden Raam en Groote Molenbeek in het zuiden van Nederland is een stofstromenanalyse al grotendeels uitgevoerd. Binnen dit deelproject brengen we ook voor het pilotgebied van Vechtstromen de bijdragen van verschillende routes zo nauwkeurig mogelijk kwantitatief in beeld op basis van bestaande gegevens. Daarmee levert dit project input voor de selectie van maatregelen in Lumbricus, maar ook voor de plannen voor specifiekere monitoring en verbeterde modellering van stofstromen.

1.3 Aanpak in het kort

In deze stofstromenanalyse wordt beschikbare regionale meet- en modelinformatie van het Vechtgebied aangewend voor het ruimtelijk kwantificeren van routes van water en nutriënten. Een beeld van de bijdragen van oppervlakkige afstroming, drainafvoer en grondwater (ondiep, diep) aan de oppervlaktewaterkwaliteit is essentieel voor het selecteren van de juiste maatregelen.

De bestaande meetgegevens van nutriënten in grondwater, drainwater en oppervlaktewater vormen de basis voor de stofstromenanalyse. Deze gegevens komen van de Waterschappen (oppervlaktewater), Provincies (grondwater), het RIVM (bovenste grondwater, drainwater, slootwater) en Vitens (grondwater). We gebruiken bestaande dynamische grondwatermodellen voor het inschatten van de waterfluxen naar het oppervlaktewater via de verschillende routes.

Uitgangspunt voor de stofstromenbenadering is dat de oppervlaktewaterkwaliteit onder bepaalde afvoeromstandigheden de resultante is van een bepaalde mengverhouding van grondwater afkomstig vanuit de verschillende diepteniveaus (zie Figuur 1.1). Bij snelle afvoer verschuift deze mengverhouding naar de ondiepere, snellere afvoercomponenten. Bij basisafvoer hebben de diepere, tragere afvoercomponenten meer invloed. Door de verschillen in waterkwaliteit tussen de diepteniveaus hebben de verschuivingen in de mengverhouding gevolgen voor de oppervlaktewaterkwaliteit. Dit conceptuele model legt de verbinding tussen hydrologie en waterkwaliteit in bodem-, grond- en oppervlaktewater en is gepubliceerd door Rozemeijer & Broers (2007).



Figuur 1.1 Conceptueel model over de relaties tussen hydrologie en waterkwaliteit in bodem-, grond- en oppervlaktewater: de oppervlaktewaterkwaliteit onder bepaalde afvoeromstandigheden de resultante is van een bepaalde mengverhouding van grondwater afkomstig vanuit de verschillende diepteniveaus (Rozemeijer & Broers, 2007).

1.4 Leeswijzer

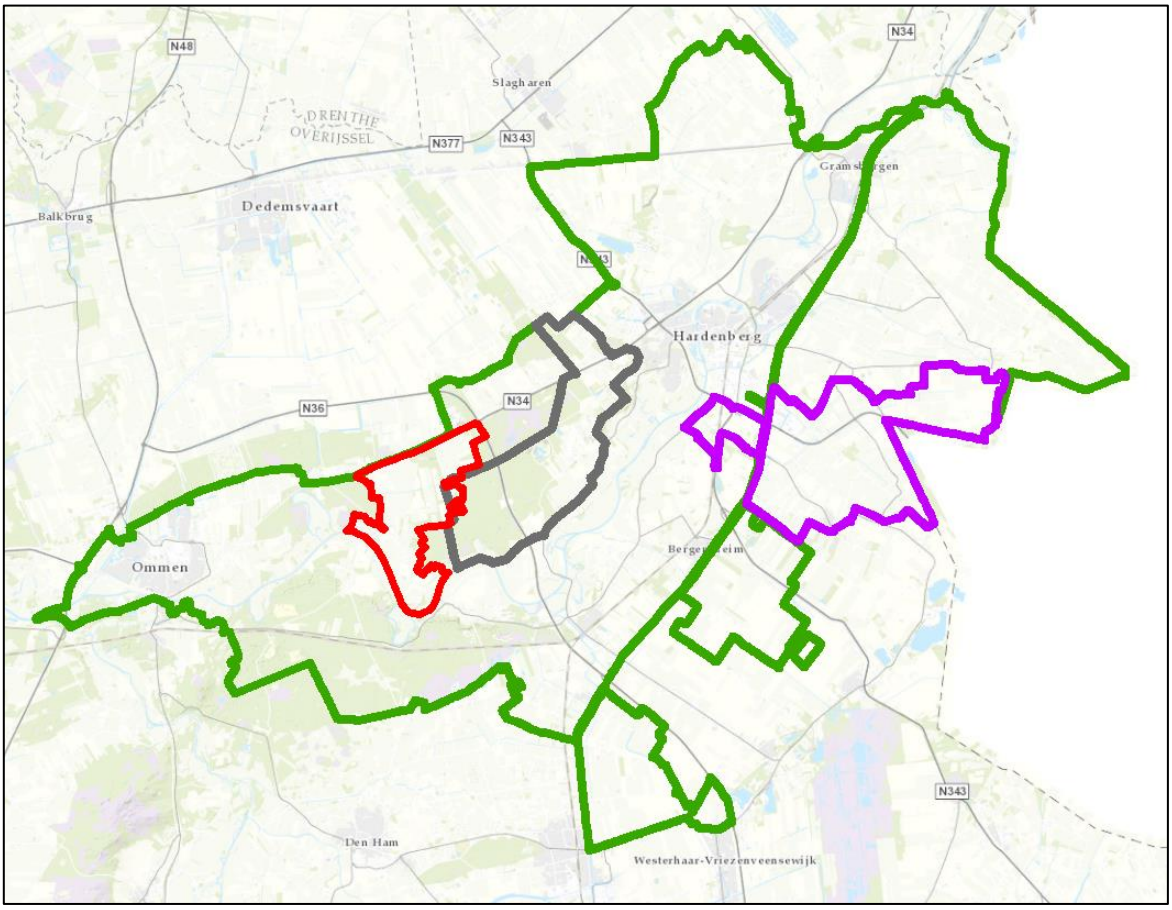
In de hoofdstukken van dit rapport wordt achtereenvolgend beschreven:

- De gegevensverzameling
- De synthese van oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens
- De synthese grondwaterkwaliteitsgegevens
- De inschattingen van de grondwaterbijdragen aan oppervlaktewaterafvoer
- De inschattingen van de grondwaterbijdragen aan vrachten
- De water- en stoffenbalans Vecht
- De conclusies en aanbevelingen

2 Gegevensverzameling

2.1 Onderzoeksgebieden

Binnen deze stofstromenanalyse richten we ons op het stroomgebied van de Vecht voor zover dat zich binnen het beheergebied van Waterschap Vechtstromen bevindt. De begrenzing van het stroomgebied is weergegeven in Figuur 2.1. Aan de noordoostkant ten zuiden van de Vecht doorkruist het Kanaal Almelo-De Haandrik het stroomgebied. Het kanaal watert normaliter niet af op de Vecht en maakt dus geen deel uit van het stroomgebied. Bij lage Vechtafvoeren kan er wel deels sprake zijn van afwatering met een beperkt debiet. Een deel van de waterlopen aan de zuidoostkant komt in het kanaal uit en ligt ook buiten de begrenzing. Dit geldt bijvoorbeeld voor het stroomgebied van de Dooze. Er gaan echter ook waterlopen onder het kanaal door en die zijn wel met de Vecht verbonden. Dit geldt bijvoorbeeld voor de Bruchterbeek.

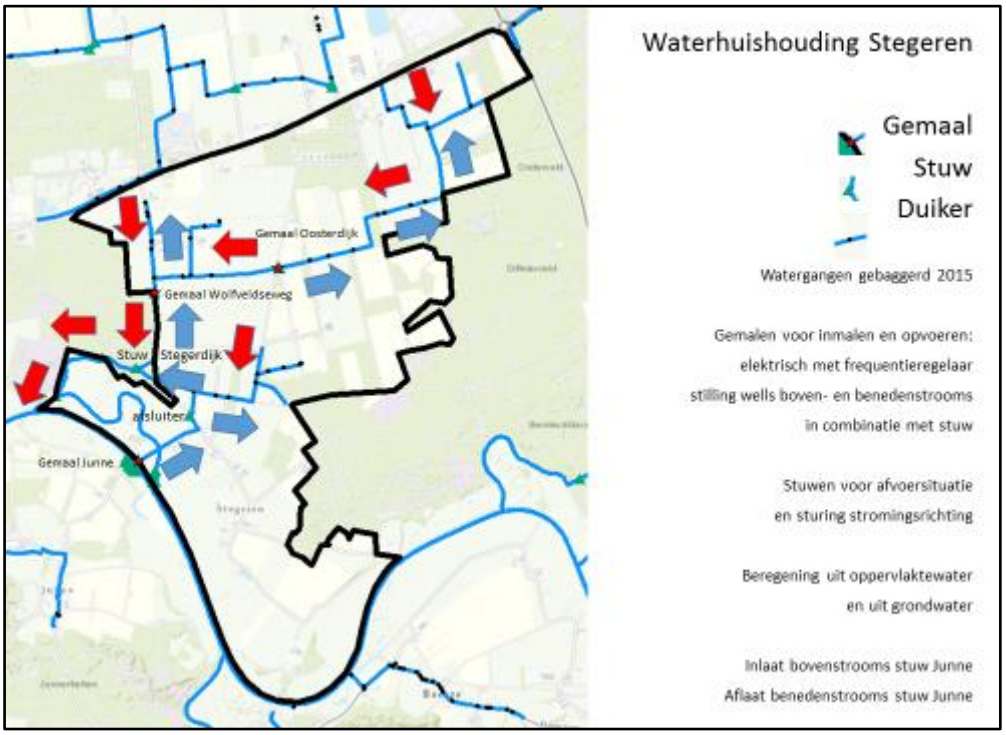


Figuur 2.1 De begrenzing van het stroomgebied van de Vecht binnen het beheergebied van Waterschap Vechtstromen (groen) en de deelgebieden Stegeren (rood), Karshoek (grijs) en de Bruchterbeek (paars).

Binnen het stroomgebied van de Vecht is in gezoomd op 3 deelstroomgebieden; Stegeren, Karshoek en de Bruchterbeek (zie Figuur 2.1).

Naast het vanggebied van de Vecht is Stegeren is een deel van de Proeftuin Noord binnen het Programma Lumbricus. Het gebied is voornamelijk in agrarisch gebruik (veehouderij). Aan de zuidwestkant watert het gebied via een gemaal af op de Vecht. Net bovenstrooms van stuw Junne in het zuiden is inlaat van Vechtwater mogelijk via een opvoergemaal en via twee

gemalen in het gebied kan dat inlaatwater ook het hoger gelegen noorden van het stroomgebied bij Stegeren bereiken (zie Figuur 2.2). Het gebied Stegeren is geselecteerd omdat deze stofstromenanalyse nuttige informatie kan opleveren voor de verdere modellering en monitoring in deze proeftuin en voor de te nemen maatregelen.



Figuur 2.2 Begrenzing van deelgebied Stegeren en waterstroming bij wateraanvoer (blauw) en -afvoer (rood).

Direct ten oosten van Stegeren ligt het stroomgebied Karshoek (Figuur 2.1). Karshoek bestaat voor het grootste deel uit natuur en voor ongeveer een derde uit landbouw. Het stroomgebied staat aan de zuidwestkant in open verbinding met de Vecht. In Karshoek ligt een Natura2000 opgave en zijn een aantal kennislacunes geformuleerd. In dit gebied komen zowel grondwaterafhankelijke habitattypen als stroomdalgraslanden voor. Beide worden sterk beïnvloed door de waterkwaliteit van zowel het grondwater (kwel) als het oppervlaktewater (Vecht, oude meander die in verbinding staat met de Vecht, Rheezerwaterleiding). Dit oppervlaktewater lijkt de direct omliggende vegetatie (negatief) te beïnvloeden, daarnaast spelen inundaties in hoogwatersituaties en nutriënten die via oppervlakkige afstroming uit het aangrenzende landbouwgebied komen een rol.

Aan de oostkant van de Vecht ligt het deelstroomgebied van de Bruchterbeek. Het stroomgebied bestaat grotendeels uit landbouw (voornamelijk veehouderij, maar ook wat akkerbouw). De Bruchterbeek gaat onder het Kanaal Almelo-De Haandrik door en watert ten zuiden van Hardenberg vrij af op de Vecht. De Bruchterbeek is geselecteerd omdat dit het enige hoofdzakelijk agrarische deelstroomgebied is met een lange meetreeks voor waterkwaliteit.

2.2 Meetgegevens

Voor de stofstromenanalyse zijn de volgende meetgegevens verzameld:

- Oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens van Waterschap Vechtstromen.
- Afvoergegevens van Waterschap Vechtstromen.
- Gegevens van de kwaliteit van het bovenste grondwater op landbouwbedrijven uit het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid van het RIVM.
- Grondwaterkwaliteitsgegevens uit het Provinciale Meetnet Grondwaterkwaliteit (PMG) van provincie Overijssel.
- Grondwaterkwaliteitsgegevens uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) van het RIVM.
- Grondwaterkwaliteitsgegevens rond intrekgebieden van drinkwaterwinningen van Vitens.

2.3 Grondwatermodel

Voor een inschatting van de bijdragen van oppervlakkige afstroming, drains, het bovenste grondwater en het diepere grondwater aan de waterfluxen naar het oppervlaktewater is gebruik gemaakt van een grondwatermodel. Het gebruikte model is afgeleid uit het regionale MIPWA 2.0 model (Tauw, 2015). Aan het model is door Tauw een MetaSWAP-module toegevoegd voor de onverzadigde zone. Daarnaast is de schematisatie van de ondergrond en van het oppervlaktewaterstelsel verfijnd. Vervolgens is het aangepaste model gekalibreerd (Tauw, 2015). In dit gekalibreerde model zijn in 2016 door Arcadis nog een aantal aanpassingen gedaan om de huidige situatie beter te schematiseren (drainage, onttrekkingen, oppervlaktewatersysteem). Dit laatste model is zonder verdere aanpassingen gebruikt voor deze stofstromenanalyse. Wel is de modelperiode verlengd tot en met 2016. Hiertoe zijn de updates van de meteorologische reeksen en de onttrekkingen uit MIPWA 3.0 gebruikt.

3 Synthese oppervlaktewaterkwaliteit

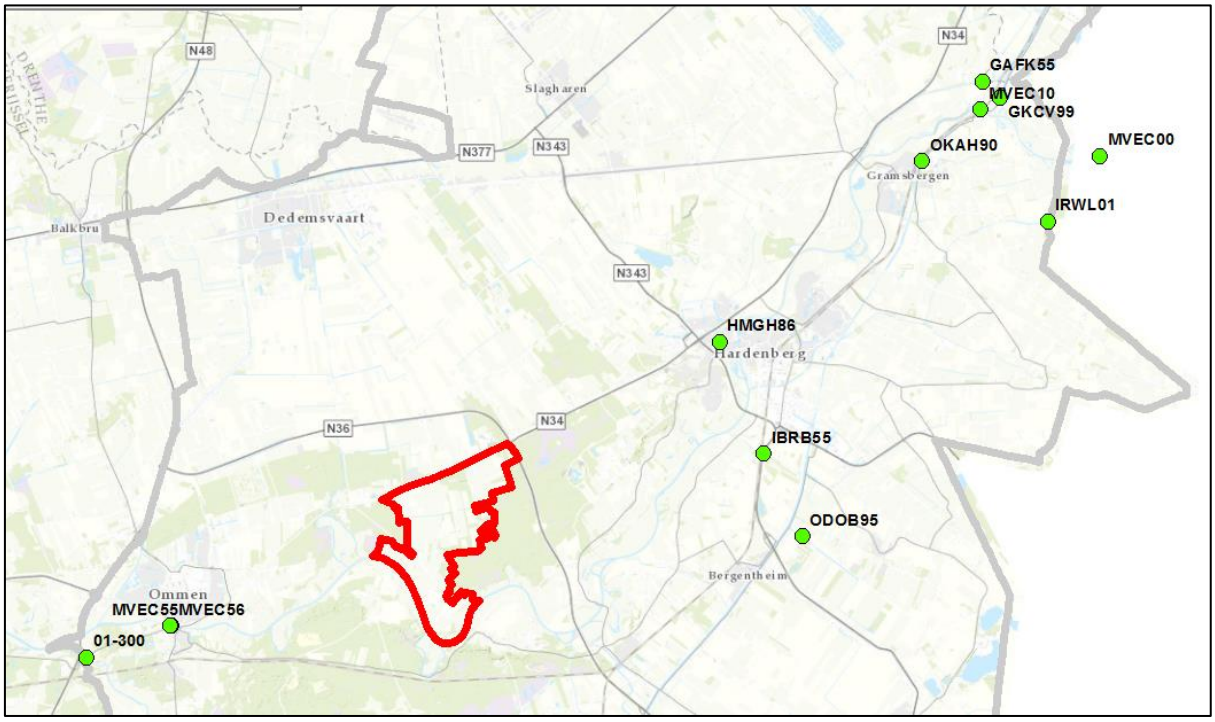
In dit hoofdstuk beschrijven we een beknopte analyse van de door Waterschap Vechtstromen aangeleverde meetgegevens voor oppervlaktewaterkwaliteit. Daarbij ligt de nadruk op de trends en seizoenvariaties voor de meetlocaties met lange meetreeksen.

3.1 Meetlocaties

Waterschap Vechtstromen heeft voor meer dan 200 meetlocaties waterkwaliteitsgegevens aangeleverd, waarvan op ongeveer de helft nutriënten zijn gemeten. In deze dataset zijn geen waterkwaliteitsgegevens gevonden binnen het proefgebied Stegeren, op twee eenmalige metingen uit de jaren `90 na. Reeksen met 10 jaar aan maandelijkse nutriëntenmetingen (N-tot en P-tot) zijn beschikbaar voor een tiental locaties in het Vechtgebied (Figuur 3.1). Voor deze locaties zijn ook gegevens beschikbaar voor de nutriënten deelparameters NO3, NH4, en PO4 en meestal ook voor parameters als pH, EC, O2, Cl. Voor de Vecht bij de brug bij Ommen (MVEC55/56) is ook een lange reeks (2002-2014) met wekelijkse metingen met een autosampler beschikbaar. Van 2008 tot en met 2014 zijn ook wekelijkse autosampler metingen beschikbaar bij stuw De Haandrik (MVEC10).

Van de deelstroomgebieden die bijdragen aan de Vecht zijn over het algemeen geen lange waterkwaliteitsmeetreeksen beschikbaar. De Bruchterbeek (IBRB55) is daarop een uitzondering. Het grotendeels agrarische stroomgebied van de Bruchterbeek ligt geheel binnen het stroomgebied van de Vecht (zie ook paragraaf 2.1). Ook voor de meetlocatie in de Molengoot bij Hardenberg (HMGH86) is een goede meetreeks beschikbaar. De waterkwaliteit op deze meetlocatie wordt sterk beïnvloedt door effluent vanuit een waterzuiveringsinstallatie. De andere meetlocaties met goede reeksen staan sterk onder invloed van Vechtwater en/of water vanuit Duitsland.

De meetreeksen zijn visueel gecontroleerd op inconsistenties. De detectielimieten varieerden door de jaren heen en zijn gelijk gesteld op de hoogste detectielimiet. Voor de analyses is de waarde gelijk gesteld aan de helft van de detectielimiet. Voor een eerste beeld van de trends en de seizoendynamiek in de oppervlaktewaterkwaliteit maken we gebruik van de meetlocaties in de Vecht bij Ommen (MVEC55/56) en in de Bruchterbeek. De andere meetlocaties laten vergelijkbare patronen zien.



Figuur 3.1 Locaties in het Vechtgebied met lange meetreeksen voor nutriënten (minimaal 10 jaar maandelijkse metingen). Gebied Stegeren binnen rode contour.

3.2 Trends

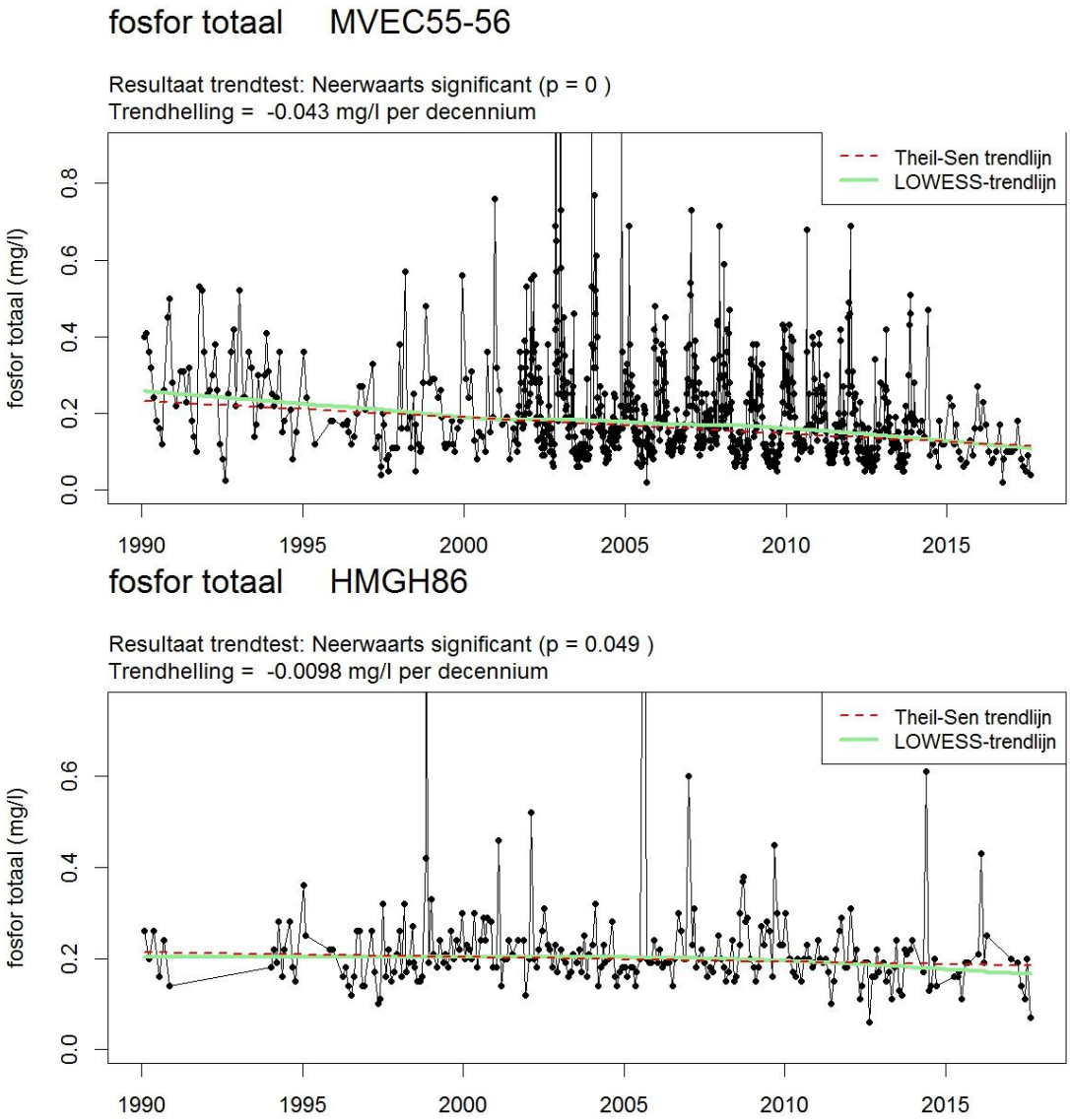
Voor de locaties met lange meetreeksen is een trendanalyse gedaan. Daarvoor zijn enkele robuuste statistische methodes gebruikt, die niet of nauwelijks gevoelig zijn voor uitschieters in de datasets. De gebruikte methodes zijn beschreven in de internationale wetenschappelijke literatuur en worden veelvuldig gehanteerd zowel in de hydrologie als in andere disciplines. Er zijn voor de trendanalyse drie methodes gehanteerd, die alle drie verschillende informatie opleveren en elkaar kunnen versterken:

1. De Seasonal Mann Kendall trendtest (Hirsch and Slack, 1984) is een statistische test die aangeeft of er een significante opwaartse of neerwaartse trend in de gegevens aanwezig is. Deze Seasonal Mann Kendall test geeft nog geen informatie over de grootte (helling/steilheid) van de trend.
2. De Theil-Sen hellingschatter (Hirsch et al., 1982) geeft die informatie wel. Met deze methode is de mediane trendhelling met het 95% betrouwbaarheidsinterval bepaald. Een minpunt van deze analyse is dat er slechts één (mediane) helling voor de hele meetperiode berekend wordt, terwijl een trend ook tijdens de meetperiode steiler kan worden of kan afvlakken.
3. De LOWESS-trendlijn (Cleveland, 1979) trekt een globale kromme, een soort lokale mediaan, door de meetgegevens, waardoor een trendlijn ontstaat die bijvoorbeeld kan afvlakken als een trend niet doorzet.

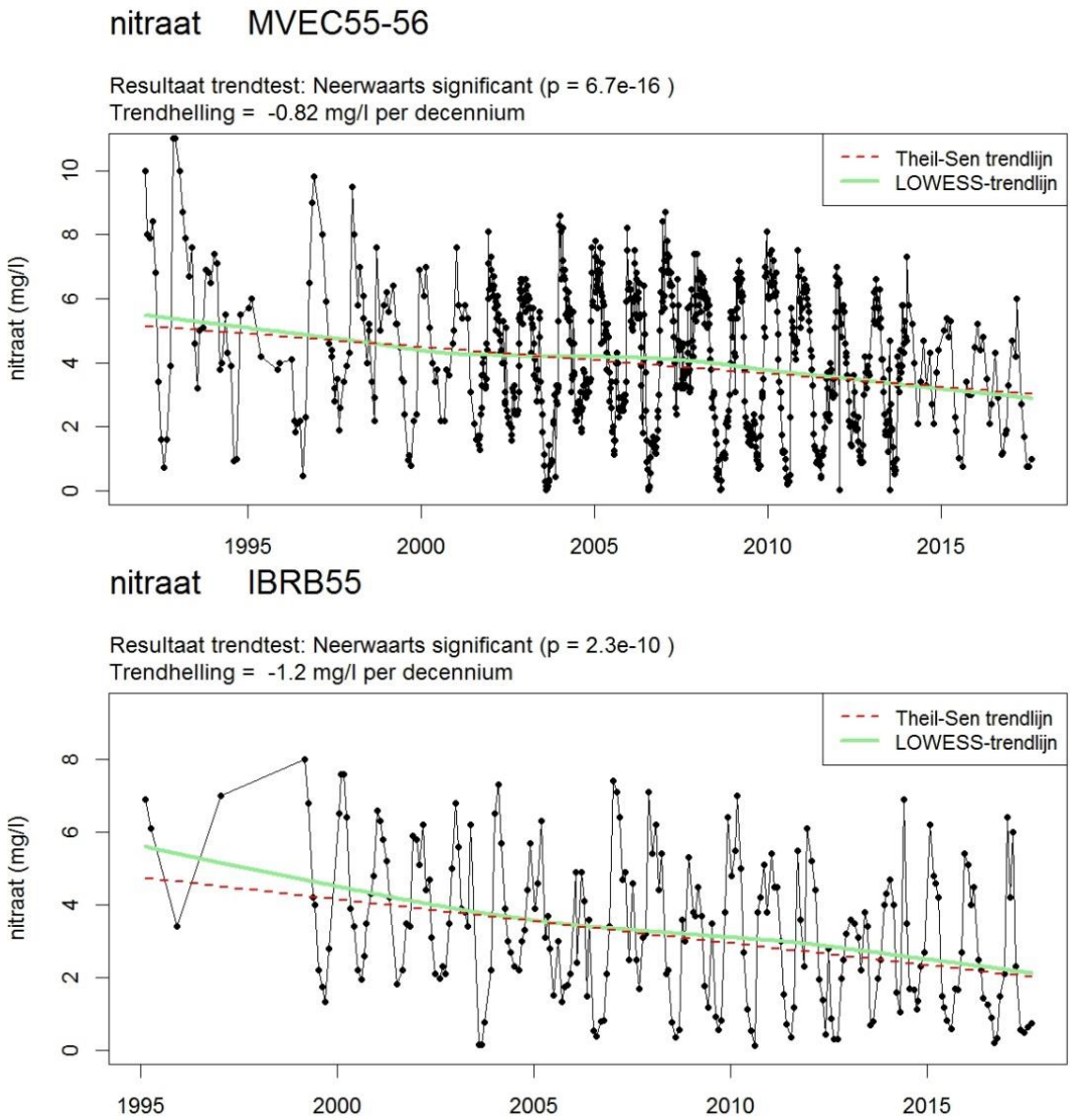
De methodes zijn ontleend aan eerder onderzoek naar trends in oppervlaktewater (o.a. Kronvang et al., 2008) en grondwater (o.a. Visser, 2009). De analyses zijn uitgevoerd in het statistische programma R (R Development Core Team, 2009). In Bijlage A worden de drie methodes nader beschreven.

De meetreeksen met trends voor de Vecht bij Ommen en voor de Bruchterbeek zijn voor P-totaal weergegeven in Figuur 3.2 en voor nitraat in Figuur 3.3. Nitraat (NO3) is op beide locaties

de belangrijkste fractie van N-totaal. Dezelfde figuren voor fosfaat, ammonium en Kjeldahl-N zijn weergegeven in Bijlage C. De figuren geven alle individuele metingen met daardoorheen de LOWESS-trendlijn en de trendlijn volgens de Theil-Sen hellingschatter. Boven de grafieken staat ook de numerieke waarde van de Theil-Sen trendhelling in mg/l per decennium. Daarnaast staat boven de grafieken het resultaat van de Seasonal Mann Kendall trendtest. Voor alle relevante deelparameters is er een neerwaartse trend in concentraties zowel in de Vecht bij Ommen als in de Bruchterbeek. Dit sluit aan bij de neerwaartse trends in nutriëntenconcentraties die landelijk zijn vastgesteld op MNLSO en KRW meetlocaties (Fraters et al., 2017).



Figuur 3.2 Trends in P-totaal concentraties in de Vecht bij Ommen (boven) en in de Bruchterbeek (onder).



Figuur 3.3 Trends in nitraat (NO3) concentraties in de Vecht bij Ommen (boven) en in de Bruchterbeek (onder). Concentraties in mg NO3-N / l.

3.3 Seizoenvariaties

Variaties in weersomstandigheden zijn een belangrijke oorzaak van variaties in de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater omdat vrachten vanuit bovenstroomse landbouwgebieden worden beïnvloed door neerslaghoeveelheden en temperatuur. De effecten hiervan op de eutrofiëringstoestand van ontvangende waterlichamen zijn ook deels weersafhankelijk.

Tabel 3.1 geeft een overzicht van de belangrijkste processen die de invloed van de weersomstandigheden op het transport van nutriënten veroorzaken. In natte periodes worden ondiepe en oppervlakkige stromingsroutes van percelen naar het oppervlaktewatersysteem belangrijker (Rozemeijer, 2010). Via deze ondiepe routes worden meer nutriënten vanuit de bodem meegevoerd (zie ook Figuur 1.1). In het oppervlaktewatersysteem zijn de verblijftijden in natte condities relatief kort waardoor biologische omzetting- of vastleggingsprocessen minder vat kunnen krijgen op de nutriënten. De lagere temperaturen in natte periodes (winterperiode) zorgen bovendien voor een lagere bacteriologische activiteit, wat de

biologische omzetting ook vertraagt. Onderstaande tabel geeft een samenvatting van de klimaatinvloeden op de nutriëntenconcentraties in oppervlaktewater.

Tabel 3.1: Overzicht van de consequenties van natte en droge omstandigheden op het transport van nutriënten.

Droog	Nat
Diepe, relatief schone routes naar het oppervlaktewater; weinig uitspoeling.	Ondiepe routes naar het oppervlaktewater; veel uitspoeling uit en afstroming vanaf percelen.
Lage stroomsnelheden; lange verblijftijden; meer vegetatieopname, vastlegging en omzetting.	Hoge stroomsnelheden, korte verblijftijden; minder vegetatieopname, vastlegging en omzetting
Hoge temperaturen; meer/snellere vegetatieopname, vastlegging en omzetting.	Lagere temperaturen; minder vegetatieopname, vastlegging en omzetting
Consequentie: Lage concentraties nutriënten	Consequentie: Hoge concentraties nutriënten

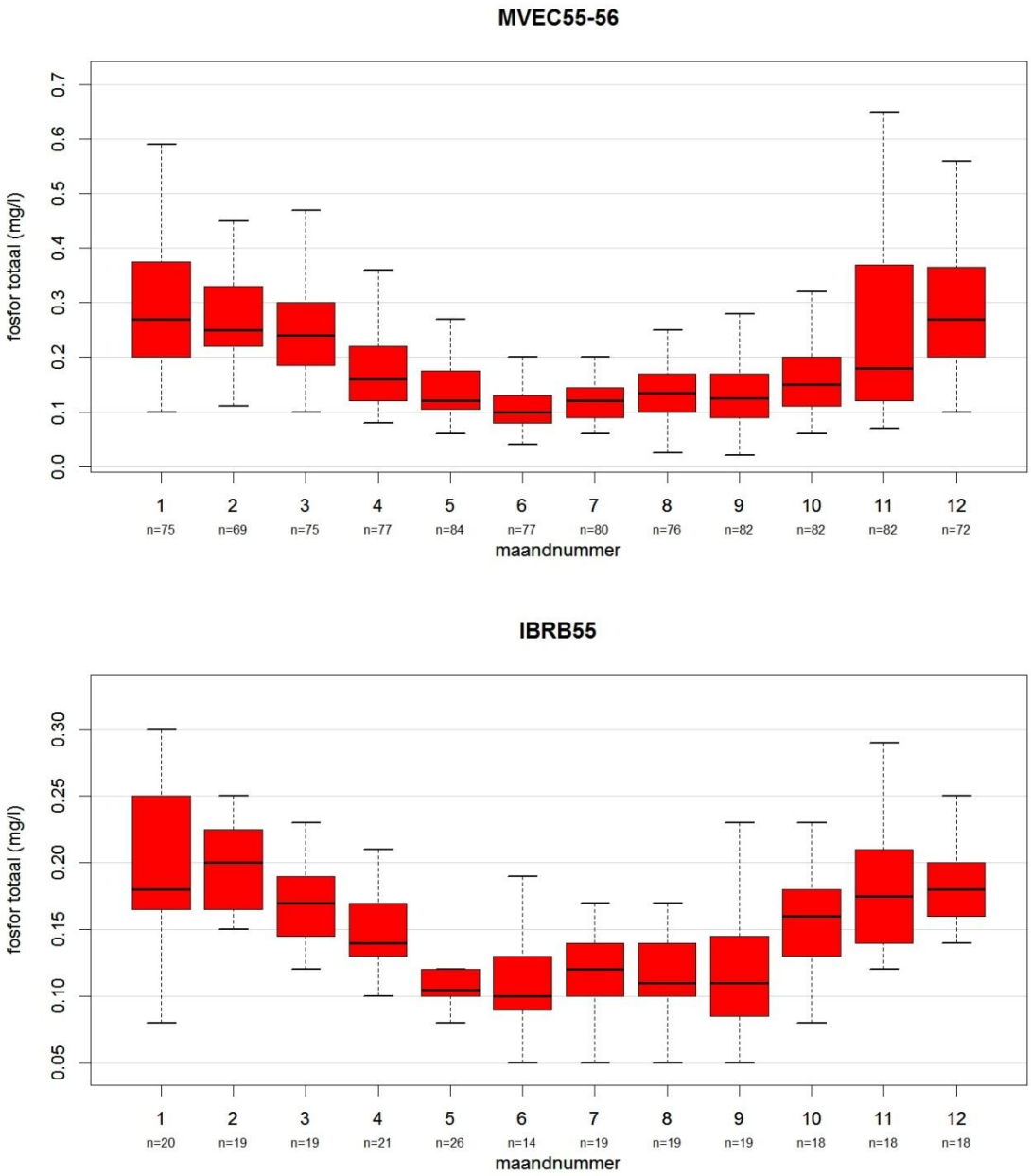
Oppervlakkige afstroming is een hydrologisch proces dat veelal lastig op een correcte manier te modelleren is. Het procesmatig modelleren van oppervlakkige afstroming vereist veel detail in de modelschematisatie en een goede koppeling tussen maaiveld-, bodem- en grondwater. Daarnaast moeten tijdstappen van minder dan 1 dag (bijv. 1 uur of 10 minuten) gebruikt worden. Voor regionale modellen is een vereenvoudiging nodig die recht doet aan de effecten van oppervlakkige afstroming op de hydrologie en de waterkwaliteit op stroomgebiedsniveau. Mede door een gebrek aan meetinformatie is er nog weinig bekend over hoe oppervlakkige afstroming in regionale modellen correct meegenomen kan worden. Bij Waterschap Aa en Maas wordt momenteel in Lumbricus-verband geëxperimenteerd met aanpassingen in het regionale grondwatermodel ten aanzien van oppervlakkige afstroming. Van de ervaringen die men daar opdoet kan in een vervolgstap binnen Proeftuin Noord gebruik gemaakt worden. Oppervlakkige afstroming kwantitatief correct modelleren is een eerste stap; de daarmee gepaard gaande afspoeling van meststoffen modelleren is weer een extra uitdaging. Deze stap vereist ook koppelingen tussen hydrologie en het transport van opgeloste stoffen en sediment. Daarnaast is accurate informatie nodig over het actuele bodemmanagement door agrariërs.

De processen in Tabel 3.1 leveren grote verschillen op in nutriëntenconcentraties tussen zomer en winter, maar ook tussen droge en natte weerjaren. Het is overigens ook mogelijk dat de nutriëntenconcentraties juist in de zomer hoger zijn, bijvoorbeeld door oppervlakkige afstroming na intensieve buien. Hetzelfde geldt voor gebieden waar de invloed van nutriëntenrijk kwelwater dominant is. Ook is het mogelijk dat de relatieve bijdrage van nutriëntenrijk RWZI-effluentwater ‘s zomers groter is. Daarnaast kan inlaatwater tot hogere concentraties nutriënten in de zomer leiden.

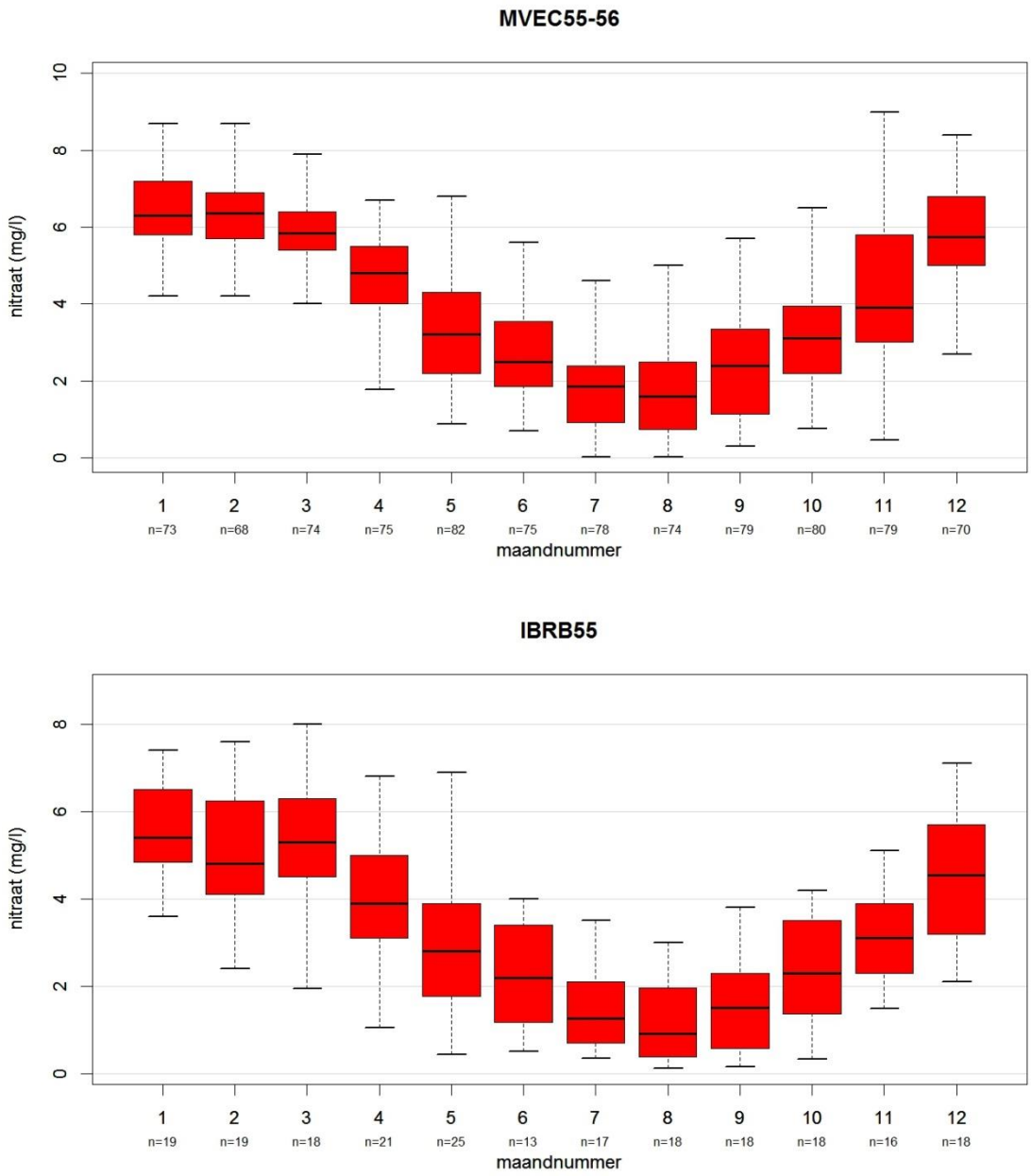
Voor een beeld van de weer-gerelateerde seizoenvariaties in de concentraties zijn de meetgegevens van de meetlocaties in de Vecht bij Ommen en in de Bruchterbeek ingedeeld in boxplots per maand. De boxplots geven de mediaan, de p25 en p75 en de range exclusief extreme waarden.

De seizoenvariaties voor de Vecht bij Ommen en voor de Bruchterbeek zijn voor P-totaal weergegeven in Figuur 3.2 en voor nitraat in Figuur 3.5. Nitraat is op beide locaties de belangrijkste fractie van N-totaal. Dezelfde figuren voor fosfaat, ammonium en Kjeldahl-N zijn weergegeven in Bijlage C. Voor alle nutriënten en deelcomponenten is een duidelijk seizoenspatroon te zien met in de winter hogere concentraties dan in de zomer. Dat betekent dat voor de nutriënten af- en uitspoeling de belangrijkste bron is, zowel in de Bruchterbeek als in de Vecht bij Ommen. De waterkwaliteit van de Vecht wordt ook door RWZI-effluent beïnvloedt, maar gezien de lage concentraties in de zomer is deze bron niet dominant (zie ook

Hoofdstuk 7). Voor P-totaal kan naast de directe uit- en afspoeling ook opwerveling van sediment een rol spelen bij de hogere concentraties in de winter, als de stromingssituatie hiertoe aanleiding geeft (hoge debieten). Er is op beide locaties waarschijnlijk niet of nauwelijks sprake van nalevering van P-totaal uit het sediment. Deze nalevering zou voor hogere fosfaatconcentraties in de nazomer hebben gezorgd dan er werkelijk gemeten is (Figuur 3.4). Nalevering van fosfor vanuit de waterbodem kan op andere plekken lokaal wel een probleem zijn, vooral waar het water ondiep is en weinig stroomt waardoor het opwarmt en zuurstofloos raakt.



Figuur 3.4 Seizoenvariaties in de totaal-P concentraties in de Vecht bij Ommen (boven) en in de Bruchterbeek (onder).

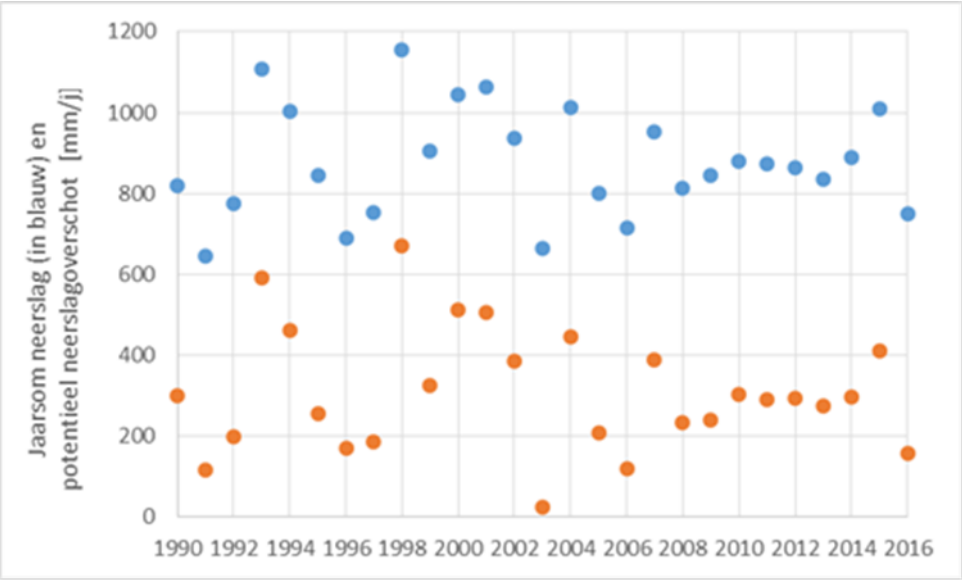


Figuur 3.5 Seizoenvariaties in de nitraatconcentraties in de Vecht bij Ommen (boven) en in de Bruchterbeek (onder).

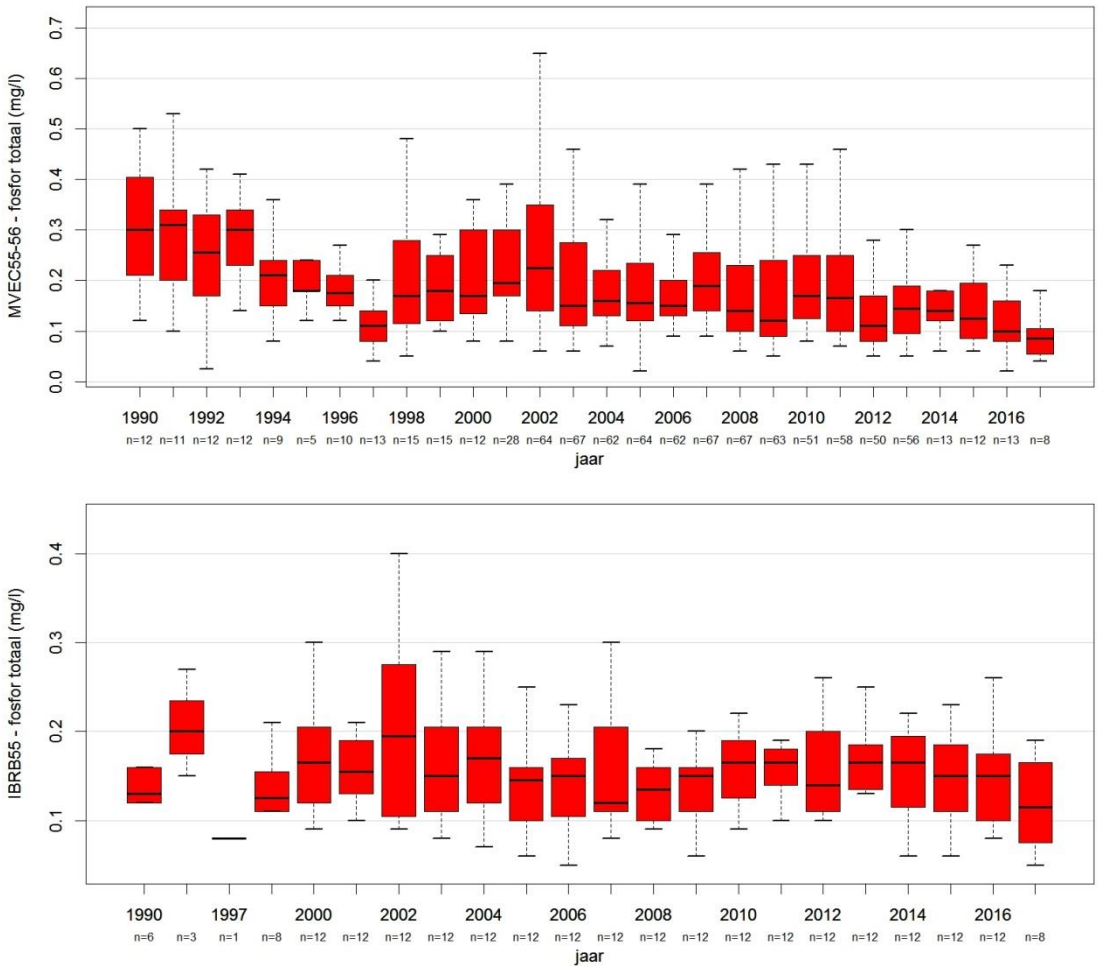
3.4 Verschillen tussen jaren

Naast seizoenverschillen zijn er vaak ook verschillen in N- en P-concentraties tussen jaren die (deels) gerelateerd kunnen worden aan verschillen in weersomstandigheden. Deze jaarverschillen kunnen flinke schommelingen veroorzaken in de resultaten van normtoetsing (Klein et al., 2012; Klein & Rozemeijer, 2015). Het is daarom aan te bevelen meerdere meetjaren mee te nemen in een toestandsrapportage, zoals in de KRW-rapportages gebruikelijk is. Voor een trendanalyse is het van belang langere meetreeksen (>10 jaar) te gebruiken, zodat individuele jaren niet teveel invloed hebben op de resultaten.

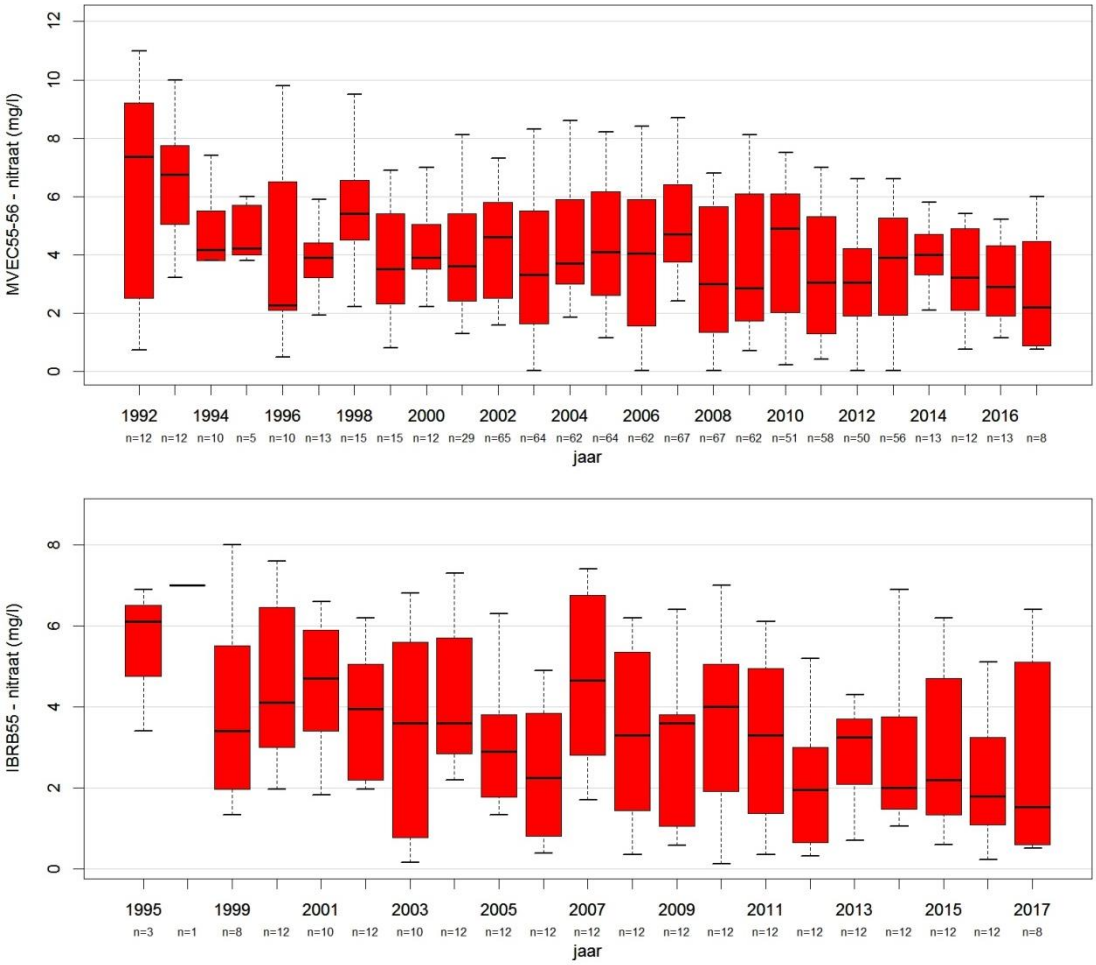
Figuur 3.6 geeft de jaarsommen voor de neerslag en verdamping voor de nabijgelegen KNMI stations. In Figuur 3.7 en Figuur 3.8 zijn voor de Vecht bij Ommen en voor de Bruchterbeek boxplots opgenomen van alle gemeten concentraties in de periode 1990-2016 ingedeeld per meetjaar voor P-tot en nitraat. Voor de andere parameters staan dezelfde figuren in Bijlage E. Over het algemeen geldt dat de nutriëntenconcentraties in natte jaren hoger zijn dan in droge jaren.



Figuur 3.6 Jaarsommen voor neerslag en verdamping. Neerslag: gemiddelde van KNMI stations Dedemsvaart (station 354) en Vilsteren (station 342). Makkink referentieverdamping KNMI station Twente (AWS 290).



Figuur 3.7 Variaties tussen jaren in de P-tot concentraties in de Vecht bij Ommen (boven) en in de Bruchterbeek (onder).



Figuur 3.8 Variaties tussen jaren in de nitraatconcentraties in de Vecht bij Ommen (boven) en in de Bruchterbeek (onder).

4 Synthese grondwaterkwaliteit

In dit hoofdstuk beschrijven we de voor het Vechtgebied beschikbare grondwaterkwaliteitsgegevens en hoe deze verwerkt zijn tot een beeld van de samenstelling van het bovenste, het ondiepe en het diepe grondwater in de deelgebieden. Na het verzamelen van de beschikbare grondwaterkwaliteitsgegevens zijn deze gebruikt om de grondwatersamenstelling voor homogene gebiedstypen te karakteriseren. Op basis van de oppervlaktewaterverdeling van deze gebiedstypen binnen de vier studiestroomgebieden is een inschatting gemaakt van de gemiddelde grondwaterkwaliteit van het bovenste, ondiepe en diepe grondwater per stroomgebied.

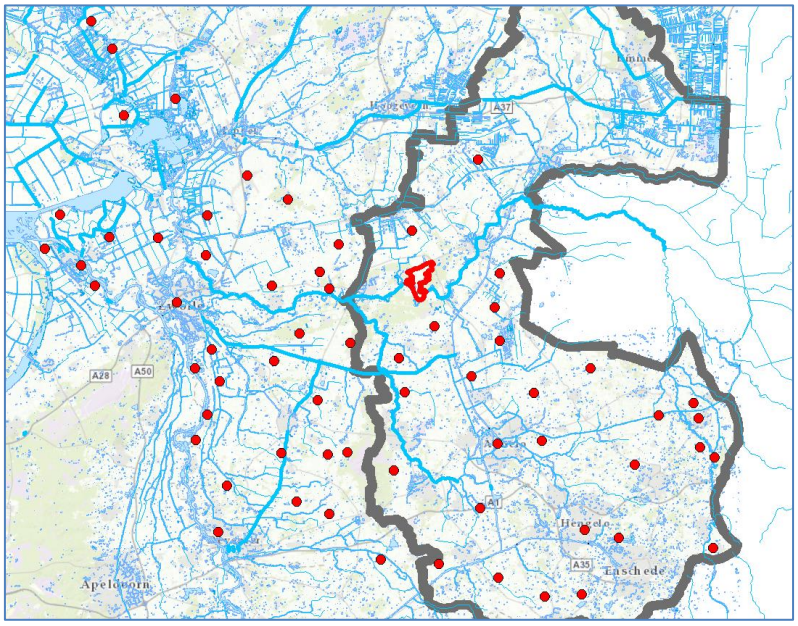
4.1 Meetgegevens

Voor het karakteriseren van de grondwaterkwaliteit maken we gebruik van meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) van het RIVM en het Provinciale Meetnet Grondwaterkwaliteit van de provincie Overijssel. Voor het stroomgebied van de Vecht tussen Ommen en de Duitse grens zijn te weinig grondwaterkwaliteitsmetingen beschikbaar. Daarom is gekeken naar de grondwaterkwaliteitsgegevens in het gehele beheergebied van Waterschap Vechtstromen.

Binnen Waterschap Vechtstromen meet het RIVM op ongeveer 45 bedrijven de kwaliteit van het bovenste grondwater (LMM). De ligging van de bedrijven is confidentieel, om dat de boeren deelnemen onder voorwaarde van anonimiteit. Bij een bemonstering wordt per bedrijf op 16 locaties een tijdelijk boorgat gemaakt tot 1 meter onder de grondwaterspiegel. Vervolgens wordt het grondwater bemonsterd. De 16 monsters worden samengevoegd tot 2 samengestelde monsters die in het laboratorium geanalyseerd worden. We hebben in deze studie gebruik gemaakt van de LMM meetgegevens van 2011 tot 2015.

De meetlocaties voor het diepere grondwater uit het PMG van provincie Overijssel en het LMG zijn weergegeven in Figuur 4.1. Per locatie staan meestal meerdere bemonsteringsbuizen met filters op verschillende dieptes. Voor het ondiepe grondwater is per locatie 1 filter geselecteerd op een diepte van 5 tot 15 meter onder maaiveld. Voor het diepe grondwater is per locatie 1 filter geselecteerd op een diepte van 15 tot 30 meten onder maaiveld. Voor de karakterisering van het ondiepe en het diepe grondwater is gebruik gemaakt van meetgegevens uit 2000 tot en met 2016.

Zowel bij de grondwaterbemonstering voor het LMM als bij het PMG/LMG worden de monsters gefiltreerd. Er worden ook alleen analyses gedaan voor de opgeloste nutriënten (PO4, NO3, NH4). De voor oppervlaktewater gebruikelijke bepalingen van N-totaal en P-totaal inclusief het particulair N en P is voor grondwater daarom niet van toepassing. N-totaal bij grondwater is de som van NO3 en NH4 (en NO2 indien van toepassing).



Figuur 4.1 Grondwaterkwaliteitsmeetpunten Provincie Overijssel (PMG en LMG).

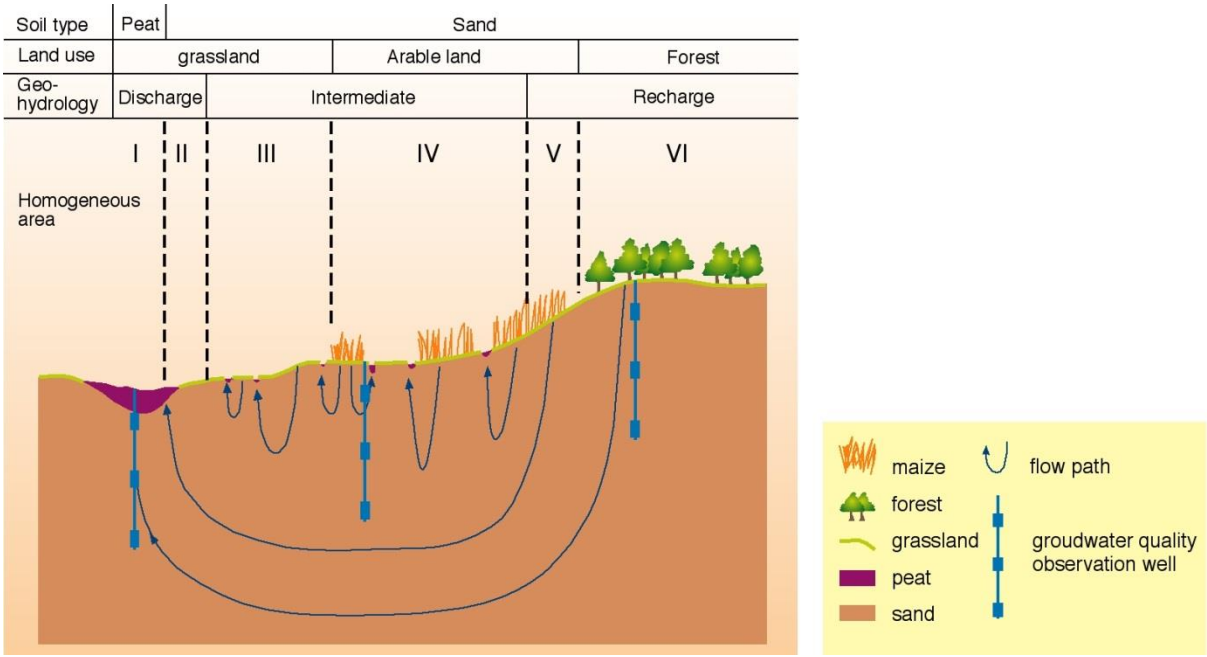
Er liggen weinig meetpunten in en om het Vechtdal. Om lokale informatie over de chemische samenstelling van het grondwater in het vanggebied van de Vecht te verkrijgen kunnen nieuwe meetpunten ingericht worden met meervoudige filters in aanvulling op het PMG/LMG. De ligging en het aantal kan afgeleid worden op basis van de analyse van homogene gebiedstypen (volgende paragraaf). In het Vechtdal kunnen nieuwe meetpunten ingericht worden binnen de gebiedstypen die veel in het Vechtdal voorkomen en weinig PMG/LMG locaties bevatten.

4.2 Indeling in gebiedstypen

De ruimtelijke variatie in de grondwaterkwaliteit is groot. Met een beperkt aantal meetlocaties is het daardoor niet mogelijk om de grondwaterkwaliteit met (statistische) interpolatiemethoden vlakdekkend in beeld te krijgen. Het is wel mogelijk om de grondwaterkwaliteit te karakteriseren voor deelgebieden; de resultaten uit alle meetlocaties in een deelgebied worden gebruikt om de gemiddelde concentraties, de spreiding en eventuele andere statistieken voor de waterkwaliteit in dat gebied te bepalen.

De betrouwbaarheid van de gemiddelde concentraties hangt af van het aantal meetlocaties en van de variatie in de concentraties in het deelgebied. Het is daarom van belang dat er per gebiedstype voldoende meetlocaties (ca. 8) aanwezig zijn om enigszins betrouwbare gemiddelde concentraties te kunnen bepalen. De gemiddeldes (of andere statistieken) per gebiedstype kunnen vervolgens weer opgeschaald worden naar een vlakdekkende grondwaterkwaliteitkaart.

De gebiedstypen worden veelal ingedeeld op basis van een risicobenadering. Op basis van het landgebruik, de bodem en de hydrologie wordt het landschap ingedeeld in gebieden met veel en weinig risico op diffuse verontreiniging. Een akkerbouwgebied op zand met infiltratie is bijvoorbeeld een gebied met een hoog risico op verontreiniging van het grondwater. Een gebied met kwel of een natuurgebied is een laag risico gebied. De risicobenadering en de gebiedstypenaanpak voor de verwerking van grondwaterkwaliteitsinformatie is uitgebreid beschreven door Broers (2002). Figuur 4.2 geeft een visuele indruk van hoe het landschap kan worden ingedeeld in homogene gebieden.



Figuur 4.2 Indeling van het landschap in homogene gebiedstypen (uit: Broers, 2002).

Voor WS Vechtstromen en/of de provincie Overijssel was geen bestaande gebiedstypenkaart beschikbaar. Daarom is een nieuwe kaart gemaakt op basis van de volgende algemene kaarten:

- De landgebruikskaart (LGN7)
- De bodemkaart NL 1:50.000
- De gemiddelde kwel/infiltratie flux over de grens tussen het 1^{e} en het 2^{e} watervoerende pakket uit MIPWA (2000-2014)

Bij het maken van de gebiedstypenkaart is het van belang dat er niet teveel gebiedstypen ontstaan. Er zullen dan per gebiedstype te weinig meetlocaties voor de grondwaterkwaliteit zijn. Daarom zijn niet alle individuele kaarteenheden van de drie basiskaarten gebruikt, maar is de informatie sterk teruggebracht:

De **landgebruikskaart** is gebruikt om het onderscheid te maken tussen veehouderij, akkerbouw, natuur, water en bebouwing. Deze landgebruikstypen onderscheiden zich in de mate van belasting van de bodem met nutriënten. Veehouderij bestaat bij deze indeling uit zowel gras- als maïsland, wat ook aansluit bij de indeling die het RIVM hanteert bij het LMM. De rotatie tussen gras en mais is binnen de veehouderij erg gebruikelijk, vooral op de zandgronden.

De **bodemkaart** is gebruikt om onderscheid te maken tussen zandgronden aan de ene kant en klei, veen, zavel en moerige gronden aan de andere kant. Het type bodem en ondergrond bepalen in hoeverre nutriënten worden vastgehouden ofwel omgezet. Zandgronden zijn minder goed in staat nutriënten vast te houden of om te zetten dan klei, veen, zavel en moerige gronden. Om het aantal gebiedstypen beperkt te houden en het oppervlak per gebiedstype niet te klein te laten worden is geen verder onderscheidt gemaakt in bodemtypen.

De **kwel/infiltratiekaart** vanuit MIPWA geeft de langjarige gemiddelde fluxen van het 1e naar het 2e watervoerend pakket (infiltratie) of andersom (kwel). De kwel/infiltratiekaart geeft een

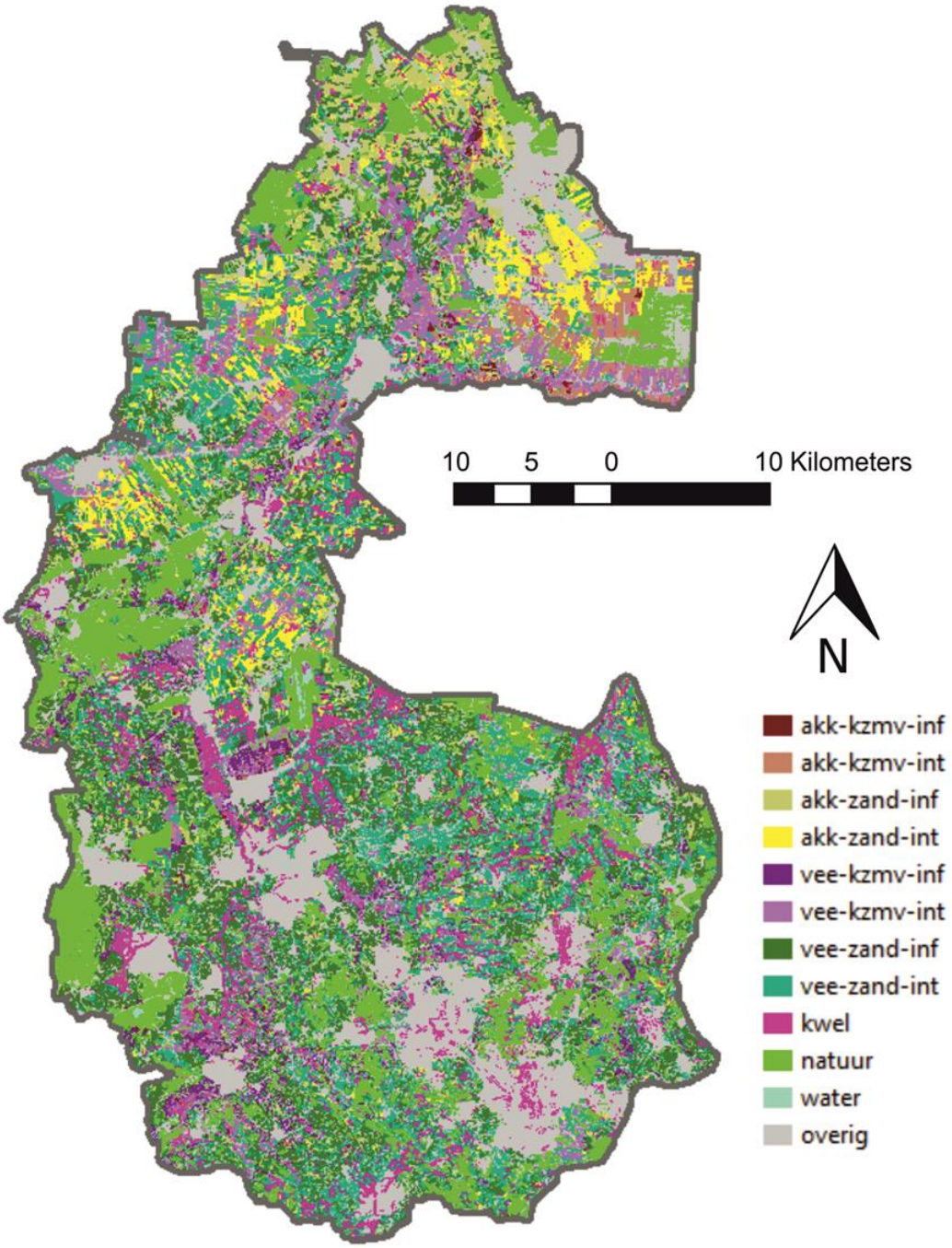
beeld van de overgang van droge, veelal uitspoelingsgevoelige gebieden naar de nattere, minder uitspoelingsgevoelige gebieden. De geohydrologische situatie heeft veel invloed op de grondwaterkwaliteit (bijv. redox-status, leeftijd). In kwelgebieden is het risico op verontreiniging van het diepere grondwater bijvoorbeeld klein, aangezien het om opwaartse stroming en om oud grondwater gaat. Door de lage redoxpotentiaal van kwelwater zal nitraat snel denitrificeren en fosfaat in het bovenste grondwater snel vastgelegd worden aan ijzer. In infiltratiegebieden schuift het grondwater gemiddeld met ca. 1 meter per jaar door naar beneden, waardoor het grondwater tot op grotere diepte nitraat en andere nutriënten kan bevatten. Het kan voorkomen dat lokale stroombanen het 2^{e} watervoerende pakket niet bereiken; lokale infiltratie en kwelzones komen daardoor niet in deze kwel/infiltratiekaart naar voren. Het kan voorkomen dat lokaal kwelwater afkomstig is van landbouwgebieden in de omgeving. Als de reistijd van dit water kort is, kan het kwelwater verontreinigd zijn.

De kwel/infiltratiekaart is gebruikt om onderscheid te maken in infiltratiegebieden, intermediaire gebieden en kwelgebieden (zie ook zie ook Figuur 4.2). Om het kwelgebied niet te klein te laten worden is de grens gelegd op een gemiddelde kwelflux van 0 mm/dag. Dit kan betekenen dat er maar weinig kwel is, maar een grens bij hogere kwelfluxen leverde een te klein oppervlak op. Met de grens van 0 mm/dag is 7,5% van het oppervlak van Waterschap Vechtstromen aangemerkt als kwelgebied. De grens tussen intermediaire gebieden en infiltratiegebieden is gelegd op een gemiddelde infiltratieflux van 0,6 mm/dag. In de infiltratiegebieden treedt jaarrond infiltratie op, is de grondwaterstroming grotendeels neerwaarts gericht en stroomt relatief weinig water (minder dan ca. 40%) lateraal af naar het oppervlaktewater. De eventuele sloten en greppels liggen in typische infiltratiegebieden een groot deel van het jaar droog. De intermediaire gebieden liggen geohydrologisch gezien tussen de kwelgebieden en de infiltratiegebieden in, met een gemiddelde infiltratieflux tussen de 0 en 0,6 mm/dag. In Figuur 4.2 is te zien dat in deze gebieden vaak lokale infiltratie/kwel systemen ontstaan door de afvoer van grondwater naar lokale watergangen. De exacte grens tussen infiltratie en intermediair is arbitrair. De grens van 0,6 mm/dag zorgt ervoor dat de oppervlaktes de infiltratiegebieden en de intermediaire gebieden in dezelfde orde liggen (respectievelijk ca. 900 km2 en 1300 km2).

De uiteindelijke homogene gebiedstypenkaart (zie Figuur 4.3) is een combinatie van de indeling in landgebruik, grondsoort en geohydrologie (zie Bijlage A). In Tabel 4.1 staan de afkortingen van de gebiedstypen uitgeschreven en is de oppervlakte van het gebiedstype in WS Vechtstromen opgenomen. Het gebiedstype kwel bestaat uit zowel landbouw als natuurgrond en het gebiedstype natuur kan kwel, infiltratie of intermediair zijn. Het gebiedstype ‘overig’ bestaat voornamelijk uit bebouwd gebied.

Tabel 4.1 Gebiedstypen van de gebiedstypenkaart en hun oppervlakte in Waterschap Vechtstromen.

gebiedstype	gebiedstype uitgeschreven	oppervlakte (km2)
akk-kzmv-inf	akkerbouw-klei/zavel/moerig/venig-infiltratie	8,1
akk-kzmv-int	akkerbouw-klei/zavel/moerig/venig-intermediair	49
akk-zand-inf	akkerbouw-zand-infiltratie	111
akk-zand-int	akkerbouw-zand-intermediair	105
vee-kzmv-inf	veehouderij-klei/zavel/moerig/venig-infiltratie	47
vee-kzmv-int	veehouderij -klei/zavel/moerig/venig-intermediair	159
vee -zand-inf	veehouderij -zand-infiltratie	365
vee -zand-int	veehouderij -zand-intermediair	382
kwel	kwel	173
natuur	natuur	363
water	water	1,5
overig	overig	551



Figuur 4.3 Indeling in homogene gebiedstypen voor waterschap Vechtstromen (zie Bijlage A voor de deelkaarten landgebruik, bodemtype en kwel/infiltratie).

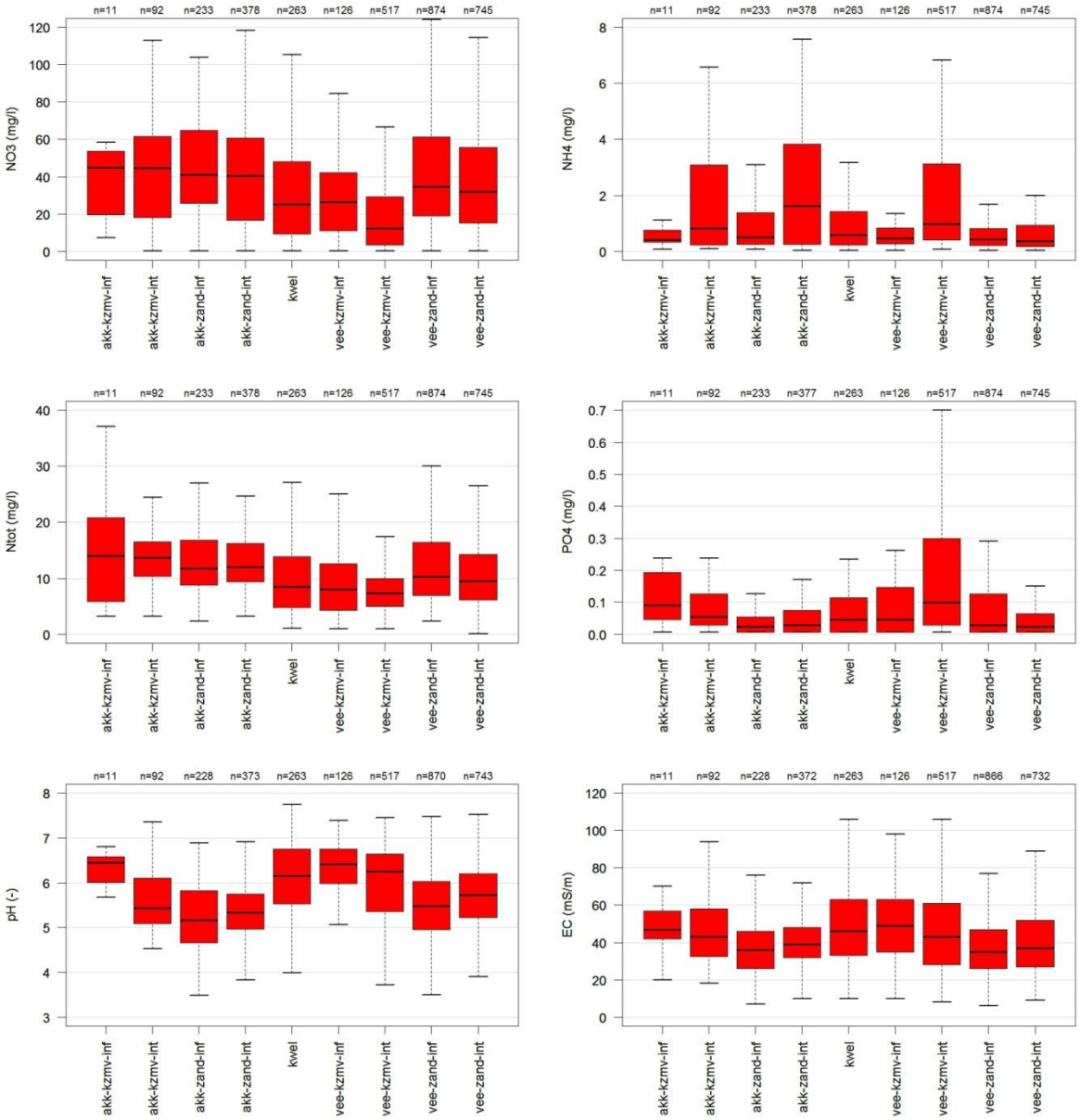
4.3 Concentraties in het bovenste grondwater in landbouwgebieden

De gegevens van de kwaliteit van het bovenste grondwater uit het LMM zijn ingedeeld per gebiedstype. In Tabel 4.2 staat het aantal individuele open boorgaten waaruit monsters zijn genomen per gebiedstype en de gemiddelde concentraties. Figuur 4.4 geeft door middel van boxplots de spreiding weer in de concentraties per gebiedstype. Er wordt binnen het LMM niet gemeten in natuurgebieden, dus daarvoor zijn geen gegevens beschikbaar. Over het algemeen zijn de concentraties voor nitraat in de akkerbouwgebieden hoger dan in de veehouderijgebieden. Voor fosfaat zijn de bodemtypen meer onderscheidend; op zandbodems zijn de concentraties lager dan op de kleiige, zavelige, moerige en venige (kzmv-) bodems.

Tabel 4.2 Gemiddelde concentraties in het bovenste grondwater in landbouwgebied per gebiedstype (gegevens: Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid, RIVM). De NO3-concentraties zijn in mg NO3 / l.

Gebiedstype	aantal monsters	NO3 (mg/l)	NH4 (mg/l)	N-tot** (mgN/l)	PO4 (mgP/l)	pH (-)	EC (mS/m)
akk-kzmv-inf	11	55,5	2,3	15,6	0,15	6,3	46,5
akk-kzmv-int	92	45,0	2,2	13,7	0,10	5,6	49,4
akk-zand-inf	233	49,3	1,2	13,5	0,06	5,2	37,9
akk-zand-int	378	42,4	2,5	13,0	0,06	5,4	40,9
kwel	263	32,5	1,1	9,8	0,20	6,1	50,7
natuur	0	gg*	gg*	gg*	gg*	gg*	gg*
vee-kzmv-inf	126	36,5	0,8	10,2	0,10	6,3	52,0
vee-kzmv-int	517	21,8	1,9	8,4	0,39	6,0	46,6
vee-zand-inf	874	45,7	0,8	12,6	0,11	5,5	39,0
vee-zand-int	745	38,6	0,8	11,0	0,07	5,7	41,7

* gg = geen gegevens
**N-tot is hier de som van $NO3^-$ (omgerekend naar mg NO3-N / l) en NH4+



Figuur 4.4 Boxplots met concentraties in het bovenste grondwater in landbouwgebied per gebiedstype (gegevens: Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid, RIVM).

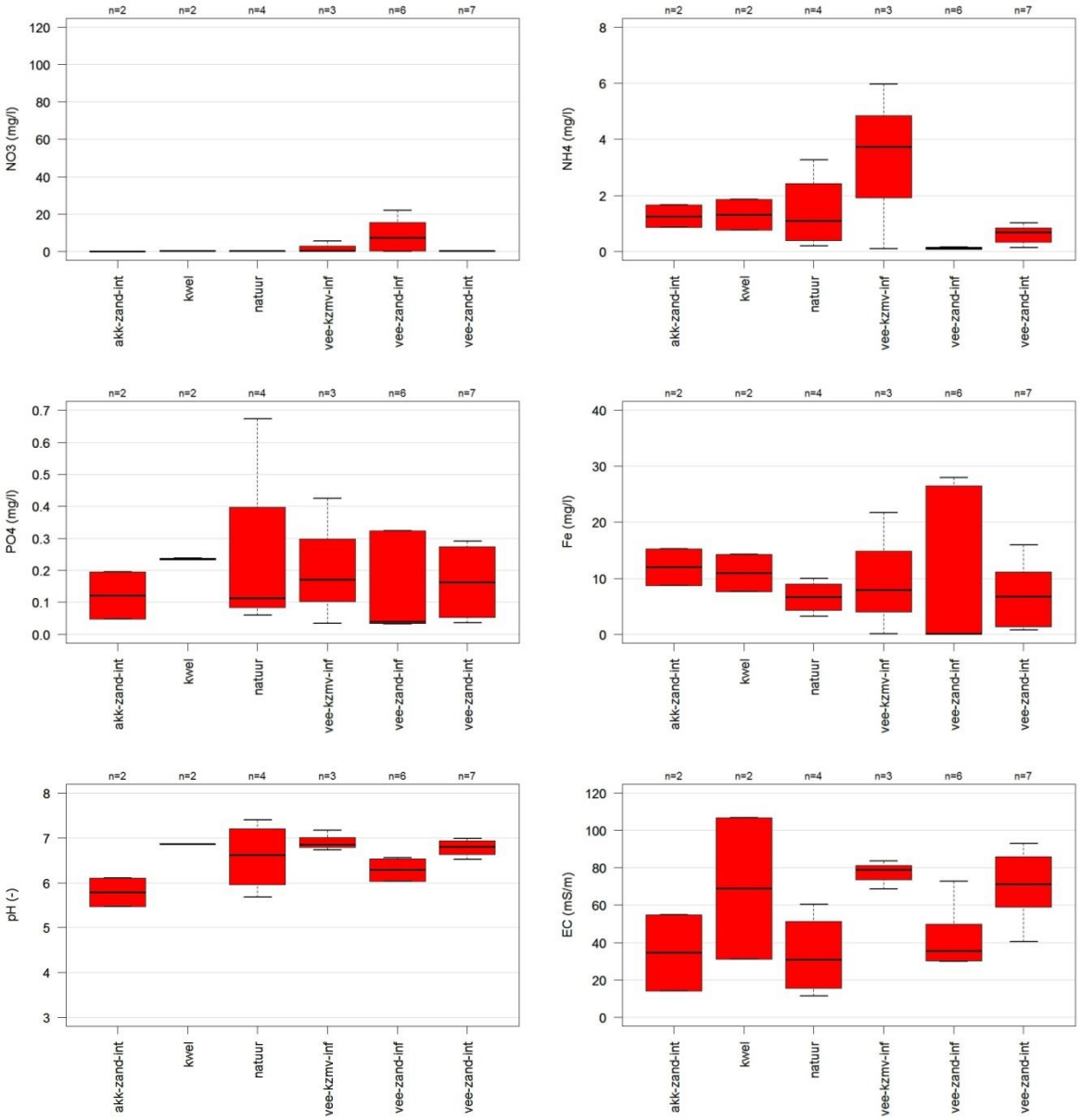
4.4 Concentraties in het ondiepe grondwater

Ook de meetlocaties van het PMG en het LMG zijn ingedeeld in gebiedstypen. In Tabel 4.3 staat het aantal meetlocaties per gebiedstype en de gemiddelde concentraties per gebiedstype. Hiertoe zijn eerst gemiddeldes per meetlocatie over de periode 2000 tot en met 2016 berekend. Vervolgens zijn de gemiddeldes per locatie gebruikt om gemiddelde concentraties per gebiedstype te berekenen. Binnen 4 van de gebiedstypen was geen LMG of PMG locatie beschikbaar. Alleen in de gebiedstypen met veehouderij op zand (intermediair en infiltratie) zijn bijna voldoende metingen voor het bepalen van betrouwbare statistieken (8 is wenselijk, mede afhankelijk van de variatie). In Figuur 4.5 zijn boxplots weergegeven met de spreiding in de concentraties per gebiedstype. Voor nitraat valt op dat de concentraties in het ondiepe grondwater al erg laag zijn. In Brabant en Limburg is het nitraatfront over het algemeen al dieper doorgedrongen (Rozemeijer et al., 2008; Klein et al., 2008). In het beheergebied van waterschap Vechtstromen zijn de gemiddelde nitraatconcentraties alleen in het uitspoelinggevoelige gebiedstype vee-zand-inf verhoogd. Voor ammonium zijn de concentraties in het gebiedstype vee-kzmv-inf het hoogst. Voor PO4 is de spreiding groot en zijn er op basis van deze gegevens er geen duidelijke verschillen in concentraties tussen de gebiedstypen vast te stellen.

Tabel 4.3 Gemiddelde concentraties in het ondiepe grondwater (5-15 m–mv) per gebiedstype (gegevens: Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit, provincie Gelderland, data 2000 t/m 2016). Let op: door het lage aantal meetlocaties zijn de gemiddelde concentraties indicatief. De NO3-concentraties zijn in mg NO3 / l.

Gebiedstype	aantal locaties	NO3 (mg/l)	NH4 (mg/l)	PO4 (mgP/l)	Fe (mg/l)	pH (-)	EC (mS/m)
akk-kzmv-inf	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
akk-kzmv-int	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
akk-zand-inf	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
akk-zand-int	2	0,02	1,25	0,12	11,98	5,78	34,47
kwel	2	0,07	1,30	0,24	10,92	6,87	68,98
natuur	4	0,02	1,41	0,24	6,63	6,58	33,34
vee-kzmv-inf	3	1,87	3,26	0,21	9,91	6,92	77,06
vee-kzmv-int	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
vee-zand-inf	6	8,69	0,15	0,34	9,11	6,13	42,21
vee-zand-int	7	0,10	0,59	0,28	6,89	6,70	70,76

[1]gg = geen gegevens



Figuur 4.5 Boxplots met concentraties in het ondiepe grondwater (5-15m –mv) per gebiedstype (gegevens: Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit, provincie Gelderland, data 2000 t/m 2016). Enkele boxplots zijn gebaseerd op een erg laag aantal meetlocaties; de aantallen zijn weergegeven boven elke grafiek.

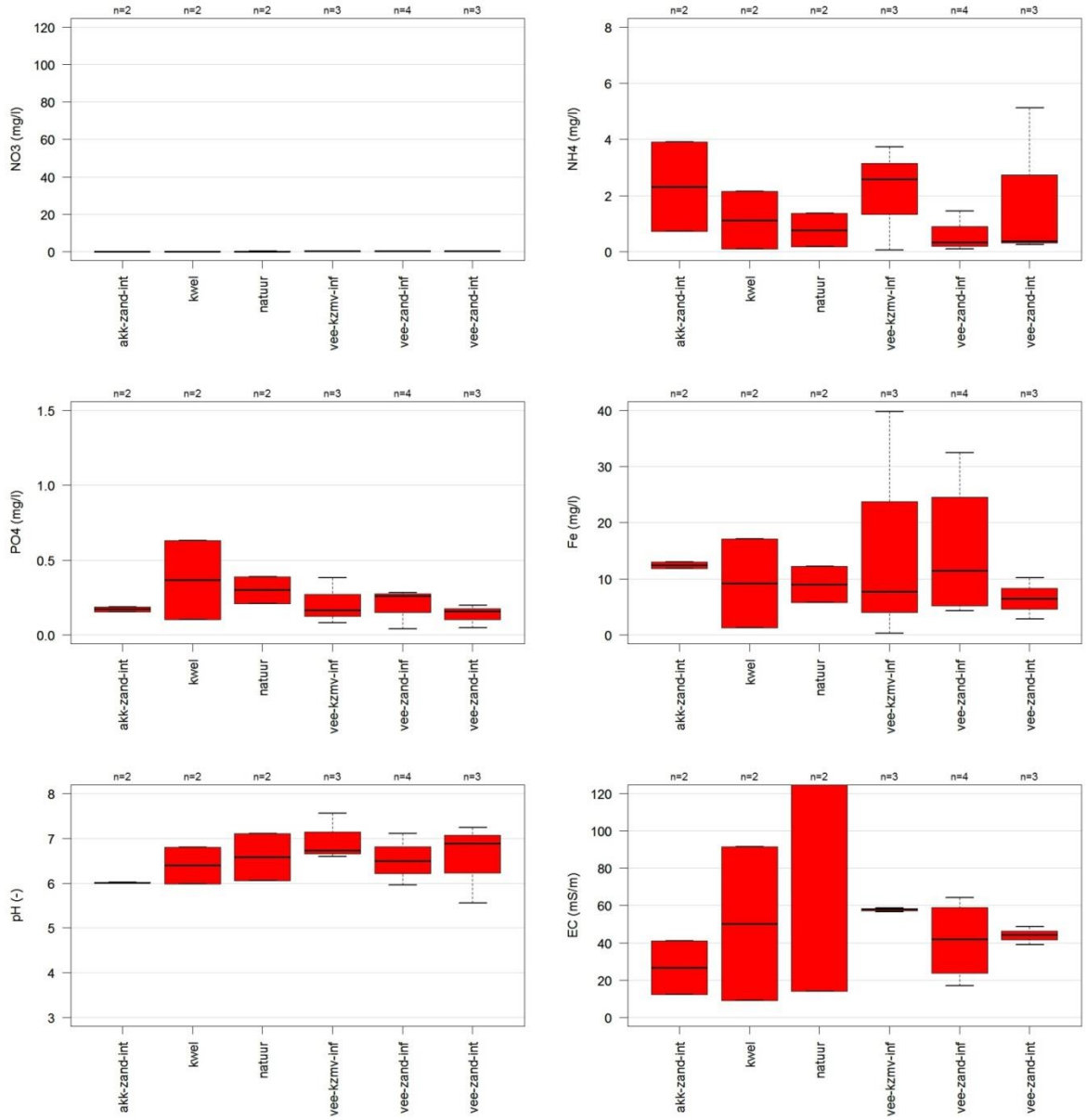
4.5 Concentraties in het diepe grondwater

In Tabel 4.4 staat het aantal diepe meetlocaties per gebiedstype en de gemiddelde concentraties per gebiedstype. Hiertoe zijn eerst gemiddeldes per meetlocatie over de periode 2000 tot en met 2016 berekend. Vervolgens zijn de gemiddeldes per locatie gebruikt om gemiddelde concentraties per gebiedstype te berekenen. Binnen 4 van de gebiedstypen was geen LMG of PMG locatie beschikbaar. Ook in de andere gebiedstypen is het aantal meetlocaties eigenlijk te laag voor het bepalen van een betrouwbare gemiddelde concentratie. In Figuur 4.5 zijn boxplots weergegeven met de spreiding in de concentraties per gebiedstype. In het diepe grondwater is geen nitraat aanwezig, maar in sommige gebiedstypen wel ammonium. De fosfaatconcentraties zijn ongeveer even hoog als in het ondiepe grondwater. Op één van de twee kwellocaties (in het Reggedal, bij Enter) is de hoogste gemiddelde fosfaatconcentratie vastgesteld. Het grondwater op deze locatie staat waarschijnlijk onder invloed van een organisch rijke laag in de ondergrond, waardoor het de fosfaatconcentratie van nature hoger is. De concentratie Fe en de EC verschillen ook sterk tussen de twee kwellocaties, waarvan de ene in het Reggedal ligt en de ander bij Bruchterveld. Het is duidelijk dat de samenstelling van kwelwater grote ruimtelijke verschillen vertoond en dat 2 meetlocaties te weinig is om dit te karakteriseren. Belasting van oppervlaktewater met nutriënten (PO4 en NH4) vanuit diep kwelwater is lokaal mogelijk.

Tabel 4.4 Gemiddelde concentraties in het diepe grondwater (15-30 m–mv) per gebiedstype (gegevens: Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit, provincie Gelderland, data 2000 t/m 2016). Let op: door het lage aantal meetlocaties zijn de gemiddelde concentraties indicatief. De NO3-concentraties zijn in mg NO3 / l.

Gebiedstype	aantal locaties	NO3 (mg/l)	NH4 (mg/l)	PO4 (mgP/l)	Fe (mg/l)	pH (-)	EC (mS/m)
akk-kzmv-inf	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
akk-kzmv-int	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
akk-zand-inf	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
akk-zand-int	2	0,02[2]	2,31	0,17	12,40	6,01	26,63
kwel	2	0,02[2]	1,12	0,37	9,18	6,40	50,22
natuur	2	0,02[2]	0,76	0,30	9,02	6,59	159,88
vee-kzmv-inf	3	0,02[2]	2,12	0,21	15,95	6,96	57,73
vee-kzmv-int	0	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]	gg[1]
vee-zand-inf	4	0,05	0,54	0,21	14,90	6,52	41,36
vee-zand-int	3	0,03	1,91	0,13	6,44	6,57	43,90

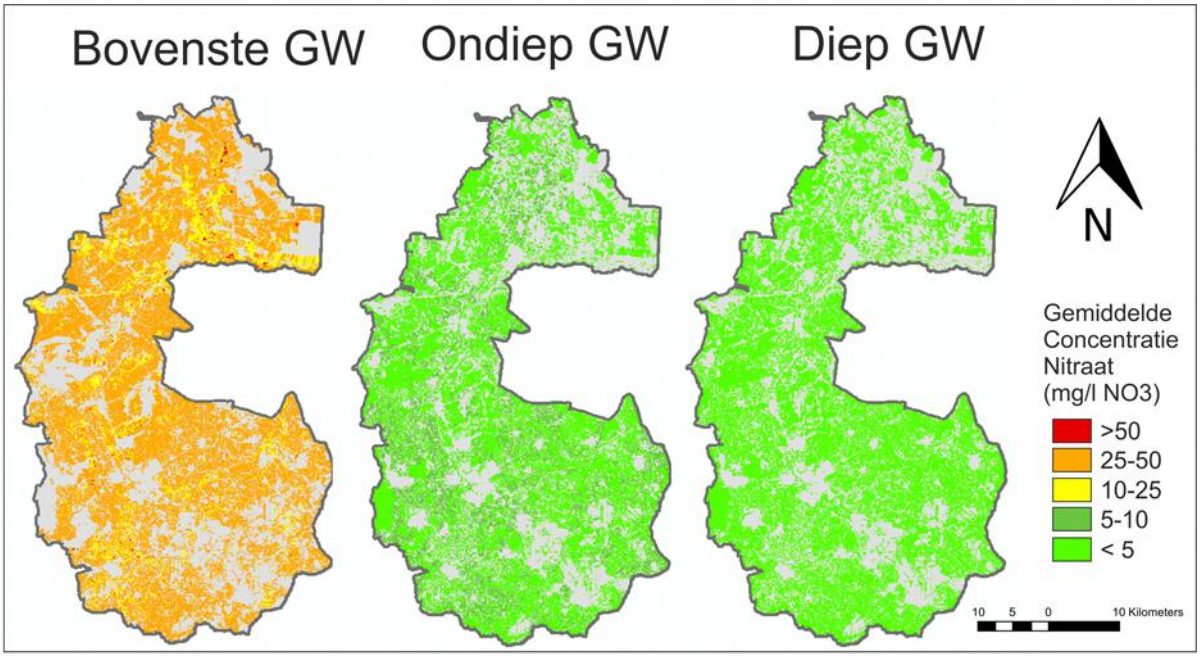
[1] gg= geen gegevens
[2] 0,02 mg/l was de detectielimiet, de werkelijke concentratie ligt eronder en kan ook 0 mg/l zijn.



Figuur 4.6 Boxplots met concentraties in het diepe grondwater (15-30m –mv) per gebiedstype (gegevens: Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit, provincie Gelderland, data 2000 t/m 2016. Enkele boxplots zijn gebaseerd op een klein aantal meetlocaties; de aantallen zijn weergegeven boven elke grafiek.

4.6 Grondwaterkwaliteit in Waterschap Vechtstromen

Op basis van de gemiddelde concentraties per gebiedstype is een vlakdekkend beeld van de grondwaterkwaliteit te maken. Bij wijze van voorbeeld is in Figuur 4.7 de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater in Waterschap Vechtstromen weergegeven. De gebiedstypenkaart is hiertoe ingekleurd op basis van de gemiddelde gemeten concentraties. Het wordt direct duidelijk dat voornamelijk de hoge nitraatconcentraties in het bovenste grondwater een bedreiging vormen voor de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het ondiepe grondwater heeft alleen in de het uitspoelinggevoelige gebiedstype vee-zand-inf iets verhoogde concentraties (5-10 mg/l). Het diepe grondwater bevat nauwelijks nitraat.



Figuur 4.7 Gemiddelde concentraties nitraat in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater in Waterschap Vechtstromen.

4.7 Grondwaterkwaliteit per deelstroomgebied

In de figuren in Bijlage E is de procentuele oppervlakteverdeling van gebiedstypen binnen de vier stroomgebieden weergegeven. Met behulp van deze oppervlakteverdeling zijn gewogen gemiddelde concentraties in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater voor de verschillende stroomgebieden berekend (zie Tabel 4.5 tot en met Tabel 4.8). Voor de natuurgebieden is geen informatie over het bovenste grondwater beschikbaar. Daarom is voor natuur de aanname gedaan dat de concentraties in het bovenste grondwater gelijk zijn aan de concentraties in het ondiepe grondwater.

Voor alle gebieden is een vergelijkbaar patroon in de diepte voor de verschillende stoffen te zien. De nitraatconcentratie is beduidend hoger in het bovenste dan in het ondiepe en diepe grondwater. Voor Karshoek is de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater lager dan in de andere gebieden. Dit gebied bestaat dan ook voor meer dan 50% uit natuur. Voor anorganisch N is hetzelfde patroon als voor nitraat te zien alleen is het verschil in concentratie tussen het bovenste en ondiepe grondwater minder groot. De ammoniumconcentraties zijn vrij constant over de diepte. De fosfaatconcentratie is in het ondiepe en diepe grondwater hoger dan in het bovenste grondwater. De pH is in het bovenste grondwater iets lager dan in het diepere grondwater en de EC neemt in alle gebieden, met uitzondering van de Bruchterbeek, toe met de diepte. De lagere pH en EC in het bovenste grondwater komt door de directere invloed van neerslag. Tijdens de ondergrondpassage wordt de pH gebufferd en gaan mineralen/zouten in oplossing.

Tabel 4.5 Gewogen gemiddelde concentraties in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater voor het stroomgebied van de Vecht (weging naar de oppervlaktes van gebiedstypen binnen het stroomgebied). De NO3-concentraties zijn in mg NO3 / l.

	NO3 (mg NO3/l)	NH4 (mg N/l)	N-anorg (mg N/l)	PO4 (mg P/l)	pH (-)	EC (mS/m)
bovenste grondwater	30	1,2	8	0,15	5,9	40
ondiep grondwater	2,0	0,95	1,4	0,26	6,5	51
diep grondwater	0,03	1,2	1,2	0,23	6,5	77

Tabel 4.6 Gewogen gemiddelde concentraties in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater voor het stroomgebied Stegeren (weging naar de oppervlaktes van gebiedstypen binnen het stroomgebied).

	NO3 (mg NO3/l)	NH4 (mg N/l)	N-anorg (mg N/l)	PO4 (mg P/l)	pH (-)	EC (mS/m)
bovenste grondwater	32	1,1	8	0,15	5,9	40
ondiep grondwater	4,1	0,83	1,7	0,29	6,4	48
diep grondwater	0,04	1,0	1,0	0,23	6,6	72

Tabel 4.7 Gewogen gemiddelde concentraties in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater voor het stroomgebied Karshoek (weging naar de oppervlaktes van gebiedstypen binnen het stroomgebied).

	NO3 (mg NO3/l)	NH4 (mg N/l)	N-anorg (mg N/l)	PO4 (mg P/l)	pH (-)	EC (mS/m)
bovenste grondwater	14	1,3	5	0,19	6,2	36
ondiep grondwater	0,9	1,17	1,4	0,25	6,5	41
diep grondwater	0,02	1,0	1,0	0,26	6,6	122

Tabel 4.8 Gewogen gemiddelde concentraties in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater voor het stroomgebied Bruchterbeek (weging naar de oppervlaktes van gebiedstypen binnen het stroomgebied).

	NO3 (mg NO3/l)	NH4 (mg N/l)	N-anorg (mg N/l)	PO4 (mg P/l)	pH (-)	EC (mS/m)
bovenste grondwater	40	1,1	10	0,10	5,6	41
ondiep grondwater	2,2	0,67	1,2	0,27	6,4	57
diep grondwater	0,03	1,5	1,5	0,18	6,5	45

5 Grondwaterbijdragen aan oppervlaktewaterafvoer

5.1 Methodiek

Het gehele grondwatermodel (zie ook Paragraaf 2.3) is doorgerekend voor de periode 1990 tot en met 2016. Er is geen gebruik gemaakt van (snellere) deelmodellen voor de stroomgebieden, omdat de grondwaterfluxen over de randen dan vrij groot waren. Door de hele omgeving mee te modelleren zijn de fluxen door de randen van de deelstroomgebieden zo goed mogelijk meegenomen. Uit de modelresultaten zijn per deelgebied de waterbalanstermen voor de hele modelperiode weggeschreven. Deze uitvoer bevat de fluxen naar het grondwater via oppervlakkige afstroming en de afvoer van grondwater via drains, via greppels en sloten en modellaag 1 en via de diepere sloten in modellaag 2. Het grondwater dat via de greppels en sloten van modellaag 1 tot afvoer komt beschouwen we als het bovenste grondwater. Het grondwater dat via de sloten van modellaag 2 tot afvoer komt beschouwen we als diep grondwater. Dit onderscheid tussen ondiep en diep grondwater is een aanname; afhankelijk van de omstandigheden kunnen ondiepe sloten ook diep grondwater afvoeren en kunnen diepere sloten gevoed worden door het bovenste grondwater. Daarnaast is de diepte van de sloten niet in het hele gebied even goed bekend.

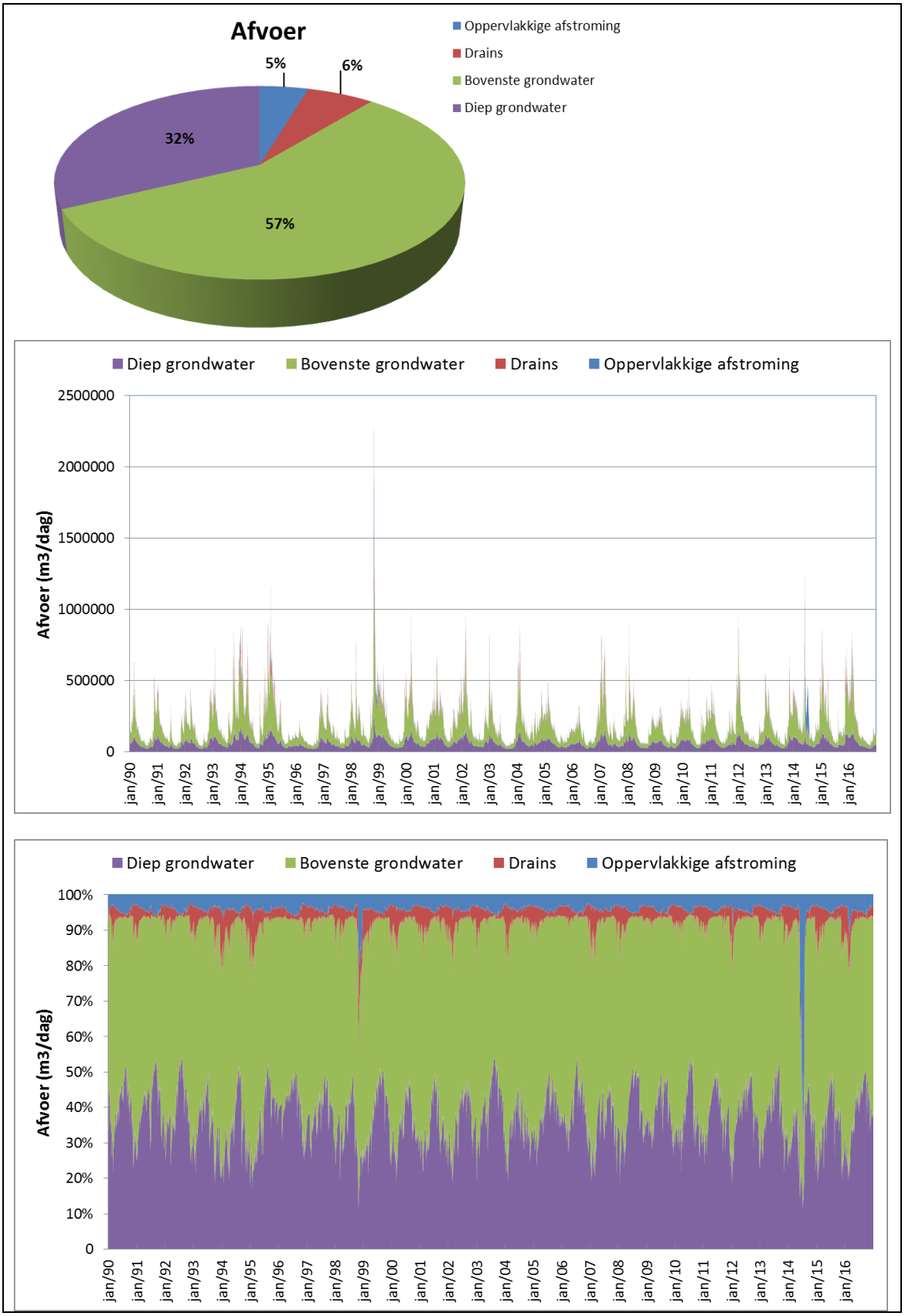
De gemodelleerde afvoeren via drains en oppervlakkige afstroming zijn erg onzeker; de ruimtelijke en temporele discretisatie van het model zijn onvoldoende om deze afvoerposten procesmatig goed te kunnen berekenen. Oppervlakkige afstroming treedt op als de infiltratiecapaciteit overschreden wordt (‘infiltration excess’) of als de berekende grondwaterstand boven maaiveld uitkomt (‘saturation excess’). Beide processen zijn ook gemodelleerd, maar de tijdstappen van 1 dag en de grootte van de modelcellen (25x25m) hebben veel invloed op waar en wanneer oppervlakkige afstroming optreedt. Over het algemeen geldt; hoe groter de tijdstappen, hoe kleiner de kans op overschrijding van de infiltratiecapaciteit en op grondwaterstanden boven maaiveld. Beide fenomenen treden vaak maar kort en meestal binnen 1 dag op. Ook voor grotere modelcellen geldt dat de kans op het lokaal voorkomen van grondwaterstanden boven maaiveld kleiner is. Desalniettemin is het mogelijk dat de modelschematisatie voldoet voor een correcte voorspelling op groter schaalniveau, maar bij gebrek aan metingen is dat niet te controleren.

Ook voor drains geldt dat de ruimtelijke schematisatie te grof is voor het modelleren van individuele drains en dat de tijdstappen van 1 dag te grof is voor het berekenen van de afvoerreactie van drains. Daarnaast speelt bij drains de onzekerheid over welke percelen gedraineerd zijn, hoe diep de drains liggen en wat de onderhoudsstaat is. Ook hier geldt dat de meetgegevens ontbreken om te kunnen controleren of de gemodelleerde bijdrage van de drainafvoeren op groter schaalniveau kloppen. De gepresenteerde resultaten moeten daarom vooral gezien worden als relatieve indicaties van het belang van de verschillende routes van het perceel naar het oppervlaktewater.

5.2 Vecht

In Figuur 5.1 is voor het stroomgebied van de Vecht de met het model geschatte bijdrage van de verschillende fluxen aan de totale afvoer weergegeven. In het bovenste figuur is een taartdiagram weergegeven voor de gehele periode van 1990 tot en met 2016. De berekende totale afvoer bestaat voor 57% uit het bovenste grondwater, 32% uit diep grondwater, 6% uit afvoer via drains en 5% uit oppervlakkige afstroming. De bijdragen van oppervlakkige afstroming en drainafvoer zijn relatief klein; hier spelen de hiervoor beschreven onzekerheden in de modelinvoer en –resultaten mogelijk een rol (hoofdstuk 5.1). Het aandeel van oppervlakkige afstroming is constanter dan mogelijk verwacht; hier speelt een rol dat op sommige plekken (uiterwaarden, vennen) het grondwater jaarrond aan maaiveld staat.

In de onderste twee grafieken van Figuur 5.1 is het verschil in afvoer en bijdrage van de verschillende fluxen tussen de verschillende jaren en seizoenen inzichtelijk gemaakt. Er zijn duidelijk verschillen in de totale afvoer te zien tussen de jaren, waarbij 1999 eruit springt als een jaar met een hoge afvoer (nat jaar) en 1996 en 2006 als jaren met een lage afvoer (droge jaren). In de onderste figuur is de procentuele bijdrage van de verschillende fluxen over de tijd weergegeven. Hierin zijn vooral de verschillen tussen de zomer en winter duidelijk zichtbaar met een grotere bijdrage van diep grondwater in de zomer en een grotere bijdrage van het bovenste grondwater en drains in de winter.

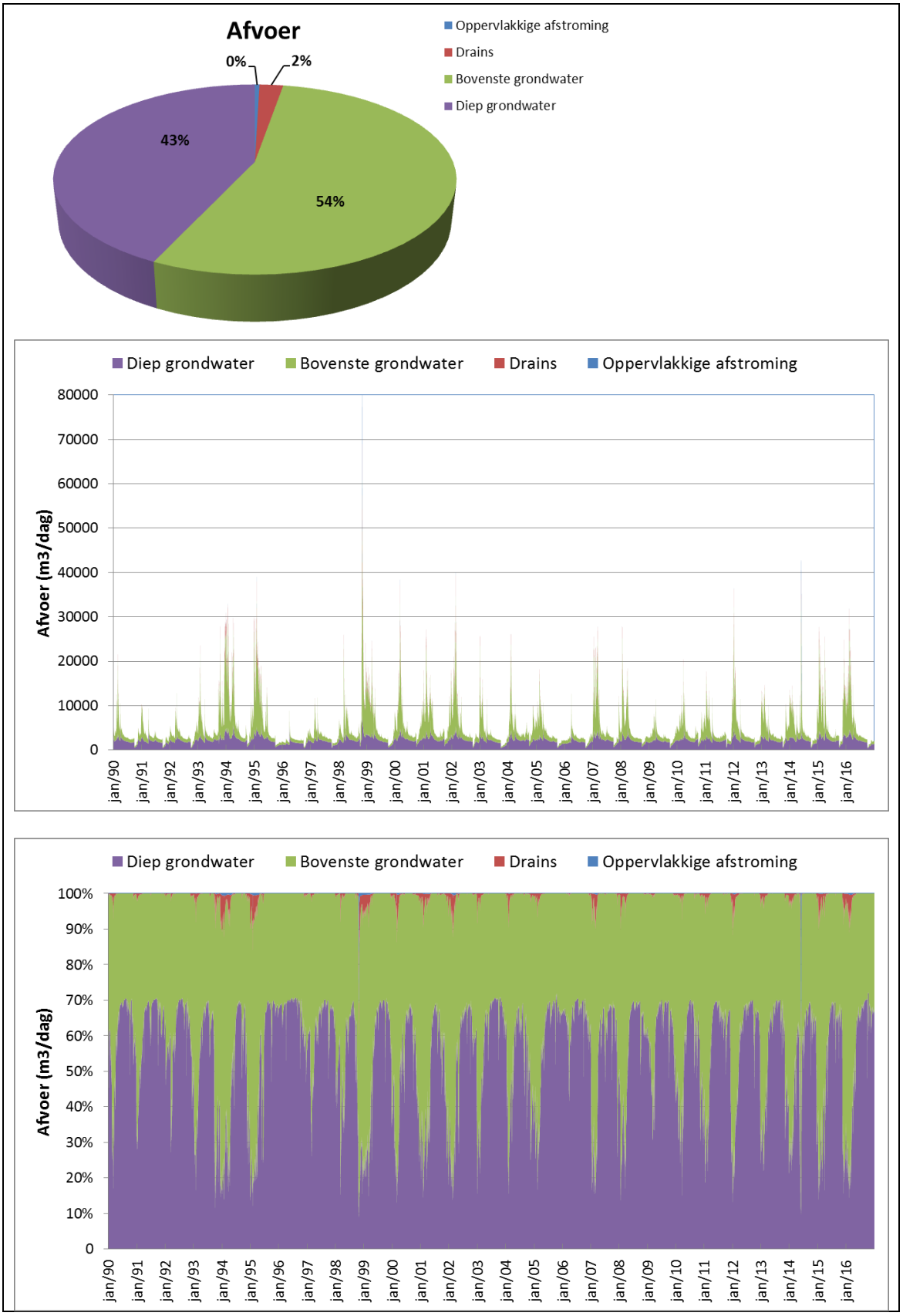


Figuur 5.1 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer binnen het stroomgebied van de Vecht over de periode 1990 t/m 2016.

5.3 Stegeren

In het bovenste figuur van Figuur 5.2 is in een taartdiagram de bijdrage van de verschillende fluxen aan de totale afvoer weergegeven voor de gehele periode van 1990 tot en met 2016. De totale afvoer bestaat voor 54% uit het bovenste grondwater, 43% uit diep grondwater, 2% uit afvoer via drains en 0% uit oppervlakkige afstroming. Oppervlakkige afstroming vindt sporadisch in natte periodes plaats, maar op de totale afvoer is dit maar een zeer klein aandeel. Waarschijnlijk is het aandeel aan oppervlakkige afstroming hier onderschat door de voor dit proces grove ruimtelijke en temporele discretisatie van het model (zie ook hoofdstuk 5.1). In Stegeren komt maar weinig buisdrainage voor, waardoor de bijdrage van drainage beperkt is.

In de onderste twee grafieken van Figuur 5.2 is het verschil in afvoer en bijdrage van de verschillende fluxen tussen de verschillende jaren en seizoenen inzichtelijk gemaakt. Er zijn duidelijk verschillen in de totale afvoer te zien tussen de jaren, waarbij 1999 eruit springt als een jaar met een hoge afvoer (nat jaar) en 1996, 2006 en 2009 als jaren met een lagere afvoer (droge jaren). In de onderste figuur is de procentuele bijdrage van de verschillende fluxen over de tijd weergegeven. Hierin zijn vooral de verschillen tussen de zomer en winter duidelijk zichtbaar met een grotere bijdrage (ca. 70%) van diep grondwater in de zomer en een grotere bijdrage van het bovenste grondwater (ca. 70%) in de winter. In de winter is er enige bijdrage (maximaal 10%) van de drains.

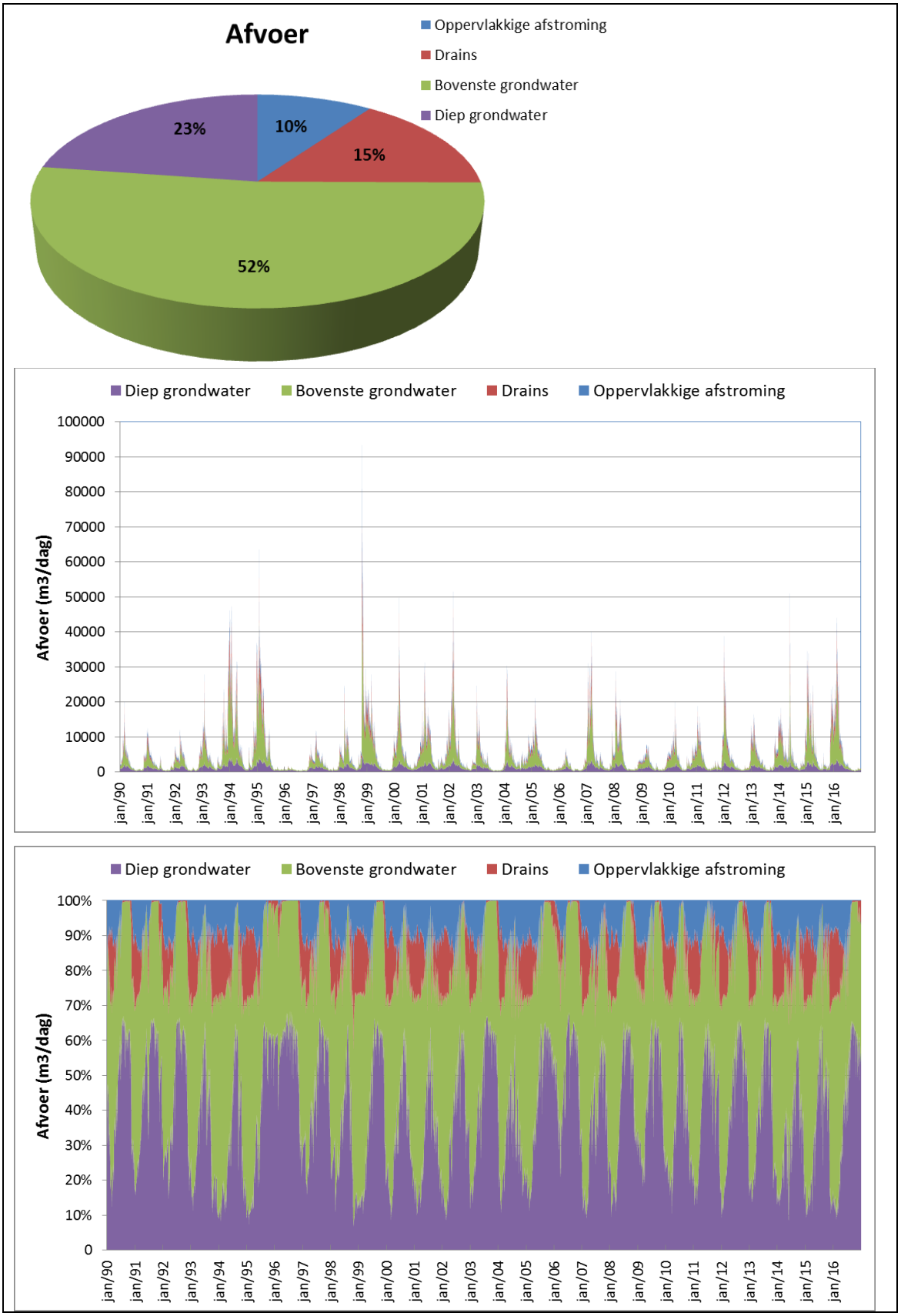


Figuur 5.2 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer binnen het deelstroomgebied Stegeren over de periode 1990 t/m 2016.

5.4 Karshoek

In Figuur 5.3 is voor deelstroomgebied Karshoek de bijdrage van de verschillende fluxen aan de totale afvoer weergegeven. In het bovenste figuur is te zien dat in de periode 1990 t/m 2016 de totale afvoer voor 52% uit het bovenste grondwater, 23% uit diep grondwater, 15% uit afvoer via drains en 10% uit oppervlakkige afstroming bestaat. Ondanks een groter aandeel natuur in Karshoek, is het aandeel van buisdrainage groter geschat dan in Stegeren. Dat heeft te maken met het grotere areaal aan gedraineerde landbouwpercelen, mogelijk gerelateerd aan de nabijheid van (natte) natuur. Het aandeel oppervlakkige afstroming is ook relatief groot in Karshoek, waarschijnlijk doordat de grondwaterstanden op sommige plekken in het natuurdeel een groot deel van het jaar boven maaiveld staan.

In de onderste twee grafieken zijn duidelijk verschillen in de totale afvoer te zien tussen de jaren, waarbij 1999 eruit springt als een jaar met een hoge afvoer (nat jaar) en 1996 en 2006 als jaren met een lagere afvoer (droge jaren). In de onderste figuur is de procentuele bijdrage van de verschillende fluxen over de tijd weergegeven. Hierin zijn vooral de verschillen tussen de zomer en winter duidelijk zichtbaar met een grotere bijdrage (ca. 70%) van diep grondwater in de zomer en een relatief grote bijdrage van oppervlakkige afstroming en drains in de winter.

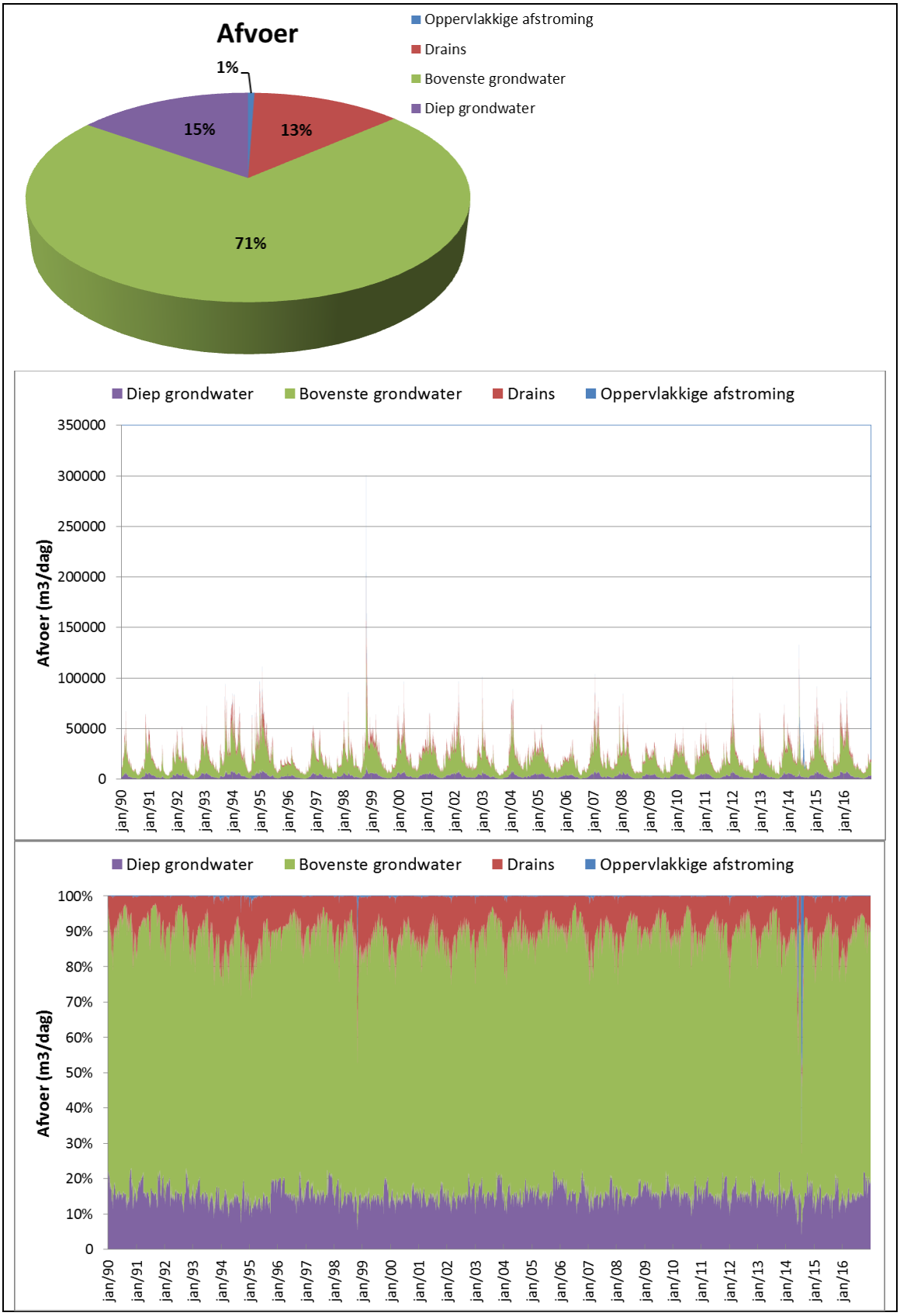


Figuur 5.3 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer binnen het deelstroomgebied Karshoek over de periode 1990 t/m 2016.

5.5 Bruchterbeek

Voor de Bruchterbeek bestaat, voor de periode 1990 t/m 2016, veruit het grootste deel van de afvoer (71%) uit het bovenste grondwater (bovenste figuur in Figuur 5.4). Daarnaast bestaat 15% van de totale afvoer uit diep grondwater, 13% uit afvoer via drains en 1% uit oppervlakkige afstroming. Het aandeel van het bovenste grondwater dat uit de modelresultaten komt is erg groot; mogelijk zijn bij de schematisering van het oppervlaktewaterstelsel in de Bruchterbeek naar verhouding veel sloten in modellaag 1 gezet. De bijdrage van oppervlakkige afstroming is erg laag ingeschat. Waarschijnlijk speelt hier de voor dit proces grove ruimtelijke en temporele discretisatie van het model een rol (zie ook hoofdstuk 5.1).

In de middelste grafiek zijn verschillen in de totale afvoer te zien tussen de jaren. In de onderste figuur is de procentuele bijdrage van de verschillende fluxen over de tijd weergegeven. Het verschil tussen de zomer en winter is met name te zien in de bijdrage van drains; in de winter is de bijdrage groter dan in de zomer. Dit gaat ten koste van de procentuele bijdrage van het bovenste grondwater, die in de winter lager is dan in de zomer.



Figuur 5.4 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer binnen het deelstroomgebied Bruchterbeek over de periode 1990 t/m 2016.

5.6 Vergelijking stroomgebieden

Tabel 5.1 geeft een overzicht van de geschatte bijdrage van de verschillende fluxen aan de totale afvoer over de periode 1990 t/m 2016 voor de verschillende (deel)stroomgebieden. Er zijn duidelijke verschillen en overeenkomsten tussen de (deel)stroomgebieden te zien. Bij alle vier de (deel)stroomgebieden is de grootste afvoer afkomstig uit het bovenste grondwater. Deelstroomgebied Karshoek is het enige gebied waarbij oppervlakkige afstroming een significant deel (10%) van de totale afvoer uit maakt; bij Stegeren en de Bruchterbeek is dit respectievelijk 0 en 1%.

In deelstroomgebied Stegeren is vrijwel geen afvoer van zowel oppervlakkige afstroming (0%) als vanuit de drains (2%). Het aandeel van het diepe grondwater is met 43% juist hoog in vergelijking met de andere twee deelgebieden (respectievelijk 23 en 15% voor Karshoek en Bruchterbeek). Deelstroomgebied Bruchterbeek valt op door het hoge aandeel bovenste grondwater (71%) en laag aandeel diep grondwater (15%). De seizoendynamiek in dit gebied lijkt veel kleiner dan in de andere twee gebieden en de bijdrage van diep grondwater is vrij stabiel over de tijd. In het stroomgebied van de Vecht ligt de procentuele bijdrage van de verschillende fluxen tussen die van de verschillende deelgebieden in.

De berekende route-bijdragen en de verschillen tussen de deelgebieden zijn niet in alle gevallen logisch en geven aanleiding om verder te onderzoeken of het model op dit vlak plausibele resultaten geeft. Zie hiervoor paragraaf 8.2.2 in de conclusies en aanbevelingen.

Tabel 5.1 Bijdrage verschillende fluxen aan de totale afvoer over de periode 1990 t/m 2016 voor de verschillende stroomgebieden.

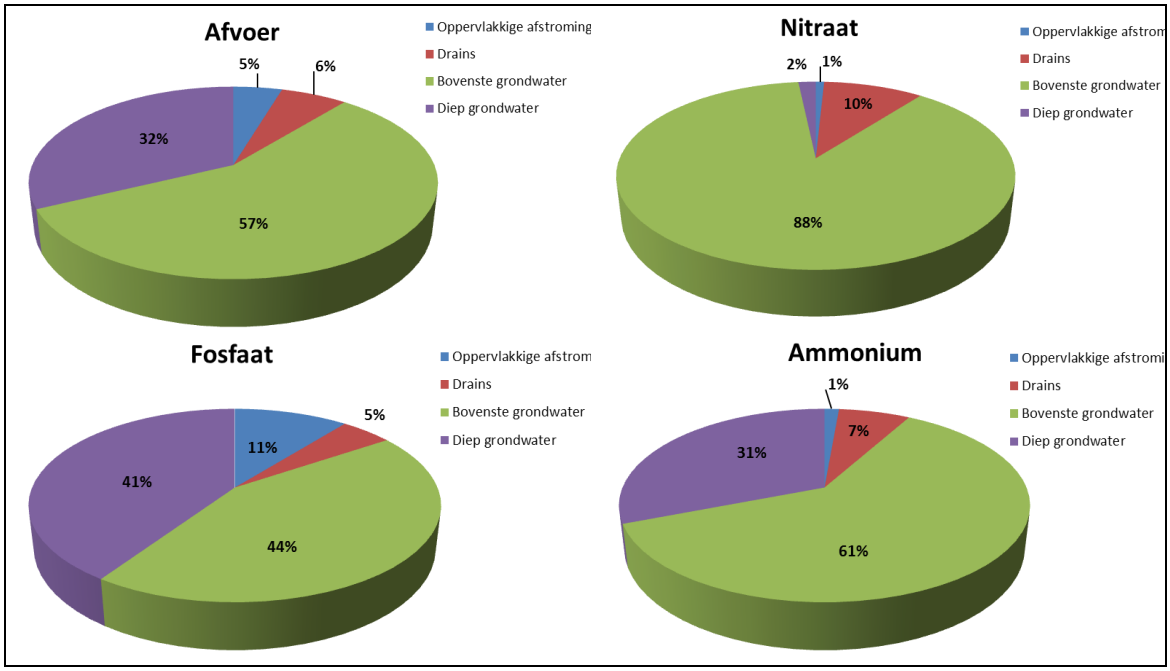
	Opp. afstroming	Drains	Bovenste gw.	Diep gw.
Vecht	5%	6%	57%	32%
Stegeren	0%	2%	54%	43%
Karshoek	10%	15%	52%	23%
Bruchterbeek	1%	13%	71%	15%

6 Grondwaterbijdragen aan oppervlaktewatervrachten

Voor een beeld van de bijdragen van de verschillende fluxen aan de nutriëntenvrachten zijn de fluxen uit het grondwatermodel uit hoofdstuk 5 gecombineerd met de concentraties in het grondwater per deelgebied uit hoofdstuk 4. Voor het draineffluent zijn de concentraties in het bovenste grondwater aangenomen. Voor concentraties in oppervlakkige afstroming zijn nauwelijks metingen beschikbaar. Daarom maken we net als bij de stofstromenanalyse voor de Grote Molenbeek (Soetens & Zwart, 2017) gebruik van metingen aan concentraties in oppervlakkige afstroming voor 10 akkers en 10 graspercelen in het stroomgebied van de Hupselse Beek (Rozemeijer & Van der Velde, 2008). Deze data komen dus niet uit de directe omgeving van de Vecht. Bij gebrek aan dit soort data voor het Vechtsysteem nemen we aan dat de gegevens van Hupsel indicatief goed te gebruiken zijn. Vooral voor fosfaat kan oppervlakkige afstroming een belangrijke route zijn. Voor de drains en het bovenste grondwater zijn de gemeten concentraties van het bovenste grondwater gebruikt (hoofdstuk 4.3). Aan de afvoer vanuit het diepe grondwater is het gemiddelde van de concentraties in het ondiepe en diepe grondwater van de PMG- en LMG-meetnetten toegekend.

6.1 Vecht

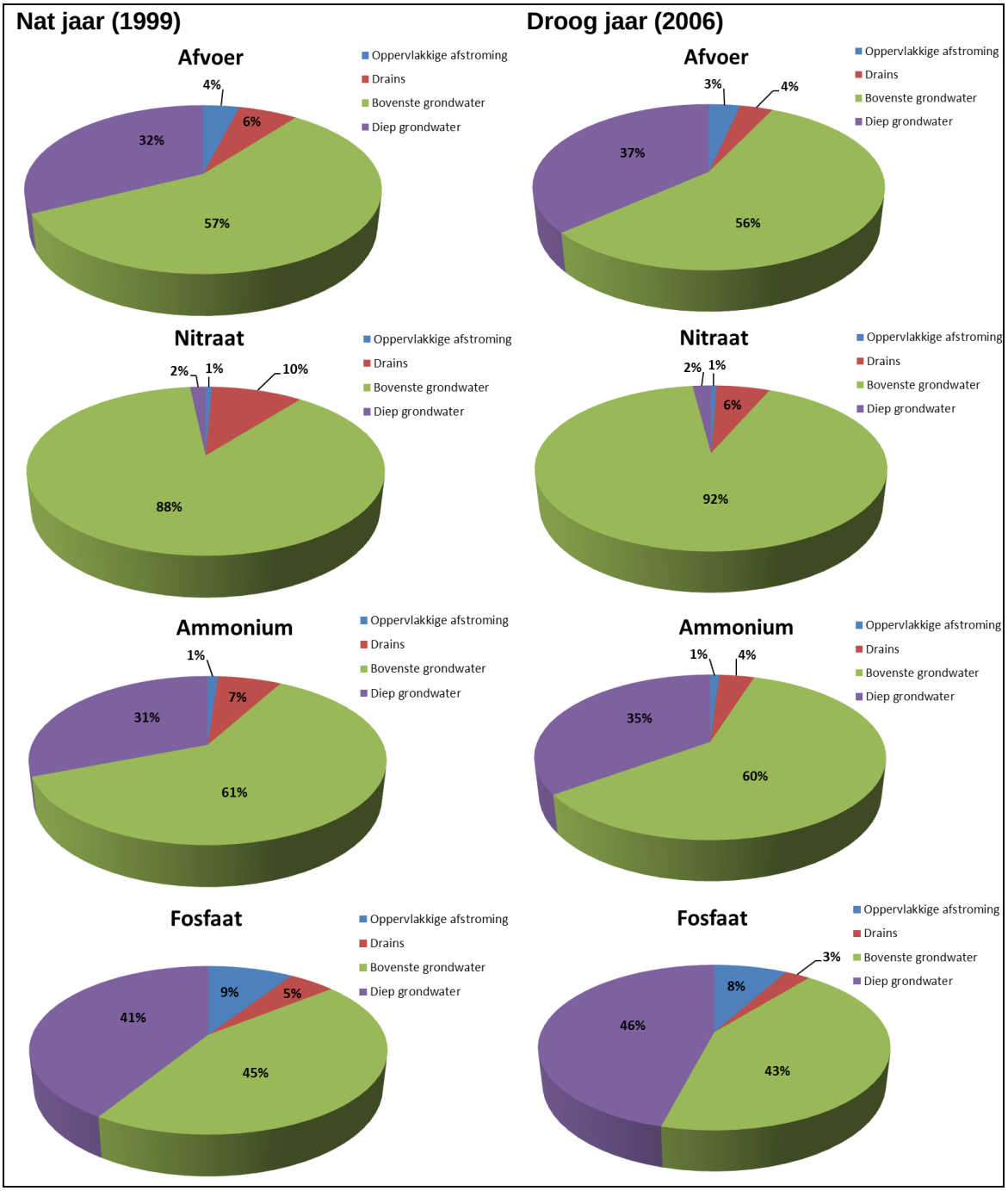
Figuur 6.1 laat de bijdrage van de verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht binnen het stroomgebied van de Vecht zien voor de periode 1990 t/m 2016. Het grootste deel van de nitraatvracht (88%) is afkomstig uit het bovenste grondwater en voor slechts een klein deel uit diep grondwater (2%). Het drainwater heeft met 10% ook nog wel een significante bijdrage aan de nitraatvracht. Het bovenste grondwater heeft dan ook een veel hogere nitraatconcentratie dan het ondiepe en diepe grondwater (zie Tabel 4.5). Aangezien de fosfaatconcentratie in het bovenste grondwater lager is dan in het ondiepe en diepe grondwater, is de fosfaatvracht vanuit het diepe grondwater met 41% relatief groot. Door de hoge concentratie (0,45 mg/l P) in oppervlakkige afstroming, draagt deze flux nog aardig bij aan de totale fosfaatvracht (11%). De ammoniumconcentratie in het grondwater verandert niet zo sterk over de diepte (zie Tabel 4.5), waardoor het aandeel van de verschillende fluxen aan de ammoniumvracht ongeveer gelijk is aan het aandeel van de fluxen in de totale afvoer.



Figuur 6.1 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat- fosfaat- en ammoniumvracht binnen het stroomgebied van de Vecht over de periode 1990 t/m 2016.

In Figuur 6.2 wordt de bijdrage van de verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht tijdens een nat (1999) en droog (2006) jaar binnen het stroomgebied van de Vecht weergegeven. Voor het hele stroomgebied van de Vecht zijn volgens de modelberekeningen de verschillen tussen een droog en nat jaar in de totale afvoerverdeling in componenten relatief klein. In een droog jaar is in het algemeen de bijdrage van diep grondwater iets hoger dan tijdens een nat jaar, daarnaast is er net iets minder oppervlakkige afstroming en afvoer via drains. De verschillende stoffen laten eenzelfde patroon zien met relatief kleine verschillen tussen een droog en nat jaar.

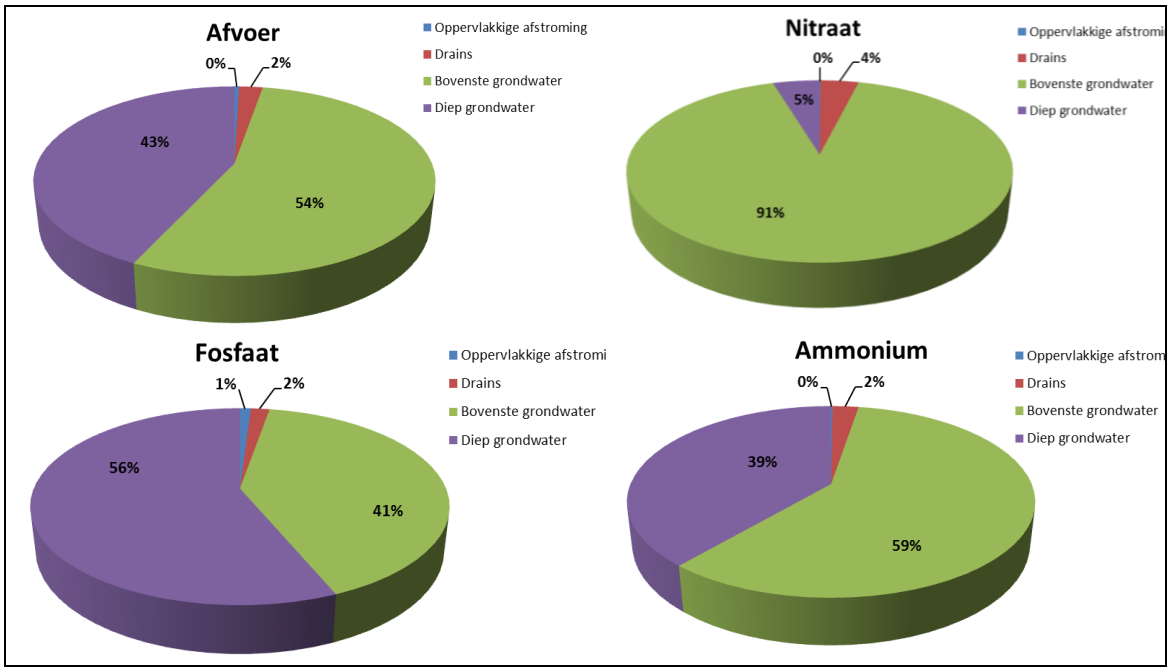
Een verklaring voor de relatief kleine verschillen tussen droge en natte jaren is niet eenduidig te geven. Mogelijk speelt het peilbeheer van de Vecht een rol; bij de berekeningen voor de deelgebieden is de directe grondwateraanvoer naar de Vecht niet meegenomen, maar bij de berekeningen voor het hele Vechtstroomgebied wel. Het peilbeheer in de Vecht kan dan zorgen voor minder grote verschillen in routebijdragen tussen natte en droge jaren. Het is ook mogelijk dat het model moeilijkheden heeft met het berekenen van vooral ondiepe afvoercomponenten als drainage en/of oppervlakkige afstroming. Meer systeemkennis op basis van metingen en meer modelvarianten kan hier uitsluitsel geven (zie ook hoofdstuk 5.1). Daarnaast speelt de onzekerheid in de berekening van de werkelijke verdamping mogelijk een rol.



Figuur 6.2 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht tijdens een nat (1999) en droog (2006) jaar binnen het stroomgebied van de Vecht.

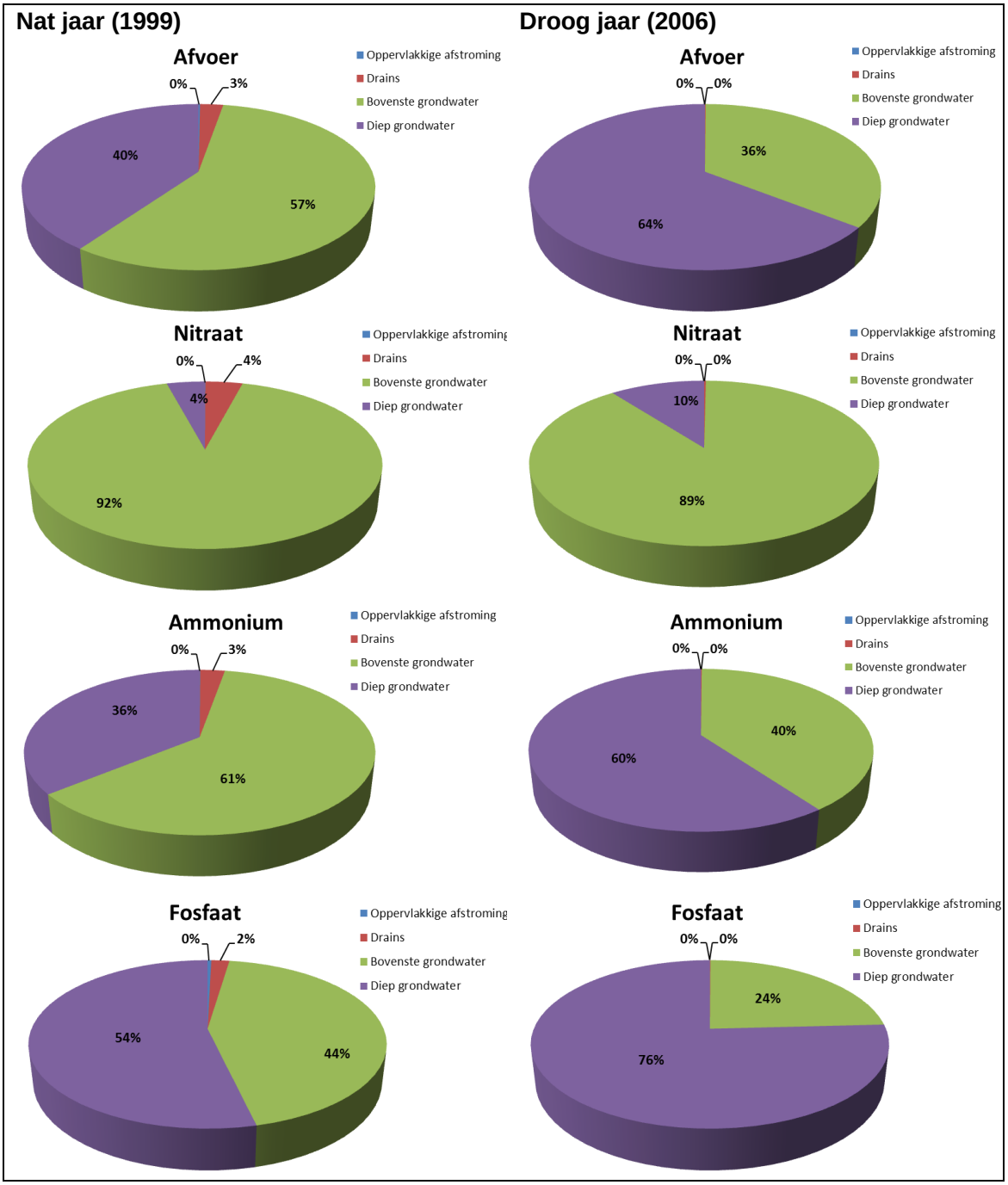
6.2 Stegeren

In Figuur 6.3 is voor nitraat te zien dat het grootste deel (91%) afkomstig is uit het bovenste grondwater en slechts voor een klein deel uit diep grondwater (5%) en drainwater (4%). Het bovenste grondwater heeft dan ook een veel hogere nitraatconcentratie dan het ondiepe en diepe grondwater (zie Tabel 4.6). Voor fosfaat is juist het omgekeerde het geval: de fosfaatconcentratie in het ondiepe en diepe grondwater is hoger dan in het bovenste grondwater. Hierdoor is voor is het grootste deel van de fosfaatvracht afkomstig uit het diepe grondwater (56%) en voor 41% uit het bovenste grondwater. Dit aandeel van diep grondwater ontstaat door een combinatie van de afvoer van diep grondwater (m3) met de uit metingen afgeleide P-concentratie (mg/l). Aangezien de ammoniumconcentratie in het grondwater niet zo sterk verandert over de diepte (zie Tabel 4.6) is het aandeel ammonium in de stofvracht ongeveer gelijk aan het aandeel van de waterflux in de totale afvoer van water.



Figuur 6.3 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat- fosfaat- en ammoniumvracht binnen het stroomgebied Stegeren over de periode 1990 t/m 2016.

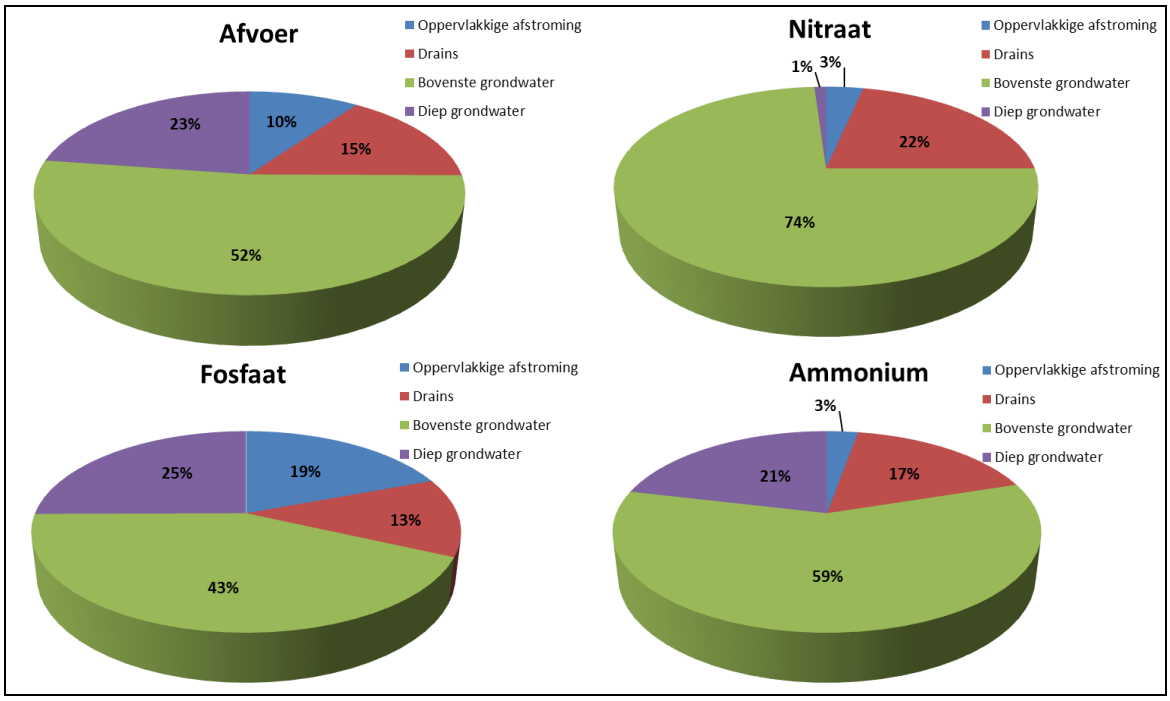
Figuur 6.4 geeft de bijdrage weer van de verschillende waterfluxen en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht tijdens een nat (1999) en droog (2006) jaar binnen het stroomgebied Stegeren. In een nat jaar is het aandeel van het bovenste grondwater met 57% groter dan in een droog jaar (36%). In een droog jaar speelt juist het diepe grondwater een grotere rol dan in een nat jaar (64% in droog en 40% in nat jaar). Bij de verschillende stoffen is de grotere bijdrage vanuit het bovenste grondwater ten opzichte van het diepe grondwater in een nat jaar ook terug te zien. Deze resultaten zijn niet 1:1 te vertalen naar de Vecht als geheel, omdat zowel de afvoercomponenten als ook de stofconcentraties (Tabellen 4.2, 4.3, 4.4) voor gebiedstypes in de ruimte variëren. Hiernaast is de grondwaterafvoer naar de Vecht zelf niet meegenomen in de berekening van de routefluxen voor de deelgebieden.



Figuur 6.4 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht tijdens een nat (1999) en droog (2006) jaar binnen het stroomgebied Stegeren.

6.3 Karshoek

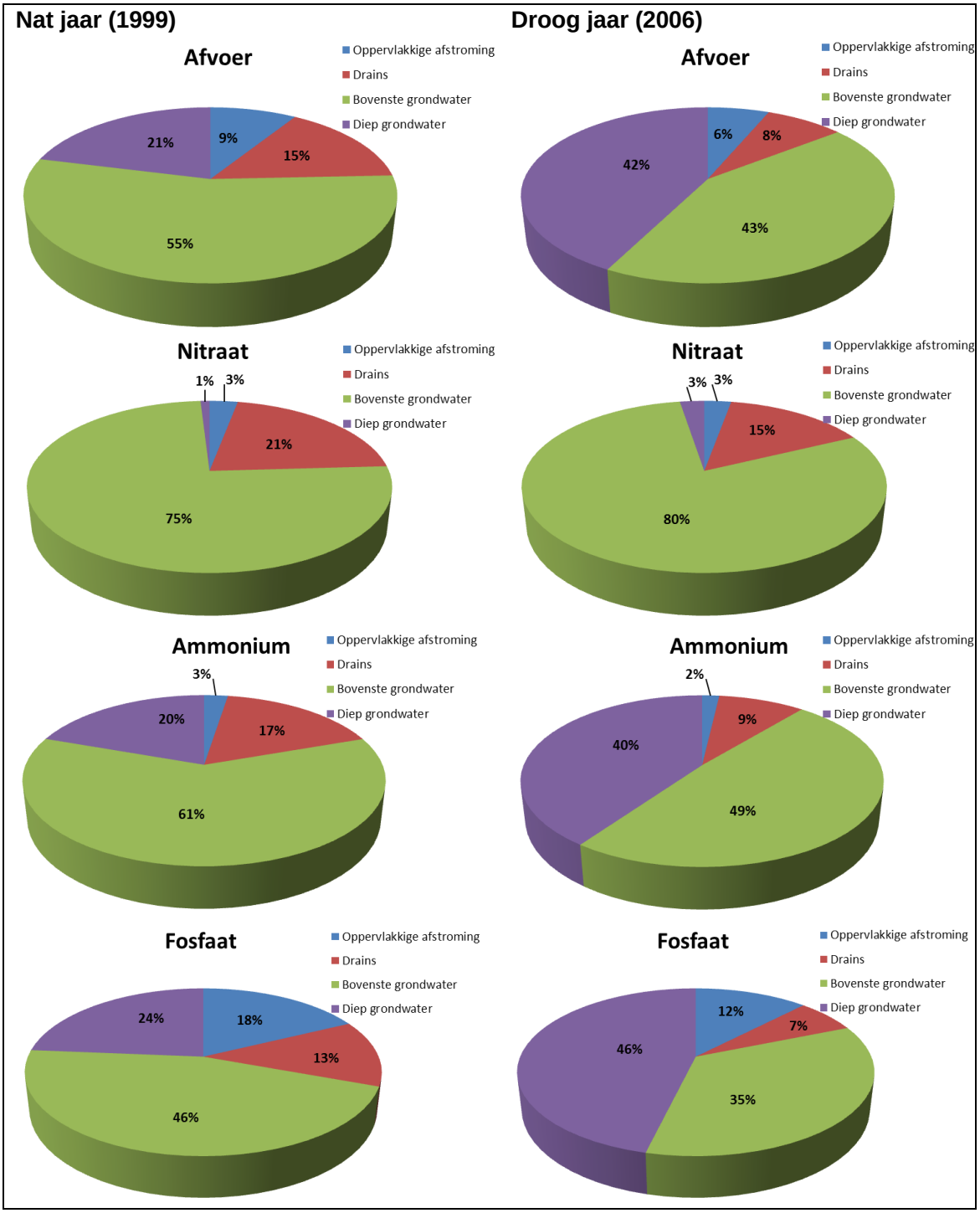
Figuur 6.5 geeft de bijdrage van de verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht binnen het deelstroomgebied Karshoek. Voor nitraat is te zien dat het grootste deel van de vracht (74%) afkomstig is uit het bovenste grondwater. Ook drainwater heeft met 22% een relatief groot aandeel in de nitraatvracht. Het aandeel van diep grondwater en oppervlakkige afstroming is klein (respectievelijk 1 en 3%). Dit wordt veroorzaakt doordat het bovenste grondwater een veel hogere nitraatconcentratie heeft (14 mg/l NO3) dan het ondiepe en diepe grondwater en oppervlakkige afstroming (respectievelijk 0,9; 0,02 en 3,4 mg/l NO3; zie Tabel 4.7). Het aandeel fosfaat van het diepe grondwater en de oppervlakkige afstroming is hoger en van het bovenste grondwater lager ten opzichte het aandeel aan de afvoer. Dit wordt veroorzaakt doordat de fosfaatconcentratie in het ondiepe en diepe grondwater en de oppervlakkige afstroming (respectievelijk 0,25, 0,26 en 0,45 mg/l P) hoger is dan in het bovenste grondwater (0,19 mg/l). Oppervlakkige afstroming is in Karshoek met een vrachtbijdrage van 19% een relevante route voor fosfaat. De ammoniumconcentratie is vrij constant over de diepte (zie Tabel 4.7), hierdoor is het taartdiagram van de ammoniumvracht vergelijkbaar met die van de afvoer.



Figuur 6.5 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat- fosfaat- en ammoniumvracht binnen het stroomgebied Karshoek over de periode 1990 t/m 2016.

In Figuur 6.6 is de bijdrage van verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht tijdens een nat (1999) en droog (2006) jaar binnen het stroomgebied Karshoek weergegeven. In een droog jaar speelt het diepe grondwater een grotere rol dan in een nat jaar (42% droog en 21% nat jaar). In een nat jaar is het aandeel van het bovenste grondwater (55%) groter dan in een droog jaar (43%). Ook de afvoer via drains en oppervlakkige afstroming zijn groter in een nat dan in een droog jaar. Opvallend is dat de bijdrage van oppervlakkige afstroming aan de totale afvoer in het natte jaar 1999 lager is dan de langjarig gemiddelde bijdrage (Figuur 6.5). Ondanks het (in totaal, op jaarbasis) natte jaar zijn er in 1999 kennelijk minder extreme situaties met oppervlakkige afstroming berekend. Bij ammonium en fosfaat is in een nat jaar ten opzichte van een droog jaar de grotere bijdrage van het bovenste grondwater ten opzichte van het diepe grondwater terug te zien. Bij nitraat valt op

dat de bijdrage van het bovenste grondwater in een nat jaar juist iets lager is dan in een droog jaar, doordat omdat de bijdrage van drain-afvoer een belangrijkere rol speelt.



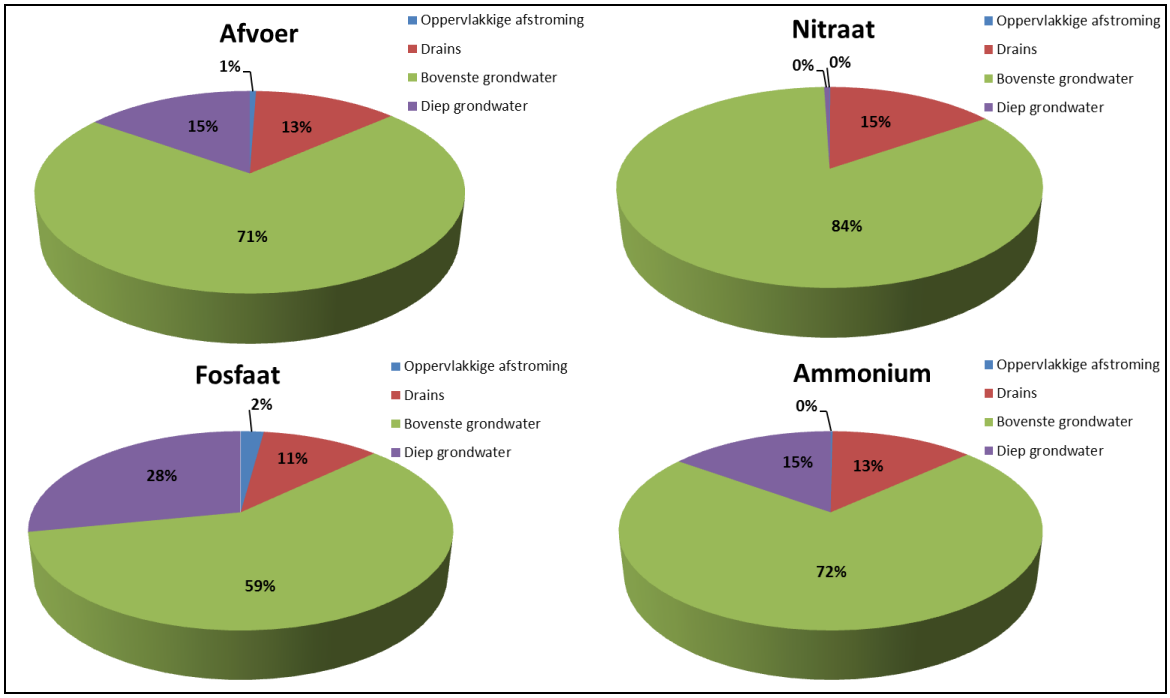
Figuur 6.6 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht tijdens een nat (1999) en droog (2006) jaar binnen het stroomgebied Karshoek.

6.4 Bruchterbeek

Voor de Bruchterbeek is in Figuur 6.7 de bijdrage van de verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht binnen het deelstroomgebied Stegeren voor de periode 1990 t/m 2016 weergegeven. Voor nitraat valt op dat het diepe grondwater geen aandeel (0%) heeft in de nitraatvracht. Veruit het grootste deel van de nitraatvracht (84%) is afkomstig uit het bovenste grondwater en 15% van de nitraatvracht wordt geleverd vanuit de drains. Het bovenste grondwater heeft met een waarde van 40 mg/l NO3 dan ook een veel hogere nitraatconcentratie dan het ondiepe en diepe grondwater (respectievelijk 2,2 en 0,03 mg/l NO3; zie Tabel 4.8).

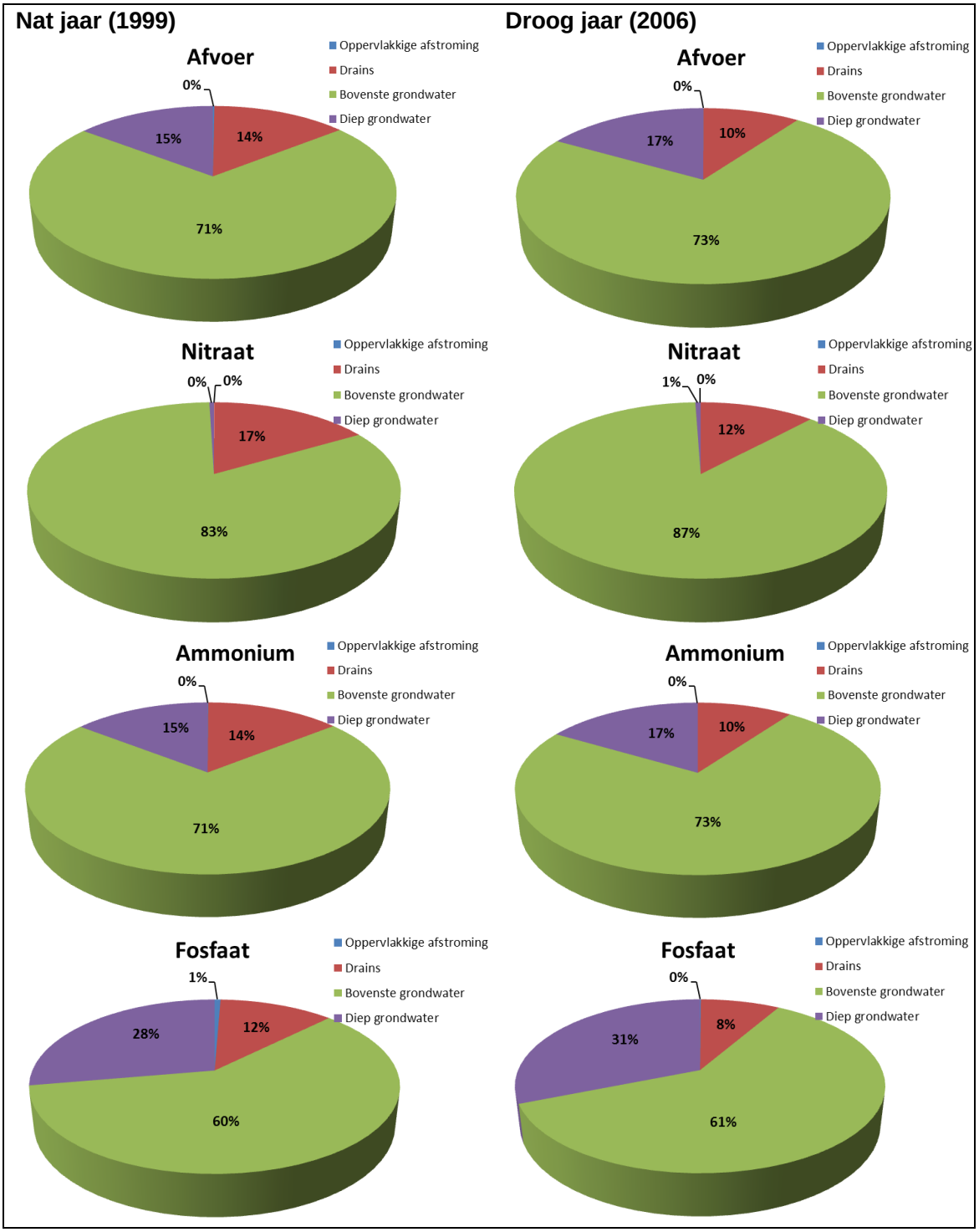
Doordat de fosfaatconcentratie in het ondiepe en diepe grondwater hoger is dan in het bovenste grondwater, heeft het diepe grondwater een relatief groot aandeel (28%) in de totale fosfaatvracht. Het grootste deel van de fosfaatvracht is echter afkomstig uit het bovenste grondwater. De ammoniumconcentratie verandert niet zo sterk over de diepte waardoor het aandeel ammonium ongeveer gelijk is aan het aandeel van de fluxen in de totale afvoer.

Tabel 4.8



Figuur 6.7 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht binnen het stroomgebied Bruchterbeek over de periode 1990 t/m 2016.

In Figuur 6.8 is te zien dat in deelstroomgebied Bruchterbeek de verschillen in de bijdrage van de fluxen tussen een droog en nat jaar klein zijn. Het aandeel bovenste grondwater ligt iets boven de 70%, diep grondwater rond de 15% en drainwater iets boven de 10%. Ook bij de nitraat-, ammonium- en fosfaatvracht is te zien dat de verschillen in het aandeel van de verschillende fluxen tussen een droog en nat jaar klein zijn.



Figuur 6.8 Bijdrage verschillende fluxen aan de afvoer en de nitraat-, fosfaat- en ammoniumvracht tijdens een nat (1999) en droog (2006) jaar binnen het stroomgebied Bruchterbeek.

6.5 Vergelijking stroomgebieden

In Tabel 6.1 t/m Tabel 6.3 staat voor respectievelijk de nitraat-, ammonium- en fosfaatvracht een overzicht van de bijdrage van de verschillende fluxen aan de vracht over de periode 1990 t/m 2016 voor de verschillende (deel)stroomgebieden. Er zijn duidelijke verschillen en overeenkomsten tussen de verschillende stroomgebieden te zien.

Bij alle vier de (deel)stroomgebieden is de grootste vracht voor nitraat, ammonium en fosfaat afkomstig uit het bovenste grondwater. Eén uitzondering hierop is de fosfaatvracht in Stegeren; deze is voor een groter deel (56%) afkomstig uit het diepe grondwater dan uit het bovenste grondwater (41%). Voor Stegeren lijkt op basis van visuele waarnemingen (zie ook Figuur 8.1) een te klein deel van de gemodelleerde totale afvoer uit oppervlakkige afstroming te bestaan. De nitraatvracht is door de lage concentraties bij alle vier de gebieden maar voor een klein deel afkomstig uit het diepe grondwater (bijdrage <10%).

Stroomgebied Karshoek is het enige deelstroomgebied waarbij oppervlakkige afstroming een significant deel van de totale vracht van een stof bijdraagt (fosfaat, 19%) ; voor nitraat en ammonium in Karshoek en voor alle drie de stoffen in Stegeren en de Bruchterbeek levert oppervlakkige afstroming maar een klein deel (0-3%). In het stroomgebied van de Vecht is het aandeel vanuit oppervlakkige afstroming aan de totale fosfaatvracht 11%; voor de andere stoffen is de vracht vanuit oppervlakkige afstroming klein (1%).

Aangezien er in deelstroomgebied Stegeren vrijwel geen afvoer vanuit zowel oppervlakkige afstroming als vanuit de drains is, is de nitraat-, ammonium- en fosfaatvracht vanuit deze twee fluxen zeer laag. Bij Karshoek en de Bruchterbeek is het aandeel van drainwater voor de drie stoffen groter, nl. tussen de 9 en 21%. In het stroomgebied van de Vecht ligt het percentage vanuit drains tussen de 5 en 10%, waarbij Stegeren qua routebijdragen dus modelmatig afwijkt van zowel de Vecht als geheel als van de twee andere deelgebieden. De modelschematisatie en –parametrisatie voor Stegeren verdient in een vervolg dus nadere aandacht (zie aanbevelingen).

Tabel 6.1 Bijdrage verschillende fluxen aan de nitraatvracht over de periode 1990 t/m 2016 voor de verschillende stroomgebieden.

	Opp. afstroming	Drains	Bovenste gw.	Diep gw.
Vecht	1%	10%	88%	2%
Stegeren	0%	4%	91%	5%
Karshoek	3%	22%	74%	1%
Bruchterbeek	0%	15%	84%	0%

Tabel 6.2 Bijdrage verschillende fluxen aan de ammoniumvracht over de periode 1990 t/m 2016 voor de verschillende stroomgebieden.

	Opp. afstroming	Drains	Bovenste gw.	Diep gw.
Vecht	1%	7%	61%	31%
Stegeren	0%	2%	59%	39%
Karshoek	3%	17%	59%	21%
Bruchterbeek	0%	13%	72%	15%

Tabel 6.3 Bijdrage verschillende fluxen aan de fosfaatvracht over de periode 1990 t/m 2016 voor de verschillende stroomgebieden.

	Opp. afstroming	Drains	Bovenste gw.	Diep gw.
Vecht	11%	5%	44%	41%
Stegeren	1%	2%	41%	56%
Karshoek	19%	13%	43%	25%
Bruchterbeek	2%	11%	59%	28%

7 Water- en stoffenbalans Vecht

7.1 Inleiding

In het kader van de analyse van het Vechtsysteem hebben we een massabalans voor een traject van de Overijsselse Vecht opgesteld. De massabalansen voor water, chloride (Cl), stikstof-totaal (N-tot) en fosfor-totaal (P-tot) stellen we op om te weten te komen of we alle belangrijke en relevante termen van deze balansen kennen en meegenomen hebben. Daarnaast geven de massabalansen aan welke onderlinge verhouding de verschillende termen hebben, dus welke termen dominant zijn in de massabalans. Ze geven tenslotte voor N-tot en P-tot ook richting aan wat de invloed is van processen die zich in het watersysteem afspelen zoals afbraak en retentie. Indien beschikbaar gebruiken we de Cl-massabalans als controle op de massabalans van water, omdat Cl een conservatieve stof is.

7.2 Systeem en informatie

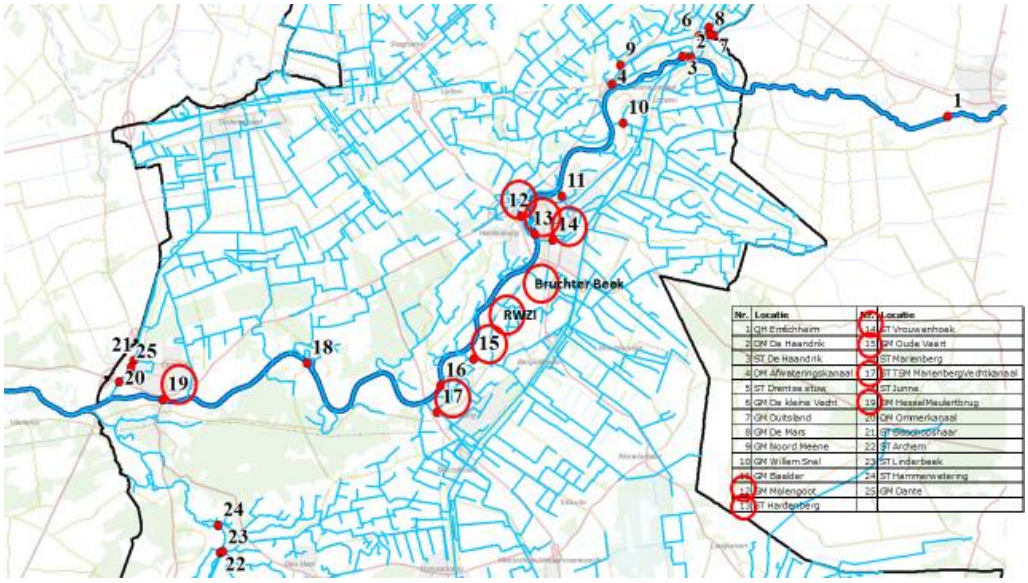
We hebben in overleg met WVS (Linda van der Toorn, Jeroen van der Scheer) gekozen voor het Vecht-traject Stuw Hardenberg tot aan de N347-brug te Ommen, waar debietmetingen worden uitgevoerd met een een akoestische debietmeter (ADM). De periode waarover we gegevens hebben is wisselend voor afvoer en stofconcentraties. Voor afvoer zijn reeksen van 1-1-2000 t/m 19-9-2017 beschikbaar. Voor chemische stoffen is deze periode korter, alsmede voor de RWZI die in het traject effluent op de Vecht loost. Op basis van deze beschikbare datasets is de analyse-periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016.

In overleg met Jeroen van der Scheer/WVS zijn de volgende termen/locaties meegenomen in de massabalansen (met methode tussen haakjes):

- Stuw Hardenberg (Q-h);
- Gemaal Molengoot (pompcurve);
- Stuw Vrouwenhoek (Q-h);
- Bruchterbeek (Q-h);
- RWZI Hardenberg (debietmeting);
- Gemaal Oude Vaart (pompcurve);
- Stuw TSM Mariënberg Vechtkanaal (Q-h);
- ADM Hessel Meulertbrug te Ommen (debietmeting).

Op voorhand is bekend dat de berekende afvoer van de Stuw Hardenberg via een Q-h-relatie minder nauwkeurig en betrouwbaar is dan de ADM-metingen te Ommen, vooral bij hogere debieten.

De onttrokken hoeveelheden water uit de Vecht in dit traject is gering, maar er zijn wel onttrekkingen aanwezig. Eén voorbeeld hiervan is de watervoorziening van het gebied Stegeren, via gemaal Junne net bovenstrooms van Stuw Junne. We nemen daarnaast in de massabalansen niet het drainerende en/of infiltrerende effect van de Vecht mee ten aanzien van het regionale grondwater. In het kader van deze studie heeft deze integratie niet plaatsgevonden. Ook nemen we de directe neerslag op en verdamping van water uit de Vecht niet in beschouwing. In de massabalansen nemen we geen processen mee die zich in het watersysteem afspelen, zoals het effect van waterplanten, sedimentatie en/of erosie. Het betreffende Vecht-systeem ziet er aldus als volgt uit (Figuur 7.1).



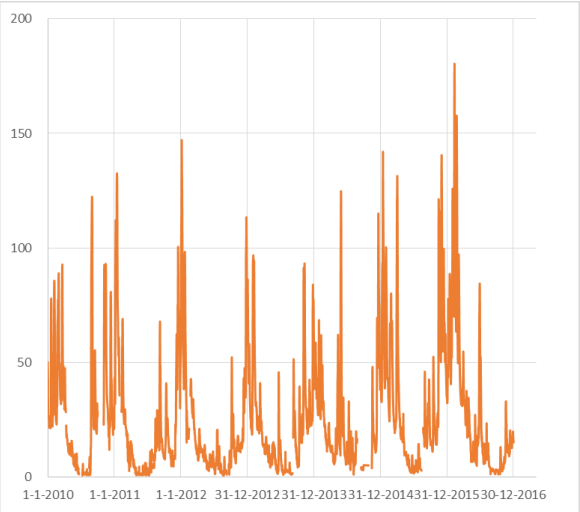
Figuur 7.1. Vecht-traject Hardenberg-Ommen met meegenomen informatie van inkomende en uitgaande termen op de massabalansen voor water en chemische stoffen.

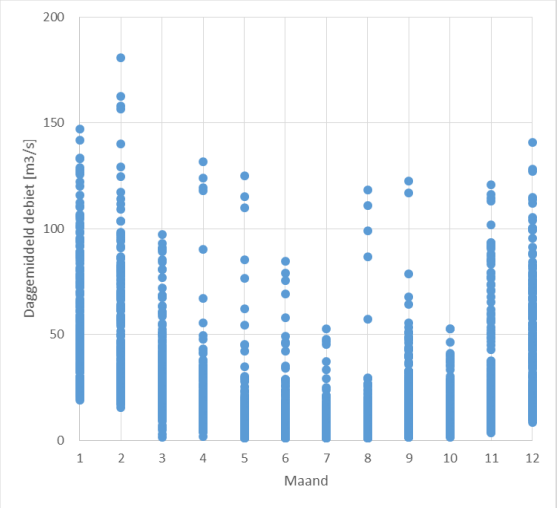
7.3 Waterbalans Vechttraject

De waterbalans van het Vechttraject wordt opgebouwd uit tijdreeksen van gemeten en berekende debieten. Uitgangsdata zijn daggemiddelde debieten in m3/s. Ontbrekende data zijn niet opgevuld. De data voor de Vecht zelf zijn onderling consistent gemaakt door Jeroen van der Scheer/WVS. In Tabel 7.1 staan de statistische kenmerken van de tijdreeksen. Op basis hiervan kan uitgerekend worden dat ongeveer 81% (gemiddelde) tot 84% (mediaan) van de waterhoeveelheid te ADM Ommen bij Stuw Hardenberg binnenkomt in het watersysteem. Het lage debiet bij het 1% percentiel te ADM Ommen bedraagt 0,91 m3/s. Om een impressie te geven van de debieten in de balansperiode zijn onderstaande figuren gemaakt voor ADM Ommen (Figuur 7.2).

Tabel 7.1. Statistische kenmerken (incl. percentielen) van tijdreeks berekende en gemeten debieten voor termen massabalans water traject Vecht Stuw Hardenberg – Brug Ommen (ADM locatie). Periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016. Eenheid in [m3/s] als daggemiddelde.

Statistisch kenmerk	ST HB	GM MG	ST VH	BB1817	RWZI HB	GM OV	ST TSM	ST JN	ADM OM
n	2248	2172	2172	2172	2553	2172	2557	2116	2400
gem	20,42	0,40	0,93	0,25	0,10	0,35	0,59	25,55	25,33
std dev	20,60	0,39	0,90	0,25	0,05	0,34	0,79	24,56	26,54
0,01	0,74	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,03	0,92	0,91
0,05	1,40	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,07	1,62	1,77
0,1	2,54	0,02	0,05	0,01	0,07	0,02	0,10	2,67	2,90
0,5	13,26	0,31	0,71	0,19	0,08	0,27	0,31	17,99	15,76
0,9	49,02	0,91	2,10	0,57	0,16	0,79	1,25	61,64	63,25
0,95	64,59	1,19	2,76	0,75	0,21	1,04	2,23	78,61	84,19
0,99	98,73	1,78	4,13	1,13	0,29	1,55	4,14	110,66	119,72



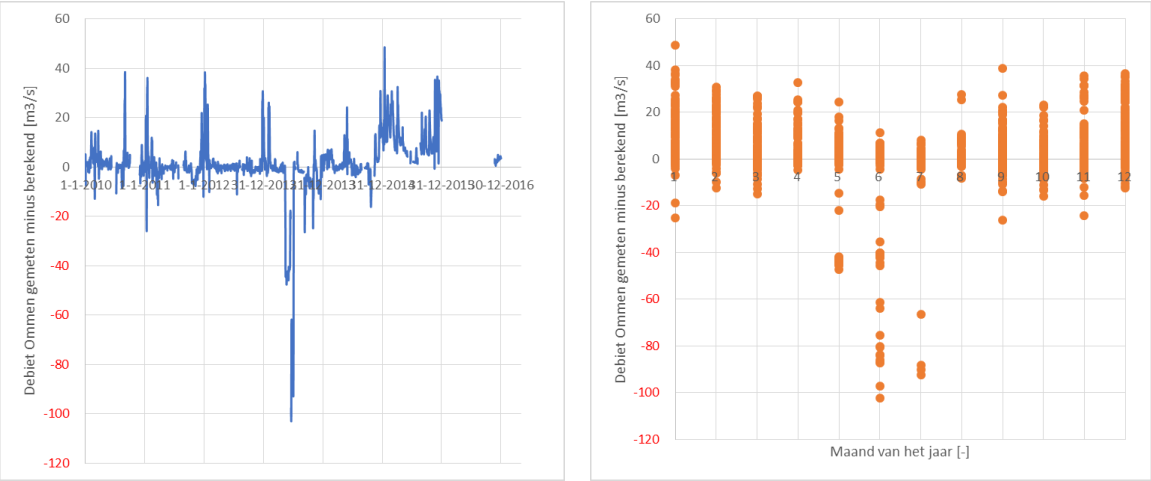


Figuur 7.2. ADM Ommen/Vecht – tijdreeks debieten [m3/s] links en debieten per maand van het jaar [m3/s] rechts in periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016.

De waterbalans voor het Vechttraject wordt als volgt berekend:
Q ADM Ommen =
- Q Stuw Hardenberg (Q-h)
- \+ Q Gemaal Molengoot (pompcurve)
- \+ Q Stuw Vrouwenhoek (Q-h)
- \+ Q Bruchterbeek (Q-h)
- \+ Q RWZI Hardenberg (debietmeting)
- \+ Q Gemaal Oude Vaart (pompcurve)
- \+ Q Stuw TSM Mariënberg Vechtkanaal (Q-h)

In deze berekening missen we een eventuele ontbrekende afvoer naar de Vecht, de onttrekkingen van water uit de Vecht en de interactie van de Vecht met het grondwater. In Figuur 7.3 staan de tijdreeks van het verschil tussen gemeten debiet te Ommen (ADM) en het berekend debiet, alsmede dit verschil als functie van de maand van het jaar. Gemiddeld is het

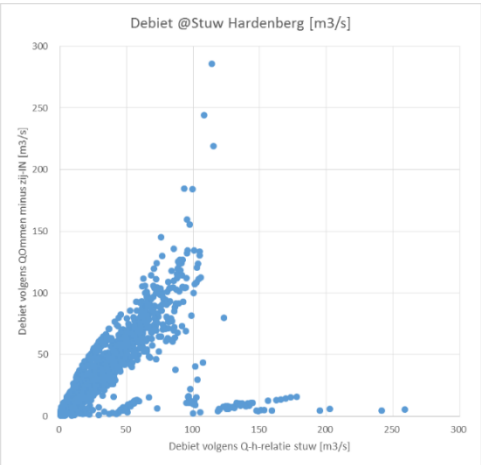
verschil tussen de gemeten en berekend debiet te Ommen 1,57 m3/s en is de mediaan van het verschil 0,55 m3/s (periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016).



Figuur 7.3. ADM Ommen/Vecht – tijdreeks verschil in debiet gemeten minus berekend [m3/s] links en verschil in debiet per maand van het jaar [m3/s] rechts in periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016.

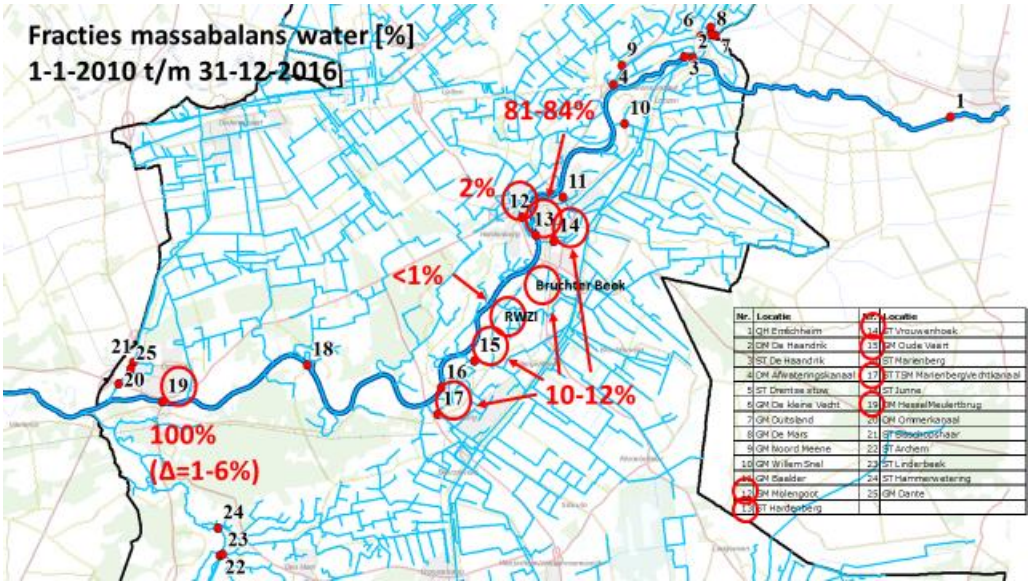
In de periode 13 mei t/m 4 juli 2013 zijn er grote negatieve afwijkingen te zien in de verschilreeks. De reden hiervoor is bij navraag bij het waterschap onbekend, wel zouden er werkzaamheden aan de brug over de Vecht geweest zijn.

In het algemeen zijn de gemeten debieten te Ommen groter dan de berekende debieten. Dat kan betekenen dat er meetfouten zitten in de toeleverende debietreeksen. De grootste debieten in de berekening komen voor in de berekende debietreeks van Stuw Hardenberg. In Figuur 7.4 is te zien dat de berekende debieten met de Q-h-relatie afwijken van de debieten uit de waterbalans, met name bij hogere debieten. De Q-h-relatie van Stuw Hardenberg leidt dus tot afwijkingen in de waterbalans, met als uitgangspunt dat de debietmetingen te Ommen met de ADM het meest betrouwbaar is. Een nadere ijking van deze Q-h-relatie is ter aanbeveling, vooral bij hogere debieten.



Figuur 7.4. Hardenberg Ommen/Vecht – debiet berekend volgens Q-h-relatie stuw (X-as) tegen berekend debiet als functie van debiet bij ADM Ommen minus toevoer uit alle wateren op het traject Hardenberg-Ommen in [m3/s] (Y-as) in periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016.

Het kan daarnaast ook zijn dat er netto, na correctie van onttrekkingen uit de Vecht, een niet-bemeten toevoer van water naar de Vecht moet zijn binnen (een deel van) het traject. Dit kan de drainerende werking van de Vecht zijn voor het regionale grondwater in het gebied. Cijfers hier aangaande kunnen uit de berekeningen met het grondwatermodel gehaald worden, in deze studie was daar echter geen ruimte voor. Daarnaast zal een toevoeging van onttrekkingen uit de Vecht in de waterbalans een meer compleet, maar naar verwachting niet veel ander beeld opleveren van de waterbalans (Figuur 7.5).



Figuur 7.5. Berekende massabalans water Vechttraject Stuw Hardenberg – Brug Ommen, uitgedrukt als percentage van totale waterhoeveelheid bij Brug Ommen in de periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016.

De belangrijkste bevindingen van de analyse van de waterbalans over het Vechttraject Hardenberg-Ommen voor de periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016 zijn:

- De massabalans voor water sluit op 1-6%, want er komt minder water aan bij Brug Ommen dan verwacht op basis van de waterbalans; wateraanvoer vanuit het grondwater mist, net zoals onttrekkingen uit de Vecht; netto moet een volgende analyse leiden tot meer wateraanvoer in het traject;
- De Q-h-relatie van Stuw Hardenberg is niet correct, met name bij hoger wordende debieten;

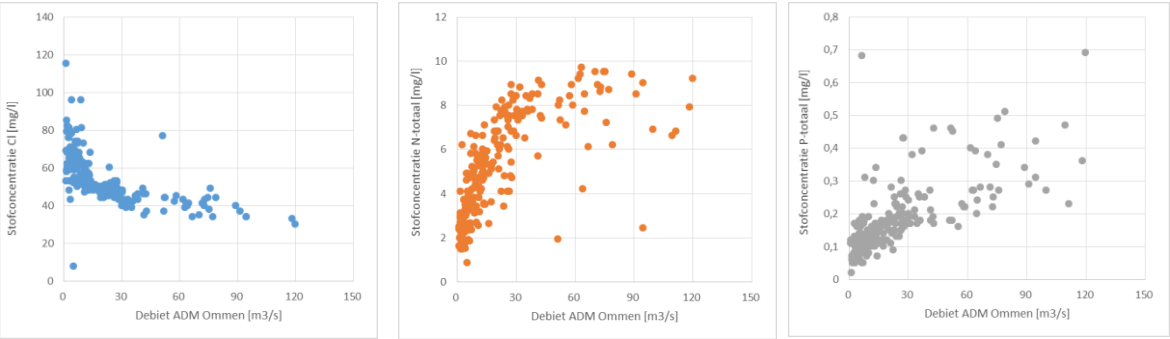
7.4 Massabalansen chemie Vechttraject

De massabalansen van chloride, N-totaal en P-totaal voor het Vechttraject worden opgebouwd uit tijdreeksen van gemeten en berekende debieten en van gemeten stofconcentraties. Deze laatste zijn beschreven in Hoofdstuk 3. Chloride is een conservatieve stof die we meenemen in de analyse ter controle van de waterbalans en van de massabalans voor de reactieve stoffen N-totaal en P-totaal.

Voor het opstellen en de analyse van massabalansen maken we gebruik van meetreeksen van de chemische waterkwaliteit voor De Haandrik, die we koppelen aan debieten te Stuw Hardenberg. De concentratiemeetreeksen te Molengoot, Bruchterbeek, RWZI Hardenberg en Ommen zijn gekoppeld aan lokale debietreeksen. Voor Stuw Vrouwenhoek, Gemaal Oude Vaart en Stuw TSM Mariënberg Vechtkanaal mist informatie over de chemische waterkwaliteit.

Daarom hebben we aangenomen dat de chemische waterkwaliteit voor deze drie locaties vergelijkbaar is met die gemeten waterkwaliteit in de Bruchterbeek, omdat het achterland ongeveer vergelijkbaar is qua landgebruik.

We rekenen stofconcentraties met debieten om naar stofvrachten. Ter berekening van de stofvrachten gebruiken we alle dagen waarvoor we gegevens hebben.We nemen aan dat de stofconcentraties tussen twee meetmomenten gelijk is aan de laatst gemeten stofconcentratie. Zo ontstaat een trapsgewijze tijdreeks van chemische waterkwaliteit. Uit eerder onderzoek (bijv. Rozemeijer et al., 2010) is gebleken dat deze eenvoudige manier van interpoleren geen slechtere resultaten in vrachtberekeningen oplevert dan het gebruik van een meer complexe relatie tussen bijvoorbeeld debiet en gemeten stofconcentratie. Ter illustratie zijn in Figuur 7.6 voor meetlocatie Ommen de verbanden weergegeven tussen debiet aan de ene kant en stofconcentraties van Cl, N-tot en P-tot aan de andere kant.



Figuur 7.6. Scatterplots (XY) voor het gemeten debiet ADM Ommen [m3/s] vs. gemeten stofconcentraties (Cl links, N-tot midden en P-tot rechts) [mg/l] in de periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016.

De massabalansen van de drie stoffen voor het Vechttraject in de periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016 zijn te zien in Figuur 7.7 in de vorm van percentages van de stofvracht bij Ommen. In Figuur 7.8 staan de vrachten op dagbasis per maand gesorteerd.

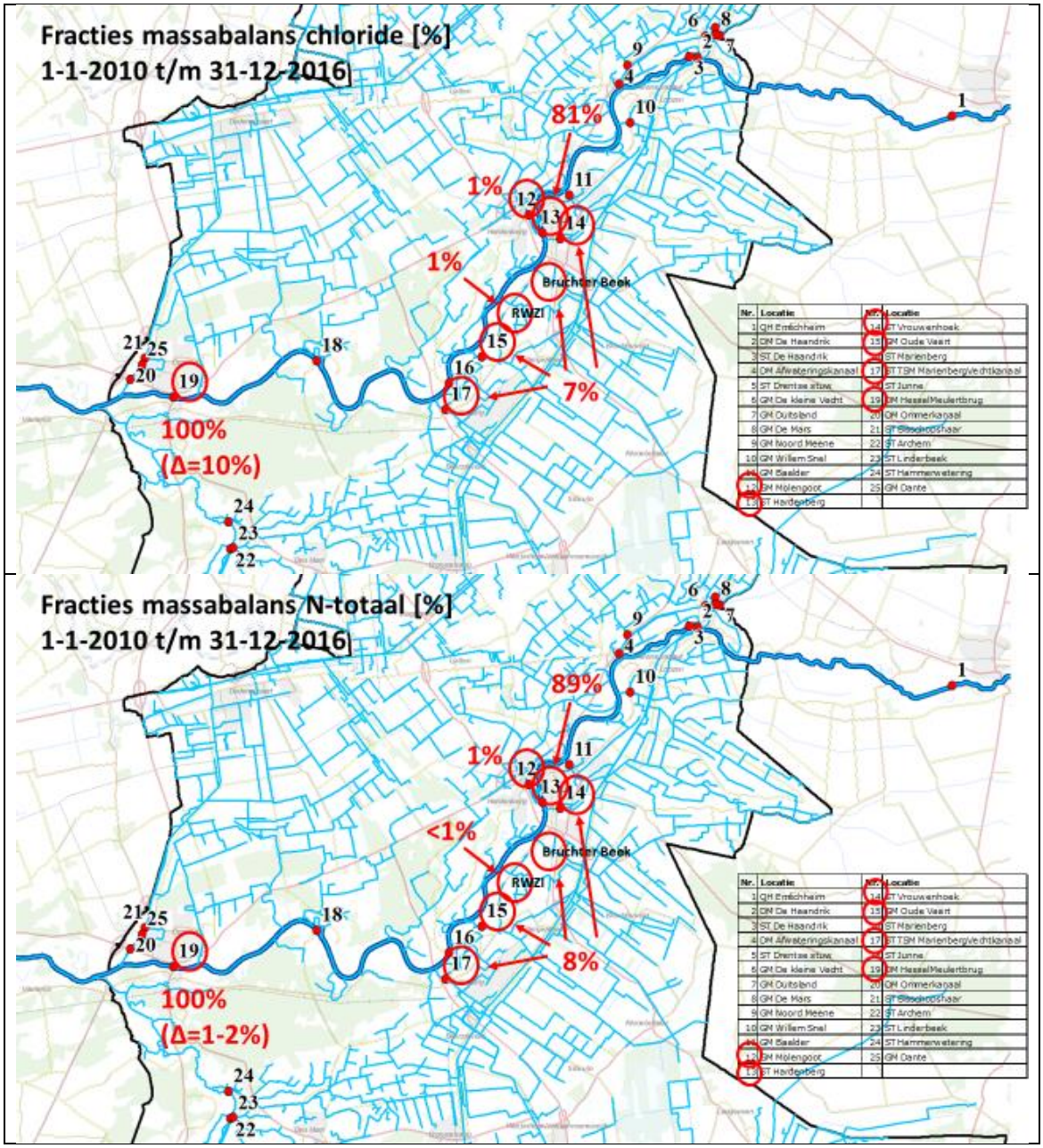
De Cl-balans sluit in totaal op 10%, want er komt te weinig massa aan bij Brug Ommen. Wanneer we de sluitfout van de waterbalans mee in beschouwing nemen (1-6%), dan is de fout in de Cl-balans grofweg daarmee vergelijkbaar. Daarmee zijn de massabalansen voor water en Cl redelijk sluitend en onderling consistent.

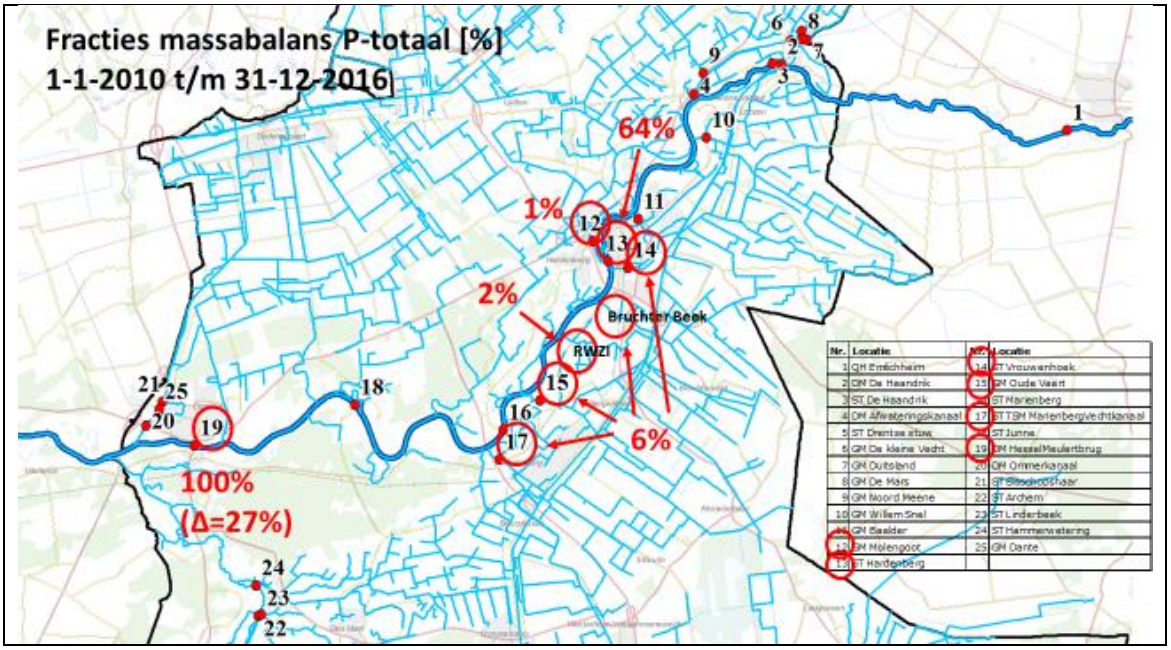
De massabalans voor N-tot sluit vrijwel geheel, al komt er iets te weinig massa aan bij Ommen. Omdat N-tot een reactieve stof is en onderwerp is van productie, afbraak en retentie, werd een netto overschot op de massabalans verwacht (IN minus afbraak = UIT). De Vecht is een watersysteem dat veelal bestaat uit een zandige bedding, slib, waterplanten en vis. Heel reactief is het systeem wellicht niet , maar we verwachten wel enige netto retentie en/of afbraak. Daarnaast zagen we eerder in dit hoofdstuk dat het debiet te Stuw Hardenberg waarschijnlijk te laag is. Een correctie naar boven toe leidt tot een grotere N-belasting van de Vecht, passend in een betere massabalans voor N-tot. Tenslotte is er nog N-belasting via het regionale grondwater dat in de Vecht tot afvoer komt. Deze post leidt tot een verhoging van de totale N-belasting.

De massabalans voor P-tot sluit met een fout van bijna 30%: er komt te weinig massa aan bij Ommen. Dat kan overeenstemmen met de verwachting van netto retentie binnen het Vechtsysteem, in combinatie met een te geringe aanvoer via ondiepe afvoercomponenten. Ook

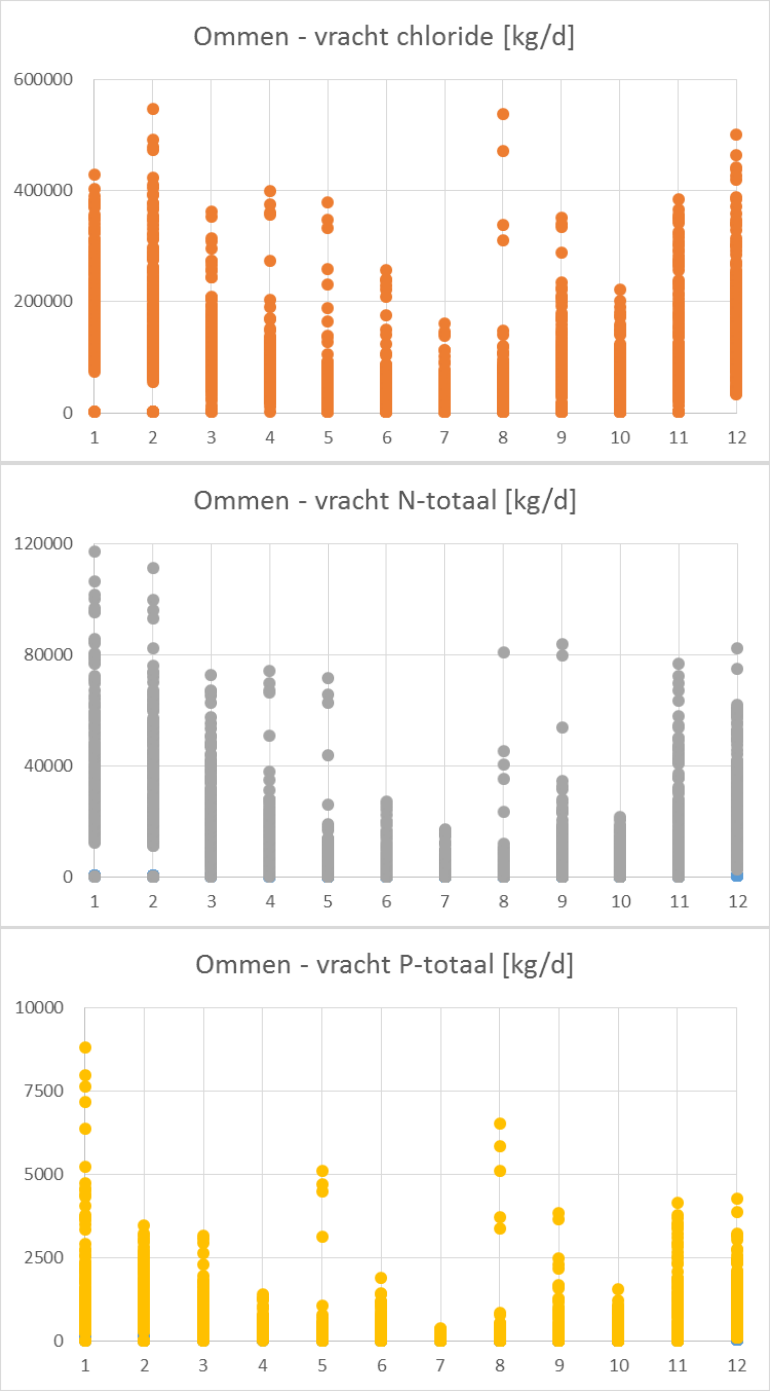
P-tot is een reactieve stof. Naast P-retentie kan er nalevering van P-tot plaatsvinden ’s zomers als het water warm is en er als bron P-houdend slib in het watersysteem aanwezig is. Echter, vanwege factoren als waterdiepte (>2 m) en steile onderwatertaluds is de bedekking met submerse, drijvende en emergente waterplanten in de Vecht veelal beperkt. Waterplanten die hun nutriënten vooral uit de waterkolom betrekken, zoals smalle waterpest, grof hoornblad en kroossoorten, zijn beperkt aanwezig. Mede door afwezigheid van woekerende waterplanten verwacht we in de zomer geen zuurstofloze condities nabij de waterbodem (mondelinge mededeling Schmidt/WVS). Voor P-tot geldt daarnaast (nog) meer dan voor Cl en N-tot dat bemonsteringsfrequentie en –moment van groot belang zijn voor het berekenen van nauwkeurige stofvrachten. Als P-tot meer in de vorm van kortdurende piekbelastingen het oppervlaktewater bereikt als gevolg van afspoeling en ondiepe uitspoeling, dan is de kans groot dat P-tot ‘gemist’ wordt in reguliere monstername-programma’s. Dat komt de berekening van een stofvracht niet ten goede. Tenslotte is er nog P-belasting via het regionale grondwater dat in de Vecht tot afvoer komt. Deze post leidt tot een verhoging van de totale P-belasting, net zoals bij N-tot.

Als we naar gemeten stofconcentraties kijken op het traject Stuw Hardenberg – Brug Ommen, dan zien we dat Cl daalt van 54 (gemiddeld) en 60 mg/l (mediaan) bij Hardenberg naar 55 (gemiddeld) en 52 mg/l (mediaan) bij Ommen. Voor N-tot zien we dat N-tot daalt van 5,5 (gemiddeld) en 5,5 mg/l als N (mediaan) bij Hardenberg naar 5,2 (gemiddeld) en 5,1 mg/l als N (mediaan) bij Ommen. Voor P-tot tenslotte zien we dat P-tot stijgt van 0,13 (gemiddeld) en 0,12 mg/l als P (mediaan) bij Hardenberg naar 0,17 (gemiddeld) en 0,14 mg/l als P (mediaan) bij Ommen. Waar Cl en N-tot in beperkte mate verdund worden, wordt P-tot in het Vechtwater aangerijkt binnen het traject, waarbij het ook nog zo is dat de debieten bij Ommen hoger zijn dan bij Hardenberg. Binnen het traject zijn de P-tot concentraties van de Molengoot 0,20 (gemiddeld) en 0,19 mg/l als P (mediaan), van de RWZI 0,99 (gemiddeld) en 0,63 mg/l als P (mediaan) aan de hogere kant, vergeleken met andere toevoerstromen.


Fracties massabalans chloride [%]
1-1-2010 t/m 31-12-2016
81%
1%
1%
7%
100%
(Δ=10%)
Bruchter Beek
RWZI
Fracties massabalans N-totaal [%]
1-1-2010 t/m 31-12-2016
89%
1%
<1%
8%
100%
(Δ=1-2%)
Bruchter Beek
RWZI



Figuur 7.7. Berekende massabalans Cl (boven), N-tot (midden) en P-tot (beneden) voor Vechttraject Stuw Hardenberg – Brug Ommen, uitgedrukt als percentage van totale stofvracht bij Brug Ommen in de periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016. Totale stofvracht voor periode te Ommen [x 1000 kg]: 219.394 (Cl), 34.249 (N-tot) en 1.183 (P-tot).



Figuur 7.8. Berekende stofvracht per dag [kg/d] per maand van het jaar voor Cl (boven), N-tot (midden) en P-tot (beneden) voor Vecht bij Brug Ommen in de periode 1-1-2010 t/m 31-12-2016.

7.5 Kanttekeningen en aanbevelingen

Als we de Vecht tussen Hardenberg en Ommen beschouwen komt bij Stuw Hardenberg een afvoerfractie van grofweg 80% vanuit het kanalensysteem zoals het Overijssels Kanaal en vanuit Duitsland. Deze fractie geldt zowel voor lage als hoge afvoeren. De overige 20% komt uit het Nederlandse deel van het Vechtstroomgebied. Voor stoffen geeft Cl hetzelfde beeld te zien, voor N-tot is dat bijna 90% en voor P-tot ruim 60%. Voor P-tot komt uit de analyse naar voren dat er aanrijking van het Vechtwater vanuit Nederlandse bronnen plaatsvindt.

De stromingssituatie rondom De Haandrik is niet duidelijk door gebrek aan debietmetingen ter plekke en de open verbindingen tussen de Vecht en de kanalen. Een waterkwaliteitsmeetpunt aldaar is moeilijk te kiezen en te koppelen aan ‘soort’ en herkomst van het water. Een meetpunt te Hardenberg is er niet. Er ontbreken met name tijdens pieken in debieten (afvoergolven) metingen van chemische stoffen, waarbij bedacht moet worden dat dan een substantieel deel van de stofvracht op jaarbasis tot afvoer komt. Ook voor procesonderzoek, m.n. neerslag-afvoer-componenten en de stoffen die dan volgens bepaalde routes tot afvoer komen, zijn deze metingen relevant.

De debietberekeningen voor Stuw Hardenberg zijn niet betrouwbaar, zo blijkt uit een vergelijk met de metingen van de ADM te Ommen en de berekende waterbalans. De Q-h-relatie kan beter geijkt worden, wellicht gecombineerd met een controle van de locatie en apparatuur ten aanzien van de waterhoogte-metingen bovenstrooms.

De massabalansen voor water, Cl, N-tot en P-tot kunnen in een volgende versie verbeterd worden door toevoeging van ontbrekende termen, o.a. onttrekkingen uit de Vecht, waaronder voor het gebied Stegeren. Ook kan er gebruik gemaakt worden van een nader op te zetten verbeterd meetnet incl. ijking van stuwen op de Vecht. Processen die zich in en om het water afspelen kunnen in een volgende versie meegenomen worden, als er informatie over beschikbaar komt. De discussie zal echter blijven of de hoofdlijn van de analyse voor massabalansen van water en chemische stoffen heel anders zal zijn.

Het verdient aanbeveling om een volgende versie van deze analyse in 2020 op te zetten voor perioden met piekafvoeren en tijdens lage debieten tijdens de zomer. Dan spelen ook processen in het watersysteem relatief de grootste rol, iets dat dan wel nader onderzoek behoeft in 2018-2019. Integratie van resultaten vanuit het regionale grondwatermodel kan ook dan een meerwaarde zijn, als de berekeningen gevalideerd zijn in voedende stroomgebieden voor de Vecht als de Bruchterbeek. Ondertussen kan het meetnet hydrologie en waterkwaliteit verbeterd worden via bijvoorbeeld een extra meetpunt bij De Haandrik, mede voor een beter beeld van de waterverdeling aldaar.

8 Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

Het doel van deze stofstromenanalyse was om op regionaal niveau een kwantitatieve inschatting te geven van de bijdrage van verschillende hydrologische routes aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Voor zowel het Vechtgebied als voor de deelstroomgebieden Stegeren, Karshoek en de Bruchterbeek geldt dat de nutriëntenrijke samenstelling van het bovenste grondwater de grootste belasting vormt voor de oppervlaktewaterkwaliteit. Daarnaast speelt oppervlakkige afspoeling waarschijnlijk een rol, die door veldwaarnemingen en verbeterde modellering verder onderbouwd en gekwantificeerd zal moeten worden.

Aan de gemeten hoge winterconcentraties is te zien dat uit- en afspoeling van nutriënten in het studiegebied een belangrijkere bron zijn dan de achtergrondbelasting, RWZI-effluent en de nalevering vanuit de waterbodems. Ook is er een belasting van de Vecht vanuit bovenstroomse gebieden over de grens in Duitsland, die waarschijnlijk ook grotendeels bestaat uit af- en uitspoeling vanuit de Duitse landbouw. De resultaten laten ook zien dat verschillen tussen gebieden in de bijdragen vanuit verschillende routes groot zijn.

Het regionale grondwatermodel heeft qua schematisatie, parametrisatie en modelinvoer van neerslag op dagbasis moeite om het proces van oppervlakkige afvoer goed te berekenen. Afhankelijk van de hydrologische situatie is de bijdrage van oppervlakkige afstroming en afvoer via buisdrainage waarschijnlijk meer van belang dan nu berekend wordt, maar metingen aan deze snelle routes zijn nodig om dit hard te maken. Binnen de stroomgebieden zijn de variaties in de routebijdragen in de tijd groot. De grote verschillen tussen seizoen en jaren zorgen voor een grote dynamiek in concentraties in het oppervlaktewater.

De invloed van de landbouw op de grondwatersamenstelling lijkt in het studiegebied van de Vecht nog nauwelijks doorgedrongen te zijn tot in het diepere grondwater. Zeker is dat echter niet, want deze verwachting is hoofdzakelijk gebaseerd op grondwaterkwaliteitsmetingen buiten het Vechtgebied (voor het gebied zelf zijn weinig metingen beschikbaar). Het bovenste grondwater is duidelijk wel belast en beïnvloed door de landbouw. Hoe dan ook, het verminderen van de oppervlakkige afspoeling (NB: visuele sporen zichtbaar in het veld, zie Figuur 8.1) en uitspoeling naar het bovenste grondwater zal direct positieve gevolgen hebben voor de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Figuur 8.1 Erosie- en sedimentatiesporen in de oever als gevolg van oppervlakkige afstroming in Stegeren (foto J. Rozemeijer, 12 April 2018)

8.2 Aanbevelingen

Een belangrijke belemmering voor het halen van de KRW doelen op de Nederlandse zandgronden zijn de te hoge concentraties nutriënten. Ook doelen voor de N2000 staan onder druk door teveel nutriënten in grondwater, oppervlaktewater en oppervlakkige afstroming. De stofstromenanalyse levert aanknopingspunten voor de selectie van maatregelen in Lumbricus thema Bewuste Bodem, maar ook voor de plannen voor specifiekere monitoring en verbeterde modellering van stofstromen.

8.2.1 Monitoring

De huidige monitoring in het studiegebied is gericht op het signaleren van normoverschrijdingen in de KRW-waterlichamen (toetsing). Het meetsysteem levert echter relatief weinig aanknopingspunten op voor het achterhalen van de oorzaken (diagnose).

Momenteel is de brug bij Ommen de enige locatie waar zowel de afvoeren als de waterkwaliteit gemeten wordt. Het verdient de aanbeveling op meer locaties concentraties en afvoeren te meten van stroomgebieden die afvoeren naar de KRW-wateren met normoverschreidingen. Voor de Vecht tussen Ommen en Hardenberg gaat het dan om circa 8 meetlocaties of deelstroomgebieden met een significantie bijdrage aan de Vecht. Momenteel zijn ook veel van de afvoermetingen in het studiegebied erg onzeker; een betere kalibratie van Q-h relaties of de inzet van andere meetmethoden kan dit verbeteren. Een extra afvoermeetlocatie bij De Haandrik en een verbeterde afvoermeting bij Hardenberg zouden ook nuttig zijn (zie ook hst 7.5). Vervolgens is een verbeterde analyse van de water-en stoffenbalans mogelijk, waarbij ook gekeken kan worden naar de zomer- en wintercondities.

Ook binnen de Lumbricus proeftuin Stegeren zijn geen meetlocaties voor grond- en oppervlaktewaterkwaliteit. Het is daardoor niet duidelijk wat de bijdrage van het gebied is aan de te hoge nutriëntenconcentraties in de Vecht. Er vanuit gaande dat vermindering van de belasting vanuit Stegeren gewenst is, is binnen Stegeren extra gebiedsgerichte monitoring nodig om maatregelen effectief in te kunnen zetten. Om te bepalen welke maatregelen waar effectief kunnen zijn, is een goed beeld van bronnen, routes en processen binnen het gebied nodig. In combinatie met continue waterkwaliteitsmetingen en routings kunnen de ‘hot moments’ en ‘hotspots’ van nutriëntenverliezen in beeld gebracht worden en kunnen maatregelen zeer gericht ingezet worden om de waterkwaliteit in Stegeren en in benedenstroomse waterlichamen te verbeteren. De precieze invulling van de gebiedsgerichte monitoring voor Stegeren voert te ver voor dit rapport, maar hiervoor zijn voorstellen gedaan naar Waterschap Vechtstromen.

Een grote onbekende qua monitoring is oppervlakkige afstroming. Metingen op lokale schaal (Rozemeijer, 2010) en inschattingen op regionale schaal (Rozemeijer & Van der Velde, 2008; Massop et al., 2017) hebben aangetoond dat oppervlakkige afstroming een grote bijdrage kan leveren aan de afvoer en een belangrijke route kan zijn voor nutriënten, vooral fosfor. Hoewel er in andere landen veel aan oppervlakkige afstroming gemeten wordt, zijn er in Nederland nog geen systematische metingen aan oppervlakkige afstroming (kwantiteit en kwaliteit). Aangezien oppervlakkige afstroming in het vlakke Nederland vaak begint met plasvorming op percelen, kan het karteren en bemonsteren van deze plassen al bruikbare informatie opleveren. Een betere inschatting van het belang van oppervlakkige afstroming als route voor water en nutriënten is nodig voor een verbeterde modellering en voor het gerichter nemen van maatregelen.

8.2.2 Modellering

Uit deze stofstromenanalyse komt naar voren dat het bovenste grondwater en de ondiepe routes naar het oppervlaktewater bepalend zijn voor de waterkwaliteit. Voor modellen die gebruikt worden om bijvoorbeeld de effecten van bodemverbetering voor het oppervlaktewater (afvoeren en waterkwaliteit) te berekenen is het van belang dat de verdeling van water tussen oppervlakkige afstroming, drainage en ondiepe en diepere grondwaterstroming klopt. Vooral voor de snelle en dynamische ondiepe routes is dit een uitdaging, mede doordat meetinformatie voor een goede kalibratie ontbreekt. De in deze studie gemodelleerde routebijdragen zijn erg onzeker (zie ook hoofdstuk 5.1). Dit ondanks dat de gemeten grondwaterstanden door het model goed benaderd worden. Veel landbouwmaatregelen hebben invloed op oppervlakkige afstroming en/of stroming via drains. We bevelen aan de modelconcepten te verifiëren en indien nodig aan te passen aan de hand van gemeten afvoeren via oppervlakkige afstroming en drains.

8.2.3 Maatregelen

De resultaten van deze studie maken duidelijk dat de kwaliteit van het bovenste grondwater verder zal moeten verbeteren om de waterkwaliteitsdoelen voor het oppervlaktewater te kunnen halen. Om dit te bereiken moeten de nutriëntenoverschotten omlaag, wat bereikt kan worden door een lagere N en P dosering via mest of door een grotere opname-efficiëntie (meer gewasopname). Dit laatste kan bijvoorbeeld bereikt worden door meer permanent grasland, gras te zaaien onder mais, geen mest meer toe te dienen op gescheurd grasland en door het verbouwen van wintergewassen of groenbemesters.

Een andere optie is om op de route van grondwater naar het oppervlaktewater te zorgen dat nutriënten afgevangen worden. Hierbij is het wel van belang de bijdragen van de verschillende routes goed in beeld te hebben. Goed onderhouden (natte) bufferstroken, bezinkvijvers en zuiveringsmoerassen kosten ruimte, maar verbeteren de waterkwaliteit. In gedraineerde percelen zijn de drains vaak de belangrijkste route voor nutriënten en is het van belang dit drainwater op te vangen en te zuiveren. Daar waar oppervlakkige afstroming een belangrijke route is voor particulair fosfaat kunnen bezinkvijvers of -greppels het water afremmen zodat de fosfaatdeeltjes kunnen bezinken. Ook hier is goed beheer en onderhoud van de maatregel van belang.

Literatuur

Broers, H.P., 2002. Strategies for regional groundwater quality monitoring. Proefschrift Universiteit Utrecht, Utrecht.

Cleveland, W.S., 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. J. Am. Stat. Ass. 74, 829–836.

Fraters B, Hooijboer AEJ, Rijs GBJ, van Duijnhoven N, Rozemeijer JC, 2017. Waterkwaliteit in Nederland; toestand (2012-2015) en trend (1992-2015): Addendum bij rapport 2016-0076. RIVM rapport 2017-0008.

Hirsch, R.M., Slack, J.R., Smith, R.A., 1982. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. Water Resour. Res.18 (1), 107–121.

Hirsch, R.M. & Slack, J.R., 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. Water Resour. Res. 20 (6), 727–732.

Klein, J., Rozemeijer, J.C., Broers, H.P., Van der Grift, B., 2012. Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater. Deelrapport B: Toestand en trends. Bijdrage aan de Evaluatie Meststoffenwet 2012. Deltares rapport 1202337-000-BGS-0008, Utrecht. (http://www.deltares.nl/xmlpages/TXP/files?p_file_id=22817).

Klein, J. & Rozemeijer, J.C (2015). Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater, Tussenrapportage: update t/m 2014. Deltares-rapport 1220098-007-BGS-0001.

Klein J., B. van der Grift en H. Broers (2008). Waterkwaliteit op basis van Afkomst en HYDrologische systeemanalyse. De grondwaterbijdrage aan de oppervlaktewaterkwaliteit in de provincie Limburg. TNO-rapport 2008-U-R81110/A.

Kronvang, B., Andersen, H.E., Børgesen, C., Dalgaard, T., Larsen S.E., Bøgestrand, J., Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. Environmental Science & Policy 11, 144 – 152.

Massop, H.Th.L. Van Bakel, P.J.T., De Louw P.G.B., 2017. Maatgevende afvoer en maaiveldafvoer in waterschap Vechtstromen. WEnR-rapport 2839.

R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing, Wenen, Oostenrijk, URL http://www.R-project.org, ISBN 3-900051-07-0.

Rozemeijer, J.C. & H.P. Broers, 2007. The groundwater contribution to surface water contamination in a region with intensive agricultural land use (Noord-Brabant, The Netherlands). Environmental Pollution 147, 695-706.

Rozemeijer, J., H.P. Broers, H. Passier & B. van der Grift, 2008. Een quickscan inventarisatie van de bijdrage van het grondwater aan de oppervlaktewaterkwaliteit in Noord-Brabant. Deelrapport I van het Aquaterra/STROMON project. TNO-rapport 2008-U-R0406/A.

Rozemeijer, J. & Van der Velde, Y. Oppervlakkige afstroming ook van belang in het vlakke Nederland. H2O 19-2008, 92-94.

Rozemeijer, J., 2010. Dynamics in groundwater and surface water quality. From field-scale processes to catchment-scale monitoring. Proefschrift Universiteit Utrecht, Utrecht.

Rozemeijer, J.C., Van der Velde, Y., Van Geer, F., De Rooij, G., Torfs, P., Broers, H.P., 2010. Improving Load Estimates for NO3 and P in Surface Waters by Characterizing the Concentration Response to Rainfall Events. Env. Sc. Techn. 2010, 44 (16), 6305−6312.

Soetens, A. en G. Zwart, 2017. Stofstromen in de Groote Molenbeek. Onderzoek naar de herkomst van stikstof en fosfaat in de Groote Molenbeek. Waterschap Limburg i.s.m. KnowH2O en Witteveen+Bos.

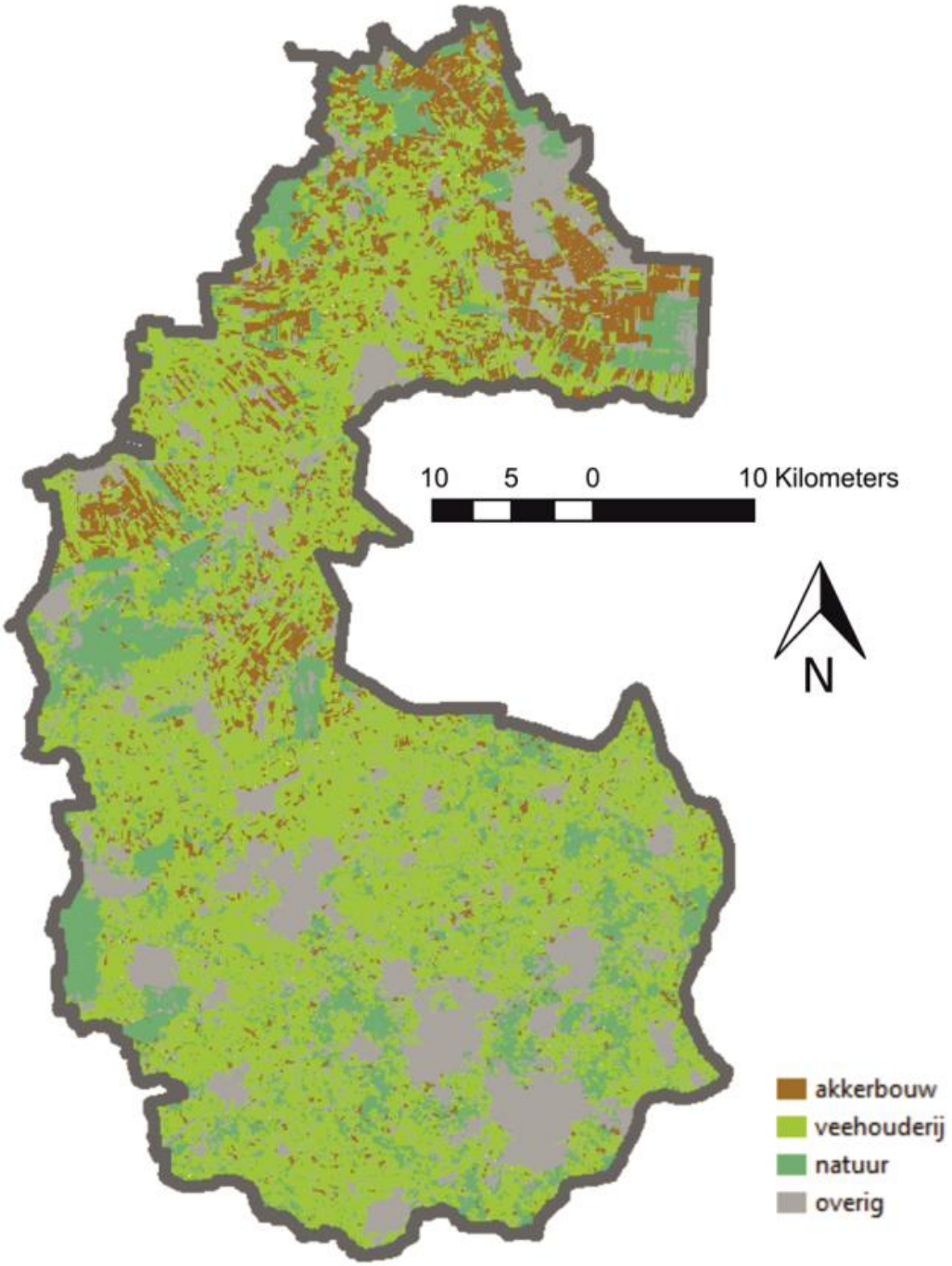
Tauw, 2015. Aanpassing grondwatermodel MIPWA 2.0. Rapportnr. R001-1230898BMP-agv-V02-NL.

Van den Eertwegh, Krikken, Verhagen, Menning & Van der Hulst, 2015. Herkomst van meststoffen in open water Aa en Maas. H2O-Online, 15 januari 2015.

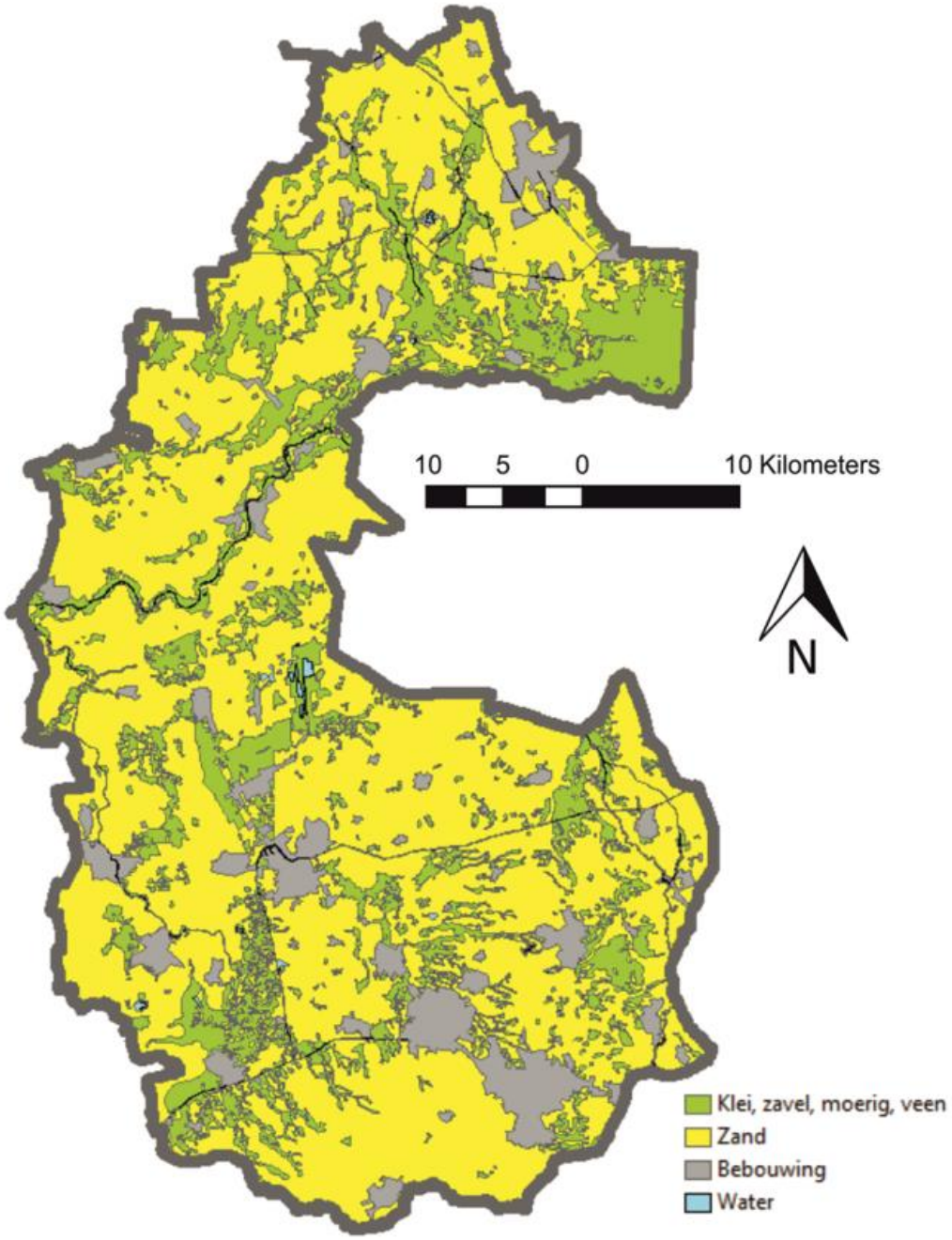
Van der Grift, Klein, De Boorder, Rozemeijer, 2011. Grondwater bijdrage aan oppervlaktewaterkwaliteit in de Drentse Aa en Schuitenbeek. Deltares rapportnummer 1202790-000-BGS-0009, Reeks Monitoring Stroomgebieden 24.

Visser, A., 2009. Trends in groundwater quality in relation to groundwater age. Proefschrift Universiteit Utrecht, Nederlandse Geografische Studies 384, Utrecht.

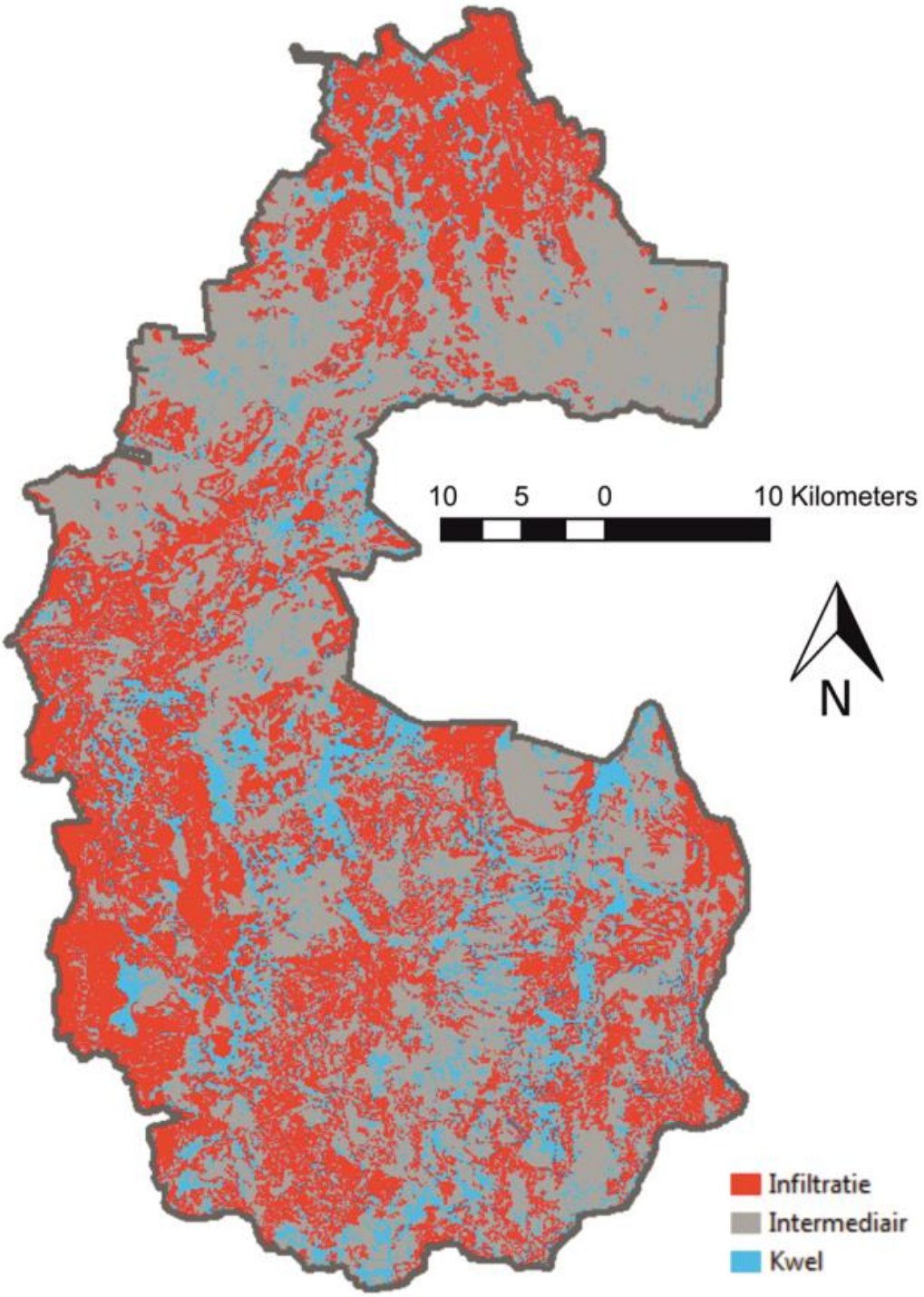
A. Basiskaarten gebiedstypenkaart



A1: Indeling landgebruik ten behoeve van de homogene gebiedstypenkaart



A2: Indeling bodemtypen ten behoeve van de homogene gebiedstypenkaart



A3: Indeling bodemtypen ten behoeve van de homogene gebiedstypenkaart

B. Methoden trendanalyse

Seasonal Mann Kendall trendtest

De Seasonal Mann Kendall trendtest is een robuuste, non-parametrische trendtest die speciaal bedoeld is voor meetgegevens met een seizoenaal patroon (Hirsch and Slack, 1984). Robuust wil zeggen dat de test ongevoelig is voor extreme waarden in de meetreeks en goed kan omgaan met periodes zonder metingen. Non-parametrisch betekent dat het voor deze test niet nodig is dat de metingen normaal verdeeld zijn, wat bij waterkwaliteitsgegevens ook vaak niet het geval is. De test is afgeleid van de gewone Mann Kendall trendtest die de significantie en de richting van een trend aangeeft. De Seasonal Mann Kendall trendtest berekent de statistieken echter eerst per maand over de hele periode (bijvoorbeeld alle metingen in januari) en aggregeert ze vervolgens. Of een trend significant is hangt af van de grootte (steilheid) van de trend, maar ook van de lengte en het aantal metingen daarin van de meetreeks. Het is mogelijk dat een op het oog duidelijke trend toch niet als significant uit de test komt doordat de meetreeks te kort is of doordat er te veel gaten in de meetreeks zitten.

Met de Seasonal Mann Kendall trendtest is voor alle trendmeetpunten bepaald of er een significante trend aanwezig is en of deze trend opwaarts of neerwaarts is. Om de test voor alle locaties op eenduidige wijze uit te voeren moeten alle ingevoerde reeksen maandelijkse meetwaarden hebben, zij het niet perse voor alle jaren in de meetreeks. Voor enkele locaties met een hogere meetfrequentie is daarom eerst de gemiddelde concentratie per maand berekend.

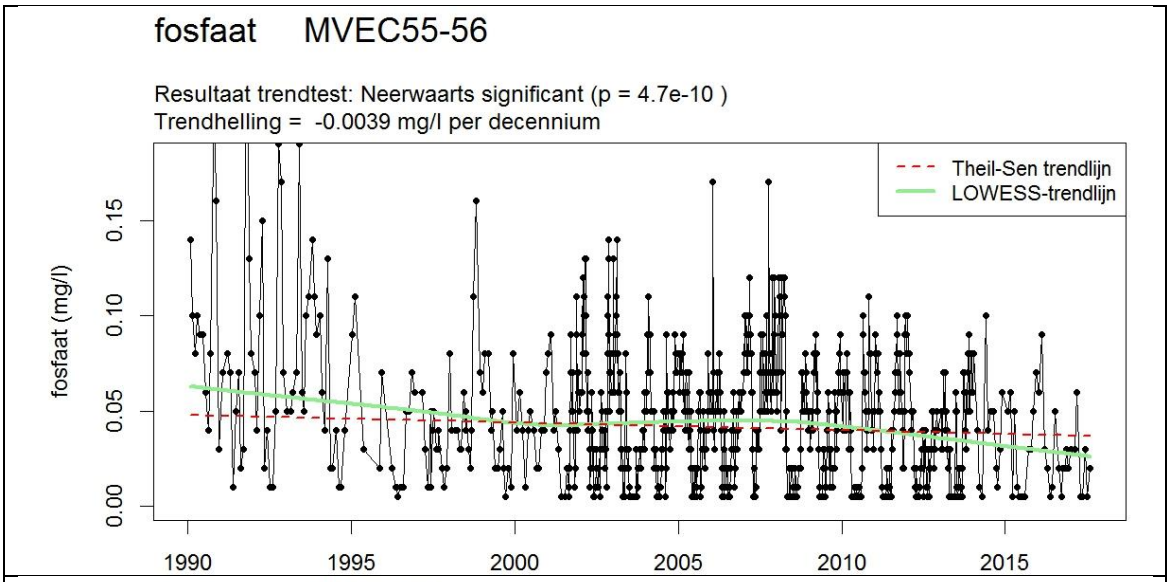
Theil-Sen hellingschatter

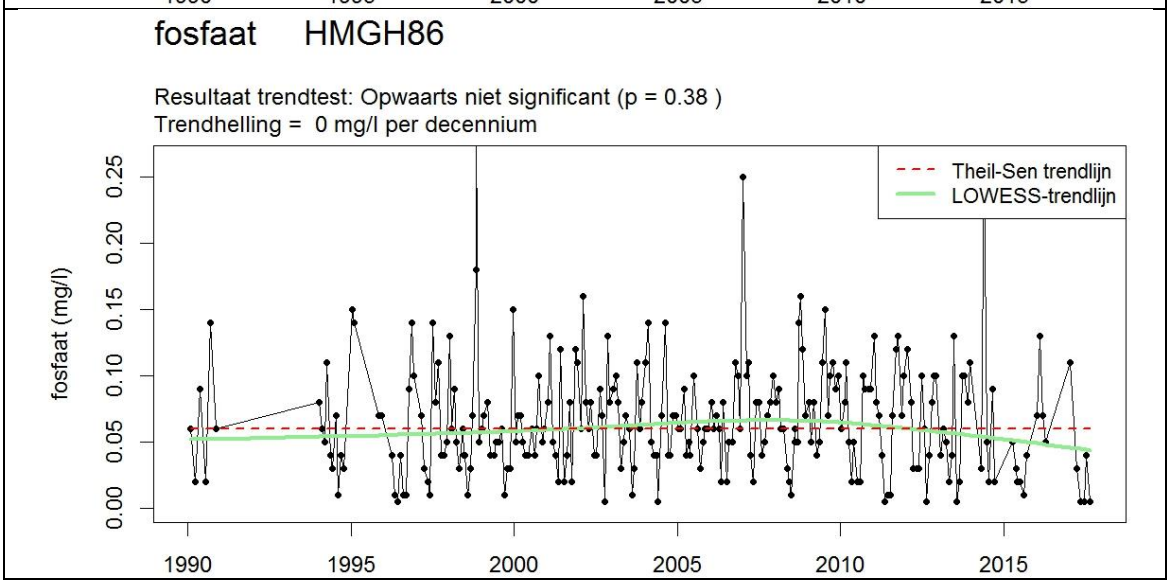
De Theil-Sen hellingschatter (Hirsch et al., 1982) is een robuuste non-parametrische trendschatter. Robuust betekent dat de methode weinig gevoelig is voor extreme waarden en periodes zonder metingen in de meetreeks, dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld lineaire regressie. Non-parametrisch wil zeggen dat de dataset niet normaal verdeeld hoeft te zijn, wat bij waterkwaliteitsgegevens ook vaak niet het geval is. De Theil-Sen hellingschatter bepaalt de mediane trend uit alle mogelijke trends tussen onderlinge datapunten. Dit levert de helling en het intercept van de mediane trendlijn door de meetreeks op.

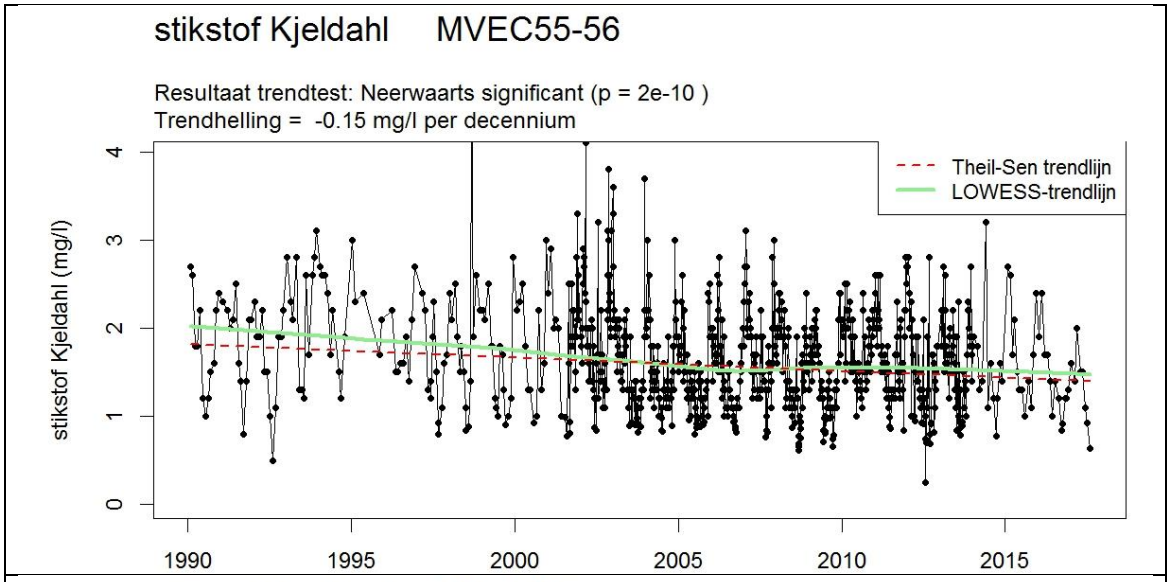
LOWESS-trendlijn

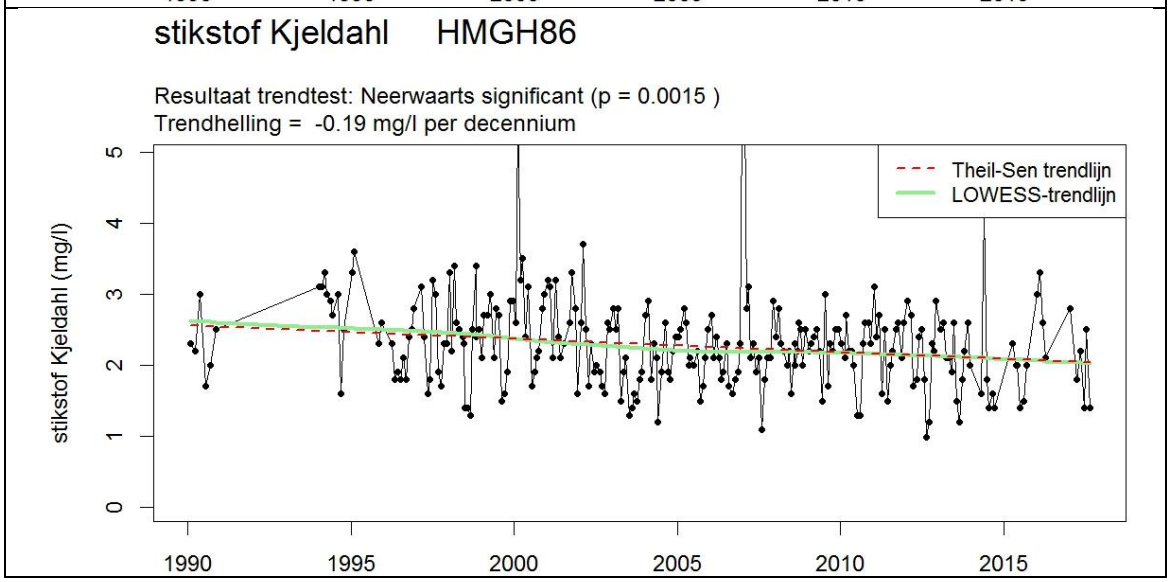
De LOWESS (LOcally WEighted Scatterplot Smoothing) is een kromme trendlijn gebaseerd op ‘lopend’ fitten van polynomen (krommen) op een steeds opschuivend gedeelte van de meetreeks (Cleveland, 1979). Het principe lijkt op een lopend gemiddelde of een lopende mediaan, waarbij voor een steeds één tijdstap opschuivend deel van de meetreeks het gemiddelde of de mediaan wordt berekend. De LOWESS is wel rekenintensiever, aangezien voor elk deel van de meetreeks een lokale polynoom wordt gefit met de kleinste kwadraten methode. Bij het fitten tellen de datapunten dicht bij het centrale datapunt zwaarder mee dan de meetpunten verder weg. De zogenaamde ‘smoothing span’ parameter bepaalt de grootte van de subdataset rond het centrale datapunt dat meedoet met het fitten van de polynoom. Bij een grote spanwijdte wordt de lijn vlakker en minder gevoelig voor uitschieters in de dataset. Bij kleine spanwijdtes volgt de LOWESS-trendlijn meer de kleinere variaties in de dataset.

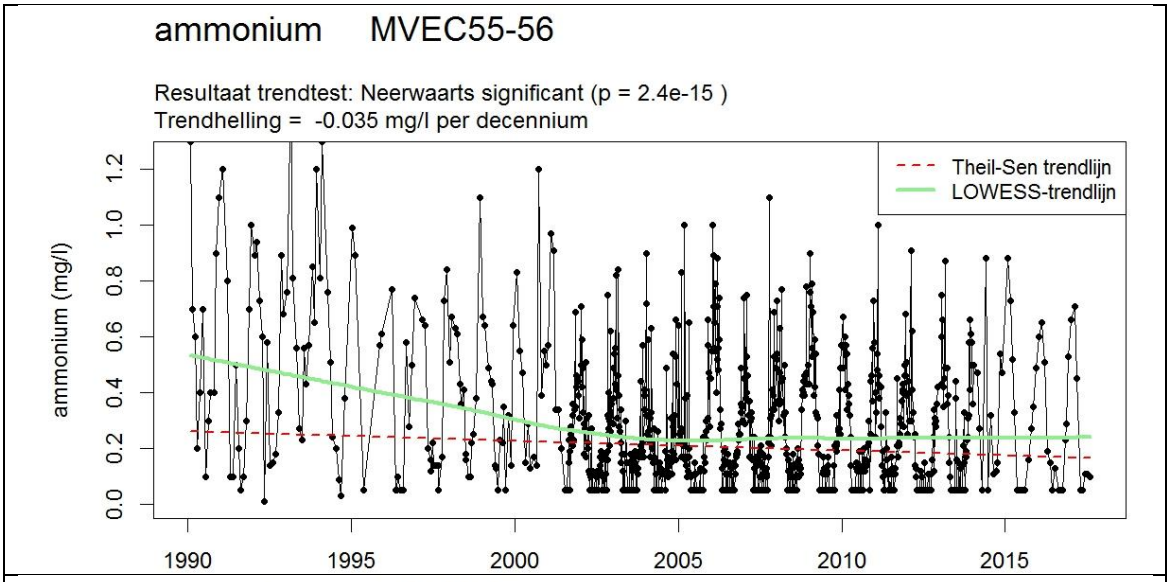
C. Meetreeksen en trends nutriënten van belangrijkste meetpunten

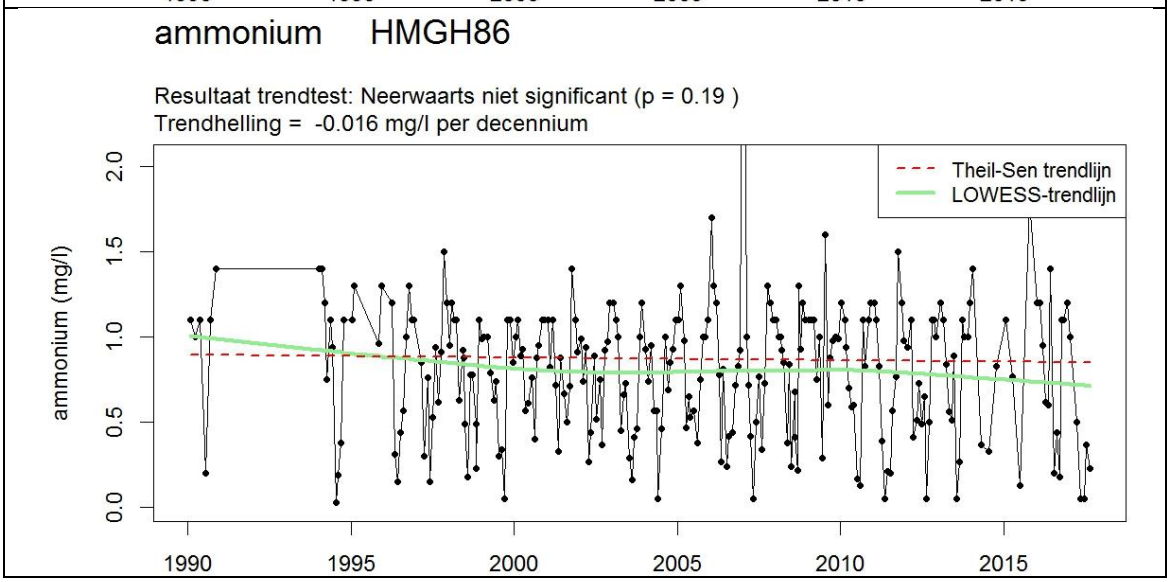




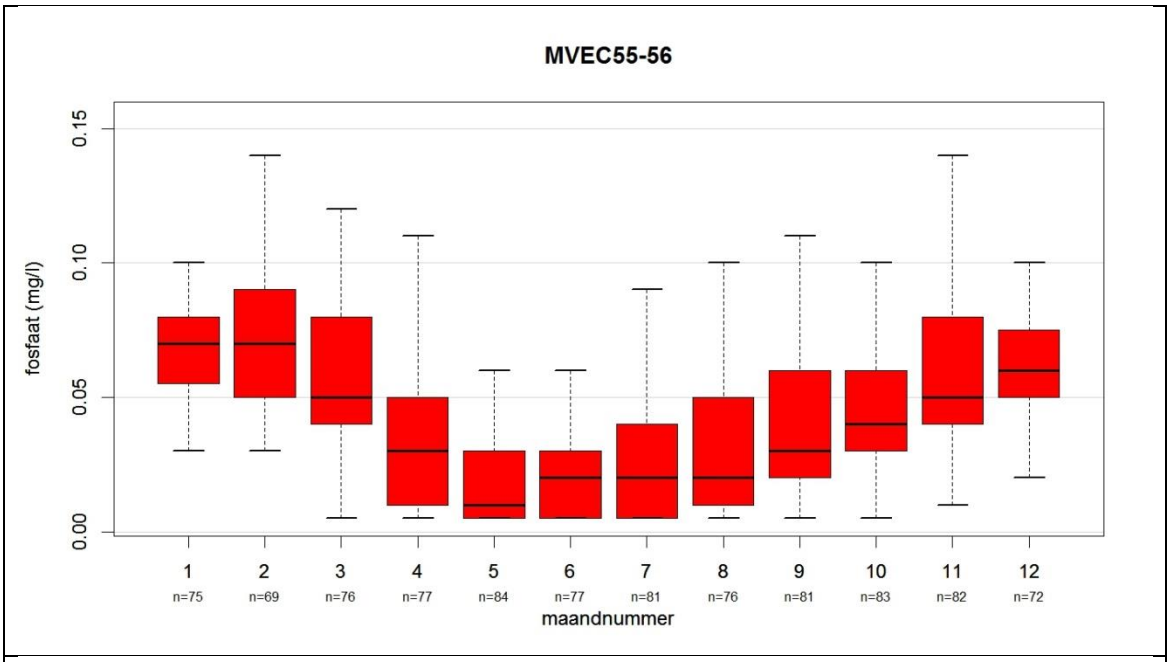

stikstof Kjeldahl MVEC55-56
Resultaat trendtest: Neerwaarts significant (p = 2e-10)
Trendhelling = -0.15 mg/l per decennium
Theil-Sen trendlijn
LOWESS-trendlijn
stikstof Kjeldahl (mg/l)
0
1
2
3
4
1990
1995
2000
2005
2010
2015

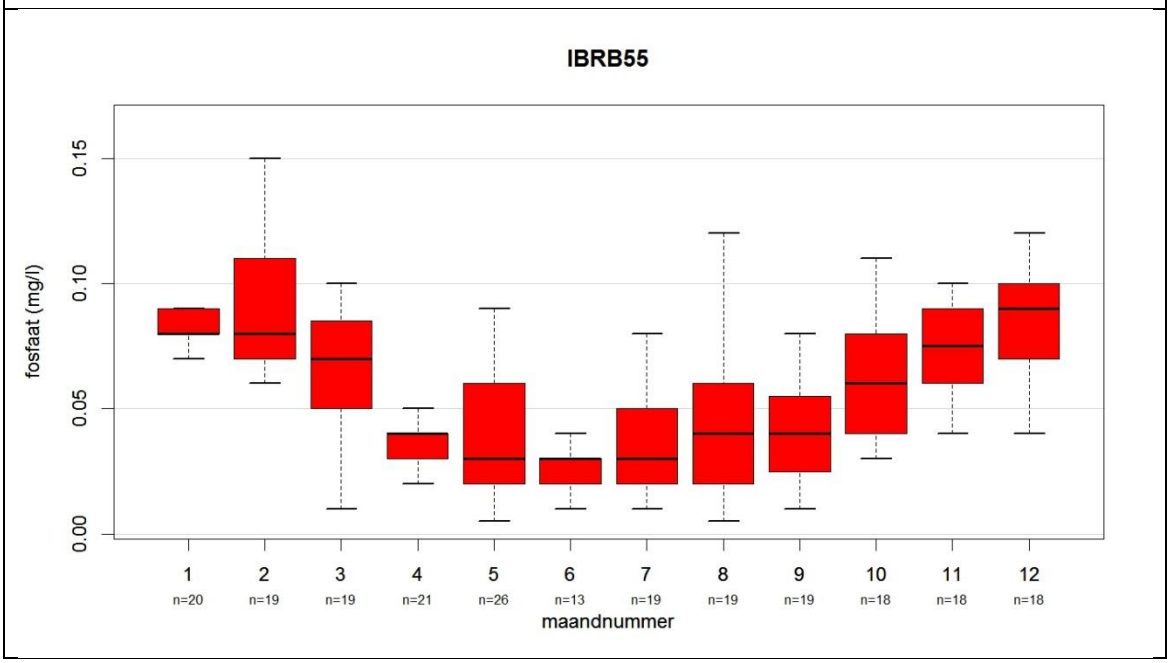

stikstof Kjeldahl HMGH86
Resultaat trendtest: Neerwaarts significant (p = 0.0015)
Trendhelling = -0.19 mg/l per decennium
Theil-Sen trendlijn
LOWESS-trendlijn
stikstof Kjeldahl (mg/l)
0
1
2
3
4
5
1990
1995
2000
2005
2010
2015

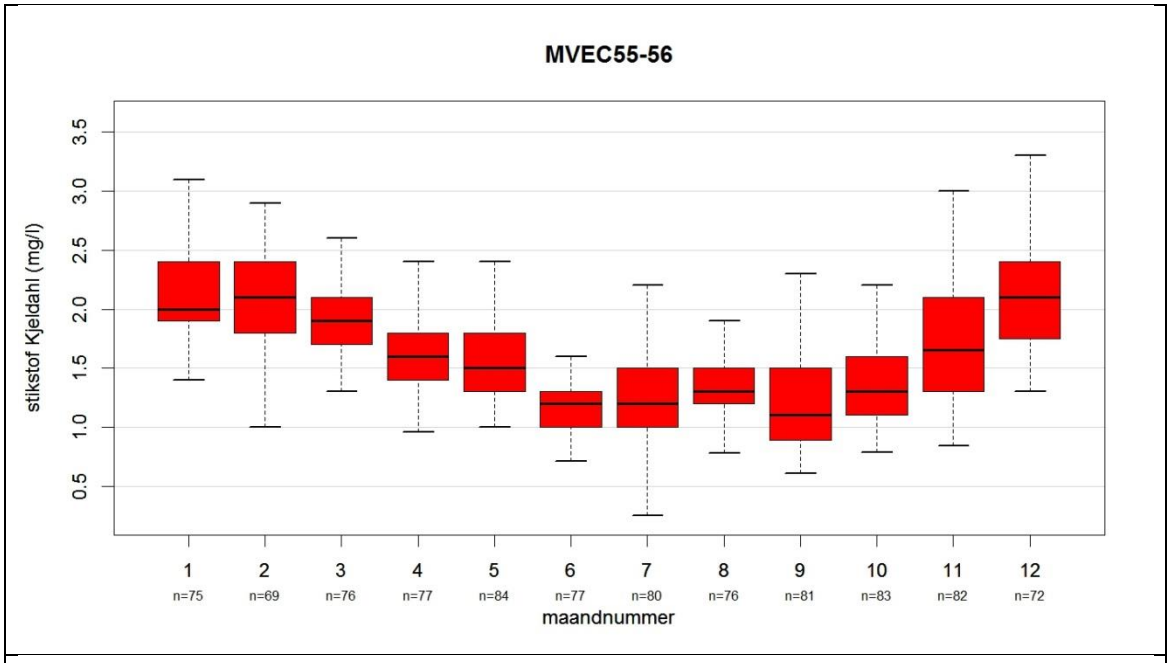

ammonium MVEC55-56
Resultaat trendtest: Neerwaarts significant (p = 2.4e-15)
Trendhelling = -0.035 mg/l per decennium
Theil-Sen trendlijn
LOWESS-trendlijn
ammonium (mg/l)
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
1.0
1.2
1990
1995
2000
2005
2010
2015

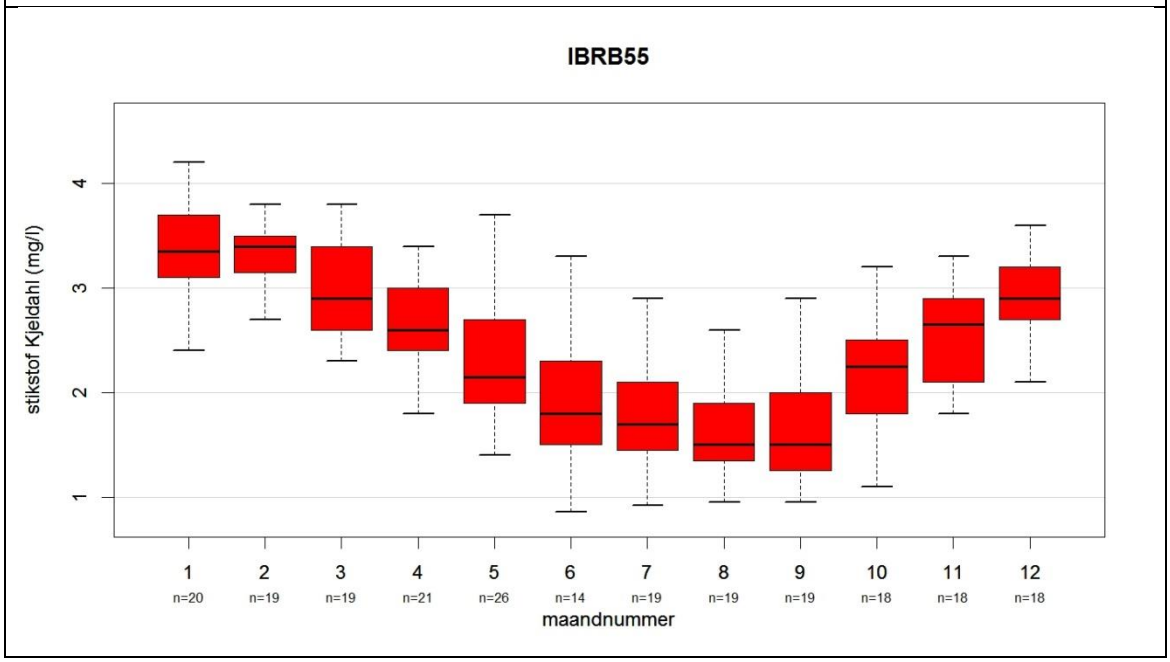

ammonium HMGH86
Resultaat trendtest: Neerwaarts niet significant (p = 0.19)
Trendhelling = -0.016 mg/l per decennium
Theil-Sen trendlijn
LOWESS-trendlijn
ammonium (mg/l)
0.0
0.5
1.0
1.5
2.0
1990
1995
2000
2005
2010
2015

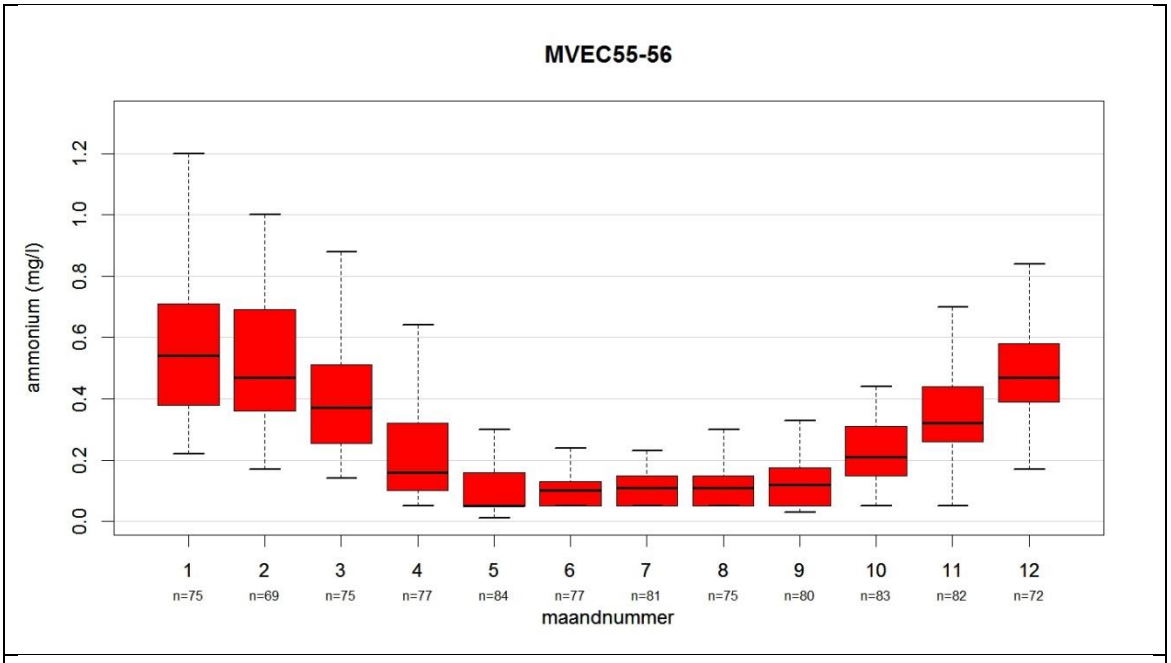
D. Seizoenvariaties

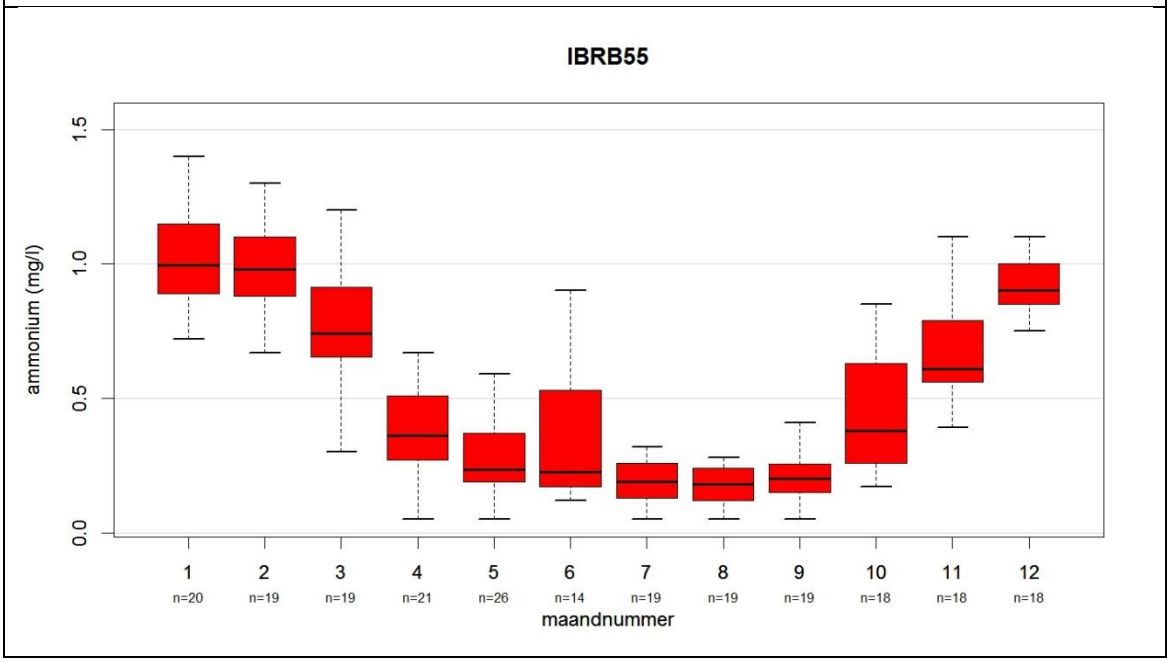




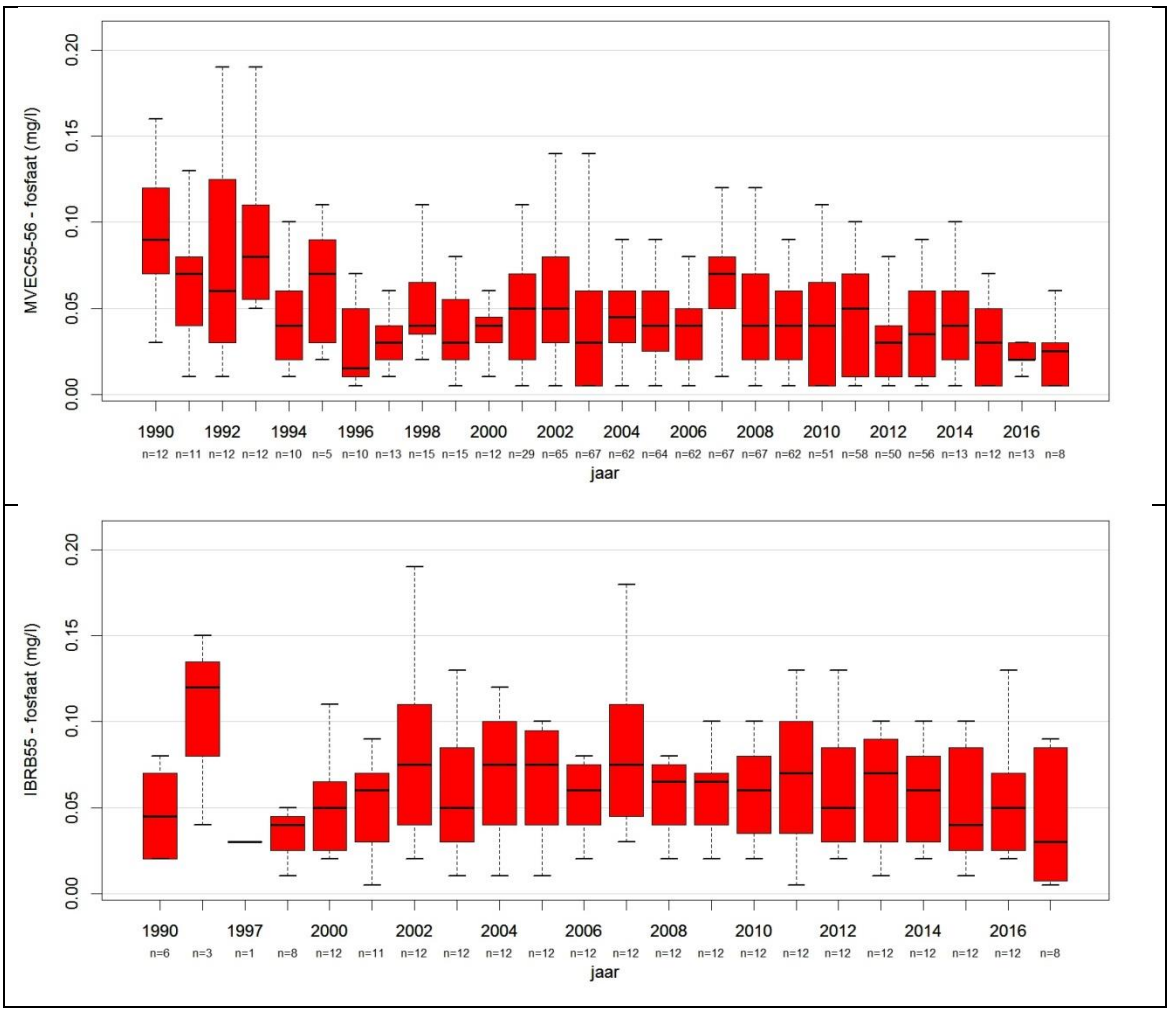

MVEC55-56
stikstof Kjeldahl (mg/l)
0.5
1.0
1.5
2.0
2.5
3.0
3.5
1 n=75
2 n=69
3 n=76
4 n=77
5 n=84
6 n=77
7 n=80
8 n=76
9 n=81
10 n=83
11 n=82
12 n=72
maandnummer

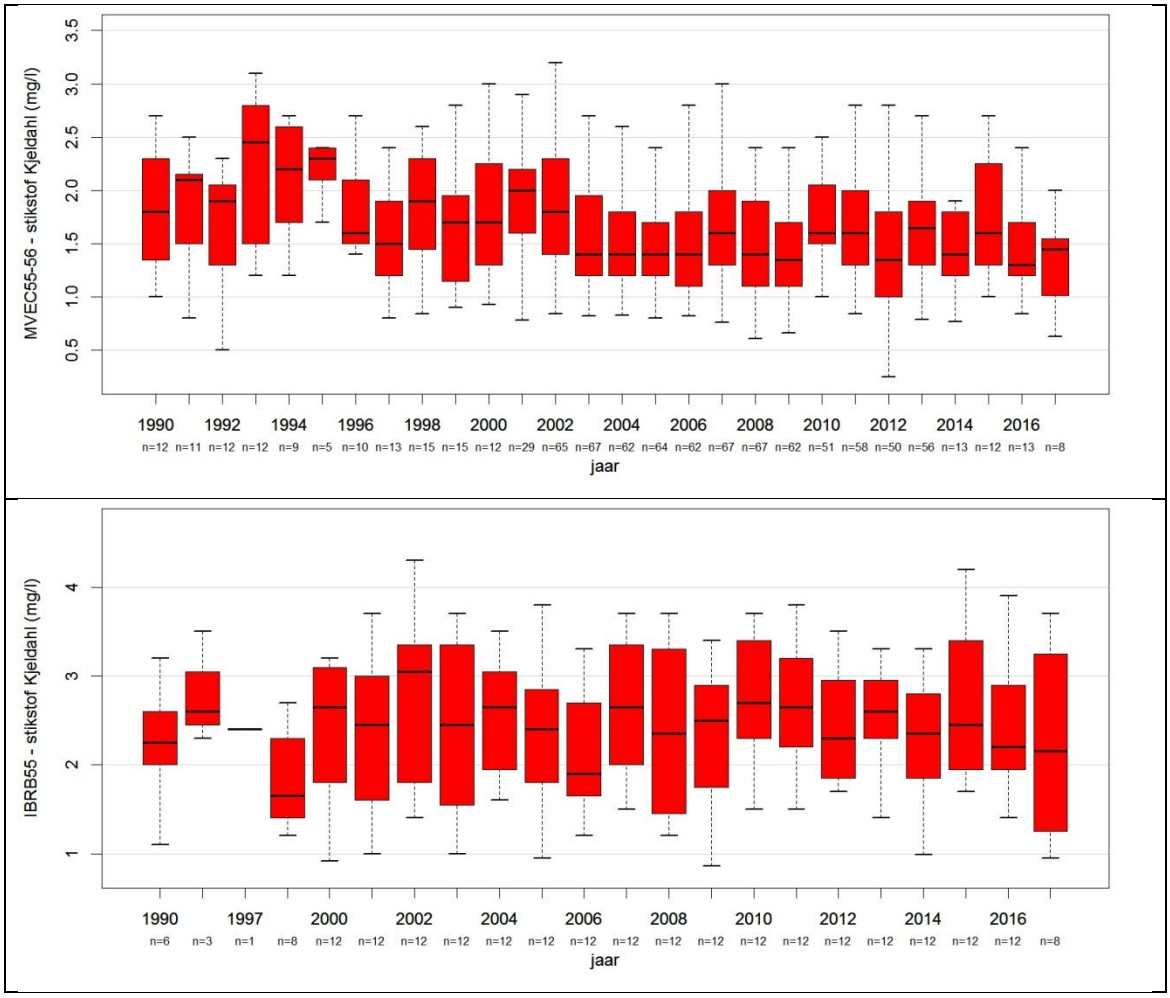

IBRB55
stikstof Kjeldahl (mg/l)
1
2
3
4
1 n=20
2 n=19
3 n=19
4 n=21
5 n=26
6 n=14
7 n=19
8 n=19
9 n=19
10 n=18
11 n=18
12 n=18
maandnummer

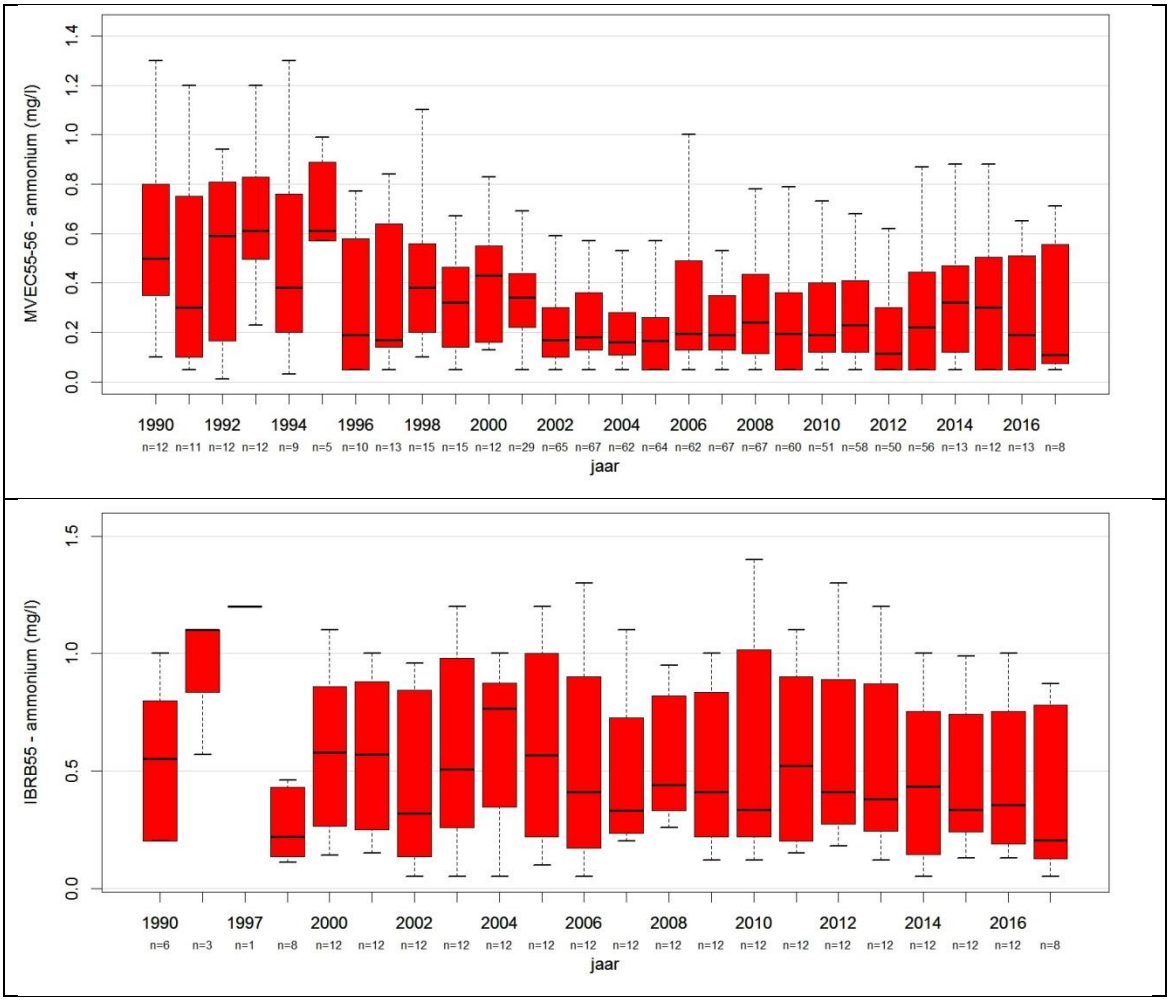

MVEC55-56
ammonium (mg/l)
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
1.0
1.2
1 n=75
2 n=69
3 n=75
4 n=77
5 n=84
6 n=77
7 n=81
8 n=75
9 n=80
10 n=83
11 n=82
12 n=72
maandnummer


IBRB55
ammonium (mg/l)
0.0
0.5
1.0
1.5
1 n=20
2 n=19
3 n=19
4 n=21
5 n=26
6 n=14
7 n=19
8 n=19
9 n=19
10 n=18
11 n=18
12 n=18
maandnummer

E. Variaties tussen jaren

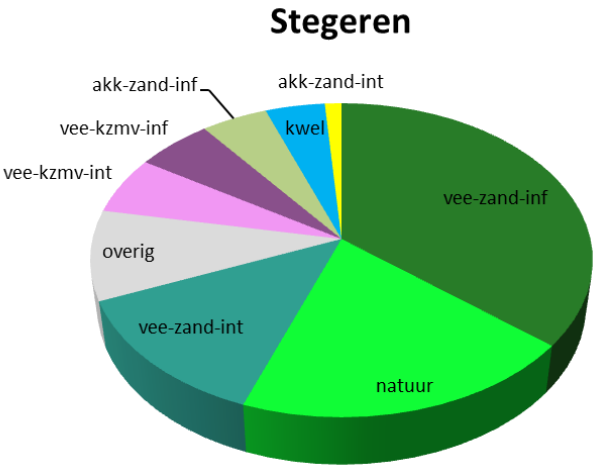



MVEC55-56 - stikstof Kjeldahl (mg/l)
0.5
1.0
1.5
2.0
2.5
3.0
3.5
1990 1992 1994 1996 1998 2000 2002 2004 2006 2008 2010 2012 2014 2016
n=12 n=11 n=12 n=12 n=9 n=5 n=10 n=13 n=15 n=15 n=12 n=29 n=65 n=67 n=62 n=64 n=62 n=67 n=67 n=62 n=51 n=58 n=50 n=56 n=13 n=12 n=13 n=8
jaar
IBRB55 - stikstof Kjeldahl (mg/l)
1
2
3
4
1990 1997 2000 2002 2004 2006 2008 2010 2012 2014 2016
n=6 n=3 n=1 n=8 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=8
jaar

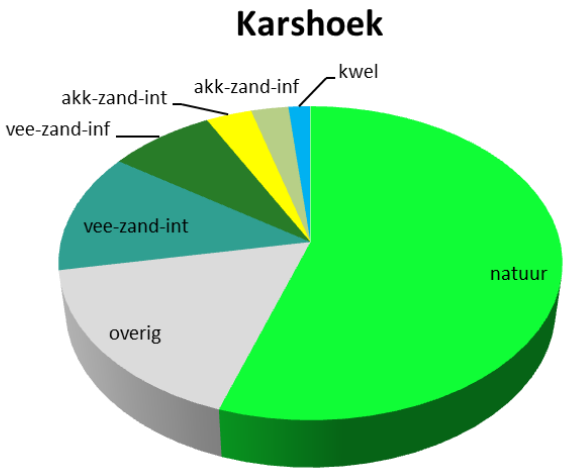

MVEC55-56 - ammonium (mg/l)
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
1.0
1.2
1.4
1990 1992 1994 1996 1998 2000 2002 2004 2006 2008 2010 2012 2014 2016
n=12 n=11 n=12 n=12 n=9 n=5 n=10 n=13 n=15 n=15 n=12 n=29 n=65 n=67 n=62 n=64 n=62 n=67 n=67 n=60 n=51 n=58 n=50 n=56 n=13 n=12 n=13 n=8
jaar
IBRB55 - ammonium (mg/l)
0.0
0.5
1.0
1.5
1990 1997 2000 2002 2004 2006 2008 2010 2012 2014 2016
n=6 n=3 n=1 n=8 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=12 n=8
jaar

F. Verdeling gebiedstypen

Figuur F.1 Taart-diagram met de verdeling van gebiedstypen binnen het stroomgebied van de Vecht (gebiedstypen met minder dan 1% oppervlakte zijn niet afgebeeld)



Figuur F.2 Taart-diagram met de verdeling van gebiedstypen binnen het stroomgebied Stegeren (gebiedstypen met minder dan 1% oppervlakte zijn niet afgebeeld)



Figuur F.3 Taart-diagram met de verdeling van gebiedstypen binnen het stroomgebied Karshoek (gebiedstypen met minder dan 1% oppervlakte zijn niet afgebeeld)

Tabel F.1 Gewogen gemiddelde concentraties in het bovenste, ondiepe en diepe grondwater voor het stroomgebied Karshoek (weging naar de oppervlaktes van gebiedstypen binnen het stroomgebied)

Figuur F.4 Taart-diagram met de verdeling van gebiedstypen binnen het stroomgebied Bruchterbeek (gebiedstypen met minder dan 1% oppervlakte zijn niet afgebeeld)