



Rijkswaterstaat

Mest en Oppervlaktewater Een terugblik 1985-2005

Deelrapportage ten behoeve van de
Evaluatie Meststoffenwet 2007

Colofon

Uitgegeven door:	Rijkswaterstaat
Informatie:	Rijkswaterstaat Waterdienst
Uitgevoerd door:	D.W. Bakker (RIZA)
Met bijlage van:	RIZA: H. van den Heuvel, R. Portielje, mw. A.M.M. van Duynhoven, H. van de Weerd; RIKZ: T.C. Prins, J.G. Baretta-Bekker Alterra: J. de Klein, O. Schoumans, D. Leenders, R. Hendriks
Druk:	Artoos Drukkerijen, Rijswijk
Document:	RWS RIZA-rapport 2007.002 – versie 29 september ISBN: 9789036914299

Voorwoord

Eutrofiëring is reeds sinds enige decennia een prangend en hardnekkig probleem met betrekking tot de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het beleid heeft zich de afgelopen decennia toegespitst op het terugdringen van zowel puntbronnen (industriële en communale bronnen), als diffuse bronnen (voornamelijk uit- en afspoeling vanuit de landbouw). De minister van LNV is wettelijk verplicht om iedere twee jaar de Tweede Kamer in te lichten over de werking van deze meststoffenwet. Belangrijk onderdeel hierbij is de analyse of ingezette instrumenten effectief zijn om de gewenste milieukwaliteit te realiseren.

Dit rapport beschrijft de kwaliteit én belasting met betrekking tot nutriënten van het Nederlandse oppervlaktewater van haarvaten tot aan de kustwateren van januari 1985 tot januari 2006. Het accent ligt hierbij voornamelijk op de regionale oppervlaktewateren in landbouwkundig ingerichte gebieden. Het rapport behandelt de vragen van de ex-post analyse uit de Evaluatie Meststoffenwet 2007:

1. Wat is de milieukwaliteit, uitgesplitst naar te onderscheiden grondsoorten en gewassen, van het oppervlaktewater als het gaat om *totaal* stikstof en *totaal* fosfaat
2. In hoeverre worden de vastgestelde milieukwaliteitsnormen en –doelstellingen voor *totaal* stikstof en *totaal* fosfaat in oppervlaktewater gehaald?

Bij het samenstellen van deze rapportage is dankbaar gebruikt gemaakt van de kennis én inzet van collega's binnen en buiten RIZA. Voor inhoudelijke bijdrage, het aanleveren van meetdata, het verrichten van een deel van de analyses én het kritische commentaar op de rapportage. Met dank aan: Henny van den Heuvel (RIZA) voor zijn hulp bij de inzameling van meetgegevens, Michel Jeuken (Alterra) voor het aanleveren voor de bodem- en landgebruiksgegevens in de afwaterende gebieden, Rob Portielje (RIZA) voor de berekeningen van een deel van de statistiek. Verder bedank ik de leden van de interne werkgroep Evaluatie Mestbeleid (Sandra Plette en Ruud Teunissen) en degenen die een inhoudelijke bijdrage hebben geleverd aan deze rapportage (Nanette van Duynhoven, Marcel Kotte, Theo Prins, Hanneke Baretta-Bekker, Dorothee Leenders, Oscar Schoumans, Rikje van de Weerd) en aan één ieder die middels discussie bijgedragen heeft aan de totstandkoming van dit rapport.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	9
1.1	Vraagstelling oppervlaktewater	9
1.2	Werkgroep	10
1.3	Leeswijzer	10
2	Milieudoelstellingen	11
2.1	Emissienormen	11
2.2	Kwaliteitsdoelstellingen	11
3	Kennis uit regionale projecten	13
3.1	Diffuse Belasting Oppervlaktewater door de Veehouderij (DOVE)	13
3.1.1	Vraagstelling	13
3.1.2	Resultaten	13
3.1.3	Discussie	15
3.1.4	Conclusies en aanknopingspunten voor maatregelen en beleid	17
3.2	Bestrijding Eutrofiering Zuidelijke Randmeren (BEZEM)	18
3.2.1	Vraagstelling	18
3.2.2	Belasting oppervlaktewater van Gooi- en Eemmeer	18
3.2.2.1	Het Gooi- en Eemmeer	18
3.2.2.2	Stroomgebied van de Eem	19
3.2.3	Conclusies	21
3.3	Stofstromen-analyse boezem- en poldergebied Hoogheemraadschap Rijnland	21
3.3.1	Vraagstelling	21
3.3.2	Belasting oppervlaktewater in de polders	21
3.3.3	Resultaten	23
3.3.4	Conclusies	25
3.4	Monitoring stroomgebieden	25
3.4.1	Vraagstelling	25
3.4.2	Bevindingen	26
3.4.3	Conclusies	29
4	Belasting van het Oppervlaktewater	31
4.1	Nationale belasting oppervlaktewater: sinds 1985	31
4.2	Buitenlandse belasting oppervlaktewater: sinds 1985	34
4.3	Conclusies	35

5	Trendanalyse Oppervlaktewaterkwaliteit Zoete Wateren	36
5.1	Trends in zoete rijkswateren	36
5.1.1	Methode	36
5.1.2	Resultaten: Rijn, Maas en Schelde	36
5.1.3	Conclusie	38
5.2	Statistische trends in landbouwbeïnvloede wateren	38
5.2.1	Methodiek	38
5.2.2	Resultaten	41
5.2.2.1	Landelijke ontwikkeling	41
5.2.2.2	Invloed areaalgrootte afwaterend oppervlak	44
5.2.2.3	Invloed percentage areaal met landbouw	46
5.2.2.4	Naar bodemtype	48
5.2.3	Toetsing landbouwbeïnvloede oppervlaktewateren	52
5.3	Vergelijking landbouwbeïnvloede wateren met de Rijkswateren	53
5.4	Conclusies	55
6	Trendanalyse Oppervlaktewaterkwaliteit Zoute Wateren	57
6.1	Toestand en trends	57
6.2	Gebruikte methodiek	57
6.3	Resultaten	58
6.3.1	Toestand en trends kustwateren	58
6.3.2	Invloed rivieren op kustwater	60
7	Synthese en conclusies	63
7.1	Conclusies: gericht op de vraagstelling	63
7.2	Vergelijking van de waterkwaliteit op niveau van perceel, regio en rivier	65
7.3	Aanbevelingen en maatregelen	66
7.3.1	Aanbevelingen	66
7.3.2	Maatregelen	67
8	Referenties	68
Bijlage 1	Werknormen kaderrichtlijn water voor natuurlijke wateren	1
Bijlage 2	Methodiek en resultaten emissieberekeningen	2
Bijlage 3	Meetlocaties landbouwbeïnvloede wateren per beheerder	6
Bijlage 4	Data-inzameling en –analyse kleine landbouwbeïnvloede wateren	9
Bijlage 5	Ruimtelijke resultaten trendanalyse regionale wateren	11
Bijlage 6	Diffuse Belasting Oppervlaktewater door de Veehouderij (DOVE)	13
Bijlage 7	RIKZ-bijdrage : zoute wateren – toestand en trends	19
Bijlage 8	LMM data sloten – RIVM	30

Samenvatting

In dit rapport wordt de eutrofiëringstoestand en ontwikkelingen daarin over de afgelopen twee decennia beschreven voor de door landbouw beïnvloede regionale wateren en de stromende rijkswateren. Alleen de regionale oppervlaktewateren, die dominant door landbouw worden beïnvloed, worden beschouwd. Dit zijn wateren waarop 75% of meer van het afwaterende areaal in gebruik is als landbouwgronden én niet worden beïnvloed door continue lozingen vanuit de industrie of de rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI). Meren, plassen en stagnante rijkswateren zoals: kanalen en het IJsselmeer zijn niet beschouwd.

Het rapport is een integraal onderdeel van de analyse die in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 wordt uitgevoerd, en is deels opgenomen in de rapportage “Milieukwaliteit en nutriëntenbelasting” (RIVM, 2007). Hierin wordt in een terugblik de algehele ontwikkeling in de milieukwaliteit t.a.v. bodem, grondwater, oppervlaktewater én zout water beschreven.

De statistische analyses in onderhavige rapportage richten zich op het algehele landelijk beeld én niet op de specifieke stroomgebiedregio's. Wel worden ten aanzien van de invloed van landbouw en bodemtype op de waterkwaliteit op diverse schaalgrootteniveau's van het afwaterend gebied de resultaten gepresenteerd. Verder zijn evenals in de voorgaande evaluatie de trends per meetlocatie berekend indien er voldoende meetgegevens beschikbaar waren.

In totaal zijn hiervoor gegevens van 724 meetlokaties uit de CIW- en Limnodatabases gebruikt. Voor de beantwoording van de evaluatievragen is een door Alterra ontwikkelde GIS-applicatie gebruikt dat voor het afwaterend gebied bovenstrooms van de meetlocatie de bodemkenmerken en het landgebruik bepaald. Met deze GIS-applicatie zijn ook deelsets gemaakt op basis van areaalgrootte en aandeel landbouw in een afwaterend gebied. Deze applicatie is ook gebruikt om de aanwezigheid van puntbronnen in het afwaterende gebied te bepalen. Verder is in de analyse de trend in de waterkwaliteit van landbouwbeïnvloede wateren afgezet tegen de landelijke trend om eventuele verschillen te illustreren. Ongeveer 45% van alle 724 meetlokaties bevatten een areaal landbouw, dat meer dan 75% van het totale afwaterende oppervlak uitmaakt. Deze lokaties zijn aangemerkt als landbouw dominant en gebruikt voor de analyse.

In het regionale oppervlaktewater is de mediane fosforconcentratie over de periode 1985-2005 op landelijke schaal fors afgenomen, met een halvering van circa 0,4 mg P/l in 1985 naar circa 0,15 mg P/l in 2005. Deze afname geldt ook voor de landbouwbeïnvloede

wateren. De afname heeft zich voor het grootste deel voltrokken tussen 1988 en 1991, daarna hebben de concentraties zich geleidelijk gestabiliseerd. Een oorzakelijk verband tussen maatregelen en deze scherpe daling is, door het synchroon en geleidelijk invoeren van meerdere typen maatregelen, en ook door een vertraging in de respons van het oppervlaktewater niet eenduidig te maken. Het uitrijverbod voor mest in de winter heeft zeer waarschijnlijk een bijdrage geleverd aan de daling van fosfor in het oppervlaktewater, en is sinds najaar 1988 geleidelijk ingevoerd. Dit uitrijverbod gold echter eerst alleen voor het zandgebied en pas later (sinds 1991) voor de overige bodemtypen. Mogelijk speelt ook een afname van calamiteiten en een verandering van de bemestingswijze een rol.

Deze maatregelen hebben voornamelijk de snelle afvoercomponent van fosfor en stikstof beïnvloed. Uit aanpalend onderzoek ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 (de synthese van de DOVE-projecten) blijkt, dat de snelle afvoercomponent over de bodem voor zand- en veengebieden voor fosfor een relatief belangrijkere transportroute naar het oppervlaktewater is dan voor stikstof (in kleigebieden is het vergelijkbaar). Deze observatie vanuit DOVE ondersteunt het beeld van een snelle daling van de fosforconcentraties van 1985 tot 1991, terwijl de stikstofconcentraties in dat tijdsbestek nauwelijks daalden door de relatief grotere invloed van uitspoelingcomponenten door de bodem.

De afvlakking in de fosforconcentraties vanaf 1991 is te verklaren uit de lagere mobiliteit van fosfor in de bodem in vergelijking tot stikstof. Fosfor heeft de neiging tot (tijdelijke) binding met bodemdeeltjes (adsorptie). Dit bindingsproces in de bodem maakt dat fosfor langer wordt vastgehouden, waardoor de uitspoeling van fosfor uit de bodem trager verloopt dan van stikstof. In fosfaatverzadigde én fosfaatlekkende bodems is deze bindingscapaciteit van de bodem niet meer beschikbaar, waardoor fosfor feitelijk ongehinderd mee stroomt met het grondwater. De afvlakking van de dalende trend van fosforconcentraties in het oppervlaktewater na 1991 geeft blijkbaar aan, dat de langzamere afvoercomponent voor fosfor nu de ontwikkeling van fosfor bepaalt én nog niet reageert op de mestmaatregelen. De effecten van het recente mestbeleid op de fosforconcentraties in het oppervlaktewater zijn derhalve niet aantoonbaar in een verdere daling van fosfor in de landbouwbeïnvloede wateren.

Voor stikstof is sinds 1997 een aanzienlijke afname opgetreden, en deze afname geldt in vergelijking met de periode daarvoor vooral voor het winterhalfjaar. Stikstof vertoont, in tegenstelling tot die van fosfor, daarmee wel een respons die past bij het recente mestbeleid en de afnemende mestoverschotten.

Statistische analyses van trends per locatie ondersteunen wat ook op landelijke schaal of per bodemtype gevonden is, namelijk dat de daling in fosforconcentratie na het begin van de jaren negentig is afgevlakt. Terwijl de fosforconcentratie over de periode 1985-1996 op een meerderheid van de locaties significant is afgenomen, is over de periode 1994-2005 op een meerderheid (59% waarvan 8% significant stijgend) van de locaties geen significante daling meer opgetreden. De stagnatie in de daling is in de landbouwbeïnvloede afwateringsgebieden sterker (65% waarvan 8% significant stijgend). Voor stikstof is dit beeld tegengesteld. Is er in de periode 1985-1996 nog op 72% van de locaties geen significante daling opgetreden, over de periode 1994-2005 is juist op een ruime meerderheid van de locaties sprake van een significante daling (75%). De landbouwbeïnvloede wateren laten nagenoeg dezelfde verdeling zien; 74% daalt significant.

Voor de regionale wateren is uitsplitsing naar bodemtypen vooral voor fosfor zeer belangrijk, voor stikstof is dat minder het geval. In de kleigebieden zijn de fosforconcentraties over de laatste vijf jaar hoger dan het landelijke concentratieverloop (45% ligt tussen percentiel 55 tot 75). Voor zandgebieden zijn de fosforconcentraties lager dan het landelijke concentratieverloop (83% ligt tussen percentiel 25 tot 45). De veengebieden nemen een 'midden' positie in (57% ligt tussen percentiel 45 tot 55). Opvallend is dat de stikstof-concentraties in de kleigebieden en veengebieden relatief lager liggen dan het landelijke concentratieverloop van stikstof (meer dan 76% ligt onder de mediaan), terwijl juist de stikstofconcentraties in de zandgebieden nu hoger liggen (56% ligt tussen percentiel 55 tot 75). In zandgebieden zijn derhalve de hoge stikstofconcentraties een probleem, terwijl in kleigebieden de hoge fosforconcentraties een probleem zijn.

De vraag wat de bijdrage is van de landbouw en overige menselijke belasting ten opzichte van de achtergrondbelasting via bijvoorbeeld fosforrijke kwel is zeer relevant, zeker met het oog op toekomstige doelstellingen die ten behoeve van de Europese Kaderrichtlijn Water geformuleerd gaan worden. Relaties ten aanzien van achtergrondbelasting zijn in deze studie echter niet gelegd, evenals directe relaties tussen bron én effect. Statistiek is enkel geschikt om op landelijk niveau verschillen tussen brontypen én de ontwikkeling in de oppervlaktewaterkwaliteit binnen gebieden kwalitatief te duiden.

In deze rapportage zijn een aantal regionale studies opgenomen die de relatie met de bron van herkomst kwantificeren. Uit deze regionale rapportages gericht op systeem werking én het nemen van gerichte maatregelen zijn ook een aantal aanbevelingen als aandachtspunt in deze rapportage opgenomen.

De ontwikkeling in de rijksrivieren en het kustwater zijn sterk met elkaar verweven. De rivieren voeren het leeuwendeel van de nutriënten naar de kustwateren toe. De doorwerking van binnenlandse nutriëntenbelasting op de kustwater is met 15% niet marginaal. Daarnaast zijn de fosforconcentraties in de rivieren met uitzondering van de Schelde tot vrijwel de norm teruggebracht. Voor stikstof, de belangrijkste parameter voor eutrofiëring in de kustwateren, liggen de concentraties in Maas en Rijn nog fors boven de norm.

1 Inleiding

Op 1 januari 2006 is de gewijzigde Meststoffenwet van kracht geworden. Ook in de Gewijzigde Meststoffenwet is in artikel 46 het volgende opgenomen: "Onze Minister zendt in 2007 en vervolgens telkens na ten hoogste vijf jaar aan de Staten-Generaal een verslag over de doeltreffendheid en de effecten van deze wet in de praktijk".

De evaluatie bestaat uit twee onderdelen, een ex-post (terugblikkend) onderdeel en een ex- ante (vooruitblikkend; wat kunnen we van dit beleid verwachten in de toekomst?).

Een vergelijkbare beoordeling is in 2004 aan de Tweede Kamer aangeboden. In deze evaluatie wordt de periode 2004 tot 2006 toegevoegd. Het ex-post onderdeel van Evaluatie Meststoffenbeleid 2007 (EMW-2007) richt zich op het beoordelen in hoeverre de beleidsdoelstellingen zijn gerealiseerd en in hoeverre het beleidsinstrumentarium daaraan heeft bijgedragen. Eén van de beleidsdoelstellingen is het realiseren van een goede ecologische oppervlaktewaterkwaliteit. Eén van de randvoorwaarden voor het bereiken van een goede ecologische waterkwaliteit is sturing op de nutriënten: stikstof en fosfor, zodat in elk geval de eutrofiëringverschijnselen worden voorkomen. In dit rapport is de basisinformatie opgenomen voor het onderdeel oppervlaktewater.

Het ingezette beleidsinstrumentarium is per 1 januari 2006 veranderd. Vanaf deze datum zijn nog geen meetgegevens beschikbaar. Dit maakt dat het ex-post-onderdeel van de EMW 2007 niet meer kan zijn dan een 'stand van zaken' voor wat betreft de milieukwaliteit. De milieukwaliteit in deze rapportage is de weerslag van het beleidsinstrumentarium MINAS zoals deze tot 1 januari 2006 van kracht was. MINAS legde op basis van verliesnormen grenzen op aan de verliezen van stikstof en fosfor naar het omringende (water)milieu. Voor deze rapportage zijn meetgegevens gebruikt tot 1 januari 2006. Effecten van het nieuwe stelsel van gebruiksnormen komen daardoor niet tot uiting komen in de gepresenteerde data.

Het project Evaluatie Meststoffenwet 2007 wordt uitgevoerd onder de verantwoordelijkheid van de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en de staatssecretaris van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, waarbij LNV eerstverantwoordelijk voor de uitvoering van het project is. Het RIVM is hoofdaannemer van het onderdeel ex-post Milieu en heeft RIZA gevraagd informatie aan te dragen voor het onderdeel oppervlaktewater.

1.1 Vraagstelling oppervlaktewater

Een interdepartementale projectgroep (Min LNV/VROM/V&W) heeft een lijst met te beantwoorden evaluatievragen opgesteld. Ten aanzien van oppervlaktewater zijn dit de volgende vragen:

- 1 Wat is de milieukwaliteit, uitgesplitst naar te onderscheiden grondsoorten en gewassen, van het oppervlaktewater als het gaat om *totaal* stikstof en *totaal* fosfaat
- 2 In hoeverre worden de vastgestelde milieukwaliteitsnormen en –doelstellingen voor *totaal* stikstof en *totaal* fosfaat in oppervlaktewater gehaald?

Daarbij gaat het voor oppervlaktewater om de volgende doelen:

- Voldoen aan 4^e Nota Waterhuishouding (NW4) voor zoet oppervlaktewater: 0,15 mg P/l en 2,2 mg N/l als MTR en 0,05 P/l en 1, 0 mg N/l als streefwaarde voor meren en plassen. Beide nutriënten worden op de zomergemiddelde getoetst;
 - Voldoen aan Ospar: t.a.v. de Noordzee de totale belasting met nitraat en fosfaat – dus ook uit niet agrarische bronnen – in 2010 met ten minste 50% terug te brengen ten opzichte van 1985;
 - Voldoen aan Rijn- en Noordzeeactieprogramma (RAP/NAP): reductie van stikstof en fosfaatbelasting in zoet en zout oppervlaktewater met 50 % in 1995 t.o.v. 1985 (verder uitgewerkt in OSPAR);
 - Voldoen aan de Nitraatrichtlijn m.b.t. zoet oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding: <50 mg Nitraat/l;
 - Voldoen aan de Nitraatrichtlijn: vermindering van de eutrofiëring van het oppervlaktewater;
 - Indicatief voldoen aan KRW: goede ecologische toestand oppervlaktewater in 2015. Deze doelen waren in het offertestadium nog niet vastgesteld. Met LNV is afgesproken om te toetsen aan drie concentratieniveau's. Deze zijn beschreven in tabel 2.1 in hoofdstuk 2;
- 3 Wat is de ontwikkeling in tijd (jaren) van de kwaliteit van het oppervlaktewater als het gaat om *totaal* stikstof en *totaal* fosfaat voor de te onderscheiden grondsoorten (klei, veen, droog zand, nat zand, löss) en gewassen?

1.2 Werkgroep

Voor de uitvoering van dit project is door RIZA een werkgroep geformeerd met deskundigen van RIZA, RIKZ en ALTERRA. De rapportage is opgesteld onder verantwoordelijkheid van RIZA. Leden van de werkgroep hebben afzonderlijk gegevens en teksten aangeleverd, waarna in een gezamenlijke workshop begin januari 2007 de belangrijkste conclusies van elk onderdeel zijn besproken, en een gezamenlijke visie is opgesteld op basis van alle verzamelde informatie. Hierbij is getracht op basis van daadwerkelijk gemeten waarden uit landelijke en regionale studies tot conclusies te komen.

1.3 Leeswijzer

De rapportage 'Mest en Oppervlaktewater – een terugblik 1985-2005' is als volgt opgezet:

- Hoofdstuk 2: Milieudoelstellingen beschrijft in het kort de internationale en nationale beleidsdoelstellingen ten aanzien van de emissiebronnen en de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater.
- Hoofdstuk 3: Kennis uit regionale studies beschrijft een aantal projecten waarin het gedrag van de meststoffen op het niveau van een perceel, een agrarisch bedrijf of een stroomgebied is belicht.
- Hoofdstuk 4: Belasting van het oppervlaktewater gaat in op de bronemissies en geeft inzicht in de belasting van het oppervlaktewater uitgesplitst over de verschillende bronnen.
- Hoofdstuk 5: Trendanalyse Zoete Wateren bespreekt voor de Rijkswateren en de regionale wateren de trends in stikstof- en fosforconcentraties. Daarnaast wordt voor de regionale wateren onderzocht welke relaties er bestaan tussen waterkwaliteit en bodemtype, en tussen waterkwaliteit en landgebruik (gewassen).
- Hoofdstuk 6: Trendanalyse Zoute Wateren beschrijft de kwaliteit van Nederlandse kustwateren en gaat in op de relatie tussen rivieren en kustwater.
- In hoofdstuk 7: Synthese en Conclusies, worden ten slotte de hoofdconclusies van de rapportage besproken en de evaluatievragen beantwoord.

2 Milieudoelstellingen

2.1 Emissiedoelstellingen

De emissiedoelstellingen voor oppervlaktewater komen voort uit de internationale afspraken met de Rijnoverstaten (Rijnactieprogramma: RAP) en de landen die grenzen aan de Noordzee (Noordzeeactieprogramma: NAP). In het nationale beleid zijn deze doelstellingen vastgelegd in de 3^e Nota op de Waterhuishouding [V&W, 1989], en herbevestigd in de 4^e Nota op de Waterhuishouding. Specifiek voor de Noordzee geldt de afspraak (OSPAR) om belasting door nitraat en fosfaat – ook uit niet-agrarische bronnen – in 2010 met ten minste 50% terug te brengen ten opzichte van 1985.

Het staande beleid gaat voor stikstof en fosfaat uit van:

- Een reductie van de emissies met 50% in 1995 ten opzichte van 1985. Het gaat hier om een resultaatverplichting voor alle bronnen gezamenlijk.
- Iedere sector levert een evenredige bijdrage aan de reductie; dus iedere sector reduceert 50% van haar emissies.

Om dit te realiseren zijn er diverse overeenkomsten gesloten tussen de rijksoverheid, lagere overheden en bedrijfstakken. Deze zijn er bijvoorbeeld voor de rioolwaterzuiveringsinstallaties, de chemische industrie, de zuivelindustrie en de glastuinbouw. In een aantal gevallen zijn de afspraken opgenomen in een Amvb, zoals voor de rioolwaterzuiveringsinstallaties.

In 3^e Nota op de Waterhuishouding (Water voor Nu en Later) is nog melding gemaakt van een scherpere doelstelling voor de reductie van de belasting: het streven was om voor stikstof een reductie van 70% te bewerkstelligen, en voor fosfaat zelfs een reductie van 75%. In latere documenten, waaronder de regeringsbeslissing op de 3^e Nota op de Waterhuishouding, is dit streven niet overgenomen. Dit streven is dus niet vastgelegd in officieel beleid.

2.2 Kwaliteitsdoelstellingen

Een van de evaluatievragen betreft het “indicatief voldoen aan de KRW: goede ecologische toestand oppervlaktewater in 2015.” Het beantwoorden van deze evaluatievraag ligt complex én vraagt ondermeer om gebiedsspecifieke doelstellingen. Najaar 2006 zijn de werknormen voor natuurlijke wateren vastgesteld in de Decemhernota 2006. Het afleiden van (gebiedsspecifieke) doelstellingen is nog in volle gang.

Gezien het iteratieve proces waarin de doelstellingen binnen de stroomgebieden zullen worden bepaald, heeft LNV er voor gekozen de kwaliteit van het oppervlaktewater te toetsen aan een range van concentraties (tabel 2.1). Deze concentratierange sluit, de stikstof – en totaal fosfaatgehalten in de klasse slechte waterkwaliteit daargelaten, aan op de range aan concentraties die in de Decemhernota is opgenomen als werknorm voor natuurlijke oppervlaktewateren.

De totaal stikstof en totaal fosfaatconcentraties van respectievelijk 2,2 en 0,15 mg/l komen overeen met het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) uit de 4^e Nota Waterhuishouding (1998) én betreft de minimumkwaliteit (die op korte termijn dient te worden gehaald). Als ondergrens gaat dit rapportageonderdeel uit van de streefwaarden 0,07 mgP/l en 1, 0 mgN/l conform de voorgaande evaluatie van het mestbeleid.

In bijlage 1 zijn ter vergelijking met de onderstaande tabel de werknormen voor nutriënten in Natuurlijke Wateren uit de Decemhernota 2006 opgenomen.

Tabel 2.1: Klasse-indeling voor toetsing milieukwaliteit oppervlaktewater (conform offerte)

Klasse	Totaal Stikstof	Totaal Fosfaat	Relatie normen
4	> 5 mgN/l	> 0,5 mgP/l	
3	2,2 – 5 mgN/l	0,15 – 0,5 mgP/l	
2	1 – 2,2 mgN/l	0,07 – 0,15 mgP/l	Bovenste grens is norm NW4
1	< 1 mgN/l	< 0,07 mgP/l	

3 Kennis uit regionale projecten

Sinds de vorige evaluatie is meer bekend geworden over de relatie grondgebruik en waterkwaliteit. Hieronder worden kort samengevat een drietal regionale projecten beschreven met daarin de belangrijkste conclusies én de representativiteit daarvan. Dit laatste om een oordeel te vellen over de mogelijkheid tot opschaling van conclusies uit een regionaal project naar landelijk niveau.

Dit hoofdstuk behandelt in onderstaande volgorde de projecten:

- Diffuse Belasting Oppervlaktewater door de Veehouderij (DOVE);
- Bestrijding Eutrofiering Zuidelijke Randmeren (BEZEM);
- Stofstroomanalyse Hoogheemraadschap Rijnland;
- Monitoring Stroomgebieden.

3.1 Diffuse Belasting Oppervlaktewater door de Veehouderij (DOVE)

3.1.1 Vraagstelling

Het DOVE project heeft tot doel om voor graslanden in veehouderij gebieden een relatie te leggen tussen bedrijfsvoering en bemesting met de belasting van het oppervlaktewater. Op drie locaties met verschillende bodemtypen (zand, klei, veen) is een intensief meetprogramma op perceelsniveau opgezet, zodat kwantificering van stofstromen en balansposten op deze percelen mogelijk werd (Van de Weerd en Torenbeek, 2007). Hierdoor ontstaat voor deze percelen gedetailleerd inzicht in de verliesstromen naar de bodem- en watercompartiment, waarmee kwalitatieve uitspraken mogelijk voor vergelijkbare bedrijven én bodemtypes.

3.1.2 Resultaten

Stofbalansen voor stikstof en fosfaat

Door middel van metingen en het verrichten van analyses en berekeningen zijn voor stikstof en fosfaat massabalansen opgesteld voor de verschillende locaties. De opgestelde stikstof en fosfaat balansen voor alle locaties zijn hieronder samengevat in figuur 3.1 en figuur 3.2; ze beschrijven de gemiddelde situatie over de gehele meetperiode. Voor achtergrondinformatie over de opgestelde balansen, de verschillende locaties en de uitgevoerde studies wordt verwezen naar bijlage 6.

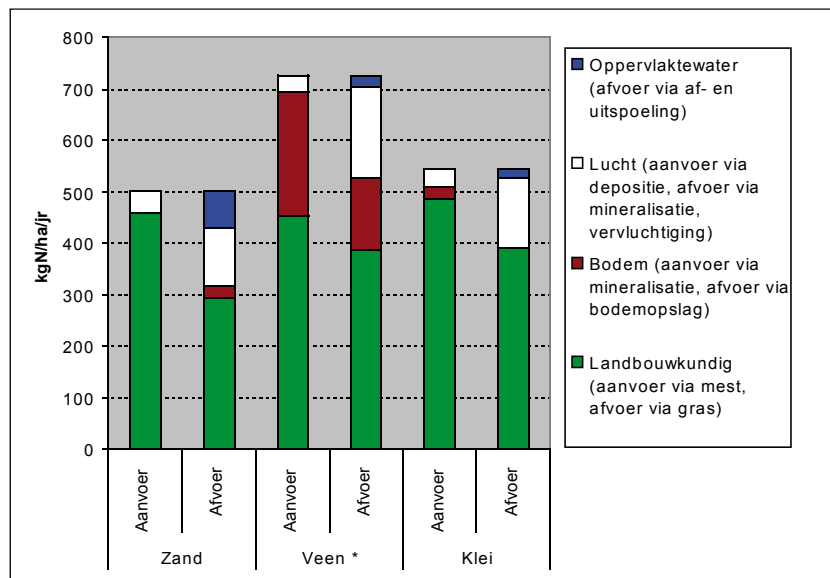
Uit deze figuren blijkt voor alle drie de onderzochte locaties, dat voor zowel stikstof als fosfaat de landbouwkundige aanvoer (bemesten) en afvoer (opname gewassen) groot is. Het landbouwkundige rendement, een maat voor de meststoffen die ten goede komen aan

de gewasopbrengst, varieert tussen 50 en 90% (zonder nalevering uit de bodem of aanvoer vanuit de atmosfeer mee te nemen). Niet alle aanvoer van nutriënten is afkomstig vanuit de landbouw. Bij veen levert de mineralisatie van veen een extra bronterm op voor zowel stikstof als fosfaat. Daarnaast is atmosferische depositie van stikstof ook een extra bron. Deze extra bronnen drukken het landbouwkundige rendement tot 50-75% als wordt uitgegaan van de totale aanvoer in de door landbouw beïnvloedde laag.

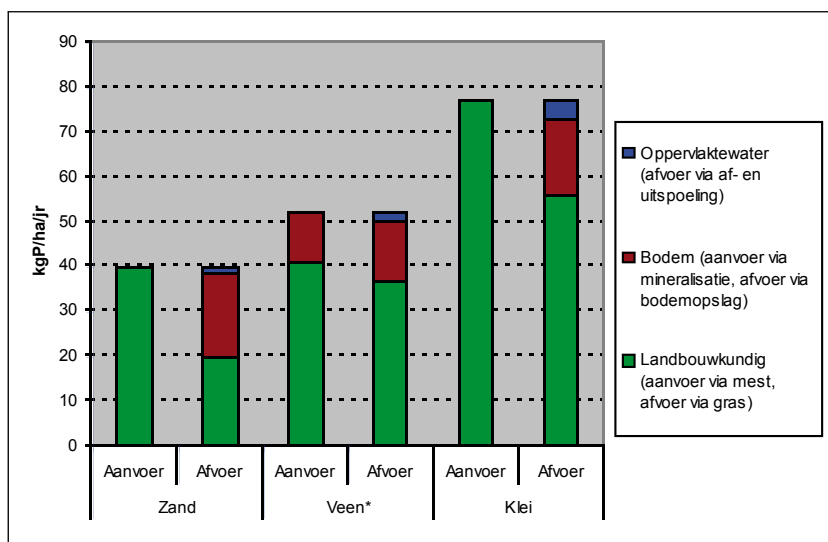
Uit figuren 3.1 en 3.2 blijkt, dat de af- en uitspoeling naar het oppervlaktewater een kleine term is in de totale stofbalans. De belasting van het grondwater is verdisconteerd in de term bodem. Toch resulteert deze balansterm op de onderzochte locaties tot (jaar én zomer) gemiddelde concentraties in het oppervlaktewater boven de MTR-waarden. Naast landbouwkundige afvoer en af- en uitspoeling naar het oppervlaktewater is de vervluchtiging van stikstof door denitrificatie een belangrijke afvoerroute. De denitrificatie is het hoogst in de veengrond.

Voor fosfaat is bodemopslag een belangrijke "afvoeroute". Deze is het hoogst op de klei- en de zandlocatie waar veel ijzer- en aluminiumoxide in de bodem aanwezig is, waaraan het fosfaat (tijdelijk) wordt gebonden. Opmerkelijk is dat mineralisatie in de kleibodem wel voor een extra stikstof aanvoer leidt, maar niet voor fosfor. Mogelijk wordt het vrijgekomen fosfor gebonden in de kleibodem.

Figuur 3.1: Stikstofbalansen van de DOVE locaties.* menging met diep nutriëntrijk water is niet meegenomen als bron



Figuur 3.2: Fosfaatbalansen¹ van de DOVE locaties.* menging met diep nutriëntrijk water is niet meegenomen als bron



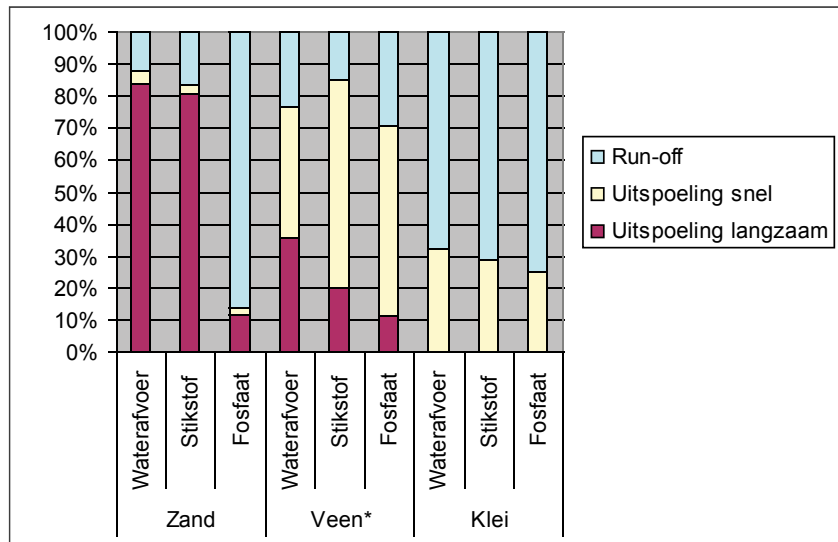
Uit- en afspoelingsroutes en vrachten

Figuur 3.3 geeft een beeld van de transportroutes waarlangs afvoer van water (het neerslagoverschot) en nutriënten plaatsvond naar het oppervlaktewater. In de figuur is voor elke locatie afzonderlijk gedurende de meetperiode de verdeling van het neerslagoverschot en de stikstof en fosfaat vrachten over de transportroutes aangegeven. Voor de veenlocatie is menging van de langzame (diepe) uitspoelingcomponent met dieper grondwater met hoge nutriëntgehalten een extra bron (zie bijlage 5). In de figuur zijn alleen bronnen en processen in het bovenste, door landbouwactiviteiten beïnvloede deel van het profiel meegenomen om vergelijking tussen de verschillende locaties goed mogelijk te maken.

Uit figuur 3.3 blijkt dat voor de kleilocaties de verdeling van de vrachten over de routes ongeveer overeenkomt met de verdeling van het debiet. De run-off (bij klei met name via greppels) lijkt iets aangerijkt met stikstof en met fosfaat. Ook voor stikstof op de zandlocaties lijkt de run-off iets aangerijkt met stikstof. De run-off op de zandlocatie bevat relatief veel fosfaat. Bij de veenlocatie verlaat een groot deel van de nutriënten via run-off (via sloten) en snelle afspoeling de bovenlaag van het perceel. Een kleiner deel van de nutriënten stroomt af via langzame uitspoeling.

¹ Bij de metingen op de locatie met veen heeft organisch fosfor afkomstig uit het veen ook groot aandeel in de meting. Deze is niet apart bepaald.

Figuur 3.3 Verdeling van de waterafvoer en de stikstof en fosfaat afvoer naar het oppervlaktewater over de verschillende routes op de verschillende locaties. * menging met diep nutriëntrijk water is niet meegenomen als bron.



3.1.3 Discussie

Dove projectlocaties

Het gedrag van meststoffen op de verschillende DOVE locaties loopt sterk uiteen. Dit heeft deels te maken met de samenstelling van de verschillende bodems maar ook met de hydrologische omstandigheden op de verschillende locaties. Ook de meetperiode is van invloed. Weersomstandigheden hebben grote invloed op de afvoer van water en nutriënten. In natte jaren vindt er over het algemeen meer ondiepe uit- en afspoeling plaats dan in drogere jaren. Metingen in de Vlietpolder (veen) zijn uitgevoerd in 2000 tot en met 2002. Op "Den Pol" (zand) is gemeten in 2000 en 2001. Deze weerjaren kenmerkten zich door een natte winter (2000) en een natte zomer en winter (2001), dus relatief natte omstandigheden. De metingen in Waardenburg (klei) werden uitgevoerd in 2002 tot 2005 (natte winter, droge zomer en winter, natte zomer). Dit waren variabele omstandigheden.

De *zandlocatie* kenmerkt zich door een groot percentage langzame afvoer van het neerslagoverschot. Deze langzame afvoer bevat voornamelijk stikstof. Fosfaat komt alleen in lage concentraties in de langzame afvoer voor vanwege de sorptie van fosfaat aan het bodemmateriaal. Ondiepe, snelle afvoer en run-off vinden plaats bij hoge grondwaterstanden in combinatie met regenbuien. Via deze route verdwijnt ongeveer 20% van het water en stikstof en zelfs 80% van de totale hoeveelheid uitgespoelde fosfor.

Op de *veenlocatie* overheersen de snelle afvoerroutes voor het door landbouw beïnvloede deel van de bodem (figuur 3.3). Ook hier vindt ondiepe, snelle afvoer en run-off plaats bij hoge grondwaterstanden in combinatie met regenbuien. Het bolzetten² op dit perceel stimuleert

² Met bolzetten van een perceel wordt bedoeld dat de grondwaterstand in de sloten lager is dan in het middengedeelte van het perceel. Een agrariër kan de natuurlijke bolling tegengaan door de sloten te verondiepen of juist een sloot in het midden van het perceel aan te leggen.

de snelle afvoer en de run-off. Uit metingen blijkt, dat de langzame afvoer is aangerijkt met een extra bron van nutriënten. Dit wordt veroorzaakt door menging van deze afvoer met dieper veenwater met hogere concentraties aan nutriënten. In de Vlietpolder wordt de concentratie van het oppervlaktewater niet alleen bepaald door af- en uitspoeling van aangevoerde nutriënten maar ook door de inlaat van water en de afvoer van water gemengd met dieper nutriëntrijk veenwater. Ondanks de vermenging met andere meer natuurlijke bronnen blijft de landbouw een belangrijke bron van de nutriënten in het oppervlaktewater. Er worden netto meer nutriënten aangevoerd dan afgevoerd, waardoor de netto bodemopslag, ondanks mineralisatie, toeneemt (zie figuren 3.1 en 3.2).

Op de *kleilocatie* spelen alleen snelle afvoerroutes een rol. Run-off via greppels vindt plaats als de krimpscheuren in de klei door het water zijn dichtgezwollen (vanaf de herfst tot het voorjaar). Ook hier heeft het bolzetten van de grondwaterspiegel een positieve invloed op de snelle afvoercomponent en de run-off. De afvoer via drains vindt voornamelijk plaats in het begin van de herfst (zolang de krimpscheuren nog open zijn). Ondanks het relatief korte contact tussen bodem en water spelen vastlegging in de bodem (adsorptie) en denitrificatie een belangrijke rol.

Uit het DOVE onderzoek blijkt dat op alle locaties een significant deel van de nutriënten uit mest, in het bijzonder voor klei en zand, uitspoelt via snelle afvoercomponenten (run-off en snelle (ondiepe) afvoer). Het grootste deel van de run-off van stikstof en fosfor is het gevolg van incidentele verliezen in het voorjaar, vlak na de bemesting.

Representativiteit voor Nederland

De meetresultaten van de DOVE locaties zijn niet zomaar door te trekken naar andere veen-, klei- en zandlocaties. Bovendien is DOVE gericht op de melkveehouderij (56% van het landbouwareaal, bron CBS). Elke locatie zal op zichzelf bekeken moeten worden. Lokale hydrologische condities en bodemeigenschappen én landgebruik zijn van groot belang. Met behulp van de systeemkennis opgedaan in de DOVE projecten kan wel een idee gekregen worden van wat voor een bepaalde locatie van belang is.

Verwachte ex-post trends op basis van kennis van het systeem

Op basis van de systeemkennis vanuit DOVE is de verwachting, dat door de afname van stikstof en fosfor aanvoer via bemesting sinds 1986 en de invoering van mestinjectie in de periode 1991-1994 de emissie naar het oppervlaktewater via run-off aanzienlijk is gedaald. De belasting van het oppervlaktewater via de andere transportroutes zal vermoedelijk ook zijn afgenomen. Hoe groot deze afname in de emissie naar het oppervlaktewater is als gevolg van beleid, is op basis van deze studie moeilijk aan te geven vanwege de wisselwerking tussen bodemprocessen en de bufferende werking van de bodem.

3.1.4 Conclusies en aanknopingspunten voor maatregelen en beleid

Uit het DOVE onderzoek blijkt, dat op alle locaties een significant deel van de nutriënten uitspoelt via snelle afvoercomponenten (run-off en snelle (ondiepe) afvoer). Deze afvoer zal enigszins verminderen wanneer het generieke mestbeleid wordt uitgevoerd. De verwachting is dat met aanvullende maatregelen én maatwerk hier nog behoorlijke winst is te behalen. De focus van extra maatregelen op perceelsniveau moet daarom gericht zijn op het voorkomen van oppervlakkige afvoer en ondiepe uitspoeling.

Mogelijke maatregelen voor tegengaan van run-off en uitspoeling via snelle (ondiepe) afvoer zijn:

- Ingrepen op perceelniveau die oppervlakkige afvoer tegengaan en verblijftijd van het water verhogen (Bijv. een opstaand randje om het perceel evt. met een greppeltje ervoor). Ingrepen in de hydrologie en de afwatering van het perceel kunnen de begaanbaarheid van de percelen op veen en klei echter bemoeilijken;
- Afstemmen van bemesting op plantopname, eventueel telen van nagewas;
- Niet bemesten bij hoge grondwaterstand;
- Fosfaatadsorptie en denitrificatie van nitraat stimuleren voordat water de sloot bereikt (bijv. door middel van natte bufferstroken, menging met ijzer- of aluminium oxide).

Mogelijke maatregelen voor tegengaan uitspoeling via langzame (diepe) afvoer:

- Diepe, langzame afvoer kan alleen worden tegengegaan door beperking van bemesting en/of verbeterde plantopname. Verbeterde plantopname kan bereikt worden door bemesting en plantopname optimaal op elkaar af te stemmen en het eventueel telen van een nagewas.

Andere typen maatregelen:

- Door verhoging van de grondwaterstand door het verhogen van het waterpeil in de sloten kunnen de afvoerroutes van het water en daarmee de verblijftijd worden beïnvloed. Zo worden denitrificatie en mineralisatie sterk bepaald door de vochttoestand van de bodem. Het toepassen van peilveranderingen moet met beleid gebeuren omdat dit meerdere effecten kan hebben (bijv. mobilisatie van bodemvoorraad door veranderde chemische condities). Daarnaast kan de maatregel ook strijdig zijn met de doelen uit Waterbeheer in de 21e Eeuw;
- Om de lokale en benedenstroomse effecten van de oppervlaktewaterbelasting tegen te gaan kunnen retentie bevorderende maatregelen in de sloot genomen worden (door o.a. aanplanten van waterplanten, verbreden van sloten). Hierdoor neemt de veerkracht én de capaciteit van zelfreiniging van het watersysteem in het algemeen toe.

3.2 Bestrijding Eutrofiering Zuidelijke Randmeren (BEZEM)

3.2.1 Vraagstelling

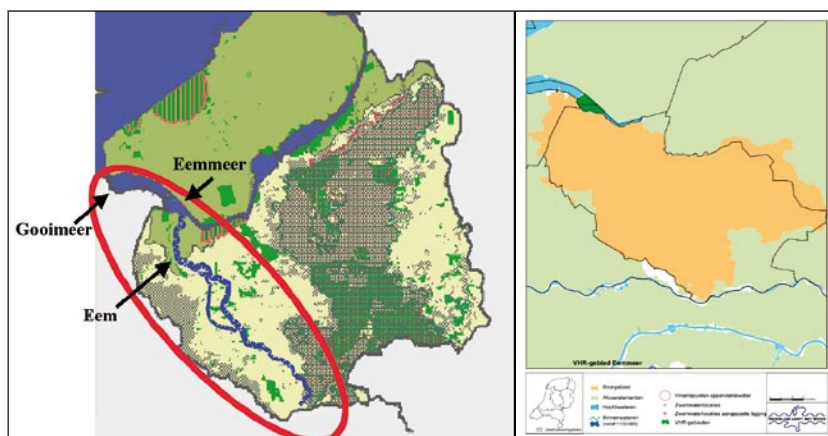
Rijkswaterstaat directie IJsselmeergebied heeft samen met Waterschap Vallei en Eem, RIZA, MNP, RIVM en de provincies Flevoland en Utrecht het project BEZEM uitgevoerd. Binnen dit project is een water- en een massabalans voor fosfor (totaal fosfaat) opgesteld voor zowel het Gooi- en Eemmeer als het stroomgebied van de Eem (de grootste aanvoerroute van water). Het achterliggende doel van deze studie was het uitvoeren van een systeemanalyse om aanknopingspunten te vinden om de algenoverlast in het Gooi- en Eemmeer aan te pakken en de algemene waterkwaliteit voor de natuurlijke en recreatieve kwaliteiten van het Gooi- en Eemmeer te verbeteren (Van den Boomen en Nieuwkamer, 2006).

3.2.2 Belasting oppervlaktewater van Gooi- en Eemmeer

3.2.2.1 Het Gooi- en Eemmeer

Het Gooi- en het Eemmeer zijn met elkaar verbonden via een nauwe doorgang ter hoogte van de brug van de A6, zoals in figuur 3.4 is te zien. De verblijftijd in de meren bedraagt gemiddeld 30 dagen voor het Eemmeer en 60 dagen voor het Gooimeer.

.....
Figuur 3.4: Ligging van het Gooi- en Eemmeer en de Eem en het brongebied van het Eemmeer



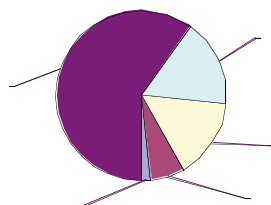
Wateraanvoer

- Globaal zijn er drie belangrijke aanvoerroutes voor het Gooi- en Eemmeer:
- Via de Nijkerkersluis (Nuldernauw);
- Vanuit de Gelderse Vallei / Utrecht-Oost (inclusief Arkervaat);
- Vanuit IJmeer (in beheer bij Hoogheemraadschap Amstel, Gooi & Vecht);
- Drie rioolwaterzuiveringinstallaties.

De waterbalans varieert in de loop van de jaren. De variaties komen voornamelijk voor in de Gelderse Vallei (variatie +/- 100 miljoen m³/jaar) en de Nijkerkersluis (variatie +/- 30 miljoen m³/jaar). De overige posten in de waterbalans zijn behoorlijk constant door de tijd. In figuur

3.5 zijn de waterbalansen voor de Zuidelijke Randmeren weergegeven voor een jaargemiddelde én een zomergemiddelde situatie (gemiddeld over de jaren 2000-2004). Hieruit blijkt dat de grootste hoeveelheid water, gemiddeld 60% over het hele jaar en 55% in de zomer, aangevoerd wordt vanuit de Gelderse Vallei.

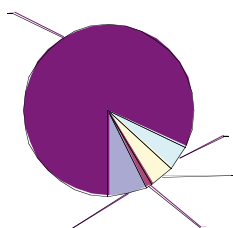
Figuur 3.5: Wateraanvoer (m³) naar de Zuidelijke Randmeren gemiddeld over de periode 2000-2004 voor een geheel kalenderjaar (links) en voor een zomerhalfjaar (rechts)



Fosfaatbelasting

Het relatieve aandeel fosfaat vanuit de Gelderse Vallei dat naar de meren stroomt, is groter dan de wateraanvoer. Figuur 3.6 laat zien dat het aandeel van de fosfaatbelasting vanuit de Gelderse Vallei gemiddeld 80% is voor het hele jaar en 75% in de zomer. In de massabalans (totaal fosfaat) zijn de variaties tussen de jaren overigens veel kleiner dan die bij de waterbalans.

Figuur 3.6: Fosfaatbronnen (kg totaal fosfaat) voor de Zuidelijke Randmeren gemiddeld over meerdere jaren voor een jaartotaal (links) en voor een zomerhalfjaar (rechts)



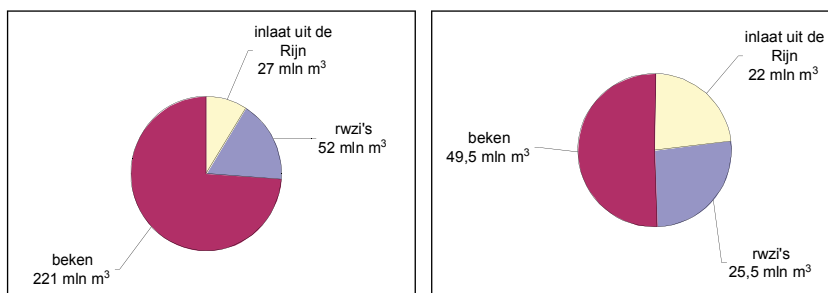
3.2.2.2 Stroomgebied van de Eem

Het stroomgebied van de Eem kan voor het benedenstroomse gedeelte worden getypeerd als hoofdtype "rivier" en specifiek als type 'R7: Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei'. In het stroomgebied komen ook nog de typen langzaam stromende midden en benedenlopen op zand/klei (R5) en langzaam stromend riviertje (R6) voor.

Wateraanvoer

Voor het stroomgebied van de Eem wordt ook onderscheid gemaakt in externe bronnen zoals de RWZI's, de inlaat vanuit de Rijn en de diffuse bronnen. In figuur 3.7 is het aandeel van de verschillende posten in de wateraanvoer gepresenteerd. Deze afbeelding toont de grote bijdrage van de beken (50 tot 75% voor respectievelijk het zomergemiddelde en het jaartotaal situatie).

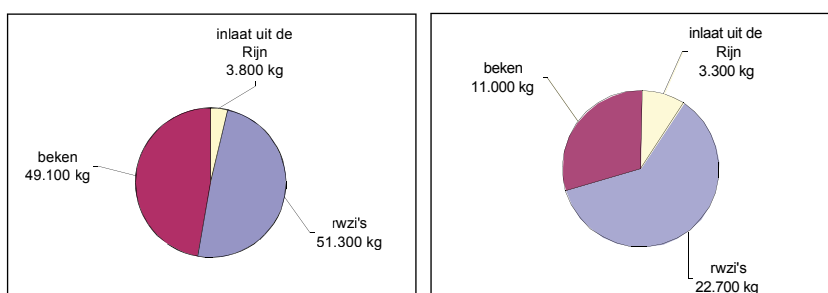
Figuur 3.7: Wateraanvoer (m³) voor de Eem (nabij monding) in 2004 voor het jaartotaal (links) en voor het zomerhalfjaar (rechts)



Externe fosfaatbelasting

De voornaamste fosfaatemissies in het gebied van de Gelderse Vallei komen via de beken uit het landelijke gebied en uit de rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's). Daarnaast vinden nog lozingen plaats via ongerioleerde panden in het buitengebied en door riooloverstorten vanuit stedelijk gebied. In figuur 3.8 is dit weergegeven voor het relatief droge jaar 2004. In dit jaar was gemiddeld over het hele jaar de bijdrage van RWZI's en beken ongeveer gelijk maar in de zomer hadden de RWZI's een groter aandeel in de belasting. De bijdrage van de RWZI's over de verschillende jaren is relatief constant. Voor de nattere jaren 2000, 2001 en 2002 was de bijdrage van de beken een factor 2 tot ruim 3 keer zo hoog. In de periode 2000-2004 was de belasting vanuit het landelijk gebied via de beken gemiddeld 67% en de belasting van de RWZI's gemiddeld 31%.

Figuur 3.8: Fosfaatbronnen (kg totaal fosfaat) voor de Eem (nabij monding) in 2004 voor het jaartotaal (links) en voor het zomerhalfjaar (rechts)



Retentie

Vergelijking van de in figuur 3.8 weergegeven berekende fosfaatvracht met gemeten vracht in de monding van de Eem, geeft een retentiepercentage van 2 tot 14 procent. Dit betekent dat 2 tot 14 procent van de op het stroomgebied geloosde emissies door bijvoorbeeld bezinking, interactie met de waterbodem of opname in vegetatie niet het brongebied uitstroomt. Dit betreft retentie in de grotere waterlopen waar de RWZI's op lozen. Retentie in de haarvaten van het landelijke gebied is niet meegenomen maar is naar verwachting veel groter.

Dynamiek over de verschillende jaren

De fosfaatvracht in de monding van de Eem vanuit het landelijke gebied is gemiddeld 94.000 kg totaal fosfaat, maar varieert enorm (van -60% tot +100% in de periode 2000-2004). In jaren met grote neerslagafvoer is deze vracht hoog en met lage neerslagafvoer laag terwijl de bronnen in deze periode niet significant zijn gewijzigd. In droge perioden wordt dus veel fosfaat in de bodem opgeslagen of landbouwkundig gezien beter benut.

3.2.3 Conclusies

Emissies vanuit het landelijke gebied zijn de belangrijkste bron van totaal fosfaat voor het Gooi- en Eemmeer (>54%). De bijdrage vanuit het stroomgebied van de Eem bedraagt 80%, waarvan gemiddeld 67% afkomstig is van beken uit het landelijke gebied en 31% afkomstig van RWZI's. De verdeling van de fosfaatbijdragen uit de andere gebieden is niet bepaald.

De gemiddelde retentie voor het gehele stroomgebied van de Eem is niet bekend, omdat de retentie in de beken niet bepaald is. In de grotere waterlopen varieert de retentie tussen de 2 en 14%.

3.3 Stofstromen-analyse boezem- en poldergebied Hoogheemraadschap Rijnland

3.3.1 Vraagstelling

Emissies naar het oppervlaktewater vormen een belangrijke reden waarom Rijnlands water niet aan de waterkwaliteitsnormen voldoet. Kennis van de water- en stofstromen binnen het watersysteem bieden samen met de omvang en locatie van de lozingsbronnen inzicht in de doelmatigheid van maatregelen om een waterkwaliteit te realiseren die voldoet aan de normen.

Het Hoogheemraadschap van Rijnland heeft fosfor- en stikstofbalansen opgesteld voor het gehele boezemsysteem van haar beheersgebied. Hiertoe zijn eerst de emissies berekend, waarna de verspreiding van de stoffen is gesimuleerd in SOBEK (Stofbalansen Rijnland, 2006). Verder zijn voor de verschillende poldertypen de belasting van het oppervlaktewater met fosfor en stikstof berekend en vervolgens de belasting van het boezemsysteem door deze polders.

3.3.2 Belasting oppervlaktewater in de polders

Het beheersgebied van Hoogheemraadschap Rijnland heeft een oppervlakte van 117500 hectare en bestaat voornamelijk uit polders (85%). Rijnland onderscheidt vijf typen polders: boezemland, diepe kleipolders, kleipolders, veenpolders en zandpolders. Figuur 3.9 en bijbehorende tabel 3.1 laten de oppervlakteverdeling van deze verschillende typen polders zien. In alle polders is het grootste deel van de belasting met zowel fosfor als stikstof afkomstig uit diffuse bronnen. De achterliggende oorzaken verschillen echter aanzienlijk, ten gevolge van bodemsoort, hydrologische situatie en bodemgebruik. Kader 3.1 geeft hiervan een kort overzicht.

.....
Kader 3.1: Karakterisering
emissies voor de vijf poldertypen
van het Hoogheemraadschap van
Rijnland

1. boezemland

De grootste vrachten komen van de bollenteelt, gevolgd door de melkveehouderij. Daarnaast is voor stikstof de glastuinbouw een relevante bron.

2. diepe kleipolders

Naast melkveehouderij en akkerbouw is kwel vanuit het diepe grondwater een belangrijke bron. Deze laatste bron laat zich niet beïnvloeden door maatregelen in de landbouw.

3. kleipolders

Hier is de melkveehouderij de belangrijkste bron. Daarnaast spelen glastuinbouw, akkerbouw, afbraak van bodemmateriaal en kwel een rol.

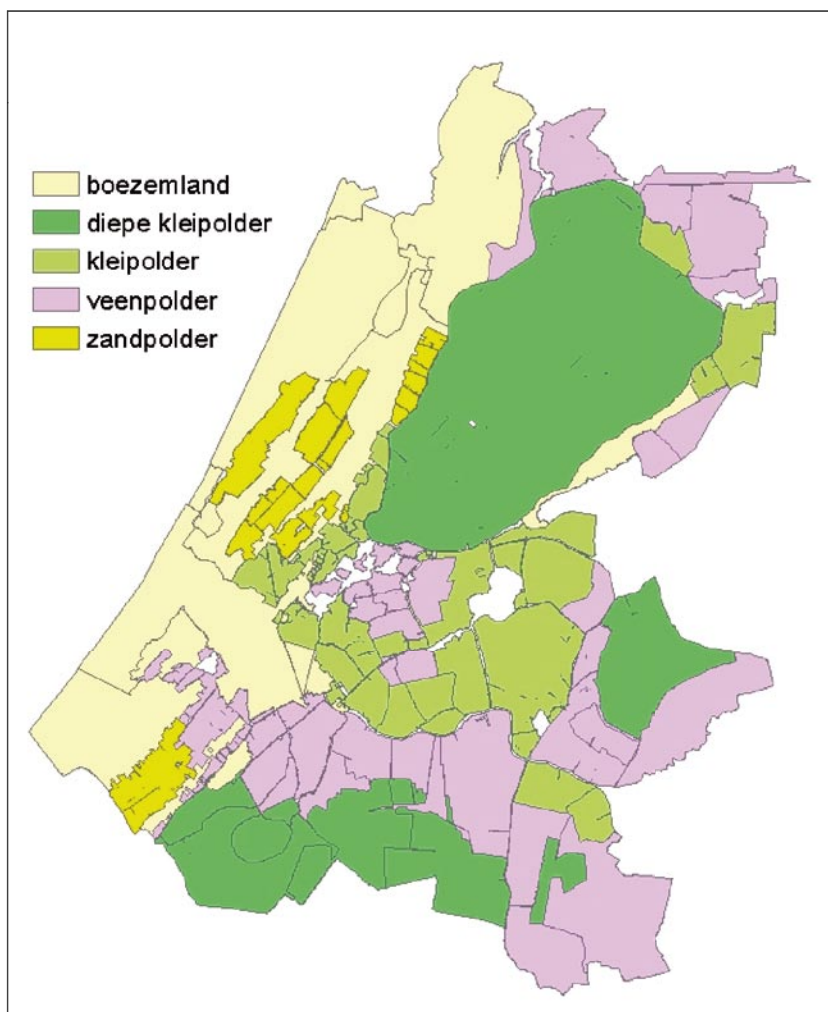
4. veenpolders

Hier is aanvoer met kwelwater verreweg de belangrijkste bron, gevolgd door melkveehouderij. Daarnaast spelen afbraak van bodemmateriaal, glastuinbouw en akkerbouw een rol. Kwelwater en afbraak worden niet beïnvloed door maatregelen in de landbouw, maar worden wel beïnvloedt door het peilbeheer

5. zandpolders

Hier is de bollenteelt de belangrijkste bron. Daarnaast spelen de melkveehouderij en in mindere mate bloemeteelt en akkerbouw een rol.

Figuur 3.9: Ligging polders in het hoogheemraadschap (de witte gebieden zijn onderdeel van het boezemsysteem)



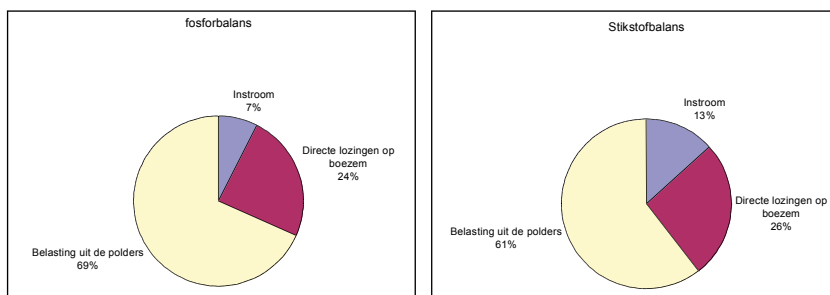
Tabel 3.1: Oppervlaktes van de verschillende gebieden

	Oppervlakte (in ha)	Oppervlakte (perc.)
Boezemwater	4.500	4%
Boezemland	24.650	24%
Diepe droogmakerijen (diepe kleipolders)	30.100	29%
Overige kleipolders	13.340	13%
Veenpolders	25.273	25%
Zandpolders	4.735	5%
Totaal	102.598	100%

3.3.3 Resultaten

Figuur 3.10 geeft de stoffenbalans weer. Deze is gedetailleerd inzichtelijk in tabellen 3.2 en 3.3. Uit figuur 3.10 blijkt, dat ongeveer 61 à 69% van de stikstof- en fosforbelasting van het boezemsysteem afkomstig is uit de polders. Daarnaast is ongeveer 25% afkomstig van de rioolwaterzuiveringen. Het restant is afkomstig van inlaatwater. Volgens berekeningen verdwijnt in het boezemsysteem een kleine 12% van de stikstofbelasting en 18% van de fosforbelasting door processen.

Figuur 3.10: Belasting van de boezem met fosfor en stikstof



	Diepe droogmakerijen (tonP per jaar)		Kleipolders (tonP per jaar)		Veenpolders (tonP per jaar)		Zandpolders (tonP per jaar)		Boezemland (tonP per jaar)	
<u>Diffuse bronnen</u>										
Mest	48,5	49%	25,5	73%	26	32%	79,6	98%	127	91%
Indirecte depositie land	0,9	1%	0,4	1%	2,3	3%	0,9	1%	4,6	3%
Kwel	16,7	17%	0,7	2%	36	44%	0	0%	0	0%
Afbraak organisch materiaal	7,3	7%	3,3	9%	9,5	12%	0	0%	0	0%
Directe depositie oppervlaktewater	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
<u>Puntbronnen</u>										
Communale emissie	2,3	2%	3,1	9%	2,6	3%	0,5	1%	3	2%
Inlaat uit boezem	23	23%	2	6%	5	6%	0	0%	5	4%
Overige bronnen	0,7	1%	0	0%	0,4	0%	0	0%	0	0%
Totale belasting	99,4	100%	35	100%	81,8	100%	81	100%	139,6	100%
<u>Verwijdering</u>										
Infiltratie en wegzijging	0	0%	0	0%	-3	-3%	0	0%	-5	-2%
Processen	-29	-19%	-10	-16%	-23	-20%	-24	-15%	-39	-14%
Totale Verwijdering	-29	-19%	-10	-16%	-26	-23%	-24	-15%	-44	-16%
Netto naar boezem	70,4		25		55,8		57		95,6	

Tabel 3.2: Stoffenbalans voor fosfor watersysteem Rijnland (boezem en inliggende polders) in tonP per jaar. Het percentage verwijdering is relatief ten opzichte van de totale belasting. In de meeste polders is mest de belangrijkste bron (60 tot bijna 100%). In diepe droogmakerijen spelen inlaat (23%) en kwel (17%) een rol, in de veenpolders kan kwel zelfs een heel hoog aandeel hebben in de oppervlaktewaterbelasting (44%)

	Diepe droogmakerijen (tonN per jaar)		Kleipolders (tonN per jaar)		Veenpolders (tonN per jaar)		Zandpolders (tonN per jaar)		Boezemland (tonN per jaar)	
<u>Diffuse bronnen</u>										
Mest	805	45%	389	69%	317,7	36%	147	85%	266	60%
Indirecte depositie land	155	9%	74	13%	46	5%	18	10%	93	21%
Kwel inc evt diep wellen	575	32%	27	5%	319	36%	0	0%	0	0%
Afbraak organisch materiaal	73	4%	33	6%	95	11%	0	0%	0	0%
Directe depositie oppervlaktewater	8	0%	18	3%	45	5%	1	1%	31	7%
<u>Puntbronnen</u>										
Communale emissie	18	1%	11,5	2%	16,3	2%	3	2%	19	4%
Inlaat van boezemwater	152	8%	11	2%	37	4%	3	2%	36	8%
Overige bronnen	12	1%	2,8	0%	4,7	1%	0	0%	0	0%
Totale belasting	1798	100%	566,3	100%	880,7	100%	172	100%	445	100%
<u>Verwijdering</u>										
Infiltratie en wegzijging	0	0%	-1	0%	-18	-1%	-1	0%	-20	-2%
Processen	-373	-13%	-110	-10%	-183	-14%	-33	-9%	-84	-9%
Totale Verwijdering	-373	-13%	-111	-10%	-201	-15%	-34	-9%	-104	-11%
Netto naar boezem	1425		455,3		679,7		138		341	

Tabel 3.3: Stoffenbalans voor stikstof watersysteem Rijnland (boezem en inliggende polders) in tonN per jaar. Het percentage verwijdering is relatief ten opzichte van de totale belasting. In de meeste polders is mest de belangrijkste bron (45% tot 85%). In diepe droogmakerijen en veenpolders heeft kwel (32%) een belangrijk aandeel in de oppervlaktewaterbelasting. Puntbronnen hebben in het algemeen een laag aandeel in de totale emissie van stikstof naar het oppervlaktewater (maximaal 8% door inlaatwater van boezemwater)

3.3.4 Conclusies

De emissie vanuit het landelijke gebied is de belangrijkste bron voor stikstof en fosfor voor het boezemsysteem van Rijnland. Een deel van deze emissies vindt zijn oorsprong in processen als kwel en mineralisatie van organisch materiaal. Een deel van deze emissies is niet beïnvloedbaar en hangt sterk af van de lokale condities (opgelegd grondwaterregime, bodemgesteldheid, geochemie). De range van deze processen varieert van 0% voor de zandpolders tot 56% voor de veenpolders.

De bijdrage vanuit de polders bedraagt 61 tot 69%, waarvan ca 72% afkomstig is van de landbouw en 28% afkomstig is van andere diffuse bronnen. Ongeveer 25% van de belasting van het boezemwater is het gevolg van directe veelal communale lozingen. Ongeveer 12 tot 18% van de emissies uit de polders verdwijnt weer uit het oppervlaktewater door natuurlijke verwijderingprocessen.

3.4 Monitoring stroomgebieden

3.4.1 Vraagstelling

In het project “Monitoring Stroomgebieden” (Leenders et al, 2007) worden de effecten van het mestbeleid op stroomgebiedniveau onderzocht. Eén van de doelen van dit project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater in een aantal representatieve stroomgebieden. In het kader van de Evaluatie Meststoffenbeleid 2007 levert het project Monitoring Stroomgebieden een bijdrage aan het onderdeel de ex-post milieukwaliteit. Op basis van de huidige resultaten uit het project Monitoring stroomgebieden wordt inzicht gegeven in de overschrijding van de normen in het oppervlaktewater en de bijdrage van de nutriëntenbelasting op de oppervlaktewaterkwaliteit.

Het project wordt uitgevoerd in vier qua eigenschappen verschillende (pilot)gebieden, een met nutriënten hoogbelast zandgebied (Schuitembeek), een laagbelast zandgebied (Drentse Aa), een veengebied (Krimpenerwaard) en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Voor ieder van deze stroomgebieden is een verkennende systeembeschrijving uitgevoerd. In deze beschrijving is een overzicht gegeven van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren het monitoringsprogramma (meten en modelleren). Daarnaast zijn de meest kritische systeemcomponenten en -parameters geïdentificeerd. Uit deze systeemverkenningen van de vier gebieden is gebleken dat er onvoldoende informatie en inzicht voorhanden is om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid.

.....
Figuur 3.11: Impressie van de vier pilotgebieden (bron: Alterra)



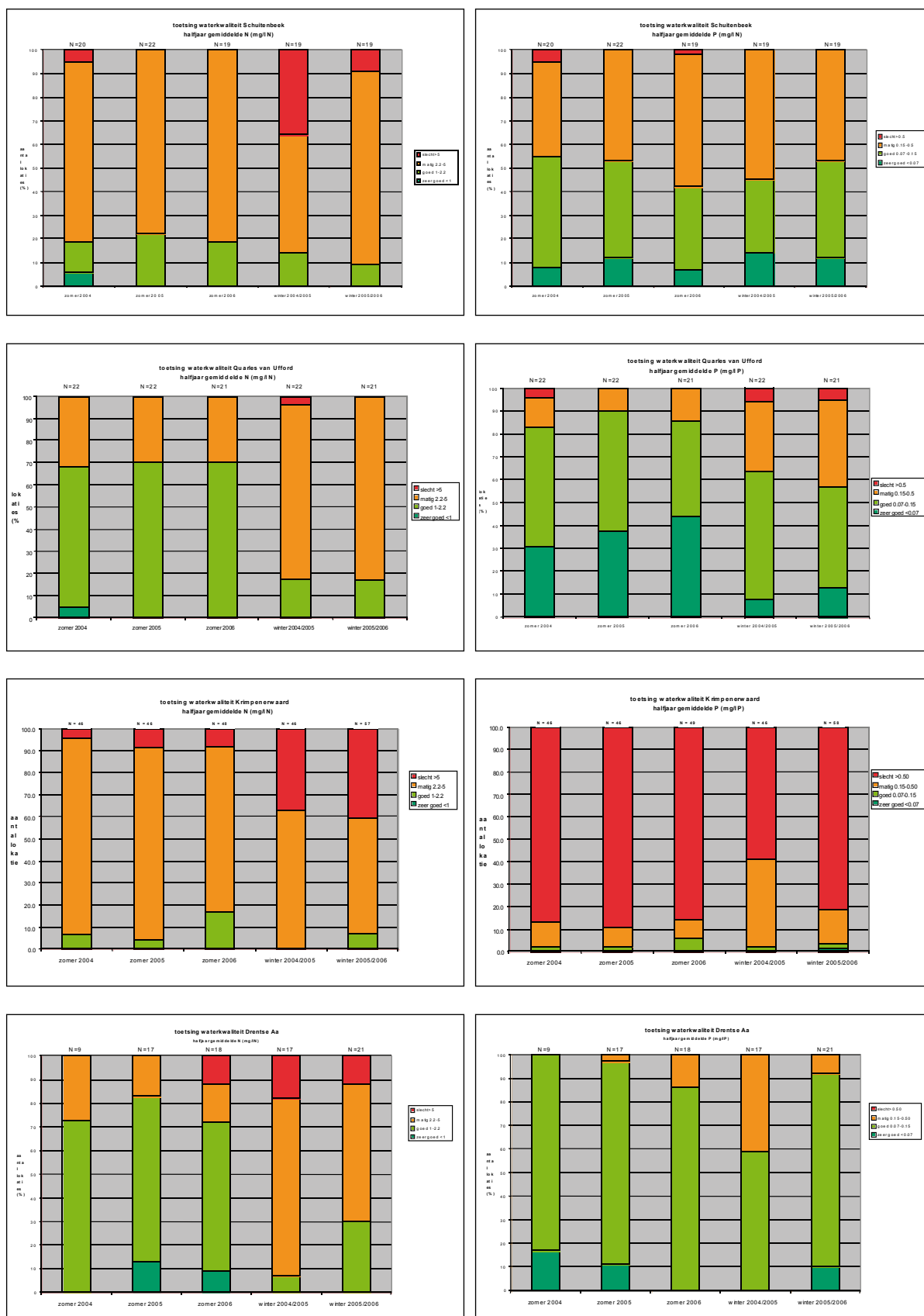
3.4.2 Bevindingen

Huidige oppervlaktewaterkwaliteit

Voor de Evaluatie Meststoffenbeleid 2007 is gevraagd om de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater in beeld te brengen. Voor het verkrijgen van inzicht in de huidige oppervlaktewaterkwaliteit in de gebieden Drentse Aa, Schuitenbeek, Krimpenerwaard en Quarles van Ufford zijn de nutriëntenmetingen in het oppervlaktewater in de winter- en zomerperiode van 2004, 2005 en 2006 onderling vergeleken. Verder is nagegaan in hoeverre overschrijding van de MTR norm heeft plaatsgevonden (0,15 mg/l P en 2,2 mg/l N). Dit is gebeurd voor zowel alle meetpunten binnen het gebied (figuur 3.12) als bij het uitstroompunt van het stroomgebied.

De oppervlaktewaterkwaliteit wat betreft totaal stikstof is in de zomerperiode voor ongeveer 70% van de meetpunten in de gebieden Drentse Aa en Quarles van Ufford goed tot zeer goed. In Schuitenbeek scoort zo'n 20% van de meetpunten in de zomerperiode voor totaal stikstof een goede waterkwaliteit en in de Krimpenerwaard is dit zo'n 10%. In de Krimpenerwaard wordt ook voor totaal fosfor in de zomer op weinig meetlocaties aan de MTR voldaan. In Schuitenbeek scoort zo'n 55% van de meetpunten in de zomerperiode voor totaal fosfor een goede waterkwaliteit. In de zomerperiode wordt in de andere twee gebieden, Drentse Aa en Quarles van Ufford in veel meetpunten de MTR van totaal fosfor gehaald. In het bemalingsgebied Quarles van Ufford is in ongeveer 85% van de meetlocaties de gemeten totaal fosforconcentratie in het oppervlaktewater lager dan de MTR. In de Drentse Aa ligt het percentage tussen de 85 en 100%. Het beeld in de winterperiode verschilt van de zomerperiode. In alle vier gebieden is het aantal meetpunten dat aan de MTR voor zowel totaal stikstof als totaal fosfor voldoet lager in de winterperiode dan in de zomerperiode. In geen enkel gebied neemt in zowel de winter- als de zomerperiode van 2004 tot 2006 het aantal meetpunten dat aan de gestelde MTR-norm voldoet toe. Dit geldt voor totaal stikstof en voor totaal fosfor. Hierbij moet worden opgemerkt dat het aantal meetpunten en soms ook de locatie van de meetpunten tussen de jaren verschilt.

In de nutriëntenmetingen in het oppervlaktewater in de winter- en zomerperiode van 2004, 2005 en 2006 worden in het uitstroompunt van Schuitenbeek, Quarles van Ufford en in minder mate bij Drentse Aa voor met name totaal fosfor regelmatig uitschieters waargenomen. Uit de metingen bij de uitstroompunten van de gebieden Drentse Aa, Schuitenbeek en Quarles van Ufford blijken de nutriëntenconcentraties voor Schuitenbeek het hoogst.

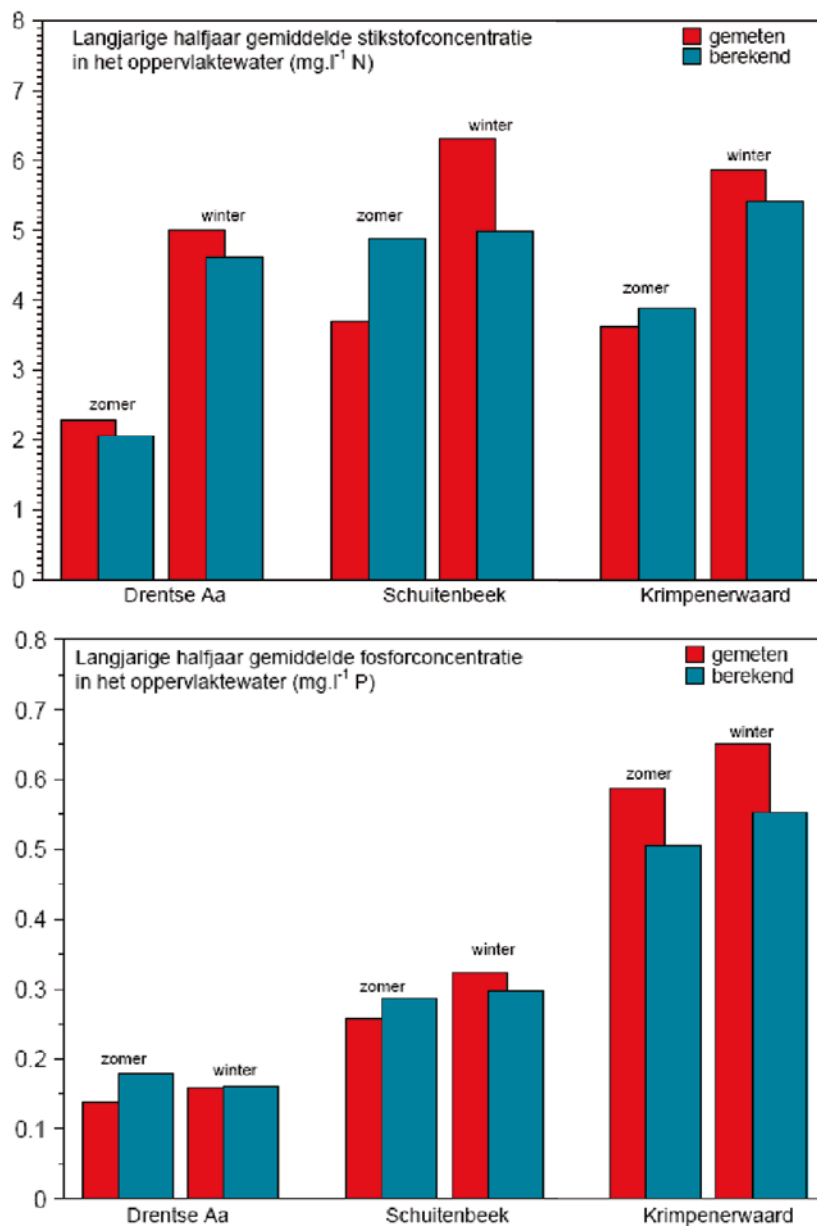


Figuur 3.12: Toetsing oppervlaktewaterkwaliteit per halfjaargemiddelde voor totaal stikstof en totaal fosfor voor alle meetpunten uitgezonderd het benedenstroomse continue monitoringstation (N = het aantal meetpunten)

Nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater

De metingen geven een indicatie voor de huidige kwaliteit in het oppervlaktewater. Omdat uit deze metingen niet kan worden gehaald wat de bijdrage van het mestbeleid aan het verbeteren van de oppervlaktewaterkwaliteit is, wordt in het project Monitoring Stroomgebieden ook een gefaseerd modelsysteem opgezet. Met het modelinstrumentarium zijn op basis van gegevens over de belasting van diverse bronnen de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater berekend. De modelberekeningen geven in grote lijnen de trends weer, zoals waargenomen in de metingen. Figuur 3.13 geeft een beeld van de berekende en gemeten nutriëntenconcentraties per stroomgebied.

Figuur 3.13: Gemeten en berekende langjarige en berekende langjarige halfjaar gemiddelde nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater voor de vier studiegebieden voor de periode 1986 – 2000: links stikstof en rechts fosfor. MTR-norm 2,2 mgN/l en 0,15 mgP/l op basis van het gemiddelde van het zomerhalfjaar



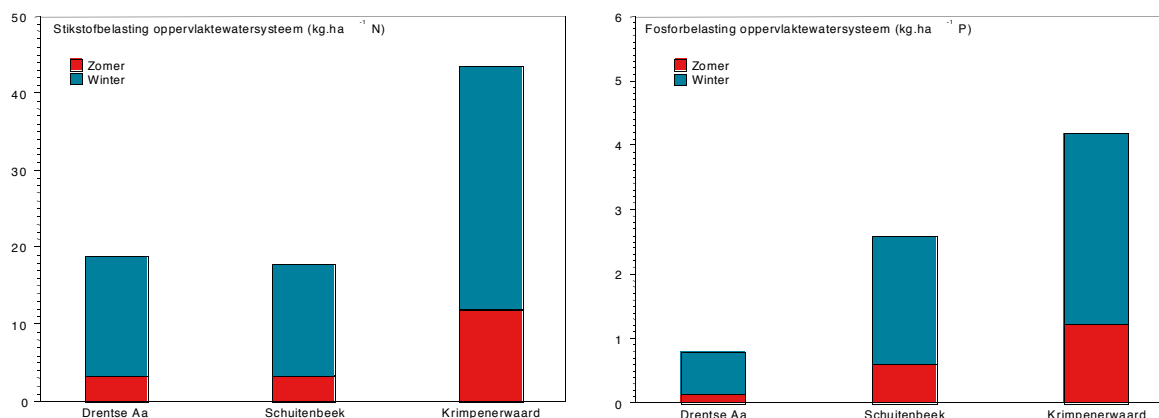
Door de systeemanalyse die met het tweede fase modelsysteem is uitgevoerd, ontstaat inzicht in de bijdrage van de diffuse belasting vanuit het landelijke gebied op het oppervlaktewater. Uit de systeemanalyse, samengevat in figuur 3.14, blijkt dat de grootste stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewatersysteem voor alle gebieden in het winterhalfjaar plaatsvindt (zowel voor stikstof als voor fosfor ongeveer 80 %).

Voor het stroomgebied Krimpenerwaard (veengebied) is de grootste stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewatersysteem berekend (figuur 3.14). Vergelijking met stroomgebied Schuitenbeek (hoogbelast zandgebied) laat zien, dat ondanks een hogere stikstofbelasting van het oppervlaktewatersysteem in de Krimpenerwaard lagere stikstofconcentraties in het oppervlaktewater worden waargenomen. Hogere stikstofretenties en grotere afvoeren in stroomgebied Krimpenerwaard dan in stroomgebied Schuitenbeek lijken hiervan de oorzaak.

Naar oppervlak gedraineerde grond

Als de belasting wordt uitgedrukt in oppervlak gedraineerde grond (in hectare grond) dan ontstaat een ander beeld. Na een dergelijke analyse blijkt, dat de stikstofbelasting van de Schuitenbeek (hoogbelast zandgebied) hoger is dan de belasting van de Drentse Aa (laagbelast zandgebied). Overigens wordt voor het gebied de Krimpenerwaard (veengebied) dan nog steeds de hoogste stikstofbelasting op het oppervlaktewatersysteem berekend, maar blijkt de hoogste fosforbelasting op het oppervlaktewatersysteem in stroomgebied de Schuitenbeek (hoogbelast zandgebied) te worden berekend.

Figuur 3.14: Berekende stikstofbelasting (links) en fosforbelasting (rechts) van het oppervlaktewatersysteem vanuit het landsysteem voor drie gebieden gebaseerd op het gehele stroomgebied.



3.4.3 Conclusies

Huidige oppervlaktewaterkwaliteit

- De oppervlaktewaterkwaliteit voor totaal stikstof voldoet in de zomerperiode voor ongeveer 70% van de meetpunten in de stroomgebieden Drentse Aa en Quarles van Ufford aan de MTR. In de gebieden Drentse Aa en Quarles van Ufford wordt op veel meetpunten de MTR van totaal fosfor gehaald.
- In stroomgebied Schuitenbeek voldoet zo'n 20% van de meetpunten in de zomerperiode voor totaal stikstof aan een goede waterkwaliteit.
- Ongeveer 10% van de meetlocaties in stroomgebied Krimpenerwaard voldoet in de zomer aan de MTR voor totaal stikstof. In stroomgebied de Krimpenerwaard wordt ook voor totaal fosfor in de zomer op weinig meetlocaties aan de MTR voldaan.
- Voor de gemeten nutriëntconcentraties bij de benedenstroomse uitstroompunten van Schuitenbeek, Quarles van Ufford en in minder mate bij Drentse Aa worden voor met name totaal fosfor regelmatig uitschieters boven de MTR waargenomen.

Nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater

- De hoogste stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewatersysteem vindt in het winterhalfjaar plaats.
- Voor het gebied Krimpenerwaard wordt de hoogste stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewatersysteem berekend. Wanneer de belasting wordt uitgedrukt in gronden welke draineren op het oppervlaktewater blijkt, dat voor fosfor de hoogste belasting op het oppervlaktewatersysteem in de Schuitenbeek wordt berekend.
- De hoogste nutriëntenbelasting vanuit het landelijke gebied op het oppervlaktewater wordt voor de Krimpenerwaard berekend. Oorzaak is niet de hoge landbouwkundige belasting door mest, dit in tegenstelling tot Schuitenbeek, maar drooglegging ten behoeve van de landbouwkundige functie en de daardoor resulterende mineralisatie van veen.

Vervolg project Monitoring Stroomgebieden

In het vervolg van het project Monitoring Stroomgebieden zal duidelijk worden wat de belangrijkste bronnen binnen het gebied zijn (zowel punt- als verschillende diffuse bronnen), hoe de belasting van het grond- en oppervlaktewater tot stand komt, en welke omzettings- en vastleggingsprocessen waar optreden. Daardoor kan ten behoeve van de volgende Evaluatie Mestbeleid de effecten van het mestbeleid in een aantal representatieve stroomgebieden worden weergegeven, zodat de resultaten ook naar andere gebieden kunnen worden vertaald. Daarnaast wordt inzichtelijker waar en wanneer in bodem, grondwater en oppervlaktewater gemeten dient te worden om het mestbeleid te evalueren, zodat optimalisatie van het meetnet kan plaatsvinden.

4 Belasting van het Oppervlaktewater

4.1 Nationale belasting oppervlaktewater sinds 1985

Het oppervlaktewater in Nederland wordt door een groot aantal (antropogene) bronnen belast met nutriënten. De belangrijkste emissieroutes voor de belasting van het oppervlaktewater betreffen de atmosferische depositie, industrie, communaal, uit- en afspoeling in het landelijk gebied én het buitenland. De diffuse belasting kan niet landelijk worden gemeten. Met het model STONE wordt daarom op basis van gemiddelde weerjaren de bodemuitspoeling van nutriënten uit het agrarisch gebied én de natuur berekend (circa 68% van het landelijk gebied bestaat uit landbouw incl. bijbehorende bebouwing; het resterende deel bestaat uit natuur). Tabel 4.1 geeft het overzicht van emissiebijdrage en -reductie van de bronnen naar het oppervlaktewater in 1985 en 2005. In deze tabel is te zien dat Nederland met een reductie van 77% voor fosfor ruimschoots aan de afspraken conform OSPAR voldoet, maar met 45% de 50%-reductie doelstelling voor stikstof nog niet haalt. In 2010 moet deze doelstelling conform de OSPAR-afspraken zijn behaald.

In figuren 4.1 en 4.2 is de verdeling over de verschillende emissieroutes in Nederland voor respectievelijk stikstof en fosfor gegeven. De gegevens zijn afkomstig van Emissieregistratie en volgens een uniforme methodiek tot stand gekomen voor alle gepresenteerde jaren met als meest recente jaar 2005. In bijlage 2 is de methodiek van de emissieberekeningen beschreven.

Uit de figuren blijkt dat door het succes van in het bijzonder de industriële en communale sector het landbouw aandeel in de emissiebelasting voor beide nutriënten het hoogst is geworden. Verdere reductie bij deze sectoren stagneert al kan de emissie van stikstof vanuit de communale sector wellicht nog afnemen door aanpassingen bij riooloverstorten en rwzi's. Waterschappen en gemeenten pakken gezamenlijk middels de optimalisatie van de afvalwaterketen o.a. de verdunning van het afvalwater door regenwater aan. Op dit moment bedraagt de reductie voor de communale bronnen 55% voor stikstof en 79% voor fosfor.

Voor het landelijke gebied blijkt op basis van de STONE-berekeningen de afname 26% voor stikstof en 7% voor fosfor te bedragen. Uit tabel 4.1 blijkt, dat de diffuse belasting uit landbouw en natuur min of meer met dezelfde mate afneemt. De emissie van stikstof uit natuurgebieden neemt (na een ingreep) iets sterker af dan in landbouwgebieden (49% natuur om 21% landbouw). Voor fosfor is dit precies andersom, maar is de emissieafname marginaal (1% natuur om 8% landbouw).

Gezien het aandeel van het landelijke gebied in de totale emissiebelasting is significante verbetering mogelijk als de emissie vanuit het landelijke gebied en met name die van de landbouw verder wordt gereduceerd. Kanttekening is echter wel dat het hier gaat om de reductie van diffuse bronnen én niet om puntbronnen. De handeling die tot de uiteindelijke belasting leidt is bij diffuse bronnen niet direct zichtbaar, zoals dit bij puntbronnen wel het geval is. Inzicht in de bedrijfsvoering in relatie tot de systeemwerking is voor de effectiviteit van de maatregelen daarom cruciaal.

Tabel 4.1: Nationale belasting van het oppervlaktewater in 1985 en 2004 in ton/jaar. Alle gegevens zijn afkomstig uit de Emissieregistratie van RIZA. Zie bijlage 2 voor een nadere toelichting.

Bijlage 2 beschrijft in meer detail (ook tussenliggende jaren, en een verdere opsplitsing in bronnen) de emissies vanuit niet-agrarische bronnen én gaat in op de werkwijze en aannamen van Emissieregistratie.

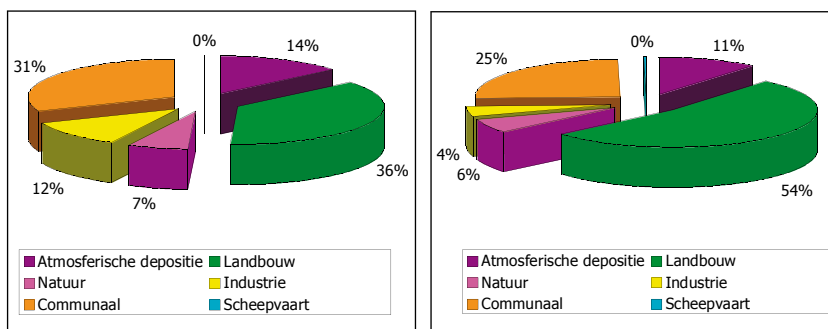
	N		reductie %	P		reductie %
	1985	2005		1985	2005	
Atmosf. Depositie	23594	10166	57%	*	*	*
Direct	23000	9910	57%	*	*	*
Indirect	594	256	57%	*	*	*
Industrie	19529	3932	80%	13423	378	97%
Communaal	52143	23411	55%	13371	2903	79%
RWZI's	38412	21742	43%	10810	2651	75%
Overstorten	2301	201	91%	122	13	89%
Regenwaterriool	1202	1056	12%	*	38	*
Overig**	10228	412	96%	2439	56	98%
Landelijk gebied	73220	54481	26%	4069	3786	7%
Landbouw	62048	48736	21%	3660	3382	8%
Natuur	11172	5745	49%	409	404	1%
Scheepvaart***	184	229	-24%	31	40	-29%
Nederland totaal	168670	92213	45%	30864	6960	77%
Buitenland						
Rijn	398900	222580	44%	36330	13100	64%
Maas	29160	27430	6%	3140	2100	33%
Schelde	33860	20200	40%	3970	1730	56%
Totaal buitenland	461920	270210	42%	43440	16930	61%

*) Indirecte en directe atmosferische fosfor- depositie is beschouwd als verwaarloosbaar klein én derhalve niet berekend.

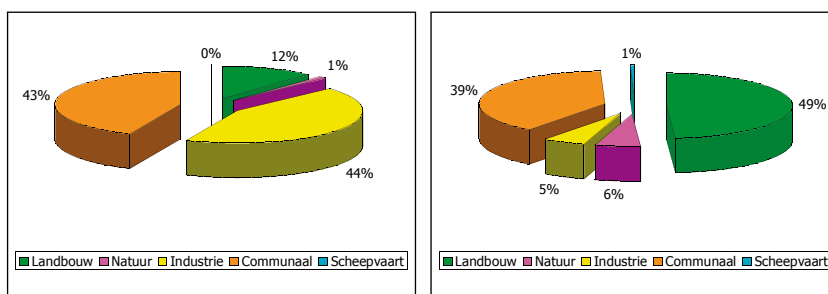
**) De post overig onder communaal is hier een verzamelterm van ongezuiverde lozingen (niet aangesloten huishoudelijk lozingen én gerioleerde maar ongezuiverde huishoudelijk afvalwater) en huishoudelijk afvalwater gezuiverd door een IBA-systeem (individuele behandeling afvalwater).

***) betreft de lozing van huishoudelijk afvalwater scheepvaart.

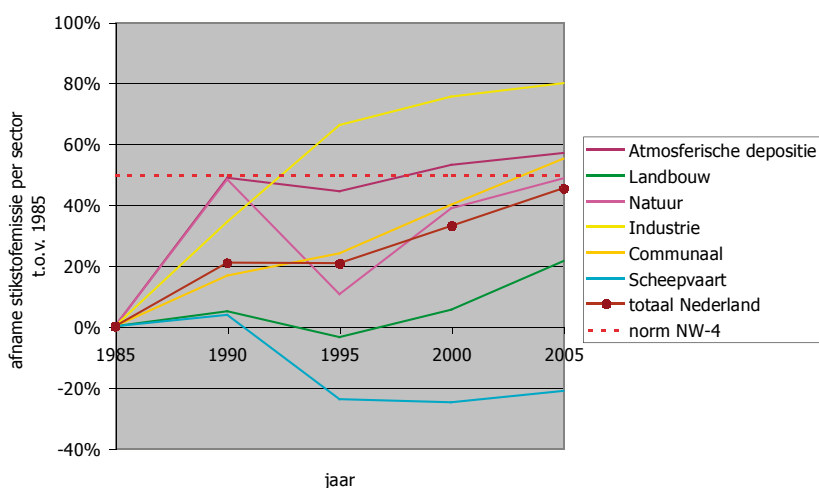
Figuur 4.2: Nationale verdeling van de emissiebelasting per klasse op het oppervlaktewater met stikstof (links de verdeling in 1985 en rechts de verdeling in 2005)



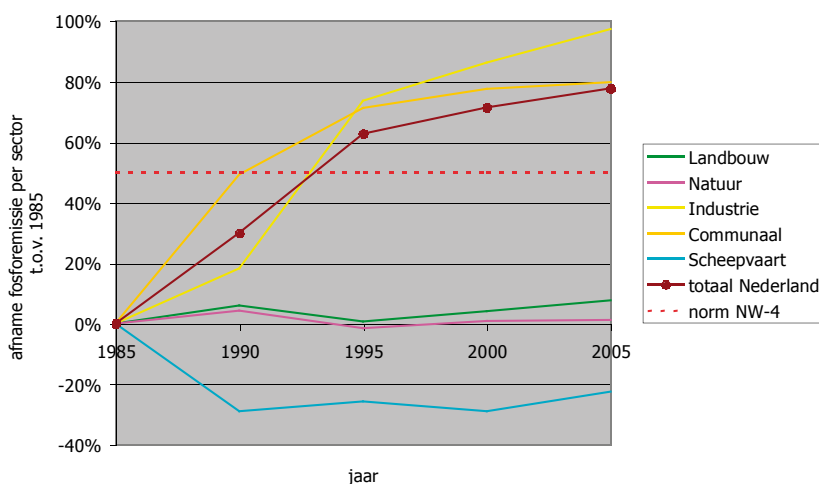
Figuur 4.3: Nationale verdeling van de emissiebelasting per klasse op het oppervlaktewater met fosfor (links de verdeling in 1985 en rechts de verdeling in 2005)



Figuur 4.4: Afname binnenlandse emissiebelasting op het oppervlaktewater met stikstof



Figuur 4.5: Afname binnenlandse emissiebelasting op het oppervlaktewater met fosfor



4.2 Buitenlandse belasting oppervlaktewater sinds 1985

Het beeld van de belasting van het Nederlandse oppervlaktewater is niet compleet zonder inzicht in de afwenteling van het buitenland. De belasting vanuit het buitenland is gebaseerd op metingen van waterkwaliteit en debieten bij de meetlocaties Lobith, Eijsden en Schaar van Ouden Doel. Het betreft daarmee enkel de belasting van het buitenland op de Rijkswateren én niet de belasting op de (kleine) regionale wateren.

Een directe vergelijking tussen de Nederlandse en buitenlandse emissiebelasting is niet mogelijk door het ontbreken van gegevens van de buitenlandse bronnen. Bovendien hangen de nutriëntvrachten sterk af van de hydrologische omstandigheden. In droge jaren, zoals 2004, zijn de vrachten lager dan in natte jaren. Er is gekozen om de belasting aan de grens te berekenen met gegevens over de kwaliteit van het oppervlaktewater i.p.v. emissiegegevens bij de (buitenlandse) bron. De waterkwaliteitsgegevens zijn de resultante van emissie op het oppervlaktewater en processen (in bodem én water), waardoor de daadwerkelijke effectiviteit van ingrepen aan de bron minder zichtbaar is. Het voordeel is dat de waterkwaliteitsdata harde gegevens zijn die afkomstig zijn van vaste meetlocaties.

Het buitenlandse deel van de stroomgebieden Maas, Rijn en Schelde is gezamenlijk vijfmaal zo groot als het oppervlakte van Nederland. Om een vergelijking te kunnen maken tussen de belasting van het oppervlaktewater met andere landen is in tabel 4.2 de milieubelasting per km² stroomgebied weergegeven in plaats van de totale vracht per jaar.

Uit deze berekeningen blijkt, dat de belasting per km² in Nederland hoger ligt dan in de buitenlandse delen van de stroomgebieden. De reductie van de fosforbelasting is in Nederland overigens wel sterker dan in het buitenland, maar mogelijk geflatteerd omdat de Nederlandse belastingcijfers zijn gebaseerd op directe belasting én die van het buitenland op de waterkwaliteitsmetingen aan de Nederlandse grens. In het algemeen loopt de reductie van de stikstof in Nederland in vergelijking met het buitenland gelijk, terwijl de reductie van de fosforbelasting in Nederland (iets) hoger dan in het buitenland.

	Oppervlak (in km ²)	N Belasting per km ²		N reductie (in %)	P Belasting per km ²		P reductie (in %)
		1985	2005		1985	2005	
Nederland (geheel)	41528	4,06	2,22	45%	0,74	0,17	77%
Aanvoer rivieren							
Rijn	155000	2,57	1,43	44%	0,23	0,05	78%
Maas	27000	1,08	0,77	29%	0,12	0,04	65%
Schelde	19000	1,78	0,93	48%	0,21	0,04	81%
Buitenland (gewogen gemiddelde)	201000	2,30	1,29	44%	0,22	0,05	77%

.....
Tabel 4.2: Vergelijking van de Nationale belasting van het oppervlaktewater met het buitenland in 1985 en 2005 in kton/jaar/km². Om de belasting met het buitenland te vergelijken is de belasting in Nederland én de stroomgebieden (buitenlands deel) gedeeld door het oppervlak van de stroomgebieden. Het gewogen gemiddelde is de belastingssom van de afzonderlijk stroomgebieden gedeeld door het totale oppervlakte van die stroomgebieden. Voor de totale vrachten wordt verwezen naar tabel 4.1

4.3 Conclusies

1. Sectoraal gezien dragen de emissies uit de landbouwgebieden in 2005 (in absolute zin) het meeste bij aan de binnenlandse belasting van het oppervlaktewater. In 2005 draagt de totale emissie uit de landbouwgebieden voor respectievelijk 54% en 49% bij aan de stikstof- en fosforbelasting. De totale emissie vanuit het landelijk gebied (inc. natuur) bedraagt 60% en 55% voor stikstof en fosfor ten aanzien van de totale binnenlandse belasting van het oppervlaktewater;
2. De reductie van de belasting vanuit het landelijk gebied bedraagt ten opzichte van 1985; 26% voor stikstof en 7% voor fosfor. Daarin hebben de (beleids)inspanningen van de landbouw over de periode 1985 tot en met 2005 geleid tot een reductie van 21% voor stikstof en 8% voor fosfor. De (herstel)maatregelen in de natuurgebieden leiden tot een reductie van 49% stikstof en 1% voor fosfor;
3. De relatieve belasting vanuit het door landbouw gedomineerde landelijk gebied neemt voor stikstof en fosfor sinds 1985 toe. In 1985 was de belasting voor fosfor door de industriële en communale sectoren nog groter dan de belasting door de landbouwsector. Voor de industriële en communale sectoren is het beleid gericht op de reductie van de emissie uit rioolwaterzuiveringinstallaties, het gebruik van fosfaatvrije wasmiddelen én het speerpuntbeleid ten aanzien van industrie (i.h.b. kunstmestbedrijven) bijzonder succesvol geweest;
4. Nederland voldeed in 1995 voor fosfor aan de internationale doelstelling (RAP/NAP: 50% reductie in 1995). In 2005 bedraagt de emissiereductie van fosfor t.o.v. het referentiejaar 77%. De reductie voor stikstof is nog niet geheel behaald. Het beleidsgat bedraagt tien jaar na het verstrijken van het doeljaar conform RAP/ NAP nog 5%. Tijdens de OSPAR-conferentie is echter besloten, dat de lidstaten tot 2010 gelegenheid hebben om de reductie van 50% alsnog te verwezenlijken;

-
5. Op nationaal niveau is met de 4e Nota op de Waterhuishouding de afspraak gemaakt dat elke sector een evenredige bijdrage levert ten aanzien van de emissiedoelstelling. In dit kader blijkt dat de landbouwsector in 2005 als geheel met emissiereducties van 21 % voor stikstof en 8% voor fosfor nog niet aan deze afspraak kan voldoen. Vooral de indirecte diffuse belasting door uitspoeling van stikstof en fosfor maakt dat de landbouwsector haar doel van 50% emissiereductie niet bereikt;
 6. De reductie van de stikstof in Nederland loopt in vergelijking met het buitenland gelijk. De reductie van de fosforbelasting is in Nederland (iets) hoger dan in het buitenland. Vergelijking tussen Nederland en het buitenlandse deel van de stroomgebieden Rijn, Maas en Schelde laat zien dat de milieubelasting per km² landoppervlak in Nederland hoger ligt dan die van het buitenland. Van de stroomgebieden neemt de reductie van de emissies, gebaseerd op vrachtberekening aan de grens, in het stroomgebied van de Maas het minst af.

5 Trendanalyse Oppervlaktewaterkwaliteit Zoete Wateren

5.1 Trends in zoete rijkswateren

De Nederlandse rijkswateren zijn nog te rijk aan nutriënten. De mediaangehalten voor de nutriënten in de Maas, Rijn en Schelde stroomgebieden liggen uitgezonderd de fosformediaan voor stroomgebied Rijn allen boven de MTR-normen. Voor een belangrijk deel hangen de overschrijdingen samen met de aanvoer van de nutriënten uit het buitenland (afwenteling). In hoofdstuk 6: Trendanalyse Zoete Rijkswateren wordt nader op de problematiek van afwenteling ingegaan. In deze paragraaf worden alleen de zoete stromende rijkswateren besproken.

5.1.1 Methode

Voor de presentatie van landelijke trends in de zoete rijkswateren is de aanpak van “Water in beeld” (voormalige Commissie Integraal Waterbeheer) gevolgd. Voor dit evaluatierapport is op stroomgebiedniveau een onderscheid gemaakt tussen de stromende zoete rijkswateren van Rijn, Maas en Schelde. Dit onderscheid is alleen gemaakt voor het Nederlandse deel van de stroomgebieden. Om die reden valt de Eems buiten de analyse (Eems-Dollard is een estuarium en de rivier de Eems ligt in Duitsland).

Voor Rijn, Maas en Schelde (niveau stroomgebieden Kaderrichtlijn Water) zijn de mediane trends bepaald door voor alle meetlocaties eerst het jaargemiddelde te berekenen, waarna de mediaan is bepaald per jaar. Van de Schelde is met twee meetpunten, waarvan één in het kanaal Gent-Terneuzen geen goed beeld te geven voor het stroomgebied.

In deze analysemethode voor de zoete rijkswateren worden feitelijk alle data van de meetlocaties binnen een stroomgebied tegelijk beschouwd. De mediaan over de meetlocaties geeft een overall beeld van de kwaliteit van het oppervlaktewater én een trend in de tijd. De ruimtelijke variatie tussen de meetlocaties is niet zichtbaar.

5.1.2 Resultaten: Rijn, Maas en Schelde

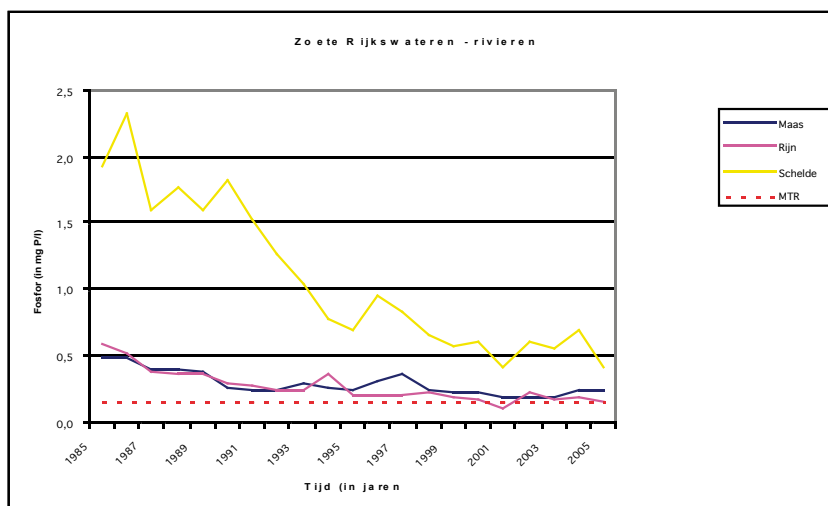
De fosformediaan over alle meetlocaties in het stroomgebied van de Schelde bedraagt 0,42 mgP/l. Daarmee overschrijdt de Schelde in 2005 de MTR met een factor 2,8. De fosforconcentraties in de stroomgebieden Maas en Rijn bedragen afgerond: 0,22 en 0,14 mgP/l voor het jaar 2005. Het stroomgebied van de Rijn voldoet daarmee op basis van de mediaan net aan de MTR-norm. Dit betekent niet dat op elke meetlocaties aan de norm wordt voldaan. Circa 50% van de meetlocaties heeft een jaargemiddelde in 2005 boven de MTR-norm.

De stikstof mediaan over alle meetlocaties bedraagt voor het stroomgebied de Schelde 5,9 mgN/l en overschrijdt de MTR in 2005 met een factor 2,7. De stikstofconcentraties voor de Rijn en de Maas zijn respectievelijk 3,2 en 4,1 mgN/l. De overschrijding van de MTR is minder fors dan de Schelde. De Maas overschrijdt de MTR met een factor 1,9. De Rijn overschrijdt de MTR met 1,3. Minder dan 50% van de meetlocaties in de riviersystemen voldoet aan de MTR voor stikstof.

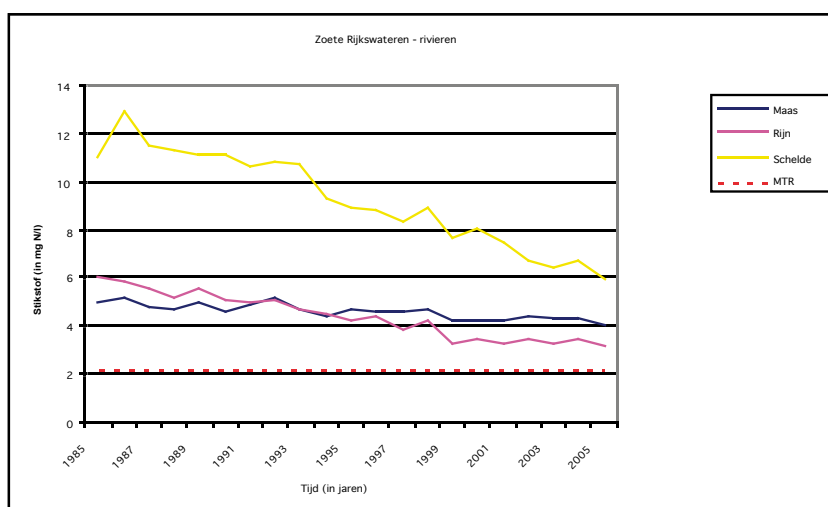
Voor fosfor vertonen de Rijn- en Maasstroomgebieden vanaf 1993 een vrij gelijkmatige dalende trend. De fosforgehalten in beide stroomgebieden dalen met ongeveer 11 tot 16 µg/l per jaar. Iets meer dan de helft van de 17 meetlocaties in de Rijn voldoet inmiddels aan de MTR voor fosfor. Van de 10 meetlocaties in de Maas voldoet bijna de helft aan de MTR in 2005. Voor het stroomgebied de Schelde, gebaseerd op de twee meetlocaties, is de daling scherper met een gemiddelde van 85 µg/l per jaar.

Voor stikstof verschillen de trends tussen de drie stroomgebieden. De mediaan in stroomgebied Schelde daalt sinds 1985 met 0,3 mg/l per jaar het snelst. In tegenstelling tot de daling in fosforgehalte verschilt de trend in de mediaan van stikstof tussen de stroomgebieden Rijn en Maas. Het stikstofgehalte in het Rijn-stroomgebied daalt met ongeveer 0,14 mg/l per jaar, terwijl de trend in de mediaan van stikstof in het Maas-stroomgebied daalt met ongeveer 0,04 mg/l per jaar.

Figuur 5.1: Trends in fosfor per Kaderrichtlijn Water stroomgebied voor de zoete Rijkswateren (rivieren)



Figuur 5.2: Trends in stikstof per Kaderrichtlijn Water stroomgebied voor de zoete Rijkswateren (rivieren)



5.1.3 Conclusie

De mediaanconcentraties in Rijn, Maas en Schelde dalen sinds 1985. Minder dan 50% van de meetlocaties voldoen aan de MTR voor zowel stikstof als fosfor. Uitzondering hierop vormt de Rijn. Voor deze rivier voldoen 50% van de locaties in 2005 aan de MTR voor fosfor.

De mediaan over de meetlocaties in de Schelde dalen het sterkst. De overschrijding van de MTR met een factor 2,7 is voor deze rivier het grootst. De Schelde blijft daardoor het meest belaste riviersysteem. De daling van de fosforconcentraties in Maas en Rijn zijn vergelijkbaar in grootte. Voor stikstof is de mediane trend in de Maas minder snel dan de Rijn. Was de Maas in 1985 nog 'schoner' dan de Rijn, dit beeld is sinds 1995 precies andersom.

5.2 Statistische trends in landbouwbeïnvloede wateren

5.2.1 Methodiek

Basis voor de analyse van de trends in landbouwbeïnvloede wateren is de CIW dataset van landbouwbeïnvloede regionale wateren, zoals deze ook in eerdere evaluaties is gebruikt (Portielje et al, 2004). Waterschappen hebben bij aanlevering van de meetdata zelf beoordeeld of een meetpunt aan het criterium 'landbouwbeïnvloed' voldoet. Voorafgaand aan de statistische analyse is voor elke eerder gebruikte meetlocatie gekeken of er voor die punten meetdata in de periode 2003-2005 beschikbaar zijn. Daarnaast zijn de eigenschappen (landgebruik, bodemtype) van het bovenstrooms gelegen afstromend oppervlak bepaald met een door Alterra ontwikkelde GIS-applicatie.

Uit dit voorwerk blijkt, dat tussen 2003 en 2005 de monitoringstrategieën bij de waterschappen sterk zijn aangepast. RIZA zelf heeft geen meetlocaties verwijderd uit de dataset. Voor stikstof betekent de aanpassing van de monitoringstrategie bij de waterschappen een terugval van het aantal meetlocaties met 47% en voor fosfor een terugval van 23%. Verder blijkt dat van de oorspronkelijke set meetlocaties circa 50% niet voldoet aan de randvoorwaarde dat het waterafvoerend areaal voor 75% uit landbouwgebied bestaat. Om deze twee redenen zijn nieuwe meetlocaties gezocht binnen de Limnodataset³ en toegevoegd. In figuur 5.3 is duidelijk te zien, dat de toevoeging van de meetlocaties uit de Limnodatabase in principe een betere dekking geeft; alleen dekken de afzonderlijke datareeksen van de meetlocaties in het algemeen niet de gehele periode vanaf 1985 tot nu.

Met deze nieuwe gecombineerde dataset zijn de volgende vragen onderzocht:

1. Neemt naarmate de landbouwfractie in het afstromend oppervlak toeneemt de invloed op de gemeten waterkwaliteit ook toe?
2. Is het effect van een dominant bodemtype, onderscheiden in veen, klei en zand, op de gemeten waterkwaliteit aantoonbaar?
3. Is er een effect van een dominant type landbouw-landgebruik op de gemeten waterkwaliteit? Hiervoor geldt het criterium dat het aandeel landbouw in het afstromend oppervlak minstens 75% moet bedragen;
4. Is de omvang van het afwaterend gebied van invloed op de waterkwaliteit? Als denkmodel bestaat het beeld dat kleine afwaterende landbouwgebieden een directere relatie in uitspoeling én effect laten zien (kleinere verblijftijden door korte stofstroomroutes; retentie in het oppervlaktewater heeft nog géén effect gehad door de korte afstand tussen plaats van uitspoeling én de meetlocatie).

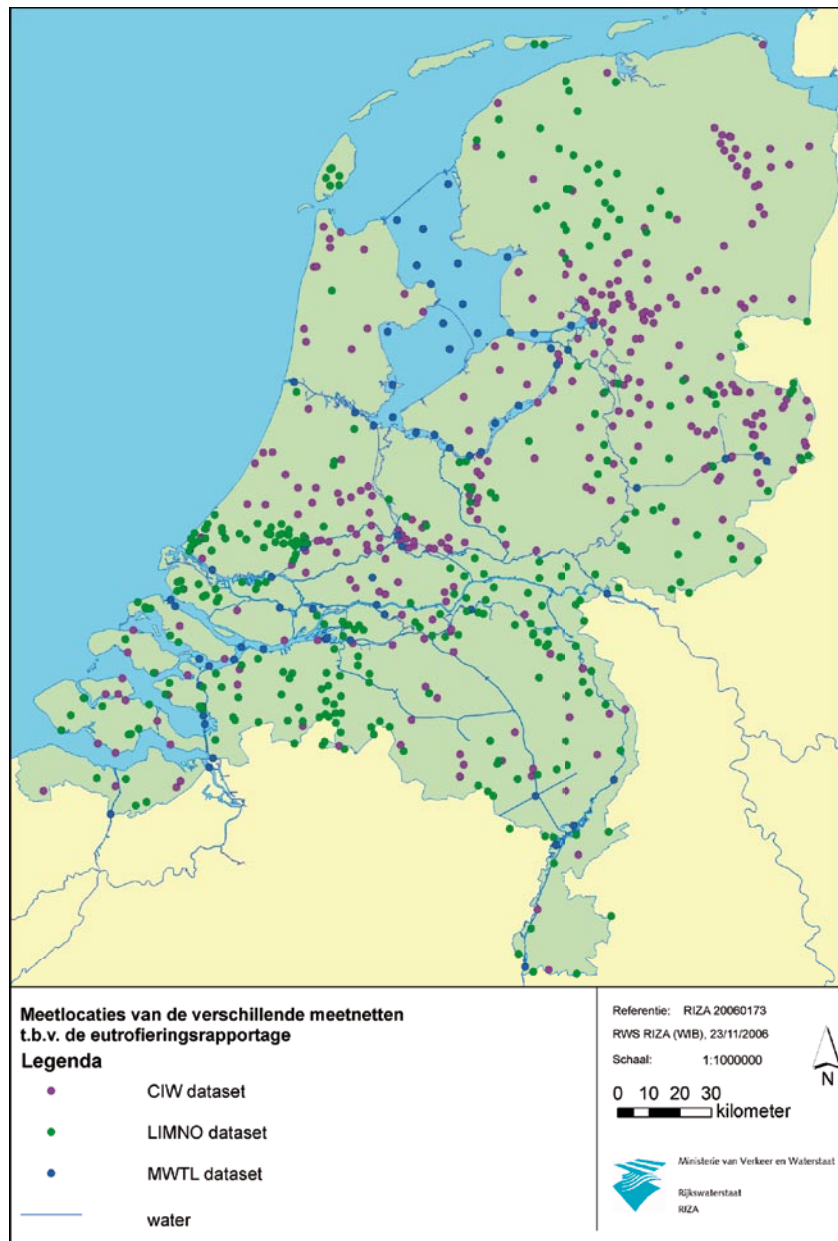
³ Limnodatabase – deze database geeft toegang tot een groot aantal waarnemingen van planten en dieren in de Nederlandse oppervlaktewateren en bevat daarnaast voor de ecologie belangrijke chemische en fysische parameters

Beantwoording van de bovenstaande vragen gebeurt door de eventuele afwijking in de maandmediaan van een selectie bodemtypen, landgebruiktypen e.d te bepalen ten opzichte van de landelijke trend in de regionale wateren. In deze evaluatie is de landelijke trend over alle 724 locaties uit de gecombineerde dataset, ongeacht het aandeel landbouw, beschouwd als de landelijke trend. In tabel 5.1 is de uitsplitsing naar het aandeel landbouw per meetlocatie weergegeven, terwijl figuur 5.3 een indruk geeft van de ruimtelijke verdeling.

Voor de methodiek gelden twee kanttekeningen. Allereerst komen op elke tijdstap van een maand locaties bij én vallen er ook locaties af; het aantal meetlocaties verschilt van maand tot maand. De aanname is, dat juist vanwege de grote hoeveelheid meetlocaties per tijdstap en het gebruik van de mediaan deze veranderingen marginaal van invloed zijn op de resultaten. Bij elke uitsplitsing van de meetgegevens in klassen voor o.a. bodemtypen of landgebruik neemt de invloed van variatie in meetlocaties echter toe. Het aantal locaties per klasse is immers na uitsplitsing altijd lager dan het totaal. Dit leidt tot een grotere onzekerheid ten aanzien van de conclusies over de deelverzamelingen.

Een tweede kanttekening betreft het gebruik van de landelijke trend. De landelijke trend wordt gebruikt als referentie ter vergelijking met selecties van bijvoorbeeld bodemtype of landgebruik. Er is verondersteld, dat de dataset de landelijke trend weerspiegelt. Gezien de ruimtelijke verdeling van de meetlocaties (figuur 5.3) is dit aanvaardbaar. Hoewel elk afwaterend oppervlak een unieke samenstelling van karakteristieken heeft als het gaat om bodemtypen, geomorfologie, hydrologie en landgebruik.

Figuur 5.3: Ruimtelijke verdeling van de meetlocaties in Nederland. Groen staat voor de locaties uit de CIW-database en paars voor de locaties uit de Limnodatabase (deze figuur is op A4-formaat én met legenda opgenomen in bijlage 3)



Tabel 5.1: Aantal unieke meetlocaties verdeeld over de CIW- en de Limnodatabase uitgesplitst naar het relatieve aandeel landbouw van het afstromend oppervlak

Aandeel Landbouw	CIW-database	Limnodatabase	Totalen
0% - 25%	33	44	77 (11%)
25% - 50%	53	57	110 (15%)
50% - 75%	121	91	212 (29%)
75% - 100%	211	114	325 (45%)
Totalen	418	306	724 (100%)

5.2.2 Resultaten

5.2.2.1 Landelijke ontwikkeling

Conform de methodiek uit de voorgaande evaluatie van het mestbeleid (RIZA, 2004), maar met de gecombineerde dataset, wordt de landelijke ontwikkeling weergegeven van de fosfor- en stikstofconcentraties over de periode 1985 tot en met 2005. Voor elke maand in deze periode is de mediaan bepaald over alle dan beschikbare meetlocaties. Daarbij zijn ook de percentielen rondom de mediaan berekend. Meetgegevens van de rijkswateren, plassen en meren zijn niet meegenomen. Wel bevat de dataset die ten grondslag ligt aan de landelijke trend ook meetlocaties met een dominante stedelijk én natuurlijk aandeel ten aanzien van het areaal.

De conclusies uit de voorgaande evaluatie (RIZA, 2004) worden ook na uitbreiding met recente gegevens en gegevens uit de Limnodataset bevestigd. In de vorige evaluatie is geconcludeerd, dat de fosformediaan op landelijke schaal is gehalveerd van circa 0,4 mg/l in 1985 naar circa 0,2 mg/l in 2002. Deze daling is vrij plotseling in een korte periode tussen 1988 en 1990 opgetreden, waarna stabilisatie van de mediaan optreedt. Voor de fosforgehalten blijkt de daling sinds 2002 marginaal.

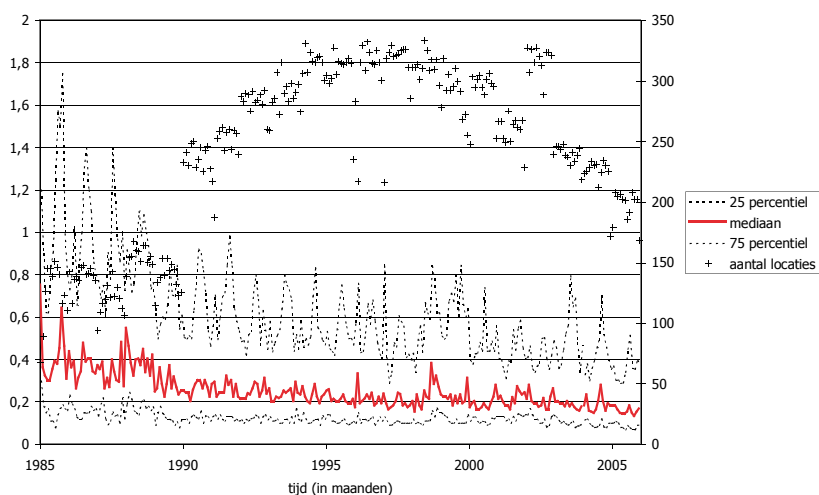
De fosformediaan over alle meetlocaties bedraagt in de zomer van 2005: 0,13 mgP/l, terwijl het zomergemiddelde 0,39 mgP/l bedraagt. Het rekenkundig gemiddelde ligt als gevolg van uitschieters in de fosforconcentraties ver boven de mediane waarde. Uit tabel 5.2 blijkt dat het verschil tussen de jaar- en zomergemiddeldegehalten voor fosfor niet sterk verschillen.

Voor de mediaanconcentraties van stikstof is het beeld anders. Pas vanaf 1991 neemt de stikstofconcentratie af. Deze trend is significant, terwijl de stikstofconcentratie in de periode daarvoor niet significant daalde of steeg. Opvallend is de sterke afname vanaf 1998 in de hoogte van de stikstofgehalten in de winter. Vermoedelijk heeft dit te maken met de afname van de stikstofbelasting als gevolg van neerslag door bijvoorbeeld door de aanpak van overstorten én de beperking van de bemesting in de winter.

Uit de onderstaande tabellen en grafieken blijkt, dat de afname in stikstofgehalten zowel in gemiddelde als mediaan ook na 2002 doorzet. Voor stikstof bedraagt de mediaan in de zomer van 2005: 2,64 mgN/l. Het zomergemiddelde in die periode bedraagt 4,40 mgN/l. Het jaargemiddelde kent een hogere waarde dan het zomergemiddeldegehalte voor stikstof. Voor de medianen is het verschil tussen jaar en zomerperiode nog sterker. De winterperiode (van oktober tot april) draagt kennelijk sterk bij aan de verhoging van het jaargemiddelde en de jaarmediaan.

.....

Figuur 5.4: Landsdekkend beeld voor de ontwikkeling in de fosformediaan per maand in de regionale oppervlaktewateren). Rechter y-as betreft het aantal meetlocaties.

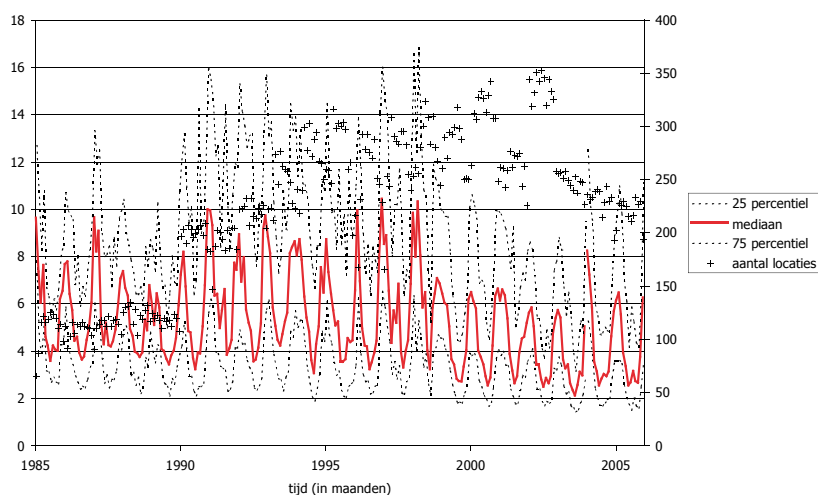


	1985	1990	2000	2005
Gemiddelde	0,72 (zomer: 0,72)	0,58 (zomer: 0,66)	0,40 (zomer: 0,42)	0,37 (zomer: 0,39)
Mediaan	0,32 (zomer: 0,32)	0,30 (zomer: 0,29)	0,19 (zomer: 0,17)	0,14 (zomer: 0,13)
Aantal locaties	124 (zomer: 143)	231 (zomer: 235)	236 (zomer: 236)	145 (zomer: 150)

.....

Tabel 5.2: Jaargemiddelde en zomergemiddelde fosfor voor vier discrete jaren. Het zomergemiddelde is berekend over de maanden april tot en met september met als voorwaarde 4 maandgegevens verdeeld over de periode. Voor het jaargemiddelde geldt een evenredige verdeling van 8 maandgegevens over het jaar. De gehalten zijn in mgP/l.

Figuur 5.5: Landsdekkend beeld voor de ontwikkeling in stikstofmediaan per maand in de regionale oppervlaktewateren. Rechter y-as betreft het aantal meetlocaties.



	1985	1990	2000	2005
Gemiddelde	5,91 (zomer: 5,47)	8,64 (zomer: 8,34)	5,99 (zomer: 5,07)	4,98 (zomer: 4,40)
Mediaan	5,35 (zomer: 4,51)	6,89 (zomer: 5,67)	4,83 (zomer: 3,28)	3,76 (zomer: 2,64)
Aantal locaties	117 (zomer: 123)	207 (zomer: 214)	206 (zomer: 206)	127 (zomer: 130)

Tabel 5.3: Jaargemiddelde en zomergemiddelde stikstof voor vier discrete jaren. Het zomergemiddelde is berekend over de maanden april tot en met september met als voorwaarde 4 maandgegevens verdeeld over de periode. Voor het jaargemiddelde geldt een evenredige verdeling van 8 maandgegevens over het jaar. De gehalten zijn in mgN/l.

Naast trends in de landelijke mediane concentratie is ook gekeken naar trends per locatie. Hierbij zijn de deelperioden 1985-1996 en 1994-2006 beschouwd. Het criterium voor elke locatie is hierbij dat de deelperiode minimaal 8 jaar maandgegevens bevat en deze evenredig over het jaar zijn verdeeld. Van de beschikbare 724 locaties voldoet ruim tweederde van de locaties niet aan de gestelde criteria. Tabel 5.4 vergelijkt voor beide deelperioden de algemene trends in alle beschikbare gegevens met de trends in gebieden met dominante landbouwgebied. Minimaal 75% van het afwaterend areaal bestaat dan uit landbouw.

Het aantal locaties met een significant dalende trend voor fosfor is in de periode 1994-2006 met 7% afgenomen in vergelijking met de periode 1985-1996 (tabel 5.4). Daarnaast is het aantal meetlocaties met een significant stijgende trend iets toegenomen (toename met 1%). Deze waarneming van een afnemend aantal meetlocaties met een significant dalende trend is sterker in de landbouw gedomineerde gebieden (afname significant dalende locaties met 22% en toename significant stijgende locaties met 4%). De meer dan 50% van de locaties zowel over de hele dataset als in landbouw gedomineerde gebieden verandert in de periode 1994-2006 niet meer significant én is de ontwikkeling gestagneerd.

Voor stikstof verschilt het beeld wederom met fosfor. Hier neemt het aantal locaties met een significant dalende trend juist toe in de periode 1994-2006 (tabel 5.4). In die periode laten driekwart van de locaties een significant dalende trend zien, terwijl ook het aantal locaties met een significante stijging sterk afgenomen. Nog 1% van alle locaties vertoont een stijgende trend. In tegenstelling tot fosfor zijn

de landelijke trends (over de hele dataset) vrijwel vergelijkbaar met die van landbouw gedomineerde gebieden. Dit suggereert dat het gebruik van de ruimte géén invloed heeft op de trends, maar het kan ook betekenen dat gebieden met landbouw zo dominant zijn dat ze voor de regionale wateren de landelijke trend voor stikstof bepalen.

Tabel 5.4: Percentages locaties met significant ($P < 0.1$) dalende, niet aantoonbaar veranderde en significant gestegen totaal-P en totaal-N concentraties; deelperioden 1985-1996 en 1994-2006. Alleen locaties waarvoor binnen de beschouwde deelperiode van ten minste 8 jaren jaargemiddelde concentraties berekend konden worden, zijn meegenomen. Tussen haakjes staan de gegevens voor arealen met aandeel landbouw van meer dan 75% én na verwijdering van de puntbronnen

	aantal locaties	% met daling	% niet significant veranderd	% met stijging
Totaal-P				
1985-1996	177 (49)	48 (57)	45 (39)	7 (4)
1994-2006	240 (69)	41 (35)	51 (57)	8 (8)
Totaal-N				
1985-1996	147 (50)	28 (28)	65 (66)	7 (6)
1994-2006	212 (68)	75 (74)	24 (25)	1 (1)

5.2.2.2 Invloed areaalgrootte afwaterend oppervlak

De verwachting is, dat kleine afwaterende gebieden een directere respons laten zien op het landgebruik doordat de transportweg korter is én daarmee de retentie minder. In voorgaande evaluaties was het echter niet mogelijk om analyses uit te voeren ten aanzien van de schaalgrootte van het afwaterend oppervlak. Nu het met een GIS-applicatie mogelijk is om het bovenstrooms afwaterend oppervlak te berekenen, is deze analyse verricht en samengevat in onderstaande figuren. Na de indeling in vier klassen én verwijdering meetlocaties, die zijn beïnvloedt door effluent afkomstig van een RWZI of een industrie, is het jaargemiddelde berekend om fluctuaties tussen zomer- en winterseizoen uit te filteren. Aggregatie van kleine afwaterende gebieden tot een groter afwaterende gebied heeft niet plaatsgevonden.

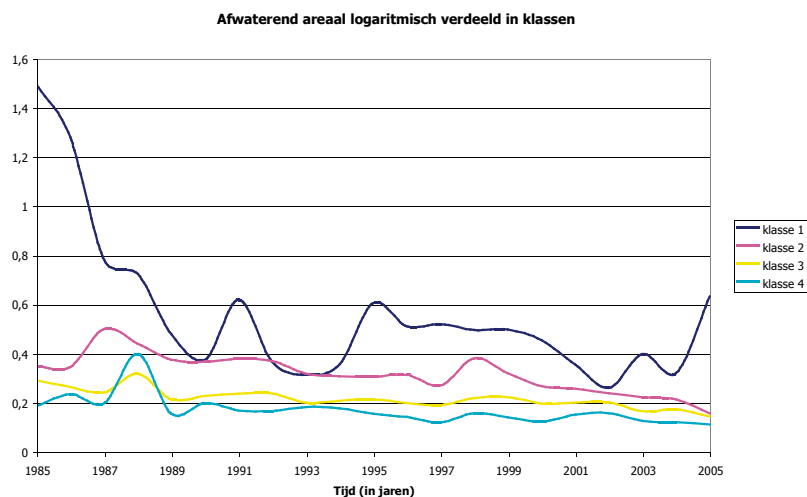
Tabel 5.5: Klasse-indeling van afwaterend oppervlak en het aantal locaties per klasse. De klasse-indeling is logaritmisch. Meetlocaties beïnvloedt door het effluent van de industrie (alleen lozingen groter dan 365 kgN/jaar of groter dan 55 kgP/jaar) of het effluent van een RWZI zijn uit de datareeks verwijderd. Er is niet gecorrigeerd voor het aandeel landbouw in het afstromend areaal

Figuur 5.6 beschrijft het verloop van de fosforconcentraties. Dit verloop komt overeen met de verwachting. Het kleinste afwaterend oppervlak kent de hoogste fosforconcentraties en naar mate het afwaterend gebied groter wordt, nemen de concentraties af. Voor stikstof blijkt dit minder duidelijk (figuur 5.7). Het kleinste afstromend oppervlak is mogelijk verhoogd. Voor de klassen 2 tot en met 4 is er weinig onderscheid. Een sluitende verklaring voor dit verschil tussen fosfor en stikstof ontbreekt. Hiervoor zullen de afwaterende oppervlakten nader onderzocht moeten worden.

Klasse-indeling (logaritmisch)	Aantal locaties Fosfor	Aantal locaties Stikstof	Van	Tot
Klasse 1	10	8	0,04 km ²	0,33 km ²
Klasse 2	79	73	0,33 km ²	3,17 km ²
Klasse 3	195	186	3,17 km ²	31,80 km ²
Klasse 4	77	81	31,80 km ²	340,43 km ²

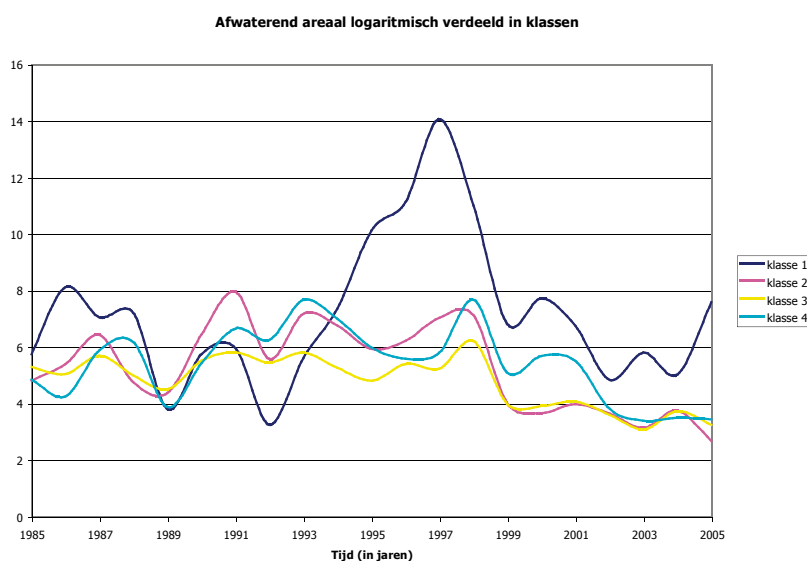
Figuur 5.6:

Jaargemiddeldeverloop van fosfor uitgesplitst naar schaalgrootte van het afwaterend oppervlak achter de meetlocatie. Indeling van de klassen is van klein naar groot



Figuur 5.7:

Jaargemiddeldeverloop in stikstof uitgesplitst naar schaalgrootte van het afwaterend oppervlak achter de meetlocatie. Indeling van de klassen is van klein naar groot.



5.2.2.3 Invloed percentage areaal met landbouw

Om de invloed van landbouw op de waterkwaliteit te onderzoeken is van elk afwaterend gebied het relatieve aandeel landbouw bepaald. Op grond daarvan is de meetlocatie ingedeeld in drie klassen (tabel 5.6 en 5.7). Deze drie klassen zijn vergeleken met de landelijke trend. De resultaten zijn grafisch weergegeven in figuur 5.8 en figuur 5.9, terwijl tabel 5.6 en tabel 5.7 deze grafieken voor de periode 2000 tot 2006 cijfermatig uitdrukken naar het aantal over- of onderschrijdingen van de landelijke trend (in percentielklasse). Per klasse is de mediaan bepaald, waarna deze zijn vergeleken met de mediaan van de gehele dataset.

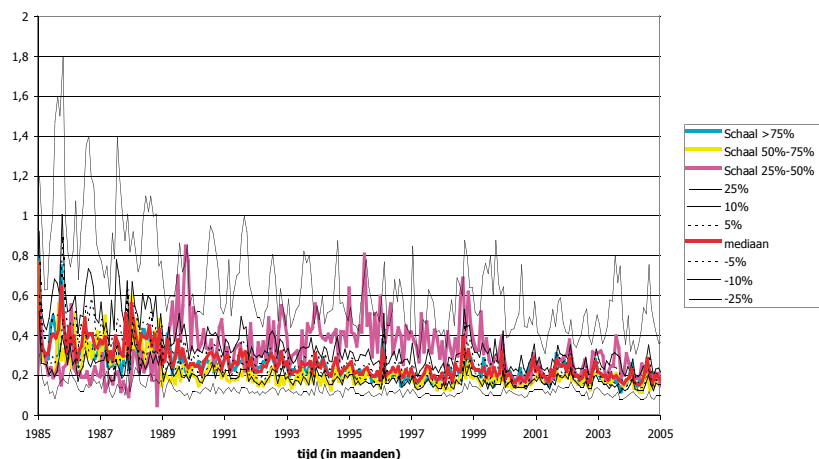
Uit het grafische verloop van de fosforconcentraties valt op de klasse met het kleinste aandeel landbouw in de jaren negentig en vanaf 2002 hoger zijn dan de landelijke trend. Toespitsing op de periode van 2000 tot 2006 bevestigt het beeld dat fosfor met circa 35% tussen de percentielen 10 en 25 ruim boven de landelijke mediaan ligt (tabel 5.6).

Voor het verloop van de stikstofconcentraties valt op dat de klasse met het kleinste aandeel landbouw (van 25 tot 50%) juist tot 1998 hoger zijn dan de landelijke trend en de klassen met een groter aandeel landbouw. Vanaf 1999 dalen de stikstofconcentraties zodanig dat de klasse met het kleinste aandeel landbouw vanaf dat jaar de landelijke trend onderschrijft. Tabel 5.7 geeft dit weer voor de periode tussen 2000-2006.

De stikstofconcentraties van de overige twee klassen met een groter aandeel landbouw in het afstromend oppervlak vallen voor stikstof min of meer samen met de landelijke trend (tussen de percentielen -5 en 5). Voor fosfor geldt dat de mediaan met het hoogste aandeel landbouw voornamelijk rondom de landelijke trend ligt (circa 73%). De klasse met een landbouw-aandeel tussen 50 en 75% ligt daarentegen weer onder de landelijke trend. Ongeveer 68% van alle data ligt onder de basislijn (evenredig verdeeld tussen de percentielen -25 en -5).

Het verloop van vooral de fosforconcentraties vanaf de jaren negentig in de klasse met het kleinste landbouwaandeel is opmerkelijk vanuit het beeld dat landbouw de belangrijkste bron is van fosfaatemissies (figuur 4.2). Om uitsluitel hiervoor te krijgen moeten twee paden worden bewandeld die niet zijn uitgevoerd. Allereerst een toetsing op de aanwezigheid van mogelijke puntbronnen nabij meetlocaties én de aanwezigheid van fosforrijke kwel (aantoonbaar fosfaatrijk). Ten tweede zou een vergelijking tussen stedelijke gebieden, natuurgebieden en landbouwgebieden extra informatie kunnen geven over de invloed van de omgeving op de waterkwaliteit.

Figuur 5.8: Verloop maandmedianen fosfor uitgesplitst naar landbouwbeïnvloeding van het oppervlaktewater

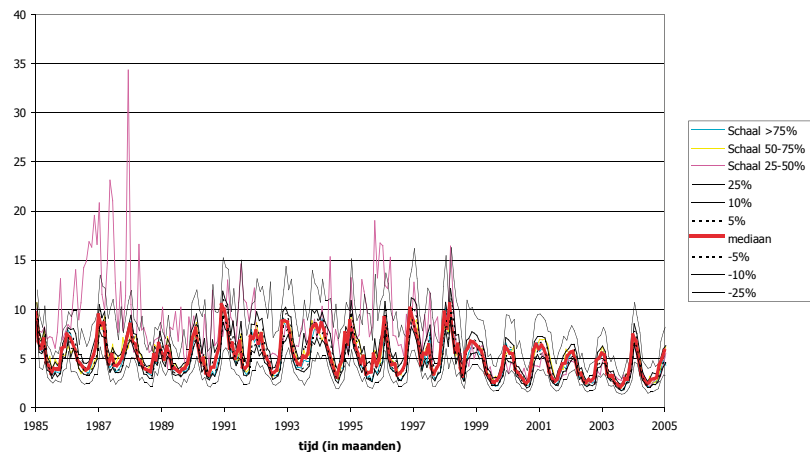


Aareaal landbouw (perc. locaties)	Beneden landelijke ontwikkeling		Rondom landelijke ontwikkeling		Boven landelijke ontwikkeling	
	-25 tot -10 percentiel	-10 tot -5 percentiel	-5 tot 0 percentiel	0 tot +5 percentiel	+5 tot +10 percentiel	+10 tot +25 percentiel
Klasse 25%-50% (7% locaties)	3%	6%	11%	15%	31%	35%
Klasse 50%-75% (35% locaties)	33%	35%	21%	10%	1%	0%
Klasse 75-100% (48% locaties)	3%	7%	40%	43%	7%	0%

Tabel 5.6: Aantal meetlocaties dat afwijkt van de fosformediaan in de periode 2000 tot 2006 (op basis van percentielklassen). Tussen haakjes staat het relatieve aantal locaties per klasse, exclusief klasse 0-25%)

Figuur 5.9: Verloop maandmedianen stikstof uitgesplitst naar landbouwbeïnvloeding van het oppervlaktewater

Tabel 5.7: Aantal meetlocaties dat afwijkt van de stikstofmediaan in de periode 2000 tot 2006 (op basis van percentielklassen). Tussen haakjes staat het relatieve aantal locaties per klasse, exclusief klasse 0-25%)



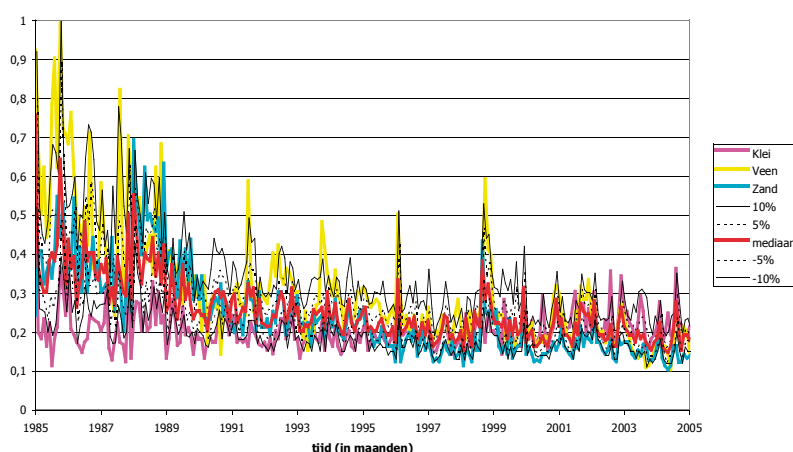
Aareaal landbouw (perc. locaties)	Beneden landelijke ontwikkeling		Rondom landelijke ontwikkeling		Boven landelijke ontwikkeling	
	-25 tot -10 percentiel	-10 tot -5 percentiel	-5 tot 0 percentiel	0 tot +5 percentiel	+5 tot +10 percentiel	+10 tot +25 percentiel
Klasse 25%-50% (7% locaties)	26%	17%	14%	19%	6%	17%
Klasse 50%-75% (33% locaties)	3%	7%	22%	40%	18%	10%
Klasse 75-100% (50% locaties)	4%	22%	47%	25%	1%	0%

5.2.2.4 Naar bodemtype

Naast de relaties van areaalgrootte afwaterend oppervlak en het aandeel landbouw in het afwaterend oppervlak met de waterkwaliteit is ook de relatie onderzocht tussen waterkwaliteit en bodemtype. Figuur 5.10 en 5.11 geven voor fosfor en stikstof de mediane maandconcentratie weer voor arealen met een dominant bodemtype. Als meer dan 50% van een areaal een bepaald bodemtype heeft, wordt dit bodemtype als dominant beschouwd. Dit betekent dat een areaal dat alleen bestaat uit bodemtype met minder dan 50% niet als dominant wordt beschouwd en alleen in de gehele dataset voorkomt. Voor deze analyse zijn alle meetlocaties gebruikt, tenzij het afwaterend oppervlak voor meer dan 5% in het buitenland ligt. Bodemtypen veen, klei en zand in het afwaterend oppervlak zijn onderscheiden op basis van een bodemkaart.

Figuur 5.10 laat voor fosfor zien, dat de mediane concentratie voor het bodemtype zand vanaf 1985 afneemt en sinds 1996 onder de basislijn (landelijke mediaan) ligt. Voor klei is het beeld anders. De mediaanconcentraties blijven over de gehele periode vrij constant, terwijl de mediaanconcentraties bij de bodemtypen veen en zand dalen. Op dit moment hebben kleigebieden een waterkwaliteit die ongunstiger is dan in gebieden met zand of veen, terwijl dit juist tot midden jaren negentig precies andersom was. Voor locaties met veen blijkt dat de mediaanconcentraties vanaf 1985 tot 1991 sterk zijn afgenomen en na een stijging tussen 1991 en 1993 weer licht zijn gedaald. De grafiek laat voor veen ook sterke pieken zien. Vermoedelijk is dit laatste het gevolg van het aantal locaties waarop de mediaan is bepaald; er zijn gemiddeld 37 metingen beschikbaar per maand tegenover 85 voor klei en 98 voor zand. Om die reden zijn de gegevens niet verder uitgesplitst naar landgebruik of aandeel landbouw.

Figuur 5.10: Verloop maandmedianen fosfor uitgesplitst naar bodemtype

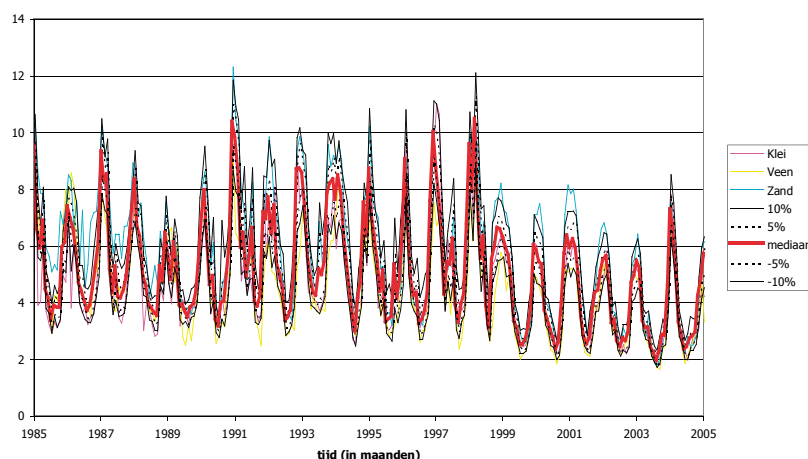


Dominante bodem (perc. locaties)	Beneden landelijke ontwikkeling		Rondom landelijke ontwikkeling		Boven landelijke ontwikkeling	
	-25 tot -10 percentiel	-10 tot -5 percentiel	-5 tot 0 percentiel	0 tot +5 percentiel	+5 tot +10 percentiel	+10 tot +25 percentiel
Klei (85 locaties)	0%	6%	22%	28%	28%	17%
Veen (37 locaties)	8%	13%	18%	39%	15%	7%
Zand (98 locaties)	50%	43%	6%	1%	0%	0%

Tabel 5.8: Aantal meetlocaties met een dominante bodemtype uitgesplitst in klei, veen en zand dat afwijkt van de fosformediaan periode 2000 tot 2006. Een bodemtype is dominant bij een aandeel in het areaal van meer dan 50%.

Figuur 5.11 laat de mediaanconcentraties voor stikstof zien, terwijl tabel 5.9 de verdeling van per bodemtype ten opzichte van de landelijke mediaan weergeeft. Uit de tabel en de figuur valt op dat de zandlocaties vrijwel over de hele periode het slechtste scoren. Voor klei en veen valt op dat de meetlocaties in kleigebieden in het algemeen de mediaan volgen, terwijl de mediaanconcentraties in de veengebieden lager liggen dan de landelijke mediaanconcentraties. De betere waterkwaliteit in veengebieden heeft vermoedelijk te maken met de ontwatering van de kleigebieden versus de veengebieden, maar ten aanzien van de zandgebieden lijkt uitspoeling op landelijke schaal een belangrijkere factor te zijn dan mineralisatie van veen.

Figuur 5.11: Verloop maandmedianen stikstof uitgesplitst naar bodemtype



Tabel 5.9: Aantal meetlocaties met een dominante bodemtype uitgesplitst in klei, veen en zand dat afwijkt van de stikstofmediaan periode 2000 tot 2006. Een bodemtype is dominant bij een aandeel in het areaal van meer dan 50%.

Dominante bodem (perc. locaties)	Beneden landelijke ontwikkeling		Rondom landelijke ontwikkeling		Boven landelijke ontwikkeling	
	-25 tot -10 percentiel	-10 tot -5 percentiel	-5 tot 0 percentiel	0 tot +5 percentiel	+5 tot +10 percentiel	+10 tot +25 percentiel
Klei (76 locaties)	11%	26%	39%	17%	7%	0%
Veen (34 locaties)	47%	38%	8%	7%	0%	0%
Zand (89 locaties)	1%	8%	15%	21%	26%	28%

In tabel 5.10 zijn voor de drie bodemtypen de trends opgenomen voor de deelperioden 1985-1996 en 1994-2006. De tabel geeft daarnaast voor beide perioden voor fosfor en stikstof de resultaten weer van de landbouwbeïnvloede gebieden.

Voor fosfor is na de periode 1985-1996 een stagnatie opgetreden in de trend. Het verloop van de fosforconcentraties in de kleigebieden is (ook in de periode 1985-1996) constant. Een verschil tussen landbouw gedomineerde gebieden en de trends voor alle gebieden blijkt niet op basis van tabel 5.10. Opvallend in deze tabel is, dat in de periode 1985 tot 1996 de procentuele daling voor alle drie de typen hoger is in de landbouwbeïnvloede gebieden dan in de periode daarna.

Voor stikstof blijkt de trend in de periode 1994-2006 voor minstens 75% van de locaties significant dalend (voor veen zelfs 90% van alle locatie). Het maakt hierbij niet uit in hoeverre het afwaterend gebied alleen door landbouw is gedomineerd.

Tabel 5.10: Percentages

locaties met significant ($P < 0.1$)

dalende, niet aantoonbaar

veranderde en significant

gestegen totaal-P en totaal-N

concentraties; deelperioden

1985-1996 en 1994-2006. Alleen

locaties waarvoor binnen de

beschouwde deelperiode van ten

minste 8 jaren jaargemiddelde

concentraties berekend konden

worden, zijn meegenomen.

Tussen haakjes staan de gegevens

voor arealen met aandeel

landbouw van meer dan 75% na

verwijdering van de puntbronnen

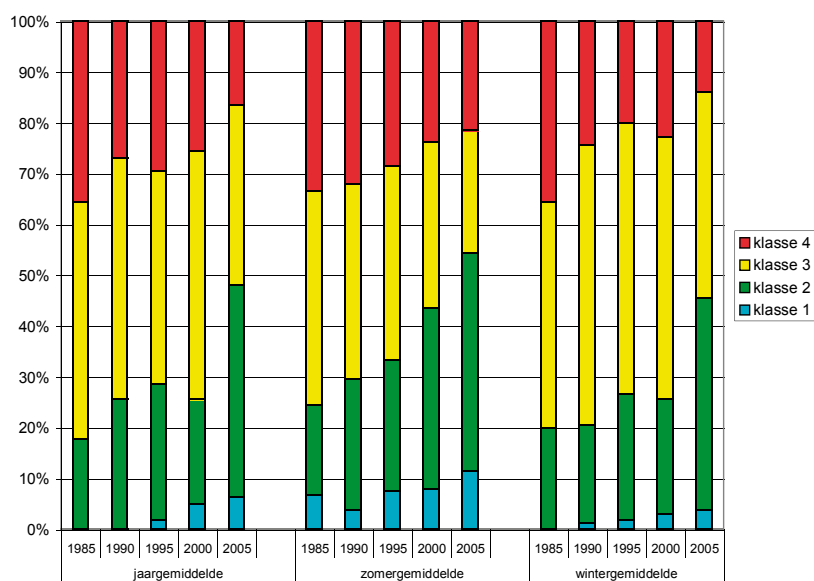
	aantal locaties	% met daling	% niet significant veranderd	% met stijging
Totaal-P				
1985-1996	177 (49)	48 (57)	45 (39)	7 (4)
Klei	69 (28)	42 (54)	54 (43)	4 (3)
Veen	16 (8)	56 (63)	44 (37)	0 (0)
Zand	60 (13)	48 (62)	48 (31)	3 (7)
1994-2006	240 (69)	41 (35)	51 (57)	8 (8)
Klei	72 (35)	37 (37)	56 (57)	7 (6)
Veen	32 (19)	37 (32)	50 (53)	13 (15)
Zand	89 (15)	42 (33)	52 (60)	7 (6)
Totaal-N				
1985-1996	147 (50)	28 (28)	65 (66)	7 (6)
Klei	60 (27)	18 (22)	73 (67)	8 (11)
Veen	16 (10)	38 (30)	56 (70)	6 (0)
Zand	46 (13)	28 (38)	65 (62)	7 (0)
1994-2006	212 (68)	75 (74)	24 (25)	1 (1)
Klei	65 (33)	69 (73)	28 (24)	3 (3)
Veen	30 (18)	90 (89)	10 (11)	0 (0)
Zand	71 (17)	68 (59)	32 (41)	0 (0)

5.2.3 Toetsing landbouwbeïnvloede oppervlaktewateren aan MTR

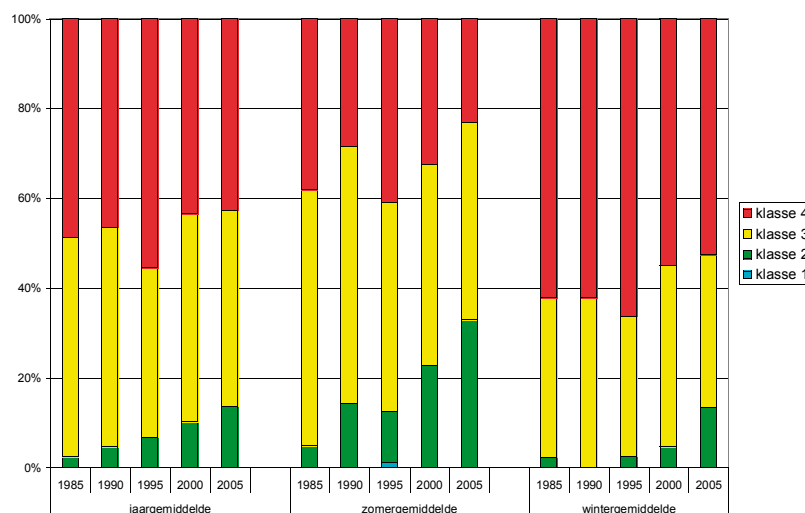
Van de meetlocaties met afwaterende oppervlakten die voor meer dan 75% uit landbouw bestaan, zijn de concentraties getoetst aan het MTR (= kwaliteitsklasse goed én zeer goed; conform tabel 2.1). Figuren 5.14 en 5.15 geven aan dat op jaarbasis ongeveer 57% van de landbouwbeïnvloede meetlocaties voldoen aan de MTR voor fosfor. Het aantal locaties dat voldoet aan de MTR voor stikstof is lager en bedraagt op jaarbasis ongeveer 22%. Uit de onderstaande figuren blijkt tevens dat de waterkwaliteit in afwaterende gebieden met meer dan 75% landbouw voor beiden nutriënten wel vanaf 1985 verbeterd.

In grote lijnen blijkt voor zowel fosfor als stikstof dat de meetlocaties in de zomerperiode vaker aan het MTR kunnen voldoen dan in de winter. De processen in het water en de bodem verschuiven in de zomerperiode naar vastlegging en omzetting van nutriënten, waardoor ondanks het gebruik van mest netto verwijdering plaatsvindt van stikstof en fosfor. Daarnaast zal nutriëntenemissie door run-off (oppervlakkige afvoer) en drainage in de zomer in het algemeen lager zijn in de winter.

Figuur 5.14: Toetsing waterkwaliteit in landbouwbeïnvloede gebieden – fosfor én zonder invloed puntbronnen



Figuur 5.15: Toetsing
waterkwaliteit in
landbouwbeïnvloede gebieden
– stikstof én zonder invloed
puntbronnen



5.3 Vergelijking landbouwbeïnvloede wateren met de Rijkswateren

Aangezien het beleid ingrijpt op het bedrijfsniveau is het ook zinvol om te onderzoeken in hoeverre de waterkwaliteit tussen de bedrijfslocaties (perceelsloten en drainagebuizen), regionaal water (met 75% landbouw) en rijkswateren van elkaar verschillen.

In figuren 5.16 en 5.17 zijn naast de rijkswateren in het groen de regionaal door landbouw beïnvloede oppervlaktewateren opgenomen. Tevens zijn de fosfor- en stikstofconcentraties in perceelsloten in de figuren weergegeven (LMM-data⁴, RIVM). Alle gegevens in de figuren zijn gepresenteerd als de mediaan van het winterhalfjaar. De LMM-data zijn echter gebaseerd op het laatste kwartaal en het eerste kwartaal van het daaropvolgende jaar. De winter-medianen van de rijkswateren en regionale wateren zijn daarop niet aangepast. In bijlage ++ zijn de LMM/data opgenomen

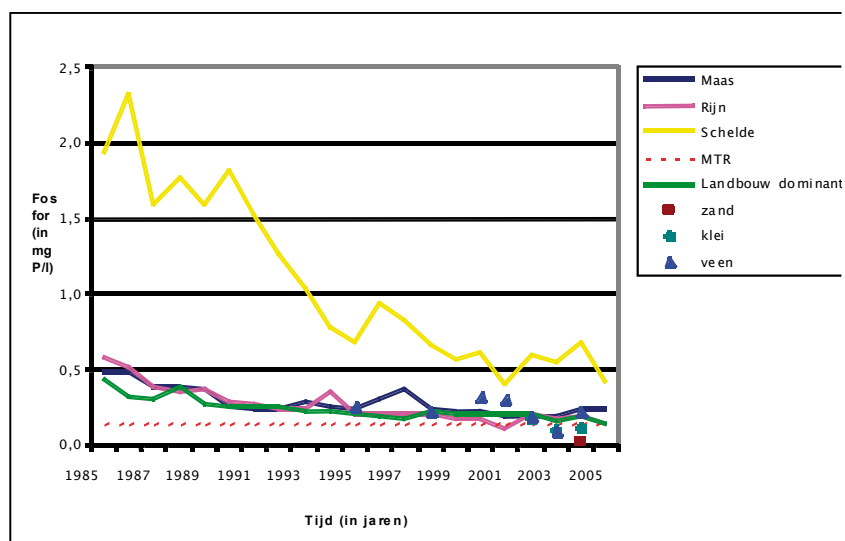
Opmerkelijk is dat de perceelsloten en de landbouwbeïnvloede wateren voor fosfor het concentratieverloop van de Rijn en de Maas volgen. De winterhalfjaarmedianen van de bedrijfslocaties liggen voor fosfor ongeacht het bodemtype met een spreiding van maximaal 10% op hetzelfde niveau als Rijn, Maas en het regionale landbouwbeïnvloede water.

Bij stikstof volgen de landbouwbeïnvloede wateren het verloop van Maas en Rijn. Alleen is de spreiding ruimer en lagen de concentraties in de jaren negentig ruim boven die van Maas en Rijn. De waterkwaliteit op de bedrijfslocaties laat een ruimere spreiding (groter dan 10%) voor stikstof zien. Vermoedelijk is dit een gevolg van de gehanteerde monstermethode in perceelsloten of aan drainagebuizen. Stikstof

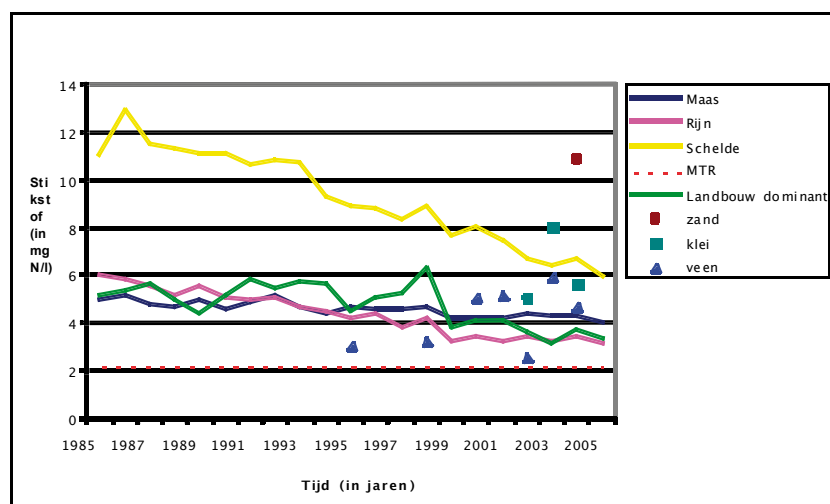
⁴ De LMM-database is opgezet door het RIVM om op perceelsniveau de waterkwaliteit van perceelsloten, drainagebuizen en het grondwater te monitoren. De meetinspanning wordt uitgebreid voor monitoring én onderbouwing van de derogatie op grond van de Nitraatrichtlijn.

wordt voornamelijk met drainagebuizen afgevoerd (i.t.t. fosfor waarbij de oppervlakkige afvoer cq. run-off juist de belangrijkste stofstroom is).

Figuur 5.16: Verloop fosformediaan per winterhalfjaar uitgesplitst naar de diverse rivieren en regionale wateren. De concentraties weergegeven als punt in de figuur zijn bewerkt door RIVM en gebaseerd op de LMM-dataset



Figuur 5.17: Verloop stikstof mediaan per winterhalfjaar uitgesplitst naar de diverse rivieren en regionale wateren. De concentraties weergegeven als punt in de figuur zijn bewerkt door RIVM en gebaseerd op de LMM-dataset



5.4 Conclusies

Landelijke ontwikkeling

Landelijk zet de daling van de stikstofconcentratie in het oppervlaktewater, ook voor het oppervlaktewater met een landbouwareaal van groter 75% (landbouw dominant), geleidelijk door. In 2005 is de mediane stikstofconcentratie in het regionale oppervlaktewater gedaald naar 3,76 mgN/l (jaarbasis) én naar 2,64 (zomerperiode). De gemiddeldeconcentraties in 2005 liggen daar nog fors boven met 4,98 mgN/l voor heel het jaar en 4,40 mgN/l in de zomer.

Driekwart van de locaties laat wel een dalende trend zien voor stikstof. Deze trend vindt plaats in alle gebieden ongeacht het aandeel landbouw.

De daling van de fosforconcentratie stagneert op de meeste meetlocaties (periode 1994-2006). In 2005 is de mediane fosforconcentratie 0,14 mgP/l (jaarbasis) én 0,13 mgP/l (zomerperiode). De gemiddeldeconcentratie ligt daarentegen fors hoger, 0,37 mgP/l op jaarbasis en 0,39 mgP/l in de zomer.

De stagnatie in de daling van fosfor treedt iets vaker op in gebieden, waarin landbouw dominant is. Dit verschil komt overeen met 6 van de 69 locaties.

Grote verschillen tussen landbouwbeïnvloede locaties met of zonder puntbron blijken met betrekking tot de trends er niet te zijn.

Bodemkarakteristieken

Voor de gebieden met een dominant bodemtype: veen, klei of zand geldt, dat de concentraties van met name stikstof significant dalen (75% van alle locaties ongeacht het bodemtype). De stikstofconcentraties in de veengebieden zijn vaker significant dalend (90% van alle locaties) in vergelijking met de zand- en kleigebieden. Van de meetlocaties in zand- en kleigebieden daalt ongeveer 68% van de meetlocaties significant.

De stagnatie in de daling van fosfor treedt op voor alle bodemtypen. Voor elk bodemtype geldt dit voor meer dan 50% van de locaties. Voor veengebieden komt daarbij dat het aantal locaties met een stijgende trend sterker toeneemt (13% van alle locaties) in vergelijking met zand en klei (beide 7% van alle locaties).

Voor fosfor onderschrijden de zandgebieden meestal de landelijke mediaanwaarde. Over de periode 2000 tot 2006 gebeurt dit ongeveer 93% van de tijd. De kleigebieden overschrijden de landelijke trend 45% van de tijd, terwijl veengebieden rondom de landelijke ontwikkeling liggen.

Uit de analyse van de periode 2000 tot 2006 blijkt, dat in de stikstof mediaan vooral in de zandgebieden afwijkt van de landelijke mediaanwaarde (overschrijding 54% van de tijd) en de stikstof mediaan in de veengebieden de landelijke ontwikkeling juist onderschrijdt (85% van de tijd). De afname in de kleigebieden verloopt globaal volgens de landelijke ontwikkeling

Toetsing landbouwbeïnvloede oppervlaktewateren

In grote lijnen blijkt voor zowel fosfor als stikstof dat de meetlocaties in de zomerperiode vaker aan het MTR kunnen voldoen dan in de winter. Op basis van het zomerhalfjaar voldoen ongeveer 52% van de

landbouwbeïnvloede meetlocaties aan de MTR voor fosfor. Het aantal locaties dat voldoet aan de MTR voor stikstof is lager en bedraagt ongeveer 38% op basis van het zomerhalfjaar.

Vergelijking landbouwbeïnvloede wateren met de Rijkswateren

De regionale landbouwbeïnvloede wateren bevinden zich ten aanzien van stikstof- en fosforconcentratie op een vergelijkbaar niveau als de Rijn.

De stikstof- én fosforconcentraties op het niveau van perceelsloten en drainagebuizen liggen rond de concentraties in regionale landbouwbeïnvloede wateren. De winter halfjaargemiddelden voor stikstof is in tegenstelling tot fosfor wijken sterk af van de regionale landbouwbeïnvloede wateren én kunnen zowel lager zijn als een factor drie hoger liggen. De spreiding van de individuele concentraties op de bedrijfslokaties is nog sterker (een gemiddelde middelt uit).

6 Trendanalyse Oppervlaktewaterkwaliteit Zoute Wateren

6.1 Selectie representatieve locaties

Er is een analyse gemaakt van de trends in nutriëntenconcentraties in de kustwateren. Die analyse heeft zich gericht op de ontwikkeling in de gehalten in opgelost anorganisch fosfaat en stikstof tijdens de wintermaanden (november t/m februari) in de jaren 1985-2005. Monitoringgegevens uit het MWTL programma van Rijkswaterstaat zijn de basis van de analyse. De trendanalyse is beperkt tot de kustwateren, aangezien die het sterkst door nutriëntenvrachten vanaf het land beïnvloed worden. Er zijn drie representatieve locaties bepaald:

- De eerste is de kuststrook bij Noordwijk, die sterk onder invloed staat van de afvoer van Rijn en Maas via Haringvliet en Nieuwe Waterweg (De Vries et al., 1998).
- De tweede locatie vormt de westelijke Waddenzee, die direct beïnvloed wordt door de spui vanuit het IJsselmeer (dat ook door de Rijn wordt gevoed), en indirect door Rijn/Maas water dat door het residuele transport langs de Hollandse kust noordwaarts wordt gevoerd (De Vries et al., 1998).
- De derde locatie is de Westerschelde, die in sterke mate wordt beïnvloed door de rivier de Schelde.

6.2 Gebruikte methodiek

De concentraties van anorganische nutriënten in de kustwateren worden bepaald door de natuurlijke achtergrondconcentratie in het zeewater en door de aanvoer van nutriënten via de rivieren. De rivierinvloed blijkt uit de dalende nutriëntenconcentratie bij toenemend zoutgehalte. Omdat de aanvoer van nutriënten via de rivieren wordt beïnvloed door de waterafvoer, kunnen er grote verschillen ontstaan tussen droge en natte jaren. Voor de meerjarige trendanalyse én om veranderingen in de nutriëntconcentraties van de kustwateren zichtbaar te maken is het van belang te corrigeren voor verschillen in droge en natte jaren.

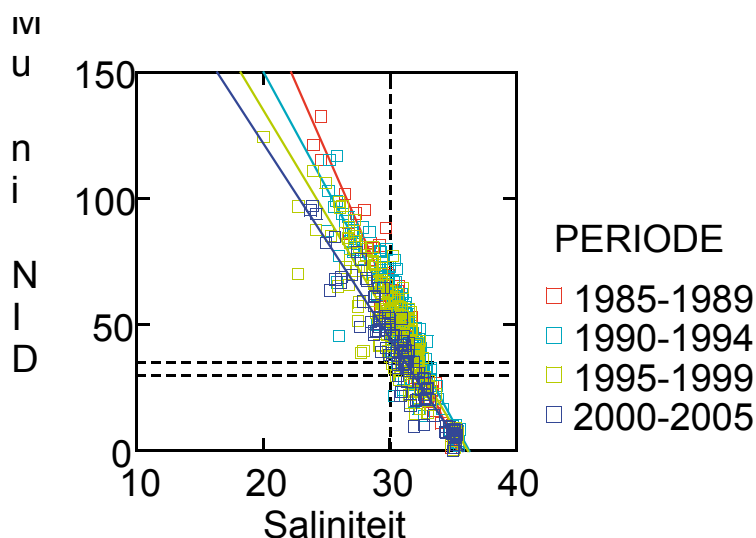
De methode die hiervoor wordt gebruikt, gaat uit van mengdiagrammen van winterconcentraties van nutriënten langs een reeks van meetpunten in een zoutgradiënt. In de winter vertonen de nutriënten door de lage biologische activiteit (door de lage watertemperatuur) een min of meer conservatief gedrag. De snelheid waarmee de nutriënten onttrokken worden aan het zeewater is dan laag. Er is dan een lineair verband tussen concentratie en zoutgehalte, waarbij de nutriëntgehalte afnemen bij toenemende zoutgehalte

(figuur 6.1). De helling van de regressielijn geeft daarmee een indicatie van het niveau van de nutriëntenaanvoer via de rivier. Aan de hand van de lineaire verdunningslijnen worden de winterconcentraties van nutriënten teruggerekend naar een vast zoutgehalte. Deze berekende getallen worden vervolgens in een trendanalyse gebruikt. Deze methode wordt eveneens gebruikt voor rapportages ten behoeve van OSPAR.

In dit rapport worden de resultaten van trendanalyses langs de Nederlandse kust gepresenteerd. Voor de Westerschelde en de Hollandse kust bij Noordwijk, zijn de beschikbare gegevens over de periode 1985-2005 geanalyseerd conform de beschreven methodiek. Voor de westelijke Waddenzee was het niet goed mogelijk mengdiagrammen te maken vanwege het ontbreken van voldoende monsterlocaties waardoor de gradiënt aan zoutgehaltes te beperkt is (De Jong et al., 1999).

De analyses zijn uitgevoerd door uit de DONAR database, die de gegevens afkomstig uit het MWTL monitoringsprogramma bevat, de concentraties van opgelost anorganisch stikstof ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$), orthofosfaat (PO_4) en saliniteit te verzamelen. Voor ieder jaar zijn de concentraties in de winterperiode (november-februari) gebruikt om aan de hand van de lineaire verdunningslijnen de winterconcentraties bij een vast zoutgehalte (saliniteit 30) te berekenen.

Figuur 6.1: Voorbeeld van een mengdiagram van de winterconcentratie van opgelost anorganisch stikstof (DIN: $\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$) tegen saliniteit (zoutgehalte) op de Noordwijk-raai.



6.3 Resultaten

6.3.1 Toestand en trends kustwateren

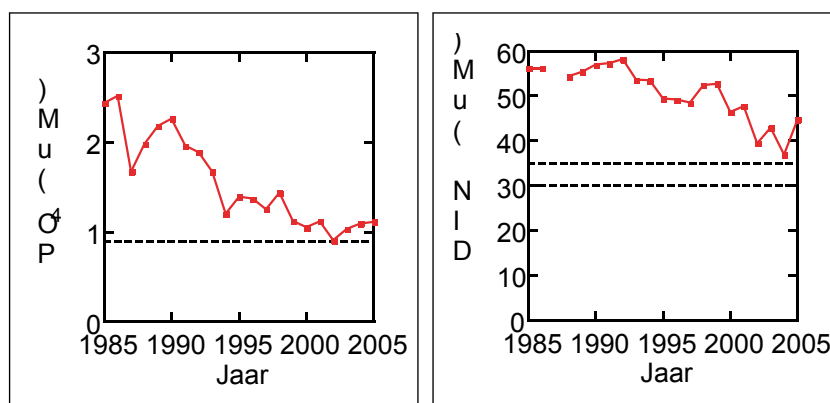
Hollandse kust – Noordwijk-raai

Voor de analyse van de nutriëntenconcentraties in het kustwater voor de Hollandse kust zijn de gegevens gebruikt van de raai voor Noordwijk. Dit punt wordt direct beïnvloed door het rivierwater dat via Haringvliet en Nieuwe Waterweg in de Noordzee komt.

In figuur 6.2 worden de concentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN), bij een saliniteit van 30, voor de periode 1985-2005 getoond. In vergelijking met 1985, vertoont DIP een gestage daling met meer dan 50%. Voor DIN is de afname over de periode 1985-2005 ongeveer 25%.

De concentraties in 1985 van zowel DIP als DIN waren bij een saliniteit van 30 psu ongeveer driemaal de natuurlijke achtergrondconcentraties (DIP: 0.77 μM , DIN 20 μM (Laane et al., 2000)). Na 2000 is het DIP-gehalte gedaald tot anderhalfmaal de natuurlijke achtergrondconcentratie, voor DIN is het gehalte gedaald tot ongeveer tweemaal de natuurlijke achtergrond.

Figuur 6.2: Winterconcentraties van orthofosfaat en DIN, gestandaardiseerd voor saliniteit 30, op de Noordwijk raai. De onderbroken lijnen geven het OSPAR toetsingsniveau (onderste lijn) en de KRW werknorm voor DIN (bovenste lijn). Voor orthofosfaat geldt alleen het OSPAR toetsingsniveau

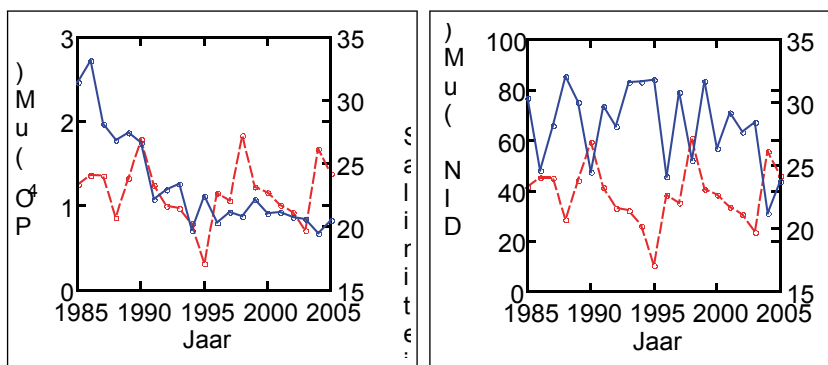


Westelijke Waddenzee

Een analyse van de nutriëntenconcentraties in de westelijke Waddenzee in de periode 1985-1996 is uitgevoerd voor het Wadden Sea Quality Status Report 1999 (De Jong et al., 1999). De westelijke Waddenzee wordt beïnvloed door afvoer van zoet Rijnwater via het IJsselmeer, maar indirect eveneens door de Rijnafvoer die langs de Hollandse kuststrook naar het noorden wordt getransporteerd.

Figuur 6.3 geeft de gemiddelde (niet voor saliniteit gecorrigeerde) winterconcentraties van DIP en DIN voor de periode 1985-2005 in het Marsdiep. In vergelijking met 1985, vertoont DIP een gestage daling met ongeveer 60%. Voor DIN is vooral sinds 2000 een afname opgetreden die vermoedelijk niet samenhangt met de veranderingen in de saliniteit. De fluctuatie in de tijd is echter groot én vanwege het ontbreken van een volledige zoutgradiënt voor het meng-diagram is een uitspraak over de daling niet hard te maken.

Figuur 6.3: Gemiddelde winterconcentraties van orthofosfaat, DIN en saliniteit (onderbroken lijn) in de westelijke Waddenzee. De data in deze figuur is door ontbreken van een saliniteitsgradiënt niet toetsbaar aan de normen

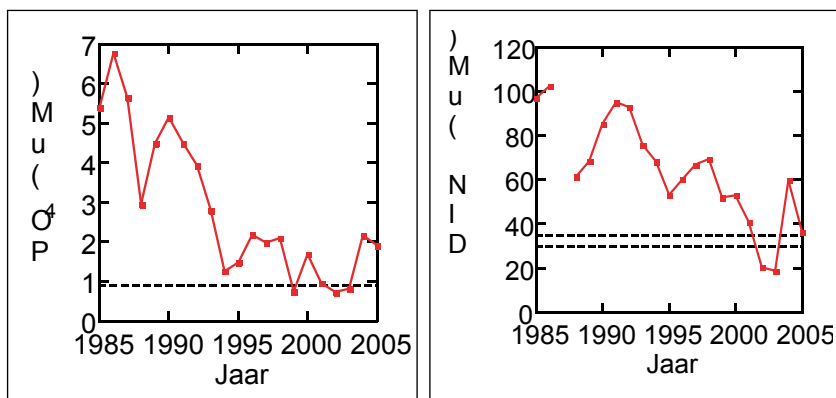


Westerschelde

Voor de analyse van de nutriëntenconcentraties in de Westerschelde zijn de gegevens gebruikt van meetlocaties in de Westerschelde van de Belgische grens tot Vlissingen.

In figuur 6.4 worden de concentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN) bij een saliniteit van 30 voor de periode 1985-2005 getoond. Vooral in de periode 1985-1995 vertoont DIP een aanzienlijke daling (ongeveer 80%). DIN daalt sinds 1985 vrijwel voortdurend. De daling is ongeveer 60% voor de periode 1985-2005.

Figuur 6.4: Winterconcentraties van orthofosfaat en DIN, gestandaardiseerd voor saliniteit 30, in de Westerschelde. De onderbroken lijnen geven het OSPAR toetsingsniveau (onderste lijn) en de KRW werknorm voor DIN (bovenste lijn). Voor orthofosfaat geldt alleen het OSPAR toetsingsniveau



6.3.2 Invloed rivieren op kustwater

Voor het Noordzee ecosysteem als geheel geldt, dat de Atlantische Oceaan, via de noordelijke Noordzee en het Kanaal, verreweg de belangrijkste bron van nutriënten is (OSPAR Commission, 2000). Er zijn echter grote regionale verschillen. Voor het zuidelijk deel van de Noordzee (tot 57° NB, ruwweg de lijn Aberdeen-Aalborg) geldt dat de aanvoer van stikstof via het Kanaal ongeveer de helft van de totale aanvoer bedraagt, de vracht via de rivieren ruim 30% en de bijdrage van atmosferische depositie ongeveer 20% bedraagt. Voor fosfor is de aanvoer via het Kanaal ongeveer 2/3 van de totale belasting en de vracht via de rivieren ongeveer 1/3 (Blauw et al., 2006).

De riviervrachten naar de Noordzee zijn gekwantificeerd, en met behulp van een ecosysteemmodel (GEM - zuidelijke Noordzee) is de bijdrage van de verschillende riviervrachten van stikstof en fosfor aan algenbloeien berekend. Zo kan een inschatting worden gemaakt van de bijdrage van verschillende bronnen aan de eutrofiering in diverse delen van de Noordzee (Blauw et al., 2006). De belangrijkste resultaten voor de Nederlandse kustwateren worden hier samengevat.

Voor het deel van het Nederlands Continentaal Plat dat in belangrijke mate door rivieren wordt beïnvloed (hier gedefinieerd als het gebied met een gemiddelde saliniteit < 34), geldt dat de bijdrage van de riviervracht vanuit Nederland (via Rijn, Maas, IJsselmeer en diverse kleinere bronnen) aan het stikstof beschikbaar voor algengroei ongeveer 65% is, en aan het fosfor beschikbaar voor algengroei ongeveer 35%.

De regionale verschillen zijn nog aanzienlijk (Figuur 6.5). Het gebied ten zuiden van Hoek van Holland wordt vooral beïnvloed door de afvoer via Nieuwe Waterweg en Haringvliet (voor stikstof ongeveer 50%) met daarnaast een bijdrage van Kanaalwater (ca. 20%) en België (vnl. afvoer van de rivier de Schelde, ca. 20%). Voor het gebied voor de Hollandse kust is het aandeel van Nieuwe Waterweg/Haringvliet groter (ca. 60%), met daarnaast zo'n 25% afkomstig uit het Kanaal. Voor het noordelijk deel van de kustwateren (Waddenzee en kuststrook boven de Waddeneilanden) is naast de bijdrage van Nieuwe Waterweg/Haringvliet (ca. 30%) de vracht vanuit het IJsselmeer van belang (ca. 30%) naast de bijdrage van Kanaalwater (ca. 25%).

De verhoogde nutriëntengehaltes in de Nederlandse kuststrook ten opzichte van de achtergrondconcentraties in het Kanaalwater kunnen worden toegeschreven aan de aanvoer van nutriënten door de rivieren (De Vries et al., 1998), waarbij vooral de bijdrage van afvoeren vanuit Nederland (via Haringvliet, Nieuwe Waterweg, Noordzeekanaal, IJsselmeer en kleinere bronnen) van belang is. Meer specifiek geldt dat het gebied voor de Zeeuwse en Hollandse kust vooral wordt beïnvloed door de waterafvoer van Schelde, Nieuwe Waterweg en Haringvliet, terwijl de Waddenzee en het noordelijke kustgebied zowel worden beïnvloed door de afvoeren vanuit het IJsselmeer als door Nieuwe Waterweg / Haringvliet.

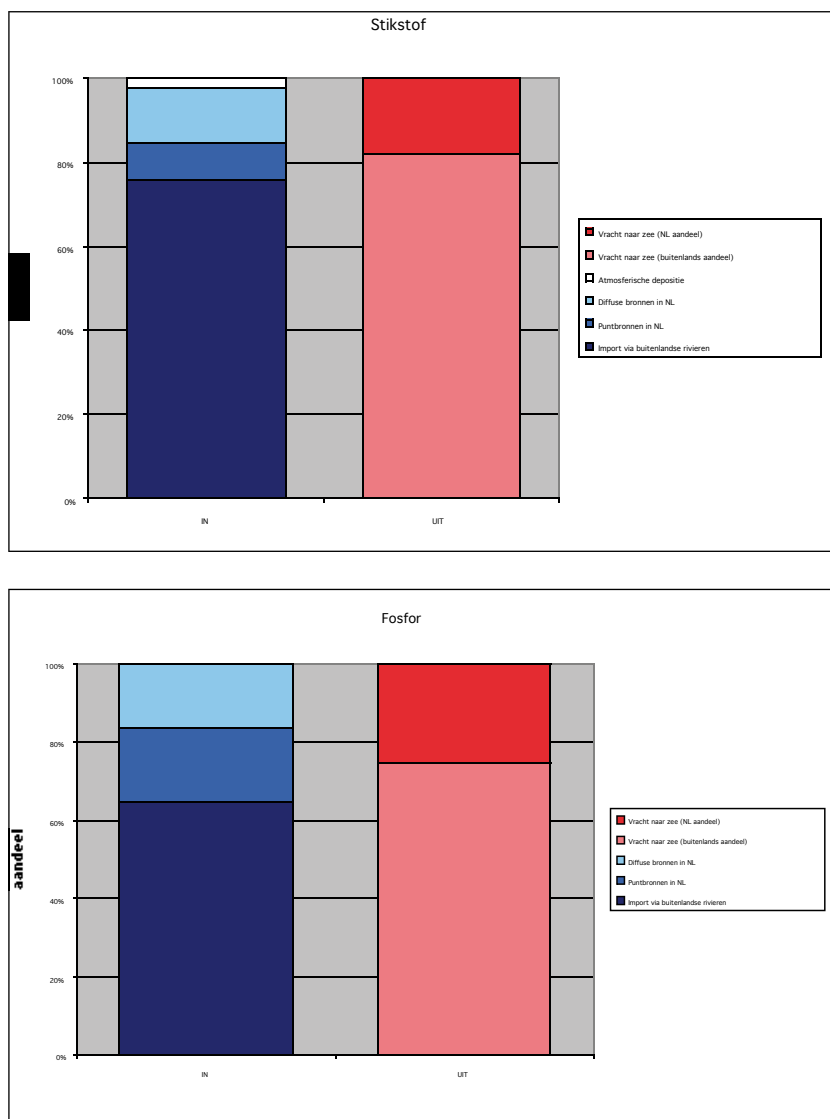
Bijdrage van binnenlandse emissies

De riviervrachten naar zee worden bepaald door de emissies in het stroomgebied van de verschillende rivieren. Hierbij spelen emissies in het buitenland, in het stroomgebied van Rijn en Maas bovenstrooms van Nederland, een rol, maar ook de emissies in Nederland zelf. Door Alterra is een analyse gemaakt van de bijdrage van binnenlandse emissies en van de bijdrage van de aanvoer vanuit het buitenland via Rijn en Maas, aan de vrachten naar de Noordzee (De Klein, 2006).

Voor de stikstof- en fosforbalans van Nederland geldt dat de emissies in Nederland zelf voor 24% (stikstof) en 35% (fosfor) bijdragen aan het totaal van emissies inclusief buitenlandse aanvoer (figuur 6.5). De retentie die plaatsvindt binnen Nederland is geschat op ongeveer 30 tot 40%. In het regionale water is de retentie groter dan in de grote rivieren, waardoor het aandeel van binnenlandse emissies aan de uiteindelijke vrachten naar zee kleiner is dan het aandeel aan het totaal van emissies inclusief buitenlandse aanvoer, namelijk ongeveer 15% voor zowel stikstof als fosfor. Ondanks grote onzekerheden rond deze getallen is de conclusie gerechtvaardigd, dat het aandeel van Nederlandse emissies aan de vrachten naar zee relatief beperkt is ondanks de hoge emissiebelasting in Nederland per km² (zie paragraaf 4.2). De hogere retentie in het regionale water is hiervoor de belangrijkste reden.

Overigens geldt ook hier dat er regionale verschillen zijn. De afwenteling op de kustwateren bij de Nieuwe Waterweg / Haringvliet wordt in sterke mate beïnvloed door de aanvoer vanuit het buitenland via Rijn en Maas. De bijdrage van binnenlandse emissies is hier beperkt (10-15%). De afvoer van nutriënten via het IJsselmeer wordt daarentegen in veel sterkere mate beïnvloed door binnenlandse emissies (40-50%). Uit deze gegevens over de bijdrage van riviervrachten in verschillende delen van de Nederlandse kustwateren kan daarom geconcludeerd worden dat de effecten van binnenlandse emissies het sterkst zijn in de Waddenzee en de noordelijke kustwateren, terwijl het gebied voor de Zeeuwse en Hollandse kust in belangrijke mate wordt beïnvloed door aanvoeren vanuit het buitenland.

Figuur 6.5: Relatief aandeel van buitenlandse aanvoer en binnenlandse emissies in de totale emissie naar het zoete oppervlaktewater ("IN") en in de vracht naar zee ("UIT"), gemiddelde over de jaren 1995-2000.



Beleidsgat t.a.v. concept maatlat KRW en OSPAR-toetsingsniveau
 Het beleidsgat ten opzichte van de KRW-maatlat is weergegeven in figuren 6.2 tot en met 6.4. Voor de kust bij Noordwijk en de Westerschelde worden de normen in 2005 niet behaald. Voor Noordwijk geldt dat de normen geen enkele keer zijn behaald sinds 1985, terwijl de Westerschelde daar sinds 2000 af en toe aan kan voldoen.

7 Synthese en conclusies

Dit hoofdstuk geeft antwoord op de vraagstelling zoals deze is geformuleerd in de inleiding.

- Paragraaf 7.1 gaat in op de deelvragen uit de vraagstelling;
- Paragraaf 7.2 gaat in op de bevindingen die buiten de vraagstelling vallen, maar die relevant zijn uit oogpunt van verdere kennisontwikkeling;
- Paragraaf 7.3 beschrijft de aanbevelingen én gaat in op maatregelen die de belasting met nutriënten op het oppervlaktewater mogelijk verminderen.

7.1 Conclusies: gericht op de vraagstelling

Wat is de milieukwaliteit, uitgesplitst naar te onderscheiden grondsoorten en gewassen, van het oppervlaktewater als het gaat om totaal stikstof en totaal fosfaat

1. Algemeen beeld landbouwbeïnvloede wateren

Op jaarbasis voldoet ongeveer 57% van de meetlocaties in landbouwbeïnvloede gebieden aan de MTR voor fosfor. Gebaseerd op het zomergemiddelde daalt het aantal meetlocaties dat voldoet aan de MTR licht (tot ongeveer 52%). Wel lijkt de daling van het fosforgehalte te zijn gestagneerd. Voor 62% van alle meetlocaties over de periode 1994-2005 is de verandering niet meer significant. Het aantal meetlocaties dat aan de MTR voor stikstof voldoet bedraagt op basis van het jaargemiddelde 22%. Het aantal meetlocaties dat voldoet aan de MTR neemt op basis van het zomergemiddelde toe tot ongeveer 38%. Ondanks het relatief lage aantal meetlocaties dat voldoet aan de MTR daalt de stikstofconcentratie bij ongeveer 74% van alle meetlocaties. Het zomergemiddelde van stikstof nog circa een factor 2 boven de MTR.

2. Invloed bodemtypen op de waterkwaliteit

De relatie tussen grondsoorten en oppervlaktewaterkwaliteit is aantoonbaar en te onderscheiden. In de analyse is het criterium gebruikt dat het afwaterend oppervlak voor meer dan 50% uit één bodemtype bestaat. Dit criterium levert op dat in kleigebieden significant vaker hogere fosforconcentraties worden aangetroffen. In zandgebieden worden significant vaker hogere stikstofconcentraties gemeten. In veengebieden blijkt op basis van meetdata de stikstofconcentraties lager te liggen dan de landelijke mediane concentraties in de regionale wateren.

Uit de regionale studies gericht op het melkveegebieden (DOVE) en het boezem- en poldersysteem van Rijnland blijken, dat de bijdrage van de oppervlakkige afspoeling in de totale nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in kleigebieden hoog én in zandgebieden verhoudingsgewijs zéér hoog is. In veengebieden is de snelle uitspoeling door de onverzadigde zone, waarin mineralisatie van veen plaatsvindt, de belangrijkste stofstroom. De conclusies van deze studies, die worden gedragen door een gedegen (water)systeemanalyse, staan op zich én hoeven niet algemeen toepasbaar te zijn op andere gebieden door verschillen in kenmerken zoals: hydrologie en landgebruik. Het is van eminent belang dat waterbeheerders zelf de watersystemen analyseren, zodat zij gericht de belasting van het oppervlaktewater kunnen aanpakken.

3. Invloed aandeel landbouw op de waterkwaliteit

Voordat de waterkwaliteit is te relateren aan de gewassen is eerst de invloed van het aandeel landbouw in het afstromend oppervlak onderzocht. Dit levert het inzicht op, dat het afstromend oppervlak met het hoogste aandeel landbouw een gemiddelde waterkwaliteit laat zien (50% van alle locaties horen tot deze hoogste categorie).

Het afwaterend oppervlak met het kleinste aandeel landbouw (7% van alle locaties) geeft voor stikstof een relatief minder goede waterkwaliteit. Het areaal met het hoogste aandeel landbouw laat een beter beeld zien. Ook na verwijdering van de puntbronnen blijft dit beeld bestaan. Variatie in het aandeel landbouw geeft op dit moment geen robuuste relatie voor stikstof. Verdere analyse moet duidelijk maken welke bron of proces hiervoor verantwoordelijk is (suggestie voor onderzoek).

Een causale relatie tussen teelt en de kwaliteit van het oppervlaktewater is niet te onderbouwen. Op grasland na zijn er te weinig meetdata van locaties met een dominante teelt in het afwaterend areaal, waardoor mogelijke relaties tussen teelt en oppervlaktewaterkwaliteit niet aantoonbaar zijn. Ook al zijn deze relaties er intuïtief wel.

In hoeverre worden de vastgestelde milieukwaliteitsnormen en –doelstellingen voor totaal stikstof en totaal fosfaat in oppervlaktewater gehaald?

1. Emissie naar het oppervlaktewater (bronaanpak)

Nederland voldoet met 75% fosforreductie ruimschoots aan de internationale doelstelling. Voor stikstof voldoet Nederland met 44% in 2005 nog niet aan de doelstellingen (OSPAR: 50% reductie voor fosfor en stikstof in 2010; startjaar 1985). Landbouw heeft met ongeveer 56% het hoogste aandeel in de emissie

naar het oppervlaktewater. Hiermee is het zwaartepunt van de emissiebelasting naar het oppervlaktewater van puntbronnen verschoven naar diffuse bronnen;

2. Rijkswateren

Van de grote Nederlandse rivieren overschrijdt stikstof de MTR-norm. Bij alle grensoverschrijdende rivieren verbetert de toestand voor stikstof. Voor de Schelde is de overschrijding op basis van een beperkt aantal meetlocaties een factor 2,5. De rivier de Maas overschrijdt nu de MTR voor stikstof met bijna een factor 2. De Rijn overschrijdt de norm met een factor van ruim 1,5.

Voor fosfor geldt dat het jaargemiddelde fosfor in de Schelde met een overschrijding van het MTR met een factor 2,7 het hoogste is. Voor de Maas is de overschrijding een factor 1,5 en de Rijn voldoet aan de MTR.

3. Regionale wateren

De waterkwaliteit in de regionale wateren voldoet in 2005 voor 50% van de locaties aan de MTR-norm voor fosfor. Het jaargemiddelde van fosfor overschrijdt in 2005 met een factor 2,5 de MTR. Uitsplitsing naar bodemtypen maakt duidelijk dat de fosforconcentraties in kleigebieden hoger zijn dan de landelijke mediaanconcentraties over de periode 2000-2006.

Voor stikstof ligt de mediaan op jaarbasis een factor 1,5 hoger dan de MTR. Voor het jaargemiddelde bedraagt de overschrijding een factor 2 tot 2,5. Uitsplitsing naar dominante bodemtypen (met een aandeel van 50% of meer in het afwaterend areaal) laat zien dat de stikstofconcentraties in zandgebieden hoger zijn dan de landelijke mediaanconcentraties over de periode 2000-2006.

4. Zoute kustwateren

Voor de zoute kustwateren geldt het OSPAR-toetsingsniveau en de KRW-werknorm voor opgelost anorganisch stikstof. Voor de kust bij Noordwijk en de Westerschelde worden de normen in 2005 niet behaald. Voor Noordwijk geldt dat de normen geen enkele keer zijn behaald sinds 1985, terwijl de Westerschelde daar sinds 2000 af en toe aan kan voldoen. Belangrijkste reden waarom de kustwateren nog niet voldoen aan de normen betreft de aanvoer uit het buitenland in combinatie met een lage retentie (in het Nederlandse deel) van de rivieren. Het Nederlandse aandeel in de belasting op de kustwateren bedraagt circa 15% én is niet te verwaarlozen.

Wat is de ontwikkeling in tijd (jaren) van de kwaliteit van het oppervlaktewater als het gaat om totaal stikstof en totaal fosfaat voor de te onderscheiden grondsoorten (klei, veen, droog zand, nat zand, löss)?

1. In de regionale wateren is de daling van fosfor marginaal en voor stikstof duidelijk aanwezig. De mediane fosforconcentraties daalden in 2005 tot net onder de MTR-norm. Uit de trends per locatie blijkt echter wel dat voor 59% van alle locaties de concentratie niet significant daalt. Vooral de fosforconcentraties in kleigebieden blijken stabiel te zijn.
2. Voor het nutriënt stikstof vertoont driekwart van de locaties in de regionale wateren de laatste 12 jaar een significant dalende trend. De mediaanconcentratie overschrijdt de norm nog met een factor 1,5.
3. Uitsplitsing naar dominante bodemtypen (met een aandeel van 50% of meer in het afwaterend areaal) laat zien dat de stikstofconcentraties in zandgebieden hoger zijn dan de landelijke mediaanconcentraties over de periode 2000-2006. DOVE laat zien, dat in zandgebieden langzame uitspoeling via het diepe grondwater (verzadigde zone) de belangrijkste transportroute van stikstof naar het oppervlaktewater is.
4. Voor de kleigebieden zijn juist de fosforconcentraties hoger dan de landelijke mediaanconcentraties. DOVE laat zien dat fosfor na landbouwkundig gebruik in mest voornamelijk middels run-off tot afvoer komt.
5. De veengebieden nemen een midden positie in voor fosfor én blijken voor stikstof opvallend laag te scoren. Hiervoor is nog geen sluitende verklaring.

7.2 Vergelijking van de waterkwaliteit op niveau van perceel, regio en rivier

De fosforconcentraties nemen toe naarmate de meetlocatie dichterbij de bron ligt. Voor stikstof is dit verband niet duidelijk.

Ten aanzien van transportroutes blijkt uit het DOVE onderzoek, dat op alle locaties een significant deel van de nutriënten uitspoelt via snelle afvoercomponenten (run-off en snelle (ondiepe) afvoer). Deze afvoer zal enigszins verminderen wanneer het generieke mestbeleid wordt uitgevoerd. De verwachting is, dat met aanvullende maatregelen hier nog behoorlijke winst is te behalen. De focus van extra maatregelen moet daarom gericht zijn op het voorkomen van oppervlakkige afvoer en ondiepe uitspoeling.

Uit de stofbalansen van het Hoogheemraadschap van Rijnland blijkt dat diffuse belasting van het landelijke gebied ongeveer 61 tot 69% bedraagt van de totale belasting. De studie naar de eutrofiering van de zuidelijke randmeren concludeert, dat de fosforbelasting van het landelijke gebied voor het Gooimeer meer dan 54% bedraagt en voor het Eemmeer circa 67%.

De gemiddelde retentie van de rivier de Eem ongeveer 2 tot 14% bedraagt. De retentie blijkt echter zeer sterk te variëren met het debiet. Bij een laag debiet nadert de retentie zelfs 100%.

7.3 Aanbevelingen en maatregelen

7.3.1 Aanbevelingen

Uit deze studie blijkt dat niet alle vragen even goed te zijn beantwoorden met de bestaande methodiek en werkwijze. De vraag naar de invloed van gewassen op de waterkwaliteit bleek niet statistisch te onderbouwen. Ook bleek dat de waterschappen als regionale waterbeheerders een groot aantal meetlocaties niet meer monitoren (circa 30% van alle locaties) en andere eisen is gaan stellen aan haar meetnetten ten aanzien van locatie en frequentie. Deze wijzigingen bemoeilijken de informatievraag ten aanzien van de Evaluatie van het Meststoffenbeleid.

Verder blijkt uit de verdeling van de afwaterende oppervlakken (achter de meetlocaties) dat niet op niveau van percelen wordt gemeten. Deze evaluatie maakt op basis van berekeningen duidelijk, dat ongeveer 80% van de afwaterende oppervlakken naar de meetlocatie groter is dan 3 km², dat is al snel een factor 100 groter dan een boerenbedrijf. Om de effecten van het beleid, die op bedrijfsniveau plaatsvinden, beter te meten is juist monitoring in of direct nabij perceelstopen nodig.

Ten aanzien van retentie is een studie uitgevoerd (De Klein, 2006) naar de afwenteling van binnenlandse en buitenlandse emissies op Nederlandse kustwateren. In deze studie zijn enkele relevante zaken naar voren gekomen voor verdere kennisontwikkeling. Uit deze studie blijkt dat de retentie in regionale oppervlaktewateren groter is dan in de grote rivieren, waardoor een relatief groot aandeel van de binnenlandse belasting achter blijft in het regionale oppervlaktewater.

Het verdient derhalve aanbeveling om de monitoring in overeenstemming te brengen met de beleidsvragen. Verder verdient het aanbeveling dat regionale waterbeheerders ook worden betrokken bij evaluatievragen. Zij zijn meetnetbeheerder én hebben geen verbinding met de evaluatie, waarvoor zij de meetdata aanleveren. Aandacht hiervoor zou de evaluatie van het meststoffenbeleid ten goede komen.

7.3.2 Maatregelen

Uit de gegevens van emissieregistratie (hoofdstuk 4) en de regionale studies blijkt, dat de diffuse belasting vanuit de landbouw qua omvang fors bijdraagt aan de belasting van het regionale oppervlaktewater. De aanpak van de diffuse belasting is bijzonder lastig en vraagt inzicht in de stofstromen op perceelsniveau. In regionale studies (m.n. DOVE) en de ex-post nutriëntenworkshop van 11 januari zijn een aantal maatregelen benoemd. Het betreffen:

Aanpak aan de bron

- Afstemmen van bemesting op plantopname, eventueel telen van nagewas;
- Niet bemesten bij kans op neerslag.

Aanpak van de stofstromen

- Om belasting van ontvangend oppervlaktewater tegen te gaan kunnen retentie bevorderende maatregelen in de sloot genomen worden door het verlengen van de verblijftijd of stimuleren van de groei van waterplanten;
- Fosfaatadsorptie en denitrificatie stimuleren voordat water de sloot bereikt (bijv. door middel van natte bufferstroken, menging met ijzer- of aluminium oxide);
- Diepe, langzame afvoer kan alleen worden tegengegaan door beperking van bemesting en/of verbeterde plantopname. Beperking van bemesting loopt via het generieke mestbeleid. Verbeterde plantopname kan bereikt worden door bemesting en plantopname optimaal op elkaar af te stemmen en het eventueel telen van een nagewas;
- Oppervlakkige afvoer van water (runn-off) verminderen door bijvoorbeeld de aanleg van een geul of richel;
- Vernatting kan leiden tot lagere stikstofuitspoeling, maar kan tegelijkertijd leiden tot hogere fosfaatuitspoeling door desorptie van gebonden fosfaat. Dit bemoeilijkt het nemen van vernattingsmaatregelen;
- Daarnaast kunnen door middel van peilverandering verblijftijd en denitrificatie in het systeem beïnvloed worden. Het toepassen van peilveranderingen moet echter met beleid gebeuren, omdat dit meerdere effecten kan hebben (bijv. mobilisatie van bodemvoorraad door veranderde chemische condities).

De nutriëntenpilots zoals deze zijn aangekondigd in de Decemhernota 2006 bieden een uitgelezen mogelijkheid om de hiergenoemde maatregelen, maar ook maatregelen uit werk van Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (Clevering, 2006) én regionale initiatieven te verkennen en te ontwikkelen.

8 Referenties

- Blauw, A., Van den Wolfshaar, K. & Meuwese, H. (2006).
Transboundary nutriënt transports in the North Sea. WLIDelft
Hydraulics rapport Z4188, Delft.
- Boomen, R. van den en R. Nieuwkamer, (2006). eindrapport 'BEZEM:
Eerlijk Helder Water', Waterschap Vallei & Eem, Rijkswaterstaat
IJsselmeergebied.
- Clevering, O.A., Oppedijk Van Veen, J., Jukema, N.J., Boekhoff, M,
(2006). De boer als waterbeheerder: mogelijkheden Kaderrichtlijn
Water op bedrijfsniveau : achtergronden bij de brochure,
Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, Wageningen.
- De Jong, F., Bakker, J. F., Van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A.,
Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (1999). 1999 Wadden
Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common
Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, 259 pp.
- De Klein, J.J.M. (2006). Analyse van de grootte en de herkomst van de
vrachten stikstof en fosfor via het oppervlaktewater, op het Nederlands
deel van de Noordzee. Alterra rapport 1417, Wageningen, 34 pp.
- De Vries, I., Duin, R. N. M., Peeters, J. C. H., Los, F. J., Bokhorst, M.
& Laane, R. W. P. M. (1998). Patterns and trends in nutriënts and
phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series
analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments.
ICES J. Mar. Sci. 55: 620-634
- Hoogheemraadschap van Rijnland (2006). Stofbalansen Rijnland voor
chloride, stikstof, fosfor, koper, nikkel en zink. Leiden, 139 pp.
- Leenders, T.P., Roelsma, J., van der Bolt, F.J.E., Schoumans,
O.F., Jansen, H.C., Kroes, J.G. (2007). Nutriëntenbelasting
van het landsysteem op het oppervlaktewater in relatie tot de
oppervlaktewaterkwaliteit in vier stroomgebieden; Bijdrage aan de
Evaluatie Meststoffenwet 2007 ex-post milieukwaliteit. Wageningen,
Alterra, 98 pp.
- OSPAR Commission 2000 (2000). Quality Status Report 2000, Region
II. Greater North Sea. OSPAR Commission, London, 136+xiii pp.
- Plette, S., C. van Beek, C. van der Salm & R. Hendriks (2004). Mest en
oppervlaktewater - Een synthese van de 3 DOVE projecten t.b.v. de
evaluatie meststoffenwet 2004

Portielje R. & D.T van der Molen (1997). Trendanalyse eutrofiëringstoestand van de Nederlandse meren en plassen, deelrapport I voor de Vierde Eutrofiëringssenquête. RIZA-rapport 97.060. ISBN 9036951062, 90 pp.

Portielje, R. & D.T. van der Molen (1998). Relaties tussen eutrofiëeringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007. ISBN 9036951585, 98 pp.

Portielje, R., J.W.J. van der Gaast, J.W.H. van der Kolk, O.F. Schoumans, P.C.M. Boers (2002). Nutriëntenconcentraties en –trends in kleine, landbouwwbeïnvloede wateren, 1985-2000. RIZA rapport 2002.008. Alterra rapport 472. ISBN 9036954274, 62 pp.

Rozemeijer, J., J. Griffioen, H. Passier (2005). De concentratie van fosfaat in regional kwelwater in Nederland. TNO rapport 005.105B0710, Utrecht.

Salm, C. van der, J. Dolfing, J.W. van Groenigen, M. Heinen, G. Koopmans, J. Oenema, M. Pleijter & A. van den Toorn (2006). Diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond. Monitoring van nutriëntenemissies op een melkveehouderijbedrijf in Waardenburg. STOWA-rapport 2006-12.

Weerd, H. van de en Torenbeek, R, 2007. Uitspoeling van meststoffen uit grasland – Emissieroutes onder de loep. Stowa rapport in voorbereiding.

Bijlage 1: Werknormen Kaderrichtlijn Water voor Natuurlijke Wateren

Tabel bijlage-1.1: Werknormen

Kader Richtlijn Water (bron:
Decemhernota 2006)

B  WERKNORMEN VOOR NATUURLIJKE WATEREN

B03. WERKNORMEN VOOR NATUURLIJKE WATEREN

Werknormen voor nutriënten behorend bij de Goede Ecologische Toestand (GET), van natuurlijke watertypen. In principe dient het van nature groeibeperkende nutriënt (onderstreept) te worden gekozen als norm, maar in bepaalde gevallen mag hiervan gemotiveerd worden afgeweken [62].

Watertype (code nationaal KRW type)	Parameter (eenheid)	Norm ¹
Midden-/benedenloop van riviertjes (R5, R6, R10, R12, R14, R15, R18)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,14</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	4
Grote rivieren (R7, R8, R16) ²	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,14</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	4
Rivierbegeleidende plassen (M5)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,6-0,1</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3-1,5
Matig grote ondiepe gebufferde plassen (M14)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,08</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,5
Matig grote diepe gebufferde meren (M20)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,03</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1
Grote diepe gebufferde meren (M21) ³	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,03-0,04</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	0,9-1,0
Ondiepe kalkrijke plassen (M23) ⁴	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,06-0,10</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3-1,5
Matig grote ondiepe laagveenplassen (M27)	totaal fosfaat (mg P/l)	<u>0,06</u>
	totaal stikstof (mg N/l)	1,3
Brakke en zoute plassen (M30, M31, M32)	totaal fosfaat (mg P/l)	0,11
	totaal stikstof (mg N/l)	<u>1,8</u>
Overgangswateren (O2) en Kustwateren (K1, K2, K3)	Opgelost anorganisch fosfor (µM)	2,2 ⁵
	Opgelost anorganisch stikstof (µM)	<u>35</u> ²

¹ Klassengrens tussen de goede en matige ecologische toestand. De waarden gelden als gemiddelde voor de zomerperiode (april tot en met september), behalve voor de kustwateren waar de winterperiode (december tot en met maart) wordt gebruikt.

² Voor deze typen is te weinig informatie beschikbaar. De waarden komen overeen met die van de kleinere rivieren.

³ Voor dit type is te weinig informatie beschikbaar. Daarom is de range van de meest gelijkende typen overgenomen: M16 (welke niet apart wordt gerapporteerd) en M20.

⁴ Voor dit type is te weinig informatie beschikbaar. Daarom is de range van de meest gelijkende typen overgenomen: M14 en M25 (welke niet apart wordt gerapporteerd).

⁵ Deze waarden zijn winterwaarden bij een saliniteit van 30 ‰. Bij een andere saliniteit geldt voor stikstof: norm = 202 – 5,566*Saliniteit. De fosfornorm is afgeleid van stikstof middels een N:P verhouding van 8,2. De vermelde normen komen overeen met 0,07 mg P/l en 0,49 mg N/l.

Bijlage 2: Methodiek en resultaten emissieberekeningen

**Diagnose emissiecijfers niet-landbouw bronnen voor de
evaluatie mestbeleid.**

Nanette van Duynhoven, RIZA
september 2007

Inleiding

Vanuit het project Evaluatie van het mestbeleid worden cijfers gevraagd over nutriënten emissies van alle bronnen m.u.v. de uit- en afspoeling van landbouwgronden. De bron uit- en afspoeling wordt met het model STONE berekend. Deze bijlage geeft emissiecijfers voor de diagnose van jaren en een korte uitleg van de berekeningsmethode per bron. De diagnose jaren zijn 1985, 1990, 1995, 2000, 2004 en 2005. De bronnen staan genoemd in de bijgevoegde tabellen.

Stikstof (ton/jaar)

Routes	1985	1990	1995	2000	2005
landbouw					
direct	10.000	8.890	6.280	5.600	5000
uit- en afspoeling*					
landbouw	52.048	50.142	57.931	53.048	43.736
natuur	11.172	5.784	9.997	6.837	5.745
industrie (direct)	19.529	12.813	6.600	4.793	3.932
communaal					
effluenten RWZI's	38.412	39.531	36.206	28.952	21.742
overstorten	2.301	1.047	859	475	201
ongezuiverd gerioleerd	7.015	423	403	0	0
niet aangesloten huishoudens	3.213	1.710	1.242	863	328
huishoudens aangesloten op IBA ¹	0	0	0	0	84
regenwaterriolen	1.202	723	940	997	1.056
atmosferische depositie					
directe depositie**	23.000	11.777	12.792	10.805	9.910
depositie vanuit afspoeling verhard oppervlak ²	594	304	330	279	256
scheepvaart ³					
lozing huishoudelijk afvalwater	184	177	228	230	223
totaal Nederland	168.670	133.321	133.808	112.879	92.213
aanvoer via grensoverschrijdende rivieren					
Rijn	398.900	328.720	396.920	261.730	221.557
Maas	29.160	20.670	38.690	40.190	20.667
Schelde	33.860	23.700	38.400	38.360	17.584
totaal rivieren	461.920	373.090	474.010	340.280	259.808

Fosfor (ton/jaar)

Routes	1985	1990	1995	2000	2005
landbouw					
direct	800	609	420	410	340
uit- en afspoeling*					
landbouw	2.860	2.836	3.218	3.104	3.042
natuur	409	392	415	406	404
industrie (direct)	13.423	10.984	3.557	1.868	378
communaal					
effluenten RWZI's	10.810	6.239	3.541	2.845	2.651
overstorten	122	113	85	44	13
ongezuiverd gerioleerd	1.870	194	57	0	0
niet aangesloten huishoudens	569	248	180	125	48
huishoudens aangesloten op IBA ¹	0	0	0	0	8
regenwaterriolen	0	20	30	36	38
scheepvaart ³					
lozing huishoudelijk afvalwater	31	40	39	40	38
totaal Nederland	30.894	21.675	11.542	8.878	6.960
aanvoer via grensoverschrijdende rivieren					
Rijn	36.330	17.060	18.340	14.270	8.012
Maas	3.140	2.170	2.300	2.520	1.088
Schelde	3.970	2.040	2.700	2.610	756
totaal rivieren	43.440	21.270	23.340	19.400	9.855

Als informatiebron is de EmissieRegistratie 2007 gebruikt. Alle cijfers voor stikstof en fosfor vanaf 1990 zijn afkomstig uit Emissieregistratie 2007. Gegevens voor 1985 zijn afkomstig uit Nutriënten in oppervlaktewater, Achtergronddocument Beleidsmonitor Water Thema Chemische Waterkwaliteit, MNP 500799003/2005.

Opmerkingen bij tabellen:

* Cijfers voor de uit- en afspoeling voor landbouw zijn afkomstig uit STONE2.3, berekeningen 2007. Cijfers zijn gebaseerd op de gemiddelde weerjaren itt de vorige rapportage. Daar werden de werkelijke weerjaren gebruikt. De verschillen van jaar tot jaar bij gebruik van werkelijke weerjaren kunnen nogal oplopen. Voor beleidsrapportages is het daarom beter om de gemiddelde weerjaren te gebruiken.

Werkelijke weerjaren totaal landelijk gebied:

	1985	1990	1995	2000	2005
N	63220	54556	83034	82888	43392
P	3270	2777	3811	4298	3020

** Ten opzichte van vorige rapportages is de belasting voor stikstof door atmosferische depositie aangepast vanaf 1990. De depositiecijfers zijn gecorrigeerd voor NH₃ en NO_y (factor 14/46). Daarnaast zijn de atmosferische depositie op Waddenzee en Westerschelde verwijderd, deze zijn opgenomen bij de depositie op zoute wateren, die niet in deze rapportage gepubliceerd worden. Voor 1985 zijn geen aanpassingen verricht omdat er te weinig informatie voorhanden is.

Nieuw toegevoegd t.o.v. vorige Evaluatie

1. Bij communaal is de post huishoudens lozend op een individuele behandeling afvalwater (IBA) extra toegevoegd.
2. Atmosferisch depositie vanuit afspoeling onverhard. Cijfers uit Emissieregistratie 2007 vanaf 1990. De cijfers voor 1985 zijn geëxtrapoleerd met behulp van de cijfers voor de atmosferische depositie op oppervlaktewater.
3. Scheepvaart, huishoudelijke lozingen uit binnenvaart, passagierschepen, recreatievaartuigen en chartervloot.

Herkomst cijfers per bron

Landbouw direct

Deze post geeft de lozingen op het oppervlaktewater zoals gebeurt tijdens het meemesten van sloten en lozingen van drain- en drainagewater op oppervlaktewater door de glastuinbouw.

Diagnose jaren.

Voor het kwantificeren van de bron meemesten van sloten wordt een landelijk cijfer berekend op basis van mestgiften (kunst en dierlijke mest), gemiddelde slootoppervlak grenzend aan landbouwgrond en aanwendingstechniek. De cijfers voor de glastuinbouw zijn schattingen gebaseerd op: gemiddelde concentraties in drainagewater en overtollig voedingswater, jaargemiddeld debiet, mate van circulatie, oppervlakte glastuinbouw.

Industrie (direct)

Dit zijn puntlozingen vanuit bedrijven direct op het oppervlaktewater dus niet via het communale riool en RWZI's.

Diagnose jaren.

De REVIEW database (beheer: N. van Duyhoven RWS RIZA/WII) bevat de resultaten uit het elektronisch Milieujaarverslag (eMJV) en uit de jaarlijkse enquête onder regionale waterbeheerders. De grootste industrieën rapporteren de jaarlijkse vrachten van een aantal stoffen in het elektronisch milieujaarverslag welke gecontroleerd worden door de overheid. De jaarvrachten van de kleinere bedrijven worden via de enquête aangeleverd.

Effluenten RWZI's

Nederland telt ruim 400 RWZI's, de lozingen van het gezuiverde afvalwater is het effluent. Het afvalwater komt voornamelijk van huishoudens en bedrijven.

Diagnose jaren.

Door het CBS worden jaarlijks influenten, effluenten, en zuiveringsrendementen van de RWZI's geregistreerd. De stikstof en fosfaat dagvrachten worden berekend op basis van debietproportionele 24 uren bemonsteringen (dagvracht = concentratie * debiet). Aan CBS wordt de jaar gemiddelde dagvracht gerapporteerd en CBS berekent hieruit de jaarvracht (gem. dagvracht * 365). Het RIZA heeft de CBS cijfers in een database.

Overig communaal

Onder overig communaal wordt hier de overstorten, ongezuiverd gerioleerd, niet aangesloten huishoudens en regenwaterriolen verstaan. Ze worden samengevat onder overig communaal omdat de jaarvrachten met hetzelfde model berekend worden.

Overstorten

Bij gemengde rioolstelsels treden bij grote regenval overstorten in werking waardoor ongezuiverd afvalwater direct het oppervlaktewater bereikt.

Ongezuiverd gerioleerd

Lozingen die onder de bron 'ongezuiverd gerioleerd' vallen zijn afkomstig van het afvalwater in het riool dat niet op een RWZI aangesloten is. Dit afvalwater komt dus ongezuiverd op het oppervlaktewater terecht. Vanaf 1999 wordt aangenomen dat al het Nederlandse rioolwater gezuiverd wordt.

Niet aangesloten huishoudens

Huishoudens die niet aangesloten zijn op een riool lozen hun afvalwater zonder tussenkomst van het communale rioolstelsel op het oppervlaktewater. Een zuivering (bv d.m.v. een IBA) kan wel plaatsvinden.

Regenwaterriolen

Bij gescheiden rioolstelsels wordt het opgevangen regenwater rechtstreeks op het milieu geloosd. De lozingen van regenwaterriolen worden voor 100% bepaald door de atmosferisch depositie. Voor stikstof is er daarom rekening gehouden met een significante bijdrage vanuit deze post en wordt deze post voor fosfor niet opgevoerd.

Diagnose jaren

Met ingang van het basisjaar 2004 is met terugwerkende kracht de methodiek gewijzigd voor de berekening van de uitstoot van stoffen vanuit overstorten, regenwaterriolen, ongezuiverde riolen en niet aangesloten huishoudens. In het nieuw opgestelde schattingsmodel (ontwikkeld door Henk den Heer van RWS/RIZA) wordt onderscheid gemaakt tussen hemelwater-gerelateerd afvalwater en droogweerafvoeren die bestaan uit lozingen van huishoudens op riool en lozingen van industrie op het riool.

Voor de landelijke EmissieRegistratie wordt er voor de basisjaren een schema opgesteld met daarin een verdeling gebaseerd op inwonerpercentages aangesloten op bepaalde typen rioolstelsels. Vanuit deze verdeling wordt met het model berekend welke vracht vanuit de hemelwater- en droogweerafvoeren wordt geloosd via RWZI's en de vrachten die rechtstreeks op oppervlaktewater worden geloosd via overstorten, regenwaterriolen, niet aangesloten huishoudens of ongezuiverde riolen.

Lozing huishoudelijk afvalwater scheepvaart

De lozingen betreffen de lozingen van huishoudelijk afvalwater van recreatievaart, chartervaart, passagiersschepen en de binnenvaart. De lozingen hebben vooral betrekking op toiletafvalwater, maar ook het afvalwater dat vrijkomt van andere huishoudelijke activiteiten die aan boord plaatsvinden.

Diagnose jaren

De emissies worden op eenvoudige wijze berekend door de vermenigvuldiging van het aantal mensjaren dat per jaar en per boottype op het water wordt doorgebracht. Vervolgens wordt gecorrigeerd voor het opvangen van het huishoudelijk afvalwater aan boord en afgifte aan een walontvangststation gevolgd door lozing op de riolering.

Directe atmosferische depositie

Deze bron geeft aan hoeveel van de in de lucht aanwezige stoffen in het open water terechtkomen door natte en droge depositie.

Diagnose jaren

Met behulp van het door RIVM ontwikkelde atmosferische verspreidings- en depositiemodel OPS (Operationeel model prioritaire stoffen) versie 4 heeft TNO een concentratie- en depositieverdeling voor verschillende stoffen, waaronder stikstof, over Nederland bepaald. De depositie is apart berekend voor elke afwateringseenheid en vervolgens geaggregeerd naar Nederland totaal.

De berekeningen zijn gemaakt voor het jaar 2000. De depositie voor de overige jaren 1990, 1995, 2003 en 2004 is geschat op basis van de ontwikkelingen in de emissie. Er zijn daarvoor geen nieuwe modelberekeningen uitgevoerd.

Het jaar 1985 vormt hierop een uitzondering. Voor dit jaar is de atmosferische depositie op een andere manier berekend en dit getal is vele malen groter is dan in latere jaren. De oorzaak van dit verschil kan door een methode verschil verklaard worden. Op dit moment is onderzoek gaande om deze tijdreeks te verbeteren.

Aanvoer grensoverschrijdende rivieren

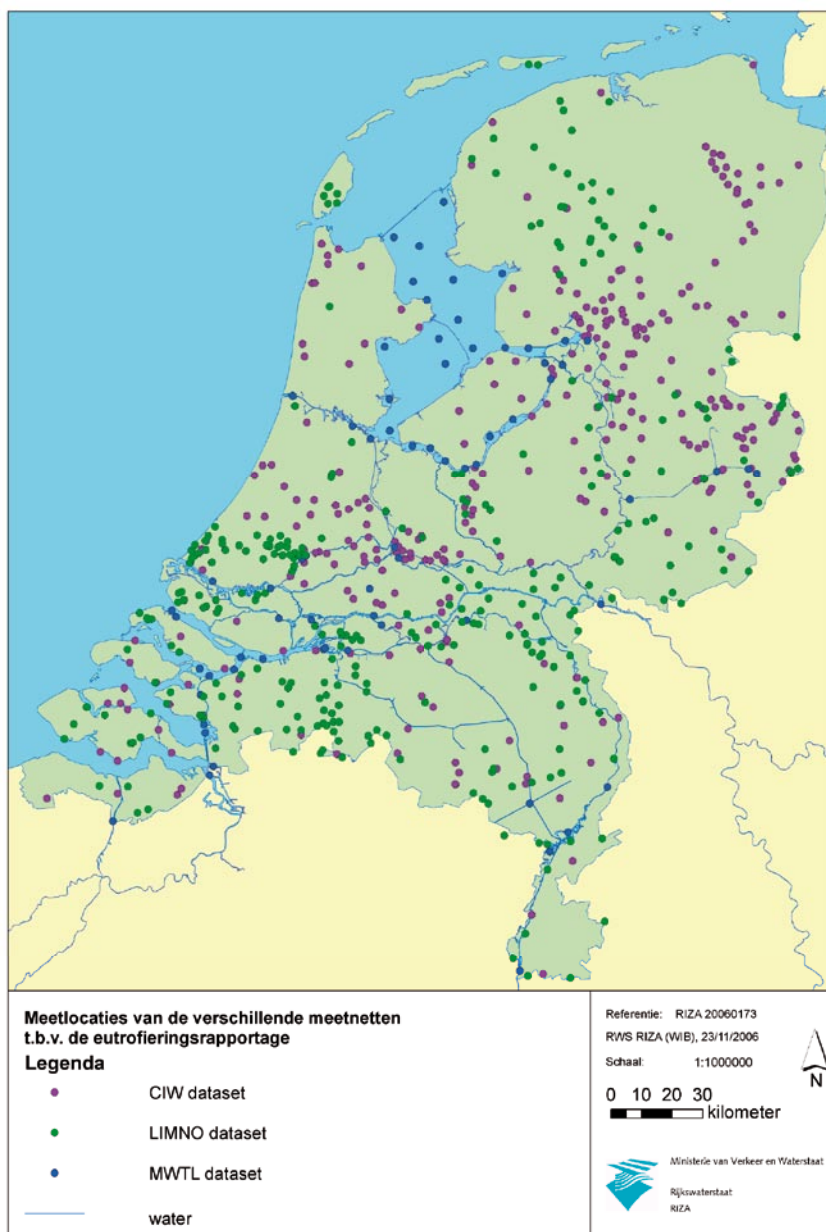
Jaarvrachten van de meetlocaties waar de grote rivieren Nederland binnenkomen.

Diagnose jaren

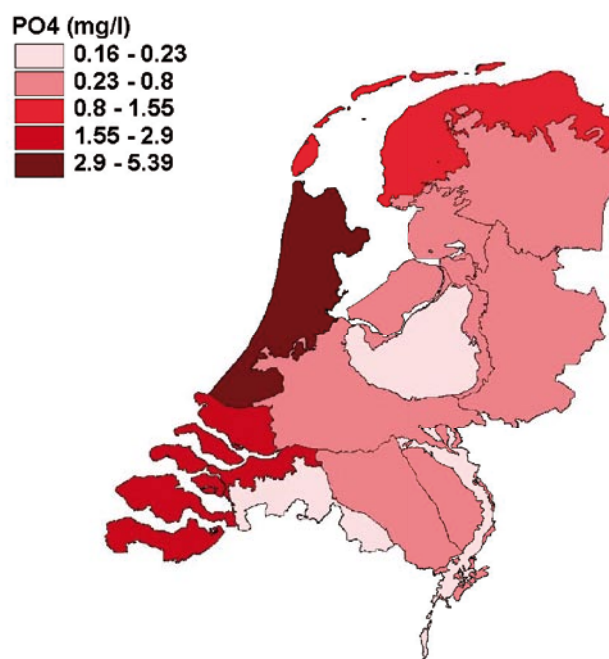
Vracht berekeningen gebaseerd op metingen van waterkwaliteit en debieten op de meetlocaties Lobith, Eijsden en Schaar van Ouden Doel. Met behulp van de vrachtenmodule uit het programma IBEVER worden jaarlijks de vrachten berekend.

Bijlage 3: Meetlocaties landbouwbeïnvloede wateren per beheerder

Figuur bijlage-3.2: De concentratie van fosfaat in regionaal kwelwater (bron: Rozemeijer, J., J., Griffioen en H. Passier, 2005. TNO-rapport 005.105b0710. TNO, Utrecht)



.....
Figuur bijlage-3.1: Ligging &
spreiding van de meetlocaties



Opbouw van de kenmerkentabel per meetlocatie. De selectie betreft de eerste 10 meetlokaties van de gehele dataset (724 meetlocaties). De gehele tabel is op te vragen bij het RIZA.

Tabel bijlage-3.1: Kenmerken van het afwaterend gebied behorend bij de meetlocatie (bron: Bodemkaart Nederland & Langebruikskaart LGN-5)

Meet-punt	Aeraal	Bodemtype					Landgebruik											
		code	areaal (in m ²)	Buiten- land	Veen	Overig	Zand	Klei	Aandeel Landbouw	gras	maïs	aardappel	bieten	granen	overige gewassen	glastuin- bouw	boomgaard	bollen
		101	124151875	0%	81%	2%	17%	0%	78%	12%	4%	28%	14%	17%	3%	1%	0%	0%
		102	6495625	0%	16%	0%	5%	79%	96%	20%	5%	7%	15%	47%	3%	0%	0%	0%
		103	488946875	0%	73%	6%	18%	4%	78%	13%	3%	26%	13%	18%	3%	0%	0%	0%
		104	8420000	0%	58%	0%	42%	0%	97%	12%	3%	40%	21%	19%	3%	0%	0%	0%
		105	117785625	0%	39%	2%	59%	0%	73%	24%	2%	19%	9%	16%	3%	0%	0%	0%
		106	5594375	0%	86%	3%	10%	0%	93%	59%	11%	12%	1%	11%	1%	0%	0%	0%
		107	5594375	0%	86%	3%	10%	0%	93%	59%	11%	12%	1%	11%	1%	0%	0%	0%
		108	1064375	0%	80%	0%	20%	0%	94%	52%	0%	27%	7%	8%	0%	0%	0%	0%
		109	5135000	0%	72%	0%	28%	0%	65%	40%	1%	8%	6%	8%	1%	0%	0%	0%
		110	359375	0%	94%	0%	6%	0%	93%	48%	4%	8%	15%	11%	7%	0%	0%	0%
		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
6053	4067500		0%	0%	14%	28%	58%	82%	12%	0%	3%	12%	31%	15%	0%	8%	2%	

Bijlage 4: Data-inzameling en –analyse kleine landbouwbeïnvloede wateren

Datainzameling

Ter beschikking staan de volgende databases:

- Limno-data (monitoringstrategie gericht op ecologie; metingen jaarrond)
- CIW-data (metingen jaarrond)

Tabel bijlage-4.1: Aantal unieke meetlocaties verdeeld over de CIW- en de Limnodatabase uitgesplitst naar het relatieve aandeel landbouw van het afstromend oppervlak

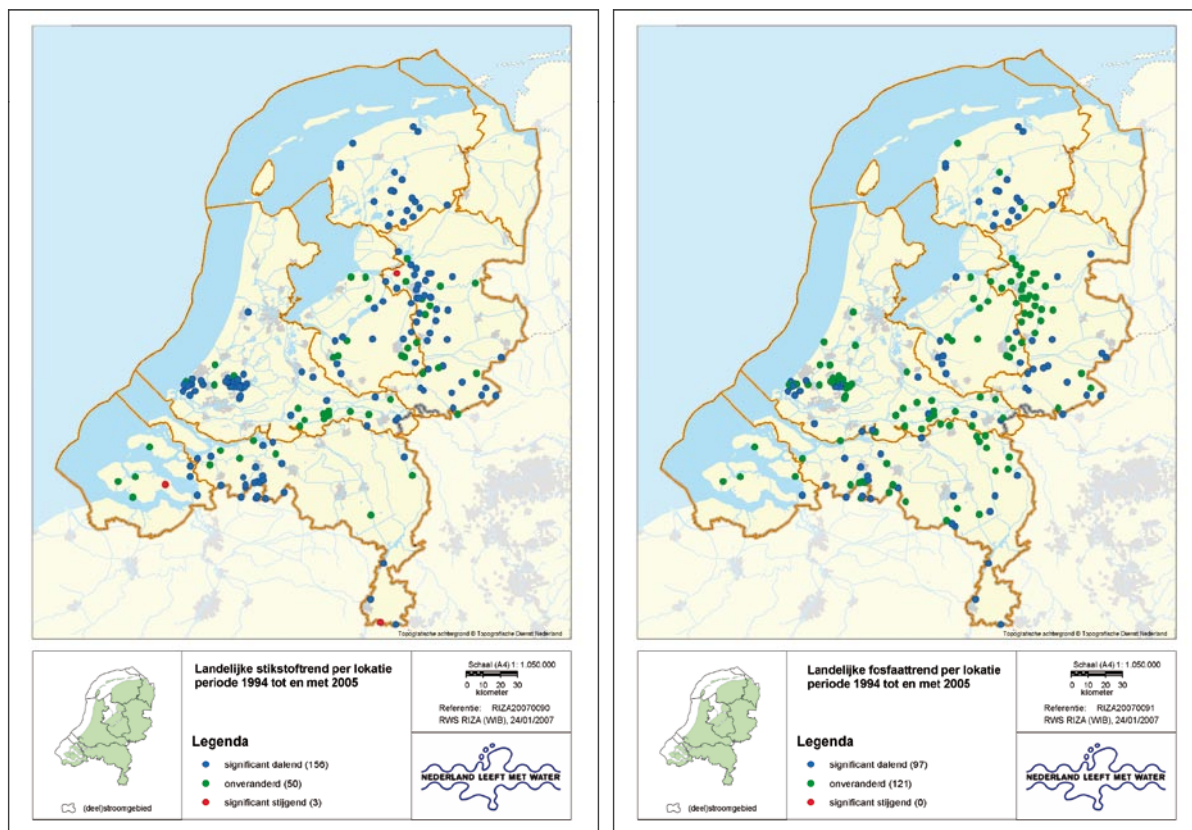
Aandeel Landbouw	CIW-database	Limnodatabase	Totalen
0% - 25%	33	44	77 (11%)
25% - 50%	53	57	110 (15%)
50% - 75%	121	91	212 (29%)
75% -100%	211	114	325 (45%)
Totalen	418	306	724 (100%)

Tabel bijlage-4.2: Klasse-indeling van afwaterend oppervlak en het aantal locaties per klasse. De klasse-indeling is logaritmisch. In de tabel zijn alleen de absolute waarden opgenomen

Klasse-indeling (logaritmisch)	Aantal locaties Fosfor	Aantal locaties Stikstof	Van	Tot
Klasse 1	10	9	0,04 km ²	0,33 km ²
Klasse 2	82	75	0,33 km ²	3,17 km ²
Klasse 3	242	228	3,17 km ²	31,80 km ²
Klasse 4	173	175	31,80 km ²	340,43 km ²
Klasse 5	34	34	340,43 km ²	3.032,78 km ²

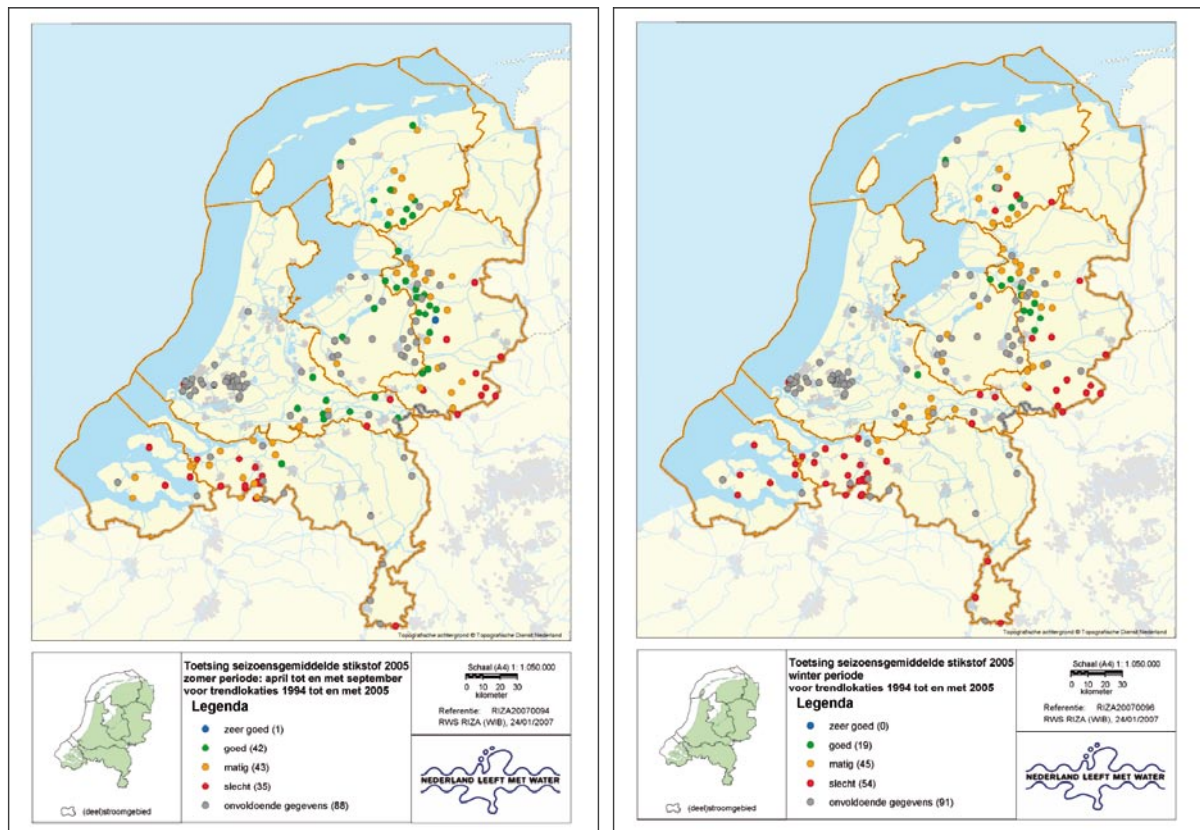
Bijlage 5: Resultaten Trendanalyse Regionale Wateren

Landelijke trends ruimtelijke presentatie:

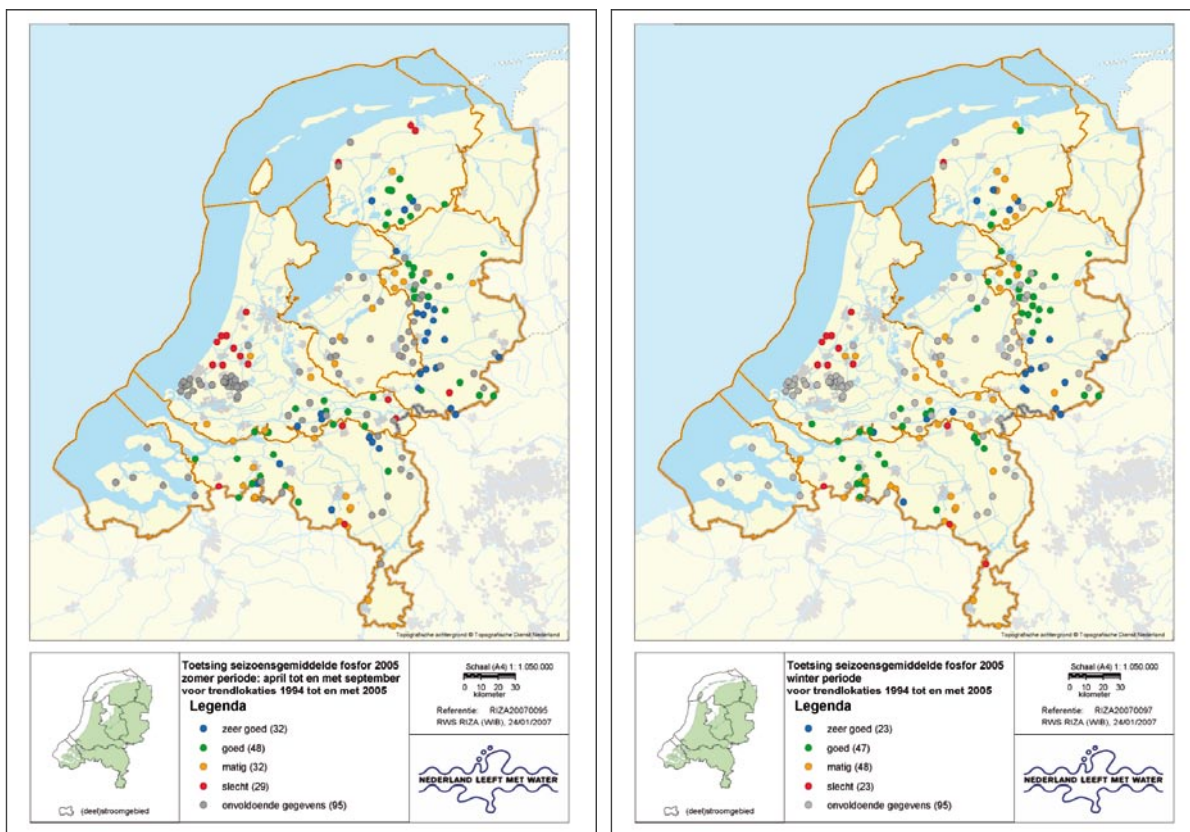


Figuur bijlage-5.1: landelijke trends stikstof (a) en fosfor (b) t.a.v. de meetpunten waarvoor een trend te berekenen is (periode 1994-2005)

Landelijke trends toetsjaar 2005 ruimtelijke presentatie



Figuur bijlage-5.2: toetsing
stikstof t.a.v. de meetpunten
waarvoor een trend te berekenen
is, uitgesplitst in het zomer- (a)
en winterhalfjaar (b)



.....

Figuur bijlage-5.3: toetsing
fosfor t.a.v. de meetpunten
waarvoor een trend te berekenen
is, uitgesplitst in het zomer- (a)
en winterhalfjaar (b)

Bijlage 6: Diffuse Belasting Oppervlaktewater door de Veehouderij (DOVE)

Locatie- en bodemeigenschappen

De Dove projecten zijn uitgevoerd op zandlocatie "Den Pol" in de buurt van Enschede (Overijssel), op een kleilocation in Waardenburg (Gelderland), en een veenlocatie in de Vlietpolder nabij Hoogmade (Zuid-Holland). Deze drie locaties zijn onder andere gekozen vanwege geen of alleen maar minieme uitwisseling met het diepere grondwater. In tabel 1 staan de belangrijkste kenmerken van de meetperiode en locatie- en bodemeigenschappen vermeld.

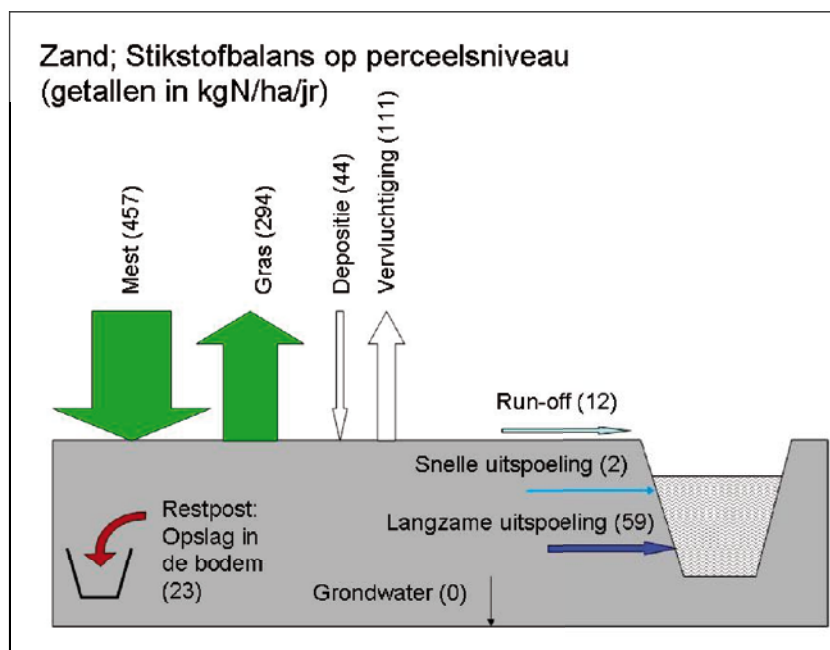
Tabel bijlage-6.1: Locatie- en bodemkenmerken van de drie DOVE locaties

	Den Pol	Vlietpolder	Waardenburg
Grondsoort	Zand	Veen	Klei
Drainage condities	goed tot matig	Slecht	Slecht (drainagebuizen 80 cm –mv)
Sloot	Vrij afwaterend	Vaste waterpeilen	Vrij afwaterend
Landgebruik	Grazen van pinken en productie hooi	Grazen van koeien en productie hooi	Grazen van koeien en productie hooi
Neerslag (mm)	920 (2000), 847 (2001)	861 (2000), 1215 (2001)	645 (2003), 869 (2004)
Bemesting	weidemest, dierlijke mest	KAN, dierlijke mest, weidemest	KAN, dierlijke mest, weidemest droppings
Mineralisatie			
Afvoer naar oppervlaktewater	Qopp 12	8	68
	Qondiep 4	53	32
	Qdiep 84	29	-
DPS3 (%) ⁴	37	15	7
Droge bulkdichtheid (0-40 cm –mv)			
Porositeit (0-40 cm –mv)			
%om (gem 0-40 cm –mv)			
%Al+Feox (gem 0-40 cm –mv)			
Bodemvoorraad P (0-40 cm) kg/ha	Anorg (rev) 2500 (irr)	Deel van 3000	Deel van 4000
	Org	3000	4000
Bodemvoorraad N (0-40 cm) kg/ha	Org 7000	30000	19000

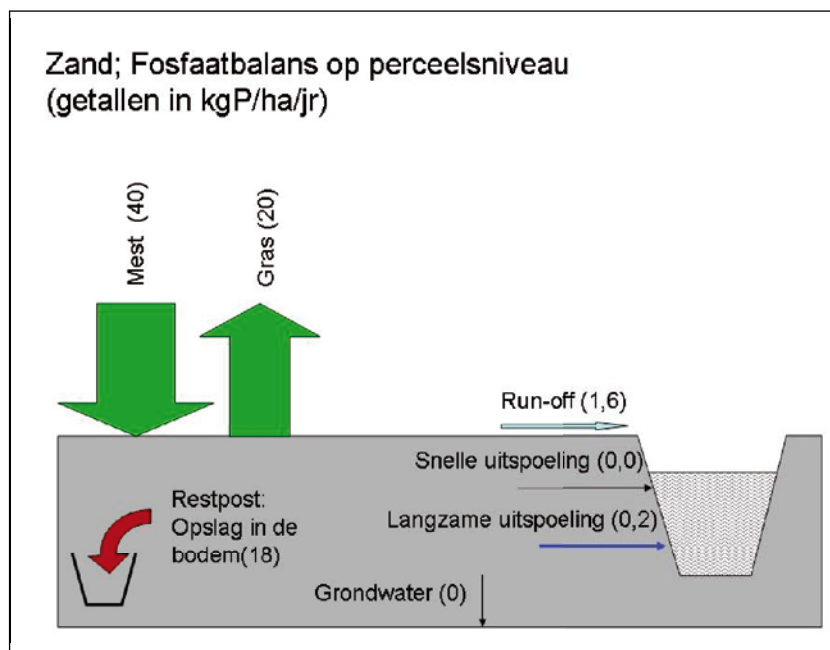
1. At oC pF 0, For peat and sand samples were taken once, for clay samples were taken regularly (circa once a month),
2. Monthly measurement
3. Q_{opp} = Run-off, matrix flow (0-10 cm), geulen; Q_{ondiep} = Matrix flow (10-70 cm) and drainage, Q_{diep} = matrix flow (> 70 cm). Due to differences in methodologies $Q_{som} \neq 100$ (see text).
4. Maat voor fosfaatverzadiging (degree of Phosphate saturation) $DPS = Pox / (0.5 * (Al + Feox))$
5. KAN = Kalkammonsalpeter

Resultaten

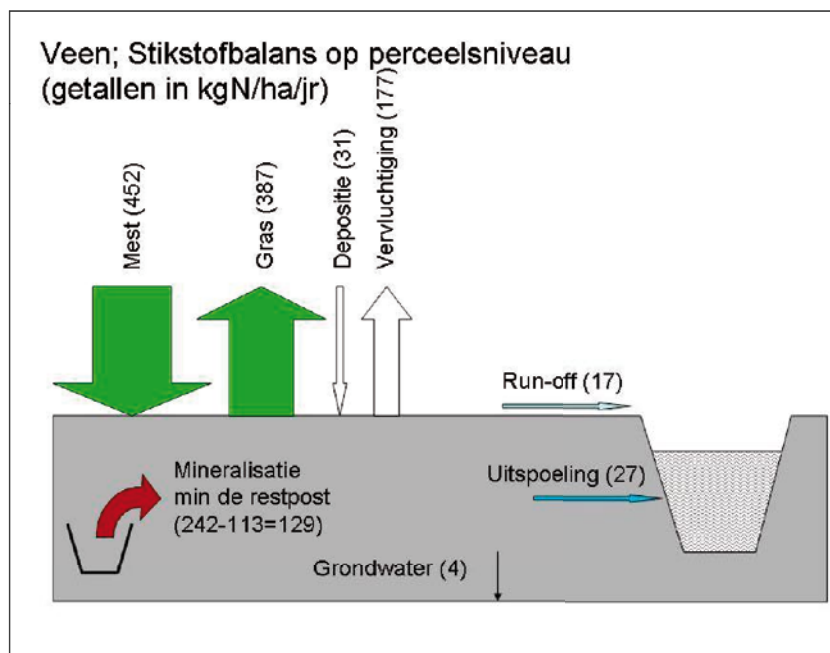
.....
Figuur bijlage-6.1: Stikstofbalans
van locatie Den Pol



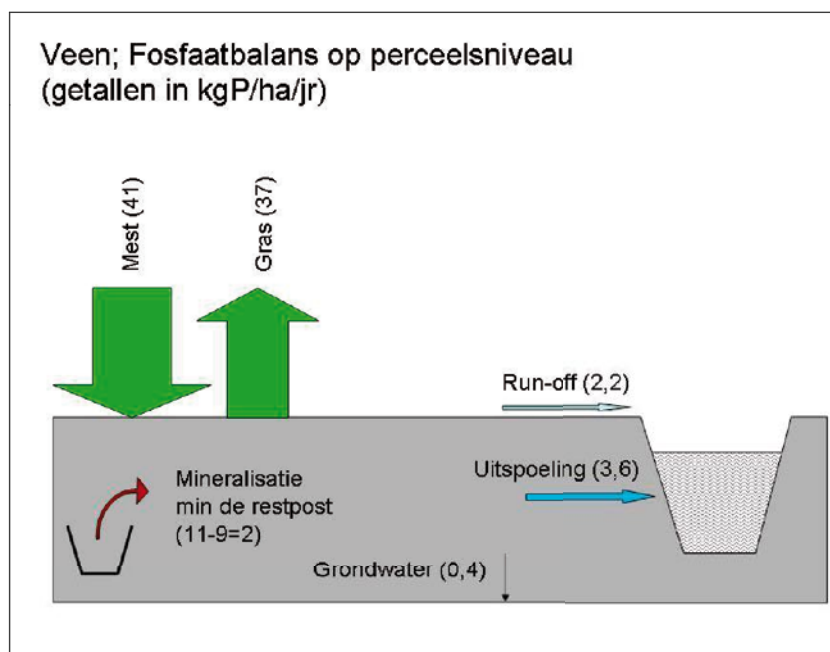
.....
Figuur bijlage-6.2: Fosfaatbalans
van locatie Den Pol



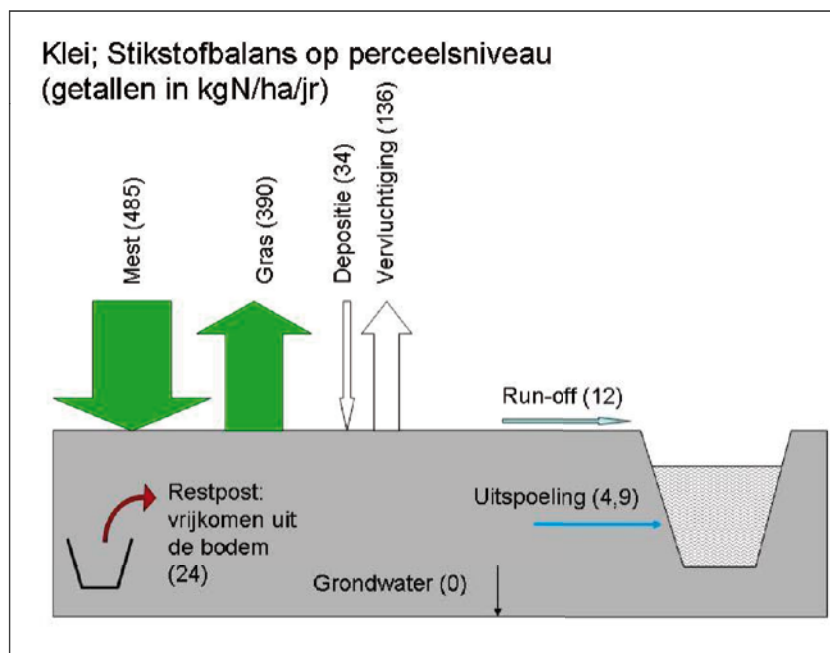
.....
Figuur bijlage-6.3: Stikstofbalans
 van locatie Vlietpolder



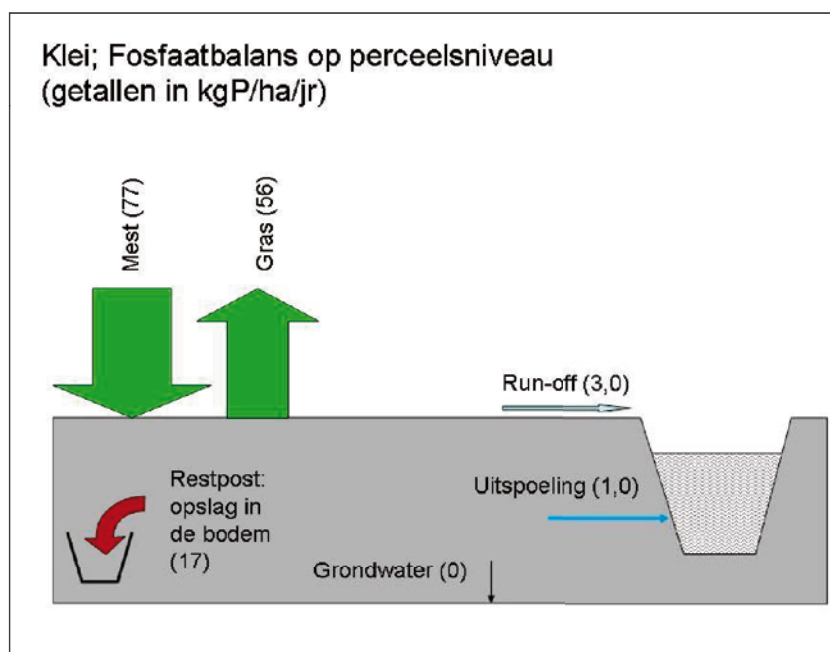
.....
Figuur bijlage-6.4: Fosfaatbalans
 van locatie Vlietpolder



.....
Figuur bijlage-6.5: Stikstofbalans
 van locatie Waardenburg

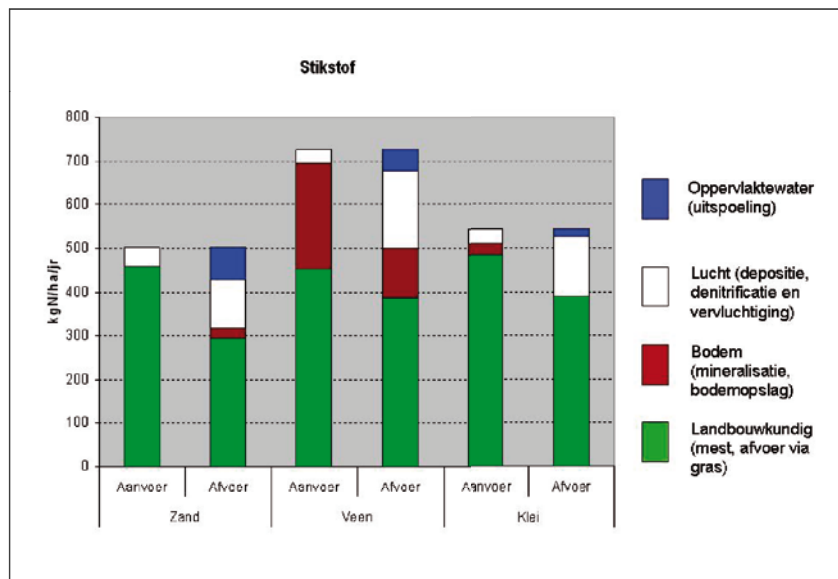


.....
Figuur bijlage-6.6: Fosfaatbalans
 van locatie Waardenburg



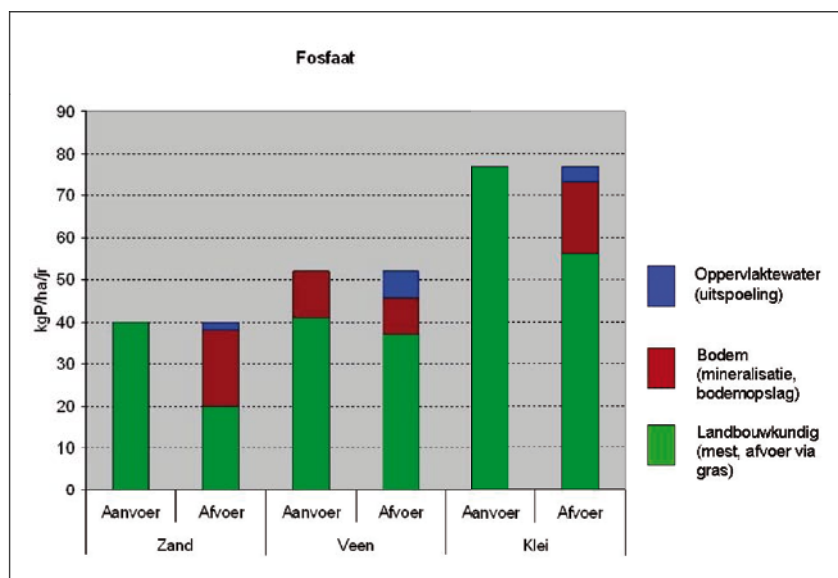
Figuur bijlage-6.7:

Stikstofbalansen van de DOVE
locaties

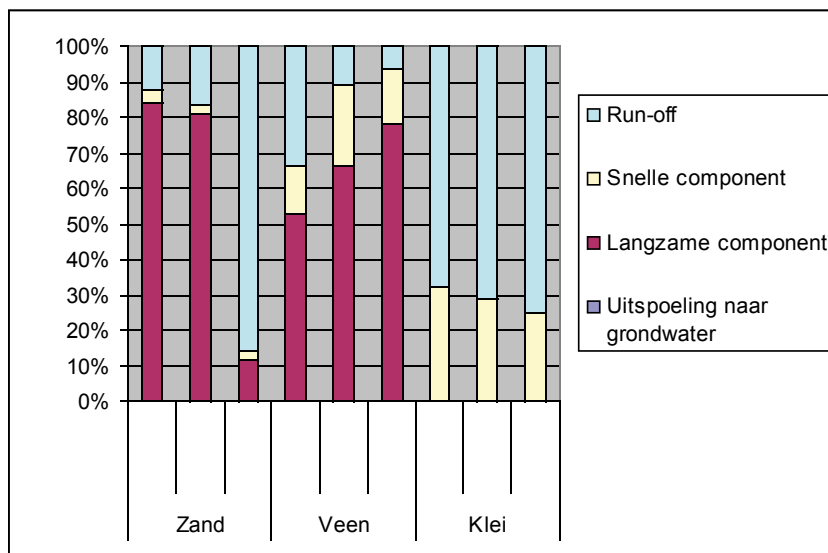


Figuur bijlage-6.8:

Fosfaatbalansen van de DOVE
locaties



.....
Figuur bijlage-6.9: Verdeling
 van de waterafvoer en de N en P
 uitspoeling over de verschillende
 routes



Bijlage 7: Zoute Wateren – Toestand en Trends

Auteurs: T.C. Prins & J.G. Baretta-Bekker (RIKZ-bijdrage)

Inleiding

Er is een analyse gemaakt van de trends in nutriëntenconcentraties in de kustwateren. Die analyse heeft zich gericht op de ontwikkeling in de gehalten in opgelost anorganisch fosfaat en stikstof tijdens de wintermaanden (november t/m februari) in de jaren 1985-2005. Monitoringgegevens uit het MWTL programma van Rijkswaterstaat zijn de basis van de analyse. De trendanalyse is beperkt tot de kustwateren, aangezien die het sterkst door nutriëntenvrachten vanaf het land beïnvloed worden. Als representatieve locaties is gekozen voor 3 locaties. De eerste is de kuststrook bij Noordwijk, die sterk onder invloed staat van de afvoer van Rijn en Maas via Haringvliet en Nieuwe Waterweg (De Vries et al., 1998). De tweede locatie vormt de westelijke Waddenzee, die direct beïnvloed wordt door de spui vanuit het IJsselmeer (dat ook door de Rijn wordt gevoed), en indirect door Rijn/Maas water dat door het residuele transport langs de Hollandse kust noordwaarts wordt gevoerd (De Vries et al., 1998). De derde locatie is de Westerschelde, die in sterke mate wordt beïnvloed door de rivier de Schelde.

Gebruikte methodiek

De concentraties van anorganische nutriënten in de kustwateren worden bepaald door de natuurlijke achtergrondconcentratie in het zeewater en door de aanvoer van nutriënten via de rivieren. De rivierinvloed blijkt uit de dalende nutriëntenconcentratie bij toenemend zoutgehalte. Omdat de aanvoer van nutriënten via de rivieren wordt beïnvloed door de waterafvoer, kunnen er grote verschillen ontstaan tussen droge en natte jaren. Ten behoeve van een meerjarige trendanalyse van de veranderingen in eutrofiëeringsgraad van de kustwateren, is het daarom van belang te corrigeren voor deze verschillen. De methode die hiervoor gebruikt wordt bestaat uit het maken van zogenaamde meng-diagrammen van winterconcentraties van nutriënten, op een reeks van monsterpunten in een zoutgradiënt, tegen de gemeten zoutgehalten. In de winter, wanneer de biologische activiteit het laagst is, vertonen de nutriënten een min of meer conservatief gedrag, en is er een lineair verband tussen concentratie en zoutgehalte, met afnemende gehalten bij toenemende zoutgehalten (Figuur bijlage 8.1). De helling van de regressielijn geeft daarmee een indicatie van het niveau van de nutriëntenaanvoer via de rivier. Aan de hand van de lineaire verdunningslijnen worden de winterconcentraties van nutriënten teruggerekend naar een vast zoutgehalte. Deze berekende getallen worden vervolgens in een trendanalyse gebruikt.

Deze methode wordt eveneens gebruikt voor rapportages ten behoeve van OSPAR.

In dit rapport worden de resultaten van trendanalyses voor een aantal locaties langs de Nederlandse kust gepresenteerd. Voor de Westerschelde en de Hollandse kust bij Noordwijk, zijn de beschikbare gegevens over de periode 1985-2005 geanalyseerd. Voor de westelijke Waddenzee is het niet goed mogelijk mengdiagrammen te maken vanwege het ontbreken van voldoende monsterlocaties waardoor de gradiënt aan zoutgehaltes te beperkt is (De Jong et al., 1999). Voor deze locatie is daarom de trend in niet voor het zoutgehalte gecorrigeerde gemiddelde winterconcentraties over de periode 1985-2000 onderzocht.

De analyses zijn uitgevoerd door uit de DONAR database, die de gegevens afkomstig uit het MWTL monitoringsprogramma bevat, de concentraties van opgelost anorganisch stikstof ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$), orthofosfaat (PO_4) en saliniteit te verzamelen. Voor ieder jaar zijn de concentraties in de winterperiode (november-februari) gebruikt om aan de hand van de lineaire verdunningslijnen de winterconcentraties bij een vast zoutgehalte (saliniteit 30) te berekenen.

RESULTATEN

Hollandse kust – Noordwijk-raai

Voor de analyse van de nutriëntenconcentraties in het kustwater voor de Hollandse kust zijn de gegevens gebruikt van de raai voor Noordwijk. Dit punt wordt direct beïnvloed door het rivierwater dat via Haringvliet en Nieuwe Waterweg in de Noordzee komt.

In figuur bijlage 8.2 worden de concentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN), bij een saliniteit van 30, voor de periode 1985-2005 getoond. In vergelijking met 1985, vertoont DIP een gestage daling met meer dan 50%. Voor DIN is de afname over de periode 1985-2005 ongeveer 25%.

De concentraties in 1985 van zowel DIP als DIN waren bij een saliniteit van 30 psu ongeveer 3 maal de natuurlijke achtergrondconcentraties (DIP: $0.77 \mu\text{M}$, DIN $20 \mu\text{M}$ (Laane et al., 2000)). Na 2000 is dat voor DIP gedaald tot 1.5 maal de natuurlijke achtergrondconcentratie, voor DIN is het gedaald tot ongeveer 2 maal de natuurlijke achtergrond.

Westelijke Waddenzee

Een analyse van de nutriëntenconcentraties in de westelijke Waddenzee in de periode 1985-1996 is uitgevoerd voor het Wadden Sea Quality Status Report 1999 (De Jong et al., 1999). De westelijke Waddenzee wordt beïnvloed door afvoer van zoet Rijnwater via het IJsselmeer, maar indirect eveneens door de Rijnafvoer die langs de Hollandse kuststrook naar het noorden wordt getransporteerd.

Figuur bijlage 8.3 geeft de gemiddelde (niet voor saliniteit gecorrigeerde) winterconcentraties van DIP en DIN voor de periode 1985-2000 in het Marsdiep. In vergelijking met 1985, vertoont DIP een gestage daling met ongeveer 60%. Voor DIN is vooral de laatste jaren een afname opgetreden, die niet veroorzaakt lijkt door veranderingen in de saliniteit.

Westerschelde

Voor de analyse van de nutriëntenconcentraties in de Westerschelde zijn de gegevens gebruikt van meetlocaties in de Westerschelde van de Belgische grens tot Vlissingen.

In figuur bijlage 8.4 worden de concentraties van orthofosfaat (DIP) en opgelost anorganisch stikstof (DIN) bij een saliniteit van 30 voor de periode 1985-2005 getoond. Vooral in de periode 1985-1995 vertoont DIP een aanzienlijke daling. DIN laat een gestage daling zien over de periode 1985-2000.

BIJDRAGE VERSCHILLENDE BRONNEN

Invloed rivieren op kustwater

Voor het Noordzee ecosysteem als geheel geldt, dat de Atlantische Oceaan, via de noordelijke Noordzee en het Kanaal, verreweg de belangrijkste bron van nutriënten is (OSPAR Commission, 2000). Er zijn echter grote regionale verschillen. Voor het zuidelijk deel van de Noordzee (tot 57° NB, ruwweg de lijn Aberdeen-Aalborg) geldt dat de aanvoer van stikstof via het Kanaal ongeveer de helft van de totale aanvoer bedraagt, de vracht via de rivieren ruim 30% en de bijdrage van atmosferische depositie ongeveer 20% bedraagt. Voor fosfor is de aanvoer via het Kanaal ongeveer 2/3 van de totale belasting en de vracht via de rivieren ongeveer 1/3 (Blauw et al., 2006).

De riviervrachten naar de Noordzee zijn gekwantificeerd, en met behulp van een ecosysteemmodel (GEM - zuidelijke Noordzee) is de bijdrage van de verschillende riviervrachten van stikstof en fosfor aan algenbloei berekend. Zo kan een inschatting worden gemaakt van de bijdrage van verschillende bronnen aan de eutrofiering in diverse delen van de Noordzee (Blauw et al., 2006). De belangrijkste resultaten voor de Nederlandse kustwateren worden hier samengevat.

Voor het deel van het Nederlands Continentaal Plat dat in belangrijke mate door rivieren wordt beïnvloed (hier gedefinieerd als het gebied met een gemiddelde saliniteit < 34), geldt dat de bijdrage van de riviervracht vanuit Nederland (via Rijn, Maas, IJsselmeer en diverse kleinere bronnen) aan het stikstof beschikbaar voor algengroei ongeveer 65% is, en aan het fosfor beschikbaar voor algengroei ongeveer 35%. Het verschil tussen fosfor en stikstof wordt veroorzaakt door het feit dat de fosforconcentraties in de rivieren aanmerkelijk sterker zijn gereduceerd dan de stikstofconcentraties, zodat de bijdrage van oceaankustwater voor fosfor relatief groter is.

De regionale verschillen zijn nog aanzienlijk (Figuur bijlage 8.5). Het gebied ten zuiden van Hoek van Holland wordt vooral beïnvloed door de afvoer via Nieuwe Waterweg en Haringvliet (voor stikstof ongeveer 50%) met daarnaast een bijdrage van Kanaalwater (ca. 20%) en België (vnl. afvoer van de rivier de Schelde, ca. 20%). Voor het gebied voor de Hollandse kust is het aandeel van Nieuwe Waterweg/Haringvliet groter (ca. 60%), met daarnaast zo'n 25% afkomstig uit het Kanaal. Voor het noordelijk deel van de kustwateren (Waddenzee en kuststrook boven de Waddeneilanden) is naast de bijdrage van Nieuwe Waterweg/Haringvliet (ca. 30%) de vracht vanuit het IJsselmeer van belang (ca. 30%) naast de bijdrage van Kanaalwater (ca. 25%).

De verhoogde nutriëntengehaltes in de Nederlandse kuststrook ten opzichte van de achtergrondconcentraties in het Kanaalwater kunnen worden toegeschreven aan de aanvoer van nutriënten door de rivieren (De Vries et al., 1998), waarbij dus vooral de bijdrage van afvoeren vanuit Nederland (via Haringvliet, Nieuwe Waterweg, Noordzeekanaal, IJsselmeer en kleinere bronnen) van belang is.

Meer specifiek geldt dat het gebied voor de Zeeuwse en Hollandse kust vooral wordt beïnvloed door de afvoeren via Nieuwe Waterweg en Haringvliet, terwijl de Waddenzee en het noordelijk kustgebied zowel worden beïnvloed door de afvoeren vanuit het IJsselmeer als door Nieuwe Waterweg / Haringvliet.

Bijdrage van binnenlandse emissies

De riviervrachten naar zee worden bepaald door de emissies in het stroomgebied van de verschillende rivieren. Hierbij spelen emissies in het buitenland, in het stroomgebied van Rijn en Maas bovenstrooms van Nederland, een rol, maar ook de emissies in Nederland zelf. Door Alterra is een analyse gemaakt van de bijdrage van binnenlandse emissies en van de bijdrage van de aanvoer vanuit het buitenland via Rijn en Maas, aan de vrachten naar de Noordzee (De Klein, 2006). De resultaten worden hieronder samengevat.

Niet alle nutriënten die geloosd worden op het oppervlaktewater bereiken de kustwateren. Tijdens het transport in het zoete oppervlaktewater vindt retentie plaats. Deze retentie verschilt per regio, per watertype en in de tijd. Dit betekent dat de relatieve bijdrage van bronnen aan de vracht naar zee anders kan zijn dan de relatieve bijdrage aan het totaal van emissies.

Voor de stikstof- en fosforbalans van Nederland geldt dat de emissies in Nederland zelf voor respectievelijk 25% (stikstof) en 35% (fosfor) bijdragen aan het totaal van emissies en buitenlandse aanvoer (Figuur bijlage 8.6). De retentie die plaatsvindt binnen Nederland is geschat op ongeveer 30-40%. In de regionale wateren is de retentie groter dan in de grote rivieren, waardoor het aandeel van binnenlandse emissies aan de uiteindelijke vrachten naar zee kleiner is dan het aandeel aan het

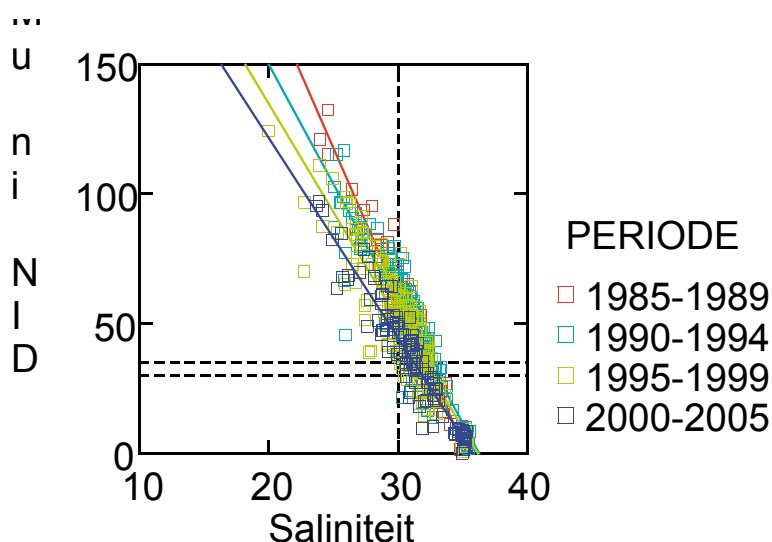
totaal van emissies en buitenlandse aanvoer, namelijk ongeveer 15% voor zowel N als P.

Overigens moet hierbij worden opgemerkt dat er behoorlijk grote onzekerheden rond deze getallen zitten, al is de conclusie wel gerechtvaardigd dat het aandeel van Nederlandse emissies aan de vrachten naar zee relatief beperkt is.

Overigens geldt ook hier dat er regionale verschillen zijn. De afvoeren via Nieuwe Waterweg / Haringvliet worden in sterke mate beïnvloed door de aanvoer vanuit het buitenland via Rijn en Maas, en de bijdrage van binnenlandse emissies is hier beperkt (10-15%). De afvoer via het IJsselmeer wordt in veel sterkere mate beïnvloed door binnenlandse emissies (40-50%).

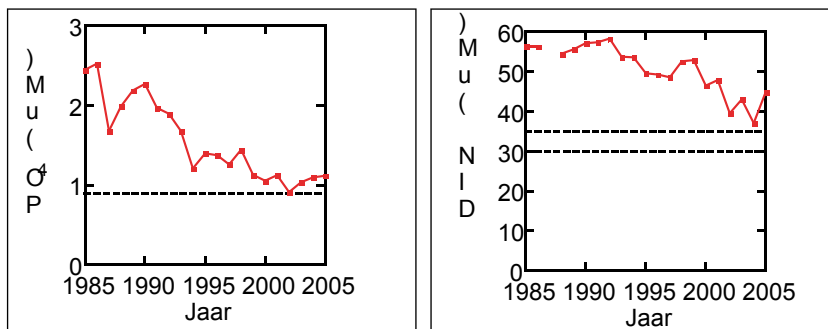
Uit deze gegevens, en de voorgaande gegevens over de bijdrage van riviervrachten in verschillende delen van de Nederlandse kustwateren, kan daarom geconcludeerd worden dat de effecten van binnenlandse emissies het sterkst zijn in de Waddenzee en de noordelijke kustwateren, terwijl het gebied voor de Zeeuwse en Hollandse kust in belangrijke mate wordt beïnvloed door aanvoeren vanuit het buitenland.

.....
Figuur bijlage 7.1: Voorbeeld van een mengdiagram van de winterconcentratie van opgelost anorganisch stikstof (DIN: $\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$) tegen saliniteit op de Noordwijk raai.

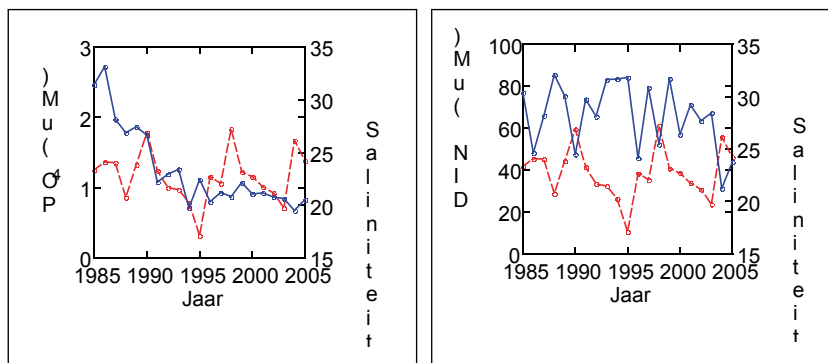


Figuur bijlage 7.2:

Winterconcentraties van orthofosfaat en DIN, gestandaardiseerd voor saliniteit 30, op de Noordwijk raai. De onderbroken lijnen geven het OSPAR toetsingsniveau en de KRW werknorm voor DIN (bovenste lijn).

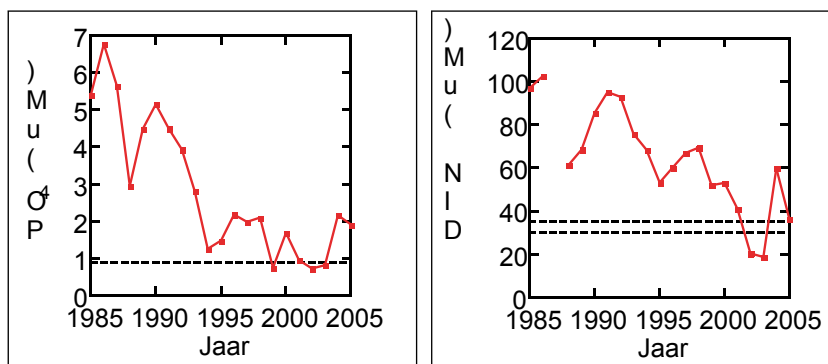


Figuur bijlage 7.3: Gemiddelde winterconcentraties van orthofosfaat, DIN en saliniteit (onderbroken lijn) in de westelijke Waddenzee.

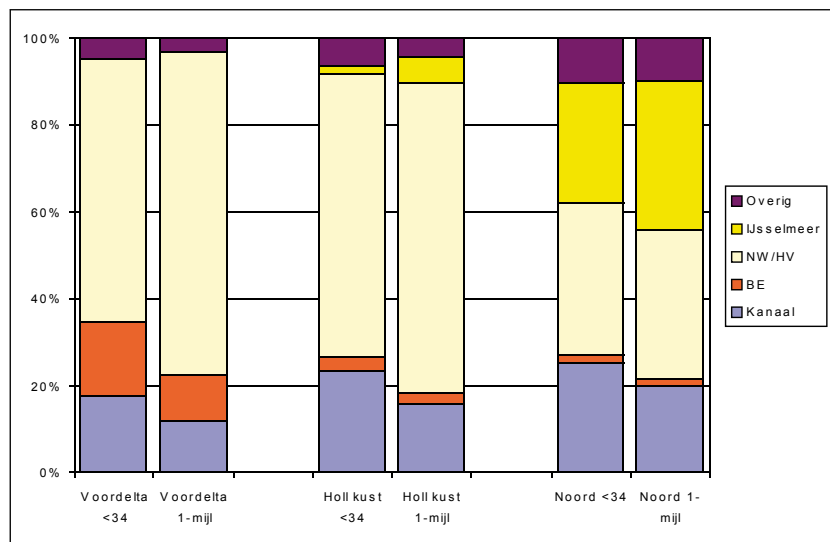


Figuur bijlage 7.4:

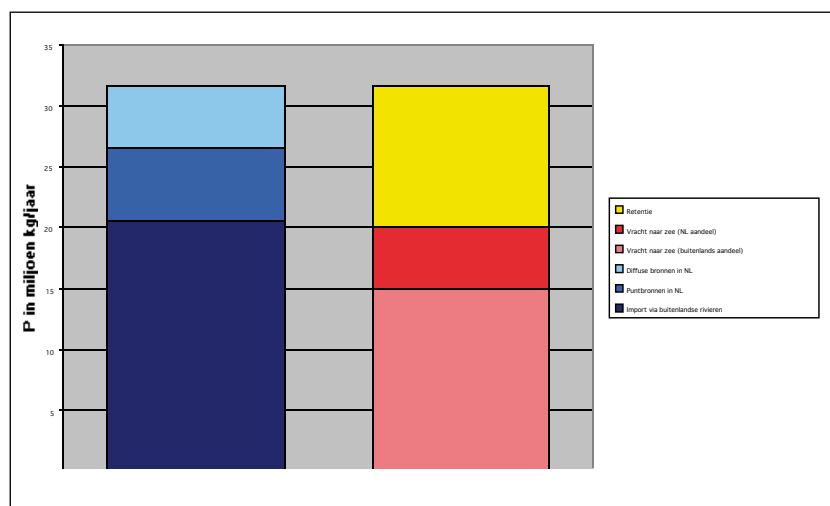
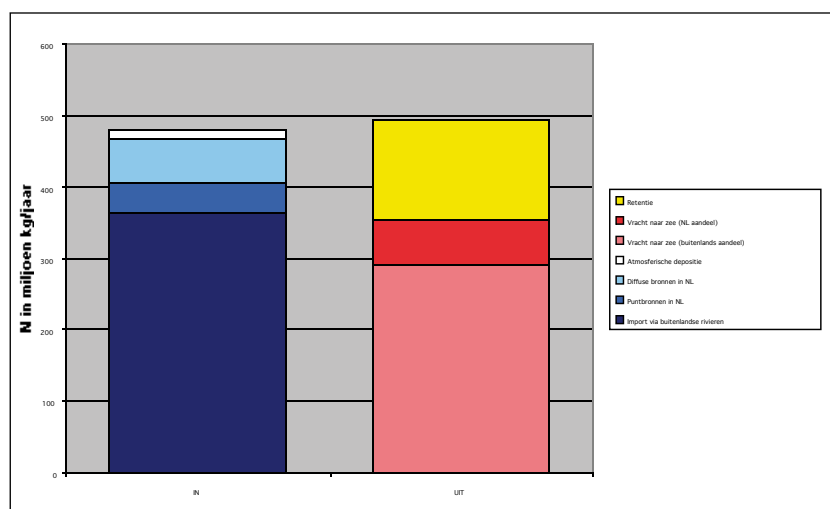
Winterconcentraties van orthofosfaat en DIN, gestandaardiseerd voor saliniteit 30, in de Westerschelde. De onderbroken lijnen geven het OSPAR toetsingsniveau en de KRW werknorm voor DIN (bovenste lijn).



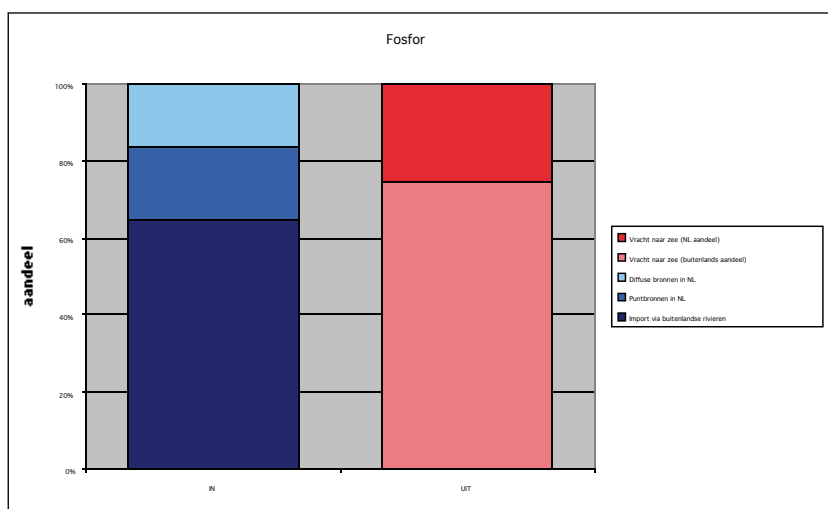
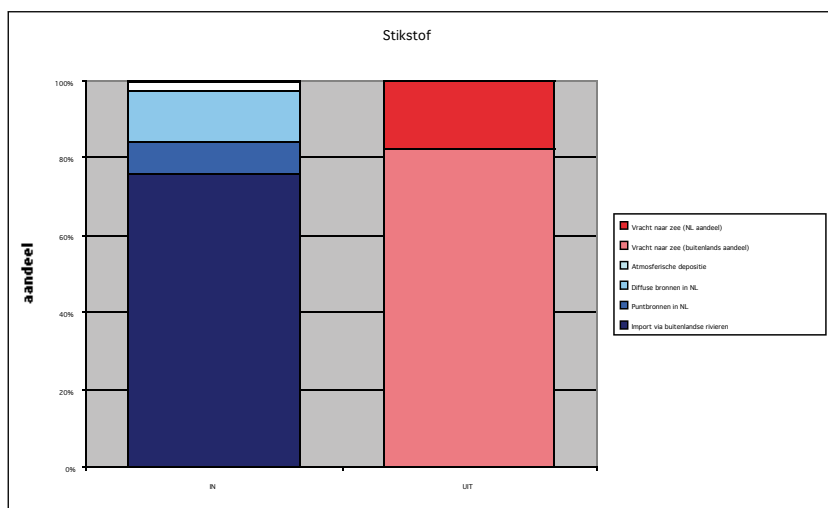
Figuur bijlage 7.5: Bijdrage van verschillende bronnen aan de in algenbiomassa opgeslagen stikstof, gemiddeld over de jaren 1997-2003.



Figuur bijlage 7.6: Balans voor stikstof en fosfor voor het oppervlaktewater, gemiddeld over de jaren 1995-2000.



Figuur bijlage 7.7: Relatieve
aandeel van buitenlandse
aanvoer en binnenlandse
emissies in de totale emissie
naar het zoete oppervlaktewater
("In") en in de vracht naar zee
("Uit"), gemiddeld over de jaren
1995-2000.



Referenties

.....

Blauw, A., Van den Wolfshaar, K. & Meuwese, H. (2006).
Transboundary nutrient transports in the North Sea. WLIDelft
Hydraulics rapport Z4188, Delft.

De Jong, F., Bakker, J. F., Van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A.,
Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (1999). 1999 Wadden
Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common
Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, 259 pp.

De Klein, J.J.M. (2006). Analyse van de grootte en de herkomst van de
vrachten stikstof en fosfor via het oppervlaktewater, op het Nederlands
deel van de Noordzee. Alterra rapport 1417, Wageningen, 34 pp.

De Vries, I., Duin, R. N. M., Peeters, J. C. H., Los, F. J., Bokhorst, M.
& Laane, R. W. P. M. (1998). Patterns and trends in nutrients and
phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series
analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments.
ICES J. Mar. Sci. 55: 620-634

OSPAR Commission 2000 (2000). Quality Status Report 2000, Region
II. Greater North Sea. OSPAR Commission, London, 136+xiii pp.

Gegevens LMM Sloten - RIVM

Gemiddelde en mediane stikstof- en fosforconcentraties in sloten op landbouwbedrijven in de zand-, klei- en veengebieden
overzicht gebaseerd op bestand vm2005_v7

aangemaakt door: Dico Fraters
datum: 20 november 2006
versie: 2.0
status: voorlopig cijfers

		Stikstof (N)		Concentraties in mg/l						
		Gemiddelde en mediaan van bedrijfsgemiddelden per jaar						Mediaan van alle metingen		
		zand		klei		veen				
winter	planjaar	gemiddeld	mediaan	gemiddeld	mediaan	gemiddeld	mediaan	zand	klei	veen
1995-1996	1995					3,7	3,1			3,1
1998-1999	1998					4,4	3,3			3,3
2000-2001	2000					6,0	5,5			5,1
2001-2002	2001					4,9	4,8			5,2
2002-2003	2002			6,4	4,9	3,4	3,2		5,0	2,6
2003-2004	2003			10,2	8,6	6,3	6,3		8,0	5,9
2004-2005	2004	12,2	12,8	9,1	7,7	4,7	4,8	10,8	5,6	4,7

		Fosfor (P)		Concentraties in mg/l						
		Gemiddelde en mediaan van bedrijfsgemiddelden per jaar						Mediaan van alle metingen		
		zand		klei		veen				
winter	planjaar	gemiddeld	mediaan	gemiddeld	mediaan	gemiddeld	mediaan	zand	klei	veen
1995-1996	1995					0,26	0,25			0,25
1998-1999	1998					0,35	0,24			0,22
2000-2001	2000					0,55	0,32			0,32
2001-2002	2001					0,44	0,33			0,30
2002-2003	2002			0,24	0,17	0,33	0,19		0,18	0,19
2003-2004	2003			0,20	0,13	0,19	0,10		0,10	0,09
2004-2005	2004	0,07	0,02	0,24	0,14	0,28	0,21	0,02	0,11	0,23

		Aantallen bedrijven			Aantallen monsters			Aantal monster / bedrijf		
		zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
winter	planjaar									
1995-1996	1995			18			26	-	-	1
1998-1999	1998			17			34	-	-	2
2000-2001	2000			9			18	-	-	2
2001-2002	2001			25			50	-	-	2
2002-2003	2002		40	9		95	18	-	2	2
2003-2004	2003		67	12		259	22	-	4	2
2004-2005	2004	25	52	24	98	268	43	4	5	2

Opmerkingen

selectie	gangbare landbouwbedrijven
middeling	per bedrijf gemiddelde per jaar voor alle ronden en sloottypen; per jaar gemiddelde van bedrijfsgemiddelden
N-totaalbepaling	Tot en met winter 2003/2004 Totaal-N = Kjeldahl-N + Nitraat-N; vanaf winter 2004/2005 direct Totaal-N bepaling Als Kjeldahl-N < Ammonium-N, dan Ammonium-N

meetnetopzet

2004-2005	http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680100001.html
1995-2002	http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500003002.html