

Trendanalyse meetnetten

Hoogheemraadschap van Rijnland



mei 2011

Trendanalyse meetnetten

Hoogheemraadschap van Rijnland

Opdrachtgever:
Hoogheemraadschap van Rijnland

Auteurs:
drs. Paul K. Baggelaar (*Icastat*)
ir. Eit C.J. van der Meulen (*AMO, Adviesbureau Modelling en Optimalisatie*)
drs. Roelf Pot (*Roelf Pot onderzoek- en adviesbureau*)

mei 2011



Modelling en Optimalisatie



Niagara 18
1186 JP AMSTELVEEN
Tel.: 020 641 52 11
paul.baggelaar@planet.nl

INHOUD

SAMENVATTING	4
1 INLEIDING.....	11
1.1 KERNPUNTEN VAN DEZE STUDIE.....	11
1.2 BESCHOUWDE MEETNETGEGEVENS.....	11
1.3 HOOFDLIJNEN VAN ONZE WERKWIJZE	12
1.4 OVER DIT RAPPORT	12
2 KORTE BESCHRIJVING BEHEERGEBIED RIJNLAND	14
2.1 LIGGING BEHEERGEBIED EN ENKELE KENTALLEN.....	14
2.2 GRONDSOORTEN.....	15
2.3 LANDGEBRUIK	16
2.4 KWEL EN WEGZIJGING	17
2.5 KRW-WATERTYPEN.....	18
3 CONTROLE EN VOORBEWERKING UITGANGSGEGEVENS	19
3.1 CONTROLE EN VOORBEWERKING MEETPUNTEN OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT	19
3.2 CONTROLE EN VOORBEWERKING FYSISCH-CHEMISCHE MEETGEGEVENS.....	20
3.2.1 <i>Controle op ongerechtigheden.....</i>	<i>20</i>
3.2.2 <i>Omgang met uitschieters.....</i>	<i>21</i>
3.2.3 <i>Omgang met gecensureerde waarden</i>	<i>21</i>
3.2.4 <i>Verkennen en beoordelen informatieinhoud van de meetgegevens</i>	<i>23</i>
4 TRENDS FYSISCH-CHEMISCHE WATERKWALITEIT	24
4.1 DIMENSIES ONTVANGEN MEETGEGEVENS	24
4.2 KEUZEN TRENDANALYSE.....	25
4.2.1 <i>Selectie meetreeksen</i>	<i>25</i>
4.2.2 <i>Uitvoeren trendanalyse.....</i>	<i>26</i>
4.3 RESULTATEN TRENDANALYSE LANGE TERMIJN	27
4.3.1 <i>Resultaten algemeen</i>	<i>27</i>
4.3.2 <i>Langetermijn-ontwikkeling per parameter.....</i>	<i>28</i>
4.3.3 <i>Trends over de lange termijn onderscheiden naar bodemsoort</i>	<i>33</i>
4.3.4 <i>Trends over de lange termijn onderscheiden naar KRW-watertype</i>	<i>35</i>
4.3.5 <i>Trends over de lange termijn onderscheiden naar gebiedstype</i>	<i>37</i>
4.4 RESULTATEN TRENDANALYSE KORTE TERMIJN	38
4.4.1 <i>Resultaten algemeen</i>	<i>38</i>
4.4.2 <i>Kortetermijn-ontwikkeling per parameter</i>	<i>39</i>
4.4.3 <i>Recente ombuigingen van de ontwikkeling.....</i>	<i>42</i>
4.4.4 <i>Trends over de korte termijn onderscheiden naar bodemsoort.....</i>	<i>46</i>
4.4.5 <i>Trends over de korte termijn onderscheiden naar KRW-watertype.....</i>	<i>47</i>
4.4.6 <i>Trends over de korte termijn onderscheiden naar gebiedstype.....</i>	<i>48</i>
4.5 ONTWIKKELING N/P-RATIO.....	49
4.6 SAMENVATTENDE CONCLUSIES TRENDS FYSISCH-CHEMISCHE WATERKWALITEIT	52
5 TRENDS BIOLOGISCHE WATERKWALITEIT	54
5.1 BESCHOUWDE BIOLOGISCHE PARAMETERS	54
5.2 CONTROLE EN VOORBEWERKING VAN DE BIOLOGISCHE MEETGEGEVENS	55
5.2.1 <i>Controle</i>	<i>55</i>
5.2.2 <i>Omzetting tot maatlatscores.....</i>	<i>55</i>
5.2.3 <i>Selectie van soorten(-groepen)</i>	<i>56</i>
5.3 KEUZEN TRENDANALYSE.....	57
5.4 RESULTATEN TRENDANALYSE.....	58
5.4.1 <i>Resultaten algemeen</i>	<i>58</i>
5.4.2 <i>Ontwikkelingen per parameter</i>	<i>60</i>
5.4.3 <i>Trends onderscheiden naar bodemsoort.....</i>	<i>61</i>
5.4.4 <i>Trends onderscheiden naar KRW-watertype</i>	<i>62</i>

5.4.5	Trends onderscheiden naar gebiedstype.....	63
5.4.6	Correlaties tussen trends van de biologische parameters.....	63
5.4.7	Trends bij geselecteerde soorten(-groepen)	65
5.5	SAMENVATTENDE CONCLUSIES TRENDS BIOLOGISCHE WATERKWALITEIT	67
6	TRENDS BESTRIJDINGSMIDDELEN.....	68
6.1	MEETPUNTEN BESTRIJDINGSMIDDELEN	68
6.2	AANPAK TRENDANALYSE.....	69
6.3	TRENDS VAN CONCENTRATIES BESTRIJDINGSMIDDELEN	70
6.4	ONTWIKKELING PERCENTAGE MEETPUNTEN MET BESTRIJDINGSMIDDEL	71
6.5	ONTWIKKELING 90-PERCENTIEL CONCENTRATIE BESTRIJDINGSMIDDEL	72
6.6	SAMENVATTENDE CONCLUSIES TRENDS BESTRIJDINGSMIDDELEN	73
7	TRENDS KWALITEIT AWZI-EFFLUENT EN AWZI-SLIB	75
7.1	AWZI'S VAN RIJNLAND.....	75
7.2	TRENDANALYSE EFFLUENTCONCENTRATIE	77
7.2.1	Reekslengte en meetfrequentie effluentconcentratie.....	77
7.2.2	Resultaten trendanalyse effluentconcentratie.....	77
7.3	TRENDANALYSE EFFLUENTVRACHT	80
7.3.1	Reekslengte en meetfrequentie effluentvracht.....	80
7.3.2	Resultaten trendanalyse effluentvracht	80
7.3.3	Ontwikkeling jaarvracht effluent.....	81
7.4	TRENDANALYSE KWALITEIT ZUIVERINGSSLIB	83
7.4.1	Reekslengte en meetfrequentie slibkwaliteit.....	83
7.4.2	Resultaten trendanalyse slibconcentratie	83
7.5	SAMENVATTENDE CONCLUSIES TRENDS KWALITEIT AWZI-EFFLUENT EN -SLIB	87
8	ENKELE NADERE ANALYSES	89
8.1	INVLOED AWZI-LOZINGEN OP OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT.....	89
8.2	SAMENHANG FYSISCH-CHEMISCHE EN BIOLOGISCHE PARAMETERS	95
8.3	ONTWIKKELING CHLOROFYL-A IN RELATIE TOT EUTROFIËRINGSPARAMETERS.....	102
8.4	ONTWIKKELING DOORZICHT IN RELATIE TOT ZWEVEND STOF EN CHLOROFYL-A	106
8.5	TREND ZOMERGEMIDDELDE VERSUS TREND WINTERGEMIDDELDE	108
9	AANBEVELINGEN MEETNETOPTIMALISATIE	112
9.1	THEORIE EN PRAKTIJK VAN MEETNETOPTIMALISATIE	112
9.2	OPWAARDEREN VAN EEN MEETNET TOT EEN MEETSISTEEM	112
9.2.1	Fase 1: Informatie-analyse	113
9.2.2	Fase 2: Voorstudie.....	113
9.2.3	Fase 3: Ontwerpen en inrichten van het meetnet	114
9.2.4	Fase 4: Opstellen procedures van het meetsysteem.....	114
9.2.5	Fase 5: Exploiteren meetsysteem.....	116
9.2.6	Fase 6: Optimaliseren meetsysteem	116
9.3	OPTIMALISATIEMOGELIJKHEDEN MEETNET OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT RIJNLAND.....	117
9.3.1	Evaluatie huidige ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse	119
9.3.2	Evaluatie huidige temporele meetinspanning.....	123
9.3.3	Van meetnet naar meetsysteem.....	123
9.4	SAMENVATTENDE CONCLUSIES MEETNETOPTIMALISATIE.....	123
	LITERATUUR	125
	BIJLAGE 1: TOELICHTING OP DE UITGEVOERDE STATISTISCHE TRENDANALYSE	128
	BIJLAGE 2: TRENDPALET FYSISCH-CHEMISCHE PARAMETERS - STARTJAAR 1985	141
	BIJLAGE 3: TRENDPALET FYSISCH-CHEMISCHE PARAMETERS - STARTJAAR 2002	145
	BIJLAGE 4: TRENDPALET BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN	148

BIJLAGE 5: TRENDPALET BESTRIJDINGSMIDDELEN	150
BIJLAGE 6: TRENDPALET EFFLUENTCONCENTRATIES	151
BIJLAGE 7: TRENDPALET EFFLUENTVRACHTEN EN -DEBIETEN.....	152
BIJLAGE 8: TRENDPALET KWALITEIT ZUIVERINGSSLIB	153
BIJLAGE 9: TRENDKAART TOTAAL FOSFOR	155
BIJLAGE 10: TRENDKAART CHLORIDE.....	156
BIJLAGE 11: TRENDKAART DOORZICHT	157

Samenvatting

Welke ontwikkelingen zijn er de laatste decennia geweest in de oppervlaktewaterkwaliteit van het beheergebied van het Hoogheemraadschap van Rijnland en in de kwaliteit van het zuiveringseffluent en –slib? Dat zijn de kernvragen waar deze studie zich op heeft gericht.

Uitgangsmateriaal

Voor deze studie zijn meetgegevens gebruikt van vijf meetnetten van Rijnland, namelijk het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit, het agrarisch meetnet, het meetnet awzi's, het biologisch meetnet en het KRW-meetnet.

Gevolgde aanpak

Om de vragen over de kwaliteitsontwikkelingen zo objectief mogelijk in beeld te brengen, is statistische trendanalyse uitgevoerd op de daarvoor geschikt zijnde meetreeksen. De trendanalyse is uitgevoerd voor individuele meetpunten. Voor wat betreft de ontwikkelingen van de oppervlaktewaterkwaliteit zijn de resultaten vervolgens geaggregeerd naar hogere niveaus, namelijk bodemsoort, KRW-watertype en gebiedstype, om ook samengestelde beelden te kunnen schetsen.

Bij deze studie stonden de kwaliteitsontwikkelingen centraal en is niet specifiek ingegaan op de huidige kwaliteitstoestand.

Trendanalyse op maat

Bij de trendanalyse is maatwerk toegepast, door per meetreeks de meest geschikte combinatie van trendtoets en trendschatter te hanteren. Dit is de combinatie die het best aansluit op relevante statistische karakteristieken van de meetreeks, zijnde het soort kansverdeling (normale of niet-normale kansverdeling) en het al of niet optreden van seizoenseffecten en/of autocorrelatie. Dit bevordert de zeggingskracht van de resultaten en bewerkstelligt ook een groter onderscheidend vermogen (dit is de kans om een werkelijk optredende trend statistisch te detecteren).

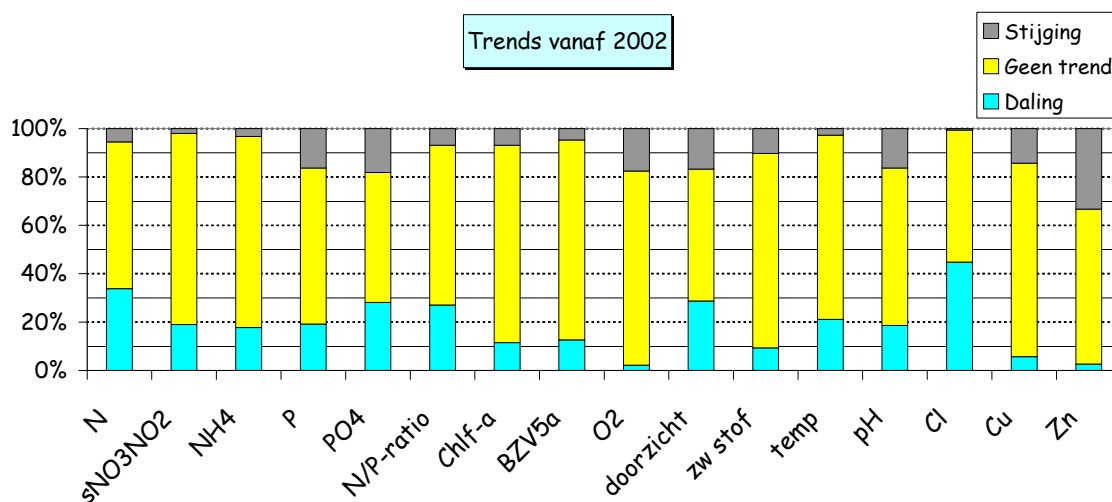
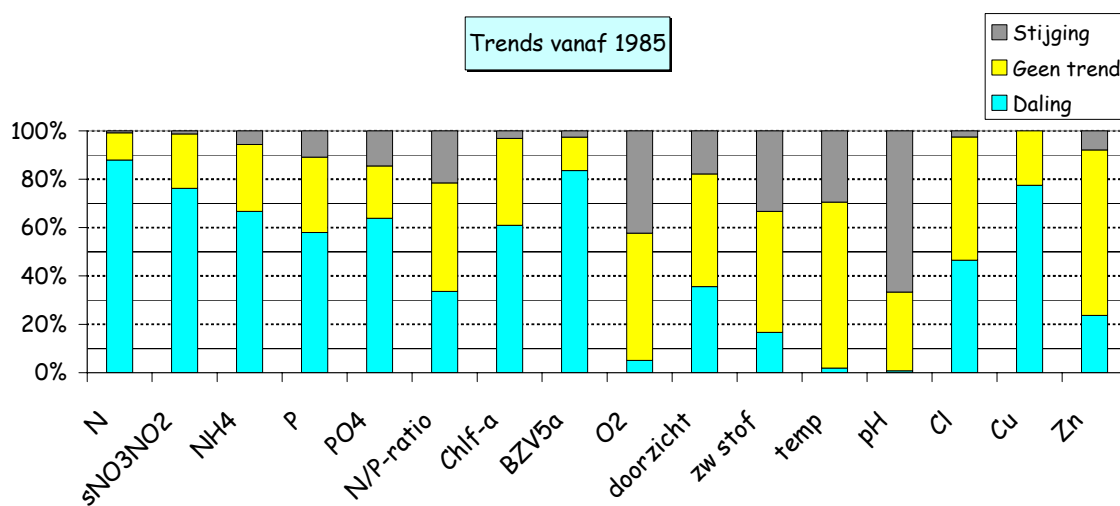
Ontwikkelingen fysisch-chemische oppervlaktewaterkwaliteit

Voor de fysisch-chemische parameters van het oppervlaktewater is naast de langetermijnontwikkeling over de laatste 2 à 3 decennia, ook de kortetermijnontwikkeling van het laatste decennium in beeld gebracht. Dit biedt meerwaarde, aangezien informatie over de langetermijnontwikkeling meer inzicht geeft in de dynamiek van de processen die spelen in het gebied en tevens een evaluatie van het historische beleid mogelijk maakt, terwijl informatie over de kortetermijnontwikkeling richting kan geven aan het toekomstige beleid.

Voor de trendanalyse over de lange termijn bleken circa 1.600 meetreeksen geschikt, afkomstig van 16 parameters gemeten op 168 meetpunten oppervlaktewaterkwaliteit.

Voor de trendanalyse over de recente korte termijn bleken circa 2.100 meetreeksen geschikt, afkomstig van 16 parameters gemeten op 213 meetpunten oppervlaktewaterkwaliteit.

In de onderstaande twee figuren zijn de resultaten van de trendanalyse weergegeven, voor respectievelijk de lange termijn (boven) en de korte termijn (onder). De figuur toont per parameter de procentuele verdeling van het aantal meetpunten met respectievelijk een statistisch significante stijging, geen trend en een statistisch significante daling.



In ruim de helft van de gevallen (51%) blijkt er over de lange termijn sprake van een statistisch significante kwaliteitsverbetering en slechts in 11% van de gevallen van een verslechtering. In de overige 38% van de gevallen is er geen statistisch significante trend gedetecteerd.

Voor wat betreft de recente korte termijn blijkt er nog maar in 20% van de gevallen sprake van een statistisch significante kwaliteitsverbetering, tegen 10% met een verslechtering. In de meeste gevallen (70%) is er geen statistisch significante trend gedetecteerd.

Voor de eutrofiërende stoffen (waaronder chlorofyl-a), BZV5a en koper zijn vanaf 1985 op het merendeel van de meetpunten concentratiedalingen – en daarmee verbeteringen - opgetreden. Voor zowel zuurstof als chloride trad op iets minder dan de helft van de meetpunten verbetering op, maar aangezien er tevens op minder dan 5% van de meetpunten verslechtering optrad is het nettobeeld voor beide parameters positief. Aangezien het chloridegehalte van de Rijn vanaf het midden van de jaren tachtig met meer dan de helft is afgenomen, is het mogelijk dat het doorspoelen van het gebied met water uit de Hollandse IJssel een rol speelt bij de dalende chlorideconcentraties. Nader onderzoek zal dit echter moeten uitwijzen.

Ook voor de zware metalen koper en zink is het netto-beeld over de lange termijn positief. Slechts voor twee parameters waren er meer meetpunten met verslechtering dan met ver-

betering, namelijk doorzicht (36% van de meetpunten met verslechtering en 18% met verbetering) en watertemperatuur (30% van de meetpunten met verslechtering en 2% met verbetering). Opvallend is dat de pH op 67% van de meetpunten is gestegen en slechts op 1% van de meetpunten is gedaald.

Bij de bodemsoorten veen en klei waren de langetermijn-ontwikkelingen minder gunstig dan bij de andere bodemsoorten. Dit gold ook voor KRW-watertype M27 (matig grote, ondiepe laagveenplas) ten opzichte van de andere watertypen.

De ontwikkelingen over de recente korte termijn zijn voor de meeste parameters enigszins minder gunstig dan de ontwikkelingen over de lange termijn. Dit geldt vooral voor de eutrofiërende stoffen en voor koper en zink. Voor doorzicht en chloride is er daarentegen weinig veranderd voor wat betreft de verdeling van de trendsoorten.

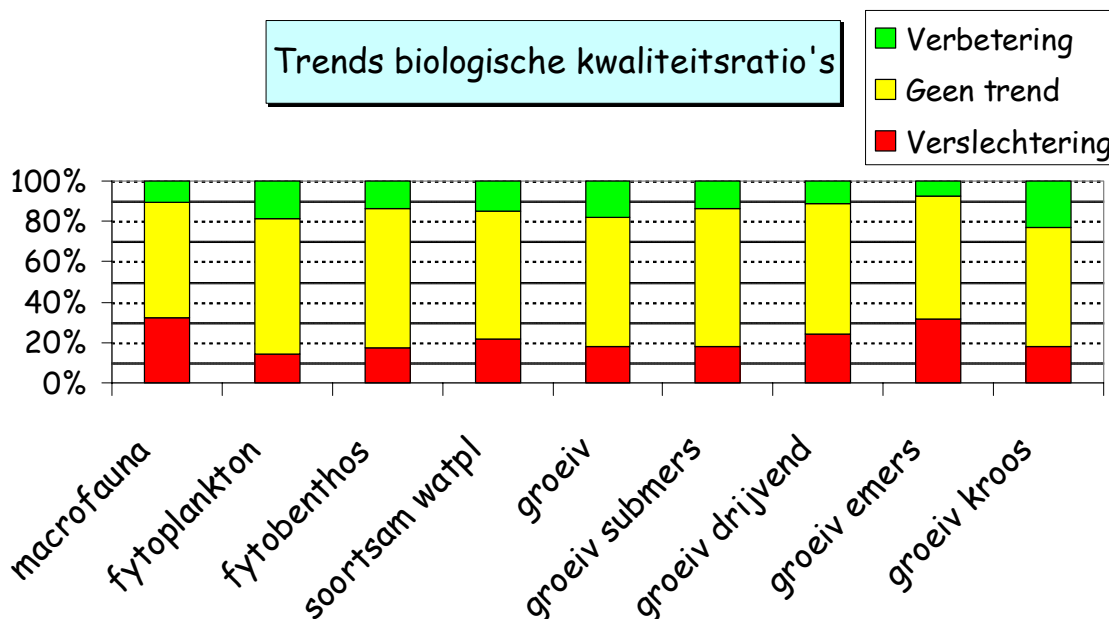
De watertemperatuur vertoonde over de recente korte termijn nog maar op 3% van de meetpunten een stijging en zelfs op 21% van de meetpunten een daling, terwijl deze over de lange termijn op 30% van de meetpunten is gestegen. Deze trendomkering valt goed te verklaren uit het verloop van de gemiddelde luchttemperatuur. Opvallend is verder dat de langetermijn-stijging van de pH het laatste decennium op veel plaatsen weer tot stilstand is gekomen of zelfs is omgebogen tot een daling.

Ontwikkeling van de N/P-ratio

De N/P-ratio is voor het grootste deel van de beschouwde meetpunten ruim boven de 16. Het fosfor is dan de beperkende factor voor biologische groeiprocessen. Over de lange termijn beschouwd neemt de N/P-ratio op veel plaatsen af. Maar deze blijkt te zijn toegenomen op relatief veel meetpunten van de bodemsoort water, de watertypen M6 (groot, ondiep kanaal), M7b (groot, diep kanaal met scheepvaart) en M27 (matig grote, ondiepe laagveenplas) en het gebiedstype boezem. Deze wateren hebben gemeen dat ze worden beïnvloed door effluentlozingen op de boezem. Dit effluent is de laatste twee decennia beïnvloedend minder totaal fosfor gaan bevatten, ondermeer door een afname van het aanbod (fosfaatvrije wasmiddelen) en door een efficiëntere zuivering. Op het grootste deel van de awzi's is totaal fosfor dan ook relatief meer gedaald dan totaal stikstof, zodat dit kan verklaren dat de N/P-ratio van door effluent beïnvloede wateren veelal is gestegen.

Ontwikkelingen biologische oppervlaktewaterkwaliteit

Voor trendanalyse van de biologische kwaliteit bleken 544 meetreeksen geschikt, afkomstig van 9 kwaliteitselementen gemeten op 101 meetpunten. Er zijn momenteel niet meer meetpunten waar in minstens 3 jaren biologische kwaliteitsmetingen zijn verricht. De mogelijkheden zullen wel snel toenemen, mits Rijnland de biologische waterkwaliteit blijft meten. In de onderstaande figuur zijn de resultaten van de trendanalyse per kwaliteitselement weergegeven.



Voor de meeste meetreeksen is geen trend aangetoond. De meeste trends die worden gevonden betreffen de beoordelingen volgens de KRW-maatlatten; trends van afzonderlijke soorten of soortgroepen zijn nauwelijks te vinden. Dit betekent dat de KRW-maatlatten een sterk integrerend vermogen bezitten ten aanzien van de waterkwaliteit, waarvoor ze ook zijn bedoeld.

De duidelijkste trends duiden op een verschraling van macrofauna-gemeenschappen en een afname van emergente begroeiing, mogelijk ook een afname van de drijfbladbegroeiing. Deze vinden we vooral in sloten in het veenweidegebied. Tegelijk zien we daar de meetpunten waar de kroos (+flab) is toegenomen. Dit kan verklaard worden uit een toename van de intensiteit van slootonderhoud.

In stedelijk gebied vinden we het grootste percentage meetpunten waar de submerse begroeiing achteruit ging, wat mogelijk samenhangt met stedelijke ontwikkeling.

Ontwikkelingen bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater

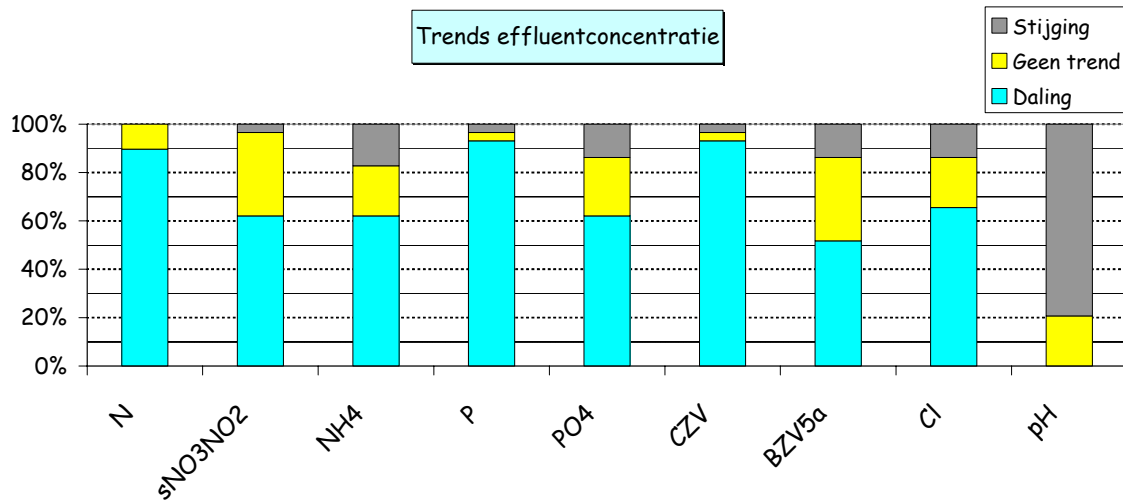
Door middel van verschillende soorten statistische analyse zijn de ontwikkelingen van bestrijdingsmiddelenconcentraties in het oppervlaktewater van de bollenstreek en het gebied rond Boskoop in beeld gebracht. Het betreft veelal de ontwikkelingen van de laatste 10 jaar en in bepaalde gevallen van ongeveer de laatste 15 jaar.

In de Bollenstreek blijken er dalingen te zijn opgetreden voor carbendazim en flutolanil, terwijl imidacloprid is gestegen. En rond Boskoop blijken er dalingen te zijn opgetreden voor bitertanol, pirimicarb, propoxur en simazine, terwijl ook daar imidacloprid is gestegen. De daling van propoxur rond Boskoop is te verklaren uit het verbod op dit middel, dat in 2000 is ingegaan. Het is doorgaans vervangen door imidacloprid, dat dezelfde insecten op een nóg efficiëntere wijze bestrijdt. De stijging van imidacloprid is daarmee ook te verklaren.

Ontwikkelingen kwaliteit zuiveringseffluent en -slib

Er zijn 265 reeksen van de effluentkwaliteit geanalyseerd op trend. Het betreft meetreeksen van de concentratie van elf parameters, zoals gemeten in het effluent van 29 awzi's. De meeste reeksen starten in 1979, maar 5 starten tussen 1990 en 1994 en de laatste start in

1999. In de onderstaande figuur zijn de resultaten van de trendanalyse per parameter weergegeven.

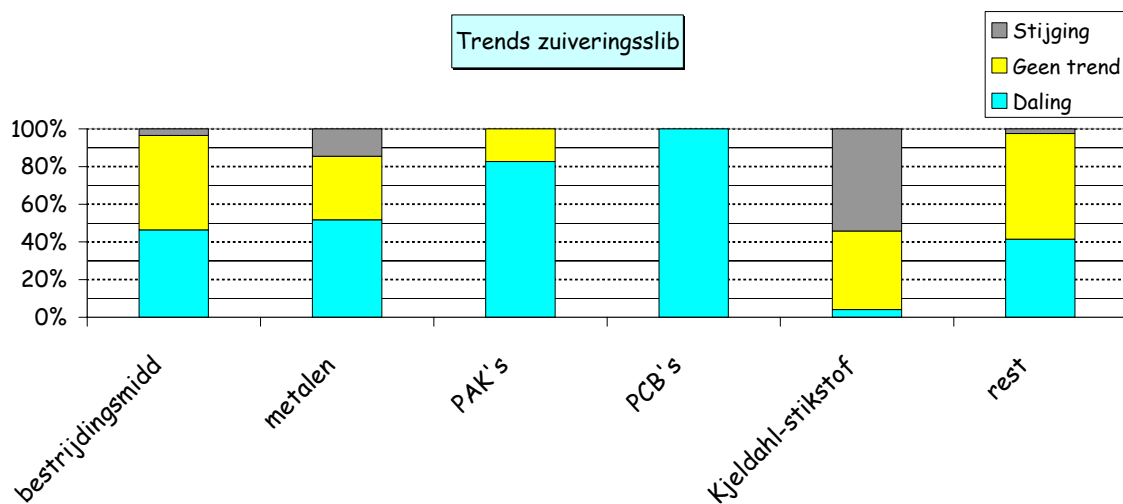


Het beeld is zeer positief: 73% van de reeksen vertoonde een daling (verbetering) en slechts 8% een verslechtering. De meeste dalingen zijn opgetreden voor totaal fosfor en CZV, namelijk bij 27 van de 29 awzi's. Voor totaal stikstof is er bij 26 van de 29 awzi's een daling opgetreden. De afgenomen effluentconcentraties van de eutrofiërende stoffen en ook van de parameters CZV en BZV5a duiden op de toegenomen effectiviteit van de zuiveringen in de afgelopen decennia, enerzijds door de modernisering van de awzi's vanaf de jaren tachtig en anderzijds door de verbeteringen die zijn doorgevoerd door het Lozingenbesluit Stedelijk Afvalwater in 2003. Voor wat betreft fosfor speelt verder ook het terugdringen van het fosfaatgebruik in wasmiddelen een rol (invoering fosfaatvrije wasmiddelen vanaf 1990).

Opvallend is nog dat bij het overgrote deel van de awzi's - 23 van de 29 - de pH is gestegen. Een mogelijke verklaring is dat er tegenwoordig meer denitrificatie plaatsvindt in het zuiveringsproces, waarbij de pH hoger wordt.

Voor bijna alle beschouwde parameters is de totale jaarvracht van alle awzi's samen ook duidelijk afgenomen. De sterkste dalingen traden op in de jaren negentig. Alleen voor chloride is de totale jaarvracht min of meer gelijk gebleven.

Om de ontwikkeling van de kwaliteit van het zuiverings-slib in beeld te kunnen brengen zijn 574 reeksen geanalyseerd. Het betreft meetreeksen van het slibgehalte van 42 parameters, zoals gemeten bij 24 awzi's. In de onderstaande figuur zijn de resultaten van de trendanalyse per parametergroep weergegeven.



Bij circa tweederde van de geanalyseerde meetreeksen (65%) bleek er sprake van een daling over de laatste 15 à 25 jaar en bij slechts 8% van de meetreeksen van een stijging. De meeste dalingen zijn opgetreden bij de PCB's en de PAK's. Voor wat betreft de zware metalen zijn er merendeels dalingen, vooral voor zilver, kwik, cadmium en lood, maar er is ook een aandeel stijgingen geconstateerd voor arsenen, zink, koper en nikkel. De meeste stijgingen zijn opgetreden bij Kjeldahl-stikstof, namelijk bij 13 van de 24 beschouwde awzi's (54%). Dit is een onderkend probleem bij de zuiveringen, maar lastig terug te dringen.

Adviezen over optimalisatie van de meetinspanning voor trendanalyse

Een optimaal meetnet levert de gewenste informatie tegen minimale inspanning. Een strikt kwantitatieve optimalisatie van het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland in het licht van de meetdoelstelling trendanalyse is echter niet mogelijk, ondermeer doordat de informatiewensen nog niet gedetailleerd en kwantificeerbaar in kaart zijn gebracht. Maar als we de wensen die Rijnland heeft geformuleerd voor deze trendanalysestudie afzetten tegen de mogelijkheden van de huidige meetinspanning, kunnen er toch enkele bruikbare conclusies worden getrokken. Voor wat betreft de fysisch-chemische parameters blijkt dan dat vooral chlorofyl-a, CZV, koper en zink op te weinig meetpunten worden gemeten. Verder blijkt dat de fysisch-chemische ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse beperkt is voor:

- o de bodemsoorten bebouwing en zand;
- o alle KRW-watertypen met uitzondering van M1 (gebufferde sloot);
- o de gebiedstypen bollenstreek, Boskoop, diepe polders en veenweidegebied.

Verder kan in het boezemgebied het aantal meetpunten voor trendanalyse worden teruggebracht, mits dat geen vermindering geeft voor de andere gebiedstypen, daar het boezemgebied sterke overlap heeft met andere gebiedstypen.

En voor wat betreft de biologische kwaliteitselementen blijkt de ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse beperkt voor:

- o de KRW-watertypen M6 (groot, ondiep kanaal), M10 (laagveenvaart of -kanaal), M14 (ondiepe, gebufferde plas) en M23 (ondiepe, kalkrijke plas). Deze typen komen overigens ook minder voor;
- o de gebiedstypen Boskoop en duingebied.

Verder blijkt fytoplankton in een aantal gevallen te weinig bemeten.

Voor een groot aantal combinaties van kwaliteitselement en bodemsoort, watertype en gebiedstype kan worden overwogen de ruimtelijke biologische meetinspanning voor de doel-

stelling trendanalyse terug te brengen, aangezien daarvoor meer dan 40 meetpunten beschikbaar zijn. Maar alvorens meetpunten te schrappen dient uiteraard te worden nagegaan welke ruimtelijke meetinspanning gewenst is voor het doel toestandsbeschrijving. Onze evaluatie is alleen in het licht van het doel trendanalyse.

Uit ervaring kunnen we stellen dat voor de trendanalyse van een meetreeks van de fysisch-chemische oppervlaktewaterkwaliteit een frequentie van bij voorkeur circa maandelijks, maar tenminste tweemaandelijks meten, doorgaans voldoende bruikbare resultaten oplevert. De meeste fysisch-chemische meetreeksen voldoen daar momenteel aan. Rijnland dient te overwegen in hoeverre de meetfrequenties van reeksen die daar niet aan voldoen moeten worden opgehoogd of verlaagd.

We raden overigens sterk af om een roulerend meetschema toe te passen voor meetpunten die dienen voor trendanalyse. Hiaten in een meetreeks verlagen namelijk het onderscheidend vermogen bij toetsen op trend

Tenslotte adviseren we om het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland op te waarderen tot een meetsysteem. Dit is een zodanige combinatie van een fysiek meetnet en een aantal procedures voor de informatiestroom, dat vrijwel automatisch de gewenste informatie op de juiste momenten en op maat wordt geleverd aan de verschillende doelgroepen. Dit geeft de meetinspanning een duidelijk bestaansrecht in de organisatie en zo wordt ook het risico verkleind dat deze het slachtoffer wordt van bezuinigingsoperaties. Belangrijke stappen die hiertoe kunnen worden genomen zijn:

1. Ga na welke doelgroepen er zijn en welke informatie zij wannéér en in wélke vorm geleverd willen zien. Probeer deze wensen te concretiseren tot het soort informatie dragers dat een meetsysteem kan leveren, namelijk tabellen, figuren, kaarten en al dan niet statistisch onderbouwde uitspraken.
2. Leg alle handelingen van de informatiestroom vast in procedures. Op basis van onze ervaringen bij deze studie constateren wij dat er voor het meetnet van Rijnland in ieder geval nog procedures nodig zijn voor het controleren van de gegevens (vóórdat ze opgeslagen worden), het opslaan van de gegevens (al dan niet gecensureerd), het verwerken van de gegevens tot de gewenste informatie en het rapporteren aan de doelgroepen.

1 Inleiding

Dit rapport beschrijft een studie naar kwaliteitsontwikkelingen van het oppervlaktewater in het beheergebied van het Hoogheemraadschap van Rijnland en van het effluent en het slib van de awzi's van Rijnland.

1.1 Kernpunten van deze studie

Deze studie brengt de ontwikkelingen van de Rijnlandse oppervlaktewaterkwaliteit in de afgelopen decennia in beeld, zodat kan worden vastgesteld waar de waterkwaliteit significant verslechtert (de aandachtslocaties). Verder worden de kwaliteitsontwikkelingen van het effluent en het slib van de 29 awzi's van Rijnland in beeld gebracht. Zo mogelijk wordt aangegeven welke factoren een rol kunnen hebben gespeeld bij de geconstateerde kwaliteitsveranderingen. Tenslotte geeft deze studie enkele adviezen over meetnetoptimalisatie, gericht op het doel trendanalyse.

Bij deze studie stonden de kwaliteitsontwikkelingen centraal en is niet specifiek ingegaan op de huidige kwaliteitstoestand.

Meer specifiek zijn de door Rijnland geformuleerde onderzoeksvragen over waterkwaliteitsontwikkelingen de volgende:

- 1) Wat is de ontwikkeling van de waterkwaliteit binnen Rijnland?
- 2) Wat is de ontwikkeling van de waterkwaliteit in de verschillende watertypen, inclusief het achterliggende gebied?
- 3) Wat is de ontwikkeling van de waterkwaliteit in de veenweidegebieden?
- 4) Wat is de ontwikkeling van de waterkwaliteit in de kleigebieden?
- 5) Hoe ziet de ontwikkeling van de N/P-ratio in verschillende watertypen en verschillende gebieden eruit en wat kan dit zeggen over de biologische productiviteit van deze watertypen en gebieden?
- 6) Wat is de ontwikkeling van de concentratie van bestrijdingsmiddelen in de bollenstreek en in het gebied rond Boskoop? Zijn hier verklaringen voor te geven?
- 7) Wat zijn de kwaliteitsontwikkelingen van het zuiveringseffluent en -slib?

En aanvullende vragen over onderlinge relaties zijn:

- 8) Hebben de awzi's een aantoonbaar effect op de benedenstroomse oppervlaktewaterkwaliteit?
- 9) Is er samenhang tussen concentraties van stoffen en biologische parameters en bestaat er een relatie met gebiedskenmerken?
- 10) Hoe ziet de ontwikkeling van chlorofyl-a in de loop van de tijd eruit in relatie tot de aanwezigheid van eutrofiëringsparameters? Hoe heeft deze ontwikkeling invloed op de concentratie algen en het soort algen in het watertypen en/of in het betreffende gebied?
- 11) Hoe ziet de ontwikkeling van doorzicht in relatie tot zwevend stof en tot chlorofyl-a eruit? Is op basis van deze ontwikkeling in te schatten in hoeverre doorzicht beïnvloed wordt door algen en/of bodemprocessen?
- 12) Hoe verhouden de trend van het zomergemiddelde en het wintergemiddelde zich tot elkaar, voor zowel totaal stikstof als totaal fosfor?

1.2 Beschouwde meetnetgegevens

Voor deze studie heeft Rijnland meetgegevens beschikbaar gesteld van de volgende meetnetten:

1. *Meetnet oppervlaktewaterkwaliteit*: meetreeksen fysisch-chemische en biologische kwaliteitsparameters van circa 2.600 oppervlaktewatermeetpunten.

2. *Agrarisch meetnet*: meetreeksen bestrijdingsmiddelen van een wisselend aantal oppervlaktewatermeetpunten. Het betreft enkele tientallen meetpunten die tevens tot het bovengenoemde meetnet oppervlaktewaterkwaliteit behoren.
3. *Meetnet awzi's*: meetreeksen debiet en fysisch-chemische kwaliteitsparameters van het zuiveringseffluent en meetreeksen fysisch-chemische kwaliteitsparameters van het slib van de 29 awzi's die nu actief zijn.
4. *Biologisch meetnet*: meetreeksen biologische kwaliteitsparameters van 94 oppervlaktewatermeetpunten.
5. *KRW-meetnet*: meetreeksen biologische kwaliteitsparameters van 337 oppervlaktewatermeetpunten en -monsterpunten in KRW-waterlichamen.

1.3 Hoofdpijnen van onze werkwijze

Om de vragen over de kwaliteitsontwikkelingen zo objectief mogelijk in beeld te brengen, hebben we statistische trendanalyse uitgevoerd op de daarvoor geschikt zijnde meetreeksen. De trendanalyse is uitgevoerd voor individuele meetpunten. Voor wat betreft de ontwikkelingen van de oppervlaktewaterkwaliteit zijn de resultaten vervolgens geaggregeerd naar hogere niveaus, namelijk bodemsoort, KRW-watertype en gebiedstype, om ook samengestelde beelden te kunnen schetsen.

Trendanalyse op maat

Bij de trendanalyse is maatwerk toegepast, door per meetreeks de meest geschikte combinatie van trendtoets en trendschatter te hanteren. Dit is de combinatie die het best aansluit op relevante statistische karakteristieken van de meetreeks, zijnde het soort kansverdeling (normale of niet-normale kansverdeling) en het al of niet optreden van seizoenseffecten en/of autocorrelatie. Dit bevordert de zeggingskracht van de resultaten en bewerkstelligt ook een groter onderscheidend vermogen (dit is de kans om een werkelijk optredende trend statistisch te detecteren). De technische details van dit maatwerk vindt u beschreven in bijlage 1.

Beschouwde perioden voor de trendanalyse

Indien mogelijk is bij de statistische trendanalyse de langetermijn-ontwikkeling over de laatste 2 à 3 decennia beschouwd. Voor wat betreft de bestrijdingsmiddelen is de beschouwde periode echter hooguit 10 à 15 jaar, daar de meeste meetreeksen van bestrijdingsmiddelen niet verder terug gaan.

Voor de fysisch-chemische parameters van het oppervlaktewater is naast de langetermijn-ontwikkeling over de laatste 2 à 3 decennia, ook de kortetermijn-ontwikkeling van het laatste decennium in beeld gebracht. Dit biedt meerwaarde, aangezien informatie over de langetermijn-ontwikkeling meer inzicht geeft in de dynamiek van de processen die spelen in het gebied en tevens een evaluatie van het historische beleid mogelijk maakt, terwijl informatie over de kortetermijn-ontwikkeling richting kan geven aan het toekomstige beleid.

Beantwoorden andere onderzoeksvragen

De overige in § 1.1 vermelde onderzoeksvragen zijn beantwoord met speciale statistische methoden, zoals tijdreeksanalyse, correlatieanalyse en multivariate analyse, aangevuld met onze expertise op de betreffende gebieden.

1.4 Over dit rapport

Na deze inleiding volgt in hoofdstuk 2 een korte beschrijving van het beheergebied van Rijnland. Hoofdstuk 3 licht toe hoe we de uitgangsgegevens hebben gecontroleerd en ver-

volgens geschikt hebben gemaakt voor de trendanalyse. De volgende vier hoofdstukken beschrijven de trends van achtereenvolgens de fysisch-chemische waterkwaliteit (hfdst. 4), de biologische waterkwaliteit (hfdst. 5), de bestrijdingsmiddelen (hfdst. 6) en de kwaliteit van het awzi-effluent en -slib (hfdst. 7). Hoofdstuk 8 gaat in op enkele nadere analyses. En tenslotte bevat hoofdstuk 9 aanbevelingen voor meetnetoptimalisatie. Het hoofddeel van dit rapport sluit af met de alfabetisch gerangschikte lijst van de aangehaalde literatuur.

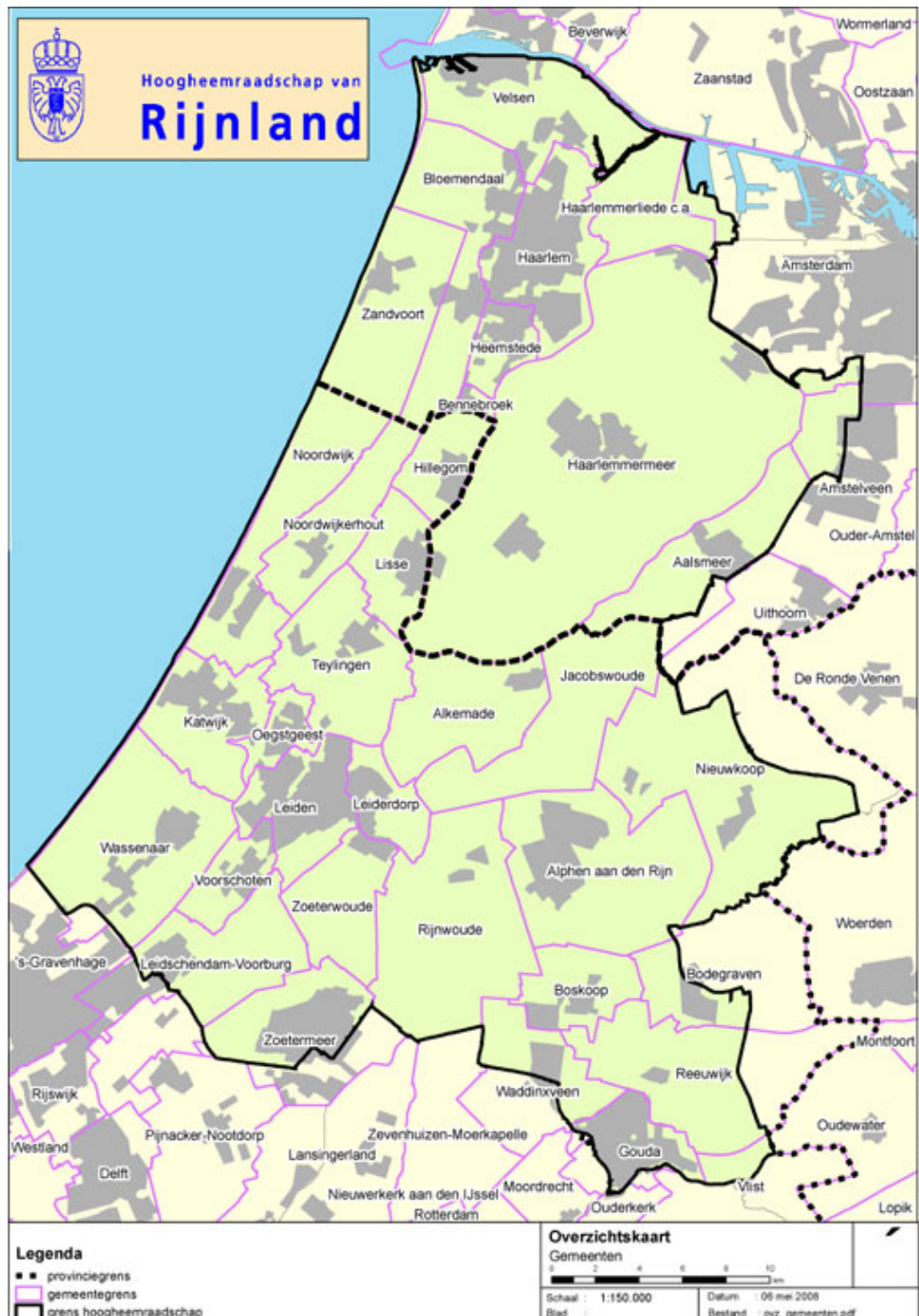
Dit rapport bevat 11 bijlagen. Bijlage 1 geeft een technische toelichting op de uitgevoerde statistische trendanalyse. De bijlagen 2 t/m 8 bevatten de trendpaletten van de verschillende geanalyseerde gegevenssoorten. En de bijlagen 9, 10 en 11 tonen de trendkaarten van achtereenvolgens totaal fosfor, chloride en doorzicht (afgeleid over de periode 1985 - 2010).

2 Korte beschrijving beheergebied Rijnland

2.1 Ligging beheergebied en enkele kentallen

Het hoogheemraadschap van Rijnland is het grootste waterschap van Nederland. Het beheergebied beslaat 1.113 km², met circa 1,3 miljoen inwoners en het omvat 34 gemeenten, met als grootste Haarlemmermeer. De westelijke kustgrens loopt van Wassenaar tot IJmuiden en de oostgrens loopt van Gouda tot de zuidrand van Amsterdam (zie figuur 2.1).

Figuur 2.1: Kaart van het beheergebied van het Hoogheemraadschap van Rijnland. Overgenomen van website www.rijnland.net.

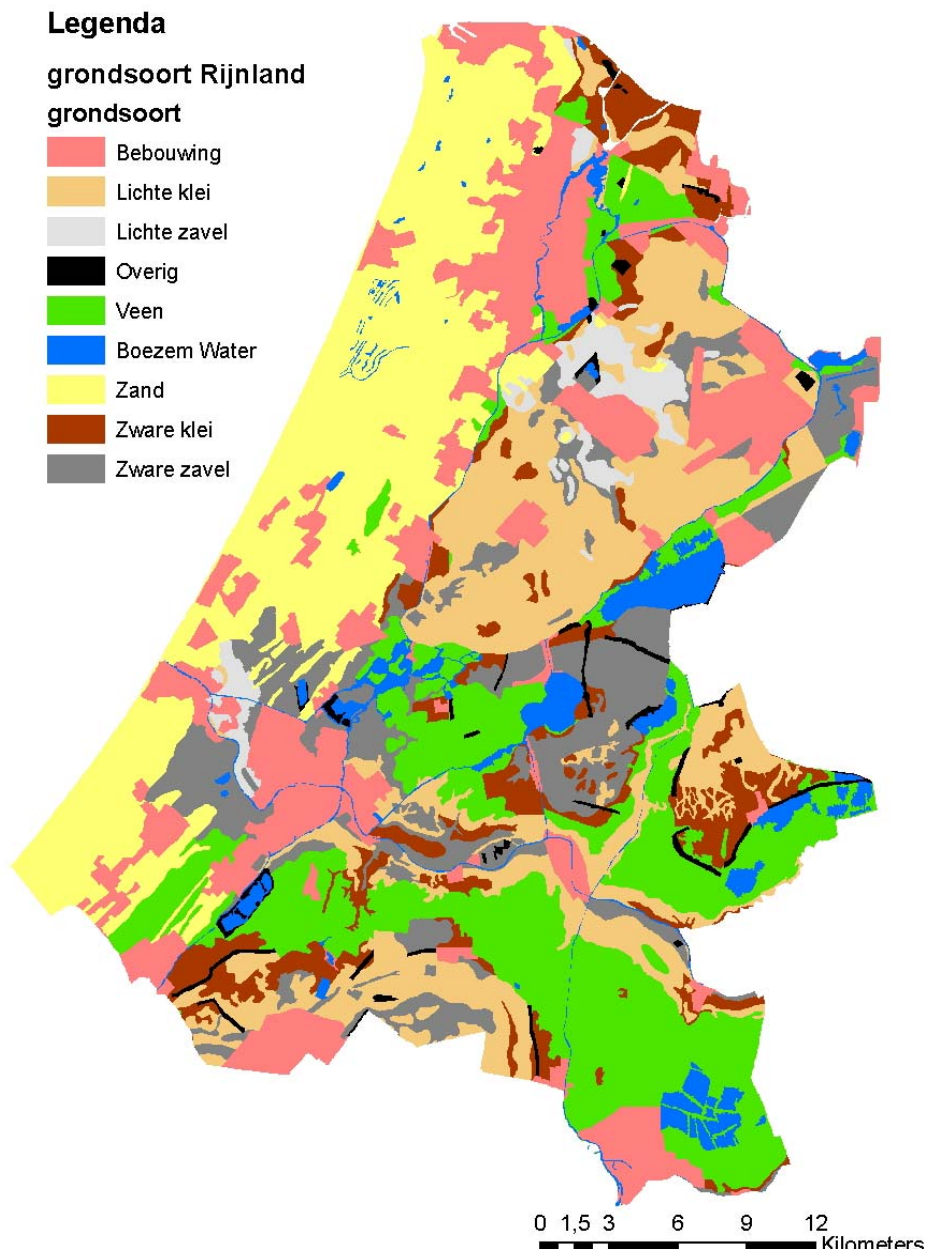


Het beheergebied omvat 206 polders en circa 11.000 kilometer watergangen. Verder komen er meerdere grote plassen in voor, zoals de Nieuwkoopse plassen, de Reeuwijkse plassen, de Nieuwe Meer (bij het Amsterdamse Bos), de Westeinderplassen (bij Aalsmeer) en het Braassemermeer (bij Roelofarendsveen).

2.2 Grondsoorten

De grondsoorten die in Rijnland worden aangetroffen zijn klei (23%), zavel (12%), veen (21%) en zand (16%). De resterende 28% van het gebied is gekarteerd als bebouwing, boezemwater en overig (zie figuur 2.2).

Figuur 2.2: Kaart van de grondsoorten in Rijnland. Overgenomen uit [Hoogheemraadschap van Rijnland, 2009].

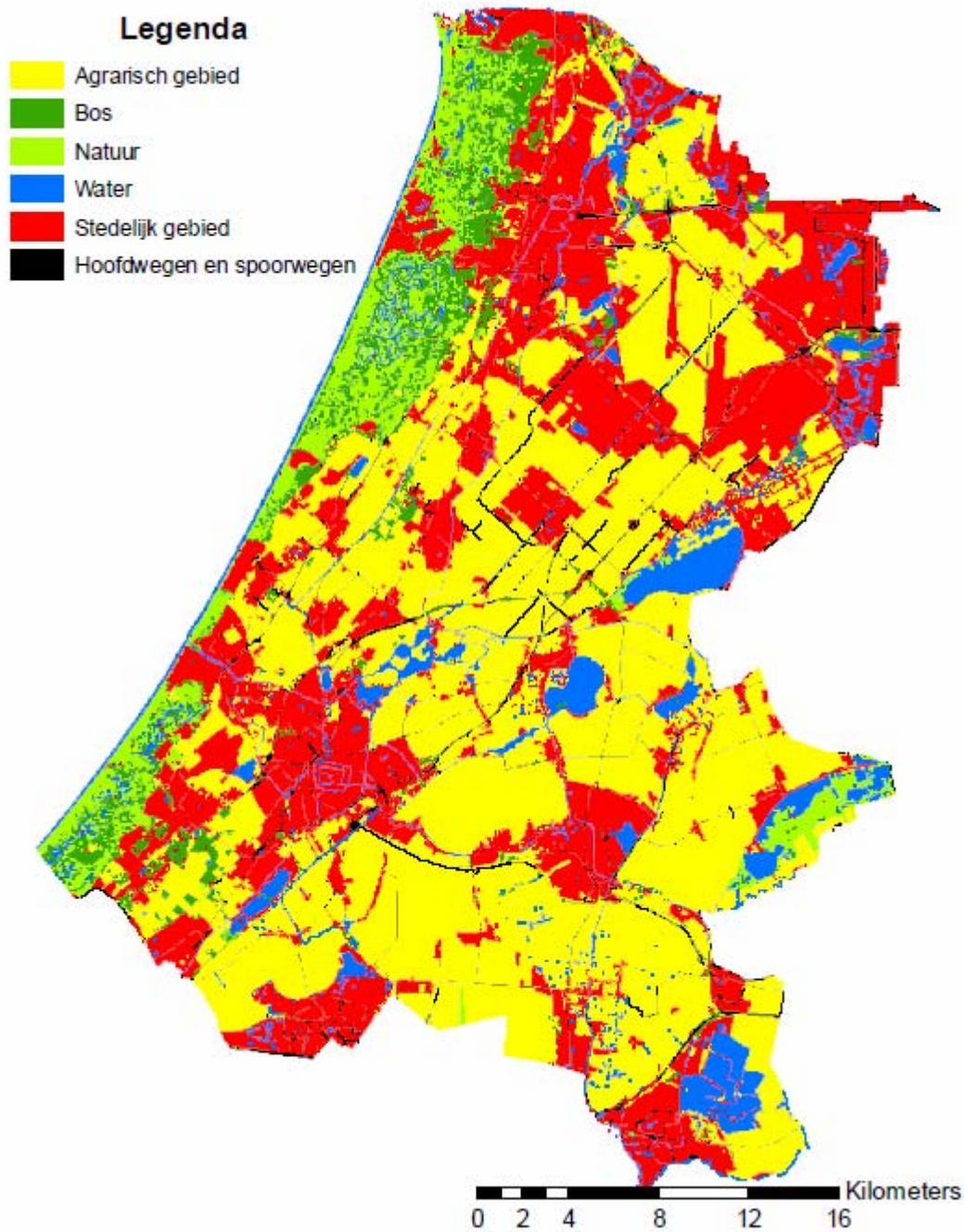


Klei wordt voornamelijk aangetroffen langs de rivieren en in de diepe polders. Veen komt voornamelijk voor in het zuidelijk en zuidoostelijk deel van het gebied. De zandgebieden bevinden zich in het westen van Rijnland (duinen, boezemland en polders).

2.3 Landgebruik

Het grootste deel (46%) van het gebied is in agrarisch gebruik, met grasland, teelt van bollen, bomen, graan en bieten en glastuinbouw. Verder bestaat 31% uit stedelijk gebied en 8% uit water. Tenslotte nemen bos, natuur, hoofdwegen en spoorwegen de resterende 15% in beslag.

Figuur 2.3: Kaart van het landgebruik in Rijnland. Overgenomen uit [Hoogheemraadschap van Rijnland, 2009].



2.4 Kwel en wegzijging

Binnen Rijnland treden grote verschillen op in kwel en wegzijging (zie figuur 2.4).

De grootste kweldruk treedt op in de diepe polders, zoals Haarlemmermeerpolder, polder Nieuwkoop, Middelburg- en Tempelpolder, polder de Noordplas en de polders langs het boezemland. In Polder de Noordplas blijkt meer dan 60% van de chloridebelasting van het oppervlaktewater afkomstig van wellen, waar brak of zout grondwater van grotere diepte naar boven komt.

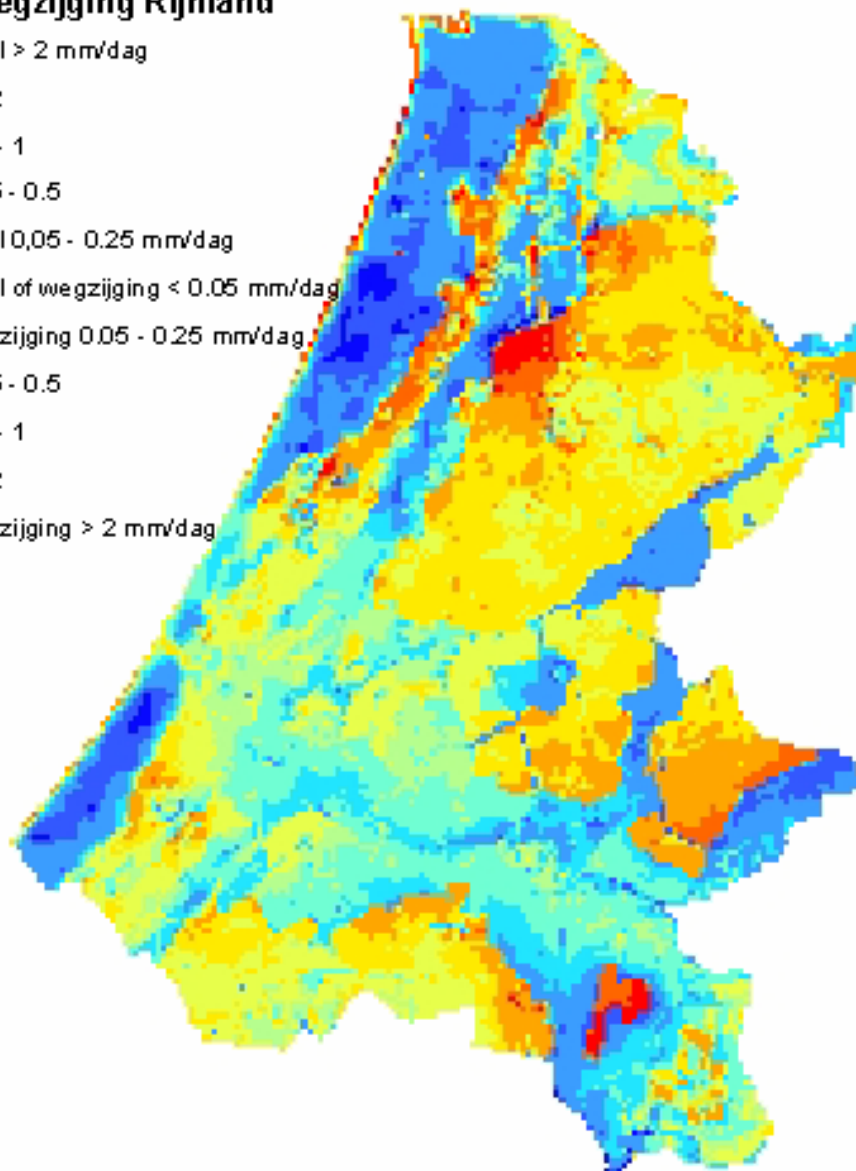
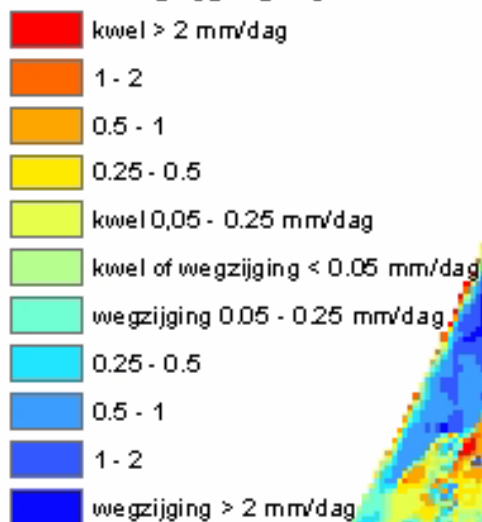
De wegzijging is het grootst in het boezemland, de polders langs de westzijde van de Haarlemmermeerpolder en polder Nieuwkoop en Noorden.

De kwel bedraagt circa 84,7 miljoen m³ per jaar en de wegzijging circa 97,5 miljoen m³ per jaar [Hoogheemraadschap van Rijnland, 2009].

Figuur 2.4: Kaart van de kwel en wegzijging in Rijnland. Overgenomen uit [Hoogheemraadschap van Rijnland, 2009].

Legenda

kwel / wegzijging Rijnland

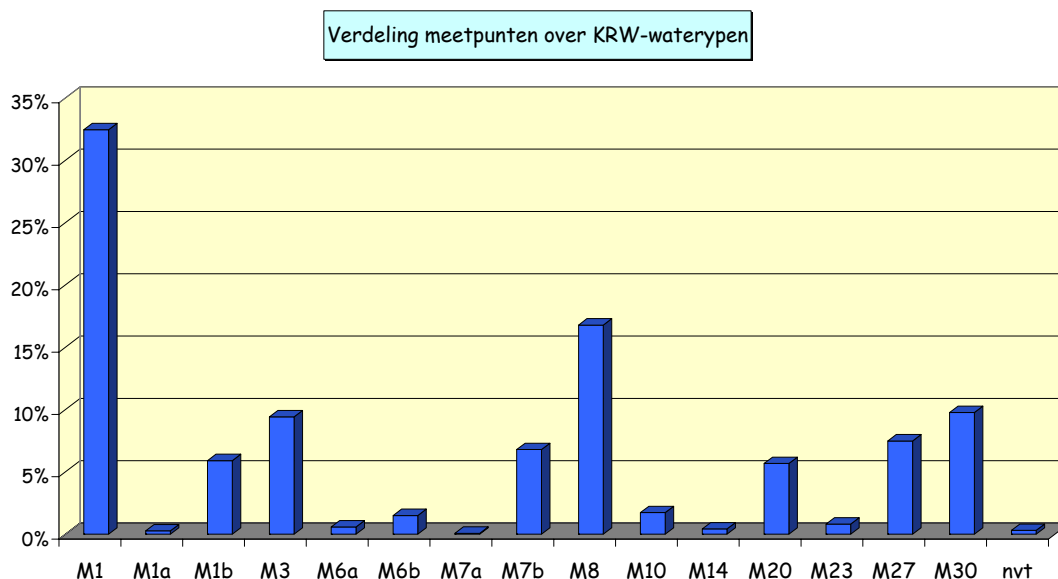


0 2 4 8 12 16
Kilometers

2.5 KRW-watertypen

Het beheergebied omvat meerdere KRW-watertypen. Er zijn echter geen gegevens beschikbaar over de lengte en/of het oppervlak per watertype. Om dan toch een indruk te kunnen krijgen van het relatieve aandeel van de verschillende watertypen, is nagegaan hoe de 2.591 meetpunten van het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit (zie ook § 3.1) relatief zijn verdeeld over de watertypen. Deze verdeling is weergegeven in figuur 2.5.

Figuur 2.5: Relatieve verdeling van de 2.591 meetpunten van het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit over de watertypen. In de database van Rijnland is het watertype M1 slechts voor een aantal meetpunten ingedeeld bij subtype a of b.



Toelichting

M1: gebufferde sloot (a: zoet, b: brak) | M3: gebufferd regionaal kanaal | M6: groot, ondiep kanaal (a: zonder scheepvaart, b: met scheepvaart) | M7: groot, diep kanaal (a: zonder scheepvaart, b: met scheepvaart) | M8: gebufferde laagveensloot | M10: laagveenvaart of -kanaal | M14: ondiepe, gebufferde plas | M20: matig groot en diep meer, gebufferd | M23: ondiepe, kalkrijke plas | M27: matig grote, ondiepe laagveenplas | M30: zwak brak water

Als we er van uitgaan dat het aantal meetpunten binnen een bepaald watertype min of meer gerelateerd is aan het relatieve aandeel van dat watertype, blijkt dat het watertype M1 (inclusief M1a en M1b) veruit het meest voorkomt (39%), op ruime afstand gevolgd door de watertypen M8 (17%), M30 (10%), M3 (9%), M27 (7%), M7 (7%) en M20 (6%). De overige watertypen bevatten elk minder dan 5% van de meetpunten.

3 Controle en voorbereiding uitganggegevens

De praktijk heeft geleerd dat de controle en voorbereiding van de uitganggegevens een intensieve, maar onmisbare werkzaamheid is bij een statistische analyse van de oppervlaktewaterkwaliteit. Dat bleek bij deze studie zeker ook het geval, vooral door de omvang en veelsoortigheid van de uitganggegevens.

Dit hoofdstuk licht toe hoe gegevens over de meetpunten en meetgegevens van fysisch-chemische parameters (inclusief bestrijdingsmiddelen) van de oppervlaktewaterkwaliteit en van de kwaliteit van awzi-effluent en -slib geschikt zijn gemaakt voor de analyses. In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op controle en voorbereiding van de biologische meetgegevens.

3.1 Controle en voorbereiding meetpunten oppervlaktewaterkwaliteit

Rijnland heeft ons voor deze studie een overzicht verstrekt van de meetpunten oppervlaktewaterkwaliteit. Het overzicht omvat 3.022 meetpunten, als volgt verdeeld:

- 2.591 meetpunten van het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit (met code **R**), waar fysisch-chemische en biologische kwaliteitsparameters worden gemeten;
- 94 oppervlaktewatermeetpunten van het biologisch meetnet (met code **BMP**), waar biologische kwaliteitsparameters worden gemeten;
- 337 oppervlaktewatermeetpunten en -monsterpunten van het KRW-meetnet (met code **KRW**), waar biologische kwaliteitsparameters van KRW-waterlichamen worden gemeten.

Het overzicht bevat per meetpunt de volgende voor deze studie relevante gegevens:

- X- en Y-coördinaten (in meters, volgens het Rijksdriehoekstelsel)
- een omschrijving van de locatie (zoals 'watergang ten zuiden van Starrevaartpad')
- de bodemsoort (bebouwing, klei, veen, water, of zand)
- het bodemgebruik (agrarisches gras, akkerbouw, bebouwing, bos, intensieve landbouw, natuur, of water)
- polder/boezem (polder, of boezem)
- gebied (bollenstreek, boompjes, diep zout, of duinpunt)
- het KRW-watertype
- zuiveringspunt (ja, of blanco), geeft aan of het meetpunt nabij een awzi ligt
- naam van het KRW-waterlichaam (indien van toepassing)

Verwijderde meetpunten

In overleg met Rijnland¹ zijn bepaalde categorieën meetpunten verwijderd uit het meetpuntenbestand. Het betreft de onderstaande categorieën:

1. Meetpunten die door grenswijzigingen inmiddels niet meer tot het beheergebied van Rijnland behoren. Het betreft veelal meetpunten in het zuidwesten van Amsterdam, die inmiddels tot het beheergebied van Waternet behoren.
2. Meetpunten die zijn gebruikt voor meetcampagnes. In de meeste gevallen betreft het routinematige meetpunten, die tevens kortstondig zijn gebruikt voor het beantwoorden van specifieke vragen. De database bevat voor die periode dan parallelle meetgegevens van twee of meer meetpunten op dezelfde locatie. De identificatiecode van het meetcampagnepunt is in zo'n geval gelijk aan dat van het routinematige meetpunt, aangevuld met specifieke letters of lettercombinaties als uitgang, zoals:

¹ Bij dit onderdeel vertegenwoordigd door Frank van Schaik, beheerder meetnetgegevens.

- CL: deze meetpunten zijn in het midden van de tachtiger jaren van de vorige eeuw kortstondig gebruikt voor meetcampagnes van enkele macroparameters, zoals chloride, zuurstof en temperatuur;
- DP: deze meetpunten zijn gebruikt om diepteprofielen van de waterkwaliteit te verzamelen;
- AA, AAA, AE, BB, CC, D, etc.: deze meetpunten zijn gebruikt voor kortdurende biologische veldonderzoeken.

Ook meetpunten met identificatiecodes die eindigen op A, B of C kunnen zijn gebruikt voor kortdurende biologische veldonderzoeken, maar we hebben ze niet direct verwijderd, aangezien deze codetoevoegingen ook zijn gebruikt om verplaatste, of anderszins gerelateerde meetpunten aan te geven. Als de meetreeksen van deze gerelateerde meetpunten op elkaar aansluiten betreft het een verplaatsing, maar we hebben de meetreeksen dan niet per parameter samengevoegd. Het is namelijk mogelijk dat de verplaatsing te maken had met een ongewenste lokale beïnvloeding van de waterkwaliteit. Er zijn overigens ook meerdere gevallen waar een meetpunt en blijkbaar daaraan gerelateerde meetpunten (met codetoevoeging A, B of C) parallel zijn bemeaten.

Tenslotte zijn er meerdere meetpunten waar verzamelmonsters zijn genomen. De identificatiecode heeft dan als uitgang V (automatisch verzamelmonster) of M (manueel verzamelmonster). Dit betreft meetpunten waar het debiet een relevante rol speelt, zoals bij gemalen en bij stuwen. Deze zijn niet verwijderd.

Indeling naar gebiedstype

In overleg met Rijnland zijn de meetpunten ingedeeld naar de acht bij deze studie te onderscheiden gebiedstypen. Deze indeling was als volgt:

- **bollenstreek:** als de kolom *gebied* de aanduiding *bollenstreek* vermeldt
- **stedelijk:** als de kolom *bodemgebruik* de aanduiding *bebouwing* vermeldt
- **Boskoop:** als de kolom *gebied* de aanduiding *boompjes* vermeldt
- **diepe polder:** als de kolom *gebied* de aanduiding *diep zout* vermeldt
- **veenweide:** als de kolom *bodemsoort* de aanduiding *veen* vermeldt en tevens de kolom *KRW-type* de aanduiding *M8* vermeldt (*M8* staat voor een gebufferde laagveen-sloot)
- **duingebied:** als de kolom *gebied* de aanduiding *duinpunt* vermeldt
- **boezem:** als de kolom *polder/boezem* de aanduiding *boezem* vermeldt

Enkele van deze gebiedstypen vertonen overlap. Vooral de boezem vertoont overlap met andere gebiedstypen.

3.2 Controle en voorbereiding fysisch-chemische meetgegevens

Na het verzamelen en inlezen van de meetgegevens zijn verschillende controles toegepast.

3.2.1 Controle op ongerechtigheden

Per meetreeks is eerst nagegaan of wellicht de volgende ongerechtigheden voorkomen:

- een niet-bestaande datum
- gelijke meetwaarden op dezelfde datum (en tijdstip)
- ongelijke meetwaarden op dezelfde datum (en tijdstip)
- gecensureerde waarden² met nul als rapportagegrens (< 0)
- nulwaarden bij parameters waar deze niet kunnen voorkomen

² Een gecensureerde meetwaarde is bijvoorbeeld ' $< 1 \mu\text{g}/\text{l}$ '. De ' $1 \mu\text{g}/\text{l}$ ' staat hier voor de rapportagegrens.

Alleen de laatste twee soorten ongerechtigheden bleken voor te komen.

Een waarde aangegeven als < 0 hebben we op de helft gezet van de dichtstbij in de tijd vermelde rapportagegrens, of op 0 als de betreffende reeks geen rapportagegrens bevat.

De nulwaarden die in principe niet voor kunnen komen hebben we verwijderd. We zijn er hierbij van uitgegaan dat alleen bij de parameter watertemperatuur nulwaarden kunnen voorkomen en dan alleen buiten de periode 21 maart t/m 21 september.

3.2.2 *Omgang met uitschieters*

Uitschieters zijn meetwaarden die duidelijk afwijken van de andere meetwaarden. Ze kunnen zijn veroorzaakt door:

1. bemonsterings- of meetfouten en/of transcriptiefouten (fouten bij het schrijven en/of typen), of
2. een extreme situatie.

Uiteraard dienen meetwaarden veroorzaakt door fouten niet meegenomen te worden bij statistische analyses. Maar het vergt detailkennis van alle handelingen die tot een meetwaarde hebben geleid om objectief vast te kunnen stellen of er sprake is van een foute meetwaarde, of van een meetwaarde die een extreme situatie weergeeft. Bij het ontbreken van deze detailkennis - en dit is meer regel dan uitzondering - is er geen objectieve rechtvaardiging voor het verwijderen van uitschieters en moet dit bij voorkeur achterwege blijven. We hebben hier echter een uitzondering gemaakt voor vrijwel onmiskenbare fouten, zoals:

- o een dermate extreme waarde dat de variatie van de rest van de reeks nauwelijks meer waarneembaar is in de meetreeksplot;
- o een fysisch of chemisch onwaarschijnlijk te achten waarde, zoals een watertemperatuur van meer dan 40° Celsius, of een pH lager dan 3 of hoger dan 10 pH-eenheden.

Voor wat betreft de niet-verwijderde uitschieters is getracht hun mogelijk schadelijke effect op onze bevindingen zoveel mogelijk te verzachten, door waar mogelijk gebruik te maken van statistische methoden en kengetallen die robuust zijn tegen uitschieters.

3.2.3 *Omgang met gecensureerde waarden*

Er zijn verschillende procedures mogelijk om het schadelijke effect van gecensureerde waarden op de resultaten van statistische analyses enigszins te verzachten. Maar de geschiktheid van een dergelijke procedure zal variëren, afhankelijk van het soort statistische analyse, het aantal meetwaarden, het percentage gecensureerde waarden, het aantal rapportagegrenzen, de relatieve hoogtes van die rapportagegrenzen ten opzichte van de meetwaarden boven de rapportagegrenzen en het soort kansverdeling waar de meetwaarden uit afkomstig zijn (zie bijvoorbeeld [Helsel and Hirsch, 1992]).

De enige procedure die bevredigende resultaten oplevert bij alle soorten statistische analyses en alle soorten gecensureerde datasets, is het opheffen van de censuur, wat betekent dat alle gecensureerde waarden worden vervangen door de ongecensureerde meetwaarden. Maar die laatste zijn hier helaas niet beschikbaar.

Uit praktische overwegingen hebben wij daarom gekozen voor de volgende werkwijze.

1. Voor het berekenen van kengetallen van een meetreeks, zoals mediaan, gemiddelde, of standaardafwijking, is elke gecensureerde waarde vervangen door de helft van de betreffende rapportagegrens. Deze substitutiemethode is internationaal gezien vermoedelijk de meest gebruikte voorbewerking van gecensureerde gegevens, aangezien die bij elke soort statistische analyse kan worden gebruikt. Deze benadering heeft ook geen nadelige invloed

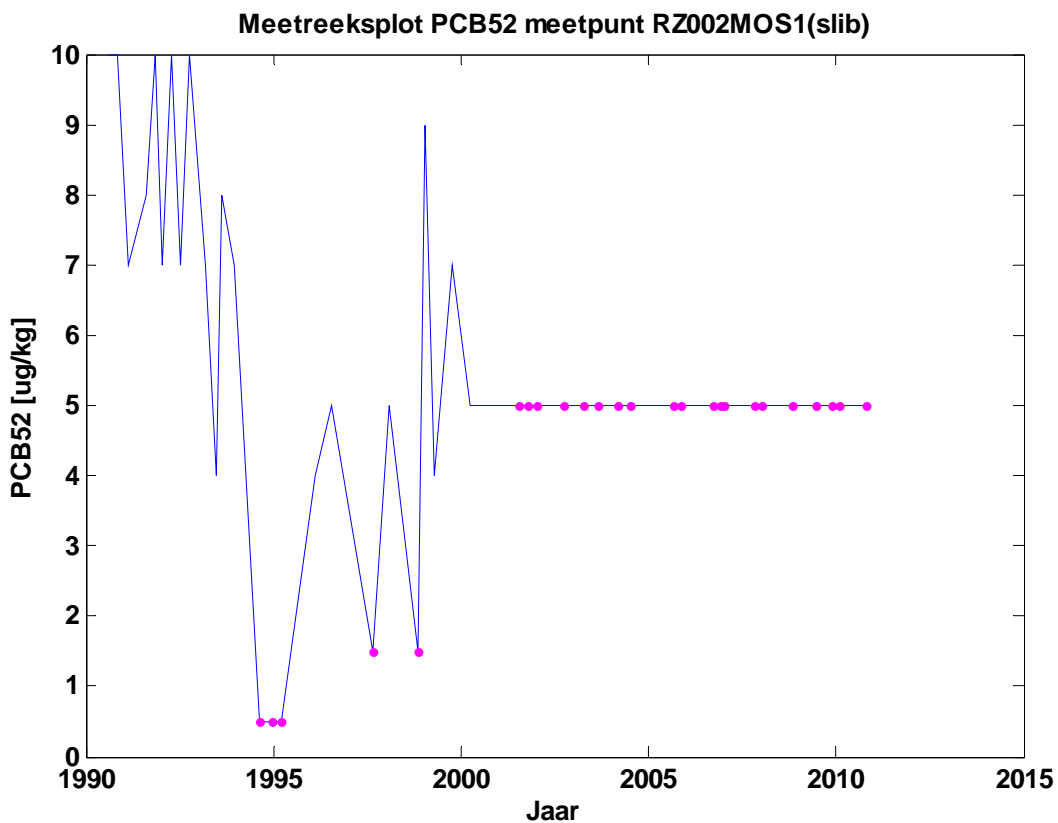
op de precisie van statistische kengetallen van meetreeksen. Uit simulatiestudies is wel gebleken dat er procedures zijn waarmee soms betere schattingen van het gemiddelde en de standaardafwijking kunnen worden verkregen dan met deze substitutiemethode, zoals extrapolatie van de niet-gecensureerde data, of het gebruik van maximum likelihood-schatters, maar het betreft dermate bewerkelijke procedures dat we ze in deze studie niet hebben toegepast.

2. Voor de trendanalyse zijn alle gecensureerde waarden van een reeks op de helft van de *hoogste* rapportagegrens van die reeks gezet. Ook niet-gecensureerde meetwaarden die lager zijn dan de hoogste rapportagegrens zijn op de helft van die grens gezet. Deze aanpak kan informatieverlies geven, maar is nodig om kunstmatige trends door veranderingen van de rapportagegrens te vermijden (zie bijvoorbeeld [Helsel and Hirsch, 1992]).

In het geval er slechts één waarde is gecensureerd ten opzichte van de hoogste rapportagegrens, hebben we die waarde verwijderd en vervolgens alle waarden (zowel de gecensureerde als de niet-gecensureerde) die onder de één na hoogste rapportagegrens liggen op de helft van die één na hoogste rapportagegrens gezet. Dit voorkomt onnodig informatieverlies.

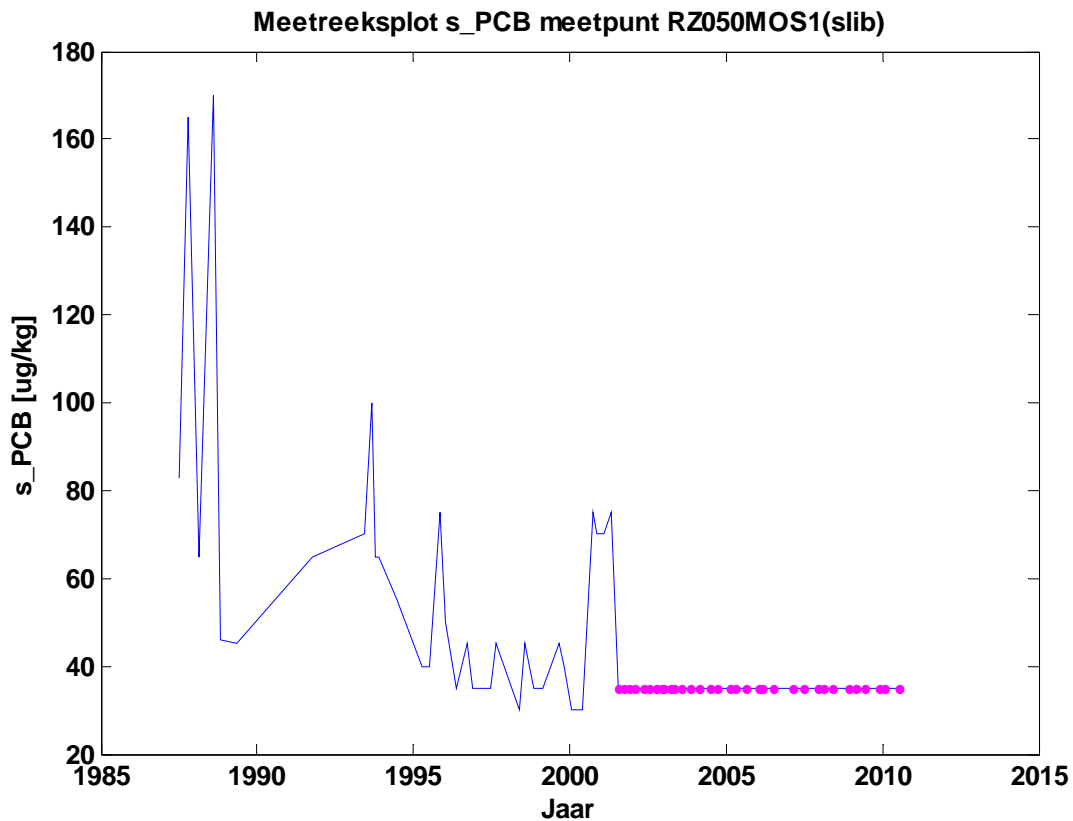
Figuur 3.1 toont een voorbeeld van een meetreeks met meerdere rapportagegrenzen. De gecensureerde waarden zijn in deze plot nog op de helft van de betreffende rapportagegrens gezet. Bij onze voorbewerking zijn alle waarden van deze meetreeks uiteindelijk op 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ gezet. De hoogste rapportagegrens is namelijk 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Doordat die hoge grens na het jaar 2000 is gebruikt, is er geen informatie beschikbaar over de ontwikkeling onder de 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ná 2000, terwijl die er wel is van de periode vóór 2000.

Figuur 3.1: Voorbeeld van een meetreeks met meerdere rapportagegrenzen. Elke gecensureerde waarde is in deze plot op de helft gezet van de betreffende rapportagegrens en gemarkeerd met een paarse punt.



Er kan overigens ook op verdeckte wijze sprake zijn van meerdere rapportagegrenzen, zoals geïllustreerd in figuur 3.2.

Figuur 3.2: Voorbeeld van een meetreeks waar op verdeckte wijze sprake is van meerdere rapportagegrenzen. Elke gecensureerde waarde is in deze plot op de helft gezet van de betreffende rapportagegrens en gemarkeerd met een paarse punt.



Vanaf het jaar 2001 is de rapportagegrens blijkbaar 70 µg/kg, maar daarvoor moet deze lager zijn geweest, anders konden er geen ongecensureerde waarden onder 70 µg/kg zijn. Alle waarden < 70 µg/kg zijn bij de voorbewerking uiteindelijk op 35 µg/kg gezet.

3.2.4 Verkennen en beoordelen informatieinhoud van de meetgegevens

Om de informatieinhoud van het beschikbaar gestelde materiaal te kunnen verkennen en daarmee de mogelijkheden en beperkingen voor verschillende soorten statistische analyses te kunnen beoordelen, is per gegevenssoort zowel een meetdichtheidsmatrix, als een kengetallenmatrix vervaardigd:

- een meetdichtheidsmatrix vermeldt per meetreeks voor elk jaar het aantal meetwaarden;
- een kengetallenmatrix vermeldt per meetreeks een aantal relevante kengetallen, zoals aantal meetwaarden, minimum, maximum, enkele percentielen, gemiddelde, standaardafwijking, variatiecoëfficiënt, scheefheid, aantal nulwaarden, aantal gecensureerde waarden, aantal rapportagegrenzen en kleinste en grootste rapportagegrens.

4 Trends fysisch-chemische waterkwaliteit

Zoals toegelicht in § 1.3 zijn de trends in de fysisch-chemische oppervlaktewaterkwaliteit over zowel de lange, als de korte termijn bepaald. Dit hoofdstuk beschrijft de aanpak en de bevindingen van deze exercities.

Eerst wordt ingegaan op de dimensies van de fysisch-chemische meetgegevens oppervlaktewaterkwaliteit (§ 4.1), waarna de keuzen worden toegelicht die zijn gemaakt bij de trendanalyse (§ 4.2). Vervolgens worden afzonderlijk de resultaten van de trendanalyse over de lange termijn (§ 4.3) en de korte termijn (§ 4.4) gepresenteerd, waarbij ook hun verschillen worden besproken. Tenslotte is er speciale aandacht voor de ontwikkeling van de N/P-ratio (§ 4.5).

4.1 Dimensies ontvangen meetgegevens

De beschikbaar gestelde meetgegevens van het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit omvatten 25.288 meetreeksen van 2.434 meetpunten. De eerste meetwaarden stammen uit 1959, de laatste uit 2010.

Parameters fysisch-chemische waterkwaliteit

De ontvangen meetgegevens zijn van 16 parameters, die kunnen worden ingedeeld in de volgende parametergroepen:

- *eutrofiëringsparameters*: totaal stikstof, som nitraat en nitriet, ammonium, totaal fosfor, orthofosfaat en chlorofyl-a (en doorzicht);
- *saprobieparameters*³: BZV5a, CZV en zuurstof;
- *fysische parameters en pH*: doorzicht, zwevend stof, watertemperatuur en pH;
- *verziltingsparameter*: chloride;
- *zware metalen*: koper en zink.

In principe kunnen enkele van deze parameters bij meerdere parametergroepen worden ingedeeld. Zo wordt doorzicht soms ook wel als eutrofiëringsparameter aangemerkt, daar het net als chlorofyl-a een indirecte indicator voor eutrofiëring is. Verder kunnen de saprobieparameters ook worden opgevat als indirecte indicatoren voor eutrofiëring.

Samenstellen N/P-ratio

Per meetlocatie is uit de meetreeksen van totaal stikstof en totaal fosfor de meetreeks van de N/P-ratio samengesteld. Dit is de verhouding tussen het aantal atomen N en het aantal atomen P. Aangezien 1 mol N 14 gram weegt en 1 mol P 31 gram, is de N/P-ratio berekend als:

$$(N/P)_t = \frac{N_t/14}{P_t/31} = \frac{N_t}{P_t} \cdot 2,2143$$

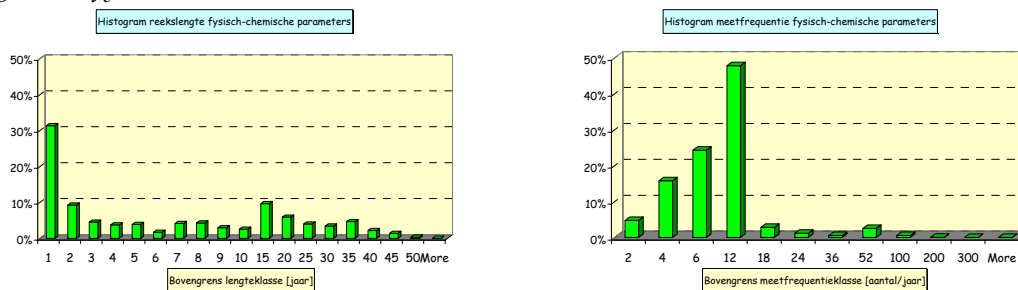
met N de concentratie totaal stikstof, P de concentratie totaal fosfor en *t* de tijdsindex. De N/P-ratio behoort tot de groep eutrofiëringsparameters.

³ Deze parameters verschaffen informatie over de mate van saprobie, de vervuiling met organisch materiaal (afbreekbare organische stoffen).

Reekslengten en meetfrequenties

De reekslengten liggen tussen 1 en 50 jaar, maar de veruit meest voorkomende reekslengte is een jaar of minder (zie figuur 4.1, links). De meest voorkomende meetfrequentieclassen zijn in volgorde 6-12, 4-6 en 2-4 metingen per jaar (zie figuur 4.1, rechts).

Figuur 4.1: Histogram van de reekslengte (links) en van de meetfrequentie (rechts) van de beschikbaar gestelde fysisch-chemische meetreeksen.



4.2 Keuzen trendanalyse

4.2.1 Selectie meetreeksen

De twee perioden waarover de trends worden geanalyseerd – een lange periode en een recente kortere periode – zijn zó gekozen dat per periode zoveel mogelijk meetreeksen meedoen aan de trendanalyse.

Selectie voor trendanalyse lange termijn

Voor de trendanalyse over de lange periode is als startjaar 1985 genomen; eventuele meetwaarden van vóór 1985 zijn daarbij dus niet meegenomen. Voor deze analyse zijn alle (deel)reeksen geselecteerd die voldoen aan de onderstaande criteria:

1. de deelreeks bevat minstens meetwaarden in de periode 1985 t/m 1991 en eindigt ná 2002
2. de deelreeks bevat minstens 5 meetwaarden
3. de deelreeks bevat minder dan 80% gecensureerde meetwaarden
4. de meetwaarden zijn voldoende evenredig verdeeld over de deelreeks:
 - a. in zowel het eerste als laatste kwart van de deelreeks bevat minstens 50% van de kalenderjaren minstens één meetwaarde
 - b. in de middelste helft van de deelreeks bevat minstens 30% van de kalenderjaren minstens één meetwaarde

Er bleken 1.656 meetreeksen, afkomstig van 168 meetpunten, te voldoen aan deze criteria. Dit is weliswaar slechts 6,5% van het beschikbare aantal meetreeksen en 6,9% van het beschikbare aantal meetpunten, maar het moet toch voldoende worden geacht om een beeld te kunnen schetsen van de langetermijn-trends. Het komt neer op gemiddeld 1 meetpunt per 6,63 km² beheergebied.

Er voldeed overigens geen enkele meetreeks van CZV aan de bovenstaande criteria, aangezien de CZV-metingen grotendeels eindigen rond 1982 en er slechts weinig daarna zijn genomen. Na 2000 komen alleen nog zeer sporadisch meetwaarden van CZV voor.

Verder bleken er slechts 6 meetreeksen van zwevend stof te voldoen aan de bovenstaande criteria, doordat in de meeste gevallen pas later dan 1991 is gestart met het meten van deze parameter.

De resultaten voor deze lange periode worden in het nu volgende gemakshalve aangeduid als de resultaten voor startjaar 1985, ook al is het startjaar soms later.

Selectie voor trendanalyse recente korte termijn

Voor de trendanalyse over de recente korte periode is als startjaar 2002 genomen; eventuele meetwaarden van vóór 2002 zijn daarbij dus niet meegenomen. Voor de analyse zijn alle (deel)reeksen geselecteerd die voldoen aan het onderstaande criterium:

1. de deelreeks bevat minstens meetwaarden in de periode 2002 t/m 2004 en eindigt ná 2007

aangevuld met de bovenstaande criteria 2, 3 en 4.

Er bleken 2.143 meetreeksen, afkomstig van 213 meetpunten, te voldoen aan deze criteria.

De resultaten voor deze korte periode worden in het nu volgende gemakshalve aangeduid als de resultaten voor startjaar 2002, ook al is het startjaar soms één of twee jaar later.

4.2.2 Uitvoeren trendanalyse

De trendanalyse is uitgevoerd met het door ons ontwikkelde programma *Trendanalist* [Baggelaar en Van der Meulen, 2010]. De werking van dit programma is toegelicht in bijlage 1.

We hebben de trendanalyse uitgevoerd met de volgende instellingen:

1. er is tweezijdig getoetst (dat wil zeggen op zowel dalingen als stijgingen), met 95% betrouwbaarheid;
2. de getoetste nulhypothese is dat de reeks geen trend vertoont;
3. de alternatieve hypothese luidde dat de reeks vanaf het begin een monotone trend vertoont;
4. als de meetreeks bij de voorbewerking moest worden omgezet naar een tijdreeks met een grotere tijdseenheid, is daarvoor per tijdseenheid de mediaan genomen van de meetwaarden binnen die tijdseenheid, om het verstoringende effect van uitschieters verder te minimaliseren.

Achteraf filteren van resultaten trendanalyse

Alvorens de trendanalyse uit te voeren, is elke meetreeks door *Trendanalist* automatisch omgezet in een tijdreeks, zijnde een reeks met een gelijk tijdsinterval tussen de waarden. Voor de details van deze voorbewerkingsstap verwijzen we naar bijlage 1. Nu kan het voorkomen dat door het omzetten naar een hogere tijdseenheid een tijdreeks een dusdanig hoger percentage gecensureerde waarden bevat dan de oorspronkelijke meetreeks, dat deze niet meer voldoet aan het criterium dat minder dan 80% van de waarden gecensureerd is. In een dergelijk geval hebben wij het resultaat van de trendanalyse verwijderd.

Verder hebben we het resultaat van de trendanalyse verwijderd als de tijdreeks meer dan 50% gecensureerde waarden bevat en er tevens geen statistisch significante trend is gedetecteerd. Dit is mede gebaseerd op bevindingen van [Alden et al., 2000], die met simulaties vaststelden dat de gebruikelijke toetsen op trend bij meer dan 50% gecensureerde waarden nog maar weinig onderscheidend vermogen hebben. Het niet detecteren van een trend heeft dan veel minder zeggingskracht dan gebruikelijk.

Bij het achteraf filteren van de resultaten van de trendanalyse met als startjaar 1985 zijn de resultaten van 43 reeksen verwijderd (2,6% van de geanalyseerde reeksen), terwijl dat er voor de resultaten van de trendanalyse met als startjaar 2002 68 waren (3,2% van de geanalyseerde reeksen).

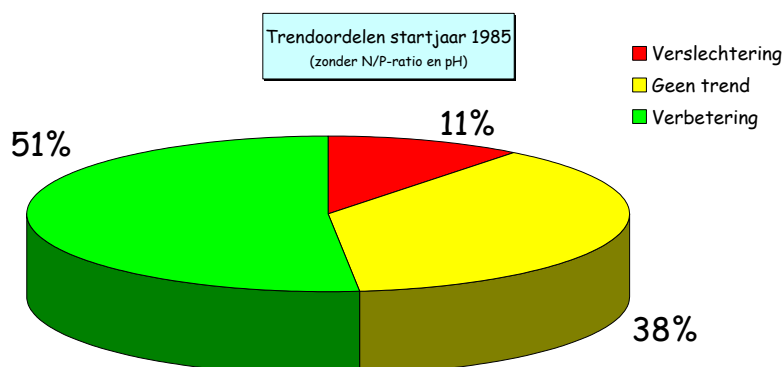
4.3 Resultaten trendanalyse lange termijn

4.3.1 Resultaten algemeen

De resultaten van de trendanalyse over de lange termijn (startjaar 1985) zijn per meetreeks vermeld in bijlage 2, in de vorm van een trendpalet. Door de stoplichtkleuren maakt het trendpalet direct inzichtelijk welke parameters op welke meetlocaties statistisch significante verbeteringen, dan wel verslechtingen te zien geven. Verder kunnen met behulp van het trendpalet zowel meetpunten als parameters onderling worden vergeleken voor wat betreft de ontwikkelingen.

Bij de trendanalyse met startjaar 1985 is bij 62,2% van de meetreeksen een statistisch significante trend gedetecteerd. Voor de meeste parameters kan er ook een oordeel (verbetering dan wel verslechting) worden gekoppeld aan de richting van een statistisch significante trend (daling dan wel stijging).⁴ Dit is echter minder eenduidig voor de parameters N/P-ratio en pH. Als we deze laatste twee parameters buiten beschouwing laten, resulteert de in figuur 4.2 weergegeven verdeling van het trendoordeel.

Figuur 4.2: Cirkeldiagram van de verdeling van het trendoordeel, bij trendanalyse met startjaar 1985. Hierbij zijn de resultaten voor N/P-ratio en pH niet meegenomen, aangezien bij deze parameters geen eenduidig oordeel aan de trendrichting kan worden gekoppeld.



In ruim de helft van de gevallen (51%) blijkt er over de lange termijn sprake van een statistisch significante verbetering en slechts in 11% van de gevallen van een verslechting. In de overige 38% van de gevallen is er geen statistisch significante trend gedetecteerd.

Over de hier gebruikte terminologie van trends

In dit rapport gebruiken we verschillende termen om een trend aan te duiden. Deze hebben echter ook verschillende betekenissen. We onderscheiden de volgende vier termen.

Trend (of trendsoort) – Dit kan zijn een daling, geen trend, of een stijging, zoals vastgesteld bij formele statistische toetsing op trend (bij deze studie is daarbij 95% betrouwbaarheid gehanteerd).

Trendoordeel – Het oordeel dat kan worden gekoppeld aan de trend. Dit kan zijn een verbetering, geen trend, of een verslechting. Zo is een daling voor totaal fosfor een verbetering, maar voor doorzicht een verslechting.

Trendgrootte – Dit is de bij trendanalyse geschatte grootte van een trend, uitgedrukt in meeteenheid verandering per jaar.

Relatieve trend (of relatieve trendgrootte) – Dit is de ratio van de trendgrootte en de mediaan van de betreffende meetreeks.

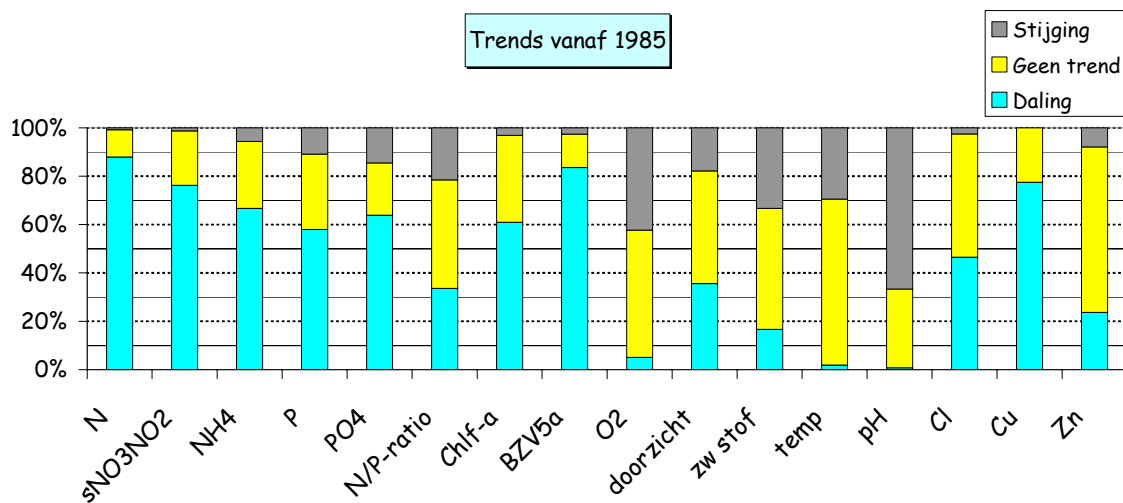
⁴ Voor wat betreft chloride gaan we er hier van uit dat een statistisch significante daling in de meeste gevallen een verbetering betekent en een statistisch significante stijging een verslechting. Alleen bij zwak brakke wateren is dat niet het geval.

In bepaalde gevallen presenteren we alle geschatte trendgroottes of relatieve trends van een parameter op grafische wijze, zoals in een spreidingsdiagram, of boxplot, waarbij het niet uitmaakt welke trendgroottes of relatieve trends al dan niet statistisch significant zijn.

4.3.2 Langetermijn-ontwikkeling per parameter

De verdeling van het soort trend zoals bepaald over de lange termijn is per parameter weergegeven in figuur 4.3. De weergegeven verdeling is gebaseerd op 80 – 160 resultaten per parameter, echter met als uitzonderingen chlorofyl-a (64 resultaten), koper (40 resultaten), zink (38 resultaten) en zwevend stof (6 resultaten). Voor een bespreking van de ontwikkelingen van de N/P-ratio verwijzen we naar § 4.5.

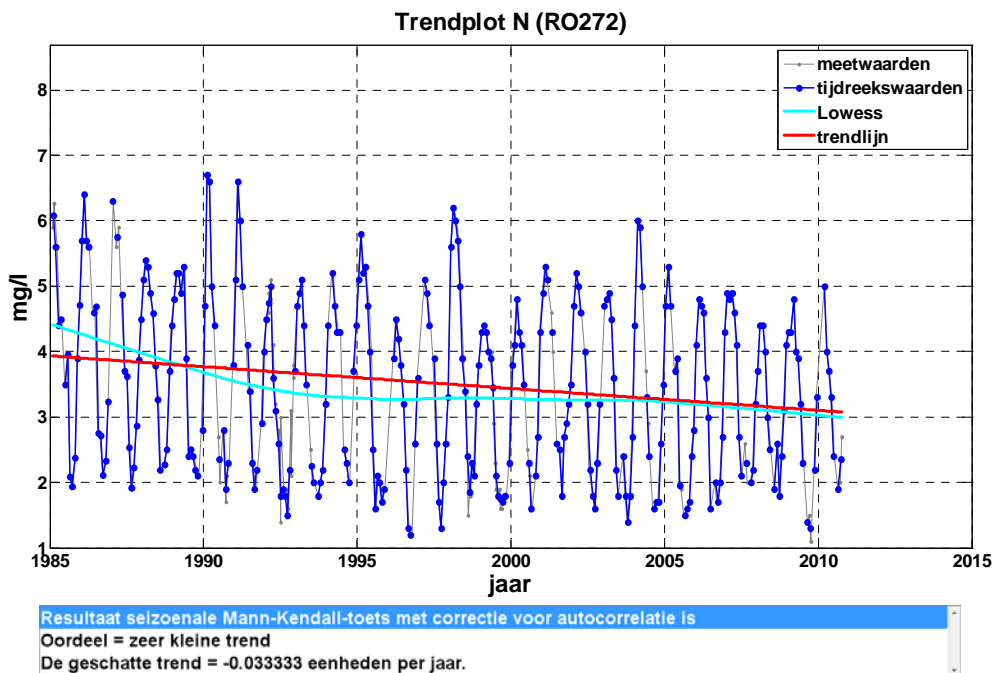
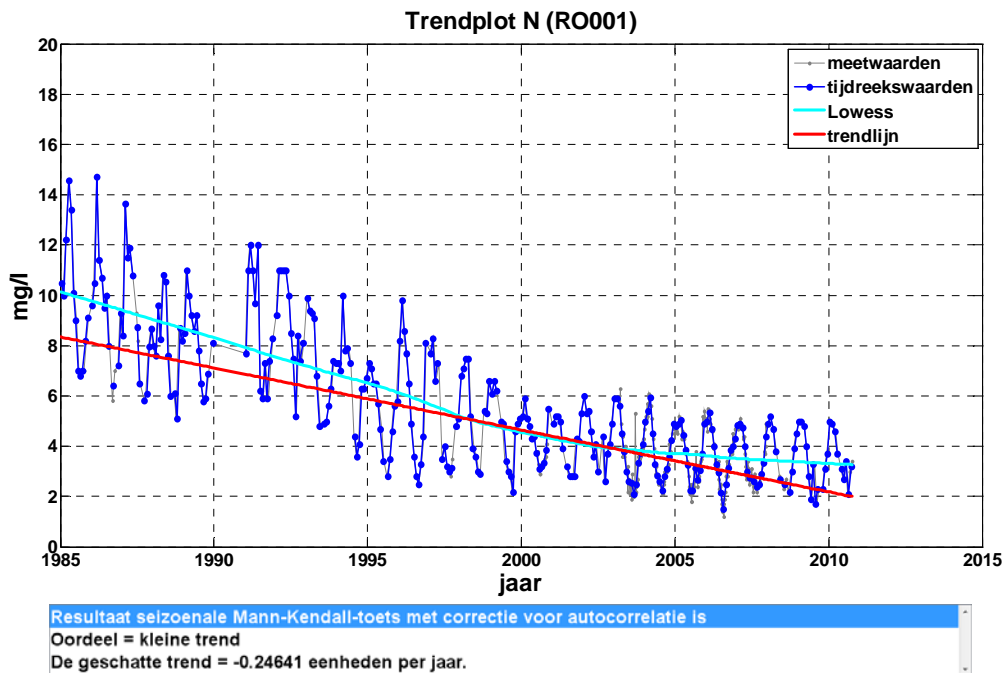
Figuur 4.3: Verdeling van het soort trend per parameter, zoals bepaald over de lange termijn (startjaar 1985).



Aan de hand van figuur 4.3 kunnen we de volgende constatering doen.

1. Voor eutrofiërende stoffen (waaronder chlorofyl-a), BZV5a en koper zijn vanaf 1985 op het merendeel van de meetpunten concentratiedalingen – en daarmee verbeteringen – opgetreden. De parameters die op relatief de meeste meetpunten een verbetering te zien gaven zijn in volgorde totaal stikstof (88% van de meetpunten, zie ook de voorbeelden in figuur 4.4), BZV5a (84%), koper (78%), som nitraat en nitriet (77%), ammonium (67%), orthofosfaat (64%), chlorofyl-a (61%) en totaal fosfor (58% van de meetpunten, zie ook de trendkaart in bijlage 9). Voor wat betreft de eutrofiërende stoffen zijn de emissies naar het oppervlaktewater sterk afgenomen door het mestbeleid en het stopzetten van het gebruik van fosforhoudende wasmiddelen. Verder zijn de verwijderingsrendementen van de awzi's voor deze stoffen in de periode 1985 – 2000 sterk verbeterd [Gerrits, 2010].

Figuur 4.4: Trendplots van totaal stikstof, zoals gemeten in meetpunt RO001 (Noorderbuitenspaarne) en RO272 (Braassem). In beide gevallen is er een statistisch significante daling (verbetering).

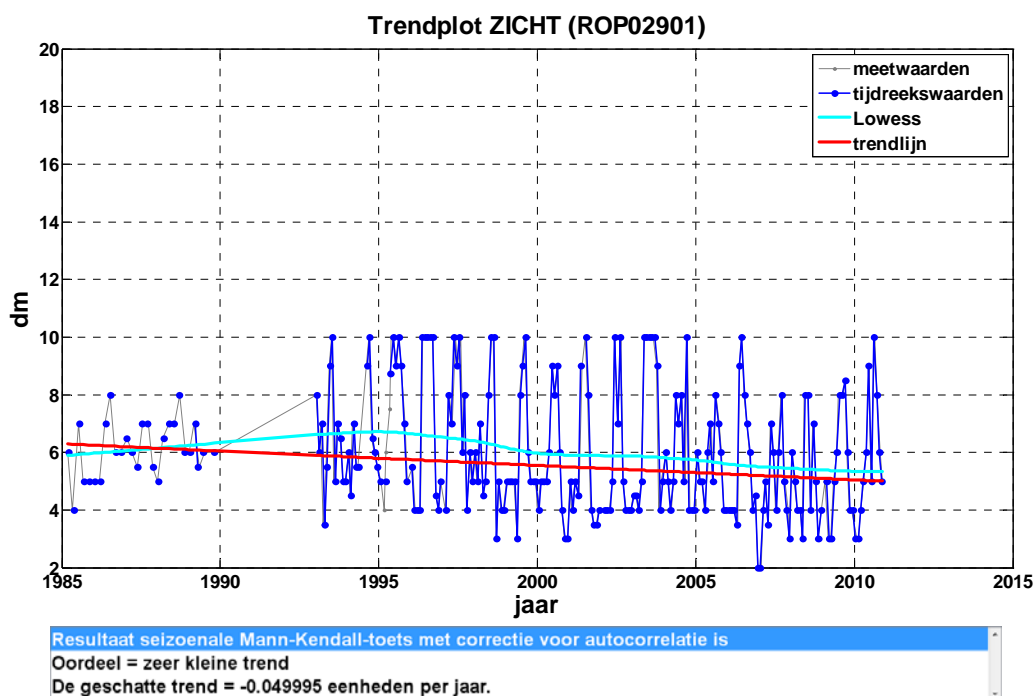


Toelichting op de LOWESS-lijn

De LOWESS-lijn beschrijft een lokaal gemiddelde van de meetwaarden, op basis van lokale gewogen regressie [Cleveland, 1979]. LOWESS staat voor LOcally WEighted Scatterplot Smoothing. Het is een zeer flexibele en bruikbare manier om de langetermijn-veranderingen van een tijdreeks te tonen. Op iteratieve wijze wordt voor elk tijdstip de bijbehorende waarde van de LOWESS-lijn geschat met gewogen regressie, waarbij de gewichten zowel een functie zijn van de afstand tot het betreffende tijdstip, als van het modelresidu van de vorige modeliteratie. De gladheidsfactor f bepaalt het venster dat aan weerskanten van elk tijdstip bij de modellering wordt betrokken en bepaalt daarmee mede de gladheid van de resulterende lijn. Deze factor hebben we op 0,5 gezet, aangezien die waarde in de praktijk doorgaans de bruikbaarste LOWESS-lijnen oplevert [Helsel and Hirsch, 1992].

2. Voor zuurstof trad weliswaar bij minder dan 50% van de meetpunten verbetering op (stijging van de concentratie), namelijk bij 42%, maar verder trad er op slechts 5% van de meetpunten verslechtering op, zodat het nettobeeld positief is.
3. Voor chloride trad ook bij minder dan 50% van de meetpunten verbetering op (daling van de concentratie), namelijk bij 47% van de meetpunten, maar net als voor zuurstof trad er weinig verslechtering op, namelijk bij slechts 3% van de meetpunten, zodat ook hier het nettobeeld positief is. Bijlage 10 toont de trendkaart van chloride. Een mogelijke verklaring voor het relatief grote aandeel meetpunten met dalende chlorideconcentratie is de aanvoer van gebiedsvreemd water. Via het gemaal Gouda wordt namelijk vooral 's zomers water ingelaten uit de Hollandse IJssel – een tak van de Rijn –, om het gebied te doorspoelen. En het chloridegehalte van de Rijn is vanaf het midden van de jaren tachtig flink afgenomen, van gemiddeld 180 mg/l rond 1985 tot circa 80 mg/l momenteel. Dit komt vooral door de uitvoering van maatregelen in het kader van het Rijn-Zoutverdrag [Baggelaar en Van der Meulen, 2010].
4. Slechts voor twee parameters waren er meer meetpunten met verslechtering dan met verbetering, namelijk doorzicht (36% van de meetpunten met verslechtering en 18% met verbetering) en watertemperatuur (30% van de meetpunten met verslechtering en 2% met verbetering). Figuur 4.5 geeft een voorbeeld van verslechtering van het doorzicht. En bijlage 11 toont de trendkaart van doorzicht. Zwendend stof laten we hier buiten beschouwing, vanwege het geringe aantal resultaten (6).

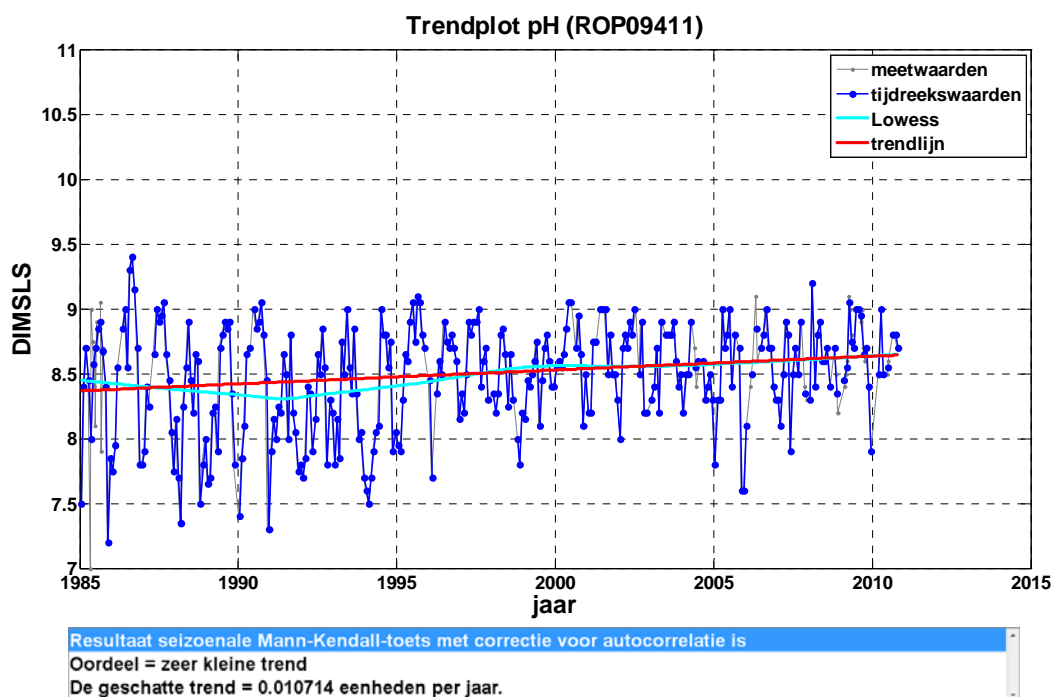
Figuur 4.5: Trendplot van doorzicht, zoals gemeten in meetpunt ROP02901 (Duivenvoordse en Veenzijdse polder). Er is sprake van een statistisch significante daling (verslechtering).



5. Van de twee beschouwde zware metalen gaf alleen zink enige verslechtering te zien, namelijk op 8% van de meetpunten, tegen 24% van de meetpunten met verbetering.
6. De pH is op 67% van de meetpunten gestegen (zie het voorbeeld in figuur 4.6) en slechts op 1% van de meetpunten gedaald. Een eenduidig waardeoordeel – verbetering of verslechtering – kan echter niet worden gegeven aan deze ontwikkeling. Een verkla-

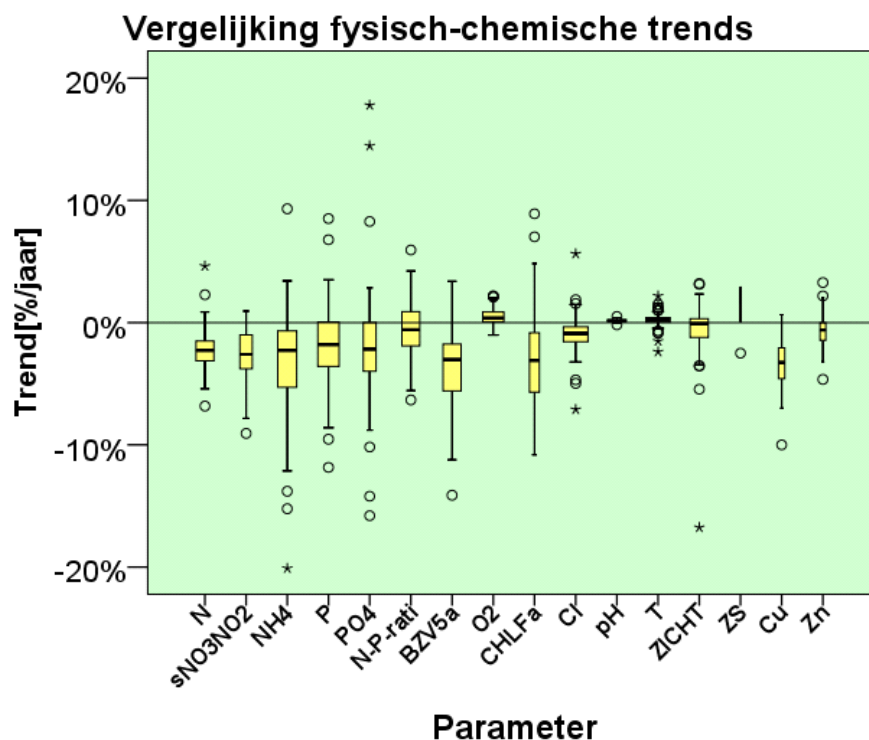
ring voor de op veel plaatsen opgetreden stijging van de pH is niet eenvoudig te geven en vergt nader onderzoek. Mogelijk dat het stijgen van de pH in het effluent van de awzi's een rol speelt (zie § 7.2.2), of dat het komt door geleidelijke veranderingen in de kwaliteit van het ingelaten water.

Figuur 4.6: Trendplot van pH, zoals gemeten in meetpunt ROP09411 (Zuideinderplas, Nieuwkoop). Er is sprake van een statistisch significante stijging.



Om ook de verdelingen van de relatieve trends van de verschillende parameters te kunnen vergelijken, is per parameter de boxplot van de relatieve trend weergegeven in figuur 4.7. De relatieve trend is de bij trendanalyse geschatte gemiddelde verandering per jaar, gedeeld door de mediaan van de meetreeks over de beschouwde periode. De boxplot vat per parameter alle relatieve trends samen, ongeacht of een trend al of niet statistisch significant is.

Figuur 4.7: Per parameter de boxplot van de geschatte relatieve trend over de lange termijn (startjaar 1985). De breedte van de box is evenredig aan het aantal trendresultaten, dat ligt tussen 6 (voor zwevend stof) en 159 (voor chloride).



Toelichting op de boxplot

De boxplot, of ook wel box-whisker-plot⁵ is een handzame manier om de kenmerken van een onderzochte populatie zo compact mogelijk grafisch samen te vatten. Elk van bovenstaande boxplots toont de posities van de belangrijkste percentielen van de populatie (kansverdeling) van relatieve jaartrends van een bepaalde parameter zoals vastgesteld bij de trendanalyse van meetreeksen van een groot aantal meetpunten. Het middendeel, de 'box' (doos), loopt van het 25-percentiel naar het 75-percentiel, terwijl het 50-percentiel, oftewel de mediaan, is aangegeven als een dikke streep in de box. De 'whiskers' (snorharen) lopen van de box naar de uiteinden van de steekproef. Eventuele extreme waarden worden apart weergegeven boven de bovenste whisker of onder de onderste whisker, als een 'o', of als een '*' (die waarde ligt dan 1,5 tot 3 maal, respectievelijk meer dan 3 maal de boxlengte vanaf de box).

Uit figuur 4.7 blijkt dat de grootste relatieve trends optreden bij BZV5a, ammonium, chlorofyl-a en koper. Ook blijkt dat de spreiding van de relatieve trends het kleinst is bij de pH, de watertemperatuur en zuurstof en het grootst bij chlorofyl-a, ammonium, orthofosfaat, totaal fosfor en BZV5a.

Aandachtslocaties

Het in bijlage 2 vermelde trendpalet is bij uitstek geschikt om vast te stellen welke meetpunten aandachtslocaties vormen voor wat betreft de ontwikkeling van de fysisch-chemische waterkwaliteit vanaf 1985. In tabel 4.1 is het trendpalet vermeld van de meetpunten waar minstens 30% van de parameters over de lange termijn een verslechtering vertoonde en er voor dat meetpunt ook minstens resultaten beschikbaar zijn van 7 parameters (weer uitgezonderd N/P-ratio en pH).

⁵ Letterlijk te vertalen als 'doos-met-snorharen'-plot.

Tabel 4.1: Trendpalet van de aandachtslocaties voor wat betreft de ontwikkeling van de fysisch-chemische waterkwaliteit, op basis van de trendanalyse resultaten over de lange termijn (startjaar 1985). Zie bijlage 2 voor de toelichting op het trendpalet.

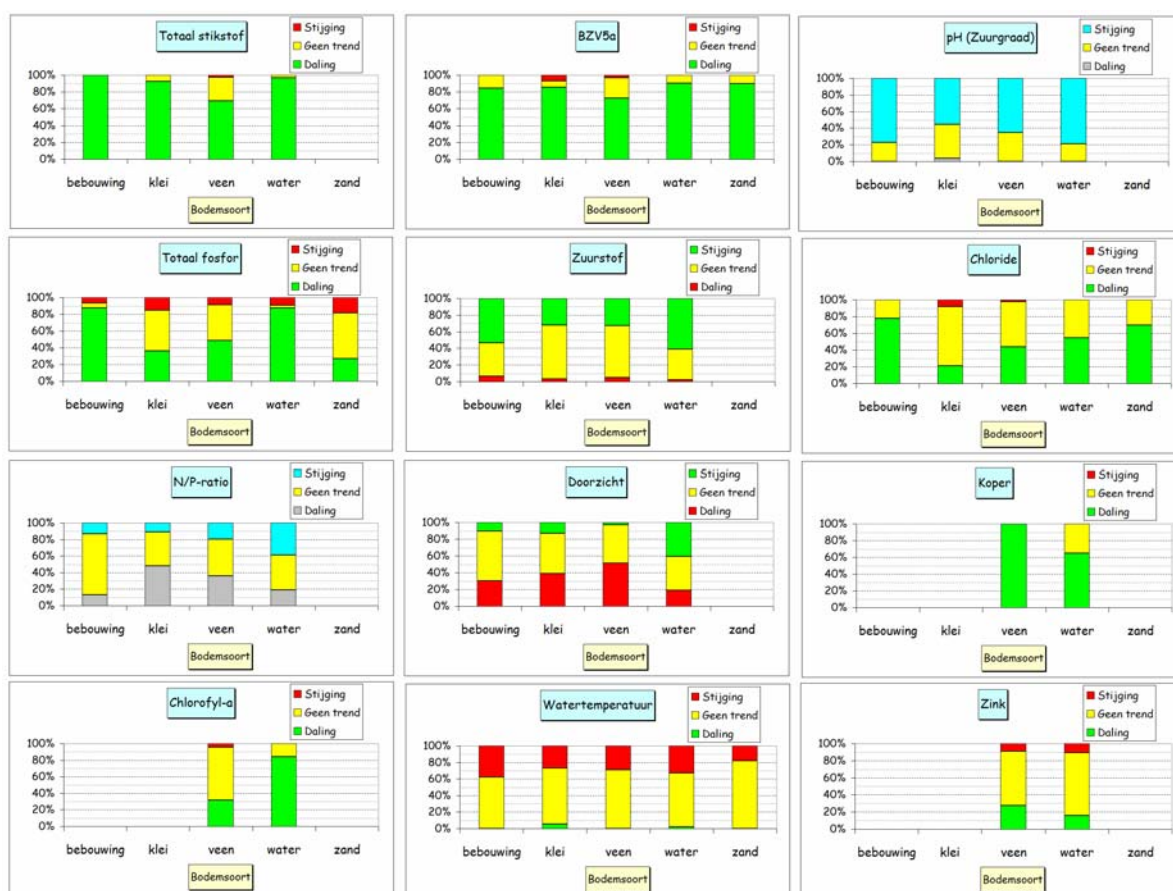
Meetpunt	Startjaar 1985															
	N	sNO ₃ NO ₂	NH ₄	P	PO ₄	N/P-ratio	Chlf-a	BZV5a	O ₂	doorzicht	zw stof	temp	pH	Cl	Cu	Zn
ROP09437	Geen tr		3.4%	Geen tr	8.3%	-2.9%	7.0%		Geen tr	-3.5%		Geen tr	Geen tr	-2.1%		
ROP09504	Geen tr			1.5%	0.0%	-1.4%	Geen tr	Geen tr	-0.3%	0.0%	Geen tr	Geen tr	0.2%	Geen tr	-1.2%	-1.4%
ROP09518	Geen tr		0.0%	8.5%	14.5%	-4.8%	Geen tr	Geen tr	Geen tr	-1.2%	2.9%	Geen tr	0.2%	-1.4%	-2.1%	3.3%
ROP13408	Geen tr			-3.6%		3.1%	Geen tr	0.4%	Geen tr	-1.7%	1.6%	0.3%	0.3%	-1.5%	-10.0%	Geen tr
ROP14003	4.6%	Geen tr	9.3%	6.8%	17.8%	Geen tr		Geen tr	Geen tr	-5.5%		1.2%	0.3%	Geen tr		
ROP25801	-1.5%		Geen tr	1.9%						-3.7%		0.6%	0.1%	-0.8%		
ROP30601	-0.5%	Geen tr	-1.5%	Geen tr	-2.1%	Geen tr		1.2%	Geen tr	-2.1%		0.5%		Geen tr		

Op basis van de trendanalyse resultaten over de lange termijn zijn er 7 meetpunten aan te duiden als aandachtslocaties. Van de 7 locaties zijn er 4 ingedeeld bij KRW-watertype M27 (matig grote, ondiepe laagveenplas), namelijk ROP09437 (Nieuwkoopse plassen), ROP09504 en ROP09518 (beide Langerarse plassen) en ROP13408 (Reeuwijkse plassen). Verder zijn 5 van deze 7 meetpunten ingedeeld bij de bodemsoort veen (de eerste 5 meetpunten). De verslechtingen betreffen vooral eutrofiërende stoffen, doorzicht (verslechtert op alle 7 meetpunten) en temperatuur.

4.3.3 Trends over de lange termijn onderscheiden naar bodemsoort

Om te kunnen beoordelen of de trends verschillen per bodemsoort, zijn de trendsoorten per parameter uitgesplitst naar bodemsoort en vervolgens weergegeven in de gestapelde staafdiagrammen van figuur 4.8.

Figuur 4.8: Per parameter de verdeling van het soort trend over de periode 1985 – 2010, uitgesplitst naar bodemsoort. Rood betekent een verslechting, groen een verbetering. Alleen weergegeven voor bodemsoortklassen met minstens 10 resultaten.



Aan de hand van figuur 4.8 constateren we het volgende.

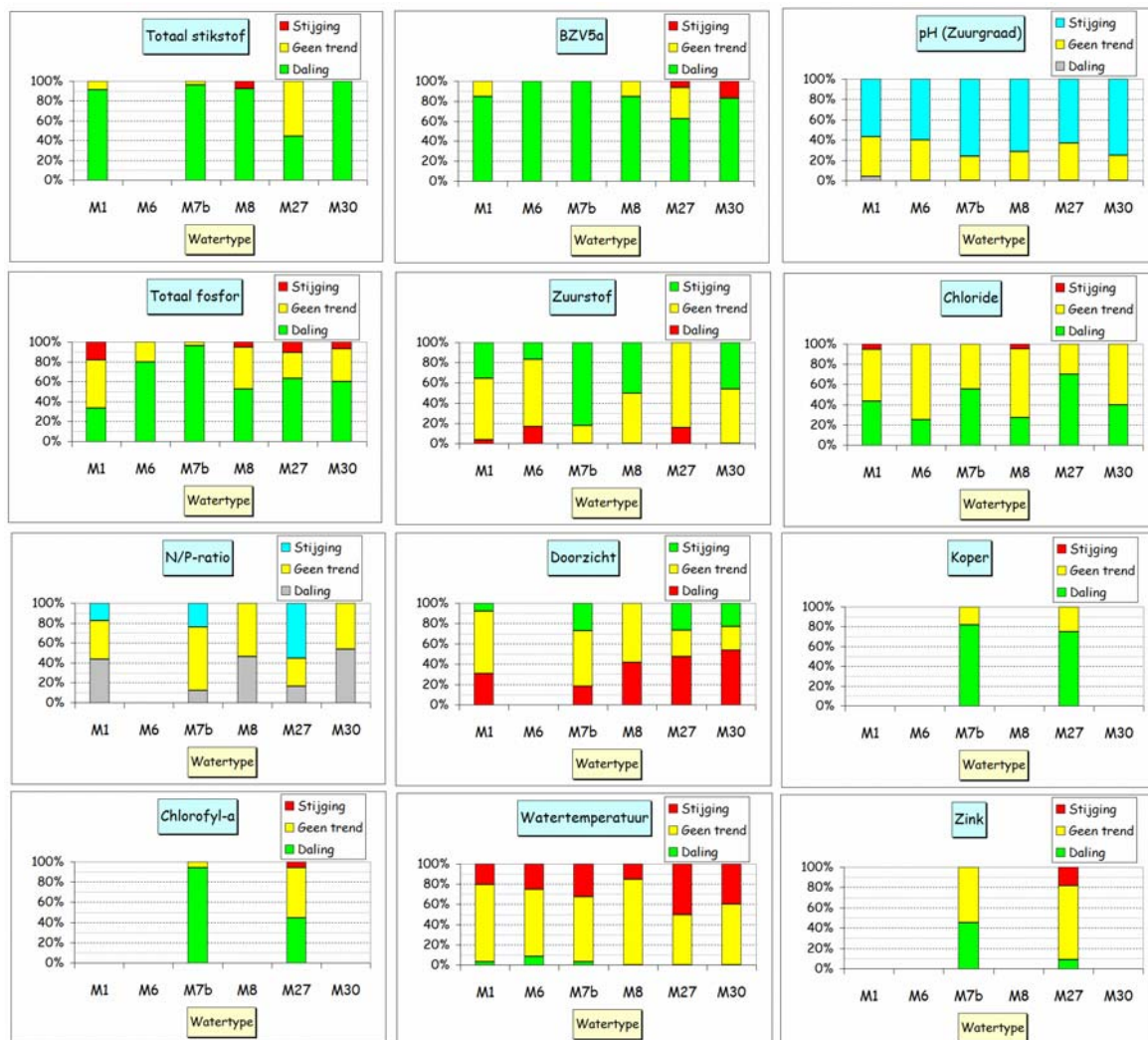
1. Totaal stikstof vertoonde bij veen relatief minder verbeteringen dan bij de andere bodemsoorten. De verslechtingen beperkten zich tot veen, maar het betreft slechts een gering aandeel.
2. Totaal fosfor vertoonde bij zand, klei en veen relatief de minste verbeteringen en ook relatief de meeste verslechtingen.
3. Voor chlorofyl-a zijn er alleen voor veen en water voldoende resultaten. Bij veen was het percentage verbeteringen beduidend minder dan bij water en zijn er ook verslechtingen opgetreden.
4. BZV5a vertoonde bij veen relatief de minste verbeteringen en de verslechtingen beperkten zich tot klei en veen, zij het op een beperkt percentage meetpunten.
5. Zuurstof vertoonde bij klei en veen relatief de minste verbeteringen.
6. Voor doorzicht traden relatief de meeste verslechtingen op bij veen en klei. Bij veen trad zelfs verslechting op bij circa 50% van de meetpunten, bij klei betrof dat circa 40% van de meetpunten.
7. De langetermijn-ontwikkelingen van watertemperatuur en pH lijken weinig gerelateerd aan de bodemsoort.
8. Chloride vertoonde vooral bij klei en in iets mindere mate bij veen relatief de minste verbeteringen. De verslechtingen beperkten zich tot klei en veen, zij het op een gering percentage meetpunten.
9. Voor zink en koper zijn er - net als voor chlorofyl-a - alleen voor veen en water voldoende resultaten. Koper vertoonde op geen van de meetpunten een verslechting en vertoonde bij veen zelfs op alle meetpunten een verbetering. Zink daarentegen vertoonde zowel bij veen als water op circa 10% van de meetpunten een verslechting.

Uit bovenstaande blijkt met name dat de kwaliteitsontwikkelingen bij de bodemsoorten veen en klei minder gunstig waren dan bij de andere bodemsoorten.

4.3.4 Trends over de lange termijn onderscheiden naar KRW-watertype

Om te kunnen beoordelen of de trends verschillen per KRW-watertype, zijn de trendsoorten per parameter uitgesplitst naar KRW-watertype (zie figuur 4.9).

Figuur 4.9: Per parameter de verdeling van het soort trend over de periode 1985 – 2010, uitgesplitst naar KRW-watertype. Rood betekent een verslechtering, groen een verbetering. Alleen weergegeven voor watertypen met minstens 10 resultaten.



Toelichting

M1: gebufferde sloot | M6: groot, ondiep kanaal | M7b: groot, diep kanaal, met scheepvaart | M8: gebufferde laagveensloot | M27: matig grote, ondiepe laagveenplas | M30: zwak brak water

Aan de hand van figuur 4.9 constateren we het volgende.

1. Totaal stikstof vertoonde bij M27 relatief veel minder verbeteringen dan bij de andere watertypen. Verslechteringen beperkten zich tot M8, zij het op een gering percentage meetpunten.
2. Totaal fosfor vertoonde bij M1 relatief de minste verbeteringen en de meeste verslechteringen. Bij M8, M27 en M30 waren er relatief minder verbeteringen en meer verslechteringen dan bij M6 en M7b.
3. Voor chlorofyl-a zijn er alleen voor M7b en M27 voldoende resultaten. Bij M27 was het percentage verbeteringen beduidend minder dan bij M7b en zijn er ook verslechteringen opgetreden.

4. Voor BZV5a waren er bij M27 relatief de minste verbeteringen. De verslechtingen beperkten zich tot M27 en M30.
5. Zuurstof vertoonde alleen bij M27 geen verbeteringen. Verslechtingen traden op bij M1, M6 en M27. Bij M7b traden relatief de meeste verbeteringen op.
6. Voor doorzicht traden relatief de meeste verslechtingen op bij M30, M27 en M8. Bij M8 traden als enige geen verbeteringen op.
7. De watertemperatuur vertoonde bij M27 en M30 relatief de meeste stijgingen (verslechtingen).
8. De pH lijkt weinig gerelateerd aan het watertype.
9. Chloride vertoonde bij M6 en M8 relatief de minste verbeteringen. Verslechtingen traden alleen op bij M1 en M8.
10. Voor koper en zink zijn er alleen voor M7b en M27 voldoende resultaten. Koper vertoonde op geen van de meetpunten een verslechting. De verslechtingen voor zink traden alleen op bij M27 en dan bij circa 20% van de meetpunten.

Het is duidelijk dat de kwaliteitsontwikkelingen bij M27 minder gunstig waren dan bij de andere watertypen. Voor wat betreft de nutriënten is een mogelijke verklaring dat de veenbodem van de plas nutriënten nalevert onder invloed van het gebiedsvreemd water en het vaste peilbeheer. Dit gebeurt weliswaar ook in kleinere wateren met venige bodem (zoals M8), maar de begroeiing kan doorgaans veel van deze stoffen opnemen.

Het feit dat totaal fosfor bij M1 relatief de minste verbeteringen vertoonde, kan veroorzaakt zijn doordat dit watertype vooral wordt belast door landbouw, terwijl er bij M6 en M7b meer bijmenging van effluent is, dat de laatste decennia steeds meer gedefosfateerd is (zie ook § 7.2.2).

4.3.5 Trends over de lange termijn onderscheiden naar gebiedstype

Om tenslotte te kunnen beoordelen of de trends verschillen per gebiedstype, zijn de trendsoorten per parameter uitgesplitst naar gebiedstype (zie figuur 4.10).

Figuur 4.10: Per parameter de verdeling van het soort trend over de periode 1985 – 2010, uitgesplitst naar gebiedstype. Rood betekent een verslechtering, groen een verbetering. Alleen weergegeven voor gebiedstypen met minstens 10 resultaten.



Toelichting

Bol: bollenstreek | Bzm: boezem | Dpp: diepe polder | Ste: stedelijk gebied | Vw: veenweidegebied

Aan de hand van figuur 4.10 constateren we het volgende.

1. Totaal stikstof vertoonde alleen in het veenweidegebied verslechtering, zij het op een zeer geringe percentage meetpunten.
2. Totaal fosfor vertoonde relatief de minste verbeteringen en de meeste verslechtingen in de bollenstreek en de diepe polders.
3. De verslechtingen van BZV5a beperkten zich tot de diepe polders en het stedelijk gebied, zij het op een beperkt percentage meetpunten.
4. Zuurstof vertoonde in de bollenstreek en de diepe polders relatief de minste verbeteringen. De meeste verbeteringen zijn opgetreden in boezem, stedelijk gebied en veenweidegebied.
5. Doorzicht vertoonde relatief de meeste verslechtingen in de diepe polders en het veenweidegebied. In het veenweidegebied traden bovendien geen verbeteringen op.

6. Voor de watertemperatuur traden er relatief iets meer stijgingen (verslechtingen) op in de diepe polders dan in de overige gebiedstypen.
7. De pH had relatief minder stijgingen in de bollenstreek en de diepe polders dan in de andere gebiedstypen.
8. Chloride vertoonde in het veenweidegebied relatief de minste verbeteringen en de verslechtingen beperkten zich tot de diepe polders en het veenweidegebied.
9. Voor zink en koper zijn er alleen voor de boezem voldoende resultaten. Er treedt alleen verslechting op bij zink en wel bij circa 10% van de meetpunten.

4.4 Resultaten trendanalyse korte termijn

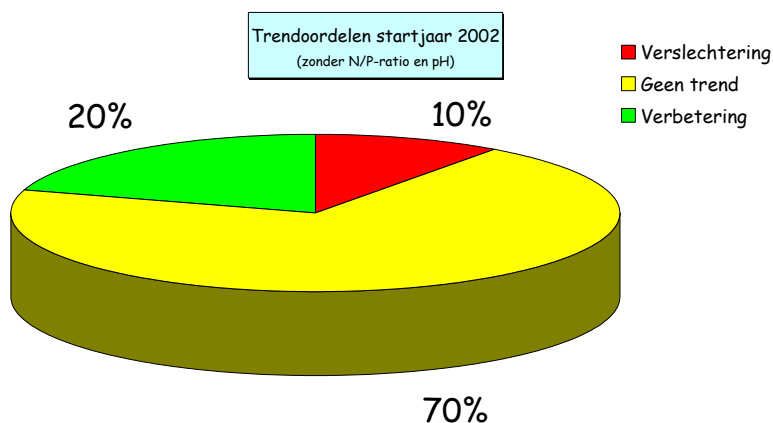
4.4.1 Resultaten algemeen

De resultaten van de trendanalyse over de korte termijn (startjaar 2002) zijn per meetreeks vermeld in bijlage 3, in de vorm van een trendpalet.

Bij de trendanalyse met startjaar 2002 is bij 31,0% van de meetreeksen een statistisch significante trend gedetecteerd, terwijl dat bij de trendanalyse met startjaar 1985 bij 62,2% van de meetreeksen het geval was, tweemaal vaker dus. Uit een nadere beschouwing blijkt dat de ontwikkeling van de waterkwaliteit in het laatste decennium in veel gevallen inderdaad minder dynamiek kende dan in de periode daarvoor en dat het verschil niet is veroorzaakt doordat er bij trendanalyse over een korte periode minder onderscheidend vermogen is dan bij trendanalyse over een lange periode (zie § 4.4.3).

Als we de resultaten voor de parameters N/P-ratio en pH weer even buiten beschouwing laten, kunnen er oordelen worden gekoppeld aan de gedetecteerde trendrichtingen (zie figuur 4.11).

Figuur 4.11: Cirkeldiagram van de verdeling van het trendoordeel, bij trendanalyse met startjaar 2002. Hierbij zijn de resultaten voor N/P-ratio en pH niet meegenomen, aangezien bij deze parameters geen eenduidig oordeel aan de trendrichting kan worden gekoppeld.

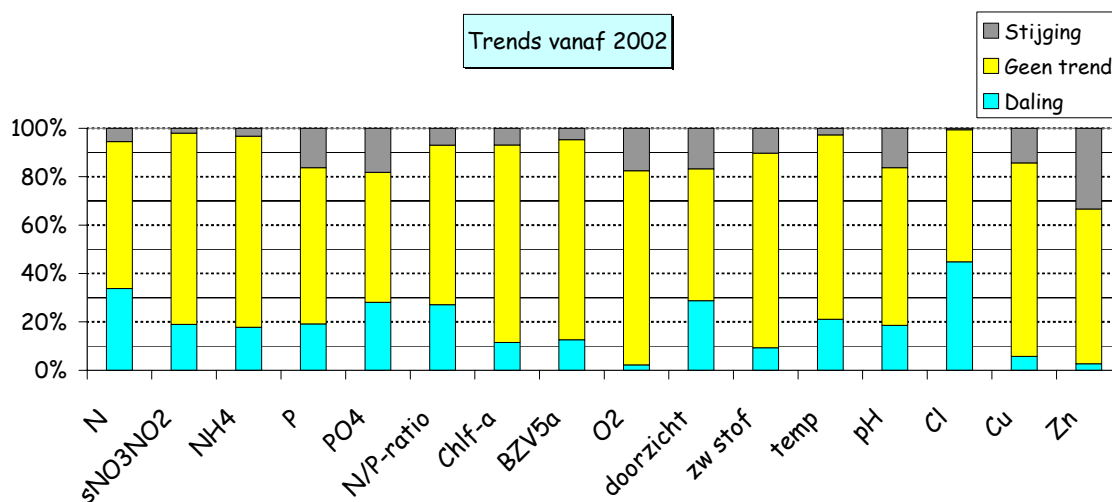


Over de korte termijn blijkt er nog maar in 20% van de gevallen sprake van een verbetering, terwijl dat over de lange termijn 51% was (zie § 4.3.1). Het percentage meetreeksen met gedetecteerde verslechtingen is daarentegen bij beide trendanalyses vergelijkbaar (10% versus 11%).

4.4.2 Kortetermijn-ontwikkeling per parameter

De verdeling van het soort trend zoals bepaald over de korte termijn (startjaar 2002) is per parameter weergegeven in figuur 4.12. De weergegeven verdeling is gebaseerd op 100 – 180 resultaten per parameter, met als uitzonderingen chlorofyl-a (87 resultaten), koper (70 resultaten) en zink (75 resultaten).

Figuur 4.12: Verdeling van het soort trend per parameter, zoals bepaald over de korte termijn (startjaar 2002).



Als we figuur 4.12 vergelijken met die over de lange termijn (figuur 4.3), vallen de volgende punten op.

1. Voor de meeste parameters geldt dat het percentage meetpunten met een verbetering over de recente korte termijn beduidend geringer is dan over de lange termijn, zoals we hiervoor al constateerden voor de resultaten van alle parameters samen.
2. Uitzonderingen hierop zijn echter doorzicht en chloride, aangezien voor deze parameters de verdeling van het soort trend over de recente korte termijn min of meer dezelfde is als die over de langere termijn.
3. Voor eutrofiërende stoffen is het percentage meetpunten met een verbetering over de recente korte termijn beduidend veel minder geworden dan over de lange termijn en is het aandeel meetpunten met verslechtering doorgaans ook iets toegenomen.
4. Zwevend stof vertoonde over de recente korte termijn op het merendeel van de meetpunten (80%) geen statistisch significante verandering. Het aandeel meetpunten met stijgende concentratie was gelijk aan dat van het aandeel meetpunten met dalende concentratie, namelijk 10%. Een vergelijking met de resultaten van de trendanalyse over de lange termijn is niet zinvol, aangezien daarbij maar 6 meetreeksen van zwevend stof meededen. Deze parameter wordt namelijk pas sinds midden jaren negentig regelmatig gemeten op een groot aantal meetpunten.
5. De watertemperatuur is over de lange termijn op 30% van de meetpunten gestegen (verslechterd), maar over de recente korte termijn was er nog maar op 3% van de meetpunten een stijging en zelfs op 21% van de meetpunten een daling.
6. De pH is over de lange termijn op 67% van de meetpunten gestegen, maar over de korte termijn gebeurde dat nog maar op 16% van de meetpunten, terwijl er dan ook op 19% van de meetpunten een daling is opgetreden.
7. Koper is over de lange termijn op 78% van de meetpunten verbeterd en nergens verslechterd, maar over de recente korte termijn was er nog maar op 6% van de meetpunten

ten sprake van verbetering en is er ook weer verslechtering opgetreden (op 14% van de meetpunten).

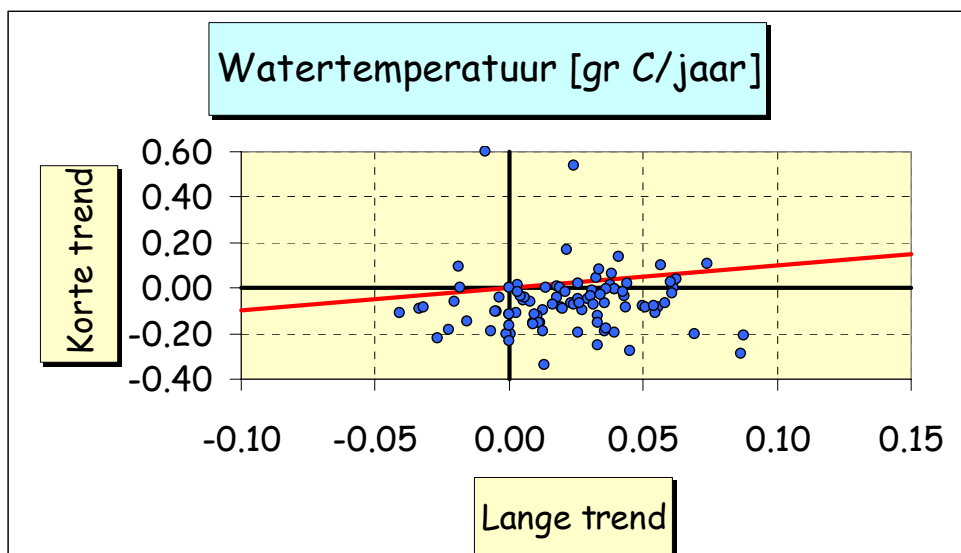
8. Zink kende over de lange termijn op 24% van de meetpunten verbetering en op 8% verslechtering, maar net als bij koper is ook bij dit zware metaal over de recente korte termijn de ontwikkeling verslechterd, met nog maar op 3% van de meetpunten verbetering en op 33% van de meetpunten verslechtering.

De ontwikkelingen over de recente korte termijn zijn voor de meeste parameters dus minder gunstig dan de ontwikkelingen over de lange termijn. Dit geldt vooral voor de eutrofiërende stoffen en voor koper en zink. Voor doorzicht en chloride is er weinig veranderd voor wat betreft de verdeling van de trendsoorten.

Het feit dat de watertemperatuur vanaf 1985 op 30% van de meetpunten is gestegen en op 2% is gedaald, maar vanaf 2002 op 21% van de meetpunten is gedaald en op 3% is gestegen, komt zeer waarschijnlijk door veranderingen van de gemiddelde luchttemperatuur. Als we namelijk trendanalyse uitvoeren van de luchttemperatuur te De Bilt over de periode 1985 t/m 2010, wordt er een stijging geschat van $0,044\text{ }^{\circ}\text{C}$ per jaar (statistisch significant). Maar bij trendanalyse over de periode 2002 t/m 2010, wordt er een daling geschat van $-0,080\text{ }^{\circ}\text{C}$ per jaar, zij het niet statistisch significant. Gezien de sterke invloed van de luchttemperatuur op de watertemperatuur ligt het voor de hand dat ze ongeveer hetzelfde patroon volgen.

Figuur 4.13 toont een spreidingsdiagram van de kortetermijn-trend van watertemperatuur (Y-as) versus de langetermijn-trend (X-as), zoals bepaald op hetzelfde meetpunt. Het betreft in beide gevallen de geschatte trendgrootte (de statistische significantie van de trend speelt hierbij geen rol). Bij een onveranderde trend zullen alle punten rond de rode diagonaal liggen, maar veel punten liggen in het tweede kwadrant, wat aangeeft dat veel langetermijn-stijgingen dit laatste decennium zijn overgegaan in dalingen.

Figuur 4.13: Spreidingsdiagram van de kortetermijn-trend van watertemperatuur versus de langetermijn-trend, zoals bepaald op hetzelfde meetpunt.



Aandachtslocaties

Met het in bijlage 3 vermelde trendpalet is vastgesteld welke meetpunten aandachtslocaties vormen voor wat betreft de ontwikkeling van de fysisch-chemische waterkwaliteit vanaf 2002. In tabel 4.2 is het trendpalet vermeld met de meetpunten waar minstens 30% van de parameters over de korte termijn een verslechtering vertoont en er voor dat meetpunt ook minstens resultaten beschikbaar zijn van 7 parameters (weer uitgezonderd N/P-ratio en pH).

Tabel 4.2: Trendpalet van de aandachtslocaties voor wat betreft de ontwikkeling van de fysisch-chemische waterkwaliteit, op basis van de trendanalyseresultaten over de korte termijn (startjaar 2002). Zie bijlage 2 voor de toelichting op het trendpalet.

Meetpunt	Startjaar 2002															
	N	sNO ₃ NO ₂	NH ₄	P	PO ₄	N/P-ratio	Chlf-a	BZV5a	O ₂	doorzicht	zw stof	temp	pH	Cl	Cu	Zn
RO371	Geen tr	Geen tr		4.7%	3.6%	-4.8%	Geen tr	-6.7%	Geen tr	3.7%		Geen tr	Geen tr	-2.5%	6.2%	17.8%
ROP11919	2.5%			Geen tr		Geen tr	6.4%	2.9%	Geen tr	-8.0%		Geen tr	0.5%	-10.4%		
ROP13408	Geen tr		Geen tr	5.0%		-4.0%	Geen tr	Geen tr	Geen tr	-4.5%	4.0%	-1.5%	Geen tr	Geen tr		35.6%
ROP21803	5.4%		-45.7%	8.7%		-3.1%	7.7%	5.7%	Geen tr	-8.1%		Geen tr	Geen tr	-10.0%		
ROP30821	2.2%		Geen tr	21.0%	39.1%	-14.3%	Geen tr	Geen tr	Geen tr	-6.6%		Geen tr	0.6%	-5.5%		

Op basis van de trendanalyseresultaten over de korte termijn zijn er 5 aandachtslocaties. Van deze 5 treden relatief de meeste verslechtingen op bij meetpunt ROP21803, gelegen bij Vrijenhoefse veen en droogmakerij (Reeuwijkse plassen), bij de doorgang van twee plas-sen. Het betreft verslechtingen voor totaal stikstof, totaal fosfor, chlorofyl-a, BZV5a en doorzicht.

Er zijn 2 van deze 5 aandachtslocaties ingedeeld bij KRW-watertype M27, namelijk ROP11919 en ROP13408 (beide Reeuwijkse plassen) en 2 bij KRW-watertype M20 (matig groot, diep en gebufferd meer), namelijk RO371 (Zegerplas) en ROP30821 (Westbroekplas). Verder zijn 2 van de 5 meetpunten ingedeeld bij de bodemsoort veen, namelijk ROP11919 en ROP13408.

Het meetpunt 13408 is als enige op basis van beide trendanalyses (lange en korte termijn) een aandachtslocatie. Dit punt bevindt zich in de Reeuwijkse plassen (KRW-type M27, matig grote, ondiepe laagveenplas) en is ingedeeld bij bodemsoort veen. Vanaf 1985 zijn daar verslechtingen opgetreden voor BZV5a, doorzicht, zwevend stof en watertemperatuur, terwijl er vanaf 2002 verslechtingen zijn opgetreden voor totaal fosfor, doorzicht, zwevend stof en zink. Opvallend is dat hier tussen 1985 en 2002 een trendomkering heeft plaatsgevonden voor totaal fosfor, aangezien dat vanaf 1985 verbeterde, maar vanaf 2002 verslechterde. Een eenduidige verklaring hiervoor is niet te geven zonder nader onderzoek. Een tegengestelde trendomkering trad hier op voor de watertemperatuur. Deze laatste omkering valt overigens te verklaren uit het verloop van de luchttemperatuur (zie hier-voor).



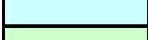

4.4.3 Recente ombuigingen van de ontwikkeling

Om een beter beeld te krijgen van de mate waarin langetermijn-ontwikkelingen recentelijk zijn omgebogen, zijn we voor elke meetreeks waarvoor zowel een langetermijn- als een kortetermijn-trend is afgeleid nagegaan hoe die twee trends zich tot elkaar verhouden. Daarbij zijn er 9 combinatiemogelijkheden, aangezien er drie soorten trend zijn. Deze combinaties hebben we ingedeeld in 4 klassen (zie tabel 4.3).

Tabel 4.3: De 9 combinatiemogelijkheden van een trend over de lange termijn en een trend over de korte termijn (S = stijging, G = Geen trend, D = daling) en de 4 klassen waarin de combinaties zijn ingedeeld (onderscheiden met kleuren).

		Kort		
		Stijging	Geen trend	Daling
Lang	Stijging	S => S	S => G	S => D
	Geen trend	G => S	G => G	G => D
	Daling	D => S	D => G	D => D

Klassen

Zelfde oordeel	
Trendomkering	
Geen tr => trend	
Trend => Geen tr	

Per parameter is afgeleid hoe de combinaties van de trends over de lange termijn en de trends over de korte termijn verdeeld zijn. De resultaten zijn vermeld in tabel 4.4.

Tabel 4.4: Verdeling van de gerealiseerde combinaties van lange- en kortetermijn-trends. Voor zwevend stof waren er slechts 6 combinaties.

Parameter	Zelfde oordeel	Naar dalingen			Naar stijgingen			Trend => Geen tr	n
		S => D	G => D	Totaal	D => S	G => S	Totaal		
N	47.4%	0.0%	0.0%	0.0%	2.6%	0.0%	2.6%	50.0%	76
sNO3NO2	42.1%	0.0%	0.0%	0.0%	1.8%	0.0%	1.8%	56.1%	57
NH4	27.9%	0.0%	2.9%	2.9%	1.5%	1.5%	2.9%	66.2%	68
P	37.5%	2.5%	7.5%	10.0%	6.3%	3.8%	10.0%	42.5%	80
PO4	47.0%	3.0%	3.0%	6.1%	1.5%	6.1%	7.6%	39.4%	66
N/P-ratio	40.8%	2.6%	13.2%	15.8%	1.3%	3.9%	5.3%	38.2%	76
Chlf-a	40.9%	0.0%	0.0%	0.0%	6.8%	2.3%	9.1%	50.0%	44
BZV5a	18.2%	0.0%	2.6%	2.6%	1.3%	1.3%	2.6%	76.6%	77
O2	57.8%	1.2%	0.0%	1.2%	0.0%	9.6%	9.6%	31.3%	83
Doorzicht	46.8%	1.3%	8.9%	10.1%	2.5%	5.1%	7.6%	35.4%	79
Zwevend st	33.3%	0.0%	33.3%	33.3%	0.0%	0.0%	0.0%	33.3%	6
Watertemp	48.4%	4.2%	15.8%	20.0%	0.0%	3.2%	3.2%	28.4%	95
pH	27.1%	12.9%	9.4%	22.4%	0.0%	4.7%	4.7%	45.9%	85
Cl	48.4%	1.1%	18.3%	19.4%	0.0%	0.0%	0.0%	32.3%	93
Cu	22.2%	0.0%	0.0%	0.0%	7.4%	3.7%	11.1%	66.7%	27
Zn	42.3%	0.0%	0.0%	0.0%	3.8%	30.8%	34.6%	23.1%	26
Alle	40.6%	2.3%	6.8%	9.2%	1.9%	3.9%	5.9%	44.4%	1038

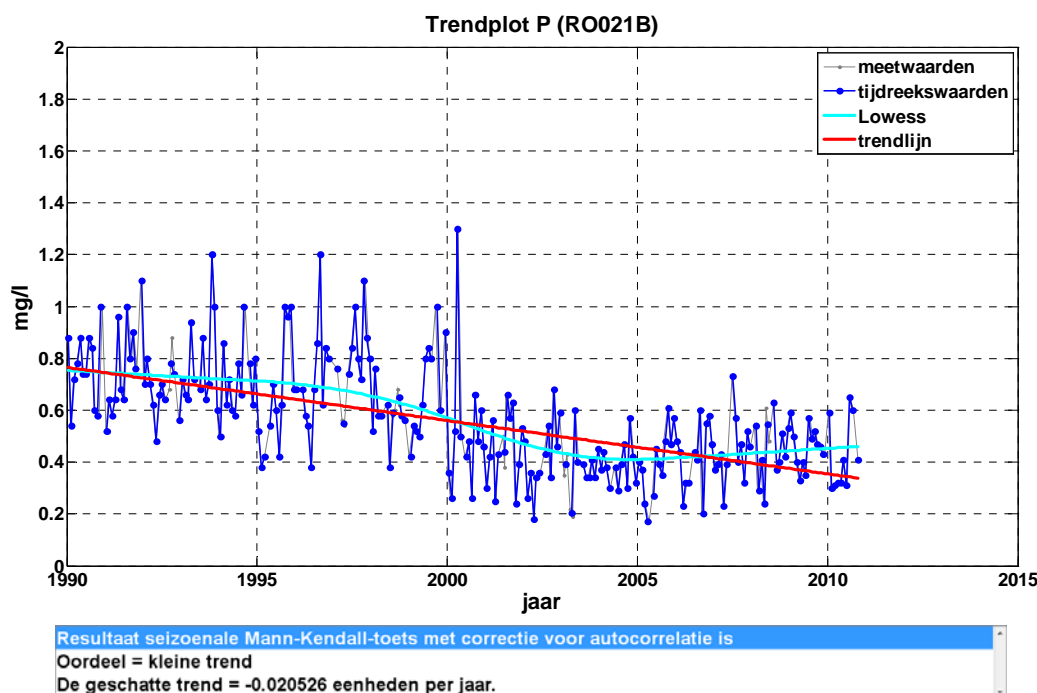
De meest voorkomende combinaties zijn dat het oordeel over de kortetermijn-trend gelijk is aan dat van de langetermijn-trend (*Zelfde oordeel*) en dat er een trendafvlakking heeft plaatsgevonden (*Trend => Geen trend*).

De meeste trendombuigingen zijn opgetreden bij (in volgorde):

- o pH: van stijging naar daling bij 13% van de meetpunten;
- o koper: van daling naar stijging bij 7% van de meetpunten;
- o chlorofyl-a: van daling naar stijging bij 7% van de meetpunten;

- o totaal fosfor: van daling naar stijging bij 6% van de meetpunten (zie ook het voorbeeld van figuur 4.14). Overigens is bij totaal fosfor de kortetermijn-trend even vaak een verbetering als een verslechtering ten opzichte van de langetermijn-trend, want er is op 10% van de meetpunten sprake van een verbetering, terwijl er ook op 10% van de meetpunten sprake is van een verslechtering.

Figuur 4.14: Trendplot van totaal fosfor, zoals gemeten in meetpunt RO021B (Boezemkanaal, Halfweg) vanaf 1990. Het betreft watertype M30 en bodemsoort water.



Volgens de trendanalyse over de periode 1990 t/m 2010 is er een statistisch significante daling opgetreden (de rode lijn). Maar de LOWESS-lijn suggereert dat er vanaf begin 2000 weer een toename optreedt. Inderdaad blijkt er bij trendanalyse over de recente periode 2002 t/m 2010 sprake van een statistisch significante toename. Een eenduidige verklaring hiervoor is niet te geven zonder nader onderzoek. Een mogelijkheid zou zijn dat de doorspoeling van het beheergebied van Rijnland het laatste decennium is afgenomen, zodat er door nalevering van fosfor uit de bodem plaatselijk weer een stijging van de concentratie totaal fosfor is opgetreden. Maar uit jaarrapportagegegevens blijkt er geen sprake van een duidelijke afname van de doorspoeling (zie tabel 4.5).

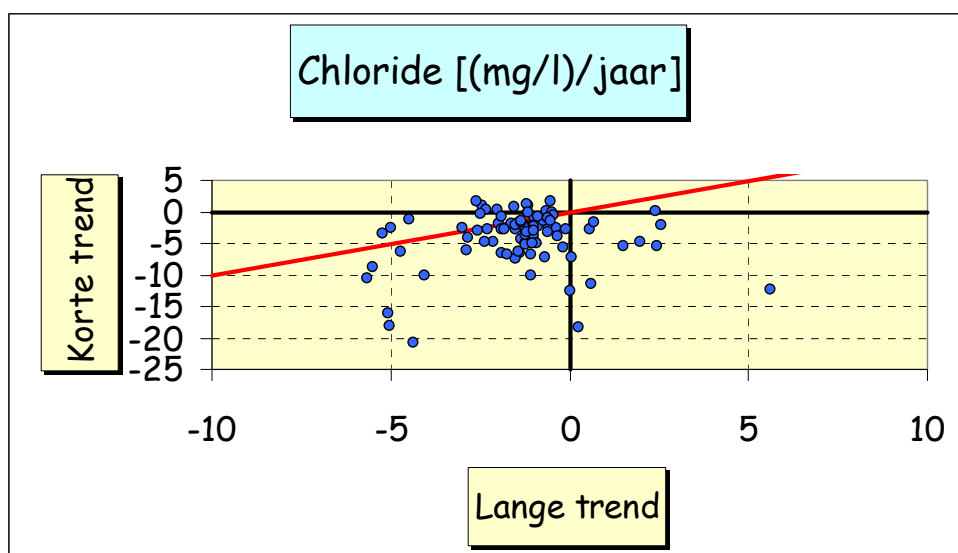
Tabel 4.5: Jaarlijkse aanvoer van water via Gouda en Bodegraven, van 1990 t/m 2010.

Jaar	Inlaat Gouda	Bodegraven	Som
	aanvoer in miljoen m ³ /jaar (% op waterbalans)		
1990	117 (10,6 %)	70 (6,3%)	187 (16,9%)
1995	59 (5,7%)	57 (5,5%)	116 (11,2%)
2000	35 (4%)	84 (9,6%)	119 (13,6%)
2005	70,2 (8,8%)	74 (9,3%)	144,2 (18,1%)
2010	47,6 (3,6%)	87 (6,5%)	134,6 (10,1%)

Verder vallen de volgende punten op.⁶

- Op 35% van de meetpunten is over de recente korte termijn een stijging van de concentratie zink ingezet en voor koper betreft dit 11% van de meetpunten.
- Op 22% van de meetpunten is over de recente korte termijn een daling van de pH ingezet.
- Op 19% van de meetpunten is over de recente korte termijn een daling ingezet van de concentratie chloride. Overigens blijft de verdeling van het soort trend over de recente korte termijn desondanks min of meer dezelfde als die over de langere termijn, doordat er ook meetpunten zijn waar een langetermijn-daling over de recente korte termijn is afgevlakt. Figuur 4.15 toont een spreidingsdiagram van de kortetermijn-trend van chloride versus de langetermijn-trend, zoals bepaald op hetzelfde meetpunt. Uit deze figuur blijkt dat recentelijk veel afnames van de chlorideconcentraties zijn versterkt.

Figuur 4.15: Spreidingsdiagram van de kortetermijn-trend van chloride versus de langetermijn-trend, zoals bepaald op hetzelfde meetpunt.



- Op 20% van de meetpunten is over de recente korte termijn een daling van de watertemperatuur ingezet. Zoals eerder aangegeven valt dit te verklaren uit het verloop van de gemiddelde luchttemperatuur (§ 4.4.2).

Wellicht invloed onderscheidend vermogen op beeld kortetermijn-ontwikkeling?

In § 4.4.1 constateerden we dat er bij de trendanalyse met startjaar 2002 tweemaal minder vaak een statistisch significante trend is gedetecteerd dan bij de trendanalyse met startjaar 1985, namelijk bij 31,0% respectievelijk 62,2% van de meetreeksen. Zo'n verschil kan duiden op een afgenomen dynamiek van de ontwikkeling, maar het kan ook veroorzaakt zijn doordat er bij trendanalyse over een korte periode minder onderscheidend vermogen is dan bij trendanalyse over een lange periode. We zijn nagegaan welke verklaring het meest plausibel is, door voor elke parameter die over het laatste decennium duidelijk minder trends vertoonde dan over de lange termijn, statistisch te toetsen of de trendgrootte over

⁶ Let op dat de hier vermelde percentages zijn afgeleid op basis van de groep meetpunten waarvan zowel een trend over de lange termijn als over de korte termijn beschikbaar is. Daardoor kunnen er soms (kleine) afwijkingen zijn met de resultaten die gelden voor de groep meetpunten gebruikt voor de trendanalyse over de lange termijn (§ 4.3.2) en die voor de trendanalyse over de recente korte termijn (§ 4.4.2).

het laatste decennium wellicht is afgenomen ten opzichte van de trendgrootte over de lange termijn. Want als dat het geval is duidt dat op een afgenomen dynamiek, maar als de trendgroottes vergelijkbaar zijn is dat een aanwijzing dat het niet statistisch significant zijn van de recente kortetermijn-trend het gevolg is van het geringere onderscheidend vermogen over deze kortere periode.

Eerst zijn de parameters beschouwd waar op een groot percentage meetpunten een statistisch significante daling vanaf 1985 is gedetecteerd, maar geen statistisch significante trend vanaf 2002. Dit betreft de parameters totaal stikstof, som nitraat en nitriet, ammonium, totaal fosfor, orthofosfaat, chlorofyl-a, BZV5a en koper. Per parameter is gepaard getoetst, door per meetreeks met een statistisch significante daling vanaf 1985 en geen statistisch significante trend vanaf 2002 de vanaf 1985 geschatte trendgrootte te vergelijken met de vanaf 2002 geschatte trendgrootte. Voor elke parameter zijn daartoe drie gepaarde toetsen toegepast, namelijk de gepaarde t-toets, de Wilcoxon-rangteken-toets en de tekentoets. De gepaarde t-toets gaat er van uit dat het verschil tussen de trendgrootte over de lange termijn en die over de korte termijn afkomstig is uit een normale kansverdeling, terwijl de andere twee toetsen die eis niet stellen. De Wilcoxon-rangtekentoets gaat er nog wel van uit dat het verschil afkomstig is uit een min of meer symmetrische kansverdeling. De tekentoets stelt daarmee de minste eisen aan de verschilwaarden. Bij de gepaarde t-toets luidt de nulhypothese dat het rekenkundig populatiegemiddelde van het verschil tussen de trendgrootte over de lange termijn en die over de korte termijn nul is, terwijl de nulhypothese van de andere twee toetsen luidt dat de populatiemediaan van dat verschil nul is. Er is getoetst met 95% betrouwbaarheid. Het bleek dat voor elke beschouwde parameter met elk van de drie toetsen de nulhypothese werd verworpen en dat de geschatte trendgrootte over de korte termijn kleiner was dan die over de lange termijn.

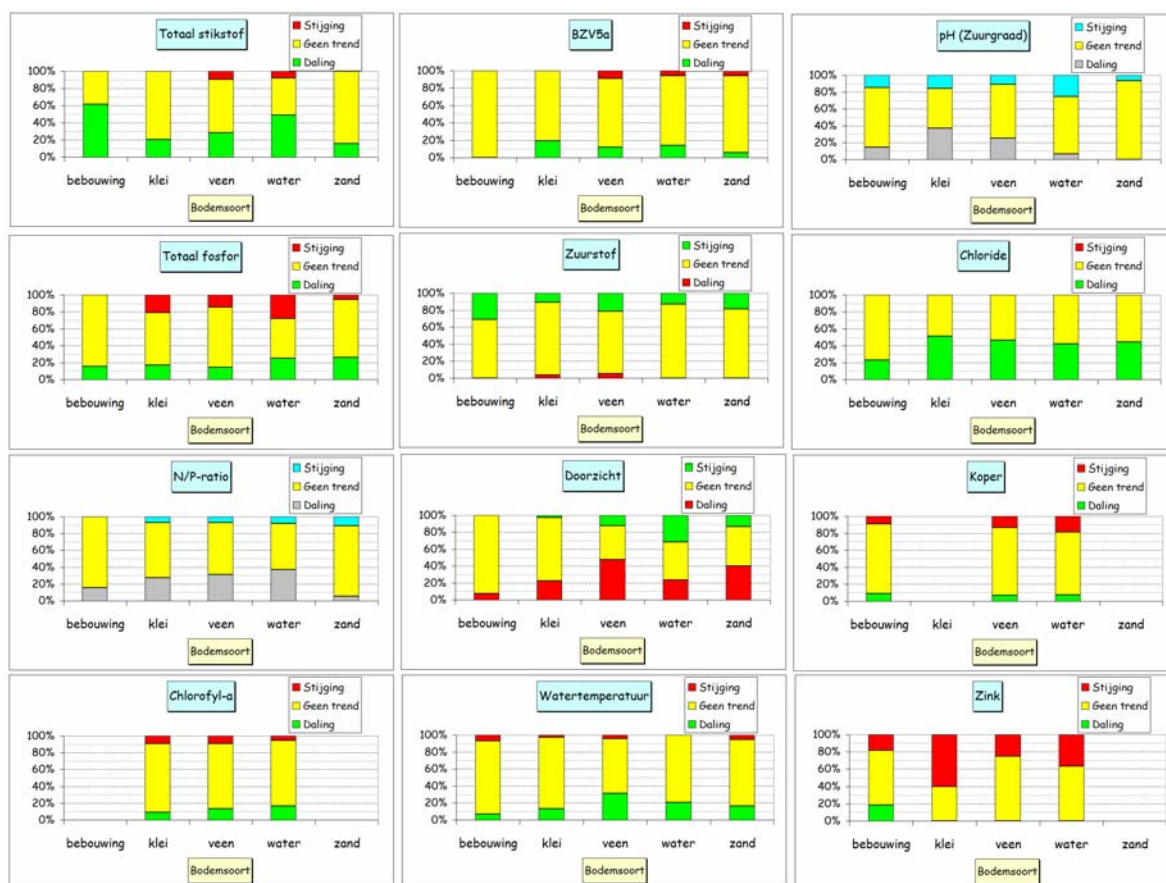
Vervolgens zijn de parameters beschouwd waar op een groot percentage meetpunten een statistisch significante stijging vanaf 1985 is gedetecteerd, maar geen statistisch significante trend vanaf 2002. Dit betreft de parameters zuurstof, watertemperatuur en pH. Per parameter is weer gepaard getoetst, maar nu door per meetreeks met een statistisch significante stijging vanaf 1985 en geen statistisch significante trend vanaf 2002 de vanaf 1985 geschatte trendgrootte te vergelijken met de vanaf 2002 geschatte trendgrootte. Het bleek dat voor watertemperatuur en pH met elk van de drie toetsen de nulhypothese werd verworpen en voor zuurstof was dit het geval voor de gepaarde t-toets en de Wilcoxon-rangtekentoets. Voor elk van de drie parameters was de geschatte trendgrootte over de korte termijn kleiner dan die over de lange termijn.

Uit deze nadere analyse concluderen wij dat de ontwikkeling van de waterkwaliteit in het laatste decennium in veel gevallen minder dynamiek kende dan in de periode daarvoor en dat het geconstateerde verschil in percentage gedetecteerde trends niet is veroorzaakt door een verschil in onderscheidend vermogen.

4.4.4 Trends over de korte termijn onderscheiden naar bodemsoort

Om te kunnen beoordelen of de kortetermijn-trends verschillen per bodemsoort, zijn de trendsoorten per parameter uitgesplitst naar bodemsoort (zie figuur 4.16).

Figuur 4.16: Per parameter de verdeling van het soort trend over de periode 2002 – 2010, uitgesplitst naar bodemsoort. Rood betekent een verslechtering, groen een verbetering. Alleen weergegeven voor bodemsoortklassen met minstens 10 resultaten.



Aan de hand van figuur 4.16 constateren we het volgende.

1. Zoals hiervoor ook aangegeven is voor de eutrofiërende stoffen het percentage meetpunten met een verbetering over de recente korte termijn beduidend veel minder geworden dan over de lange termijn. Voor totaal fosfor gold dit het sterkst bij bebouwing en water.
2. Voor chlorofyl-a gold dit het sterkst bij water (voor deze parameter zijn er overigens slechts 3 bodemsoorten met minstens 10 resultaten).
3. Voor doorzicht zijn de ontwikkelingen over de korte termijn min of meer vergelijkbaar met die over de lange termijn.
4. Voor de pH traden er vooral recente kortetermijn-dalingen op bij klei en veen.
5. Voor zink traden recente verslechtingen relatief meer op bij klei (verslechting op ruim 60% van de meetpunten) dan bij de andere bodemsoorten.

4.4.5 Trends over de korte termijn onderscheiden naar KRW-watertype

Om te kunnen beoordelen of de kortetermijn-trends verschillen per KRW-watertype, zijn de trendsoorten per parameter uitgesplitst naar KRW-watertype (zie figuur 4.17).

Figuur 4.17: Per parameter de verdeling van het soort trend over de periode 2002 – 2010, uitgesplitst naar KRW-watertype. Rood betekent een verslechtering, groen een verbetering. Alleen weergegeven voor watertypen met minstens 10 resultaten.



Toelichting

M1: gebufferde sloot | M3: gebufferd regionaal kanaal | M7b: groot, diep kanaal, met scheepvaart | M8: gebufferde laagveensloot | M20: matig groot en diep meer, gebufferd | M27: matig grote, ondiepe laagveenplas | M30: zwak brak water

Aan de hand van figuur 4.17 constateren we het volgende.

1. Zoals hiervoor ook aangegeven is voor de eutrofiërende stoffen het percentage meetpunten met verslechtering over de recente korte termijn toegenomen. Voor totaal fosfor trad dit vooral op bij M27 en M30. Bij M20 is het percentage meetpunten met recente verslechtering overigens het hoogst (50%). Over de lange termijn zijn er te weinig resultaten voor M20 voor een vergelijking.
2. Voor chlorofyl-a is het percentage meetpunten met verbetering over de korte termijn bij M7b het sterkst afgenomen ten opzichte van de lange termijn.
3. Doorzicht is bij alle watertypen op een deel van de meetpunten verslechterd, behalve bij M7b, waar geen verslechtingen zijn opgetreden.

- De watertemperatuur is bij de meeste watertypen over de korte termijn bij 15% - 30% van de meetpunten gedaald (verbeterd), maar bij M30 betrof dit slechts 6% van de meetpunten.
- De pH is bij de meeste watertypen over de korte termijn bij 15% - 30% van de meetpunten gedaald, maar bij M20 en M27 waren er geen dalingen.
- De recente verslechtering voor zink treedt relatief meer op bij M20 (ruim 60% van de meetpunten).

4.4.6 Trends over de korte termijn onderscheiden naar gebiedstype

Om tenslotte te kunnen beoordelen of de trends verschillen per gebiedstype, zijn de trendsoorten per parameter uitgesplitst naar gebiedstype (zie figuur 4.18).

Figuur 4.18: Per parameter de verdeling van het soort trend over de periode 2002 – 2010, uitgesplitst naar gebiedstype. Rood betekent een verslechtering, groen een verbetering. Alleen weergegeven voor gebiedstypen met minstens 10 resultaten.



Toelichting

Bol: bollenstreek | Bzm: boezem | Dpp: diepe polder | Ste: stedelijk gebied | Vw: veenweidegebied

Aan de hand van figuur 4.18 constateren we het volgende.

- Voor totaal fosfor trad de recente toename van het percentage meetpunten met verslechtering vooral op in de diepe polders. De recente afnames van het percentage

- meetpunten met verbetering traden daarentegen vooral op in de boezem, stedelijk gebied en veenweidegebied.
2. Over de recente korte termijn kende het veenweidegebied voor BZV5a, zuurstof en doorzicht relatief meer meetpunten met verslechtering dan over de lange termijn.
 3. De recente dalingen van de pH traden meer op in de diepe polders, het stedelijk gebied en het veenweidegebied dan in de boezem en de bollenstreek.
 4. Over de recente korte termijn zijn er in het veenweidegebied relatief meer dalingen opgetreden voor chloride dan over de lange termijn.

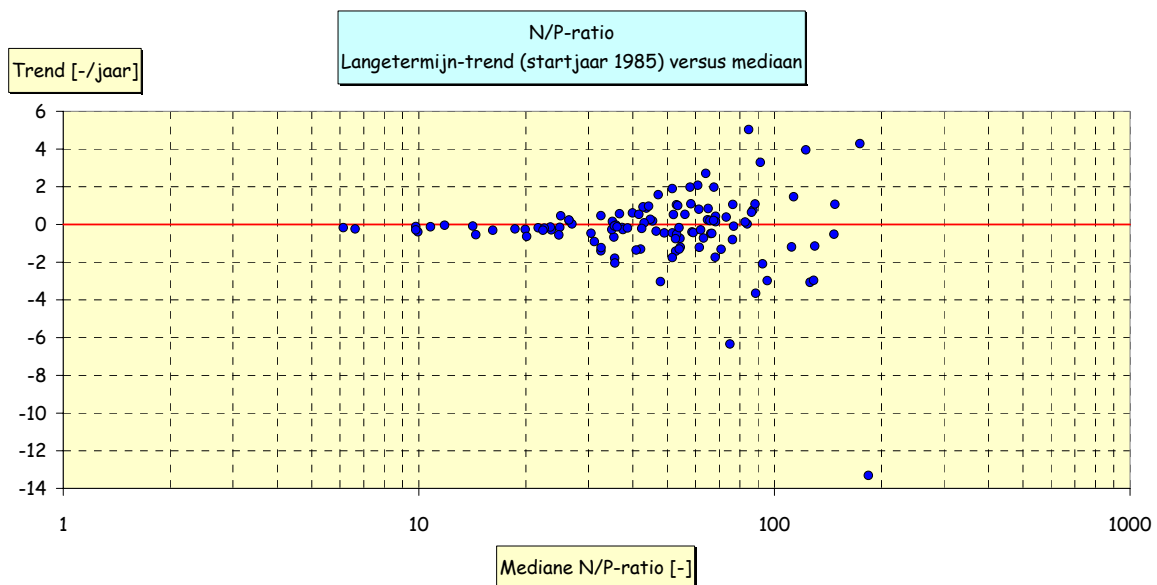
4.5 Ontwikkeling N/P-ratio

De resultaten van de trendanalyse van de N/P-ratio worden hier apart besproken. We beperken ons tot de resultaten van de trendanalyse over de lange termijn (startjaar 1985). Daarbij wordt ook beredeneerd wat deze ontwikkelingen vertellen over de biologische activiteit.

Bij de trendanalyse met startjaar 1985 zijn van 116 meetpunten de reeksen van de N/P-ratio beschouwd. Op 52 (44,8%) van deze meetpunten bleek er geen sprake van een statistisch significante trend, terwijl er op 39 (33,6%) sprake bleek van een daling en op 25 (21,6%) van een stijging.

Figuur 4.19 toont een spreidingsdiagram van de geschatte trendgrootte versus de mediane N/P-ratio van de meetreeksen, voor elk van de 116 meetreeksen.

Figuur 4.19: Spreidingsdiagram van de geschatte trendgrootte versus de mediane N/P-ratio van de meetreeksen. De trendgrootte is geschat bij trendanalyse met startjaar 1985.



In een stabiel systeem is de N/P-ratio circa 16 (zie bijvoorbeeld [Redfield, 1958], of [Dodds, 2002]), maar zoals te zien in figuur 4.19 is deze ratio voor het grootste deel van de hier beschouwde meetpunten ruim boven de 16. Het fosfor is dan de beperkende factor voor biologische groeiprocessen. Uit figuur 4.19 blijkt verder dat mediane N/P-ratio's lager dan 25 vrijwel alleen gepaard gaan met negatieve trendgroottes, terwijl daarboven zowel negatieve als positieve trendgroottes voorkomen.

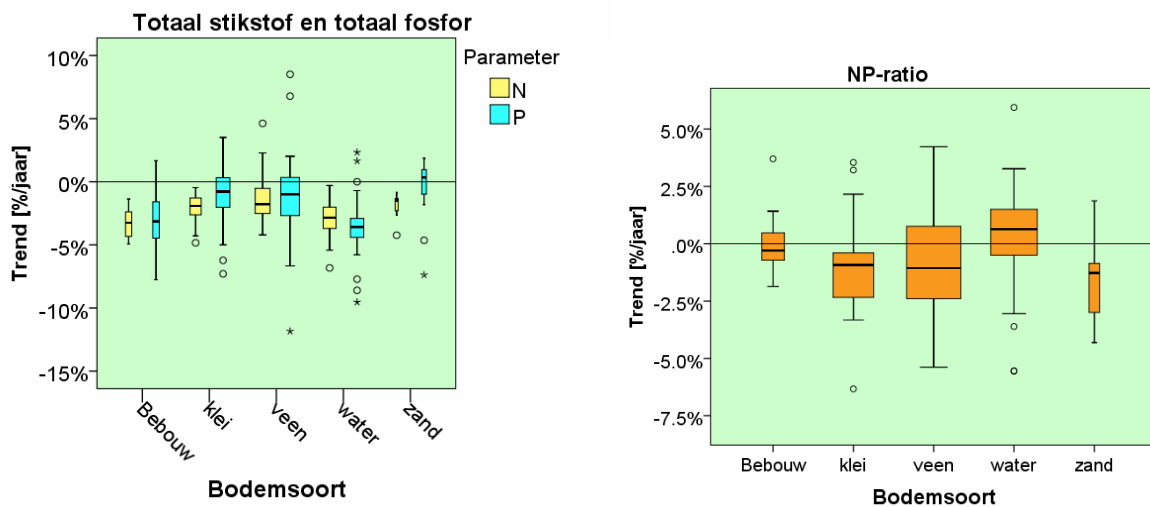
In het onderstaande bespreken we de ontwikkelingen uitgesplitst naar bodemsoort, watertype en gebiedstype, mede aan de hand van boxplots van de relatieve trends (ook van totaal stikstof en totaal fosfor).

Langetermijn-ontwikkeling N/P-ratio per bodemsoort

Uit de boxplots van figuur 4.20 blijkt dat relatief het vaakst bij klei en zand de N/P-ratio is gedaald, namelijk op meer dan 75% van de meetpunten. Bij veen en bebouwing was dit het geval op meer dan 50% van de meetpunten.

Alleen bij water is op het merendeel van de meetpunten de N/P-ratio gestegen. Mogelijk komt dit door veranderingen in de samenstelling van effluentlozingen op de boezem. De bodemsoort water omvat namelijk vooral grotere meren en kanalen, die vaak ook deel uitmaken van de boezem. En de boezemkwaliteit wordt beïnvloed door effluentlozingen van de awzi's van Rijnland (24 van de 29 awzi's lozen op de boezem). Dit effluent is de laatste twee decennia echter beduidend minder totaal fosfor gaan bevatten, ondermeer door een afname van het aanbod (fosfaatvrije wasmiddelen) en door een efficiëntere zuivering. Op het grootste deel van awzi's is totaal fosfor relatief meer gedaald dan totaal stikstof (zie bijlage 6). Sterk door effluent beïnvloede wateren kunnen daardoor ook een grotere relatieve daling van totaal fosfor dan van totaal stikstof hebben gekend, resulterend in een stijging van de N/P-ratio.

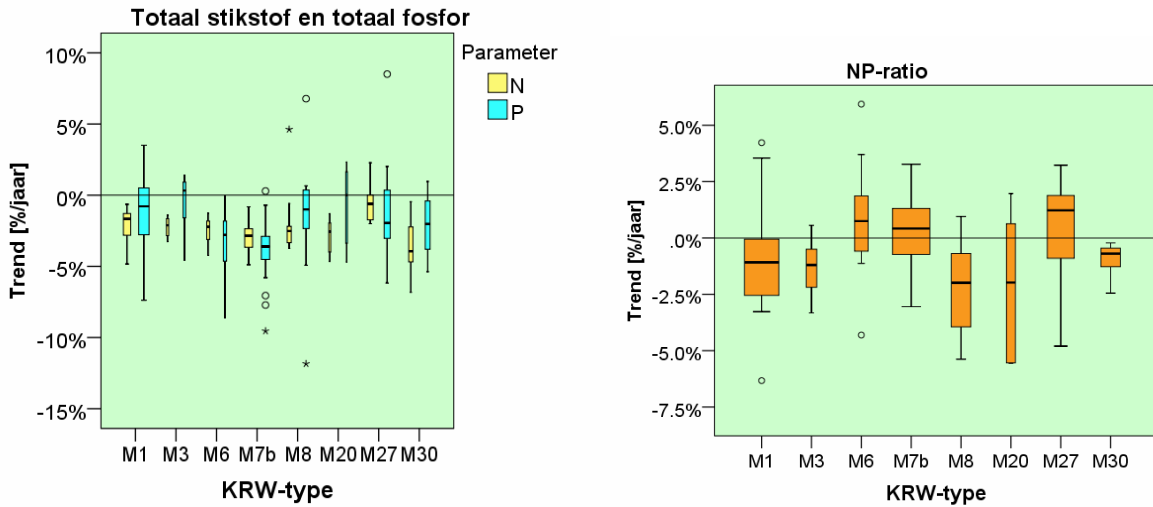
Figuur 4.20: Boxplots van de relatieve trend, zoals bepaald over de lange termijn (startjaar 1985), uitgesplitst naar bodemsoort. Links voor totaal stikstof en totaal fosfor en rechts voor de N/P-ratio. De breedte van een box is evenredig aan het aantal betrokken relatieve trends.



Langetermijn-ontwikkeling N/P-ratio per KRW-watertype

Uit de boxplots van figuur 4.21 blijkt dat vooral bij M1, M3, M8 en M30 de N/P-ratio is gedaald, namelijk op meer dan 75% van de meetpunten. Bij M20 was dit het geval op meer dan 50% van de meetpunten. Daarentegen is bij M6, M7b en M27 op het merendeel van de meetpunten de N/P-ratio gestegen. Aangezien deze laatste watertypen veelal deel uitmaken van de boezem, komt ook dit vermoedelijk door veranderingen in de samenstelling van effluentlozingen op de boezem (zie toelichting boven figuur 4.20).

Figuur 4.21: Boxplots van de relatieve trend, zoals bepaald over de lange termijn (startjaar 1985), uitgesplitst naar KRW-watertype. Links voor totaal stikstof en totaal fosfor en rechts voor de N/P-ratio. De breedte van een box is evenredig aan het aantal betrokken relatieve trends.



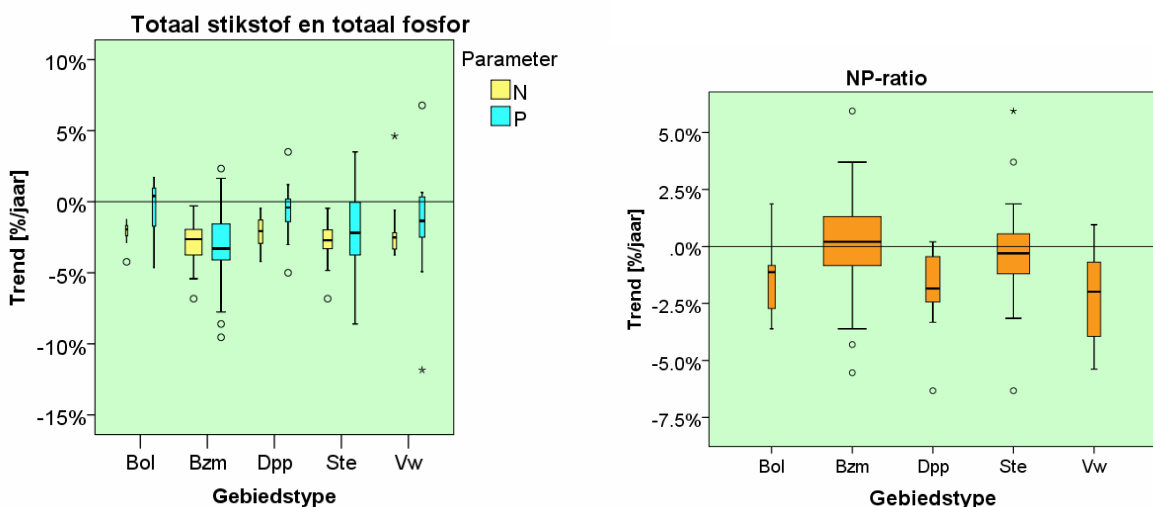
Toelichting

M1: gebufferde sloot | M3: gebufferd regionaal kanaal | M6: groot, ondiep kanaal | M7b: groot, diep kanaal, met scheepvaart | M8: gebufferde laagveensloot | M20: matig groot en diep meer, gebufferd | M27: matig grote, ondiepe laagveenplas | M30: zwak brak water

Langetermijn-ontwikkeling N/P-ratio per gebiedstype

Uit de boxplots van figuur 4.22 blijkt dat vooral in de bollenstreek, de diepe polders en het veenweidegebied de N/P-ratio is gedaald, namelijk op meer dan 75% van de meetpunten. In stedelijk gebied was dit het geval op meer dan 50% van de meetpunten. En in de boezem is op het merendeel van de meetpunten de N/P-ratio gestegen. Ook dit komt vermoedelijk door veranderingen in de samenstelling van effluentlozingen op de boezem (zie toelichting boven figuur 4.20).

Figuur 4.22: Boxplots van de relatieve trend, zoals bepaald over de lange termijn (startjaar 1985), uitgesplitst naar gebiedstype. Links voor totaal stikstof en totaal fosfor en rechts voor de N/P-ratio. De breedte van een box is evenredig aan het aantal betrokken relatieve trends.



Toelichting

Bol: bollenstreek | Bzm: boezem | Dpp: diepe polder | Ste: stedelijk gebied | Vw: veenweidegebied

Wat betekenen deze ontwikkelingen van de N/P-ratio voor de biologische productiviteit?

Zoals eerder aangegeven is de N/P-ratio in een stabiel systeem circa 16, dat is de verhouding waarin deze elementen in levend weefsel worden opgenomen. Een hogere N/P-ratio betekent dat er eerder een tekort komt aan fosfor dan aan stikstof. Van nature is er in de Nederlandse wateren een hogere N/P-ratio, fosfor vormt daarmee dan de beperkende factor voor biologische groeiprocessen. In hoog-productieve systemen, waar beide elementen een hoge beschikbaarheid hebben, vormt koolstof vaak de groeibeperkende factor en dat is dan meetbaar doordat de concentraties van zowel N als P niet erg laag worden in de zomer.

Dat er van beide elementen een duidelijke neerwaartse trend is gevonden betekent dat de productiviteit afneemt. Een snellere daling van P - en daarmee een toename van de N/P-ratio - vormt een aanwijzing dat er een ontwikkeling gaande is naar de natuurlijke situatie waarin P de groeibeperkende factor vormt.

Daar staat tegenover dat de verschuiving van de verhouding ook wordt veroorzaakt door een sterkere afname van de belasting met P, doordat er minder P in wasmiddelen wordt gebruikt en doordat P-verwijdering in de awzi's meer en eerder aandacht kreeg dan N-verwijdering. De resultaten geven aan dat de verhoging van de N/P-ratio vooral optreedt in de wateren die sterk onder invloed staan van awzi's en nauwelijks in de andere wateren. Daaruit zou kunnen worden geconcludeerd dat er van verschuiving naar een natuurlijker systeem, waar de groei wordt beperkt door fosforlimitatie, nog nauwelijks sprake is.

4.6 Samenvattende conclusies trends fysisch-chemische waterkwaliteit

Voor de fysisch-chemische parameters van het oppervlaktewater is naast de langetermijn-ontwikkeling over de laatste 2 à 3 decennia, ook de kortetermijn-ontwikkeling van het laatste decennium in beeld gebracht. Dit biedt meerwaarde, aangezien informatie over de langetermijn-ontwikkeling meer inzicht geeft in de dynamiek van de processen die spelen in het gebied en tevens een evaluatie van het historische beleid mogelijk maakt, terwijl informatie over de kortetermijn-ontwikkeling richting kan geven aan het toekomstige beleid.

Voor de trendanalyse over de lange termijn bleken circa 1.600 meetreeksen geschikt, afkomstig van 16 parameters gemeten op 168 meetpunten oppervlaktewaterkwaliteit. In ruim de helft van de gevallen (51%) blijkt er over de lange termijn sprake van een statistisch significante kwaliteitsverbetering en slechts in 11% van de gevallen van een verslechtering. In de overige 38% van de gevallen is er geen statistisch significante trend gedetecteerd.

Voor eutrofiërende stoffen (waaronder chlorofyl-a), BZV5a en koper zijn vanaf 1985 op het merendeel van de meetpunten concentratiedalingen - en daarmee verbeteringen - opgetreden. Voor zowel zuurstof als chloride trad op iets minder dan de helft van de meetpunten verbetering op, maar aangezien er tevens op minder dan 5% van de meetpunten verslechtering optrad is het nettobeeld voor beide parameters positief. Mogelijk worden de dalende chlorideconcentraties veroorzaakt door de aanvoer van water uit de Hollandse IJssel om het gebied te doorspoelen. Het chloridegehalte van de Rijn is namelijk vanaf het midden van de jaren tachtig met meer dan de helft afgenomen. Ook voor de zware metalen koper en zink is het netto-beeld positief. Slechts voor twee parameters waren er meer meetpunten met verslechtering dan met verbetering, namelijk doorzicht (36% van de meetpunten met verslechtering en 18% met verbetering) en watertemperatuur (30% van de meetpunten met verslechtering en 2% met verbetering). Opvallend is dat de pH op 67% van de meetpunten is gestegen en slechts op 1% van de meetpunten is gedaald.

Bij de bodemsoorten veen en klei waren de langetermijn-ontwikkelingen minder gunstig dan bij de andere bodemsoorten. Dit gold ook voor KRW-watertype M27 (matig grote, ondiepe laagveenplas) ten opzichte van de andere watertypen.

Voor de trendanalyse over de recente korte termijn bleken circa 2.100 meetreeksen geschikt, afkomstig van 16 parameters gemeten op 213 meetpunten oppervlaktewaterkwaliteit. Er blijkt nu nog maar in 20% van de gevallen sprake van een statistisch significante verbetering, tegen 10% met een verslechtering. In de meeste gevallen ((70%) is er geen statistisch significante trend gedetecteerd. De ontwikkelingen over de recente korte termijn zijn voor de meeste parameters enigszins minder gunstig dan de ontwikkelingen over de lange termijn. Dit geldt vooral voor de eutrofiërende stoffen en voor koper en zink. Voor doorzicht en chloride is er daarentegen weinig veranderd voor wat betreft de verdeling van de trendsoorten.

De watertemperatuur vertoonde over de recente korte termijn nog maar op 3% van de meetpunten een stijging en zelfs op 21% van de meetpunten een daling, terwijl deze over de lange termijn op 30% van de meetpunten is gestegen. Deze trendomkering valt goed te verklaren uit het verloop van de gemiddelde luchttemperatuur. Opvallend is verder dat de langetermijn-stijging van de pH het laatste decennium op veel plaatsen weer tot stilstand is gekomen of zelfs is omgebogen tot een daling.

De N/P-ratio is voor het grootste deel van de beschouwde meetpunten ruim boven de 16. Het fosfor is dan de beperkende factor voor biologische groeiprocessen. Over de lange termijn beschouwd neemt de N/P-ratio op veel plaatsen af. Maar deze blijkt te zijn toegevoegd op relatief veel meetpunten van de bodemsoort water, de watertypen M6 (groot, ondiep kanaal), M7b (groot, diep kanaal met scheepvaart) en M27 (matig grote, ondiepe laagveenplas) en het gebiedstype boezem. Deze wateren hebben gemeen dat ze worden beïnvloed door effluentlozingen op de boezem. Dit effluent is de laatste twee decennia beïnvloedend minder totaal fosfor gaan bevatten, ondermeer door een afname van het aanbod (fosfaatvrije wasmiddelen) en door een efficiëntere zuivering. Op het grootste deel van de awzi's is totaal fosfor dan ook relatief meer gedaald dan totaal stikstof, zodat dit kan verklaren dat de N/P-ratio van door effluent beïnvloede wateren veelal is gestegen.

5 Trends biologische waterkwaliteit

Dit hoofdstuk beschrijft de aanpak bij de trendanalyse van de biologische waterkwaliteit en presenteert vervolgens de resultaten.

5.1 Beschouwde biologische parameters

Rijnland heeft voor deze studie alle biologische meetgegevens beschikbaar gesteld. Daarvan zijn de volgende gegevenselementen gebruikt:

- Fytoplankton: soortensamenstelling in watermonsters tussen 31 maart en 1 oktober, tellingen verwerkt tot een berekend aantal per milliliter oppervlaktewater; aantal uitgedrukt in cellen/ml en/of individuen/ml bij draad- en kolonievormende soorten.
- Fytobenthos (epifytische diatomeeën): aangetroffen soorten in perifytonmonsters, aantal cellen per soort per telling zonder kwantificering.
- Macrofyten: soortensamenstelling van waterplanten in standaard vegetatieopnamen, gekwantificeerd volgens een bekende abundantie-schaal (Tansley, Braun-Blanquet) of uitgedrukt in bedekkingspercentage (volgens Londo); abundantie van 6 groeivormen (submers, emers, emergent, kroos, flab, oever).
- Macrofauna: soortensamenstelling van dieren die zijn gevangen met een standaard net, gekwantificeerd naar aantal per monster.

Deze meetgegevens zijn na controle door ons omgezet naar EKR-scores, met behulp van de KRW-maatlatten. Daartoe zijn de meetpunten met voldoende biologische gegevens en KRW-watertype M1 (sloten op klei en zand) nader toegewezen aan de typen M1a (zoet, <150 mg Cl/l) en M1b (licht brak, >150 mg Cl/l). Daarbij is afgegaan op gegevens van de chlorideconcentratie zoals gemeten op dat meetpunt. En van een aantal meetpunten die waren toegewezen aan type M30 bleek dat ze aan type M3 of type M1b moesten worden toegewezen. De EKR-scores zijn bepaald van:

- Fytoplankton: algenbloei, planktonsoorten die tenminste één keer een bloei geven.
- Fytobenthos: kwaliteitsindex volgens de IPS-methode, formeel is deze alleen vastgesteld voor de kleinere riviertypen, maar is in die vorm ook gebruikt voor de M-typen; daardoor mag aan de berekende EKR geen absolute waarde worden toegekend, maar de verschillen tussen de jaren zijn wel een correcte basis voor trendanalyse.
- Macrofyten: beoordeling van de soortensamenstelling van waterplanten en van de abundantie van 6 groeivormen.
- Macrofauna: beoordeling van de kwaliteit op basis van indicatorsoorten.

Het betreft zowel scores op maatlatten per biologisch kwaliteitselement, als op deelmaatlatten. Daarnaast is voor de trendanalyse de abundantie gebruikt van geselecteerde soorten die een belangrijke rol spelen in de beoordeling. Beoordeling met de EBEO-systemen (Stowa) zoals gepland is achterwege gebleven, omdat deze methode niet beschikbaar was ten tijde van het project.

Daarnaast zijn selecties gemaakt van soorten(-groepen) die een bijzondere indicatieve waarden hebben, waarvoor apart trends zijn berekend.

Voor het onderzoek naar verbanden tussen soortensamenstelling en abiotische factoren zijn de biologische gegevens daarnaast met een multivariate ordinatietechniek (Canoco) geanalyseerd. Daartoe zijn alle monsters per jaar (alleen zomerseizoen, van april t/m september) en per monsterlocatie geaggregeerd en vergeleken met de zomergemiddelden van

de fysisch-chemische parameters en de berekende EKR-waarden. Dit wordt beschreven in hoofdstuk 8 (§ 8.2).

5.2 Controle en voorbereiding van de biologische meetgegevens

5.2.1 Controle

De biologische meetgegevens zijn gecontroleerd op:

- validiteit en herkenbaarheid van soortnamen;
- validiteit van de gehanteerde methode van meten of tellen;
- monsters zonder soorten;
- uitschieters in aantal soorten per monster;
- dubbel voorkomen van soorten in hetzelfde monster en dan ook:
 - het onderscheiden van meerdere toestanden (maten of vormen) van de soorten (zoals een soort die geregistreerd is in verschillende grootteklassen), of
 - meerdere meetwaarden voor dezelfde metingen (verschillende grootheden, zoals planktonsoorten die zowel in aantal cellen als in aantal individuen zijn geregistreerd, omdat de database maar één waarde per soort toestaat).

5.2.2 Omzetting tot maatlatscores

De meeste biologische data bestaan niet zoals bij andere parameters uit enkelvoudige meetwaarden per monster per parameter, maar uit een lijst van soorten van ongedefinieerde lengte en samenstelling, met voor elk van die soorten een meetwaarde. Alleen de bedekkingspercentages van groeivormen in de vegetatie zijn enkelvoudige meetwaarden. Deze complexe gegevens zijn gereduceerd tot scores per monster per parameter, door middel van een beoordeling volgens de KRW-maatlatten.

Voor het vaststellen van de bloei van planktonsoorten bevat de KRW-maatlat criteria die meestal zijn uitgedrukt in aantal cellen/ml, bij sommige soorten in aantal filamenten/ml of kolonies/ml. De data van vóór 2008 bevatten meestal aantal individuen/ml, waarmee bedoeld wordt het aantal cellen/ml bij eencellige soorten en het aantal kolonies/ml of filamenten/ml bij meercellige soorten. Bij de recentere data zijn veelal zowel aantal cellen/ml als individuen/ml geregistreerd. Bij de soorten waar de eenheid niet overeenkwam met die van het beoordelingscriterium werd het waargenomen aantal geconverteerd volgens een standaard kolonie- of filamentgrootte. Deze standaard is gebaseerd op een groot aantal feitelijke waarnemingen bij Koeman en Bijkerk BV en wordt bij de eerstvolgende update van de maatlatten voorgesteld als landelijke standaard.

Bedekkingspercentages van groeivormen in de vegetatie worden nog maar sinds kort expliciet geschat en zijn daardoor voor trendanalyse over een langere periode niet bruikbaar. Voor deze studie zijn deze bedekkingspercentages afgeleid uit de meetwaarden van soorten waterplanten. Dit is minder betrouwbaar dan met directe schatting, maar door dit consistent te doen is deze methode wel geschikt voor het analyseren van trends. Daarom zijn ook van de recente jaren de bedekkingspercentages op deze manier afgeleid.

Voor de bedekking van elke soort in de vegetatieopname is de mediaan van de bedekkingsklasse volgens de gebruikte schattingschaal gebruikt. De bijdrage van elke soort in elke groeivorm is vastgesteld op basis van tabel 11.1 (*Overzicht van soorten en de laag waarin ze voorkomen*) uit het Handboek Hydrobiologie [Bijkerk, 2010].

Deze afleiding is alleen mogelijk voor de echte waterplanten, niet voor de groeivorm oever. Deze blijft in deze studie daarom buiten beschouwing.

De resultaten van zowel de afleiding als de beoordeling zijn per monster opnieuw gecontroleerd op uitschieters en onwaarschijnlijke waarden. Bij de afleiding kwamen enkele percentages (iets) boven 100% uit, die zijn op 100% gesteld. Over het algemeen werden geen verdachte hoge of lage waarden gevonden en de afgeleide waarden kwamen redelijk overeen met de werkelijk gemeten waarden in de recente monsters.

Een aantal (deel-)maatlatten heeft als mogelijkheid dat er geen beoordeling plaatsvindt. Bij fytoplanktonbloei gebeurt dit als er geen bloei wordt gevonden. Officieel geeft de maatlat dan geen score, omdat dit ook kan betekenen dat de kwaliteit heel erg slecht is. In deze studie is ervan uitgegaan dat dat in de praktijk niet het geval is en zijn deze beoordelingen allemaal op de grens van goed/zeer goed gesteld (EKR=0,8), omdat anders geen trendanalyse mogelijk is.

Bij de deelmaatlatten kroos en flab vindt ook geen beoordeling plaats als de beoordeling tenminste op goed uitkomt (EKR \geq 0,6). Bij de berekening van de beoordeling van alle groeivormen samen wordt zo'n beoordeling genegeerd. De beoordeling van de deelmaatlat kroos en flab wordt echter wel gegeven en is in de trendanalyse meegenomen.

Bij de sloten (watertypen M1 en M8) worden kroos en flab in de maatlatten als uitwisselbaar beschouwd en gezamenlijk beoordeeld. De resultaten worden hier als score voor kroos gepresenteerd.

5.2.3 Selectie van soorten(-groepen)

Uit de database zijn van drie kwaliteitselementen soorten geselecteerd die een belangrijke rol spelen in de beoordeling. De selectie is op voorhand beperkt tot de monsterpunten die zijn geselecteerd als bruikbare tijdreeksen (zie § 5.3). Dit is gedaan om werk te besparen; de andere monsters zouden bij de selectie voor trendanalyse toch afvallen.

- ✓ Fytoplanktontaxa die regelmatig een bloei veroorzaken. Uit de resultaten van de beoordeling met de KRW-maatlatten zijn de taxa opgezocht die verantwoordelijk waren voor een relevante bloei. In alle monsters samen indiceerden 4 taxa vaker dan 300 keer een bloei: *Microcystis spec.*, *Planktolyngbya limnetica*, *Microcystis aeruginosa* en *Aphanizomenon flos-aqua*. Alle taxa die tenminste 10 keer verantwoordelijk waren voor een bloei in de gehele dataset zijn geselecteerd voor nadere analyse. Van deze taxa is de trend in de dichtheid (aantal/ml) in de monsters van de relevante tijdreeksen onderzocht.
- ✓ Fytoplankton-groepen. De verhouding tussen de taxa die behoren tot de belangrijkste hoofdgroepen (blauwwieren, groenwieren, kiezelwieren, etc.) is vastgesteld door de aantallen/ml zoals gebruikt voor de KRW-maatlat te sommeren voor de taxa van elke groep en te delen door het totaal. In absolute zin kan hierdoor een enigszins scheef beeld ontstaan door met name een onderschatting van de blauwwieren, omdat deze in aantal filamenten/ml worden gerekend. De trendanalyse die vervolgens is uitgevoerd op deze fracties vergelijkt echter alleen de data van verschillende jaren en heeft daardoor geen last van deze structurele onder- of overschatting.
- ✓ Aandachtsoorten macrofyten. Uit de database zijn 41 taxa op basis van expert judgement geselecteerd die een relatief grote indicatiewaarde hebben voor eutrofiëring en inrichting. Om de data te verdichten zijn enkele taxa samengevoegd tot een hoger niveau. Soms betrof het taxa die feitelijke dezelfde lading hebben: *Azolla spec.* en *Azolla filiculoides* (de enige soort), *Caltha palustris* en *Caltha palustris* subsp. *palustris* (de andere ondersoort komt niet in het gebied voor), of waarvan zo weinig vondsten zijn dat trendanalyse gemakkelijker wordt op hoger niveau: *Characeae* voor alle *Chara spec* en *Nitella flexilis*. Dat laatste is ook gebeurd met soorten die elkaar gemakkelijk aflossen: *Lemnaceae* voor alle kroossoorten. De trendanalyse is vervolgens uitgevoerd op het (eventueel gesom-

meerde) bedekkingspercentage per soort in het monster. Zie § 5.2.2 voor de vaststelling van bedekkingspercentage per soort.

- ✓ Aandachtssoorten macrofauna. Uit de resultaten van de beoordeling met de KRW-maatlatten zijn de taxa opgezocht die werden beoordeeld als positief dominant of negatief dominant. In alle monsters samen kwam *Sigara stricta* het vaakst voor, gevolgd door *Tubificidae*, *Asellus aquaticus* en *Valvata piscinalis*, alle in meer dan 500 monsters. Om trendanalyse te vereenvoudigen werden alle *Chironomus spec.* samengevoegd. Deze zijn op verschillend taxonomisch niveau gedetermineerd, terwijl het soms wel om dezelfde soorten gaat. In totaal werden 21 taxa geselecteerd die in minstens 100 monsters waren aangetroffen. De trendanalyse is uitgevoerd op de fracties die deze soorten in de monsters uitmaakten, berekend op basis van aantallen exemplaren.

5.3 Keuzen trendanalyse

Selectie meetreeksen voor trendanalyse

De voorbewerking resulteerde in 4.422 reeksen van 11 biologische (deel-)kwaliteits-elementen, afkomstig van 918 meetpunten. De eerste waarde stamt uit 1960, maar daarna is er lange tijd niet gemeten, want de tweede waarde stamt pas uit 1977. De reeksen lopen maximaal door t/m 2010.

Voor de trendanalyse hebben we de reeksen geselecteerd die voldoen aan de volgende drie criteria:

1. bevat minstens 3 meetwaarden in drie verschillende jaren;
2. start niet later dan 2002;
3. eindigt niet eerder dan 2000.

Uiteindelijk bleken er 544 reeksen te voldoen aan deze selectiecriteria, afkomstig van 101 meetpunten. Het betrof alleen meetpunten van het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit (met code R). Het biologisch meetnet (code BMP) en het KRW-meetnet (code KRW) hebben momenteel nog geen geschikte meetreeksen voor trendanalyse.

Het grootste deel (88%) van de reeksen bleek ongeschikt voor trendanalyse, doordat de reeks hooguit twee waarden bevat of niet langer is dan twee jaar. Het biologisch meetnet is blijkbaar nog slechts ten dele geschikt voor trendanalyse. Bij elke nieuwe meetronde zal die geschiktheid echter toenemen.

Startjaar trendanalyse

De trendanalyse is uitgevoerd met als startjaar het begin van de reeks. Voor de reeks die begint in 1960 is echter als startjaar 1985 genomen, dat is het jaar met de tweede waarde van de reeks. Onvermijdelijkerwijs zijn de resultaten een mengvorm van lange- en kortetermijn-trends. Een scherpere afbakening of uitsplitsing naar verschillende trendperiodes (zoals bij de trendanalyse van de fysisch-chemische parameters) is hier geen echte optie, daar het aantal betrokken meetpunten dan nóg kleiner zal worden.

Logit-transformatie

We hebben alle EKR-reekswaarden vóór de trendanalyse getransformeerd om beter te voldoen aan normaliteit, aangezien dat een belangrijke randvoorwaarde is voor het toetsen op trend met lineaire regressie. *Trendanalist* zal hier immers vaak uitkomen op lineaire regressie, doordat het reeksen op jaarbasis betreft. Maar een voorwaarde voor toetsen met lineaire regressie is dat de modelresiduën afkomstig zijn uit de normale kansverdeling. Bij deze reekswaarden is dat vermoedelijk niet het geval. Ze hebben namelijk een begrensd bereik (0 t/m 1) en zullen eerder een kansverdeling volgen die qua vorm lijkt op de binomiale kansverdeling [Van Herpen et al., 2009]. Bij het geringe aantal waarden in deze reeksen (doorgaans 3, hooguit 4 of 5), is de interne check van *Trendanalist* op nor-

maliteit nog maar weinig onderscheidend, zodat wij voor alle zekerheid de normaliteit vóóraf hebben bewerkstelligd. Dit is gedaan met logit-transformatie, volgens:

$$x_i^* = \ln\left(\frac{x_i}{1-x_i}\right)$$

waarin x_i^* de waarde van x_i in de logit-schaal, die loopt van $-\infty$ tot $+\infty$. Deze transformatie is niet mogelijk bij de waarden 0 en 1, die werden daarom eerst op 0,01 respectievelijk 0,99 gesteld.

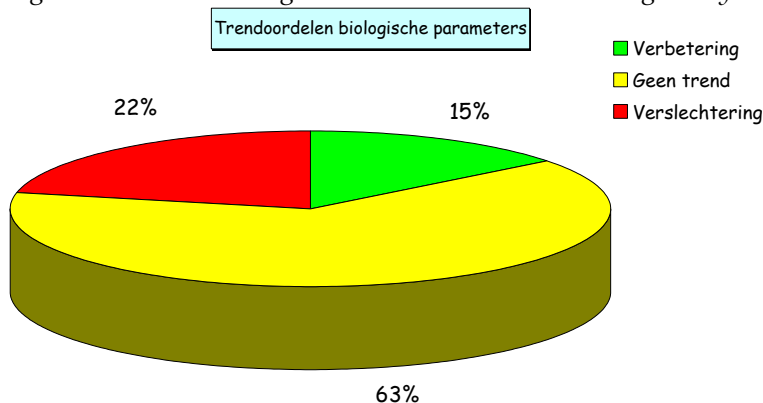
5.4 Resultaten trendanalyse

De trendanalyse op de geselecteerde soorten (groepen) leverde heel weinig op. Dat komt voor een belangrijk deel door de geringe datadichtheid. De meeste geselecteerde soorten kwamen weliswaar in de gehele dataset vaak voor, maar ontbraken toch in (te) veel monsters van de geselecteerde meetreeksen. En bij de soorten die wél vaker voorkwamen werd vrijwel nooit een trend gedetecteerd. De soorten waarover wel iets valt te zeggen worden besproken in § 5.4.7. Alle overige hier besproken resultaten betreffen de analyse op basis van EKR-waarden.

5.4.1 Resultaten algemeen

De resultaten van de trendanalyse van de EKR-waarden zijn per meetreeks vermeld in bijlage 4, in de vorm van een trendpalet. In 37% van de gevallen is een statistisch significante trend gedetecteerd, waarvan 15% stijgingen (verbeteringen) en 22% dalingen (verslechteringen, zie figuur 5.1).

Figuur 5.1: Cirkeldiagram van de verdeling van het trendoordeel over de geanalyseerde reeksen.



Aandachtslocaties

Aan de hand van het trendpalet is vastgesteld welke meetpunten aandachtslocaties vormen voor wat betreft de ontwikkeling van de biologische waterkwaliteit. In tabel 5.1 zijn de delen van het trendpalet vermeld met de meetpunten waar minstens 30% van de parameters een verslechtering vertoont en er voor dat meetpunt ook minstens resultaten beschikbaar zijn van 7 parameters.

Maatlatten en deelmaatlatten

De 9 gepresenteerde biologische parameters zijn niet allemaal gelijkwaardig. In essentie zijn er vier KRW-maatlatten: fytoplankton, overige flora, macrofauna en vissen. Voor een formele eindbeoordeling volgens de KRW geldt de laagste score van de vier maatlatten.

De berekening van de maatlatten is (meestal) gebaseerd op deelmaatlatten die samen de beoordeling leveren volgens onderstaande schema. Vetgedrukt staan de (deel-)maatlatten die hier als parameter worden gepresenteerd:

- fytoplankton: gemiddelde van **bloeimaatlat** en beoordeling chlorofyl-a;

- overige flora: gemiddelde van **soortensamenstelling waterplanten, groeivormen en fyto-benthos**. De deelmaatlat groeivormen wordt zelf weer berekend uit het gemiddelde van de beoordeling van de groeivormen **submers** (ondergedoken), **emers** (bladen boven water, wortels onder water), **drijvend** (behalve kroos en draadalgen), **kroos**, flab (drijvende draadalgen) en oever, voor zover deze relevant zijn voor het type;
- **macrofauna**: geen deelmaatlatten;
- vissen: 10 deelmaatlatten op basis van soortgroepen met vergelijkbare ecologische rol (gilden).

Tabel 5.1: Trendpalet van de aandachtslocaties voor wat betreft de ontwikkeling van de biologische waterkwaliteit. Zie bijlage 4 voor de toelichting op het trendpalet.

Meetpunt	EQR macrofauna	EQR fytoplankton	EQR fyto-benthos	EQR soortsam watpl	EQR Abund groeiv	EQR Abund groeiv submers	EQR Abund groeiv drijvend	EQR Abund groeiv emers	EQR Abund groeiv kroos
RO528	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.018	-0.009	-0.021	Geen trend		
RO566	-0.017		Geen trend	Geen trend	-0.013	-0.043	Geen trend	Geen trend	Geen trend
ROP01111	Geen trend		0.009	-0.005	Geen trend	0.017	-0.005	-0.024	0.020
ROP01902	-0.009			-0.004	0.008	Geen trend	-0.001	-0.014	Geen trend
ROP02819	-0.014		-0.040	Geen trend	0.004	0.030	Geen trend	-0.013	Geen trend
ROP02911	-0.016		Geen trend	-0.005	Geen trend	Geen trend	-0.002	-0.014	0.033
ROP09523	-0.015		-0.010	-0.004	Geen trend	Geen trend	-0.012	Geen trend	Geen trend
ROP13420	-0.006		Geen trend	Geen trend	-0.004	-0.011	-0.002	-0.009	0.040
ROP14402	-0.003		-0.036	-0.008	0.007	0.036	-0.001	Geen trend	-0.007
ROP15006	Geen trend		-0.009	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.034	0.059	-0.042
ROP15012	-0.019		Geen trend	-0.006	-0.012	Geen trend	0.003	Geen trend	Geen trend
ROP16702	-0.025			-0.018	Geen trend	Geen trend	-0.003	Geen trend	Geen trend
ROP18103	Geen trend		-0.015	-0.002	-0.022	Geen trend	-0.027	-0.056	Geen trend

De kenmerken van deze 13 aandachtslocaties zijn vermeld in tabel 5.2.

Tabel 5.2: Kenmerken van de aandachtslocaties voor wat betreft de ontwikkeling van de biologische waterkwaliteit.

Meetpunt	Bodemsoort	KRW-type	Stedelijk	Diep pold	Veenweide	Boezem	KRW-waterlichaam
RO528	veen	M3	Ste			Bzm	Vaarten zuidelijk veengebied
RO566	zand	M1				Bzm	
ROP01111	veen	M8			Vw		
ROP01902	veen	M8			Vw		
ROP02819	veen	M8			Vw		
ROP02911	veen	M8			Vw		
ROP09523	veen	M8			Vw		
ROP13420	veen	M8			Vw		Polder Stein + weidegebied
ROP14402	veen	M8			Vw		
ROP15006	klei	M1b		Dpp			
ROP15012	klei	M1b	Ste	Dpp			
ROP16702	klei	M1b	Ste	Dpp			
ROP18103	Bebouwing	M1	Ste				

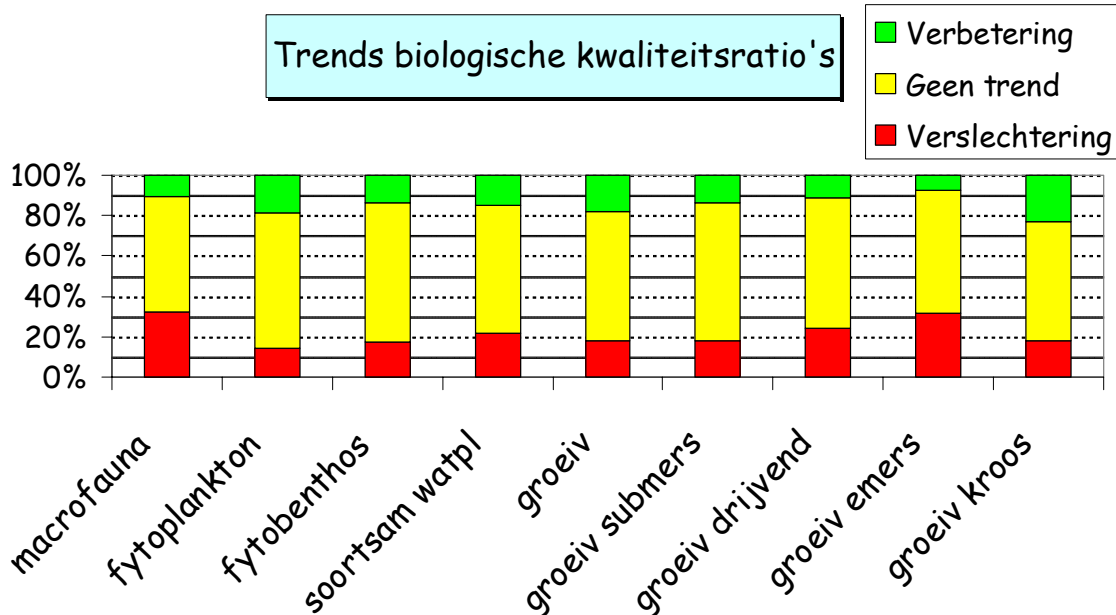
Van de 13 aandachtslocaties zijn er 8 ingedeeld bij de bodemsoort veen, waarvan er 7 in het veenweidegebied liggen, alle behorend tot KRW-type M8 (gebufferde laagveensloot). Verder behoren er 5 locaties tot KRW-type M1/M1b (gebufferde sloot op minerale bodem / niet zoet).

Al deze aandachtslocaties betreffen kunstmatige wateren, sloten of kleine vaarten. De maatlatten voor macrofauna voor de kunstmatige typen reageren nogal sterk op soortenrijkdom. Dat is ook het geval met de deelmaatlat soortensamenstelling voor de macrofyten. Veel van deze aandachtslocaties doen het beter op de deelmaatlat groeivormen. In het algemeen kan voorzichtig worden geconcludeerd dat de kwaliteitsverlaging vooral door een verlaging van de diversiteit kan worden verklaard.

5.4.2 Ontwikkelingen per parameter

Aangezien er van groeivormen flab slechts 5 resultaten beschikbaar waren, zijn deze hier niet vermeld (bij de meeste beoordelingen is flab opgenomen in de beoordeling voor kroos, zie § 5.2.2). Van elk van de andere parameters waren er tussen de 41 resultaten (groeivormen emers) en 82 resultaten beschikbaar (soortensamenstelling waterplanten, groeivormen en groeivormen submers). Figuur 5.2 vat per parameter de verdeling van het trendoordeel samen.

Figuur 5.2: Verdeling van het trendoordeel per biologische kwaliteitsparameter.

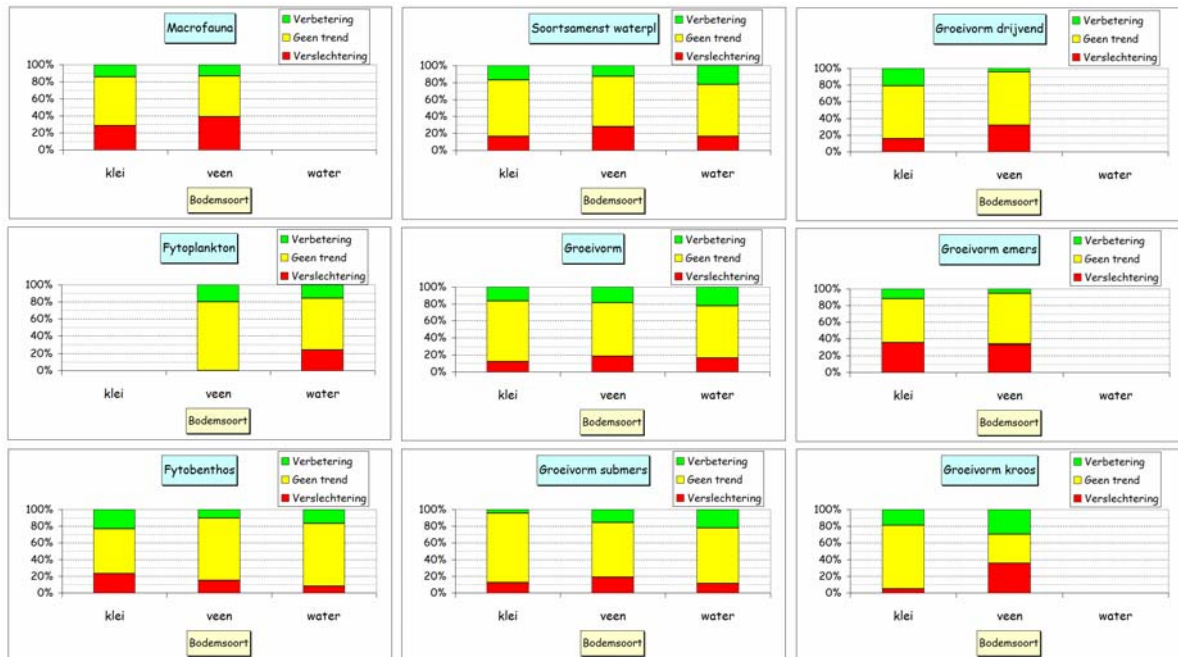


De veranderingen zijn niet groot: de meeste meetreeksen vertonen geen trend. Het grootste percentage meetpunten met een achteruitgang wordt gevonden bij de macrofauna en de groeivorm emers. Omdat de score voor macrofauna voor een belangrijk deel wordt veroorzaakt door diversiteit kan het betekenen dat de diversiteit is afgenomen. Een correlatie met de achteruitgang van de groeivorm emers is goed verklaarbaar: de achteruitgang van de beoordeling van de emergente begroeiing wordt veroorzaakt door een verminderde dichtheid van deze soortengroep. Daarmee neemt ook de structuurrijkdom af, waar macrofauna sterk op reageert.

Het enige aspect waarbij het percentage meetpunten met een verbetering groter is dan dat met een verslechtering is de deelmaatlat voor kroos (+flab). Vooruitgang van de beoordeling van kroos wordt veroorzaakt door een verminderde dichtheid van deze soortengroep. In het algemeen is er een relatie tussen kroos- (en flab-)ontwikkeling en beschikbaarheid van stikstof en fosfor in het water. Een afname van kroos- (en flab-)dekken betekent een toename van de stabiliteit van de vegetatie.

5.4.3 Trends onderscheiden naar bodemsoort

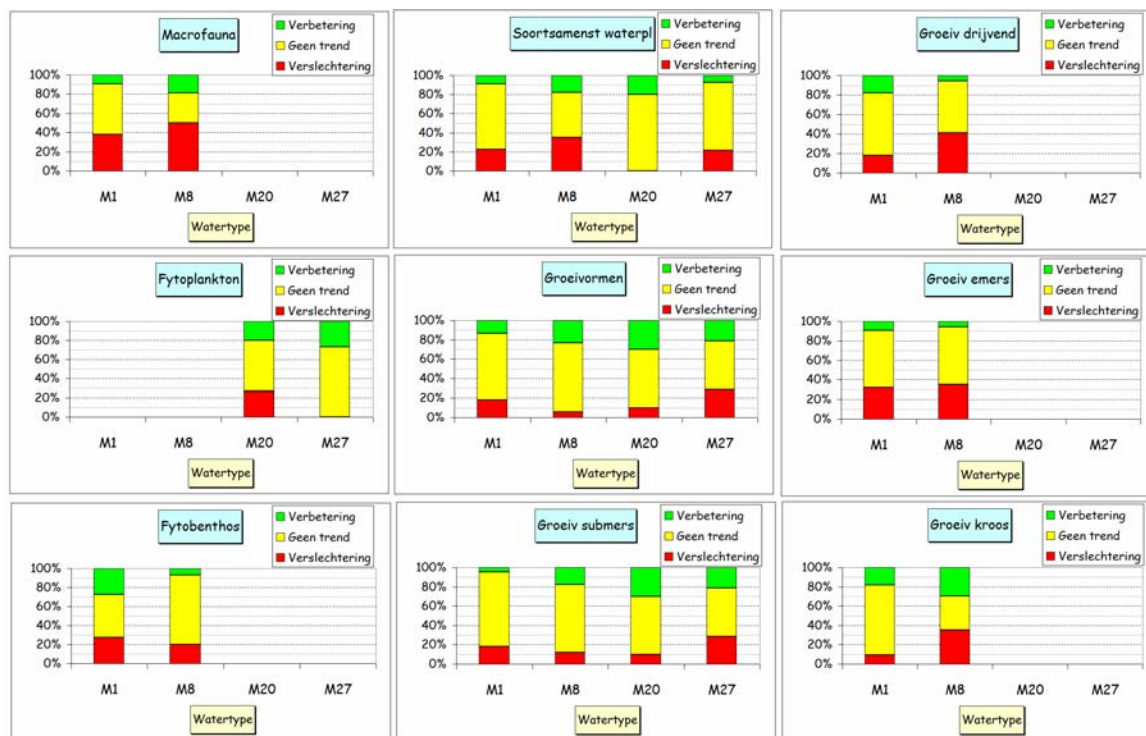
Figuur 5.3: Per parameter de verdeling van het trendoordeel, uitgesplitst naar bodemsoort. Alleen weergegeven voor bodemsoortklassen met minstens 10 resultaten.



Wat in de vorige paragraaf in het algemeen werd geconcludeerd blijkt soms te kunnen worden genuanceerd per bodemtype. De soortensamenstelling neemt in het veengebied in een groter percentage meetreeksen af dan elders, maar dat kan ook worden veroorzaakt door een betere Ausgangssituatie. Wat geldt voor de groeivorm emers in het algemeen, geldt voor de groeivorm drijvend vooral in de veensloten. Dit sluit aan bij de stelling dat de Ausgangssituatie daar beter was: dat geldt ook voor drijfbladplanten. Dat deze beide groeivormen afnemen kan worden verklaard door intensivering van onderhoudswerk in de sloten. Dat kan ook een verklaring zijn voor het relevante percentage meetpunten in sloten waar de kroos- (of flab-)bedekking juist is toegenomen: afname van emerse- en drijfbladplanten doet de beschikbaarheid van nutriënten in het water toenemen.

5.4.4 Trends onderscheiden naar KRW-watertype

Figuur 5.4: Per parameter de verdeling van het trendoordeel, uitgesplitst naar KRW-watertype. Alleen weergegeven voor KRW-watertypen met minstens 10 resultaten.



Toelichting

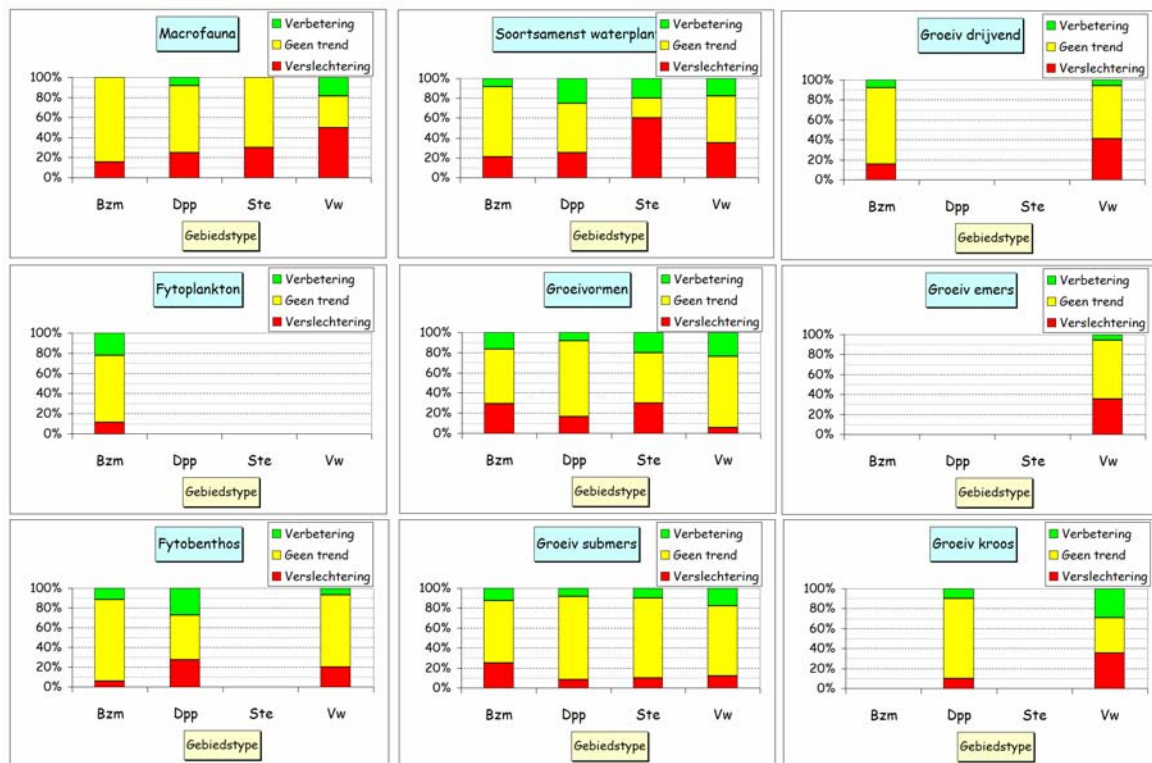
M1: gebufferde sloot | M8: gebufferde laagveensloot | M20: matig groot en diep meer, gebufferd | M27: matig grote, ondiepe laagveenplas

De conclusies zijn hier vergelijkbaar met die vermeld in § 5.4.3, aangezien het onderscheid tussen M1 en M20 enerzijds en M8 en M27 anderzijds vrijwel overeenkomt met bodemsoort. De grootste percentages meetpunten met veranderingen liggen in sloten (M1 en M8). Het merendeel van de M1-sloten heeft immers een kleibodem, M20 heeft een minerale bodem en M8 en M27 hebben een veenbodem.

Voor de meren is doorgaans vaker een verbetering gevonden dan een verslechtering, voor macrofyten vooral in meren op minerale bodem (M20), voor fytoplankton vooral in meren op veenbodem (M27).

5.4.5 Trends onderscheiden naar gebiedstype

Figuur 5.5: Per parameter de verdeling van het trendoordeel, uitgesplitst naar gebiedstype. Alleen weergegeven voor gebiedstypen met minstens 10 resultaten.



Toelichting

Bzm: boezem | Dpp: diepe polder | Ste: stedelijk gebied | Vw: veenweidegebied

Ook hier zien we het grootste percentage meetpunten met achteruitgang bij macrofauna, de drijfbladplanten, de emerse groeivorm en kroos in het veengebied, al is er bij kroos ook een even groot percentage meetpunten met verbetering (circa 30%). Verder valt op het grote percentage meetpunten met verslechtering voor macrofyten in het stedelijk gebied (circa 60%).

5.4.6 Correlaties tussen trends van de biologische parameters

In principe hoeft er geen verband te bestaan tussen de biologische kwaliteitsparameters onderling omdat ze complementaire beoordelingen vormen. De verschillende kwaliteitsparameters zijn in de KRW aangewezen omdat ze door verschillende pressoren worden beïnvloed. Desalniettemin is het interessant te onderzoeken of de trends van verschillende biologische kwaliteitsparameters gecorreleerd zijn, of heel specifiek te koppelen zijn aan slechts één pressor die afneemt of toeneemt.

De mate van correlatie van trends is uitgedrukt in de Spearman-rangcorrelatiecoëfficiënt. Dit is het verdelingsvrije equivalent van de gewone, of ook wel Pearson-correlatiecoëfficiënt. Voordelen van de verdelingsvrije benadering zijn dat er nauwelijks of geen vertroebeling kan optreden door uitschieters en dat er geen sprake hoeft te zijn van een lineaire relatie. De onderlinge correlaties van de trends in EKR-waarden zijn vermeld in tabel 5.3.

Tabel 5.3: Correlatiematrix van de trends in EKR-waarden van de onderzochte biologische kwaliteitsparameters (uitgezonderd flab, vanwege het geringe aantal resultaten). Statistisch significante correlatiecoëfficiënten zijn gekleurd.

		Spearman rangcorrelatiecoëfficiënt								
		macrofauna	fytoplankton	fytobenthos	soorts_wpl	groeiv	groeiv_subm	groeiv_drijv	groeiv_emers	groeiv_kroos
macrofauna	Corr Coeff	1	-0.442	0.223	0.029	0.082	0.173	0.239	0.002	-0.450**
	Sig. (2-tailed)	.	0.200	0.185	0.836	0.555	0.210	0.099	0.989	0.004
	N	57	10	37	54	54	54	49	38	40
fytoplankton	Corr Coeff	-0.442	1	0.147	-0.119	-0.168	-0.054	-0.236	-1.000**	1.000**
	Sig. (2-tailed)	0.200	.	0.562	0.489	0.329	0.756	0.484	.	.
	N	10	57	18	36	36	11	36	3	3
fytobenthos	Corr Coeff	0.223	0.147	1	0.031	0.067	-0.056	-0.039	-0.104	0.262
	Sig. (2-tailed)	0.185	0.562	.	0.838	0.660	0.710	0.836	0.654	0.196
	N	37	18	52	46	46	46	31	21	26
soorts_wpl	Corr Coeff	0.029	-0.119	0.031	1	.414**	.343**	.353**	.314*	-0.280
	Sig. (2-tailed)	0.836	0.489	0.838	.	0.000	0.001	0.009	0.043	0.062
	N	54	36	46	84	84	84	54	42	45
groeiv	Corr Coeff	0.082	-0.168	0.067	.414**	1	.655**	0.170	.660**	0.020
	Sig. (2-tailed)	0.555	0.329	0.660	0.000	.	0.000	0.219	0.000	0.895
	N	54	36	46	84	84	84	54	42	45
groeiv_subm	Corr Coeff	0.173	-0.054	-0.056	.343**	.655**	1	-0.072	-0.094	-0.286
	Sig. (2-tailed)	0.210	0.756	0.710	0.001	0.000	.	0.606	0.552	0.056
	N	54	36	46	84	84	84	54	42	45
groeiv_drijv	Corr Coeff	0.239	-0.236	-0.039	.353**	0.170	-0.072	1	.384*	-.324*
	Sig. (2-tailed)	0.099	0.484	0.836	0.009	0.219	0.606	.	0.012	0.041
	N	49	11	31	54	54	54	54	42	40
groeiv_emers	Corr Coeff	0.002	-1.000**	-0.104	.314*	.660**	-0.094	.384*	1	-0.233
	Sig. (2-tailed)	0.989	.	0.654	0.043	0.000	0.552	0.012	.	0.148
	N	38	3	21	42	42	42	42	42	40
groeiv_kroos	Corr Coeff	-.450**	1.000**	0.262	-0.280	0.020	-0.286	-.324*	-0.233	1
	Sig. (2-tailed)	0.004	.	0.196	0.062	0.895	0.056	0.041	0.148	.
	N	40	3	26	45	45	45	40	40	45

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Uit tabel 5.3 blijkt dat de meeste correlaties zijn te vinden tussen de trends in de deelmaatlaten voor de macrofyten. Er bestaan lichte verbanden tussen de trends in de deelmaatlaten voor groeivormen: drijvend - emers (positief) en drijvend - kroos (negatief).

Er bestaat een sterk positief verband tussen de trends in groeivorm submers en de deelmaatlat groeivorm als geheel, maar dat zal komen doordat de deelmaatlat groeivorm wordt berekend uit de andere deelmaatlaten en de beoordeling voor submers daarop een grote invloed heeft. Ook emers is sterk gecorreleerd, maar drijvend en kroos lijken een eigen dynamiek te hebben.

De trends van de beoordeling op abundantie (groeivormen) en soortensamenstelling blijken ook sterk positief gecorreleerd (en dus ook de trends van submerse groeivorm en soortensamenstelling). De trend van de beoordeling op soortensamenstelling blijkt ook positief gecorreleerd met de trend van de beoordeling van de abundantie drijvend.

Van een verband tussen de trends van verschillende kwaliteitselementen blijkt nauwelijks sprake te zijn. De trend in de beoordeling van het fytobenthos correleert met geen enkel andere trend. En de trend in macrofauna correleert alleen (negatief) met die van de beoordeling van de abundantie van kroos. Maar deze correlatie is niet direct logisch: een hogere bedekking van kroos geeft een lagere beoordeling; een krooslaag leidt ook tot zuurstofstress onder de krooslaag en de daarmee gepaard gaande afname van de kwaliteit van de macrofauna. Mogelijk speelt hier een invloed van de meetpunten met een hele lage bedekking van kroos. Op deze punten varieert de beoordeling tussen goed en zeer goed en speelt zuurstofstress geen rol. De beoordeling van macrofauna kan dan positief gecorreleerd zijn aan de abundantie van kroos, omdat beide in verband te brengen zijn met structuurvariatie. Of dat daadwerkelijk zo is zou nader moeten worden onderzocht.

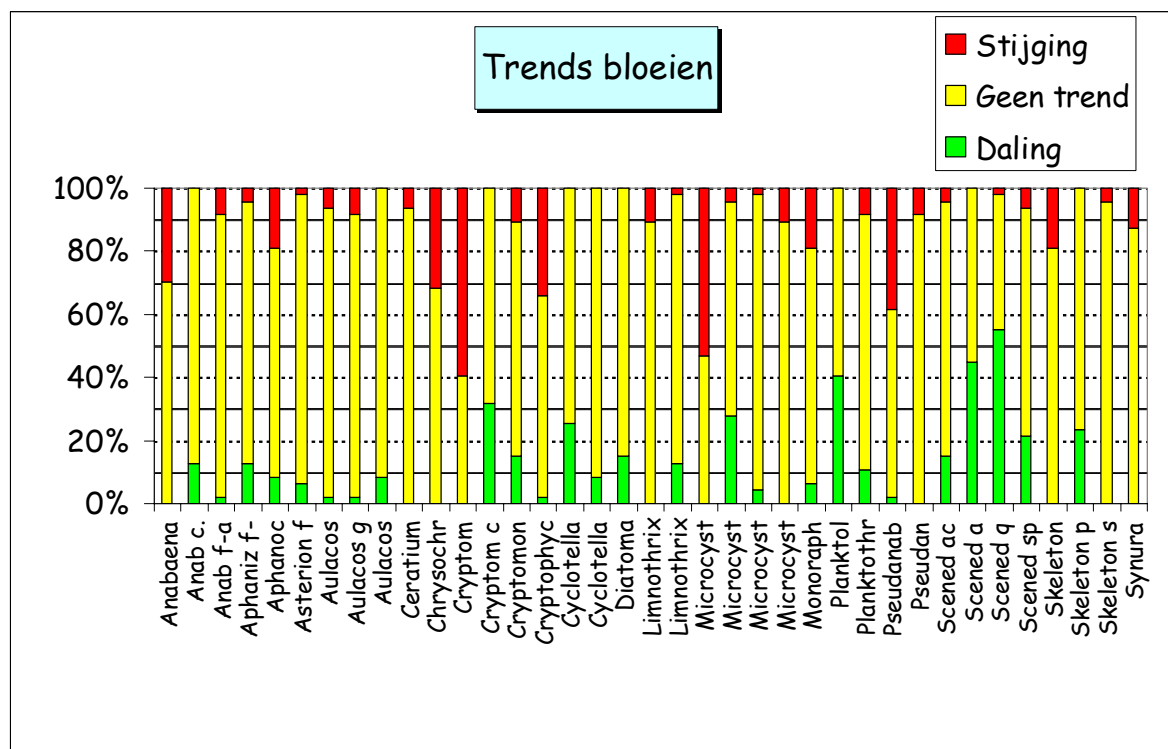
De gevonden sterke relaties tussen de trends van fytoplankton en kroos en emers zijn op te weinig trendparen gebaseerd (3) om serieus te nemen.

5.4.7 Trends bij geselecteerde soorten(-groepen)

De trendanalyse op de geselecteerde macrofauna- en macrofytensoorten leverde vrijwel geen trends op. Voor alle kroossoorten samen (*Lemnaceae*) werd op slechts één meetpunt een negatieve trend gevonden, dat is aanzienlijk minder dan de trendanalyse voor de deelmaatlat kroos opleverde. Bij die deelmaatlat wordt overigens ook kroosvaren (*Azolla*) betrokken en voor de sloten ook de draadalgen (flab). Verder wordt bij de deelmaatlat de bedekking niet-lineair in een kwaliteitsoordeel omgezet, wat ook bijdraagt aan de beoordeelbaarheid van de meetwaarden.

Bij de fytoplanktonsoorten die regelmatig een bloei veroorzaken zijn er een aantal opvallende dalers en stijgers (zie figuur 5.6).

Figuur 5.6: Verdeling van het soort trend per fytoplanktonsoort, met 47 resultaten per soort.



Afkorting	van	Criterium
Anabaena	Anabaena	0.5
Anab c.	Anabaena compacta	0.5
Anab f-a	Anabaena flos-aquae	0.5
Aphaniz f-a	Aphanizomenon flos-aquae	0.5
Aphanoc	Aphanocapsa	0.5
Asterion f	Asterionella formosa	0.6
Aulacos	Aulacoseira	0.5
Aulacos g	Aulacoseira granulata	0.5
Aulacos gva	Aulacoseira granulata var. angustissima	0.5
Ceratium	Ceratium	0.7
Chrysochr p	Chrysochromulina parva	0.6
Cryptom	Cryptomonas	0.4
Cryptom c	Cryptomonas caudata	0.4
Cryptomon e	Cryptomonas erosa	0.4
Cryptophyc	Cryptophyceae	0.4
Cyclotella m	Cyclotella meneghiniana	0.3
Cyclotella r	Cyclotella radiosa	0.6
Diatoma ten	Diatoma tenuis	0.4
Limnothrix	Limnothrix	0.2

Afkorting	van	Criterium
Limnothrix r	Limnothrix redekei	0.2
Microcyst	Microcystis	0.2
Microcyst a	Microcystis aeruginosa	0.2
Microcyst v	Microcystis viridis	0.2
Microcyst w	Microcystis wesenbergii	0.6
Monoraph c	Monoraphidium contortum	0.4
Planktol limn	Planktolyngbya limnetica	0.2
Planktothr a	Planktothrix agardhii	0.1
Pseudanab	Pseudanabaena	0.2
Pseudan limn	Pseudanabaena limnetica	0.2
Scened ac [1]	Scenedesmus acuminatus [1]	0.2
Scened a	Scenedesmus armatus	0.2
Scened q [1]	Scenedesmus quadricauda [1]	0.2
Scened sp	Scenedesmus spinosus	0.2
Skeleton	Skeletonema	0.4
Skeleton p	Skeletonema potamos	0.4
Skeleton s	Skeletonema subsalsum	0.4
Synura	Synura	0.7

Op 14 meetpunten was er een toename van *Anabaena*, maar daar staat tegenover een afname op 6 meetpunten van *Anabaena compacta*. In één meetpunt traden beide soorten trend op. Dit fenomeen kan een artefact zijn, dat wordt veroorzaakt door een afgenomen precisie van de determinatie. Hetzelfde is te zien bij *Cryptomonas* met *C. caudata* en *C. erosa*, bij *Microcystis* met *M. aeruginosa* en bij *Skeletonema* met *S. potamos*.

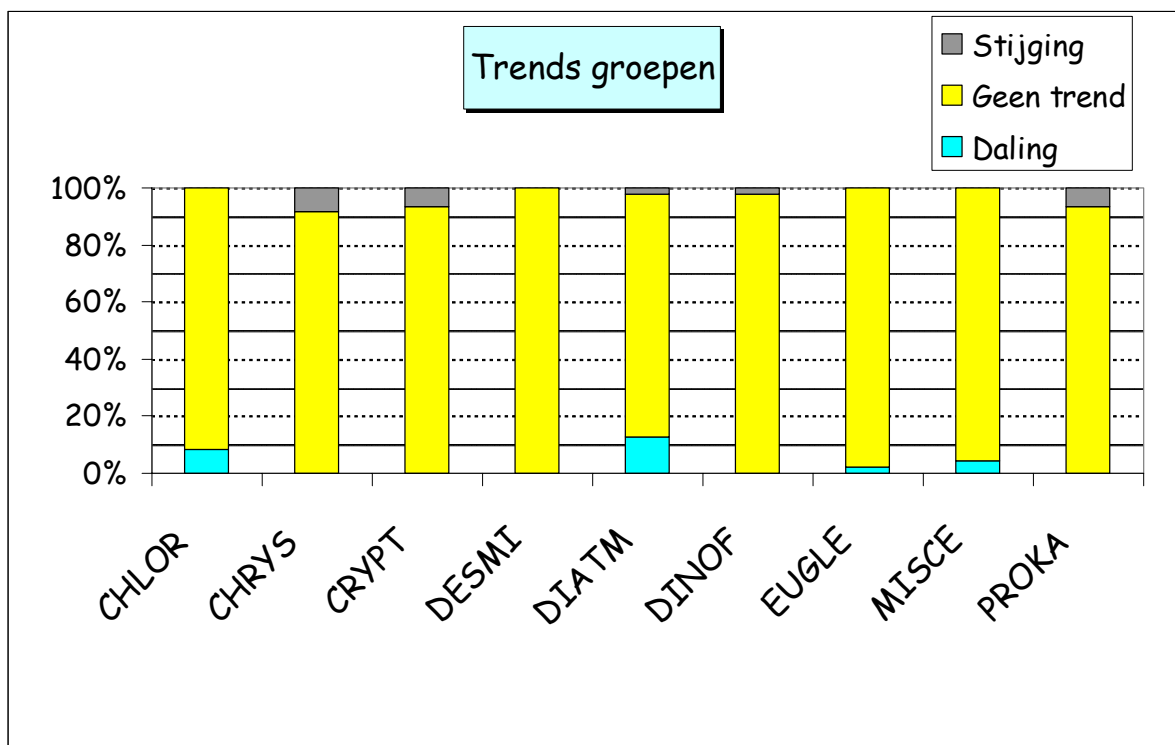
Deze verschuivingen heffen elkaar slechts gedeeltelijk enigszins op. De toenames van *Cryptomonas* spp. en *Microcystis* spp. zijn manifest. Daar staat een afname van *Cyclotella* spp., *Diatoma tenuis* en *Scenedesmus* spp. tegenover.

Wat hieruit kan worden afgeleid is onduidelijk. De afnemende soorten geven, indien ze een bloei veroorzaken, niet *per sé* een gunstiger of ongunstiger KRW-beoordeling dan de toenemende soorten.

Wanneer alle soorten worden samengevoegd tot de taxonomische groepen waartoe ze worden gerekend, dan valt er nauwelijks een trend te ontdekken (zie figuur 5.7). In een beperkt aantal meetpunten nemen de Chrysophyceae (goudalgen), de Cryptophyta en de Prokaryota (blauwwieren) toe en in een beperkt aantal meetpunten nemen de Chlorofyta (groenalgen) en Diatomeën (kiezelwieren) af.

De verschuivingen die optreden indiceren een ongunstig beeld: de toenemende groepen leveren in het algemeen meer algenbloei problemen op dan de afnemende groepen. Harde conclusies zijn echter niet mogelijk vanwege het geringe aantal resultaten.

Figuur 5.7: Verdeling van het soort trend per taxonomische groep, gebaseerd op 47 resultaten per groep.



Afkorting	Naam	Nederlandse naam
CHLOR	Chlorofyta	groenwieren
CHRY	Chrysophyceae	goudalgen
CRYPT	Cryptophyta	cryptomonaden
DESMI	Desmidiaceae	sieralgen
DIATM	Diatomeën	kiezelwieren
DINOF	Dinophyceae	dinoflagellaten
EUGLE	Euglenophyceae	oogflagellaten
MISCE	miscellus	overig
PROKA	Prokaryota	blauwalgen en bacteriën

5.5 Samenvattende conclusies trends biologische waterkwaliteit

Trendanalyse bleek bij de biologische kwaliteitselementen slechts beperkt mogelijk, doordat er momenteel nog maar weinig meetpunten zijn waar in minstens 3 jaren biologische kwaliteitsmetingen zijn verricht. De mogelijkheden zullen wel snel toenemen, mits Rijnland de biologische waterkwaliteit blijft meten.

Voor de meeste meetreeksen is geen trend aangetoond. De meeste trends die worden gevonden betreffen de beoordelingen volgens de KRW-maatlatten; trends van afzonderlijke soorten of soortgroepen zijn nauwelijks te vinden. Dit betekent dat de KRW-maatlatten een sterk integrerend vermogen bezitten ten aanzien van de waterkwaliteit, waarvoor ze ook zijn bedoeld.

De duidelijkste trends duiden op een verschraling van macrofauna-gemeenschappen en een afname van emergente (boven water uitstekende) begroeiing, mogelijk ook een afname van de drijfbladbegroeiing. Deze vinden we vooral in sloten in het veenweidegebied. Tegelijk zien we daar de meetpunten waar de kroos (+flab) is toegenomen. Dit kan verklaard worden uit een toename van de intensiteit van slootonderhoud.

In stedelijk gebied vinden we het grootste percentage meetpunten waar de submerse begroeiing achteruit ging, wat mogelijk samenhangt met stedelijke ontwikkeling.

Er is een verschuiving in de taxa waar te nemen die een planktonbloei veroorzaken, maar dat is gedeeltelijk toe te schrijven aan een veranderde precisie van determineren. De verschuivingen hebben nauwelijks effect op de KRW-beoordeling, omdat de toenemende taxa min of meer dezelfde beoordeling krijgen als de afnemende taxa.

6 Trends bestrijdingsmiddelen

Dit hoofdstuk analyseert de ontwikkelingen van bestrijdingsmiddelenconcentraties in het oppervlaktewater van de bollenstreek rond Sassenheim, Lisse en Hillegom en van het boomteeltgebied rond Boskoop.

6.1 Meetpunten bestrijdingsmiddelen

Er zijn 1.281 meetreeksen beschikbaar van bestrijdingsmiddelen, afkomstig van 212 meetpunten, waar maximaal op 13 bestrijdingsmiddelen is gemeten. De verdeling van deze meetpunten over de gebiedstypen is vermeld in tabel 6.1.

Tabel 6.1: Verdeling over de 8 gebiedstypen van de 212 meetpunten waar bestrijdingsmiddelen zijn gemeten. Doordat enkele gebiedstypen overlappen, zijn er meetpunten die bij meerdere gebiedstypen horen.

Gebiedstype	Aantal
Bollenstreek	75
Stedelijk	58
Boskoop	12
Diepe polder	38
Veenweide	20
Duingebied	1
Boezem	74
Overig	20

De bollenstreek en de boomteelt in en rond Boskoop zijn geografisch duidelijk gescheiden en vertonen geen overlap. Van de 87 meetpunten in deze gebieden zijn 477 meetreeksen beschikbaar van 13 bestrijdingsmiddelen. Tabel 6.2 toont de verdeling van deze meetreeksen over de bestrijdingsmiddelen.

Tabel 6.2: Verdeling van de meetreeksen van bestrijdingsmiddelen over de 13 beschouwde bestrijdingsmiddelen, voor de 87 meetpunten in de bollenstreek en rond Boskoop.

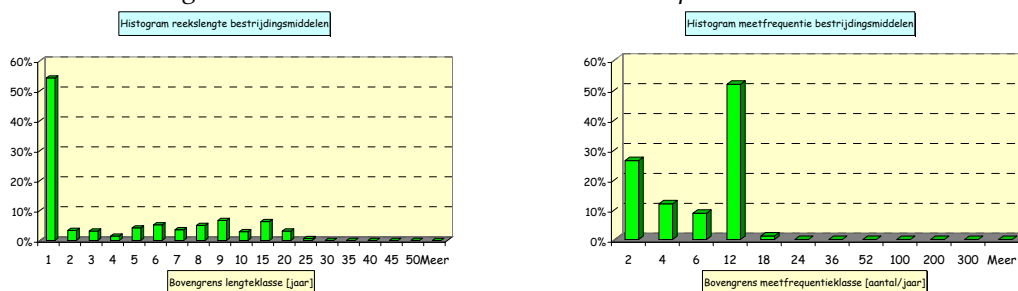
Parameter	Aantal reeksen
bitertanol	18
carbendazim	85
dichloorvos	23
dimethoaat	22
flutolanil	67
imidacloprid	47
isoproturon	38
linuron	35
pirimicarb	22
pirimifos	25
propoxur	32
simazin	33
tolclofosmethyl	30
Totaal	477

Carbendazim is het meest bemeten, namelijk op 85 van de 87 meetpunten, aangezien dat als een soort gidsparemetrische parameter voor bestrijdingsmiddelengebruik is gehanteerd. Als bij de

analyse carbendazim aanwezig bleek, zijn doorgaans ook andere bestrijdingsmiddelen geanalyseerd.

De langste meetreeks omvat 23,3 jaar, zij het met een hiaat van 5 jaar. Meer dan de helft van de meetreeksen is echter hooguit 1 jaar lang (zie figuur 6.1, links). Verder zijn er in ruim de helft van de bemeten jaren 6-12 metingen gedaan en in ruim een kwart van de bemeten jaren zijn er slechts 1-2 metingen gedaan (zie figuur 6.1, rechts).

Figuur 6.1: Histogram van de reekslengte (links) en van de meetfrequentie (rechts) van de bestrijdingsmiddelen zoals gemeten in de bollenstreek en rond Boskoop.



Voor de meeste van de 477 meetreeksen van bestrijdingsmiddelen in de bollenstreek en rond Boskoop zijn de gebruikelijke toetsen op trend niet toepasbaar. Dit komt enerzijds doordat veel reeksen te kort zijn en anderzijds doordat veel reeksen een te groot aandeel van gecensureerde waarden hebben. Bij 40% van de meetreeksen bedraagt het percentage gecensureerde waarden namelijk 80% of meer en bij 27% van de meetreeksen bedraagt het zelfs 100%.

Agrarisch meetnet

Het agrarisch meetnet is een deelverzameling van de meetpunten in de bollenstreek en rond Boskoop, waar op gestructureerde wijze bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater worden gemeten. Dit meetnet richt zich in de bollenstreek op de plantperiode, die loopt van oktober t/m medio januari. Bollenteelt wordt in ons land mogelijk gemaakt door chemische middelen, waarmee ziekten en plagen kunnen worden voorkomen. De bollen worden daartoe gedompeld in een cocktail van middelen, alvorens te worden geplant. De infrastructuur en de logistiek rond deze werkzaamheden zijn echter niet optimaal, vanuit oogpunt van waterbescherming, zodat Rijnland de invloed op de oppervlaktewaterkwaliteit via metingen tracht te volgen.⁷ Van 10 meetpunten zijn meetreeksen beschikbaar die starten in 2001 of 2003, met 7 metingen per jaar (halfmaandelijks in de periode oktober t/m medio januari).

Het agrarisch meetnet rond Boskoop omvat 4 meetpunten waar de afgelopen 8 à 10 jaar maandelijks is gemeten op een aantal bestrijdingsmiddelen.

6.2 Aanpak trendanalyse

Zoals boven toegelicht, is slechts voor een beperkt aantal meetreeksen van bestrijdingsmiddelen trendanalyse mogelijk. Om dan toch nog zoveel mogelijk informatie over de ontwikkelingen van de bestrijdingsmiddelenconcentraties te kunnen verkrijgen, zijn de volgende insteken gekozen:

1. trendanalyse van de meetreeksen die wél voldoen aan de criteria voor trendanalyse (zie § 6.3);
2. analyse van de ontwikkeling van het percentage meetpunten waar het middel is aangetoond, voor beide gebieden afzonderlijk (zie § 6.4);

⁷ Persoonlijke mededeling van Jos van Rooden, Hoogheemraadschap van Rijnland.

3. trendanalyse van de ontwikkeling van het 90-percentiel van de samengevoegde concentratiemetingen van de meetpunten van het agrarisch meetnet, voor beide gebieden afzonderlijk (zie § 6.5).

6.3 Trends van concentraties bestrijdingsmiddelen

Voor de trendanalyse zijn de meetreeksen geselecteerd die voldoen aan de volgende criteria:

- o reeks omvat minstens 5 meetjaren;
- o reeks bevat geen hiaten van meer dan 5 jaar;
- o reeks eindigt ná 2004;
- o reeks bevat minder dan 80% gecensureerde meetwaarden.

Aan deze criteria werd voldaan door 70 van de 477 meetreeksen van bestrijdingsmiddelen, gemeten in de bollenstreek of rond Boskoop.

Filteren van resultaten

Door het omzetten van meetreeksen naar tijdreeksen (zie bijlage 1) bevatten 5 tijdreeksen een zodanig veel hoger percentage gecensureerde waarden dan de oorspronkelijke meetreeks, dat deze niet meer voldeden aan het criterium dat minder dan 80% van de waarden gecensureerd is. De resultaten van deze reeksen zijn verwijderd.

Verder hebben we het resultaat van de trendanalyse verwijderd als de tijdreeks meer dan 50% gecensureerde waarden bevat en er tevens geen statistisch significante trend is gedetecteerd (zie de toelichting in § 4.2.2). Dit bleek het geval voor 6 reeksen.

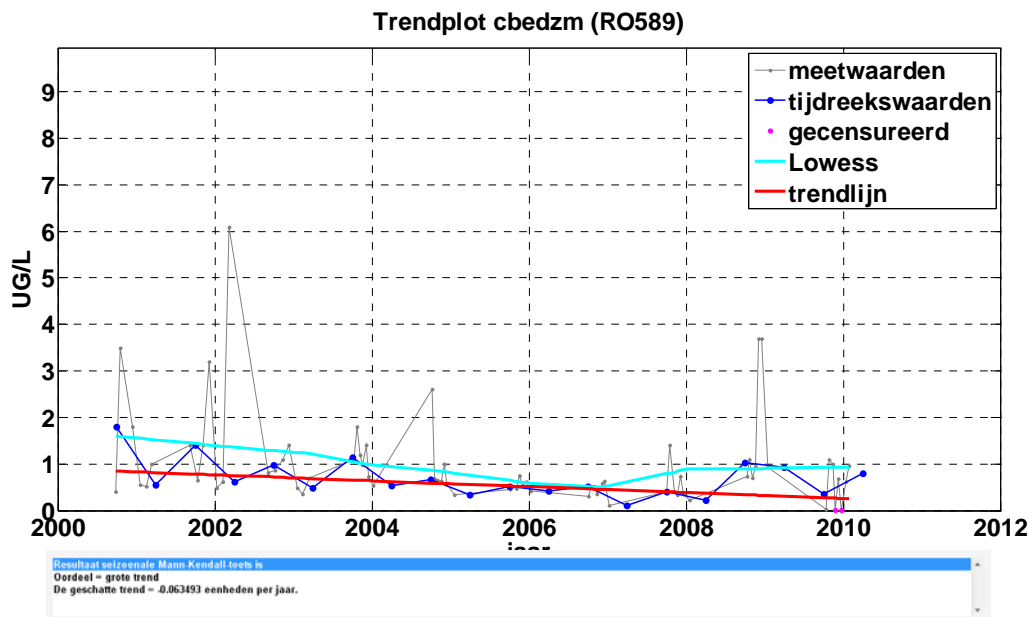
Er resulteerden daarmee resultaten van 59 meetreeksen. Dit betrof 44 meetreeksen voor de bollenstreek, afkomstig van 20 meetpunten en 6 bestrijdingsmiddelen (carbendazim, flutolanil, imidacloprid, pirimicarb, pirimifos en simazine) en 15 meetreeksen voor het gebied rond Boskoop, afkomstig van 4 meetpunten en 6 bestrijdingsmiddelen (bitertanol, carbendazim, imidacloprid, linuron, pirimicarb en simazine).

De meeste beschouwde meetreeksen starten ná 1999 (46 van de 59). Van de overige 13 starten er slechts 5 vóór 1995, met als vroegste startdatum april 1992.

Resultaten trendanalyse

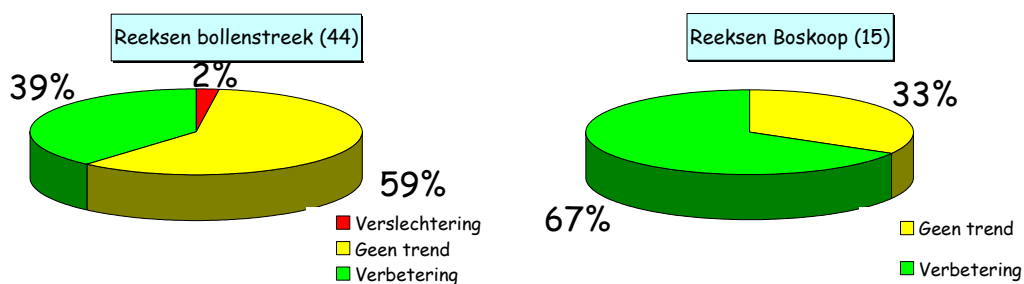
De resultaten van de trendanalyse zijn per meetreeks vermeld in bijlage 5, in de vorm van een trendpalet. Er bleek in 48% van de gevallen sprake van een statistisch significante trend, bijna altijd een daling. Figuur 6.2 geeft een voorbeeld van een dergelijke daling. Slechts in één geval is er een statistisch significante stijging gedetecteerd, namelijk voor flutolanil (meetpunt ROP25512 in de bollenstreek).

Figuur 6.2: Trendplot van carbendazim, zoals gemeten op meetpunt RO589 in de bollenstreek. De reeks loopt van september 2000 t/m januari 2010 en vertoont een statistisch significante daling (geschat op gemiddeld $-0,06 \mu\text{g/l}$ per jaar).



Rond Boskoop is het percentage gedetecteerde dalingen (67%) groter dan in de bollenstreek (39%, zie figuur 6.3). Verder is er rond Boskoop geen stijging gedetecteerd, terwijl dat in de bollenstreek op één meetpunt het geval was (voor flutolanil).

Figuur 6.3: Cirkeldiagram van de verdeling van het trendoordeel, links voor de bollenstreek en rechts voor het gebied rond Boskoop.



6.4 Ontwikkeling percentage meetpunten met bestrijdingsmiddel

De tweede insteek die we hebben gekozen om de ontwikkelingen van de bestrijdingsmiddelenconcentraties in beeld te krijgen, is het analyseren van de ontwikkeling van het percentage meetpunten waar het bestrijdingsmiddel is aangetroffen, voor beide gebieden afzonderlijk. We stellen hierbij dat een bestrijdingsmiddel in een bepaald jaar in een meetpunt is aangetroffen, als één of meer meetwaarden in dat jaar boven de rapportagegrens liggen. Eventuele tussentijdse veranderingen van de rapportagegrens zullen het geschetste beeld niet vertroebelen, aangezien we ook hier - net als bij onze andere analyses - eerst per meetreeks alle waarden onder de hoogste rapportagegrens van die reeks op de helft van de hoogste rapportagegrens hebben gezet. Ook hier met de verzachting, dat als er slechts één waarde is gecensureerd ten opzichte van de hoogste rapportagegrens, de betreffende waarde is verwijderd (zie § 3.2.3).

De afgeleide ontwikkelingen zijn weergegeven in figuur 6.4. Voor de bollenstreek zijn de resultaten gebaseerd op groepen van minimaal 11 en maximaal 35 meetpunten per jaar, terwijl deze voor het gebied rond Boskoop zijn gebaseerd op groepen van minimaal 3 en maximaal 7 meetpunten per jaar.

Figuur 6.4: Ontwikkeling van het percentage meetpunten waar het bestrijdingsmiddel is aangetroffen, afzonderlijk voor de bollenstreek en het gebied rond Boskoop. Voor wat betreft het gebied rond Boskoop zijn er geen metingen gedaan in 1999, 2003 en 2004



De in figuur 6.4 getoonde ontwikkelingen geven als duidelijkste aanwijzingen dat propoxur rond Boskoop is afgenomen en dat imidacloprid daar is toegenomen. Verder lijkt flutolanil af te nemen in de bollenstreek en lijkt imidacloprid daar toe te nemen. De overige bestrijdingsmiddelen vertonen geen eenduidige ontwikkelingen.

We hebben de hier afgeleide reeksen niet formeel statistisch getoetst op trends, aangezien ze daarvoor minder geschikt zijn. Zo hebben de geschatte percentages van een reeks niet alle dezelfde betrouwbaarheid, doordat het aantal betrokken meetpunten doorgaans elk jaar anders is. Verder zal de temporele variatie van het geschatte percentage ten dele vertroebeld zijn door ruimtelijke variatie, doordat ook de groep betrokken meetpunten meestal niet elk jaar dezelfde samenstelling heeft.

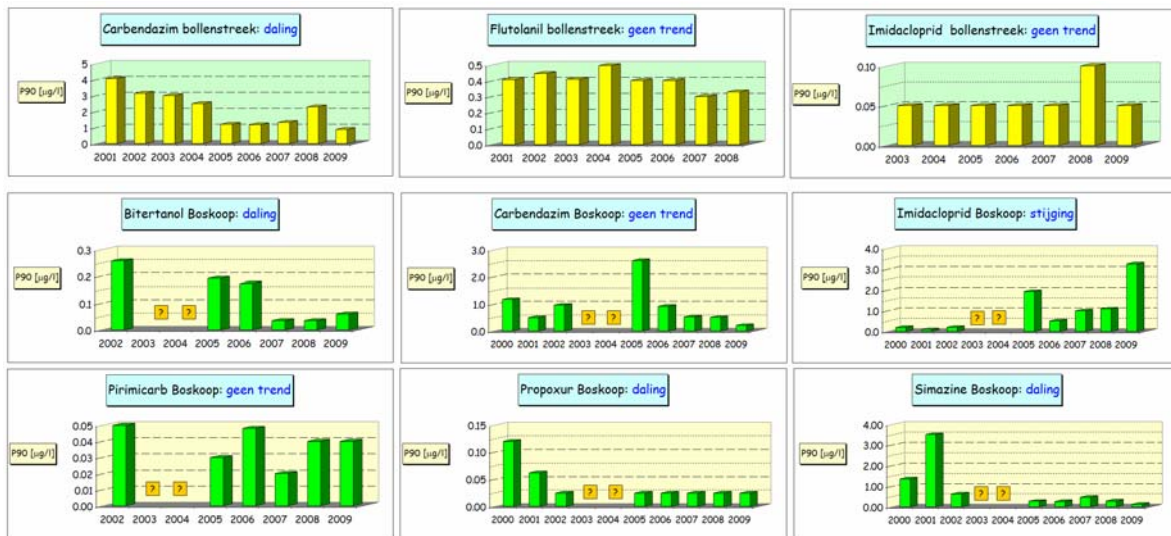
6.5 Ontwikkeling 90-percentiel concentratie bestrijdingsmiddel

De derde insteek die we hebben gekozen om de ontwikkelingen van de bestrijdingsmiddelenconcentraties in beeld te krijgen, is het analyseren van de ontwikkeling van het 90-percentiel van de samengevoegde concentratiemetingen van een aantal meetpunten, voor beide gebieden afzonderlijk. Daartoe is per gebied en per jaar voor elk bestrijdingsmiddel het 90-percentiel bepaald van de van alle meetpunten samengevoegde concentratiemetingen. Deze aanpak is eerder gebruikt, bij een studie naar de invloed van bestrijdingsmiddelen in de bollenteelt op de waterkwaliteit in het noordelijk zandgebied van Noord-Holland [Barendregt et al., 2002]. Het gebruik van het 90-percentiel als maatstaf heeft als voordeel dat dit kengetal doorgaans weinig wordt beïnvloed door gecensureerde waarden en/of uitschieters.

De analyse is uitgevoerd met de meetreeksen van de parallel bemeten meetpunten van het agrarisch meetnet. Het betreft 10 meetpunten voor de bollenstreek en 4 voor het gebied rond Boskoop (zie § 6.1). Voor wat betreft de meetpunten in de bollenstreek is het jaarlijks 90-percentiel bepaald uit de meetwaarden in de periode oktober t/m medio januari (de plantperiode).

De afgeleide ontwikkelingen zijn weergegeven in figuur 6.5. De figuur vermeldt per reeks tevens het resultaat van de statistische toets op een trend vanaf het reeksbegin.

Figuur 6.5: Ontwikkelingen van het 90-percentiel van de concentratie bestrijdingsmiddel, zoals per gebied afgeleid uit de parallel bemeten meetpunten van het agrarisch meetnet. Per reeks is tevens het resultaat vermeld van de statistische toets op een trend vanaf het reeksbegin. Voor wat betreft het agrarisch meetnet rond Boskoop zijn er geen metingen gedaan in 2003 en 2004.



Volgens de trendtoetsing zijn er afnames van het 90-percentiel van carbendazim in de bollenstreek en van bitertanol, propoxur en simazine rond Boskoop, terwijl het 90-percentiel van imidacloprid rond Boskoop is toegenomen.

6.6 Samenvattende conclusies trends bestrijdingsmiddelen

Door middel van verschillende soorten statistische analyse zijn de ontwikkelingen van bestrijdingsmiddelenconcentraties in het oppervlaktewater van de bollenstreek en het gebied rond Boskoop in beeld gebracht. Het betreft veelal de ontwikkelingen van de laatste 10 jaar en in bepaalde gevallen van ongeveer de laatste 15 jaar.

Om tot samenvattende conclusies te kunnen komen, geeft tabel 6.3 een overzicht van de bevindingen van de drie verschillende analyses.

Tabel 6.3: Overzicht van de bevindingen van de drie hiervoor beschreven analyses.

Bestrmiddel	Bollenstreek				Gebied rond Boskoop		
	1	2	3		1	2	3
Bitertanol						?	daling
Carbendazim	daling	?	daling		?	?	geen trend
Flutolanil	daling	daling	geen trend				
Imidacloprid		stijging	geen trend			stijging	stijging
Pirimicarb					daling	?	geen trend
Propoxur						daling	daling
Simazine					daling	geen trend	daling

Toelichting

- 1: oordeel trendanalyse afzonderlijke meetreeksen (mits er minstens 3 trendresultaten zijn)
 2: oordeel verloop percentage meetpunten waar middel is aangetroffen
 3: volgens trendanalyse 90-percentiel samengevoegde concentratiemetingen agrarisch meetnet

Uitgaande van tabel 6.3 kunnen we de volgende conclusies trekken over de ontwikkelingen van de concentraties bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater van de twee beschouwde gebieden:

- Bollenstreek
 - o daling: carbendazim en flutolanil
 - o stijging: imidacloprid
- Gebied rond Boskoop
 - o daling: bitertanol, pirimicarb, propoxur en simazine
 - o stijging: imidacloprid

De daling van propoxur rond Boskoop is te verklaren uit het verbod op dit middel, dat in 2000 is ingegaan. Het is doorgaans vervangen door imidacloprid, dat dezelfde insecten op een nóg efficiëntere wijze bestrijdt. De stijging van imidacloprid is daarmee ook te verklaren.

7 Trends kwaliteit awzi-effluent en awzi-slib

Dit hoofdstuk analyseert de kwaliteitsontwikkelingen van het effluent en het slib van de awzi's van Rijnland.

7.1 Awzi's van Rijnland

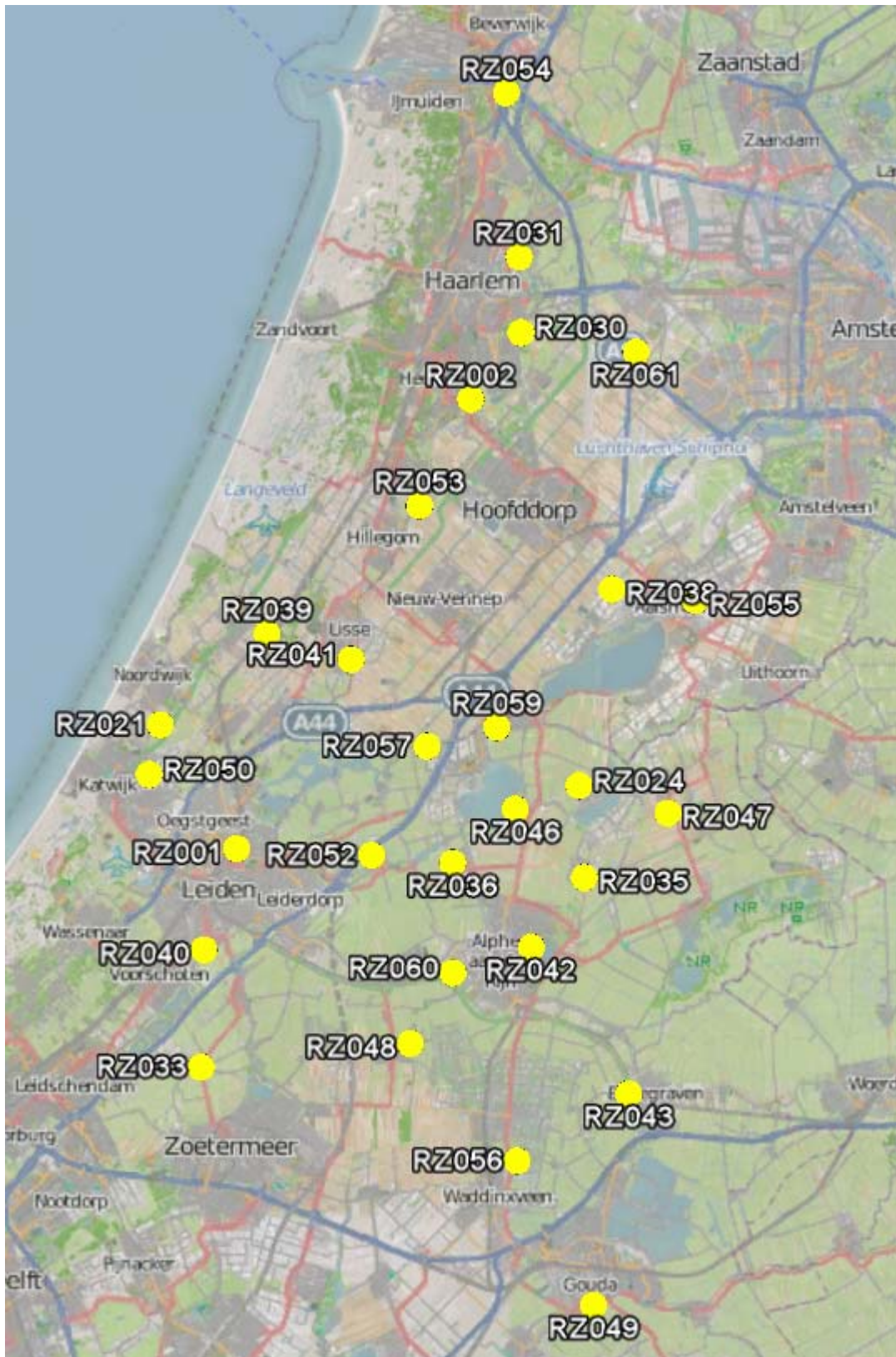
Rijnland heeft momenteel 29 awzi's die het afvalwater zuiveren, alvorens het geloosd wordt (zie tabel 7.1). Van deze awzi's lozen er 24 op de boezem, 3 op de polder en 2 op Rijkswater, namelijk RZ049 (Gouda) op de Hollandsche IJssel, aan de zuidkant van het beheergebied en RZ054 (Velsen) op het Noordzeekanaal, aan de noordkant van het beheergebied.

Tabel 7.1: De 29 awzi's van Rijnland die momenteel werkzaam zijn.

Code	Naam	Loost in	In bedrijfsname/renovatie
RZ001	AWZI Leiden Noord	Slaaghslot	1941/1987/1993
RZ002	AWZI Heemstede	Zuider Buiten Spaarne	1955/1989
RZ021	AWZI Noordwijk	Maandagsche Watering	1965
RZ024	AWZI Langeraar	Wassenaarsche polder	1973
RZ030	AWZI Haarlem-Schalkwijk	Ringvaart	1975/1994
RZ031	AWZI Haarlem-Waarderpolder	Noorder Buiten Spaarne	1969/1993
RZ033	AWZI Stompwijk	Kees Jan Koenensloot	1967/1990
RZ035	AWZI Aardam West	Aarkanaal	1967/1981
RZ036	AWZI Woubrugge	Polder Oudendijk	1967/1989
RZ038	AWZI Rijnsenhout	Ringvaart	1979/1998
RZ039	AWZI Noordwijkerhout	Trekvaart Haarlem-Leiden	1969
RZ040	AWZI Leiden Zuid-West	Vliet	1970/1998/1992
RZ041	AWZI Lisse	Ringvaart	1972/1997
RZ042	AWZI Alphen-noord	Oude Rijn	1972/1997
RZ043	AWZI Bodegraven	zijtak Oude Rijn	1977/1999
RZ046	AWZI Rijnsaterwoude	Leidsche vaart	1973/1998
RZ047	AWZI Nieuwveen	Aarkanaal	1975/1993
RZ048	AWZI Hazerswoude-Dorp	Oostvaart	1976
RZ049	AWZI Gouda	Hollandsche IJssel	1973/1999
RZ050	AWZI Katwijk	Katwijk's Kanaal	1975/1997
RZ052	AWZI Hoogmade	Hoogmadesche Polder	1978
RZ053	AWZI Zwaanshoek	Ringvaart	1978/1999
RZ054	AWZI Velsen	Noordzeekanaal	1989
RZ055	AWZI Aalsmeer	Ringvaart	1990
RZ056	AWZI Waddinxveen-Randenburg	Gouwe	1990
RZ057	AWZI Nieuwe Wetering	Ringvaart	1990
RZ059	AWZI Leimuiden	Drecht	1992
RZ060	AWZI Alphen Kerk en Zanen	Oude Rijn	1994
RZ061	AWZI Zwanenburg	Ringvaart	1999

De locaties van de 29 awzi's zijn weergegeven in figuur 7.1.

Figuur 7.1: Locaties van de 29 awzi's van Rijnland die momenteel werkzaam zijn.



7.2 Trendanalyse effluentconcentratie

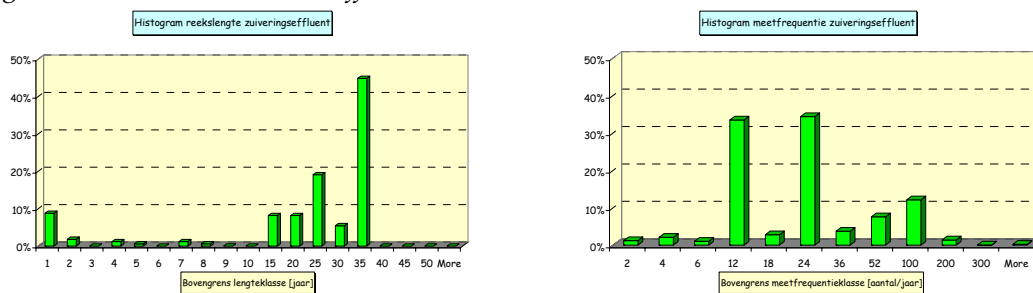
7.2.1 Reekslengte en meetfrequentie effluentconcentratie

Van elke awzi wordt de kwaliteit van het effluent regelmatig gemeten op een aantal parameters. Rijnland heeft ons de meetreeksen verstrekt van de parameters totaal stikstof, som nitraat en nitriet, ammonium, totaal fosfor, orthofosfaat, CZV, BZV5a, chloride, pH, koper en zink.

Van een aantal awzi's zijn er al meetgegevens beschikbaar vanaf 1976, zij het aanvankelijk nog slechts laagfrequent en onregelmatig. Daarvoor werd er ook al gemeten, maar die gegevens zijn niet digitaal beschikbaar. De frequentere en regelmatigere metingen starten in 1979 voor de oudere awzi's (RZ001 t/m RZ052), terwijl die voor de jongere awzi's later starten. De laatste start is voor RZ061, namelijk in 1999.

De reekslengten van de kwaliteitsparameters van het effluent liggen tussen 1 en 35 jaar, waarbij de meest voorkomende reekslengten in het interval 30 – 35 jaar liggen (zie figuur 7.2, links). De meest voorkomende meetfrequenties zijn in de klassen 6-12 en 18-24 metingen per jaar, maar hogere frequenties komen ook voor (zie figuur 7.2, rechts).

Figuur 7.2: Histogram van de reekslengte (links) en van de meetfrequentie (rechts) van de beschikbaar gestelde meetreeksen van de effluentkwaliteit.



7.2.2 Resultaten trendanalyse effluentconcentratie

De trendanalyses van de effluentconcentratie zijn uitgevoerd met de volledige reeksen. Voor RZ001 t/m RZ052 starten deze doorgaans in 1979, terwijl deze voor de jongere awzi's doorgaans niet lang na de ingebruikstelling starten. De laatste reeksen starten daarmee in 1999 (RZ061).

Uiteindelijk zijn er 273 meetreeksen op trend geanalyseerd. Het resultaat van de trendanalyse is verwijderd als de tijdreeks minstens 80% gecensureerde waarden bevat, of als de tijdreeks meer dan 50% gecensureerde waarden bevat en er tevens geen statistisch significante trend is gedetecteerd (zie de toelichting in § 4.2.2). Er zijn resultaten van 8 reeksen verwijderd, zodat er resultaten van 265 reeksen resteerden.

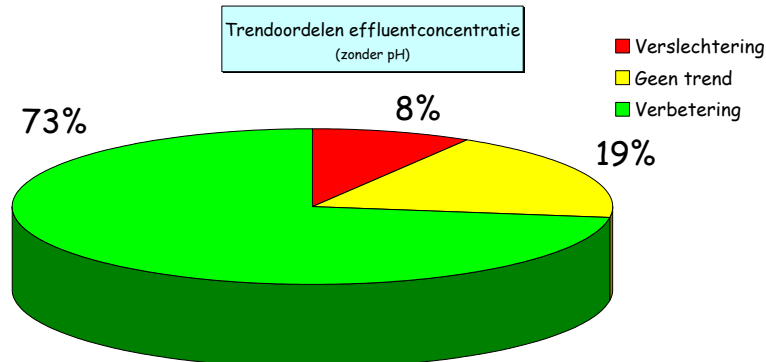
Voor koper en zink bleken slechts de meetreeksen van twee awzi's (RZ049-Gouda en RZ054-Velsen) geschikt voor trendanalyse. De andere awzi's waren te sporadisch en/of te kort bemeten op deze zware metalen.

De resultaten van de trendanalyse zijn per meetreeks vermeld in bijlage 6 in de vorm van een trendpalet.

Bij 81% van de meetreeksen is een statistisch significante trend gedetecteerd, waarvan 65% dalingen en 16% stijgingen. Als we de resultaten voor de pH buiten beschouwing laten – daarvoor is immers geen eenduidig waardeoordeel te geven aan een stijging of daling - be-

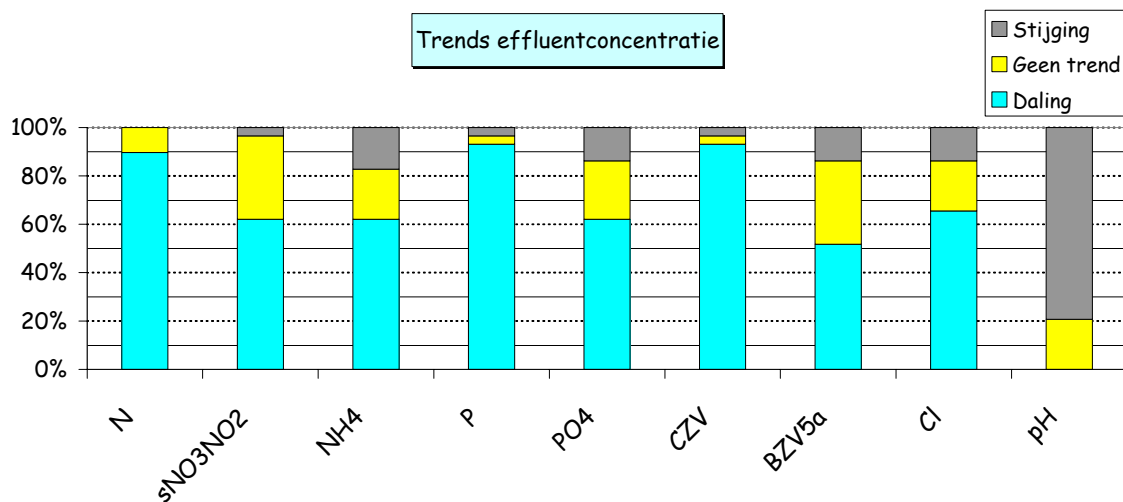
treft het merendeel van de trends een verbetering (73% van de meetreeksen). Slechts voor 8% van de meetreeksen is er een verslechtering gedetecteerd (zie figuur 7.3).

Figuur 7.3: Cirkeldiagram van de verdeling van het trendoordeel bij trendanalyse van de effluentconcentraties (pH niet meegerekend).



De verdeling van het soort trend van de effluentconcentratie is per parameter weergegeven in figuur 7.4.

Figuur 7.4: Verdeling van het soort trend van de effluentconcentratie per parameter. Koper en zink zijn hier niet beschouwd, aangezien voor elk slechts twee resultaten beschikbaar waren.

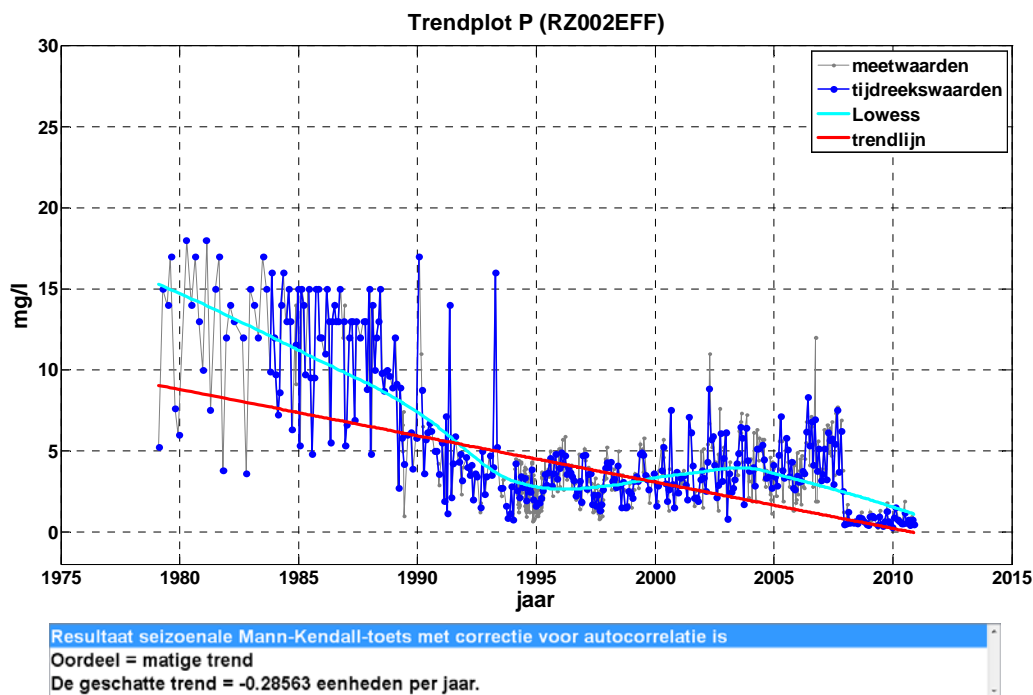


Uitgezonderd de pH is er bij alle parameters bij meer dan 50% van de awzi's een daling opgetreden. De meeste dalingen zijn opgetreden voor totaal fosfor en CZV, namelijk bij 27 van de 29 awzi's. Voor beide parameters is bij slechts één awzi een stijging opgetreden, namelijk RZ054 (Velsen) voor totaal fosfor en RZ061 (Zwanenburg) voor CZV en is bij één awzi geen trend gedetecteerd, namelijk RZ055 (Aalsmeer) voor totaal fosfor en RZ056 (Waddinxveen-Randenburg) voor CZV. Als voorbeeld geeft figuur 7.5 de trendplot van totaal fosfor in het effluent van RZ002 (Heemstede). Voor totaal stikstof is er bij 26 van de 29 awzi's een daling opgetreden. Bij de overige 3 awzi's is geen trend gedetecteerd.

De afgenomen effluentconcentraties van de eutrofiërende stoffen en van de saprobieparameters CZV en BZV5a duiden op de toegenomen effectiviteit van de zuiveringen in de af-

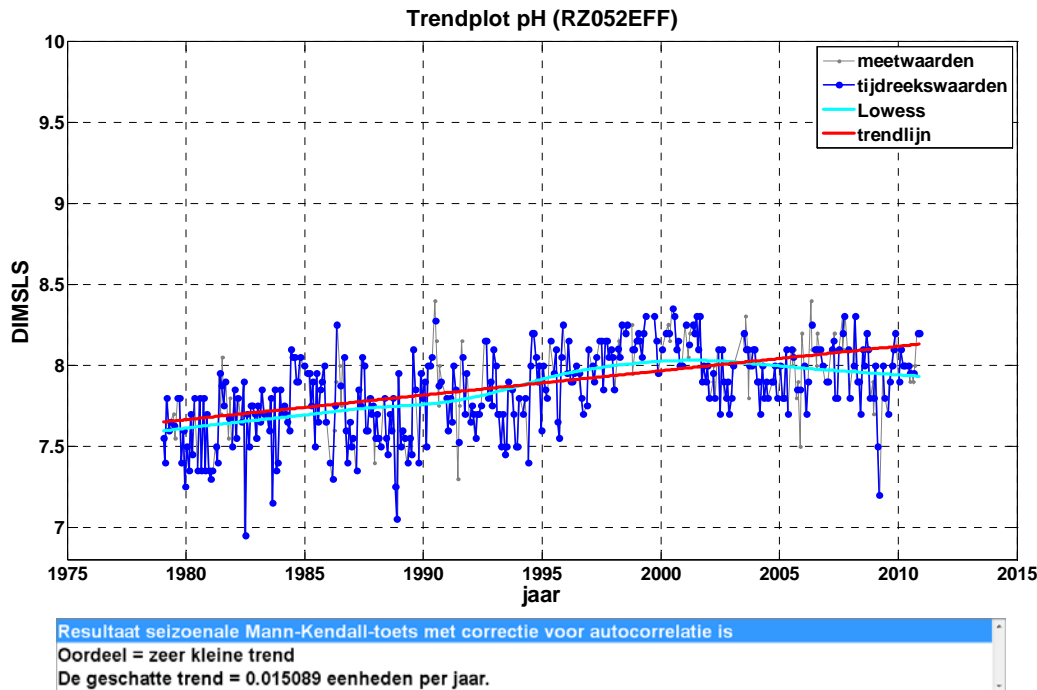
gelopen decennia, enerzijds door de modernisering van de awzi's vanaf de jaren tachtig en anderzijds door de verbeteringen die zijn doorgevoerd door het Lozingenbesluit Stedelijk Afvalwater in 2003. Voor wat betreft fosfor speelt verder ook het terugdringen van het fosfaatgebruik in wasmiddelen een rol (invoering fosfaatvrije wasmiddelen vanaf 1990).

Figuur 7.5: Trendplot van totaal fosfor in het effluent van RZ002 (Heemstede). Het positieve effect van de renovatie in 1989 op de efficiëntie van de zuivering is duidelijk waarneembaar. De tweede verbetering komt doordat er eind 2007 is begonnen met het doseren van ijzerchloride voor de fosfaatverwijdering.



Bij het overgrote deel van de awzi's - 23 van de 29 - is de pH gestegen (zie het voorbeeld in figuur 7.6). Een mogelijke verklaring is dat er meer denitrificatie is toegepast in het zuiveringsproces, waardoor de pH hoger wordt. Het is overigens opvallend dat de in figuur 7.6 getoonde stijging van de pH van het effluent van deze awzi het laatste decennium tot stilstand is gekomen of zelfs is overgegaan in een lichte daling, net zoals we dat op veel plaatsen in het oppervlaktewater constateerden (zie § 4.4.2). De relatie tussen de pH van het effluent en die van het oppervlaktewater verdient nader onderzoek.

Figuur 7.6: Trendplot van de pH van het effluent van RZ052 (Hoogmade). Vooral in de jaren negentig is er sprake van een toename van het pH-niveau.



Bij 19 van de 29 awzi's is de chlorideconcentratie gedaald. Mogelijke verklaringen zijn verbeteringen van de riolering en een afgenomen dosering van chemicaliën. Vanaf de jaren negentig is namelijk chemische defosfatering toegepast met ijzerchloride of ijzerchloride-sulfaat, maar op de nieuwere awzi's vindt vooral biologische zuivering plaats. De chlorideconcentratie is daarentegen gestegen bij 4 van de 29 awzi's, namelijk RZ024 (Langeraar), RZ035 (Aardam West), RZ043 (Bodegraven) en RZ047 (Nieuwveen). Dit zijn wat oudere awzi's en ze liggen in kwelgebieden. Mogelijke verklaringen van de stijging van de chlorideconcentratie zijn veroudering van de riolering of bronneringswater.

7.3 Trendanalyse effluentvracht

7.3.1 Reekslenge en meetfrequentie effluentvracht

Van elk awzi is ook de meetreeks van het debiet verstrekt, om tevens een trendanalyse van vrachten te kunnen uitvoeren. De debietreeksen van de oudere awzi's (RZ001 t/m RZ054) starten in 1988 of 1989 en zijn daarmee circa 22 jaar lang, oftewel 9 à 10 jaar korter dan de concentratierreeksen. Voor de jongere awzi's zijn de samen te stellen vrachtreeksen ongeveer even lang als de concentratierreeksen en starten in 1990 voor RZ055, RZ056 en RZ057, in 1992 voor RZ059, in 1994 voor RZ060 en in 1999 voor RZ061.

De debieten zijn minstens op dezelfde momenten bemeten als de effluentconcentraties, maar doorgaans hoogfrequentier. De meest voorkomende meetfrequentie van het debiet is halfmaandelijks, gevolgd door maandelijks en wekelijks. Bij enkele awzi's is het debiet in perioden zelfs dagelijks, of om de 2 dagen bemeten.

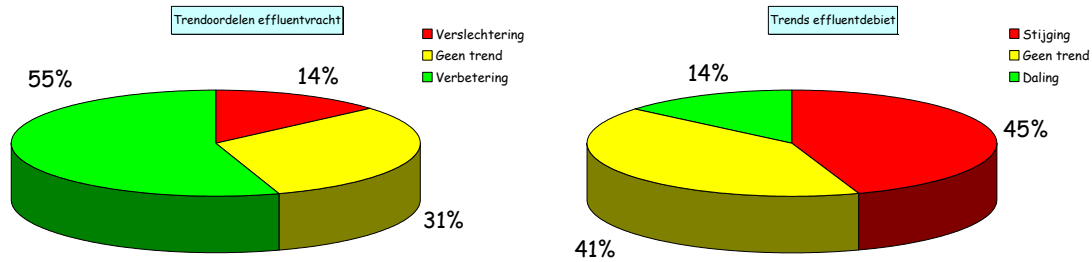
7.3.2 Resultaten trendanalyse effluentvracht

Uiteindelijk zijn er 236 vrachtreeksen op trend geanalyseerd. Voor koper en zink bleken slechts de vrachtreeksen van twee awzi's (RZ049-Gouda en RZ054-Velsen) geschikt voor trendanalyse.

De resultaten van de trendanalyse zijn per vrachtreeks vermeld in bijlage 7 in de vorm van een trendpalet. Dit palet vermeldt ook de resultaten van de trendanalyse per debietreeks.

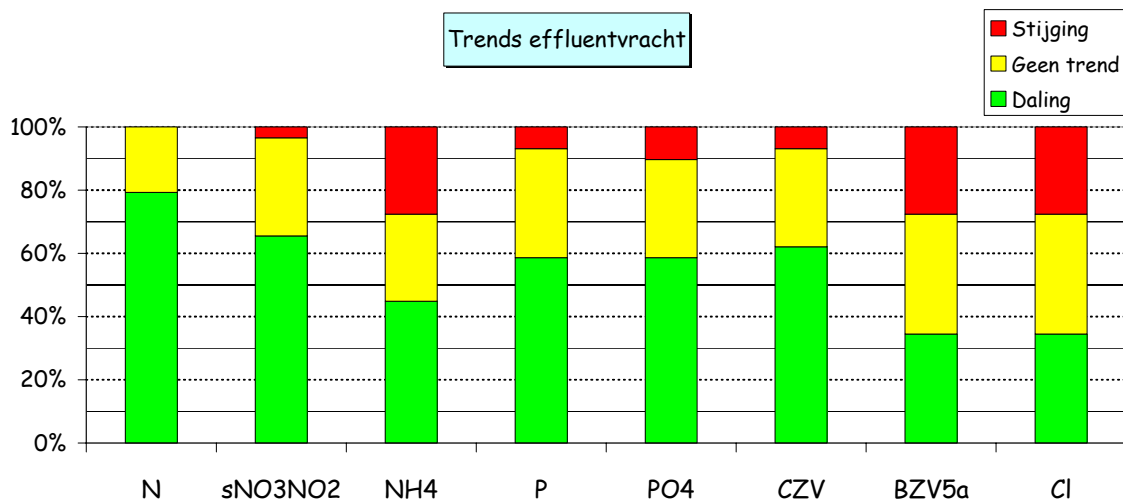
Bij 69% van de vrachtreksen is een statistisch significante trend gedetecteerd, waarvan 55% met een daling (verbetering) en 14% met een stijging (verslechtering, zie figuur 7.7, links). En bij 59% van de awzi's is een statistische trend van het effluentdebiet gedetecteerd, waarvan 14% met een daling en 45% met een stijging (zie figuur 7.7, rechts). Blijkbaar is het grote aandeel dalende vrachtreksen vooral veroorzaakt door dalende effluentconcentraties en minder door dalende debieten.

Figuur 7.7: Cirkeldiagram van de verdeling van het trendoordeel bij trendanalyse van de effluentvrachten (links) en van het soort trend bij trendanalyse van de effluentdebieten (rechts).



De verdeling van het soort trend van de effluentvracht is per parameter weergegeven in figuur 7.8.

Figuur 7.8: Verdeling van het soort trend van de effluentvracht per parameter. Koper en zink zijn hier niet beschouwd, aangezien voor elk slechts twee resultaten beschikbaar waren.



Als we figuur 7.8 vergelijken met figuur 7.4 valt op dat er per parameter doorgaans bij de vrachten relatief minder dalingen (verbeteringen) en meer stijgingen (verslechtingen) zijn opgetreden dan bij de concentraties. Dit zal voor een groot deel zijn terug te voeren op het grote aandeel awzi's (45%) waar het debiet over de beschouwde periode is gestegen.

7.3.3 Ontwikkeling jaarvracht effluent

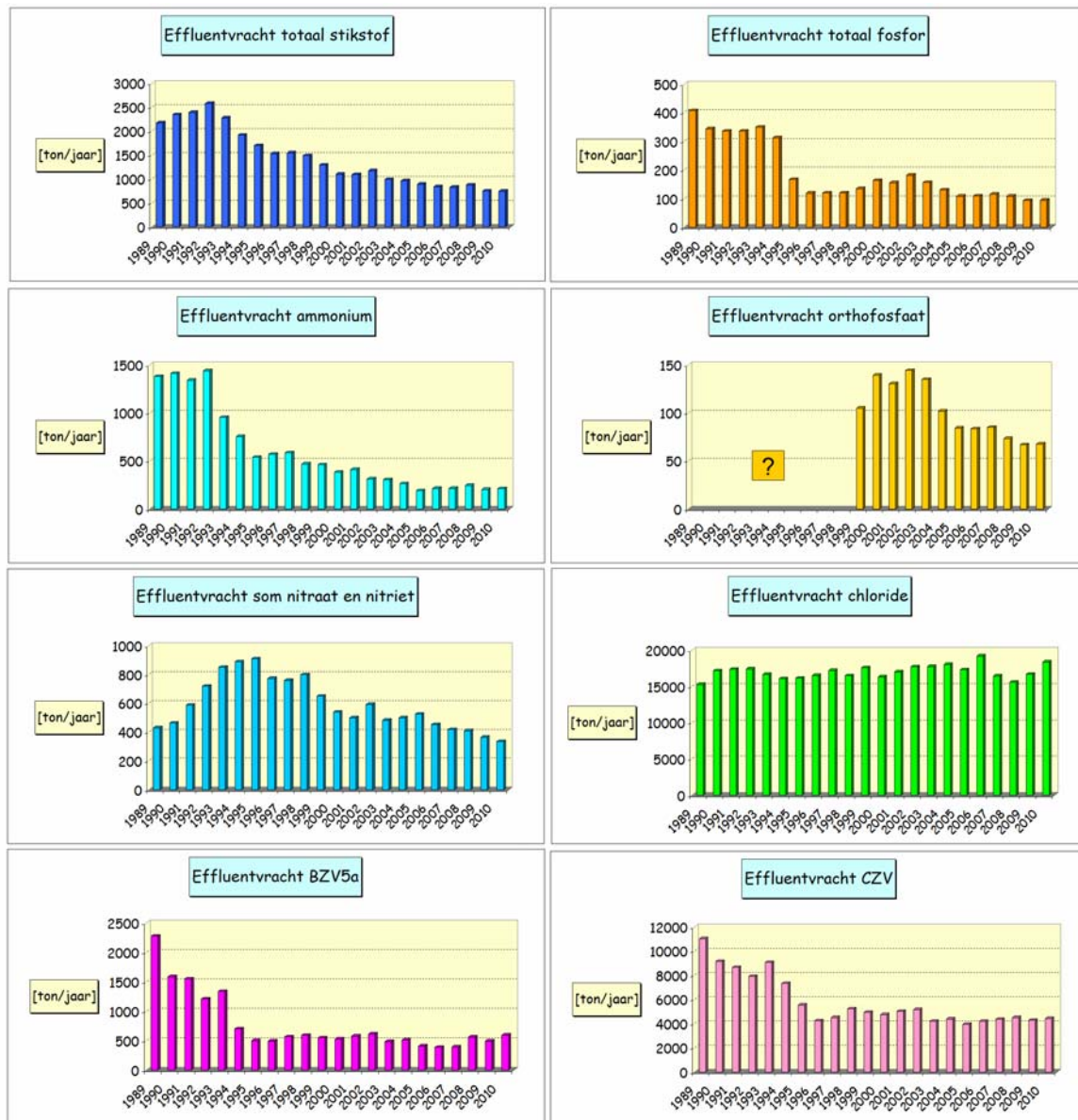
Om per parameter ook de ontwikkeling van de totale jaarvracht – dus van alle awzi's samen – in beeld te kunnen brengen, is per awzi voor elk jaar met meetwaarden van concen-

tratie en debiet de jaarvrucht van een stof geraamd met een kleine aanpassing van de zogenaamde directe methode [Klavers en De Vries, 1993], volgens:

$$\hat{V} = F \cdot \left(\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i \cdot \Delta t_i \right)$$

waarin \hat{V} de schatting van de jaarvrucht, F een conversiefactor (om rekening te houden met de meeteenheden), C_i de concentratie op meetdag i (i loopt van 1 tot en met n), Q_i de gemiddelde dagafvoer op meetdag i en Δt_i het meetinterval van $i-1$ tot i [dagen]. Aangezien het doorgaans geen equidistante reeksen betreft is de oorspronkelijke directe methode aangepast, door het meetinterval variabel te maken en binnen de haakjes te plaatsen. Als een vruchtdeel de jaargrens omvat is dat deel tijdsevenredig verdeeld over de twee betrokken kalenderjaren. De resulterende tijdreeksen van de totale jaarvruchten zijn weergegeven in figuur 7.9.

Figuur 7.9: Ontwikkelingen van de totale jaarvruchten van een aantal parameters, zoals samengesteld uit de meetreeksen van effluentconcentratie en debiet van de 29 awzi's die Rijnland momenteel in gebruik heeft. Van orthofosfaat zijn slechts metingen beschikbaar vanaf 1999.



Uit figuur 7.9 blijkt dat van alle parameters behalve chloride de totale jaarvrucht van de awzi's duidelijk is afgenomen. Bij enkele parameters is de afname echter pas later ingezet. Bij totaal stikstof was er eerst een toename tot 1992, waarna de afname geleidelijk is ingezet. De som nitraat en nitriet nam toe tot 1995 om daarna geleidelijk af te nemen. Ammonium daarentegen kende eerst een abrupte daling in 1993 en daarna een geleidelijke afname.

Bij totaal fosfor had de afname alleen een abrupt karakter, met een flinke daling in 1995. Bij orthofosfaat begint de reeks pas in 1999, maar deze toont een stijging tot 2002/2003, gevolgd door een snelle en daarna meer geleidelijke daling.

Bij BZV5a en CZV treden de grootste dalingen op in de eerste helft van de jaren negentig, daarna verandert het gemiddelde niveau nog maar weinig.

Bij chloride fluctueert de totale jaarvrucht min of meer rond hetzelfde niveau. Blijkbaar hebben de geconstateerde stijgingen en dalingen van de awzi-vrachten (zie figuur 7.8) elkaar min of meer op.

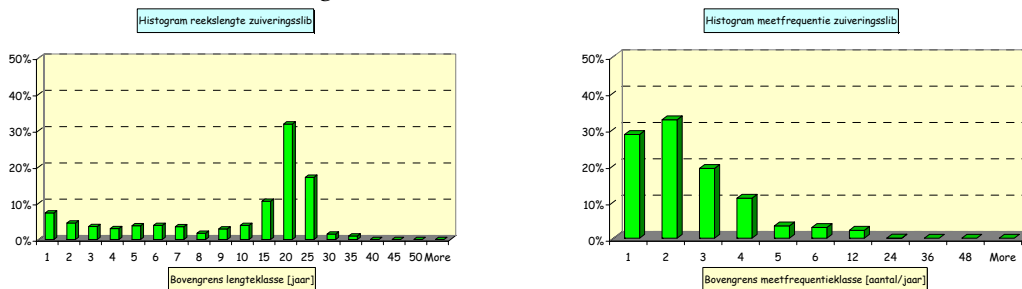
7.4 Trendanalyse kwaliteit zuiveringslib

7.4.1 Reekslengte en meetfrequentie slibkwaliteit

Bij 27 awzi's is het zuiveringslib bemeten op maximaal 69 parameters. Bij enkele awi's zijn meerdere slibsoorten van het zuiveringsproces bemeten, zodat er van totaal 42 slibsoorten metingen beschikbaar zijn.

De maximale reekslengte bedraagt 33 jaar, maar ruim 80% van de reeksen is niet langer dan 20 jaar en bijna 40% is niet langer dan 10 jaar (zie figuur 7.10, links). De meetfrequenties zijn doorgaans zeer laag, daar 91% van de meetjaren hooguit 4 meetwaarden bevat, 61% hooguit 2 meetwaarden en 29% slechts 1 meetwaarde (zie figuur 7.10, rechts).

Figuur 7.10: Histogram van de reekslengte (links) en van de meetfrequentie (rechts) van de kwaliteitsparameters van het zuiveringslib van de awzi's.



7.4.2 Resultaten trendanalyse slibconcentratie

Als er bij een awzi meerdere slibsoorten zijn bemeten, zijn alleen de kwaliteitsontwikkelingen van het mechanisch ontwaterde slib (MOS) beschouwd en als dat niet aanwezig is, zijn de kwaliteitsontwikkelingen van het actieve slib (AKS) met het hoogste nummer beschouwd (zie tabel 7.2).

Tabel 7.2: De slibsoorten die bij de trendanalyse zijn beschouwd.

Awzi	Slibsoort	Awzi	Slibsoort
RZ001	MOS1	RZ047	MOS1
RZ002	MOS1	RZ048	AKS5
RZ021	MOS1	RZ049	MOS1
RZ024	AKS5	RZ050	MOS1
RZ031	MOS1	RZ052	AKS6
RZ033	AKS6	RZ053	MOS1
RZ035	AKS6	RZ054	MOS1
RZ036	AKS7	RZ055	MOS1
RZ038	MOS1	RZ056	MOS1
RZ040	MOS1	RZ057	MOS1
RZ041	MOS1	RZ059	AKS5
RZ042	MOS1	RZ060	MOS1
RZ043	MOS1	RZ061	MOS1
RZ046	AKS7		

Voor de trendanalyse zijn de reeksen (of deelreeksen) geselecteerd die voldoen aan de volgende criteria:

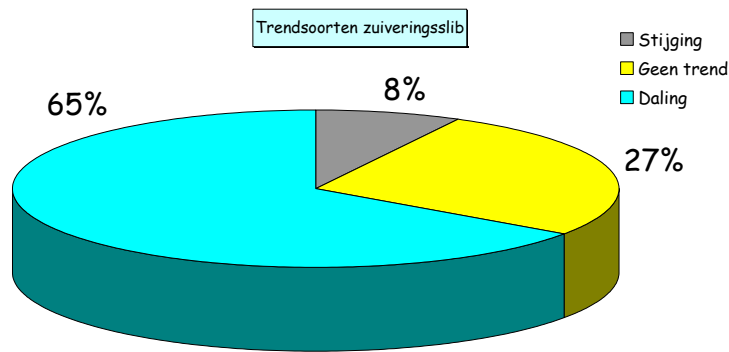
1. reeks bevat minstens 5 waarden;
2. reeks eindigt ná 2002;
3. reeks is minstens 9 jaar lang;
4. reeks (of deel daarvan) bevat geen hiaat van 5 jaar of meer;
5. reeks bevat minder dan 80% gecensureerde waarden.

Er voldeden 855 meetreeksen aan deze criteria. Bij het omzetten van de meetreeksen naar tijdreeksen bleken er echter alsnog 93 reeksen af te vallen, doordat er te weinig waarden resteerden of de reeks te kort werd. Dit gebeurde vooral bij reeksen met een dermate lage meetfrequentie dat alleen analyse op jaarbasis mogelijk was (zie bijlage 1 voor de criteria bij het omzetten naar jaarwaarden). De resterende 762 reeksen zijn geanalyseerd op trend. Het resultaat van de trendanalyse is echter verwijderd als de tijdreeks minstens 80% gecensureerde waarden bevat, óf meer dan 50% gecensureerde waarden bevat en er tevens geen statistisch significante trend is gedetecteerd (zie de toelichting in § 4.2.2). Er zijn hierdoor resultaten van 188 reeksen verwijderd, zodat er uiteindelijk resultaten van 574 reeksen resteerden. Dit betrof reeksen van maximaal 42 parameters van 24 slibsoorten.

De resultaten van de trendanalyse zijn per reeks vermeld in bijlage 8 in de vorm van een trendpalet. Bij 73% van de geanalyseerde meetreeksen is een statistisch significante trend gedetecteerd. Bij circa tweederde van de meetreeksen (65%) bleek er sprake van een daling en bij slechts 8% van de meetreeksen van een stijging (zie figuur 7.11).

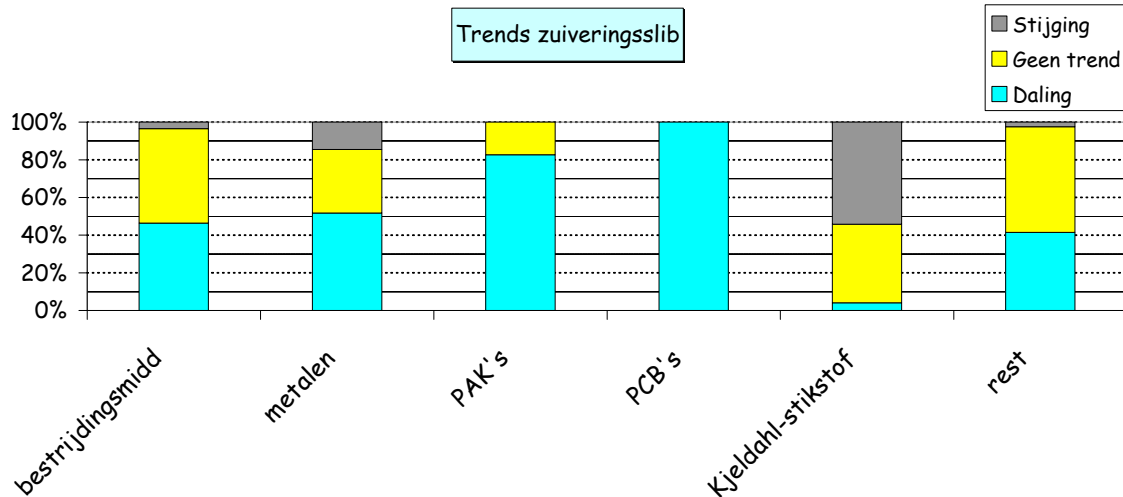
Het koppelen van een oordeel aan het soort trend is hier niet eenduidig, aangezien een verandering van de slibkwaliteit kan komen door een verandering in de aanvoer en/of een verandering in de verdeling over de slibfase en de waterfase.

Figuur 7.11: Cirkeldiagram van de verdeling van het soort trend bij trendanalyse van de kwaliteit van het zuiveringsslib.



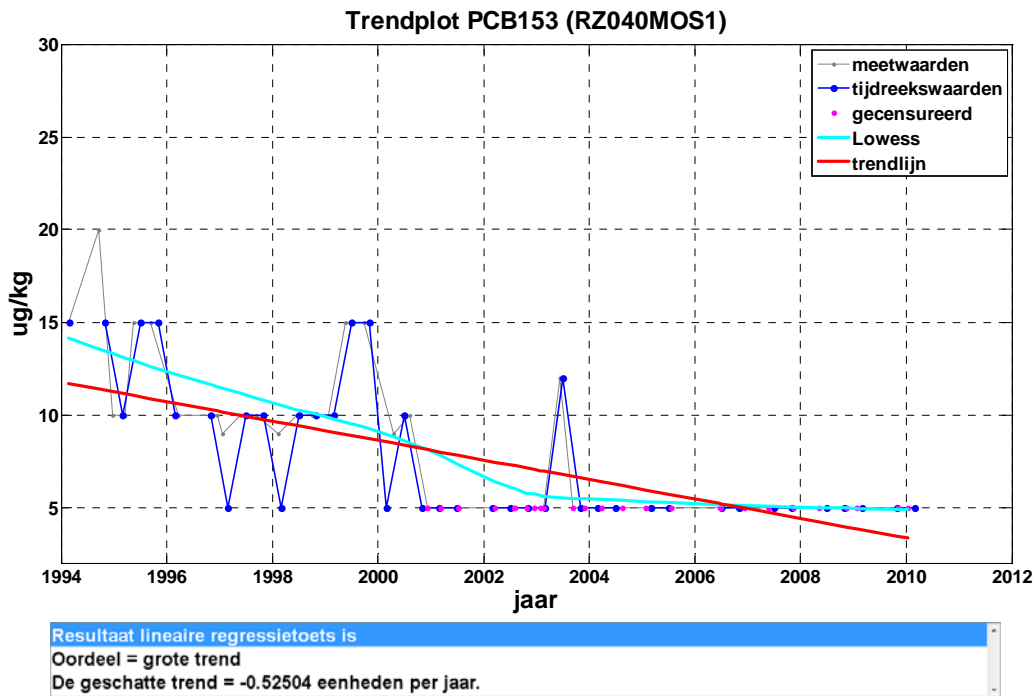
Gezien het grote aantal parameters zijn deze ingedeeld in een zestal groepen. Figuur 7.12 toont de verdeling van het soort trend per parametergroep.

Figuur 7.12: Verdeling van het soort trend per parametergroep van het zuiveringsslib.



De meeste dalingen zijn opgetreden bij de PCB's en de PAK's. Van de PCB-reeksen vertoont zelfs 100% van de beschouwde reeksen een daling (zie het voorbeeld in figuur 7.13), maar daarbij past de kanttekening dat veel reeksen van PCB afvielen voor de trendanalyse, doordat ze te weinig informatie bevatten (groot aandeel gecensureerde waarden). Van de PAK-reeksen toont 83% een daling en bij de overige 17% is geen trend gedetecteerd. De meeste stijgingen zijn opgetreden bij Kjeldahl-stikstof, namelijk bij 13 van de 24 beschouwde awzi's (54%). Dit is een onderkend probleem bij de zuiveringen, maar lastig terug te dringen.

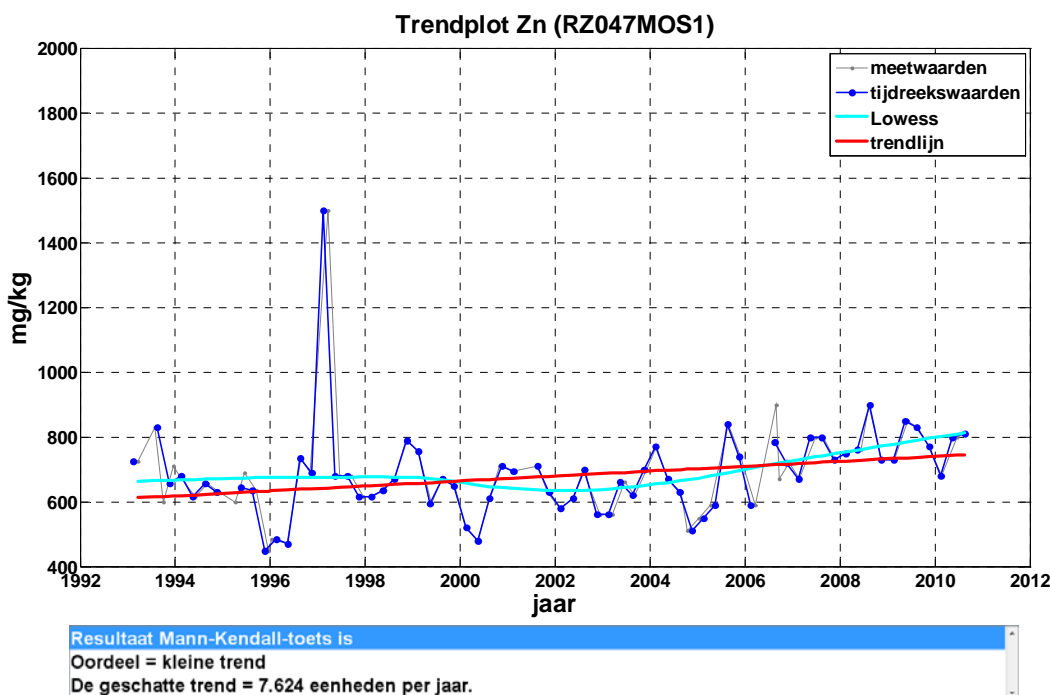
Figuur 7.13: Trendplot van PCB153 in het mechanisch ontwaterd slib van RZ040. Er is sprake van een statistisch significante daling.



Voor de zware metalen vertoont 52% van de reeksen een daling, maar er is ook bij 15% een stijging opgetreden. De dalingen komen vooral voor rekening van zilver (bij 100% van de reeksen), kwik (bij 88% van de reeksen), cadmium (bij 85% van de reeksen) en lood (bij 83% van de reeksen). Het gebruik van zilver is vooral afgenomen sinds de komst van de digitale fotografie. Met ingang van 2011 zal het slib zelfs niet meer op zilver worden geanalyseerd. De dalingen van kwik en cadmium zullen komen doordat hun gebruik met regelgeving aan banden is gelegd (stoffen van de zwarte lijst). Mogelijk hangt de afname van lood samen met het teruglopen van het aandeel loden drinkwaterleidingen.

De stijgingen bij zware metalen treden daarentegen alleen op voor 4 van de 9 zware metalen, namelijk arseen (bij 42% van de reeksen), zink (bij 38% van de reeksen, zie het voorbeeld in figuur 7.14), koper en nikkel (voor beide bij 21% van de reeksen).

Figuur 7.14: Trendplot van zink in het mechanisch ontwaterd slib van RZ047. Er is sprake van een statistisch significante stijging.



Voor Kjeldahl-stikstof komt bij slechts 4% van de reeksen een daling voor en bij 54% komt een stijging voor.

7.5 Samenvattende conclusies trends kwaliteit awzi-effluent en -slib

Er zijn 265 reeksen van de effluentkwaliteit geanalyseerd op trend. Het betreft meetreeksen van de concentratie van elf parameters, zoals gemeten in het effluent van 29 awzi's. De meeste reeksen starten in 1979, maar 5 starten tussen 1990 en 1994 en de laatste start in 1999. Het beeld is zeer positief: 73% van de reeksen vertoonde een daling (verbetering) en slechts 8% een verslechtering. De meeste dalingen zijn opgetreden voor totaal fosfor en CZV, namelijk bij 27 van de 29 awzi's. Voor totaal stikstof is er bij 26 van de 29 awzi's een daling opgetreden. De afgenomen effluentconcentraties van de eutrofiërende stoffen en ook van de parameters CZV en BZV5a duiden op de toegenomen effectiviteit van de zuiveringen in de afgelopen decennia, enerzijds door de modernisering van de awzi's vanaf de jaren tachtig en anderzijds door de verbeteringen die zijn doorgevoerd door het Lozingenbesluit Stedelijk Afvalwater in 2003. Voor wat betreft fosfor speelt verder ook het terugdringen van het fosfaatgebruik in wasmiddelen een rol (invoering fosfaatvrije wasmiddelen vanaf 1990).

Opvallend is nog dat bij het overgrote deel van de awzi's - 23 van de 29 - de pH is gestegen. Een mogelijke verklaring is dat er tegenwoordig meer denitrificatie plaatsvindt in het zuiveringsproces, waarbij de pH hoger wordt.

Voor bijna alle beschouwde parameters is de totale jaarvrucht van alle awzi's samen ook duidelijk afgenomen. De sterkste dalingen traden op in de jaren negentig. Alleen voor chloride is de totale jaarvrucht min of meer gelijk gebleven.

Om de ontwikkeling van de kwaliteit van het zuiverings-slib in beeld te kunnen brengen zijn 574 reeksen geanalyseerd. Het betreft meetreeksen van het slibgehalte van 42 parame-

ters, zoals gemeten bij 24 awzi's. Bij circa tweederde van de geanalyseerde meetreeksen (65%) bleek er sprake van een daling over de laatste 15 à 25 jaar en bij slechts 8% van de meetreeksen van een stijging. De meeste dalingen zijn opgetreden bij de PCB's en de PAK's. Voor wat betreft de zware metalen zijn er merendeels dalingen, vooral voor zilver, kwik, cadmium en lood, maar er is ook een aandeel stijgingen geconstateerd voor arseen, zink, koper en nikkel.

De meeste stijgingen zijn opgetreden bij Kjeldahl-stikstof, namelijk bij 13 van de 24 beschouwde awzi's (54%). Dit is een onderkend probleem bij de zuiveringen, maar lastig terug te dringen.

8 Enkele nadere analyses

Dit hoofdstuk beschrijft enkele nadere analyses, die zijn uitgevoerd om antwoorden te kunnen formuleren op de volgende aanvullende vragen van Rijnland:

1. Hebben de awzi's een aantoonbaar effect op de benedenstroomse oppervlaktewaterkwaliteit?
2. Is er samenhang tussen concentraties van stoffen en biologische parameters en bestaat er een relatie met gebiedskenmerken?
3. Hoe ziet de ontwikkeling van chlorofyl-a in de loop van de tijd eruit in relatie tot de aanwezigheid van eutrofiëringsparameters? Hoe heeft deze ontwikkeling invloed op de concentratie algen en het soort algen in het watertypen en/of in het betreffende gebied?
4. Hoe ziet de ontwikkeling van doorzicht in relatie tot zwevend stof en tot chlorofyl-a eruit? Is op basis van deze ontwikkeling in te schatten in hoeverre doorzicht beïnvloed wordt door algen en/of bodemprocessen?
5. Hoe verhouden de trend van het zomergemiddelde en het wintergemiddelde zich tot elkaar, voor zowel totaal stikstof als totaal fosfor?

In de paragrafen 8.1 t/m 8.5 worden antwoorden op deze vragen geformuleerd.

8.1 Invloed awzi-lozingen op oppervlaktewaterkwaliteit

Er kunnen verschillende wegen worden gevolgd om de invloed van awzi-lozingen op de oppervlaktewaterkwaliteit in beeld te brengen, zoals de theoretische weg van het opstellen van een stoffenbalans, of een empirische weg. Hier kiezen we voor die laatste aanpak.

Om langs empirische weg na te kunnen gaan of een awzi-lozing een aantoonbaar effect heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit, dienen er bij voorkeur meetreeksen van tenminste enkele jaren beschikbaar te zijn van een meetpunt bovenstrooms en een meetpunt benedenstrooms van het lozingspunt van de awzi. Met een statistische techniek, zoals bijvoorbeeld tijdreeksanalyse, kan dan de relatie tussen de effluentlozing en de benedenstroomse waterkwaliteit in beeld worden gebracht. Dit leverde bijvoorbeeld bruikbare resultaten bij een studie voor het waterschap Rijn en IJssel [Bagelaar en Van der Meulen, 2008]. Maar deze aanpak is hier niet mogelijk, doordat de stroomrichting in de boezem van Rijnland kan variëren, zodat een meetpunt zich afwisselend benedenstrooms en bovenstrooms van een awzi-lozing bevindt. Als suboptimaal alternatief zijn we daarom nagegaan of de ingebruikname van een nieuwe awzi wellicht is terug te vinden in het verloop van de oppervlaktewaterkwaliteit in de directe omgeving. Deze aanpak is suboptimaal, doordat er geen correctie mogelijk is voor het referentieverloop, dat wil zeggen het kwaliteitsverloop zoals dat geweest zou zijn zonder de awzi.

De drie in tabel 8.1 vermelde combinaties van awzi en meetpunt bleken de beste perspectieven voor de statistische analyse te bieden. De betreffende awzi's RZ055 (Aalsmeer), RZ056 (Waddinxveen-Randenburg) en RZ061 (Zwanenburg) zijn in gebruik genomen in de jaren negentig, zodat er meetreeksen van de oppervlaktewaterkwaliteit in de omgeving beschikbaar zijn, die zowel een periode vóór als ná de ingebruikname van de awzi omvatten. Verder lozen deze awzi's op de boezem van Rijnland en niet op Rijkswater. De vermelde meetpunten bevinden zich in het deel van de boezem waar de betreffende awzi op loost.

Tabel 8.1: De drie combinaties van awzi en meetpunt die zijn gebruikt om langs empirische weg de invloed van de ingebruikname van de awzi op de oppervlaktewaterkwaliteit in de omgeving in beeld te brengen. Elk blauw veld vermeldt de afstand [km] tussen de awzi en het daaraan gelieerde meetpunt.

Meetpunt	awzi		
	RZ055	RZ056	RZ061
RO027	1.84		
RO115		1.51	
RO140			1.12
Lozing in	Ringvaart	Gouwe	Ringvaart
Vanaf	24-1-1990	5-7-1990	27-9-1999

Voor elke combinatie van awzi en meetpunt zijn beschouwd de parameters BZV5a, totaal stikstof, totaal fosfor en pH. Per parameter zijn vier tijdreeksmodellen ontwikkeld om de meetreeks van die parameter op het meetpunt te beschrijven, namelijk:

1. met als invoerreeks de meetreeks van die parameter in het effluent;
2. als 1, aangevuld met de meetreeks van het potentieel neerslagoverschot als invoerreeks;
3. met als invoerreeksen de meetreeks van die parameter in het effluent in de zomer (mei t/m september) en de meetreeks van die parameter in het effluent in de winter (oktober t/m april);
4. als 3, aangevuld met de meetreeks van het potentieel neerslagoverschot als invoerreeks.

De reeks van het potentieel neerslagoverschot is samengesteld uit door het KNMI te De Bilt verzamelde meetgegevens. Het betreft de etmaalsom van de neerslag op het meteorostation Schiphol en de etmaalsom van de referentiegwasverdamping (Makkink) op het meteorostation De Bilt. Het potentieel neerslagoverschot is berekend als neerslag min verdamping. De modellen met de uitsplitsing naar zomer en winter van de meetreeks van de parameter in het effluent kunnen van pas komen als er sprake is van een duidelijk seizoensverschil in de relatie met de awzi (er is dan sprake van een niet-lineaire relatie). De modelperioden zijn over het algemeen beperkt tot 5 à 7 jaar vóór en ná de ingebruikname van de awzi, om het risico van vertroebeling van geschatte relaties door een autonome trend van de oppervlaktewaterkwaliteit enigszins te beperken.

De tijdreeksmodellen zijn ontwikkeld volgens de Box-Jenkins-methode [Box and Jenkins, 1976]. Zie bijvoorbeeld ook [Baggelaar, 1988] voor hoe tijdreeksanalyse te gebruiken om de dynamische relaties tussen milieuv variabelen vast te stellen.

Voor de tijdreeksanalyse is het door ons ontwikkelde programma *Tijdreeksanalist* [Van der Meulen, 2007] gebruikt. *Tijdreeksanalist* is een statistische toolbox om tijdreeksanalyse volgens de Box-Jenkins-methode toe te kunnen passen. Hiermee kunnen objectieve uitspraken worden gedaan over de statistische relatie van de gemodelleerde reeks (de uitvoer) met elk van de invoerreeksen.

Een tijdreeksmodel is statistisch verantwoord als is aangetoond dat de modelresiduën aselechte trekkingen zijn uit dezelfde normale kansverdeling. Elk model hebben wij hierop gecheckt en zondig in een iteratief proces aangepast om daaraan te voldoen. Om normaliteit te kunnen bewerkstelligen zijn enkele reeksen logaritmisch getransformeerd. Als de uitvoerreeks logaritmisch is getransformeerd, is dat ook gedaan voor de effluentreeks(en). Het bleek niet nodig om de reeks van het potentieel neerslagoverschot te transformeren.

Er zijn 48 tijdreeksmodellen ontwikkeld, namelijk 4 verschillende modellen voor elk van de 4 parameters voor elk van de 3 combinaties van awzi en meetpunt. Van de 4 verschillende modellen is alleen het best passende model geselecteerd, op basis van het Akaike Informatie-Criterium (AIC). Dit is een (inverse) maat voor de pasvorm van het model, die rekening houdt met het feit dat een model met meer modelparameters per definitie een betere pasvorm geeft, maar daarmee nog geen beter model hoeft te zijn. De resultaten van de 12 geselecteerde modellen zijn vermeld in tabel 8.2.

Tabel 8.2: Resultaten van het met tijdreeksanalyse modelleren van het verloop van een parameter op een meetpunt, als functie van het verloop van die parameter in het effluent van een naburige awzi (eventueel uitgesplitst naar zomer- en winterverloop) en eventueel ook het verloop van het potentieel neerslagoverschot.

Meetp	Param	eenh	transf	start	eind	tijdseenh	awzi	evenw-relatie met effluent				evr met PNO		R ²
								evr	zomer	winter	transf	evr	transf	
RO027	BZV5a	mg/l	log	jan-86	jan-99	mnd	RZ055		-0.186	-0.109	log	-0.040	1	30.9
	N	mg/l	log	jan-86	jan-99	mnd			-0.050	0.066	log		1	39.1
	P	mg/l	log	jan-86	jan-03	mnd			-0.066		log	-0.018	1	41.9
	pH	-	1	feb-86	jan-99	mnd			0.035		1		1	35.1
RO115	BZV5a	mg/l	log	jan-86	dec-96	mnd	RZ056	0.129			log	0.084	1	48.2
	N	mg/l	1	jan-86	dec-95	mnd			-0.024	0.139	1	0.108	1	80.3
	P	mg/l	1	jan-86	jan-96	2 mnd			-0.022		1	0.022	1	36.3
	pH	-	1	jan-86	jan-97	mnd			0.004		1	-0.036	1	39.9
RO140	BZV5a	mg/l	log	mrt-93	dec-06	2 mnd	RZ061	0.008			log	-0.131	1	42.2
	N	mg/l	log	jan-93	dec-06	mnd			-0.164	-0.037	log		1	61.7
	P	mg/l	log	mrt-93	dec-06	2 mnd			-0.025		log	-0.011	1	50.0
	pH	-	1	mrt-93	dec-06	2 mnd			-0.002		1		1	45.0

Toelichting

transf: de toegepaste transformatie (1: geen transformatie, log: logtransformatie)

tijdseenh: de tijdseenheid van de tijdreeksen (bv. bij mnd bestaat elke reeks uit maandgemiddelden)

evenw-relatie (evr): de geschatte evenwichtsrelatie tussen Y (de uitvoer) en X (de invoer), dit is de stationaire verandering van Y als X één eenheid verandert. Bij statistische significantie (95% betrouwbaarheid) is de betreffende cel blauw gekleurd

evr: de geschatte evenwichtsrelatie (er is niet uitgesplitst naar zomer en winter)

zomer: de geschatte evenwichtsrelatie voor de zomerperiode

winter: de geschatte evenwichtsrelatie voor de winterperiode

R²: het percentage variantie van Y dat wordt verklaard door het tijdreeksmodel

Interpretatie geschatte evenwichtsrelatie

Bij geen transformaties - We nemen als voorbeeld de reeks van het maandgemiddelde van totaal stikstof op meetpunt RO115 (Y). Volgens de geschatte evenwichtsrelaties is de verandering van Y -0,02 mg/l (zij het statistisch niet significant) als het zomereffluent van RZ056 1 mg/l toeneemt en +0,14 mg/l (statistisch significant) als het wintereffluent 1 mg/l toeneemt. Verder is de verandering van Y +0,11 mg/l (statistisch significant) als het maandgemiddelde potentieel neerslagoverschot 1 mm/d toeneemt.

Bij logtransformatie - We nemen als voorbeeld de reeks van totaal fosfor op meetpunt RO027 (Y). Volgens de geschatte evenwichtsrelaties is de verandering van Y $f^{-0,066}$ (statistisch significant) als het effluent van RZ055 een factor f verandert (zoals f is 1,1 of 2,0). Verder verandert Y met een factor $10^{-0,018} = 0,96$ (statistisch significant) als het maandgemiddelde potentieel neerslagoverschot 1 mm/d toeneemt.

Uit tabel 8.2 blijkt dat de meeste modellen slechts een beperkte pasvorm hebben. In 10 van de 12 gevallen is het percentage verklaarde variantie minder dan 50%.

Van de 12 gemodelleerde reeksen waren er slechts 4 gevallen waarbij de uitsplitsing van het effluent naar zomer en winter het beste model gaf, namelijk driemaal voor totaal stik-

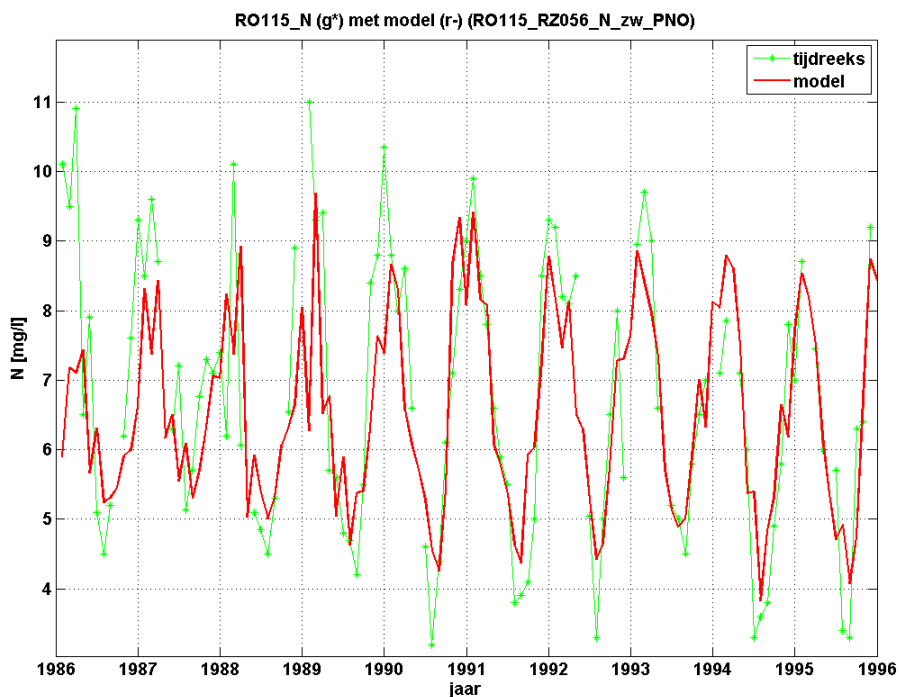
stof en éénmaal voor BZV5a. Blijkbaar is er niet overal sprake van een sterke seizoensmatige verandering in de relatie tussen de oppervlaktewaterkwaliteit en het effluent. In 6 van de 12 gevallen – waarvan 4 voor meetpunt RO027 – is er een statistisch significante relatie geschat met het effluent en in 5 van de gevallen met het potentieel neerslagoverschot.

Voor totaal stikstof is tweemaal een statistisch significante positieve relatie geschat tussen de concentratie op het meetpunt en de concentratie van het wintereffluent en ook tweemaal een statistisch significante negatieve relatie met de concentratie van het zomereffluent. Mocht er hierbij daadwerkelijk sprake zijn van causaliteit (zie verder), dan geeft een toename (afname) van de concentratie van het wintereffluent in deze gevallen een toename (afname) van de concentratie op het meetpunt, terwijl een toename (afname) van de concentratie van het zomereffluent een afname (toename) geeft van de concentratie op het meetpunt.

In 2 van de 5 gevallen dat er een statistisch significante relatie is geschat met het potentieel neerslagoverschot, bleek er sprake van een positieve relatie en in 3 van de gevallen van een negatieve relatie. Mocht er hierbij sprake zijn van causaliteit, dan duidt een positieve relatie op uitspoeling en een negatieve relatie op verdunning.

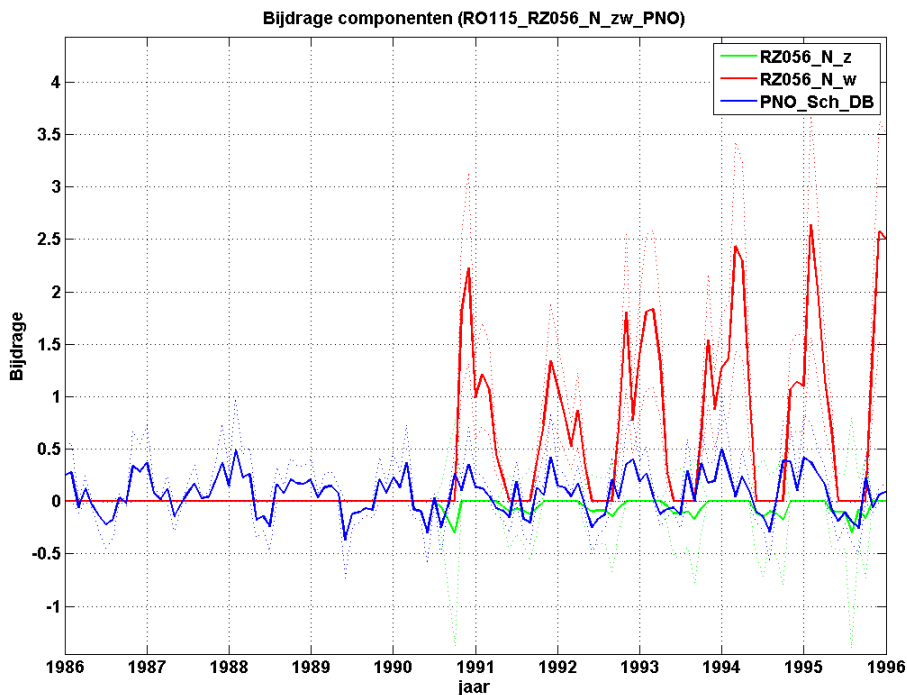
Als voorbeeld toont figuur 8.1 de pasvorm van het model dat de maandgemiddelde concentratie van totaal stikstof op meetpunt RO115 beschrijft, uitzonderlijk de zomer- en winterconcentraties van het effluent van RZ056 en het potentieel neerslagoverschot. De pasvorm is hier goed (verklaarde variantie bedraagt 80%).

Figuur 8.1: Weergave van het model dat de maandgemiddelde concentratie van totaal stikstof op meetpunt RO115 beschrijft uitzonderlijk de zomer- en winterconcentraties van het effluent van RZ056 en het potentieel neerslagoverschot.



Figuur 8.2 toont de decompositie van de tijdreeks in de componenten van de drie invoerreeksen (de som van deze drie componenten en de modelruis geeft de tijdreeks).

Figuur 8.2: Decompositie van de tijdreeks van totaal stikstof op meetpunt RO115 in de componenten van de drie invoerreeksen.



Is er hier sprake van causaliteit?

De grote valkuil van statistisch milieuonderzoek is om een statistisch significant geschatte relatie zondermeer gelijk te stellen aan een causale relatie. In feite maakt de onderzoeker dan een quantumsprong. Het is zaak dit gedegen te onderbouwen, maar zelfs dan blijft er altijd nog een element van subjectiviteit bestaan. Voor de onderbouwing dienen ondermeer de volgende punten te worden afgewogen:

1. Zijn alle mogelijke invloedsfactoren bij de modellering betrokken?
2. Is het model voldoende stabiel, in de zin dat de geschatte relaties weinig veranderen bij geringe aanpassingen van het model?
3. Is de gevonden statistische relatie wel voldoende plausibel uit het oogpunt van proceskennis?

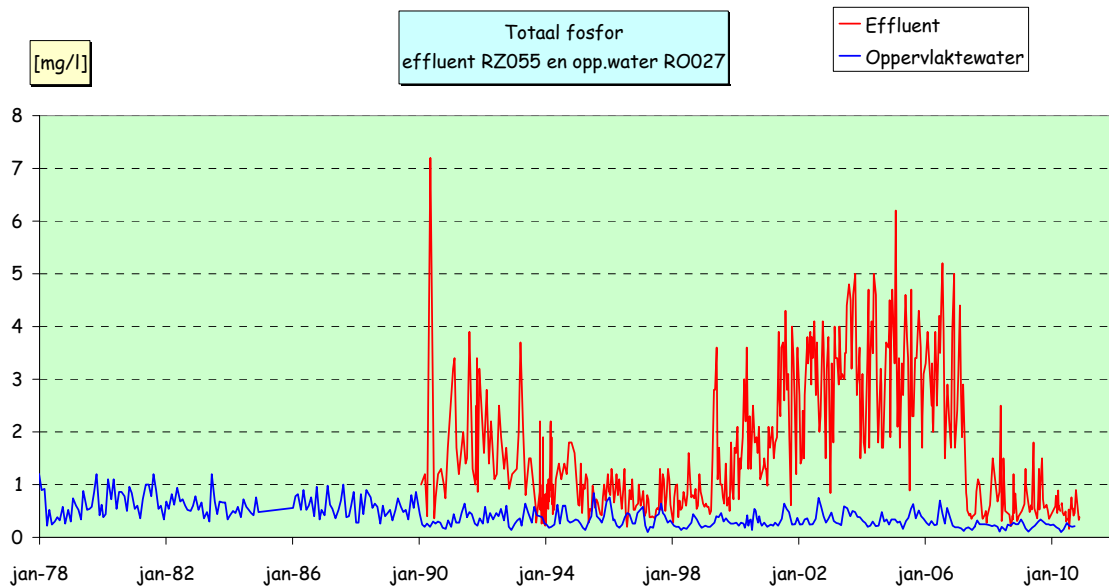
ad 1. Voor wat betreft het eerste punt is het antwoord 'nee'. Zo vertoonden de meeste meetreeksen in meerdere of mindere mate een autonome trend, die niet objectief kon worden verdisconteerd bij de analyse. Verder kan over de beschouwde modelperiode de stroomrichting meerdere malen zijn omgedraaid, wat ook niet kon worden verdisconteerd. Andere mogelijk relevante invloedsfactoren die niet bij de modellering zijn betrokken, zijn het op gezette tijden doorspoelen van het gebied met water uit de Hollandse IJssel en de invloeden van effluënten van andere awzi's. Deze onvolkomenheden kunnen de geschatte relaties hebben vertroebeld.

ad 2. Ook voor wat betreft het tweede punt is het antwoord 'nee'. In veel gevallen bleek de orde van grootte en soms zelfs ook het teken van de geschatte relatie afhankelijk van de modelvorm.

ad 3. Voor wat betreft het derde punt is het antwoord in een aantal gevallen 'nee'. Een voorbeeld is totaal fosfor op meetpunt RO027. De concentratie is duidelijk lager dan die

van het effluent (zie figuur 8.3), maar desondanks is er een statistisch significante negatieve relatie geschat tussen beide, terwijl een positieve relatie verwacht zou mogen worden.

Figuur 8.3: Meetreeksen van totaal fosfor in het oppervlaktewater van meetpunt RO027 en het effluent van RZ055.



Samenvattende conclusies

Voor een drietal awzi's is via tijdreeksanalyse nagegaan of hun ingebruikname (in de jaren negentig) is terug te vinden in het kwaliteitsverloop van het oppervlaktewater zoals gemeten op een nabijgelegen meetpunt in het deel van de boezem waar de betreffende awzi op loost. Daarbij zijn meetreeksen geanalyseerd van BZV5a, totaal stikstof, totaal fosfor en de pH. In een aantal gevallen zijn er statistisch significante relaties gedetecteerd tussen de concentratie van het effluent en die van het naburige oppervlaktewater, maar het is onvoldoende helder te krijgen óf en in hoeverre dit ook causale relaties zijn.

8.2 Samenhang fysisch-chemische en biologische parameters

In hoofdstuk 5 is een verband gesuggereerd tussen de trends van de biologische beoordeling en die van de fysisch-chemische parameters. Een rechtstreekse vergelijking is niet gemaakt en die is rekenkundig ook vrij lastig, omdat de parameters onderling gerelateerd zijn. Elke correlatieberekening wordt dan vervuild door ruis ten gevolge van correlaties met andere parameters. Een methode om deze complexe relaties te onderzoeken is multivariate analyse. Daarbij wordt onderzocht welke parameters verantwoordelijk zijn voor de variantie in de data. Bij biologische data gebaseerd op soortensamenstellingen wordt daartoe doorgaans een ordinatietechniek gebruikt, die primair de variantie in de soortensamenstelling onderzoekt. Door deze variantie te vergelijken met andere parameters die invloed kunnen hebben op de soortensamenstelling kan het gehele complexe relatienetwerk in één keer in beeld worden gebracht.

De ordinarie is uitgevoerd met het programma CANOCO en in beeld gebracht met het programma CanoDraw [Ter Braak and Šmilauer, 2002]. Het principe van CANOCO is dat alle monsters worden uitgezet in een multidimensionale ruimte op basis van overeenkomsten en verschillen in de soortensamenstelling. Monsters die vergelijkbare soortensamenstelling hebben komen dicht bij elkaar en monsters die geen overeenkomsten hebben staan ver uit elkaar. Vervolgens wordt berekend in welke richtingen de variantie rekenkundig het meest kan worden verklaard, wordt een vlak in die richting geconstrueerd en worden de punten vervolgens op dat vlak geprojecteerd. Daarna worden andere parameters, die als eigenschappen van dezelfde monsters zijn meegeleverd, ook in dit assenstelsel geprojecteerd. Wanneer deze parameters een getalswaarde hebben, zoals de meeste fysisch-chemische waarden, dan wordt de vector berekend die de gradiënt door de puntenwolk van monsters aangeeft. Des te langer deze vector, des te sterker de gradiënt. Wanneer de parameter een nominale waarde heeft, zoals de bodemsoort, of het watertype, dan wordt het zwaartepunt van de parameter(-keuze) in de puntenwolk aangegeven. CANOCO is in staat het assenstelsel zó te kiezen dat de vectoren maximaal zichtbaar worden.

Hoewel de EKR wordt berekend uit de soortensamenstelling en dus geen invloed heeft op de soortensamenstelling zoals de andere parameters, leent deze zich toch wel voor analyse op dezelfde manier, zij het dat deze parameter bij de optimalisatie buiten beschouwing wordt gelaten om cirkelberekeningen te voorkomen. Verder zijn er meerdere opties die het gedrag van de berekening beïnvloeden. We hebben in onze analyse gekozen voor een directe gradiëntanalyse volgens het unimodale responsmodel, met detrending (DCCA); de overige opties zijn alle op de standaardwaarde gehouden.

Uit de analyse kan worden afgeleid welke parameters de grootste invloed hebben op de soortensamenstelling en welke parameters onderling zijn gecorreleerd. Eventueel kan ook worden geanalyseerd welke soorten en monsters kenmerkend zijn voor de verschillende (extreme) toestanden van deze parameters, maar dat is hier niet gedaan.

CANOCO berekent hoeveel variantie in de soortensamenstelling wordt verklaard door de assen waarop de vectoren worden afgezet en hoeveel variantie in de soortensamenstelling wordt verklaard door de andere parameters.

De ordinarieanalyses zijn uitgevoerd op basis van de vier monstertypen waarin de biologische soortensamenstelling is geanalyseerd: fytoplankton, macrofyten, fyto benthos en macrofauna.

Omdat voor CANOCO alle monsters met soortensamenstelling strikt moeten paren met die voor de andere parameters, zijn alle monsters per jaar en per monsterlocatie geaggregeerd en vergeleken met de zomergemiddelden van de fysisch-chemische parameters en de berekende EKR-waarden. Deze aggregatie bestond uit het samenvoegen van de monsters (al-

leen zomerseizoen, van april t/m september) en optellen van de scores van soorten die in meerdere monsters voorkwamen. Vervolgens zijn alle scores geconverteerd naar 9 abundantieclasses: bij fytoplankton door een ¹⁰log-transformatie toe te passen (0-9 wordt 1, 10-99 wordt 2, etc.), bij macrofyten werden bedekkingspercentages omgezet naar de 9-delige STOWA-schaal, bij fytopbenthos werd dezelfde conversie toegepast op percentageel aandeel in de monsters en bij macrofauna werden de aantallen omgezet in 9 klassen volgens de methode Van der Hammen, die ook wordt gebruikt bij de KRW-maatlatten.

De te vergelijken parameters zijn de fysisch-chemische zomergemiddelden, de bodemsoort, het watertype en het gebiedstype van dezelfde meetpunten of van meetpunten in hetzelfde waterlichaam op niet al te grote afstand. De meeste meetpunten waar de waarden voor fysisch-chemische parameters aan zijn ontleend lagen binnen een afstand van enkele honderden meters van het biologische meetpunt. De EKR-waarden die zijn meegenomen zijn degene die zijn berekend voor dezelfde biologische parameter als waaruit de ordinatie is berekend. Bij deze analyses zijn alle monsters betrokken waarvan een EKR kon worden berekend, dus ook de monsters waarop geen trendanalyse kon worden uitgevoerd.

Ordinatie op basis van fytoplankton

Voor wat betreft fytoplankton vallen uit de figuren 8.4 en 8.5 enkele duidelijke conclusies te trekken. In de eerste plaats blijken de monsters zodanig te worden gerangschikt op basis van soortensamenstelling, dat in diagonale richting van linksboven naar rechtsonder een verlaging van de kwaliteit is vast te stellen. Kwaliteit is in dit geval de mate waarin algenbloei optreedt en in welke mate dat wordt beoordeeld. De contourlijnen in figuur 8.4 worden door de vector in figuur 8.5 gerepresenteerd: deze staat haaks op de contourlijnen en in de richting van een toenemende EKR (bloei).

Zoals verwacht mag worden is er een vector voor chlorofyl-a te vinden in min of meer de omgekeerde richting en ook het biologisch zuurstofverbruik is sterk gerelateerd aan de hoge algenproductie. Er is een duidelijke correlatie met de vectoren voor stikstof. Veel mindere correlatie is er met fosfor en zuurstof, deze staan dwars op de kwaliteitsparameters, wat betekent dat de soortensamenstelling van het fytoplankton en de kwaliteit daarvan voor een belangrijk deel niet kan worden verklaard door deze parameters. Zicht is wel sterk gecorreleerd met EKR en omgekeerd gecorreleerd aan chlorofyl-a.

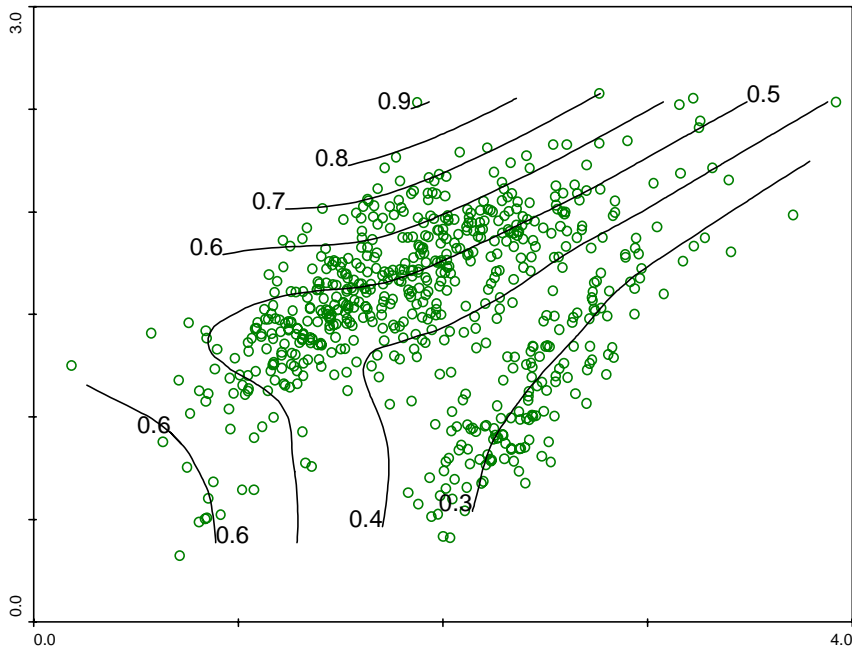
Heel opvallend is de vector jaar, waarmee het jaartal van bemonsteren wordt aangeduid. De variantie in de soortensamenstelling blijkt heel sterk te kunnen worden verklaard uit het jaar van bemonsteren. Dit kan mede zijn veroorzaakt door veranderde determinatiemogelijkheden: voor deze analyse zijn alle taxa onafhankelijk van elkaar. *Mycrocystis* is hier bijvoorbeeld een andere soort dan *Mycrocystis aeruginosa*, terwijl deze in werkelijkheid wellicht hetzelfde is, maar dat het niveau van de determinatie in de loop van de jaren is veranderd.

De richting van de vector jaar is ongeveer dezelfde als die van de EKR. De correlatie van beide parameters is positief, terwijl de correlatie van jaar met de nutriënten negatief is. Dat betekent dat er verbetering is opgetreden in de loop van de tijd.

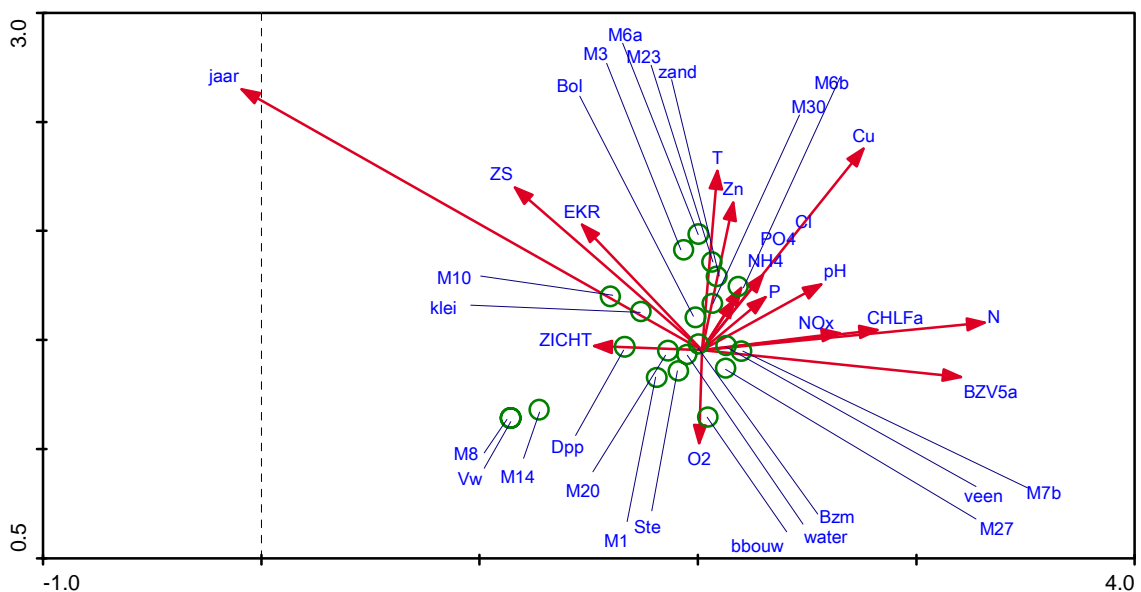
De positie van de nominale variabelen is in lijn met de eerdere conclusies in dit rapport. De bodemsoort veen en het watertype M27 (meren op veenbodem) hebben hetzelfde zwaartepunt wat soortensamenstelling betreft, maar het betreft dan ook (grotendeels) dezelfde monsters. Het zwaartepunt van deze monsterpunten ligt uit het midden, in de richting van de meeste algenbloeien. De betere waterkwaliteit is te vinden in de meren van type M3, M6a en M23. De meeste zwaartepunten van de nominale variabelen liggen nogal dicht bij elkaar in het midden, wat betekent dat er niet zoveel systematisch verschil is. Al-

leen de watertypen M14, M8 en het veenweidegebied (Vw) komen enigszins buiten de middenmoot.

Figuur 8.4: Ordinatie van de fytoplanktonmonsters met daarop geprojecteerd de contourlijnen van een Lowess-berekening op de EKR waarden.



Figuur 8.5: Projectie van parameters in de ordinatie van de fytoplanktonmonsters, in hetzelfde assenstelsel als in figuur 8.4. De vectoren (rode pijlen) geven de richting en de sterkte (lengte van de pijl) van de gradiënt van de fysisch-chemische parameters door de puntenwolk van de monsters weer: de hoogste waarden liggen in de richting die de pijl aangeeft. Van de nominale parameters wordt het zwaartepunt (groene cirkel) aangegeven, dat is het gemiddelde van de posities van monsters met deze eigenschap. De oorsprong van de vectoren is min of meer arbitrair; de nominale variabelen kunnen alleen ten opzichte van elkaar worden beoordeeld, niet ten opzichte van de oorsprong van de pijlen. De waarde op de assen is een maat voor de spreiding.



Ordinatie op basis van macrofyten

In figuur 8.6 is het resultaat weergegeven van dezelfde techniek als bij figuur 8.5, maar dan gebaseerd op een ordinatie van macrofytenmonsters. Omdat de fysisch-chemische data grotendeels van dezelfde meetpunten afkomstig zijn, mag worden verwacht dat de correlaties tussen deze factoren en de gebiedskenmerken weinig zullen afwijken van de vorige analyse. Toch zien we een aantal opvallende verschillen.

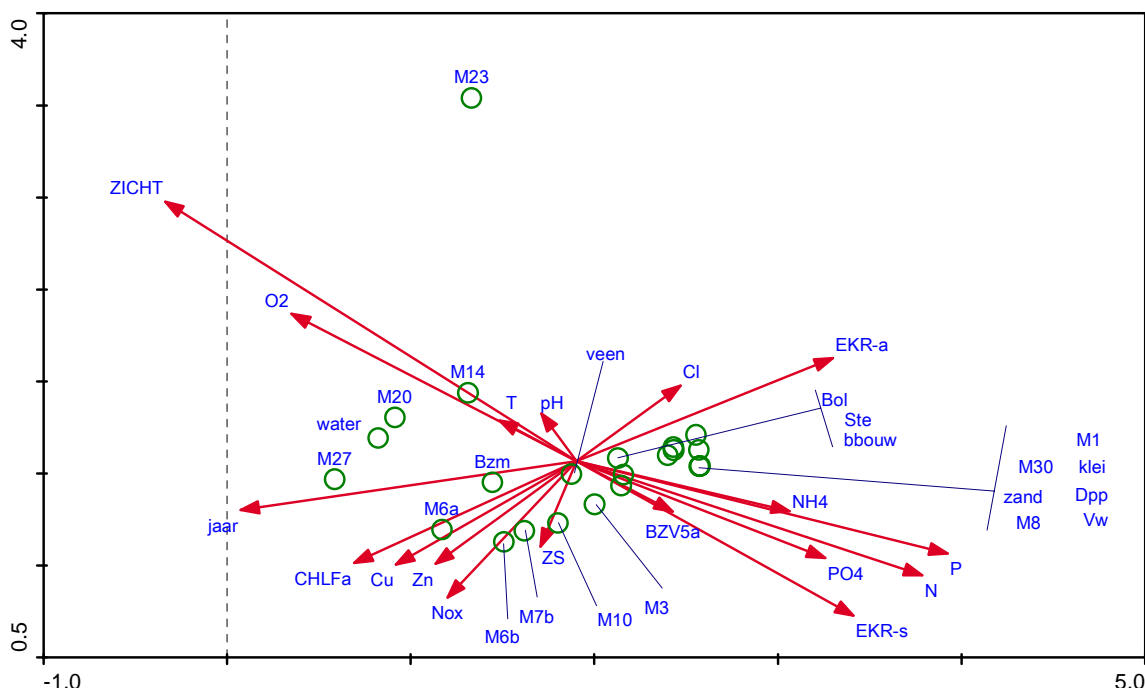
Zo blijkt de soortensamenstelling van de monsters op veenbodem slechts weinig gecorreleerd aan die in type M27 (meren op veenbodem). Daarvoor is een goede verklaring, namelijk dat in deze meren meestal heel weinig vegetatie aanwezig is, zodat deze ordinatie veel sterker mede wordt gestuurd door de soortensamenstelling van de sloten op veen. Het lijkt echter ook zo te zijn dat de soortensamenstelling van macrofyten op veenbodem zo variabel is dat er eigenlijk helemaal geen variantie door kan worden verklaard: het zwaartepunt van het bodemtype veen ligt helemaal in het midden.

De correlatie tussen de kwaliteit en de fysisch-chemische parameters is op het eerste gezicht nogal raadselachtig. In de grafiek staan zowel de EKR voor soortensamenstelling (EKR-s) als die voor abundantie (EKR-a). De beoordeling van de soortensamenstelling is sterk gecorreleerd met die van de nutriënten. Dat lijkt in tegenspraak met elkaar.

Verder staan zicht en chlorofyl-a haaks op elkaar en wijzen de andere kant op dan de EKR-vectoren. Ook de parameter jaar wijst de andere kant op dan de EKR-vectoren, wat zou betekenen dat er een verslechtering gaande is.

Er zijn twee verklaringen voor deze merkwaardige uitkomsten. Ten eerste is de KRW-maatlat voor macrofyten-soortensamenstelling vooral bedoeld voor het detecteren van algehele aftakeling van het ecosysteem en is in de praktijk vooral een maat voor de diversiteit van habitats. Eutrofiëring is slechts een onderdeel van de aftakeling en in een van nature matig voedselrijk systeem is er zelfs enige relatie met de nutriënten-concentratie, mits die niet te hoog is. Een tweede verklaring is dat de soortenrijkdom heel erg laag is en daardoor ook de EKR. Omdat de maatlat eigenlijk bedoeld is voor het beoordelen van geaggregeerde opnamen en nu voor enkelvoudige opnamen is gebruikt, is de EKR erg laag en weinig betrouwbaar.

Figuur 8.6: Projectie van parameters in de ordinatie van de macrofytenmonsters. Zie boven figuur 8.5 voor uitleg.



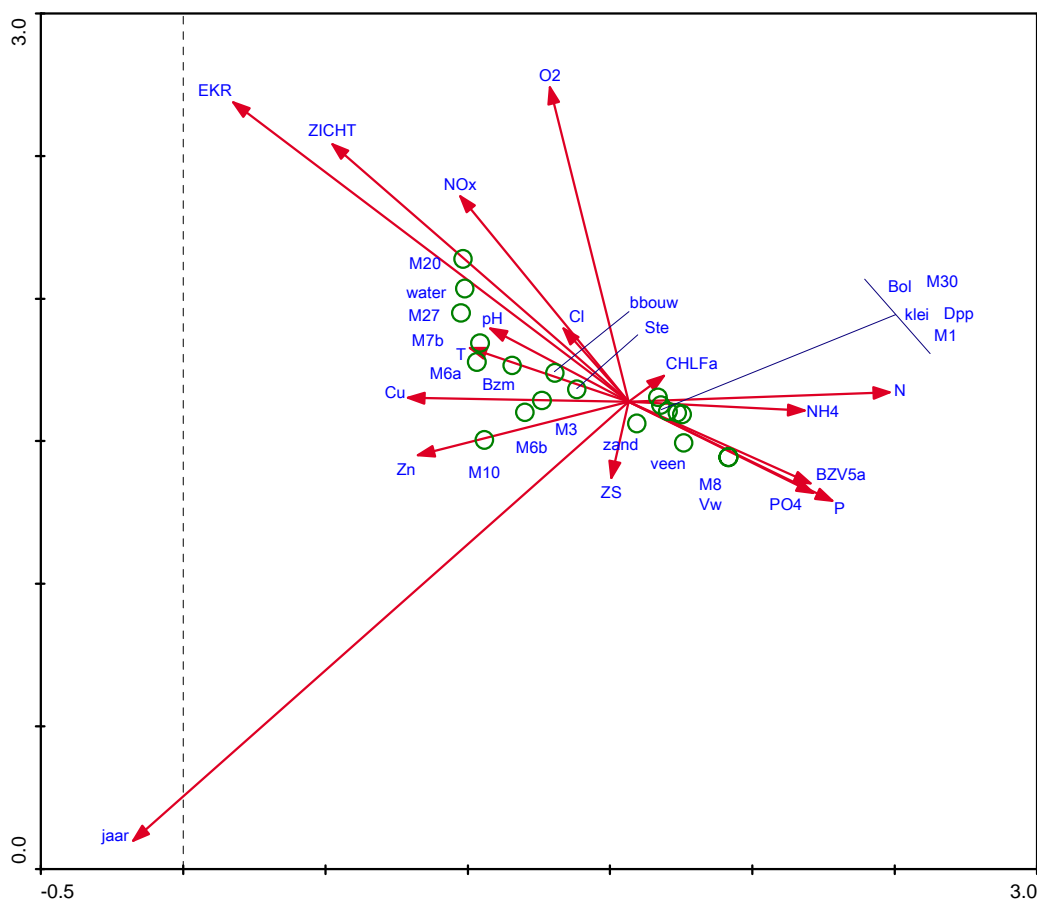
Ordinatie op basis van fyto**benthos**

In figuur 8.7 is opnieuw een resultaat van ordinatie weergegeven, maar nu met de soortensamenstelling van het fyto**benthos** als basis voor de ordinatie. In grote lijnen komt deze analyse dicht in de buurt van die voor het fytoplankton, zij het dat de projectie iets is gekanteld. Zicht en EKR zijn sterk aan elkaar gekoppeld en er is een grote verandering in de loop van de tijd. Opvallend is dat de concentratie chlorofyl-a nauwelijks van invloed is op de ordinatie en dus op de soortensamenstelling van het fyto**benthos**, terwijl zuurstof (O₂) dat wel is. Dat heeft met de specifieke kwaliteitsindicatie van de benthische diatomeën te maken: ze reageren sterk op zuurstof, de vector voor biologisch zuurstofverbruik (BZV5a) staat de andere kant op. Totaal P, orthofosfaat en totaal N staan ook tegengesteld gericht aan de EKR, maar merkwaardigerwijs NO₂+NO₃ (NO_x) niet.

Verder liggen de zwaartepunten van met name de grotere watertypen in de richting van een hogere EKR en een beter zuurstofhuishouding, maar liggen de meeste gebiedskenmerken relatief dicht bij het centrum en verklaren dus nauwelijks de variantie.

Opvallend is de zeer grote lengte van de parameter jaar, die bovendien niet duidelijk te relateren is aan andere parameters. Hier bestaat - nog sterker dan bij fytoplankton - het vermoeden dat dit dit voor tenminste een deel een artefact is, veroorzaakt door een veranderde determinatieprecisie.

Figuur 8.7: Projectie van parameters in de ordinatie van de fyto**benthos**monsters. Zie boven figuur 8.5 voor uitleg.



Ordinatie op basis van macrofauna

In figuur 8.8 is opnieuw een ordinatie met dezelfde techniek als bij figuur 8.5 weergegeven, maar dan gebaseerd op de soortensamenstelling in de macrofaunamonsters. Opnieuw komt hier min of meer hetzelfde beeld naar voren bij de vergelijking van de vectoren en de zwaartepunten van de gebiedskenmerken onderling.

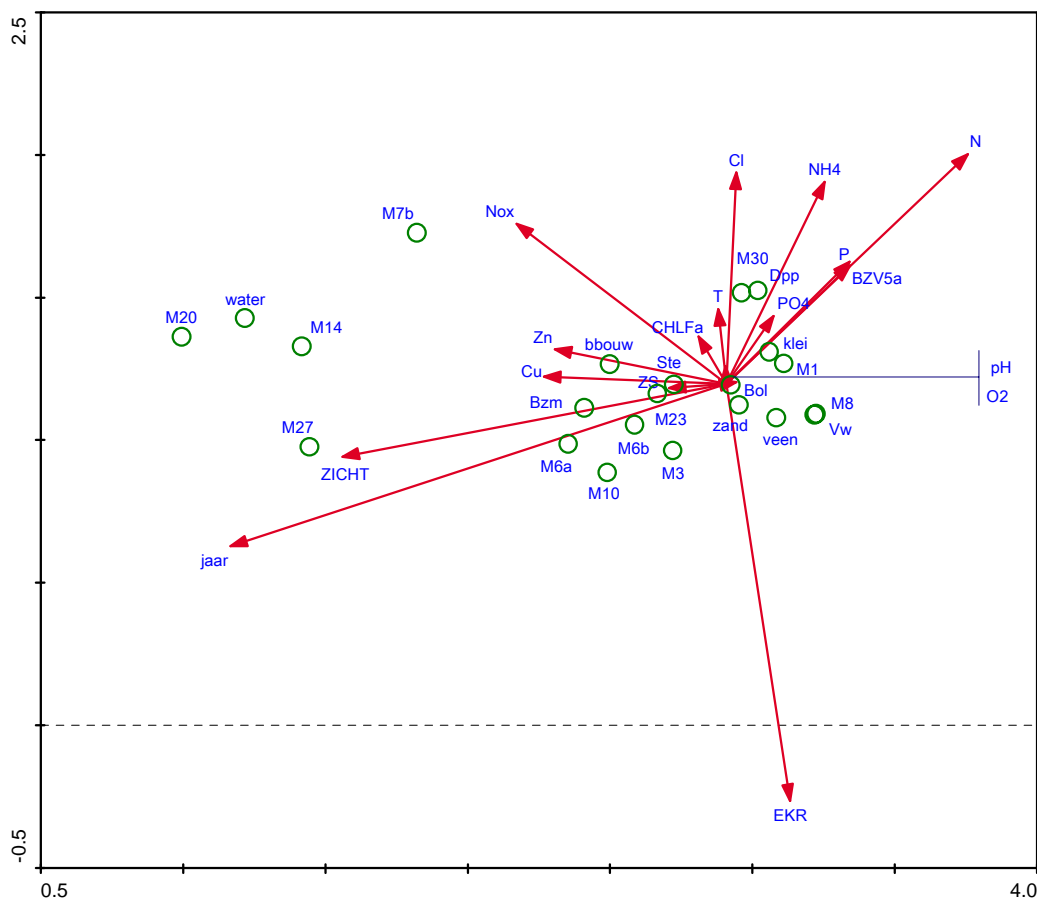
Opnieuw is de vector voor Jaar erg lang, maar, anders dan bij fyto-benthos, is dit wel gecorreleerd met andere parameters. De soortensamenstelling lijkt vooral te veranderen in de loop van de tijd in de grotere watertypen: M27, M20, M14 en de soorten die profiteren van helder water nemen toe (correlatie met zicht).

De vectoren voor de nutriënten staan weer tegengesteld aan de parameter jaar, zodat geconcludeerd mag worden dat de soorten die reageren op lagere nutriëntenconcentraties toenemen.

De EKR staat evenwel min of meer haaks op al deze vectoren. Dit betekent dat de waterkwaliteit, gemeten naar macrofaunamaatstaven voor een groot deel door andere factoren wordt verklaard dan die hier zijn onderzocht. Alleen stikstof (NH₄, NO_x) en chloride (Cl) staan duidelijk tegengesteld gericht.

Niet relevant voor de soortensamenstelling lijken zuurgraad (pH) en zuurstof (O₂). Gezien de aard van de organismen lijkt dat onwaarschijnlijk en kan het eigenlijk alleen verklaard worden uit de bemonsteringsmethode: er wordt met een sleepnet bemonsterd en daarmee worden voor een groot deel ook soorten gevangen die zich in de deels zuurstofloze bodem bevinden. Deze soorten komen waarschijnlijk in voldoende mate door de gehele dataset voor, waardoor er geen onderscheidend vermogen door wordt gegenereerd.

Figuur 8.8: Projectie van parameters in de ordinatie van de macrofaunamonsters. Zie boven figuur 8.5 voor uitleg.



Over de betrouwbaarheid van de conclusies in de ordinatie

Bij elke ordinatie is een Monte Carlo permutatietest uitgevoerd met 499 permutaties en die leidde in alle gevallen tot de conclusie dat de spreiding zeer significant afwijkt van toeval.

De verklaarde variantie in de soortensamenstelling door het assenstelsel (de afgebeelde eerste twee assen) in de ordinaties is doorgaans erg laag, namelijk fytoplankton 2,6 %, macrofyten 3,5 %, fytobenthos 3,0 % en macrofauna 2,9%. Dat lijkt heel laag, maar het betekent alleen dat er veel onafhankelijke factoren zijn die de soortensamenstelling beïnvloeden, waarvan er geen enkele dominant is. Doorgaans worden zelfs bij ordinaties van zeer homogene datasets percentages tot hoogstens 25% gevonden.

De correlatie tussen de soortensamenstelling en de andere parameters is vrij hoog. De verklaarde variantie in de soortensamenstelling door de betrokken parameters samen in de eerste twee assen van het assenstelsel is bij fytoplankton 23,9 %, bij macrofyten 28,2 %, bij fytobenthos 21,0 % en bij macrofauna 21,0%. Dat betekent dat de geanalyseerde parameters samen wel een groot deel van de factoren vormen die de soortensamenstelling beïnvloeden. Het verklaarde percentage is steeds voldoende voor een betrouwbare beoordeling van de resultaten.

Sommige paramaters waren onderling gecorreleerd omdat ze (deels) dezelfde achterliggende factoren representeren. Het al dan niet buitensluiten van één of meerdere van deze factoren leverde geen wezenlijk andere resultaten op.

Samenvattende conclusies

Uit multivariate analyse blijkt dat de spreiding in soortensamenstelling van de monsters voor een belangrijk deel kan worden verklaard met de parameters totaal stikstof, totaal fosfor, zuurstof, biologisch zuurstofverbruik en chlorofyl-a. Maar niet alle kwaliteitselementen kunnen op dezelfde manier worden verklaard. Dit hangt samen met de gevoeligheid van de soortengroepen voor bepaalde fysisch-chemische factoren.

De EKR die is berekend op basis van dezelfde soortensamenstelling is vaak ook een goede verklarende parameter, met name bij fytoplankton. De EKR voor macrofyten levert een aantal onverklaarbare correlaties op, die mogelijk samenhangen met de doorgaans lage score en problemen met de betrouwbaarheid van de maatlat zelf.

In veel gevallen is er ook een samenhang tussen de verklarende fysisch-chemische parameters en de gebiedskenmerken, maar ook daarin verschillen de conclusies per kwaliteitselement enigszins. In het algemeen wordt in wateren op veenbodem een enigszins mindere kwaliteit gevonden. Opvallend is ook de doorgaans sterke relatie tussen soortensamenstelling en jaar van bemonsteren, hoewel dat deels ook als een artefact moet worden beschouwd, veroorzaakt door een veranderde determinatieprecisie.

8.3 Ontwikkeling chlorofyl-a in relatie tot eutrofiëringsparameters

Om een beeld te kunnen krijgen van de ontwikkeling van chlorofyl-a in relatie tot de aanwezigheid van eutrofiëringsparameters, is correlatieanalyse uitgevoerd van de voor chlorofyl-a en enkele andere eutrofiëringsparameters geschatte relatieve trends over de lange termijn (startjaar 1985). Het correleren van trends in plaats van puntwaarden in de tijd, zoals jaargemiddelden of -medianen, heeft als voordeel dat per meetpunt veranderingen aan elkaar worden gekoppeld, wat minder ruis geeft. De mate van correlatie is uitgedrukt in de Spearman-rangcorrelatiecoëfficiënt. Dit is het verdelingsvrije equivalent van de gewone, of ook wel Pearson-correlatiecoëfficiënt. Voordelen van de verdelingsvrije benadering zijn dat er nauwelijks of geen vertroebeling kan optreden door uitschieters en dat er geen sprake hoeft te zijn van een lineaire relatie. De onderlinge correlaties zijn vermeld in tabel 8.3.

Tabel 8.3: Correlatiematrix van de relatieve trends van een aantal eutrofiëringsparameters over de periode 1985 - 2010. Statistisch significante correlatiecoëfficiënten zijn gekleurd.

Parameter	Spearman rangcorrelatiecoëfficiënt					
		Chlf-a	N	P	N/P-ratio	Zicht
Chlf-a	Correlation Coefficient	1	.438**	.481**	-.353**	-.647**
	Sig. (2-tailed)	.	0	0	0.006	0
	N	64	60	63	60	61
N	Correlation Coefficient	.438**	1	.459**	0.014	-.403**
	Sig. (2-tailed)	0	.	0	0.88	0
	N	60	116	115	116	103
P	Correlation Coefficient	.481**	.459**	1	-.799**	-.312**
	Sig. (2-tailed)	0	0	.	0	0.001
	N	63	115	138	115	113
N/P-ratio	Correlation Coefficient	-.353**	0.014	-.799**	1	0.171
	Sig. (2-tailed)	0.006	0.88	0	.	0.085
	N	60	116	115	116	103
Zicht	Correlation Coefficient	-.647**	-.403**	-.312**	0.171	1
	Sig. (2-tailed)	0	0	0.001	0.085	.
	N	61	103	113	103	119

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

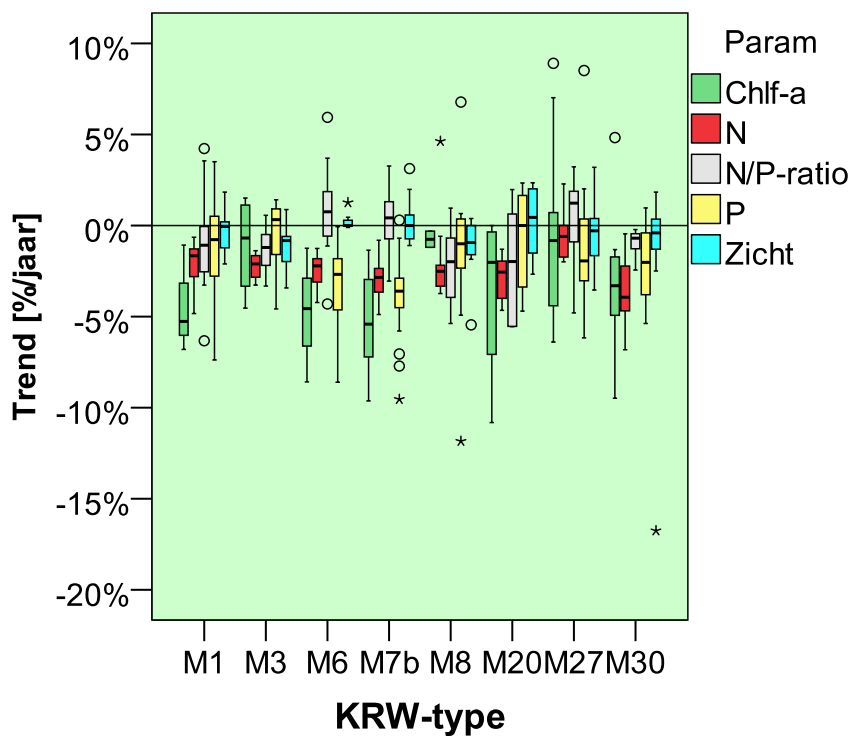
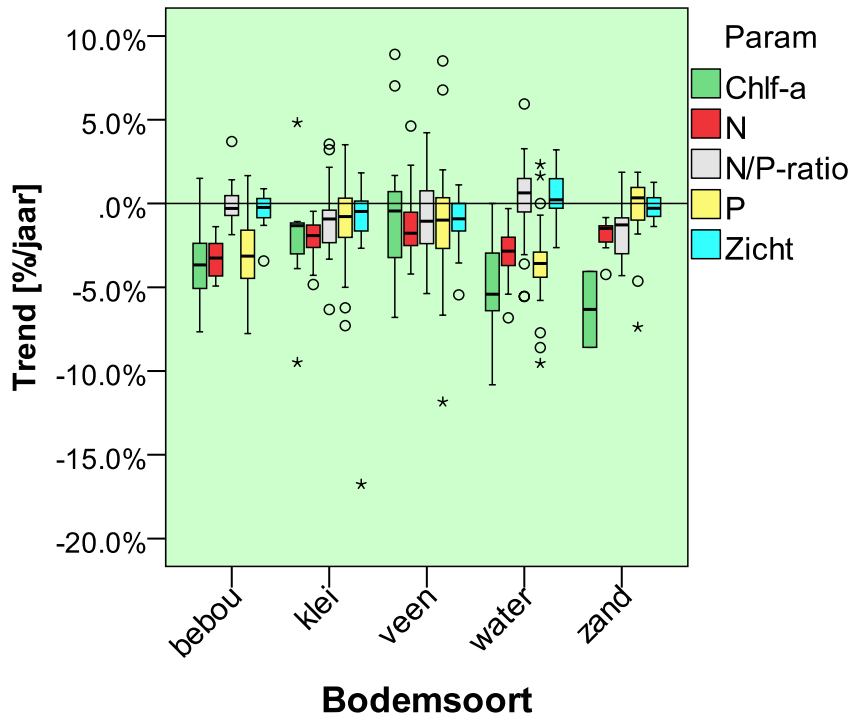
Uit tabel 8.3 blijkt dat de ontwikkeling van chlorofyl-a statistisch zeer significant is gerelateerd aan de ontwikkeling van zowel totaal stikstof, totaal fosfor, N/P-ratio als doorzicht. Er zijn positieve relaties met totaal stikstof en totaal fosfor, wat betekent dat de ontwikkelingsrichting (daling of stijging) van chlorofyl-a doorgaans dezelfde is als die van deze stoffen.

Opvallend is overigens dat er geen correlatie is vastgesteld tussen de relatieve trend van de N/P-ratio en die van totaal stikstof. Blijkbaar wordt de relatieve trend van de N/P ratio zo sterk bepaald door die van totaal fosfor, dat de relatie met de relatieve trend van totaal stikstof daardoor wordt gemaskeerd.

Verder is er een negatieve relatie van de ontwikkeling van chlorofyl-a met die van doorzicht, wat betekent dat de ontwikkelingsrichtingen van deze parameters doorgaans tegengesteld zijn. Dit is in lijn met wat verwacht mag worden op basis van proceskennis, namelijk dat een stijging (daling) van de concentratie chlorofyl-a veelal een daling (stijging) van het doorzicht zal geven.

Figuur 8.9 toont van elk van deze parameters de boxplot van de relatieve trend, onderscheiden naar achtereenvolgens bodemtype, KRW-watertype en gebiedstype.

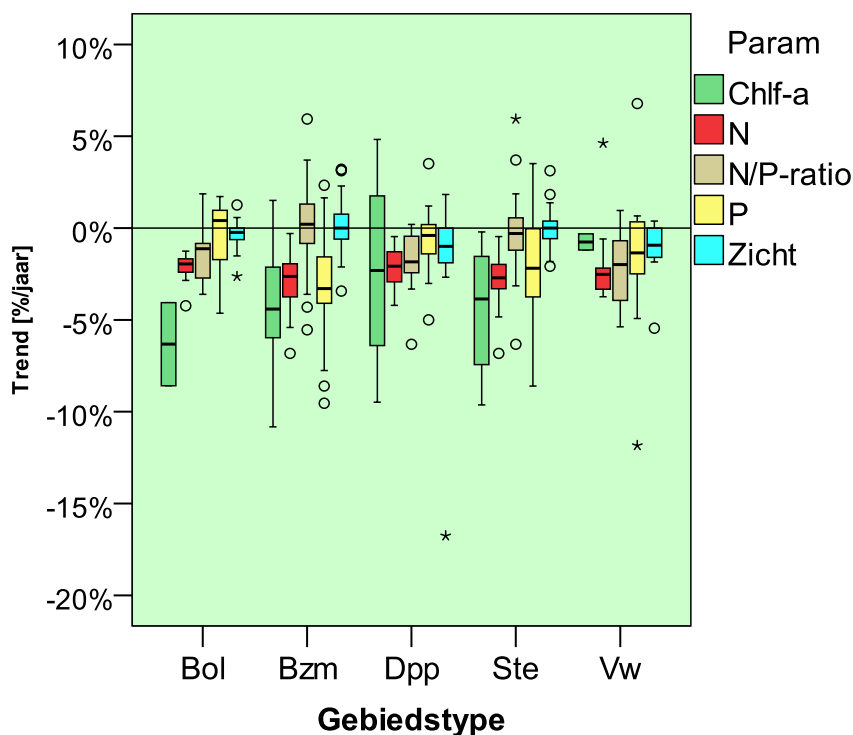
Figuur 8.9: Boxplot van de relatieve trend voor chlorofyl-a, totaal stikstof, N/P-ratio, totaal fosfor en doorzicht, zoals bepaald over de periode 1985 – 2010, onderscheiden naar achtereenvolgens bodemsoort (boven), KRW-watertype (onder) en gebiedstype (volgende bladzijde).



Toelichting

M1: gebufferde sloot | M3: gebufferd regionaal kanaal | M6: groot, ondiep kanaal | M7b: groot, diep kanaal, met scheepvaart | M8: gebufferde laagveensloot | M20: matig groot en diep meer, gebufferd | M27: matig grote, ondiepe laagveenplas | M30: zwak brak water

Figuur 8.9: Vervolg.



Toelichting

Bol: bollenstreek | Bzm: boezem | Dpp: diepe polder | Ste: stedelijk gebied | Vw: veenweidegebied

Uit figuur 8.9 blijkt bijvoorbeeld dat de boxplots van chlorofyl-a en doorzicht zich in verticale richting meestal ver van elkaar bevinden, behalve bij bodemsoort veen, KRW-type M27 (matig grote, ondiepe laagveenplas) en gebiedstype veenweide. De boxplots van chlorofyl-a, totaal stikstof en totaal fosfor bevinden zich daarentegen in verticale richting vaak redelijk dicht bij elkaar, wat aansluit op de geconstateerde grote onderlinge positieve correlatie.

Involed op concentratie en soort algen

De concentratie algen wordt in het algemeen redelijk betrouwbaar geschat met de concentratie chlorofyl-a, hoewel sommige algensoorten een hoger chlorofyl-gehalte hebben dan andere. Een andere maat voor concentratie is biovolume, maar dat is niet gemeten. Aantal algen per milliliter is geen betrouwbare maat, omdat de grootte van de soorten sterk verschilt. De EKR is ook een maat voor de mate waarin een bepaalde concentratie wordt overschreden, waarbij rekening is gehouden met die grootteverschillen. De EKR geeft echter alleen informatie over hoge dichtheden, waardoor de informatiewaarde voor de trend op het niveau van soorten niet zo hoog is.

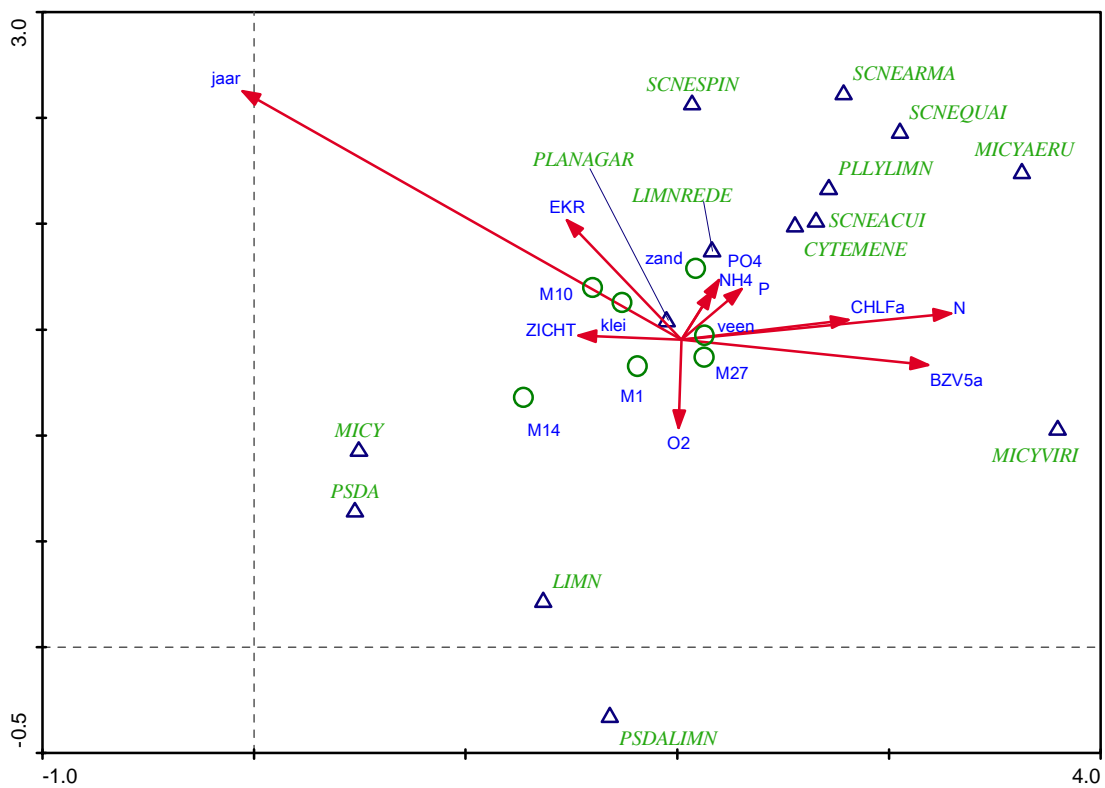
Een benadering waarbij wel met alle soorten en met alle dichtheden rekening wordt gehouden, is die van de multivariate analyse (zie § 8.2). Daarmee wordt weliswaar niet de trend zelf onderzocht, maar kan wel de correlatie tussen de parameters en de soorten worden onderzocht.

Zoals al in de § 8.2 is weergegeven, is er een goede omgekeerde correlatie tussen de EKR voor algenbloei en het chlorofyl-a gehalte, maar het bleek ook dat de variantie in de soortensamenstelling niet op dezelfde kan worden verklaard uit de nutriëntengehalten. Er spelen voor de soortensamenstelling van het plankton dus andere factoren een belangrijke rol. Nadere bestudering van de zwaartepunten van de verschillende soorten in de ordinatie van het fytoplankton wijst hier ook op. In dit opzicht zijn vooral de soorten die regelmatig een bloei geven interessant. Het blijkt dat deze soorten hun zwaartepunt niet in een be-

paalde hoek in de ordinatie hebben, maar willekeurig verspreid voorkomen. Ook de soorten die het slechtst worden beoordeeld als ze een bloei hebben (EKR = 0,1 of 0,2) komen niet geclusterd voor (zie figuur 8.10).

Hieruit is geen conclusie te trekken over de rol van de verschillende soorten in deze ontwikkeling. Het lijkt erop dat de soorten (ten minste deels) uitwisselbaar zijn en dat andere, niet in beeld gekregen factoren, een belangrijke rol spelen voor de uitkomst welke soorten zich ontwikkelen.

Figuur 8.10: Projectie van de belangrijkste bloeisoorten in de ordinatie van de fytoplanktonmonsters. Van de fysisch-chemische parameters zijn alleen de belangrijkste weergegeven (zie ook boven figuur 8.5 voor uitleg). Met een driehoek wordt het zwaartepunt van een soort aangegeven, dat is het gewogen gemiddelde van de posities van monsters waarin de soort voorkwam; de posities van de soorten kunnen ten opzichte van elkaar en ten opzichte van de nominale parameters worden beoordeeld en in relatie met de richting (niet de positie) van de pijlen.



Afkorting	van	Criterium
CYTEMENE	Cyclotella meneghiniana	0.3
LIMNREDE	Limnothrix	0.2
MICY	Microcystis	0.2
MICYAERU	Microcystis aeruginosa	0.2
MICYVIRI	Microcystis viridis	0.2
PLYLIMN	Planktolyngbya limnetica	0.2

Afkorting	van	Criterium
PLANAGAR	Planktothrix agardhii	0.1
PSDA	Pseudanabaena	0.2
PSDALIMN	Pseudanabaena limnetica	0.2
SCNEACUI	Scenedesmus acuminatus [1]	0.2
SCNEARMA	Scenedesmus armatus	0.2
SCNEQUAI	Scenedesmus quadricauda [1]	0.2
SCNESPIN	Scenedesmus spinosus	0.2

8.4 Ontwikkeling doorzicht in relatie tot zwevend stof en chlorofyl-a

Om een beeld te kunnen schetsen van de ontwikkeling van doorzicht in relatie tot zwevend stof en chlorofyl, is correlatieanalyse uitgevoerd van de voor doorzicht, zwevend stof en chlorofyl-a geschatte relatieve trends over de lange termijn (startjaar 1985). De correlaties zijn vermeld in tabel 8.4.

Tabel 8.4: Correlatiematrix van de relatieve trends van doorzicht, zwevend stof en chlorofyl-a over de periode 1985 - 2010. Statistisch significante correlatiecoëfficiënten zijn gekleurd.

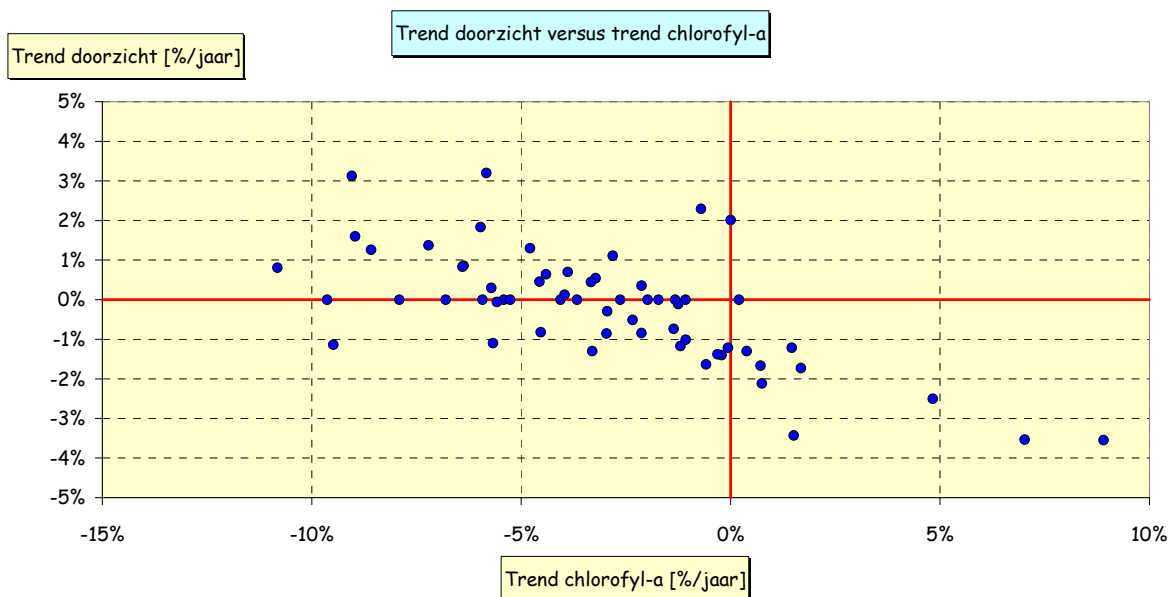
		Spearman rangcorrelatiecoëfficiënt		
		Zicht	Zwev st	Chlf-a
Zicht	Correlation Coefficient	1	-.886*	-.647**
	Sig. (2-tailed)	.	0.019	0
	N	119	6	61
Zwev st	Correlation Coefficient	-.886*	1	0.543
	Sig. (2-tailed)	0.019	.	0.266
	N	6	6	6
Chlf-a	Correlation Coefficient	-.647**	0.543	1
	Sig. (2-tailed)	0	0.266	.
	N	61	6	64

**** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).**
*** Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).**

Uit tabel 8.4 blijkt dat de ontwikkeling van doorzicht statistisch zeer significant is gerelateerd aan de ontwikkeling van chlorofyl-a en statistisch significant is gerelateerd aan de ontwikkeling van zwevend stof (ondanks het feit dat er slechts 6 langetermijn-trends voor zwevend stof beschikbaar waren). In beide gevallen betreft het negatieve relaties. Voor wat betreft de eerstgenoemde relatie constateerden we al dat het teken aansluit op wat verwacht zou mogen worden (zie § 8.3). Dit geldt ook voor het teken van de relatie met zwevend stof, aangezien op basis van proceskennis bij een stijging (daling) van de concentratie zwevend stof een daling (stijging) van het doorzicht mag worden verwacht.

In figuur 8.11 zijn de relatieve trends van doorzicht en chlorofyl-a tegen elkaar uitgezet.

Figuur 8.11: Spreidingsdiagram van de relatieve trend van doorzicht over de lange termijn (startjaar 1985), versus die van chlorofyl-a.



Uit figuur 8.11 blijkt dat stijgend chlorofyl-a in alle gevallen gepaard is gegaan met dalend doorzicht. En dalend chlorofyl is in veel - maar niet alle - gevallen gepaard gegaan met stijgend of gelijkblijvend doorzicht.

Uit de figuur kan ook worden opgemaakt dat de trend in het doorzicht enigszins achterloopt bij de trend in chlorofyl-a. Mogelijk spelen hier ook andere invloedsfactoren een rol, zoals zwevend stof of humuszuren. Er zijn weliswaar geen gegevens beschikbaar over humuszuren, maar die zijn vaak mede verantwoordelijk voor verminderd doorzicht, met name op veenbodem.

Beïnvloeding doorzicht door algen en/of bodemprocessen

Chlorofyl-a is een redelijk betrouwbare schatter voor de concentratie algen, zodat gesteld kan worden dat een relatie tussen doorzicht en chlorofyl-a eigenlijk hetzelfde is als een relatie tussen doorzicht en algen. Eerder (§ 8.2 en § 8.3) werd geconcludeerd dat de relatie tussen chlorofyl en de soortensamenstelling van de algen erg complex en niet goed te doorgronden is. Mogelijk spelen bodemprocessen hierbij ook een rol, maar uit de beschikbare gegevens is geen duidelijke relatie af te leiden. Bodemprocessen worden zelf complex gestuurd door factoren als pH, hardheid, mate van inlaat, peilfluctuatie en diepte. Het resultaat is vooral een bijdrage aan (nalevering) of onttrekking (bezinking) van de nutriënten en zwevende stof in het water.

8.5 Trend zomergemiddelde versus trend wintergemiddelde

Voor totaal stikstof en totaal fosfor afzonderlijk is nagegaan of er wellicht verschillen zijn geweest in de langetermijn-ontwikkeling van het zomergemiddelde en het wintergemiddelde. Daartoe is voor beide parameters elke meetreeks die voldeed aan de in § 4.2.2 vermelde selectiecriteria uitgesplitst naar een reeks van zomergemiddelden (april t/m september) en een reeks van wintergemiddelden (oktober t/m maart). Vervolgens is elke reeks geanalyseerd op een trend, met als startjaar 1985.

Vergelijking voor totaal stikstof

Voor totaal stikstof zijn zomer- en wintertrends bepaald van 116 meetpunten. De trendsoorten zijn vermeld in tabel 8.5.

Tabel 8.5: Verdeling van het soort trend bij trendanalyse van afzonderlijk het zomergemiddelde en het wintergemiddelde van totaal stikstof, met startjaar 1985. De basisgegevens zijn afkomstig van 116 meetpunten.

Oordeel	N_winter	N_zomer
Stijging	3.4%	0.9%
Geen trend	19.0%	12.9%
Daling	77.6%	86.2%

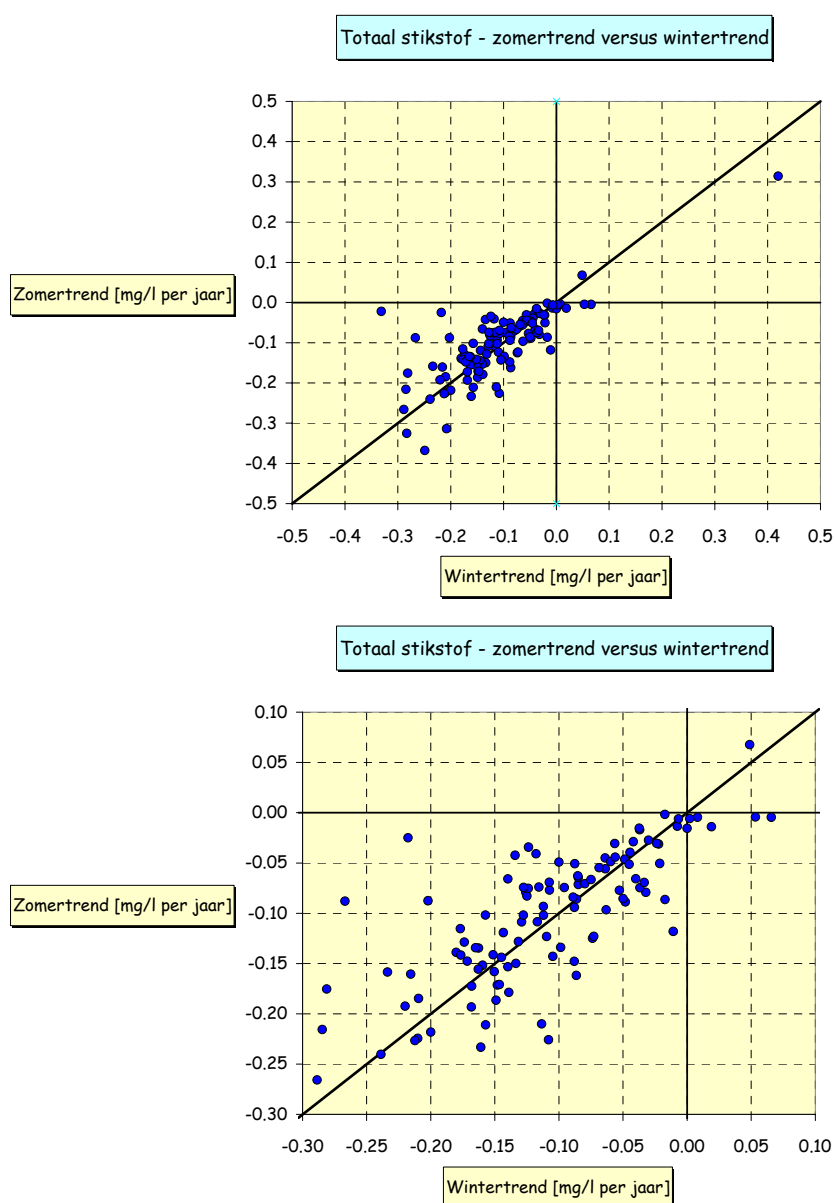
De zomergemiddelden vertonen minder stijgingen en meer dalingen dan de wintergemiddelden.

In figuur 8.12 zijn de geschatte trends van zomergemiddelden van totaal stikstof uitgezet tegen die van wintergemiddelden, beide uitgedrukt in de meetschaal (mg/l per jaar). Het betreft alle geschatte trendgroottes, ongeacht of de trends al of niet statistisch significant zijn. De relatieve trends zijn hiervoor niet geschikt, aangezien die al per definitie verschillen, doordat het zomergemiddelde doorgaans lager is dan het wintergemiddelde.

Als de geschatte trend van het zomergemiddelde niet systematisch afwijkt van die van het wintergemiddelde, zullen de punten in figuur 8.12 willekeurig verspreid langs de diagonaal liggen van het 1^e en/of 3^e kwadrant. De meeste punten liggen hier in het 3^e kwadrant, aangezien de concentratie totaal stikstof voor de meeste meetpunten een langetermijndaling te zien heeft gegeven.

Uit een visuele beoordeling van figuur 8.12 blijkt vooralsnog geen systematisch verschil tussen de zomertrend en de wintertrend. We hebben daarom statistische toetsing toegepast, met drie toetsen, namelijk de gepaarde t-toets, de Wilcoxon-rangteken-toets en de tekentoets. De gepaarde t-toets gaat er van uit dat het verschil tussen zomer- en wintertrend afkomstig is uit een normale kansverdeling, terwijl de andere twee toetsen die eis niet stellen. De Wilcoxon-rangtekentoets gaat er nog wel van uit dat het verschil afkomstig is uit een min of meer symmetrische kansverdeling. De tekentoets stelt daarmee de minste eisen aan de verschilwaarden. Bij de gepaarde t-toets luidt de nulhypothese dat het rekenkundig populatiegemiddelde van het verschil tussen zomer- en wintertrend nul is, terwijl de nulhypothese van de andere twee toetsen luidt dat de populatiemediaan van het verschil nul is. Bij een betrouwbaarheid van 95% verwerpt geen van deze drie toetsen de nulhypothese, zodat we concluderen dat de zomer- en wintertrends van totaal stikstof niet systematisch verschillen.

Figuur 8.12: Spreidingsdiagrammen van de geschatte trends van zomergemiddelden van totaal stikstof versus die van wintergemiddelden. Het onderste diagram betreft een lokale uitvergroting van het bovenste diagram.



Vergelijking voor totaal fosfor

Voor totaal fosfor zijn zomer- en wintertrends bepaald van 136 meetpunten. De trendsoorten zijn vermeld in tabel 8.6.

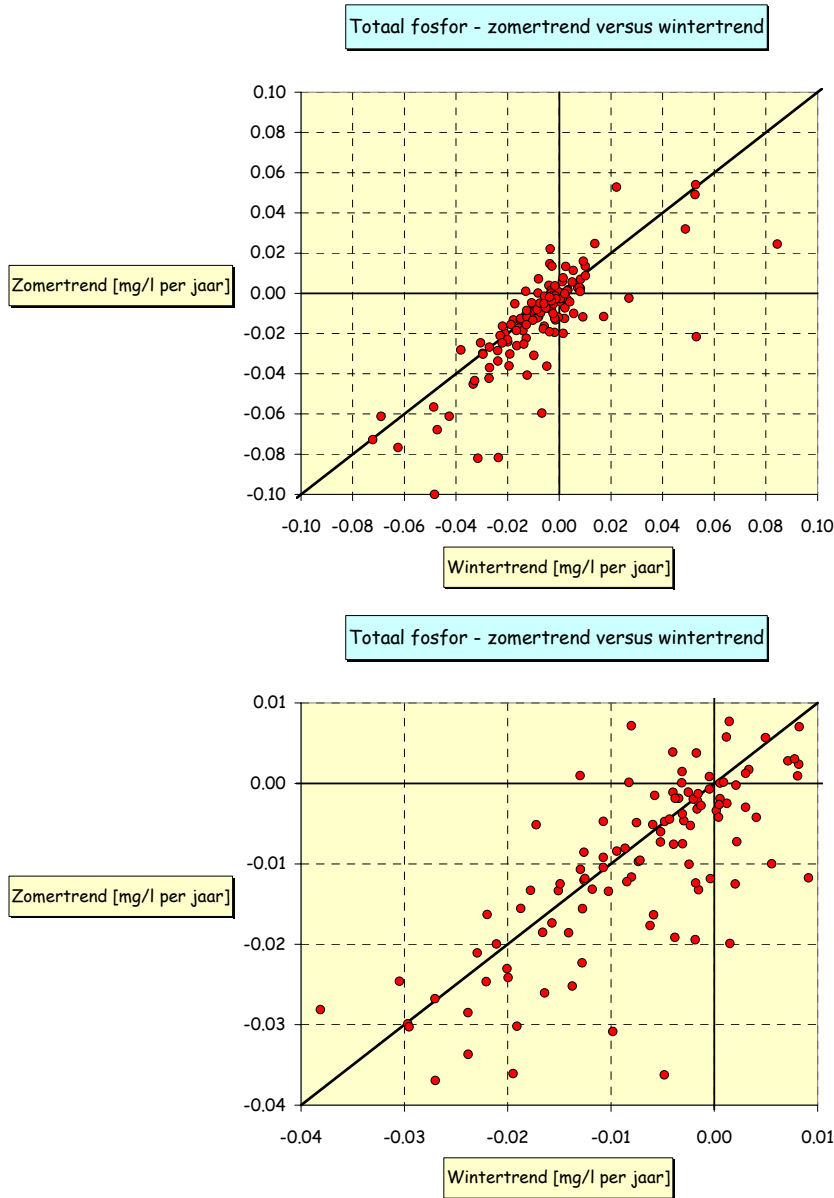
Tabel 8.6: Verdeling van het soort trend bij trendanalyse van afzonderlijk het zomergemiddelde en het wintergemiddelde van totaal fosfor, met startjaar 1985. De basisgegevens zijn afkomstig van 136 meetpunten.

Oordeel	P_winter	P_zomer
Stijging	11.6%	8.0%
Geen trend	42.0%	37.7%
Daling	46.4%	54.3%

Net als bij totaal stikstof vertonen de zomergemiddelden bij totaal fosfor enigszins minder stijgingen en enigszins meer dalingen dan de wintergemiddelden.

In figuur 8.13 zijn de geschatte trends van zomergemiddelden van totaal fosfor uitgezet tegen die van wintergemiddelden, weer beide uitgedrukt in de meetschaal (mg/l per jaar). Ook hier liggen de meeste punten in het 3^e kwadrant, maar tevens ligt een niet te verwaarlozen deel in het 1^e kwadrant, doordat de concentratie totaal fosfor ook voor een aantal meetpunten een langetermijn-stijging te zien gaf.

Figuur 8.13: Spreidingsdiagrammen van de geschatte trends van zomergemiddelden van totaal stikstof versus die van wintergemiddelden. Het onderste diagram betreft een lokale uitvergroting van het bovenste diagram.



Uit een visuele beoordeling van figuur 8.13 komt een suggestie naar voren van een systematisch verschil tussen de zomertrend en de wintertrend, aangezien er meer punten onder de diagonaal liggen dan daarboven. Ook hier hebben we statistische toetsing toegepast met de gepaarde t-toets, de Wilcoxon-rangteken-toets en de tekentoets. Bij een betrouwbaarheid van 95% verworpt elk van deze drie toetsen de nulhypothese, zodat we concluderen dat de zomer- en wintertrends van totaal fosfor systematisch verschillen. De mediane wintertrend is geschat op -0,005 mg/l per jaar, terwijl de mediane zomertrend is geschat op -0,008 mg/l per jaar.

Samenvattende conclusie

Over de lange termijn is de dalende trend van het zomergemiddelde van totaal fosfor doorgaans statistisch significant groter dan die van het wintergemiddelde. Voor stikstof bleek er geen sprake van een statistisch significant verschil tussen de trend van het zomergemiddelde en die van het wintergemiddelde. Een verklaring hiervoor is niet eenvoudig te geven en vergt nader onderzoek.

9 Aanbevelingen meetnetoptimalisatie

Het meten van de oppervlaktewaterkwaliteit heeft in de meeste gevallen als hoofddoelstellingen toestandsbeschrijving en trendanalyse. Dit hoofdstuk geeft enkele adviezen voor optimalisatie van de meetinspanning die is gericht op het doel trendanalyse. Hierbij putten we uiteraard uit de bij deze studie opgedane ervaringen over de mogelijkheden die de huidige meetinspanning biedt.

9.1 Theorie en praktijk van meetnetoptimalisatie

Een optimaal meetnet levert de gewenste informatie tegen minimale inspanning. Bij een meetnet oppervlaktewaterkwaliteit is de meetinspanning een functie van het aantal meetpunten, de meetfrequentie en de te beschouwen kwaliteitsparameters.

Als het mogelijk is om de term 'gewenste informatie' op één of andere wijze kwantitatief uit te drukken, dan zijn er diverse methoden beschikbaar om langs wiskundig-statistische weg tot een kwantitatieve optimalisering te komen. De kern van deze aanpak is dat eerst uit elke afzonderlijke informatiewens een kwantitatieve maat voor de efficiëntie van het meetnet wordt afgeleid. Als er kennis is van de ruimtelijke en temporele variabiliteiten van de te beschouwen processen, kan een relatie worden afgeleid tussen de meetinspanning en de betreffende efficiëntiemaat. De optimale meetinspanning (oftewel het optimale meetnet) is dan die meetinspanning waarbij elke efficiëntiemaat voldoet aan het daaraan gestelde minimum. Dit impliceert dat optimalisatie pas mogelijk is als: 1. het meetprogramma gedetailleerde en vooral ook kwantificeerbare doelstellingen heeft én 2. de statistische eigenschappen van de te meten processen voldoende bekend zijn. Optimalisatie is daarmee een iteratief proces: "een goed meetnet ontstaat uit een meetnet".

De crux bij dit alles is te achterhalen welke wensen er leven over de informatie die het meetnet moet leveren. In principe hadden die wensen al zeer gedetailleerd in kaart moeten zijn gebracht bij het opzetten van het meetnet, maar vroeger gebeurde dat hooguit op hoofdlijnen, leidend tot wollig geformuleerde meetdoelstellingen. Inmiddels is er meer theorie ontwikkeld over het opzetten van grootschalige ruimtelijke meetinspanningen (zie bijvoorbeeld [Ward and Loftis, 1986; Ward et al., 1990 en Ward, 1995a en 1995b]), met als centraal concept het meetsysteem. Dit is een zodanige combinatie van een meetnet en een aantal procedures voor de informatiestroom, dat vrijwel automatisch de gewenste informatie op de juiste momenten en op maat wordt geleverd aan de verschillende doelgroepen. Een groot voordeel van het meetsysteem is dat de meetinspanning daarmee een duidelijk bestaansrecht krijgt in de organisatie. Zo wordt ook het risico verkleind dat deze het slachtoffer wordt van bezuinigingsoperaties.

In § 9.2 wordt aangegeven met welke stappen een meetnet kan worden opgewaardeerd tot een meetsysteem oppervlaktewaterkwaliteit, mede gebaseerd op onze ervaringen hiermee en met het optimaliseren van meetinspanningen (zie bijvoorbeeld [Baggelaar, 1992; Baggelaar en Van Beek, 1995]). Vervolgens bespreken we in § 9.3 welke optimalisatiemogelijkheden er zijn voor wat betreft het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland.

9.2 Opwaarderen van een meetnet tot een meetsysteem

Het regelmatig meten van meerdere parameters van de oppervlaktewaterkwaliteit op een groot aantal meetpunten is doorgaans een kostbare zaak. Maar de praktijk heeft uitgewezen dat veel meetinspanningen makkelijk blijven steken in de gegevensverzameling, of hooguit sporadisch bruikbare informatie leveren, louter omdat bij het ontwerp vrijwel uit-

sluitend aandacht is besteed aan het fysieke meetdeel en aan de handelingen tot en met het opslaan van de gegevens. Om een dergelijk datakerkhof te voorkomen, dient er bij het ontwerp ook veel aandacht te worden besteed aan het informeringsstadium, waarin de gegevens worden verwerkt tot de gewenste informatie, die aansluitend wordt gerapporteerd aan de doelgroep of doelgroepen⁸.

De beste wijze om te garanderen dat de investering ook leidt tot regelmatige rapportage van de gewenste informatie aan de doelgroep(en), is de meetinspanning in de vorm van een *meetsysteem* te gieten. Een meetsysteem heeft een fysiek deel, dat bestaat uit één of meer meetlocaties, en een niet-fysiek deel, zijnde een stelsel van procedures dat waarborgt dat de doelgroepen op de juiste momenten de gewenste informatie gerapporteerd krijgen. In deze procedures zijn alle handelingen vastgelegd die nodig zijn om een consistente informatiestroom op gang te brengen en ook te houden. In volgorde zijn dit: bemonsteren, analyseren op het laboratorium, controleren en opslaan van de metingen, verwerken van de gegevens en tenslotte het rapporteren aan de doelgroepen.

Het opzetten van een dergelijk meetsysteem kent de volgende zes fasen:

- 1) informatie-analyse;
- 2) voorstudie;
- 3) ontwerpen meetnet (en inrichten);
- 4) opstellen procedures meetsysteem;
- 5) exploiteren meetsysteem;
- 6) optimaliseren meetsysteem.

In de volgende subparagrafen wordt elke fase kort toegelicht.

9.2.1 Fase 1: Informatie-analyse

Een efficiënte en doelgerichte meetinspanning is niet mogelijk zonder een gedetailleerd beeld van de *informatiebehoefte*, dat verder gaat dan wollige omschrijvingen. Uit een specifieke omschrijving kan namelijk een duidelijke *meetdoelstelling* worden afgeleid, die houvast biedt bij het ontwerp van het meetnet. Om een wollig omschreven informatiebehoefte te concretiseren tot duidelijke meetdoelstellingen moet een inventarisatie worden uitgevoerd van de uiteindelijke *gebruiksdoelen* van de informatie ('wat doet een doelgroep ermee?'), gevolgd door het aangeven van de prioriteiten in deze doelen. De meetdoelstellingen moeten tenslotte ook nog worden vertaald naar passende *informatiedragers*, zodat de procedure voor verwerking van de gegevens tot informatie daarop kan worden gestroomlijnd. Onder informatiedragers verstaan we die uitdrukkingsvormen die de informatie het duidelijkst over kunnen brengen, zoals grafieken, kaarten, tabellen en uitspraken (bij voorkeur statistisch onderbouwd).

9.2.2 Fase 2: Voorstudie

Als de informatie-analyse heeft geleid tot een voldoende duidelijke omschrijving van de gebruiksdoelen, de meetdoelstellingen en de daarbij passende informatiedragers, is er een solide basis voor een strak, efficiënt en doelgericht meetsysteem. De voorstudie dient dan alle benodigde informatie op te leveren om tot een eerste verantwoorde opzet van het meetnet te kunnen komen. Deze studie omvat een inventarisatie en evaluatie van alle reeds beschikbare relevante informatie over de ruimtelijke en temporele variaties van de te volgen processen.

⁸ Soms kunnen er meerdere doelgroepen worden onderscheiden, die verschillen in hun specifieke informatiebehoefte

9.2.3 Fase 3: *Ontwerpen en inrichten van het meetnet*

Bij het ontwerp van het meetnet dienen antwoorden te worden gegeven op de vragen 'wáár?', 'wát?' en 'wannéér?' meten. Deze antwoorden zullen in grote lijnen al volgen uit de voorafgaande informatie-analyse en voorstudie, mits deze goed zijn uitgevoerd.

Wáár meten?

Door de informatiebehoefte, zoals vastgesteld bij de informatie-analyse, zal de globale verdelingen van meetpunten over deelgebieden al min of meer vastliggen, waarbij randvoorwaarden en omgevingsfactoren - deze laatste verzameld in de voorstudie - zijn betrokken. Het verdient aanbeveling om de exacte plaatsbepalingen te doen via verloting (het aselekt selecteren van meetpunten), om zo statistisch onderbouwde uitspraken over ruimtelijke kengetallen mogelijk te maken (zie bijvoorbeeld [De Gruijter et al, 2006]). Met grote waarschijnlijkheid is dit echter niet gebeurd bij de opzet van het huidige meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland en zijn meetpunten geselecteerd op basis van expertise ('representatieve' meetpunten). Het is dan helaas niet meer goed mogelijk om betrouwbaarheden te koppelen aan uitspraken over ruimtelijke kengetallen van de oppervlaktewaterkwaliteit. Overigens lijden de meeste grootschalige meetnetten in Nederland aan dit euvel, doordat er tot voor kort zelden een statisticus werd betrokken bij het meetnetontwerp.

Wát meten?

De samenstelling van het analysepakket vergt maatwerk, waarbij proceskennis en inzicht in de mogelijke kwaliteitsbedreigingen onontbeerlijk is.

Wannéér meten?

Welke meetfrequentie het meest geschikt is hangt af van de meetdoelstelling, de geaccepteerde risico's, de verlangde nauwkeurigheden, de statistische eigenschappen (met name de temporele variabiliteiten) van de te meten processen en de bij de gegevensverwerking te hanteren statistische methoden.

9.2.4 Fase 4: *Opstellen procedures van het meetsysteem*

De informatiestroom van het meetsysteem wordt tot stand gebracht door een aantal handelingen, die beginnen bij het meten en die eindigen bij het rapporteren. Het verdient aanbeveling al deze handelingen - in feite zijn dit de drijvende krachten van de informatiestroom - vast te leggen in procedures, wat niet alleen de continuïteit waarborgt van de informatiestroom, maar ook belemmert dat de informatie vertroebeld raakt door tussentijdse veranderingen in aanpak. Elke verandering in aanpak kan namelijk leiden tot een vergroting van de niet-natuurlijke variatie in de gegevens en daarmee tot een vertroebeling van de kerninformatie. We hebben bijvoorbeeld al geconstateerd dat het tussentijds verhogen van de rapportagegrens alle voorgaande meetinformatie van onder die grens onbruikbaar maakt voor trendanalyse (zie § 3.2.3).

Het is van belang om met name de volgende handelingen vast te leggen in gedetailleerde procedures:

- bemonsteren;
- chemisch, fysisch of biologisch analyseren van het monster;
- controleren van de gegevens;
- opslaan van de gegevens;
- verwerken van de gegevens tot de gewenste informatie;
- rapporteren aan de doelgroepen.

Hierna wordt kort aangegeven waar de verschillende procedures zich op dienen te richten.

Procedure Bemonsteren

Het bemonsteren van oppervlaktewater is een zeer foutgevoelige handeling, die bij inconsistenties de al reeds van nature aanwezige grote variatie in de gegevens zal doen toenemen. Om dit te vermijden dienen de details van het bemonsteren zo goed mogelijk vastgelegd te worden in een procedure. Deze dient dan bijvoorbeeld aandacht te besteden aan de volgende onderdelen:

- ✓ voorbereidingen: gereed maken van monsterfles(sen) en exact localiseren van plaats van monsterneming;
- ✓ nemen van het oppervlaktewatermonster: vullen van de fles(sen), afsluiten, etiketteren en beschrijven bijzonderheden;
- ✓ nabehandeling: opslag, opslagmedium en omstandigheden, maximale bewaartijd en transport naar laboratorium.

Procedure Analyseren van het monster

Ook het (chemisch, fysisch of biologisch) analyseren van het monster (inclusief de voorbewerking) is foutgevoelig, zij het dat de daarbij optredende fouten doorgaans minder groot zullen zijn dan de bemonsteringsfouten. Grote (systematische) afwijkingen kunnen met name optreden als er tussentijds wordt overgegaan op een andere analysemethode of op een ander laboratorium (zie bijvoorbeeld [Van Veen, 1988]). Als dergelijke veranderingen onvermijdelijk zijn, verdient het aanbeveling enige tijd de analyses voor beide situaties parallel te laten lopen en de mate van verandering vast te stellen. De resultaten van de analyses volgens de oude situatie kunnen dan worden gecorrigeerd, zodat er een consistente meetreeks ontstaat.

Procedure Controleren van de gegevens

Om te vermijden dat het opslagmedium 'vervuild' raakt met niet-representatieve gegevens, dienen de vers ingevoerde gegevens direct gecontroleerd te worden. Anders moet er bij elke nieuwe gegevensverwerking opnieuw kostbare tijd worden besteed aan het controleren en opschonen van de gegevens. Zo kan er bij het invoeren gecontroleerd worden op:

- ✓ onrealistische waarden (bijvoorbeeld door het opslagmedium te laten protesteren als er waarden buiten vóóraf opgegeven grenzen worden ingevoerd);
- ✓ ionenbalans;
- ✓ elektrisch geleidingsvermogen;
- ✓ indamprest;
- ✓ uitschieters.

Voor de details van deze controlemogelijkheden wordt verwezen naar [Baggelaar, 1992].

Procedure Opslaan van de gegevens

Het opslagmedium moet geen drempel opwerpen voor de informatiestroom, wat inhoudt dat er snel gegevens-uitwisseling met andere relevante software mogelijk moet zijn. Aan de invoerkant kan dit zijn het LIMS van het laboratorium en aan de uitvoerkant kunnen dit zijn softwarepakketten voor statistische en/of grafische verwerking en voor tekstverwerking. Het medium moet verder uiteraard overweg kunnen met specifieke eigenschappen van de verzamelde gegevens, zoals '<'-tekens en ontbrekende waarden.

Bij voorkeur ongecensureerd opslaan van de meetwaarden

Indien mogelijk is het altijd aan te bevelen om gecensureerde waarden ongecensureerd op te slaan, zij het wél met vermelding van de betreffende rapportagegrens. Om een voorbeeld te geven: een waarneming van 0,08 mg/l bij een rapportagegrens van 0,1 mg/l wordt dan niet meer gecensureerd opgeslagen als '< 0,1 mg/l, maar als '0,08 mg/l (0,1 mg/l)'. Dit biedt bij de aansluitende statistische verwerking van de gegevens namelijk de mogelijkheid tot veel krachtigere uitspraken te komen. Voorbeelden van gebruiksdoelen waar het ophef-

fen van de censuur grote voordelen biedt, zijn het schatten van kengetallen, zoals gemiddelde, percentielen, of standaardafwijking en het uitvoeren van trendanalyse. Dit laatste is bijvoorbeeld duidelijk geïllustreerd door [Ward et al., 1990], die een situatie beschrijven waarin een trend circa een jaar eerder kon worden gedetecteerd door bij de trendanalyse uit te gaan van de ongcensureerde meetwaarden, in plaats van de gecensureerde waarden.

Procedure Verwerken van de gegevens tot de gewenste informatie

Als de informatie-analyse goed is uitgevoerd zullen de gedetailleerde meetdoelstellingen zijn vertaald naar passende informatiedragers, zoals de uiteindelijk gewenste grafieken, kaarten, tabellen en uitspraken. In de verwerkingsprocedure dient te zijn vastgelegd hoe de gegevens moeten worden getransformeerd tot deze informatiedragers.

Het is van belang dat de te hanteren verwerkingsmethoden al bekend zijn bij het ontwerpen van de meetinspanning. Het is immers alleen mogelijk om een meetinspanning af te stemmen op het beantwoorden van een bepaalde onderzoeksvraag, als er in het ontwerp rekening wordt gehouden met de wijze waarop de ruwe meetdata uiteindelijk zullen worden omgezet naar de gewenste informatie.

Procedure Rapporteren aan de doelgroepen

Het rapporteren van de gewenste informatie aan de doelgroepen vormt de laatste stap in de informatiestroom. De rapporterings-procedure dient per doelgroep aandacht te besteden aan:

- ✓ de rapportage-frequentie;
- ✓ de vorm van de rapportage (zoals een rapport, een memo of een voordracht);
- ✓ het niveau van de rapportage (technisch of beleidsmatig). Zie ook [Hofstra, 1995] en [Breukel, 1995] voor het onderscheid tussen de presentatie op technisch niveau en op beleidsniveau;
- ✓ op te nemen informatiedragers (zoals grafieken, kaarten, tabellen en uitspraken);
- ✓ het *sóort* te trekken conclusies.

Om te waarborgen dat er steeds *gewenste* informatie wordt geleverd, verdient het aanbeveling om de doelgroepen regelmatig terugkoppeling te vragen⁹. Mocht blijken dat de behoefte verandert, dan is een hernieuwde gedetailleerde informatie-analyse op zijn plaats, zonodig gevolgd door een aanpassing van het gehele meetsysteem.

9.2.5 Fase 5: Exploiteren meetsysteem

Als het meetnet is ingericht en alle procedures zijn ontwikkeld, kan het meetsysteem starten. Doordat alles is vastgelegd in procedures zal de informatiestroom bijna als vanzelf lopen en is deze niet meer afhankelijk van ad-hoc besluiten.

9.2.6 Fase 6: Optimaliseren meetsysteem

Het is raadzaam om het meetsysteem om de zoveel jaar (zoals 5 à 10 jaar) te optimaliseren. Er is dan immers meer informatie beschikbaar over de ruimtelijke en temporele eigenschappen van de bestudeerde processen, zodat kan worden nagegaan of de meetinspanning wellicht aanpassing behoeft. Mocht overigens uit de tussentijdse terugkoppelingen van de doelgroepen blijken dat de informatiebehoefte verandert, dan dient direct te worden bezien in hoeverre het systeem aanpassing behoeft.

⁹ Een handige manier om dit te bewerkstelligen, is elk rapport vergezeld te doen gaan van een evaluatieformulier en te verzoeken dit ingevuld te retourneren, of om vertegenwoordigers van doelgroepen persoonlijk te benaderen en ze te vragen terugkoppeling te geven.

9.3 Optimalisatiemogelijkheden meetnet oppervlaktewaterkwaliteit Rijnland

Zoals hiervoor toegelicht, vergt een optimalisatie: 1. dat het meetprogramma gedetailleerde en vooral ook kwantificeerbare doelstellingen heeft én 2. dat de statistische eigenschappen van de te meten processen voldoende bekend zijn. Voor wat betreft het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland is er inmiddels kennis opgebouwd van statistische eigenschappen van de te meten processen, maar de meetinspanning heeft vooralsnog geen kwantificeerbare doelstellingen. Een strikt wiskundige optimalisatie is dan niet mogelijk. Het is overigens de vraag of het überhaupt wel mogelijk is om tot kwantificeerbare doelstellingen te komen voor het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland, gezien het brede scala aan vragen over kwaliteitsontwikkelingen dat dit meetnet moet beantwoorden. Er is daarbij sprake van een dermate diffuus stelsel van deelwensen, dat een wiskundige optimalisatie vermoedelijk niet mogelijk is zonder geweld te doen aan specifieke informatiewensen. Onze adviezen zullen daarom een pragmatische insteek hebben. In het nu volgende zullen we beoordelen in hoeverre met de huidige meetinspanning de belangrijkste vragen over kwaliteitsontwikkelingen kunnen worden beantwoord en op basis daarvan zonodig aangeven waar de meetinspanning aanpassing behoeft.

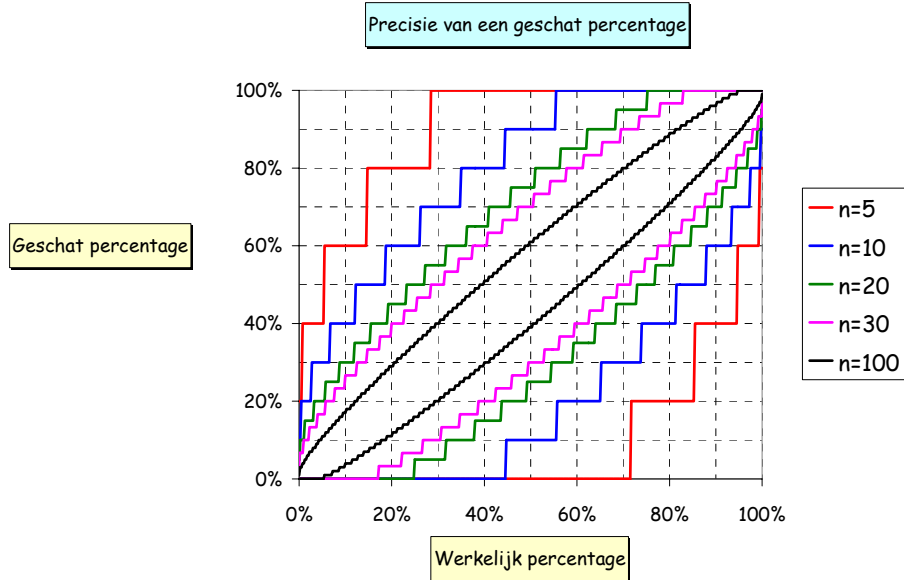
Uit de door Rijnland geformuleerde wensen in de offerteaanvraag van deze studie leiden wij af dat de belangrijkste informatie over kwaliteitsontwikkeling die het meetnet moet kunnen leveren is: *welke kwaliteitsontwikkelingen zijn er, tevens met onderscheid naar bodemsoort, KRW-watertype en gebiedstype?* In de onderhavige studie is deze informatie afgeleid en gepresenteerd, zowel voor wat betreft de ontwikkeling over de lange termijn (1985 – 2010), als de korte termijn (2002 – 2010). We gaan er van uit dat een volgende analyse van de ontwikkeling over de lange termijn pas over 10 à 15 jaar opportuun zal zijn en dan ook een latere startdatum zal hebben. Maar analyses van kortetermijn-ontwikkelingen zullen regelmatig nodig zijn, vanwege hun relevantie voor evaluatie en sturing van het kwaliteitsbeheer.

In de onderhavige studie bleek de geconstateerde verdeling van het soort trend (stijging, geen trend, of daling) een bruikbaar hulpmiddel om de kwaliteitsontwikkeling van de betreffende parameter voor een bepaalde bodemsoort, watertype of gebiedstype inzichtelijk te maken. Als bijvoorbeeld blijkt dat voor parameter X 10% van de meetreeksen in gebiedstype Y een daling vertoont, dan mag dat worden vertaald naar de uitspraak dat in 10% van gebiedstype Y een daling is opgetreden. We stellen voor om de precisie van een dergelijk geschat percentage als kwantitatief richtpunt te nemen voor optimalisatie van de ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse.

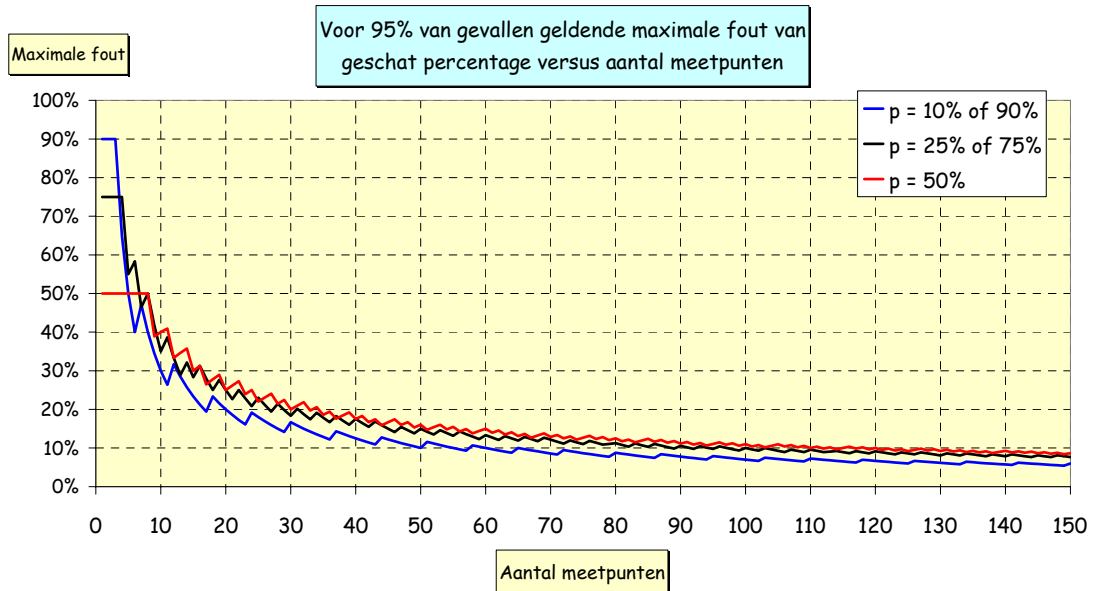
Figuur 9.1 toont de precisie van een geschat percentage, als functie van het aantal waarden waarmee het percentage is geschat.¹⁰ Hieruit is figuur 9.2 afgeleid, die voor een vijftal werkelijke percentages (10%, 25%, 50%, 75% en 90%) de voor 95% van de gevallen geldende maximale fout van het geschatte percentage toont, als functie van het aantal waarden waarmee het percentage is geschat. Uit figuur 9.2 blijkt dat een geschat percentage op basis van 5 waarden nog nauwelijks bruikbare informatie verschaft over het werkelijke percentage. Daarvoor zijn grotere steekproeven nodig, in de orde van 80 à 100 waarden. De meetinspanning zal echter onbetaalbaar worden als elke te beschouwen bodemsoort, watertype en gebiedstype zoveel meetpunten moet bevatten. We gaan daarom in het nu volgende uit van een pragmatischere insteek van minstens 20 en hoogstens 40 waarden per steekproef.

¹⁰ Een belangrijk uitgangspunt voor gebruik van deze figuur bij het afleiden van een ruimtelijke meetinspanning, is dat de meetpunten via verloting worden toegekend. Aangezien het verlotingsprincipe vroeger meestal niet is toegepast, kan de afgeleide precisie voor de huidige situatie slechts als een benadering worden opgevat.

Figuur 9.1: De precisie van een geschat percentage, als functie van het aantal waarden waarmee het percentage is geschat (de steekproefgrootte). In de verticaal kan voor elk werkelijk percentage voor verschillende steekproefgroottes (5, 10, 20, 30 en 100) worden afgelezen binnen welke grenzen schattingen van dat percentage zullen liggen in 95% van de gevallen. Gebaseerd op de formulering van het 'exacte' interval volgens [Clopper and Pearson, 1934]. De getoonde intervallen gaan overigens uit van een aselechte steekproef (verlotings-principe). In de meetnet-praktijk is daar echter zelden sprake van en kan de precisie afwijken.



Figuur 9.2: Relatie tussen de voor 95% van de gevallen geldende maximale fout van het geschatte percentage en het aantal waarden waarmee het percentage is geschat, voor 5 werkelijke percentages ($p=10\%$, 25% , 50% , 75% en 90%). Gebaseerd op figuur 9.1.



9.3.1 Evaluatie huidige ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse

Bij het evalueren van de ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse maken we onderscheid naar het meten van de fysisch-chemische waterkwaliteit en het meten van de biologische waterkwaliteit.

Evaluatie ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse fysisch-chemische waterkwaliteit

In de drie subtabellen van tabel 9.2 is afzonderlijk per bodemsoort, KRW-watertype en gebiedstype vermeldt hoeveel meetpunten er momenteel zijn met een meetreeks die voldoet aan de eisen voor trendanalyse met als startpunt 2002. Bij minder dan 20 meetpunten is de cel oranje gekleurd en bij meer dan 40 meetpunten is deze blauw gekleurd, waarbij het pragmatische uitgangspunt is dat er minstens 20 en hoogstens 40 waarden per steekproef nodig zijn (zie de voorgaande paragraaf).

Uit de tabellen 9.2a, 9.2b en 9.2c blijkt ondermeer dat vooral de parameters chlorofyl-a, CZV, koper en zink op te weinig meetpunten worden gemeten. Het is overigens de vraag of er bij Rijnland nog wel behoefte is aan informatie over de kwaliteitsontwikkeling van CZV, aangezien de CZV-metingen grotendeels eindigen rond 1982; na 2000 komen alleen nog zeer sporadisch meetwaarden voor. Verder blijkt dat de ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse beperkt is voor:

- o de bodemsoorten bebouwing en zand;
- o alle KRW-watertypen met uitzondering van M1 (gebufferde sloot);
- o de gebiedstypen bollenstreek, Boskoop, diepe polders en veenweidegebied.

Verder kan in het boezemgebied het aantal meetpunten voor trendanalyse worden teruggebracht, mits dat geen vermindering geeft voor de andere gebiedstypen, daar het boezemgebied sterke overlap heeft met andere gebiedstypen.

Tabel 9.2a: Per fysisch-chemische parameter en voor elke bodemsoort het aantal meetpunten met een meetreeks die voldoet aan de eisen voor trendanalyse met als startpunt 2002. Bij minder dan 20 meetpunten is de cel oranje gekleurd en bij meer dan 40 meetpunten is deze blauw gekleurd.

	Bodemsoort					Totaal
	bebouw	klei	veen	water	zand	
N	13	29	42	39	19	142
sNO3NO2	12	22	22	30	11	97
NH4	13	25	32	32	19	121
P	13	29	41	36	19	138
PO4	10	24	32	34	18	118
N/P-ratio	13	29	42	38	19	141
Chlf-a	9	11	22	36	6	84
BZV5a	12	26	33	36	17	124
CZV				1	3	4
O2	13	28	38	39	16	134
Doorzicht	13	36	40	60	15	164
Zwev stof	12	22	29	28	12	103
Watertemp	15	38	48	63	18	182
pH	14	38	47	60	16	175
Cl	13	37	45	45	18	158
Cu	11	9	15	27	6	68
Zn	11	10	16	30	6	73
Totaal	197	413	544	634	238	2026

Tabel 9.2b: Per fysisch-chemische parameter en voor elk KRW-watertype het aantal meetpunten met een meetreeks die voldoet aan de eisen voor trendanalyse met als startpunt 2002. Bij minder dan 20 meetpunten is de cel oranje gekleurd en bij meer dan 40 meetpunten is deze blauw gekleurd.

	KRW-type											Totaal
	M1	M3	M6	M7b	M8	M10	M14	M20	M23	M27	M30	
N	33	17	6	18	18	5	1	15	1	18	10	142
sNO3NO2	18	13	6	16	12	5		11	1	6	9	97
NH4	27	16	6	18	16	5		8	4	10	11	121
P	33	17	6	18	18	5		13		17	11	138
PO4	25	14	6	16	16	5		13	4	10	9	118
N/P-ratio	33	17	6	18	18	5	1	15		18	10	141
Chlf-a	5	13	6	16	2	4	1	16		16	5	84
BZV5a	25	16	6	16	12	4	1	14	4	16	10	124
CZV									4			4
O2	30	16	6	19	16	5		15	1	15	11	134
Doorzicht	28	17	6	16	14	6	2	33	2	24	16	164
Zweef stof	21	16	6	18	8	5		6		15	8	103
Watertemp	31	18	7	23	20	6	2	31	2	24	18	182
pH	29	18	6	19	20	6	2	30	2	25	18	175
Cl	32	17	7	23	19	5	1	15	5	18	16	158
Cu	3	13	5	17	2	5		9		7	7	68
Zn	4	13	5	17	2	5		11	1	8	7	73
Total	377	251	96	288	213	81	11	255	31	247	176	2026

Toelichting

M1: gebufferde sloot | M3: gebufferd regionaal kanaal | M6: groot, ondiep kanaal | M7b: groot, diep kanaal, met scheepvaart | M8: gebufferde laagveensloot | M10: laagveenvaart of -kanaal | M14: ondiepe, gebufferde plas | M20: matig groot en diep meer, gebufferd | M23: ondiepe, kalkrijke plas | M27: matig grote, ondiepe laagveenplas | M30: zwak brak water

Tabel 9.2c: Per fysisch-chemische parameter en voor elk gebiedstype het aantal meetpunten met een meetreeks die voldoet aan de eisen voor trendanalyse met als startpunt 2002. Bij minder dan 20 meetpunten is de cel oranje gekleurd en bij meer dan 40 meetpunten is deze blauw gekleurd.

	Gebiedstype						Totaal
	Bol	Bsk	Bzm	Dpp	Ste	Vw	
N	22	2	73	12	32	18	159
sNO3NO2	14	1	61	10	27	12	125
NH4	16	2	69	12	34	16	149
P	22	2	72	13	32	18	159
PO4	17	2	66	11	32	16	144
N/P-ratio	22	2	72	12	32	18	158
Chlf-a	9		57	2	18	2	88
BZV5a	16	1	66	12	32	12	139
CZV			4		4		8
O2	20	2	71	13	33	16	155
Doorzicht	19	1	85	20	35	14	174
Zwev stof	14	1	61	9	26	8	119
Watertemp	21	2	96	21	41	20	201
pH	20	2	90	21	38	20	191
Cl	19	2	81	21	42	19	184
Cu	6		58	4	20	2	90
Zn	8		60	5	21	2	96
Total	265	22	1142	198	499	213	2339

Toelichting

Bol: bollenstreek | Bsk: Gebied rond Boskoop | Bzm: boezem | Dpp: diepe polder | Ste: stedelijk gebied | Vw: veenweidegebied

Evaluatie ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse biologische waterkwaliteit

Tabel 9.3 vermeldt het aantal meetpunten waar momenteel biologische kwaliteitselementen worden bepaald (uitgedrukt in EKR).

Tabel 9.3: Het aantal meetpunten waar momenteel biologische kwaliteitselementen worden bepaald (uitgedrukt in EKR), per bodemsoort, KRW-watertype en gebiedstype. Bij minder dan 20 meetpunten is de cel oranje gekleurd en bij meer dan 40 meetpunten is deze blauw gekleurd.

Parameter	Bodemsoort					Totaal
	bebouw	klei	veen	water	zand	
EKR fytoplankton	23	28	43	96	13	210
EKR overige waterflora	60	143	211	195	65	717
EKR abundantie groeivormen	60	143	211	195	65	717
EKR fyto benthos	38	92	78	32	36	282
EKR macrofauna	45	122	137	75	59	469
Totaal	458	1090	1285	877	483	4422

Parameter	KRW-type											Totaal
	M1	M3	M6	M7b	M8	M10	M14	M20	M23	M27	M30	
EKR fytoplankton	15	15	12	26	8	9	4	50	5	43	18	210
EKR overige waterflora	167	48	23	23	95	15	1	122	3	141	38	717
EKR abundantie groeivormen	167	48	23	23	95	15	1	122	3	141	38	717
EKR fyto benthos	114	34	7	18	61	5		16		9	14	282
EKR macrofauna	144	46	16	24	90	12	2	28	1	56	21	469
Totaal	1369	322	134	178	790	106	9	480	24	540	257	4422

Parameter	Gebiedstype								Totaal
	Bol	Bsk	Bzm	Dg	Dpp	Ste	Vw		
EKR fytoplankton	18	1	125	5	18	45	8	220	
EKR overige waterflora	43	6	252	4	47	129	94	575	
EKR abundantie groeivormen	43	6	252	4	47	129	94	575	
EKR fyto benthos	26	4	101	1	40	78	61	311	
EKR macrofauna	35	6	169	1	44	101	89	445	
Totaal	316	51	1491	32	383	975	783	4031	

De meeste meetreeksen van biologische kwaliteitselementen zijn momenteel nog niet geschikt voor trendanalyse over de korte termijn, aangezien daarvoor minstens 3 jaarwaarden nodig zijn. De in tabel 9.3 vermelde aantallen geven daarom aan hoeveel meetpunten er over enige tijd geschikt zullen zijn voor zo'n analyse. De aantallen vermeld voor overige waterflora en de abundaties van groeivormen zijn geflatteerd, daar voor deze elementen ook de submonsterpunten van een aantal meetpunten van het KRW-meetnet zijn meegeteld.

Uit tabel 9.3 blijkt de ruimtelijke biologische meetinspanning voor trendanalyse beperkt voor:

- o de KRW-watertypen M6 (groot, ondiep kanaal), M10 (laagveenvaart of -kanaal), M14 (ondiepe, gebufferde plas) en M23 (ondiepe, kalkrijke plas). Deze typen komen overigens ook minder voor;
- o de gebiedstypen Boskoop en duingebied.

Verder blijkt fytoplankton in een aantal gevallen te weinig bemeten.

Voor een groot aantal combinaties van kwaliteitselement en bodemsoort, watertype en gebiedstype kan worden overwogen de ruimtelijke biologische meetinspanning voor de doel-

stelling trendanalyse terug te brengen, aangezien daarvoor meer dan 40 meetpunten beschikbaar zijn. Maar alvorens meetpunten te schrappen dient uiteraard te worden nagegaan welke ruimtelijke meetinspanning gewenst is voor het doel toestandsbeschrijving. Onze evaluatie is alleen in het licht van het doel trendanalyse.

9.3.2 *Evaluatie huidige temporele meetinspanning*

De optimale meetfrequentie is een functie van de meetdoelstelling, de geaccepteerde risico's op verkeerde conclusies, de verlangde nauwkeurigheden, de statistische eigenschappen (met name de temporele variabiliteiten) van de te meten processen en de bij de gegevensverwerking te hanteren statistische methoden. Aangezien elke meetreeks een afzonderlijk proces vertegenwoordigt, is maatwerk geboden bij het optimaliseren. Daar komt bij dat de meeste meetreeksen lastige statistische eigenschappen vertonen, zoals een scheve kansverdeling, seizoenseffecten en/of autocorrelatie. De trendanalyse moet dan vaak met één of andere robuuste, verdelingsvrije methode worden uitgevoerd. Maar die hebben als nadeel dat er geen wiskundige formules voorhanden zijn die hun onderscheidend vermogen relateren aan de meetfrequentie. Het is daarom niet mogelijk de optimale meetfrequentie per meetreeks af te leiden. Uit ervaring kunnen we echter stellen dat voor de trendanalyse van een meetreeks van de fysisch-chemische oppervlaktewaterkwaliteit een frequentie van bij voorkeur circa maandelijks, maar tenminste tweemaandelijks meten, doorgaans voldoende bruikbare resultaten oplevert. De meeste fysisch-chemische meetreeksen voldoen daar momenteel aan. Rijnland dient te overwegen in hoeverre de meetfrequenties van reeksen die daar niet aan voldoen moeten worden opgehoogd of verlaagd.

We raden overigens sterk af om een roulerend meetschema toe te passen voor meetpunten die dienen voor trendanalyse. Hiaten in een meetreeks verlagen namelijk het onderscheidend vermogen bij toetsen op trend.

9.3.3 *Van meetnet naar meetsysteem*

Tenslotte geven wij nog de volgende adviezen om het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland op te waarderen tot een meetsysteem.

1. Ga na welke doelgroepen er zijn en welke informatie zij wannéér en in wélke vorm geleverd willen zien. Probeer deze wensen te concretiseren tot het soort informatiedragers dat een meetsysteem kan leveren, namelijk tabellen, figuren, kaarten en al dan niet statistisch onderbouwde uitspraken. Dit voorkomt miscommunicatie. Leg ze bijvoorbeeld ook dit rapport over de trendanalyse voor en vraag in hoeverre de geleverde informatie bruikbaar voor ze is en of ze iets missen, of wellicht informatie te gedetailleerd vinden. Benut elke rapportage als een uitgelezen mogelijkheid om via terugkoppeling de informatiewensen van de doelgroepen helderder te krijgen.
2. Leg alle handelingen van de informatiestroom vast in procedures. Op basis van onze ervaringen bij deze studie constateren wij dat er voor het meetnet van Rijnland in ieder geval nog procedures nodig zijn voor het controleren van de gegevens (vóórdat ze opgeslagen worden), het opslaan van de gegevens (al dan niet gecensureerd), het verwerken van de gegevens tot de gewenste informatie en het rapporteren aan de doelgroepen.

9.4 **Samenvattende conclusies meetnetoptimalisatie**

Een optimaal meetnet levert de gewenste informatie tegen minimale inspanning. Een strikt kwantitatieve optimalisatie van het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland in het licht van de meetdoelstelling trendanalyse is echter niet mogelijk, ondermeer doordat de informatiewensen nog niet gedetailleerd en kwantificeerbaar in kaart zijn gebracht. Maar als we de wensen die Rijnland heeft geformuleerd voor deze trendanalysestudie afzetten tegen de mogelijkheden van de huidige meetinspanning, kunnen er toch enkele bruikbare

conclusies worden getrokken. Voor wat betreft de fysisch-chemische parameters blijkt dan dat vooral chlorofyl-a, CZV, koper en zink op te weinig meetpunten worden gemeten. Verder blijkt dat de fysisch-chemische ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse beperkt is voor:

- de bodemsoorten bebouwing en zand;
- alle KRW-watertypen met uitzondering van M1 (gebufferde sloot);
- de gebiedstypen bollenstreek, Boskoop, diepe polders en veenweidegebied.

Verder kan in het boezemgebied het aantal meetpunten voor trendanalyse worden teruggebracht, mits dat geen vermindering geeft voor de andere gebiedstypen, daar het boezemgebied sterke overlap heeft met andere gebiedstypen.

En voor wat betreft de biologische kwaliteitselementen blijkt de ruimtelijke meetinspanning voor trendanalyse beperkt voor:

- de KRW-watertypen M6 (groot, ondiep kanaal), M10 (laagveenvaart of -kanaal), M14 (ondiepe, gebufferde plas) en M23 (ondiepe, kalkrijke plas). Deze typen komen overigens ook minder voor;
- de gebiedstypen Boskoop en duingebied.

Verder blijkt fytoplankton in een aantal gevallen te weinig bemeten.

Voor een groot aantal combinaties van kwaliteitselement en bodemsoort, watertype en gebiedstype kan worden overwogen de ruimtelijke biologische meetinspanning voor de doelstelling trendanalyse terug te brengen, aangezien daarvoor meer dan 40 meetpunten beschikbaar zijn. Maar alvorens meetpunten te schrappen dient uiteraard te worden nagegaan welke ruimtelijke meetinspanning gewenst is voor het doel toestandsbeschrijving. Onze evaluatie is alleen in het licht van het doel trendanalyse.

Uit ervaring kunnen we stellen dat voor de trendanalyse van een meetreeks van de fysisch-chemische oppervlaktewaterkwaliteit een frequentie van bij voorkeur circa maandelijks, maar tenminste tweemaandelijks meten, doorgaans voldoende bruikbare resultaten oplevert. De meeste fysisch-chemische meetreeksen voldoen daar momenteel aan. Rijnland dient te overwegen in hoeverre de meetfrequenties van reeksen die daar niet aan voldoen moeten worden opgehoogd of verlaagd.

We raden overigens sterk af om een roulerend meetschema toe te passen voor meetpunten die dienen voor trendanalyse. Hiaten in een meetreeks verlagen namelijk het onderscheidend vermogen bij toetsen op trend

Tenslotte adviseren we om het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit van Rijnland op te waarderen tot een meetsysteem. Dit is een zodanige combinatie van een fysiek meetnet en een aantal procedures voor de informatiestroom, dat vrijwel automatisch de gewenste informatie op de juiste momenten en op maat wordt geleverd aan de verschillende doelgroepen. Dit geeft de meetinspanning een duidelijk bestaansrecht in de organisatie en zo wordt ook het risico verkleind dat deze het slachtoffer wordt van bezuinigingsoperaties. Belangrijke stappen die hiertoe kunnen worden genomen zijn:

1. Ga na welke doelgroepen er zijn en welke informatie zij wannéér en in wélke vorm geleverd willen zien. Probeer deze wensen te concretiseren tot het soort informatiedragers dat een meetsysteem kan leveren, namelijk tabellen, figuren, kaarten en al dan niet statistisch onderbouwde uitspraken.
2. Leg alle handelingen van de informatiestroom vast in procedures. Op basis van onze ervaringen bij deze studie constateren wij dat er voor het meetnet van Rijnland in ieder geval nog procedures nodig zijn voor het controleren van de gegevens (vóórdat ze opgeslagen worden), het opslaan van de gegevens (al dan niet gecensureerd), het verwerken van de gegevens tot de gewenste informatie en het rapporteren aan de doelgroepen.

Literatuur

Alden, R.W., Perry, E.S. and Lane, M.F. (2000). *A Comparison of Analytical Techniques for Determining Trends in Chesapeake Bay Water Quality Monitoring Program Data*. AMRL Technical Report # 3114. Applied Marine Research Laboratory, Norfolk, VA.

Baggelaar, P.K. (1988): *Tijdreeksanalyse bij verlagingsonderzoek: principe en voorbeeld*. H₂O (21), 1988, Nr. 16, blz. 443 – 450.

Baggelaar, P.K. (1992): *Naar een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning*. Kiwa-Mededeling 117, februari 1992, Nieuwegein.

Baggelaar, P.K. en Van Beek, C.G.E.M. (1995): *Suggesties voor optimalisatie van grootschalige meetnetten grondwaterkwaliteit*. Kiwa-rapport KOA 95.107, december 1995, Nieuwegein.

Baggelaar, P.K. en Van der Meulen, E.C.J. (2008): *Statistische analyse waterkwaliteit in beheersgebied waterschap Rijn en IJssel*. Icastat Statistisch Adviesbureau, Amstelveen, juni 2008, 49 blz.

Baggelaar, P.K. en Van der Meulen, E.C.J. (2009): *Historische en toekomstige ontwikkelingen chloridebelasting in het traject Lobith tot Andijk*. Rapport voor RIWA-Rijn, Vereniging van Rijnwaterbedrijven, augustus 2009, 108 blz.

Baggelaar, P.K. en Van der Meulen, E.C.J. (2010): *Trendanalist Gebruikershandleiding*. Icastat Statistisch Adviesbureau, Amstelveen en AMO Adviesbureau Modelleren en Optimalisatie, Hengelo, maart 2010, 39 blz.

Barendregt, A., Wever, M. en Bouman, H. (2002): *Bestrijdingsmiddelen in de bollenteelt: de effecten op de waterkwaliteit in Noord-Holland Noord*. H₂O, 23, 2002, blz. 23 – 26.

Bijkerk, R. [red.] (2010) : *Handboek Hydrobiologie. Biologische onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren*. Rapport 2010-28, Stichting Toegestemd Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.

Box, G.E.P. and Jenkins, G.M. (1976): *Time Series Analysis, Forecasting and Control*. Holden Day, San Francisco.

Bradley, J.V. (1968): *Distribution-Free Statistical Tests*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 388 blz.

Breukel, R.M.A. (1995): *A review of data processing and presentation techniques*. In: Proceedings of the international workshop Monitoring Tailor-Made - An international workshop on monitoring and assessment in water management. RIZA, Lelystad, 1995.

Cleveland, W.S. (1979): *Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots*. Journal of American Statistical Association 74, blz. 829 – 836.

Clopper, C.J. and Pearson, E.S. (1934): *The use of confidence or fiducial limits illustrated in the case of the binomial*. Biometrika, 26, pp. 404 – 413.

De Gruijter, J.J., Brus, D.J, Bierkens, M.F.P. and Knotters, M. (2006): *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Springer, 332 blz.

- Dodds, W.K. (2002): *Freshwater Ecology, concepts and environmental applications*. Academic Press, San Diego, 569 pp.
- Evers, C.H.M. en Knoben, R.A.E. [red] (2007): *Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport 2007-32b, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Franken, R.J.M., Gardeniers, J.J.P. en Peeters, E.T.H.M. (2006): *Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen (EBEO-systemen)*. Rapport 2006-04, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Gerrits, H. (2010): *Emissiebeheerplan Rijnland 2010 – 2015*. Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden, 4 november 2010, 190 blz.
- Gilbert, R.O. (1987): *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Reinhold, New York, 320 blz.
- Helsel, D.R. and Hirsch, R.M. (1988): *Discussion of paper by R.H. Montgomery and J.C. Loftis: Applicability of the t-test for detecting trends in water quality variables*. Water Resources Bulletin, vol. 24, blz. 201 - 204.
- Helsel, D.R. and Hirsch, R.M. (1992): *Statistical Methods in Water Resources*. Studies in Environmental Science 49. Elsevier, Amsterdam, 510 blz.
- Hirsch, R.M., Alexander, R.B. and Smith, R.A. (1991): *Selection of methods for the detection and estimation of trends in water quality*. Water Resources Research, vol. 27, no. 5, blz. 803 - 813, May 1991.
- Hofstra, M.A. (1995): *Information is vital for the national decision maker*. In: Proceedings of the international workshop Monitoring Tailor-Made - An international workshop on monitoring and assessment in water management. RIZA, Lelystad, 1995.
- Hoogheemraadschap van Rijnland (2009): *Waterrapportage 2009*. Rapport 10.33890, Team Monitoring, augustus 2010, Leiden, 53 blz.
- Klavers, H. en De Vries, A. (1993): *Vrachtberekenningsmethoden – Een casestudy voor Maas en Rijn*. DGW, Werkdocument GWWS-93.111X/RIZA-93.021X, Hetty Klavers (RIZA) en Arie de Vries (DGW), maart 1993, 83 blz.
- Molen, D.T. van der en Pot, R. [red] (2007): *Referenties en maatlatten voor meren en rivieren voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport 2007-32a, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht, inclusief aanvulling kleine wateren.
- Pot, R. (2010): *Toestand en trends in de waterkwaliteit van Nederlandse meren en plassen*. Onderzoeksrapport voor Rijkswaterstaat Waterdienst, Roelf Pot, Oosterhesselen.
- Redfield, A.C. (1958): *The biological control of chemical factors in the environment*. American Scientist, 46, pp. 205-221.
- Ter Braak, C. J. F. and Šmilauer, P. (2002): *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.

Van Herpen et al. (2009): *Quickscan precisie en betrouwbaarheid KRW-monitoringsprogramma's*. Van Herpen, F., Van Tongeren, O., Knobben, R., Baggelaar, P. en Van Loon, W. Rapport Rijkswaterstaat Waterdienst, 9V0539/R00002/902795/AH/DenB, 27 februari 2009, 68 blz. plus zes bijlagen.

Van der Meulen, E.C.J. (2007): *Handleiding Tijdreeksanalist*. AMO Adviesbureau Modelleren en Optimalisatie, Hengelo.

Van Veen, R. (1988): *Relativiteit van analyseresultaten in het wateronderzoek en -beheer*. DBW/RIZA-notitie, nr. 88.023 X, maart 1988, Lelystad.

Ward, R.C. and Loftis, J.C. (1986): *Establishing statistical design criteria for water quality monitoring systems: review and synthesis*. Water Resources Bulletin, vol. 22, no. 5, October 1986, pp. 759 - 767.

Ward, R.C., Loftis, J.C. and McBride, G.B. (1990): *Design of Water Quality Monitoring Systems*. Van Nostrand Reinhold, New York.

Ward, R.C. (1995a): *Monitoring Tailor-made: what do you want to know?* In: Proceedings of the international workshop Monitoring Tailor-Made - An international workshop on monitoring and assessment in water management. RIZA, Lelystad, 1995.

Ward, R.C. (1995b): *Water quality monitoring as an information system*. In: Proceedings of the international workshop Monitoring Tailor-Made - An international workshop on monitoring and assessment in water management. RIZA, Lelystad, 1995.

Bijlage 1: Toelichting op de uitgevoerde statistische trendanalyse

Trendanalyse is een statistische techniek om objectief vast te kunnen stellen of een bepaalde meetreeks een trend vertoont, waarbij tevens een schatting voor de grootte van de trend wordt gegeven. Onder het begrip trend verstaan we hier een permanente of semi-permanente verandering van het niveau van de meetreeks over een tijdshorizon van tenminste enkele jaren. Seizoensmatige veranderingen en kortstondige calamiteiten vallen daar dus niet onder.

Een statistische trendanalyse omvat per geanalyseerde reeks twee onderdelen, namelijk:

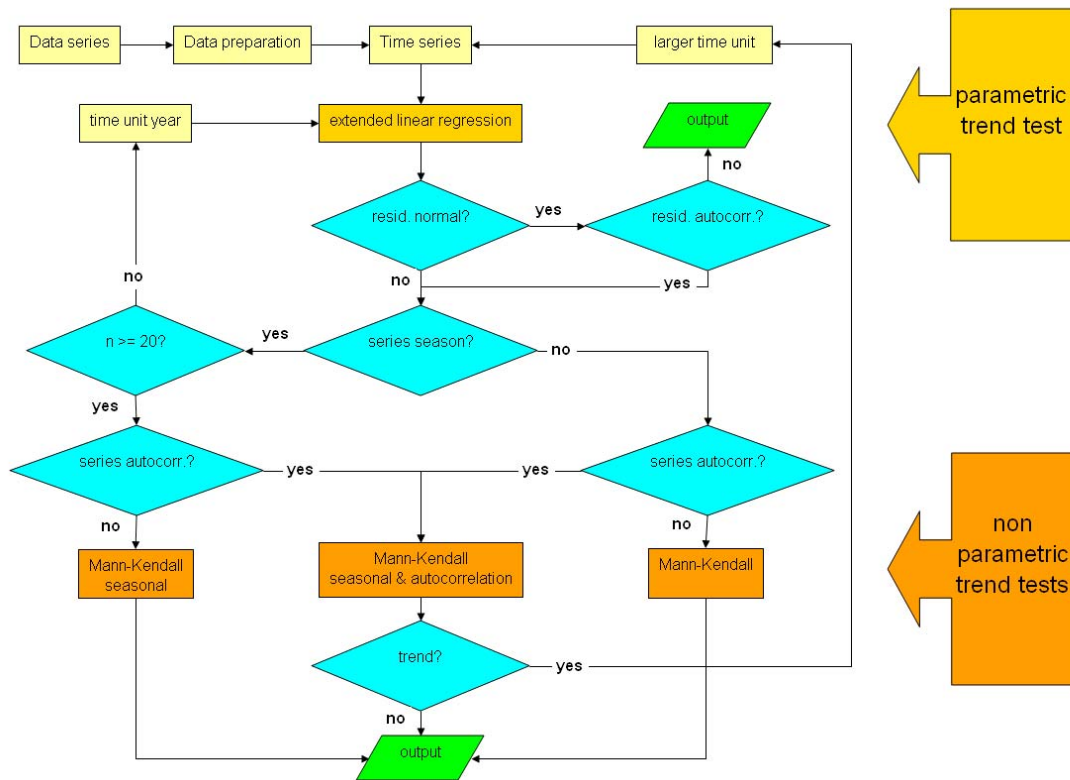
- (1) trenddetectie, leidend tot een uitspraak over het al of niet optreden van een statistisch significante trend;
- (2) trendkwantificering, leidend tot een schatting van de grootte van de trend (uitgedrukt als verandering per jaar).

1. Het programma *Trendanalist*

De trendanalyse is uitgevoerd met behulp van het door ons ontwikkelde programma *Trendanalist* [Baggelaar en Van der Meulen, 2010]. Het is speciaal ontwikkeld voor milieuonderzoek en kan dus ook rekening houden met de specifieke eigenschappen van variabelen van de oppervlaktewaterkwaliteit, zoals een niet-normale kansverdeling (al of niet door uitschieters), autocorrelatie, seizoenseffecten, gecensureerde meetwaarden en ontbrekende meetwaarden.

Afhankelijk van de statistische karakteristieken van de betreffende meetreeks (kansverdeling, autocorrelatie en/of seizoenseffecten) hanteert *Trendanalist* de trenddetectietoets en bijborende trendschatter die het best aansluiten op die karakteristieken, volgens het stroomschema van figuur b1.1. Daarbij kiest het interne expertsysteem van *Trendanalist* uit een zestal trenddetectietoetsen en een viertal daarop aansluitende trendschatters. Het betreft drie toetsen die gebaseerd zijn op de lineaire regressietoets en drie toetsen die gebaseerd zijn op de Mann-Kendall-toets, het verdelingsvrije equivalent van de lineaire regressietoets. Van beide toetssoorten zijn aangepaste versies beschikbaar om ook rekening te kunnen houden met seizoenseffecten en/of autocorrelatie. Deze flexibele aanpak geeft maatwerk en garandeert per reeks een maximaal onderscheidend vermogen bij de trenddetectie en ook een maximale precisie bij het trendschatten. Dit bewerkstelligt dat de in de meetreeksen aanwezige informatie – die vaak een grote inspanning aan bemonsterings- en analysekosten heeft gevegd – zo goed mogelijk wordt benut.

Figuur b1.1: De keuzeprocedure die het interne expertsysteem van Trendanalist volgt, om te bewerkstelligen dat voor elke meetreeks de meest geschikte trenddetectietoets wordt gehanteerd.



2. Trenddetectie met Trendanalist

Om tot objectieve en zo krachtig mogelijk trenddetectie te komen, is voor elke meetreeks de trenddetectietoets gehanteerd die het best aansluit op de karakteristieken van die reeks. De daartoe in *Trendanalist* ter beschikking staande trendtoetsen zijn in te delen in twee groepen, namelijk:

1. de *lineaire regressietoets* en zijn uitbreidingen;
2. de *Mann-Kendall-toets* en zijn uitbreidingen.

Een toets uit de eerste groep is van toepassing als de waarden van de meetreeks afkomstig zijn uit een normale kansverdeling. Als dat niet het geval is, is een toets uit de tweede groep van toepassing. Voor beide groepen zijn de uitbreidingen bedoeld om ook rekening te kunnen houden met seizoenseffecten en/of autocorrelatie.

In het nu volgende worden de verschillende trendtoetsen toegelicht.

2.1. Lineaire regressietoets en zijn uitbreidingen

Lineaire regressietoets

Als de waarden van de beschouwde variabele afkomstig zijn uit een normale verdeling, en geen seizoenseffecten en geen autocorrelatie vertonen, dan kan de lineaire regressietoets worden toegepast. Het daarbij gehanteerde model luidt als volgt:

$$Z_t = b_0 + b_1 \cdot T_t + e_t$$

met Z de waarden van de beschouwde variabele, b_0 het geschatte intercept, b_1 de geschatte lineaire helling, T de tijd, t de tijdsindex en tenslotte e het modelresidu. De toetsingsgrootheid L wordt berekend als:

$$L = \frac{b_1}{stft[b_1]}$$

met $stff[b_1]$ de standaardfout van de schatter van de lineaire helling. Als de modelresiduën ($e_1 \dots e_n$) afkomstig zijn uit dezelfde normale kansverdeling en tevens onafhankelijk van elkaar zijn, mogen we met $100\% \cdot (1-\alpha)$ betrouwbaarheid spreken van een trend, als geldt:

$$|L| > t_{(1-\alpha/2, n-2)} \text{ bij tweezijdig toetsen}$$

$$L > t_{(1-\alpha, n-2)} \text{ bij eenzijdig toetsen op een positieve trend}$$

$$L < t_{(\alpha, n-2)} \text{ bij eenzijdig toetsen op een negatieve trend}$$

met $t_{(1-\alpha/2, n-2)}$, $t_{(1-\alpha, n-2)}$ en $t_{(\alpha, n-2)}$ de Student-t-waarden met een eenzijdige onderschrijdingskans van respectievelijk $1-\alpha/2$, $1-\alpha$ en α bij $n-2$ vrijheidsgraden (n is hier het aantal waarden in de reeks).

Uitgebreide lineaire regressietoets

Als de waarden van de beschouwde variabele afkomstig zijn uit een normale verdeling en tevens seizoenseffecten en/of autocorrelatie vertonen, dan dient te worden getoetst op trend met een uitgebreide vorm van het lineaire regressiemodel, die luidt als volgt [Duin, 1993]:

$$Z_t = b_0 + b_1 \cdot T_t + \sum_{i=2}^s (\gamma_i \cdot I_i) + N_t$$

$$N_t = \phi_1 \cdot N_{t-1} + \dots + \phi_p \cdot N_{t-p} + e_t$$

met Z de waarden van de beschouwde variabele, b_0 het geschatte intercept, b_1 de geschatte lineaire helling, T de tijd, t de tijdsindex, s het aantal waarden per jaar (te interpreteren als het aantal seizoenen), i de seizoensindex, γ de seizoensinvloed, I het seizoen (dit is 1 als T_t in seizoen i valt en anders 0) en tenslotte N , de ruis van het model. De autocorrelatie van de ruis wordt beschreven door het tweede deel van het model, met e het modelresidu, ϕ_j de autoregressieve modelparameter van orde j en tenslotte p , de orde van dit autoregressieve model voor de ruis [Box and Jenkins, 1976]. Het eerste seizoen is niet opgenomen in dit uitgebreide model, zodat zijn (eventuele) effect zal zijn gevat in de schatting van het intercept (b_0). Een relevant seizoenseffect zal daardoor tot uiting komen in een statistisch significante invloed (γ_i) van minstens één van de andere seizoenen. De geschatte grootte van deze invloed vertegenwoordigt dan het verschil tussen het seizoenseffect van seizoen i en dat van het eerste seizoen. Om te kunnen toetsen op trend aan de hand van dit uitgebreide lineaire regressiemodel, moeten de modelresiduën ($e_1 \dots e_n$) afkomstig zijn uit dezelfde normale kansverdeling en tevens onafhankelijk van elkaar zijn. Het toetsen gaat dan als beschreven bij de (gewone) lineaire regressietoets, zij het dat het aantal vrijheidsgraden niet meer gelijk is aan $n-2$, maar aan $n-q$, waarbij q het aantal gehanteerde modelparameters is.

2.2. Mann-Kendall-toets en zijn uitbreidingen

Mann-Kendall-toets

De Mann-Kendall-toets op trend is verdelingsvrij en stelt dus geen voorwaarden aan het soort kansverdeling waar de waarden uit afkomstig zijn. De vooronderstellingen zijn dat de waarden nóch seizoenseffecten, nóch autocorrelatie vertonen. De toetsingsgrootheid S wordt berekend als [Mann, 1945, Kendall, 1938 en 1975]:

$$S = \sum_{t=1}^{n-1} \sum_{k=t+1}^n \text{sgn}[Z_k - Z_t]$$

met Z de waarden van de beschouwde variabele, t en k waarden van de tijdsindex, n het aantal waarden en $\text{sgn}[\]$ de signum-functie, volgens:

$$\begin{aligned} \operatorname{sgn}[\theta] &= 1 & \text{als } \theta > 0 \\ \operatorname{sgn}[\theta] &= 0 & \text{als } \theta = 0 \\ \operatorname{sgn}[\theta] &= -1 & \text{als } \theta < 0 \end{aligned}$$

De nulhypothese luidt dat de waarden $Z_1 \dots Z_n$ afkomstig zijn uit n onderling onafhankelijke en identieke kansverdelingen en dat er dus geen trend bestaat. Voor $n \leq 10$ is er een tabel beschikbaar met kritische waarden voor S onder de nulhypothese. Voor $n > 10$ zal S onder de nulhypothese een asymptotisch normale verdeling volgen en kan de volgende benadering worden gehanteerd. Onder de nulhypothese geldt voor de verwachtingswaarde en de variantie van S respectievelijk:

$$E[S] = 0 \quad \text{en} \quad \operatorname{Var}[S] = \frac{n \cdot (n-1) \cdot (2n+5)}{18}$$

Hieruit kunnen we, met behulp van een continuïteitscorrectie, de gestandaardiseerde toetsingsgrootte T berekenen, als:

$$\begin{aligned} T &= \frac{S-1}{\sqrt{\operatorname{Var}[S]}} & \text{als } S > 0 \\ T &= 0 & \text{als } S = 0 \\ T &= \frac{S+1}{\sqrt{\operatorname{Var}[S]}} & \text{als } S < 0 \end{aligned}$$

Onder de nulhypothese ('géén trend') volgt T een standaardnormale kansverdeling. We mogen met $100\% \cdot (1-\alpha)$ betrouwbaarheid spreken van een trend, als geldt:

$$\begin{aligned} |T| &> U_{(1-\alpha/2)} & \text{bij tweezijdig toetsen} \\ T &> U_{(1-\alpha)} & \text{bij eenzijdig toetsen op een positieve trend} \\ T &< U_{(\alpha)} & \text{bij eenzijdig toetsen op een negatieve trend} \end{aligned}$$

met $U_{(1-\alpha/2)}$, $U_{(1-\alpha)}$ en $U_{(\alpha)}$ de waarde van de standaardnormale kansverdeling met een eenzijdige onderschrijdingskans van respectievelijk $1-\alpha/2$, $1-\alpha$ en α .

Correctie voor gelijke waarden

Als er gelijke waarden¹¹ voorkomen, zal *Trendanalist* daarvoor corrigeren bij het berekenen van de variantie van S . Gelijke waarden kunnen bijvoorbeeld voorkomen als er meerdere gecensureerde waarden in een reeks voorkomen. *Trendanalist* zet elke gecensureerde waarde namelijk op de helft van de bijbehorende rapportagegrens en als er enkele gecensureerde waarden voorkomen ontstaan er dus enkele gelijke waarden.

Seizoenale Mann-Kendall-toets

De seizoenale Mann-Kendall-toets is een multivariate uitbreiding van de Mann-Kendall-toets voor het geval een reeks, waarvan de waarden niet afkomstig zijn uit een normale kansverdeling, seizoenseffecten vertoont [Hirsch et al., 1982]. De nulhypothese van de Mann-Kendall-toets, dat de waarden $Z_1 \dots Z_n$ afkomstig zijn uit n onderling onafhankelijke en identieke kansverdelingen, is dan immers te beperkt. Want door de seizoenseffecten zullen de verdelingen afhangen van de tijd van het jaar en dus niet meer identiek zijn. De multivariate uitbreiding houdt in dat voor elk afzonderlijk seizoen een toetsingsgrootte S_g wordt berekend, volgens:

$$S_g = \sum_{i=1}^{n_g-1} \sum_{k=i+1}^{n_g} \operatorname{sgn}[Z_{kg} - Z_{ig}]$$

met g de index voor het seizoen, n_g het aantal jaren met een waarde in seizoen g en i en k indices voor het jaar. Vervolgens wordt door sommatie van alle S_g -waarden de toetsingsgrootte S^* verkregen:

¹¹ In het Engels worden deze aangeduid als 'ties', of 'tied data'.

$$S^* = \sum_{g=1}^s S_g$$

met s het aantal seizoenen in een jaar. De nulhypothese luidt nu dat de waarden van de reeks afkomstig zijn uit n onderling onafhankelijke kansverdelingen, die voor een bepaald seizoen tevens identiek zijn. En de alternatieve hypothese luidt dat voor één of meer seizoenen de kansverdelingen niet identiek zijn, wat neerkomt op een monotone trend in één of meer seizoenen. Onder de nulhypothese geldt voor de verwachtingswaarde van S^* :

$$E[S^*] = \sum_{g=1}^s E[S_g] = 0$$

en voor de variantie van S^* :

$$\text{Var}[S^*] = \sum_{g=1}^s \text{Var}[S_g] + \sum_{g=1}^s \sum_{h \neq g}^s \text{Cov}[S_g, S_h]$$

Vanwege de onderlinge onafhankelijkheid geldt $\text{Cov}[S_g, S_h] = 0$, waardoor bovenstaande formule reduceert tot:

$$\text{Var}[S^*] = \sum_{g=1}^s \text{Var}[S_g] = \sum_{g=1}^s \frac{n_g \cdot (n_g - 1) \cdot (2n_g + 5)}{18}$$

Als het product van het aantal seizoenen (met beschikbare waarden) en het aantal jaren minstens 20 bedraagt, zal S^* onder de nulhypothese een asymptotisch normale verdeling volgen en kan de volgende benadering worden gehanteerd. Uit S^* kan, met behulp van een continuïteitscorrectie, de gestandaardiseerde toetsingsgrootte T worden berekend, als:

$$T = \frac{S^* - 1}{\sqrt{\text{Var}[S^*]}} \quad \text{als } S^* > 0$$

$$T = 0 \quad \text{als } S^* = 0$$

$$T = \frac{S^* + 1}{\sqrt{\text{Var}[S^*]}} \quad \text{als } S^* < 0$$

Onder de nulhypothese ('géén trend') volgt T een standaardnormale kansverdeling. We mogen met $100\% \cdot (1-\alpha)$ betrouwbaarheid spreken van een trend, als geldt:

$$|T| > U_{(1-\alpha/2)} \quad \text{bij tweezijdig toetsen}$$

$$T > U_{(1-\alpha)} \quad \text{bij eenzijdig toetsen op een positieve trend}$$

$$T < U_{(\alpha)} \quad \text{bij eenzijdig toetsen op een negatieve trend}$$

met $U_{(p)}$ de waarde van de standaardnormale kansverdeling met eenzijdige onderschrijdingskans p .

Correcties voor ontbrekende waarden en voor gelijke waarden

Trendanalist zal zowel in het geval van ontbrekende waarden als in het geval van gelijke waarden specifieke correcties uitvoeren bij de berekeningen.

Seizoendale Mann-Kendall-toets met verdiscontering van autocorrelatie

De seizoenale Mann-Kendall-toets met verdiscontering van autocorrelatie is een verdere uitbreiding van de seizoenale Mann-Kendall-toets voor het geval een reeks, waarvan de waarden niet afkomstig zijn uit een normale kansverdeling, behalve seizoenseffecten ook autocorrelatie vertoont [Hirsch and Slack, 1984]. Vanwege de autocorrelatie geldt nu niet $\text{Cov}[S_g, S_h] = 0$, zodat deze bij het schatten van de variantie van S^* wel degelijk een rol speelt, volgens:

$$\text{Var}[S^*] = \sum_{g=1}^s \text{Var}[S_g] + \sum_{g=1}^s \sum_{h \neq g}^s \text{Cov}[S_g, S_h]$$

Als het product van het aantal seizoenen (met beschikbare waarden) en het aantal jaren minstens 20 bedraagt, zal S^* onder de nulhypothese een asymptotisch normale verdeling volgen en kan worden getoetst met de gestandaardiseerde toetsingsgrootte T , zoals beschreven bij de (gewone) Mann-Kendall-toets.

Om er van uit te kunnen gaan dat het empirische significantieniveau in de buurt ligt van het nominale significantieniveau, dient het product van het aantal seizoenen (met beschikbare waarden) en het aantal jaren minstens 60 te bedragen.

Correcties voor ontbrekende waarden en voor gelijke waarden

Trendanalist zal zowel in het geval van ontbrekende waarden als in het geval van gelijke waarden specifieke correcties uitvoeren bij de berekeningen.

3. Trendkwantificering met Trendanalist

Voor wat betreft de trendkwantificering is per tijdreeks de grootte van de trend geschat als de lineaire regressiehelling (in het geval van een normale kansverdeling), met Theil's helling (in het geval van een niet-normale kansverdeling en geen seizoenseffecten), of met Kendall's seizoenshelling (in het geval van een niet-normale kansverdeling en wel seizoenseffecten), ongeacht of er een statistisch significante trend in de tijdreeks is gedetecteerd. Aangezien ook bij de keuze voor een trendtoets wordt afgegaan op kansverdeling, seizoenseffecten en autocorrelatie, zijn altijd dezelfde combinaties van trendtoets en trendschatter gehanteerd. Deze combinaties zijn vermeld in tabel b1.1.

Tabel b1.1: De vaste combinaties van trendtoets en trendschatter die door Trendanalist worden gehanteerd.

Trendtoets	Trendschatter
(Uitgebreide) lineaire regressie	Lineaire regressiehelling
Mann-Kendall	Theil's helling
Seizoenale Mann-Kendall	Kendall's seizoenshelling
Seizoenale Mann-Kendall met verdiscontering autocorrelatie	Kendall's seizoenshelling

Theil's helling

In het geval van een niet-normale kansverdeling en geen seizoenseffecten (bijvoorbeeld doordat de tijdseenheid een jaar of meer bedraagt), wordt een trend door Trendanalist geschat als Theil's helling, b_{Th} [Theil, 1950, Sen, 1968]. Dit is de mediaan van alle mogelijke hellingen tussen de afzonderlijke waarden in de tijdreeks:

$$b_{Th} = \text{mediaan} \left[\frac{Z_t - Z_k}{T_t - T_k} \text{ voor alle } 1 \leq k < t \leq n \right]$$

met Z de waarden van de beschouwde variabele, T de tijd, t en k waarden van de tijdsindex en n het aantal waarden in de reeks.

Kendall's seizoenshelling

In het geval van een niet-normale kansverdeling en wel seizoenseffecten, wordt een trend door Trendanalist geschat als Kendall's seizoenshelling [Sen, 1968; Hirsch et al., 1982], gedefinieerd als:

$$b_{K_s} = \text{mediaan} \left[\frac{Z_{tj} - Z_{kj}}{T_t - T_k} \text{ voor alle } 1 \leq k < t \leq n_j \text{ en voor } j = 1, \dots, s \right]$$

met b_{K_s} Kendall's seizoenshelling (eenheid/jaar), Z de waarden van de beschouwde variabele, T de tijd, t en k waarden van de jaarindex, j de seizoensindex en n_j het aantal jaar met een tijdreekswaarde in seizoen j . Deze hellingen worden bepaald voor alle $1 \leq k < t \leq n_j$ en voor $j=1, \dots, s$, met s het aantal tijdreekswaarden in een jaar (bij analyse op maandschaal is s bijvoorbeeld 12). Vervolgens wordt Kendall's seizoenshelling berekend als de mediaan van alle hellingen tussen tijdreekswaarden die precies een heel aantal jaren uit elkaar liggen.

Het is een niet-parametrische (of ook wel verdelingsvrije) schatter, vrij resistent tegen de invloed van extremen in de waarden, omdat de mediaan van alle individuele hellingen wordt gebruikt. Daarnaast wordt de schatter niet beïnvloed door seizoenseffecten, omdat de hellingen slechts worden bepaald voor waarden uit hetzelfde seizoen, die één of meer jaren uit elkaar liggen. Verder is de schatter zuiver - dat wil zeggen zonder systematische fout - en met een grotere precisie dan lineaire regressie bij het soort tijdreeksen dat kenmerkend mag worden geacht voor parameters van de waterkwaliteit, dat wil zeggen met seizoenseffecten, autocorrelatie en een scheve kansverdeling [Hirsch et al., 1982].

Trendlijn

Om de geschatte trend van een tijdreeks grafisch te kunnen weergeven in een trendlijn, is tevens een schatting van het intercept (b_0) nodig. Dit is het snijpunt van de trendlijn met de Y-as voor de tijdsindex $t = 0$.

Intercept in geval van normale kansverdeling

Als er sprake is van een normale kansverdeling, dan maakt de schatting van het intercept deel uit van de schatting van het uitgebreide lineaire regressiemodel. Als er daarbij ook sprake is van een seizoenseffect, dan wordt het geschatte intercept gecorrigeerd voor het daarin vervatte seizoenseffect.

Intercept in geval van geen normale kansverdeling

Als er geen sprake is van een normale kansverdeling, dan wordt het intercept verdelingsvrij geschat, volgens [Conover, 1980]:

$$b_0 = \text{mediaan}[Z_t \text{ voor } 1 \leq t \leq n] - b_1 \cdot \text{mediaan}[T_t \text{ voor } 1 \leq t \leq n]$$

met Z de waarden van de beschouwde variabele, T de tijd, t de tijdsindex, n het aantal waarden in de reeks en b_1 de geschatte helling (dit is dan Theil's helling of Kendall's seizoenshelling).

De resulterende trendlijn

Met het geschatte intercept en de geschatte helling kan tenslotte de trendlijn worden berekend, volgens:

$$\hat{Z}_t = b_0 + b_1 \cdot T_t$$

4. Automatische keuzeprocedure van *Trendanalist*

Om te bewerkstelligen dat voor elke meetreeks de meest geschikte trendtoets wordt gehanteerd, volgt de automaat van *Trendanalist* een keuzeprocedure (zie figuur b1.1). Deze wordt in het nu volgende stapsgewijs toegelicht.

Stap 1: Voorbewerking meetreeks

Meetreeksen van milieuvariabelen zijn zelden direct geschikt voor trendanalyse, vanwege uitschieters, veranderingen in meetfrequentie, ontbrekende waarden, of gecensureerde waarden. *Trendanalist* zal daarom eerst elke meetreeks controleren op dergelijke ongewenste karakteristieken en vervolgens zonedig aanpassingen aanbrengen. In het nu volgende is aangegeven hoe dat geschiedt. Eerst wordt echter toegelicht met welke tijdseenheden *Trendanalist* de trendanalyse uitvoert.

Gehanteerde tijdseenheid bij de trendanalyse

Trendanalist voert alleen trendanalyses uit op tijdreeksen met één van de zeven in tabel b1.2 vermelde tijdseenheden.

Tabel b1.2: De tijdseenheden waarop *Trendanalist* trendanalyse kan uitvoeren.

Tijdseenheid	Aantal waarden per jaar
Vier weken	13
Maand	12
Twee maanden	6
Kwartaal	4
Vier maanden	3
Zes maanden	2
Jaar	1

De redenen waarom geen trendanalyse wordt uitgevoerd op tijdreeksen met een kortere tijdseenheid dan vier weken zijn:

1. eventuele seizoenseffecten zijn dan moeilijker te herkennen;
2. de autocorrelatie kan dan zulke grote vormen aannemen, dat elke trendtoets daardoor onbruikbaar wordt.

Bij de voorbewerking wordt elke meetreeks omgezet in een tijdreeks met één van de in tabel b1.1 vermelde tijdseenheden. De tijdseenheid die het best past bij een meetreeks is de eerste tijdseenheid die een tijdreeks oplevert met minder dan 30% ontbrekende waarden. De zoektocht begint bij de tijdseenheid die het dichtst bij het meest voorkomende meetinterval in de meetreeks ligt en als de tijdreeks minstens 30% ontbrekende waarden bevat wordt een grotere tijdseenheid genomen, totdat de reeks minder dan 30% ontbrekende waarden bevat.

Het omzetten van een meetreeks naar een tijdreeks geschiedt door alle waarden van de meetreeks die binnen de tijdseenheid van de tijdreeks vallen te vervangen door hun *mediaan*. Dit principe wordt ook gehanteerd om een tijdreeks om te zetten naar een tijdreeks met een grotere tijdseenheid.

Speciale criteria voor het omzetten naar een tijdreeks op jaarbasis

Als enige uitzondering mag bij de tijdseenheid 'Jaar' meer dan 30% van de jaren leeg zijn, op voorwaarde dat er wel minstens voor drie van de kalenderjaren een jaarwaarde is. De criteria die worden gehanteerd voor een jaarwaarde zijn:

- a. als er in een kalenderjaar minstens twee meetwaarden voorkomen, dan is hun mediaan (of hun rekenkundig gemiddelde, als die optie door de gebruiker is geselecteerd) de jaarwaarde;
- b. als er in een kalenderjaar maar één meetwaarde is, dan krijgt dat kalenderjaar geen jaarwaarde, tenzij er in geen van de andere kalenderjaren meer dan één meetwaarde voorkomt, want dan is de meetwaarde de jaarwaarde.

Op deze wijze wordt voorkomen dat er een tijdreeks ontstaat met zowel enkelvoudige meetwaarden als medianen (of gemiddelden) van meetwaarden. De statistische toetsen gaan er namelijk van uit dat alle waarden in de tijdreeks dezelfde nauwkeurigheid hebben en dat is niet het geval als er zowel meetwaarden als medianen van meetwaarden in de tijdreeks voorkomen. Dit zal overigens ook al niet het geval zijn – zij het in mindere mate – als de jaren sterk verschillende aantallen meetwaarden bevatten, maar het is moeilijk daar passende criteria in het programma voor op te nemen. De gebruiker dient er daarom ook zelf op toe te zien dat er geen reeksen aan *Trendanalist* worden aangeboden met té sterk wisselende meetfrequenties.

Gecensureerde waarden

Gecensureerde waarden worden door *Trendanalist* op de helft van de betreffende rapportagegrens gesteld. De waarde '< 1', zal dus op '0,5' worden gesteld. Voor deze studie hebben we het principe aangepast en worden alle waarden onder de hoogste rapportagegrens op de helft van die grens gezet, ongeacht of ze al of niet gecensureerd zijn (zie de toelichting in § 3.2.3 van dit rapport).

Stap 2: Uitgebreide lineaire regressie

Nadat de meetreeks is voorbereid en omgezet tot tijdreeks, wordt nagegaan of bij de beschrijving van de tijdreeks met een uitgebreide vorm van het lineaire regressiemodel voldaan wordt aan de randvoorwaarden om te kunnen toetsen op trend met dit model. Die randvoorwaarden zijn dat de modelresiduën ($e_1 \dots e_n$) afkomstig zijn uit dezelfde normale kansverdeling en tevens onafhankelijk van elkaar zijn. Daartoe wordt de volgende uitgebreide vorm van het lineaire regressiemodel geschat:

$$Z_t = b_0 + b_1 \cdot T_t + \sum_{i=2}^s (\gamma_i \cdot I_i) + N_t$$

$$N_t = \phi_1 \cdot N_{t-1} + e_t$$

met Z de waarden van de beschouwde variabele, b_0 het geschatte intercept, b_1 de geschatte lineaire helling, T de tijd, t de tijdsindex, s het aantal waarden per jaar (te interpreteren als het aantal seizoenen), i de seizoensindex, γ de seizoensinvloed, I het seizoen (dit is 1 als T_t in seizoen i valt en anders 0) en tenslotte N , de ruis van het model. De autocorrelatie van de ruis wordt beschreven door het tweede deel van het model, met e het modelresidu en ϕ_1 de 1^e-orde autoregressieve modelparameter.

Enkele details

- Als blijkt dat een seizoensinvloed (γ_i) en/of de 1^e-orde autoregressieve modelparameter (ϕ_1) statistisch niet-significant is, zal *Trendanalist* een minder uitgebreide vorm van het model schatten, zónder die niet-significante modelparameters.
- Als de tijdreeks bestaat uit één waarde per jaar ($s=1$), dan vervalt de seizoensterm.
- Het gehanteerde ruismodel is 1^e-orde autoregressief. Voor de meeste tijdreeksen van milieuvariabelen zal dit volstaan om de autocorrelatiestructuur te beschrijven. Mocht blijken dat dit niet volstaat – doordat de modelresiduën nog autocorrelatie vertonen – dan zal dat doorgaans wijzen op een trend, die niet afdoende kan worden beschreven

door de lineaire helling b_1 . *Trendanalist* zal dan verder zoeken onder de verdelingsvrije Mann-Kendall-toetsen.

Stap 3: Zijn de modelresiduën afkomstig uit een normale kansverdeling?

Na het schatten van het uitgebreide lineaire regressiemodel zal *Trendanalist* nagaan of de modelresiduën afkomstig zijn uit een normale kansverdeling. Daartoe wordt de Lilliefors-toets op normaliteit gehanteerd [Lilliefors, 1967 en 1969]. Dit is een aanpassing van de Kolmogorov-Smirnov-toets op normaliteit, voor situaties waarin het gemiddelde en de standaardafwijking van de populatie moeten worden geschat uit de steekproefgegevens.

De toets berust op het vergelijken van de cumulatieve frequentieverdeling van de steekproef met die van de normale kansverdeling waar de steekproef volgens de nulhypothese uit afkomstig zou zijn. De cumulatieve frequentieverdeling van de steekproef ($F_s(e)$) wordt berekend door voor elk modelresidu ($e_t, t=1, \dots, n$) de empirische onderschrijdingskans te berekenen. Daartoe sorteren we eerst de modelresiduën van klein naar groot ($e_r, r=1, \dots, n$):

$$F_s(e_r) = \frac{r}{n}$$

Om de cumulatieve frequentieverdeling van de hypothetische normale kansverdeling ($F_p(e)$) te kunnen bepalen, moet eerst elk modelresidu ($e_t, t=1, \dots, n$) worden gestandaardiseerd, volgens:

$$u_t = \frac{e_t - \bar{e}}{s_e}$$

met \bar{e} en s_e respectievelijk het gemiddelde en de standaardafwijking van de populatie modelresiduën, zoals geschat uit de steekproef. Vervolgens moet van elke u_t de eenzijdige onderschrijdingskans worden bepaald, zijnde de eenzijdige onderschrijdingskans van de waarde u_t van de standaardnormale kansverdeling.

De toetsingsgrootte D van de Lilliefors-toets is vervolgens het maximale absolute verschil van beide cumulatieve frequentieverdelingen, volgens:

$$D = \max[|F_s(e) - F_p(e)|]$$

De kritische waarden voor D zijn voor verschillende steekproefgroottes en significantieniveaus getabelleerd. Als D groter is dan de daarvoor geldende kritische waarde kunnen we er niet van uit gaan dat de modelresiduën afkomstig zijn uit een normale kansverdeling. De automaat van *Trendanalist* zal dan verder zoeken onder de verdelingsvrije Mann-Kendall-toetsen.

Stap 4: Vertonen de modelresiduën autocorrelatie?

Als uit stap 3 is gebleken dat de modelresiduën afkomstig zijn uit een normale kansverdeling, zal de automaat van *Trendanalist* nagaan of de modelresiduën autocorrelatie vertonen. Daartoe wordt de Portmanteau-toets gehanteerd. Deze toets baseert zich op een som van de gekwadrateerde autocorrelatiecoëfficiënten van de modelresiduën. De autocorrelatiecoëfficiënt is een maat voor de lineaire samenhang tussen waarden die zijn gescheiden door een bepaald tijdsinterval. Deze maat wordt geschat als [Box and Jenkins, 1976]:

$$\hat{\rho}_k = \frac{\sum_{t=1}^{n-k} (e_t - \bar{e}) \cdot (e_{t+k} - \bar{e})}{\sum_{t=1}^n (e_t - \bar{e})^2}$$

met $\hat{\rho}_k$ de geschatte autocorrelatiecoëfficiënt voor tijdsinterval k , e het modelresidu, t de tijdsindex, \bar{e} het gemiddelde van de modelresiduën en n het aantal modelresiduën. De toetsingsgrootte Q_M van de Portmanteau-toets wordt berekend als [Ljung and Box, 1978]:

$$Q_M = n \cdot (n + 2) \cdot \sum_{k=1}^M \frac{\hat{\rho}_k^2}{n - k}$$

met M het aantal tijdsintervallen waarover de autocorrelatie wordt beschouwd (zie onder) en n het aantal modelresiduën. Onder de nulhypothese ('géén autocorrelatie') zal Q_M afkomstig zijn uit een χ^2 -verdeling met M vrijheidsgraden. We mogen daarom met $100\% \cdot (1 - \alpha)$ betrouwbaarheid aannemen dat de modelresiduën autocorrelatie vertonen als geldt:

$$Q_M > \chi_{(1-\alpha, M)}^2$$

met $\chi_{(1-\alpha, M)}^2$ de waarde van de χ^2 -verdeling met een eenzijdige onderschrijdingskans van $1 - \alpha$ bij M vrijheidsgraden.

Het aantal tijdsintervallen waarover de autocorrelatie wordt beschouwd (M) bedraagt tweemaal het aantal tijdseenheden per jaar, echter met als minimum 5 en als maximum 15. Dus bij de tijdseenheden 'Vier weken' en 'Maand' is M 15 en bij 'Twee maanden' is deze 12, bij 'Kwartaal' is deze 8, bij 'Vier maanden' is deze 6 en bij 'Zes maanden' en 'Jaar' is deze 5.

Als uit de stappen 3 en 4 is gebleken dat de modelresiduën afkomstig zijn uit een normale kansverdeling en geen autocorrelatie vertonen, dan zal *Trendanalist* het resultaat van de uitgebreide lineaire regressietoets op trend presenteren voor de betreffende tijdreeks. Maar als niet is voldaan aan de randvoorwaarden van normaliteit en geen autocorrelatie, dan zal *Trendanalist* zijn keuzeprocedure vervolgen met de onderstaande stap 5.

Stap 5: Vertoont de tijdreeks seizoenseffecten?

Om na te gaan of de tijdreeks seizoenseffecten vertoont hanteert *Trendanalist* de Kruskal-Wallis-toets, het verdelingsvrije alternatief voor variantieanalyse. Als de tijdreeks echter hoogstens één waarde per jaar bevat, kan er niet worden getest op seizoenseffecten en wordt de keuzeprocedure vervolgd met stap 7.

Aangezien de Kruskal-Wallis-toets uitgaat van onafhankelijke waarden en beter zal werken op een trendloze reeks, zal *Trendanalist* de toets uitvoeren op een hulpreeks, die zo goed mogelijk aan die eisen voldoet. Deze hulpreeks wordt vervaardigd door:

1. als de tijdreeks meer dan één waarde per kwartaal bevat, deze om te zetten tot een reeks van kwartaalwaarden. Op kwartaalbasis zal er namelijk minder autocorrelatie optreden dan op vierwekelijkse, of maandelijkse basis. Het omzetten geschiedt door alle waarden van de tijdreeks die binnen een bepaald kwartaal vallen te vervangen door hun *mediaan* (dus ongeacht wat er in 'Opties' is aangegeven als middelingsmethode);
2. de reeks zo goed mogelijk van een eventuele trend te ontdoen, door van elke waarde de bijbehorende waarde van de trendlijn (met Kendall's seizoenshelling) af te trekken.

De Kruskal-Wallis-toets hanteert dan het volgende model:

$$Z'_{ij} = \mu + \gamma_j + e_{ij}$$

met Z'_{ij} de waarde van de hulpreeks in jaar i ($i=1 \dots r$) en seizoen j ($j=1 \dots s$), μ het populatie-gemiddelde, γ het populatie-effect van seizoen j en e_{ij} de betreffende modelafwijking.

De nulhypothese ('géén seizoenseffecten') kan worden vertaald als:

$$H_0: \gamma_1 = \gamma_2 = \dots = \gamma_s$$

En de alternatieve hypothese luidt dat het populatie-effect van minstens één van de seizoenen ongelijk is aan dat van de andere seizoenen.

De procedure voor de toets kent dan de volgende stappen:

- rangschik de waarden Z'_{ij} van klein naar groot;
- ken deze waarden dan rangnummers R_{ij} toe ($1 \dots n$, waarbij $n=r \cdot s$);
- bereken de variantie van de rangnummers, volgens:

$$s_R^2 = \frac{1}{n-1} \left[\sum_{i=1}^r \sum_{j=1}^s R_{ij}^2 - \frac{n \cdot (n+1)^2}{s} \right]$$

- bereken de toetsingsgrootte T volgens:

$$T = \frac{1}{s_R^2} \left[\sum_{j=1}^s \frac{R_{+j}^2}{r} - \frac{n \cdot (n+1)^2}{s} \right]$$

met R_{+j} de som van alle rangnummers in seizoen j .

Omdat T onder H_0 een χ^2 -verdeling zal volgen met $s-1$ vrijheidsgraden, kan met $100\% \cdot (1-\alpha)$ betrouwbaarheid worden aangenomen dat de reeks seizoenseffecten vertoont als geldt:

$$T > \chi^2_{(1-\alpha, s-1)}$$

met $\chi^2_{(1-\alpha, s-1)}$ de χ^2 -waarde met een éézijdige onderschrijdingskans van $1-\alpha$ bij $s-1$ vrijheidsgraden.

Stap 6: Bevat de tijdreeks minstens 20 waarden?

Als blijkt dat de reeks seizoenseffecten vertoont komen alleen nog de twee Mann-Kendall-toetsen met seizoenscorrectie in aanmerking. Aangezien beide als eis hebben dat de tijdreeks minstens 20 waarden bevat, zal *Trendanalist* nagaan of dit het geval is. Als dat inderdaad het geval is wordt de keuzeprocedure vervolgd met stap 7, anders wordt de tijdreeks omgezet tot een reeks van jaarwaarden (door per jaar de mediaan of het gemiddelde van de waarden te nemen) en wordt teruggegaan naar stap 2 (uitgebreide lineaire regressie).

Stap 7: Vertoont de tijdreeks autocorrelatie?

Om na te gaan of de tijdreeks autocorrelatie vertoont hanteert *Trendanalist* de runstoets, een verdelingsvrije toets. Aangezien het hierbij gaat om de autocorrelatie die resteert nadat de tijdreeks is ontdaan van een eventuele trend en eventuele seizoenseffecten, zal *Trendanalist* de toets uitvoeren op een hulpreeks, die zo goed mogelijk is ontdaan van die karakteristieken. Deze hulpreeks wordt vervaardigd door:

1. de reeks eerst zo goed mogelijk van een eventuele trend te ontdoen, door van elke waarde de bijbehorende waarde van de trendlijn (met Kendall's seizoenshelling) af te trekken;
2. indien er sprake is van seizoenseffecten (volgens de Kruskal-Wallis-toets) zal *Trendanalist* van deze reeds voor trend gecorrigeerde reeks per seizoen de mediaan berekenen en vervolgens van elke reekswaarde de bijbehorende seizoensmediaan af trekken.

We definiëren een 'run' als een aaneengesloten groep waarden die alle aan dezelfde kant van de mediaan van de reeks liggen. De toetsingsgrootte van de runstoets is het aantal runs (r), met verwachtingswaarde:

$$E[r] = 1 + \frac{2n_1 \cdot n_2}{n_1 + n_2}$$

en variantie:

$$\text{Var}[r] = \frac{2n_1 \cdot n_2 \cdot (2n_1 \cdot n_2 - n_1 - n_2)}{(n_1 + n_2)^2 \cdot (n_1 + n_2 - 1)}$$

met n_1 het aantal waarden bóven en n_2 het aantal waarden ónder de mediaan. Als één van deze groter dan 20 is, zal r onder de nulhypothese ('geén autocorrelatie') een normale kansverdeling volgen. De gestandaardiseerde waarde van r (T_r) zal dan een standaardnormale kansverdeling volgen:

$$T_r = \frac{r - E[r]}{\sqrt{\text{Var}[r]}}$$

We mogen daarom met 100%·(1- α) betrouwbaarheid aannemen dat de reeks autocorrelatie vertoont als voor de absolute waarde van T_r geldt:

$$|T_r| > U_{(1-\alpha/2)}$$

met $U_{(1-\alpha/2)}$ de waarde van de standaard-normale kansverdeling met een eenzijdige onderschrijdingskans van $1-\alpha/2$. Als nóch n_1 , nóch n_2 groter is dan 20, worden tabellen met kritische waarden voor r gebruikt.

Voor de runstoets zijn geen kritische waarden beschikbaar als n_1 en/of n_2 kleiner is dan 10, wat pas mogelijk is bij een tijdreeks met minder dan 20 waarden. Het stroomschema zal er in dergelijke gevallen van uitgaan dat de tijdreeks geen autocorrelatie vertoont. Het aantal tijdreekswaarden kan namelijk alleen kleiner zijn dan 20 bij de tijdseenheden 'Vier maanden', 'Zes maanden' en 'Jaar' - aangezien *Trendanalist* slechts tijdreeksen analyseert van minstens 5 jaar lengte - en bij dergelijke grote tijdseenheden is autocorrelatie minder waarschijnlijk.

Stap 8: Is er een statistisch significante trend gedetecteerd?

Voor een aantal tijdreeksen zal bij het doorlopen van de keuzeprocedure de seizoenale Mann-Kendall-toets met verdiscontering van autocorrelatie de meest geschikte trendtoets blijken. Maar als die toets geen statistisch significante trend (of stijging of daling) detecteert, zal *Trendanalist* de tijdreeks omzetten naar de eerstvolgende grotere tijdseenheid en de keuzeprocedure weer opnieuw doorlopen vanaf de uitgebreide lineaire regressie (stap 2). Het is namelijk gebleken dat het onderscheidend vermogen van de seizoenale Mann-Kendall-toets met verdiscontering van autocorrelatie in bepaalde gevallen dermate gering is, dat het loont de tijdreeks om te zetten naar een grotere tijdseenheid, aangezien dan wellicht een andere trendtoets, zoals de uitgebreide lineaire regressietoets of de seizoenale Mann-Kendall-toets, kan worden gehanteerd [Baggelaar en Baggelaar, 1991]. *Trendanalist* zal voor een meetreeks het resultaat presenteren van de laatste trendtoets die bij het doorlopen van de keuzeprocedure is gehanteerd.

Bijlage 2: Trendpalet fysisch-chemische parameters - startjaar 1985

Toelichting op het trendpalet

Elke cel geeft met een kleur het oordeel over een trend, per combinatie van meetpunt (rij) en parameter (kolom). Als er geen statistisch significante trend is gedetecteerd (hier met 95% betrouwbaarheid), dan is de cel geel gekleurd. Een statistisch significante verbetering is groen gekleurd en een statistisch significante verslechtering is rood gekleurd¹², behalve bij de N/P-ratio en de zuurgraad (pH), waar immers niet een eenduidig oordeel kan worden verbonden aan een trendrichting. Elke statistisch significante trend is relatief uitgedrukt, als percentage verandering per jaar ten opzichte van de mediaan van de meetreeks.

Door de stoplichtkleuren is aan de hand van een trendpalet direct zichtbaar welke parameters op welke meetlocaties statistisch significante verbeteringen, dan wel verslechtingen te zien geven. Verder kunnen met behulp van het trendpalet eenvoudig zowel meetlocaties als parameters onderling worden vergeleken.

¹² Hierbij is er rekening mee gehouden dat bij zuurstof en doorzicht het teken van een verslechtering of een verbetering tegengesteld is aan dat van de andere parameters.

Meetpunt	N	sNO ₂ NO ₂	NH ₄	P	PO ₄	N/P-ratio	Chlf-a	BZV5a	O ₂	doorzicht	zw stof	temp	pH	Cl	Cu	Zn
ROP17501	-2.5%		-2.0%	Geen tr	2.6%	-5.4%			1.0%			Geen tr	0.3%	Geen tr		
ROP18036	-2.3%	Geen tr	-3.9%	Geen tr		Geen tr		-5.4%	Geen tr	Geen tr		Geen tr	0.4%	Geen tr		
ROP18046										-2.7%		0.6%	Geen tr			
ROP18050	-1.6%	Geen tr	-1.2%	-1.2%	-0.8%	Geen tr		-2.6%	Geen tr	-0.8%		Geen tr	Geen tr	-1.0%		
ROP18055														-7.1%		
ROP18056	-2.2%	Geen tr	-2.4%	Geen tr	0.0%	-2.2%		-4.1%	Geen tr	1.4%		Geen tr	0.1%	Geen tr		
ROP18068	-3.9%	-4.5%	-5.5%	-5.0%	-6.6%	Geen tr	Geen tr	-2.4%	1.0%	Geen tr		0.4%	0.2%	Geen tr	-6.9%	Geen tr
ROP18901	-4.8%	-7.4%	-2.4%	Geen tr	-1.5%	-3.1%		-1.4%	Geen tr	Geen tr		Geen tr	0.1%	Geen tr		
ROP18905												-2.4%				
ROP21001	-3.3%	-2.9%	-5.2%	-2.0%	-2.5%	-1.5%		-6.3%	Geen tr	Geen tr		0.6%	0.1%	1.0%		
ROP21706	-1.7%		0.0%	-2.8%		1.2%	-2.8%	-2.4%	Geen tr	1.1%	-2.5%	0.4%	Geen tr	-1.6%	-6.7%	Geen tr
ROP21714	-1.6%		0.0%	-1.9%		Geen tr	-5.9%	-1.5%	Geen tr	Geen tr		0.6%	0.1%	-3.2%		
ROP25501		-4.7%	Geen tr	1.7%	2.4%			-3.3%	Geen tr	Geen tr		Geen tr	Geen tr	-1.4%		
ROP25701			-2.6%	1.7%				-1.9%				Geen tr		-2.6%		
ROP25801	-1.5%		Geen tr	1.9%		-3.3%		-3.7%	Geen tr	-1.4%		0.6%	0.1%	-0.8%		
ROP30601	-0.3%	Geen tr	-1.5%	Geen tr	-2.1%	Geen tr		1.2%	Geen tr	-2.1%		0.5%		Geen tr		
ROP30602		-2.4%	Geen tr	-2.0%	-6.9%		4.8%	1.3%	Geen tr	-2.5%		Geen tr	Geen tr	Geen tr	Geen tr	Geen tr
ROP30604										-16.8%						
ROP30908										0.0%		0.3%	0.2%			
ROP40104			Geen tr	-2.8%	0.0%		-5.3%	Geen tr	0.4%	0.0%		0.3%	0.1%	-2.9%	-5.2%	Geen tr

Totaal	116	80	123	138	83	116	64	116	137	118	6	156	123	159	40	38
Stijging	1	1	7	15	12	25	2	3	58	21	2	46	82	4	0	3
Geen trend	13	18	34	43	18	52	23	16	72	55	3	107	40	81	9	26
Daling	102	61	82	80	53	39	39	97	7	42	1	3	1	74	31	9
Stijging	0.9%	1.3%	5.7%	10.9%	14.5%	21.6%	3.1%	2.6%	42.3%	17.8%	33.3%	29.5%	66.7%	2.5%	0.0%	7.9%
Geen trend	11.2%	22.5%	27.6%	31.2%	21.7%	44.8%	35.9%	13.8%	52.6%	46.6%	50.0%	68.6%	32.5%	50.9%	22.5%	68.4%
Daling	87.9%	76.3%	66.7%	58.0%	63.9%	33.6%	60.9%	83.6%	5.1%	35.6%	16.7%	1.9%	0.8%	46.5%	77.5%	23.7%

Bijlage 4: Trendpalet biologische kwaliteitselementen

Zie bijlage 2 voor de toelichting op het trendpalet. Het onderstaande palet wijkt echter op één punt af van die toelichting. Bij een statistisch significante trend bevat de cel namelijk niet de relatieve jaartrend (ratio van jaartrend en reeksmediaan), maar de jaartrend (de gemiddelde verandering per jaar over de beschouwde periode). Alhoewel de trendanalyse is uitgevoerd in de logitschaal – zie daarvoor § 5.3 - is hier de helling in de meetschaal vermeld, aangezien de helling in de logitschaal moeilijk te duiden is. We hebben dus tweemaal trendanalyse uitgevoerd, éénmaal in de logitschaal om significante trends te bepalen en éénmaal in de meetschaal, om in dit trendpalet een aansprekende trend te kunnen presenteren.

Meetpunt	EQR macrofauna	EQR fytoplankton	EQR fytoobenthos	EQR soortsam watpl	EQR Abund groeiv	EQR Abund groeiv submers	EQR Abund groeiv drijvend	EQR Abund groeiv emers	EQR Abund groeiv kroos	EQR Abund groeiv flab
RO017	-0.007	0.023	Geen trend	-0.008	Geen trend	Geen trend	Geen trend			
RO030	Geen trend	Geen trend		Geen trend	-0.026	Geen trend	Geen trend	Geen trend		
RO058		Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend				
RO084		Geen trend		Geen trend	-0.021	-0.036	Geen trend			
RO092A	Geen trend	-0.012		-0.017	Geen trend	Geen trend	-0.001			
RO113A		Geen trend								
RO114A	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend			
RO140	Geen trend	Geen trend	0.009	0.017	Geen trend	Geen trend	0.001			
RO169	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend			
RO236		Geen trend								
RO270		Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend				
RO272		0.006	Geen trend	-0.002	-0.008	-0.008				
RO275		0.013	Geen trend	0.006	0.018	0.018				
RO281		Geen trend		Geen trend	0.019	0.019				
RO296		Geen trend								
RO296A		0.014	Geen trend	Geen trend	0.005	0.005				
RO299		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend				
RO300		Geen trend	0.014	Geen trend	-0.003	-0.003				
RO304		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend				
RO371		0.025								
RO381	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.020	Geen trend	Geen trend	-0.006			
RO391		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend			Geen trend	Geen trend
RO420		-0.011								
RO457		0.017								
RO526	Geen trend	Geen trend		Geen trend	0.025	Geen trend	Geen trend	Geen trend		
RO528	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.018	-0.009	-0.021	Geen trend			
RO548	Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend			
RO563	Geen trend		-0.019	Geen trend	-0.031	-0.064	Geen trend			
RO564	Geen trend									
RO566	-0.017		Geen trend	Geen trend	-0.013	-0.043	Geen trend	Geen trend	Geen trend	
RO601		-0.070	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend				
ROP003.A04			Geen trend							
ROP01111	Geen trend		0.009	-0.005	Geen trend	0.017	-0.005	-0.024	0.020	
ROP01803		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend				
ROP01902	-0.009			-0.004	0.008	Geen trend	-0.001	-0.014	Geen trend	
ROP022.A03		-0.010	-0.002	0.009	0.022	0.022				
ROP02706	Geen trend		Geen trend	0.014	Geen trend	Geen trend	Geen trend	0.035	-0.047	
ROP02819	-0.014		-0.040	Geen trend	0.004	0.030	Geen trend	-0.013	Geen trend	
ROP02905	-0.016			Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.017	
ROP02906	0.013			0.004	Geen trend	-0.022	Geen trend	-0.018	Geen trend	
ROP02911	-0.016		Geen trend	-0.005	Geen trend	Geen trend	-0.002	-0.014	0.033	
ROP04108	Geen trend			Geen trend	Geen trend	Geen trend	0.005	-0.006	Geen trend	
ROP04110	-0.031			Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.015	0.027	
ROP041.A03	Geen trend		0.006							
ROP04505	0.014		Geen trend	-0.006	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.024	
ROP05103	Geen trend		Geen trend	Geen trend	0.007	-0.022	Geen trend	0.038	Geen trend	
ROP05312	Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.066	Geen trend	Geen trend	0.022	
ROP07205		-0.072								
ROP07703	Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.024	Geen trend	0.065	
ROP07904	Geen trend			Geen trend	0.008	-0.014	Geen trend	Geen trend	-0.031	
ROP08304	-0.020			Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.005	Geen trend	
ROP09313	Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend			
ROP09335	Geen trend		Geen trend	0.014	-0.015	-0.030	Geen trend			
ROP09411		0.000								
ROP09412		Geen trend		Geen trend	0.007	0.007				
ROP09504		Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend				
ROP09518		Geen trend		-0.005	Geen trend	Geen trend				
ROP09523	-0.015		-0.010	-0.004	Geen trend	Geen trend	-0.012	Geen trend	Geen trend	
ROP09529	Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	
ROP096.A44	0.007		-0.014	Geen trend	Geen trend	Geen trend			Geen trend	Geen trend

Meetpunt	EQR macrofauna	EQR fytoplankton	EQR fytobenthos	EQR soorten watpl	EQR Abund groeiv	EQR Abund groeiv submers	EQR Abund groeiv drijvend	EQR Abund groeiv emers	EQR Abund groeiv kroos	EQR Abund groeiv flab
ROP096A82	Geen trend		-0.010	-0.006	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	
ROP11102	-0.014			Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.013	Geen trend	
ROP11303			Geen trend							
ROP11307				Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	
ROP11911		0.007		-0.022	Geen trend	Geen trend				
ROP11919		Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend				
ROP11949	0.005		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.019	Geen trend	
ROP119B03	Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	0.032	
ROP13408		Geen trend		Geen trend	-0.002	-0.002				
ROP13409		Geen trend		Geen trend	-0.009	-0.009				
ROP13413		Geen trend		0.005	Geen trend	Geen trend				
ROP13420	-0.006		Geen trend	Geen trend	-0.004	-0.011	-0.002	-0.009	0.040	
ROP14003	-0.017		Geen trend							
ROP14402	-0.003		-0.036	-0.008	0.007	0.036	-0.001	Geen trend	-0.007	
ROP15006	Geen trend		-0.009	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.034	0.059	-0.042	
ROP15012	-0.019		Geen trend	-0.006	-0.012	Geen trend	0.003	Geen trend	Geen trend	
ROP15308			Geen trend							
ROP15402		Geen trend		Geen trend	Geen trend	Geen trend				
ROP16118	Geen trend			Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	
ROP16202	Geen trend			Geen trend	0.011	Geen trend	-0.004	Geen trend	Geen trend	
ROP16702	-0.025			-0.018	Geen trend	Geen trend	-0.003	Geen trend	Geen trend	
ROP17304	0.009			-0.003	Geen trend	Geen trend	0.001	-0.019	Geen trend	
ROP18046		Geen trend								
ROP18055	Geen trend		Geen trend	0.012	0.013	0.011			Geen trend	Geen trend
ROP18057	Geen trend		Geen trend	0.005	Geen trend	Geen trend			0.017	-0.011
ROP18068	Geen trend	-0.029	0.013	Geen trend	Geen trend	Geen trend			Geen trend	-0.020
ROP18078	Geen trend		0.031	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	
ROP18082			0.013							
ROP18095		-0.071								
ROP18103	Geen trend		-0.015	-0.002	-0.022	Geen trend	-0.027	-0.056	Geen trend	
ROP18905				0.004	Geen trend	Geen trend	0.003	Geen trend	0.011	
ROP19202	-0.017			Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	0.041	
ROP21006	0.007			0.008	Geen trend	Geen trend	0.005	Geen trend	-0.028	
ROP21011				Geen trend	0.006	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-0.071	
ROP21706		0.002		Geen trend	0.011	0.011				
ROP21714		Geen trend								
ROP21715	-0.005			Geen trend	-0.012	-0.012				
ROP21803		Geen trend								
ROP25523	-0.014			Geen trend	Geen trend	0.024	Geen trend	Geen trend	Geen trend	
ROP30821		Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend				
ROP40102		Geen trend		0.006	-0.008	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	

Totaal	56	48	51	82	82	82	53	41	44	5
Verbetering	6	9	7	12	15	11	6	3	10	0
Geen trend	32	32	35	52	52	56	34	25	26	3
Verslechtering	18	7	9	18	15	15	13	13	8	2
Verbetering	10.7%	18.8%	13.7%	14.6%	18.3%	13.4%	11.3%	7.3%	22.7%	0.0%
Geen trend	57.1%	66.7%	68.6%	63.4%	63.4%	68.3%	64.2%	61.0%	59.1%	60.0%
Verslechtering	32.1%	14.6%	17.6%	22.0%	18.3%	18.3%	24.5%	31.7%	18.2%	40.0%

Bijlage 5: Trendpalet bestrijdingsmiddelen

Zie bijlage 2 voor de toelichting op het trendpalet.

Bollenstreek	bittnl	cbedzm	flutlnl	imdcpd	linrn	pimcb	pimfC1y	simzne
RO017		-10.4%	Geen trend					-59.5%
RO153		Geen trend	Geen trend					
RO560		Geen trend	-8.0%					
RO589		-11.7%	-12.3%					
RO609		-10.8%	-6.5%					
RO611		Geen trend	Geen trend					
RO614		Geen trend	Geen trend					
RO616		Geen trend	Geen trend					
RO636		-31.7%	-10.2%					
RO672		Geen trend	Geen trend	Geen trend		Geen trend	Geen trend	
RO673		-22.8%	-23.0%	Geen trend		-21.3%		
RO694		Geen trend	Geen trend					
RO695		Geen trend	-12.2%					
RO696		-80.9%	Geen trend					
ROP04601		Geen trend	Geen trend					
ROP04610		Geen trend	-12.5%					
ROP05308		-10.3%						
ROP05324		Geen trend						
ROP25512		Geen trend	16.3%					
ROP25525		-11.0%	Geen trend					
Boskoop								
ROP040A04		Geen trend			-22.1%	-8.3%		-24.2%
ROP040A07		-1.9%		Geen trend		-31.6%		-17.6%
ROP040A08	-22.6%	Geen trend		Geen trend	Geen trend	-9.1%		-18.2%
ROP07703								-16.7%

Totaal	1	23	18	4	2	5	1	5
Bollenstreek								
Totaal	0	20	18	2	0	2	1	1
Stijging	0	0	1	0	0	0	0	0
Geen trend	0	12	10	2	0	1	1	0
Daling	0	8	7	0	0	1	0	1
Stijging		0.0%	5.6%	0.0%		0.0%	0.0%	0.0%
Geen trend		60.0%	55.6%	100.0%		50.0%	100.0%	0.0%
Daling		40.0%	38.9%	0.0%		50.0%	0.0%	100.0%
Boskoop								
Totaal	1	3	0	2	2	3	0	4
Stijging	0	0	0	0	0	0	0	0
Geen trend	0	2	0	2	1	0	0	0
Daling	1	1	0	0	1	3	0	4
Stijging	0.0%	0.0%		0.0%	0.0%	0.0%		0.0%
Geen trend	0.0%	66.7%		100.0%	50.0%	0.0%		0.0%
Daling	100.0%	33.3%		0.0%	50.0%	100.0%		100.0%

Bijlage 6: Trendpalet effluentconcentraties

Zie bijlage 2 voor de toelichting op het trendpalet.

Meetpunt	Concentraties										
	N	sNO3NO2	NH4	P	PO4	CZV	BZV5a	Cl	pH	Cu	Zn
RZ001	-7.1%	Geen trend	-21.8%	-9.4%	-12.4%	-5.9%	-9.5%	-4.1%	0.2%		
RZ002	-2.5%	-3.7%	3.3%	-7.2%	-10.3%	-7.1%	Geen trend	-1.1%	0.2%		
RZ021	-1.1%	2.6%	-3.6%	-5.9%	Geen trend	-2.1%	-1.9%	-1.3%	Geen trend		
RZ024	-4.0%	-4.6%	Geen trend	-8.2%	-13.2%	-1.5%	-1.3%	0.8%	0.2%		
RZ030	-12.8%	-2.7%	-11.9%	-17.6%	Geen trend	-4.8%	-12.7%	Geen trend	0.2%		
RZ031	-10.8%	Geen trend	-11.5%	-15.2%	Geen trend	-3.3%	-5.8%	-0.4%	0.1%		
RZ033	-3.5%	Geen trend	-6.0%	-4.8%	Geen trend	-3.0%	-5.8%	-2.0%	0.2%		
RZ035	-2.6%	Geen trend	-4.8%	-3.7%	5.6%	-1.1%	Geen trend	1.1%	0.2%		
RZ036	-1.9%	Geen trend	-5.6%	-7.8%	-10.6%	-2.4%	-2.7%	-0.8%	0.2%		
RZ038	-6.5%	-3.5%	-14.0%	-10.4%	-61.3%	-2.3%	-4.5%	Geen trend	0.2%		
RZ039	-0.9%	Geen trend	-0.9%	-6.0%	-28.6%	-0.8%	Geen trend	-0.8%	0.1%		
RZ040	-12.5%	Geen trend	-36.0%	-26.0%	Geen trend	-5.3%	-10.9%	-2.5%	Geen trend		
RZ041	-21.1%	-2.8%	-7.9%	-13.2%	Geen trend	-5.0%	-8.0%	-4.3%	0.1%		
RZ042	-19.2%	-4.3%	-7.8%	-10.5%	Geen trend	-3.5%	-5.4%	-1.1%	0.1%		
RZ043	-9.5%	-13.5%	Geen trend	-10.1%	7.6%	-1.5%	-1.7%	0.7%	0.2%		
RZ046	-3.4%	-1.5%	-3.1%	-6.1%	-10.7%	-2.2%	-1.4%	-1.1%	0.2%		
RZ047	-7.3%	-6.0%	-5.2%	-9.5%	-11.4%	-1.3%	Geen trend	2.0%	0.3%		
RZ048	-4.2%	-5.3%	Geen trend	-5.9%	-6.3%	-1.5%	Geen trend	-1.2%	0.3%		
RZ049	-11.2%	-3.8%	-3.8%	-18.5%	9.5%	-3.2%	-6.3%	-1.2%	0.2%	-15.5%	-5.2%
RZ050	-5.8%	Geen trend	-10.3%	-12.4%	-7.4%	-2.7%	Geen trend	-6.0%	0.2%		
RZ052	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-4.8%	-7.9%	-1.4%	1.6%	-1.3%	0.2%		
RZ053	-13.3%	-2.6%	-10.3%	-11.0%	-4.5%	-2.7%	-3.9%	-0.6%	0.2%		
RZ054	-3.0%	Geen trend	-6.2%	3.1%	4.7%	-0.8%	1.8%	Geen trend	0.1%	-8.7%	-2.6%
RZ055	Geen trend	-2.5%	Geen trend	Geen trend	-14.2%	-0.8%	2.9%	Geen trend	0.2%		
RZ056	-3.9%	-6.7%	Geen trend	-3.1%	-8.1%	Geen trend	3.0%	-1.2%	0.2%		
RZ057	-1.7%	-3.6%	5.9%	-4.8%	-24.0%	-1.5%	Geen trend	-2.1%	Geen trend		
RZ059	-5.5%	-7.4%	3.9%	-4.3%	-11.2%	-2.0%	Geen trend	-1.1%	Geen trend		
RZ060	-1.7%	-3.9%	3.7%	-4.5%	-9.8%	-0.8%	Geen trend	Geen trend	Geen trend		
RZ061	Geen trend	-7.6%	10.4%	-13.9%	-25.0%	0.6%	Geen trend	Geen trend	Geen trend		

Totaal	29	29	29	29	29	29	29	29	29	2	2
Stijging	0	1	5	1	4	1	4	4	23	0	0
Geen trend	3	10	6	1	7	1	10	6	6	0	0
Daling	26	18	18	27	18	27	15	19	0	2	2
Stijging	0.0%	3.4%	17.2%	3.4%	13.8%	3.4%	13.8%	13.8%	79.3%	0.0%	0.0%
Geen trend	10.3%	34.5%	20.7%	3.4%	24.1%	3.4%	34.5%	20.7%	20.7%	0.0%	0.0%
Daling	89.7%	62.1%	62.1%	93.1%	62.1%	93.1%	51.7%	65.5%	0.0%	100.0%	100.0%

Bijlage 7: Trendpalet effluentvrachten en -debieten

Zie bijlage 2 voor de toelichting op het trendpalet.

Meetpunt	Vrachten										Debiet
	N	sNO3NO2	NH4	P	PO4	CZV	BZV5a	Cl	Cu	Zn	
RZ001	-6.8%	-2.8%	-16.9%	-25.2%	-13.8%	-4.4%	-4.1%	-3.3%			Geen trend
RZ002	-3.2%	-4.3%	3.3%	-3.5%	Geen trend	-2.6%	Geen trend	Geen trend			-1.1%
RZ021	-3.1%	Geen trend	-7.0%	-8.5%	-27.4%	-4.9%	-4.0%	-3.5%			-1.9%
RZ024	-3.3%	-4.6%	1.8%	-3.5%	-8.0%	-1.4%	Geen trend	2.2%			Geen trend
RZ030	-10.5%	-4.4%	-19.6%	-17.8%	Geen trend	-4.3%	-6.3%	Geen trend			0.7%
RZ031	-11.7%	Geen trend	-25.1%	-19.8%	-13.1%	-5.3%	-6.2%	Geen trend			Geen trend
RZ033	Geen trend	Geen trend	Geen trend	3.2%	Geen trend	Geen trend	Geen trend	1.1%			2.6%
RZ035	-3.5%	-2.3%	-6.0%	Geen trend	7.2%	-1.9%	Geen trend	Geen trend			Geen trend
RZ036	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-10.8%	Geen trend	1.6%	Geen trend			1.7%
RZ038	-4.6%	-4.1%	-7.7%	-7.5%	-43.5%	Geen trend	-1.6%	2.3%			1.6%
RZ039	Geen trend	1.5%	Geen trend	Geen trend	-38.9%	Geen trend	Geen trend	Geen trend			1.3%
RZ040	-14.4%	Geen trend	-27.1%	-14.0%	Geen trend	-5.7%	-6.5%	-2.9%			Geen trend
RZ041	-17.6%	-6.4%	-41.8%	-20.8%	Geen trend	-8.0%	-21.6%	-5.3%			0.8%
RZ042	-18.7%	-7.9%	-90.8%	-56.0%	-11.7%	-13.1%	-24.1%	-1.6%			-1.0%
RZ043	-3.9%	-5.3%	-2.1%	Geen trend	10.2%	1.7%	2.1%	4.0%			3.4%
RZ046	-2.1%	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-10.0%	-1.6%	Geen trend	0.8%			1.2%
RZ047	-6.7%	-7.6%	Geen trend	-7.0%	-11.7%	-0.9%	Geen trend	3.2%			Geen trend
RZ048	-3.1%	-6.7%	3.0%	Geen trend	Geen trend	Geen trend	2.3%	Geen trend			1.4%
RZ049	-8.2%	-7.8%	-9.6%	-26.7%	9.6%	-2.6%	-5.4%	1.0%	-12.5%	Geen trend	1.4%
RZ050	-3.4%	-3.6%	Geen trend	-5.3%	-7.8%	Geen trend	3.0%	-3.7%			1.9%
RZ052	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	Geen trend	-1.0%	1.9%	Geen trend			Geen trend
RZ053	-12.7%	-5.4%	-18.6%	-14.9%	Geen trend	-4.5%	-5.3%	-1.5%			Geen trend
RZ054	-3.5%	Geen trend	-6.6%	2.9%	Geen trend	Geen trend	1.9%	Geen trend	-8.6%	-1.8%	Geen trend
RZ055	Geen trend	Geen trend	3.2%	Geen trend	-8.1%	Geen trend	3.2%	Geen trend			Geen trend
RZ056	-2.1%	-4.3%	Geen trend	Geen trend	-7.6%	3.1%	5.2%	1.5%			2.5%
RZ057	Geen trend	-3.6%	5.5%	Geen trend	-25.2%	-1.3%	Geen trend	-2.1%			Geen trend
RZ059	-4.8%	-7.7%	3.9%	-4.3%	-11.9%	-2.1%	Geen trend	-1.1%			Geen trend
RZ060	-1.2%	-2.7%	4.6%	-4.7%	-10.9%	Geen trend	Geen trend	Geen trend			0.7%
RZ061	-3.3%	-8.1%	7.6%	-14.2%	-26.7%	-1.6%	Geen trend	-2.0%			-2.2%

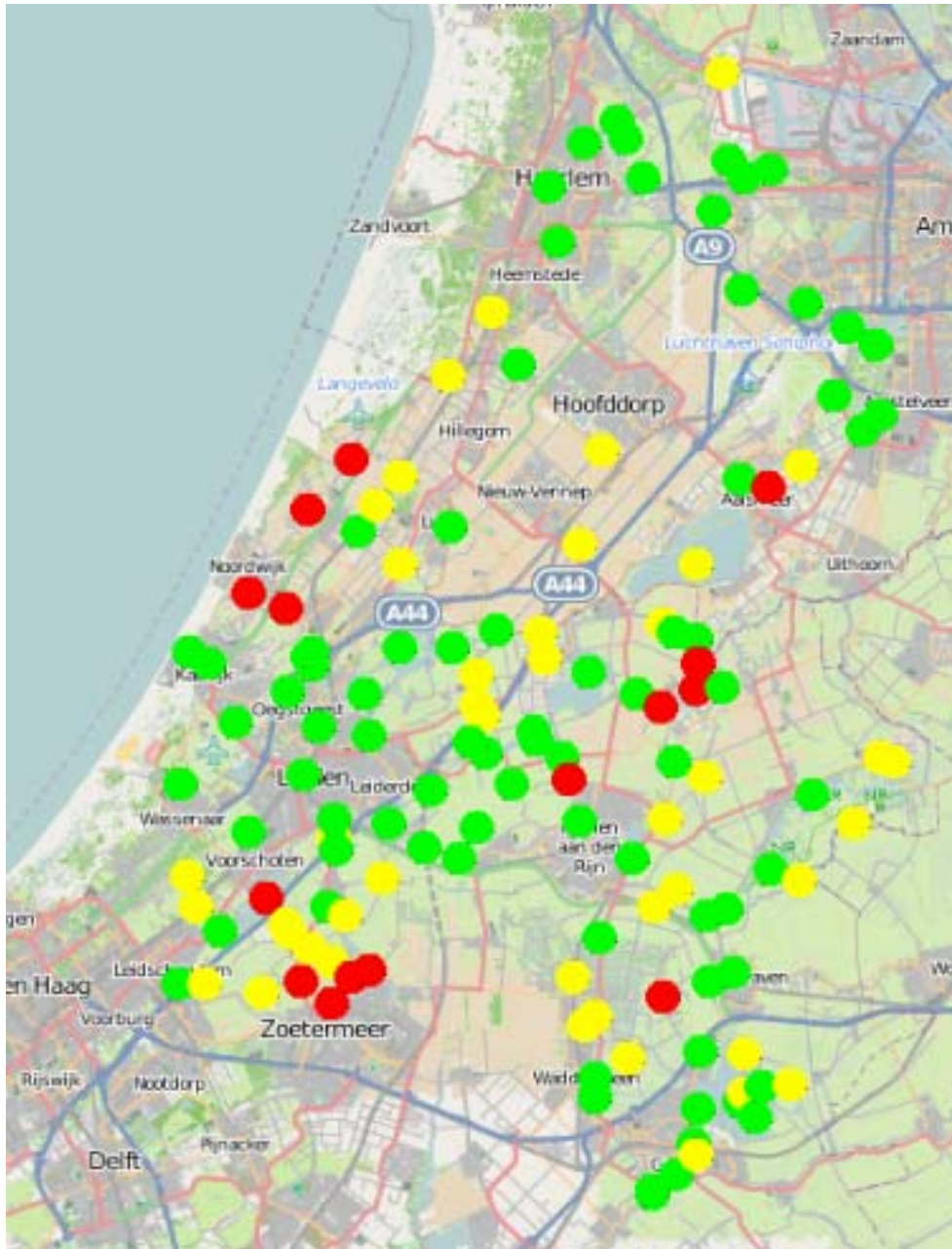
Totaal	29	29	29	29	29	29	29	29	2	2	29
Stijging	0	1	8	2	3	2	8	8	0	0	13
Geen trend	6	9	8	10	9	9	11	11	0	1	12
Daling	23	19	13	17	17	18	10	10	2	1	4
Stijging	0.0%	3.4%	27.6%	6.9%	10.3%	6.9%	27.6%	27.6%	0.0%	0.0%	44.8%
Geen trend	20.7%	31.0%	27.6%	34.5%	31.0%	31.0%	37.9%	37.9%	0.0%	50.0%	41.4%
Daling	79.3%	65.5%	44.8%	58.6%	58.6%	62.1%	34.5%	34.5%	100.0%	50.0%	13.8%

	Aantal	32	35	38	10	10	24	29	26	27	23	9	24	10	30	31	9	32	33	24	30	27	10	27	24
	Stijging	1	2	3	1	2	2	0	1	4	1	2	3	1	1	3	1	1	2	3	2	2	1	2	3
	Geen trend	3	5	1	6	4	4	16	8	7	8	7	13	6	3	5	5	3	9	8	10	5	7	6	7
	Daling	28	28	34	3	4	18	13	17	16	14	0	8	3	26	23	3	28	22	13	18	20	2	19	14
	Stijging	3.1%	5.7%	7.9%	10.0%	20.0%	8.3%	0.0%	3.8%	14.8%	4.3%	22.2%	12.5%	10.0%	3.3%	9.7%	11.1%	3.1%	6.1%	12.5%	6.7%	7.4%	10.0%	7.4%	12.5%
	Geen trend	9.4%	14.3%	2.6%	60.0%	40.0%	16.7%	55.2%	30.8%	25.9%	34.8%	77.8%	54.2%	60.0%	10.0%	16.1%	55.6%	9.4%	27.3%	33.3%	33.3%	18.5%	70.0%	22.2%	29.2%
	Daling	87.5%	80.0%	89.5%	30.0%	40.0%	75.0%	44.8%	65.4%	59.3%	60.9%	0.0%	33.3%	30.0%	86.7%	74.2%	33.3%	87.5%	66.7%	54.2%	60.0%	74.1%	20.0%	70.4%	58.3%

Code	Parameter	Groep	Code	Parameter	Groep
24DDD	2,4'-dichloordifenyldichloorethaan	bestrijdingsmiddel	Fle	fluoreen	PAK
44DDE	4,4'-dichloordifenyldichlooretheen	bestrijdingsmiddel	Flu	fluorantheen	PAK
AcNe	acenafteen	PAK	GR	Gloeirest	rest
Ag	zilver	metalen	HCb	hexachloorbenzeen	bestrijdingsmiddel
Ald	aldrin	bestrijdingsmiddel	Hg	kwik	metalen
Ant	antracene	PAK	InP	indeno(1,2,3-c,d)pyreen	PAK
As	arseen	metalen	KjN	stikstof Kjeldahl	vermesting
BaA	benzo(a)antracene	PAK	MINRLOLE	minerale olie	rest
BaP	benzo(a)pyreen	PAK	Naf	naftaleen	PAK
BbF	benzo(b)fluorantheen	PAK	Ni	nikkel	metalen
BghiPe	benzo(g,h,i)peryleen	PAK	Pb	lood	metalen
BkF	benzo(k)fluorantheen	PAK	PCB101	2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl	PCB
Cd	cadmium	metalen	PCB118	2,3',4,4',5'-pentachloorbifenyyl	PCB
cHCH	gamma-hexachloorcyclohexaan (lindaan)	bestrijdingsmiddel	PCB138	2,2',3,4,4',5'-hexachloorbifenyyl	PCB
Chr	chryseen	PAK	PCB153	2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl	PCB
Cr	chrom	metalen	PCB180	2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl	PCB
Cu	koper	metalen	PCB28	2,4,4'-trichloorbifenyyl	PCB
DBahAnt	dibenzo(a,h)antracene	PAK	PCB52	2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl	PCB
Dld	dieldrin	bestrijdingsmiddel	Pyr	pyreen	PAK
EOX	som extraheerbare organische halogeenvbindingen	rest	s_PCB	som 7 polychloorbifenylen PCB28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	PCB
Fen	fenanthreen	PAK	Zn	zink	metalen

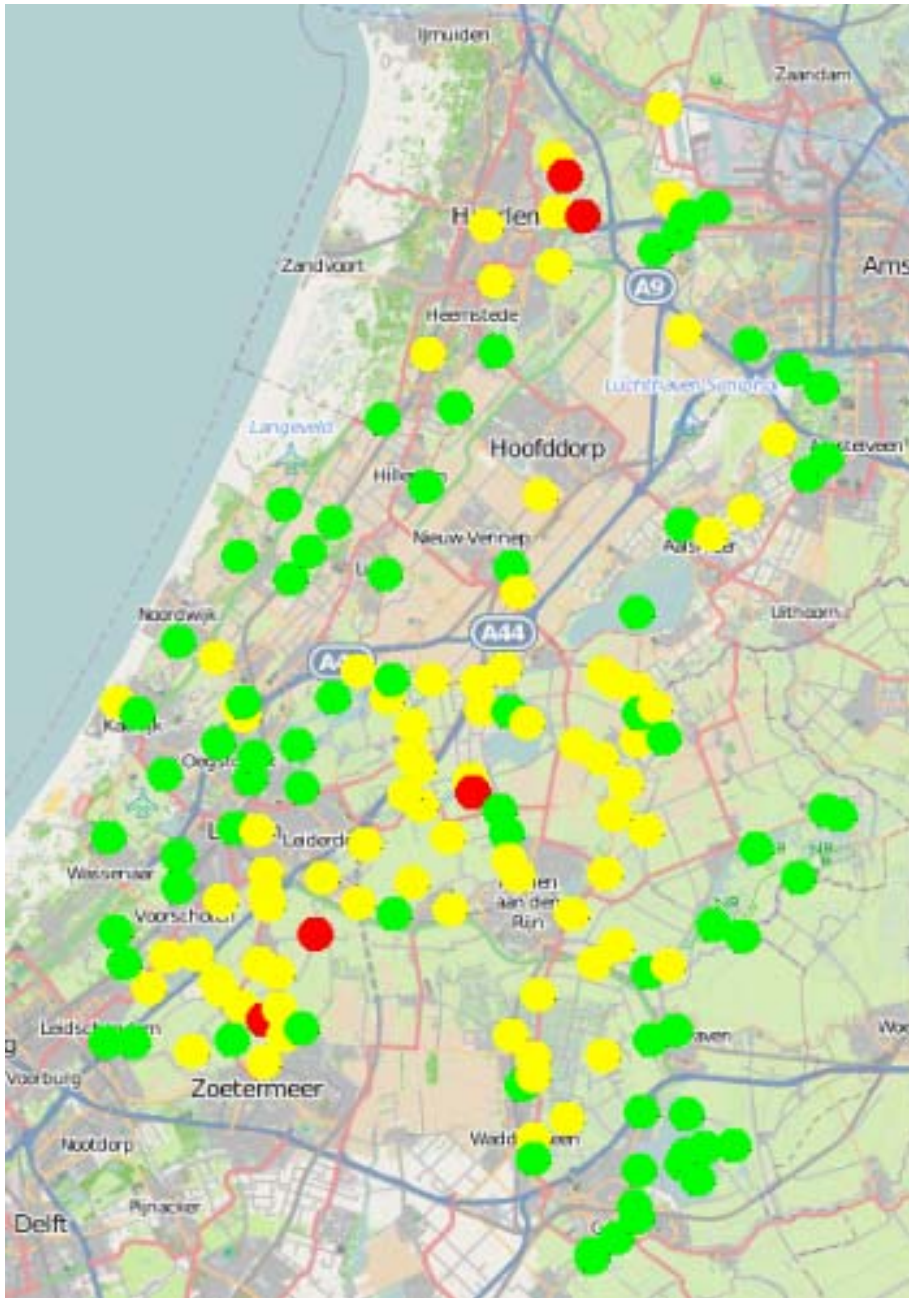
Bijlage 9: Trendkaart totaal fosfor

Trends bepaald over de periode 1985 - 2010. Groen: statistisch significante daling (verbetering). Geel: geen trend. Rood: statistisch significante stijging (verslechtering).



Bijlage 10: Trendkaart chloride

Trends bepaald over de periode 1985 - 2010. Groen: statistisch significante daling (verbetering). Geel: geen trend. Rood: statistisch significante stijging (verslechtering).



Bijlage 11: Trendkaart doorzicht

Trends bepaald over de periode 1985 - 2010. Groen: statistisch significante stijging (verbetering). Geel: geen trend. Rood: statistisch significante daling (verslechtering).

