

Toestand en trends in de waterkwaliteit van Nederlandse meren en plassen

Resultaten van de vijfde eutrofiëringsenquête
in opdracht van de werkgroep Routekaart Heldere Meren



Roelf Pot

*Onderzoek- en adviesbureau voor
water- en oevervegetatiebeheer*

Toestand en trends in de waterkwaliteit van Nederlandse meren en plassen

Colofon

auteur:	R. Pot
datum:	1 februari 2010
productie:	Roelf Pot Pandijk 2 7861 TE Oosterhesselen telefoon: 0524 - 581901 e-mail: roelfpot@wxs.nl internet: www.roelfpot.nl
in opdracht van:	Werkgroep Routekaart Heldere Meren, Rijkswaterstaat-Waterdienst, R. Portielje, Postbus 17, 8200 AA Lelystad
literatuur-referentie:	Pot, R. 2010: Toestand en trends in de waterkwaliteit van Nederlandse meren en plassen. Onderzoeksrapport voor Rijkswaterstaat Waterdienst; Roelf Pot, Oosterhesselen
voorblad:	Helder water in het Wolderwijd, een oprukkende rietkraag, nu de beestjes nog scoren (<i>foto Harry Hosper, 24 juli 2008</i>).

Voorwoord

Voor u liggen de resultaten van de nieuwe eutrofiëringsenquête, met een landelijk overzicht van de toestand en de trends in de waterkwaliteit en ecologie van de Nederlandse meren en plassen.

Het betreft de vijfde aflevering in een reeks die begon in 1976 onder de paraplu van de CUWVO. In hetzelfde kader zijn landelijke overzichten verschenen in 1980, 1988 en 1998. Deze vergelijkende studies aan honderden ondiepe meren (*multilake studies*) hebben de basis gelegd voor de normstelling voor doorzicht, chlorofyl en nutriënten in Nederland.

De vijfde enquête is een initiatief van de Werkgroep Routekaart Heldere Meren, een samenwerking van waterbeheerders van regio en rijk. De werkgroep opereert onder de vlag van het landelijke platform Ecologisch Herstel Meren, een al vele jaren succesvolle *community of practice*. Doel van de werkgroep (en het platform) is het samen oplossen van de knelpunten op weg naar heldere en ecologisch gezonde meren, zoals we die kennen uit het verleden of uit nog ongestoorde gebieden.

Nieuw in dit rapport is dat naast de klassieke parameters doorzicht, chlorofyl en nutriënten, nu ook de biologische kwaliteitselementen aan bod komen, conform de Kaderrichtlijn Water: fytoplankton, waterplanten, macrofauna en vis. Met deze publicatie krijgen de waterbeheerders de beschikking over alle onderliggende data, zodat eigen regionale verkenningen in een landelijk kader kunnen worden geplaatst.

Metten is weten na zweten en dat geldt ook nu voor dit landelijke overzicht. Veel dank daarom aan opdrachtnemer Roelf Pot van het gelijknamige adviesbureau en aan de waterbeheerders die hun data beschikbaar stelden. Dank ook aan DG Water van V&W voor de financiering van het project.

Harry Hosper
Voorzitter Werkgroep Routekaart Heldere Meren



Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	7
2 Methode	9
2.1 Limnodata en Piscaria	9
2.2 Consultatieronde	10
2.3 Data	10
2.4 Selectie van monsterpunten en meetpunten	13
2.5 Begrenzing van meren	13
2.6 Typering van meren	14
2.7 Selectie van data	14
2.8 Toestand-beoordeling	19
2.9 Trendanalyse	20
3 Resultaten	23
3.1 Data	23
3.2 Doorzicht, chlorofyl, nutriënten	25
3.3 Fytoplankton	32
3.4 Macrofyten	37
3.5 Macrofauna	41
3.6 Vissen	43
3.7 Vergelijking met de <i>ex ante</i> evaluatie	46
3.8 Correlatie tussen kwaliteitselementen	47
4 Conclusies	53
4.1 Toestand	53
4.2 Trends	53
4.3 Data	54
4.4 Maatlatten	55
5 Aanbevelingen	57
5.1 Monitoring	57
5.2 Data	57
5.3 Maatlatten	58
6 Literatuur	59
Bijlagen	61



Samenvatting

Dit onderzoek is een vervolg op de vier eutrofiëringssenquêtes die sinds eind jaren zeventig zijn uitgevoerd, de laatste in 1998, om de ontwikkeling van de waterkwaliteit van de meren in Nederland te onderzoeken. In de eerdere eutrofiëringssenquêtes stonden de nutriënten P en N, chlorofyl en doorzicht centraal. In dit onderzoek zijn ook de biologische kwaliteitselementen onderzocht die voor de Kaderrichtlijn Water worden beoordeeld: fytoplankton, overige waterflora, macrofauna en vissen.

De data werden beschikbaar gesteld door 12 waterschappen en Rijkswaterstaat. Een groot deel van de data was ook reeds opgenomen in Limnodata Neerlandica en daarom werd dit systeem eerst als databron gebruikt.

Het verzamelen van bruikbare data bleek op een groot aantal uiteenlopende problemen te stuiten, waardoor dit een tijdrovende zaak werd. Er kwam een groot aantal onduidelijkheden aan het licht, die de betrouwbaarheid ervan aantasten. Merendeels ten gevolge daarvan bleek dat bij de overdracht van data via Limnodata fouten te zijn opgetreden in de (biologische) data door onjuiste conversie, waardoor het noodzakelijk werd alle oorspronkelijke databases te raadplegen. Op grond van uitvoerige toelichting over deze data werd het mogelijk veel data alsnog te gebruiken. Sommige data bleken ook uiteindelijk niet bruikbaar of niet bruikbaar geacht door de beheerder.

Er worden aanbevelingen gedaan in dit rapport om de betrouwbaarheid van de verzamelde data en de overdracht daarvan te verbeteren.

Data zijn veelal beschikbaar per monsterpunt en voor de fysisch-chemische parameters, waaronder hier ook chlorofyl wordt gerekend, zijn die monsterpunten representatief voor het meer. Dat geldt ook voor fytoplankton-monsters. Bij de overige biologische data is er vaak sprake van meerdere en andere meetpunten, waardoor de administratie (codering en opslag) van de data gecompliceerd werd.

Data van vóór 1980 waren schaars en zijn niet systematisch gebruikt. Van veel meren waren in de periode 1980-2008 voor een doorlopende reeks van jaren data beschikbaar over de fysisch-chemische parameters (inclusief chlorofyl), maar van de meeste was een kortere reeks beschikbaar. De datadichtheid voor fysisch-chemische meetwaarden (gemiddeld aantal jaren per meer waarvan data beschikbaar waren) was ca. 46% over de gehele periode. Van de biologische data waren veel minder gegevens beschikbaar en maar heel weinig in doorlopende jaarreeksen; er waren relatief weinig data van vóór 1990 en voor vissen vertoont het aantal meren dat onderzocht is pas na 2000 een stijging. De datadichtheid voor alle biologische data samen over de gehele periode 1980-2008 was ongeveer 8%.

De beoordeling van alle kwaliteitselementen heeft plaatsgevonden volgens de maatlatten voor natuurlijke wateren (Van der Molen en Pot, 2007). De beoordeling is watertype-afhankelijk, met name voor de biologische kwaliteitselementen, maar ook voor de fysisch-chemische parameters bestaan er verschillen tussen diepe en ondiepe meren en meren met een zandbodem en meren met een veenbodem.

Er zijn maar weinig meren die voor alle onderzochte kwaliteitselementen voldoen aan de norm (klasse goed of hoger) van de Kaderrichtlijn Water voor natuurlijke wateren. Gebaseerd op het gemiddelde van de laatste zes jaren uit dit onderzoek voldoet ongeveer 45% van de meren aan de fosfor-norm en 34% aan de chlorofyl-norm;

voor doorzicht ligt dat lager (23%) en voor stikstof nog lager (18%). Voor de biologische kwaliteitselementen is de situatie nog ongunstiger: fytoplankton 10%, macrofauna 14%, macrofyten 1% en vissen 9%.

De beoordeling in dit rapport is uitsluitend gerelateerd aan de natuurlijke referentie; er is geen rekening gehouden met de mogelijkheid die de Kaderrichtlijn Water biedt om de doelen naar beneden bij te stellen voor kunstmatige en sterk veranderde wateren omdat het Maximum Ecologisch Potentieel per waterlichaam varieert en daardoor geen beeld geeft van de feitelijke toestand.

Het blijkt dat beoordeling met de huidige maatlatten voor biologische kwaliteitselementen niet altijd even goed mogelijk is, veelal omdat de benodigde data niet of niet goed zijn verzameld of vastgelegd, maar ook omdat de maatlatten zelf in sommige situaties onwerkbaar zijn. Op basis van de ervaringen in dit onderzoek wordt een aantal aanbevelingen gedaan ter verbetering van de maatlatten.

De waterkwaliteit van meren is in de onderzochte periode (1980-2008) toegenomen. Op verschillende manieren is de trend in de kwaliteitsbeoordeling onderzocht. De trendanalyse heeft veel minder last van problemen met de maatlatten omdat de afwijkingen doorgaans consistent zijn en dus de verschillen tussen de jaren betrouwbaarder zijn dan de absolute beoordeling in de afzonderlijke jaren en meren.

De fysisch-chemische parameters vertonen in de jaren 1990-2005 een duidelijke en significante trend naar verbetering. Het chlorofyl-gehalte en het fosfor-gehalte van de meren is de loop van deze periode gehalveerd, wat zich in de beoordeling laat zien als een stijging van één KRW-kwaliteitsklasse naar een mediaan in de buurt van de norm. Het stikstofgehalte vertoont een iets geringere relatieve daling, waarbij de mediaan van de beoordeling stijgt met twee kwaliteitsklassen, maar vanaf een veel lager beginniveau. De laatste jaren lijkt de situatie, althans gemiddeld, niet meer te veranderen. Er blijkt echter wel een groep van voornamelijk kleine meren te zijn die geen verbetering laat zien of zelf verslechtert. In de trendanalyse op basis van medianen is valt dat niet op, maar wel in de analyse van de gemiddelde verandering tussen opeenvolgende jaren van alle (kleine) meren afzonderlijk.

Bij de biologische kwaliteitselementen is er nauwelijks verbetering te zien, althans niet over de gehele linie. Bij fytoplankton kan een significante trend worden berekend over de gehele periode 1987-2008, bij de andere kwaliteitselementen waren wel enkele trends ten goede te zien, maar niet significant. Sommige meren doen het wel (veel) beter in de loop van de tijd dan gemiddeld, maar niet voor alle kwaliteitselementen.

Waarschijnlijk ijlt het effect op de biologische kwaliteitselementen na bij die op de nutriënten of kunnen duidelijke verbeteringen pas worden geconstateerd als de maatregelen die momenteel worden voorgesteld zijn uitgevoerd.

De resultaten van dit onderzoek vormen een pleidooi om de monitoring onverminderd voort te zetten en meer aandacht te besteden aan de opslag en (trend-) analyse van de data.

1 Inleiding

Sinds eind jaren zeventig worden in Nederland eutrofiëringssenquêtes uitgevoerd (CUWVO, 1976, 1980, 1987-1988; Portielje & Van der Molen, 1997-1998; Van der Molen, Portielje & Klapwijk, 1998; Hosper, Portielje & Lammens, 2007). Deze richtten zich vooral op de parameters nutriënten, doorzicht en chlorofyl. Voor de Kaderrichtlijn Water wordt sinds 2004 ook de toestand van de biologische kwaliteitselementen op basis van het voorkomen van soorten beoordeeld (Van der Molen e.a. 2004, Van der Molen & Pot, 2007). Een deel van het inzicht in de ontwikkeling van de waterkwaliteit zal komen uit de stroomgebiedrapportages, maar deze betreffen maar een klein gedeelte van de meren in Nederland.

Deze notitie beoogt een zo compleet mogelijk overzicht te geven van de toestand en trends in alle (gebufferde, zoete of licht brakke) meren waarover gegevens zijn verzameld, en op het schaal-niveau van individuele meren. Het betreft de meren die volgens de KRW-typologie (Elbersen *et al.* 2003) vallen onder de typen M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27, M30 en M31.

tabel 1. Onderzochte meren-typen en hun kenmerken

KRW-code	grootte (km ²)	diepte (m)	bodem	zoutgehalte (gCl/l)
M11	< 0,5	< 3 (ondiep)	mineraal	< 0,3 (zoet)
M14	0,5 - 100	< 3 (ondiep)	mineraal	< 0,3
M16	< 0,5	> 3 (diep)	mineraal	< 0,3
M20	0,5 - 100	> 3 (diep)	mineraal	< 0,3
M21	> 100	> 3 (diep)	mineraal	< 0,3
M25	< 0,5	< 3 (ondiep)	organisch	< 0,3
M27	0,5 - 100	< 3 (ondiep)	organisch	< 0,3
M30	-	-	-	0,3 - 3 (licht brak)
M31	-	-	-	3 - 10 (brak)

De studie beperkt zich tot de meren in het laaggelegen deel van Nederland. In de eerdere eutrofiëringssenquêtes werden ook de meren langs de Maas, en enkele kleinere meren op hogere zandgronden in het beheersgebied van het waterschap Rijn en IJssel, Noord Limburg en Roer en Overmaas meegenomen.

De studie is opgezet als een voortzetting van de eerdere eutrofiëringssenquêtes, maar behandelt behalve fosfor, stikstof, chlorofyl en doorzicht ook de beoordeling van de biologische kwaliteitselementen.

Aanvankelijk werd er van uitgegaan dat de data beschikbaar werden gesteld door de leden van de werkgroep Routekaart, allen betrokken bij het bronbeheer van de verzamelde gegevens. De aanlevering van data bleek echter op veel problemen te stuiten. Op basis van een deel van de beschikbare gegevens is aanvankelijk een voorlopige rapportage gemaakt met aanbevelingen voor nadere studie (Pot, 2008). Na grondige controles en correctie van de beschikbare data en aanvullingen door de bronbeheerders is een database samengesteld die meer dan 90% van de bruikbare data bevat van biologische waarnemingen en een geselecteerd aantal fysisch-chemische paramaters. Op basis hiervan is de toestand van bijna 300 meren en meertjes in de jaren 1980 tot 2008 beoordeeld voor zover data beschikbaar waren. Uit de voortschrijdende verschillen tussen jaren is een trend berekend.



2 Methode

De data werden ter beschikking gesteld door de leden van de werkgroep Routekaart, evenals de bewerkte data van de vorige eutrofiëringsenquêtes zoals gebruikt door Hosper e.a. (2007). De data zijn afkomstig uit de databases van de beheerders zoals aangegeven in tabel 2.

tabel 2. Beheerders uit wiens gebieden data zijn gebruikt.

Afkorting	Beheerder
HHD	Hoogheemraadschap Delfland
HHNK	Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
HHR	Hoogheemraadschap Rijnland
HHSK	Hoogheemraadschap Schieland en Krimpenerwaard
RWS	Rijkswaterstaat
WA	Waternet
WBD	Waterschap Brabantse Delta
WF	Wetterskip Fryslân
WGS	Waterschap Groot Salland
WHA	Waterschap Hunze en Aas
WHD	Waterschap Hollandse Delta
WRW	Waterschap Reest en Wieden
WZE	Waterschap Zeeuwse eilanden

2.1 Limnodata en Piscaria

Omdat de databeheerders het merendeel van de data ook al hadden aangeboden aan de databases Limnodata Neerlandica en Piscaria, is in eerste instantie gebruik gemaakt van een uittreksel uit deze databases, geselecteerd op watertype. Omdat de meeste van de monsterpunten van sloten en kanalen in Limnodata ten tijde van de bevraging nog waren benoemd naar het meest gelijkende natuurlijke watertype, zijn daarvan ook veel data in deze selectie terecht gekomen. Uit Piscaria werd slechts een beperkte set gegevens gestuurd, omdat de rest niet betrouwbaar werd geacht door de beheerder van Piscaria.

De bronbeheerders van de data is vervolgens gevraagd een selectie te maken en de correcte typering aan te geven. In principe werden dezelfde monsterpunten gebruikt als door Hosper e.a. (2007), maar daar bleken een flink aantal aan te kunnen worden toegevoegd waarvan data kennelijk niet eerder beschikbaar waren. Slechts één waterbeheerder reageerde hier direct adequaat op. Vier waterbeheerders stuurden aanvullende informatie, meestal recente monsters of complete datasets die ook al (grotendeels) aan Limnodata waren geleverd.

In een voorlopige rapportage (Pot, 2008) zijn alleen de monsters uit Limnodata en Piscaria gebruikt die dezelfde monsterpunt-codering en coördinaten hadden als die van Hosper e.a. (2007). Deze werden beoordeeld volgens het meest waarschijnlijk type, meestal dat door Hosper e.a. (2007) werd gehanteerd.

Bij de analyse bleek dat er fouten in de data waren geslopen en dat er van sommige beheerders grote lacunes waren of zelfs helemaal geen data in Limnodata was opgenomen. De fouten die werden aangetroffen worden in de volgende paragrafen besproken en zijn per beheerder verzameld en als technisch advies teruggegeven.

2.2 Consultatieronde

In tweede instantie is de waterbeheerders zelf gevraagd om alle data in overleg te leveren. De meeste waterbeheerders zijn daarbij bezocht en er is aan de hand van de weergave van alle monsterpunten uit Limnodata op een luchtfoto uit Google Earth besproken welke monsterpunten geschikt zijn voor deze studie en welke monsterpunten moeten worden geaggregeerd.

Zo bleek dat er veel monsterpunten zijn opgenomen die voor specifieke doeleinden zijn bemonsterd, meestal om de zwemwaterkwaliteit of een experiment te beoordelen, en waarvan opnemen in de dataset voor deze studie tot misleidende resultaten zou kunnen leiden. In Limnodata zijn deze monsters niet herkenbaar, maar ook in de eigen database zijn deze monsters vaak alleen te selecteren met gedegen kennis van zowel de eigenschappen van de database als van het watersysteem. Vaak zijn dergelijke monsters alleen te herkennen aan de manier waarop de monsterpunctcode is opgesteld. Bij twijfel aan de juistheid van de data uit Limnodata zijn alle gegevens opnieuw verstrekt.

Enkele waterbeheerders bleken geen samenhangend systeem van data-opslag te hanteren, bij twee beheerders bleken de gegevens uit diverse systemen bij elkaar te moeten worden geschaapt. Dit was ook nog ondergebracht bij verschillende mensen (en afdelingen), waardoor het erg lastig was alle data te verkrijgen.

Bij twee waterbeheerders was de communicatie dermate goed, dat een bezoek niet nodig was. Bij twee waterschappen was de communicatie zo slecht dat uiteindelijk helemaal geen data zijn verkregen. Van de laatste twee is alleen gebruikt wat uit Limnodata kon worden gehaald en betrouwbaar leek te zijn.

De gegevens over nutriënten, chlorofyl en doorzicht die eerder zijn gebruikt door Hopper et al. (2007) gaan tot 2006. De aanvulling voor de periode 2007-2008 en voor een aantal toegevoegde meren zijn de data voornamelijk van Limnodata betrokken. Voor zover ze ook door de waterbeheerders werden geleverd bleken deze daarvan niet af te wijken.

2.3 Data

De biologische beoordeling van meren wordt gebaseerd op gegevens van monsters die per kwaliteitselement kunnen verschillen in locatie en aantal. Wat representatief is, wordt per kwaliteitselement verschillend vastgesteld.

De meeste monitoring- of meetnetten zijn opgezet rond meetpunten die representatief worden geacht voor fysisch-chemische eigenschappen van meren. Er wordt bemonsterd op de daarvoor vastgestelde meetpunten waardoor er geen effectief verschil is tussen meetpunt en monsterpunt. De meetpunten liggen soms midden in een meer, maar soms juist in de buurt van de uitstroom, met name als het een meer met een relatief geringe verblijftijd betreft.

Monsterpunten voor fytoplankton en macrofauna liggen meestal op dezelfde meetpunten als voor fysisch-chemische beoordeling.

Bemonstering van fyto-benthos vindt altijd in de oeverzone plaats, wat betekent dat het monsterpunt vrijwel altijd afwijkt van het meetpunt voor fysisch-chemische beoordeling.

Voor macrofyten worden non-destructieve (visuele) monsters genomen van ettelijke (tientallen tot honderden) vierkante meters en deze worden meestal opnamen genoemd. Opnamen worden ruimtelijk gekoppeld aan een monsterpunt. Soms wordt de soortensamenstelling macrofyten vastgesteld door random rond te varen tot men (zo goed als) alle soorten heeft gevonden. Voor een correcte beoordeling worden meerdere opnamen in hetzelfde meer opgenomen, maar een complete soortenlijst geeft ook een correcte beoordeling.

Bij visbemonstering is het bemonsterde areaal nog veel groter en wordt het monsterpunt formeel arbitrair vastgelegd in het waterlichaam. Voor een volledige visbestandsopname worden meestal meerdere monsters genomen, maar de resultaten daarvan worden in de regel meteen (gewogen) samengevoegd per waterlichaam voordat ze aan een database worden aangeleverd.

Door deze methodologische verschillen zijn er dus meerdere monsterpunten per waterlichaam en is het aan elkaar koppelen van de monsterpunten een vereiste om tot een geïntegreerd beoordeling te kunnen komen. Daarbij blijkt dat er ook verschillen zijn tussen de codering en naamgeving van dezelfde monsterpunten van verschillende jaren en/of verschillende kwaliteitselementen. Ook varieert de nauwkeurigheid van de coördinaten en is er soms sprake van een (lichte) verschuiving door de jaren.

De omvang van de waterlichamen die als afzonderlijke meren moeten worden beschouwd is een punt van discussie die in de loop van de jaren heeft geleid tot samenvoegen en opsplitsen. Van sommige meren zijn alleen samengevoegde data beschikbaar, met name over vissen. In deze studie worden meren beoordeeld van de kleinste grootte waarvan afzonderlijke data beschikbaar zijn.

Voor de formele rapportage in verband met de Kaderrichtlijn Water zijn waterlichamen aangewezen die meestal uit meerdere samengevoegde meren bestaan. Om verwarring te vermijden is hier de terminologie gehanteerd uit tabel 3.

tabel 3. Gehanteerde terminologie.

Term	Verklaring
Meetpunt	Een punt, gekarakteriseerd door punt-coördinaten, de basiseenheid voor de locatiebepaling van de meting
Monsterpunt	Een punt waar een monster daadwerkelijk wordt genomen, bij grote monsters of opnamen is dit het centrum of een van de hoekpunten; de daadwerkelijke grootte van het genomen monster is verwaarloosbaar
Opname	Een vlak waarin soorten worden waargenomen; het vlak is fundamenteel groter dan een monsterpunt
Meetobject	Aanduiding voor een ruimtelijke eenheid die gemeten wordt; kan bestaan uit meerdere meetpunten die worden geaggregeerd; meerder niveaus mogelijk: een meetobject kan zelf ook uit meerdere meetobjecten bestaan als op grotere schaal wordt beoordeeld
Waterlichaam	In principe hetzelfde als meetobject, maar momenteel gereserveerd voor het meetobject-niveau dat voor de formele KRW-beoordeling wordt aangemeld
Meetlocatie	Verwarrend gebleken term voor een waterlichaam (in formele of fictieve betekenis, de afkorting MLC wordt nu voor meetobject gebruikt)
Meer	Geografisch en morfologisch erkende eenheid, in dit verband gebruikt als enkelvoudig meetobject

Om orde aan te brengen in de verscheidenheid aan data is het nodig geweest een systematiek te bedenken waarmee alle monsters kunnen worden gekoppeld aan

meren. Deze informatie was niet beschikbaar of zeer verwarrend door de variërende codering en naamgeving van de monsterpunten.

Er is een database-structuur ontworpen waarbij de oorspronkelijke data ongewijzigd is gebleven en is opgenomen in de tabel *monsters*. In deze tabel is bij elk monster de oorspronkelijke monsterpunt-codering gebruikt als aanknopingspunt en via de tabel *meetpunten* gekoppeld aan een meer. In deze tabel komen sommige meetpunten meerdere keren voor met verschillende codering en soms ook lichtelijk variërende coördinaten. De tabel *meren* bevat een lijst waarin alle meren (als meetobjecten) één keer voorkomen en waarin de eigenschappen zoals watertype, (huidige) beheerder en een referentie-coördinatenpaar zijn opgenomen.

Aan deze laatste tabel zijn uiteindelijk ook de resultaten van de beoordelingen per jaar gekoppeld.

In theorie zou de tabel *monsters* ook nog opgedeeld kunnen worden in tabellen met monster-eigenschappen (monstercode, datum, monstertype, bron) en soorten-waarnemingen (naam, hoedanigheid, waarde, eenheid), de informatie over het monster komt bij elke soort herhaald voor, maar daar is om praktische reden vanaf gezien: de gegevens werden aangeleverd in deze vorm.

De fysisch-chemische data passen in dezelfde structuur, maar bij monsters worden de velden monstertype, soortnaam en hoedanigheid dan vervangen door parameter en betrouwbaarheid van de meting; bij oordelen wordt maatlat vervangen door parameter en komt er een extra veld: (berekende) jaarwaarde.

tabel 4. Database model gegevens, in cursief staan de koppelingsvelden aangegeven

Monsters (biol/f-ch)	Meetpunten	Meren	Oordelen (biol/f-ch)
monstercode	<i>meetpuntcode</i>	<i>meernummer</i>	<i>meernummer</i>
<i>meetpuntcode</i>	<i>meernummer</i>	naam	jaartal
datum	x-coördinaat	beheerder	maatlat / parameter
monstertype / parameter	y-coördinaat	watertype	- / jaarwaarde
soortnaam / -		x-coördinaat (ref)	ekr
hoedanigheid / betrouwbaarheid		y-coördinaat (ref)	
getalswaarde		div. eigenschappen	
eenheid			
bron			

Uit de database worden gegevens geselecteerd voor de beoordeling als volgt:

- ▶ alle regels uit de tabel *monsters* worden overgenomen;
- ▶ bij de *meetpuntcode* wordt een *meernummer* toegevoegd uit de tabel *meetpunten* om aggregatie mogelijk te maken;
- ▶ uit de tabel *meren* wordt een code voor *watertype* toegevoegd via het *meernummer*.

Selecties van monsters kunnen worden gemaakt op monstertype (fytoplankton, macrofyten, fyto benthos, macrofauna, vissen) of parameter (doorzicht, chlorofy, totaal-P, totaal-N), op jaartal, op meernummer, op watertype of op beheerder om het aantal tegelijk te beoordelen monsters niet te groot te maken.

Uit de tabel *oordelen* kan een overzichtstabel worden gemaakt door voor elke maatlat en parameter een apart veld te maken en de oordelen per meer (*meernummer*) en per jaar (*jaartal*) in één rij te zetten.

2.4 Selectie van monsterpunten en meetpunten

In principe zijn alle meren in het project betrokken die zijn getypeerd als M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27, M30 of M31 (zie tabel 1 in hoofdstuk 1). Aanvankelijk waren er ook veel sloten en kanalen in de selectie opgenomen omdat die waren getypeerd naar het meest gelijke watertype.

Van alle monsterpunten waarvan de coördinaten nog niet bekend waren, zijn die eerst vastgesteld. Bij sommige monsters zijn de coördinaten gecorrigeerd waar de fout evident was, zoals het omkeren van de X- en Y-waarde of het wegvallen van een cijfer uit het getal. Op grond van de code en de beschrijving zijn de juiste coördinaten vastgesteld.

Vervolgens is een KML-bestand gemaakt van alle monsterpunten, waardoor projectie in Google Earth mogelijk werd. In overleg met de beheerder en afgaand op de morfologie van het water waarin het monsterpunt werd aangetroffen werd vervolgens een selectie gemaakt en werden de monsterpunten toegewezen aan een bepaald meer, zoals opgenomen in de lijst van meren of daaraan toegevoegd.

In deze stap vielen vrijwel alle lijnvormige wateren af, evenals de monsterpunten die voor een specifiek doeleinde, zoals zwemwaterbeoordeling of experiment, waren vastgelegd.

In veel gevallen bleek de codering, de coördinaten en de naamgeving van de meren geheel overeen te komen. Sommige waterschappen hanteerden per meer slechts één meetpunt en gebruikten dit voor alle monsters ongeacht of de monsterpunten afweken van de meetpunten en ongeacht of er één of meerdere deelmonsters waren genomen.

Bij de meeste waterschappen werden afzonderlijke meetpunten gehanteerd als er ook verschillende monsterpunten bleken te zijn; dan werden feitelijke monsterpunten als meetpunt gebruikt. Zulke meetpunten werden via de weergave op Google Earth toegewezen aan de meernummer van het meer waarin ze lagen.

2.5 Begrenzing van meren

In sommige, complex gevormde meren, liggen meerdere meetpunten die regelmatig worden bemonsterd. Als deze meetpunten afzonderlijk in de dataset werden gebruikt dan werden ze ook door Hosper e.a. als afzonderlijke meren behandeld. Voorbeelden daarvan zijn de Kagerplassen (2 meetpunten), de Reeuwijkse plassen (meetpunten in 6 van de plassen) en het Alkmaardermeer (2, noordelijk en zuidelijke deel). In meren waar de beheerder alles refereert aan één meetpunt is door Hosper e.a. ook steeds maar één waarde meegenomen in de analyse, zoals de Randmeren.

Overigens is het samenvoegen of gescheiden behandelen van meetpunten in zekere zin altijd arbitrair. De Reeuwijkse Plassen staan in verbinding met elkaar en beïnvloeden elkaar zo sterk dat van één waterlichaam mag worden gesproken. Alleen de waterkwaliteit van de plas Klein Vogelenzang wijkt enigszins af. Het Naardermeer bestaat uit van elkaar geïsoleerde delen die zich verschillend ontwikkelen. Toch werd slechts één daarvan door Hosper e.a. (2007) gebruikt.

De meren Alkmaardermeer en Uitgeestermeer zijn feitelijk samen één meer, maar worden, mede door de verschillende namen, als afzonderlijke meren gevolgd. Het zelfde geldt voor Heegermeer en Fluessen, wat feitelijk ook maar één meer is. Overigens zou men dat in Friesland voor combinaties van nog veel meer meren kunnen stellen. Alle meren die samen de boezem vormen staan met elkaar in verbinding en wateren op elkaar af met een vrij korte verblijftijd.

Dit probleem doet zich ook op kleinere niveaus voor bij petgatensystemen, waarbij enkele van de petgaten als representatief voor het gehele systeem gelden en afhankelijk van de beschikbare data als afzonderlijke meren worden geteld.

2.6 Typering van meren

De waterbeheerders hebben alle meren getypeerd volgens de definitie uit Elbersen *et al.* (2003) (tabel 1). In de loop van het onderzoek is de typering van verschillende van de meren door de beheerder echter aangepast. Hoewel de definitie van de typen duidelijk is, is de toewijzing in de praktijk niet altijd even eenduidig. Voor een deel heeft dat te maken met de begrenzing van de meren: wanneer de delen van complexe meren afzonderlijke worden beoordeeld, zoals in dit onderzoek, dan kunnen ze in een kleiner type vallen van dan als ze als geheel worden beoordeeld, zoals de meeste beheerders doen om de rapportage te vereenvoudigen.

Daarnaast kunnen er interpretatie-verschillen zijn voor meren waarin een vaargeul loopt of een kleine put zit die meer dan 3 meter diep is, terwijl het overgrote deel van het meer ondieper is dan 3 meter.

Als laatste kan verschil van mening bestaan over de typering van uitgeveende meren. Als deze uitvening tot op de minerale bodem heeft plaatsgevonden, wat vaak het geval is, dan kan het meer worden getypeerd als een meer met minerale bodem of als meer met organische bodem, afhankelijk van de verhoudingen en de interpretatie ervan.

De beoordeling van het meer is afhankelijk van de typering. Het gaat hier echter altijd om verwante typen (M25 of M27, M14 of M20, M14 of M27) en de beoordeling verschilt dan ook niet heel sterk. Omdat het bovendien om een minderheid van de meren gaat vallen de verschillen bij het middelen tussen meren in het niet bij de ruis die door andere oorzaken wordt veroorzaakt.

Voor de trendanalyse zijn de verschillen helemaal niet relevant omdat de verschillen zich in alle onderzochte jaren gelijksoortig voordoen.

2.7 Selectie van data

2.7.1 fysisch-chemisch

De jaarwaarden voor chlorofyl, doorzicht, totaal fosfor en totaal stikstof zijn dezelfde als die zijn gebruikt voor de studie van Hosper e.a. (2007). Er zijn door een aantal waterbeheerders aanvullende gegevens van recentere jaren geleverd en zijn van alle overige meetpunten de gegevens opnieuw uit Limnodata opgevraagd.

Totaal stikstof is geen gemeten parameter, maar de som van de stikstof gevonden als Kjeldahl-stikstof, nitraat en nitriet. Bij een deel van de data was wel een getal voor totaal stikstof ingevuld; dat bleek veelal inderdaad de optelling van de andere drie waarden, maar soms ontbraken die andere waarden. In alle gevallen waar de

waarde voor totaal stikstof was ingevoerd werd deze overgenomen, in de andere gevallen werd deze berekend uit de waarden die waren ingevoerd.

Bij waarden beneden de detectiegrens is de helft van de detectiegrens genomen als meetwaarde; bij de berekening van totaal stikstof is dat voor elk afzonderlijk deel gedaan. Bij een doorzicht boven de detectiegrens (bodemzicht) is de detectiegrens (diepte) genomen als meetwaarde.

De jaarwaarden zijn berekend als het gemiddelde van de dagwaarden in de maanden april-september. Deze dagwaarden zijn berekend als lineaire interpolatie tussen de metingen in deze periode, de laatste vóór en de eerste ná deze periode. (Portielje & Van der Molen, 1997). Als er geen meetwaarde bekend was uit de periode vóór 1 april dan werd voor 1 april dezelfde meetwaarde genomen als van het eerste monster daarna. Zo werd ook voor 30 september dezelfde waarde gebruikt als het laatste monster daarvóór als er na 30 september geen waarde bekend was.

Bij vergelijking van de jaarwaarden uit de recent verkregen data met die welke in eerdere studies waren gebruikt, bleek 83% van 5087 waarden hetzelfde te zijn of minder dan 10% te verschillen, 3% bleek meer dan een factor 2 te verschillen en 14 waarden bleken meer dan een factor 10 te verschillen. De grove verschillen werden stuk voor stuk beoordeeld en daaruit bleek dat het vooral ging om gegevens van vóór 1990 en dat de reeds eerder gebruikte gegevens vrijwel allemaal onwaarschijnlijk leken op basis van vergelijking met andere jaren en andere kwaliteitselementen. Op basis van dezelfde vergelijking leken enkele waarden uit Limnodata onwaarschijnlijk.

Naar de reden van de verschillen kan alleen gissen worden. Mogelijk betreft het vergissingen met meetpunten, bijvoorbeeld na conversie van gegevens, of zijn de gegevens door de beheerder verbeterd. Aangenomen wordt dat dat laatste het meest voor de hand ligt en dat is ook enige keren aangegeven.

De onwaarschijnlijk geachte waarden zijn geschrapt en in alle andere gevallen zijn de recentst verkregen waarden gebruikt voor deze studie.

2.7.2 *fytoplankton*

De soortensamenstelling van het fytoplankton wordt beoordeeld op de aanwezigheid van een bloei. Het is daarom van belang dat de soorten die een bloei kunnen veroorzaken, en die als soort ook genoemd in de maatlatten, worden herkend. Synoniemen werden bij de beoordeling wel herkend, maar het gebruik van niet officiële namen zoals 'Blauwwier indet' maakt herkenning van de bloei onmogelijk. Hierop is geen correctie toegepast omdat niet is te achterhalen welke soorten dit betreft. Soms betreft het echter het dominante taxon.

Een probleem vormt ook de betekenis van de getallen die aan een soort zijn gegeven. De maatlat schrijft voor om aantallen per milliliter te beoordelen, waarbij aantallen voor de meeste soorten het aantal cellen betreft, maar voor kolonievormende algen het aantal kolonies en voor draadalgen het aantal draden. In de data komen de volgende eenheden voor: 'n', 'aantal', '/ml', 'n/ml', 'aantal/ml', 'indiv/ml', 'waarn/ml', 'DIMSLS' en <geen>.

Van monsters waar de eenheid 'aantal/ml' of 'waarn/ml' wordt gebruikt, is het niet duidelijk of men bij kolonies en draadalgen deze heeft geteld. Er is aangenomen dat dit is gebeurd. In sommige gevallen is dit echter uiterst twijfelachtig gezien de hoedanigheid van de waarden: alleen gehele getallen, waarvan sommige de waarde 1 hebben.

Van monsters waarvan de eenheid expliciet 'cellen/ml' is, is dat wel duidelijk. Er zijn monsters waar alle tellingen deze eenheid voeren, ook voor kolonievormende algen en de draadalgen. De getallen zijn dan ook veel hoger dan mag worden verwacht. Dit is bij de data van Rijkswaterstaat een bewuste keuze geweest en de hoge waarden zijn dus correct, zij het niet correct beoordeelbaar zonder conversie. In een deel van de monsters worden draadalgen aangegeven in lengte-maten (μm). De getallen zijn dan veel hoger dan mag worden verwacht. In veel monsters is helemaal niet aangegeven wat de eenheid is. Als uit de aard van de getallen mag worden aangenomen dat het 'aantallen/ml' zijn dan zijn ze gebruikt. Soms blijkt dat ook uit de getallen die uit EcoLims komen, en wanneer er zowel een kolom voor gemeten waarde (AMT_MEAS) als een berekende waarde (AMT_CALC) is opgenomen en de getallen erin verschillen.

Monsters waarin geen omrekening heeft plaatsgevonden naar 'aantallen/ml' zijn niet gebruikt voor de beoordeling. De getallen zijn altijd te laag voor het identificeren van een bloei en zouden altijd tot de beoordeling 'geen bloei' leiden. Geen bloei wordt bij de eindbeoordeling ook genegeerd; dan wordt de beoordeling alleen op chlorofyl gebaseerd.

Het is in principe mogelijk om een schatting te maken van de omrekeningsfactor op basis van chlorofyl-waarden, maar dat is erg ingewikkeld en zou bovendien geen effect hebben op de eindbeoordeling omdat de beoordeling van de bloei dan hetzelfde zou worden als dat op basis van chlorofyl.

Bij monsters waarin draadalgen en kolonies die in cellen/ml zijn aangegeven en waarin draadalgen in ' μm ' zijn gegeven is er gerekend met de gegeven getallen, waardoor vaak ten onrechte een bloei is benoemd. Het is mogelijk voor alle soorten omrekeningsfactoren te maken, maar die zijn nog niet beschikbaar (R. Bijkerk, pers. comm.).

Omdat de maatlatten betrekking hebben op de bloeien in de zomerperiode zijn alle monsters die zijn genomen vóór 1 april en na 30 september verwijderd uit de database. Er is niet steeds gecontroleerd of de monsters evenredig verdeeld zijn genomen over de zomerperiode. In de regel is dat echter wel het geval.

2.7.3 macrofyten

De maatlat voor macrofyten bestaat uit een deelmaatlat voor soorten en een deelmaatlat voor abundantie van groeivormen.

De gegevens voor de beoordeling van de groeivormen zijn nog maar zeer schaars omdat ze pas sinds de opstelling van de concept KRW-maatlatten in 2004 worden opgenomen. In de meeste monsters zijn de groeivormen niet onder een standaard naam opgenomen; allerlei varianten van 'ondergedoken', 'submerse begroeing', 'totaal submers' etc. moest worden omgezet naar de standaardterm 'submers'; dit geldt ook voor de andere groeivormen. Alle waarden waren in percentage zoals bedoeld, maar er was nooit informatie over de representativiteit van dit percentage ten opzichte van het begroeibare areaal. Daarom kon deze deelmaatlat in de praktijk eigenlijk nooit goed worden berekend.

Bij de soorten is de betekenis van de waarde een groot probleem. Soms is de waarde uitgedrukt in bedekkingspercentage, maar in de meeste gevallen wordt een waarde gebruikt op een schaal voor gecombineerde bedekking en aantal, en die is meestal gecodeerd in een waarde van 1-9, maar andere ranges komen ook voor. In wisselende velden in de aangeleverde data staan aanwijzingen welke schaal hier is

gebruikt, maar ook de betekenis van deze aanduidingen zijn bijna nooit eenduidig. De aanduidingen 'Tansley' en 'Braun-Blanquet' of afkortingen daarvan worden gebruikt, maar er zijn meerdere varianten van deze schalen in gebruik. Alleen de aanduiding 'Stowa' of 'Ebeo' leidt geen twijfel, omdat daar maar één versie van is gepubliceerd.

Bij alle monsters is op basis van de diverse aanwijzingen en met als leidraad tabel E in bijlage 6 van het Referentie en maatlatdocument (Van der Molen en Pot, 2007) bepaald tussen welke scores de grenzen liggen tussen de abundantieklassen 1 (weinig), 2 (matig) en 3 (veel) ten behoeve van de beoordeling.

Voor een juiste beoordeling is aggregatie van een vastgesteld aantal opnamen noodzakelijk. Van de meeste bemonsteringen is maar één opname per jaar per meer beschikbaar. In sommige gevallen is die opname echter al een aggregatie van deelopnamen, maar informatie daarover ontbreekt in de data. Vooralsnog zijn alle opnamen gebruikt, ongeacht het aantal te aggregeren opnamen.

2.7.4 *fytobenthos*

De data betreffende de fytobenthos lijken erg betrouwbaar, maar recent is wel een aantal problemen ontdekt. De aantallen die worden gegeven zijn de aantallen die in een monster zijn geteld en dat is vrijwel altijd ook de werkelijkheid. Omrekening naar percentages heeft geen effect op de beoordeling.

Het lijkt er echter op dat er zeer veel onbetrouwbare determinaties zijn, vooral door het gebruik van, intussen onbetrouwbaar gebleken determinatieliteratuur (A. Veen, pers. comm.). De indicatiewaarde van veel van de soorten wordt daardoor twijfelachtig. Dat geldt onder andere voor een zeer veel en in hoge percentages in veel monsters voorkomende soort, *Achnanthes minutissima*, die volgens de nieuwste opvattingen uit meerdere soorten bestaat, waardoor de beoordeling van het monster ernstig twijfelachtig wordt.

Er is geen goed werkende maatlat voor de beoordeling van fytobenthos beschikbaar. De maatlat die is ontwikkeld voor gebufferde meren en is gepresenteerd in Van der Molen (2004) is niet gevalideerd. In de praktijk geeft de maatlat altijd een hoge score, zoals ook bleek in de voorlopige rapportage (Pot, 2008).

De gegevens zijn voor de volledigheid wel verzameld maar er zijn in deze studie geen analyses op toegepast met behulp van de beschikbare maatlat.

2.7.5 *macrofauna*

De data betreffende de macrofauna lijken erg betrouwbaar. De aantallen die worden gegeven zijn de aantallen per monster en dat is vrijwel altijd ook de werkelijkheid. Omrekening naar percentages heeft geen effect op de beoordeling. Eventuele samenvoegen van deelmonsters heeft ook geen effect op de beoordeling. Wel blijkt de in de praktijk de nauwkeurigheid waarmee soorten worden gedetermineerd van invloed te zijn op de score. De verschillen in determinatie betrouwbaarheid tussen de meren vallen waarschijnlijk weg tegen de ruis die door andere oorzaken wordt veroorzaakt. Op de trendberekening heeft het mogelijk een effect omdat de determinatie-inspanning in de loop van de jaren vrijwel overal is toegenomen.

2.7.6 vissen

De data betreffende vissen werden in drie vormen beschikbaar gesteld. De gegevens die direct uit Piscaria kwamen werden in opgemaakte tabellen geleverd, waardoor handmatige omzetting naar een database-structuur nodig was. Voordeel van deze vorm was wel dat er geen onduidelijkheid was over wat de getallen betekenden; zowel aantallen als biomassa werden gegeven en verdeeld over de lengteklassen. Dat gold in principe ook voor de gegevens die van Waterschap Brabantse Delta werden verkregen, omdat die hetzelfde format hadden. Hier ontbrak echter veelal de informatie over locatie, anders dan een naam, en werden deelmonster apart aangeleverd zonder dat altijd duidelijk was welke bij elkaar hoorden.

De gegevens die uit een EcoLims bestand kwamen waren wel eenvoudig verwerkbaar, maar hier bleek vaak dat monsters dubbel waren ingevoerd, één keer met aantallen en één keer met biomassa-waarden. Soorten waren bovendien meerdere keren ingevoerd om de aantallen en biomassa per lengteklasse afzonderlijke te kunnen vastleggen, zonder dat de lengteklasse aanduiding in het bestand stond vermeld.

Voor een juiste beoordeling moesten de rijen met de eenheid '/ha' worden verwijderd en de waarden van de rijen met de eenheid 'kg/ha' worden samengevoegd. Dat laatste kan overigens ook bij de beoordeling plaatsvinden door deze waarden als afkomstig uit deelmonsters te beschouwen; ze worden dan automatisch samengevoegd. Er kwamen (beperkt) echter ook regels voor zonder eenheid en met de eenheid 'n'. Deze waren onbruikbaar.

De gegevens van Rijkswaterstaat werden beschikbaar besteld in spreadsheets zoals ze waren gepubliceerd of van waaruit tabellen waren gehaald die zijn gepubliceerd. Voor gegevens van de randmeren was het nodig de structuur volledig om te bouwen. De gegevens van het IJsselmeer en het Markermeer waren bewerkt en geanalyseerd door Imares en waren in direct bruikbare tabellen beschikbaar gesteld.

De validiteit van deze gegevens wordt door Imares ter discussie gesteld in haar rapportage. In deze studie is met de voorbehouden geen rekening gehouden. Er zou echter rekening moeten worden gehouden met variatie in de betrouwbaarheid van de data in de loop van de jaren als de commerciële visvangst zich tijdelijk op andere soorten concentreert. Het lukt ook Imares niet hiervoor volledig zuiver te corrigeren (Van Overzee, 2007).

2.7.7 algemeen

In veel bestanden kwam het getal 0 voor als de waarde voor een soort. In sommige monsters hadden enkele soorten de waarde 0 terwijl er ook soorten met een positieve waarde aanwezig waren. In zo'n geval werd aangenomen dat hier een zeer klein aantal werd bedoeld of dat de soort buiten het eigenlijk monster werd aangetroffen. Monsters waarin alle soorten de score 0 hadden werden genegeerd. Enkele monsters bevatten helemaal geen soorten, maar wel één regel waarin geen soort was ingevuld en als getal de waarde 0 was gegeven. Ook deze monsters werden genegeerd.

Soms leek een monster dubbel te zijn ingevoerd, het zelfde monsterpunt op dezelfde datum, maar met verschillende soorten en aantallen. De monstercodes waren wel verschillend. In zo'n geval werd aangenomen dat het deelmonster betrof die moesten worden samengenomen.

2.8 Toestand-beoordeling

De beoordeling van de fysisch-chemische parameters wordt in eerste aanleg gebaseerd op de jaarwaarden zelf omdat deze in eerdere trendanalyses ook steeds zijn gebruikt (Van der Molen e.a. 1998, Hosper e.a. 2007). Dat kan ook omdat er een direct verband is met de kwaliteit en de normen niet zo veel verschillen voor de verschillende typen meren. In deze studie zijn de beoordelingen echter ook uitgedrukt in EKR-waarden volgens de recentste KRW-maatlatten (Van der Molen en Pot, 2007).

De ondergrenzen voor waarden voor de kwaliteitsklasse slecht ontbreken in de KRW-maatlatten. Daarvoor zijn in deze studie geëxtrapoleerde waarden gebruikt. Bij een meetwaarde voorbij deze grenswaarden is de beoordeling op EKR=0,0 gesteld.

tabel 5. Overzicht van grenswaarden waartussen de EKR door lineaire interpolatie wordt berekend

Parameter	KRW-type	EKR	0,0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
Doorzicht (m)	M11, M14, M21, M25, M27, M30, M31	0	0,45	0,6	0,9	2	3	
	M16, M20	0	1	1,2	1,7	2,25	4,5	
Chlorofyl-a (µg/l)	M11, M14	184	95	46	23	10,8	6,8	
	M16, M20	80	40	20	10	5,8	3,2	
	M21	184	95	46	23	10,8	6,8	
	M25, M27	200	100	50	25	11,8	7,4	
	M30, M31	480	240	120	60	40	30	
totaal P (mg/l)	M11, M14, M25, M27	0,72	0,36	0,18	0,09	0,04	0	
	M16, M21	0,56	0,28	0,14	0,07	0,04	0	
	M20	0,2	0,11	0,05	0,03	0,02	0	
	M30, M31	0,44	0,33	0,22	0,11	0,07	0	
totaal N (mg/l)	M11, M14, M16, M21, M25, M27	3,4	2,6	1,9	1,3	1	0,7	
	M20	1,7	1,4	1,1	0,9	0,8	0,7	
	M30, M31	5,4	4,1	2,9	1,8	1,4	1	

De beoordeling van de biologische kwaliteitselementen is berekend aan de hand van de soortensamenstelling en de indicatiewaarde van de afzonderlijke soorten. Dit is gebeurd met behulp van het programma QBWat (v. 4.21, www.roelfpot.nl/qbwat) volgens de recentste KRW-maatlatten (Van der Molen en Pot, 2007).

Monsters die zijn genomen uit eenzelfde meer en in eenzelfde jaar worden geaggregeerd. De manier waarop dat gebeurt staat beschreven in de Referentie- en maatlat documenten (Van der Molen en Pot, 2007).

Voor de beoordeling van fytoplankton worden alleen meren gebruikt waar de soortensamenstelling (bloeien) is geanalyseerd. Wanneer ook chlorofyl-beoordeling beschikbaar is wordt deze met de beoordeling op soortensamenstelling gemiddeld. Bij meren waarin wel de soortensamenstelling is vastgesteld maar geen bloei is aangetroffen geldt de beoordeling op basis van chlorofyl als eindbeoordeling.

2.9 Trendanalyse

Een trend kan normaal alleen goed worden berekend met data van gelijke soort, die alleen in de tijd verandert. De jaarlijkse verandering kan dan worden berekend uit het verschil tussen de waarde van een jaar en de waarde van het jaar ervoor. Als er meerdere parallelle data zijn, dan kan de trend uit de gemiddelden van de waarden worden afgeleid. Om schommelingen af te vlakken kunnen verschillen met meerdere jaren worden gebruikt en die worden gemiddeld (voortschrijdend gemiddelde).

In de hier onderzochte dataset zijn de data echter niet consistent. Er zijn maar weinig meren waarvan data over de gehele te onderzoeken periode van ieder jaar bekend zijn. De meeste meren zijn minder frequent bemonsterd of slechts gedurende een deel van de onderzoeksperiode. Hierdoor kan een systematische fout optreden, zelfs als het aantal meren erg groot is.

Door Hosper e.a. 2007 is deze systematische fout bestreden door de mediaan van de jaarwaarden te nemen; het aantal meren moet dan wel vrij groot zijn. Hierbij gaat het om waarden voor doorzicht, chlorofyl, totaal P en totaal N. Die zijn van een groot aantal meren goed systematisch bepaald. De biologische kwaliteitselementen zijn veel minder intensief waargenomen waardoor daar een systematische fout in één of enkele meren wel heel veel invloed kan hebben.

Een ander probleem is dat de spreiding tussen de meren groot is, veel groter dan de verschillen tussen de jaren. Daardoor is de onnauwkeurigheid van het gemiddelde of de mediaan, zeker bij inconsistente data, zo groot dat de trend geheel wegvalt in de ruis die daardoor wordt veroorzaakt.

In deze studie zijn twee manieren van trendberekeningen toegepast:

- ▶ op basis van de mediaan zoals in eerdere eutrofiëringsenquêtes
- ▶ op basis van de veranderingen van jaar tot jaar per meer

2.9.1 Trend uit de medianen en percentielen

De meetwaarden van de fysisch-chemische parameters, maar ook de beoordelingen uitgedrukt in EKR zijn verre van normaal verdeeld, zodat een rekenkundig gemiddelde een flinke vertekening kan geven van de gemiddelde toestand. Daarom wordt de trend onderzocht op basis van medianen, 10, 25, 75 en 90-percentielen van alle beoordeelde meren per jaar per parameter of kwaliteitselement.

De medianen en percentielen zijn uitgezet tegen de tijd in grafieken waaruit de verandering (toename, afname) valt af te lezen.

Om de significantie van de trend vast te stellen is deze ook berekend. Daarvoor is de jaarlijkse verandering berekend als het gemiddelde van de verschillen van de mediaan met die van alle andere jaren in het gehele onderzochte tijdvak, waarbij de verschillen zijn gewogen door te delen door het verschil in jaren. Er zijn alleen jaren gebruikt waarin tenminste 15 meren waren beoordeeld. Om die reden is deze berekening voor het kwaliteitselement vissen niet mogelijk en ontbreken voor de andere biologische kwaliteitselementen de jaren vóór 1986.

De 10- en 90-percentiel-waarden uit deze berekening worden gebruikt om de significantie ($p > 0,1$) vast te stellen: de trend is significant stijgend als de 10-percentiel uit deze berekening positief is en significant dalend als de 90-percentiel negatief is. Deze methode is eerder gebruikt in de eerdere eutrofiëringsenquêtes (Van der Molen e.a. 1998) en is ook voor deze studie uitgevoerd door R. Portielje.

Deze methode heeft als nadeel dat hij gevoelig is voor ontbrekende waarden. Als de meren die in de laatste periode ontbreken daarvoor een lagere kwaliteit hadden dan gemiddeld, dan wordt er artificieel een stijgende trend gevonden. Een ander nadeel is dat de trend wordt berekend over jaarwaarden die worden berekend uit een range over de verschillende meren, waarvan de spreiding vele malen groter is dan de verschillen tussen de jaren. Daardoor hebben toevallige verschillen vaak een doorslaggevend effect op deze jaarwaarden.

Een voordeel van de methode is dat er de significantie van de over-all trend kan worden berekend.

2.9.2 *Trend uit de gemiddelde verandering van de afzonderlijke meren*

Bij deze methode worden niet de meetwaarden of oordelen gemiddeld maar de veranderingen. De verandering ten opzichte van het jaar ervoor is een normaal verdeelde grootte met voor alle meren dezelfde centrale waarde (geen verandering). Daardoor wordt de spreiding tussen de meren irrelevant en is de daardoor gegenereerde ruis geneutraliseerd.

De gemiddelde verandering per jaar wordt cumulatief uitgezet in grafieken om de vergelijking te kunnen maken met de werkelijke meetwaarden of oordelen. Deze cumulatieve waarde is een schatting voor het verloop van de werkelijke waarde. Als startwaarde voor de cumulatie wordt niet het beginjaar gebruikt, maar het middelste jaar (1993) en daarvoor wordt bovendien het gemiddelde van de periode 1990-1996 gebruikt.

Bij de fysisch-chemische parameters is de dichtheid vrij hoog en wordt de verandering in elk meer berekend als de regressiecoëfficiënt uit de waarde van dat jaar en de twee daaraan voorafgaande jaren.

Bij de biologische parameters is de datadichtheid veel kleiner, veelal worden analyses in een cyclus van enige jaren uitgevoerd. Bij deze parameters is daarom van de directe verschillen tussen beoordelingen met de laatste daarvoor uitgegaan, uitgesmeerd over de gehele periode tussen twee beoordelingen. Als twee achtereenvolgende jaren zijn beoordeeld, dan wordt het verschil alleen gebruikt als maat voor verandering in het laatste jaar. Als er tussen de beoordelingen 4 jaren zonder beoordeling lagen, dan wordt het verschil gedeeld door 5 en gebruikt als maat voor verandering in het laatste jaar én in de 4 tussenliggende jaren. Voor het berekenen van de gemiddelde trend over de meren wordt gewogen naar de lengte van het interval. Wanneer de beoordelingen 5 jaar uit elkaar liggen worden de berekende verschillen in de 5 jaren voor 1/5 in het gemiddelde meegenomen.

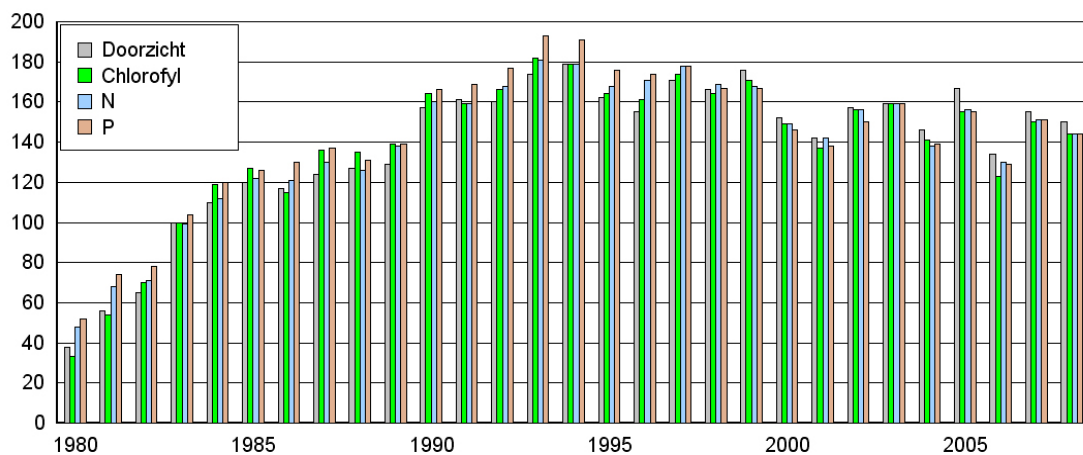
Een nadeel van deze methode is dat er geen significantie wordt berekend.

Het voordeel is dat de methode zich concentreert op de werkelijke veranderingen en onafhankelijk is van (de spreiding in) de toestand van de meren.

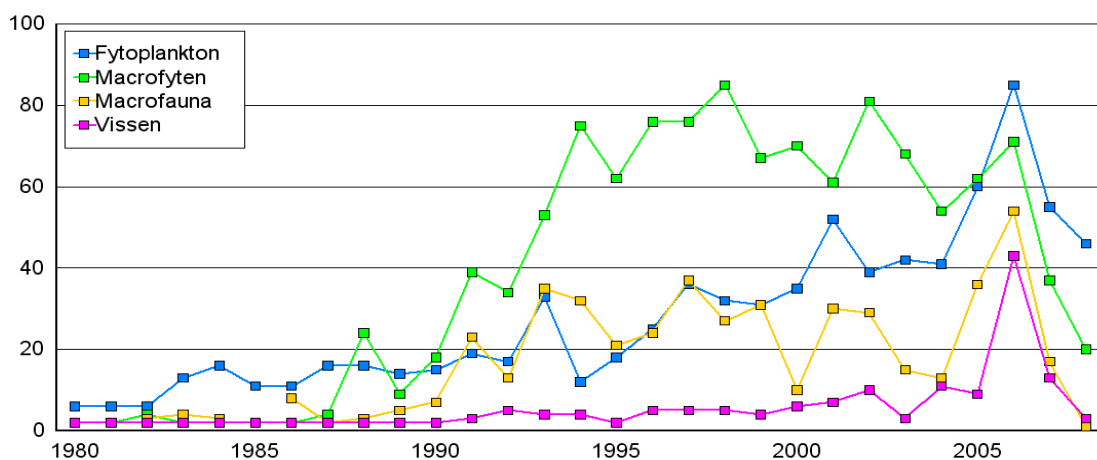
3 Resultaten

3.1 Data

De data van Hosper e.a. (2007) betroffen 231 meren, waarvan een 185 werden gebruikt voor deze studie. De overige meren betroffen diepe meren langs de Maas, enkele kleinere meren op hogere zandgronden in het beheersgebied van het waterschap Rijn en IJssel, Noord Limburg en Roer en Overmaas en enige meren in het beheersgebied van de waterschappen Zeeuws Vlaanderen, Fleverwaard, Noorderzijlvest en Rivierenland. Ook waren 4 meren uit deze set niet traceerbaar wegens ontbreken van coördinaten en door onduidelijke naamgeving. Het aantal beoordelingen van deze data betrof 11204 (meren x jaren x parameter). De aanvulling vanuit Limnodata leverde nog eens 5052 beoordeling op van recente jaren (2007 en 2008), van ontbrekende jaren uit de eerder genoemde 185 meren en van 115 extra meren die in deze studie zijn betrokken (nummers > 500 in bijlage 2).



figuur 1. Aantal meren per jaar voor de berekening van de toestand in doorzicht, chlorofyl en nutriënten



figuur 2. Aantal meren per jaar voor de berekening van de toestand van de biologische kwaliteitselementen

Van de verzamelde biologische monsters zijn uiteindelijk 9738 gebruikt van 795 meetpunten uit 299 meren. Een (groot) deel van de monsters wordt bij de beoordeling geaggregeerd, met name voor fytoplankton. Het totaal aantal biologische beoordelingen van meren is 2655.

In deze studie zijn alleen beoordeling vanaf 1980 gebruikt. Het aantal biologische beoordelingen vóór 1980 is zeer gering. Van fytoplankton zijn alleen van het Hoogheemraadschap van Rijnland 17 beoordelingen beschikbaar, van vissen zijn alleen de beoordelingen van IJsselmeer en Markermeer (watertype M21; RWS) beschikbaar. Die laatste zijn overigens al vanaf 1966 onafgebroken beschikbaar.

tabel 6. Aantal biologische beoordelingen en meren verdeeld over de watertypen vanaf 1980; tussen haakjes de aantallen 1970-1979

type	totaal aantal beoordelingen *				betrokken meren *			
	fytp	macft	macev	vissn	fytpl	macft	macev	vissn
M11	98	90	93	2	40	28	33	2
M14	60	213	46	49	23	30	16	17
M16	52 (1)	63	19	2	19	30	14	1
M20	130	127	47	14	26	23	18	13
M21	6	29	12	56 (20)	2	2	2	2
M25	123	315	133	11	33	52	38	11
M26	2	0	3	0	2	0	3	0
M27	258 (22)	198	64	24	49 (1)	54	33	18
M30	52	101	35	4	16	21	14	4
M31	27	20	31	0	12	11	12	0
Totaal	808 (23)	1156	483	162 (20)	222 (1)	251	183	68

* fytp = fytoplankton, macft = macrofyten, macev = macrofauna (macrovertebraten), vissn = vissen; codering volgens Aquo-standaard (IDSW)

tabel 7. Aantal biologische beoordelingen en meren verdeeld over de beheerders vanaf 1980; tussen haakjes de aantallen 1970-1979.

beheerder	totaal aantal beoordelingen *				betrokken meren *			
	fytp	macft	macev	vissn	fytpl	macft	macev	vissn
HHD	80	0	39	0	22	0	12	0
HHNK	73	27	38	3	11	10	10	3
HHR	258 (23)	119	12	7	38 (1)	40	10	7
HHSK	32	47	14	8	4	11	7	2
RWS	37	234	76	99 (20)	14	16	17	14
WA	18	62	23	19	18	21	21	19
WBD	22	42	30	7	12	15	13	4
WF	69	410	128	12	51	82	45	12
WGS	2	6	2	0	1	1	1	0
WHA	19	11	8	0	3	3	3	0
WHD	62	33	0	0	7	7	0	0
WRW	93	131	65	7	23	28	26	7
WZE	43	34	48	0	18	17	18	0
Totaal	808 (23)	1156	483	163 (20)	222 (1)	251	183	68

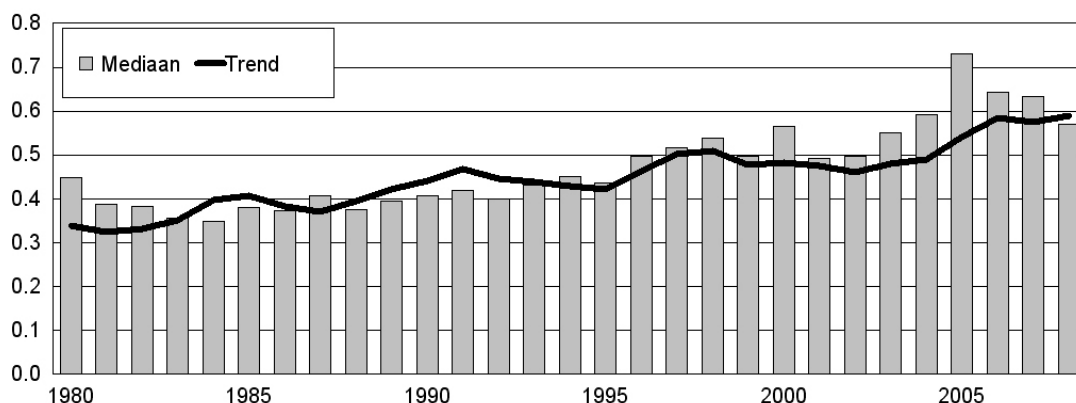
* fytp = fytoplankton, macft = macrofyten, macev = macrofauna (macrovertebraten), vissn = vissen; codering volgens Aquo-standaard (IDSW)

3.2 Doorzicht, chlorofyl, nutriënten

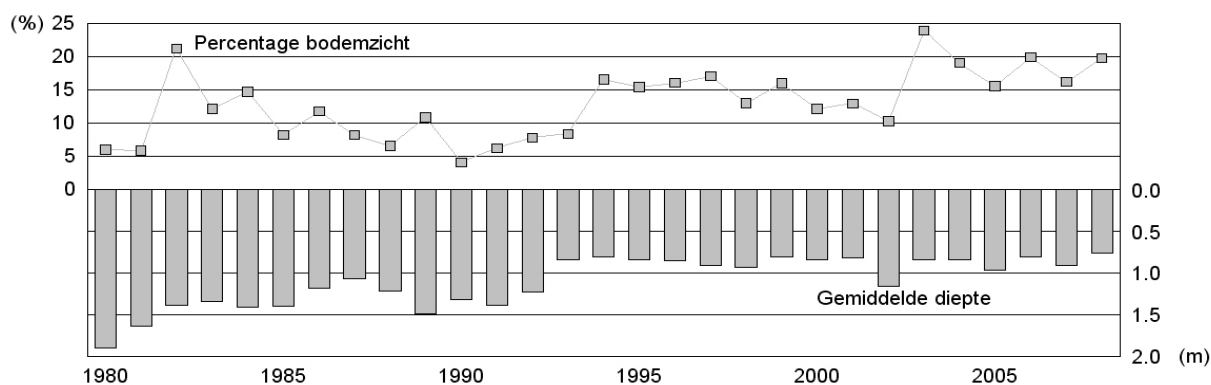
De datadichtheid (gemiddeld percentage jaren dat de meren zijn bemonsterd) van de betrokken meren is ongeveer 46%. Voor de meren die al langer bij de eutrofiërings-enquête zijn betrokken (nummers < 500 in bijlage 2) is dat percentage 65%, voor de extra meren ca. 19%. Van een groot aantal meren zijn alleen gegevens van een beperkte periode beschikbaar. Dit kan een vertekend beeld geven als de beschikbare metingen uit een bepaalde periode meren betreffen met relatief goede of slechte kwaliteit. Dit effect treedt op bij berekeningen van de gemiddelde toestand en bij de trendberekening op basis van mediaan en percentielen. De trendberekening op basis van gemiddelde veranderingen van de meren wordt hier niet door beïnvloed.

3.2.1 Mediane waarden en gemiddelde verandering van meetwaarden

Figuren 3, 5, 6 en 7 geven zowel de mediaan als de schatting op basis van de cumulatieve gemiddeld verandering per meer. Hieruit blijkt dat de cumulatieve gemiddelde verandering de mediaan goed volgt. Alleen het doorzicht lijkt de laatste jaren gemiddeld meer te stijgen dan dat het in de onderzochte meren zelf gemiddeld doet. Een afvlakking zou kunnen worden veroorzaakt door een groot aantal meren waarin de doorzichtdiepte niet kan veranderen omdat er bodemzicht is.

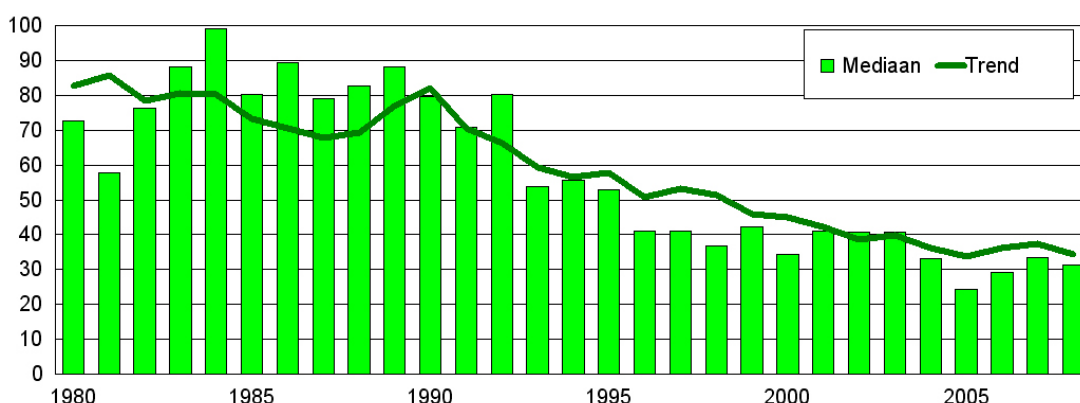


figuur 3. Ontwikkeling van doorzicht (Secchi-diepte in m), mediane waarden en trend berekend uit gecumuleerde gemiddelde verandering per meer.

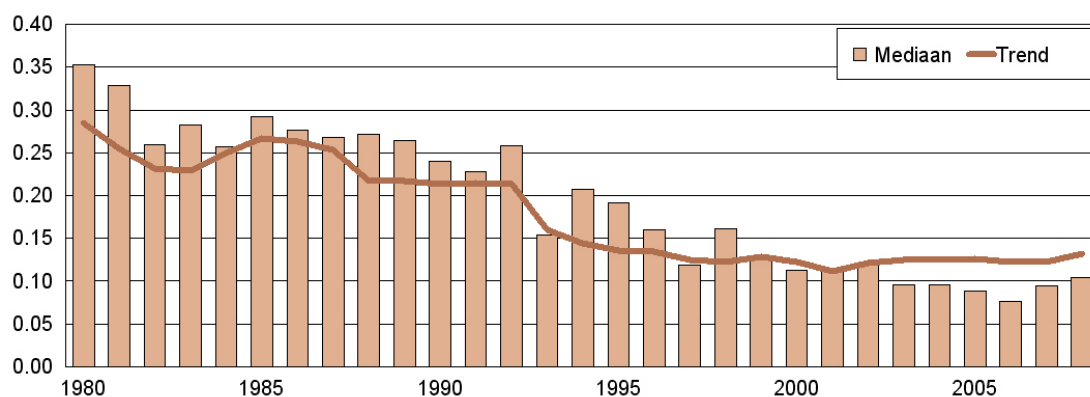


figuur 4. Percentage meren waarin bodemzicht werd geconstateerd en gemiddelde diepte van die meren gebaseerd op de aanvulling uit Limnodata.

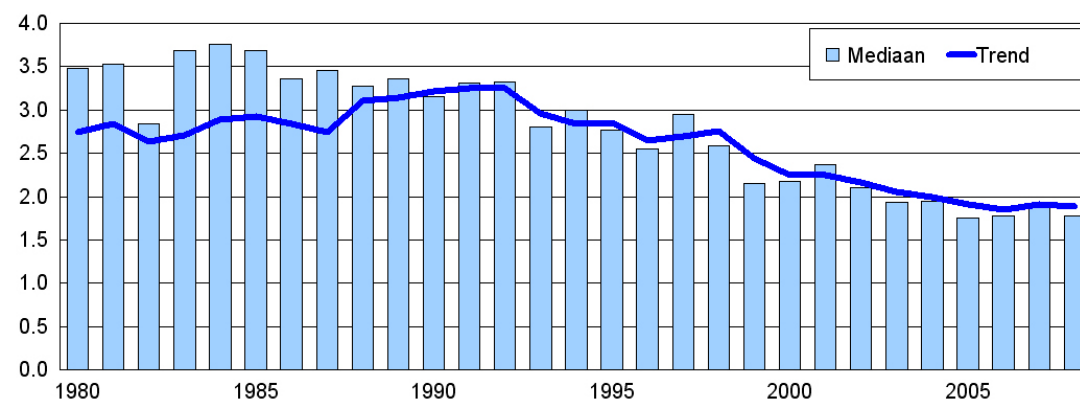
Uit de gegevens van Hosper e.a. 2007 is niet te achterhalen in welke meren bodemzicht optrad omdat alleen die alleen de jaargemiddelden bevatten. De gegevens uit Limnodata bevatten echter de meeste waarden van alle onderzochte meren. Deze zijn gebruikt om een schatting te maken van het aandeel bodemzicht en de diepte van de betreffende meren (figuur 4). Het blijkt dat het percentage meren met bodemzicht iets toeneemt en de gemiddelde diepte daarvan iets vermindert. Daardoor zou de stijgende trend zoals weergegeven in figuur 3 iets groter kunnen zijn, maar niet veel.



figuur 5. Ontwikkeling van chlorofyl ($\mu\text{g/l}$), mediane waarden en trend berekend uit gecumuleerde gemiddelde verandering per meer.



figuur 6. Ontwikkeling van totaal P (mg/l), mediane waarden en trend berekend uit gecumuleerde gemiddelde verandering per meer.



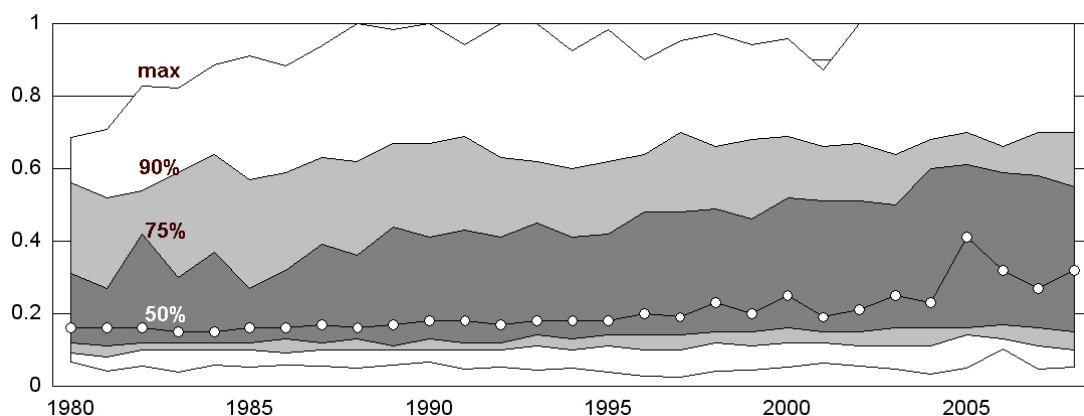
figuur 7. Ontwikkeling van totaal N (mg/l), mediane waarden en trend berekend uit gecumuleerde gemiddelde verandering per meer.

3.2.2 Trendberekening door medianen en percentielen van EKR-scores.

De spreiding van de gegevens over de verschillende meren kan nader worden onderzocht door niet alleen de medianen, maar ook de 10- en de 25-percentielen (en 75- en 90-percentielen) te volgen. De berekening is toegepast op de EKR-scores.

Uit de figuren 8-11 volgt min of meer hetzelfde beeld als hierboven wat de grote lijn betreft, maar er zijn ook een aantal duidelijke verschillen.

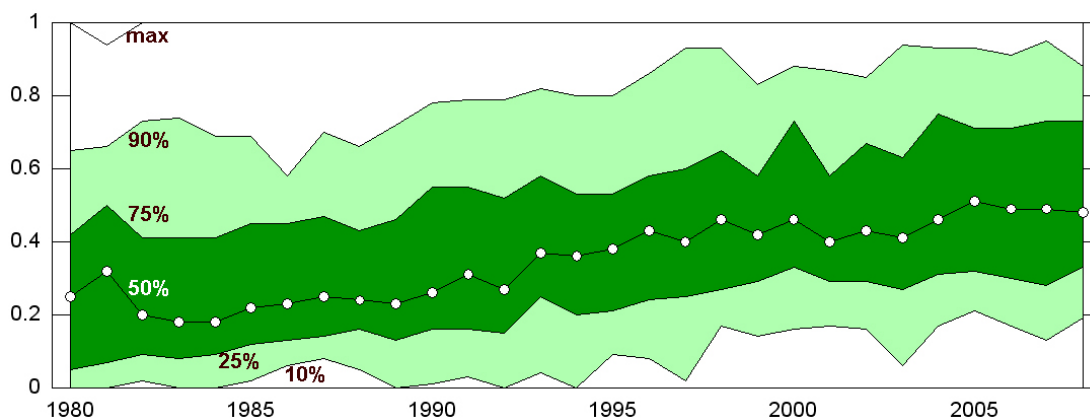
Het doorzicht (figuur 8) blijkt in de helft van de meren in de klasse slecht te liggen; de bovengrens voor deze klasse is 45 cm in de meeste meertypen. Dat loopt iets op tot halverwege de klasse ontoereikend ($EKR=0,3$), wat overeenkomt met 10 cm meer doorzicht. De stijging is significant voor de meeste weergegeven percentielen ($p=0,1$), behalve voor de 90% percentiel: ongeveer 10% van de meren heeft een goed doorzicht, en dat blijft hetzelfde.



figuur 8. Ontwikkeling van de waterkwaliteit (EKR) op basis van doorzicht: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum/minimum.

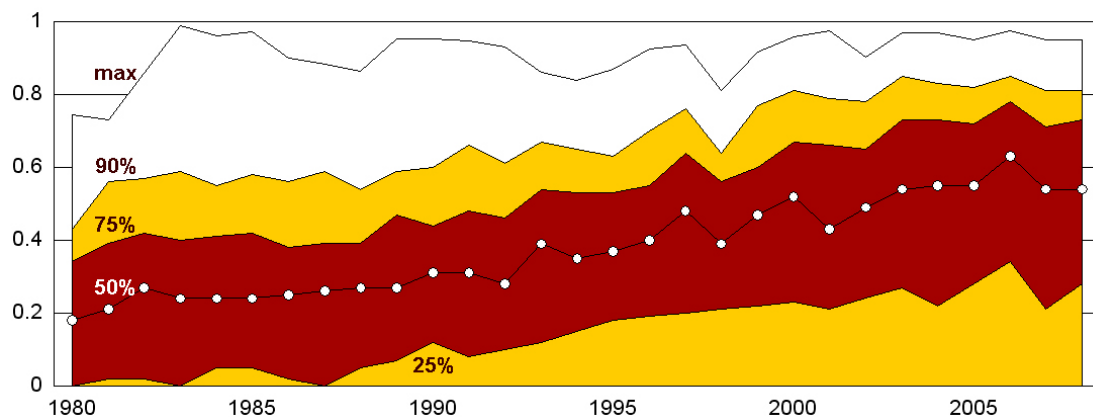
Bij chlorofyl (figuur 9) is een duidelijke stijging te zien in alle meren. De mediaan stijgt, maar ook de laagste kwaliteit meren wordt steeds minder. In de jaren 80 heeft meer dan 10% een ekr-score 0,0 en ligt de helft in de klasse slecht, iets minder dan 10% is goed ($ekr=0,6$). Vijfentwintig jaar later is nog maar minder dan 10% slecht en heeft bijna de helft de beoordeling goed of hoger.

Deze stijging is significant voor alle hier weergegeven percentielen ($p=0,1$).

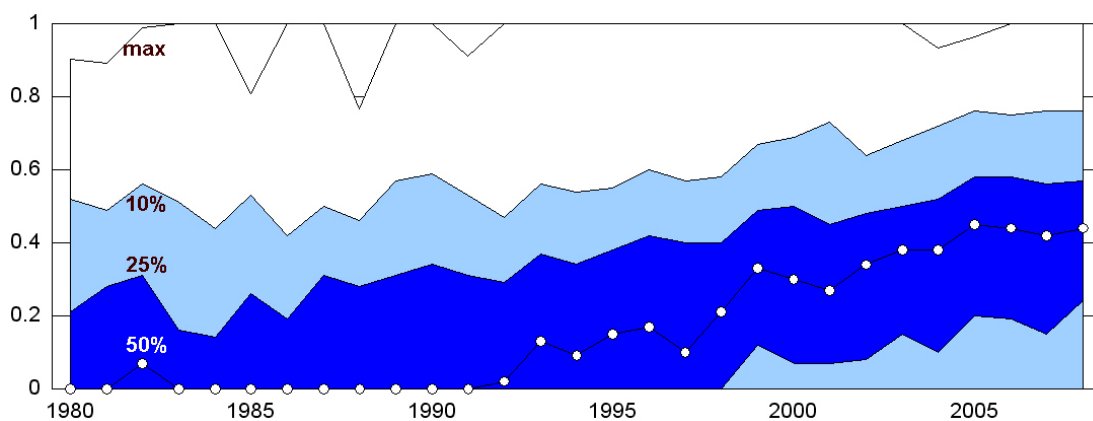


figuur 9. Ontwikkeling van de waterkwaliteit (EKR) op basis van chlorofyl: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum/minimum.

Bij totaal-fosfor (figuur 10) en totaal-stikstof (figuur 11) is hetzelfde beeld te zien als bij chlorofyl. De stijging van alle percentielen is significant, behalve die welke op de 0-lijn liggen (10-percentiel bij P en 10- en 25-percentiel bij N).



figuur 10. Ontwikkeling van de waterkwaliteit (EKR) op basis van P: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum/minimum..

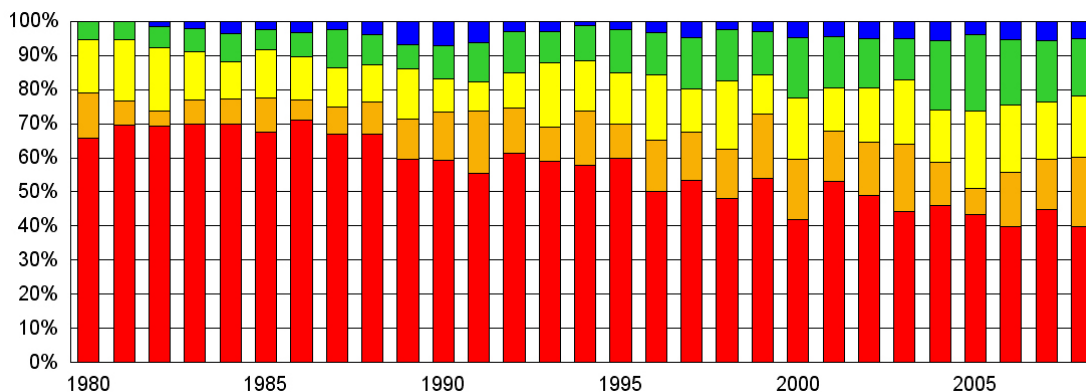


figuur 11. Ontwikkeling van de waterkwaliteit (EKR) op basis van N: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum/minimum.

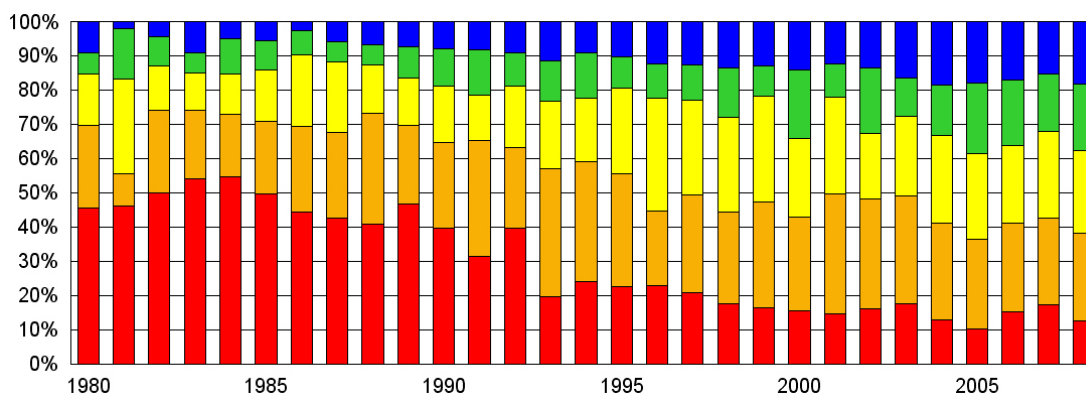
3.2.3 Klasseverdeling

De spreiding van de kwaliteit kan worden uitgedrukt in spreiding over klassen. In figuren 12-15 is het percentage van de meren dat in een bepaalde kwaliteitsklasse viel in de oplopende jaren uitgezet. De betekenis van de kleuren: blauw = zeer goed, groen = goed; geel = matig; oranje = ontoereikend; rood = slecht.

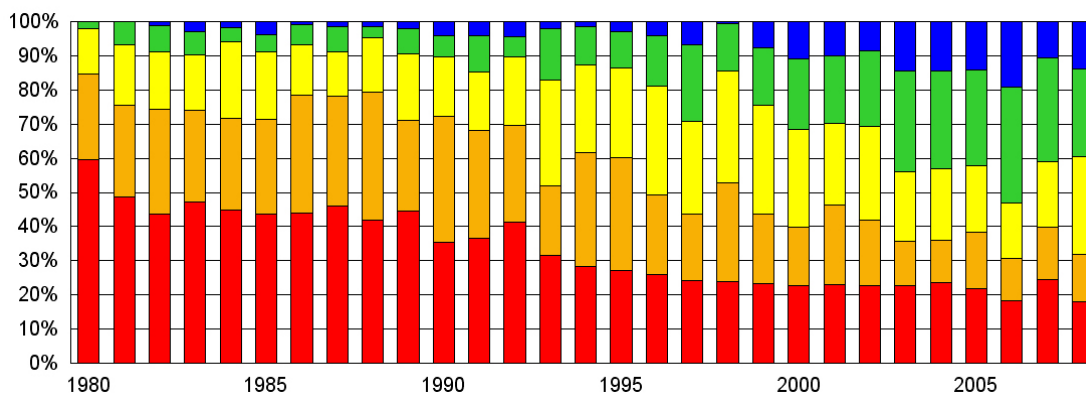
Ook in deze figuren is een duidelijk toename van de kwaliteit te herkennen.



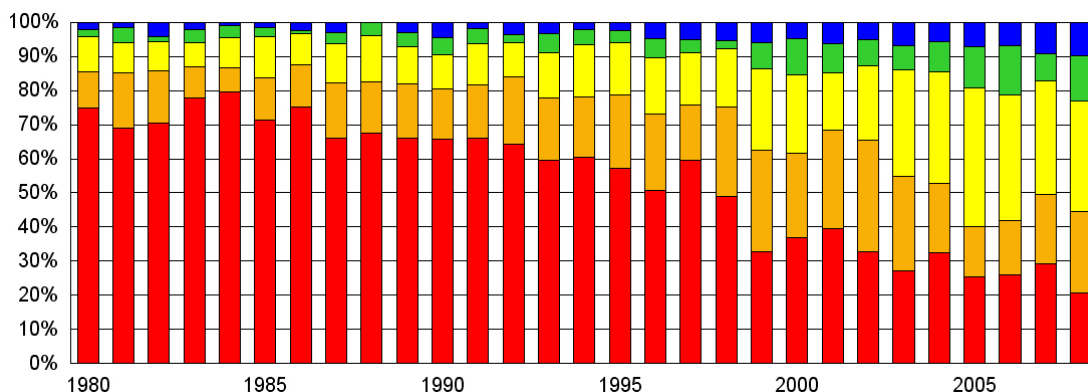
figuur 12. Verdeling van de kwaliteitsklassen voor doorzicht.



figuur 13. Verdeling van de kwaliteitsklassen voor chlorofyl.



figuur 14. Verdeling van de kwaliteitsklassen voor totaal P.



figuur 15. Verdeling van de kwaliteitsklassen voor totaal N.

3.2.4 Verschillen tussen categorieën van meren

De analyses zijn ook uitgevoerd bij deelsets van ondiepe en diepe meren, kleine en grote meren en brakke meren. De figuren die daaruit zijn voortgekomen staan in bijlage 4. De verwijzingen naar figuren betreffen die in de bijlage (behalve die naar figuur 16 hieronder).

In grote lijnen gelden de gevonden trends voor alle categorieën meren, maar er zijn ook een aantal opvallende verschillen.

Bij alle analyses blijkt dat vooral de ondiepe meren en de grote meren dezelfde trends geven als het totaal, maar dat is ook goed verklaarbaar uit de aantallen: deze categorieën vormen de grootste groepen. De meeste van deze meren behoren tot dezelfde typen: groot en ondiep (M14 en M27).

In diepe meren verandert de mediaan voor chlorofyl niet meer na 1985, maar gemiddeld blijven de meren zich wel verbeteren (figuur 15). Die verandering is alleen te verklaren uit de verandering van de slechtste en de beste meren. Dat is voor een deel te vinden in figuur 39, waarin te zien is dat de 10-percentiel en de 25-percentiel lichtelijk blijven stijgen; dat betekent dat de slechtste meren zich verbeteren. In figuur 63 is ook te zien dat de groep meren die goed en zeer goed scoren licht toeneemt in de laatste 10 jaar.

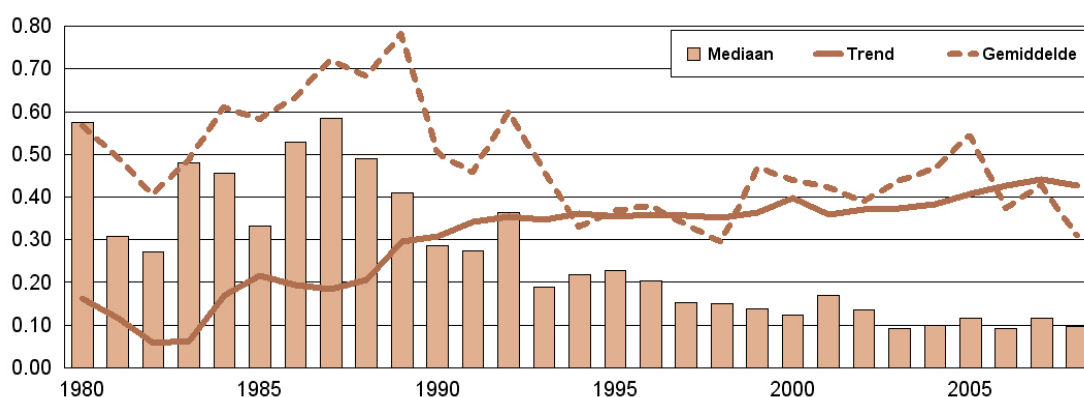
In de brakke meren treedt vooral veel verandering op rond 1995 en dan met name voor de nutriënten. Dat is in de cumulatieve gemiddelde verandering te zien (figuren 22 en 28), maar ook in de klasseverdeling (figuur 70 en in mindere mate figuur 78). In de medianen en percentielen is dat niet te zien, wat betekent dat het merendeel van de meren geen verandering vertoont.

In de kleine meren treden de grootste discrepanties op. Gemiddeld neemt totaal P toe (figuur 23) en in de beginjaren ook totaal N (figuur 29) terwijl de mediaan daalt. De medianen voor EKR stijgen ook (figuren 47 en 53).

Uit figuur 71 blijkt wat hier aan de hand is: de meren met een slechte kwaliteit blijven in aantal min of meer gelijk of stijgen zelfs, de groep met een zeer goede kwaliteit neemt sterk toe; het midden blijft daarmee op hetzelfde niveau.

Beide groepen meren (de beste en de slechtste) blijven in de grafieken met medianen verscholen omdat ze geen effect hebben op de mediaan. De groep van slechtste meren blijft in figuur 47 onder de 0; deze groep omvat meer dan 10% (de 10-percentiel blijft op 0). Ook de 25-percentiel stijgt niet.

Als ook het gemiddelde wordt betrokken bij deze analyse dan blijkt dat de verdeling over het meetbereik steeds sterker wordt scheefgetrokken. Dat blijkt uit het verschil tussen mediaan en gemiddelde dat steeds groter wordt (figuur 16 hieronder). Het gemiddelde wordt vooral door de waarden uit de slechtste meren omhoog getrokken ten opzichte van de mediaan. De meerderheid van de kleine meren doet het dus weliswaar steeds beter, maar een kleine groep meren doet het heel slecht en dat blijft ook zo. Sommige verslechteren zelfs zoals blijkt uit analyse van de individuele meren (hier niet geïllustreerd, maar uit bijlage 1 te herleiden).



figuur 16. Ontwikkeling van totaal P (mg/l) in kleine meren, mediane én gemiddelde waarden en trend berekend uit gecumuleerde gemiddelde verandering per meer

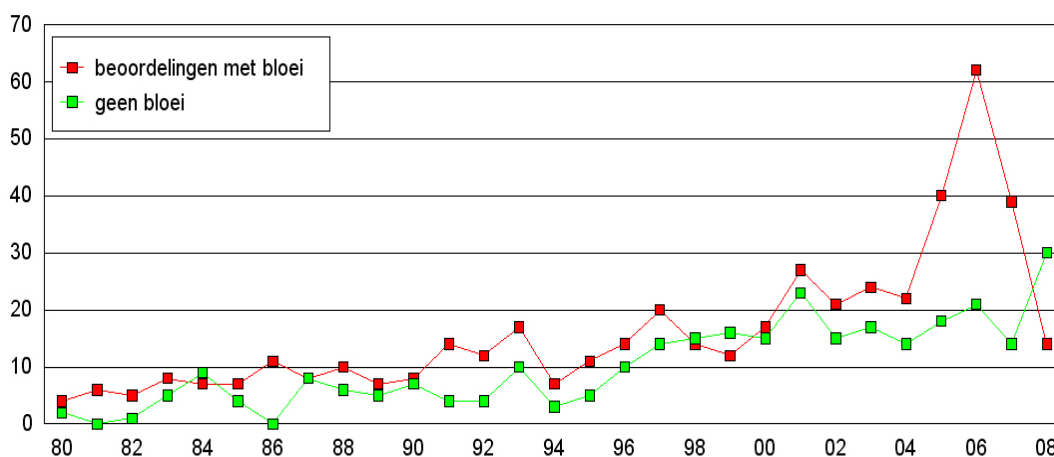
3.3 Fytoplankton

De toestand van het fytoplankton wordt volgens de KRW-maatlatten beoordeeld op zowel chlorofyl-gehalte (maat voor abundantie) als de aanwezigheid van bloeien (beoordeling van de soortensamenstelling). Zoals uit figuur 9 (par. 3.2.1) blijkt ligt de mediaan in de laatste jaren op basis van de abundantie van fytoplankton rond de 0,5; zodat geconcludeerd kan worden dat iets minder dan de helft van de meren de beoordeling 'Goed' heeft bereikt, wanneer alleen naar het chlorofyl wordt gekeken.

De aanwezigheid van bloeien is nog niet bij precies dezelfde set van meren onderzocht. Van veel meren waarvan wel plankton-tellingen beschikbaar waren, waren (nog) geen chlorofyl-metingen beschikbaar en dat geldt ook andersom. Om die reden wordt hier eerst de beoordeling van de meren op basis van alleen planktontellingen gepresenteerd.

Van 222 meren waren bruikbare waarnemingen beschikbaar voor de beoordeling van de soortensamenstelling in ten minste één meetjaar. Het totaal aantal beoordelingen was 808, wat betekent dat gemiddeld de meren bijna 4 keer zijn beoordeeld in deze periode. Het grootste aantal meren in één jaar was 83 in 2006. De hogere aantallen in de recente jaren is deels te danken aan verhoogde monitoringsinspanning, deels aan toename van bruikbaarheid van de data. Alle data van Wetterskip Fryslan van voor 2005 zijn onbruikbaar omdat er geen omrekening naar aantal/ml heeft plaatsgevonden en dat geldt ook voor de oudere data van het Hoogheemraadschap van Rijnland. De data van Rijkswaterstaat van vóór 2005 zijn niet ter beschikking gesteld omdat er te veel onnauwkeurigheden in zitten. Veel data van 2008 en in mindere mate 2007 waren nog niet beschikbaar.

Bij een deel van de beoordelingen, 301 van de 831 (zie ook figuur 17), leverde de beoordelingen de kwalificatie 'geen bloei' op. Dat wil niet zeggen dat de kwaliteit goed is, alleen dat deze niet kan worden beoordeeld. Beoordeling op alleen bloei geeft daarom een systematische onderwaardering als er wordt gemiddeld. De KRW-beoordeling wordt in zulke gevallen uitsluitend gebaseerd op het chlorofyl-gehalte. Van de 222 meren waren er maar 164 waarin ten minste één keer een bloei werd geconstateerd.

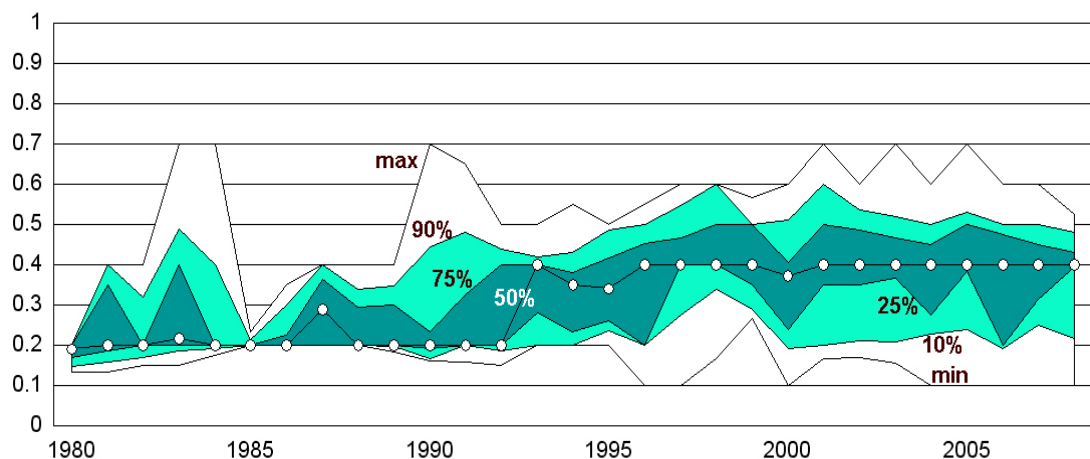


figuur 17. Aantal beoordeelde meren per jaar op fytoplankton-bloeien; bij iets minder dan de helft van de meren is de beoordeling onbepaald omdat er geen bloei kon worden vastgesteld.

3.3.1 Beoordeling van de bloeien

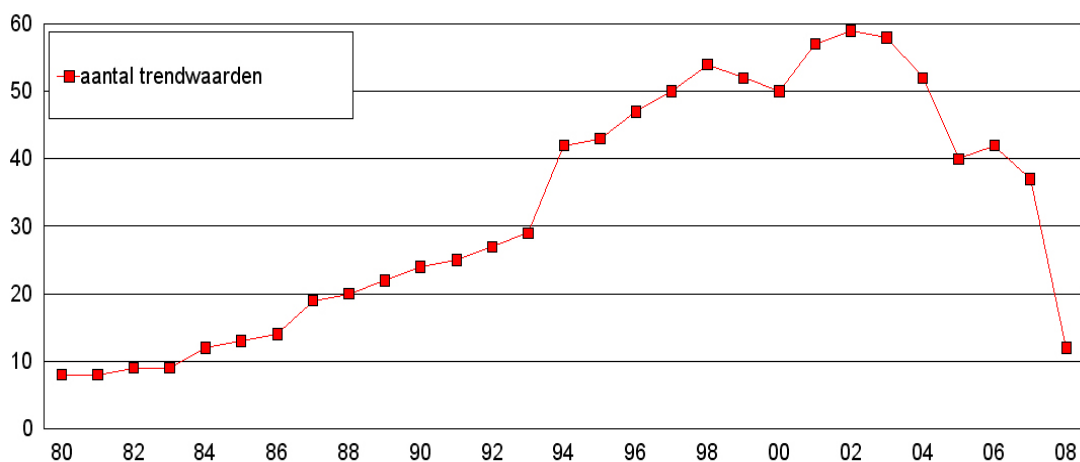
De meren die wel konden worden beoordeeld vertoonden een stijgende kwaliteit, de mediaan van de beoordelingen ging van 0,2 naar 0,4 en de 25- en 75- en 90-percentielen volgden dat beeld. Alleen het aantal meren dat echt slecht scoorde nam ook toe: de score 0,1 kwam vaker voor, als was dat wel in minder dan 10% van de meren het geval (figuur 18). De stijging betekent dat er een verschuiving optreedt naar soorten die een milder beoordeelde bloei veroorzaken. Dat kan op verschillende manieren:

- ▶ streng beoordeelde bloeien komen minder voor
- ▶ milder beoordeelde bloeien komen vaker voor of worden althans vaker herkend



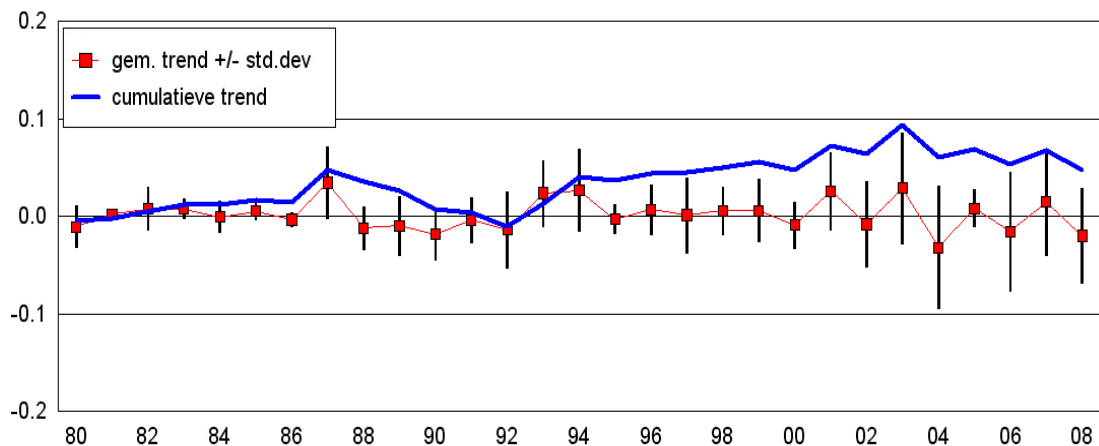
figuur 18. Ontwikkeling van de beoordeling (EKR) van fytoplankton-bloeien: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum/minimum.

Het aantal paren beoordelingen in opvolgende jaren, eventueel met één of meerdere jaren interval neemt in de loop van de tijd natuurlijk ook toe met het aantal beoordelingen. Hier valt op dat het aantal berekeningen in de recente jaren niet zo hoog is (figuur 19). Dat komt voornamelijk doordat er weliswaar veel beoordelingen bij zijn gekomen in deze jaren, maar veel ervan staan geheel op zichzelf: er zijn in die meren geen eerdere beoordelingen beschikbaar.



figuur 19. Aantal meren per jaar waarin een trend kon worden berekend op basis van fytoplankton-bloeien uit het verschil met het vorige jaar.

Uit de trendberekeningen valt ook een lichte stijging op te maken, vooral de jaren 1993 tot 2003 is er voortdurend een stijging (figuur 20). Dat is tevens de meest betrouwbare periode omdat het op de meeste beoordelingen is gebaseerd.



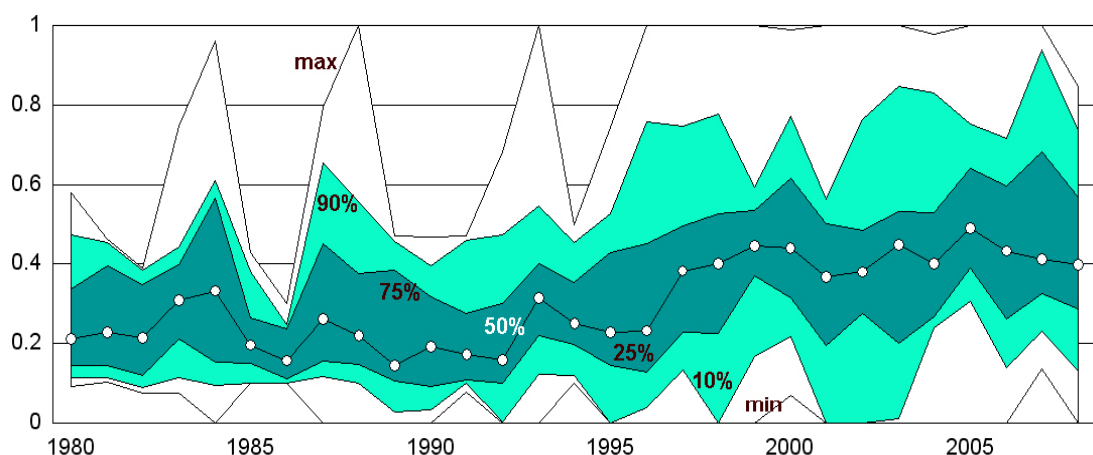
figuur 20. Ontwikkeling van de beoordeling van fytoplankton-bloeien berekend als de oplopende som van de gemiddelde verandering (in EKR) in de afzonderlijke meren.

3.3.2 Complete beoordeling

Van de 301 beoordelingen waarbij geen sprake was van een bloei, zodat het meer niet kon worden beoordeeld op soortensamenstelling, was voor 109 meer-jaren wél een beoordeling van de abundantie op basis chlorofyl beschikbaar.

Van de 530 beoordelingen waarvan wel sprake was van bloei was voor 342 meer-jaren ook een beoordeling van de abundantie op basis chlorofyl beschikbaar.

Wanneer bij de beoordeling van de meren waarvan fytoplanktonmonsters waren beoordeeld ook de beoordeling op basis van chlorofyl wordt betrokken stijgt het aantal beoordelingen van 530 naar 639, waarvan 274 alleen op basis van soortensamenstelling is beoordeeld.

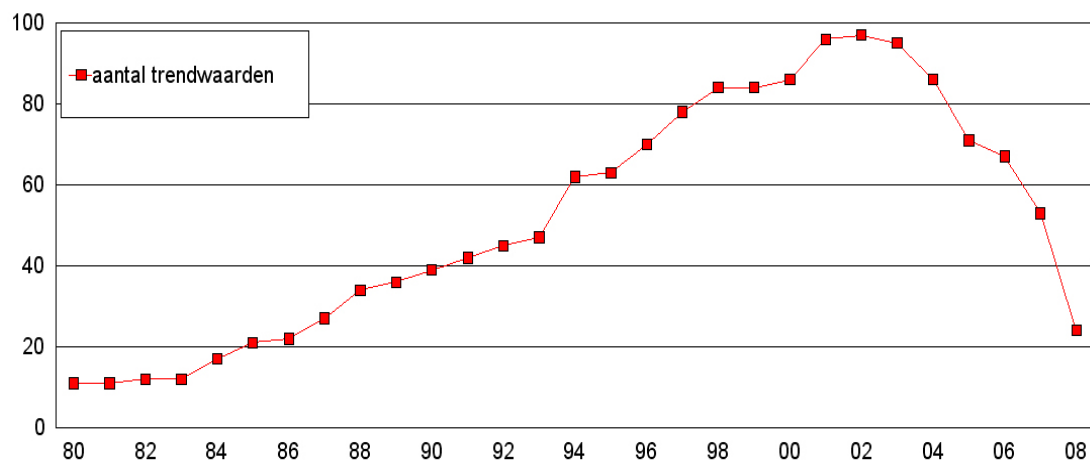


figuur 21. Ontwikkeling van de beoordeling (EKR) van het fytoplankton: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum/minimum.

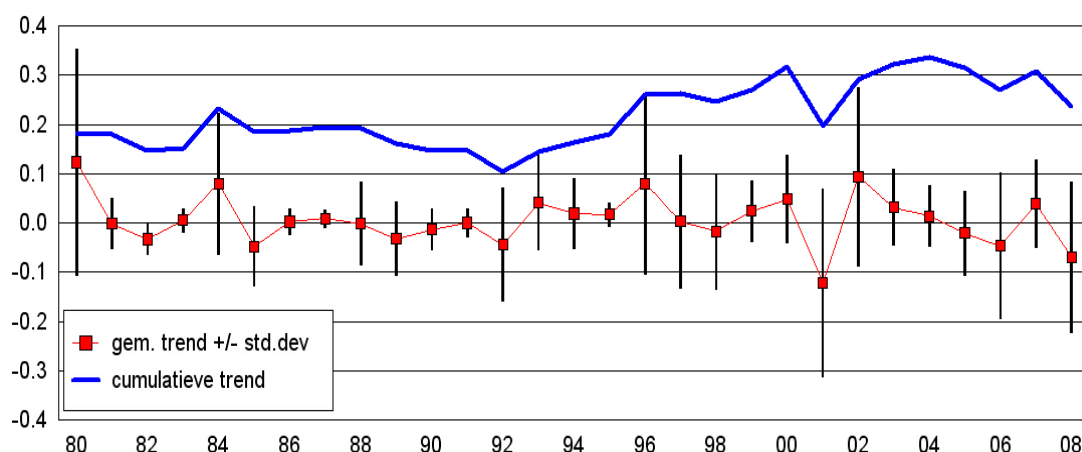
Uit de complete beoordeling van het fytoplankton (figuur 21) valt min of meer dezelfde trend te halen als uit de beoordeling van alleen de bloeien. Waarschijnlijk

komt dat doordat het aantal meren waarin geen bloei werd gevonden steeds min of meer in dezelfde verhouding stond met de meren waarin wel een bloei werd gevonden (figuur 17). De spreiding is wel veel groter, met name in de betere kwaliteitsklassen. Dat komt vooral doordat een bloei nooit hoger kan worden beoordeeld dan 0,7 en de abundantie op basis van chlorofyl wel tot 1,0 kan komen. Verder bevinden de meren waarin geen bloei optrad zich ook voornamelijk bovenin de figuur omdat deze meestal ook voor chlorofyl een hoge score hebben. De stijging van de mediaan en de percentielen is significant ($p=0,1$).

De trendberekening op basis van de gemiddelde verandering in de meren (figuur 23) geeft ook ongeveer hetzelfde beeld. De stijging is in de periode 1992 - 2005 vergelijkbaar aan die van de mediaan (0,2 = 1 klasse; zie ook figuur 21). De hoge waarde in 1980 is het gevolg van een artefact van de berekening: de startwaarde ligt in 1978 en de weinige meren met een gemeten verandering vóór 1980 geven een sterke toename te zien. Voor de interpretatie van de trend is de absolute hoogte van de lijn echter niet relevant.



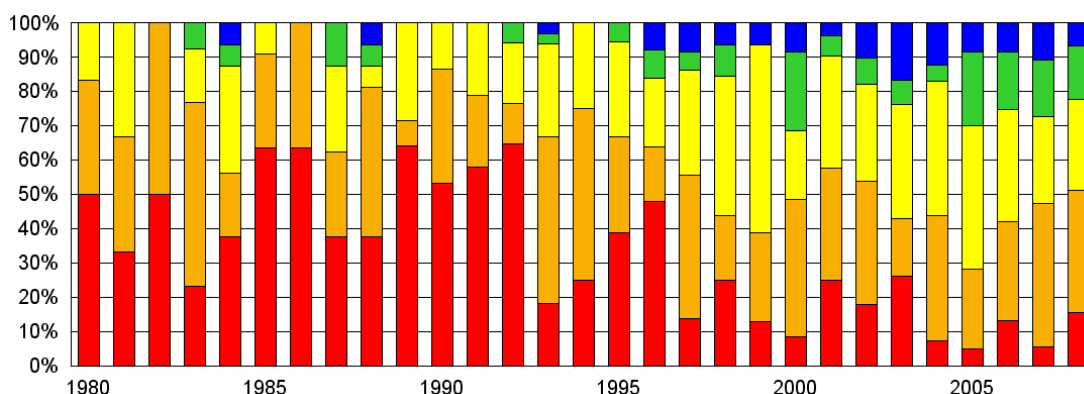
figuur 22. Aantal meren per jaar waarin een trend kon worden berekend uit het verschil met het vorige jaar, waarbij behalve bloei ook chlorofyl werd beoordeeld indien beschikbaar.



figuur 23. Ontwikkeling van de beoordeling van fytoplankton uitgezet als cumulatieve gemiddelde verandering (EKR) in de afzonderlijke meren, waarbij behalve bloei ook chlorofyl werd beoordeeld indien beschikbaar.

3.3.3 Klasseverdeling

In figuur 24 is het percentage van de meren dat in een bepaalde kwaliteitsklasse viel in de oplopende jaren uitgezet. Ook in deze figuur is een duidelijk toename van de kwaliteit te herkennen. Deze wordt veroorzaakt door het verbeteren van een groot aantal meren dat in een slechte toestand bevond. De meeste daarvan zijn 1 klasse verbeterd terwijl de meeste meren die ontoereikend waren een klasse zijn opgeschoven naar matig.



figuur 24. Verdeling van de kwaliteitsklassen op basis van fytoplankton.

3.3.4 Verschillen tussen categorieën van meren.

Er zijn geen grote verschillen tussen de verschillende categorieën van meren. In bijlage 4 zijn de figuren weergegeven van deze analyses; de verwijzingen betreffen de figuren uit deze bijlage.

In de medianen en percentielen (figuren 79-84) is helemaal geen duidelijk verschil, vrijwel alle groepen vertonen een lichte stijging van één klasse (0,2 EKR), die vooral na 1990 optreedt. In de analyse van de veranderingen is deze stijging eigenlijk alleen bij de ondiep en de grote meren te vinden. Bij de kleine meren is er zelfs een daling (figuur 89). Dit sluit aan bij de daling in totaal P bij kleine meren zoals in paragraaf 3.2.4 is besproken.

De klasseverdeling (figuren 91-96) geeft grote schommelingen te zien bij de diepe, brakke en kleine meren, maar een duidelijk (afwijkend) beeld geeft dit niet.

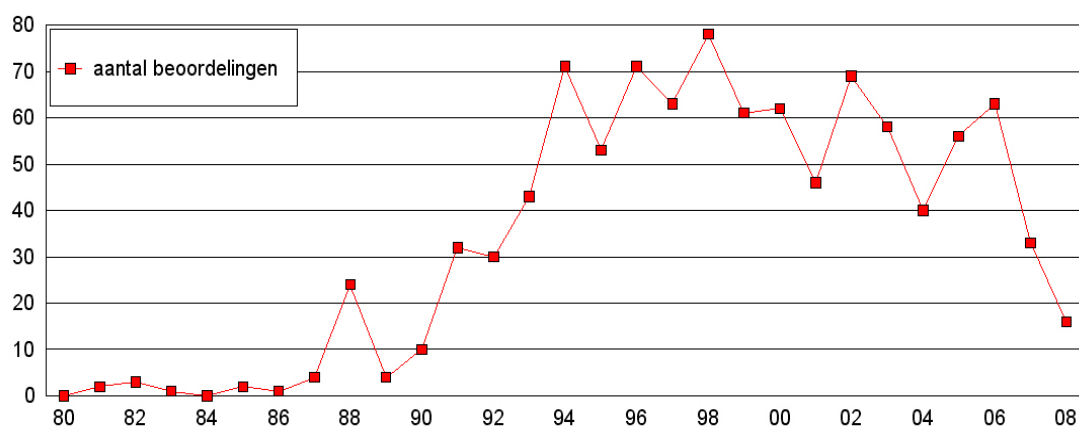
3.4 Macrofyten

De beoordeling van de meeste meren ligt laag en vele scores slecht, vaak helemaal niet (EKR=0). Het gemiddelde is laag, de mediaan en 25-percentielen zijn daardoor nog lager.

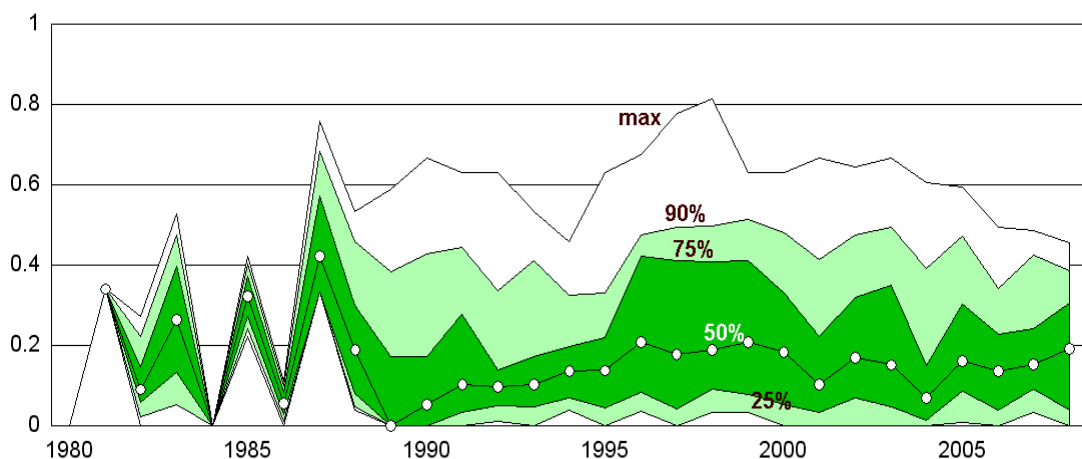
Het aantal meren dat is beoordeeld vóór 1990 (zie figuur 25) is dermate laag dat daaruit geen conclusies kunnen worden getrokken. Het betreft ieder jaar andere meren en die bepalen daardoor bij toeval (grotendeels) ook de jaarscore.

In de jaren na 1990 valt een hogere score op in de tweede helft van de jaren 90 (figuur 26). Dat zijn de jaren dat zowel Botshol als de Randmeren hoger scoorden; deze trekken de mediaan omhoog en zijn ook verantwoordelijk voor de hoogste scores.

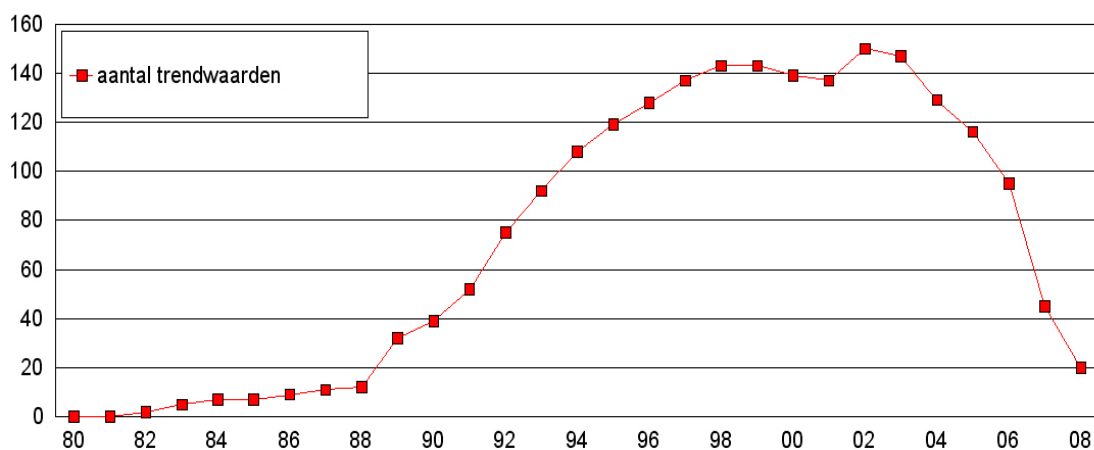
De meren die over de gehele periode laag scoren hebben zeer weinig invloed op het gemiddelde, maar hebben wel enige effect op de trend. De grootste invloed op de resultaten hebben de beoordelingen van Botshol en de Randmeren. Niet alleen scoren deze hoger, ze verbeteren ook het sterkst en doordat ze jaarlijks zijn beoordeeld wegen ze ook het zwaarst in de gemiddelde verandering (figuur 28). De sterke dip in 1988 wordt veroorzaakt door een slecht jaar in Botshol. Als de beoordelingen van deze meren wordt verwijderd uit de berekening, dan blijft er een geringere trend over, maar ook deze stijgt nog steeds.



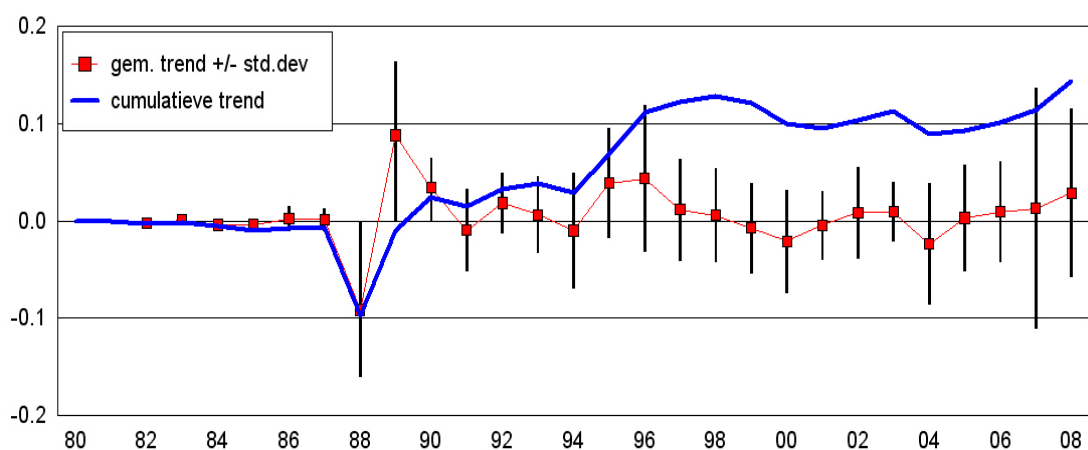
figuur 25. Aantal beoordeelde meren per jaar op soortensamenstelling van macrofyten.



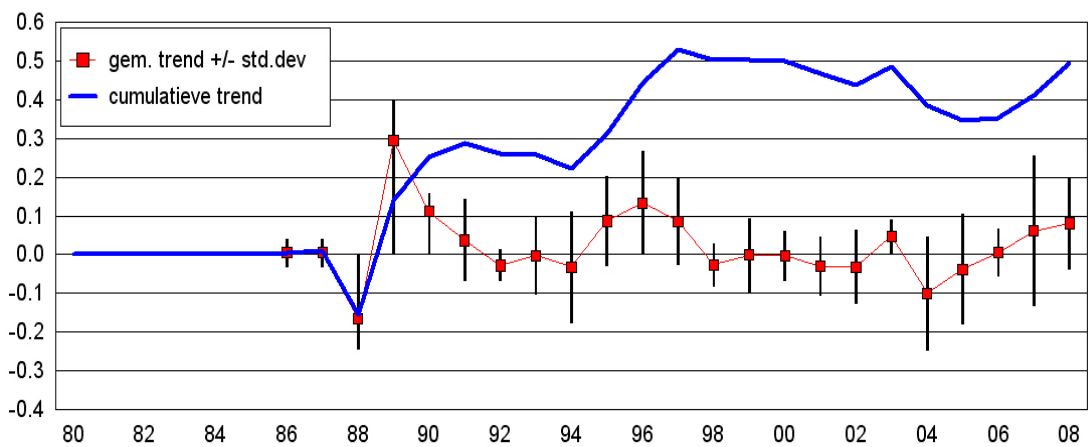
figuur 26. Ontwikkeling van de beoordeling (EKR) van de macrofyten: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum.



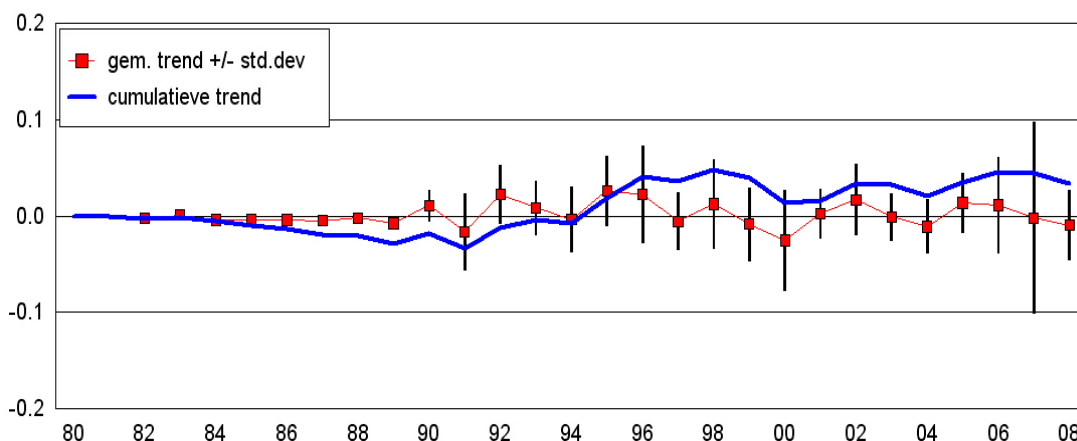
figuur 27. Aantal meren per jaar waarin een trend kon worden berekend uit het verschil met het vorige jaar.



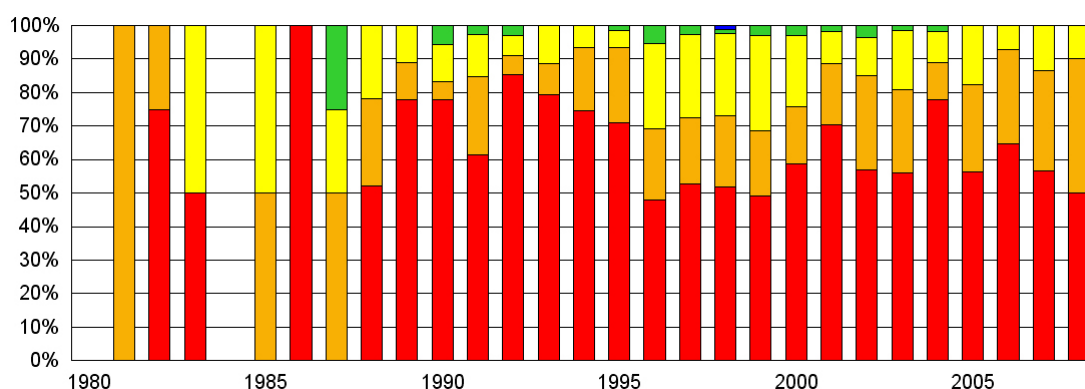
figuur 28. Ontwikkeling van de beoordeling van soortensamenstelling van macrofyten berekend als de olopende som van de gemiddelde verandering (in EKR) in de afzonderlijke meren.



figuur 29. Als figuur 28, maar dan met alleen de beoordelingen van Botshol en de Randmeren



figuur 30. Als figuur 28, maar dan zonder de beoordelingen van Botshol en de Randmeren.



figuur 31. Verdeling van de kwaliteitsklassen op basis van macrofyten van alle meren.

Verschillen tussen diepe en ondiepe of grote en kleine meren waren zo gering dat deze hier niet worden besproken.

Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met het aantal opnamen dat beschikbaar was voor de beoordeling van elk meer. Van veel meren zijn de monsters alleen in enkelvoud aanwezig en het is niet uit de data te herleiden hoe groot de opnamen waren en of dit het resultaat was van aggregatie van meerdere opnamen. Het is zeer waarschijnlijk dat hierin een grote bron van variatie zit.

Uit de medianen en de percentielen kan geen trend worden berekend. De eerste jaren hebben te weinig gegevens, maar ook als de trend wordt berekend vanaf 1987 wordt geen significantie gevonden. Er wordt alleen een significante daling van de 75- en 90-percentielen gevonden als die worden berekend in de periode 1998 -2008. In die jaren wordt een aantal van de betere meren dus minder goed.

Voor de trendanalyse op basis van de gemiddelde trend van de afzonderlijke meren is dit effect van de beperkte monitoring veel geringer, omdat mag worden verondersteld dat de methode van opnemen niet zo sterk wisselde in een meer. De methode is waarschijnlijk in veel gevallen wel aangepast voor de recente opnamen conform de Richtlijnen monitoring (Splunder *et al.* 2006), maar dat heeft

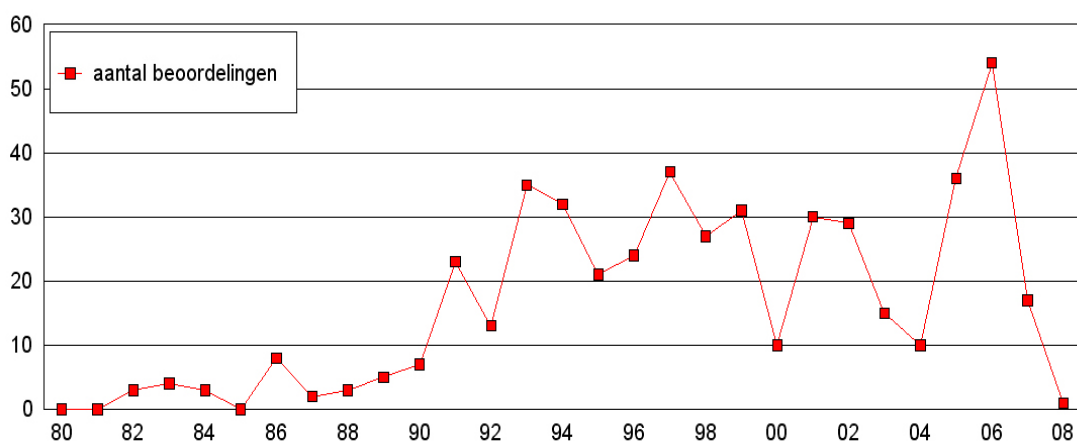
pas op zijn vroegst effect vanaf 2004 (Rijkswaterstaat). Onder deze aanpassingen valt ook het recent mee beoordelen van de groeivormen. Dit kan een systematische verandering opleveren.

Sinds de nieuwe maatlatten wordt in de meeste monitoringsprogramma's nauwkeuriger gekeken naar macrofyten. Het effect daarvan is hetzelfde als van de opnamegrootte: een hogere score doordat er meer soorten worden gevonden.

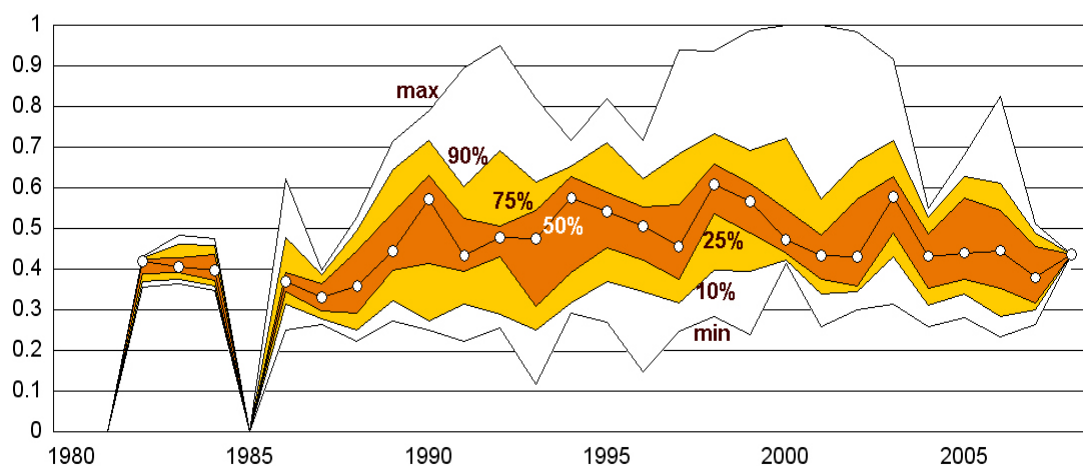
3.5 Macrofauna

De beoordeling van meer dan de helft van alle meren op basis van de macrofauna is matig. Dat is in de hele periode zo, behalve 1986-1988 en 2007; dan is de mediaan juist ontoereikend (figuur 33), en zijn de meeste meren ontoereikend (figuur 36). Met het stijgen van het aantal beoordelingen stijgt ook de spreiding. De spreiding die lijkt echter de laatste jaren, ondanks het grote aantal beoordelingen, toch weer af te nemen. Voor een groot deel wordt dit veroorzaakt door beoordelingen van een aantal meren van het type M31. Deze scores veel hoger dan gemiddeld, met name in de jaren 1990-2003 en 2006. Daardoor komt de hoogste score in deze jaren ook hoger. Het betreft maar een gering aantal meren, meestal 1 of 2 per jaar, waardoor de mediaan er niet door wordt beïnvloed.

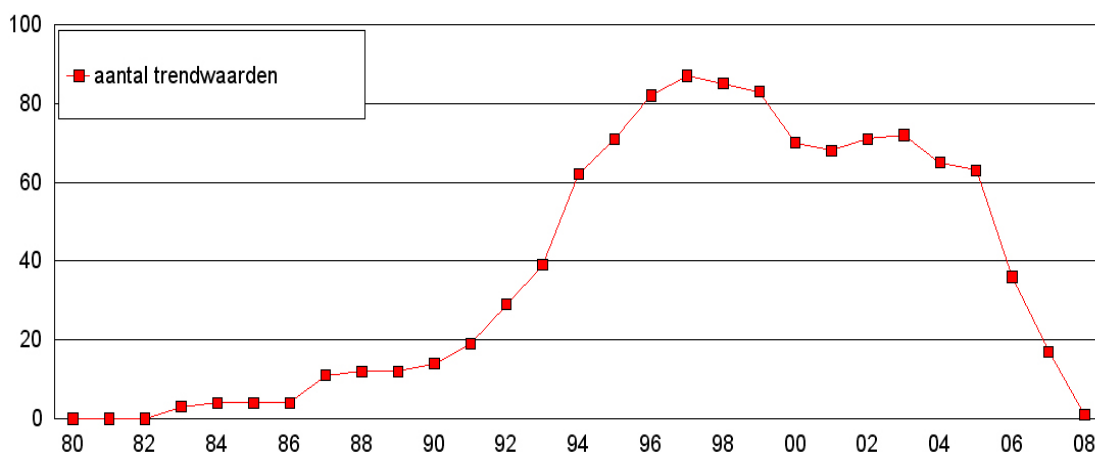
Er valt een licht stijgende trend te bespeuren in de jaren 1991-1998 (figuur 35). Deze is voornamelijk toe te schrijven aan een lichte kwaliteitsverbetering van de meren van het type M25 in die jaren. De sprong bij 1990-1991 wordt voornamelijk veroorzaakt door een aantal toevallige hoge waarden, het aantal meren dat in het gemiddelde bijdraagt is dan nog relatief gering. Overige verschillen tussen groepen van meren, zoals diep of ondiep zijn niet gevonden.



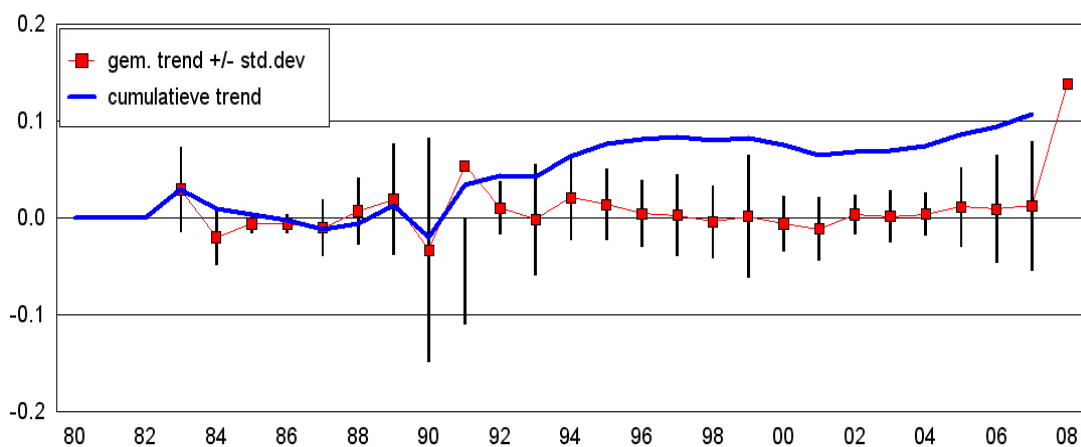
figuur 32. Aantal beoordeelde meren per jaar op macrofauna.



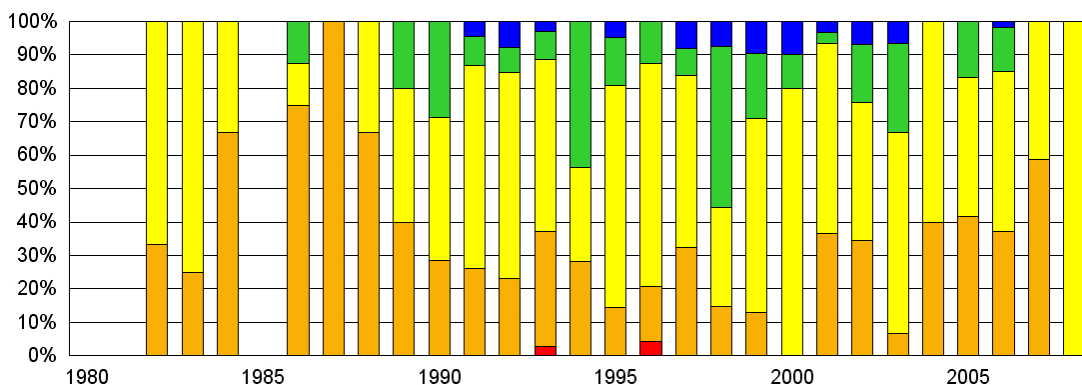
figuur 33. Ontwikkeling van de beoordeling (EKR) van de macrofauna: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum.



figuur 34. Aantal meren per jaar waarin een trend kon worden berekend uit het verschil met het vorige jaar.



figuur 35. Ontwikkeling van de beoordeling van macrofauna berekend als de olopende som van de gemiddelde verandering (in EKR) in de afzonderlijke meren.

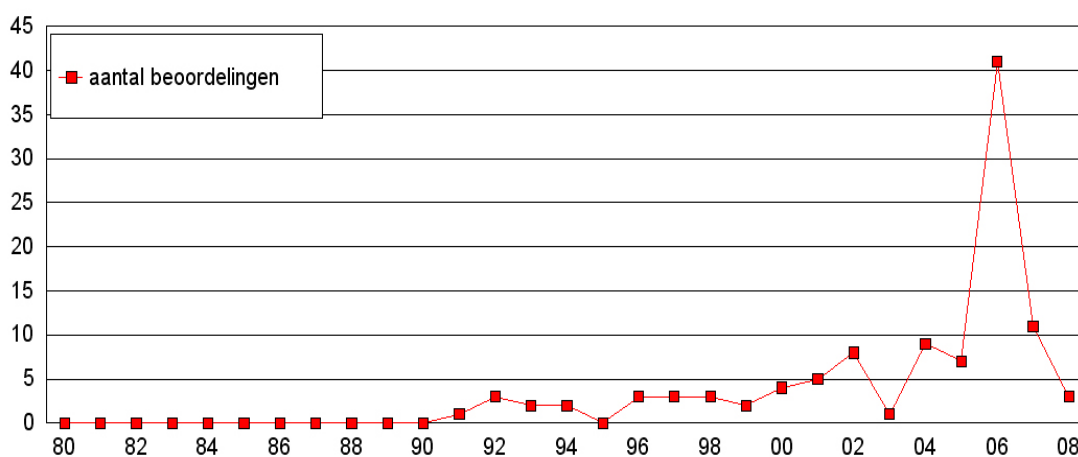


figuur 36. Verdeling van de kwaliteitsklassen op basis van macrofauna.

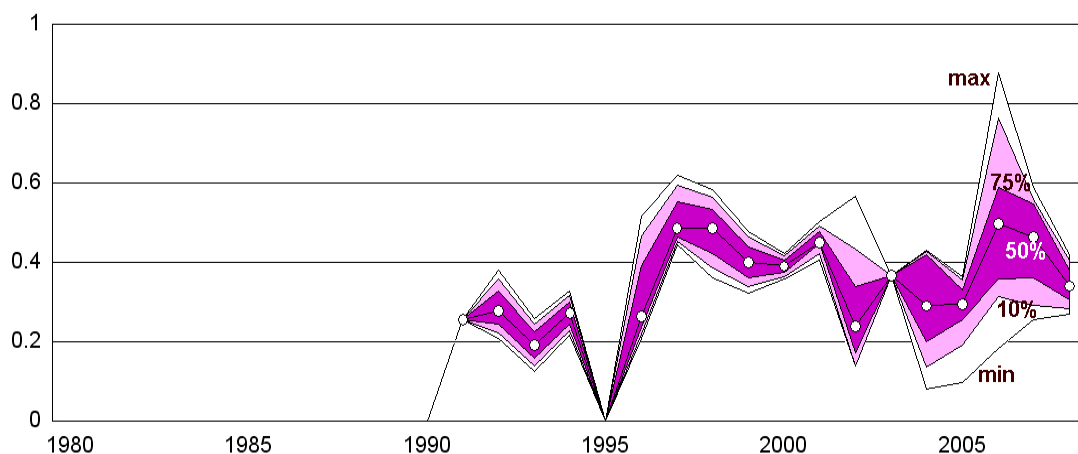
3.6 Vissen

Gegevens over de visstand zijn schaars. Verreweg de meeste beoordelingen komen van Rijkswaterstaat en Waternet. Rijkswaterstaat heeft een jaarlijkse meetreeks vanaf 1966 in het IJsselmeer en het Markermeer en de randmeren zijn in de afgelopen 15 jaar allemaal 2 x bemonsterd. De visstandbemonsteringen van Waternet zijn vrijwel allemaal van 2006.

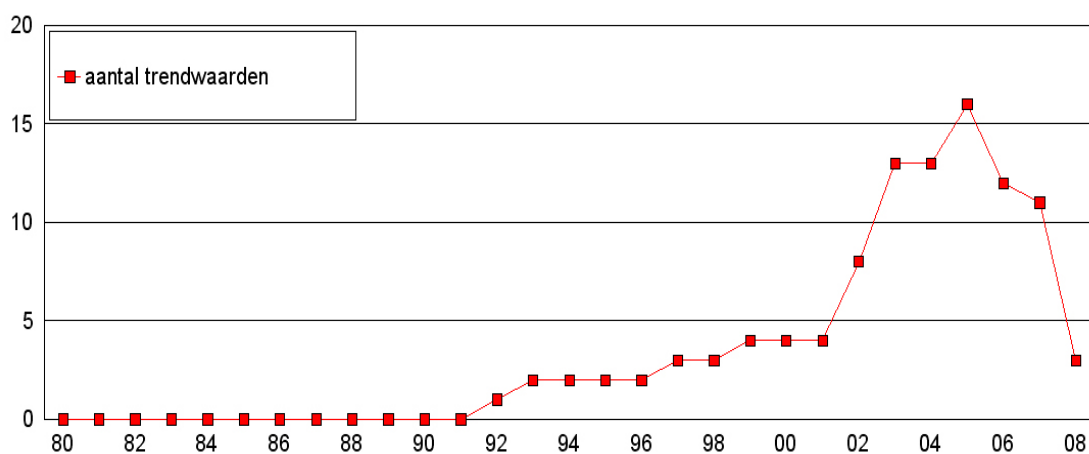
De meeste meren krijgen de kwalificatie ontoereikend of matig; de uitzondering is de Spiegelplas die in 2006 een EKR=0,88 haalt. Een trend is door het geringe aantal meren niet duidelijk. Bij het IJsselmeer en het Markermeer is duidelijk geen trend aanwezig.



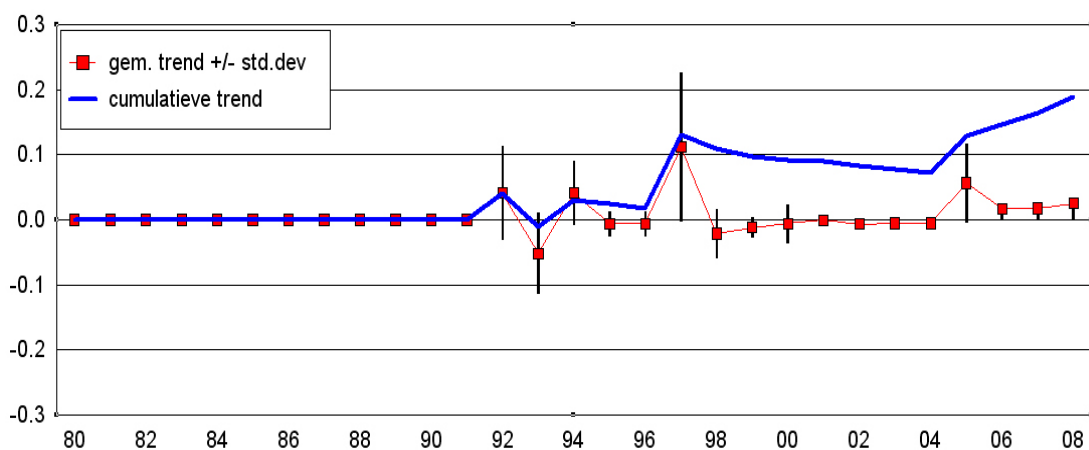
figuur 37. Aantal beoordeelde meren per jaar van de visstand, exclusief IJsselmeer en Markermeer.



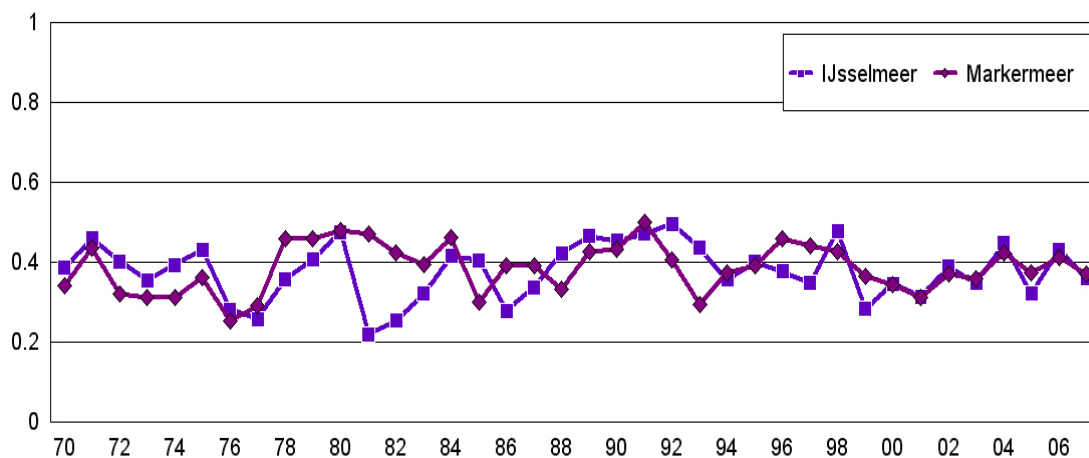
figuur 38. Ontwikkeling van de beoordeling (EKR) van de visstand, exclusief IJsselmeer en Markermeer: mediaan (50%), 25- en 10-percentielen en maximum.



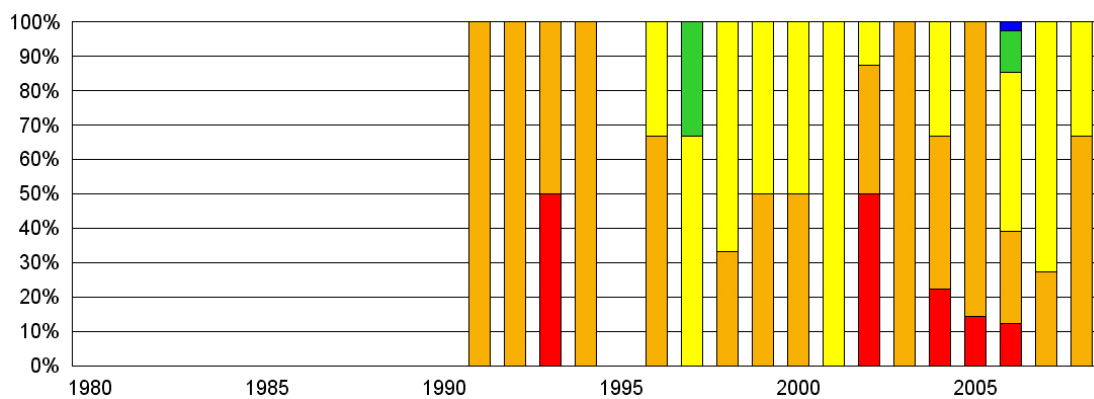
figuur 39. Aantal meren per jaar, exclusief IJsselmeer en Markermeer, waarin een trend kon worden berekend uit het verschil met het vorige jaar.



figuur 40. Ontwikkeling van de beoordeling van de visstand, exclusief IJsselmeer en Markermeer, berekend als de olopende som van de gemiddelde verandering (in EKR) in de afzonderlijke meren.



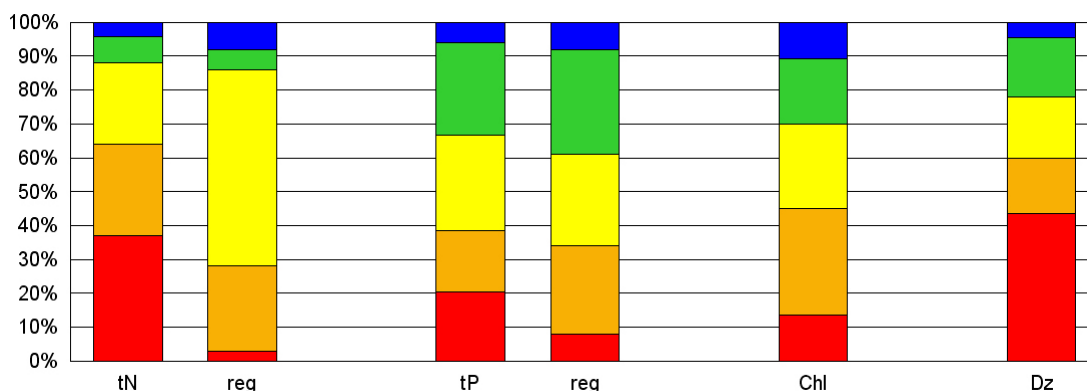
figuur 41. Beoordeling van de visstand in IJsselmeer en Markermeer.



figuur 42. Verdeling van de kwaliteitsklassen op basis van vis, exclusief IJsselmeer en Markermeer.

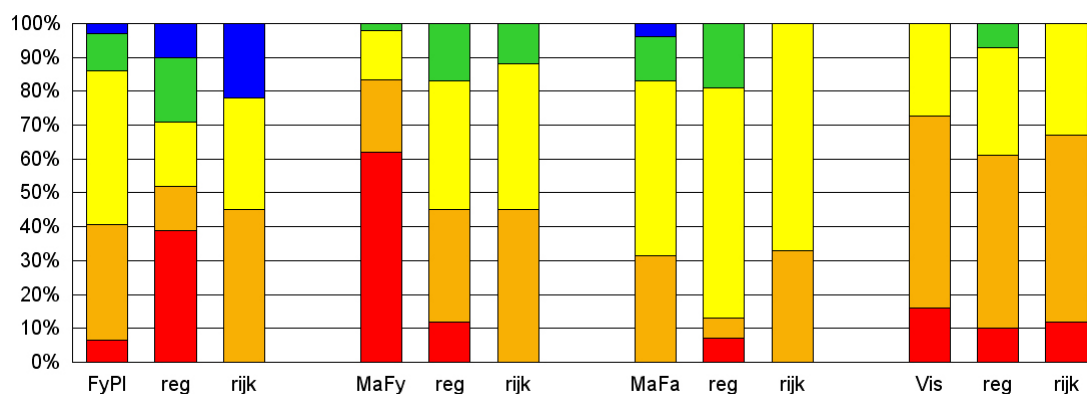
3.7 Vergelijking met de *ex ante* evaluatie

In de *ex ante* evaluatie van het MNP (Ligtvoet e.a. 2008) zijn ook klasseverdelingen gepresenteerd van de beoordeling van nutriënten en biologische kwaliteitselementen. De hier gebruikte gegevens kunnen daarmee worden vergeleken door de meren in de verschillende klassen in de perioden 2000-2005 te middelen. Voor chlorofyl en doorzicht zijn er geen resultaten gepresenteerd in de *Ex Ante* studie, voor stikstof en fosfor alleen voor de regionale wateren (figuur 43). De regionale wateren worden in de *Ex Ante* studie in betere toestand voorgesteld dan in deze studie is berekend, vooral ten aanzien van stikstof.



figuur 43. Vergelijking tussen de gemiddelde kwaliteitsklassenverdeling in deze studie (links) en die uit de *Ex Ante* studie voor regionale wateren (rechts).

Voor de meeste biologische kwaliteitselementen komen de resultaten aardig overeen (figuur 44). Voor fytoplankton is er een duidelijk verschil tussen de regionale en rijkswateren in de *ex ante* evaluatie. In deze studie zijn deze wateren samen genomen en de komen in de buurt van de gemiddelde van de andere twee. Voor macrofyten is er wel een duidelijk verschil. Meer dan de helft van de meren zijn in een slechte toestand in de jaren 2000-2005. Hierbij moet echter worden opgemerkt dat de berekeningen zijn uitgevoerd met de data zoals ze beschikbaar waren, en zoals aan het eind van paragraaf 2.7.3 is uitgelegd, zijn veel meren beoordeeld met maar één opname. In een onbekend aantal gevallen gaat het daadwerkelijk om één opname terwijl aggregatie van ten minste 6 opnamen is voorgeschreven. Het kan zijn dat in de *ex ante* evaluatie hiervoor gecorrigeerd is.



figuur 44. Vergelijking tussen de gemiddelde van de kwaliteitsklassenverdeling 2000-2005 in deze studie (links) en die uit de *Ex Ante* studie voor regionale wateren 2000-2005 ('reg') en rijkswateren 2003-2006 ('rijk').

3.8 Correlatie tussen kwaliteitselementen

De KRW-beoordeling gaat ervan uit dat alle biologische kwaliteitselementen en fysisch-chemische parameters goed moeten scoren om een goede eindbeoordeling te krijgen. De biologische kwaliteitselementen indiceren verschillende kwaliteitsaspecten en zijn onderhevig aan verschillende pressoren. De beoordeling kan daardoor voor de verschillende kwaliteitselementen heel verschillend uitvallen. De mate waarin pressoren een rol spelen heeft een sterk effect op de correlatie tussen de kwaliteitselementen die meer of minder door deze pressoren wordt beïnvloed.

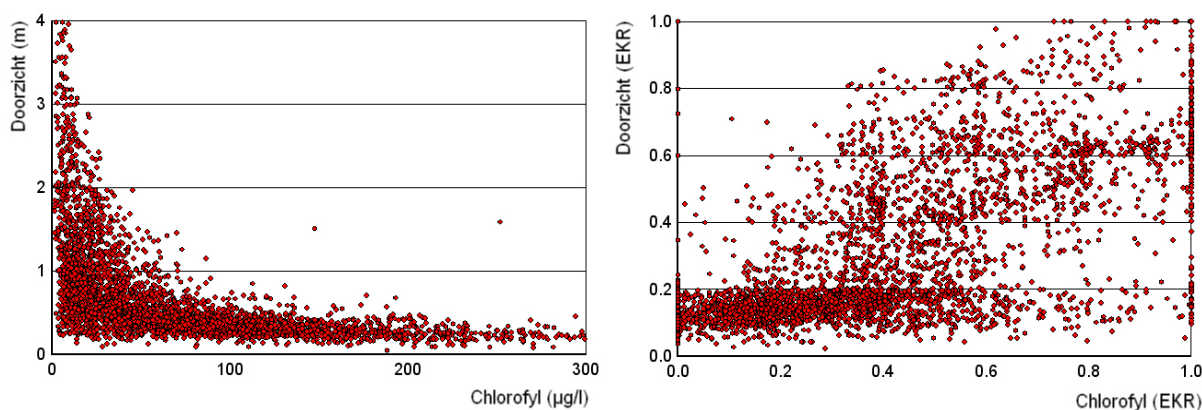
In principe geldt dat ook voor de fysisch-chemische parameters. De hier geanalyseerde parameters hebben echter alle een directe relatie met de belangrijke pressor eutrofiëring; ze zijn daardoor onderling gerelateerd. Ze zijn echter ook gerelateerd aan alle biologische kwaliteitselementen; zonder een goede toestand van deze parameters is ook geen goede biologisch toestand mogelijk.

De beoordeling van het plankton is vooral gerelateerd aan de pressor eutrofiëring en ook de beoordeling van de macrofyten is daar voor een belangrijk deel aan gerelateerd, maar in de praktijk is ook de beoordeling van macrofauna en vissen aan eutrofiëring gerelateerd, zij het vooral indirect.

De verwachting is dat de correlatie tussen de hier geanalyseerde fysisch-chemische parameters en alle biologische kwaliteitselementen groter is dan de correlatie tussen de biologische kwaliteitselementen onderling, omdat daar ook nog andere pressoren een rol spelen.

3.8.1 Vergelijking fysisch-chemische parameters

In deze paragraaf zijn een aantal parameters en oordelen tegen elkaar uitgezet; het betreft alleen de meren/jaren waarvoor een resultaat voor beide gegevens is gevonden.

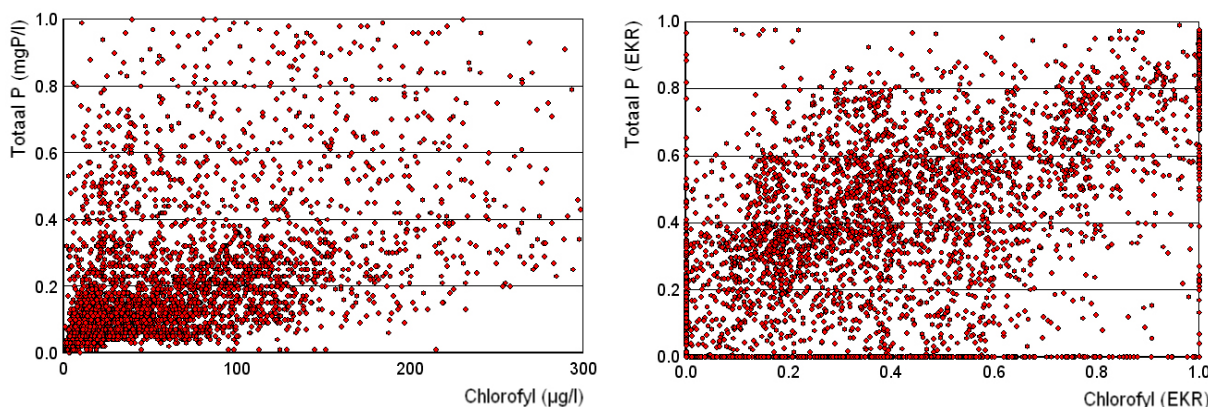


figuur 45. Vergelijking tussen alle jaarwaarden chlorofyl en doorzicht; links met de oorspronkelijke eenheid, rechts met de beoordeling volgens de maatlat; extreem hoge waarden zijn in de linker grafiek weggelaten.

Zoals te verwachten was is er een goede correlatie tussen chlorofyl en doorzicht (figuur 45). Vooral als deze parameters worden weergegeven in hun gemeten grootte. Er is duidelijke een bovengrens aan het doorzicht dat mogelijk is bij een oplopende concentratie chlorofyl. Uitgedrukt als EKR wordt duidelijk dat de spreiding toch wel aanzienlijk is, omdat een deel van de grote puntenwolk links onder in de

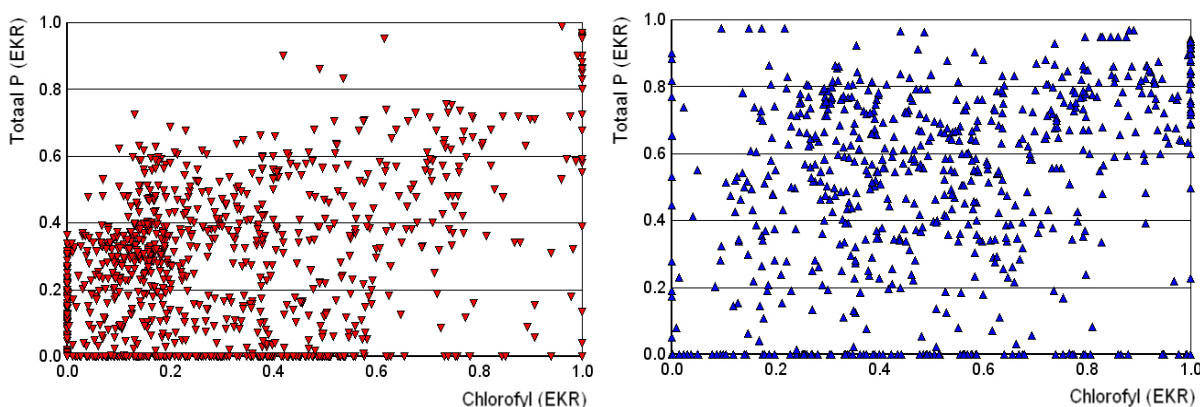
grafiek uit elkaar wordt getrokken. Alle extreme waarden scoren op de uiteinden van de maatlat. Toch blijft het verband tussen deze parameters wel zichtbaar.

Eenzelfde verband zou ook te verwachten zijn tussen chlorofyl en totaal fosfor. In figuur 46 (links) is duidelijk te zien dat de meeste meren dat verband vertonen, maar dat er ook veel meerjaren waren waarin de fosforgehalte zo hoog is dat het chlorofyl-gehalte daar niet meer op reageerde; buiten de grafiek liggen punten tot 4 mg/l. Uitgedrukt in EKR wordt opnieuw de puntenwolk uit elkaar getrokken, maar ook nu blijft het verband zichtbaar.



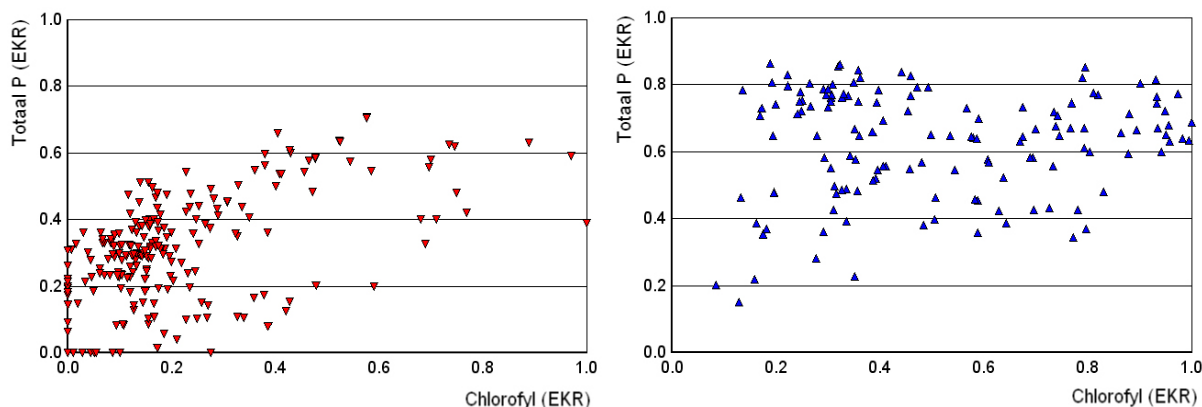
figuur 46. Vergelijking tussen alle jaarwaarden chlorofyl en totaal P; links met de oorspronkelijke eenheid, rechts beoordeeld volgens de maatlat; extreem hoge waarden zijn in de linker grafiek weggelaten.

In figuur 47 is een selectie gemaakt van vroege metingen en recentere metingen. Eerder was al aangetoond dat de kwaliteit de laatste jaren beter is geworden en dat is in deze grafiek ook te zien. In de linker grafiek staan de rode punten veel meer naar links en onder dan die in de rechter grafiek.



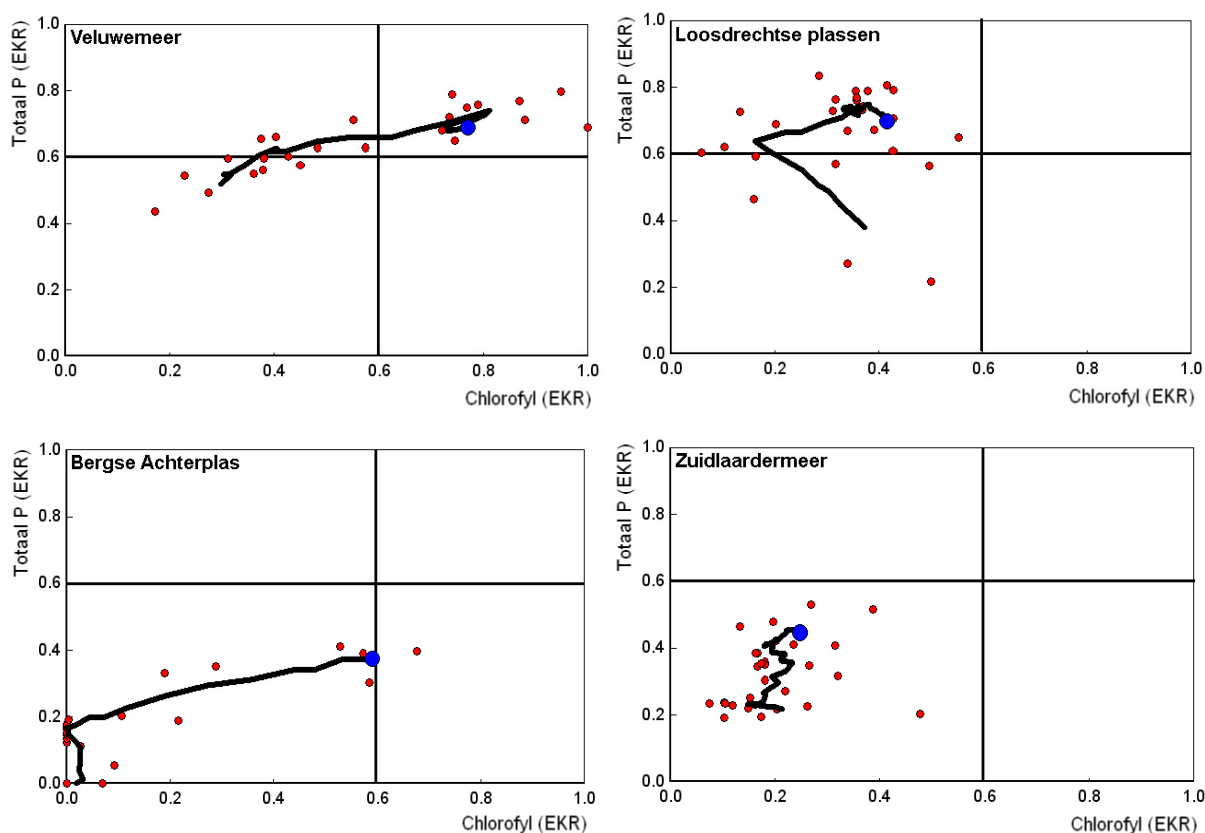
figuur 47. Als vorige figuur, maar in rode neerwaarts driehoeken links alle beoordelingen uit 1980-1998; in blauwe opwaarts driehoeken rechts 2004-2008

Van deze data is opnieuw een selectie gemaakt van meren van type M14 (figuur 48). Het beeld is hetzelfde, maar duidelijker zichtbaar.



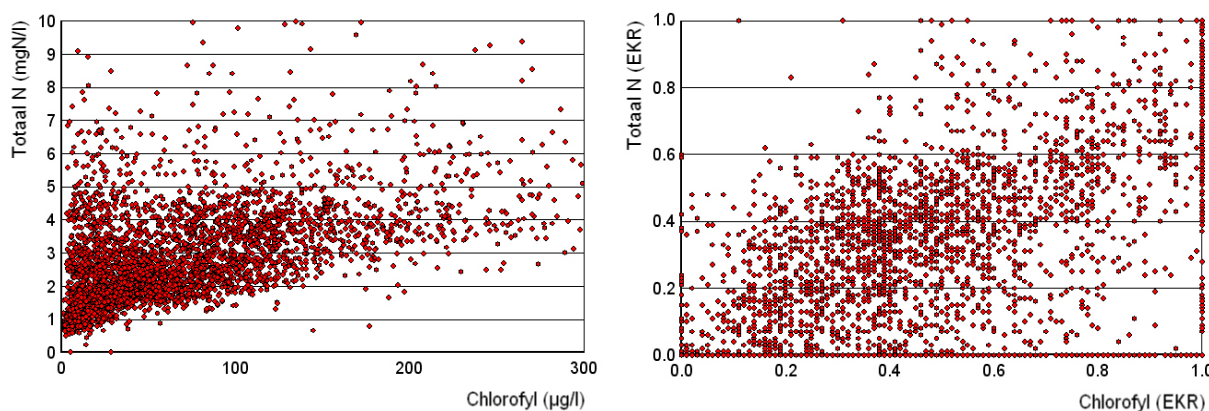
figuur 48. Als vorige figuur, maar daarvan alleen de meren van het M14 type.

Degelijke selecties zijn op alle mogelijke manier te maken, ook voor ieder afzonderlijk meer. Daarvan worden in de figuur 49 enkele voorbeelden gegeven. In het Veluwemeer en de Loosdrechtse plassen blijkt totaal P in de klasse goed te zijn gekomen; in het Veluwemeer is er daardoor geen belemmering meer voor het bereiken van de goede toestand voor chlorofyl, in de Loosdrechtse plassen is er (nog) een andere belemmering. De Bergse Achterplas en het Zuidlaardermeer komen van een veel slechtere toestand maar herstellen zich ook. Totaal P is nog niet goed genoeg, maar in de Bergse Achterplas wordt voor chlorofyl de laatste jaren toch de goede toestand bereikt door wegvangen van vis. De toestand is echter waarschijnlijk labiel.

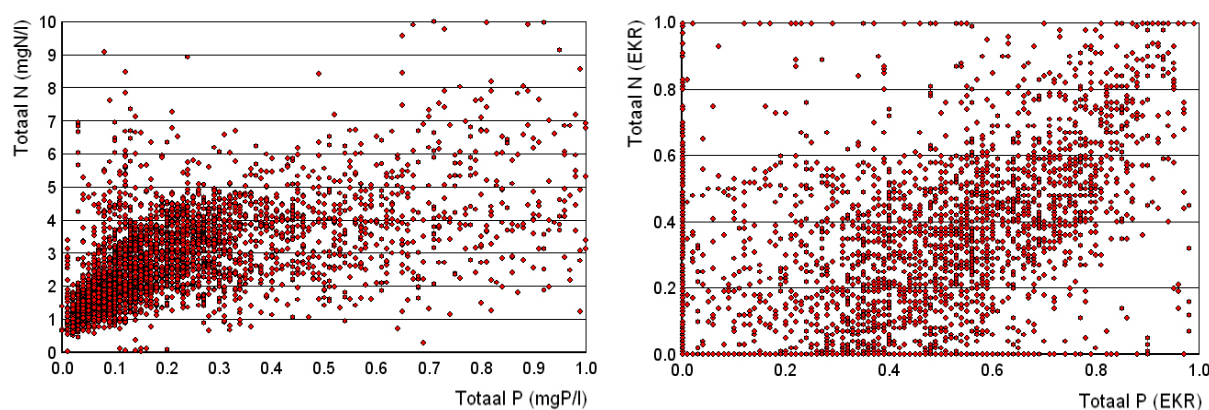


figuur 49. Verloop van de verhouding chlorofyl en totaal P in enkele specifieke meren. In rood de jaarwaarden, de zwarte lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde met de blauwe bol als meest recente waarde.

De correlatie tussen chlorofyl en totaal stikstof vertoont een vergelijkbaar, maar sterker verband (figuur 50). De correlatie tussen totaal fosfor en totaal stikstof ligt voor de hand en wordt ook gevonden (figuur 51).



figuur 50. Vergelijking tussen alle jaarwaarden chlorofyl en totaal N; links met de oorspronkelijke eenheid, rechts beoordeeld volgens de maatlat; extreem hoge waarden zijn in de linker grafiek weggelaten.



figuur 51. Vergelijking tussen alle jaarwaarden totaal P en totaal N; links met de oorspronkelijke eenheid, rechts beoordeeld volgens de maatlat; extreem hoge waarden zijn in de linker grafiek weggelaten.

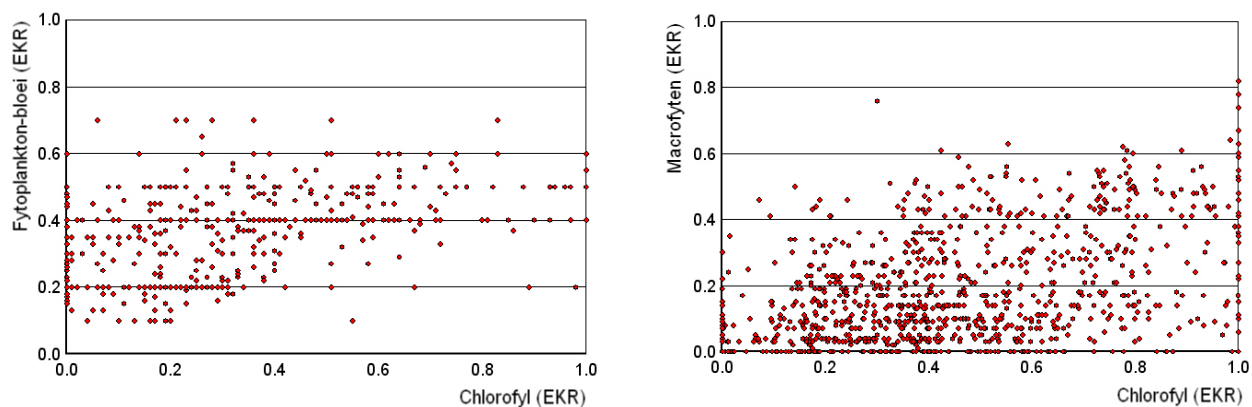
3.8.2 Vergelijking fysisch-chemisch met biologisch

De correlatie tussen chlorofyl en het voorkomen van fytoplankton-bloeien ligt erg voor de hand en wordt dan ook gevonden, zij het minder sterk dan verwacht zou kunnen worden (figuur 52, links). De fytoplanktonmonsters waarin geen bloei werd aangetroffen zijn uit deze vergelijking weggelaten omdat deze voor de deelmaatlat bloei niet beoordeelbaar zijn. Daaronder zijn er overigens nogal wat uit meren waar wel een hoog chlorofyl-gehalte werd gemeten.

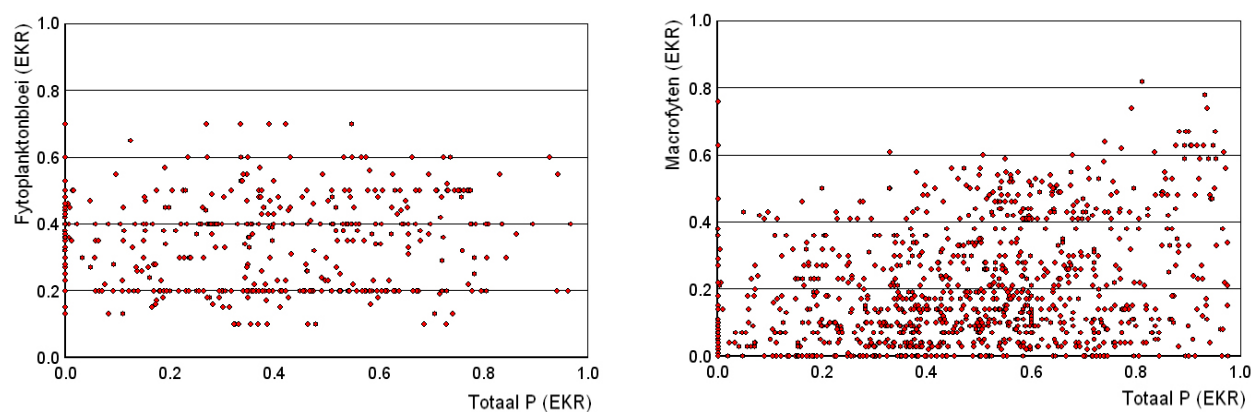
Ook de correlatie tussen chlorofyl en de beoordeling van de macrofyten ligt voor de hand en wordt dan ook gevonden (figuur 52, rechts).

Er is geen correlatie tussen chlorofyl en macrofauna en tussen chlorofyl en vis.

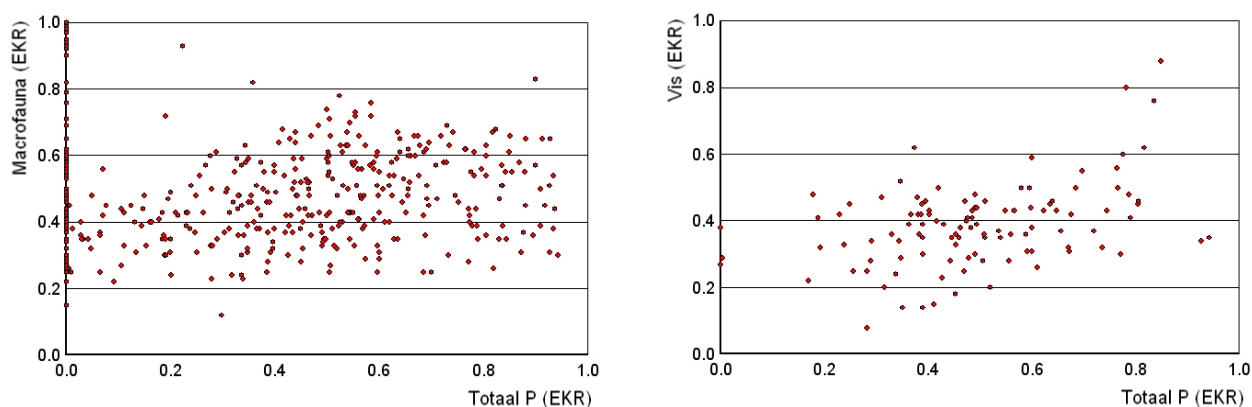
De vergelijking met totaal fosfor levert enige verrassingen op: er is geen correlatie te vinden met de fytoplankton-bloeien, wel met macrofyten (figuur 53) maar ook, zij het zwak met macrofauna en vis (figuur 54).



figuur 52. Vergelijking tussen de jaarwaarden chlorofyl en de beoordeling van de fytoplankton-bloeien (links) en macrofyten (rechts). Planktonmonsters waarin geen bloei werd aangetroffen zijn weggelaten. Alleen meren waarin de beide beoordelingen in hetzelfde jaar zijn uitgevoerd zijn hier meegenomen.



figuur 53. Vergelijking tussen de jaarwaarden totaal P en de beoordeling van de fytoplankton-bloeien (links) en macrofyten (rechts). Planktonmonsters waarin geen bloei werd aangetroffen zijn weggelaten. Alleen meren waarin de beide beoordelingen in hetzelfde jaar zijn uitgevoerd zijn hier meegenomen.



figuur 54. Vergelijking tussen de jaarwaarden Totaal P en de beoordeling van de macrofauna (links) en vis (rechts). Alleen meren waarin de beide beoordelingen in hetzelfde jaar zijn uitgevoerd zijn hier meegenomen.

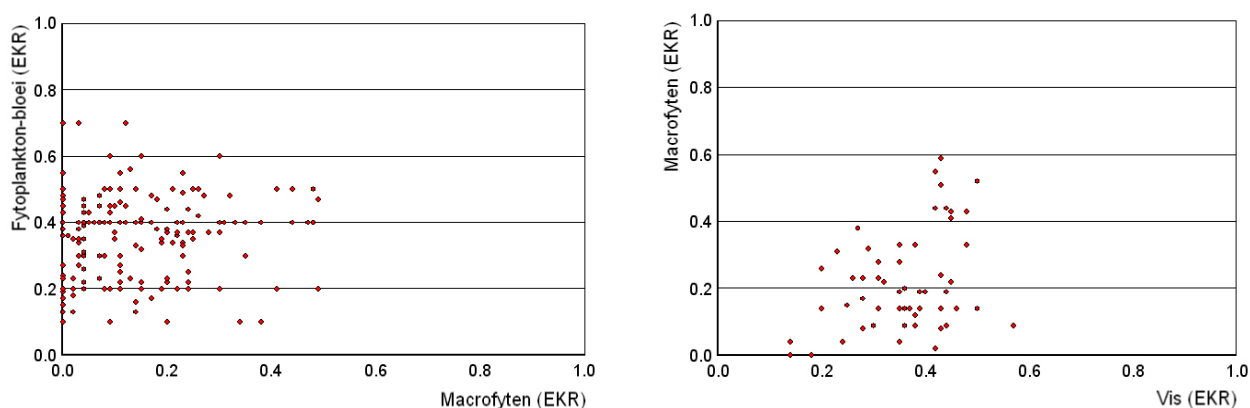
3.8.3 Vergelijking tussen biologische kwaliteitselementen

Een correlatie tussen macrofyten en fytoplankton is te verwachten omdat beide eutrofiëring als voornaamste pressor hebben, maar de correlatie is niet gevonden (figuur 55, links). Mede doordat er wel correlaties werden gevonden, zij het zwak, tussen beide kwaliteitselementen met chlorofyl (figuur 52), zou hieruit kunnen worden geconcludeerd dat deze groepen echt verschillend reageren op deze en andere pressoren en dat dat tot uiting komt in de beoordeling.

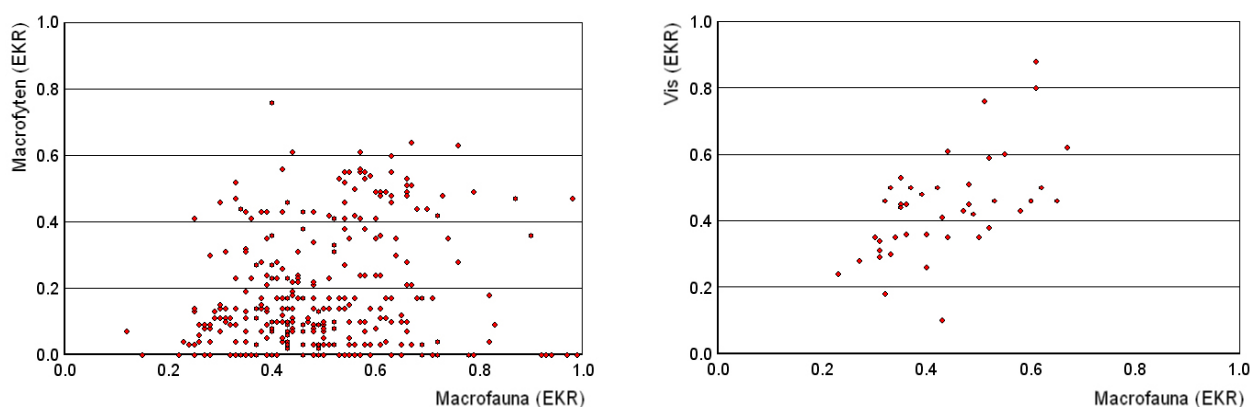
Een correlatie tussen vis en macrofyten, die een positieve relatie zouden hebben in de vorm van de structuur die de planten voor de vissen geven, is ook niet gevonden (figuur 55, rechts).

De correlatie tussen macrofauna en macrofyten is ook niet waarneembaar, maar opvallend genoeg tussen macrofauna en vis wel (figuur 56).

Een correlatie tussen fytoplankton-bloeien en macrofauna of tussen fytoplankton-bloeien en vis is helemaal niet gevonden.



figuur 55. Vergelijking tussen de macrofyten en fytoplankton-bloeien (links) en vis en macrofyten (rechts). Planktonmonsters waarin geen bloei werd aangetroffen zijn weggelaten. Alleen meren waarin de beide beoordelingen in hetzelfde jaar zijn uitgevoerd zijn hier meegenomen.



figuur 56. Vergelijking tussen de macrofauna en macrofyten (links) en macrofauna en vis (rechts). Alleen meren waarin de beide beoordelingen in hetzelfde jaar zijn uitgevoerd zijn hier meegenomen.

4 Conclusies

4.1 Toestand

Er zijn maar weinig meren die voor alle onderzochte kwaliteitselementen voldoen aan de norm van de Kaderrichtlijn Water voor natuurlijke wateren zoals vastgesteld in Van der Molen en Pot, 2007. Van alle beoordelingen van de laatste zes jaren samen uit dit onderzoek (2003-2008) geeft

- voor totaal fosfor 45%,
- voor chlorofyl 34%,
- voor doorzicht 23%,
- voor totaal stikstof 18% van de meren een score in de klasse goed of hoger.

Voor de biologische kwaliteitselementen is de situatie ongunstiger en geeft

- voor fytoplankton (bloei-maatlat) 10%,
- voor macrofauna 14%,
- voor macrofyten 1%,
- voor vissen 9% van de meren een score in de klasse goed of hoger.

Bij macrofyten moet worden opgemerkt dat een juiste beoordeling veel problemen ondervindt en de resultaten daardoor uitermate discutabel zijn; bij de vissen moet worden opgemerkt dat er maar weinig meren zijn onderzocht, en bovendien veelal meren die op de andere kwaliteitselementen lager dan gemiddeld werden beoordeeld.

De Kaderrichtlijn water biedt de mogelijkheid de doelen naar beneden bij te stellen voor kunstmatige en sterk veranderde wateren. De beoordeling kan daardoor voor de biologische kwaliteitselementen ten opzichte van het Maximum Ecologisch Potentieel (MEP) aanzienlijk hoger uitvallen, en dat geldt daarop volgend eventueel ook voor de fysisch-chemische parameters doorzicht, fosfor en stikstof.

De bijgestelde beoordeling is in deze studie niet uitgevoerd omdat het MEP per waterlichaam varieert en daardoor geen beeld geeft van de feitelijke toestand.

4.2 Trends

De fysisch-chemische parameters vertonen de laatste jaren een duidelijke trend, vooral in de jaren 1990-2005, zoals ook door Hosper e.a. in 2007 werd geconcludeerd. Het chlorofyl-gehalte en het fosfor-gehalte van de meren is de loop van die periode gehalveerd, wat zich in de beoordeling laat zien als een stijging van één kwaliteitsklasse naar een mediaan in de buurt van de norm. Het stikstofgehalte vertoont een iets geringere relatieve daling, waarbij de mediaan van de beoordeling stijgt met twee kwaliteitsklassen, maar vanaf een veel lager beginniveau.

De laatste jaren lijkt de situatie, althans gemiddeld, niet meer te veranderen.

Bij de biologische kwaliteitselementen is er nauwelijks verbetering te zien, althans niet over de gehele linie.

Bij fytoplankton kan een significante trend worden berekend over de periode 1987-2008, dat wil zeggen dat meer dan 90% van de meren een stijging over die periode vertoont. Bij de andere kwaliteitselementen waren wel enkele trends te zien, maar niet significant. Sommige meren doen het wel (veel) beter in de loop van de tijd dan gemiddeld, maar niet voor alle kwaliteitselementen.

Sommige meren doen het wel beter in de loop van de tijd en dat is bij een selectie van bepaalde watertypen soms ook te constateren. Selectie van de meren op basis

van beheerders levert geen duidelijkere trends op, behalve wanneer er toevallig (relatief veel) meren bij zijn die het goed doen.

Waarschijnlijk ijlt het effect op de biologische kwaliteitselementen na bij die op de nutriënten of kunnen duidelijke verbeteringen pas worden geconstateerd als de maatregelen die momenteel worden voorgesteld zijn uitgevoerd.

4.3 Data

De beschikbaarheid van bruikbare data voor beoordelingstudies zoals deze, is zeer problematisch. De problemen zijn samen te vatten als:

- ▶ onmogelijkheid voor efficiënt exporteren uit de gebruikte databases
- ▶ geen administratie van meetpunten per waterlichaam
- ▶ diverse problemen met naamgeving van soorten (taxa)
- ▶ ontbreken van of onduidelijkheden over eenheden van de getalswaarden
- ▶ ontbreken van een standaard voor het format van databestanden

De meeste waterbeheerders beschikken over een computerprogramma waarmee gegevens worden opgeslagen, maar het exporteren van data volgens een bepaalde selectie blijkt veel lastiger en tijdrovender dan men zou vermoeden.

Dat komt voor een deel ook doordat niet alle benodigde informatie in het systeem is opgeslagen. Het selecteren op watertype volgens de KRW-toewijzing is bij deze systemen vaak nog niet mogelijk en het selecteren en groeperen van monsters van eenzelfde waterlichaam ook niet.

De naamgeving van de soorten is een probleem dat samenhangt met de mogelijkheid van de analisten om de soorten juist te determineren of de opdracht om dat te doen. In sommige analyses is niet tot op soort gedetermineerd, ook niet als dat wel mogelijk was, of deze informatie is niet opgeslagen. Er komen veel spelfouten in de soortnamen voor en van veel namen is de betekenis onduidelijk. Niet-herkende namen, die ook na eventuele handmatige correctie onbekend blijven, zijn niet in de beoordeling betrokken waardoor informatie verloren gaat. Dat geldt vrijwel altijd ook indien een naam een onduidelijke taxonomische status heeft en op een hoger taxonomisch niveau wordt geïnterpreteerd.

De betekenis van de getalswaarde die aan een soort wordt verbonden is een grote bron van onduidelijkheden. Bij fytoplankton is dit zeer problematisch, bij macrofyten problematisch maar overkomelijk. Voor de KRW-beoordeling op het fenomeen bloei (deelmaatlat soortensamenstelling van fytoplankton) zijn getallen per volume-eenheid noodzakelijk en moet ook duidelijk zijn wat die getallen betekenen. Dat probleem is ontstaan doordat in sommige eerder ontwikkelde beoordelingssystemen alleen de verhoudingen tussen soorten werd getoetst.

Voor de macrofytenmaatlaten is aanvullende informatie over de gehanteerde schaal noodzakelijk en voor de abundantiewaarden van groeivormen moet informatie over begroeibaar areaal beschikbaar zijn.

De conversie van gegevens naar Limnodata is ook problematisch gebleken. Tijdens dit project werden verschillende fouten die daarbij waren opgetreden duidelijk. Limnodata zou de toegankelijkheid van waterkwaliteitsgegevens vergemakkelijken, maar natuurlijk alleen als de data betrouwbaar zijn. Een deel van de fouten in de

conversie is opgetreden door onduidelijkheden in de gegevens die werden aangeleverd of door afwijkende datastructuren die niet als zodanig werden herkend.

4.4 Maatlatten

Beoordeling met de huidige maatlatten blijkt niet altijd even goed mogelijk, zelfs als de data wel correct waren opgeslagen en beschikbaar gesteld.

Er is onduidelijkheid over de betekenis van de individuen bij kolonievormende en draadvormende algen, ondanks afspraken daarover. Sommige beheerders noteren de gegevens in aantal cellen per ml, waardoor de beoordeling alleen kan worden uitgevoerd na conversie, maar er worden geen gemiddelden voor het aantal cellen per kolonie of draad genoteerd en er zijn ook geen standaarden.

De score van de deelmaatlat voor soortensamenstelling van macrofyten is veel te sterk afhankelijk van de monitoringsinspanning. De voorschriften voor aantal opnamen per waterlichaam blijken ook bij de recentste data niet te zijn gevolgd en bieden ook in het algemeen geen echte oplossing (zie ook Pot en Coops, 2009). De betekenis van de beoordeling is daardoor uitermate twijfelachtig.

Er is veel misverstand over de manier waarop de gegevens over abundantie van de groeivormen van macrofyten moeten worden verzameld. Dat leidt tot allerlei vormen van verkeerd gebruikte data (diverse pers. comm, 2008-2009).

De fyto benthos-maatlat werkt (nog) niet, zodat gegevens over fyto benthos in dit onderzoek niet konden worden gebruikt.

De macrofauna-maatlat lijkt goed te werken, maar het valt wel op dat er weinig variatie in de score is. Het zou natuurlijk kunnen zijn dat de kwaliteit inderdaad overall min of meer matig is, maar het kan ook zijn dat de maatlatten momenteel te weinig onderscheidend vermogen bezitten. Mogelijk biedt intercalibratie hier uitsluitel.

De vissen-maatlat heeft in eerder studies wel aangetoond te werken in specifieke meren. Dat er uit deze studie zo weinig is te halen, ondanks het grote aantal projecten met actief biologisch beheer waarvan de resultaten onmiddellijk in de maatlatscores moeten zijn terug te vinden, valt waarschijnlijk toe te schrijven aan het geringe aantal meren waarvan uit meerdere jaren visstandgegevens beschikbaar waren.

5 Aanbevelingen

5.1 Monitoring

Monitoring werd meestal alleen voor toestandanalyse gebruikt. De data zijn daarvoor maar korte tijd waardevol. Dit heeft ertoe geleid dat dataopslag niet optimaal plaatsvond en dat leidde er weer toe dat de bruikbaarheid op termijn inderdaad maar beperkt is. Trendanalyse levert echter veel meer inzicht op in het effect van beheersmaatregelen. Daarvoor is een consistente monitoring nodig en een goed databeheer.

Monitoring is relatief goedkoop in vergelijking met de maatregelen en moet daarom serieuzer genomen worden dan tot nu toe. Dat besef is de laatste jaren door de Kaderrichtlijn Water sterk toegenomen en zou niet moeten verzwakken.

Analyse van de data is weer veel goedkoper dan de monitoring zelf en zou veel meer aandacht moeten krijgen. Dat geldt ook voor databeheer.

5.2 Data

De huidige systemen voor data-opslag voor biologische gegevens zijn opgebouwd op basis van het model voor fysisch-chemische data, maar dan met het verschil dat er per meetpunt een lijst van willekeurige samenstelling met taxa kan worden toegevoegd waarbij elk taxon een score krijgt. Zoals in deze studie blijkt is er nog veel onduidelijkheid en ontbreekt veelal essentiële informatie voor de analyse van deze gegevens, waardoor de betrouwbaarheid van de gegevens in het geding is. Om hierin verbetering aan te brengen is het nodig het volgende toe te voegen:

- ▶ de onderlinge relatie tussen de meetpunten moet worden vastgelegd en bruikbaar worden voor het selecteren en aggregeren van data op niveau van bijvoorbeeld waterlichaam in exportfiles
- ▶ er moet bij elk taxon een vermelding komen van de referentie; een standaard soortenlijst is niet voldoende omdat die aan verandering onderhevig is
- ▶ er moet een afspraak komen over het vastleggen van meerdere scores voor dezelfde soort, bijvoorbeeld bij vissen met meerdere leeftijdsklassen of fytoplankton of macrofauna in meerdere groottes of verschijningsvormen, en deze zou niet verkapt moeten worden ingebouwd in de taxonnaam
- ▶ bij elke score van een soort moet een aanduiding komen over de eenheid die bij deze score hoort; als een eenheid op een gecodeerde schaal wordt bedoeld moet ook de schaal met alle gebruikte codes en hun betekenis worden vastgelegd in het systeem
- ▶ elke taxon zouden minstens twee verschillende waarden moeten kunnen worden opgeslagen met een eigen eenheid; bij fytoplankton kunnen bijvoorbeeld aantal cellen en aantal cellen per getelde eenheid (kolonie, draad) kunnen worden genoteerd of gemiddelde celgrootte, zodat het biovolume kan worden berekend
- ▶ de gebruikte software moet een betere inputvalidatie krijgen, met name op de hiervoor genoemde punten

De mogelijkheden om bepaalde data te selecteren is in de meeste software onderontwikkeld; met name selectie op groepen van meetpunten met een onderlinge relatie (waterlichaam, type) zou de toegankelijkheid en bruikbaarheid sterk verbeteren, dat wordt mogelijk nadat die onderlinge relatie is geregeld.

Om aan alle onduidelijkheden in de uitgewisselde data een einde te maken verdient het sterke aanbeveling om landelijk afspraken te maken over een standaard data-format waarmee de verschillende software onderling kan communiceren.

Dit format zou bij voorkeur in XML moeten worden gedefinieerd omdat het daarmee de datastructuur onbeperkt kan worden aangepast aan de wensen, terwijl er tegelijk een zeer strakke kwaliteitscontrole op de inhoud mogelijk is.

Deze aanbevelingen zijn verder uitgewerkt, met een discussie over de achtergronden en met voorbeelden, in bijlage 5.

Het zou moeten worden verboden om databestanden 'op te schonen' bij veranderde inzichten over de status van de waargenomen taxa. Zelfs als recentelijk blijkt dat de determinatie van taxa onbetrouwbaar is, moet de oorspronkelijke determinatie, met vermelding van de gebruikte bron en eventuele kritische kanttekeningen worden gehandhaafd, en moet een verwijzing worden toegevoegd aan het taxon naar een taxonnaam die tot nadere informatie beschikbaar komt, kan worden gebruikt bij export en analyse van data. Het databasemodel en software moeten hierop eventueel worden aangepast.

Vervangen door taxonnamen van een hoger taxonomisch niveau leidt altijd tot informatieverlies, verzwakking van de beoordelingsmogelijkheden en maakt het onmogelijk ooit nog de feitelijke informatie achter de (lagere) taxonnamen te gebruiken.

Oudere data zouden beter veiliggesteld moeten worden. Veelal zijn de gegevens alleen op papier beschikbaar, meestal alleen nog als bijlage in jaarlijkse rapportages omdat laboratoriumlogboeken vrijwel altijd binnen 10 jaar worden opgeruimd, maar ook de rapporten worden bedreigd door opruiming op basis van archiefwetgeving. Sommige beheerders hebben echter zelfs voor recente data geen adequaat softwaresysteem in gebruik.

5.3 Maatlatten

De deelmaatlat voor fytoplankton-bloei zou beter ten principale een biomassa-eenheid als criterium kunnen hanteren. Dat kan biovolume zijn, maar aantal cellen/ml zou ook een goed basis zijn. Daarbij kunnen conversiefactoren worden ontwikkeld naar kolonies, aantal en draden en totale draadlengte.

Ook zouden gegevens als aantallen cellen per kolonie en dragen, evenals gemiddelde volume van de cellen in een monster standaard mee moeten worden genomen in de analyses

De maatlat voor macrofyten moet worden verbeterd. De score van de deelmaatlat voor soortensamenstelling van macrofyten moet minder afhankelijk gemaakt worden van de monitoringsinspanning. De betekenis van het begroeibare areaal voor de deelmaatlatten abundantie is onduidelijk en de huidige voorschriften zijn onwerkbaar, de abundantie van de groeivormen moet praktischer worden geformuleerd, de submerse begroeiing bijvoorbeeld direct in relatie tot de maximum bereikte diepte van de begroeiing, zoals in andere landen wel wordt gedaan en de andere groeivormen ten opzichte van de totale oeverlengte en met een betere definitie voor wat wel en wat niet als goed ontwikkelde groeivorm mag meetellen.

De maatlat voor fytobenthos zou snel verder moeten worden ontwikkeld. Er zijn veel bruikbare data over diatomeeën en de bereidheid om de monitoring van fytobenthos voort te zetten neemt snel af als er toch niets mee wordt gedaan.

6 Literatuur

- ▶ CUWVO, 1976. Schets van de eutrofiëringssituatie van het Nederlandse oppervlaktewater en overzicht van de onderzoeksactiviteiten van de verschillende waterkwaliteitsbeheerders. Resultaten van de eerste eutrofiëringssenquete. Coördinatiecommissie Uitvoering WVO/ RIZA Lelystad.
- ▶ CUWVO, 1980. Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorophyl, fosfaat en stikstof. Resultaten van de tweede eutrofiëringssenquete. Coördinatiecommissie Uitvoering WVO/ RIZA Lelystad.
- ▶ CUWVO, 1987-1988. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen: resultaten van de derde eutrofiëringssenquete. Coördinatiecommissie Uitvoering WVO/ RIZA Lelystad.
- ▶ Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels & J.G. Hartholt., 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Altera-rapport 669.
- ▶ Hosper, S.H., 1978. De ontwikkeling van richtlijnen voor fosfaatconcentratie en fosfaatbelasting voor Nederlandse wateren. H2O 11: 329-334.
- ▶ Hosper H., R. Portielje & E. Lammens, 2007. Heldere meren in Nederland in 2015: droom of werkelijkheid? H2O, 40 (18): 31-33.
- ▶ Ligtoet, W. [red.], 2008. Kwaliteit voor later. Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water. Publicatie 500140001/2008. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- ▶ Molen, D.T. van der (red.), 2004. Referenties en concept-maatlatten Meren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 42. RIZA en STOWA.
- ▶ Molen, D.T. van der & R. Pot (red.), 2007. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapport 2007-32, RWS-Waterdienst, rapport 2007-018.
- ▶ Molen, D.T. van der; Portielje, R. & Klapwijk, S.P., 1998. Vierde eutrofiëringssenquête van de Nederlandse meren en plassen. H2O 31, (11): 16-22.
- ▶ Overzee, H.M.J. van, Boois, I.J. de, Keeken O.A. van, & Leeuw, J.J. de, 2007. Vismonitoring in het IJsselmeer en Markermeer in 2007. IMARES rapport C028/08
- ▶ Portielje R. & D.T van der Molen, 1997. Trendanalyse eutrofiëringstoestand van de Nederlandse meren en plassen, deelrapport I voor de Vierde Eutrofiëringssenquête. RIZA-rapport 97.060.
- ▶ Portielje, R. & D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007.
- ▶ Pot, R., 2007. Internationale harmonisatie en validatie van de maatlatten voor de flora van meren en rivieren. Notitie voor Rijkswaterstaat-RIZA, Lelystad; Roelf Pot, Oosterhesselen.
- ▶ Pot, R. 2008. Toestand en trends van de ecologische toestand van Nederlandse meren en plassen, voorlopige rapport; Notitie voor Rijkswaterstaat-Waterdienst, Lelystad; Roelf Pot, Oosterhesselen
- ▶ Pot, R & Coops, H., 2009. Nieuwe inzichten voor de maatlat macrofyten naar aanleiding van de Europese intercalibratie. Scirpus Ecologisch Advies, Weesp / Roelf Pot, Oosterhesselen
- ▶ Splunder van I., T.A.H.M Pelsma & A. Bak [red.], 2006. Richtlijnen monitoring oppervlakte water. Europese Kaderrichtlijn Water., Versie 1.3, augustus 2006.