



Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling

Trends en ontwikkelingen in water en natuur van het Natte Hart
van Nederland

Water. Wegen. Werken. Rijkswaterstaat.



Dit is een uitgave van

Rijkswaterstaat

in samenwerking met Deltares

Kijk voor meer informatie op
www.rijkswaterstaat.nl
of bel 0800 - 8002
(ma t/m zo 06.00 - 22.30 uur, gratis)

september 2010 | IJG0910TD061

Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling

Trends en ontwikkelingen in water en natuur van het Natte
Hart van Nederland

R. Noordhuis (red.)

Colofon

Uitgegeven door	Rijkswaterstaat Waterdienst, Lelystad
Uitgevoerd door	Ruurd Noordhuis (red.)
Druk	Thieme, Deventer
Opmaak	Ruurd Noordhuis, Mervyn Roos
Datum	September 2010
Informatie	Suzanne Stuijfzand
e-mail	suzanne.stuijfzand@rws.nl

Inhoud

	Verantwoording	5
	Samenvatting	7
1	Aanleiding en doel	11
2	Het IJsselmeergebied, geografie en geschiedenis	13
2.1	Van Lacus Flevo naar Zuiderzee: een wisselwerking tussen natuur en cultuur	15
2.1.1	Bronstijd, westelijke verbinding met de Noordzee	17
2.1.2	Romeinse tijd; Lacus Flevo en ontstaan Rijnverbinding	20
2.1.3	Periode 400-800; ontstaan Almere	21
2.1.4	Middeleeuws klimaatmaximum, stormvloed en ontstaan Zuiderzee	24
2.1.5	Kleine IJstijd, bedijkingen, droogmakerijen	26
2.1.6	Paalwormepidemie, ontstaan huidige bedijking	30
2.1.7	Stormvloed van 1825 en 1916, aanloop afsluiting	32
2.1.8	Onstaansgeschiedenis Zuiderzee versus referentiebeeld	34
2.2	Afsluiting en compartimentering	37
2.2.1	Proefpolder Andijk, Wieringermeerpolder en Afsluitdijk	38
2.2.2	Noordoostpolder en Flevopolders, Houtribdijk	41
2.2.3	Wel of geen randmeren	42
3	Hydrologie en morfologie	45
3.1	Het water; dimensies en connectiviteit	45
3.1.1	De huidige inrichting, peilen en verblijftijden	48
3.1.2	Wind, stroming en scheefstand	60
3.1.3	Klimaatverandering, peil en spui	64
3.2	De bodem: reliëf en sediment	73
3.2.1	Het ontstaan van de sedimentverdeling	73
3.2.2	Slibdynamiek	76
3.2.3	Diepteverdeling	80
3.2.4	Hoogteverdeling buitendijks land	88
3.2.5	Sedimentatiepatronen in relatie tot aanleg kunstwerken	91
4	Water- en bodemkwaliteit	93
4.1	Het water, zoet en zout	93
4.1.1	Verzoeting na de afsluiting	93
4.1.2	Zout water bij de Afsluitdijk	93
4.1.3	Zoutbelasting door Franse kalimijnen	95
4.1.4	Invloed oud zout in de bodem	97
4.1.5	Terugkeer van brakke overgang	99
4.2	Kalk en kwel; buffering	103
4.3	Eutrofiëring en oligotrofiëring	109
4.4	Zwevend stof en doorzicht	123
4.4.1	Ruimtelijke verschillen	127
4.4.2	Seizoensritmiek; Clear water phase	127
4.5	Zuurstof	129
4.6	Chemische kwaliteit	135

5	Ecologie	145
5.1	Plankton	145
5.1.1	Chlorofylgehaltenes, Clear Water Phase	145
5.1.2	Stuurfactoren fytoplankton	151
5.1.3	Beschrijvingen fytoplankton per meer	155
5.2	Waterplanten	169
5.2.1	Huidige situatie en streefbeeld	170
5.2.2	Trends en relatie eu/oligotrofiëring	184
5.3	Oeverplanten	193
5.3.1	Beschermde habitats	193
5.3.2	Nieuwe oevers: flora van de dijken, vooroevers	198
5.4	Macrofauna	207
5.4.1	Het mosselfilter	208
5.4.2	De opmars van de exoten	226
5.5	Vis	239
5.5.1	Ontwikkelingen visstand IJsselmeer en Markermeer	240
5.5.2	Achteruitgang Spiering	246
5.5.3	De brasemvisserij in het IJsselmeergebied en effecten op de waterkwaliteit	251
5.5.4	Trekvis en estuariene vis: relatie met spuiregime	256
5.5.5	Vis en waterplanten	265
5.6	Vogels	269
5.6.1	Functies van het gebied voor vogels	272
5.6.2	Viseters	275
5.6.3	Bodemfauna-eters (benthivoren)	305
5.6.4	Planteneters (herbivoren)	321
5.6.5	Broedvogels	334
5.7	Zoogdieren	343
5.7.1	Meervleermuis	343
5.7.2	Noordse Woelmuis en Waterspitsmuis	344
6	Klimaatverandering en ecologische trends	349
6.1	Klimaatverandering en waterkwaliteit: lokale effecten	351
6.1.1	Warmere zomers	351
6.1.2	Veranderingen in de wintermaanden	355
6.2	Klimaatverandering en watervogeltrends: internationale effecten	365
7	Synthese	375
7.1	Regimeshifts	377
7.1.1	Shift 1970/1971: Kuilverbod en toename fosfor	379
7.1.2	Shift 1987/1988: afname fosfor en klimaatomslag	379
7.1.3	Shift 1995/1996: intensivering Brasemvisserij, weersextremen	383
7.1.4	Shift (2000/2004): afname vis en verdere uitputting fosfor	386
7.1.5	Overige (incidentele) gebeurtenissen	388
7.2	Habitatvormers, histerese en stabiliteit	389
7.3	Relatie meren onderling en IJsselmeergebied en omgeving	393
7.3.1	Inrichting en gebruik	396
7.4	Toekomstige ontwikkelingen	399
8	Gebruikte literatuur	403

Verantwoording

Dit rapport is opgesteld in opdracht van de Waterdienst van Rijkswaterstaat met ondersteuning van Rijkswaterstaat Dienst IJsselmeergebied. De uitvoering is begeleid door Suzanne Stuijzand en Tim Pelsma met ondersteuning van een stuurgroep waarin Harry Hosper, Eddy Lammens, Hans Drost (Waterdienst), Michael Tjeertes, Gert Butijn, Ton Garritsen en Wouter Iedema (Dienst IJsselmeergebied) deelnamen. Maarten Platteeuw, Suzanne Stuijzand, Gert Butijn, Hanny Maas en Mennobart van Eerden (Waterdienst) leverden commentaar op (delen van) het concept. Mervyn Roos maakte een groot deel van de figuren op. De productie van dit rapport is tot stand gekomen door de Waterdienst, Dienst IJsselmeergebied en Deltares, met bijdragen uit de projecten NMIJ en ANT.

Van dit rapport is ook een gelijknamige brochure verschenen, uitgebracht door Dienst IJsselmeergebied.

Auteurs die bijdragen aan dit rapport hebben geleverd zijn genoemd bij de betreffende hoofdstukken en paragrafen. Bijdragen zijn geleverd door:

Carlijn Bak, Deltares, bijdrage aan par. 3.1
Thijs van Kessel, Deltares, bijdrage aan par. 3.1 en 3.2
Marjolijn Haasnoot, Deltares, bijdrage aan par. 3.2
Ronald Bijkerk, Koeman & Bijkerk bv, par. 5.1
Hugo Coops, Scirpus Ecologisch Advies, par. 5.3
Joep de Leeuw, Imares, bijdrage aan par. 5.5
Eddy Lammens, Waterdienst, bijdrage aan par. 5.5
Stef van Rijn, Bureau Waardenburg/Delta, bijdrage aan par. 5.6
Olaf Klaassen, Sovon Vogelonderzoek Nederland, bijdrage aan par. 5.6
Ruud Foppen, Sovon Vogelonderzoek Nederland, bijdrage aan par. 5.6
Marc van Roomen, Sovon Vogelonderzoek Nederland, bijdrage aan par. 6.2

Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling



Oude Zuiderzeekust langs het Veluwemeer met resten van een oeverwal en mariene en fluviaatiele plantesoorten als Kruisdistel, Echt Walstro, Zandhaver, Engels Gras en Beemdtkroon.

Samenvatting

Deze samenvatting beschrijft globaal de ecologische veranderingen die in de afgelopen decennia in het IJsselmeergebied hebben plaatsgevonden, opgehangen aan enkele essentiële processen die zich hier hebben afgespeeld. Een meer specifieke samenvatting per onderwerp vindt u aan het begin van elke hoofdpagina.

Sinds het ontstaan in 1932 doorloopt het IJsselmeergebied een complex van ecologische veranderingen. Sturende factoren achter die veranderingen zijn met name gevolgen van de gewijzigde inrichting van het gebied (m.n. veranderingen in erosie- en sedimentatiepatronen), veranderingen in de voedselrijkdom van het water, klimaatverandering (watertemperatuur, spuiomogelijkheden, vogeltrek), intensivering van gebruik en de komst van exoten.

Randmeren versus IJsselmeer en Markermeer

Voor het eerst zijn in dit rapport de ecologische trends in de randmeren, het IJsselmeer en het Markermeer gezamenlijk beschouwd en gerapporteerd. Daaruit komt naar voren dat de bovengenoemde factoren in deze deelgebieden een verschillende, soms tegengestelde uitwerking hebben op de ecologische waarden. Bij de randmeren overheerst een complex van positieve ecologische ontwikkelingen door ecologisch herstel dat via met name de terugkeer van waterplanten is gekoppeld aan afname van de voedselrijkdom. In het IJsselmeer en Markermeer waren de gevolgen van eutrofiëring minder sterk en lijkt de afname van nutriënten in samenhang met de andere sturende factoren juist een complex van negatieve ecologische trends tot gevolg te hebben gehad.

Eutrofiëring en oligotrofiëring

Veranderingen in de voedselrijkdom van het water bestaan uit een toename van de hoeveelheid fosfor en stikstof in de jaren vijftig, zestig en zeventig van de vorige eeuw en een herstel vanaf de jaren tachtig. De eutrofiëring nam in de randmeren de ergste vormen aan, met zeer hoge fosforgehalten, zuurstofverbruik en zuurgraad. Waterplanten en bodemfauna verdwenen hier nagenoeg. Het herstel ging gepaard met afname van blauwalgen en verbetering van andere waterkwaliteitsaspecten (zuurstof, zuurgraad, doorzicht). Afname van bodemwoelende vis (Brasem) door actieve verwijdering in het kader van beheer (Actief Biologisch Beheer, Wolderwijd) en intensivering van commerciële visserij heeft bijgedragen aan verbetering van de waterkwaliteit. In het gehele IJsselmeergebied namen de waterplanten weer toe en de bodemfauna in de randmeren herstelde zich. Planten- en bodemfauna-etende vogels reageerden met toename en grootschalige herverdeling over het gebied. Aan de andere kant is in het IJsselmeer en het Markermeer afname geconstateerd van de hoeveelheid vis en bodemfauna (m.n. Spiering en Driehoeksmossel). Met name in de meren met lange verblijftijden is de voedselrijkdom recent verder afgenomen. Voortgaande afname van de voedselrijkdom kan één van de oorzaken zijn van de afname van visbestanden en bodemfauna in de meren waar ondiepten met waterplanten een beperkte rol spelen. Mosselen zijn in het IJsselmeer en vooral het

Markermeer niet alleen afgenomen, maar ook kleiner geworden. Bij Aal uit het Wolderwijd en Driehoeksmosselen uit het IJsselmeer is afname van het vetgehalte vastgesteld. Toename van bepaalde toxische stoffen in hun weefsels zou kunnen wijzen op een daarmee gepaard gaande verandering in de fysiologie van de dieren en een grotere gevoeligheid.

Lange termijn effecten van afsluiting

In het Markermeer speelt de grote hoeveelheid slib een rol in combinatie met andere processen. De oude Zuiderzeebodem produceert voortdurend slib dat zich naar de diepere delen in het oosten verplaatst. Omdat het sinds de aanleg van de Houtribdijk niet meer wordt afgevoerd heeft dit gevolgen voor met name de bodemfauna en de beschikbaarheid van licht voor fytoplankton en waterplanten. Dit heeft er mogelijk voor gezorgd dat de productiviteit van het meer lager is dan elders en dat het systeem eerder reageerde op andere factoren zoals afname van de voedselrijkdom of klimaatverandering. Begin jaren negentig werd het water troebeler en nam de dichtheid van de Driehoeksmossel sterk af. Naast vis en visetende vogels namen daardoor ook de mossetende watervogels sterk in aantal af. In de relatief heldere delen van het systeem (IJmeer, Gouwzee, Hoornsche Hop) namen desondanks de waterplanten toe.

Onder de effecten van afsluiting moeten ook de veranderingen in omvang en ecologische kwaliteit van buitendijks land en moeras worden gerekend. Het wegvallen van peildynamiek heeft gezorgd voor verlandingsprocessen die nadelig zijn geweest voor populaties van met name moerasbroedvogels als Roerdomp, Purperreiger en Grote Karekiet.

Klimaatverandering

Ook klimaatverandering heeft zijn weerslag op de ecologische processen in het IJsselmeergebied. De zeespiegel buiten de Afsluitdijk is in de vorige eeuw ongeveer 20 cm gestegen, waardoor de spuumogelijkheden geleidelijk beperkter zijn geworden. De aanvoer van water naar het gebied is minder duidelijk veranderd, hoewel de invloed van regionale aanvoer ten opzichte van die van Rijn en IJssel is toegenomen in relatie tot regionale neerslagpatronen. Toegenomen zuidwestenwind in de wintermaanden heeft geresulteerd in hogere wintertemperaturen, waardoor het groeiseizoen is verlengd en onder meer vis waarschijnlijk eerder is gaan paaien. Via wijzigingen in de relatie (timing) tussen vis en voedsel (bijv. Spiering en zoöplankton) of proovis en roofvis (Snoekbaars) zou dit kunnen hebben bijgedragen tot verschuivingen in de biomassaverdeling van soorten onderling. Hoge zomertemperaturen lijken gepaard te gaan met incidentele zuurstoftekorten en vissterfte, wat mogelijk een aanvullende oorzaak is van afname van soorten (Spiering). Vogels reageren op verandering in voedselaanbod (afname Spiering), maar worden ook elders op hun trekroute door klimaatverandering beïnvloed. Sommige trends kunnen worden beïnvloed door verlegging van trekroutes, verandering van seizoensritmiek (vervroeging aankomst en vertrek) of verbeterde overwinteringsmogelijkheden in noordelijker streken (Grote Zaagbek, Nonnetje).

Exoten

Van de vele uitheemse diersoorten die in de loop der jaren het IJsselmeergebied hebben bereikt, hebben met name een aantal kreeftachtigen mogelijk effect gehad op de inheemse (flora en) fauna. Met name de Kaspische Slijkgarnaal, de Kaspische Vlokreeft, de Amerikaanse Rivierkreeft en de Wolhandkrab zijn talrijk geworden. Mogelijke effecten zijn het verdringen van inheemse, verwante soorten (het slijkgarnaaltje *Apocorophium lacustre*) en effecten via eipredatie van bepaalde macrofauna (Zoetwaterneriet) en vis (Rivierdonderpad). Andere opvallende ontwikkelingen zijn de opmars van Aziatische Korfmosselen en Quagga-mosselen, waarvan juist een positief effect wordt verwacht gezien hun filtratiecapaciteit (helderheid van het water) en hun voedingswaarde voor watervogels.

Intensivering van gebiedsgebruik

Menselijk gebruik van het gebied komt in het rapport nauwelijks aan bod. Wel is duidelijk dat toenemende recreatiedruk effecten heeft op verspreiding en lokale aantalsontwikkelingen van watervogels. Opvallend bijvoorbeeld is het feit dat in het IJmeer vrijwel alle watervogelsoorten zo sterk zijn afgenomen dat de ontwikkelingen in waterkwaliteit, mosselen en spiering waarschijnlijk geen toereikende verklaring vormen.



Tafeleenden verlaten het IJsselmeer. Foto Mervyn Roos

1 Aanleiding en doel

Om beheer en beleid met betrekking tot ecologie vorm te kunnen geven en te kunnen evalueren, is kennis over het voorkomen van soorten en gemeenschappen, en over de veranderingen daarin, essentieel. Een hierop toegespitst monitoringsprogramma is daarom van groot belang voor het beheer van de rijkswateren.

Sinds 1992 wordt als onderdeel van MWTL (Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands) in de rijkswateren het programma Biologische Monitoring uitgevoerd. Op dat moment bestonden in andere kaders al waardevolle meetreeksen, bijvoorbeeld met betrekking tot waterkwaliteit (vanaf 1969), maar ook van macrofauna in de IJssel (vanaf 1975), vis (vanaf 1966) en watervogels (vanaf 1957). Deze reeksen werden gecontinueerd en in het programma opgenomen. Vanaf 1992 worden ze aangevuld met gestandaardiseerde metingen van onder meer plankton, waterplanten, macrofauna, vis in fuiken en ecotoxicologie. Ook deze reeksen zijn dus inmiddels meer dan 15 jaar lang. Het totale pakket brengt echter ontwikkelingen in beeld die minstens een halve eeuw beslaan.

Vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water en Natura 2000 (Europese Vogel- en Habitatrichtlijn) zijn inmiddels doelen geformuleerd voor alle meren van het IJsselmeergebied. Bij het opstellen van deze doelen is intensief gebruik gemaakt van de bovengenoemde monitoringsgegevens. Continuering van de meetinspanningen is niet alleen belangrijk voor het evalueren van de beheermaatregelen die in het kader van de richtlijnen worden uitgevoerd, maar ook voor het identificeren van de mogelijke stuurknoppen. Door diverse ontwikkelingen met elkaar te vergelijken kunnen ideeën worden gevormd over het functioneren van de ecosystemen in het gebied. Zo nodig kunnen die ideeën worden aangevuld met gericht onderzoek. Op deze manier ontstaat de kennis die nodig is om gestelde doelen te kunnen bereiken. Eerdere rapportages over de ecologische ontwikkelingen in het IJsselmeergebied (Prins et al. 1995; Noordhuis 1997 en Noordhuis 2000) hebben op deze manier onderzoek geïnitieerd en geleid tot een belangrijke verbreding van de kennis over de ecologie in het gebied. Sinds het verschijnen van deze rapporten zijn echter opnieuw grote veranderingen opgetreden.

In dit rapport wordt een grote hoeveelheid trends gepresenteerd. Centraal staan daarbij de biologische ontwikkelingen, die zijn beschreven in hoofdstuk 5, in relatie tot de veranderingen in de waterkwaliteit (hoofdstuk 4). Maar om deze ontwikkelingen beter te kunnen begrijpen is ook de historie van het gebied in beeld gebracht (hoofdstuk 2), en is veel aandacht besteed aan de morfologie en hydrologie van het gebied (hoofdstuk 3). Voor het eerst zijn daarbij het IJsselmeer en Markermeer in één rapport gecombineerd met de randmeren, waardoor de samenhang tussen alle meren van het IJsselmeergebied beter in beeld komt.

In de hoofdstukken, maar vooral ook in de synthese (hoofdstuk 7) wordt specifiek gezocht naar relaties tussen ecologische trends en trends in waterkwaliteit en klimaat (hoofdstuk 6), en naar relaties met het omliggende gebied, tot in de

Siberische broedgebieden van de watervogels. Stuurknoppen als de nutriëntgehalten worden naast factoren als klimaatverandering gelegd als mogelijke oorzaken voor ecologische veranderingen, en er wordt aandacht besteed aan versterkingsmechanismen van de ecosystemen zelf.

Het accent van het rapport ligt op de relatie tussen de aquatische natuur, waterkwaliteit en hydrologische aspecten. Minder aan bod komen de moerasgebieden en de effecten van menselijk gebruik (recreatie, visserij), omdat gegevens hierover slechts in beperkte mate gestandaardiseerd verzameld worden en omdat hiervoor nadere studie nodig is.

Het rapport geeft geen sluitende conclusies over de oorzaken van ecologische veranderingen, en geen beheeradviezen. Wel legt het een inhoudelijke basis daarvoor: het geeft de trends in de ecologie en gerelateerde parameters, en suggesties over mogelijke verbanden en oorzaken. Deze suggesties liggen soms voor de hand, in andere gevallen wat minder. Ze zijn bedoeld als hypothesen voor nadere analyse.

Dit rapport is uitgebreider en omvat meer hypothesen dan gebruikelijk is voor watersysteemrapportages. Als zodanig is het rapport een basisdocument voor de invulling en uitvoering van een meerjarig onderzoeksprogramma dat recent is gestart in het kader van het project Autonome Neergaande Trends (ANT). Dit programma komt voort uit negatieve ontwikkelingen van de aantallen van een aantal vogelsoorten in het IJsselmeer en Markermeer, soorten waarvoor vanuit Natura 2000 behouds- of hersteldoelen zijn opgesteld. In 2013 moet dit programma uitmonden in duidelijke beheeradviezen ten behoeve van veerkrachtige en duurzame ecosystemen met optimale mogelijkheden voor de doelsoorten.

Naast ANT zijn er relaties met het onderzoeksproject Natuurlijker Markermeer-IJmeer van Rijkswaterstaat (NMIJ; gerelateerd aan het project Toekomstagenda Markermeer IJmeer of TMIJ van de provincies Noord-Holland en Flevoland), en het project Integrale Inrichting Veluwerandmeren (IIVR). Een (beperkte) blik in de toekomst richt zich onder meer op ontwikkelingen bij voortzetting van de klimaatverandering en geeft suggesties met betrekking tot mogelijke ecologische effecten van hydrologische maatregelen, zoals die bijvoorbeeld recent door de Deltacommissie zijn voorgesteld.

2 Het IJsselmeergebied, geografie en geschiedenis

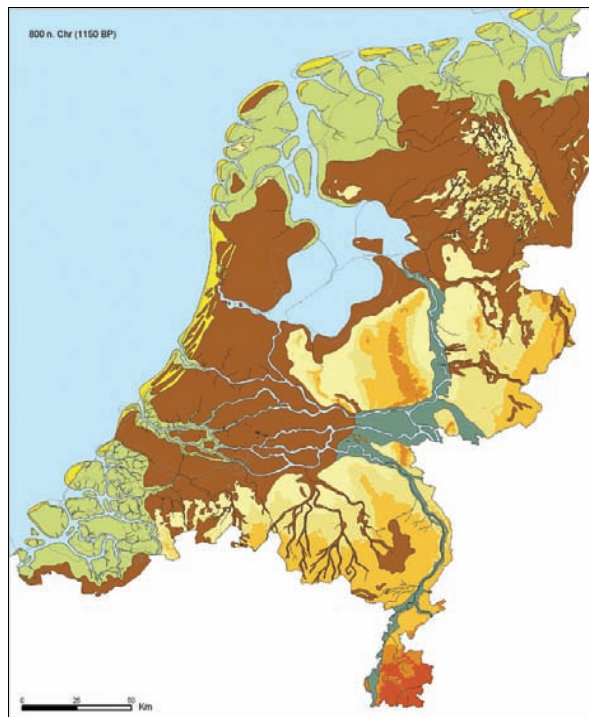
Het Natte Hart van Nederland

Het IJsselmeergebied is het natte hart van Nederland. Het verbindt en scheidt de verschillende delen van ons land. Het ligt tussen hoog en laag, tussen zand en veen, pleistoceen en holoceen, tussen Veluwe en Waddenzee. Het lag ook tussen Romeinen en Germanen, tussen Friezen en Franken of Hollanders en Friezen, tussen Amsterdam en de Hanzesteden. Het lag in de oorlog tussen de “Vesting Holland” en de “minder vitale” delen van het land. Het ligt nu nog tussen de volle randstad en het lege noordoosten.

Maar het verschafte ook toegang tot andere streken, vooral voor handelsbetrekkingen vanuit Dorestad, de Hanzesteden, voor de VOC. Het bood een relatief veilige bron van bestaan voor vissers rondom het gebied. En het was en is niet in de laatste plaats een gebied met substantiële natuurwaarden.

Figuur 2.1.1

Het Almere als het natte hart van Nederland, omstreeks 800 nChr. Kaart Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed.



Het landschap heeft zich in de loop van vele eeuwen in nauwe samenhang met menselijke activiteiten gevormd, en het gebied heeft een centrale rol gespeeld in de Nederlandse geschiedenis. Veel van de huidige eigenschappen en processen in het gebied hebben hun wortels in die geschiedenis. Daarom is het zinvol om alvorens de recente trends en ontwikkelingen van het IJsselmeergebied te presenteren, aandacht te besteden aan de ontstaansgeschiedenis.



2.1 Van Lacus Flevo naar Zuiderzee: een wisselwerking tussen natuur en cultuur

De geschiedenis van de meren van het IJsselmeergebied gaat meer dan vierduizend jaar terug. Belangrijke overgangen in de geschiedenis van het gebied zijn in hoge mate gekoppeld aan natuurlijke klimaatschommelingen.

De meren stonden aanvankelijk in verbinding met de Noordzee via een zeegat bij Bergen. Via dit zeegat werd klei afgezet in West-Friesland, waardoor dit gebied later relatief goed bestand was tegen stormvloeden, overbleef als een "schiereiland" in de Zuiderzee en zo de luwte schiep waarin de basis voor het Markermeer werd gelegd.

De meren lagen aanvankelijk buiten het Rijnstroomgebied. De verbinding met de Rijn is mogelijk kunstmatig door de Romeinen tot stand gebracht of versterkt.

De Zuiderzee als brakke binnensee ontstond uit het zoete Almere door een reeks van stormvloeden in een warme periode rond de twaalfde en dertiende eeuw. De impact van die stormvloeden was echter versterkt door sterke bodemdaling als gevolg van vervening, ontwatering en inklinking van vooral de Noord-Hollandse bodem. De schaarste aan ondiepten en de harde land-water overgangen zijn aan de westoever van de Zuiderzee dus ten dele op natuurlijke wijze ontstaan door afslag van veenpakketten bij stormvloeden.

In een periode van relatieve rust tijdens de "kleine ijstijd" kon verloren land worden teruggewonnen door middel van droogmakerijen en inpolderingen, mede dankzij de welvaart in die periode (VOC). Na een paalwormepidemie in 1731 werden alle houten dijkbeschoeiing vervangen door de veel onderhoudsarmere stenen beschoeiing die er nu nog grotendeels ligt.

In de negentiende eeuw begon de zeespiegel weer te stijgen. Dit ging gepaard met een toename van de activiteit van de zon. De huidige zeespiegelstijging past dus in principe in de natuurlijke ritmiek van transgressies en regressies van de kustlijn. Pas de laatste decennia domineert waarschijnlijk de invloed van de mens als oorzaak van klimaatverandering.

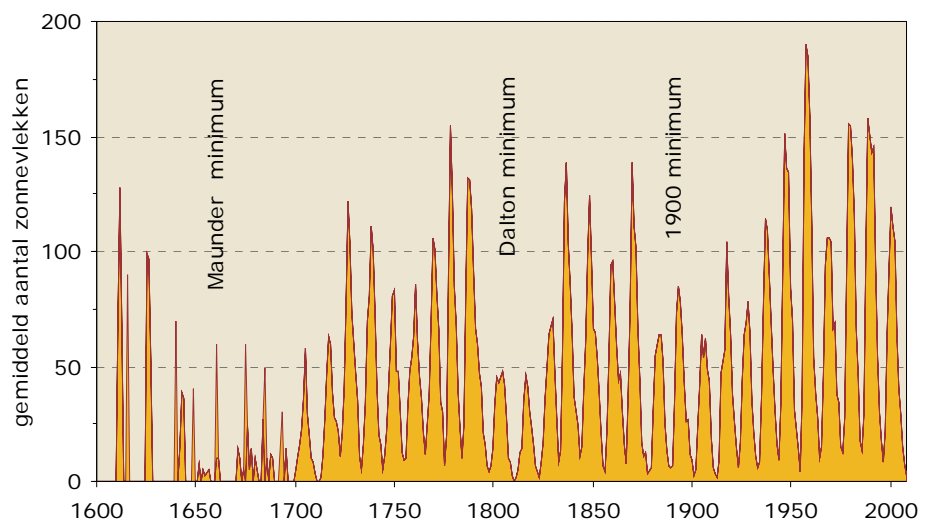
Het ontstaan van laag-Nederland: regressies en transgressies

Klimaatverandering beheerst tegenwoordig ons denken over de inrichting van Nederland. De zeespiegel stijgt, evenals de lucht- en watertemperatuur, de seizoensopbouw verandert en in de toekomst wellicht ook de wateraanvoer via de rivieren. In het IJsselmeergebied zijn veranderingen in de ecologie vermoedelijk nu al mede toe te schrijven aan klimaatverandering en de inrichting van het gebied zal moeten worden aangepast om de overstromingsrisico's beperkt en de zoetwatervoorziening op peil te houden.

Figuur 2.1.2

Verloop van het gemiddeld aantal zonnevlekken per jaar vanaf 1610. National Geophysical Data Centre NOAA.

Het aantal zonnevlekken vertoont een cyclus van 11 jaar. Variaties op langere termijn gaan gepaard met klimaatverandering.



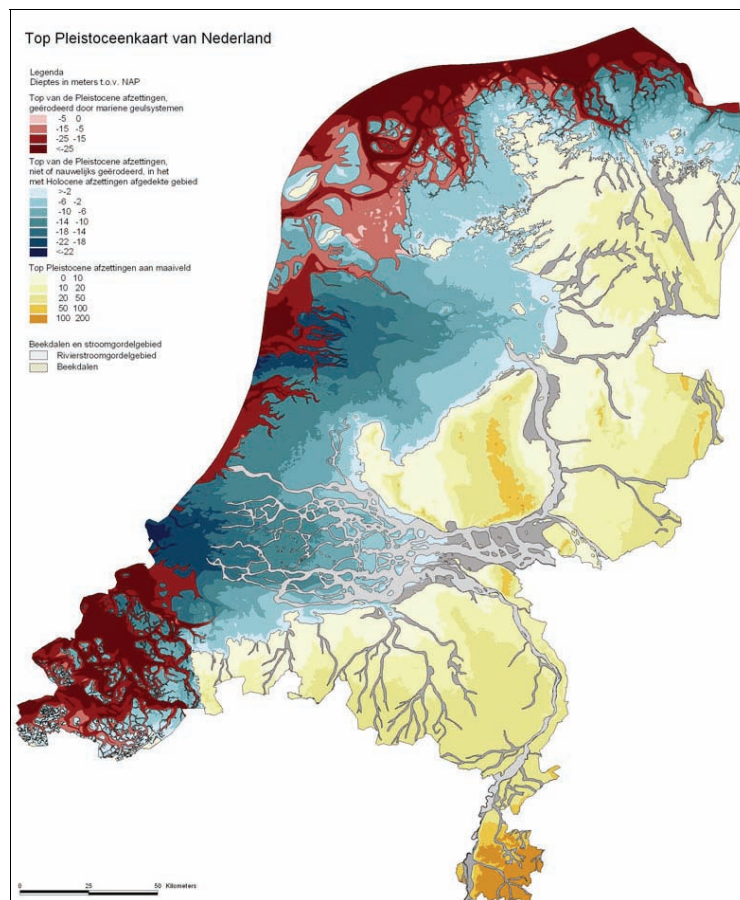
Maar klimaatveranderingen zijn van alle tijden, en zijn onlosmakelijk verbonden met het ontstaan van ons landschap. Ze worden vooral veroorzaakt door variaties in de stand van de aardas en de vorm van de baan van de aarde om de zon (opeenvolging van ijstijden en interglacialen) en door variaties in de activiteit van de zon (figuur 2.1.2). Het laatste type variaties draagt bij aan de opeenvolging van perioden van oprukkende zee (transgressies) en perioden van ontspanning (regressies), veroorzaakt door veranderingen van het zeeniveau en bodemdaling in combinatie met de plaatselijke landschapskarakteristieken. Hoewel de relatie tussen veranderingen in zeespiegel en kustlijn complex is, valt de opeenvolging van transgressies en regressies ten minste voor een deel samen met die van de verschillende fasen in de geschiedenis van het IJsselmeergebied. Voorbeelden zijn met name:

- Regressieperiode rond 1000 vChr: Hoogkarspelcultuur
- Regressieperiode rond jaar 0: Romeinen
- Regressieperiode rond 500 (Willibrordregressie): Friezen
- Transgressieperiode "Duinkerke IIIb": Ontstaan Zuiderzee
- Regressieperiode rond 17^e eeuw (Kleine IJstijd): droogmakerijen
- Huidige transgressieperiode ("Duinkerke IV"): Ontstaan IJsselmeer

Vooral bij de meer recente van deze perioden is er een min of meer aantoonbare relatie met ontwikkelingen in het klimaat. De Duinkerke IIIb transgressie vond plaats in een warme periode in de Middeleeuwen, de daaropvolgende regressie viel in de Kleine IJstijd. In die periode werd nauwelijks zonneactiviteit vastgesteld (tellingen van het aantal zonnevlekken startten al in 1610; figuur 2.1.2). De huidige transgressie gaat weer samen met opwarming van het klimaat, die lange tijd vooral door een toename van de zonneactiviteit kon worden verklaard. Pas in de jaren tachtig van de vorige eeuw kregen menselijke oorzaken van opwarming waarschijnlijk de overhand.

Figuur 2.1.3

Diepteligging van de pleistocene ondergrond van Nederland. De gele tinten vertegenwoordigen hoogtes boven NAP, de blauwe dieptes onder NAP, de rode gebieden met verstoring. Kaart Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed.

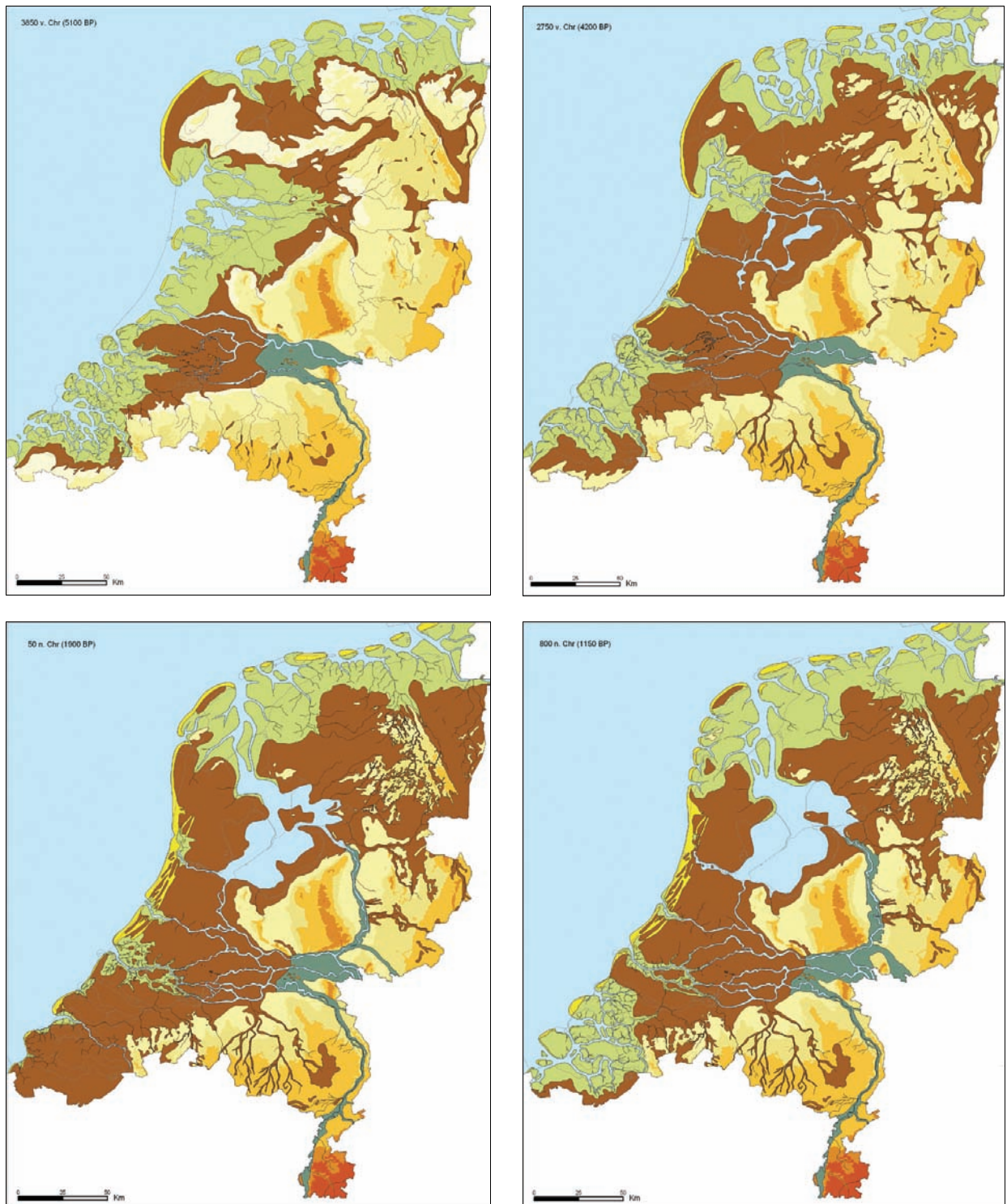


2.1.1 Bronstijd, westelijke verbinding met de Noordzee

Om de vorming van het landschap van het huidige IJsselmeergebied te begrijpen, moeten we terug naar de voorlaatste ijstijd, het Saalien, ongeveer 150.000 jaar geleden. In tegenstelling tot de laatste ijstijd, het Weichselien, dat 10.000 jaar geleden eindigde, kwam in het Saalien het ijs tot in Nederland, en wel ongeveer halverwege. Dat landijs schuurde dalen uit zoals het IJsseldal, duwde stuwwallen op zoals de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe, liet morene-afzettingen na als de keileem-afzettingen van Texel, Wieringen, ZW Friesland en Vollenhove en zorgde zo voor het weinige reliëf in het latere IJsselmeergebied. Na het Saalien stroomde

de Rijn via het huidige IJsseldal naar het noorden, maar gedurende het Weichselien boog de rivier af naar het westen.

Na de laatste ijstijd werden nieuwe afzettingen gevormd (Holoceen) op de pleistocene ondergrond. Die pleistocene ondergrond kwam ondertussen geleidelijk schever te liggen door bewegingen van de aardkorst in reactie op het verdwijnen van het landijs. Skandinavie veert sinds het verlies van het gewicht van het ijs weer omhoog, en trekt in reactie delen van de omgeving, zoals het Noordzeegebied, omlaag. Hierdoor stijgt het oosten van Nederland en daalt het noordwesten nog steeds met een snelheid van enkele centimeters per eeuw. De pleistocene ondergrond ligt tegenwoordig in Noord-Holland op een diepte van een meter of twintig, en komt in het oosten in Friesland en langs de Veluwe kust aan het oppervlak. Op deze ondergrond vormden zich ongeveer ter plaatse van de huidige kustlijn strandwallen, waarachter eerst een waddegebied ontstond, en waar later veen werd afgezet. Er was echter ook sprake van een min of meer aaneengesloten pleistocene rug die vanuit de kop van Overijssel en Zuidwest-Friesland naar Texel liep. Dit is het gedeelte van Nederland waar de postglaciale daling het grootst is, maar delen van deze rug liggen nog steeds aan de oppervlakte, namelijk de dekzand- en keileemformaties van Texel, Wieringen, Urk, Schokland, Gaasterland en Vollenhove, grotendeels van elkaar gescheiden door latere inbraken van de zee (figuur 2.1.3). De strandwallen langs de westkust bogen aanvankelijk als het ware om de kop van deze rug bij Texel heen. Waar de noordwaartse kuststroming van de Noordzee moest afbuigen, ter hoogte van het huidige West-Friesland, bestond een opening in de strandwallen en hier handhaafde zich ten zuiden van de bovengenoemde rug een getijdesysteem, ten noorden en zuiden waarvan veenvorming plaatsvond. In dat getijdegebied werd de West-Friese Zeeklei of "Beemsterklei" afgezet. Door dit proces lag West-Friesland later, na de vervening, hoger dan de rest van Noord-Holland. Verder landinwaarts ontstond ondertussen een systeem van meren, ergens tussen 3000 en 2000 voor Christus. Deze meren kregen aan de andere kant zoet water aangevoerd vanuit de Overijsselse Vecht, de Oude IJssel en de Eem, en vanuit kleinere wateren zoals de Hierdensche Beek, de Tjonger en de Linde. In het zuidwesten was er een tijd lang een tweede afvoerroute via het Oer-IJ. In het oostelijke deel van het West-Friese zeekleigebied ontstond aan het begin van de midden-bronstijd (1800 vChr) bewoning; de "Hoogkarspelcultuur", verwant aan de Noord-Nederlandse Elpcultuur en de Noord-Duitse "Hügelgräberkultur" (van Es et al. 1988). Die cultuur vormde de belangrijkste tot nu toe bekende bewoningskern van het merengebied, totdat het gebied aan het eind van de bronstijd (800 vChr) weer verlaten werd. De verbinding met de Noordzee van het huidige West-Friesland verlandde en in verband met de grondwaterstijging die dat tot gevolg had vormde zich op de West-Friese Zeeklei tenslotte alsnog een veenlaag, waardoor het gebied moeilijker bewoonbaar werd (van Es et al. 1988). Meer recent wordt verwezen naar een plotselinge vernatting (en afkoeling) van het klimaat rond 850 vChr in relatie met een afname van de zonne-activiteit (van Geel 1996; Kilian et al. 1995; Raspopov et al. 2000). Pas veel later zou het gebied weer gekoloniseerd worden. Het veenpakket was hier dunner dan in de omgeving, en West-Friesland zou later door het zeekleipakket in de ondergrond beter bestand blijken tegen stormvloed dan de rest van Noord-Holland, en zou met enige hulp van bedijking eindigen als schiereiland in de Zuiderzee. Dit schiereiland heeft aldus echter een geheel andere geologische oorsprong dan de keileemgebieden aan de overkant van de huidige "flessenhals" van Enkhuizen - Stavoren.



Figuur 2.1.4

Ontstaan van het Flevomeer in bodemkaarten. Aan de verdelingen van beekafzettingen (grijs) is te zien dat de IJssel tot in de Romeinse tijd niet verbonden was met de Rijn en dat ook de Utrechtse Vecht aanvankelijk niet bestond. Kaarten Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed.

2.1.2 Romeinse tijd; Lacus Flevo en ontstaan Rijnverbinding

Het hierboven genoemde complex van meren kennen we behalve uit het bodemarchief ook van de Romeinse geschiedschrijvers Tacitus en Suetonius, die het Lacus Flevo noemden. De meren stonden naar mate ook het Oer-IJ minder belangrijk was geworden vooral via een nieuwe, noordelijke verbinding in contact met de zee; het Vlie. De regionale wateren die de meren van zoet water voorzagen, de Overijsselse Vecht, de Oude IJssel en de Eem, hadden volgens het bodemarchief geen van alle verbinding met de Rijn. Met andere woorden: het oorspronkelijke Flevomeer lag niet in het Rijnstroomgebied (figuur 2.1.4). De oudste beekafzettingen van een verbinding tussen de Oude IJssel en de Rijn stammen uit de Romeinse tijd, in diepere lagen liggen enkel veenafzettingen die zich geleidelijk vanuit het dal van de Oude IJssel ontwikkelden richting Rijndal. Tot die tijd moet de Oude IJssel dus als zelfstandige rivier hebben afgewaterd op het merencomplex, een rivier van de zelfde orde van grootte als de wat noordelijker gelegen Overijsselse Vecht. De naam van de IJssel, aanvankelijk Isala, later Hisla, of Salle voor de Oude IJssel, is net als Salland verbonden met de Saliërs, een groep Franken die hier tot in de vierde eeuw woonde. Ook via deze linguïstische en historische link is het IJsselmeer dus correct ingebed in het stroomgebied van de IJssel, en niet van de Rijn. Ook de verbinding via de Utrechtse Vecht bestond aanvankelijk niet, en de loop van de verbinding die later ontstond suggereert dat de meren eerder afwaterden op deze rivier dan andersom.

Figuur 2.1.5

Romeinse grafsteen, gevonden bij Herwen in de Bijland (Museum Het Valkhof, Nijmegen). "Marcus Mallius, zoon van Marcus, uit het district Galeria in Genua, dienend in het Eerste Legioen, centuri van Rusonus, 35 jaar oud, is na 16 dienstjaren begraven bij de dam te Carvium." Deze dam zou de Drususdam zijn, die hier de waterverdeling tussen de Waal en de Nederrijn regelde.



De verbinding met de Rijn is mogelijk kunstmatig tot stand gebracht of versterkt door de Romeinen. Vlak voor het begin van onze jaartelling was het bewind over onze streken in handen van de Romeinse veldheer Drusus, een telg uit het huis van Julius Caesar. Tacitus vermeldt dat Drusus in het jaar 12 voor Christus een kanaal heeft laten graven om vanaf de Rijn naar Lacus Flevo te kunnen varen, en dat hij bovendien een dam liet aanleggen om water uit de Rijn in het kanaal te leiden. Dit kanaal, het Fossa Drusiana ofwel de "Drususgracht", zou daartoe de Rijn ten noorden van Arnhem hebben verbonden met de huidige "Oude IJssel", die nu bij Doesburg (volgens sommigen naar Drususburch, Drusibergum, maar er

zijn ook andere, wellicht waarschijnlijker verklaringen voor het ontstaan van deze plaatsnaam) in de huidige IJssel uitmondt. De dam wordt in deze interpretatie, vanwege een tekst op een Romeinse grafsteen die hier is gevonden (figuur 2.1.5, gelokaliseerd bij Lobith (Tolkamer), waar toen de Waal en de (Oude) Rijn splitsten. De dam zou dan meer water uit de Waal naar de Oude Rijn/Nederrijn hebben geleid, zodat deze rivier als waterlinie en als verbinding met het Flevomeer kon dienen (ten Brinke 2007). Langs de Nederrijn liep de "Limes", de grens van het Romeinse rijk met de bijbehorende forten, en de IJssel verschafte een route voor excursies naar het noorden. Het kanaal naar de Oude IJssel zou dan later de bovenloop van de rivier zijn geworden. Dat een natuurlijke verbinding niet zo vanzelfsprekend is blijkt ook uit de veel recentere noodzaak om de wateraanvoer naar de Nederrijn (en daarmee ook de IJssel) veilig te stellen door de constructie van het Pannerdens Kanaal. De Nederrijn en de IJssel waren in de 16^e en de 17^e eeuw doorwaadbaar en de scheepvaart ondervond al langer problemen. Sommige plaatsnamen verwijzen daar nog naar, bijvoorbeeld Westervoort; voorde is een oud woord voor een doorwaadbare plaats. Vanwege de slechte bevaarbaarheid is het Pannerdens Kanaal omstreeks 1708 ontstaan door verbreding en aantakking van een eerder gegraven gracht die diende om de Fransen tegen te houden (zie verder par. 2.2.1). De IJssel kreeg daarmee weer een belangrijke strategische functie, die tijdens de Koude Oorlog tot in detail werd uitgewerkt in verband met mogelijke Russische tankaanvallen.

Soms wordt de Drususgracht ook wel ter plaatse van de Utechtse Vecht gesitueerd (ten Brinke 2007). Dat is niet zichtbaar in de vorm van nieuwe afzettingen in het bodemarchief, en zou dan nog meer dan in het geval van het traject Arnhem-Doesburg neer moeten komen op versterking van bestaande waterwegen. Deze riviertak watert tegenwoordig echter ook niet al te enthousiast af op de meren, hij stroomt meestal de andere kant op. Tot in de Romeinse tijd liep hij min of meer door naar zee via het Oer-IJ, maar dat verzandde in het begin van de jaartelling.

Het beeld dat zo wordt geschetst levert een scherp contrast op met de mate waarin het huidige IJsselmeer wordt beïnvloed door de Rijn, bijvoorbeeld waar het gaat om de aanvoer van nutriënten (par. 4.3) of exoten uit de Donau (par. 5.4.2).

2.1.3 Periode 400-800; ontstaan Almere

Het Flevomeer nam in omvang toe in een periode van zeespiegelstijging rond 700-800 na Christus (vroeger "Duinkerke IIIa transgressie" genoemd). Figuur 2.1.6 toont het meer in het hart van het "Frisia Magna" van Koning Redbad (reg. ca. 680-719), het Friese rijk op het toppunt van zijn macht in het begin van de achtste eeuw, toen het zich uitstreckte van de Duitse Bocht tot het Zwin. De Friezen domineren dan de handel op de Noordzee (Mare Frisia) en hebben Utrecht en Dorestad op de Franken veroverd. Redbad sticht ook Medemblik als handelspost.

In een levensbeschrijving van Bonifatius uit het einde van de achtste eeuw (Willibald, Vita Bonifatii) wordt vermeld dat hij in het jaar 753 over het "Aelmere" (waarschijnlijk "palingmeer" uit âl voor paling, mogelijk ook "groot meer") voer, en later dat hij na zijn dood het jaar daarna door de Friezen over het Aelmere naar Utrecht werd vervoerd. De naam Almere zou worden gebruikt tot in de veertiende eeuw.

Figuur 2.1.6

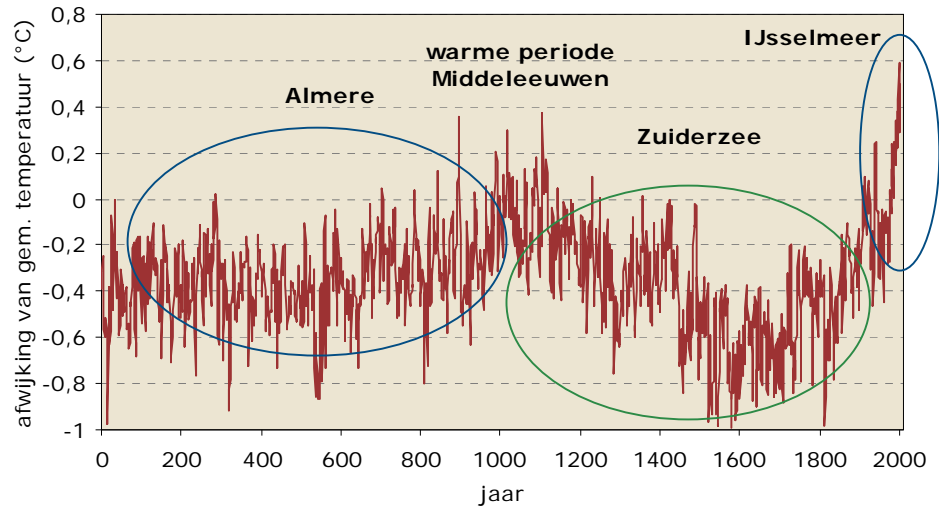
Frisia Magna, het Friese rijk ten tijde van de grootste omvang in de achtste en negende eeuw. Naar een kaart van Kerst Huisman.



Een kleine eeuw later voeren de Noormannen over het Almere, bijvoorbeeld toen in 834 o.a. via de Vecht een aanval op Dorestad werd uitgevoerd, de eerste van een hele reeks (Haywood 1995). Die aanvallen waren vaak politiek geïnspireerd en niet enkel door een zucht naar buit. Enkele Deense prinses die na een interne machtsstrijd uit Denemarken moesten vluchten hadden aangeklopt bij de Frankische keizer en traden bij hem in dienst als vazallen. De aanval van 834 was een onderdeel van een machtsstrijd tussen Rooms Keizer Lodewijk de Vrome (zoon van Karel de Grote) en zijn zoon Lotharius. Drie Deense prinses heersten over grote delen van Friesland, één daarvan, Hrœrekr (Rorik), was in het midden van de negende eeuw hertog van het gebied ten westen van het Almere. Het aantal aanvallen op de Friese kust door puur op buit beluste Noormannen bleef daardoor beperkt, er was eerder sprake van min of meer permanente vestigingen, zoals de recente vondst van twee noordse zilverschatten op Wieringen suggereert (Westerklijf, 1996 en 1999). De eerste en grootste schat (1700 gram zilveren munten en sieraden) wordt wel toegeschreven aan een volgeling van Rorik. Wieringen (toen nog geen eiland) was een strategische vestigingsplaats, omdat het was gelegen aan het Vlie, de verbindingroute tussen de noordelijke buitenwateren en, via Almere en Vecht, het machtige handelscentrum dat Dorestad toen was.

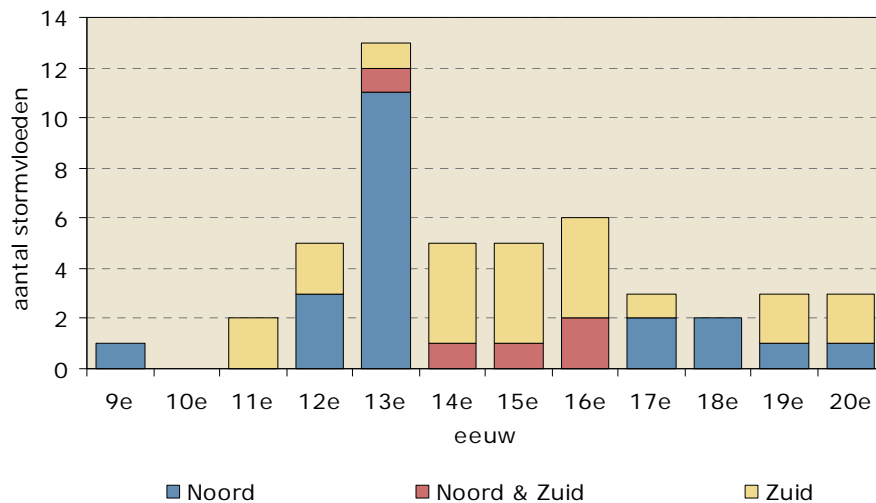
Figuur 2.1.7

Wereldtemperatuur reconstructie vanaf het begin van de jaartelling, die de relatief warme periode rond de elfde en twaalfde eeuw laten zien waarin de Zuiderzee is gevormd. Gegevens Moberg et al. 2005, (IGBP PAGES/World Data Center for Paleoclimatology) aangevuld volgens KNMI (vanaf 1980).



Figuur 2.1.8

Aantal stormvloeden per eeuw, verdeeld naar gebied van grootste impact (Wikipedia).



Behalve tegen de Franken (daarin al of niet geholpen door de Noormannen), leveren de Friezen meer en meer strijd tegen de elementen. Heel langzaam steeg de zeespiegel en daalde de bodem als gevolg van natuurlijke geologische processen (postglaciale daling), maar inmiddels veel meer nog door ontginning en ontwatering van het veen. Met grotere regelmaat kwamen stormvloeden voor die het zeewater ver landinwaarts stuwden, en door het landgebruik werd hun effect steeds groter. Door een van de eerste gedocumenteerde stormvloeden, in 838, stroomde vrijwel geheel toenmalig Friesland onder. De Friezen moesten zich dus meer en meer beschermen tegen de oprukkende zee, en zo zijn zij het die door middel van ontginningen, terp- en dijkenbouw het huidige landschap grotendeels hebben vormgegeven. Aanvankelijk werden tegen hoog water vooral terpen opgeworpen, maar omstreeks de tiende eeuw begonnen de Friezen met de bouw van dijken.

2.1.4 Middeleeuws klimaatmaximum (1000-1400), stormvloeden en ontstaan Zuiderzee

Na een relatief rustige periode begon het water omstreeks de 11^e eeuw meer te stijgen (vroeger "Duinkerke IIIb"). Klimaatdeskundigen zijn het er inmiddels over eens dat met name de elfde en twaalfde eeuw relatief warm waren, waarschijnlijk in samenhang met een maximum in de lange termijn fluctuaties in de activiteit van de zon (figuur 2.1.2, 2.1.7). In deze periode speelde uitzetting van het zeewater wellicht een rol. Ondanks de nog wat magere overlevering zijn uit de elfde eeuw in Nederland ten minste twee stormvloeden bekend, uit de twaalfde vijf en uit de dertiende eeuw zelfs dertien, twee tot vier keer zo veel als in alle latere eeuwen (Wikipedia, trefwoord stormvloeden; figuur 2.1.8). Dit was de bepalende periode voor de vorming van de Zuiderzee, ook omdat in de twaalfde en dertiende eeuw de stormvloeden vooral op het noorden van het land aangrepen: een onwaarschijnlijke concentratie van 15 stormvloeden in de periode 1164-1288. Maar liefst drie daarvan eisten elk tienduizenden slachtoffers. De dijken waren niet sterk genoeg om te voorkomen dat het landschap drastisch veranderde. Een stormvloed in 1014 resulteerde waarschijnlijk in de eerste doorbraak van de tot dan toe min of meer gesloten kustlijn van de lage landen. De vervening van de laaggelegen gebieden achter de strandwallen, die in de elfde eeuw op grote schaal ter hand genomen werd, maakte het land nog kwetsbaarder. Bij de Allerheiligenvloed van 1170 brak de zee door naar het Almere via het Marsdiep, toen nog een bescheiden riviertje, en werden Texel en Wieringen eilanden. Daarbij verdween ook de legendarische stad Grebbe in de golven, waar volgens de vissers van Den Helder reuzen woonden. Het zelfde lot was het Creiler Woud beschoren, een oerwoud dat zich tot dan toe uitstreckte tussen Texel en Enkhuizen, en dat ons bekend is van een jachtpartij van Floris II in 1119. Wellicht kon hij er destijds nog jagen op elanden en beren. Resten van het woud worden nog wel gevonden in het IJsselmeer.

Figuur 2.1.9

Rechts: Willem II zakt met zijn paard door het ijs op het Berkmeer, 1256 (Vaderlandsche Historische Platen voor school en huisgezin; H. Altmann & H.J. Eichmann 1855). Links: Het wapen van Hoogheemraadschap Rijnland, waarin een combinatie van de Hollandse leeuw en de adelaar van het Heilige Roomse Rijk (stamt uit de 15^e of 16^e eeuw, maar draagt elementen geïnspireerd op het Rooms Koningschap van Willem II).



Er lag meer indrukwekkend oerbos op het veen van Holland, dat oorspronkelijk "Holtland" heette, verwijzend naar soortgelijke bossen rond Haarlem. Floris II was de eerste graaf die zijn graafschap, na een uitbreiding met het gebied rond Leiden, Holland noemde, en niet meer Frisia. Aan de andere kant van het water lagen op de stuwwallen en keileemkoppen drogere bossen, zoals de "Bossen van Ongenade" bij Vollenhove.

De Sint-Nicolaasvloed van 1196 vrat nog meer weg van de veenpakketten in het noordwesten. Aan de andere kant werd door de steeds ruimere verbinding met de Waddenzee het waterpeil in het Almere enkele decimeters lager en er kwam getij, waardoor het makkelijker werd om polderwater te lozen, wat het landgebruik vergemakkelijkte. Niettemin richtten nieuwe stormvloeden in 1212 (60.000 slachtoffers), 1219 en 1287 (80.000 slachtoffers; vergelijk 1800 in 1953!) weer veel schade aan en daarna waren de Waddenzee en de Zuiderzee een feit.

Keileemkoppen uit de voorlaatste ijstijd als Texel, Wieringen, Urk en Schokland bleven over als eilanden. In Holland werden als gevolg van de vervening grote gaten geslagen en ontstonden uitgestrekte meren zoals de Schermer, de Beemster, de Purmer en Haarlemmermeer. Het overgebleven land werd meer en meer omringd door grote watervlakten en werd daarmee steeds kwetsbaarder. Hoe groter het oppervlak van het water en de strijklengte, en hoe geringer de diepte, hoe groter de impact van de wind. Door de veenpakketten was Holland ook veel kwetsbaarder dan het land ten oosten van de Zuiderzee, waar de pleistocene ondergrond veel ondieper, of zelfs aan de oppervlakte ligt.

In de dertiende eeuw werden steeds meer lokale dijkjes wat structureler met elkaar verbonden en zo ontstond in Noord-Holland onder meer de West-Friese omringdijk. Dit gebied lag inmiddels hoger dan de omgeving door het pakket West-Friese zeeklei dat hier in het verleden was afgezet, waardoor er minder sprake was geweest van bodemdaling door verveningen en inklinking door wateronttrekking. West-Friesland kwam daardoor geleidelijk als een schiereiland in de Zuiderzee uit te steken. Het was alsof de West-Friezen zich binnen de omringdijk verschansten als in een vestingwerk, zowel tegen het water als tegen de evenzeer oprukkende Hollanders. Ze werden uiteindelijk onderworpen door graaf Floris V, nadat zijn vader Willem II in 1256 bij een eerdere poging met paard en al door het ijs was gezakt en door de Friezen was doodgeslagen (Berkmeer bij Hoogwoud, in 1633 ingepolderd). Willem II was door de aartsbisschop van Keulen tot Rooms koning benoemd en was daarmee kandidaat voor het ambt van Keizer van het Heilige Roomse Rijk (een ambt dat niet erfelijk was maar werd toegekend na een verkiezing), maar zijn dood maakte aan deze ambities natuurlijk een eind. Ook Floris V kon na jaren van strijd de overwinning pas definitief opeisen nadat de West-Friezen door weer een overstroming in 1288 waren lamgelegd. Geschiedenis en landschapsvorming zijn dus nauw verweven. Deze vloed verzwolg in Noord-Nederland vele dorpen, vormde de Dollard, zorgde voor de definitieve vorming van de Zuiderzee en de Wadden en scheidde de West-Friezen definitief van hun stamgenoten in het oosten.

Figuur 2.1.10

De Zuiderzee en de toestand van Holland in 1658 (Jansonium). De Schermer, Beemster, Purmer en Wormer zijn inmiddels ingepolderd, het Haarlemmermeer nog niet.



2.1.5 Kleine IJstijd, bedijkingen, droogmakerijen

De oprukkende Zuiderzee bracht de noodzaak om de verdediging tegen het water te organiseren. Rooms Koning Willem II droeg daartoe bij en stond aan de wieg van de waterschappen. Hij wordt vaak genoemd als oprichter van (de voorloper van) hoogheemraadschap Rijnland, en de adelaar van het Heilige Roomse Rijk komt nog altijd voor in het wapen van het hoogheemraadschap (figuur 2.1.9). Bij Rijnland bewaart men in het archief ook een "privilege" van Willem II uit 1255, een geschrift waaruit blijkt dat er op dat moment "heemraden" waren, die toezicht hielden op de waterkeringen zoals die langs het IJ. Kort daarvoor was daar de Spaarndammerdijk aangelegd, die moest voorkomen dat de oprukkende Zuiderzee wateroverlast gaf in het gebied tussen Utrecht en Leiden. Dat was des te belangrijker omdat hier al problemen waren met de afwatering sinds de monding van de Oude Rijn in de twaalfde eeuw verstopt was geraakt. De Spaarndammerdijk liep langs de zuidelijke oever van het IJ van het Spaarne naar de Amstel. Beide riviertjes werden getemd, door middel van resp. de Spaarndam en de Amsteldam, eveneens om te voorkomen dat de Zuiderzee zich nog zuidelijker begaf. Een lokaal vissersdorp dat vanaf 1275 wordt genoemd bij de naam Amstelredam, groeit snel dankzij de gunstige ligging aan de Zuiderzee. Sinds de definitieve doorbraak verfschafte de nieuwe binnensee over het water gemakkelijk toegang tot Duitsland en Skandinavië. Al kort na 1300 verwerft Amsterdam stadsrechten en in de Middeleeuwen groeit het uit tot het grootste handelscentrum ter wereld. De oude dam over de Amstel ligt nu onder "De Dam" en het centrum van onze hoofdstad. Tegen de achtergrond van alle ellende die de stormvloeden veroorzaakten, werd de opkomst van Amsterdam dus in feite mede mogelijk gemaakt door de doorbraak van de Zuiderzee in de dertiende eeuw, in combinatie met de strategische ligging ten opzichte van de andere grote steden.

Rond 1250 ontstaan behalve de West-Friese omringdijk ook ringdijken rond de Eilandspolder, Westzaan, Waterland en Zeevang. De vele plaatsnamen op "dam" herinneren daaraan, zo is Edam genoemd naar een dam over de Ee, Volendam verwijst naar het "vullen" van de dam over de oude haven van Edam. Buiten deze ringdijken werd het resterende land door de stormvloeden weggeslagen. Zo

ontstaat dus al in deze tijd de harde land-water overgang van het latere IJsselmeer, aan de westkant zonder ondieptes. De ondieptes langs de Friese kust zijn eerder een gevolg van de ondiepere ligging van het pleistoceen dan van afzetting van sediment op de kust, hoewel lokaal ook secundaire afzetting van afgeslagen materiaal van de stuwwallen een rol heeft gespeeld.

De dijken werden verder versterkt in opdracht van Floris V en de gaten tussen de ringdijken werden gedicht. Eind 13^e eeuw kwam er een dam in de Zaan, in 1311 een dam in de Schar (Schardam), de doorgang naar de Beemster. Een eeuw later, rond 1401, wordt onder protest van Monnickendam het "Vuile Gat" ofwel de Purmer Ee gedicht. Door de aanleg van de dijken wordt de Zuiderzee meer en meer gefixeerd en het gebied wordt steeds minder gevoelig voor overstromingen. Het wordt het centrale toneel van de Nederlandse economie als de handel opbloeit, eerst vanuit de Hanzesteden langs de IJssel, zoals Kampen en Harderwijk, later vooral vanuit Amsterdam. Noemenswaard is ook de "Slag op de Zuiderzee", waarmee de geuzen in 1573 de Spaanse vloot definitief uit Holland verdrijven (Sigmond & Kloek 2007). De Zuiderzee wordt vervolgens hét toneel van de VOC, nadat die door Johan van Oldebarneveld in 1602 was opgericht om de diverse particuliere handelsondernemingen (voorcompagnieën) te bundelen. Indrukwekkende zeilschepen voeren vanuit de koloniën via de rede van Texel naar Hoorn en Amsterdam. Tegen een hoge prijs voor de volkeren in de koloniën, stapelen hier in de Gouden Eeuw de rijkdommen zich op, en zo komen ook de middelen beschikbaar om de vele Hollandse meren droog te leggen. Dat was noodzakelijk omdat het onderhoud van dijken zoals de West-Friese omringdijk steeds kostbaarder werd. De financiers kwamen veelal uit de VOC-elite van Amsterdam en Antwerpen. De eerste drooglegging betrof de Zijpe in 1597 (dus nog vóór de oprichting van de VOC), daarna volgde het Wogmeer in 1608, de Wieringerwaard in 1610 en de Beemster in 1612, met behulp van de molens van Leeghwater. Daarna volgden resp. Purmer, Wormer, Heerhugowaard, Schermer en Starnmeer (figuur 2.1.10).

De periode tussen het eind van de vijftiende en het midden van de negentiende eeuw wordt wel de Kleine IJstijd genoemd. De activiteit van de zon was in die tijd relatief gering ("Sprörer" en "Mauner Minimum"), met name in de tweede helft van de zeventiende eeuw, toen lange tijd zeer lage aantallen zonnevlekken werden geteld (zonnevlekken, als maat voor activiteit van de zon, worden geteld sinds 1610; figuur 2.1.2). Dit ging wellicht niet alleen samen met de strenge winters die de Nederlandse schilders hebben geïnspireerd, maar ook met relatief lage waterstanden in zee, zodat geld en energie enigszins van kustverdediging naar droogmakerijen kon worden verschoven. De overgebleven zeekeringen vroegen echter ook aandacht, want stormvloedden kwamen nog steeds voor, zij het minder frequent dan in voorgaande eeuwen.

Vanaf 1850 nam de zonneactiviteit weer toe, en begint het klimaat weer op te warmen en de zeespiegel verder te stijgen. Daarbij komt een groeiende invloed van menselijke activiteiten op het klimaat, die vanaf ongeveer 1985, wanneer de zonne-activiteit niet verder toeneemt, de overhand krijgen.

Aarden dijken, kolken en overslaggronden

De vroegste dijken werden opgeworpen uit materiaal dat lokaal voor handen was, aanvankelijk alleen aarde of veen, later versterkt met "wier". Bekend zijn de dijken van Wieringen, dat aan dit gebruik (behalve voor de dijken ook voor onder andere vullingen van matrassen) zijn naam dankt. Dit wier was eigenlijk geen wier maar zeegras, een hogere plant die de wadplaten en de bodem van de Zuiderzee massaal bedekte. Na de afsluiting van de Zuiderzee is het door een combinatie van de veranderde leefomstandigheden en een schimmelziekte nagenoeg verdwenen.

Figuur 2.1.11

Gedeelte van de Waterlandse dijk, Marken en Het IJ met voorland voor de dijken, detail scheepvaartkaart 1666, St. Ned. Scheepvaartmuseum.



Vooral de simpele aarden dijken waren zeer zwak. Ze waren niet helemaal aan de kust aangelegd (figuur 2.1.11), zodat het "voorland" de golven kon afremmen, maar daarbij verdween dat voorland wel geleidelijk in die golven. De dijken braken dan ook regelmatig door. Een voorbeeld van zo'n situatie was de dijk van Waterland. Binnendijks is een groot aantal "braken" te vinden die tijdens de vele stormvloeden achter dijkdoorbraken zijn ontstaan. Veel van de tegenwoordig nog zichtbare braken, zoals de Poel, de Binnenbraak, de Oosterpoel, het Barnegat, het Blijkmeer (nu ingepolderd) en het Kinselmeer, zijn al te vinden op een kaart uit 1588, en zijn wellicht ontstaan in de stormvloedramp van 1570. Vaak zijn op deze locaties nieuwe doorbraken geweest bij latere stormvloeden, zoals die van 1825, waarbij bijvoorbeeld het verdedigingswerk "de Stenen Beer" werd weggeslagen en het Kinselmeer zijn huidige vorm kreeg, en die van 1916, toen de dijk opnieuw bij de zuidpunt van het Kinselmeer doorbrak. Op luchtfoto's zijn in geval van helder water nog altijd twee generaties Kinselmeer in de bodem te herkennen (figuur 2.1.12). In het geval van de Waterlandse dijk is nog steeds sprake van stabiliteitsproblemen, die nu door het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier worden aangepakt. Veel van de braken worden in stand gehouden en hebben nu natuur- en recreatiefuncties.

Figuur 2.1.12

Recente luchtfoto van het Kinselmeer. Dit meer kreeg zijn huidige vorm tijdens de stormvloed van 1825, toen de dijk aan de zuidkant van het huidige meer doorbrak. Diepere delen van het meer zijn als donkere vlekken op de foto zichtbaar. In het zuiden het gat van de doorbraak van 1825, dat nadien is "binnengedijkt". In het noordoosten een oudere, kleinere versie van het meer, waarschijnlijk ontstaan tijdens de stormvloed van 1570. Foto DHV bv (Dorien Grote Beverborg).



Landaanwinning riviermondingen

In het zuidoosten van het gebied, met name in de mondingsgebieden van IJssel, Vecht en Eem, waren mogelijkheden om land te winnen. Daar werden de dijken soms opzettelijk laag gehouden omdat het water bij overstromingen vruchtbaar slib afzette, terwijl de boerderijen op terpen boven het water lagen.

De dynamiek die gepaard ging met de ontmoeting tussen IJssel en Zuiderzee en de beteugeling daarvan door inpolderingen en bedijkingen is wat het huidige landschap van het Zwarte Meer heeft gevormd. Zestiende eeuws kaartmateriaal laat negen of tien stromen zien waarover het water van IJssel en Vecht zich verdeelde voor het in de Zuiderzee stroomde, in het gebied van het huidige Kampereiland. Bij westenwind drong het zoute water de delta binnen, en met enige regelmaat stond het Kampereiland blank. De boerderijen waren gebouwd op terpen om daaraan te ontkomen en alleen op de hogere sedimentatiekoppen konden nederzettingen als Genemuiden worden gebouwd. Soms was men ook daar echter niet veilig: bij de stormvloed van februari 1825 stroomde een groot deel van Genemuiden onder en kwamen tientallen mensen om. Tegelijk was de huisvlijtindustrie van het gebied, de biezencultuur en mattenvlechterij, van dezelfde dynamiek afhankelijk. Als bij afluende wind de ondiepe kustwateren

droogvielen, werden dagloners door de omroeper van Genemuiden aangespoord biezen te gaan planten.

Uiteindelijk werd zo het gehele gebied tussen Vollenhoven en Kampen beplant met biezen, die van nature alleen rond de monding van het Zwarte Water voorkwamen. Hoewel de biezen de opslibbing stimuleerden, bleef de verlandingsnelheid beperkt doordat bij hoog water in het najaar grote hoeveelheden afgestorven plantendelen, in deze streek "daak" genoemd, op drift raakten en landinwaarts werden afgezet.

Het huidige Drontermeer en het Nuldernauw zijn ook aan de oude landzijde begrensd door dijken. Die van het Drontermeer werd voltooid in 1876 na een periode met herhaalde doorbraken van kleinere (zomer)dijken in het gebied. Een jaar later werd deze dijk echter door een nieuwe vloed alweer gereduceerd tot zomerdijkhoogte. Het achterland is gevormd door dit gevecht, het heeft een karakteristieke bodemopbouw ("overslaggronden") en kent vele "wielen".

De zuidkust van het huidige Eemmeer is het product van een geleidelijke terugdringing van het brakke water van de Zuiderzee uit het mondingsgebied van de rivier de Eem. Vanaf de twaalfde eeuw werd nieuw opgeslibd land aan weerszijden van de rivier bekaad, en zo ontstond geleidelijk het huidige, open "slagenlandschap" van de Eempolders. Tegenwoordig wordt het Eemmeer begrensd door de Oostermeent, de Maatpolder en aan de oostkant van de Eem de Bekaalde Maat. Deze polders zijn eind zestiende, begin zeventiende eeuw bekaad met relatief lage kades en liggen officieel nog steeds buitendijks.

2.1.6 Paalwormepidemie, ontstaan huidige bedijking

Bij verbetering van de oude Zuiderzeedijken zijn recent soms "hele palenrijen" uit de dijk tevoorschijn gekomen. In de vijftiende eeuw was men namelijk begonnen de eerder slechts uit aarde opgeworpen dijken te versterken met houtwerk. Deze palendijken bestonden uit een dijklichaam dat vaak was gevuld met zeegras, aan de buitenzijde versterkt met een rij palen. In de achttiende eeuw werd die beschoeiing grotendeels vervangen. De VOC, die een rol speelde in het realiseren van de droogmakerijen, bracht namelijk niet enkel voorspoed. Naast de specerijen werden met de schepen soms ook onbedoelde zaken naar Nederland gebracht, waaronder waarschijnlijk één van de oudst bekende plaagvormende exoten in onze streken; de paalworm. De palen werden omstreeks 1730 aangetast door paalworm, een wormvormig schelpdier dat gaten boort in houtwerk onder water. Vooral de Zuiderzeekusten van West-Friesland bleken in 1731 zwaar te zijn aangetast, want geholpen door relatief hoge zoutgehaltes in deze periode kwam de paalworm voor tot bijna aan Amsterdam. De dijkverdediging moest toen in korte tijd op grote schaal worden vervangen door steen. De bekleding die toen werd aangebracht, bestond onder meer uit granieten zwerfkeien uit de glaciële afzettingen, plaatselijk ook uit wat maar beschikbaar was, zoals grafstenen. Onder meer Drenthe deed goede zaken en kon van de opbrengsten de Drentse Hoofdvaart aanleggen. In snel tempo werden ook hunebedden afgebroken, totdat dit in 1734 werd verboden (Van der Heijden 2004). Voor die tijd waren echter de meeste hunebedden ontdaan van de oorspronkelijke aarden bekleding en gereduceerd tot de nu bekende geraamten van alleen de stenen die te groot waren om te vervoeren. De wat kleinere stenen,

die oorspronkelijk de ruimtes tussen de grote stenen opvulden, gingen naar de Zuiderzeekust. Langs grote delen van de oude Zuiderzeedijken, bijvoorbeeld tussen Hoorn en Enkhuizen en langs het Nulderneauw bij Nijkerk, is de bekleding uit die tijd nog steeds zichtbaar. Net als de hunebedden is de dijk daar soms begroeid met in Nederland zeldzame steenkorstmossen (zie hoofdstuk 5.3). Hoewel de vervanging van de houten beschoeiingen nogal wat voeten in de aarde had, leverde die op de lange termijn voordeel op, omdat de nieuwe, stenen beschoeiing mede door het flauwere talud, veel minder onderhoud vergde.

Antiek stuk hout met gangen en overblijfselen van paalworm. Gevonden op het pas opgespoten eiland De Kreupel in 2008. Foto Mervyn Roos.



In 2007 heeft Waterschap Vallei & Eem met Nationaal Landschap Arkemheen-Eemland langs de Eem/Westdijk aan het Eemmeer een 75 meter lange reconstructie gemaakt van een palendijk zoals die vanaf de vijftiende eeuw tot aan de paalwormepidemie overal langs de Zuiderzee voorkwamen (figuur 2.1.13). Ook op Schokland, waar de palen aanzienlijk langer zijn gehandhaafd, is een reconstructie te vinden.

Figuur 2.1.13

Reconstructie van de palendijken van het begin van de achttiende eeuw, voordat de paalworm ze vernietigde. Spakenburg, Eemmeer.



2.1.7 Stormvloed van 1825 en 1916, aanloop afsluiting

Ondanks de langzamerhand toch meer solide dijkverdediging richtten ook in de negentiende eeuw nog enkele stormvloed grote schade aan. In de achttiende eeuw waren er bijvoorbeeld stormen in 1775 en 1776. De grootste natuurramp van de negentiende eeuw vond plaats in februari 1825. Grote delen van Friesland en Overijssel liepen onder water, maar ook grote delen van Waterland en gebieden bij Nijkerk en Elburg. Aan het Veluwemeer liggen nog de fundamente van het kerkje van Doornspijk, waarvan tijdens de storm de toren instortte. Ook Schokland liep onder, in de dorpen Emmeloord en Middelbuurt werden eveneens de kerken zwaar beschadigd, spoelden huizen weg en stortte de vuurtoren op de zuidpunt van het eiland in. Grote delen van het paalwerk dat langs de oostkust van het eiland nog was gehandhaafd spoelden weg, maar ook de nieuwe basaldijk langs de westkust (1804) liep zware schade op. De ongeveer 1800 losgeslagen palen beukten rond de IJsselmonding op de kust en verergerden daar de schade. Er kwamen in totaal ca. 800 mensen om, waarvan een aantal getuigenissen is te vinden in het "Gedenkboek van Neerlands watersnood in februari 1825". De ramp was mede aanleiding voor de totale ontruiming van Schokland (650 mensen in drie dorpen) in 1859.

In januari 1916 liepen dijken in het IJsselmondingsgebied en langs Waterland over en ontstonden dijkdoorbraken bij Nijkerk, Spakenburg en Bunschoten, en bij Uitdam en Katwoude. Het eiland Marken liep onder. Samen met een hongersnood in 1918 leidde deze overstroming tot de aanname van de Zuiderzeewet. Lely diende in september van dat jaar zijn plannen in.

INTERMEZZO: Kliffen en oeverwallen

In de voorlaatste ijstijd, het Saalien (150.000 jaar geleden), kwam het landijs tot halverwege Nederland. De loop van de Rijn en de Maas werd naar het zuiden gedrukt, waardoor het gebied waar de Zuiderzee ontstond zich min of meer onafhankelijk ontwikkelde. Het ijs heeft keileemafzettingen en stuwwallen achtergelaten die nu het weinige reliëf in het IJsselmeergebied vormen. Een deel daarvan is door latere stormvloeden weer verdwenen, bij de overgebleven keileemkoppen en zandruggen langs de IJsselmeerkust is dat proces nog zichtbaar in enkele bijzondere oevervormen in het gebied: op Wieringen, onder Zuidwest Friesland, bij Vollenhove, op Urk en op de kop van de Utrechtse Heuvelrug bij Huizen en bij Muiderberg. Door het water van de Zuiderzee, vooral tijdens stormvloeden in de Middeleeuwen, heeft plaatselijk afslag van deze verhogingen plaatsgevonden waardoor klifkusten zijn ontstaan.

Bekend zijn de kliffen van ZW Friesland, het Rode Klif, het Mirnser Klif en het Oude Mirdumer klif. De hoogste van de drie, het Rode Klif, genoemd naar roodkleurige kalk in het keileem, was een indrukwekkende wand van tweehonderd meter lang en negen meter hoog, toen de Hollanders er door de Friezen verpletterend werden verslagen in de slag bij Warns in 1345. Een grote zwerfkei op de klif met het opschrift "Leaver dea as slaef" memoreert sinds 1951 deze slag. De andere twee kliffen zijn respectievelijk 5,3 en 7,8 meter hoog. Op Wieringen grenzen de kliffen niet meer aan het water, maar ze worden nog wel gememoreerd in de plaatsnamen Wester- en Oosterklief. Deze plaatsen horen tot de oudste nederzettingen op Wieringen, ook getuige een vikingschat uit de negende eeuw die in 1996 bij Westerklijf werd gevonden. Klifkusten langs oude keileemopduikingen zijn ook nog herkenbaar bij De Voorst en ook op Urk. Het oudste kerkje van Urk, het Kerkje aan de Zee, illustreert de afslag, aangezien het zo'n dertig jaar na de bouw in 1600 op een apart eilandje kwam te liggen. Hier ligt tevens het meest aansprekende voorbeeld van de uit Midden-Zweden afkomstige stenen die tot aan de afsluiting van de Zuiderzee bij de afslag uit het keileem te voorschijn kwamen; de Ommelebommelesteen, waar volgens de legende de Urker kinderen vandaan komen.

Bij Muiderberg (IJmeer) en langs de Aalberg bij Huizen (Gooimeer), aan het eind van de Utrechtse Heuvelrug, bestaan de kliffen uit zand. De zuidoever van het Gooimeer is vooral gevormd door afslag van de stuwwal van het Gooi in samenhang met de vroegere getijdewebeweging. Door afzetting van het vrijgekomen zand ontstonden de huidige, uitgestrekte ondiepten. Langs de voormalige klifkust liggen nu de mooiste oeverlanden van het gebied, waar zich een fraaie overgang van het water naar de stuwwal heeft kunnen handhaven dankzij de bescherming die de aanwijzing tot staatsnatuurmonument heeft gewaarborgd.

Na de afsluiting van de Zuiderzee stopte de afkalving van de kliffen en deze zijn nu grotendeels overgroeid geraakt. Ze zijn nu meestal door begroeid voorland van het water gescheiden, maar vormen vaak nog altijd een karakteristiek element in het landschap.

Aan de oude landzijde van de Veluwerandmeren is het oude profiel van de Zuiderzee nog herkenbaar in de uitgestrekte ondiepten van de Veluwerandmeren, die geleidelijk aflopen in de richting van de polders. Grote delen hiervan konden vroeger bij afluisterende wind en laag water droogvallen. De bodem bestaat in principe uit een dikke laag pleistoceen dekzand met daarop een dunnere laag zeeklei uit de Almere- en Zuiderzeeperiode, de laatste herkenbaar aan de grote aantallen zuiderzeeschelpen als Strandgapers en Brakwaterkookkels. Het pleistocene zand is echter o.a. door beken aangesneden en opnieuw afgezet, waardoor het nu weer de toplaag vormt in grote delen van de Veluwerandmeren. Met dit materiaal zijn tijdens stormvloeden in de Zuiderzeetijd langs de Veluwe ook strandwallen afgezet, die tot 3,5 meter boven zeeniveau uitstegen. Langs het Veluwemeer zijn hiervan nog enkele fraaie restanten te vinden, met karakteristieke flora-elementen als Kruisdistel, Zandhaver, Engels Gras en Beemdtkroon. Plaatselijk vormen de strandwallen de oever van het meer.

Kust van het Veluwemeer bij Hoophuizen, met de best bewaard gebleven oeverwal. Het meer ligt links van de foto achter de bomen.



2.1.8 Onstaansgeschiedenis Zuiderzee versus referentiebeeld

Het historische referentiebeeld dat uit het voorgaande naar voren komt is er niet één met geleidelijke land-water overgangen, maar van een zee die zich naar binnen vreet onder invloed van transgressies (relatieve zeespiegelstijging door postglaciale daling van de bodem) en landgebruik. Veepakketten worden weggeslagen tot op de pleistocene ondergrond. Ondiepten ontstaan alleen waar die ondergrond ondiep ligt. Alleen langs de Veluwe vindt enige kustvorming door (her)sedimentatie plaats. Hoewel minder extreem dan het IJsselmeer, is het ontstaan van de Zuiderzee sterk beïnvloed door activiteiten van de mens. Dat begon al met het aantakken van het Flevomeer op de Rijn door de Romeinen, en vervolgde met verzwakking van de resistentie tegen stormvloed door verving.

Van nature geen estuarium maar binnensee

Omdat de IJssel aanvankelijk een bescheiden rivier was die net als de Overijsselse vecht zelfstandig in het Flevomeer stroomde, was de invloed van buitenaf waarschijnlijk veel groter dan die van de rivieren. De Zuiderzee was in eerste instantie van nature een binnensee, en kan alleen dankzij de kunstmatige vergroting van de afvoer van de IJssel ook worden gezien als onderdeel van het estuarium van de Rijn.

Referentie

Voor een historisch referentiebeeld van de huidige meren, als van de mariene invloed afgesneden zoetwatermeren, moeten we dus in feite terug naar het Flevomeer en het Almere. Omdat uit deze periode natuurlijk weinig concrete ecologische informatie aanwezig is, wordt vaak gewerkt met een geografische referentie, namelijk het Peipis-meer op de grens tussen Estland en Rusland. Dit is een 355.500 ha groot zoetwatermeer met een gemiddelde diepte van 7,1 meter (Nõges 2001). Het ligt dicht bij de kust van de Finse Golf, en is daarmee verbonden door een de rivier Narva. Er is geen mariene invloed. De ecologie van het meer heeft qua soortensamenstelling veel overeenkomst met die van het IJsselmeergebied (Pihu & Haberman 2001), maar de diepteverdeling, de peildynamiek en de land-water overgangen zijn veel natuurlijker. Door die combinatie is het een bruikbaar referentiesysteem voor het IJsselmeergebied (van Eerden et al. 2007). Het nabijgelegen meer Vörtsjärv, dat rijk is aan slib, wordt wel vergeleken met het Markermeer (Haberman et al. 2004). Naast de vele overeenkomsten is er echter ook een belangrijk verschil tussen Peipsi (en Vörtsjärv) en het IJsselmeergebied. Het gebied rond Peipsi lag in de ijstijd namelijk midden onder de ijskap. Na het smelten van het ijs is dit gebied geleidelijk opgeheven terwijl Noordwest-Nederland daalde. Peipsi heeft dus geen geschiedenis van grootschalige kustafslag door stormvloed die vergelijkbaar is met die van de Zuiderzee, al zijn er wel klifkusten, vergelijkbaar met die van Zuidwest-Friesland. De evenwichtiger diepteverdeling van Peipsi moet mede in dat licht worden beoordeeld (par. 3.2.3).

Voor de ecologische doelen heeft dit niet zoveel gevolgen, omdat de veerkracht en de weerstand van de ecosystemen in het IJsselmeergebied altijd gebaat is bij een diversiteit en dynamiek zoals die in bijvoorbeeld Peipsi aanwezig is.



2.2 Afsluiting en compartimentering

De afsluiting van de Zuiderzee en de aanleg van de polders werd gestimuleerd door een watersnoodramp in 1916 en door voedseltekorten aan het einde van de Eerste Wereldoorlog. Veiligheid, landbouwgrond, werkgelegenheid en zoetwatervoorziening waren argumenten.

De uitvoering werd beïnvloed door eisen van het Ministerie van Oorlog. De Afsluitdijk kreeg verdedigingswerken en het water werd tot in de oorlog hoger gehouden. Het stoppen van de opmars van de Duitsers door inundatie van het Friese kustgebied mislukte, maar de stelling Kornwerderzand hield stand.

De volgorde en uitvoering van de aanleg van de polders werd gewijzigd door de Tweede Wereldoorlog, door groeiend inzicht en verschuiving van prioriteiten. Randmeren bleken wenselijk om grondwaterdaling in het achterland te beperken. De Duitsers legden de werkzaamheden aan de Markerwaard stil, en na de oorlog bleek de aanleg van Flevoland goedkoper. Veranderende opvattingen over de relatie tussen economische groei en milieu voorkwamen uiteindelijk de aanleg van de Markerwaard.

De oudste plannen voor inpoldering van de Zuiderzee stammen al uit de zeventiende eeuw. In 1667 kwam Hendric Stevin met een plan om grote delen van de Zuiderzee en de Waddenzee in te polderen om *‘..het geweld en vergif der Noortzee uytter Verenigt Nederlant te verdrijven, mitsgaders alle brackwater uit Seelant, Hollant ende West Friesland.’* De stand van de techniek was echter niet toereikend om dit plan uit te voeren. Pas in de negentiende eeuw waren dergelijke plannen technisch en financieel haalbaar en in 1849 kwam Van Diggelen met het eerste serieuze plan. In 1891 volgde Lely met zijn eerste voorstel. In de troonrede van 1913 sprak koningin Wilhelmina de woorden: “Ik acht den tijd gekomen om de afsluiting en droogmaking van de Zuiderzee te ondernemen. Verbetering van den waterstaatkundige toestand der omliggende provinciën, uitbreiding van grondgebied en blijvende vermeerdering van arbeidsgelegenheid zullen daarvan het gevolg zijn”.

De planvorming ondervond vervolgens enige vertraging door de Eerste Wereldoorlog maar kwam weer in een stroomversnelling door de watersnoodramp van 1916 en door voedseltekorten aan het einde van oorlog. De neutrale positie van Nederland voorkwam niet dat de hongersnood ook in onze steden doordrong, evenals de Spaanse griep, die in 1918/19 in ons land meer dan 25.000 slachtoffers eiste. Juist de neutrale positie van Nederland schiep een behoefte aan zelfvoorzienende landbouw in de nieuw aan te leggen polders en de dijkdoorbraken van 1916 vroegen om actie. Op 14 juni 1918 werd de “Wet tot afsluiting en droogmaking van de Zuiderzee” (de Zuiderzeewet) aangenomen en op 1 mei 1919 werd de “Dienst der Zuiderzeewerken” opgericht.

2.2.1 Proefpolder Andijk, Wieringermeerpolder en Afsluitdijk

De werkzaamheden startten in 1920 met de aanleg van de Amsteldiepdijk naar Wieringen (2,5 km). De aanleg van deze dijk, op Wieringen ook wel de "Kleine Afsluitdijk" genoemd, was een proefproject voor de Afsluitdijk, waarbij voor het eerst keileem werd toegepast. Het natuurgebiedje "De Verzakking" dat langs de dijk ligt (onlangs door Natuurmonumenten overgedragen aan het Noord-Hollands Landschap) getuigt nog van het leerproces. Op 31 juli 1924 was de dijk gereed. Wieringen was geen eiland meer en werd door de nieuwe rijksweg N99 in tweeën gedeeld.

Vervolgens werd in 1926-27 een 40 ha grote proefpolder aangelegd bij Andijk. Hier kon de Directie van de Wieringermeer, de voorloper van de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders die belast was met de cultivering van het nieuwe land, kennis opdoen. Door de minder rooskleurige economische situatie in de jaren twintig liep het Zuiderzeeproject opnieuw enige vertraging op, maar het kreeg weer hoge prioriteit met de aanneming van de "Wet ter bespoediging van de uitvoering der Zuiderzeewerken" in 1926. Dit was het startsein voor de werkzaamheden aan de Wieringermeerpolder, die gereedkwam in 1930, en voor die aan de Afsluitdijk.

Inrichting van het gebied in relatie tot defensie

Een apart hoofdstuk vormt de rol van de Zuiderzee en het IJsselmeer in de defensie van Nederland. Het water vormde een reservoir met een functie voor de Hollandse Waterlinie, de Afsluitdijk een in zekere zin ongewenste toegang tot het westen, ofwel de "Hollandse Vesting" in de Tweede Wereldoorlog. Het nut van die waterlinie was onder meer gebleken in het rampjaar 1672, toen de republiek tegelijkertijd werd aangevallen door Engeland, Frankrijk en de bisdommen Münster en Keulen. "Het volk was redeloos, de regering radeloos en het land reddeloos" (Dreiskämper 1998). De waterlinie tussen de Zuiderzee en de Zuid-Hollandse eilanden werd blank gezet om de Franse opmars te stoppen voor de grote steden in het westen konden worden bereikt. Dat gelukte, maar vanwege het gemak waarmee de Fransen de Rijn waren overgestoken bij Lobith werd bij een nieuwe Franse dreiging tijdens de Spaanse successie-oorlog van 1699-1713 het "retranchement" (dam en gracht) aangelegd dat korte tijd later werd omgevormd tot het Pannerdensch Kanaal, om voldoende wateraanvoer voor de scheepvaart op de IJssel te garanderen. De waterlinie is in de negentiende eeuw gewijzigd om ook Utrecht te kunnen verdedigen. De "Nieuwe Hollandse Waterlinie" liep van de Zuiderzee om Utrecht heen naar de Biesbosch, en bestond uit een combinatie van te inunderen landerijen (30-60 cm water, diep genoeg om wegen en sloten onzichtbaar te maken maar te ondiep om te bevaren) en verdedigingswerken. In 1895 werd het kunstmatige eiland Pampus voltooid, met een fort als onderdeel van de Stelling Amsterdam. De Nieuwe Hollandse Waterlinie is drie keer gebruikt: in 1870 bij de Frans-Duitse oorlog, in de Eerste Wereldoorlog en aan het begin van de Tweede Wereldoorlog. Het gedeelte benoorden Utrecht werd geïnundeerd met water uit de Zuiderzee (IJsselmeer). De functie van de Zuiderzee en het latere IJsselmeer voor de verdediging van de meest vitale delen van het land bleef gehandhaafd tot in de Koude Oorlog.

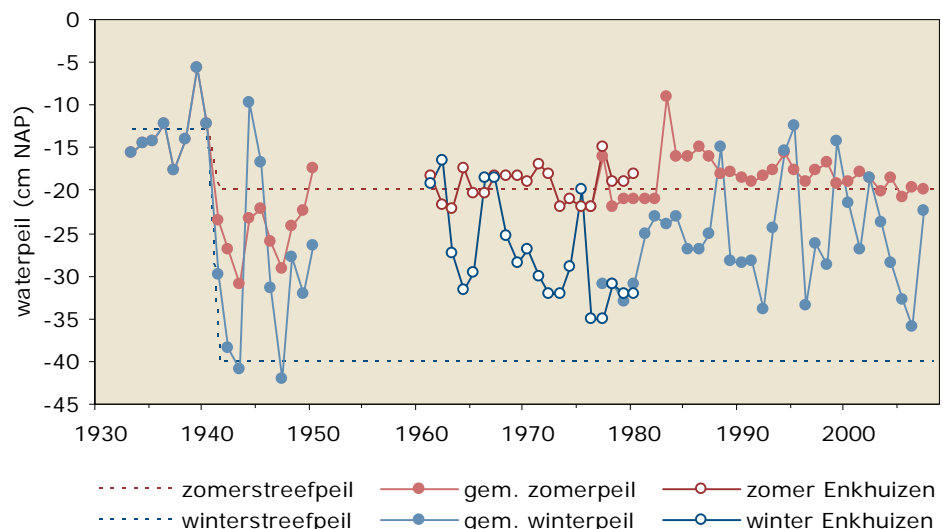
In 1927 is men begonnen met de aanleg van de Afsluitdijk. De realisatie van het project was vertraagd doordat het Ministerie van Oorlog bang was dat de verdediging van het land door de Afsluitdijk zou worden bemoeilijkt. De sluisen van Kornwerd en Den Oever werden daarom aangelegd met zware verdedigingswerken en omdat de oorlogsdreiging vooral uit het oosten kwam, werd bij Den Oever de grootste spuicapaciteit aangelegd.

Lely stierf op 22 januari 1929, op 74 jarige leeftijd. Op dat moment waren de sluisen van Den Oever en Kornwerderzand voltooid, evenals het dijkvak tussen Zurich en Kornwerd, maar hij heeft de voltooiing van de dijk zelf dus niet meer meegemaakt. Na de vertraging in verband met de defensieve aanpassingen werd die uiteindelijk nog iets versneld omdat een andere oude vijand weer de kop opstak; de paalworm. Vooral in één van de twee overgebleven gaten, die bij de Middelgronden, werden de rijshouten bodembescherming en de zinkstukken nogal aangetast. Daarom werd besloten om het dichten van dit gat te vervroegen naar december 1931. Het laatste gat, bij De Vlieter, werd volgens schema gedicht op 28 mei 1932, waarmee het Zuiderzeetijdperk definitief was afgesloten. Na voltooiing van de dijk werd op last van defensie in het IJsselmeer tevens een relatief hoog peil gehandhaafd, -13 cm NAP jaarrond, om de mogelijkheid te behouden de Hollandse Waterlinie te gebruiken.

Het verhoogde peil werd gehandhaafd tot in de oorlog. Tijdens de mobilisatie in 1939 schijnt het peil nog hoger te zijn gehouden (figuur 2.2.1). Het water is toen inderdaad gebruikt voor inundatie van het kustgebied in het westen van Friesland, waar de "Wonsstelling" moest voorkomen dat de Duitsers de Afsluitdijk bereikten. De stelling, die door de soldaten "Wee-ons" werd genoemd, was echter zwak en de inundatie slaagde maar ten dele. De stelling werd op 12 mei 1940 door de Duitsers ingenomen (figuur 2.2.2).

Figuur 2.2.1

Peil in het IJsselmeer bij Den Oever met "militair streefpeil" van -13 cm NAP tot in de oorlog, extra verhoging tijdens de mobilisatie in 1939 en nieuwe verhoging op last van de Duitsers in 1944. De gemiddelden van 1939 en 1944 zijn nadien alleen geëvenaard in de zomer van 1983, maar de gemiddelden van 1942, 1943 en 1947 blijven de laagste in de geschiedenis van het IJsselmeer.



De stelling van Kornwerderzand bestaat uit 17 kazematten (van "casa armata" of "casa matta", Spaanse en Italiaanse benamingen voor een vesting met schietgaten dat in Nederland vroeger de voorkeur kreeg boven het Duitse

“bunker”) met plafonds van bijna drie meter dik. Elders was er nauwelijks geld geweest voor de opbouw van een gedegen defensie, maar deze stelling werd bekostigd door de Dienst Zuiderzeewerken en was de sterkste en modernste van Nederland. Kornwerderzand hield dan ook stand tegen de Duitse grond- en luchtaanvallen, mede dankzij de kanonneerboot Johan Maurits van Nassau op de Waddenzee. Alleen door de landelijke capitulatie werden de 250 soldaten gedwongen zich over te geven. Het “militaire peil” van het IJsselmeer (bij de mobilisatie in 1939 zelfs nog verhoogd tot 0 cm NAP) werd nog gehandhaafd tot in 1941, toen met het droogleggen van de Noordoostpolder het huidige, door Lely voorgestelde zomer- en winterpeil werden ingesteld.

Figuur 2.2.2

Afsluitdijk en waterlinie;
lichte Duitse
pantservoertuigen rijden
over “ondergelopen” land bij
Zurich. Foto Niestadt-
fotocollectie Zijper Museum
Schagerbrug (NH).



Door de Duitsers werd het peil in 1944 opnieuw omhoog gezet, omdat ze op hun beurt de waterlinie wilden inzetten tegen de Engelsen. Er waren vergevorderde plannen om de Haarlemmermeer onder water te zetten. Daarvan kwam het niet, maar in april 1945 stond het peil nog steeds hoog toen de Duitsers de Wieringermeerdijk opbleezen en, met een waarschuwing van slechts enkele uren te voren, de Wieringermeer onder water zetten (figuur 2.2.3). In de Wieringermeerdijk zijn nu nog twee diepe plassen aanwezig ter plaatse van de doorbraak (figuur 2.2.4). Aan het eind van de oorlog hielden de Duitsers op hun beurt eveneens stand in de kazematten van Kornwerderzand, en in de jaren vijftig werden ze op het hoogtepunt van de Koude Oorlog opnieuw bemand. Sinds 1985 is een aantal onderdeel van het Kazematten Museum Kornwerderzand.

Figuur 2.2.3

Het overstroomde dorp Wieringerwerf nadat de Duitsers de Wieringermeerdijk hadden opgeblazen in april 1945. Foto Niestadt-fotocollectie Zijper Museum Schagerbrug (NH).



2.2.2 Noordoostpolder en Flevopolders, Houtribdijk

Na de drooglegging van de Wieringermeer volgde de Noordoostpolder, waarin de voormalige eilanden Urk en Schokland werden opgenomen. De dijk rond de Noordoostpolder werd nog voor de oorlog, op 3 oktober 1939, gesloten. De drooglegging volgde in 1942, waarna de polder bekend werd als "Nederlands Onderduikers Paradijs" vanwege de achtergrond van een deel van de mensen die er te werk gesteld waren. Na de oorlog werden er juist collaborateurs te werk gesteld (zie intermezzo malaria, par. 4.1).

Bij de aanleg van de Noordoostpolder werd de kust tussen Genemuiden en de IJsselmonding vrijgehouden, waardoor het Zwarte Meer ontstond. De peildynamiek die het landschap in deze regio heeft gevormd nam echter af. De daakvelden raakten daardoor niet meer op drift en de verlanding versnelde. Biezenvelden werden gekoloniseerd door riet, biezencultuur werd vervangen door commerciële rietooft. Het Zwarte Meer onderscheidt zich nog steeds van de meeste andere randmeren door middel van uitgestrekte kustmoerassen. Door open afwaaiing, die relatief sterk is als gevolg van de oriëntatie van het meer ten opzichte van de overheersende windrichting en de open verbinding met het Ketelmeer en IJsselmeer, is een relatief groot oppervlak waterriet in stand gebleven. Ook de rietooft, die tot in 2002 jaarlijks ca. 85% van het beschikbare oppervlak betrof, heeft hiertoe wellicht bijgedragen.

Ondertussen was men in 1941 begonnen met de aanleg van de dijk rond de Markerwaard, met als resultaat de nu wat eigenaardig gelegen "bukdijk" vanaf de noordpunt van Marken (figuur 2.2.5). De huidige polders Oostelijk en Zuidelijk Flevoland zouden toen nog als één grote polder worden drooggelegd en die werd vanwege zijn grootte voor het laatst bewaard. De Duitsers legden echter het werk stil en na de oorlog werd voorrang gegeven aan de aanleg van Flevoland, wat gemakkelijker was geworden door het langs de Knardijk in tweeën te knippen. De werkzaamheden voor Oostelijk Flevoland konden, onder meer dankzij gelden uit

het Marshall Plan, starten in 1950. In juni 1957 viel de polder droog. Daarna wilde men toch weer verder met de Markerwaard, onder meer met het idee dat de werkzaamheden in de luwte van de Houtribdijk gemakkelijker zouden worden. In 1957 werd de oeververbinding naar Marken aangelegd, maar in 1958 werden de werkzaamheden weer enigszins vertraagd, onder meer doordat een groot deel van de gelden van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat nodig waren voor uitvoering van de Deltawerken. Vervolgens kreeg Zuidelijk Flevoland toch weer voorrang omdat de aanleg goedkoper was dan die van de Markerwaard. De polder viel droog in mei 1968, met gebruik van de Oostvaardersdijk, die eigenlijk was bedoeld voor de Markerwaard.

In de jaren zestig werden ook de werkzaamheden aan de dijk Lelystad-Enkhuizen hervat, maar pas in 1976 kwam de wegverbinding daarop tot stand. Onder invloed van het rapport "Grenzen aan de Groei" van de Club van Rome uit 1972 was er echter discussie ontstaan over de wenselijkheid van inpoldering van het Markermeer. De impact van dit rapport, waarin een relatie werd gelegd tussen economische groei en milieu en dat prognoses gaf over voedsel- en grondstofverbruik, werd versterkt door de oliecrisis van 1973. Mansholt, Europese landbouwcommissaris, wijzigde zijn beleid van schaalvergroting naar verkleining van de productie. In Nederland werd vooral actie gevoerd door de stichting "Markerwaard van de kaart", die in 1972 opging in de Vereniging tot Behoud van het IJsselmeer. De plannen voor de aanleg van de tweede Oostvaardersdijk, om de Oostvaardersplassen te sparen niet langs het oorspronkelijke traject maar in het water, werden in 1980 geschrapt. Na veel discussie en diverse haalbaarheidsstudies, tenslotte zelfs privaat door de Initiatiefgroep Markerwaard BV, verdween de inpoldering van het Markermeer in 1986 voorlopig van de politieke agenda. Recent staat (gedeeltelijke) inpoldering echter weer ter discussie.

2.2.3 Wel of geen randmeren

De oorspronkelijke plannen van Ir. Lely voor de inpoldering van het IJsselmeer voorzagen niet in de aanleg van randmeren, ze waren simpelweg gericht op het winnen van zoveel mogelijk land. Diverse voorstellen voor brede randkanalen t.b.v. scheepvaart en afwatering haalden het niet, en de Wieringermeerpolder en de Noordoostpolder zijn min of meer aansluitend op het oude land drooggelegd. Geleidelijk groeide echter het inzicht dat door een aanzuigende werking van de nieuwe polders de grondwaterspiegel tot ver in het oude land zou dalen, en dat dit effect door de aanleg van randmeren aanzienlijk zou kunnen worden beperkt. Langs de zandige Veluwe werd daarbij nog een sterkere verdroging verwacht dan die welke in het oude land achter de Noordoostpolder inderdaad werd gemeten. In het definitieve ontwerp voor de Flevopolders (en in die voor de Markerwaard) werden daarom brede randmeren opgenomen.

De wisselende breedte van de randmeren staat in relatie tot de geomorfologie van het achterland (doorlatendheid, hoogteligging). Soms hebben ook landschappelijke overwegingen (Eemmeer) of economische belangen (zandwinningsmogelijkheden Gooimeer) een rol gespeeld bij het ontwerp van de randmeren.

Figuur 2.2.4

Wieringermeerdiijk met Noordelijk en Zuidelijk Wiel en een gedeelte van het Dijkgatbos (Google maps). De wielen ontstonden nadat de Duitsers op 17 april 1945 de dijk opbliezen. De wielen zijn meer dan 20 m diep en vormen een natuurgebiedje, een pleisterplaats voor watervogels. Het bos is als monument geplant op zand dat na de doorbraak was blijven liggen.



Figuur 2.2.5

Gouwzee en Marken, met de bukdijk uit 1941, vastland verbinding uit 1957 en het Goudriaenkanaal van omstreeks 1825 (Google maps).



INTERMEZZO: Relicten van van doodgelopen plannen op Marken: Goudriaenkanaal weer open?

De dijk ten noorden van Marken, door de bewoners de "Bukdijk" genoemd, is in 1941 aangelegd als het eerste stukje van de dijk voor de Markerwaard. De verbinding met het vasteland, die dateert van 1957, was ook een onderdeel. De Markerwaard kwam er niet, maar deze eerste aanzet heeft van de oude "Gout Zee" een speciaal hoekje van het Markermeer gemaakt met helder water en een zeer bijzondere ecologie (Sterkranswier en Krooneenden, zie par. 5.2 en 5.6).

Dwars over Marken is ook nog het boogvormige litteken te zien van het "Goudriaenkanaal", aangelegd tussen 1825 en 1828 als onderdeel van een beschutte vaarroute tussen Amsterdam en de Zuiderzee, als alternatief voor de route via het 80 km lange Noord-Hollands Kanaal (aangelegd in 1824), om de ondiepten van Pampus te omzeilen, waar grotere schepen met "scheepskamelen" overheen moesten worden getild. Het Goudriaenkanaal is echter nooit voltooid, door geldgebrek, fouten van Goudriaan en tegenwerking van Amsterdam. Het kanaal was op Marken al bevaarbaar, en de bijbehorende dam door de Gouwzee was bijna voltooid. Het kanaal is dichtgegooid met vuilnis (op een smalle watergang na) en de dam door de Gouwzee werd weer afgebroken. Ook in Waterland ligt nog een soortgelijk litteken.



Goudriaan was qua ideeën de Lely van zijn tijd, hij was Inspecteur Generaal van Waterstaat. Het was kort na de Franse tijd en de nieuwe Koning Willem I werkte aan de opbouw van zijn land. Het Goudriaankanaal was een onderdeel van een veel omvangrijker plan van Goudriaan, dat ook de voortdurende verzanding van het IJ aan moest pakken door het IJ aan de kant van de Zuiderzee af te dammen en anderzijds door te trekken naar de Noordzee (Noordzeekanaal). Daardoor zou Waterland veiliger worden en werd de zeedijk bovendien 68 km korter en kon ook de Haarlemmermeer veilig worden drooggelegd. Onder invloed van de recente watersnood van 1825 stemt de koning toe in de afdamming van het IJ en de aanleg van het kanaal door Marken. De aanleg viel echter veel duurder uit dan begroot en Amsterdam gaf aan dat het water ten westen van Marken nog ondieper was dan dat bij Pampus. Het werk werd gestaakt ten gunste van de aanleg van het Wester- en Oosterdok in Amsterdam. Het Noordzeekanaal en de Oranjesluizen werden uiteindelijk toch aangelegd tussen 1870 en 1874, het Haarlemmermeer werd droog gelegd in 1848-52.

In 2006 maakte de Eilandraad van Marken samen met de Heidemaatschappij plannen om het kanaal uit historische overwegingen weer te openen. In Monnickendam werd rond de zelfde tijd de mogelijkheid besproken om de vastelandverbinding naar Marken weer te openen ten behoeve van de recreatievaart.

3 Hydrologie en morfologie

3.1 Het water; dimensies en connectiviteit

Met bijdragen van Carlijn Bak en Thijs van Kessel (Deltares)

Het IJsselmeergebied is van belang voor de waterafvoer en zoetwatervoorziening van de noordelijke helft van Nederland. De kwantiteit en kwaliteit kunnen worden beheerd in drie functionele eenheden, de compartimenten IJsselmeer/Ketelmeer/Zwarte Meer; Markermeer/IJmeer/Gooimeer/Eemmeer en de Veluwerandmeren.

Het noordelijke compartiment bevat de afvoerroute van de IJssel naar de Waddenzee en is daardoor het meest gevoelig voor klimaatverandering. De afvoermogelijkheden worden waarschijnlijk verbeterd door aanleg van de "Bypass Kampen" en in de toekomst door vergroting van spuimogelijkheden aan de Afsluitdijk. In het Zwarte Meer is de kans op schade door opwaaiing sinds 2002 beperkt door aanleg van een "balgstuw" bij Ramspol.

Het zuidwestelijke compartiment heeft een bijna stagnant karakter, ondanks aanvoer via de Eem. De waterbalans zal iets veranderen doordat het wateroverschot van Flevoland binnenkort op het Markermeer zal worden geloosd in plaats van op het Ketelmeer.

De Veluwerandmeren hebben een hoger peil dan de andere twee compartimenten. Ze worden gevoed door beken, kwel, effluënten van waterzuiveringen en door uitslag van polderwater via Gemaal Lovink. In 2002 zijn de meren tot één geheel samengevoegd door verwijdering van de Hardersluis. De verblijftijden zijn in de jaren zeventig en tachtig verkort ter bestrijding van eutrofiëringsproblemen. De inrichting is in de loop der jaren gewijzigd d.m.v. projecten als Abbert, Polsmatendam, Schuitenbeekmonding en Natte As. Het totale oppervlak zal kleiner worden als gevolg van de aanleg van Bypass Kampen.

In het oosten van het IJsselmeergebied zijn de waterstanden gemiddeld hoger, de fluctuaties zijn groter en de golven zijn hoger. Hoog water komt bij Lemmer en in het mondingsgebied van de IJssel veel vaker voor dan langs de westkust van het IJsselmeer, omdat de wind vaker en harder vanuit het zuidwesten waait. Als gevolg van afslag zijn de hoogtes van buitendijks land die vlak boven het zomerstreefpeil liggen in het oosten veel minder vertegenwoordigd dan in het westen, en zijn risico's voor oevergebonden natuur (kale grond broeders) in het oosten aanzienlijk groter.

Van een toename van rivieraanvoer is in Lobith nog niet veel zichtbaar geweest. Bij toename van de hoeveelheid neerslag in Nederland is het regionale aandeel van de wateraanvoer naar het IJsselmeergebied echter toegenomen, de afvoer bij de Afsluitdijk nam daarbij toe met ongeveer 5%. De zeespiegelstijging is in de 20^e eeuw ca. 20 cm gestegen.

Door de aanleg van de Afsluitdijk is de amplitude van de getijdegolf in de Waddenzee vergroot zodat het laagwater lager is geworden. Vanuit het IJsselmeer kan alleen bij laagwater worden gespuid. Dit wordt moeilijker door de zeespiegelstijging, en is inmiddels zonder verhoging van het streefpeil alleen nog mogelijk dankzij de hiervoor beschreven verlaging van het laagwaterniveau in 1932.

De grootste spuicapaciteit is aangelegd bij Den Oever. Doordat het laagwater niveau bij Den Oever sneller is gestegen dan bij Kornwerderzand, ligt nu de meeste spuicapaciteit op de spuilocatie met het minste verval.

Het IJsselmeergebied bevat met een wateroppervlakte van ca. 2000 km² en een gemiddelde diepte van ca. 4 meter het overgrote deel van de Nederlandse voorraad zoet oppervlaktewater, ook nadat de inpolderingen deze voorraad hebben gehalveerd. De meren hebben een belangrijke functie voor de aan- en afvoer van water naar en vanuit de noordelijke helft van Nederland en zelfs voor de afwatering van een klein gedeelte van Duitsland. De aanvoer vanuit die gebieden vindt plaats via natuurlijke routes zoals de IJssel, de Overijsselse Vecht, de Veluwe beken en de Eem, maar ook via de gemalen of uitwateringssluizen van inliggende en aangrenzende polders. Het totale land- wateroppervlak dat afwatert op het IJsselmeergebied beslaat ongeveer 20.000 km², inclusief een stukje Duitsland (vergelijk het Nederlandse landoppervlak van ca. 34.000 km²). Het gebied dat water uit de meren ontvangt is iets kleiner, maar omvat nog steeds het grootste deel van Noord-Nederland (figuur 3.1.2).

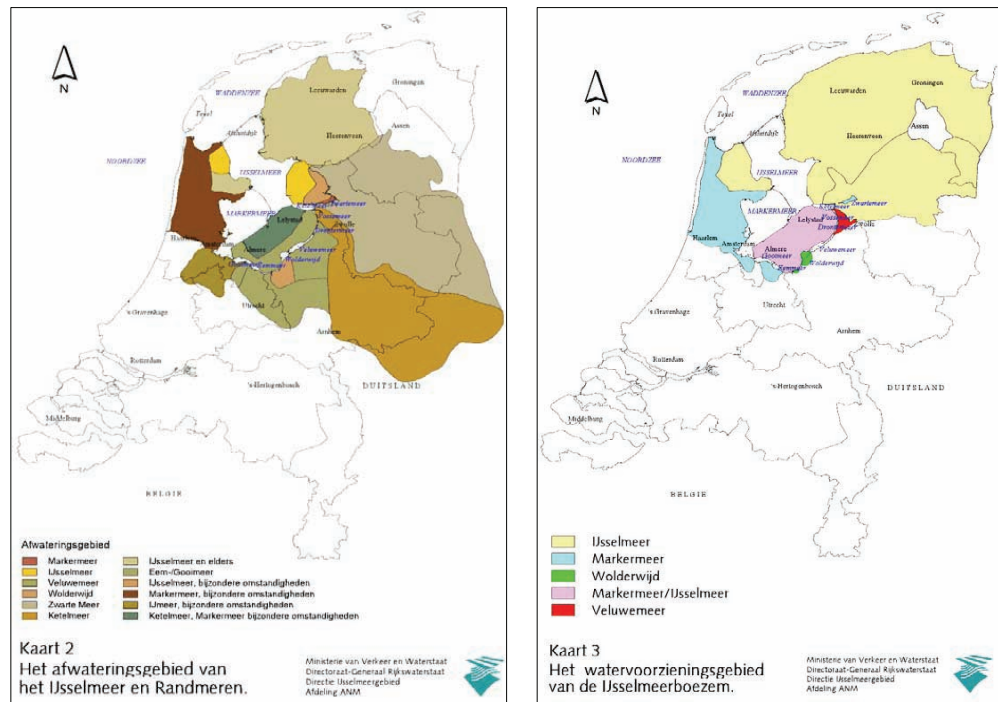


Figuur 3.1.1

IJsselmeergebied met diepteverdeling en de namen van een aantal in dit rapport besproken wateren, waterstaatkundige werken en gebieden.

Figuur 3.1.2

Aanvoer- en afvoergebied van de meren. Bron: RWS Dir. IJsselmeergebied.



3.1.1 De huidige inrichting, peilen en verblijftijden

Na de afsluiting van de Zuiderzee is door verzoeting een groot zoetwatermeer ontstaan, dat vervolgens door de aanleg van polders en dammen is gecompartmenteerd. Doordat de oorspronkelijke habitatdiversiteit (bodemtypen, diepte, expositie e.d.) onevenredig over de compartimenten verdeeld is geraakt, heeft elk van de onderdelen een eigen karakter gekregen. Toch zijn het in principe allemaal ongestratificeerde, gebufferde meren, hoewel een aantal meren bepaalde rivierkenmerken hebben (Ketelmeer, Zwarte Meer en in minder mate ook Eemmeer en Gooimeer). Gezien het kunstmatige karakter hebben de meren voor de Kaderrichtlijn Water begrijpelijkerwijs de status “sterk veranderd” gekregen. Er zijn zes waterlichamen onderscheiden, die voor wat betreft de ecologische doelstellingen zijn gekarakteriseerd als grote, diepe, gebufferde meren (IJsselmeer en Markermeer) of ondiepe, gebufferde plassen (Ketelmeer/Vossemeer, Zwarte Meer, Veluwerandmeren en Zuidelijke Randmeren). Een aantal van die waterlichamen staat met elkaar in open verbinding, zodat waterkwaliteit en –kwantiteit niet afzonderlijk kunnen worden beheerd. Bij de indeling van de meren in diepe en ondiepe meren moet een kanttekening worden geplaatst, aangezien ook het IJsselmeer en Markermeer bij het huidige peil in de regel ongestratificeerd zijn, terwijl bovendien de ondiepe en diepe meren deels met elkaar in open verbinding staan. In dit rapport worden daarom de drie, ook ecologisch gezien meer functionele, waterstaatkundige compartimenten van het gebied als eenheden geanalyseerd (figuur 3.1.3). De buffering van de meren wordt besproken in paragraaf 4.2, de hydrologische karakteristieken worden hierna per compartiment besproken.

Figuur 3.1.3

Het IJsselmeergebied met de drie hydrologische compartimenten; oranje = het noordelijke compartiment, groen = het zuidwestelijke compartiment, rood = de Veluwerandmeren.



Als gevolg van de compartimentering kunnen nu meer dan tien meren worden onderscheiden. Al deze meren zijn relatief ondiep (tabel 3.1.1) en in de regel ongestratificeerd. Het waterpeil is kunstmatig en heeft vaste streefwaarden voor zomer en winter, respectievelijk -20 en -40 cm NAP, in de Veluwerandmeren -5 en -30 cm NAP. Door de wijze van compartimentering kan dit peil in drie hoofdcompartimenten worden beheerd. Elk van die hoofdcompartimenten bestaat uit drie of vier meren, te weten: IJsselmeer met noordelijke randmeren, Markermeer met zuidelijke randmeren en de Veluwerandmeren (figuur 3.1.3).

Behalve deze drie grote compartimenten of waterlichamen zijn er in feite nog twee restanten van de Zuiderzee te onderscheiden, namelijk het Amstelmeer ten westen van Wieringen, en het Vollenhove- en Kadoelermeer achter de Noordoostpolder. Deze meren behoren echter niet tot de rijkswateren en om die reden blijven ze hier buiten beschouwing.

Tabel 3.1.1

Dimensionering en verblijftijden van de meren. De dieptegegevens zijn verkregen op basis van lodingen uit 2006, uitgevoerd vanaf een diepte van 60 cm –NAP, en interpolaties naar het AHN Actueel Hoogtebestand Nederland. *De verblijftijd voor het Markermeer naar beheersverslag RWS Directie IJsselmeergebied over de jaren 2000 en 2001.

	gemiddelde diepte (m -NAP)	mediane diepte (m -NAP)	oppervlak (ha)	verblijftijd (maanden)
Noordelijk compartiment				
IJsselmeer	4,57	4,63	113.687	4
Ketelmeer	3,57	3,75	3.232	3 dagen
Vossemeer	1,43	0,87	331	
Zwarte Meer	1,80	1,22	1.772	10 dg - 1 mnd
Zuidwestelijk compartiment				
Markermeer	3,81	3,93	69.535	10-15 *
Gooimeer	4,51	2,63	2.567	1,8
Eemmeer	2,07	1,80	1.522	1
Veluwerandmeren				
Wolderwijd	2,14	1,90	2.541	3,8
Veluwemeer	1,80	1,09	3.128	2
Drontermeer	1,31	0,82	562	1

Het noordelijke compartiment

Dit compartiment bestaat uit (1) Vossemeer, (2) Zwarte Meer, (3) Ketelmeer en (4) IJsselmeer. De meren staan in open verbinding met elkaar, zij het via nauwe doorgangen. Het Vossemeer en Zwarte Meer wateren af op het Ketelmeer, en het Ketelmeer vervolgens op het IJsselmeer. Vooral in de IJsselmonding en het Zwarte Meer kan het water als gevolg van de open verbinding door opstuwning bij harde wind hoog oplopen. Bij de Ramspolburg, in de doorgang van het Zwarte Meer naar het Ketelmeer, is daarom sinds 11 december 2002 een "balgstuw" in gebruik, die bij een waterstand van meer dan 50 cm +NAP automatisch wordt opgeblazen (foto volgende pagina). Tussen de ingebruikstelling en april 2008 was de stuw 12 keer in werking getreden (Waterschap Groot Salland). Bij zuidwesterstorm kan het peil bij Ramspol oplopen tot zo'n 90 cm +NAP, en zonder sluiting van de balgstuw is het water dan bij de Kadoelerkeersluis nog zo'n 10-20 cm hoger. Ook de keersluis, die normaal gesproken open staat, wordt onder zulke omstandigheden gesloten om de dijken langs het Kadoeler- en Vollenhovermeer te beschermen. De risico's voor dit gebied bij een combinatie van een hoge waterstand in het Zwarte Meer en een hoge afvoer van het achterland worden nu beperkt door de balgstuw. Het noordelijke compartiment is verder van de andere compartimenten gescheiden door de Houtribdijk (Markermeer) en de Roggebotsluis (Veluwerandmeren).

De functie van de Roggebotsluis gaat mogelijk veranderen in het kader van de aanleg van de "bypass Kampen", die de risico's van hoog water in de IJssel moet beperken door middel van een alternatieve afvoerroute naar het Drontermeer. Er komt dan een nieuwe sluis tussen deze bypass en het resterende deel van het Drontermeer ten zuiden daarvan.

De balgstuw bij de Ramspolbrug in bedrijf tijdens een storm. Foto Waterschap Groot Salland.



Het IJsselmeer is het grootste zoetwatermeer van Nederland. Het heeft een oppervlakte van meer dan 1100 km² en een verblijftijd van 4 maanden. De aanvoer voor dit compartiment komt voornamelijk van de IJssel (ca. 70%) en in mindere mate van het Zwarte Water (ca. 10-20%, op jaarbasis ongeveer een factor 5 minder dan de IJssel). De aanvoer van de IJssel is in het winterhalfjaar gemiddeld 25% hoger dan in de zomer, met een gemiddeld debiet van resp. 432 en 355 m³/sec. (debeten Olst, 1989-2006). Daarbij liggen de waarden in januari-maart echter gemiddeld rond de 500 en die in augustus-oktober rond de 300 (figuur 3.1.4). In het Zwarte Water is het verschil relatief groot, met resp. 83-100 en 43-45 m³/sec. (Hebbink et al. 2000; De Straat Milieuadviseurs BV, 2004). Dat komt met name door het grote seizoensverschil in de afvoer van de Overijsselse Vecht, die in de zomer ruim de helft van de afvoer van het Zwarte Water bepaalt. Op een dag of tien per winter voert deze regenrivier meer dan 100 m³/sec aan, maar in droge perioden in de zomer soms in het geheel niets. Andere bronnen voor het noordelijke compartiment zijn de Veluwerandmeren en de Flevopolders, deels via Gemaal Lovink en het Veluwe/Drontermeer, deels nu nog via Gemaal Colijn op het Ketelmeer, en verder de gemalen bij Stavoren en Lemmer (Friese boezem), het Vollenhovermeer, de Noordoostpolder, Medemblik en de Wieringermeer. Via deze routes behoren ook Zuidwest Drenthe, geheel Overijssel, een deel van Gelderland en aansluitende delen van Duitsland tot het aanvoergebied van het noordelijke compartiment (figuur 3.1.2). Neerslag levert een bijdrage in de orde van grootte van 5%.

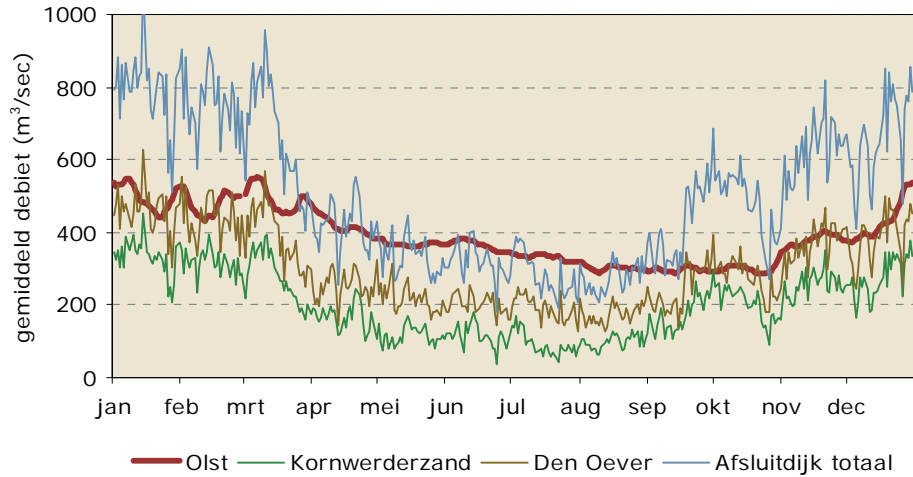
De afvoer vindt voornamelijk plaats door middel van twee spuicomplexen in de Afsluitdijk bij Den Oever (Stevinsluizen) en Kornwerderzand (Lorentzsluizen). De Stevinsluizen hebben met drie sets van vijf spuikokers meer capaciteit dan de Lorentzsluizen, die slechts twee sets van vijf kokers hebben. Er wordt dan ook nagenoeg in die verhouding gespuid, gemiddeld resp. ca. 9,5 en 6,5 miljard m³ per jaar. Een vergelijking van het gemiddelde debiet van de IJssel bij Olst en dat van de Afsluitdijk (figuur 3.1.4) laat zien dat de aanvoer via de IJssel in de winter slechts ca. 60% van de afvoer bedraagt, terwijl in de zomer, als de verdamping een belangrijke rol speelt in de waterbalans, de afvoer kleiner is dan de aanvoer via de IJssel. Soms is in de zomer ook de aanvoer inclusief de andere bronnen zodanig klein dat de spuisluisen dagen of zelfs weken lang niet geopend worden om het streefpeil te kunnen handhaven. Aan de andere kant wordt het door de zeespiegelstijging met name in de winter steeds moeilijker voor peilhandhaving voldoende te kunnen spuien. In de toekomst is daarom een derde spuicomplex gepland, zodat bij een toenemende zeespiegelstijging nog steeds voldoende gespuid kan worden onder vrij verval. Het nieuwe spuumiddel zal worden voorzien van een vispassage.

Bij watertekorten in het omliggende land wordt ook water uit het IJsselmeer ingelaten, bijvoorbeeld in de Friese Boezem. Hier is dat meestal onder vrij verval mogelijk, omdat jaarrond een lager streefpeil wordt gebruikt dan in het IJsselmeer, nl. -52 cm NAP. Bij Lemmer en Stavoren wordt jaarlijks 100-450 miljoen m³/jaar ingelaten (Wetterskip Fryslân), ofwel ca. 1-3% van de afvoer via de Afsluitdijk. Er zijn hier echter ook gemalen om overtollig water naar het IJsselmeer af te voeren. Ongeveer hetzelfde geldt voor een deel van de Noord-Hollandse boezems en polders (Amstelmeerboezem, Wieringermeer en Medemblik), de Noordoostpolder, Vollenhove en Mastenbroek (Zwarte Meer). Meer indirect behoren ook Groningen en Drenthe tot de gebieden die water ontvangen uit het noordelijke compartiment.

In de meren zelf wordt sinds de oorlog een streefpeil gevoerd van -40 cm NAP in de winter en -20 cm NAP in de zomer. Het winterstreefpeil wordt vanwege de grote aanvoer zelden gerealiseerd en is in sommige winters gemiddeld zelfs hoger dan het zomerpeil in het zelfde jaar. De spanning tussen de seizoenspatronen van afvoer en peil komt duidelijk tot uiting bij vergelijking tussen figuren 3.1.4 en 3.1.5. Vooral in de periode januari-maart, als de rivierafvoer het grootste is, is het moeilijk het winterstreefpeil te naderen. In de IJsselmonding zelf lukt dat al helemaal niet. Door de gemiddelde scheefstand van het meeroppervlak als gevolg van de overheersende westenwind (zie ook par. 3.1.2) in combinatie met de nabijheid van de IJsselmond is de waterstand hier een groot deel van het jaar hoger dan in Den Oever, en dit verschil is het grootste in het voorjaar.

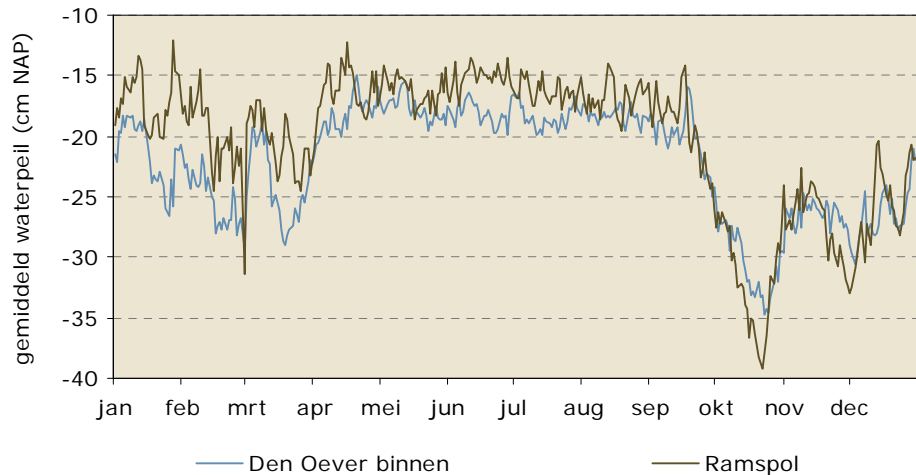
Figuur 3.1.4

Gemiddeld seizoensverloop van debieten in de IJssel bij Olst en bij de spuisluizen in de Afsluitdijk over de periode 1991-2007.



Figuur 3.1.5

Gemiddeld seizoensverloop van het peil in het IJsselmeer bij Den Oever en in het Zwarte Meer bij Ramspol, over de periode 1991-2007.



Door de grote invloed van de rivieren hebben het Ketelmeer en het Zwarte Meer maar een korte verblijftijd en in verband daarmee vertoont de natuur bepaalde rivierkenmerken (hoofdstuk 5). Het Ketelmeer heeft een verblijftijd van ongeveer drie dagen, waardoor de eigenschappen van het water, dat op zijn beurt in anderhalve dag vanuit Lobith het Ketelmeer in stroomt, slechts in beperkte mate door het meer zijn beïnvloed op het moment dat het bij de Ketelbrug het IJsselmeer binnenstroomt. In het Zwarte Meer is de verblijftijd in de winter vergelijkbaar met die van het Ketelmeer, maar in de zomer aanzienlijk langer. Dit hangt samen met het uitgesproken seizoensverloop in de aanvoer via het Zwarte Water, die in de zomer nog niet de helft van de winteraanvoer bedraagt.

Het zuidwestelijke compartiment

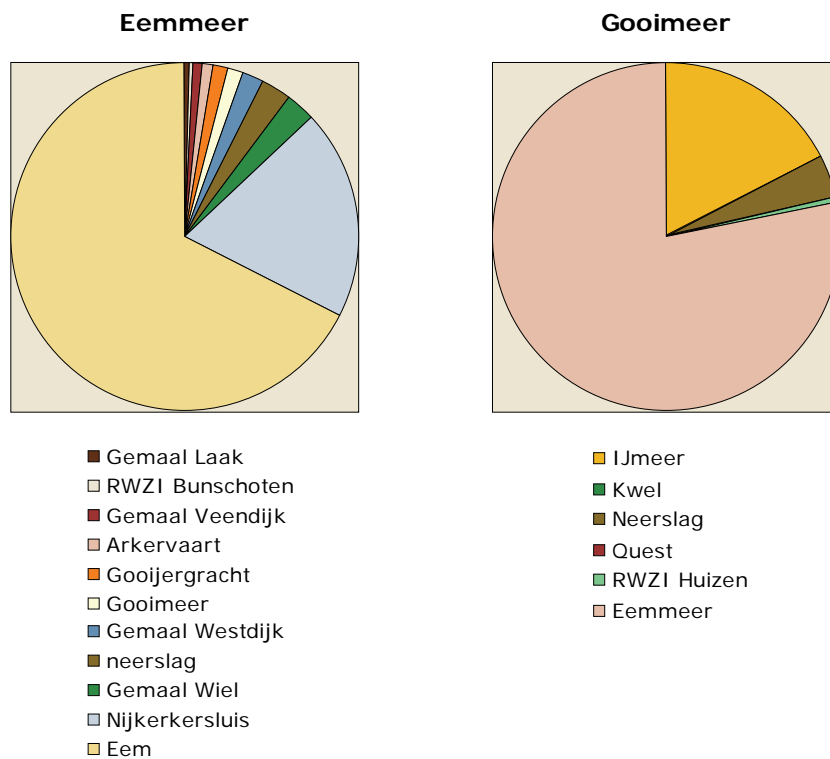
Dit compartiment bestaat uit Eemmeer, Gooimeer en het Markermeer met IJmeer en Gouwee. De meren staan in open verbinding met elkaar, maar via betrekkelijk nauwe doorgangen. Het Markermeer is ontstaan na de afsplitsing van het IJsselmeer in 1976. Het compartiment is gemiddeld minder diep dan het noordelijke compartiment en bestrijkt een oppervlak van globaal 73.600 hectare.

Er is geen uitgesproken relief zoals in het IJsselmeer, afgezien van enkele diepe putten voor zandwinning.

Deze meren ontvangen vooral water vanuit de Eem, het IJsselmeer (via de sluizen in de dijk bij Enkhuizen en Lelystad), geloosd polderwater en regenwater (figuur 3.1.6). De Eem heeft een beperkt debiet in vergelijking met de IJssel en zelfs het Zwarte Water, gemiddeld zo'n 4 m³/sec in de zomer en 18 m³/sec in de winter (Vendrig et al. 2003). Toch is dat 67% van de aanvoer naar het Eemmeer, in de zomer nog iets meer (71%). Een groot deel van dit water gaat samen met o.a. water uit de Veluwerandmeren (19%) vervolgens naar het Gooimeer, waar op jaarbasis gemiddeld 78% van het water afkomstig is uit het Eemmeer, tegenover 17% uit het IJmeer (Vendrig et al. 2003).

Figuur 3.1.6

Verdeling van wateraanvoer naar Eemmeer en Gooimeer volgens Vendrig et al. 2003.



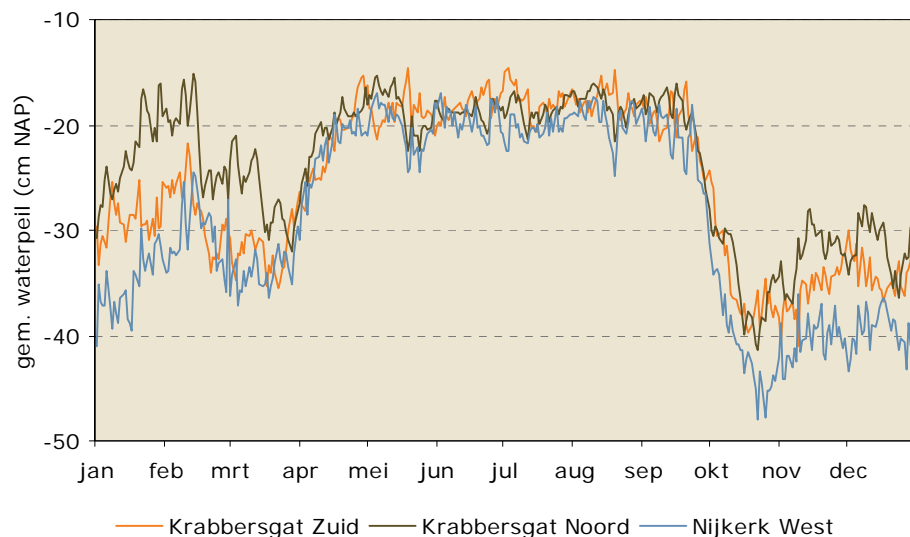
Ten behoeve van doorspoeling wordt water het Markermeer binnen gelaten vanuit het IJsselmeer en vervolgens via de Oranjesluizen te Schellingwoude weer afgevoerd naar het Noordzeekanaal. Op deze manier werd het Markermeer aanvankelijk doorgespoeld vanaf 1975, het jaar waarin bij IJmuiden naast de spuisluis een gemaal in gebruik werd genomen. De sluizen hadden echter niet genoeg capaciteit voor de gewenste doorspoeling van het Markermeer en pompen bleek kostbaar, zodat het meeste water later weer naar het IJsselmeer werd afgevoerd. In 2004 is de capaciteit van het gemaal vergroot. In de zomer is het IJsselmeer de belangrijkste aanvoerbron voor het Markermeer. In geval van wateroverschot wordt er gespuid op het IJsselmeer, en dat is in de winter de belangrijkste flux. De verblijftijd in dit compartiment is gemiddeld 10 tot 15 maanden (Beheersverslag 2000-2001).

Momenteel wordt het wateroverschot van Flevoland (lage deel) voornamelijk geloosd door gemaal Colijn op het Ketelmeer. Na 2009 (Waterakkoord Oostelijk en Zuidelijk Flevoland 2007), als de elektrificatie en automatisering van gemaal Blocq van Kuffeler gereed is, zal deze het overnemen en wordt er dus geloosd op het Markermeer (debiet hooguit 10 m³/s, verblijftijd verandert niet). Dit heeft vooral gevolgen voor de kwaliteit (o.a. chloride, zie par. 4.1). Aan het Markermeer wordt mogelijk in de toekomst een drinkwaterfunctie toegekend. Deze ontwikkelingen kunnen aanleiding zijn voor wijziging in streefpeilen, in de wijze van realisatie daarvan (waterafvoerstrategie, beheersmaatregelen) en/of wijziging van spui- en bemalingcapaciteit (dus aanpassing van de waterhuishoudkundige infrastructuur). Dit is onderzocht in het project Waterhuishouding in 't Natte Hart (WIN-project). De korte termijn strategie uit het WIN-project wordt verder uitgewerkt in samenhang met het advies van de Commissie WB21 (Waterbeheer in de 21^e eeuw).

De streefpeilen in het compartiment zijn gelijk aan die in het noordelijke compartiment. Het winterstreefpeil van -40 cm NAP kan hier echter in de regel dichter genaderd worden door de geringe invloed van de IJssel. Dit blijkt bijvoorbeeld uit een vergelijking tussen het gemiddelde peilverloop aan weerskanten van de Houtribdijk (figuur 3.1.7). Ondanks dat de ligging van de zuidelijke randmeren t.o.v. het Markermeer vergelijkbaar is met die van het Ketelmeer en Zwarte Meer t.o.v. het IJsselmeer, is het peil in het Eemmeer gemiddeld lager dan in het noordwesten van het Markermeer. In het Eemmeer wordt in de eerste helft van de winter het streefpeil van -40 cm NAP gemiddeld zelfs gehaald, ondanks de nabijheid van de Eem en de Nijkerkersluis als aanvoerbronnen. Deze aanvoerbronnen belemmeren alleen in januari-maart het behalen van dit streefpeil.

Figuur 3.1.7

Gemiddeld seizoensverloop van het peil in IJsselmeer en Markermeer (Krabbersgat noord en zuid) en het Eemmeer (Nijkerk west). Gemiddelden van dagwaarden 2001-2007.



Het compartiment Veluwerandmeren

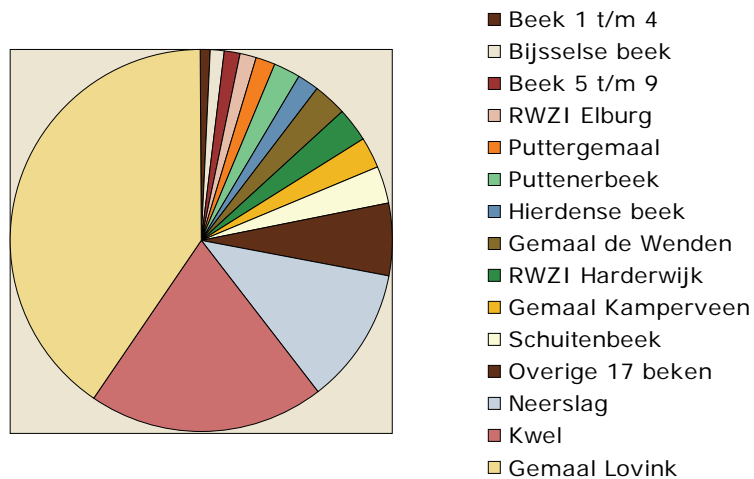
De Veluwerandmeren (Nuldernauw/Wolderwijd, Veluwemeer en Drontermeer) worden aan de zuidwestzijde gescheiden van het Gooimeer door de Nijkerkersluis. Aan de noordoostzijde scheidt de Roggebotsluis het Drontermeer van het Vossemeer en de rest van het noordelijke compartiment. De meren samen hebben een oppervlak van 75 km². In de nabije toekomst zal dit oppervlak enigszins afnemen door de zuidwaartse verplaatsing van de Roggebotsluis, die een onderdeel is van het plan voor de bypass Kampen (zie de paragraaf over het noordelijke compartiment).

Voor 2003 bestond het compartiment Veluwerandmeren uit twee deelsystemen: tussen het Wolderwijd en het Veluwemeer lag een sluis bij Harderwijk. In het najaar van 2002 zijn de meren weer met elkaar verbonden door een vaargeul en een aquaduct. De Hardersluis is inmiddels verwijderd.

De wateraanvoer in deze meren bestaat grotendeels uit de afvoer van de Veluwse Beken, kwel en aanvoer vanuit de Flevopolder door gemaal Lovink (figuur 3.1.8). De aanvoer via beken is karakteristiek voor dit compartiment, net als het grote aandeel van kwel en (door de geringe diepte) regenwater. Zonder doorspoeling met water uit de polder komt meer dan een kwart van de aanvoer uit beken, een derde bestaat uit kwel en 20% uit neerslag. Niet minder dan 30 Veluwse beken wateren vrij af op de Veluwerandmeren (figuur 3.1.9), iets dat bij de andere compartimenten in het geheel niet voorkomt.

Figuur 3.1.8

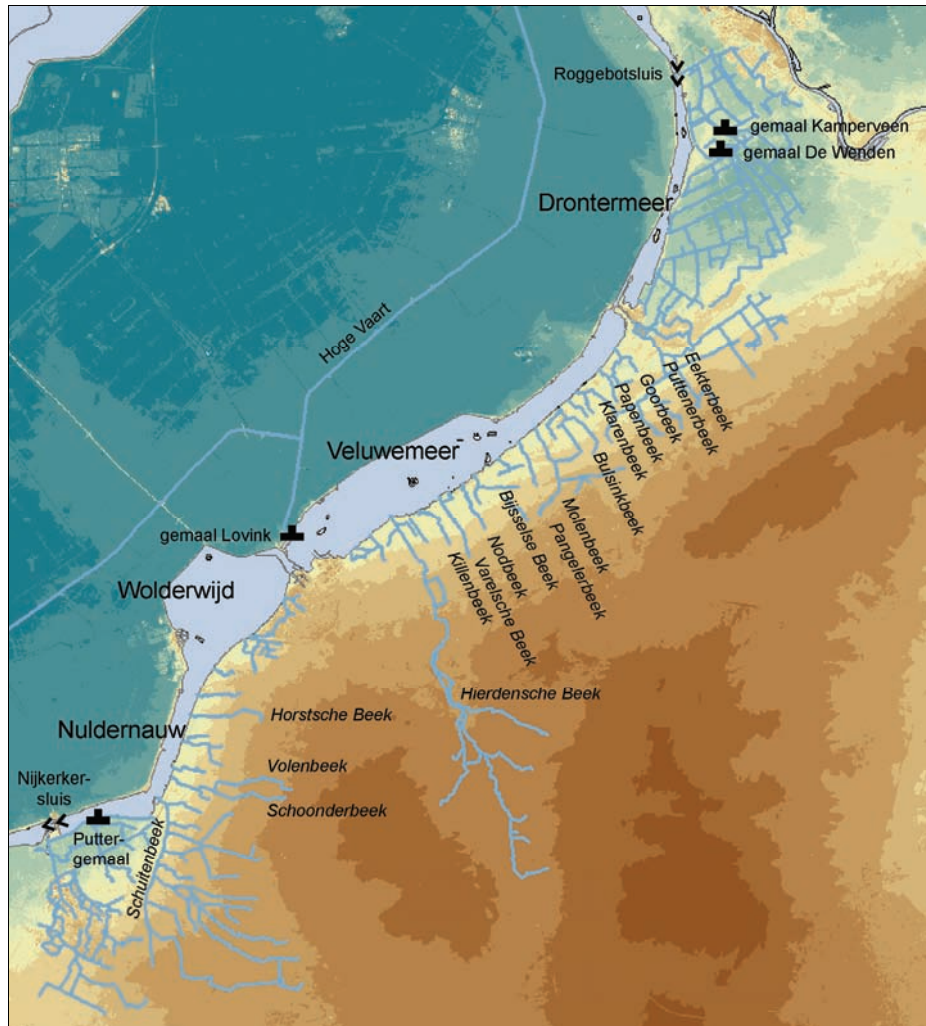
Verdeling van de gemiddelde wateraanvoer naar de Veluwerandmeren volgens de Rijdsijk & Michielsen 1998



De grootste beken zijn de Schuitenbeek (Nuldernauw) en de Hierdensche Beek (Veluwemeer). De Schuitenbeek viel in de jaren negentig op door een relatief grote bijdrage in de aanvoer van fosfor. Daarom is de beekmonding verlegd naar de Nijkerkersluis via een moerasdelta. Het project is gestart in het najaar van 2000 en gereed gekomen in het voorjaar van 2005 (zie figuur 3.1.10).

Figuur 3.1.9

De Veluwerandmeren, met de sluiszen en gemalen en een overzicht van de Veluwse beken die afwateren op de meren.



Figuur 3.1.10

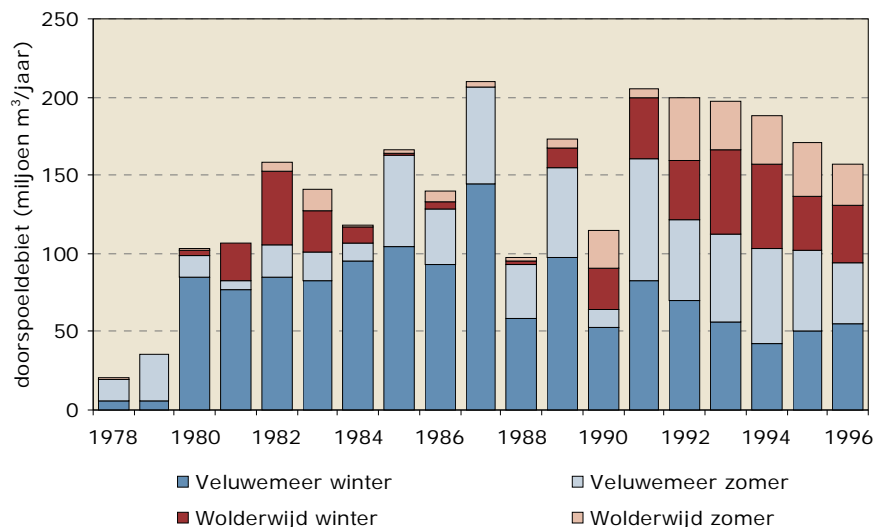
Delta Schuitenbeek. Op de opname (Google Maps) is het moerasgebied duidelijk te zien, alsmede de dam die ervoor zorgt dat het water van de beek via Nijkerkersluis wordt afgevoerd.



Via gemaal Lovink worden de meren sinds 1979 doorgespoeld met water uit Flevoland, als maatregel tegen eutrofiëring. Dit doorspoelwater vertegenwoordigde in 1990-97 gemiddeld ruim 40% van de aanvoer (Rijsdijk & Michielsens 1998). Zelfs met dit doorspoelwater is het aandeel van beken en kwel nog veel groter dan in de andere compartimenten, terwijl ook het doorspoelwater grotendeels uit kwel bestaat. De toepassing van doorspoeling als maatregel tegen eutrofiëring was hier mogelijk door het lokale karakter van de waterbalans. Door de grote invloed van de IJssel en de Eem zou zo'n maatregel in de andere compartimenten veel minder effectief zijn. De herkomst van het water, met of zonder doorspoeling, verschilt sterk van die van het water van de andere compartimenten. Ook voor diverse aspecten van de waterkwaliteit heeft dat gevolgen; zo namen door het brakke karakter van de polderbodem na de start van de doorspoeling de kalk- en chloridegehalten in het water toe in de Veluwerandmeren (par. 4.1.4, 4.2). In het waterakkoord met Oostelijk en Zuidelijk Flevoland van 2007 is een gemiddelde doorspoeldebiet van 156 miljoen m³/jaar afgesproken (13 per maand), in het verleden was dat soms nog iets meer (figuur 3.1.11). Aanvankelijk werd het water uit de polders vooral gebruikt om het Veluwemeer door te spoelen, maar vooral vanaf 1990 werd een groter deel van het water naar het Wolderwijd geleid. De verblijftijd werd door de doorspoeling bekort van ongeveer anderhalf jaar tot 2,5 á 4 maanden, in het Veluwemeer en Drontermeer 2-3 maanden als gevolg van een hogere aanvoer (gemaal Lovink en Hierdensche Beek).

Figuur 3.1.11

Verdeling van het doorspoelwater dat vanuit de polder via Gemaal Lovink in het Veluwemeer werd gemalen, over Veluwemeer en Wolderwijd en over zomer en winter.

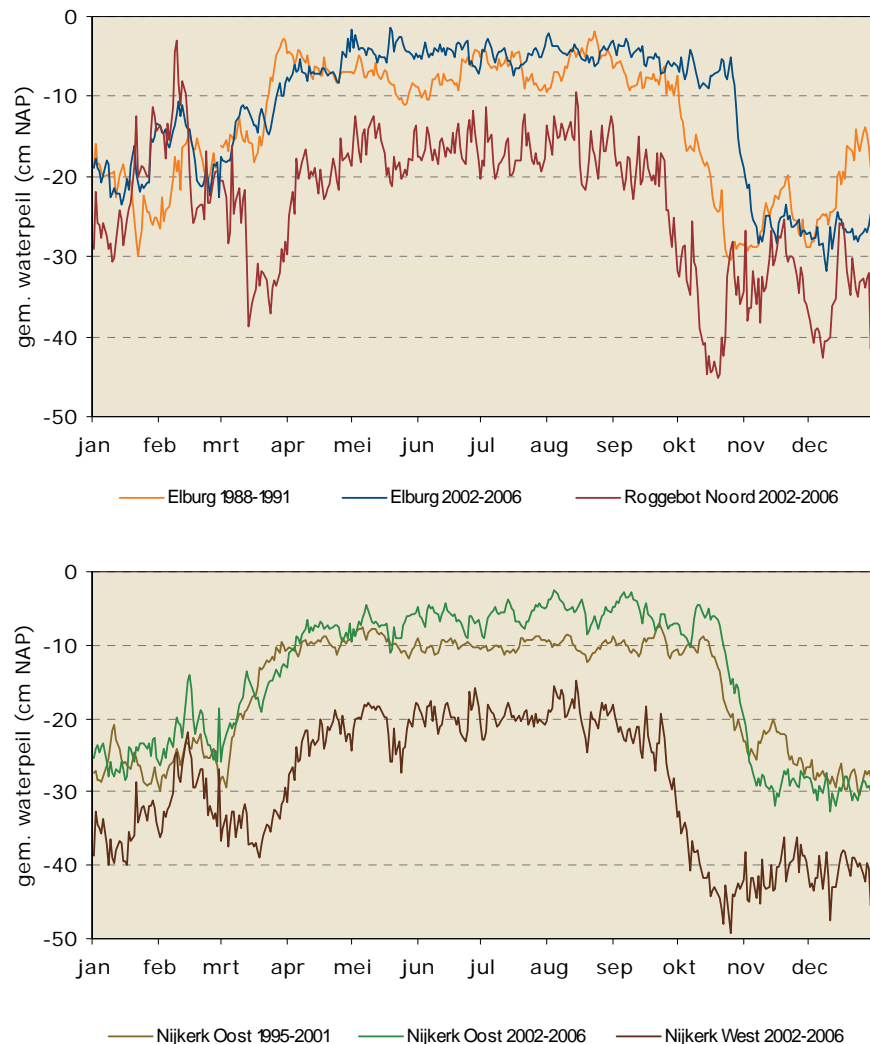


De streefpeilen in de Veluwerandmeren zijn met -5 cm NAP in de zomer en -30 cm in de winter hoger dan in de andere twee compartimenten, waardoor het mogelijk is water te spuien naar het Markermeer via de Nijkerkersluis en naar het IJsselmeer via de Roggebotsluis. Gemaal Lovink maakt het polderwater in eerste instantie in het Veluwemeer. Doorspoeling van het Wolderwijd is in principe via de Hardersluis mogelijk afhankelijk van windrichting en peilverschil, maar voor de doorspoeling is ook een pompstation ingezet. In de zomer kon relatief gemakkelijk via de Hardersluis worden gespuid doordat via de Nijkerkersluis een lager zomerpeil werd gehandhaafd, het streefpeil bedroeg -10 cm NAP, tegenover -5 cm in het Veluwemeer en Drontermeer. Sinds de bouw van het aquaduct en de

verwijdering van de Hardersluis is dit verschil verdwenen, en bedraagt het zomerpeil in het gehele compartiment ca. -5 cm NAP. In het Wolderwijd/Nulder nauw is het gemiddelde zomerpeil rond 2002 dus met 5 cm gestegen (figuur 3.1.12). Dit zomerpeil wordt in de Veluwerandmeren tegenwoordig in de praktijk langer gehandhaafd dan in de beide andere compartimenten. Sinds 1992 wordt het winterpeil pas eind oktober ingesteld, een maand later dan gebruikelijk. Door de peilverlaging wordt een aanzienlijk deel van de ondiepe meren moeilijker toegankelijk voor de recreatievaart, en in oktober valt de herfstvakantie. Aan de andere kant zijn door het hogere peil de waterplanten moeilijker bereikbaar voor trekvogels die in oktober arriveren, zoals de Kleine Zwaan (par. 5.6.4)

Figuur 3.1.12

Gemiddeld seizoensverloop van het waterpeil in de noordelijke (boven) en zuidelijke (onder) Veluwerandmeren voor en na de verwijdering van de Hardersluis (2002), in vergelijking met de patronen buiten de Roggebot- en Nijkerkersluis. Let op het verlengde zomerpeil (sinds 1992) en de verhoging van het zomerpeil in het Wolderwijd/Nulder nauw.



3.1.2 Wind, stroming en scheefstand

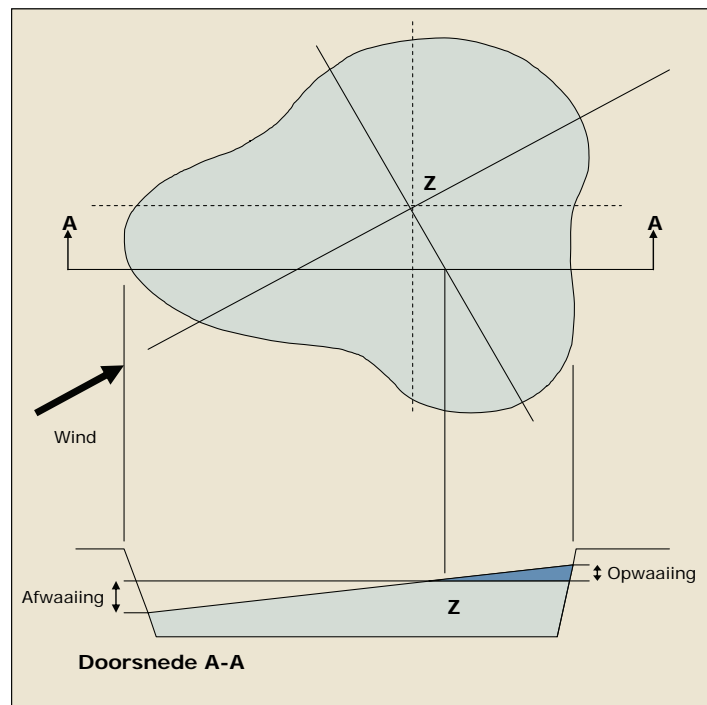
Stromingspatroon in relatie met windrichting

Het stromingspatroon in het Markermeer wordt voornamelijk door de wind gedomineerd. Als de wind over het meer blaast zorgt dit voor wrijving met het water. Het water aan het oppervlak en vlak daaronder stroomt hierdoor met de wind mee.

Het water wordt opgestuwd tegen de oever aan de overzijde van het meer. De waterstand wordt aan die kant van het meer hoger; dit heet opwaaiing. Doordat het Markermeer kan worden beschouwd als een gesloten systeem (er stroomt slechts weinig water in en uit), vindt een waterstandsval plaats aan de luwte zijde van het meer; dit heet afwaaiing. Door opwaaiing aan de ene kant en afwaaiing aan de andere kant ontstaat een scheefstand van de waterspiegel over het meer (figuur 3.1.13).

Figuur 3.1.13

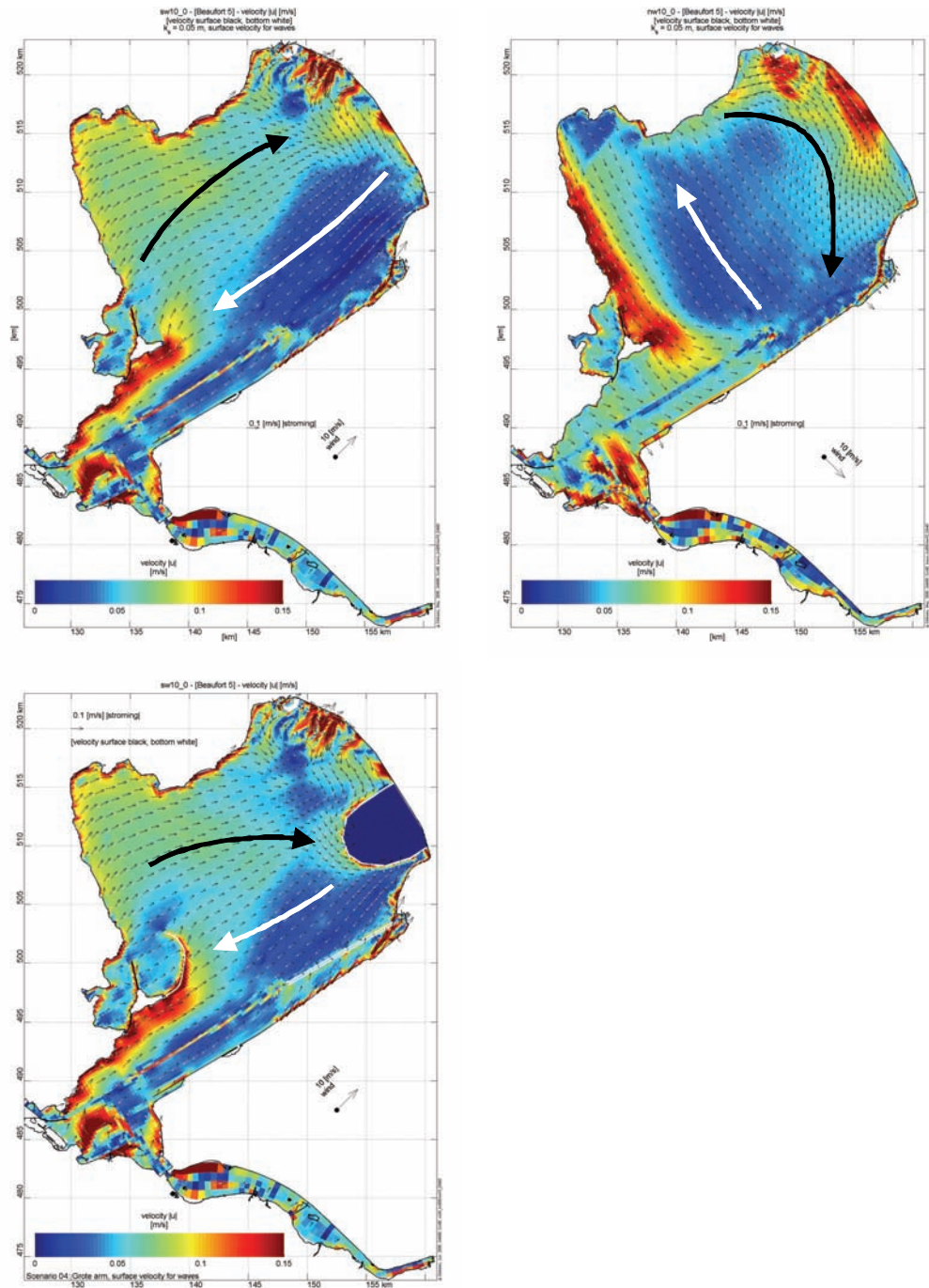
Schematisch overzicht van opwaaiing en afwaaiing in een gesloten meer. Z = zwaartepunt.



Door deze wind geïnduceerde scheefstand ontstaat een stroming aan de bodem van het Markermeer, tegen de windrichting in. Omdat er in het Markermeer diepere en ondiepere delen bestaan, is deze stroming niet overal even sterk. In de diepere delen van het meer is de stroming voornamelijk sterk aan de bodem en tegengesteld aan de windrichting. In de ondiepere delen is dit andersom: stroming aan het wateroppervlak en met de wind mee.

Figuur 3.1.14

Stroomsnelheid en richting bij een constante zuidwestenwind (10 m/s, linksboven), constante noordwesten wind (10 m/s, rechtsboven) en bij een constante zuidwesten wind, na aanleg van een dam bij Marken en een moeras aan de Houtribdijk (onder). Zwarte pijl is stroming aan het water oppervlak en witte pijl aan de bodem.



In figuur 3.1.14 zijn de resultaten van een modelstudie weergegeven, waarin dit patroon bij zuidwesten wind duidelijk te zien is (linksboven). Strooming aan het wateroppervlak (zwarte pijlen) is aan de noordkant van het meer (het ondiepe deel) met de wind mee. Strooming aan de bodem (witte pijlen) is aan de zuidkant van het meer (dieper deel) en tegen de wind in. Hierdoor ontstaat een driedimensionaal circulatiepatroon in het meer. Ook bij andere windrichtingen ontstaat een soortgelijk circulatiepatroon. In figuur 3.1.14 rechtsboven is de situatie voor noordwesten wind weergegeven.

De aanleg van nieuwe constructies in het Markermeer, zoals luwtedammen, eilanden of een moeras zullen dit circulatiepatroon beïnvloeden.

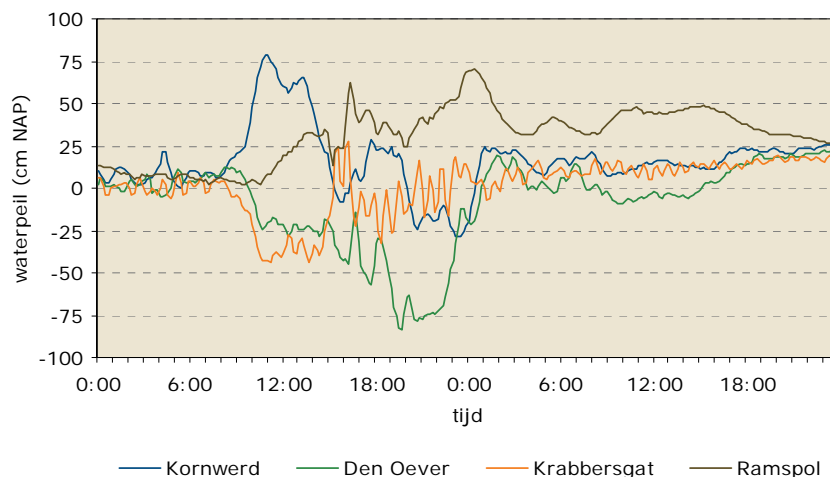
In verschillende modelstudies zijn de effecten van dit soort constructies op stromingspatronen onderzocht. In figuur 3.1.14 onder zijn de resultaten weergegeven voor een zuidwesten wind na aanleg van een luwtedam bij Marken en een moeras aan de Houtribdijk. De dam en het moeras zorgen ervoor dat het circulatiepatroon zich concentreert in het midden van het meer. Ook de stroomsnelheden worden lokaal hoger.

Scheefstand

Onder invloed van de wind kan binnen de meren opstuwing plaatsvinden en gaat het wateroppervlak scheef staan. Het verschil in waterstand tussen de uiteinden van het IJsselmeer in de windrichting kan oplopen tot meer dan een meter bij zware storm, en door veranderingen van windkracht en -richting kunnen lokale peilfluctuaties in dezelfde orde van grootte optreden (figuur 3.1.15).

Figuur 3.1.15

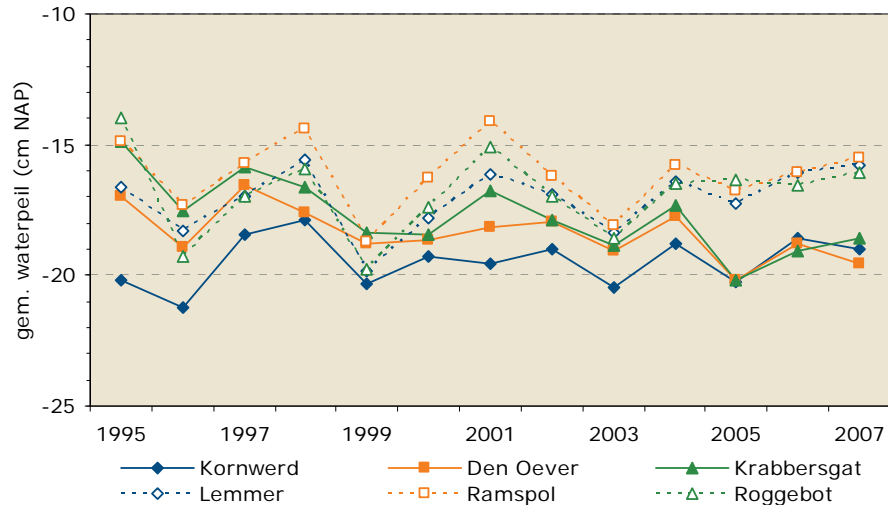
Maximale scheefstand bij zware storm (windkracht 10) op 18 januari 2007, de zwaarste storm in vijf jaar. De wind kwam aanvankelijk uit het zuidwesten en draaide in de loop van de middag naar het westen, en er werden windstoten tot 130 m/s gemeten. De scheefstand liep op tot meer dan een meter verschil tussende meetpunten, lokale fluctuaties tot een meter binnen een dag (Kornwerderzand).



Door de overheersende zuidwesten wind is de waterstand ook gemiddeld gesproken niet op alle meetstations even hoog. In de zomer is mogelijk de nabijheid van aanvoer- of spui punten belangrijker. Zo is de waterstand bij Kornwerderzand in de zomer gemiddeld vaak een paar cm lager dan elders (figuur 3.1.16).

Figuur 3.1.16

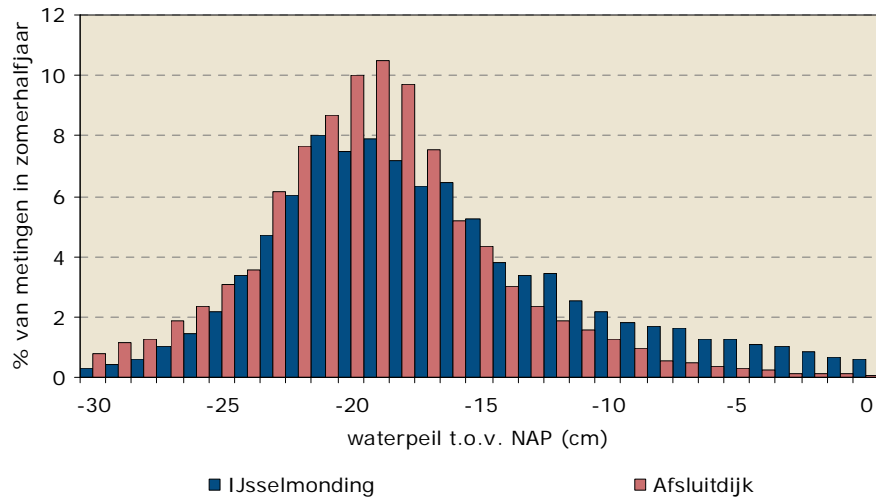
Verloop van de gemiddelde waterstand in de zomer (16 april t/m 15 sept) op enkele meetpunten in het IJsselmeer.



In feite ligt de meest frequent voorkomende waterstand bij alle meetstations rond het zomerstreefpeil van -20 cm NAP, maar bij Lemmer en in de IJsselmonding komen hogere waterstanden frequenter voor dan in het westen (figuur 3.1.17); zo komt 15 cm verhoging hier in de zomer tien keer vaker voor dan bij Den Oever of Krabbersgat.

Figuur 3.1.17

Verdeling van waterstanden in de zomer op verschillende meetpunten in het IJsselmeer. Afsluitdijk: Den Oever en Kornwerderzand. IJsselmonding: Ramspol en Roggebot.



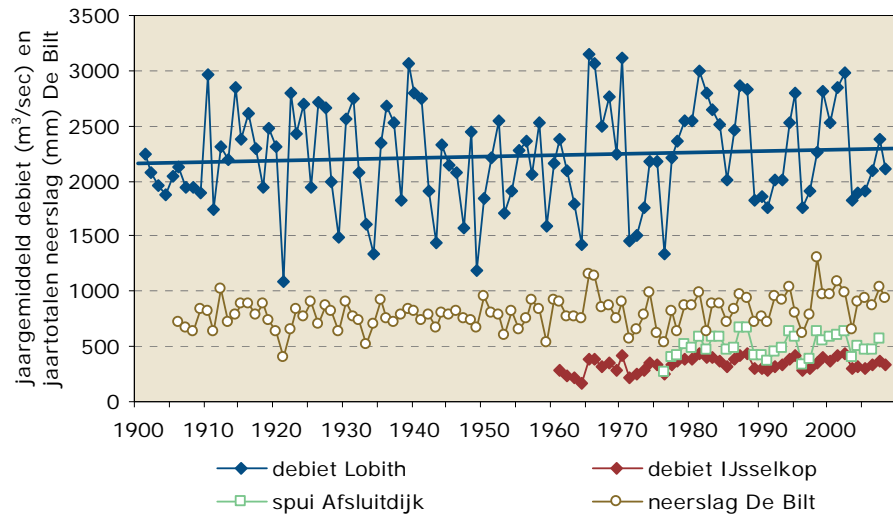
Door toename van de hoeveelheid zuidwestenwind in de winter kan de verdeling tussen de spui mogelijkheden in Den Oever en Kornwerderzand in de richting van de laatste locatie zijn verschoven. Dit is echter niet terug te vinden in de verdeling van de totale hoeveelheid gespuid water sinds 1975, de percentages in Kornwerd waren na 1988 lager dan daarvoor, zonder duidelijke trend (Kornwerd 43 naar 41% in winter, 38 naar 35% in zomer). Gemiddeld gesproken is er ook niet meer dan een centimeter gemiddeld peilverschil tussen de twee stations.

3.1.3 Klimaatverandering, peil en spui

Door klimaatverandering verandert ook de waterbalans in het IJsselmeergebied. Enerzijds door een veranderende aanvoer, anderzijds door zeespiegelstijging, waardoor de afvoermogelijkheden veranderen. Daarnaast kan door veranderingen in de windrichting of in stromingspatronen een verschuiving in de verhouding van spuimogelijkheden tussen Den Oever en Kornwerderzand optreden.

Figuur 3.1.18

Verloop van de jaarlijkse hoeveelheid neerslag in De Bilt en de jaarlijkse debieten van de IJssel bij Westervoort, van de Rijn bij Lobith en van de spuisluizen van Kornwerderzand en Den Oever.



Veranderende aanvoer

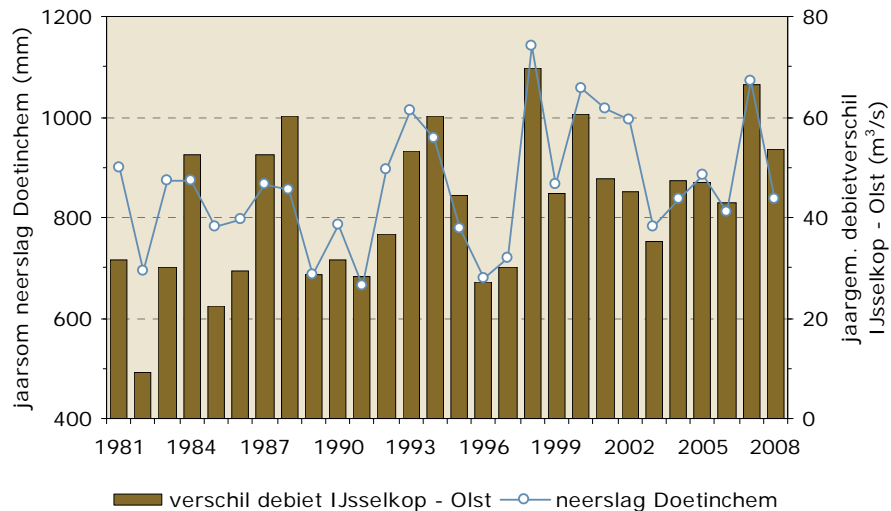
De voorspellingen van de KNMI over de veranderingen in de afvoer van de Rijn komen neer op drogere zomers en nattere winters. Het gemiddelde zomerminimum in de Rijnaflow van ca. 1600 m³/sec zou in 2050 kunnen zijn gedaald tot 1300-1600 m³/sec, afhankelijk van het scenario. De winterpiek van gemiddeld 2800 m³/sec zou stijgen tot 3000-3400 m³/sec. In het seizoenspatroon van de afvoer van de Rijn is van een dergelijk patroon nog niet zo veel te zien (de Wit et al. 2007). Bij de jaargemiddelde debieten bij Lobith is sprake van een licht positieve tendens (figuur 3.1.18).

Daarnaast is de hoeveelheid neerslag in Nederland toegenomen. Het patroon van jaar op jaar in de hoeveelheid neerslag hangt sterk samen met dat van de rivierafvoer en de hoeveelheid gespuid water bij de Afsluitdijk. Op meetlocaties in de Gelderse Vallei, de Veluwe en de Achterhoek, die via o.a. de Oude IJssel en de Eem afwateren op het IJsselmeergebied, is op grond van de lineaire trend in de jaartotalen van de neerslag sprake van een toename van 10-20% tussen 1951 en 2007, waarbij de waarden vooral vanaf 1992 relatief hoog zijn. Toppers zijn Aalten en Doetinchem, met resp. 21 en 22% toename sinds 1950. Interessant is een sterk verband tussen de jaarsommen van neerslag in de regio en het verschil tussen de debieten van de IJssel bij Westervoort en bij Olst (figuur 3.1.19). Dit verschil, dus de aanvoer van water naar de IJssel vanuit de regio, is sinds 1981 duidelijk toegenomen van 7 naar 13% in 2005. Bij een gelijkblijvende Rijnaflow en een constante waterverdeling tussen Waal, Nederrijn en IJssel (al sinds 1771 2/3, 2/9 en 1/9) zou hierdoor dus de IJsselafvoer iets moeten zijn toegenomen, evenals bijvoorbeeld de afvoer van de Eem (en de Overijsselse Vecht/Zwarte

Water). Dit zou vervolgens moeten zijn terug te vinden in de hoeveelheid gespuid water door de Afsluitdijk. Daar is de hoeveelheid gespuid water sinds 1977 inderdaad met 5% toegenomen. De fluctuaties rond deze trends zijn echter groot en bij de hoeveelheid gespuid water is de range van de jaardebieten niet echt veranderd.

Figuur 3.1.19

Jaargemiddelde verschil in debiet tussen de IJssel bij Westervoort (IJsselkop) en bij Olst, vergeleken met het verloop van de jaartotalen van de neerslag bij Doetinchem.



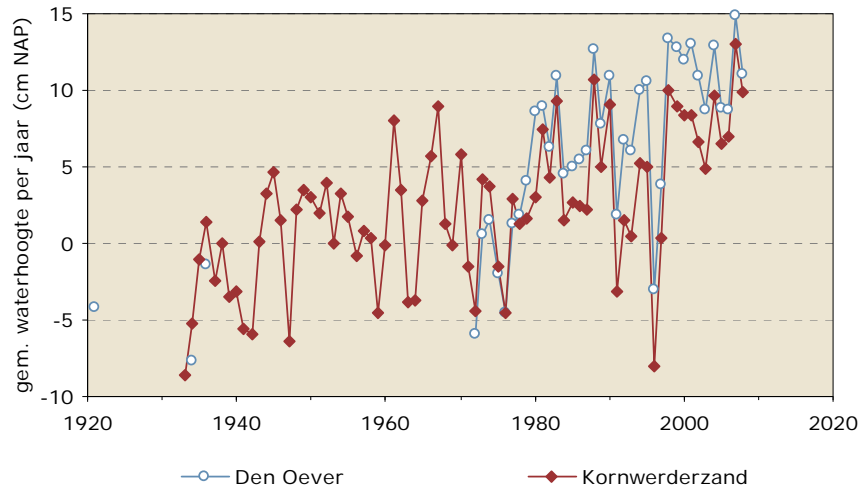
Zeespiegelstijging

De hoogte van de zeespiegel ten opzichte van het land is altijd onderhevig geweest aan veranderingen, die tot uiting komen in de transgressies en eventuele regressies die al in hoofdstuk 2.1 beschreven werden. De bodem daalt in het westen van Nederland sinds de laatste ijstijd als gevolg van postglaciale daling en inklinking. Postglaciale daling in Nederland is gekoppeld aan stijging van de bodem in Scandinavië sinds het verdwijnen van de landijsmassa van de laatste ijstijd. Inklinking is het gevolg van landgebruik, via bijvoorbeeld ontwatering en bodembelasting, maar ook gaswinning. De zeespiegel stijgt als gevolg van het smelten van de ijskappen en recent vooral door uitzetting van het water door toename van de temperatuur. De resultante is een relatieve zeespiegelstijging die rond 1850 in snelheid is toegenomen (figuur 3.1.20). Internationaal gezien is de zeespiegel in de 20^e eeuw ongeveer 18 cm gestegen, in Nederland wordt gesproken van ca. 20 cm (KNMI). De voorspellingen zijn dat deze snelheid minimaal gehandhaafd wordt in de 21 eeuw en waarschijnlijk wordt versneld (internationale IPCC scenario's uit 2006 18-59 cm; Deltacommissie mbv recentere studie door IPCC-deskundigen 55-120 cm, plus 10 cm bodemdaling). Sinds de afsluiting van de Zuiderzee in 1932 steeg de gemiddelde waterstand buiten de spuisluizen met ongeveer 15 cm. Aanvankelijk ging de stijging bij Den Oever en Kornwerderzand ongeveer gelijk op, waarbij de gemiddelde waterstand bij Den Oever iets lager was. Eind jaren zeventig steeg het water echter bij Den Oever relatief sterk, en sindsdien is het water hier gemiddeld hoger dan bij Kornwerderzand. Midden jaren negentig bedroeg het verschil ca. 5 cm, maar daarna daalde het weer tot 2 cm in 2005-07. De verschillen tussen deze twee stations ontstaan mogelijk onder invloed van wijzigingen in de morfologie van de zeegaten tussen de eilanden of door grootschaliger veranderingen in

stromingspatronen, bijvoorbeeld in verband met toename van spui via het Noordzeekanaal na aanleg van de Houtribdijk en later de Deltawerken. Hoe dan ook lijkt Den Oever, met 60% van de spuicapaciteit, tegenwoordig gevoeliger voor zeespiegelstijging dan Kornwerderzand.

Figuur 3.1.20

Verloop van de jaargemiddelde waterstanden in de Waddenzee langs de Afsluitdijk, 1921-2007.



Het overtollige water in het IJsselmeer wordt onder vrij verval op de Waddenzee gespuid. In 1932 is het waterpeil in het nieuwe IJsselmeer gefixeerd op -13 cm NAP. Dat was ongeveer het "halftij", dat voor die tijd in de Zuiderzee gold, dat wil zeggen het midden tussen gemiddeld hoog en gemiddeld laag water. In principe kon dus gedurende het grootste deel van de laagwaterperiode worden gespuid. In 1941 werden de huidige zomer- en winterstreefpeilen van -20 en -40 cm NAP ingesteld. De potentiële spuiperioden werden daardoor verkort. Sindsdien zijn de streefwaarden niet meer veranderd, zodat door de zeespiegelstijging de periode dat bij laag water kan worden gespuid, geleidelijk nog korter is geworden (figuur 3.1.21). Door de zeespiegelstijging kan op grond van de huidige stijgsnelheid rond 2050 bij het nu gehanteerde streefpeil nauwelijks meer worden gespuid (Deltacommissie gaat uit van max 40 cm stijging op grond van KNMI 2006 scenario's) en dat is voor de regering reden geweest om voor te stellen extra spuicapaciteit te creëren om de huidige streefpeilen nog tot 2050 te kunnen vasthouden, en om op termijn het streefpeil van het IJsselmeer te verhogen (Commissie Veerman). De Afsluitdijk, die na 75 jaar niet meer voldoet aan de veiligheidsnormen, moet worden versterkt.

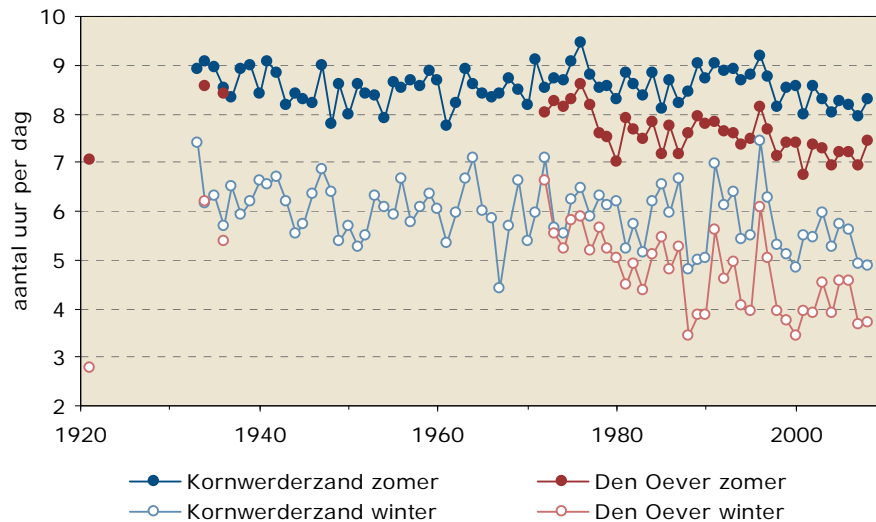
Resonantie

Dat nu nog onder vrij verval kan worden gespuid, is eigenlijk te danken aan een "bijwerking" van de aanleg van de Afsluitdijk. Door de veranderingen in de dimensies van het waterlichaam ten opzichte van de lengte van de getijgolf (zie intermezzo), veranderde de mate van resonantie (effecten van terugkaatsing van de getijstroom vanuit het Marsdiep op de Friese kust), waardoor het tijverschil groter werd. Het oorspronkelijke plan van Lely uit 1892 is mede op grond van berekeningen van Lorenz aangepast om te voorkomen dat het hoog water niveau te veel zou stijgen, en de Afsluitdijk werd daarom uiteindelijk noordelijker aangelegd. De toename van de amplitude die overbleef, bij Den Oever toch nog

bijna een factor twee, was beheersbaar, te meer daar die toename veel meer werd veroorzaakt door verlaging van het laag water niveau dan door verhoging van hoog water. Vooral in het westen was de toename van de amplitude sterk, niet alleen bij de Afsluitdijk, maar ook bijvoorbeeld bij Texel (Oudeschild).

Figuur 3.1.21

Aantal spui-uren per dag:
Gemiddeld aantal uren per dag in zomer (april-september) en winter dat het water in de Waddenzee bij Kornwerderzand en Den Oever lager is dan 10 cm beneden zomer- en winterstreefpeil in het IJsselmeer (resp. -20 en -40 cm NAP).



Het gemiddelde niveau van hoog water steeg bij Den Oever met ongeveer 25 cm, het niveau van laag water daalde ca. 40 cm en kwam bij Den Oever uit op ongeveer een meter beneden NAP (figuur 3.1.22). Het halftij werd dus ongeveer 7,5 cm lager. Toen in 1941 het streefpeil in de zomer werd verlaagd van -13 naar -20 cm NAP, was de nieuwe waarde ongeveer het nieuwe halftij. De mogelijkheden om te spuien waren ondanks die wijziging nog zeer ruim en het streefpeil in de winter werd vanaf dat zelfde jaar verlaagd tot -40 cm NAP. Deze streefwaarden worden tot op de dag van vandaag gehanteerd. Door de relatieve zeespiegelstijging zijn de spui mogelijkheden echter verminderd, te meer daar, om zoutindringing te voorkomen, slechts wordt gespuid tot 10 cm peilverschil tussen Waddenzee en IJsselmeer. Variaties in de getijritmiek in ruimte en tijd gaan door de zeespiegelstijging zwaarder tellen.

In Harlingen (Kornwerderzand) waren de veranderingen in het tijverschil in 1932 geringer. Het laag water niveau werd ongeveer het zelfde als bij Den Oever, maar het hoog water niveau lag zo'n 20 cm hoger, zodat ook het gemiddelde peil hoger was. Hoewel dit werd gecompenseerd doordat de periode van laagwater hier langer was (door asymmetrie van de getijdegolf, zie intermezzo) kwam in Den Oever met 15 spui kokers meer spui capaciteit dan bij Kornwerderzand, waar 10 kokers kwamen.

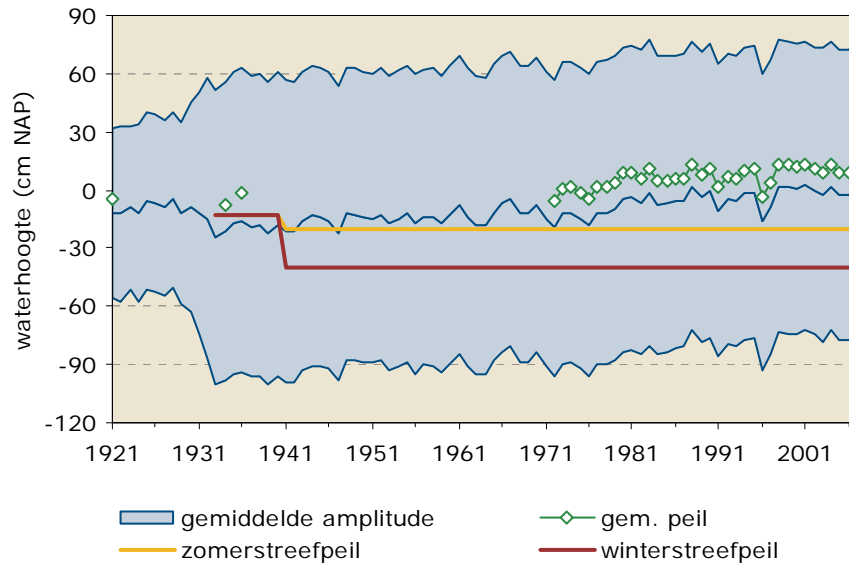
Gemiddeld is het percentage van de tijd dat het buitenpeil lager is dan -20 cm NAP sinds de afsluiting gedaald van circa 40% tot ca. 35%. In de praktijk is die tijd nog wat korter, omdat wordt gespuid tot 10 cm verschil tussen het peil aan weerskanten. Het winterstreefpeil van -40 cm NAP is door gebrek aan niveauverschil vaak niet te handhaven. Als in de Waddenzee sprake is van opstuwning, ligt soms het niveau van laag water zelfs boven het IJsselmeerpeil, zodat helemaal niet gespuid kan worden (zie intermezzo)

Aangezien het gemiddelde laag waterniveau bij Den Oever vóór de afsluiting rond de -55 cm lag, terwijl de zeespiegel sindsdien met bijna 15 cm is gestegen, kan worden gesteld dat bij het huidige winterstreefpeil van -40 cm NAP alleen nog

onder vrij verval kan worden gespuid dankzij de hiervoor beschreven vergroting van de amplitude van het getij in de westelijke Waddenzee (figuur 3.1.22). Omdat het peil van de Waddenzee een seizoensverloop vertoont met relatief lage waarden in maart-mei en hoge in het najaar, is vooral in oktober en november het streefpeil moeilijk te realiseren.

Figuur 3.1.22

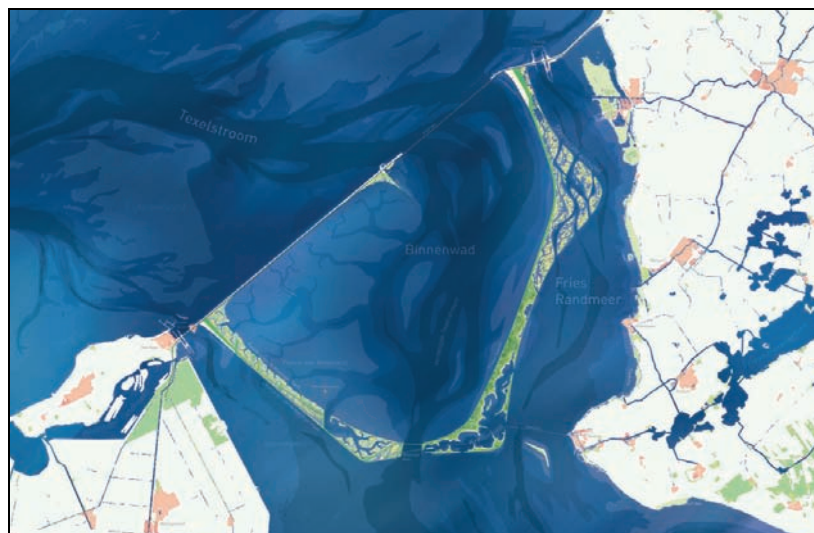
Jaargemiddelde waterstanden van hoog en laag water, "halftij" (midden tussen gemiddeld hoog en laag water) en de gemiddelde waterstand op meetstation Den Oever Buiten (Waddenzee zijde Stevinsluis), en het zomer- en winter(streef)peil van Den Oever Binnen. De gemiddelde waterstand ligt hoger dan het halftij, als gevolg van asymmetrie van de getijgolf (zie intermezzo). Duidelijk is de toename van het tijverschil rond de aanleg van de Afsluitdijk (1927-1932), in het bijzonder de sterke daling van het laag water niveau bij Den Oever.



In de planvorming rond de vernieuwing van de dijk en het plan Veerman is ook voorgesteld om het resonantie-effect weer te vergroten, zodat met een geringere peilstijging in het IJsselmeer kan worden volstaan ("De Resonator", landschapsarchitect Derk van der Velden; figuur 3.1.23).

Figuur 3.1.23

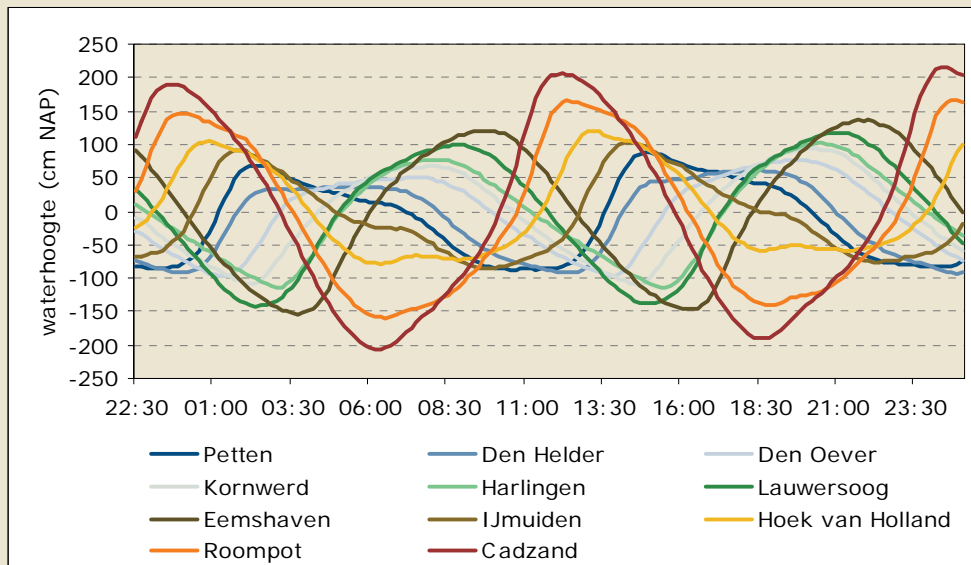
De "Resonator" van Derk van der Velden.



INTERMEZZO: Zeespiegel, getij en spui mogelijkheden

Vorm van de getijdegolf

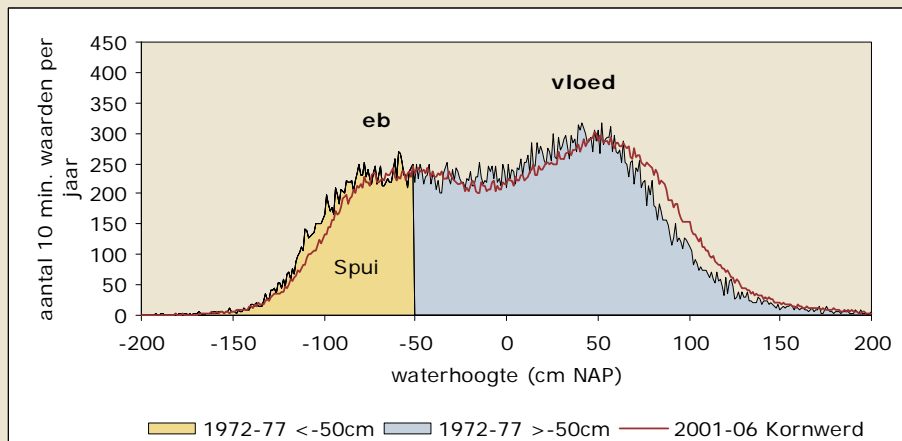
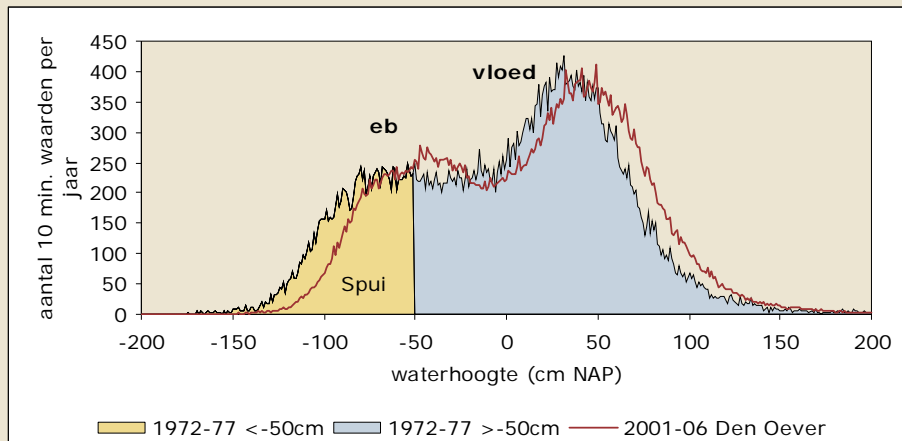
Het getij ontstaat door interactie tussen aarde, maan en zon. Eb en vloed vormen samen een golfbeweging die met een zekere snelheid door de oceaan reist. De route die de getijdegolven als gevolg van de draaiing van de aarde volgen, wordt beïnvloed door de ligging van de continenten. Alleen bij de zuidpool kan de golf onbelemmerd de wereld rond als de aarde voor de maan langs draait. Van daar uit buigt hij onder meer de Atlantische Oceaan in, en hij bereikt na een dag of twee vanuit het zuiden de Noordzee via het Kanaal, maar vooral ook om Schotland heen vanuit het noorden. De laatstgenoemde golf daalt langs de Engelse kust weer af naar het zuiden en draait vervolgens terug langs de Nederlandse kust. Een deel van de golf dringt via het Marsdiep de Waddenzee binnen en stroomt dan in ongeveer 4,5 uur naar Delfzijl. Den Oever wordt na ruim een uur gepasseerd, Kornwerderzand na twee uur. Door interactie tussen de verschillende stromingen en door ondiepten en de vorm van de kusten ontstaan variaties in de vorm en amplitude van de getijdegolf. Zo ook in de Waddenzee.



Figuur 1 Vorm en verloop van de getijgolven van 30 juni 2000 door de Waddenzee

Tijdens deze reis veranderen zowel de vorm van de golf als de amplitude. Bij Den Helder is het tijverschil met ongeveer 1,30 meter het kleinst (figuur 1). De vloedgolf heeft er een "dubbele kop", die bij Den Oever ook nog zichtbaar is. Verder naar het oosten wordt dit effect kleiner en wordt het tijverschil groter, tot bijna 3 meter bij Delfzijl. De amplitude van de getijdegolf kan veranderen door resonantie, als de golf terugkaatst op de kust. Als de afstand tussen het startpunt (Marsdiep) en de (Friese) kust een kwart of driekwart van de golflengte beslaat, verdubbelt in theorie het verschil tussen eb en vloed, als de afstand gelijk is aan de golflengte of aan de helft daarvan, vindt maximale uitdoving plaats en verdwijnt het getij. Ook kan wellicht opstuwung plaatsvinden door versmalling van de Waddenzee naar het oosten.

Door de dubbele kop is het bij Den Oever langer vloed dan eb (figuur 2) en de gemiddelde waterstand is hoger dan het "halftij" (midden tussen eb en vloed: zie figuur 3.1.23). Vanaf eind jaren zeventig is de golfvorm bij Den Oever veranderd, wellicht in relatie tot veranderingen in stromingen langs de kust (morfologie van zeegaten, veranderingen in spui in IJmuiden, Deltawerken). Eén van de veranderingen was het ontstaan van een "agger" bij Den Oever rond 1985, een vertraging in afgaand water waardoor de laagwaterperiode verder is verkort. De gemiddelde waterstand steeg rond 1980 versneld, waardoor die hoger werd dan bij Kornwerderzand. Hier kan dus tegenwoordig onder een groter verval worden gespuid dan bij Den Oever, en door de evenwichtiger verdeling van eb en vloed ook gemiddeld ruim een uur langer. Gemiddeld over het jaar 2000 was hier het water in de Waddenzee bijvoorbeeld 32% van de tijd lager dan -30 cm NAP (zomerpeil - 10 cm peilverschil) en 28% lager dan -50 cm (winterpeil); bij Den Oever was dat resp. 24 en 18%, slechts een uur of vijf per dag. Aangezien de aanvoer van water vanuit de IJssel en de binnendijkse gebieden 's winter bovendien veel groter is dan 's zomers, wordt het winterstreefpeil meestal niet gehaald.

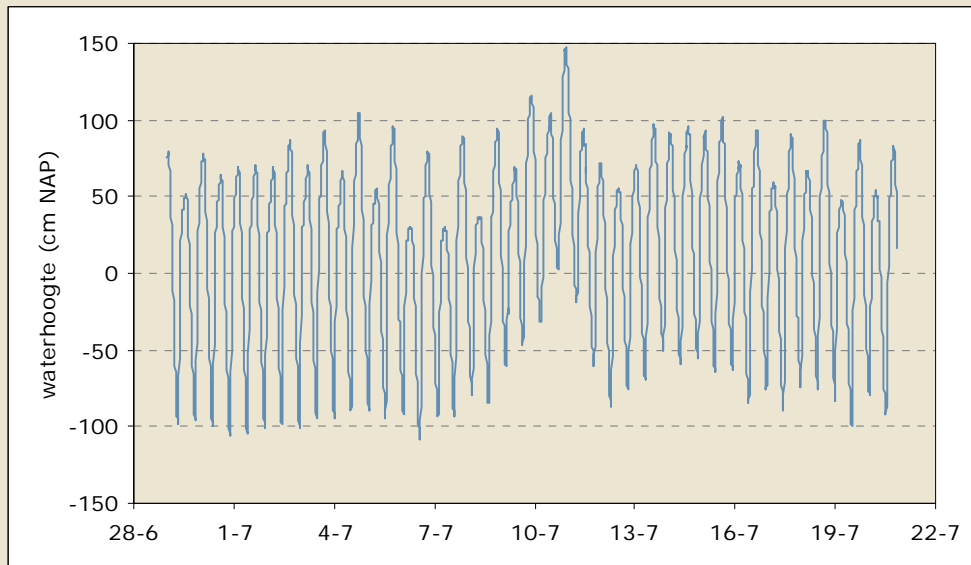


Figuur 2 Waterhoogtes in de Waddenzee bij Den Oever en Kornwerderzand in 1972-77 en in 2001-06. De twee pieken vertegenwoordigen de gemiddelde eb- en vloedniveau's. Door de "dubbele kop" waarmee de vloedgolf door het Marsdiep binnenkomt, duurt vloed in de hele Waddenzee langer (hogere piek) dan eb, maar vooral in het westen. Sinds de jaren zeventig is de gemiddelde waterstand bij Den Oever sterker gestegen dan bij Kornwerderzand. Bij Den Oever ontstond omstreeks 1985 bovendien een "agger", een vertraging in de snelheid waarmee het water afgaat. Omdat deze hoger ligt dan 10 cm onder het winterstreefpeil, is dit niet van voordeel geweest voor de spui mogelijkheden.

Het gemiddelde laag water niveau is door de zeespiegelstijging inmiddels gestegen tot ongeveer –75 cm NAP, zodat spuien onder vrij verval gemiddeld gesproken bij beide streefpeilen mogelijk is. Variaties over langere perioden zorgen er soms echter voor dat gedurende één of meer tijen helemaal niet kan worden gespuid (figuur 3).

Variaties in de tijd

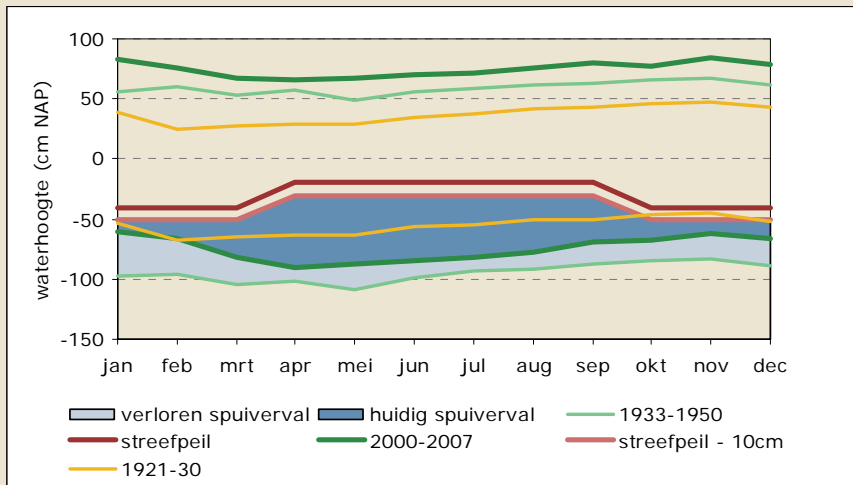
Terwijl het gemiddelde laag water niveau met ca. –75 cm NAP nog ruim onder de streefpeilen ligt, wordt het spuien in de praktijk af en toe bemoeilijkt door bepaalde karakteristieken van het getij. Eén van die karakteristieken is de zogenaamde dagelijkse ongelijkheid. Door de scheefstand van de aarde ten opzichte van het vlak van de maan en de zon is er een systematisch, maar verlopend verschil in de hoogte van de twee tijen op een dag. Daardoor kan per dag op het ene tij beter worden gespuid dan op het andere. Daarnaast varieert door invloed van de aantrekkingskracht van de zon op het maangetij de hoogte van het tij met een periode van twee weken. Rond dood tij is het tijverschil het kleinst en kan dus moeilijker worden gespuid. Beide effecten zijn echter bij Den Oever het sterkst bij vloed (figuur 3).



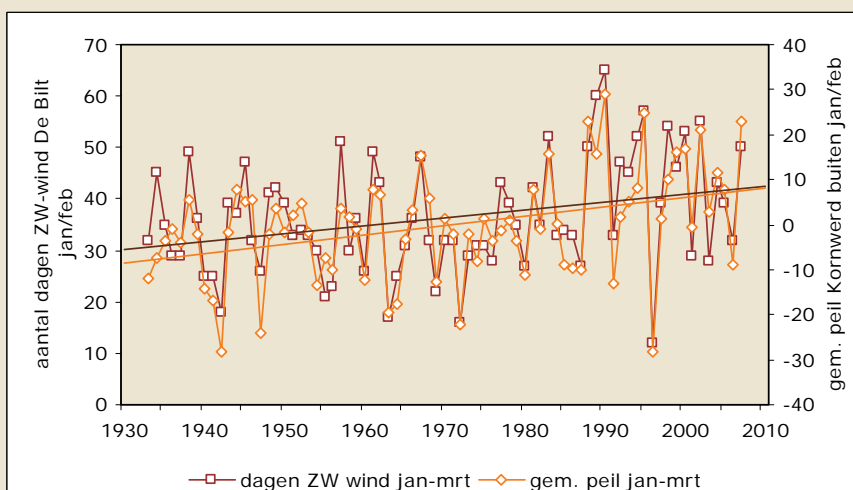
Figuur 3 Verloop van de waterstand in juli 2000, Den Oever, met voorbeelden van dagelijkse ongelijkheid (vooral bij vloed), springtij en opstuwung door wind. Rond 11 juli kan niet worden gespuid door relatief harde wind uit het noordwesten.

Wel is er bij Den Oever een uitgesproken seizoensverloop in de hoogte van het getij. In de maanden april en mei zijn de waterstanden het laagst, in oktober tot februari het hoogst (figuur 4). Omdat in de laatstgenoemde maanden het winterstreefpeil geldt, terwijl de aanvoer vanuit de rivier hoog is, is handhaving van het peil dan het moeilijkst. Daarbij is bij Den Oever in de Waddenzee het peil in de winter sterker gestegen dan in de zomer. Dit gaat min of meer samen met de eerder genoemde verandering in de getijgolf in de jaren tachtig (ontstaan agger, figuur 2). Terwijl deze vormverandering beperkt lijkt tot Den Oever, zijn het seizoensverloop in het Waddenzee-peil en de relatief sterke stijging in januari-maart ook zichtbaar bij Kornwerderzand.

Verschillen in de hoogte van het gemiddelde peil in de Waddenzee hebben te maken met de wind. Zo komen perioden waarin het laag water niveau hoger is dan het streefpeil in het IJsselmeer vooral voor als het water in de Waddenzee door harde wind wordt opgestuwd. Het gemiddelde peil per jaar in de Waddenzee in januari-maart volgt nauwkeurig het aantal dagen met zuidwestenwind in die periode, inclusief een extra toename rond 1988 (figuur 5). Door deze versterkte toename is er nu in de winter gemiddeld nog maar zo'n 15 cm verval over als het winterstreefpeil gehandhaafd zou moeten worden, uitgaande van spui tot 10 cm verschil tussen IJsselmeer en Waddenzee (figuur 4). Dat dergelijke veranderingen deels in korte tijd zijn ontstaan betekent echter ook dat voor toekomstvoorspellingen beter niet van lineaire veranderingen kan worden uitgegaan. Voor peilsteging door toegenomen opstuwung als gevolg van wind moet eenvoudig gecorrigeerd kunnen worden.



Figuur 4 Seizoensverloop van de hoogte van gemiddeld hoog en laag water bij Den Oever. Rood jaren twintig, blauw de vier daarop volgende decennia.



Figuur 5 Het gemiddelde peil per jaar in de periode januari – maart en het aantal dagen met zuidwestenwind in die periode.

3.2 De bodem: reliëf en sediment

Met bijdragen van Marjolijn Haasnoot, Carlijn Bak en Thijs van Kessel (Deltares)

3.2.1 Het ontstaan van de sedimentverdeling

Gezien vanuit de IJsselmonding bestond de Zuiderzee uit twee grotendeels gescheiden delen; de geul die het water vanuit de rivier naar de Waddenzee voerde en de zuidelijke kom. Ze waren gescheiden door het schiereiland van West-Friesland, dat zich onder water voortzette in het Enkhuizerzand en ten slotte in een lange richel die van daar uit ver naar het zuidoosten liep; de "Houtrib". Het grootste deel van het IJsselwater stroomde tussen deze tong en het eiland Urk naar het noorden door de "Val van Urk", en soms kon het daar flink spoken. Nu nog is dat het diepste punt van het IJsselmeer, hoewel de diepte na de afsluiting is afgenomen van een meter of negen tot ca. 5,5 meter. Na de landengte tussen Stavoren en Enkhuizen splitste deze geul zich in een oostelijke en een westelijke tak (Vriesche Vlaak en Wieringer Vlaak/Vlieter), met daar tussen een uitgestrekte ondiepte, het Breezand. In dit noordelijke gedeelte van de Zuiderzee bestond door de combinatie van rivierafvoer en getij de meeste dynamiek, en daardoor ook het meest uitgesproken bodemreliëf.

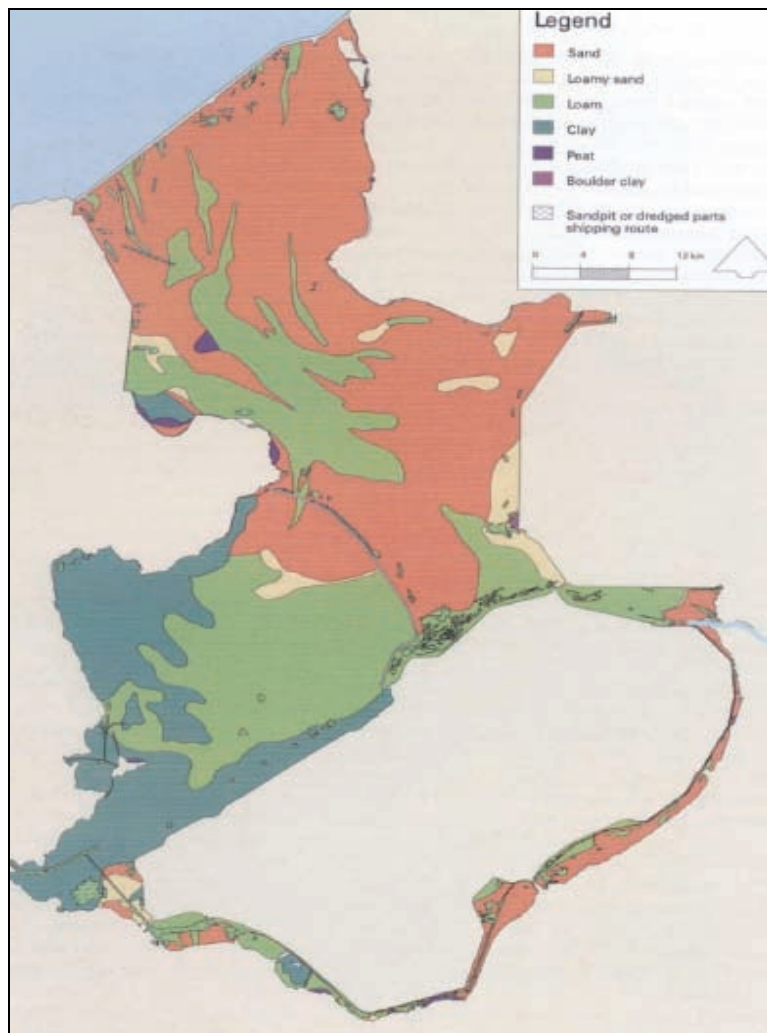
Figuur 3.2.1

Kaart van de Zuiderzee omstreeks 1700, Van Keulen.



Een kleiner deel van het IJsselwater stroomde vanuit de IJsselmond gezien naar links, en gezien de vorm van de ondiepten zal het daar vooral met de klok mee hebben gecirculeerd in de kom ten zuiden van het Enkhuizerzand. Onder invloed van de overheersende zuidwestenwind is dat in het huidige Markermeer gemiddeld ook nog zo. De dynamiek was hier beperkt zodat ook het reliëf beperkt was en zich hier fijn sediment afzette, terwijl de bodem in het noorden rond de rivier- en getijdegeulen veel zandiger was. Figuur 3.2.2 laat zien dat de huidige verdeling van de sedimenttypen dat in grote lijnen weerspiegelt; voornamelijk zand in het IJsselmeer en in het noorden van het Markermeer (Enkhuizerzand), leem (korrelgrootte $<50\mu\text{m}$, fijn materiaal bestaande uit klei, silt en fijn zand) en klei ($<2\mu\text{m}$) in het Markermeer. Langs de zuidoostkust van de Zuiderzee, op de bodem van de huidige randmeren, komt weer zand voor. Dit is vaak pleistoceen zand dat door de lokale beken is aangesneden en in de Zuiderzee gespoeld, waarna het opnieuw op de kusten is afgezet. Het enige bodemreliëf dat op oudere kaarten ten zuiden van Enkhuizerzand en Houtrib wordt aangegeven is de Harderwijker Bank, een ondiepte die voor de kust van Harderwijk lag. Deze is op de hoogtekartaat van Nederland echter niet meer terug te vinden.

Figuur 3.2.2
Sedimentverdeling (toplaag)
in het huidige
IJsselmeergebied (Royal
Haskoning, 2006).

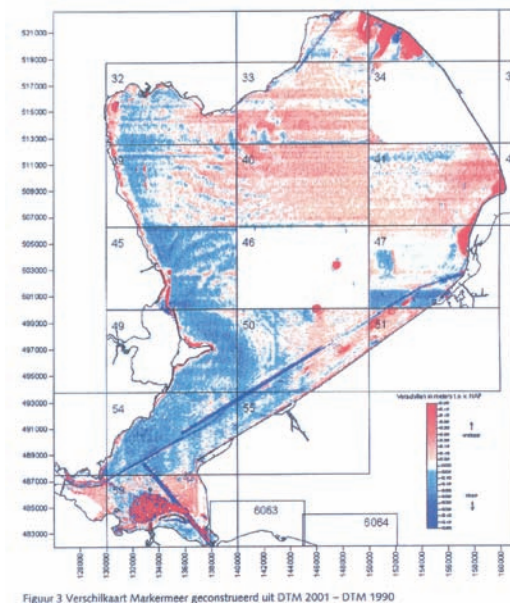


De latere inrichting van het gebied is natuurlijk beïnvloed door de oude sediment- en diepteverdeling. Niet voor niets waren in het zuiden de meeste en grootste IJsselmeerpolders (incl. een Markerwaard) gepland, want dit waren de potentieel goede landbouwgronden met weinig reliëf. Bij de aanleg van de dijk Lelystad – Enkhuizen is natuurlijk gebruik gemaakt van de bestaande ondiepten van het Enkhuizerzand en de Houtrib (Houtribdijk!).

Na de voltooiing van de Afsluitdijk, en later de Houtribdijk en de polders, veranderde de dynamiek en de sedimentverdeling begon zich aan te passen aan de nieuwe inrichting. In het nieuwe IJsselmeer trad oeverafslag enerzijds en geulopvulling anderzijds op. Door het constante zomer- en winterpeil troffen golven steeds dezelfde plekken, waardoor afkalving van oevers plaatsvond. In ondiepe delen woelden golven de bodem los, waardoor ook daar meer erosie dan sedimentatie optrad. Het geërodeerde materiaal, maar ook het nieuw door de rivieren aangevoerde materiaal sedimenteerde vervolgens in de diepe delen (geulen) van het meer. In figuur 3.2.2 zijn de voormalige geulen daardoor te herkennen als banen van slib (leem) in een omgeving van zandbodems. Ook dwars door het Enkhuizerzand is zo'n opgeslibde geul zichtbaar. Het Enkhuizerzand werd vroeger doorsneden door meerdere vaargeulen (Hoornsche Gat, Pottengat), maar die moesten voortdurend worden uitgebaggerd om scheepvaart tussen noord en zuid mogelijk te maken. Pas eind negentiende eeuw, toen voor Enkhuizen het Krabbersgat werd gegraven en beschermd met twee strekdammen, werd de vaarroute meer structureel verbeterd. In dit gat zijn later de spuisluis en de schutsluis in de Houtribdijk gebouwd, nog later aangevuld met het naviduct.

Figuur 3.2.3

Verschilkaart van de bodemdiepte van het Markermeer tussen 2001 en 1990. Blauw is verlaging, rood is verhoging van de bodem. (Witteveen + Bos, 2004).

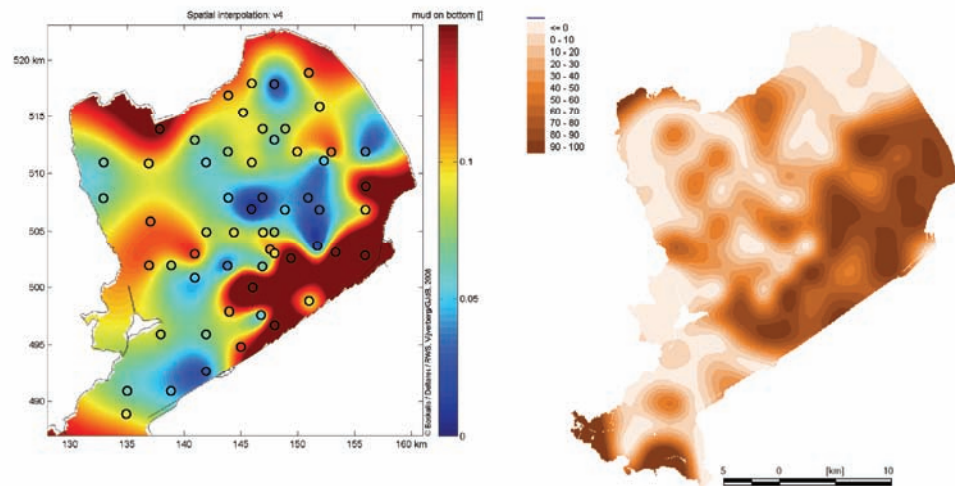


Een goed voorbeeld van herverdeling van het oorspronkelijke sediment na de compartimentering is te vinden in het Markermeer, waar het slib zich meer en meer ging concentreren in het diepere oosten (figuur 3.2.3). Daardoor vormt de Houtribdijk daar nu de scheiding tussen dat slib en het zand in het aansluitende deel van het IJsselmeer (figuur 3.2.2). In het Markermeer is het gedrag van slib een belangrijke, sturende factor voor trends in de ecologie, reden waarom onderzoek naar dit gedrag recent is geconcentreerd in het Markermeer.

Op basis van figuur 3.2.3 kan het Markermeer worden ingedeeld in twee delen. In het westen heeft een bodemverlaging plaatsgevonden, in het oosten een verhoging. Het westen van het meer kan worden gezien als erosiegebied, het oosten als sedimentatiegebied. Dit patroon wordt bevestigd door de resultaten van modelstudies. In 2008 is een meetcampagne uitgevoerd waarin de dikte van de slappe sliblaag is gemeten. De resultaten van deze metingen zijn weergegeven in figuur 3.2.4 (links). Hierin is duidelijk te zien dat de sliblaag aan de oostkant van het meer dikker is dan aan de westkant. Volgens een meetcampagne van Rijkswaterstaat in 2000 (rechts) is het percentage slib in de bodem aan deze kant van het meer ook hoger (70 – 90 %) dan aan de westkant (10 – 30 %).

Figuur 3.2.4

Dikte van de sliblaag aan het bodemoppervlak (figuur links, Vijverberg, 2008) en percentage slib in de bodem van het meer (figuur rechts, Data van een meetcampagne van Rijkswaterstaat in 2000).

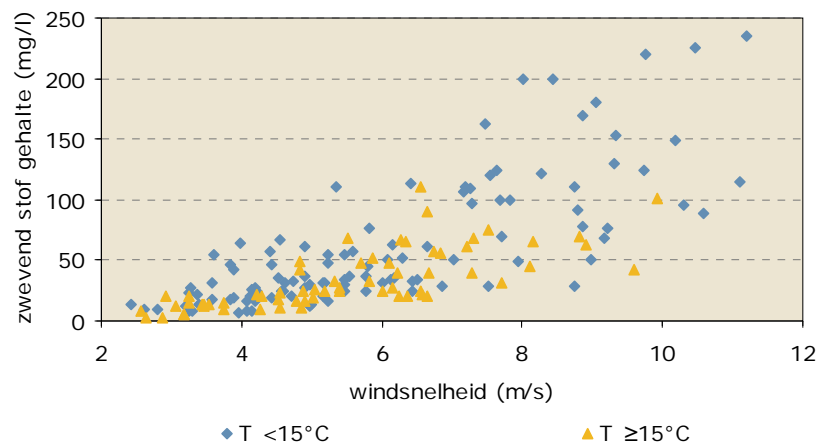


3.2.2 Slibdynamiek

De hoeveelheid slib in het water is afhankelijk van de windsnelheid en -richting. Hoe harder het waait, hoe meer slib in het water terecht komt. Dit is weergegeven in figuur 3.2.5. Hierin zijn de resultaten uitgezet van metingen van de windsnelheid en het zwevend stof gehalte van het water, in het midden van het Markermeer.

Figuur 3.2.5

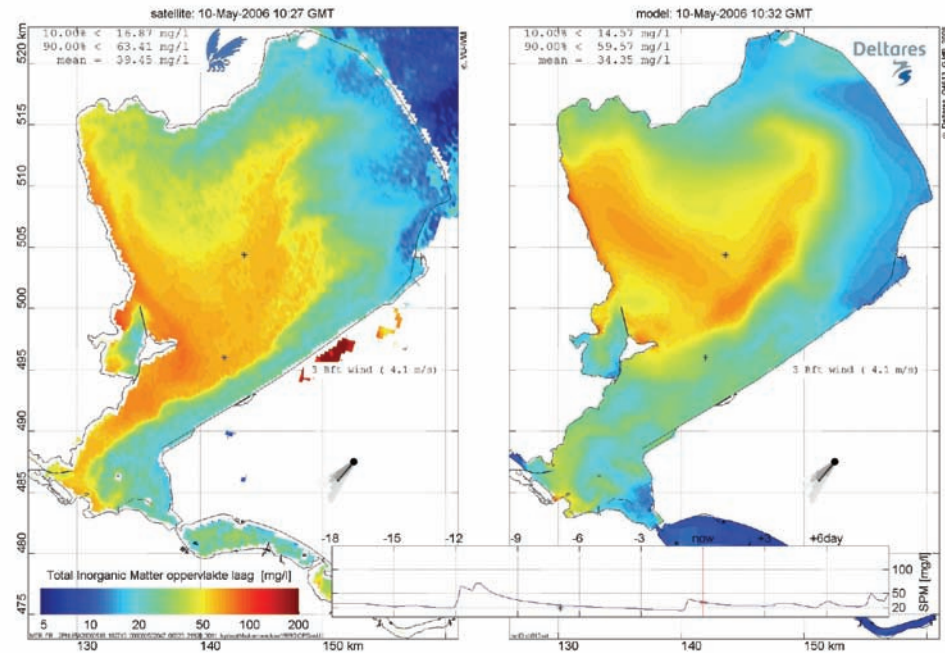
Relatie tussen het zwevend stof gehalte in het midden van het Markermeer en de windsnelheid gemeten op de Houtribdijk, 1982-1994. In de zomer lijkt bij de zelfde windsnelheid minder zwevend stof te worden opgewerveld.



Remote sensing beelden in figuur 3.2.6 geven een beeld van de variatie in de verspreiding van zwevend slib in het Markermeer en IJmeer onder invloed van verschillen in windrichting en windkracht. Ook is in deze figuur weergegeven in hoeverre deze verschillen inmiddels met modellen kunnen worden gesimuleerd.

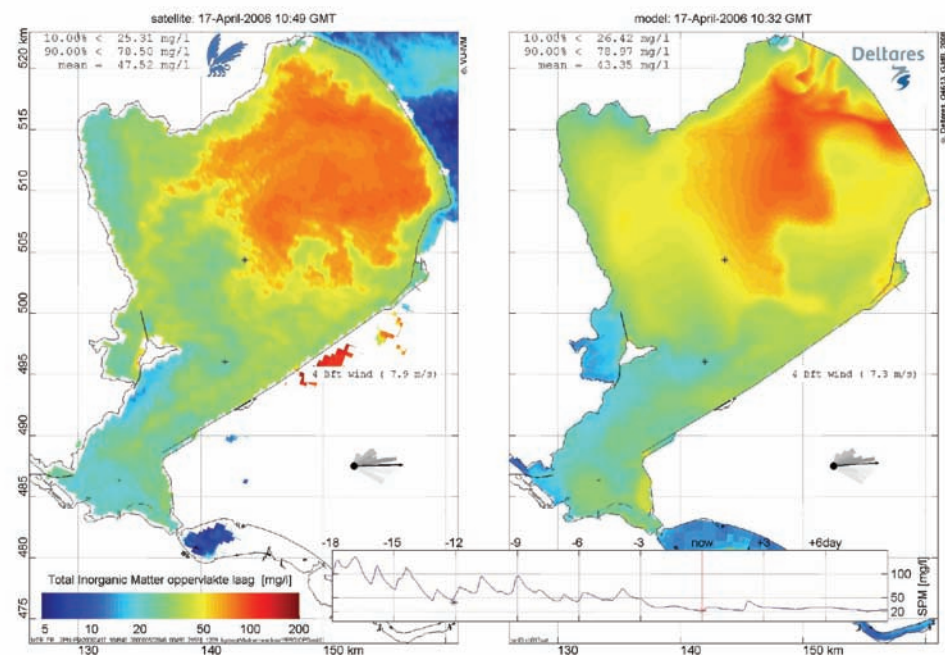
Figuur 3.2.6a

Slibconcentratie aan het wateroppervlak op 10 mei 2006 bij een windsnelheid van 4.1 m/s NO. Links metingen met Remote Sensing, rechts modelresultaten (Van Kessel, 2008).



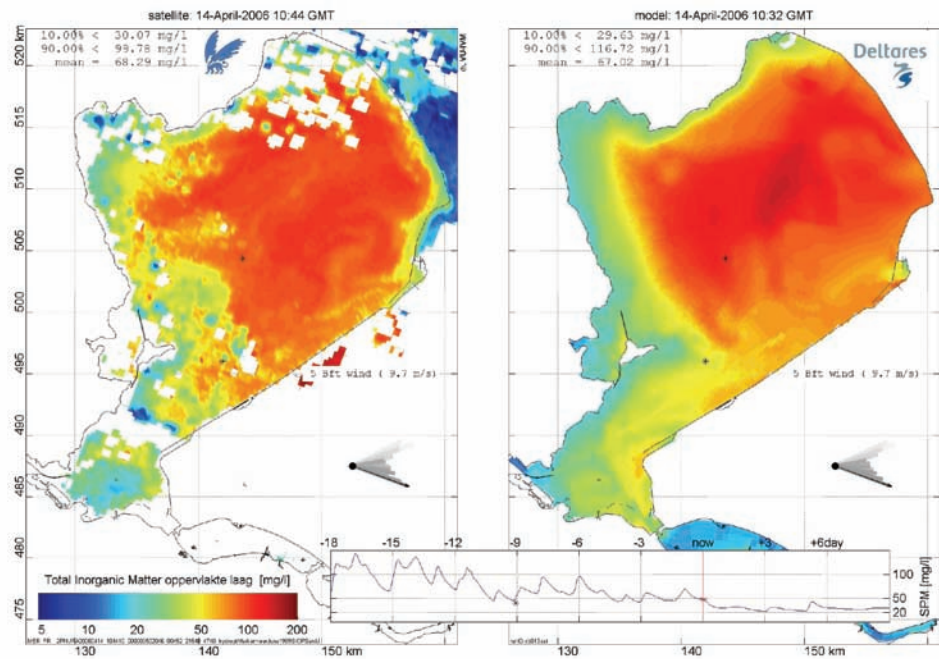
Figuur 3.2.6b

Slibconcentratie aan het wateroppervlak op 17 april 2006 bij een windsnelheid van 7,3 m/s W. Links metingen met Remote Sensing, rechts modelresultaten (Van Kessel, 2008).



Figuur 3.2.6c

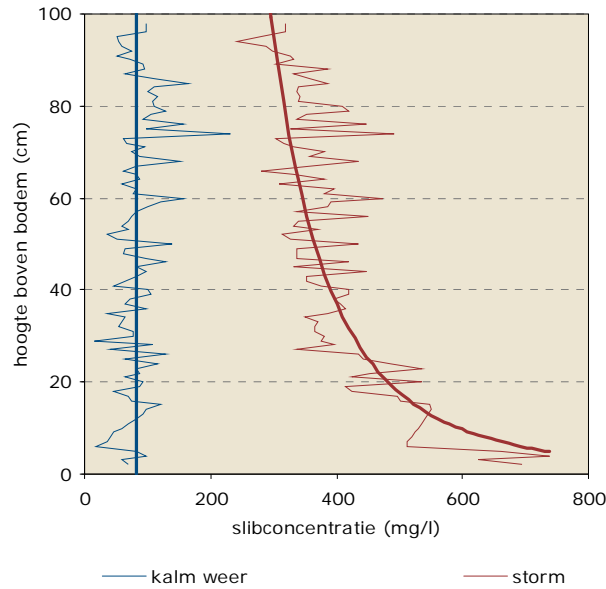
Slibconcentratie aan het wateroppervlak op 14 april 2006 bij een windsnelheid van 9,7 m/s NW. Links metingen met Remote Sensing, rechts modelresultaten (Van Kessel, 2008). De witte vlekken in de linker figuur van C worden veroorzaakt door wolken, waardoor het satellietbeeld niet volledig is



Slib wordt opgewoeld van de bodem door golven en door stroming. Golven worden in het Markermeer opgewekt door de wind. De golfhoogte en -periode is afhankelijk van de windsnelheid, duur van de storm en afstand waarover de wind over het wateroppervlak blaast. Al bij geringe windsnelheden ontstaan krachtige golven, die snel invloed hebben op het bodemmateriaal. Hoe krachtiger de golven, hoe meer slib er van de bodem wordt opgewoeld. De hoogste golven ontstaan aan de kant van het meer waar de wind naar toe blaast. Daardoor wordt er aan die kant van het meer het meeste slib opgewoeld en is de slibconcentratie het hoogst. Ook de verhouding tussen de golfhoogte en waterdiepte speelt hierin een grote rol. Dit effect is goed te zien in figuur 3.2.6. In deze figuur zijn sedimentconcentraties te zien aan het wateroppervlak over het gehele oppervlak van het meer, voor drie windrichtingen en -snelheden. De maximale sedimentconcentraties aan het wateroppervlak kunnen oplopen tot 200 mg/l. Het slib in het water wordt, als het is opgewoeld, meegenomen door de stroming. Hierdoor kan het slib in het water zich uiteindelijk over het gehele meer verspreiden. Op locaties waar de golven en de stroming laag is (luwteplekken), kan het slib bezinken en is de slibconcentratie lager. Doordat het slib van de bodem wordt opgewoeld kan op bepaalde momenten de slibconcentratie vlakbij de bodem hoger zijn dan aan het wateroppervlak. Vooral tijdens stormperiodes kunnen hoge slibconcentraties ontstaan aan de bodem. Dit is gemeten tijdens een meetcampagne in december 2007 en weergegeven in figuur 3.2.7.

Figuur 3.2.7

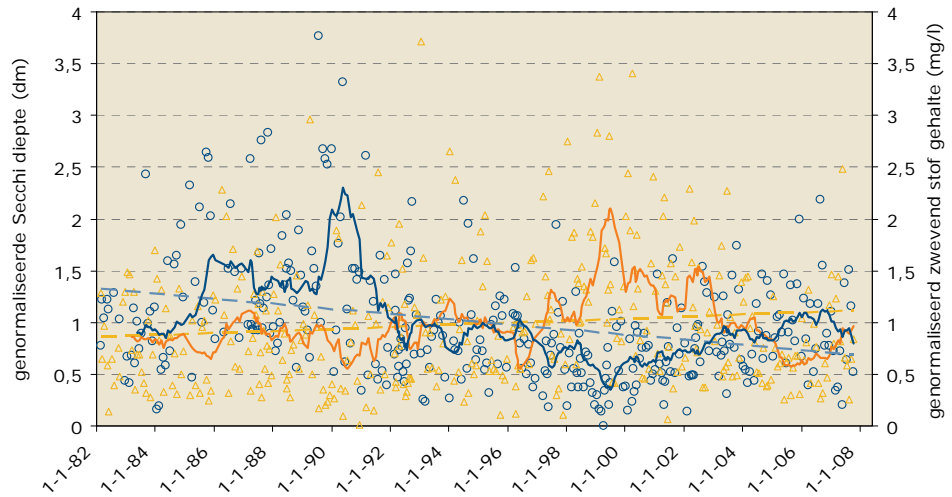
Slibconcentratie (x-as) in de onderste 100 cm van de waterkolom, gemeten op het midden van het meer (naar Vijverberg, 2008). Links de situatie tijdens rustig weer, rechts tijdens een storm.



In figuur 3.2.8 is een tijdreeks weergegeven vanaf 1982 van het doorzicht en zwevend stof in het midden van het Markermeer. Hierin is een lichte daling van het doorzicht te zien en een lichte stijging van de hoeveelheid zwevend stof.

Figuur 3.2.8

Tijdreeks van 1982 tot 2008 van het doorzicht (Secchi diepte; blauw) en totaal gesuspendeerd materiaal (oranje) in het midden van het Markermeer, genormaliseerd voor de windsnelheid. Met lineaire trend en lopend gemiddelde.

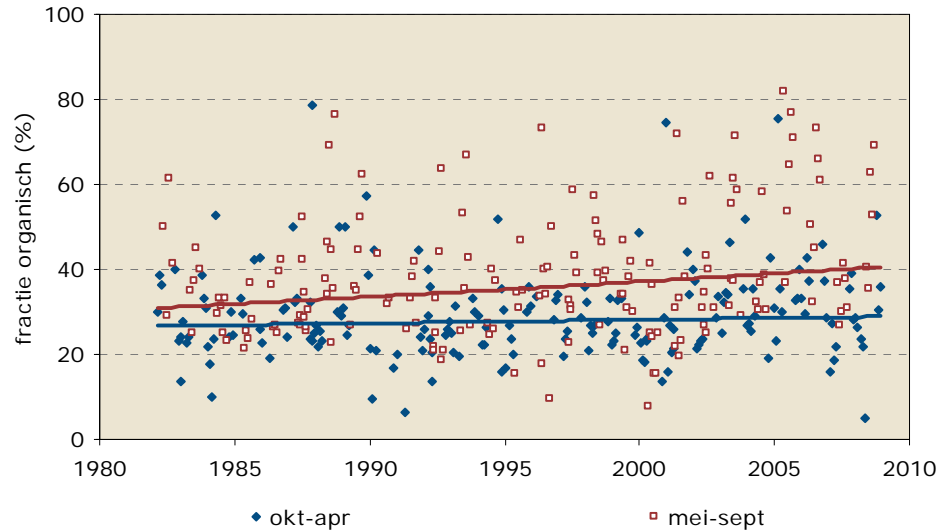


Verhouding organisch/anorganisch gehalte in zwevend stof

Het zwevend stof in het water van het Markermeer heeft een organische en een anorganische fractie. De organische fractie varieert van gemiddeld 30% van het totale drooggewicht van het zwevend stof in de winter tot ca. 40% in de zomer, met uitschieters tot rond de 80% (figuur 3.2.9).

Figuur 3.2.9

Percentage organisch gehalte in het slib in de waterkolom, gemeten in de tijd in het midden van het Markermeer. (Meetcampagne Rijkswaterstaat).



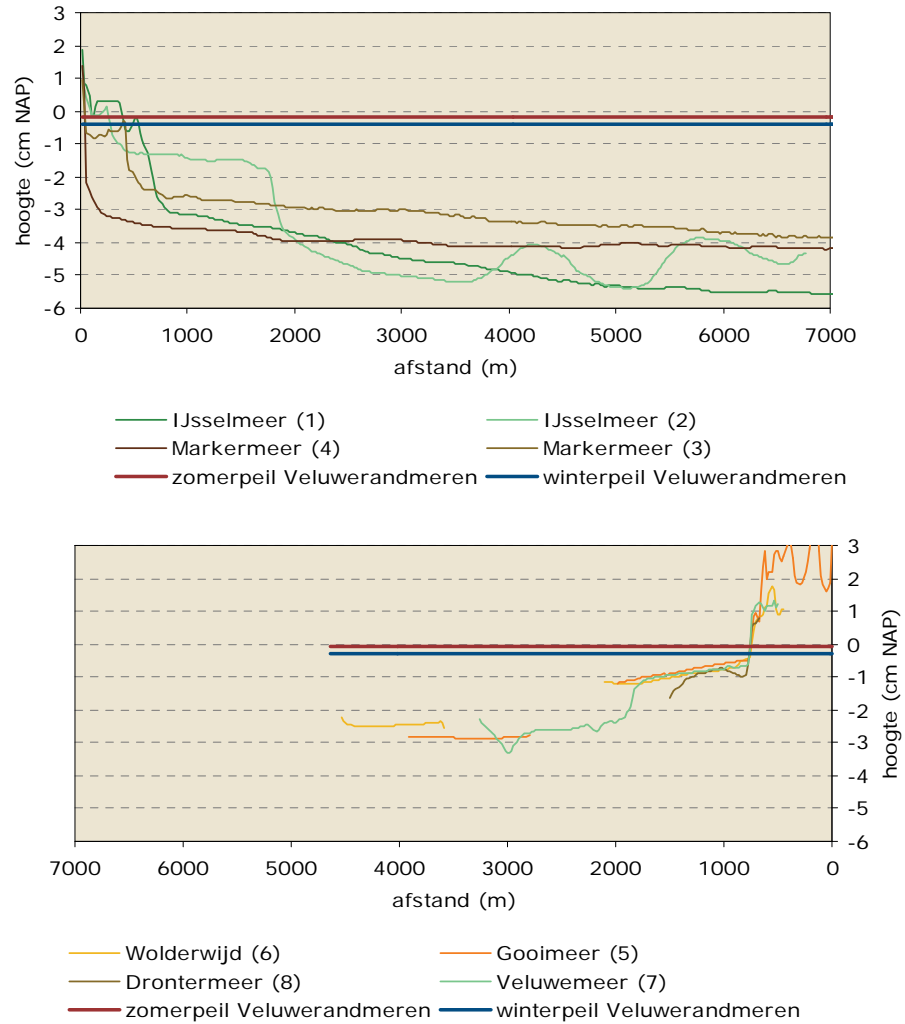
Gemiddeld gezien is vanaf 1982 een lichte stijging van het organisch gehalte in het Markermeer waargenomen. De totale hoeveelheid zwevend stof is in die periode nagenoeg constant gebleven, dan wel heel licht gestegen (figuur 3.2.8). De afname van het doorzicht (figuur 3.2.8) zou daarom verklaard kunnen worden door de toename in organisch gehalte in het Markermeer. Hiernaar zal echter nog nader onderzoek moeten worden verricht, omdat over het gedrag van organisch slib in het Markermeer nog weinig bekend is. De toename van de organische fractie heeft relatief laat plaatsgevonden en wordt sterk bepaald door hoge waarden in de jaren 2005, 2006 en 2008. Hierbij bestaat een relatie met de toename van de hoeveelheid chlorofyl (par. 5.1).

3.2.3 Diepteverdeling

Op oude kaarten zijn overal langs de oevers van de Zuiderzee ondiepten aangegeven (figuur 3.2.1), met uitzondering van de gebieden voor delen van de noord- en zuidkust van het schiereiland van West-Friesland. Werkelijke ondiepten, met minder dan een meter water, waren er waarschijnlijk net als nu alleen langs de Friese kust en langs de Veluwe. Hier konden door afslag en aanvoer uit beken van het materiaal van stuwwallen en andere glaciële verhogingen na hersedimentatie ondiepten ontstaan, en onder invloed van wisselende waterpeilen ook min of meer geleidelijke land-water overgangen. In het westen ligt de glaciële ondergrond echter aanzienlijk dieper (zie figuur 2.1.3) en zijn de kusten veel meer ontstaan door afslag van veenpakketten. In diepteprofielen langs diverse doorsneden langs de kusten is dat goed zichtbaar. In het westen is er sprake van abrupte overgangen in diepte. In de randmeren zijn, onder de relatief hooggelegen stuw- en strandwallen, nog steeds flauwe dieptegradiënten te zien over een afstand van ongeveer anderhalve kilometer uit de kust (figuur 3.2.10).

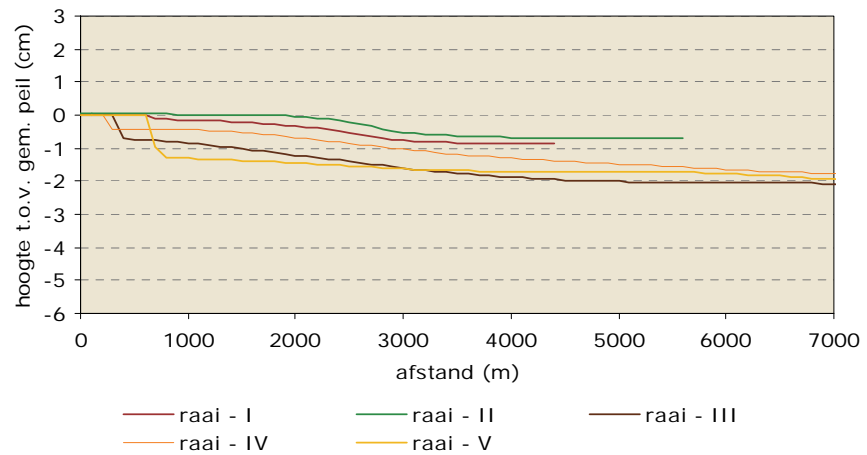
Figuur 3.2.10

Diepteprofielen langs enkele transecten in het IJsselmeer en Markermeer (boven) en in de Randmeren (onder). Het zomer- en winterstreefpeil zijn aangegeven met behulp van resp. rode en blauwe, horizontale lijnen. De ligging van de transecten is weergegeven in figuur 3.2.13.



Figuur 3.2.11

Diepteprofielen langs enkele transecten in Lake Peipsi op de grens tussen Estland en Rusland.



Met name de profielen in het westen geven dus niet alleen de onevenwichtigheid van de dieptezonerings van het gebied weer als gevolg van de kunstmatigheid van de huidige inrichting, maar ook de gewelddadige ontstaansgeschiedenis van relatieve zeespiegelstijging, stormvloed en afslag. Het meer Peipsi op de grens van Rusland en Estland wordt vaak als referentiegebied voor het IJsselmeer wordt gebruikt, omdat het soortgelijke dimensies heeft, maar een natuurlijker dynamiek en inrichting (van Eerden et al. 2007). Dit meer heeft veel flauwere taluuds (figuur 3.2.11). Dit is gedeeltelijk een gevolg van de natuurlijke inrichting van het meer en de grote, natuurlijke peilfluctuaties die een geleidelijker land-water overgang mogelijk maken. Aan de andere kant ondergaat Estland nog steeds een zodanige postglaciale opheffing dat er ondanks de klimaatveranderingen nog steeds sprake is van relatieve zeespiegeldaling in de Finse golf. Hoewel er veel overeenkomsten zijn tussen de beide meren is de ontstaansgeschiedenis daarmee op dit punt fundamenteel verschillend.

Door de compartimentering van de Zuiderzee na de afsluiting zijn zowel de sedimenttypen als de dieptezones zeer onevenredig verdeeld geraakt. Van de ca. 4000 km² binnen de Afsluitdijk was nog geen 10% ondieper dan een meter. Daarvan is echter de helft in de randmeren terecht gekomen, waar deze diepteklasse nu met ongeveer de helft van het randmeeroppervlak sterk domineert. Omdat de flora en fauna van oevers en ondiepten zich hier concentreert is de potentiële habitatdiversiteit in deze meren ook aanzienlijk groter. Wel is er daarmee ook een grotere afhankelijkheid van peil. Figuur 3.2.12 laat zien hoe de verdeling over de dieptezones verandert met het peil.

Het meer Võrtsjärv in Estland dient samen met Peipsi als referentie voor het IJsselmeer en Markermeer. Hier is nog sprake van natuurlijke peildynamiek en geleidelijke land-water overgangen. Op de foto zijn diverse oude waterlijnen zichtbaar.

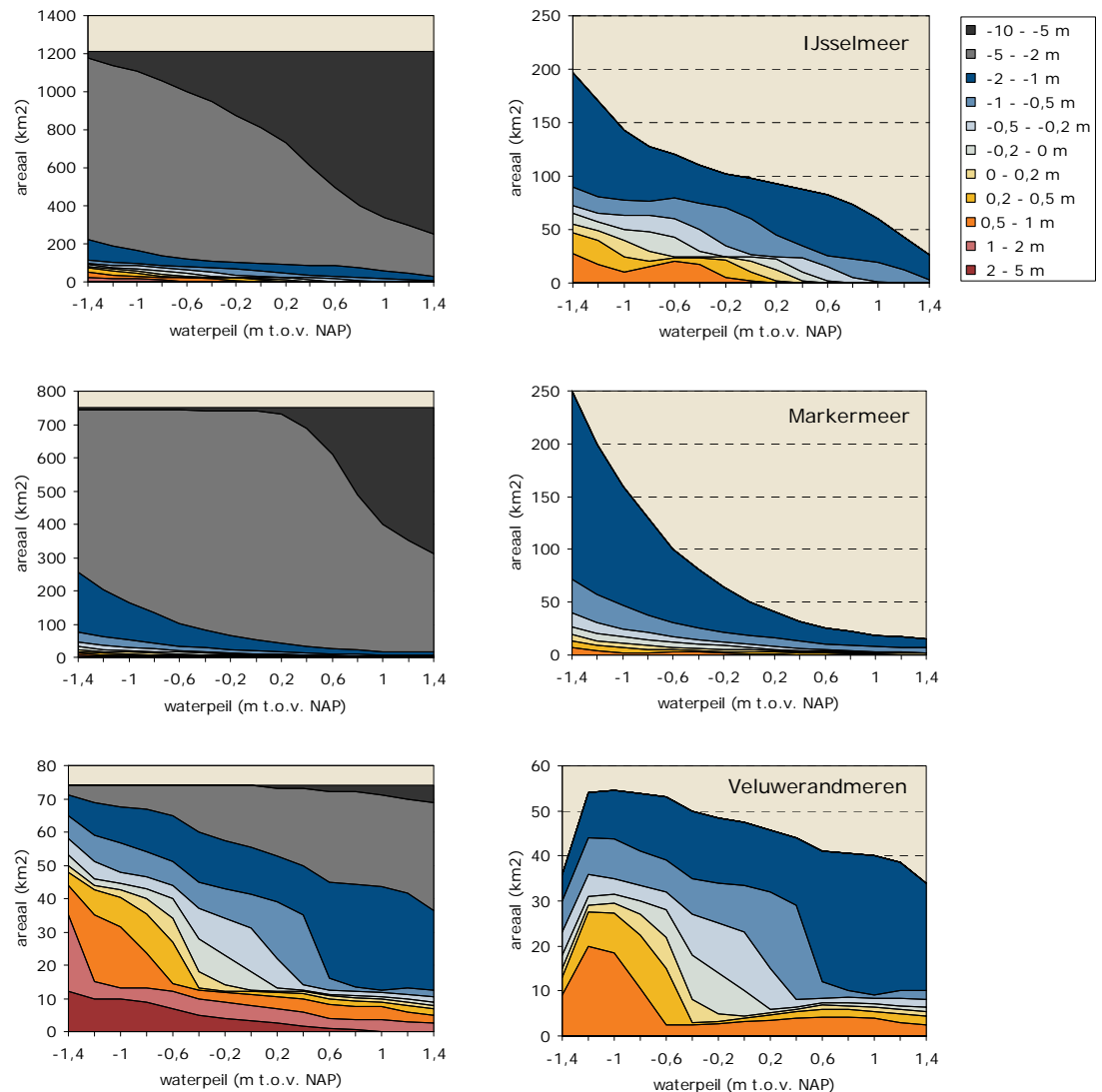


Het IJsselmeer en Markermeer hebben grotendeels water tussen de 2 en 5 meter diep (Figuur 3.2.12a/b en 3.2.12c/d). In het IJsselmeer is het areaal met een diepte tussen de 5 en 10 meter ook nog redelijk groot. Voor veel aspecten van de ecologie zijn met name wateren tot zo'n 2 meter diep relevant. Deze

waterdiepteklassen nemen sterk af bij een hoger waterpeil, vooral in het IJsselmeer en Markermeer. In het IJsselmeer is het areaal met een waterdiepte tussen de 0,5 en 1 m het grootst bij een peil tussen de -0,2 en 0 m NAP. Water met een diepte van minder dan 0,5 m is schaars bij dit peil, het areaal ervan neemt toe bij een hoger peil. Ook het gebied met een waterdiepte tussen 1 – 2 m neemt toe bij een hoger peil. Een waterpeil van -0,6 leidt tot de meeste diversiteit aan waterdieptes. In het Markermeer nemen alle waterdiepteklassen af bij een hoger peil.

Figuur 3.2.12

Diepteverdeling van het IJsselmeer, Markermeer en Veluwerandmeren. De figuur geeft het areaal dat valt binnen een bepaalde waterdiepteklasse aan bij verschillende peilen. De linker figuren geven een totaal beeld. De rechter figuren geeft de voor ecologie meest relevante diepteklassen.



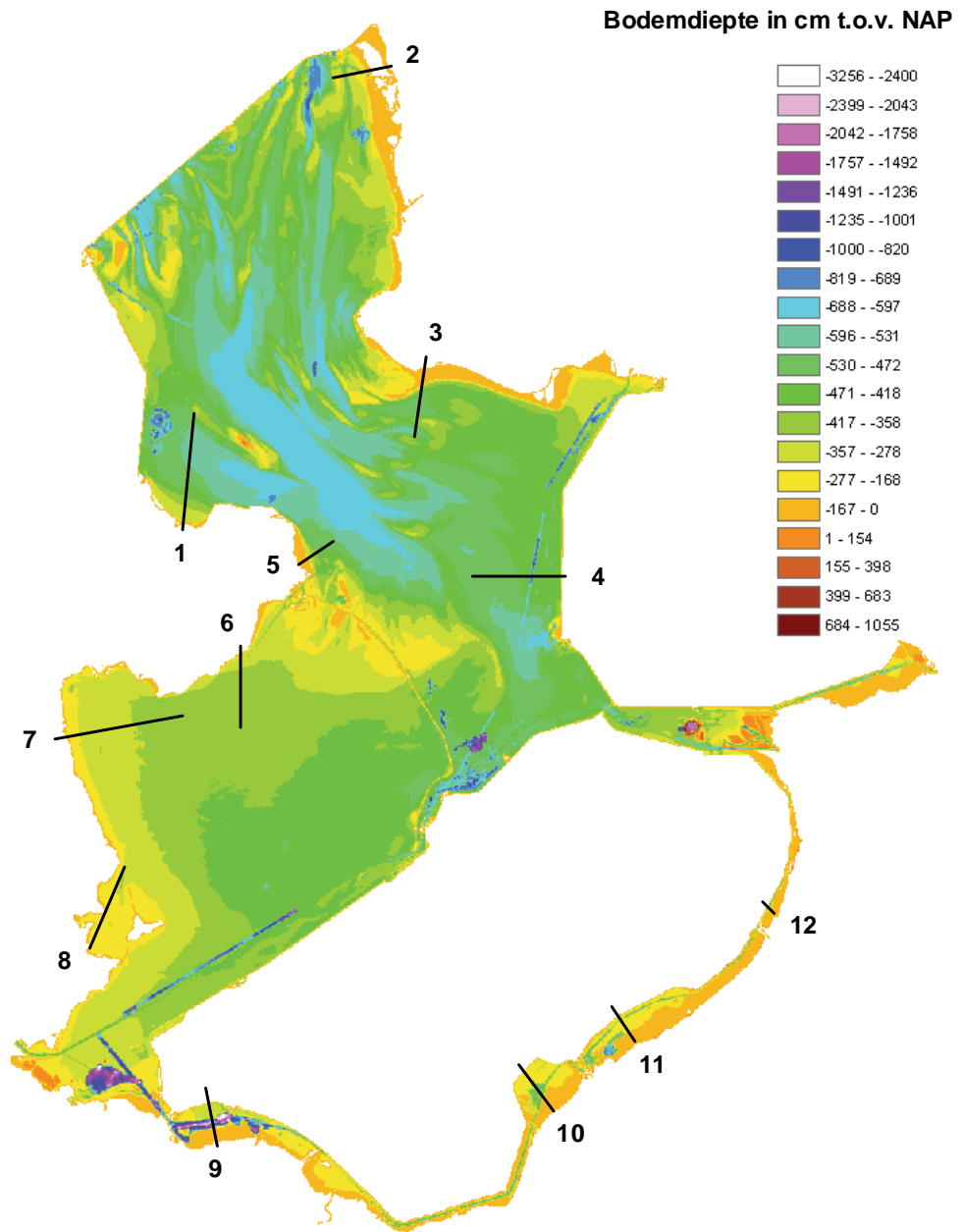
In de Veluwerandmeren is meer variatie te zien dan in de andere meren als we kijken naar de arealen voor het gehele peilbeheergebied (Figuur 3.2.12e/f). Bij een peil van -0,2 m NAP en hoger wordt het areaal met ondiep water (< 0,2 m) heel klein (< 50 ha). Water met een diepte tussen de 0,2 en 0,5 m diep komt nog maar weinig voor bij een peil van 0 m NAP en hoger (180 tot 60 ha). Dit komt

vooral ten goede aan de waterdiepteklassen 0,5 – 1 m. Ook in dit peilbeheergebied is de meeste diversiteit aan waterdiepteklassen is te vinden bij een peil van -0,6 m NAP.

De verdeling van waterdieptes laat zien dat het IJsselmeer en (met name) het Markermeer steile oevers hebben ("badkuip"; figuur 3.2.12a/b en c/d). De figuur laat zien dat veranderingen in het waterpeil veel minder effect hebben op de verdeling van de waterdiepteklassen dan in de Veluwerandmeren. De variatie in de Veluwerandmeren is groter doordat het talud van de oevers hier flauwer is. Echter, ook bij de randmeren is een steil stuk in het hoogteverloop te vinden. Dit is te zien aan het feit dat het areaal boven water (rood/geel/oranje kleuren in figuur 3.2.12e/f) weinig verandert bij een hoger peil. Ook de profielen van het Veluwemeer en Wolderwijd illustreren dit (figuur 3.2.10). Het IJsselmeer en de Veluwerandmeren vertonen geen lineair patroon tussen de arealen van de waterdiepteklassen en het waterpeil. Dit betekent dat waterdiepteklassen niet zo maar opschuiven bij een veranderend peil. De profielen op verschillende plekken in het IJsselmeergebied ondersteunen bovengenoemde opmerkingen (figuur 3.2.10, zie voor de ligging van de transecten figuur 3.2.13). Deze profielen laten echter ook zien dat het IJsselmeer en Markermeer lokaal wel een flauwer talud hebben. Dit is bijvoorbeeld het geval voor de Friese kust (Kornwerderzand, Gaasterland), bij Enkhuizen en in de Gouwzee. Vooral de oevers langs de ingepolderde delen en de afsluitdijk zijn zeer steil (Noordoostpolder, Andijk, Oosterleek).

Relatie Peilverloop en milieuzones

Er is een relatie tussen de waterdiepte en de aanwezigheid van planten en dieren. Natuurlijke oevers van meren met een geleidelijk diepteverloop en natuurlijk peilverloop leveren een habitat aan verschillende soorten. Grofweg kan de overgangszone tussen land en water verdeeld worden in 5 zones: de diep waterzone (meer 4 m diep), waterplantenzone (0.5 tot 4 m diep), riet en moeraszone (0.5 m diep tot 0.5 m boven water) en de landzone (meer 0.5 m boven waterpeil). Een verandering van het waterpeil zal gevolgen hebben voor de aanwezigheid van ondieptes, vooral in de randmeren. Doordat geleidelijke land-water overgangen grotendeels ontbreken levert een natuurlijk peilverloop zonder aanvullende ingrepen slechts een beperkte winst op. Bij geringe peilverhoging zal weinig overgangsgebied ontstaan, terwijl bij een iets grotere verhoging het water boven de oeverand kan stijgen waardoor ineens grote oppervlakten buitendijks land kunnen vernatten (figuur 3.2.14). Aan de kant van het water kan zonder aanvullende maatregelen een groot deel van de ondieptes verdwijnen. Door de harde begrenzing (dijken) van het meer is er geen sprake van een simpele ruimtelijke verschuiving van ecologische zones, zoals dat wél mogelijk is bij de natuurlijke oevers van het Peipsi gebied. Als bij peilverandering ruimte is voor enige natuurlijke fluctuatie en een combinatie met een inrichting van ondieptes en eilanden is ecologische winst niettemin mogelijk (Haasnoot et al. 2005). Op dezelfde manier kunnen ook de verliezen van het eventueel ophogen van het meerpeil beperkt worden.

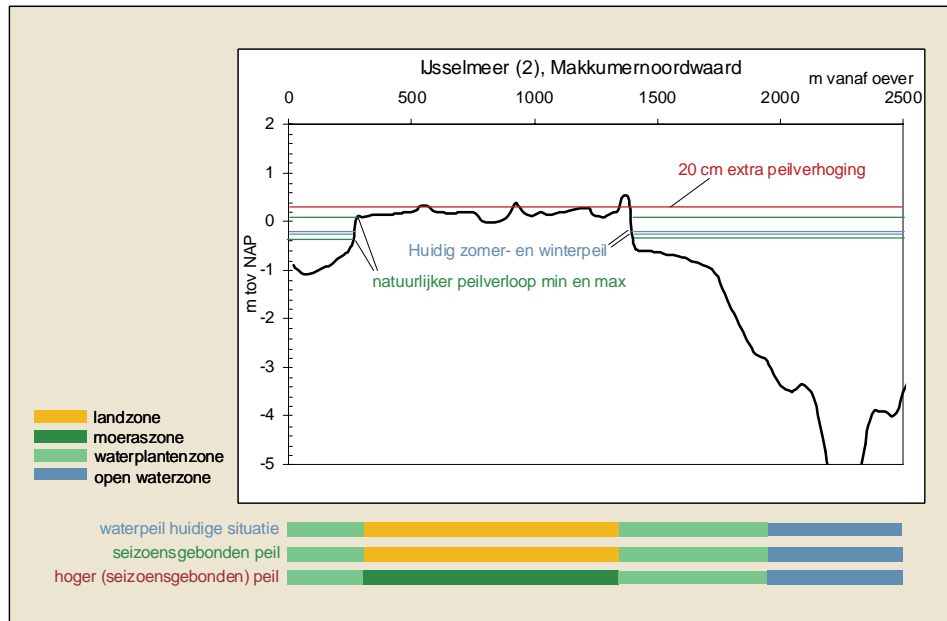


Figuur 3.2.13

Hoogtekaart van het IJsselmeergebied. Nummers corresponderen met profielen uit figuur 3.2.10.

Figuur 3.2.14

Voorbeeld van mogelijke effecten van peilverandering. IJsselmeer, raai 2 (zie figuur 3.2.13), Makkumer noordwaard. De in rood aangegeven optie vertegenwoordigt een peilsteiging van 50 cm boven het huidige zomerpeil van -20 cm NAP.



Diepe putten

Zowel op het IJsselmeer als op het Markermeer en de randmeren bevinden zich diepe putten als gevolg van zandwinning. Op het Markermeer liggen deze in het zuidelijk deel (IJmeer), de diepte ligt in de orde van 15-25m, maar ook de vaargeul naar het Gooimeer bevat er een aantal (figuur 3.2.15). In het Gooimeer zelf bevinden zich zones met diepere delen. Deze liggen ten zuiden van Almere en bij Huizen. In het IJsselmeer liggen de putten in het zuidelijk deel, nabij de Houtribdijk en op het Ketelmeer bij de monding van het Kattendiep. Diepte en omvang van de belangrijkste diepe putten staan vermeld in tabel 3.2.1. van het Ketelmeer.

Tabel 3.2.1

Diepte en oppervlakte van de belangrijkste diepe putten in het IJsselmeergebied.

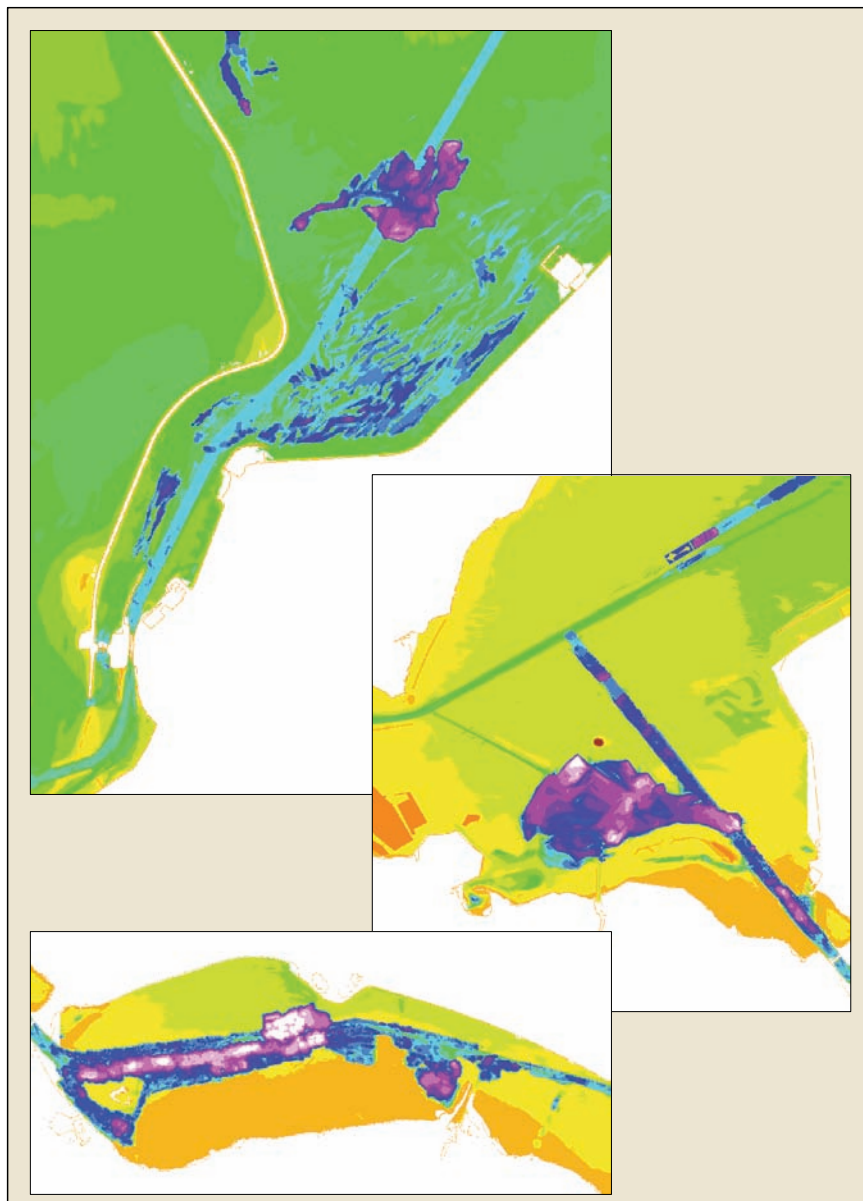
locatie	diepte (m) onder NAP	oppervlak (km ²)
IJsselmeer	20-21	1,3
monding Kattendiep	15-17	
IJmeer	26-32	4,9
vaargeul naar Gooimeer, diverse	25-28	0,05
Almere	25-29	0,5
Huizen	18-21	0,4

Stratificatie

Stratificatie komt voor in zandwinputten, die een diepte kunnen hebben tot 35 meter. In de meer beschut gelegen putten kan die stratificatie in de zomer enkele maanden aanhouden en is op een diepte van meer dan 10 meter weinig bodemleven mogelijk. In de diepere delen van het open water komt een vorm van stratificatie mogelijk enkele dagen per jaar voor. De kans hierop wordt nog enigszins vergroot doordat het zomerstreefpeil (april t/m september) dat in de meren wordt gehandhaafd hoger is dan het winterstreefpeil.

Figuur 3.2.15

Ligging van diepe putten in het zuidelijke IJsselmeer, IJmeer en Gooimeer. Zie voor legenda figuur 3.2.13.

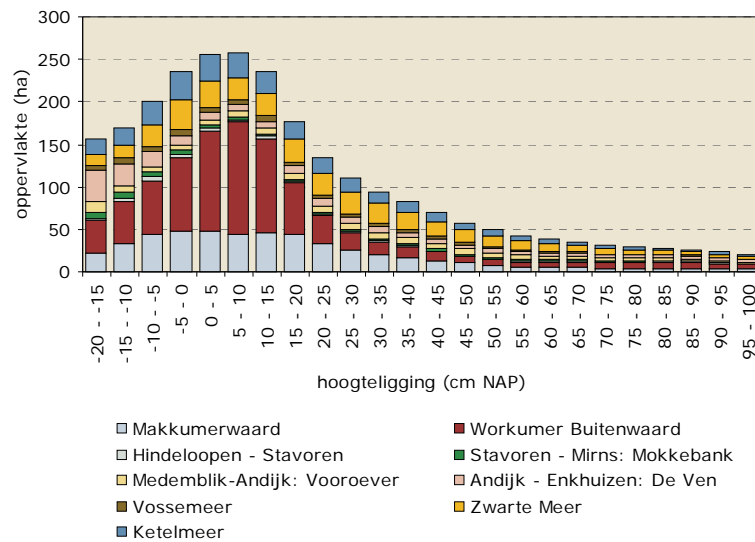


3.2.4 Hoogteverdeling buitendijks land

Verspreid over het IJsselmeergebied liggen hier en daar buitendijkse droge gronden. Verreweg het meeste ligt in het noordelijke compartiment, ca. 3000 hectare. Twee derde daarvan, nl. ca. 1600 ha langs de Friese kust en 450 ha in het Zwarte Meer, bestaat uit natuurlijke arealen. De rest is aangelegd, bijvoorbeeld in de IJsselmonding, bij Andijk en op De Kreupel. De hoogteligging varieert, maar het optimum van de verdeling ligt vlak boven NAP, op zo'n 25 cm boven het zomerpeil in het IJsselmeer (figuur 3.2.16). In het westen, zoals bij Andijk, waar de buitendijkse gronden relatief beschermt liggen, ligt een groot deel van het land nog dicht boven het zomerpeil. Een groot deel van het buitendijkse land loopt dus geregeld onder water, als sprake is van verhoogd peil of scheefstand.

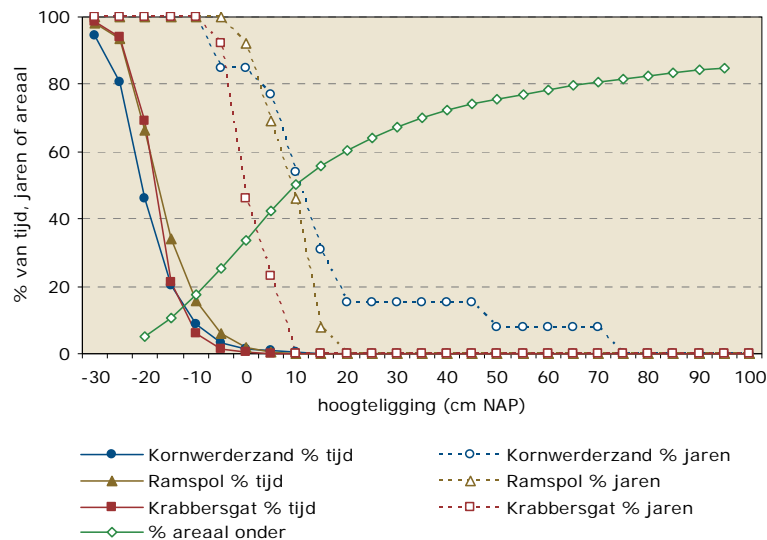
Figuur 3.2.16

Hoogteverdeling van het overgrote deel van het buitendijkse land in het noordelijke compartiment (De Kreupel ontbreekt).



Figuur 3.2.17

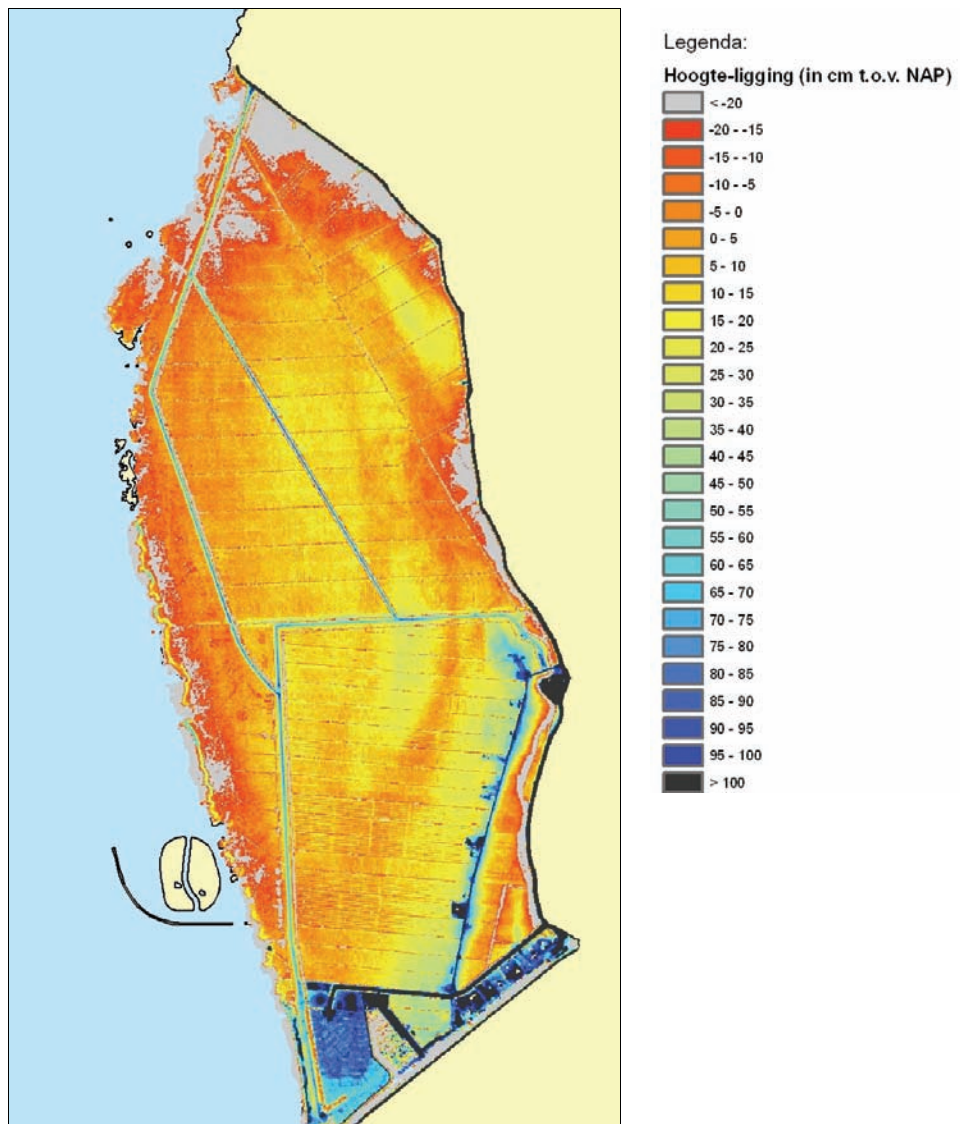
Duur en frequentie van overstrooming van buitendijksland per hoogteligging en arealen onder water bij aangegeven peil.



Uit figuur 3.2.17 is af te lezen hoe lang en hoe vaak het buitendijkse land in de huidige situatie onder water loopt. Bij verhoging van het streefpeil verschuiven deze grafieken met dezelfde afstand naar rechts. Ook is uit deze figuur af te lezen welk percentage van het buitendijkse land (noordelijk compartiment, exclusief Kreupel) bij elk peil onder water staat. Bij 0 cm NAP is dat bijvoorbeeld al 35%, bij een peilverhoging van 50 cm 68% en bij een meter peilverhoging 83%. In figuur 3.2.18 en figuur 3.2.19 wordt een indruk gegeven van de hoogteverdeling van natuurlijk (Workumerwaard) en kunstmatig (IJsselmonding) buitendijks land.

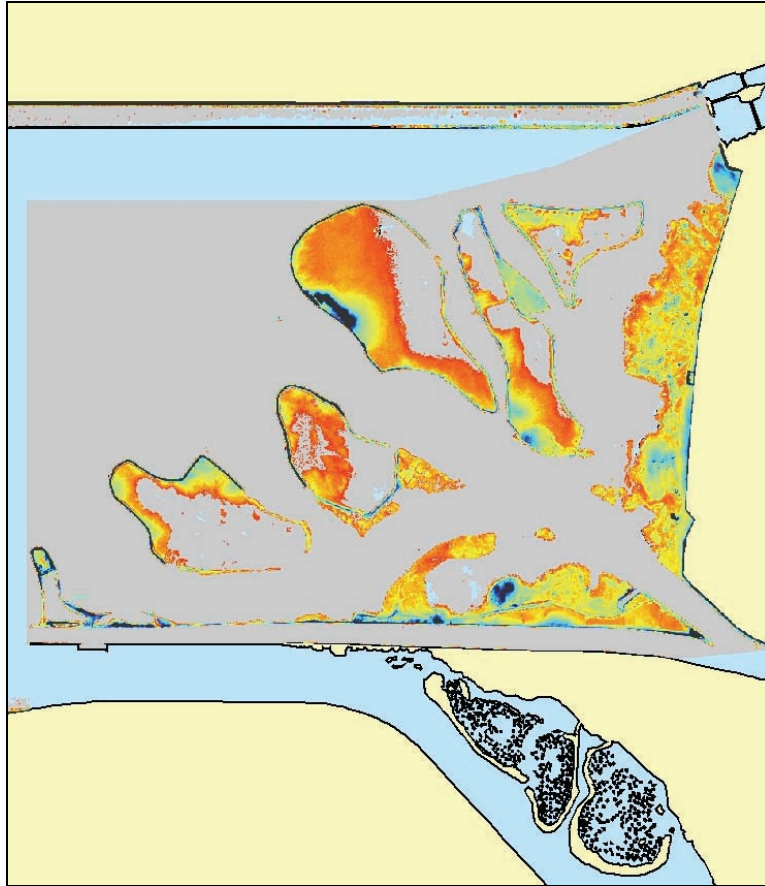
Figuur 3.2.18

Hoogteverdeling van het natuurlijke buitendijkse gebied Workumerwaard.



Figuur 3.2.19

Hoogteverdeling van het kunstmatig aangelegde buitendijkse gebied IJsselmonding. Legenda als in figuur 3.2.18.



Scheefstand en buitendijks land

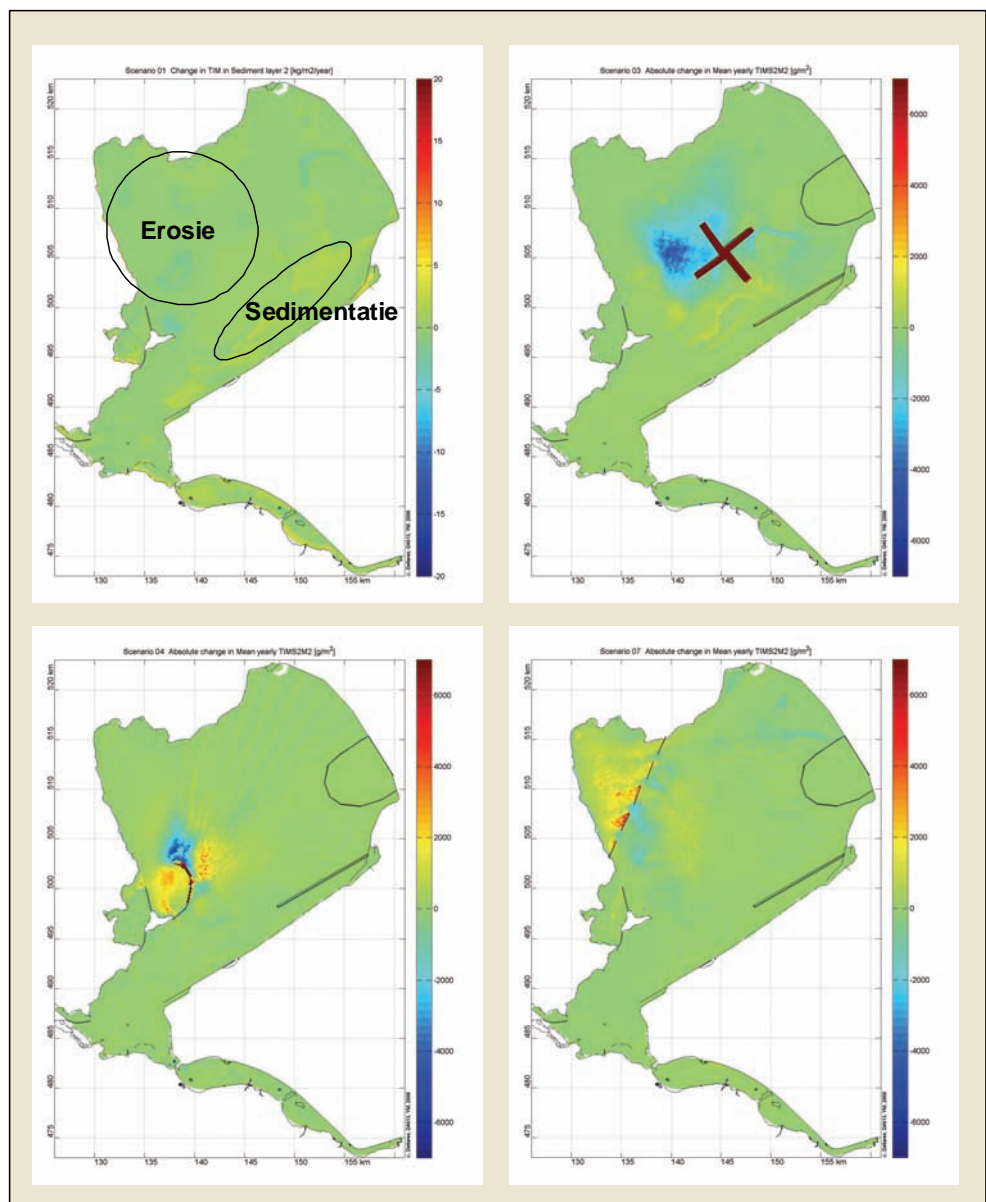
Door de scheve verdeling van waterstanden in het oosten is daar de kans op overstroming van buitendijks land groter dan in westelijke gebieden als de Vooroever en De Ven. Dit beïnvloedt op zijn beurt de hoogteverdeling van het land zelf en de aard van de flora en fauna die er op voorkomt. Terwijl in de zomer 25 cm verhoging rond Den Oever en Krabbersgat eigenlijk nauwelijks voorkomt, wordt deze waterstand op de oostelijke locaties bijna jaarlijks bereikt. Bij het westelijke buitendijkse land (Vooroever en De Ven) ligt de piek van de hoogteverdeling direct boven het streefpeil, bij de oostelijke locaties vaak zo'n 25 cm hoger.

3.2.5 Sedimentatiepatronen in relatie tot aanleg kunstwerken

Gelet op de erosie en sedimentatiepatronen in het Markermeer, kan in de huidige situatie het meer worden opgedeeld in twee delen. Het westen van het meer is een erosiegebied en het oosten een sedimentatiegebied. Dit is bijvoorbeeld weergegeven in figuur 3.2.3. In figuur 3.2.20 zijn modelresultaten te zien van de bodemveranderingen binnen een jaar. Gele gebieden geven aanslibbing weer (sedimentatie), blauwe gebieden erosie.

Figuur 3.2.20

Patronen van sedimentatie (geel) en erosie (blauw) bij diverse inrichtingsvarianten van het Markermeer. Linksboven de huidige situatie, rechtsboven de situatie bij aanleg van een slibput, linksonder bij aanleg van een boogvormige dam vanaf de oostpunt van Marken, rechtsonder bij aanleg van een onderbroken dam langs het Hoornsche Hop.



Inrichtingsmaatregelen om het troebelheidsprobleem in het meer tegen te gaan, kunnen deze sedimentatiepatronen beïnvloeden. In figuur 3.2.20 deze patronen gesimuleerd voor situaties na uitvoering van maatregelen als een slibput, een dam bij het eiland Marken en dammen voor de Hoornse Hop.

Het creëren van luwtegebieden, zoals achter de dammen bij het eiland Marken en in de Hoornse Hop, bevordert de aanslibbing (sedimentatie) in deze gebieden, waardoor het water helderder wordt. Dit is goed te zien aan de gele delen achter deze dammen. Aan de voorzijde van de dammen vindt juist erosie plaats (blauwe kleur), omdat daar de stroomsnelheid toeneemt door aanleg van de constructies. Deze gebieden worden dus minder helder. In de slibput is de aanslibbing groot. Dit is te zien aan de donker rode kleur in de kruisvormige slibput (figuur 3.2.20 rechtsboven). Het slib dat in de diepe put terecht komt kan er niet meer uit. Ten westen van de put is juist een erosiegebied te zien (blauwe kleur). In dit gebied wordt het slib juist opgewoeld en komt daarna in de put terecht.



Kunstmatige oever: Natuurontwikkeling bij het Naviduct aan de Houtribdijk.

4 Water- en bodemkwaliteit

4.1 Het water, zoet en zout

De zoutgehalten zijn in de jaren negentig in het hele gebied gedaald als gevolg van meer gereguleerde aanvoer via de IJssel en van afleiding van brakke kwel uit de Wieringermeer naar de Waddenzee (Rijn-zoutverdrag). Er zijn daarmee nauwelijks nog ruimtelijke verschillen in het IJsselmeergebied. Ontzilting van de bodem gaat nog door en draagt mogelijk bij aan vorming van de mobiele sliblaag in het Markermeer. In relatie tot een opknopbeurt van de Afsluitdijk zijn er nieuwe plannen voor de terugkeer van brakke overgangszones.

4.1.1 Verzoeting na de afsluiting

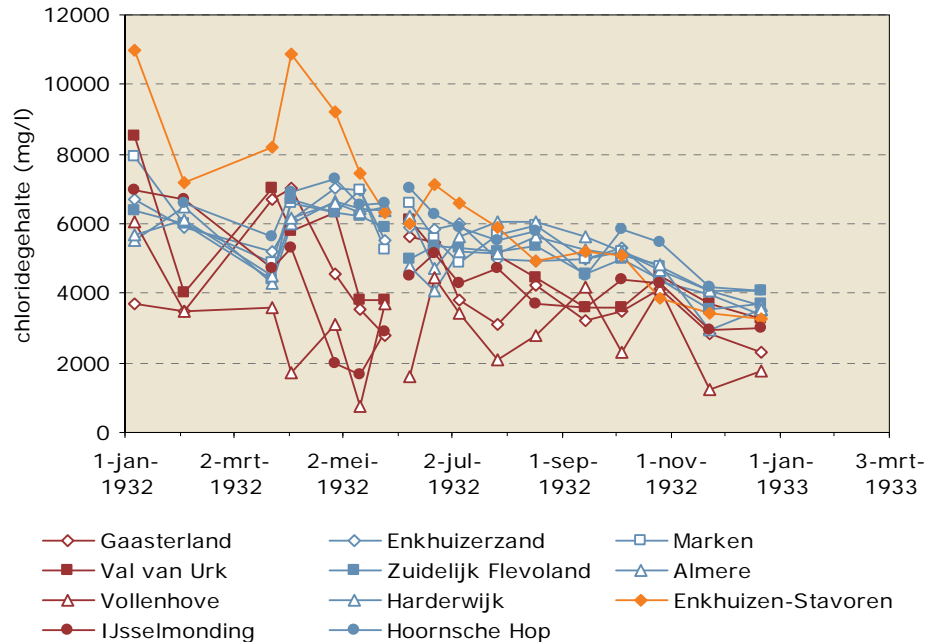
Voor de afsluiting bestond er in de Zuiderzee een gradiënt in zoutgehaltenes van 15.000 mg/l in het noorden, 10.000 tussen Enkhuizen en Stavoren en 6000 mg/l in het zuiden, en afhankelijk van de rivierafvoer kon dat verder dalen tot ca. 1000-2000 mg/l in de omgeving van de IJsselmonding. Na de afsluiting werd het water in ongeveer vijf jaar tijd zoet, de zoutgehaltenes werden jarenlang gemonitord door middel van de "zoutreizen". Eind 1932 lagen alle waarden tussen 2000 en 4000 mg/l (figuur 4.1.1), in 1937 werd een constant niveau van ongeveer 200 mg/l bereikt. De vorming van een zoetwaterbekken was één van de redenen voor de afsluiting. Zoet water uit het IJsselmeer wordt onder meer gebruikt om via doorspoeling de polders te ontzilten. Het wordt ook gebruikt als drinkwater, met name voor de bevolking van Noord-Holland boven het Noordzeekanaal, ongeveer een miljoen mensen. Hiertoe wordt het water bij Andijk ingelaten. Water uit de randmeren wordt indirect gebruikt voor de drinkwaterproductie.

4.1.2 Zout water bij de Afsluitdijk

Bij Den Oever en Kornwerderzand kan zout water binnendringen in het IJsselmeer via de schutsluizen; respectievelijk die van de Stevinsluizen en de Lorentzsluizen. Deze schutsluizen laten samen jaarlijks een kleine 10.000 beroepsvaartuigen en 60.000 recreatievaartuigen door. Om te voorkomen dat tijdens het schutten zout binnendringt zijn in de sluiscolken luchtbellenschermen geplaatst die bij elke schutting worden aangezet. In de Lorentzsluizen is het bellenscherm al in de herfst van 1975 geplaatst, in de Stevinsluizen pas in het voorjaar van 1996. Ze zijn niet altijd even intensief gebruikt, maar recent is er sprake van hernieuwde belangstelling. In de Stevinsluizen wordt onderzoek gedaan naar een verbeterde versie met een combinatie van lucht- en waterinjectie.

Figuur 4.1.1

Veranderingen van zoutgehaltes in 1932, Stavoren – Enkhuizen (oranje), omgeving IJsselmonding (rood) en overige delen van de zuidelijke kom (blauw). De sluiting van de Afsluitdijk vond plaats op 28 mei.



Project AUWW

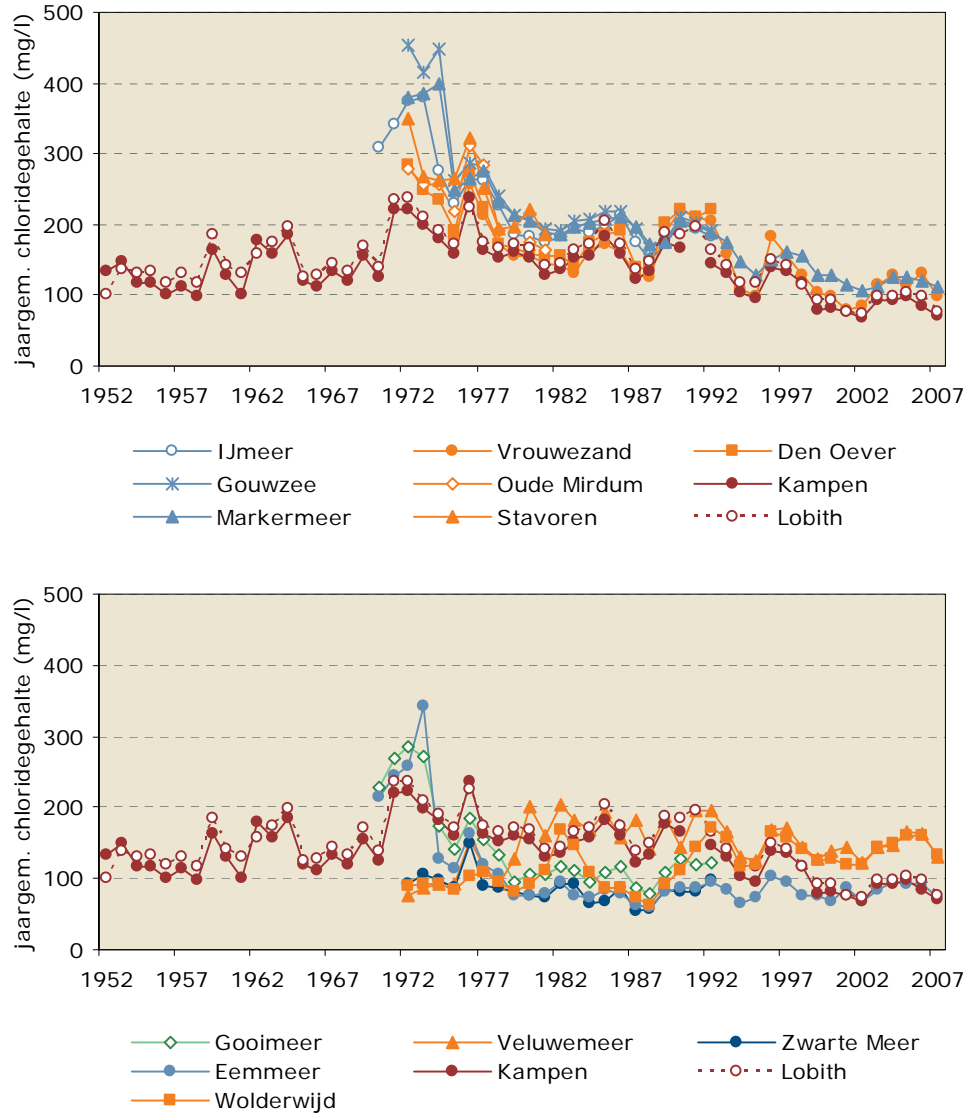
Eén van de belangrijkste bronnen van belasting van het IJsselmeer met zout water was tot voor kort de Wieringermeer. Deze polder ligt vier tot zes meter lager dan de omgeving, en daardoor moet jaarlijks zo'n 150 miljoen m³ brak kwelwater worden weggepompt. Dat water werd sinds 1930 het IJsselmeer ingepompt via gemaal Leemans bij Den Oever (20%) en gemaal Lely bij Medemblik (80%). Dat was ongeveer 15% van de zoutbelasting van het IJsselmeer, ca. 800.000 ton zout per jaar.

Als onderdeel van het Rijn-Zoutverdrag, dat ook verlaging van het zoutgehalte van het IJsselmeer inhield, werd daarom het project Afleiding Uitslagwater Wieringermeer naar Waddenzee (AUWW) gestart. Dat hield in dat het water voortaan met behulp van nieuwe pompen en een 1100 meter lange afvoerleiding vanaf gemaal Leeman werd geloosd op de Waddenzee via de noordelijke kom van de schutsluis. Het project was in 1997 afgerond.

Dit project stond op enigszins gespannen voet met pogingen om de visintrek te verbeteren door wijzigingen in het spuibeheer. Enkele jaren eerder was een experiment in dat kader gestopt nadat bij het inlaatpunt voor drinkwater bij Andijk verhoogde zoutgehaltes waren gemeten (zie par. 5.5). Recent worden de mogelijkheden voor een voor visintrek aangepast spuibeheer opnieuw onderzocht.

Figuur 4.1.2

Gemiddelden per jaar van chloridegehalte in het water (na filtratie) in verschillende delen van het IJsselmeer en Markermeer (boven) en de randmeren (onder), vergeleken met Rijn en IJssel.



4.1.3 Zoutbelasting door Franse kalimijnen

De belangrijkste bron van zoutbelasting van het IJsselmeer is de IJssel, vooral als gevolg van de zoutlozingen van de Franse kalimijnen in de Elzas (maar ook Duitse kolenmijnen en sodafabrieken langs de Moezel). In 1976 is het Rijn-Zoutverdrag gesloten, waarbij Frankrijk, Duitsland, Zwitserland, Luxemburg en Nederland betrokken zijn. Het verdrag houdt in dat het zoutgehalte in de Rijn bij Lobith niet hoger mag zijn dan 200 mg/l. De uitvoering verliep moeizaam, zo werd het verdrag door Frankrijk en Luxemburg pas eind 1983 geratificeerd. In de periode daarvoor liepen de spanningen zo hoog op dat o.a. in 1979 de Nederlandse ambassadeur uit Frankrijk werd teruggeroepen. Sinds 1987 wordt het zout echter opgeslagen in Frankrijk, vooralsnog op betonnen platen in de buitenlucht, omdat de lokale bevolking bezwaar had tegen opslag in de mijnen zelf. Op grond van een aanvullend protocol dat in 1994 van kracht werd mag

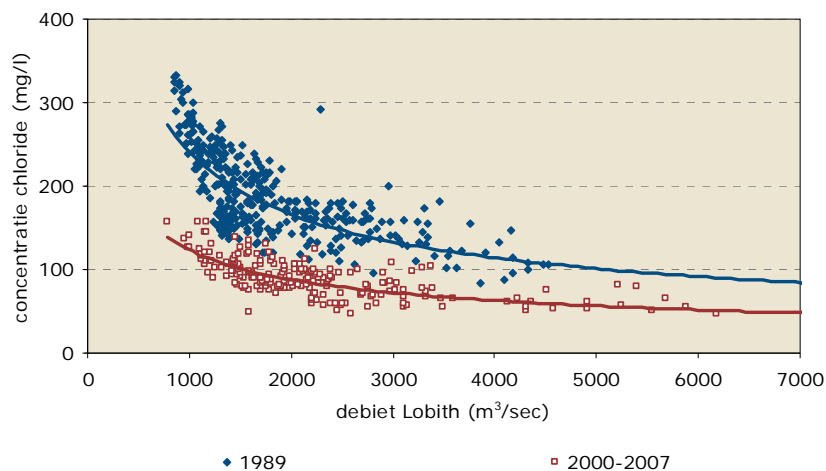
Frankrijk nu zout uit de opgeslagen voorraad alsnog in de Rijn storten, zolang de richtwaarde van 200 mg/l niet wordt overschreden.

In figuur 4.1.2 is te zien hoe de zoutgehalten in de Rijn en de IJssel in de jaren vijftig en zestig zijn toegenomen, en hoe ze tenslotte vanaf 1993 weer zijn afgenomen. De gehalten in het IJsselmeer en Markermeer volgen deze afname, maar hier is die afname minder sterk, omdat de IJssel niet de enige bron van zoutbelasting in het gebied is. In de periode met de hoogste waarden waren de zoutgehalten in het Markermeersysteem nog eens aanzienlijk hoger dan in het IJsselmeer. Dit was ook de periode van de aanleg van de Houtribdijk. Rond 1 januari 1975 daalden de gehalten hier sterk.

De zoutgehaltenes in de rivier zijn negatief gecorreleerd met de afvoer (figuur 4.1.3), waardoor de gehaltenes relatief laag zijn in de winter en het hoogst in de herfst. De totale aanvoer is in de winter echter het hoogst als gevolg van het grotere debiet van de rivier (figuur 4.1.4). Het product van debiet en concentratie resulteert in een minimum van de aanvoer naar het IJsselmeer in augustus. Rond die tijd zijn de gehaltenes in de meren juist het hoogst, wellicht door de invloed van verdamping. In het Zwarte Meer, dat zeer ondiep is en dat in de zomer een veel langere verblijftijd heeft dan in de winter, is de seizoensritmiek het sterkst, met bijna een factor twee verschil tussen zomer en winter (figuur 4.1.4).

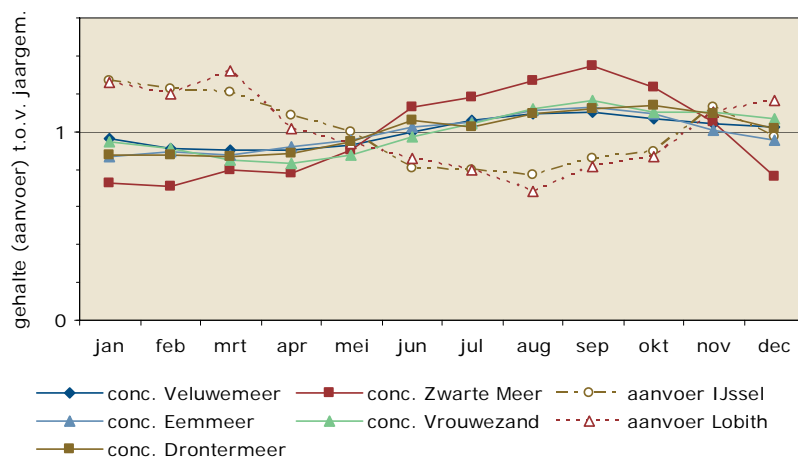
Figuur 4.1.3

Verband tussen debiet en chloridegehalte in de Rijn bij Lobith (dagelijkse metingen in 1989 en tweewekelijkse metingen uit de periode 2000-2007).



Figuur 4.1.4

Seizoensritmiek van chloridegehalten in het water van de meren (mg/l), vergeleken met die in de aanvoer vanuit de Rijn en IJssel, 1973-2007 (concentratie x debiet, in g/sec).

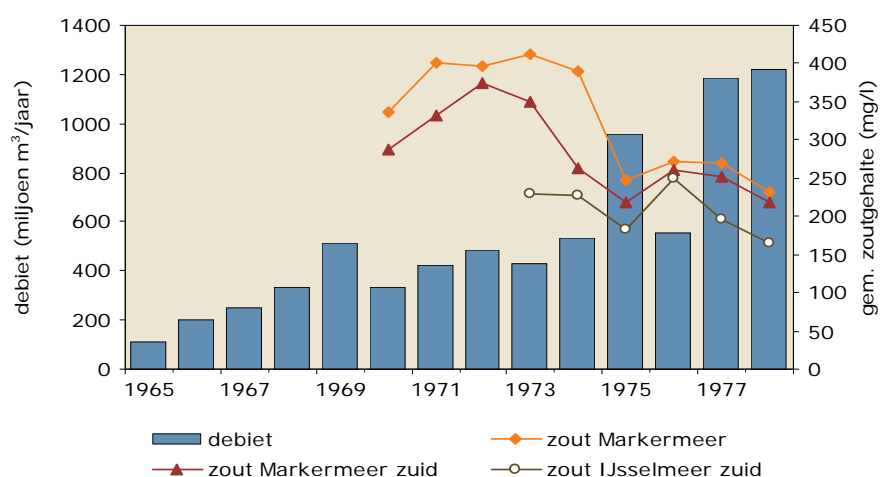


4.1.4 Invloed oud zout in de bodem

De zoutgehalten in de randmeren, met name het Zwarte Meer, Wolderwijd en vanaf 1974 ook de zuidelijke randmeren, waren altijd relatief laag. Deze wateren worden nauwelijks beïnvloed door de Rijn, en het zout dat uit de bodem van de polders vrijkwam, werd sinds de aanleg van het gemaal Blocq van Kuffeler vooral naar het Markermeer gespuid. Hier liepen de zoutgehalten op naarmate de bouw van de Houtribdijk vorderde (1965-1976), en het water minder werd verversd. Tegelijk met het sluiten van de Houtribdijk in 1975 kwam er naast de spuisluis van IJmuiden een gemaal. Door deze combinatie leek het doorspoelen van het Markermeer met water uit het IJsselmeer aanvankelijk gemakkelijker te worden, en met de toename van de afvoer naar het Noordzeekanaal via de Oranjesluizen bij Schellingwoude (figuur 4.1.5), nam het zoutgehalte in het Markermeer af. Niet lang daarna werd echter het meeste water weer via het IJsselmeer afgevoerd, omdat het gebruik van het gemaal van IJmuiden nogal kostbaar bleek. De zoutgehalten van het Markermeer werden verder beperkt door het brakke water van waterland meer naar het Noordzeekanaal te sturen en, in samenhang met automatisering van gemaal Colijn, het water van Flevoland meer naar het IJsselmeer (via het Ketelmeer). In 1989 is het chloridegehalte in het Markermeer zodoende nog verder gedaald, waardoor het ca. 40-50 mg/l lager werd t.o.v. dat in het IJsselmeer dan in de jaren daarvoor (figuur 4.1.6). In 2008 is gemaal Blocq van Kuffeler geautomatiseerd en zijn de oude dieselmotoren vervangen door electromotoren. Waterschap Zuiderzeeland wil het polderwater weer meer naar het Markermeer malen om de waterkwaliteitsnormen voor de polder (Kaderrichtlijn Water) te kunnen halen. Dit betekent wel dat het zoutgehalte in het Markermeer weer zal toenemen, volgens Bonte (2009) met ongeveer 80 mg/l. Daarmee zou het water in het Markermeer niet meer geschikt zijn voor een eventuele toekomstige drinkwaterfunctie, als die functie in het IJsselmeer in de toekomst (door de gevolgen van klimaatverandering) onder druk mocht komen te staan.

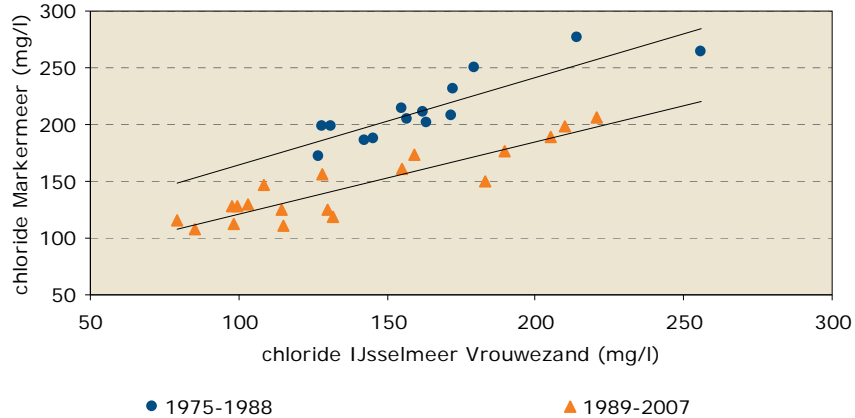
Figuur 4.1.5

Toename van het spuidebiet van Markermeerwater naar het Noordzeekanaal via de Oranjesluizen bij Schellingwoude in samenhang met afname van de zoutgehalten. Bron: Doorspoeling Markermeer in 1978. Rapport WDIJ 79.05, Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland afd. Waterhuishouding, IJmuiden.



Figuur 4.1.6

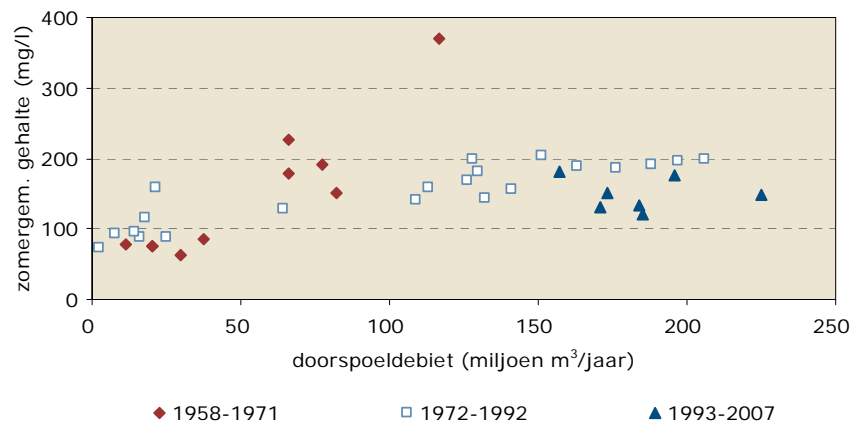
Relatie tussen het chloridegehalte in het IJsselmeer en dat in het Markermeer voor en na 1989. In deze periode werd de hoeveelheid polderwater dat naar het meer werd gemalen sterk verminderd.



Ook in het Veluwemeer, en later in het Wolderwijd, namen de zoutgehalten toe toen de meren als maatregel tegen de eutrofiëring werden doorgespoeld met water uit de Flevopolders, waar nog steeds wat zout uit de bodem komt. (Veluwemeer vanaf 1980, Wolderwijd vanaf 1990 en kortstondig rond 1982, zie figuur 4.1.2b). In 1988 bijvoorbeeld besloeg het doorspoelwater 44% van de wateraanvoer naar het Veluwemeer, maar 84% van de aanvoer van chloride (basisgegevens balansberekeningen Randmeren). Sinds de verwijdering van de Hardersluis in 2002 zijn de gehalten in de beide meren vrijwel identiek. Anders dan bij de vrije aanvoer naar het IJsselmeer vanuit de rivier is in de Veluwerandmeren het zoutgehalte hoger naar mate meer doorspoelwater uit de polder in de meren wordt gemalen (figuur 4.1.7). Deze relatie is echter in de loop van de jaren vlakker geworden, de hoeveelheid zout in het doorspoelwater is dus waarschijnlijk afgenomen. Zout dat nog uit het verleden in de bodem is opgeslagen en langzaam vrijkomt, speelt niet alleen in de vorm van kwel in de polders nog een rol, maar ook in de meren zelf. Het heeft bijvoorbeeld invloed op het gedrag van slib in de toplaag van het Markermeer. Naarmate dit sediment zoeter wordt, wordt het dunner en mobieler. De toename van de impact van slib op het ecosysteem (zie par. 3.2) is daarmee in zekere zin een vertraagd effect van de afsluiting van de Zuiderzee.

Figuur 4.1.7

Verband tussen het jaarlijkse doorspoeldebiet van Gemaal Lovink naar het Veluwemeer en de zomergemiddelde chloridegehalten in het Veluwemeer.

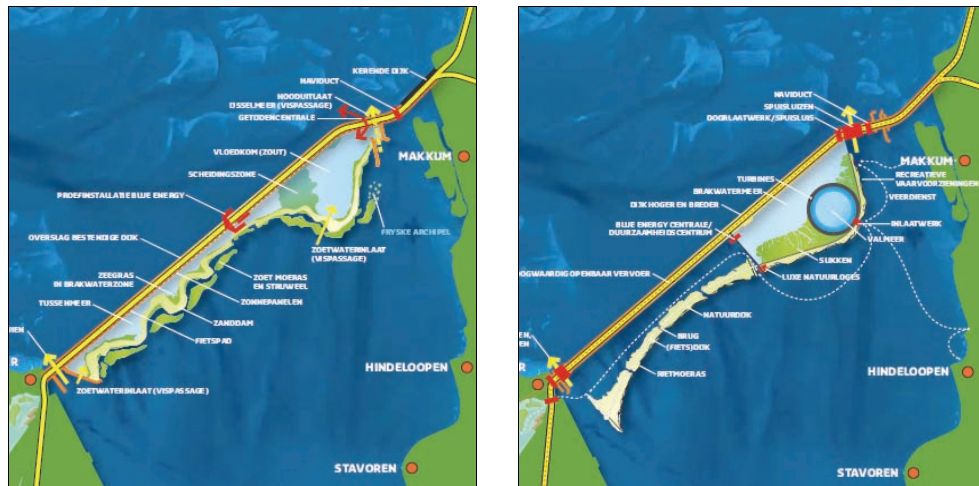


4.1.5 Terugkeer van brakke overgang

Net als in de zoete deltawateren zijn in de loop van de laatste decennia diverse plannen gemaakt om hetzij aan de kant van de Waddenzee, hetzij aan de IJsselmeerzijde, een geleidelijke overgangszone tussen zout en zoet in ere te herstellen. Dergelijke ideeën komen en gaan, maar in combinatie met een na 75 jaar noodzakelijke face-lift van de Afsluitdijk is uitvoering van een dergelijk plan nu mogelijk dichterbij. Hierbij moet onder meer rekening worden gehouden met de drinkwaterwinning, die eist dat het inlaatwater bij Andijk een zoutgehalte van maximaal 150 mg/l heeft. In het rapport "Dijk en Meer", dat in juni 2009 is aangeboden aan de staatssecretaris, hebben vier consortia in opdracht van de overheid hun visie op de Afsluitdijk gepresenteerd. Alle vier deze visies omvatten brakke zones of zoet-zout overgangen. Eén van de aandachtspunten voor vervolgonderzoek m.b.t. de basisfunctie natuur is volgens het rapport het bestuderen van de effecten van dergelijke zones op de aanwezige natuur (figuur 4.1.8).

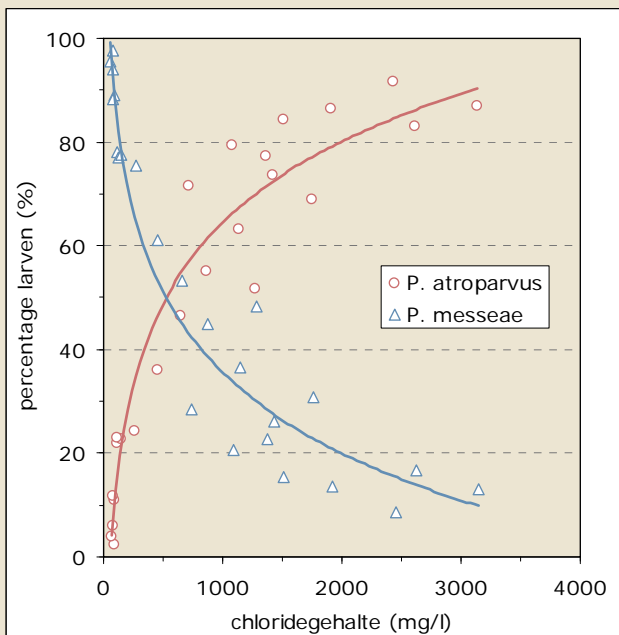
Figuur 4.1.8

Twee visies op de aankleding van de Afsluitdijk in het kader van Onderzoek Integrale Verbetering Afsluitdijk met brakwaterzones. Uit de nota "Dijk en Meer" (J. Lammers 2009).



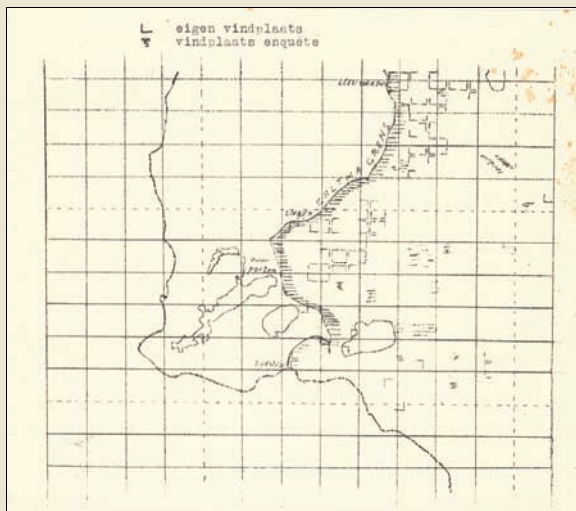
INTERMEZZO: Brak polderwater: *Caltha*-onderzoek en de anderdaagse koorts

De verzoeting van de bodem en het polderwater in de omgeving van het IJsselmeer verliep veel langzamer dan die van het IJsselmeer zelf. De binnendijkse wateren van Noord-Holland hadden voor de afsluiting zoutgehaltes van 2000-4000 mg/l, en ook het water in de nieuw aangelegde polders was aanvankelijk behoorlijk brak. In dat milieu gedijden malariamuggen. Er kwamen vroeger in Nederland twee soorten malaria voor. Eén van de twee betreffende parasieten (*Plasmodium malariae*), die de vierdedaagse koorts veroorzaakte, stierf waarschijnlijk rond 1920 uit. De tweede, veroorzaker van de anderdaagse koorts (*P. vivax*), kwam echter ook later nog veel voor in Noord-Holland en delen van Friesland, en koloniseerde de nieuwe Wieringermeer- en Noordoostpolder. De ziekte leefde op toen er in de oorlog te weinig brandstof was voor de bemaling van de polders zodat grote delen weer een moerassig karakter kregen. Kort na de oorlog, in 1946, beleefden Noord-Holland en in mindere mate ook delen van Friesland de piek van de laatste epidemie in Nederland, met 15.300 ziektegevallen in dat jaar alleen. In de Noordoostpolder werd de opkomst van de ziekte bevorderd door tewerkstelling van "politiek delinquenten", met name NSB-ers, in de polder, waarvan een groot aantal afkomstig was uit de malariagebieden in Noord-Holland en Friesland. Maar diverse maatregelen hielden de uitbraak hier beperkt. De mug die malaria overbracht (*Anopheles maculipennis atroparvus*) leeft vooral in brak water gebieden. De geleidelijke verzoeting bracht dus verlichting.



Links: Relatie tussen het zoutgehalte en de verdeling tussen de ondersoorten *atroparvus*, die malaria overbracht, en de relatief onschuldige zoetwatervorm *messeae* van de malariamug *Anopheles maculipennis*. Noordoostpolder 1943 (Zwarteveen 1948). Rechts: Spotprent van H.J. Rotgans uit de jaren veertig (collectie Nieuw Land Erfgoedcentrum).

Die verzoeting werd onder meer gevolgd door middel van veranderingen in de moerasvegetatie, want door inzet van vrijwilligers was dat goedkoper dan het meten van zoutgehaltes. Met name de Dotterbloem (*Caltha palustris*) is een betrouwbare indicator van echt zoete condities; het drinkwaterbedrijf in Leeuwarden bepaalde de tolerantiegrens op 243 mg/l (Koopmans, Correspondentieblaadje Zuiderzeeonderzoek, 1930). De Zuiderzeecommissie liet omstreeks 1930 een grootscheeps verspreidingsonderzoek doen met behulp van opnames en enquêtes, en zo werden de "Caltha-grenzen" vastgesteld, om daarmee veranderingen onder invloed van de afsluiting van de Zuiderzee te kunnen volgen. Terwijl andere typisch zoete soorten als Waterlelie, Grote Lisdodde en Zwanebloem na de afsluiting in Noord-Holland geleidelijk toenamen, ontbreekt de Dotterbloem nog steeds in grote delen van de provincie. Malaria stierf echter uit, behalve door verzoeting ook door bestrijdingscampagnes, die onder meer een intensief gebruik van DDT in de huizen van patiënten omvatte (er waren ook proeven met het bespuiten van alle sloten in een straal van 3 km rond Medemblik met arsenicum-houdende middelen). Het laatste geval van inheemse malaria dateert uit 1959, en Nederland werd tenslotte in 1970 door de Wereld Gezondheids Organisatie malaria-vrij verklaard, als één van de laatste Europese landen.



Links: de "Caltha-grens", van het voorkomen van de zoutmijdende dotterbloemen in Friesland, zoals die vlak voor de afsluiting van de Zuiderzee door de Vereniging voor onderzoek van de Zuiderzee met behulp van veldonderzoek en enquêtes omstreeks 1930 werd vastgesteld (Koopmans, Correspondentieblaadje Zuiderzeeonderzoek, 1930). Rechts: recent beeld van chloridegehaltes in het Nederlandse oppervlaktewater (Stg. Deltawerken Online, Sabine van Buuren).



4.2 Kalk en kwel; buffering

De meren horen tot de gebufferde wateren, waarbij kalk en bicarbonaat de pH stabiliseren tussen 8 en 9. In de zomer liep de pH in het verleden echter veel verder op door de activiteit van algen, in de Veluwerandmeren tot waarden die een negatief effect hebben op de overleving van vis en bodemfauna en de groei van planten. Met de afname van de voedselrijkdom blijft die verhoging steeds meer beperkt. De waarde in de meeste meren ligt tegenwoordig het hele jaar rond de 8,5, in de Veluwerandmeren mede dankzij extra buffercapaciteit door kalkrijk polderwater voor doorspoeling.

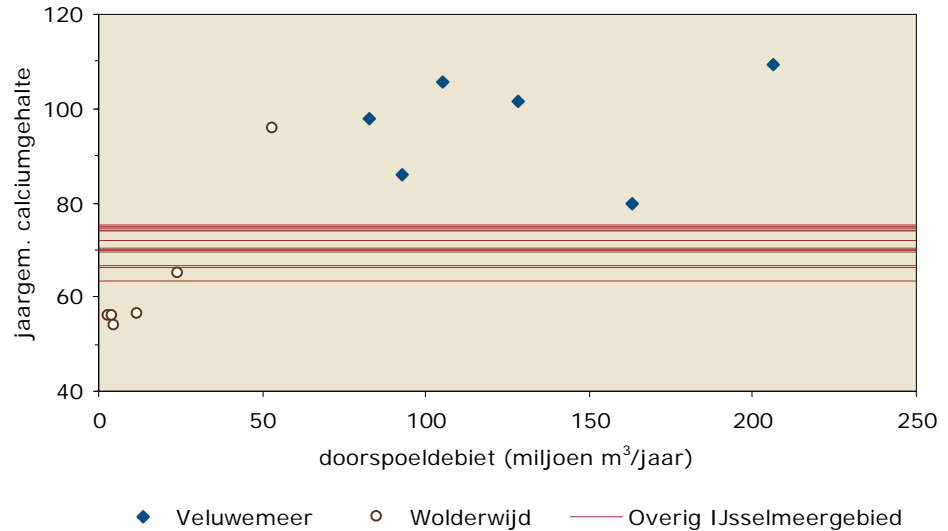
De meren van het IJsselmeergebied worden gerekend tot de "gebufferde" wateren. Dat betekent dat ze gebufferd zijn tegen veranderingen in de zuurgraad, omdat het water stoffen bevat die op een zodanige manier vrije waterstofionen afgeven of opnemen dat de zuurgraad relatief weinig verandert. In de grote, door de rivieren beïnvloede wateren zijn dat in het algemeen kalk en bicarbonaat, die de zuurgraad neutraliseren in het basische bereik. De buffercapaciteit hangt samen met de hoeveelheid van deze stoffen die in het water aanwezig is.

Bij een lage buffercapaciteit kan de pH gaan fluctueren. Veel plant- en diersoorten kunnen daar niet goed tegen en zijn aangepast aan een bepaalde range van pH-waarden. Zwak gebufferde wateren zijn in onze streken vaak zuur (vennen), en herbergen een specifieke flora en fauna, die bestand is tegen lage pH waarden en relatief grote fluctuaties (bijv. Amerikaanse Hondsvij). In het IJsselmeergebied zijn afwijkingen van de zuurgraad juist in de basische richting opgetreden, dus naar hogere pH-waarden. Waar dergelijke omstandigheden van nature voorkomen (sodameren Afrikaanse Slenk) leven ook soorten die juist aan deze waarden zijn aangepast. Bij ons heeft een verhoging van de pH echter vooral ecologische verliezen tot gevolg.

Kalk is aanwezig in de bodems van het IJsselmeergebied. Hoe dit een rol kan spelen voor de waterkwaliteit van de meren bleek toen gestart was met de doorspoeling van de Veluwerandmeren met water uit de polders, als maatregel tegen de eutrofiëringsverschijnselen in het meer (zie par. 4.3). Het kalkgehalte in de meren verdubbelde toen bijna (figuur 4.2.1). In Oostelijk Flevoland is ook de hardheid van het drinkwater met waarden van 8°D (Lelystad, Swifterbant, Dronten) aanzienlijk hoger dan langs de Veluwse kust (4,2 – 5,4°D Elburg-Putten). De Veluwerandmeren veranderden van de minst kalkrijke in de meest kalkrijke meren van het gebied.

Figuur 4.2.1

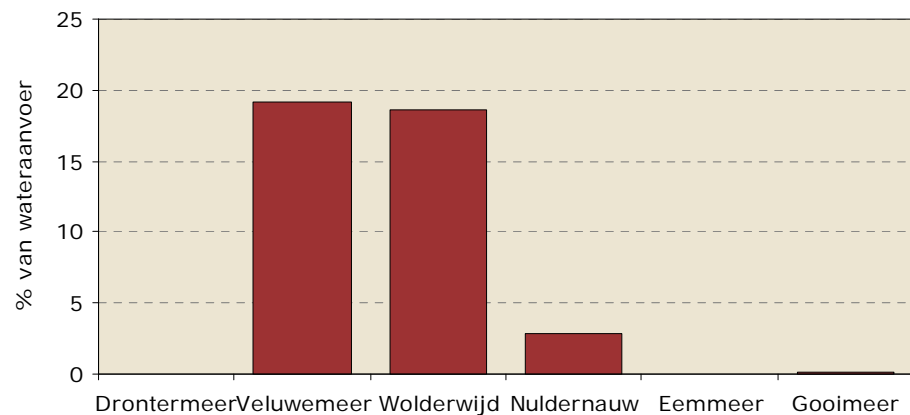
Relatie tussen het jaarlijkse doorspoelvolume en het jaargemiddelde calciumgehalte in de Veluwerandmeren, vergeleken met gehalten in ander delen van het IJsselmeergebied (zonder specifieke doorspoeling), periode 1980-1988,



Vóór de doorspoeling via Gemaal Lovink (vanaf 1979) was kwel in de Veluwerandmeren, door hun ligging t.o.v. de hoger gelegen zandgronden van de Veluwe, een belangrijke aanvoerbron van water. Zelfs mét de doorspoeling beslaat kwel in het Veluwemeer en Wolderwijd bijna 20% van de aanvoer (figuur 4.2.2). In de overige delen van de Veluwerandmeren is de invloed van kwel op de waterbalans veel kleiner (Nuldernauw) of afwezig (Drontermeer; Rijsdijk & Michielsen 1998). De Utrechtse Heuvelrug levert in het Gooimeer aanzienlijk minder kwel op dan de Veluwe; gemiddeld over 1992-99 was dat slechts 0,17% van de wateraanvoer (Vendrig et al. 2003). Parallel aan het drinkwater was het kwelwater van de Veluwe waarschijnlijk relatief kalkarm, gezien de toename van het kalkgehalte in het meerwater na de start van de doorspoeling met polderwater. Tot die tijd waren de Veluwerandmeren dus wellicht relatief zwak gebufferd, waardoor de pH meer kan hebben gefluctueerd.

Figuur 4.2.2

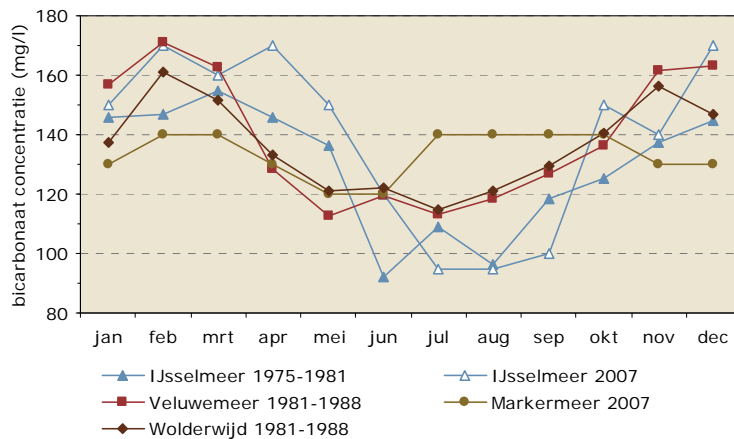
Aandeel van kwel in de wateraanvoer van de Veluwerandmeren en de zuidelijke randmeren. (Rijsdijk en Michielsen 1998, Vendrig et al. 2003).



De pH ligt in dit type meren normaal gesproken meestal tussen 8 en 9. Veranderingen in de pH kunnen onder meer optreden door fotosynthese van waterplanten en algen; door de opname van CO₂ of bicarbonaat (HCO₃⁻) neemt de buffercapaciteit af en wordt de pH hoger. In meren met hoge algenconcentraties is de pH daardoor in de zomer hoger dan in de winter. De hoeveelheid kalk en bicarbonaat is dan juist lager (figuur 4.2.3). Door de activiteit van algen kan ook een dag-nacht ritme en een verticale gradiënt in pH en concentraties ontstaan.

Figuur 4.2.3

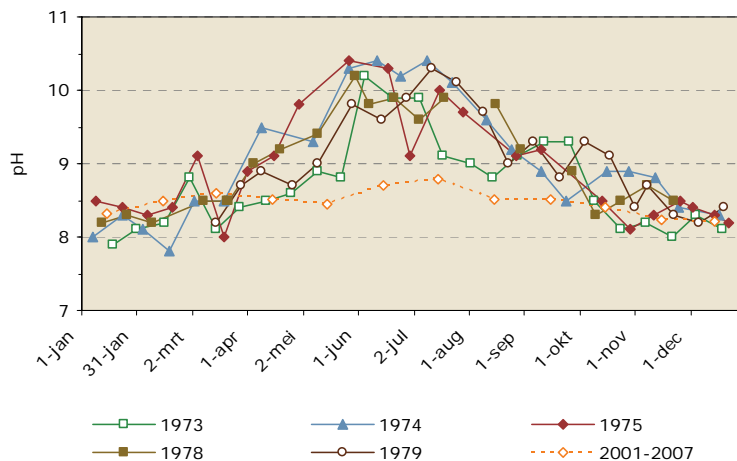
Seizoensverloop van bicarbonaat in het Markermeer, het IJsselmeer en de Veluwerandmeren, jaren tachtig en 2007.



In figuur 4.2.4 is te zien dat in het Veluwemeer het verschil in pH tussen zomer en winter in het verleden, onder eutrofe condities met veel algen, zeer groot was. Hoewel iets minder extreem dan in het Veluwemeer was er ook in de andere meren, vooral in die met lange verblijftijden (par 3.1), een sterke seizoensritmiek (figuur 4.2.5). In de IJssel, waar de hoeveelheid algen ook in het verleden beperkt was in verhouding tot de hoeveelheid fosfor, zoals gebruikelijk is in rivieren, was een seizoensritmiek wel nagenoeg afwezig, en in het Ketelmeer was de ritmiek eveneens beperkt. Extreem hoge pH-waarden kwamen in de jaren zeventig voor in het Veluwemeer en het Drontermeer, waar ze in de zomer overdag langdurig boven de 9,5 lagen en opliepen tot bijna 10,5.

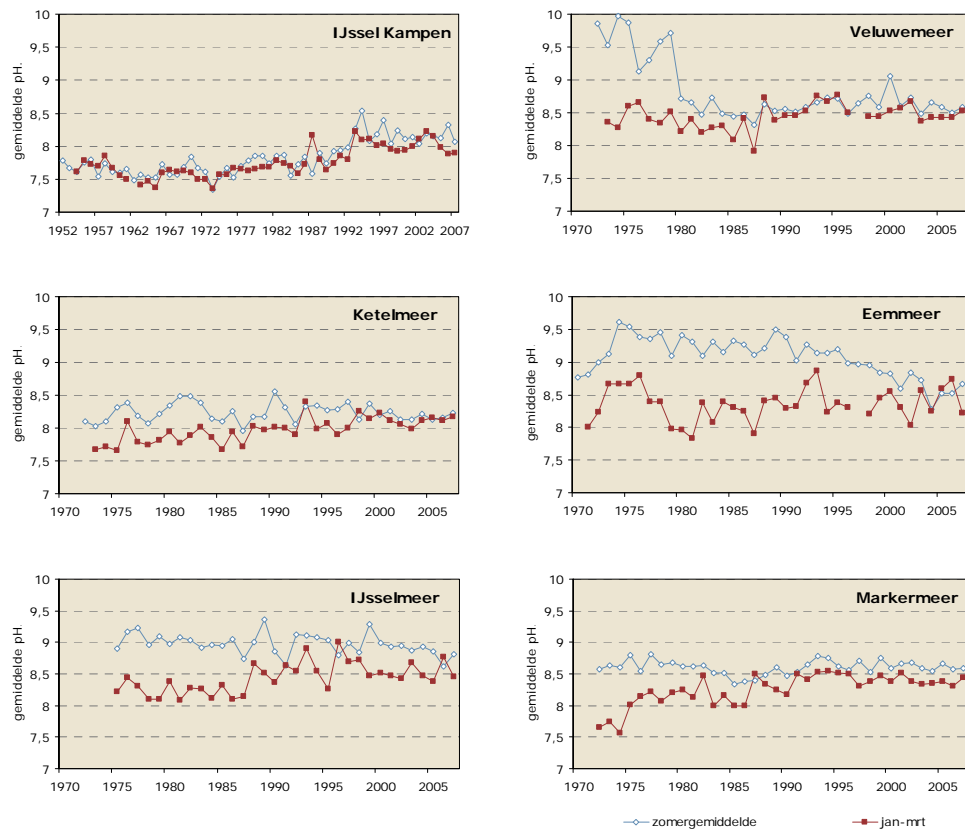
Figuur 4.2.4

Seizoensverloop van de pH in het Veluwemeer in de meest extreme jaren, vergeleken met het gemiddelde verloop over de recente jaren 2001-2007.



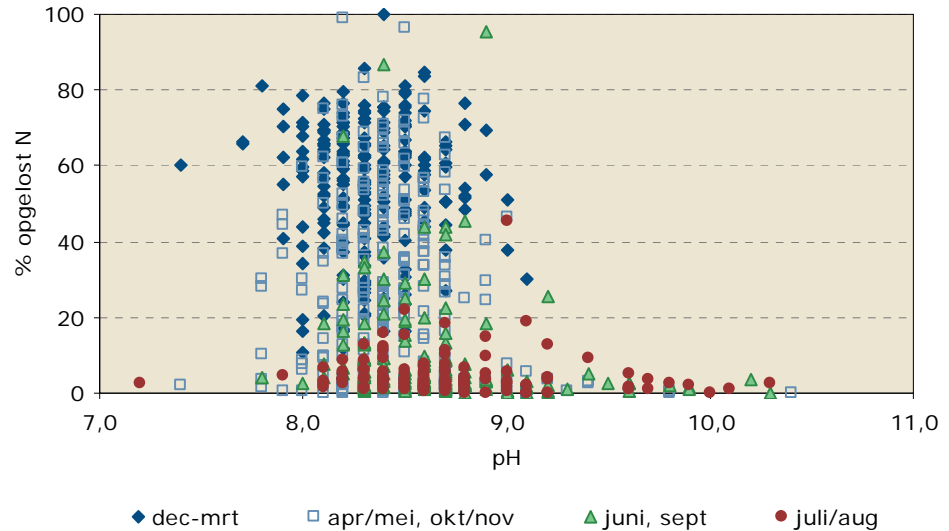
Aanhoudende waarden rond pH 10 zijn zeer hoog, ook voor gebufferde meren. Het zijn waarden die ook voorkomen in de soda-meren van de grote Afrikaanse Slenk, waar slechts enkele "extremofiele" soorten kunnen leven (bijvoorbeeld Lake Natron in Tanzania, pH 9-10,5). Dergelijke waarden zijn als ze wekenlang aanhouden in minder exotische meren echter dodelijk voor onder meer Driehoeksmosselen (zie par 5.4). Ze verminderen de weerstand van vissen ("loogziekte", aantasting van huid en kieuwen) en maken ze gevoelig voor onder meer ammoniakvergiftiging. De kans daarop neemt ook al toe door remming van de nitrificatie bij deze zuurgraad (via lage zuurstofconcentraties), waardoor ammonium wordt omgezet in giftig ammoniak (par. 4.5). De groei van planten wordt eveneens geremd, omdat diverse voedingsstoffen (ijzer en andere metalen, maar ook stikstof en fosfor) bij hoge pH neerslaan en niet meer via het water kunnen worden opgenomen. Slechte oplosbaarheid van stikstof kan de dominantie van blauwalgen met speciale aanpassingen voor de binding van atmosferische stikstof verder hebben versterkt (figuur 4.2.6; par 5.1). De afbraak van organisch stof wordt juist versneld, waardoor de zuurstofconcentratie afneemt (remming nitrificatie; par. 4.5). In de Veluwerandmeren en in het Eemmeer moeten dergelijke processen in de jaren zeventig een rol hebben gespeeld bij de sterke verarming van het ecosysteem die zich toen in deze meren voordeed, naast onder meer habitatverlies door lichtgebrek voor planten (par. 4.3).

Figuur 4.2.5
pH jan t/m maart en april t/m sept. (gemiddelden berekend via H⁺ concentraties).



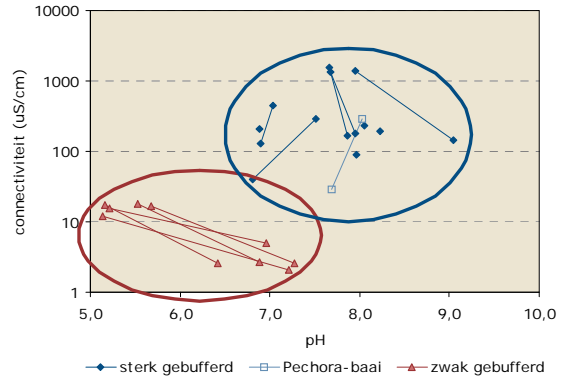
Figuur 4.2.6

Aandeel opgelost stikstof in het Veluwemeer als functie van de pH en de tijd van het jaar.



Waarden van de pH tussen 10 en 11 worden ook in andere meren wel gemeten in perioden met algenbloei. In het IJsselmeergebied waren zulke waarden echter beperkt tot de Veluwerandmeren. Ook in randmeren met nog hogere chlorofylgehalten, zoals het Eemmeer en het Zwarte Meer (par. 5.1), was de pH desondanks minder uitzonderlijk. De grote invloed van relatief kalkarme kwel in de waterbalans van de Veluwerandmeren en een als gevolg daarvan relatief zwakke buffering, kan daarbij een rol hebben gespeeld. Doorspoeling met polderwater vanaf 1979 kan dan naast verlaging van de nutriëntgehalten en algenconcentraties ook via vergroting van de buffercapaciteit hebben geresulteerd in lagere pH-waarden en een verbetering van de ecologische toestand.

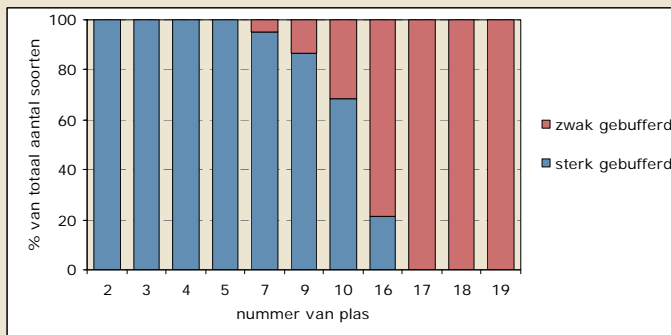
Met de afnames van de nutriënten en de algenconcentraties is de seizoensritmiek in pH inmiddels in de meeste meren grotendeels verdwenen (figuur 4.2.5). Het IJsselmeer lijkt een hogere pH te hebben dan de andere meren. In het Eemmeer zijn de zomerwaarden ook nog relatief lang hoog geweest, tot ver in de jaren negentig, maar samen met de afname van de nutriënten zijn ze tenslotte sterk gedaald. In het Ketelmeer, IJsselmeer en Markermeer zijn de waarden in de winter gestegen zonder duidelijke verandering in de zomer, met uitzondering van een mogelijke recente daling in het IJsselmeer. In alle wateren is, hetzij door daling in de zomer, hetzij door stijging in de winter, de seizoensritmiek minder uitgesproken geworden. De pH in de meeste meren lijkt te bewegen naar een waarde die het hele jaar rond 8,5 ligt, alleen in het Ketelmeer is de waarde wat lager, in aansluiting op de situatie in de IJssel.



Mozaïek van meren en plassen langs de oever van de Pechora-baai (links). Sterk gebufferde wateren in contact met de baai reflecteren licht via slib en algen en zijn op deze false-colour foto lichtblauw, geïsoleerde, zwak gebufferde wateren zijn donkerblauw of zwart. In de grafiek zijn metingen van pH en geleidbaarheid (verwant aan zoutgehalte) uit twee verschillende jaren per plas verbonden.

INTERMEZZO: Sterk en zwak gebufferde wateren in een rivierdelta

Het mondingsgebied van de Russische Pechora-rivier is nagenoeg ongerept. Het gebied heeft een geologie en een topografie die sterk lijken op die van laag-Nederland. De rivier mondt uit in een brakke, Zuiderzee-achtige baai, die een groot aantal wateren voedt in de omliggende gebieden, onder invloed van getij (van Eerden 2000). Door dit contact zijn deze wateren sterk gebufferd, met door seizoensritmiek en indamping sterk wisselende zoutgehalten, maar een relatief stabiele pH. Deze plassen zijn voedselrijk en vaak troebel door slib en/of algenbloei. Wateren in de wat hoger gelegen gebieden hebben vaak geen contact met de baai of de rivier en worden gevoed door sneeuw en regen. Daardoor lijkt het water veel meer op regenwater en wisselt de pH sterk in relatie tot neerslag. Deze plassen zijn zwak gebufferd. Het water is er puur zoet, voedselarm en glashelder en het onderhoudt een totaal andere levensgemeenschap dan de sterk gebufferde wateren. De plassen op de overgang zijn het rijkst aan soorten doordat de beide gemeenschappen hier samen voorkomen. Door ruimtelijke verschillen in hoogte en bodemtype vormen beide typen een mozaïek dat resulteert in een grote ruimtelijke ecologische verscheidenheid. In het IJsselmeergebied is deze vorm van variatie door de sterk veranderde inrichting zeer verarmd en uit beeld geraakt. Met uitzondering van een restant in de Makkumerwaard liggen de overgangen binnendijs, zodat geen sprake meer kan zijn van de dynamische interactie die in de Pechoradelta nog bestaat.



Verdeling van zwak en van sterk gebufferde soorten kiezelalgen (totaal 35 soorten, 8-22 per plas) over een gradiënt van de hierboven beschreven plassen van de overstromingsvlakte van de Pechora-baai (sterk gebufferd) naar hoger gelegen grond (zwak gebufferd).

4.3 Eutrofiëring en oligotrofiëring

De fosforgehalten zijn met name in de tweede helft van de jaren tachtig sterk gedaald door internationale inspanning in het Rijnstroomgebied (met name in Duitsland), maar zijn sindsdien weinig meer veranderd. In het IJsselmeer en Ketelmeer is het verloop grotendeels gedictieerd door wat in Lobith ons land binnen komt. De huidige gehalten zijn niet veel hoger meer dan die in de jaren vijftig. In de andere compartimenten zijn lokale of regionale maatregelen van aanvullende invloed geweest (Veluwe- en zuidelijke randmeren).

Er is een sterke tweedeling van de meren met betrekking tot benutting van het beschikbare fosfor. Hogere concentraties orthofosfaat, overeenkomstig die van de Rijn en de IJssel, zijn tegenwoordig alleen te vinden in Ketelmeer, Zwarte Meer, Eemmeer en Gooimeer; de meren met rivierinvloed en relatief korte verblijftijden. In de overige meren zijn de concentraties veel lager, en heeft na een periode van lichte toename sinds 1990 in 2004 een opvallende afname van orthofosfaat plaatsgevonden. Deze tweedeling van de meren heeft wellicht te maken met natuurlijke, ecologische terugkoppelings- en versterkingsmechanismen.

De overmaat aan stikstof heeft in het verleden in combinatie met zuurstoftekort mogelijk geleid tot ammoniakvergiftiging van bodemfauna in het IJsselmeer en Ketelmeer. Het is mogelijk dat dit onder invloed van accumulatie van organisch stof en hoge watertemperaturen op de bodem van het IJsselmeer opnieuw aan de orde is, maar over de bodemchemie zijn weinig gegevens beschikbaar. Stikstofgehalten zijn inmiddels wel gedaald, maar minder drastisch dan de fosforgehalten. Anders dan bij fosfor stagneert de afname echter nog niet.

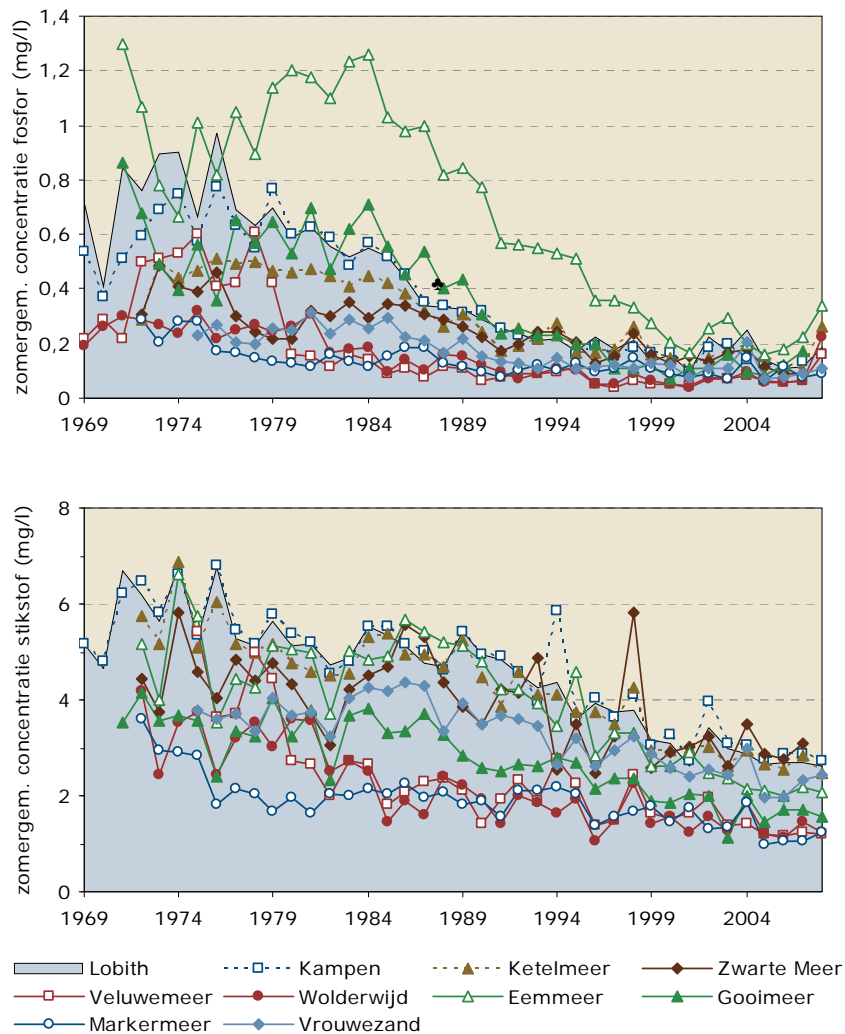
Het beheer van de wateren van het IJsselmeergebied heeft zich vooral in de jaren tachtig en negentig onder meer sterk gericht op het reduceren van de nutriëntbelasting. De hoeveelheid fosfor en stikstof in het water was sinds de oorlog steeds verder verhoogd door onder meer afspoeling van meststoffen en toevoer van huishoudelijk afvalwater. Hoewel de meren als onderdeel van een deltagebied van nature relatief rijk aan voedingsstoffen zijn, is een overschot ongewenst omdat het leidt tot overmatige algengroei. Dit leidt op zijn beurt tot het verdwijnen van hogere waterplanten door onder meer lichtgebrek, en daarmee tot habitatverlies voor andere organismen. Ook treedt zuurstofgebrek op en worden gifstoffen gevormd bij de afbraak van de algen. Verlies van biodiversiteit en gezondheidsrisico's waren aanleiding tot het nemen van maatregelen.

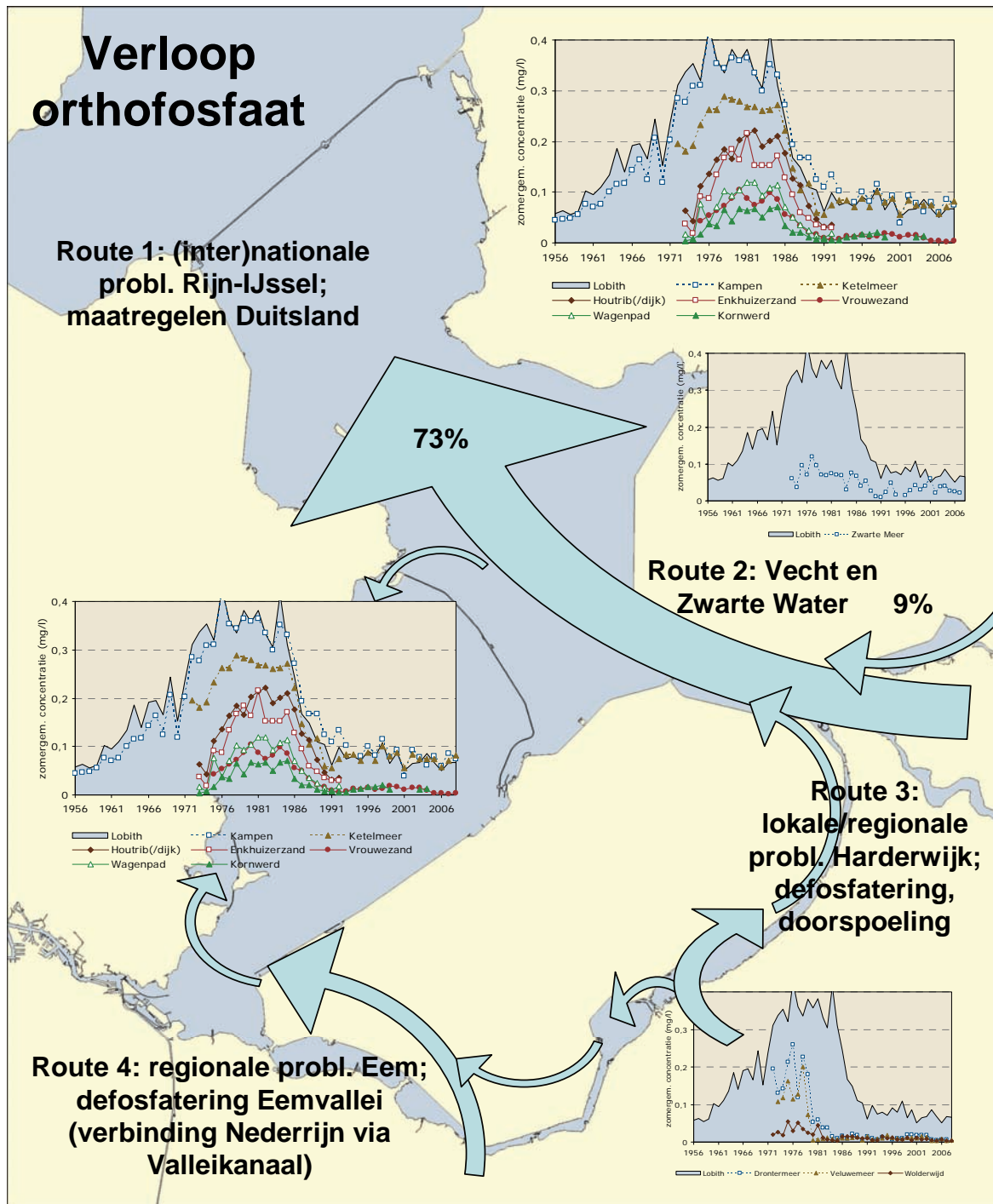
Een belangrijk instrument om toevoer van fosfor en stikstof aan te pakken kwam met de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, die in 1970 van kracht werd. Deze wet leidde tot een systeem van lozingsvergunningen, verontreinigingsheffingen en inspecties, en tot de bouw van waterzuiveringsinstallaties, zij het aanvankelijk nog zonder defosfatering. De toevoer van fosfor via bemesting begon daarna te dalen. Een jaar eerder al

bracht zeepfabriek De Klok het eerste fosfaatvrije wasmiddel op de markt (Klok C5). In 1984 volgde de Superheffing (minder vee door melkquotum), in 1987 de mestwetgeving (mestquotum, mineralenboekhouding) en verlaging van het fosfaatgehalte in krachtvoer. In 1991 komt de Europese nitraatrichtlijn en in 1998 het Mineralenaangiftesysteem, waarna de stikstofproductie versneld afnam. Behalve dit landelijke patroon zijn er in het IJsselmeergebied natuurlijk lokaal en regionaal aanvullende problemen en maatregelen geweest. In het algemeen zijn er vier deelgebieden waarbinnen vergelijkbare ontwikkelingen en trends zijn aan te wijzen. Deze worden gestuurd door de vier belangrijkste (groepen) aanvoerwateren van het IJsselmeergebied; de Overijssels Vecht/Zwarte Water, de IJssel, het complex van wateren van Veluwe en Flevoland en de Eem. In alle vier deze gebieden is inmiddels sprake geweest van afname van stikstof en fosfor (figuur 4.3.1), maar de details van het verloop verschillen.

Figuur 4.3.1

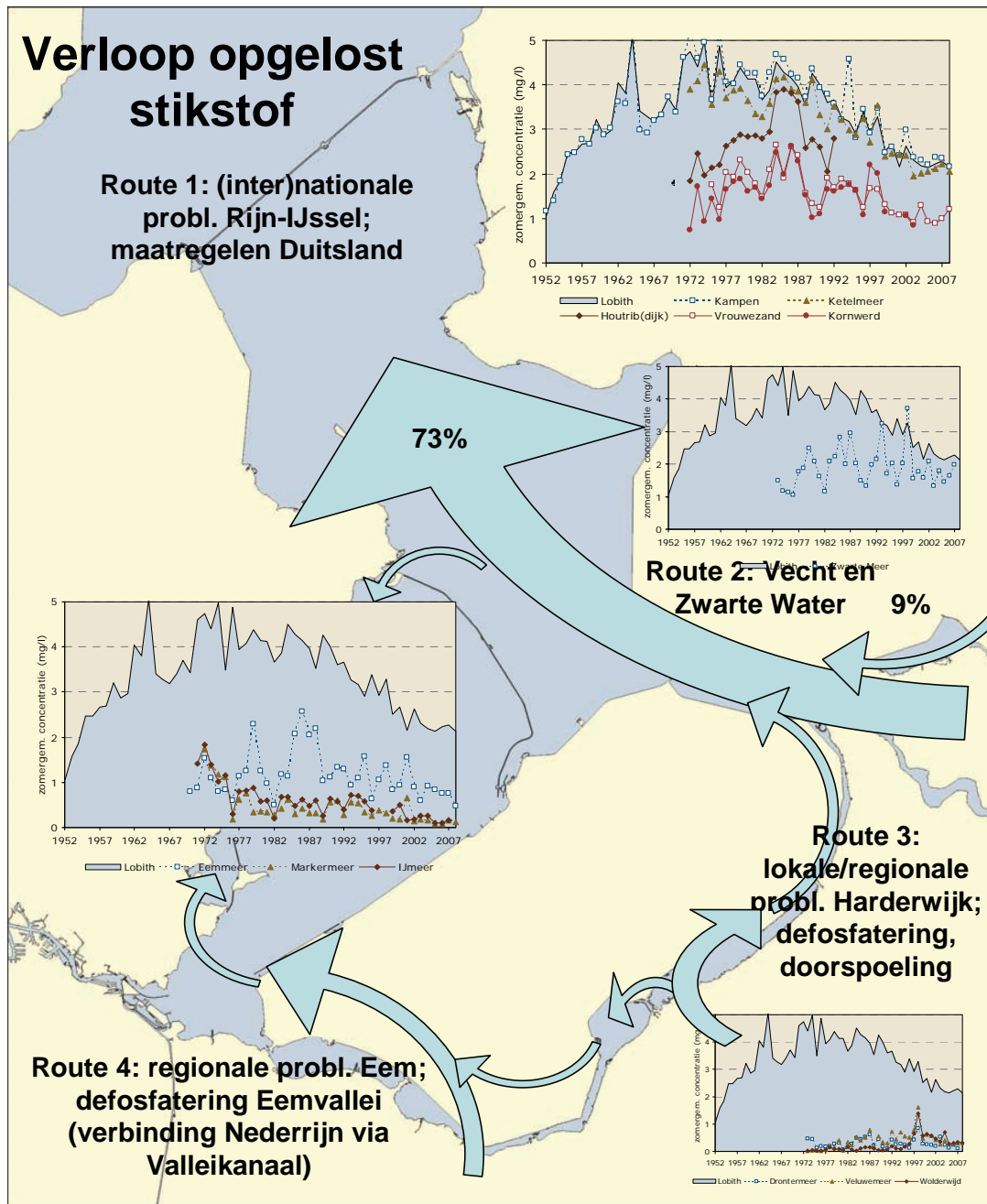
Verloop van de zomergemiddelden van totaal fosfor (a) en totaal stikstof (b) in het IJsselmeergebied, vergeleken met het verloop in de Rijn bij Lobith (grijs vlak) en de IJssel bij Kampen.





Figuur 4.3.2

Vergelijking van het verloop van orthofosfaat in vier deelgebieden van het IJsselmeergebied, en het verloop in de Rijn en IJssel.



Figuur 4.3.3

Vergelijking van het verloop van opgelost stikstof (DIN = ammonium + nitraat/nitriet) in vier deelgebieden van het IJsselmeergebied, en het verloop in de Rijn en IJssel

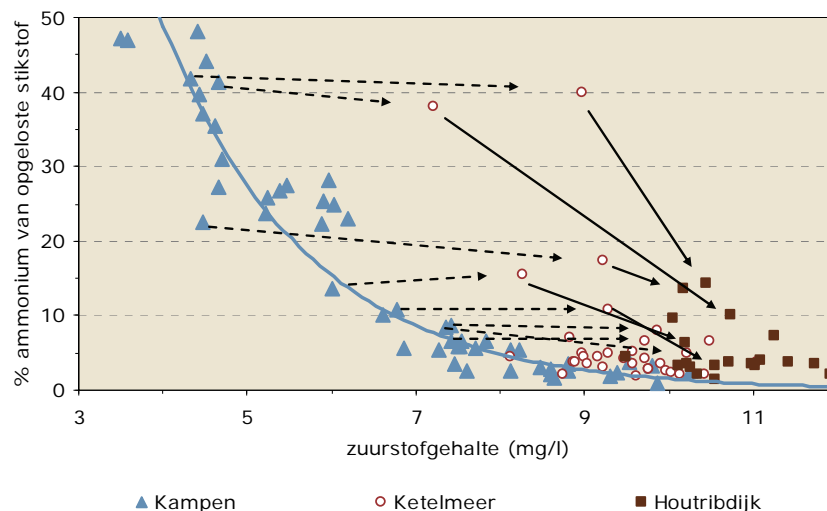
Route Rijn – IJssel – Ketelmeer –IJsselmeer

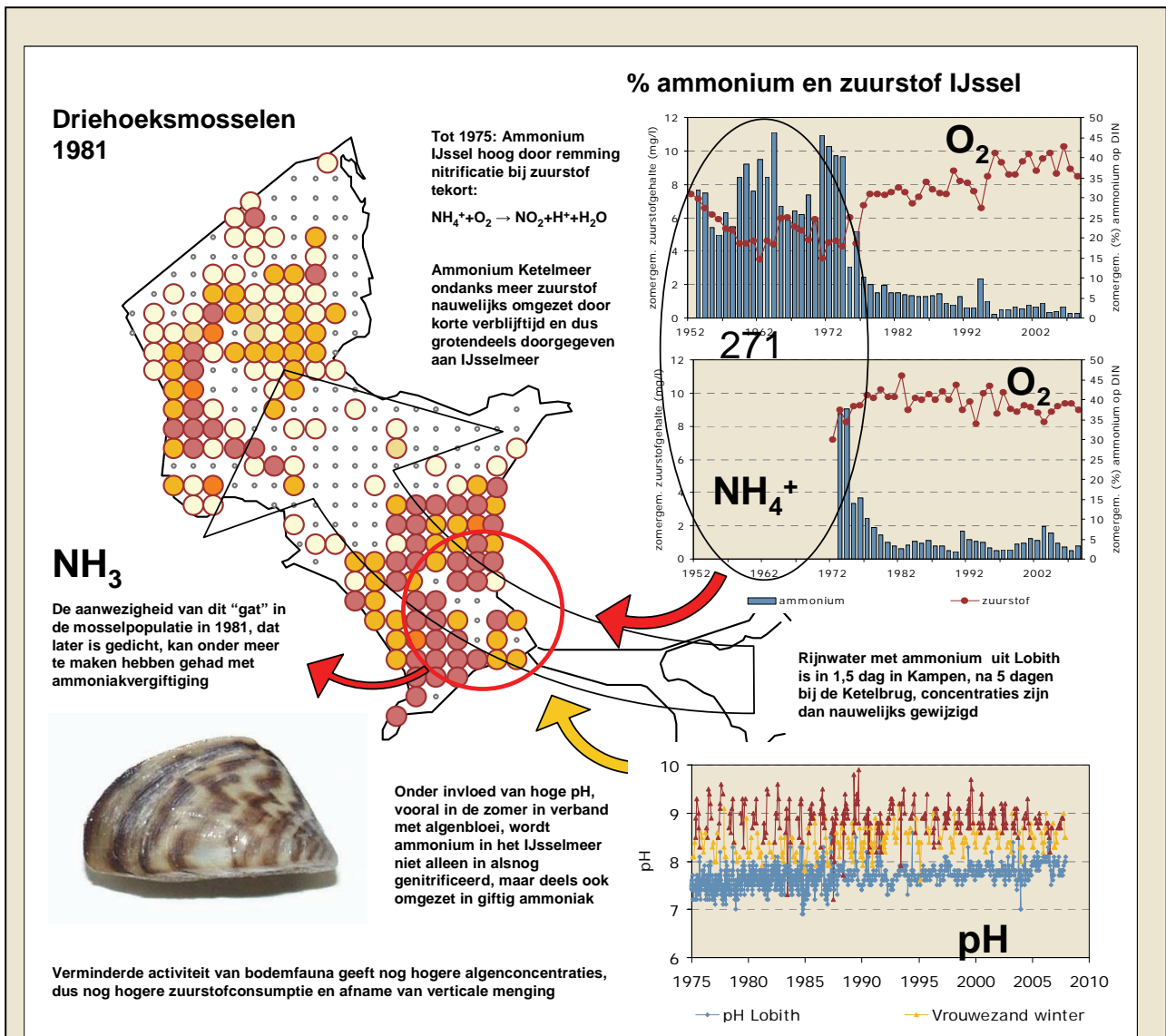
Ongeveer drie kwart van de wateraanvoer naar het IJsselmeer komt uit de IJssel. Dit water komt op zijn beurt grotendeels uit Duitsland, en stroomt bij Lobith via de Rijn ons land binnen. Bij een stroomsnelheid van orde grootte een meter per seconde is dit water in anderhalve dag in Kampen. Het verloop van de nutriëntgehalten door de jaren heen is in Kampen dan ook nagenoeg identiek aan dat van Lobith, zodat de historie van aanvoer van nutriënten naar dit deel van het IJsselmeergebied in hoge mate door het beleid in Duitsland (en Zwitserland) is gestuurd. Het historische verloop van de gehalten wordt het best in beeld gebracht door gegevens over de opgeloste fracties van fosfor en stikstof, die voor Lobith en Kampen respectievelijk vanaf 1956 (orthofosfaat; figuur 4.3.2) of zelfs 1952 beschikbaar zijn (ammonium en nitraat/nitriet; figuur 4.3.3).

Deze gegevens laten al in de jaren vijftig een sterke toename van de aanvoer van stikstof zien, waarbij een relatief groot deel werd aangevoerd in de vorm van ammonium. Onder invloed van lage zuurstofgehalten in de rivier werd namelijk de nitrificatie, dat wil zeggen de anders gebruikelijke oxidatie van ammonium tot nitraat en nitriet, geremd. Met name vanaf het eind van de jaren vijftig nam eveneens het orthofosfaatgehalte in het water sterk toe. Dit patroon van toename werd doorgegeven aan het IJsselmeer, waarbij in noordelijke richting afname optrad door opname in bodem en algen. Alleen ammonium werd, voor zover af te leiden uit de reeksen van de diverse IJsselmeerlocaties (die pas in 1972 zijn gestart) niet ongewijzigd doorgegeven. Door de tijdens de route geleidelijk hogere wordende zuurstofgehalten werd dit onderweg wellicht alsnog geoxideerd tot nitraat en nitriet (genitrificeerd). Ondanks een aanzienlijk hoger zuurstofgehalte was het zomergemiddelde percentage ammonium in het Ketelmeer nog niet of nauwelijks lager dan in de IJssel bij Kampen in het zelfde jaar, maar in het zuidelijke IJsselmeer was dat wel het geval (figuur 4.3.4). Gezien de korte verblijftijd van slechts enkele dagen was in het Ketelmeer waarschijnlijk simpelweg niet genoeg tijd voor nitrificatie, zodat dit proces blijkbaar grotendeels pas in het IJsselmeer plaatsvond.

Figuur 4.3.4

Relatie tussen zuurstof en het aandeel Ammonium in opgelost stikstof (ammonium en nitraat/nitriet, zomergemiddelden) in de IJssel bij Kampen (blauw, vanaf 1952), in het Ketelmeer (West) en in het IJsselmeer (Houtribdijk) (beide vanaf 1973). De onderbroken pijlen verbinden waarden van Kampen en Ketelmeer uit het zelfde jaar, de doorgetrokken pijlen die van Ketelmeer en zuidelijk IJsselmeer.





INTERMEZZO: Ammoniakvergiftiging van de bodemfauna?

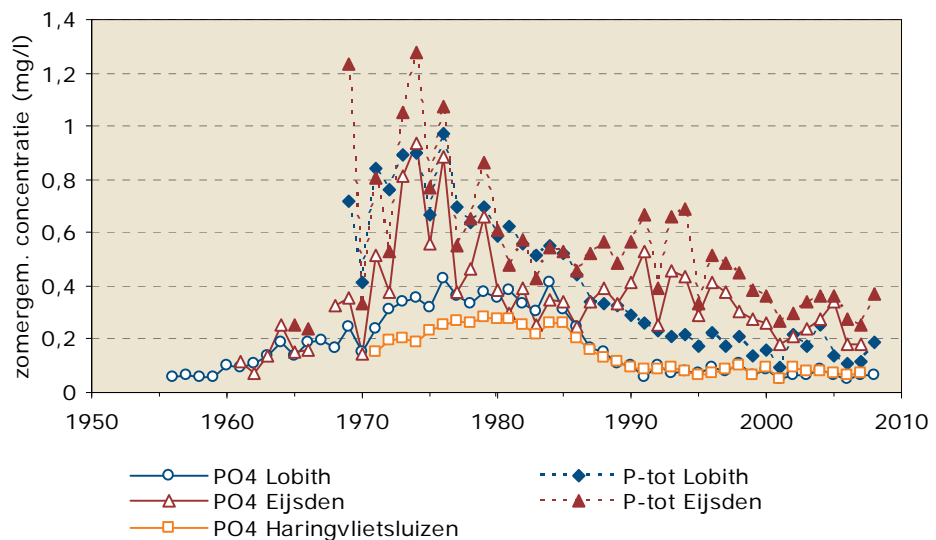
Door de lage zuurstofgehalten in de rivier in de jaren zeventig werd de omzetting van ammonium in nitraat en nitriet geremd en kwamen grote hoeveelheden ammonium in het IJsselmeer terecht. Op de oudste verspreidingskaarten van de Driehoeksmosselen, uit 1969 en 1981, valt op dat de mosselen schaars waren in het gebied ten westen van de Ketelbrug, waar het rivierwater aankwam. Later is dit "gat" gedicht (zie kaarten in par. 5.4). In die zelfde periode was de mosselpopulatie in de IJssel, en waarschijnlijk ook in het Ketelmeer, nagenoeg verdwenen in verband met verontreiniging en zuurstoftekort (van Urk & Marquenie 1989). Hoewel op een diepte van een meter in het IJsselmeer geen zuurstoftekorten werden gemeten, is het mogelijk dat het zuurstofverbruik bij de bodem in het zuiden van het IJsselmeer eveneens relatief hoog was. Bij de hogere pH in dit water is dan mogelijk relatief veel ammonium omgezet in giftig ammoniak, dat samen met de lage zuurstofconcentratie en eventuele vorming van zwavelwaterstof de situatie voor het bodemleven kan hebben verslechterd. Door afname van de hoeveelheid stikstof in de rivier en de sterk verbeterde zuurstofsituatie komt tegenwoordig veel minder ammonium in het IJsselmeer terecht. Wel zou door klimaatverandering in de zomer de kans op incidenteel voorkomen van zulke situaties (sterke horizontale gelaagdheid met lage zuurstofconcentraties bij de bodem) kunnen toenemen.

In het zuidelijke IJsselmeer moeten dus in de jaren zeventig grote hoeveelheden ammonium zijn aangekomen, die daar vervolgens bij de relatief hoge zuurstofgehalten (althans volgens de meetgegevens van een waterdiepte van 1 meter) konden worden genitrificeerd. Het ammonium werd hier echter ook blootgesteld aan pH waarden van rond de 9; waarden waarbij relatief veel ammonium wordt omgezet in het giftige ammoniak. De metingen van nutriënten en zuurstofgehalten zijn verricht op een waterdiepte van een meter. Het is mogelijk dat bij de bodem onder lagere zuurstofgehalten relatief veel ammoniak is gevormd, waardoor het bodemleven bloot stond aan een ongunstige combinatie van factoren (zie intermezzo).

Door de grote invloed van het Duitse rivierwater zijn de effecten van de Nederlandse mestwetgeving op het nutriëntverloop in het IJsselmeer minder goed zichtbaar in de grafieken. De sterke verbetering van de zuurstofsituatie in de Rijn en de IJssel vanaf 1976, resulterend in een evenredig sterke vermindering van de aanvoer van ammonium naar het IJsselmeer is dus in de eerste plaats toe te schrijven aan Duitse inspanningen voor verbetering van afvalwaterverwerking. In 1985 namen de Duitsers zich voor de nutriëntgehalten binnen tien jaar te laten halveren, wat voor fosfor ruimschoots lukte. Het verloop van de fosforgehalten op de route IJssel-Ketelmeer-IJsselmeer weerspiegelt dat op een manier die karakteristiek is voor het gehele Rijnstroomgebied, zoals blijkt uit een vergelijking met het verloop van fosfor in de Maas (figuur 4.3.5). Met name in 1987 gaan de fosfaatgehalten in het Rijnsysteem sterk omlaag en gaat het verloop afwijken van dat van de Maas. Op dezelfde manier als waarop de Rijn het verloop in het IJsselmeer heeft gedicteerd, is ook het verloop in de deltawateren beïnvloed, bijvoorbeeld in het Haringvliet.

Figuur 4.3.5

Verloop van zomerhalfjaargemiddelden van totaal fosfor en orthofosfaat in de Rijn bij Lobith, en in de Maas bij Eijsden. Ter vergelijking is ook het verloop van orthofosfaat bij de Haringvlietsluizen aangegeven.



De gehalten van orthofosfaat in het Rijnstroomgebied zijn inmiddels de oudst beschikbare waarden uit de jaren vijftig dicht genaderd en de mate van afname is nog slechts gering. De stikstofgehalten begonnen pas later af te nemen, mede onder invloed van de Europese Nitraatrichtlijn van 1991, die in Duitsland in 1996

werd vertaald in een "Düngeverordnung". Recent is ook hier de halvering min of meer bereikt, en de afname lijkt verder door te zetten.

Andere routes; Zwarte Meer, Veluwerandmeren en Zuidelijke Randmeren

Het verloop van de nutriëntgehalten in andere delen van het gebied zijn in sterkere mate door de regio gestuurd. Het Zwarte Meer ontvangt het meeste water uit het Zwarte Water en de Overijsselse Vecht. Desondanks vertoont het verloop van de nutriëntgehalten overeenkomst met dat van het Ketelmeer, zij het dat de opgeloste fracties lager zijn door de langere verblijftijd. In het stroomgebied van Vecht en Zwarte Water zijn diverse maatregelen genomen ter verlaging van de nutriëntgehalten, onder meer bij de rioolwaterzuiveringsinstallaties. Een groot deel van het fosfor en vooral stikstof bereikt de rivieren echter via uit- en afspoeling. Op grond van gegevens over waterplanten en vogels moet de waterkwaliteit in het Zwarte Meer eind jaren vijftig al zodanig verslechterd zijn dat de ecologische situatie achteruit ging, tien jaar eerder dan in de Veluwerandmeren. Afname van de nutriëntgehalten leidde tenslotte vooral midden jaren negentig tot ecologisch herstel (toename planten, mosselen en doorzicht; Noordhuis 2007). Deze verbetering verliep vrij abrupt en op het zelfde moment als sterke ecologische verbeteringen andere delen van het IJsselmeergebied.

De Veluwerandmeren hebben met een geheel eigen problematiek te stellen gehad door lozing van aanvankelijk ongezuiverd afvalwater van onder meer eenden- en kippenmesterijen. Hier liepen de nutriëntgehalten minder ver op dan in de rivieren en de zuidelijke randmeren, maar hoog genoeg om grote ecologische problemen te veroorzaken. In de jaren zeventig waren nagenoeg alle waterplanten, de mosselen en watervogels uit het gebied verdwenen. Anders dan in het Zwarte Meer en de zuidelijke randmeren was een relatief groot deel van de aanvoer van nutriënten gedurende de jaren zeventig geconcentreerd in één bron; de rioolwaterzuiveringsinstallatie van Harderwijk. Het lozingspunt werd in januari 1969 verplaatst van het Wolderwijd naar het Veluwemeer, waarna de fosforgehalten in het Wolderwijd min of meer constant bleven, maar in het Veluwemeer sterk opliepen (Verdugt 1981). De rwzi van Elburg, die nutriënten op het Drontermeer loosde, werd al in 1972 uitgerust met een defosfateringsinstallatie, en vanaf 1977 werd het effluent nagezuiverd in een rietveld (inmiddels een natuurontwikkelingsgebied; Van der Hut & Veen 2004). Vanaf 1979 begon de situatie definitief te verbeteren door een pakket van specifieke maatregelen, een jaar of zeven voordat er in de rest van het IJsselmeergebied substantiële verbetering kwam door met name de verminderde aanvoer van nutriënten uit Duitsland. Belangrijk waren met name de ingebruikname van een defosfateringsinstallatie bij de rwzi van Harderwijk en het doorspoelen van de meren met fosfaatarm water uit de polder (zie ook par. 4.1). Andere maatregelen waren een betere riolering van de Veluwse buitengebieden, minder frequente overstort op de beken en het Veluwemeer en verwerking van mestoverschotten op "kalvergier zuiverings-installaties". Door al deze maatregelen nam de fosforconcentratie in het water van het Veluwemeer af met ca. 80%. Later geholpen door verwijdering van bodemwoelende Brasem (Meijer & Hosper 1995, 1996; zie ook par. 5.5), leidde deze verbetering uiteindelijk tot spectaculair ecologisch herstel van de meren en een positieve wisselwerking tussen ecologie en waterkwaliteit (Hosper 1997, Meijer et al. 1999).

In het Eemmeer liepen de gehalten van fosfor juist twee keer zo hoog op als in de Rijn. Dit meer ontvangt zijn water grotendeels uit de rivier de Eem. Tien rwzi's loosden hun effluent via deze rivier op het Eemmeer en twee via de Gooiergracht, de rwzi van Nijkerk loost via de Arkervaart op het Nuldernauw. Twee rwzi's, die van Bunschoten en Huizen, loosden direct op resp. Eem- en Gooimeer. Daarnaast was er directe aanvoer van nutriënten door o.a. afspoeling, ongerioleerde bebouwing en industrie. De Gelderse Vallei was in de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (1988) geselecteerd als ROM-gebied, vanwege een aanzienlijke achterstand van de milieukwaliteit. Landelijke maatregelen hadden al vanaf 1985 tot afname van de concentraties hadden geleid, waardoor ecologisch herstel van het Eem- en Gooimeer iets dichterbij kwam. Tegen de achtergrond van de succesvolle aanpak van de eutrofiëringsproblematiek in de Veluwerandmeren ontstond midden jaren negentig hernieuwde belangstelling voor de zuidelijke randmeren. In 1995 kwam de Stuurgroep Bestrijding Eutrofiëring Eem- en Gooimeer voor het eerst weer bij elkaar en werd het project Bestrijding Eutrofiëring Zuidelijke Randmeren gestart. Omdat de rwzi's verantwoordelijk waren voor ongeveer twee derde van de fosfaatbelasting van het Eemmeer, was binnen het maatregelenpakket vooral de aanpak van deze bron relevant. Drie rwzi's zijn inmiddels opgeheven en de overige zijn in de jaren negentig verbouwd om te voldoen aan de AMvB fosfaat- en stikstofverwijdering uit 1996 (Lozingsbesluit Stedelijk Afvalwater, de Nederlandse implementatie van de Europese richtlijn daaromtrent van 1991). Rond 1996 was duidelijk sprake van een versnelling van de verbeteringen. Ook de verminderde aanvoer van nutriënten vanuit de Veluwerandmeren, waar de ecologie toen zijn definitieve doorbraak liet zien met een terugkoppeling naar de waterkwaliteit, droeg daaraan bij. Tegenwoordig zijn de fosforgehalten in het Gooi- en Eemmeer ondanks de verbeteringen nog ongeveer twee keer zo hoog als in de andere meren (uitgezonderd Ketelmeer), en de opgeloste fractie is vergelijkbaar met die van de rivieren. Recent zijn er daarom plannen om de defosfatering in alle overgebleven rwzi's uit te breiden met een vierde trap. In het Eemmeer zijn in sommige jaren ook hoge ammoniumgehalten gemeten, ondanks relatief hoge zuurstofgehalten. Blijkbaar vindt bij de relatief korte verblijftijd relatief weinig nitrificatie plaats, net als in het Ketelmeer en het zuidelijke IJsselmeer. Bij de heersende pH kan dit op de bodem tot ammoniakvorming hebben geleid. De stikstofverwijdering bij de rwzi's van de Gelderse Vallei uit zich nog niet in een afname van de gehalten in het meer.

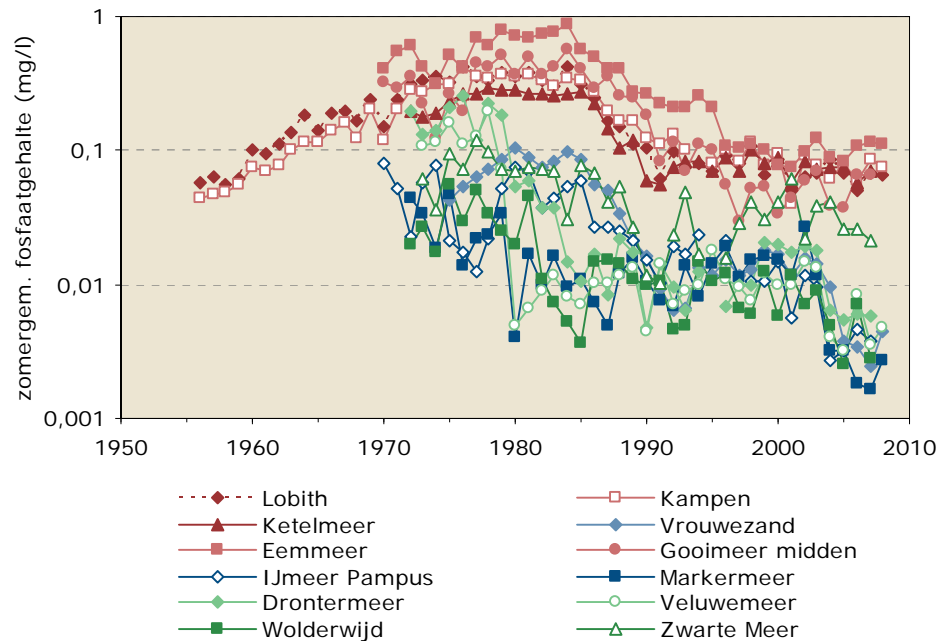
Recente veranderingen:

Nu de nutriëntgehalten overal aanzienlijk lager zijn geworden, zijn de verschillen tussen de meren kleiner en springen jaar-op-jaar fluctuaties, bijvoorbeeld onder invloed van weer en klimaat, meer in het oog. In 2002 was er een beperkte en tijdelijke terugval van de waterkwaliteit van de Veluwerandmeren. De fosforgehalten waren relatief hoog, het doorzicht liep terug en de kranswieren waren op diepten van meer dan 1,80 meter verdwenen. Het evenwicht van helder water en kranswervegetaties was blijkbaar minder stabiel dan gedacht (Meijer et al. 1999; Portielje et al. 2005). Oorzaken werden gezocht in de verwijdering van de Hardersluis in dat voorjaar, baggerwerkzaamheden en een verbouwing in de waterzuiveringsinstallatie van Harderwijk. Later bleek echter dat ook in andere delen van het IJsselmeergebied en in de rivieren relatief hoge fosforgehalten

voorkwamen (figuur 4.3.1) en dat de ondergedoken vegetatie in nagenoeg het hele IJsselmeergebied een slecht jaar beleefde (par. 5.2). Klimatologische omstandigheden (nat voorjaar) waren blijkbaar ook van invloed, en in het Veluwemeer was eerder sprake van lokale versterking van meer universeel ongunstige omstandigheden. In de jaren na 2002 herstelde de situatie.

Figuur 4.3.6

Verloop van de zomerhalfjaargemiddelde concentratie van orthofosfaat in de Rijn, de IJssel en de meren van het IJsselmeergebied.



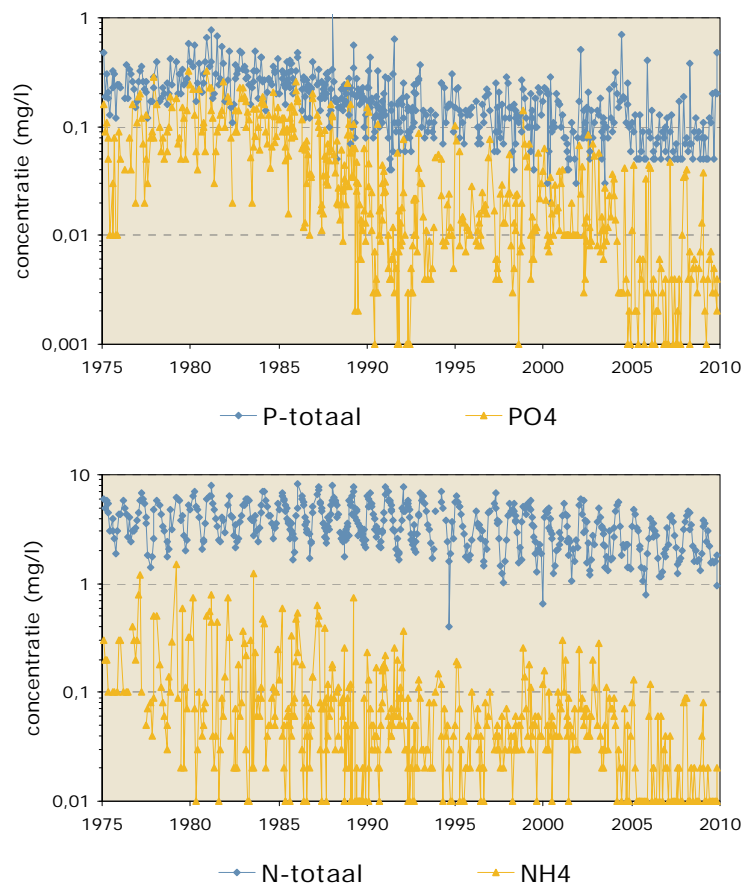
In 2004 is er een plotselinge afname opgetreden in de concentraties van orthofosfaat in alle meren met een lange verblijftijd, ongeacht hun stroomgebied, maar niet in de rivieren en de meren met kortere verblijftijden (incl. Zwarte Meer, Eemmeer, dus ook uit verschillende stroomgebieden; figuur 4.3.6, 4.3.7). De meren met langere verblijftijden hadden altijd al een hogere benutting van fosfor en daardoor aanzienlijk lagere gehalten orthofosfaat (figuur 4.3.8). In het water van de IJssel en het IJsselmeer waren de gehalten van totaal fosfor met name laag in 2001 en in 2005-2007. In andere wateren, zoals de Veluwerandmeren, is de totale hoeveelheid fosfor al eerder zo laag geweest, zodat de verandering mogelijk voor een deel bestaat uit een plotseling hoger verbruik van het aanwezige orthofosfaat. De gemiddelden van totaal fosfor zijn echter in feite sterker gedaald dan uit de gegevens naar voren komt. In 2005 is de detectielimiet voor totaal fosfor verhoogd van 0,01 naar 0,05 mg/l, en een groot deel van de zomerwaarden valt daar in werkelijkheid onder. Dat in aanmerking genomen, passen de sterk verlaagde orthofosfaatgehalten bij de dalende gehalten van totaal fosfor (figuur 4.3.7, 4.3.9), aangezien bij dalende fosforgehalten in deze meren een steeds groter aandeel van de opgeloste fractie door waterplanten en algen wordt gebruikt.

Het orthofosfaatgehalte bedraagt in de rivieren en de laatstgenoemde meren grofweg de helft van de totaal fosfor concentratie. Dat is met de afname door de jaren heen niet veel veranderd, terwijl het percentage orthofosfaat in de andere meren juist sterk is afgenomen met de dalende concentratie totaal fosfor (figuur 4.3.9, 4.3.10). In Ketelmeer, Eemmeer en Gooimeer wordt net als in de rivieren dus een aanzienlijk kleiner deel van het aanwezige fosfor gebruikt. In deze meren zou dus voor een zelfde effect op de algengroei als in de overige meren minder strenge streefwaarden voor totaal fosfor kunnen volstaan dan in de overige meren, mogelijk dezelfde streefwaarden als in de rivier. Alleen het Zwarte Meer gedraagt zich intermediair, het lijkt in de jaren negentig bijna "over te stappen" van de lange naar de korte verblijftijd-groep. De verblijftijd is in dit meer nogal wisselend door grote seizoensvariatie in de wateraanvoer. Daarnaast zijn de metingen, die in de vaargeul worden genomen, waarschijnlijk weinig representatief voor het hele meer door de geringe diepte buiten de geul.

Momenteel is de afname van stikstof nog steeds gaande, mede doordat inmiddels ook stikstofverwijdering wordt uitgevoerd in de meeste rwzi's. Ook de opgeloste fractie van stikstof is in een aantal meren rond 2004 sterk gedaald. Ook in dit geval zijn de zomerwaarden inmiddels vaak lager dan de detectielimiet, zodat niet de volledige afname in beeld kan worden gebracht (figuur 4.3.9b).

Figuur 4.3.9

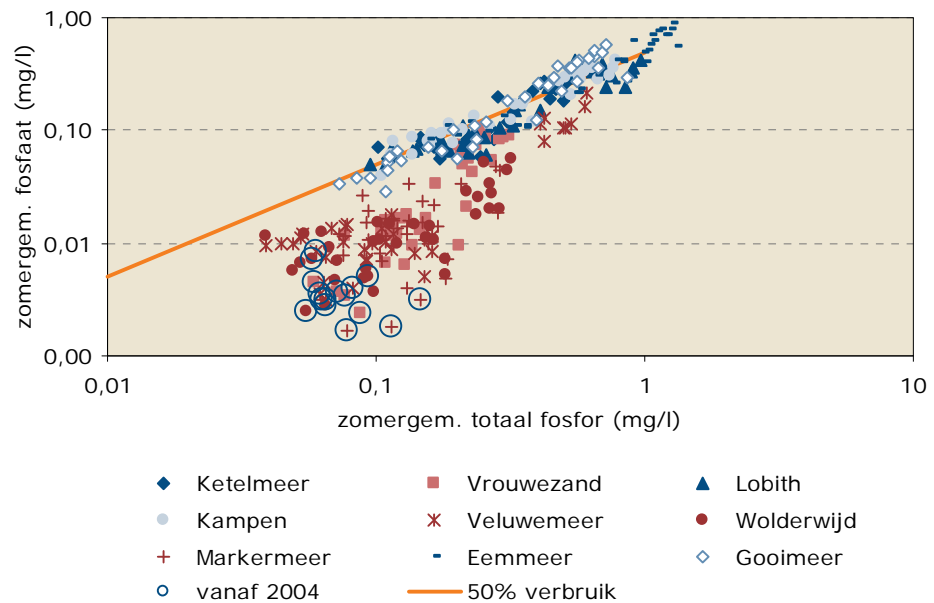
Verloop van de gehalten van (1) totaal fosfor en orthofosfaat en van (2) totaal stikstof en ammonium in het IJsselmeer. Bij totaal fosfor is de in 2005 verhoogde detectielimiet goed zichtbaar. Ook de limieten van orthofosfaat en ammonium van resp. 0,001 en 0,01 werden recent veelvuldig bereikt.



De afname van totaal fosfor kost naarmate de gehalten verder dalen steeds meer moeite. In de rivier zijn de orthofosfaatgehalten de oudst bekende gehalten uit 1956 dicht genaderd, bij totaal fosfor gehalten van ca. 0,15 mg/l. Losse gegevens uit de jaren veertig wijzen op niet veel lagere gehalten. In 2006 werd een studie uitgevoerd naar het verloop van de soortensamenstelling van kiezelalgen in een boorkern uit het IJsselmeer, om daarmee de historische fosforgehalten te reconstrueren (Cremer et al. 2009). De soortensamenstelling wees op een meso- tot eutroof systeem in de begin jaren na de afsluiting in 1932. De toename van de concentratie totaal fosfor zou in het IJsselmeer na 1960 zijn begonnen. Op grond van die studie werd als streefwaarde voor fosfor aanvankelijk een waarde van 0,05 mg/l gekozen. Uiteindelijk werd deze waarde niet haalbaar geacht en is 0,08 mg/l de streefwaarde geworden. De gemiddelde waarden van 2005 en 2006 lagen daar echter al onder en die van 2007 mogelijk ook, aangezien diverse maandwaarden onder de huidige detectielimiet van 0,05 mg/l lagen. Het toevoegen van een vierde trap aan de waterzuiveringsinstallaties in Harderwijk en de Eemvallei moet bijdragen aan de duurzaamheid van de huidige situatie (Harderwijk) en zo mogelijk verdere afname (Eemvallei). Voor verdere afname in het IJsselmeer is nog steeds nauwe samenwerking met de Duitsers noodzakelijk.

Figuur 4.3.10

Verband tussen zomergemiddelde waarden van totaal fosfor en orthofosfaat op diverse locaties, per jaar vanaf 1970. Blauwe kleuren locaties met korte verblijftijd, rode en bruine kleuren locaties met langere verblijftijden, waarvan omcirkeld waarden vanaf 2004.





Boven: De Hourtribsluizen en het begin van de Houtribdijk bij Lelystad. Sinds 1975 beperkt deze dijk de aanvoer van nutriënten van de IJssel naar het Markermeer, waardoor de concentraties in dit meer lange tijd lager waren dan in het IJsselmeer. Aan de andere kant belemmert de dijk de afvoer van slib dat op de kleibodem van het Markermeer geproduceerd wordt. Door de hoge concentraties zwevend slib is het Markermeer gemiddeld troebeler en bruiner van kleur dan het IJsselmeer. Door algen groen gekleurd water is in het IJsselmeer gebruikelijker, zoals op de afbeelding onder, bij de Makkumerwaard. Foto's Mervyn Roos.

4.4 Zwevend stof en doorzicht

In alle randmeren is het doorzicht sterk toegenomen, met name rond 1996. Dit houdt verband met afname van de nutriënten en de terugkeer van waterplanten en filterende mosselen.

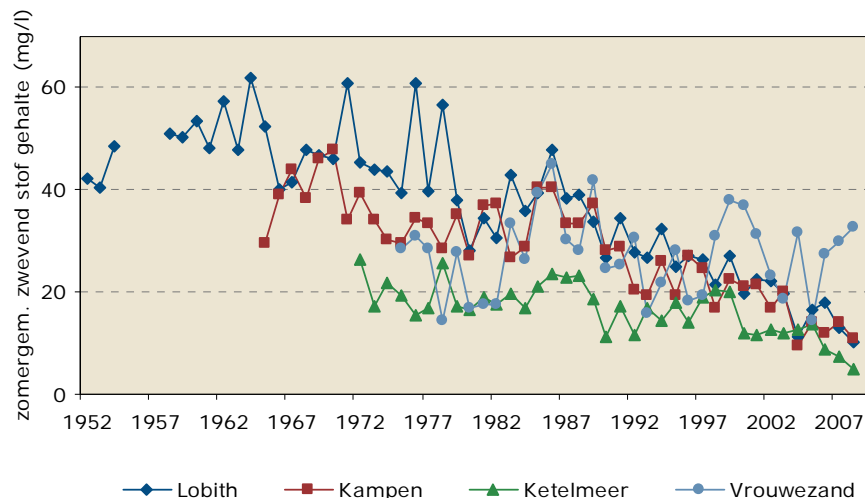
In het IJsselmeer is het doorzicht op de meetlocaties niet verbeterd, ondanks een afname van de nutriënten. In het Markermeer is het doorzicht afgenomen, ook in de meer beschutte delen zoals Gouwzee, Hoornsche Hop en IJmeer, waar het water relatief helder is. In het Markermeer wordt het zicht sterk bepaald door de anorganische fractie van het zwevend stof. Het zicht is er sterk wind-afhankelijk en daardoor in de winter relatief slecht.

Als onderdeel van de toename van het zicht is in een aantal Randmeren een heldere periode in het voorjaar ontstaan. In het IJsselmeer is zo'n heldere periode juist minder sterk geworden. Deze veranderingen hangen waarschijnlijk samen met veranderingen in graas van fytoplankton door zoöplankton.

De helderheid van het water wordt bepaald door de hoeveelheid en de aard van het zwevend stof. Dit zwevend stof is verdeeld in een anorganische fractie (slib) en een organische (algen en dood organisch materiaal). De aanvoer van zwevend stof vanuit de rivieren is met een factor drie afgenomen (figuur 4.4.1), met name door afname van de organische fractie (algen). Het doorzicht is daarbij in deze aanvoerwateren toegenomen. De snelheid van sedimentatie van het Ketelmeer moet daarmee zijn verminderd en bij meetstation Ketelmeer-west, waar het water het IJsselmeer in stroomt, is recent sprake geweest van een halvering van het zwevend stofgehalte en eveneens een sterke toename van het doorzicht (figuur 4.4.2).

Figuur 4.4.1

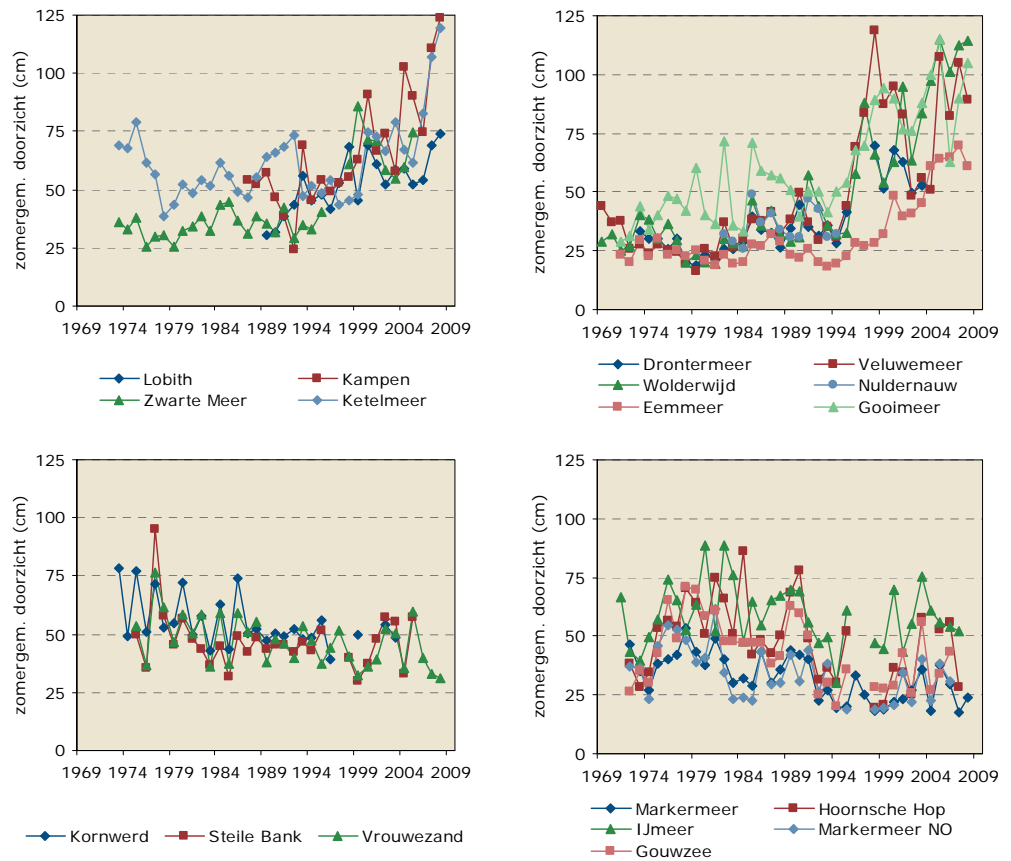
Verloop van de hoeveelheid zwevend stof in de wateren op de route van de Rijn naar het IJsselmeer.



Als de organische fractie groot is, is het doorzicht relatief sterk afhankelijk van de nutriëntenrijkdom. Veranderingen in het doorzicht zijn bijvoorbeeld in de Randmeren (vroeger tot zo'n 80% organisch zwevend stof) in de loop der jaren gestuurd door veranderingen in de belasting met nutriënten. Die relaties verlopen echter niet altijd één op één. In de Veluwerandmeren daalden de fosforgehalten bijvoorbeeld sterk toen vanaf 1979 maatregelen tegen eutrofiëring werden genomen. Dat ging gepaard met een kleine toename van het doorzicht, maar de beoogde doorbraak kwam pas vijftien jaar later. Ecologisch herstel heeft tijd nodig. Toen het eenmaal zo ver was, begon echter in alle randmeren tegelijk het doorzicht te verbeteren in relatie tot dalende chlorofyl- en zwevend stof gehalten. Ook in de randmeren van de IJsseldelta was dat het geval, net als in de rivier zelf (figuur 4.4.1), en ook daar met enige vertraging ten opzichte van het afgenomen fosforgehalte.

Figuur 4.4.2

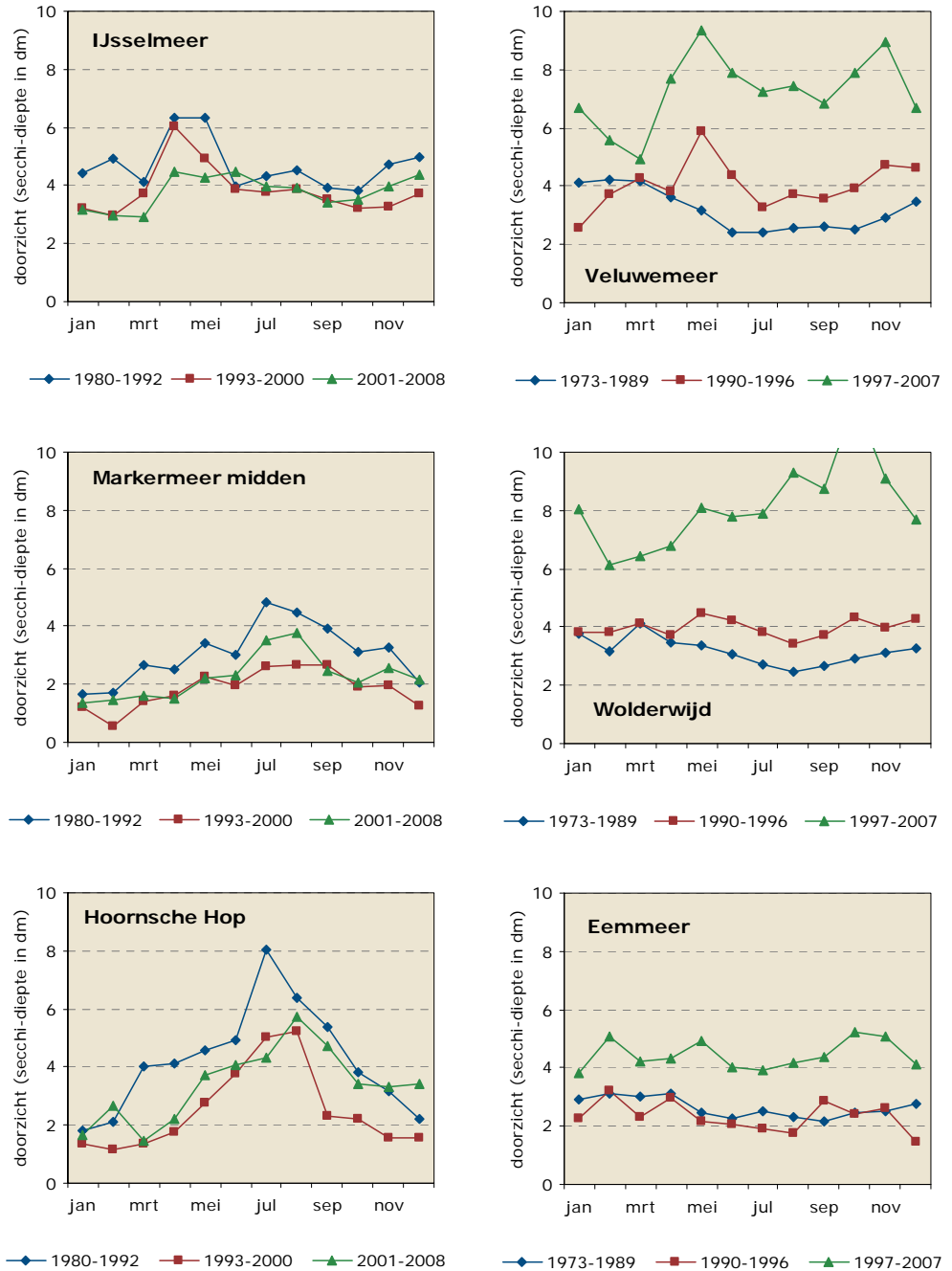
Verloop van het gemiddelde zomerdoorzicht in de Rijn en het IJsselmondingsgebied (a), in de Veluwe- en zuidelijke randmeren (b), op diverse meetlocaties in het IJsselmeer (c) en het Markermeer en IJmeer (d).



Aan de andere kant is het doorzicht in meren waarin het zwevend stof grotendeels uit slib bestaat, zoals het Markermeer (ca. 30% organische zwevend stof), minder afhankelijk van het nutriëntgehalte. In het Markermeer is het doorzicht in het begin van de jaren negentig afgenomen, ondanks dat de nutriëntgehalten eveneens zijn gedaald. Dat geldt voor het gehele Markermeer en

Figuur 4.4.3

Veranderingen in het seizoenspatroon van het doorzicht in diverse delen van het IJsselmeergebied.

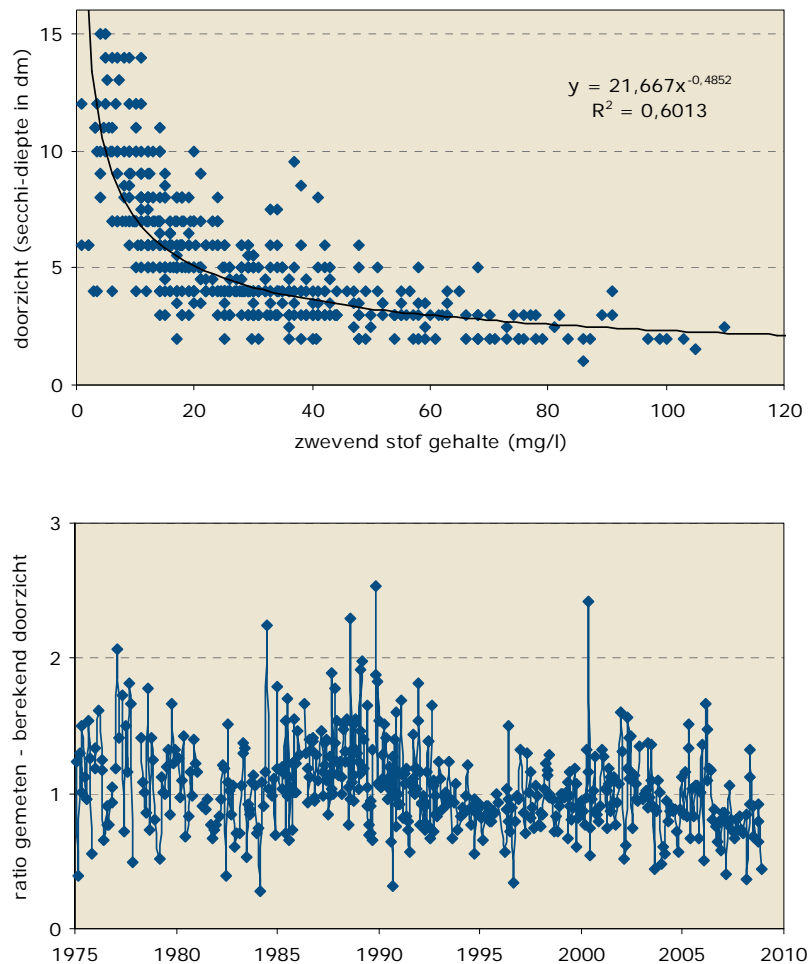


IJmeer, inclusief de relatief helder delen zoals de Gouwee en de Hoornsche Hop. De oorzaak van deze afname is nog onderwerp van studie, maar kan te maken hebben met een toename van de hoeveelheid slib in het water in combinatie met een afname van de mosselpopulatie, waardoor de filtratie verminderde. De bodem van het Markermeer is rijk aan slib, dat gemakkelijk door de wind wordt opgewerveld. Door verwerking van de oude kleibodem en door verzoeting komt er geleidelijk meer slib in het systeem. Later is in het Markermeer ook het

chlorofylgehalte toegenomen, met name in de wintermaanden. Van een toename van zwevend stof is eigenlijk ook alleen in januari-maart sprake en het is mogelijk dat er een relatie is tussen de verslechtering van het doorzicht in het Markermeer en aspecten van klimaatverandering. Meer zuidwestenwind en meer zonneschijn in die maanden kan hebben geresulteerd in respectievelijk meer opwerveling van bodemslib en meer algenproductie. Het doorzicht in het Markermeer is echter niet alleen in de winter, maar in het gehele seizoen afgenomen (figuur 4.4.3). Dit verschil zou kunnen wijzen op een verandering in de optische werking van het zwevende stof in de zomer. Ook zou een relatief sterke afname van het doorzicht in de winter niet erg tot uitting komen door de grote onnauwkeurigheid van de metingen bij waarden van rond de 20 cm (metingen in halve of hele decimeters).

Figuur 4.4.4

Relatie tussen zwevend stof gehalte in het IJsselmeer (locatie Vrouwezand; a) en de verhouding tussen het werkelijke doorzicht en doorzicht berekend met behulp van deze relatie (b).



In het IJsselmeer (ca. 50% organisch zwevend stof) is ondanks afname van de nutriënten evenmin toename van het doorzicht merkbaar, hoewel er de laatste jaren wat meer fluctuatie is, met af en toe hoge waarden van ongeveer een meter in het vroege voorjaar. Dat betekent dat berichten uit het veld over grotere helderheid in de laatste jaren niet worden gesteund door de meetgegevens. Daarbij kan wel de ruimtelijke verdeling van de meetpunten een rol spelen, er is

geen goede, recente informatie uit de westelijke delen van het IJsselmeer (bijv. Enkhuizerzand).

Opvallend is ook, dat in het IJsselmeer wel een zekere afname van de hoeveelheid zwevend stof heeft plaatsgevonden. Vanaf het begin van de jaren negentig is het doorzicht veelal slechter dan op grond van de algehele relatie met zwevend stof verwacht zou worden (figuur 4.4.4). Aangezien de verdeling tussen de organische en de anorganische fractie weinig is veranderd, zou dat kunnen zijn veroorzaakt door een verandering in de samenstelling van de organische fractie, bijvoorbeeld door wijzigingen in de soortensamenstelling van het fytoplankton. Algensoorten kunnen verschillen in hun lichtabsorptie en hun effect op het algehele doorzicht.

4.4.1 Ruimtelijke verschillen

De ontwikkeling van het doorzicht op grond van de gestandaardiseerde meetreeksen geeft maar een beperkt beeld van de werkelijke situatie. Vaak is er sprake van duidelijke ruimtelijke patronen in doorzicht en chlorofyl- en zwevend stof gehalten. Enerzijds heeft dit te maken met expositie van delen van de meren ten opzichte van de wind, anderzijds met de sedimentfixerende werking van waterplantenvelden. Het eerste effect is goed zichtbaar in figuur 4.4.2d, waarin het doorzicht van meer en minder beschutte delen van het Markermeer is vergeleken. Ondanks de algemene verslechtering van het doorzicht in alle delen van het Markermeer, zijn de waarden nog altijd hoger in beschutte delen in het zuiden westen. Omdat meetlocaties vaak langs vaarroutes liggen, is het effect van planten in deze reeksen echter nauwelijks zichtbaar. Veelal is in de zones met dichte vegetatie sprake van bodemzicht, ook bij een diepte van twee meter, zoals in de zuidelijke Gouwzee. Ook de aanwezigheid van hoge dichtheden van filterende schelpdieren kan de helderheid vergroten (zie par. 5.4). De sterke toename van het doorzicht in de Randmeren rond 1996 is waarschijnlijk onder meer verbonden aan een sterke toename van de ondergedoken vegetatie en van de dichtheid van Driehoeksmosselen (zie par. 5.2 en par. 5.4).

4.4.2 Seizoensritmiek; Clear water phase

Het seizoensverloop van zwevend stof en doorzicht verschilt per meer. In het Markermeer zorgt de geringe diepte en grote windafhankelijkheid voor een relatief slecht doorzicht in de winter. In de jaren zeventig en tachtig waren in de randmeren de doorzichten in de zomer juist slecht in verband met sterke algenbloei. In systemen waar het slibgehalte en de nutriëntconcentraties beperkt zijn, is er vaak sprake van een heldere periode in het voorjaar; de "Clear water phase". Met de stijgende watertemperatuur wordt zoöplankton in het vroege voorjaar actief en door graas op fytoplankton neemt de helderheid dan toe, totdat de jonge vis opkomt en op zijn beurt het zoöplankton reduceert. Bij hoge concentraties slib of blauwalgen zijn de omstandigheden echter minder gunstig voor zoöplankton.

Vanouds was de meest uitgesproken clear water phase herkenbaar in het seizoensverloop van het doorzicht in het IJsselmeer. Het doorzicht was in de jaren zeventig en tachtig in april en mei aanzienlijk hoger dan in de rest van het

seizoen. In de jaren negentig is het doorzicht in de periode januari tot mei echter behoorlijk afgenomen en de clear water phase is tegenwoordig minder duidelijk herkenbaar. De chlorofylconcentratie in april en mei min is min of meer gelijk gebleven. In andere maanden was er echter sprake van afname, zodat ook op grond van de chlorofylgehalten de clear water phase minder sterk is geworden.

Aan de andere kant is in enkele van de Randmeren juist een clear water phase ontstaan. Zowel in de Veluwerandmeren als in het Eemmeer was in de jaren zeventig en tachtig geen sprake van een heldere periode in het voorjaar. In het Veluwemeer vond met de afname van de nutriënten en het chlorofyl vanaf 1990 de sterkste toename van het doorzicht plaats in mei, waardoor een duidelijke helder periode ontstond (figuur 4.4.3). In mindere mate is dit ook gebeurd in het Wolderwijd en het Eemmeer. In het laatste geval is de verandering veel duidelijker zichtbaar in de seizoenspatronen van de chlorofylconcentratie (zie par. 5.1).



Zwevend stof kan, zoals in het Markermeer, vooral bestaan uit anorganisch materiaal zoals slib, maar ook uit algen. Als sprake is van bloei van blauwalgen kunnen bij rustig weer drijfslagen ontstaan. Dit materiaal onttrekt zich door het drijfvermogen aan de metingen van zwevend stof gehalten in het water en zorgt dus voor een afwijking in de relatie tussen de hoeveelheid nutriënten en zwevend stof. Ook kunnen door afbraak van het materiaal zuurstoftekorten ontstaan, terwijl zich tevens algtoxines vormen. Ondanks duidelijke negatieve trends in de chlorofylgehalten kunnen, bijvoorbeeld in de zuidelijke Randmeren, soms toch nog jaarlijks uitgestrekte drijfslagen voorkomen. Foto John van Schie.

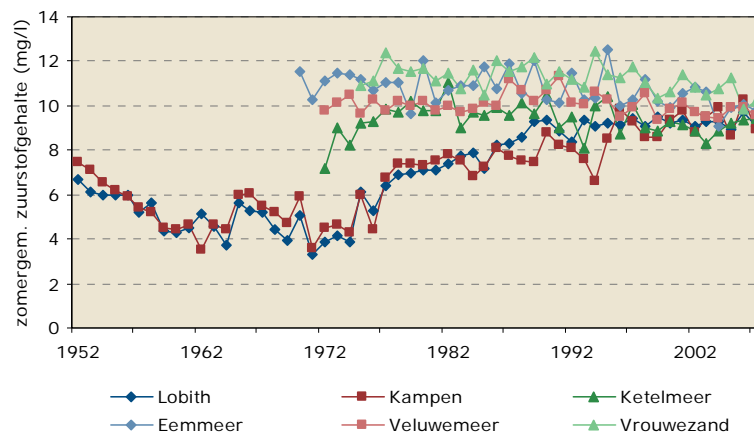
4.5 Zuurstof

In de jaren zeventig was sprake van sterk verlaagde zuurstofgehalten in de IJssel en het Ketelmeer als gevolg van chemische verontreiniging. In de overige meren was sprake van sterke dag-nacht- en seizoensritmiek, met een hoog biologisch zuurstofverbruik, maar in de zomer ook oververzadiging overdag vanwege hoge zuurstofproductie door algen. Door verbetering van de waterkwaliteit zijn beide effecten verminderd, waardoor de zuurstofgehalten van beide kanten naderen tot de waarden die horen bij 100% verzadiging. Relatief sterke afname van oververzadiging in mei vertegenwoordigt een sterkere clear-water-phase en een grotere rol voor zoöplankton. Met de toename van de watertemperatuur is de oplosbaarheid van zuurstof iets verminderd, met name in de wintermaanden. Er is in de meren nauwelijks sprake van echte stratificatie, maar er zijn wel aanwijzingen voor aanzienlijk verlaagde zuurstofconcentraties bij de bodem.

De zuurstofgehalten zijn via chemisch en biologisch zuurstofverbruik en via oplosbaarheid en productie door planten verbonden aan andere aspecten van waterkwaliteit. Verhoogd verbruik door verontreiniging leidde in de jaren zestig via lage zuurstofgehalten (figuur 4.5.1) tot remming van nitrificatie in de rivier, en was mede oorzaak voor sterke verarming van de fauna in het Ketelmeer en delen van het IJsselmeer (par. 4.3). Vooral Duitse inspanningen leidden tot verbetering vanaf het midden van de jaren zeventig. In de meren met een langere verblijftijd liepen de zuurstofgehalten in de zomer overdag sterk op door verhoogde productie tijdens algenbloei. Afwisseling met zuurstofverbruik tijdens de nacht en in het winterhalfjaar zorgde voor sterke dag-nacht- en seizoensritmiek in de mate van zuurstofverzadiging van het water. Mogelijk was er in de zomer bovendien sprake van verticale verschillen, met relatief lage zuurstofgehalten bij de bodem.

Figuur 4.5.1

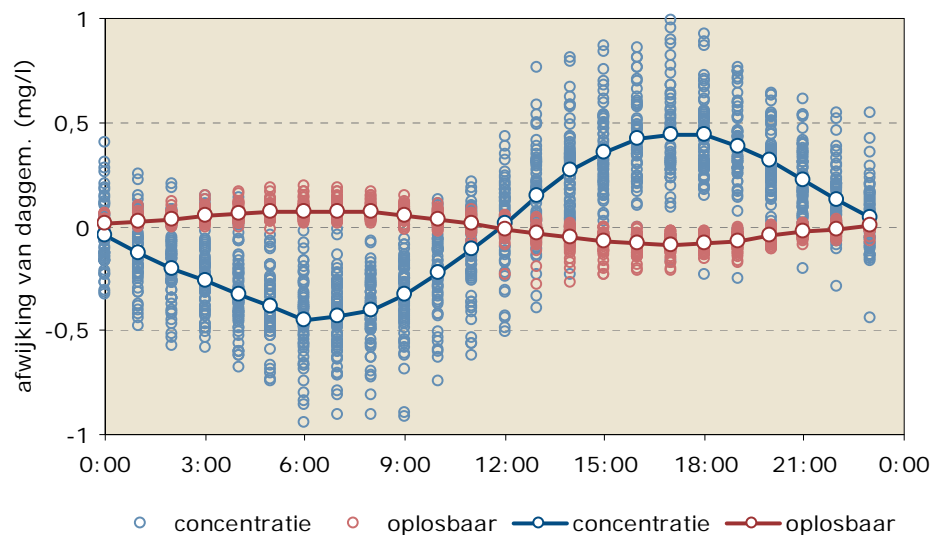
Verloop van de zuurstofconcentratie in het water op enkele meetstations in het IJsselmeergebied, vergeleken met het verloop in de Rijn en de IJssel.



Zuurstofgehalten in de meren zelf zijn pas gemeten vanaf begin of midden jaren zeventig. Ze waren in die tijd aanzienlijk hoger dan in de rivier, waar ze toen nog onder de 8 mg/l lagen. De zuurstofgehalten in het IJsselmeer zijn sindsdien nauwelijks veranderd, ze variëren van gemiddeld 10 mg/l in de zomer tot 13 mg/l in de winter. Dit seizoenspatroon ontstaat doordat de oplosbaarheid van zuurstof in het water bij hogere temperaturen afneemt. Bij extra hoge watertemperaturen kunnen de gehalten in de zomer verder afnemen tot 8 mg/l als het water een temperatuur van 25°C bereikt. Door de zuurstofproductie van de algen is het gehalte in de zomer meestal echter hoger dan op grond van de oplosbaarheid verwacht zou worden, en aan de andere kant zorgen de afbraakprocessen 's nachts juist voor lagere gehalten (figuur 4.5.2). Het verhoogde percentage overdag wordt zichtbaar door de zuurstofgehalten uit de dagmetingen uit te drukken ten opzichte van de oplosbaarheid in zuiver water bij de betreffende temperatuur; het verzadigingspercentage (figuur 4.5.3). Het seizoenspatroon van de verzadiging is min of meer tegengesteld aan dat van de zuurstofgehalten, met de hoogste waarden juist in de zomer.

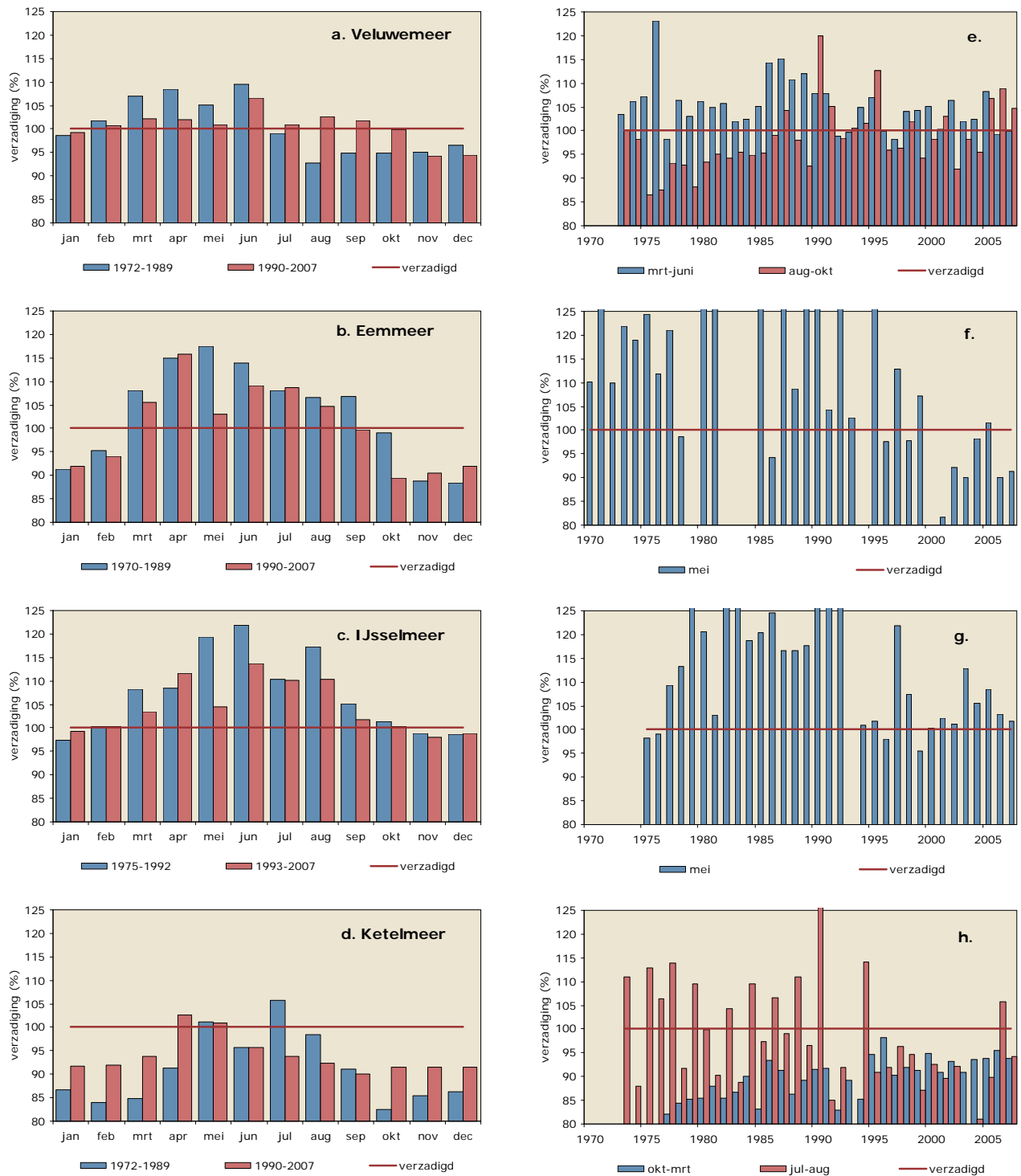
Figuur 4.5.2

Gemeten zuurstofgehalten in relatie tot de tijd van de dag en de hoeveelheid zuurstof op grond van de oplosbaarheid in zuiver water bij de heersende temperatuur, Markermeer, juli 1987. Afwijking van daggemiddelden in mg/l (geg. Van Duijn).



Zuurstofproductie is het hoogst in de periode van algenbloei, dus veelal omstreeks de voorjaarspiek van kiezelalgen in april, en in de zomer. Het biochemisch zuurstofverbruik, bijvoorbeeld door bacteriën die dood organisch materiaal afbreken, piekt vaak in de nazomer. In het Veluwemeer, waar het biochemisch zuurstofverbruik in de jaren zeventig en tachtig erg hoog was, compenseerde dit de zuurstofproductie door de algen zodanig dat het verzadigingspercentage al in juli sterk terug liep (figuur 4.5.3a). Dat was ook het geval in het Drontermeer en het Wolderwijd. Nergens in de meren liep dat verbruik zo op als in het Veluwemeer en Drontermeer in de jaren 1972-75 (figuur 4.5.4; vergelijk ook uitzonderlijk hoge pH, figuur 4.2.5). Doordat de nieuwe rwzi van Harderwijk tot mei 1970 nog niet goed werkte, kreeg het Veluwemeer tot die tijd een grote hoeveelheid organisch afval uit de lokale pluimveehouderij te verwerken (Verdugt 1981). De periode daarna vertegenwoordigde ook het absolute dieptepunt in het voorkomen van waterplanten (par. 5.2), bodemfauna

Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling



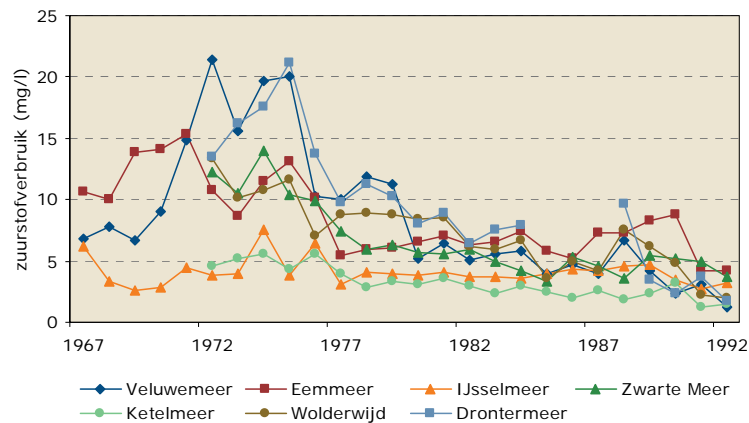
Figuur 4.5.3

Linker kolom: Seizoensverloop van het zuurstof verzadigingspercentage in het Veluwemeer (a), het Eemmeer (b) het IJsselmeer (c) en het Ketelmeer (d) voor en na 1990, 1990 resp. 1992. Rechter kolom: verloop van het verzadigingspercentage zuurstof in het Veluwemeer in maart-juni en in augustus-oktober (e) en van het percentage in mei in het Eemmeer (f) en in het IJsselmeer (g), en in oktober-maart en juli/augustus (daaropvolgend in aangegeven jaar) in het ketelmeer (h).

(par. 5.4) en watervogels (par. 5.6). Zelfs de rol van grote Brasem in het systeem werd toen onderbroken (par. 5.5). Vanaf 1990, bij een inmiddels sterk gedaald biochemisch verbruik, was er een meer evenwichtige seizoensopbouw van de verzadiging (figuur 4.5.3e). Door afname van de voedselrijkdom en de hoeveelheid algen komt de verzadiging jaarrond dichterbij de 100% en ontstaat dus een minder uitgesproken seizoensverloop. In het Eemmeer bleef de nutriëntbelasting langer relatief hoog (par. 4.3), evenals het zuurstofverbruik (figuur 4.5.4). Van een afname van de oververzadiging in de zomer is hier nog niet zo duidelijk sprake. Zeer recent is echter de verzadiging in mei sterk gedaald (figuur 4.5.3f). Dit hangt samen met het ontstaan van een "clear water phase", een periode met relatief helder water tussen de voorjaarsbloei van kiezelalgen en de zomerbloei van groen- en blauwalgen (zie par. 5.1). De verzadiging duikt daarbij behoorlijk onder het niveau van 100%, en dat is ook het geval in de wintermaanden. In het IJsselmeer was het zuurstofverbruik altijd al beperkt geweest (figuur 4.5.4). De oververzadiging in de zomer is afgenomen, ook hier vooral door afname van het percentage in de maand mei, waarschijnlijk opnieuw in samenhang met een verandering in de seizoensritmiek van de algen (figuur 4.5.3c en g). In het Ketelmeer is door de relatief lage algenconcentratie nauwelijks sprake geweest van oververzadiging in de zomer. Wel was er een duidelijke seizoensritmiek, door lage verzadigingspercentages in de winter. Deze percentages zijn nog steeds relatief laag, maar zijn wel toegenomen, zodat de seizoensverschillen zijn verkleind (figuur 4.5.3d en h).

Figuur 4.5.4

Verloop van het biochemisch zuurstofverbruik in de meren (jaargemiddelden).

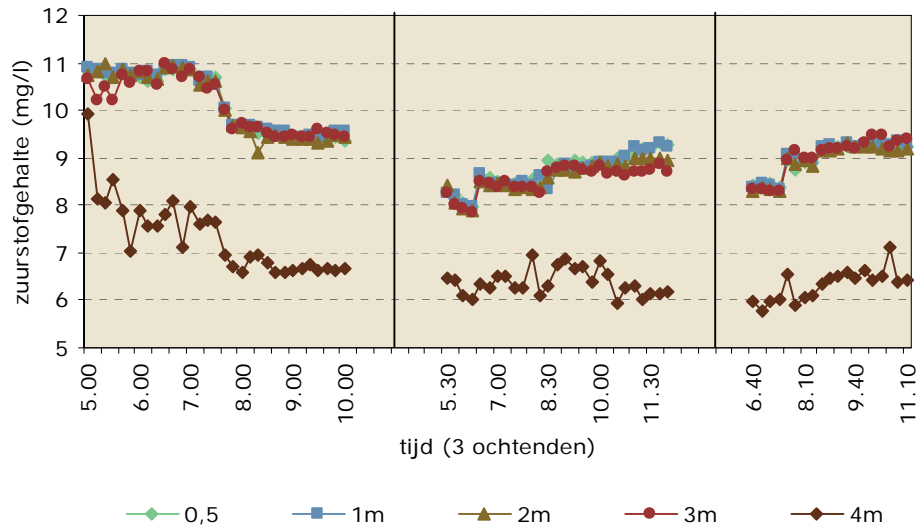


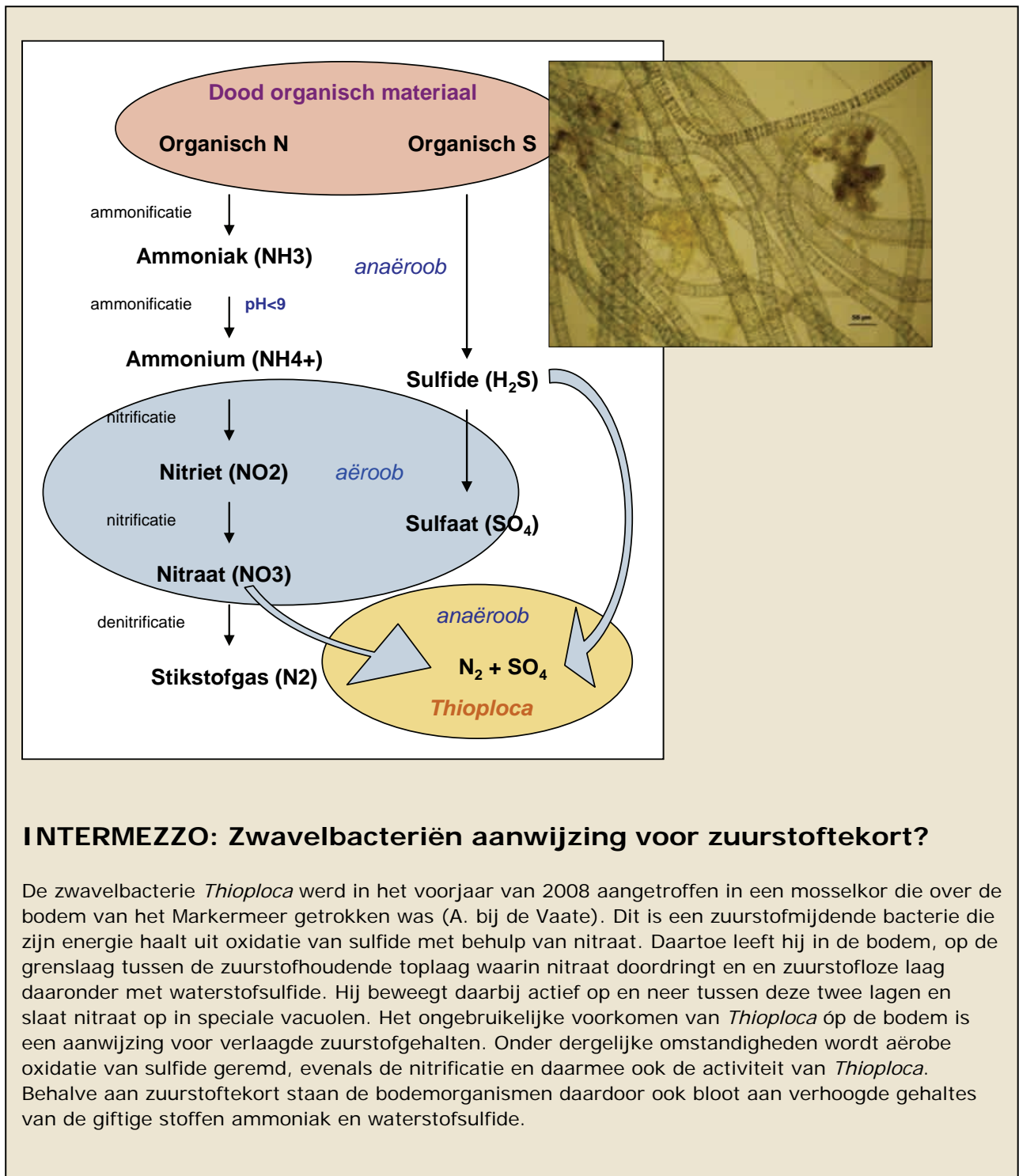
Zoals de mate van oververzadiging in de zomer hier en daar een negatieve tendens vertoont door de afgenomen algenconcentraties en dus verminderde zuurstofproductie door fotosynthese, zouden nachtelijke zuurstofconcentraties kunnen zijn toegenomen door verminderd zuurstofverbruik. Niettemin kan dit verbruik in warme perioden 's nachts nog steeds resulteren in gehalten die beduidend lager zijn dan 8 mg/l. Hoewel de meren in het IJsselmeergebied in principe niet gestratificeerd zijn, kunnen in warme perioden met weinig wind toch lage zuurstofgehalten ontstaan bij de bodem. Hoewel in de zomer van 2007 de watertemperaturen niet bijzonder ver opliepen, werden hier bij de bodem gehalten gemeten die 2 à 3 mg/l lager waren dan die in de waterkolom (figuur 4.5.5). De gehalten daalden daardoor tot ca. 6 mg/l, dichtbij de gehalten waarbij bijvoorbeeld schelpdieren problemen krijgen. In warme zomers als 2006 kan

daardoor in aanvulling op vissterfte (zie par. 5.8) ook op bij de bodemfauna sterfte optreden (zie par. 5.4). Via verlaagde zuurstofgehalten kunnen opnieuw de bacteriële processen in de bodem verstoord raken waardoor verhoging van gifstoffen als ammoniak en waterstofsulfide optreedt (zie par. 4.3 en internezzo).

Figuur 4.5.5

Relatie tussen de oppervlaktetemperatuur in het IJsselmeer en de temperatuur op grotere dieptes, bij een waterdiepte van iets meer dan 4 meter. Opgenomen in 2007 bij temperaturen van 22°C (7 aug), 21°C (27 aug) en 16°C (20 sept; AquaTerra).





INTERMEZZO: Zwavelbacteriën aanwijzing voor zuurstoftekort?

De zwavelbacterie *Thioploca* werd in het voorjaar van 2008 aangetroffen in een mosselkor die over de bodem van het Markermeer getrokken was (A. bij de Vaate). Dit is een zuurstofmijdende bacterie die zijn energie haalt uit oxidatie van sulfide met behulp van nitraat. Daartoe leeft hij in de bodem, op de grenslaag tussen de zuurstofhoudende toplaag waarin nitraat doordringt en een zuurstofloze laag daaronder met waterstofsulfide. Hij beweegt daarbij actief op en neer tussen deze twee lagen en slaat nitraat op in speciale vacuolen. Het ongebruikelijke voorkomen van *Thioploca* op de bodem is een aanwijzing voor verlaagde zuurstofgehalten. Onder dergelijke omstandigheden wordt aërobe oxidatie van sulfide geremd, evenals de nitrificatie en daarmee ook de activiteit van *Thioploca*. Behalve aan zuurstoftekort staan de bodemorganismen daardoor ook bloot aan verhoogde gehalten van de giftige stoffen ammoniak en waterstofsulfide.

4.6 Chemische kwaliteit

De chemische verontreiniging van de wateren van het IJsselmeergebied is in vergelijking met andere wateren beperkt. De aanvoer van conventionele toxicanten als zware metalen en pesticiden is gedaald. Gehaltes van bepaalde stoffen in aal en mosselen uit het gebied zijn toegenomen, maar dat gaat gepaard met afname van de conditie (vetgehalte) van deze dieren. Ook gezien de combinatie met afname van dezelfde stoffen in water kan niet worden geconcludeerd dat de blootstelling is toegenomen.

De chemische kwaliteit van de wateren in het IJsselmeergebied wordt, behalve door middel van directe metingen van gehalten in water, zwevend stof en sediment, op drie manieren met behulp van biota gemeten; in de vorm van reacties van onder meer watervlooien of muggenlarven op concentraten ("bioassays"), van gehalten in rode aal en van accumulatie in de weefsels van uitgehangen Driehoeksmosselen. Al deze methoden tonen aan dat de blootstelling van organismen aan toxische stoffen in het IJsselmeergebied in het algemeen relatief beperkt is. Dat blijkt bijvoorbeeld uit figuur 4.6.1, waarin de recente toxiciteit van een aantal rijkswateren op grond van bioassays wordt vergeleken. In het stroomgebied van de Rijn is de toxische druk aanzienlijk lager dan in dat van de Maas of de Schelde.

Figuur 4.6.1

Vergelijking van de chemische kwaliteit van het oppervlaktewater op een aantal locaties in Nederland. De waarden zijn elk gebaseerd op de respons van vijf bioassays met verschillende soorten, en zijn uitgedrukt in een pT-waarde (toxische druk). Witteveen+Bos.



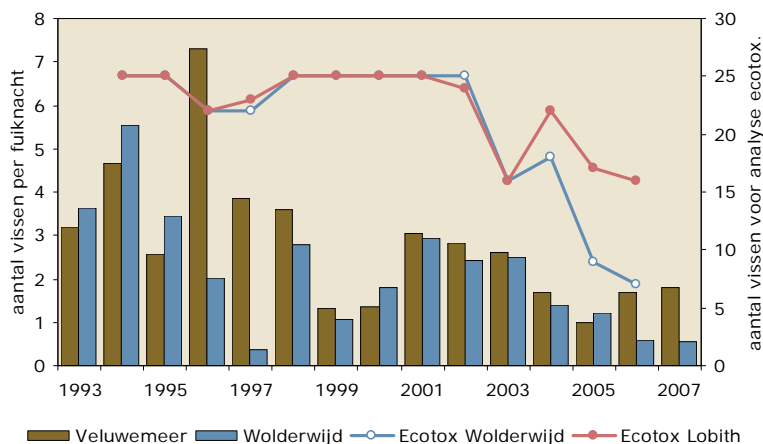
Gehalten in Aal

De meest complete informatie over de biologische beschikbaarheid van dergelijke stoffen wordt gevormd door jaarlijkse metingen van gehalten van deze stoffen in de wefelsels van Rode Aal. Dit stadium uit de levenscyclus van Aal is min of meer plaatsgebonden en de gehalten geven dus informatie over de specifieke toestand op de meetlocatie. Op deze manier worden gegevens verzameld over kwik, PCB's en een aantal bestrijdingsmiddelen. In het IJsselmeergebied worden jaarlijks metingen gedaan in het IJsselmeer (Wagenpad), Markermeer (noordoost), Ketelmeer en Wolderwijd. In de IJssel wordt niet gemeten, voor de trends in de aanvoerroute is alleen de locatie Lobith beschikbaar.

Door de afname van Aal is het inmiddels op een aantal locaties niet meer mogelijk jaarlijks het voorgeschreven aantal vissen (25) te verzamelen. De problemen zijn het grootst in de Maas en binnen het IJsselmeergebied in het Wolderwijd (figuur 4.6.2), maar ook bij Lobith konden de laatste jaren geen 25 Rode Alen meer worden bemachtigd. De mogelijkheden om andere vissoorten te gebruiken dan wel kunstmatige samplers of modellen op basis van concentraties in sediment, worden op het ogenblik verkend (Kotterman et al. 2007). De monitoring is echter vooralsnog na de bemonsteringen van 2006 stopgezet.

Figuur 4.6.2

Verloop van het aantal Alen per fuiknacht op grond van de passieve vismonitoring in het Veluwemeer en het Wolderwijd (staven, zie par. 5.5) en het aantal Rode Alen dat voor toxicologische analyse beschikbaar was (lijnen, naar Kotterman et al. 2007).



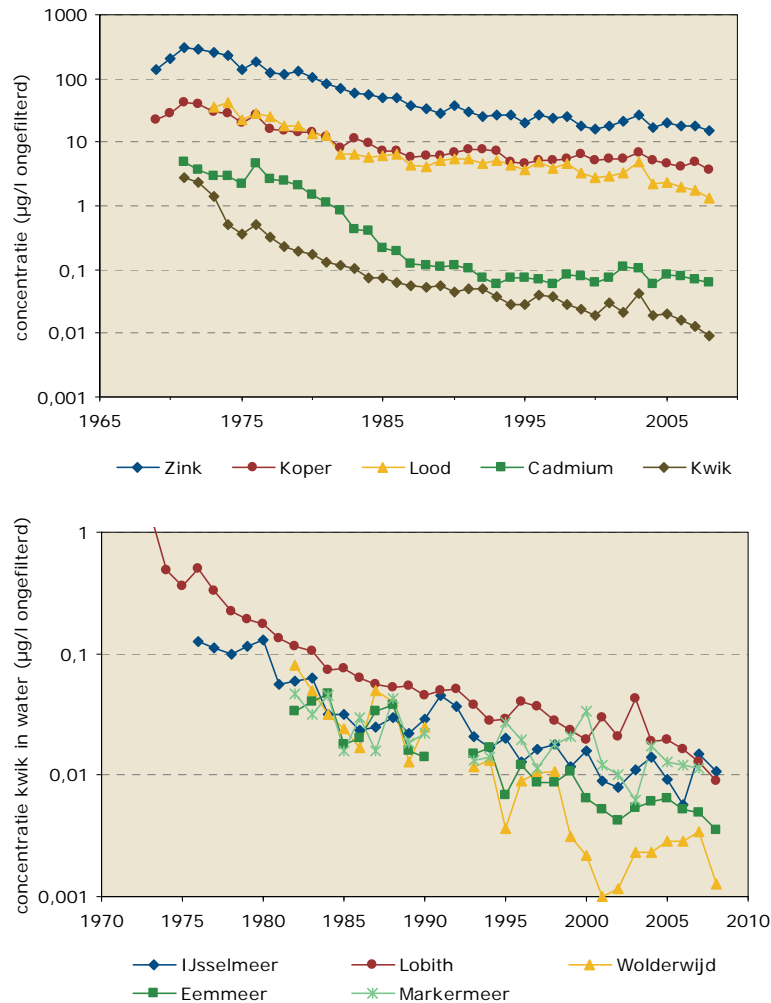
Accumulatie in Driehoeksmosselen

Voor metingen van accumulatie in biota worden jaarlijks Driehoeksmosselen op een aantal plaatsen in de rijkswateren uitgehangen, volgens een roulatiesysteem waarbij alle locaties eens per vier jaar aan de beurt komen. Gehalten van toxicanten worden zes weken na het uithangen gemeten en vergeleken met de gehalten op de locatie van herkomst. Deze locatie, de Zeughoek, waar al het materiaal dat wordt uithangen vandaan komt, ligt in het noordwesten van het IJsselmeer. Door de vierjaarlijkse bemonstering is op de meeste locaties nog slechts van drie peiljaren informatie over accumulatie beschikbaar. Het materiaal is dus vooral geschikt voor het verkrijgen van een indruk van de mate van accumulatie en voor vergelijking van locaties onderling. Voor de Zeughoek is in de vorm van de basisgehalten een reeks jaarlijkse metingen beschikbaar.

Het is mogelijk dat ook het verzamelen van Driehoeksmosselen op den duur problematisch wordt. Recent is na de drastische afname in het Markermeer ook in het IJsselmeer sprake geweest van afname, terwijl bovendien kans bestaat dat de resterende populatie de komende jaren grotendeels vervangen zal worden door de recent oprukkende Quagga-mossel (zie par. 5.4). Deze mossel vormt zo nodig echter tegelijkertijd een alternatief voor de Driehoeksmossel.

Figuur 4.6.3

Jaargemiddelde gehalten van zware metalen in ongefilterd water bij Lobith (boven) en jaargemiddelde kwikgehalten in ongefilterd water van enkele locaties in het IJsselmeergebied, vergeleken met Lobith (onder).



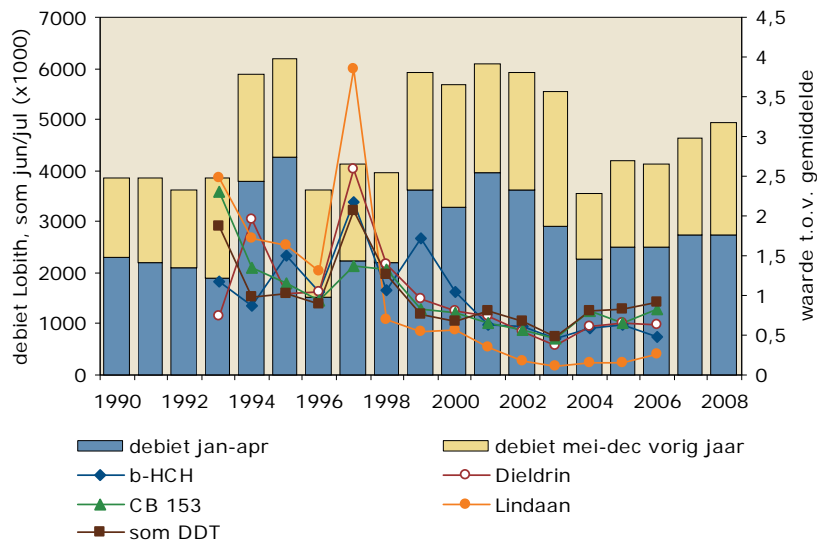
Aanvoerroutes

Met betrekking tot ontwikkelingen in de tijd is in de eerste plaats de aanvoer van belang. Van veel van de conventionele toxische stoffen zoals zware metalen en PCB's is de aanvoer (concentratie in ongefilterd water) sinds de jaren zeventig sterk gedaald, vaak met een factor 10 of zelfs 100, zoals bijvoorbeeld in het geval van cadmium en kwik (figuur 4.6.3). De concentraties in het water van de meren weerspiegelen deze afnames (figuur 4.6.3b). Een groot deel van deze probleemstoffen zijn al lange tijd geleden verboden, maar zijn moeilijk afbreekbaar. Ze zijn vaak grotendeels aan slib of zwevend stof gebonden en komen vanuit het sediment nog altijd in de voedselketen terecht. Bij grote

rivierafvoer, of bijvoorbeeld bij graafwerkzaamheden, zorgen oude voorraden in het sediment van bovenstroomse delen van de rivieren soms nog steeds voor nieuwe aanvoerpieken. Zo was er bijvoorbeeld in mei 1999 bij Lobith sprake van een piek van het schimmelbestrijdingsmiddel hexachloorbenzeen (HCB), dat al sinds de jaren zeventig verboden is (ten Hulscher, "Trends in Water" augustus 2002). Op deze manier zijn ook fluctuaties in de algemene trend van jaar op jaar mogelijk voor een deel terug te voeren op verschillen in de rivierafvoer in de periode voor de vangst van de Alen (zomer). De trends van PCB's en bestrijdingsmiddelen in Aal zijn bij Lobith opvallend eenvormig (figuur 4.6.4), en alle trends vertonen een piek in 1997 en een minimum in 2003. De grote overeenkomst tussen de stoffen suggereert dat interne belasting van de waterbodems in het stroomgebied met oude verontreinigingen meer bepalend is voor het verloop dan de externe, ofwel de nieuwe aanvoer. In 1997 was bij Lobith sprake van een afvoerpiek rond 3 maart, maar die was niet uitzonderlijk. Wel was het voorjaar nat; het kende de natste meimaand sinds 1983 (gerekend t/m 22 mei de natste periode ooit gemeten sinds 1951; de alen bij Lobith zijn gevangen op 27 mei). In De Bilt viel in deze maand twee keer zoveel neerslag als gemiddeld. De zomer van 2003 was uitzonderlijk droog, en de afvoer was al vanaf midden maart laag. Accumulatie in de weefsels zou echter over een langere periode moeten zijn opgetreden, en een relatie tussen gehalten en de afvoer in de voorafgaande periode op wat langere termijn is niet aanwezig (figuur 4.6.4). De oorzaak van de pieken van 1997, afkomstig van analyses in meerdere laboratoria, is daarmee nog onduidelijk.

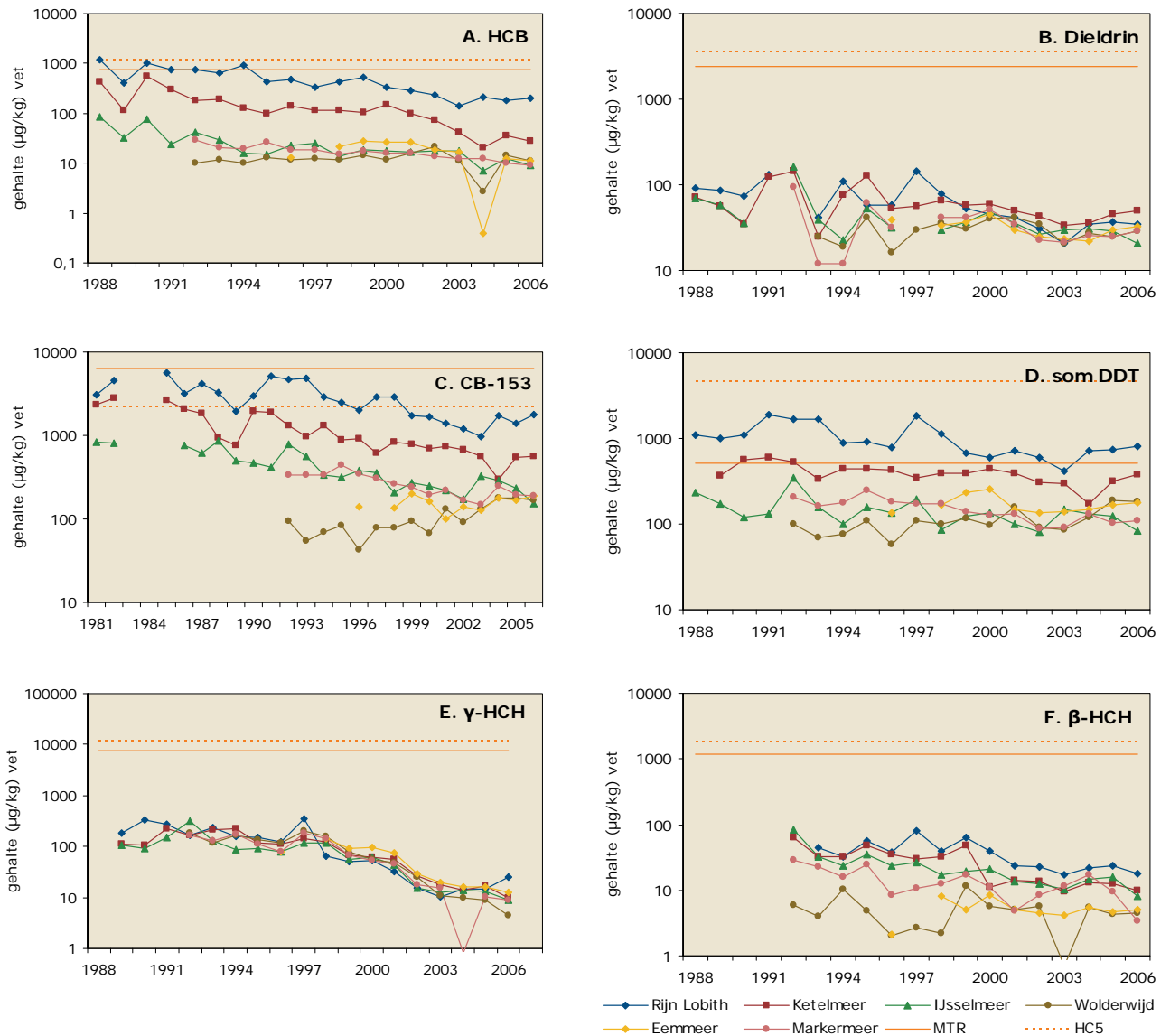
Figuur 4.6.4

Totale afvoer van januari-april en mei-december van het voorgaande jaar bij Lobith en het geïndexeerde verloop van de belangrijkste organische probleemstoffen in Aal (1 = gemiddelde 1993-2006).



De jaar-op-jaar fluctuaties worden in het algemeen bovendien nauwelijks doorgegeven aan het Ketelmeer en IJsselmeer (figuur 4.6.5). Verlaagde gehalten in het droge voorjaar van 2003 zijn in de meren veel minder duidelijk zichtbaar en de piek van 1997 komt in de meren alleen terug bij het insecticide Lindaan (γ -HCH). Wel zijn gehalten van veel stoffen in het Ketelmeer intermediair tussen de hoge gehalten in rivier en de relatief lage waarden in het IJsselmeer. Stoffen die via zwevend stof worden aangevoerd, met name als ze met name van industriële herkomst waren, zoals HCB en PCB's, bereiken in Alen uit het Ketelmeer vaak

veel hogere gehalten dan elders in het IJsselmeergebied. Doordat hier veel zwevend materiaal bezinkt voordat het water het IJsselmeer binnenstroomt, zijn de gehalten in het IJsselmeer vaak veel lager dan in het Ketelmeer en in de IJssel, net als in de afzijdig gelegen Veluwerandmeren. Bij vergelijking van trends van HCB en PCB's komt dat goed naar voren (figuur 4.6.5).



Figuur 4.6.5

Verloop van de concentraties van hexachloorbenzeen, dieldrin, PCB 153, DDT en Lindaan (β - en γ -HCH) in de vetweefsels van rode aal. De aangegeven MTR- en HC₅-niveaus (oranje horizontale lijnen) zijn vanuit waarden op productbasis omgerekend op grond van standaardvis met 5% vet (Hoek-van Nieuwenhuizen & Kotterman 2007). De MTR of Maximaal Toelaatbaar Risico geeft het niveau aan waaronder 95% van de soorten binnen het ecosysteem beschermd is. De MTR is gebaseerd op de HC₅-waarden ("Hazard Concentration" waarbij 5% van de soorten effect ondervindt) die door laboratoriumstudies worden vastgesteld. De aangegeven HC₅-waarden gelden voor visetende dieren en zijn gebaseerd op de nieuwste gegevens. Ze zijn nog niet in een MTR omgezet (Maas 2003).

Moeilijk afbreekbare verontreinigingen veroorzaken allerlei risico's voor ecologie en gezondheid. Zo worden pesticiden als DDT en dieldrin in verband gebracht met o.a. de ziekte van Parkinson en borstkanker. DDT was in 1939 ontdekt door de Zwitser Paul Muller, die daarvoor in 1944 de Nobelprijs kreeg. Het droeg bij tot de uitroeiing van de malaria in Europa, maar werd door andere effecten in Nederland al in 1973 verboden. Via geïmporteerde voedselproducten van buiten Europa komt het nog steeds binnen. Dieldrin, in 1948 in Denver ontdekt, werd gebruikt als vervanger voor DDT. In Europa werd het alleen in Nederland geproduceerd, totdat dat in de jaren tachtig verboden werd. Het is echter extreem persistent.

Tegenwoordig wordt de strijd tegen verontreiniging internationaal aangepakt onder de vlag van de Verenigde Naties. De Economische Commissie voor Europa (UNECE, waarin ook de VS en Canada deelnemen) kent inmiddels acht protocollen, waaronder die voor zware metalen en POP's (Persistent Organic Pollutants). Beide zijn ondertekend in 1998 in Arhus, Denemarken, en zijn in 2003 in werking getreden. De protocols verbieden productie en gebruik van onder meer dieldrin en beperken gebruik van o.a. HCB, PCB's, DDT en lindaan en de uitstoot van onder meer dioxinen, PAK's en zware metalen (bijvoorbeeld uitbannen lood-houdende benzine). Daarnaast is er de Stockholm Conventie van het Milieuprogramma van de VN (UNEP), die in 2004 van kracht is geworden en die uiteindelijk eliminatie van 21 POP's beoogt.

Lokale effecten

Lindaan (γ -HCH = hexachloorcyclohexaan) is een voorbeeld van een stof die meer diffuus is toegepast en de meren bereikt door afspoeling na lokaal gebruik. Lindaan is een insecticide dat vooral is gebruikt als houtbeschermingsmiddel, ook bijvoorbeeld in de Flevopolders. Opvallend is dat de piek van 1997 in de Rijn in dit geval ook in de meren zichtbaar is (extra afspoeling in nat voorjaar? Figuur 4.6.5). De gehalten uit de Rijn vertonen nauwelijks verschil met die in de meren, en het patroon van afname is in de verschillende wateren nagenoeg gelijk (en dus ook aan het patroon van andere stoffen in de Rijn, zie fig 4.6.4). De afname van γ -HCH is echter sterker dan die van andere stoffen doordat het makkelijker afbreekbaar is, zodat het verloop een snelle respons laat zien op beperkingen via Europese verdragen die voorafgingen aan het uiteindelijke verbod in 2007. Het bijproduct β -HCH, dat eveneens acuut toxisch is voor aquatische organismen, is moeilijker afbreekbaar en neemt minder snel af (figuur 4.6.5e en f). Het bindt zich aan sediment of zwevend stof en vertoont grotere verschillen tussen locaties, herinnerend aan de verdeling van de andere meer persistente probleemstoffen.

Sanering: Effecten van Keteloog

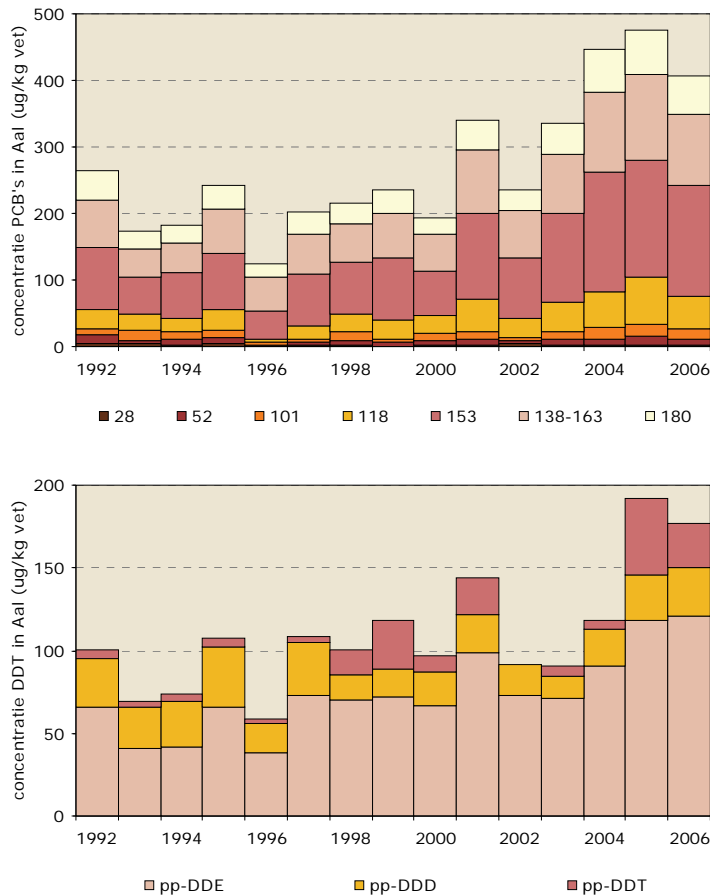
Opvallend is de versnelde afname van β -HCH (en α -HCH) in het Ketelmeer in 2000, t.o.v. de andere locaties (figuur 4.6.5f). Hier is na aanleg van het slibdepot in 1998 de bodem in van het oostelijke deel in de periode 2000-2002 gesaneerd. Ook bij HCB is vanaf 2001 een doorgaande afname te zien in Aal uit het Ketelmeer (figuur 4.6.5a), die sterker is dan de afname bij Lobith. Deze afname bedroeg net als bij β -HCH ongeveer een factor drie en heeft er toe geleid dat HCB sinds 2004 onder de MTR waarde blijft. Of deze ontwikkelingen zijn gekoppeld aan de sanering is echter niet eenvoudig te achterhalen, omdat door de aanleg van het slibdepot ook het meetpunt verplaatst moest worden.

Lokale toenames: Aal Wolderwijd en mosselen Zeughoek

In het algemeen vertoont het verloop van de conventionele toxische stoffen in het weefsel van Aal overeenkomst met de dalende gehalten in het water. In enkele gevallen is er echter sprake van opvallende toenames in Aal, bijvoorbeeld in het Wolderwijd. Dit betreft diverse stoffen, waaronder PCB's en DDT (figuur 4.6.6) en kwik (figuur 4.6.7). Lange tijd was het Wolderwijd het schoonste van alle rijkswateren met betrekking tot gehalten in Aal, terwijl van accumulatie in mosselen nauwelijks sprake was. Ondanks de toename blijft het Wolderwijd één van de schoonste wateren, maar in 2005 en 2006 waren de PCB gehalten wel hoger dan in het IJsselmeer. Omdat er nauwelijks nieuwe aanvoer van dergelijke stoffen is, zou het moeten gaan om een herverdeling van de nog in de meren aanwezige verontreinigingen, bijvoorbeeld in verband met de verwijdering van de Hardersluis in 2002, of met geleidelijke aanvoer via de al in 1990 gestarte doorspoeling van het Wolderwijd met water uit Flevoland. Met name de verwijdering van de Hardersluis viel samen met een aantal activiteiten waarbij grote hoeveelheden sediment in de waterkolom kwamen, zoals zandwinning vaargeulverbreding in het Veluwemeer en de aanleg van de monding van de Schuitenbeek. Een andere mogelijkheid is dat er niet zo zeer sprake is van toegenomen blootstelling, maar van een verandering in de fysiologie van de Aal.

Figuur 4.6.6

Verloop van de gehalten van 7 PCB's (boven) en DDT (onder) in Aal uit het Wolderwijd.

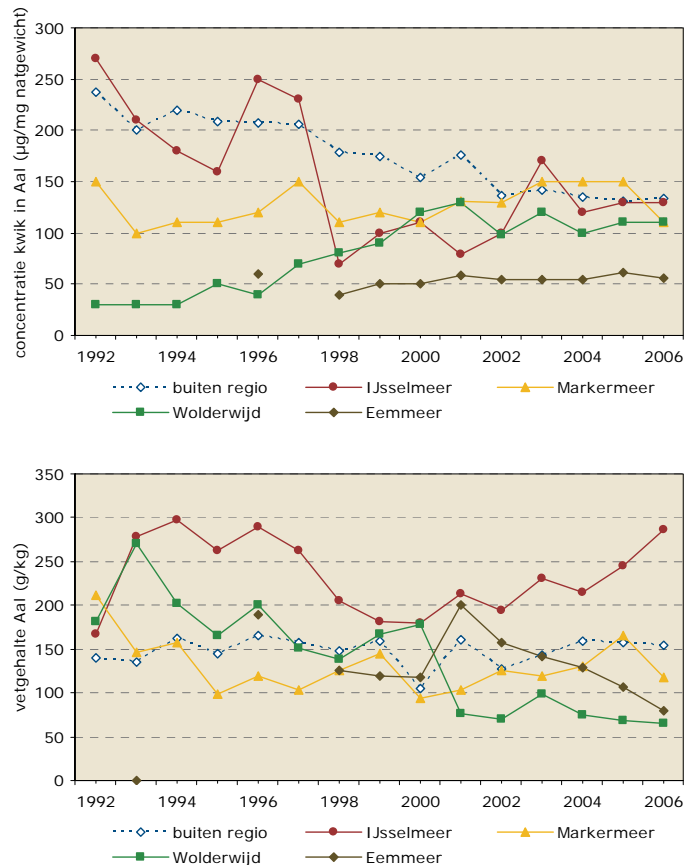


Veranderde conditie van Aal en mosselen?

Een nog sterkere toename is zichtbaar bij kwik, waar in het Wolderwijd zelfs sprake is van een verviervoudiging. Deze toename heeft zich echter al voorgedaan vóór de activiteiten rond 2002. Hier is de toename ook niet specifiek voor het Wolderwijd, ook al is hier de toename verreweg het sterkst. Maar ook in het Markermeer, het Eemmeer en vanaf 1998 het IJsselmeer lijkt sprake te zijn van enige toename. Ook vergelijking met de ontwikkelingen van de gehalten in ongefiltreerd water (figuur 4.6.3b), die afgezien van enige fluctuatie doorgaande afnames laten zien, suggereert dat de toenames in Aal en mosselen gezocht moeten worden in veranderingen bij de dieren zelf. In het Wolderwijd gaat de toename van toxische stoffen samen met een afname van het vetgehalte van de bemonsterde Aalen, en ook in het Eemmeer lijkt sprake van een negatieve tendens in het vetgehalte (figuur 4.6.7b).

Figuur 4.6.7

Kwik en vetgehalte in Aal uit het IJsselmeergebied, vergeleken met het verloop elders in Nederland (rivierengebied inclusief Ketelmeer, zoete delta en kanalen).

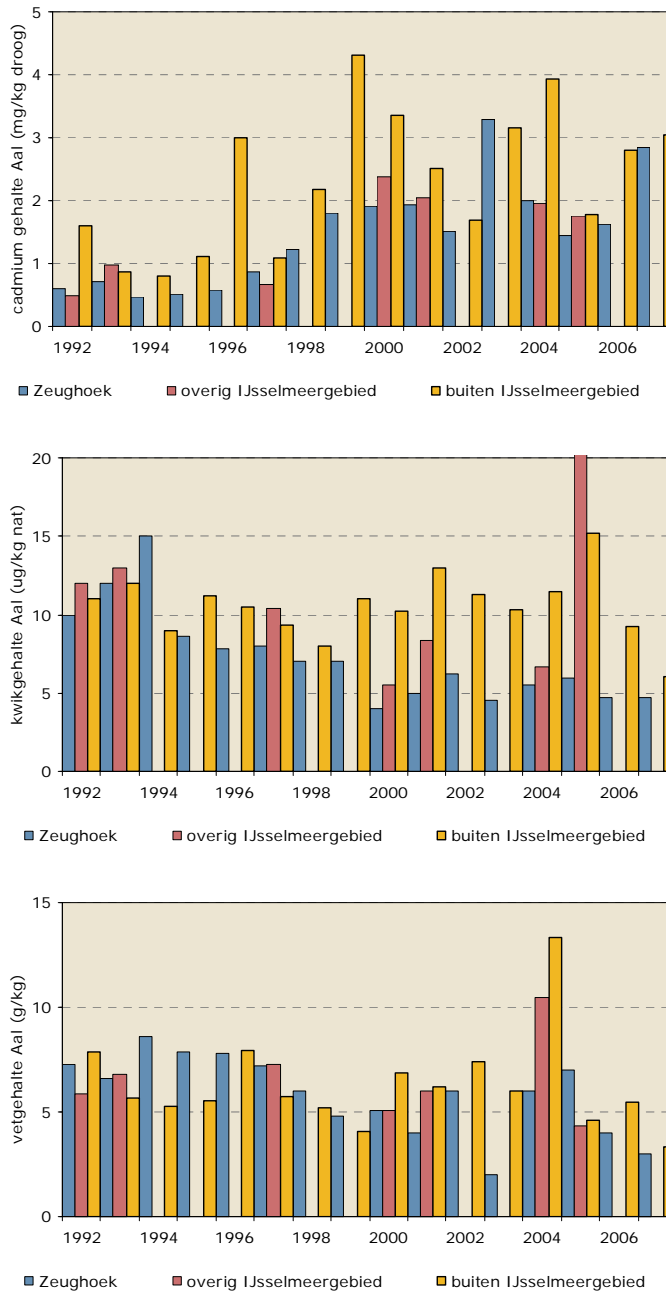


Onderzocht dient te worden in hoeverre een trendmatige verandering in het voedselaanbod tot gevolg zou kunnen hebben gehad dat de binnenkomende stoffen worden verdeeld over minder vet (of in het geval van kwik minder weefsel), zodat hogere concentraties worden gemeten. Ook bij de mosselen van de Zeughoek zijn de vetgehaltenes duidelijk afgenomen, in combinatie met een (op basis van drooggewicht) bijna spiegelbeeldig verloop van toenemende cadmiumgehaltenes (figuur 4.6.8). Hier zijn echter de kwikgehaltenes afgenomen, net als die van PCB's en bestrijdingsmiddelen. Wel accumuleert kwik

tegenwoordig sterker, zodat de uiteindelijke concentraties op andere locaties na het uithangen door de jaren min of meer constant zijn. De vetgehalten van de mosselen van de Zeughoek nemen buiten het IJsselmeergebied na het uithangen gemiddeld toe, ze vetten dus op, terwijl ze vroeger neigden tot vermagering (figuur 4.6.8c). Het beeld dat zo ontstaat is dat door veranderende omstandigheden in het IJsselmeergebied de conditie van Aal en Driehoeksmosselen verandert, waardoor de accumulatie van toxische stoffen anders verloopt, afhankelijk van de fysiologie van het betreffende organisme.

Figuur 4.6.8

Gehalten van cadmium, kwik en vet in het weefsel van Driehoeksmosselen van de referentielocatie Zeughoek en overige locaties binnen en buiten het IJsselmeergebied, zes weken later. Hogere waarden op die locaties ten opzichte van die van de Zeughoek indiceren accumulatie. Cadmium is hier uitgedrukt per kg ADW. Cadmium gedraagt zich anders dan andere metalen en bindt zich aan vet.



In het geval van de mosselen dient ook informatie over bijvoorbeeld de leeftijds- en lengteverdeling in aanmerking te worden genomen. Uit de toenames van toxische stoffen in mosselen en Aal kan dus vooralsnog niet worden geconcludeerd dat de biologische beschikbaarheid is toegenomen. Wel kunnen de risico's voor biota zijn toegenomen door een eventueel grotere gevoeligheid in verband met een verminderde conditie. De afname van de vetgehaltes en het drooggewicht van Aal en mosselen zijn interessant in combinatie met de achteruitgang van beide soorten. In het geval van de mosselen is in combinatie met die achteruitgang ook een afname van de conditie geconstateerd, die zich uit in een afname van de gemiddelde lengte en van de verhouding tussen vleesgewicht en schelpenlengte (par. 5.4).



Zwarte Stern. Foto Mervyn Roos

5 Ecologie

5.1 Plankton

De chlorofylgehalten in het zomerhalfjaar zijn in de meeste meren sinds 1987 (verder) afgenomen, maar in IJsselmeer en Markermeer is zo'n afname niet of nauwelijks zichtbaar geweest. Een versterkte afname (sterker dan fosfor) vond plaats rond 1996 in de randmeren. Er is een algemene verandering in het seizoenspatroon opgetreden door minder afname of zelfs toename in de wintermaanden.

Met de afname van de algenconcentraties en verandering van soortensamenstelling heeft zoöplankton waarschijnlijk meer kans gekregen, onder meer gezien een plotseling ontstaan van een clear-water-phase in het Eemmeer rond 1996. (De aanwezigheid van slib in de waterkolom zou door remming van zoöplanktongraas het ontstaan van zo'n clear-water-phase in het Markermeer kunnen voorkomen).

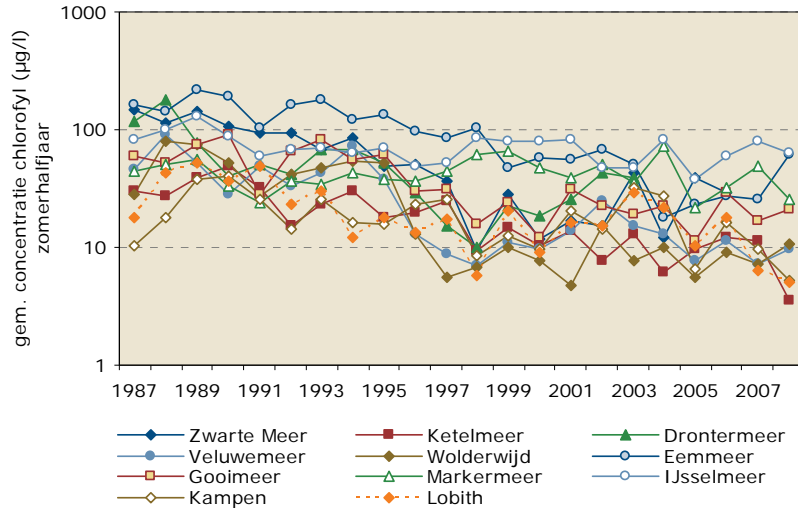
Soortensamenstelling van het fytoplankton is veranderd door verbetering van het lichtklimaat en daling van het fosfaatgehalte, ecologische karakter van het fytoplankton sterk veranderd in randmeren en Markermeer maar minder sterk in IJsselmeer en Ketelmeer, fytoplankton gemiddeld kleiner geworden en daardoor beter begraasbaar, biomassa-toename van kleine algen wijst op afname graasdruk in Veluwemeer, IJsselmeer en Markermeer.

5.1.1 Chlorofylgehaltenes, Clear Water Phase

Zowel in de rivieren als in de randmeren is sprake geweest van een afname van de chlorofylgehalten in antwoord op de dalende nutriëntenrijkdom. Die afname is vooral vanaf 1987 goed in beeld te brengen, door methodische veranderingen is de vergelijkbaarheid van de oudere gegevens aan discussie onderhevig. Het meest opvallend is een versnelde afname in de Veluwerandmeren, het Gooimeer en het Zwarte Meer in de tweede helft van de jaren negentig (figuur 5.1.1). Deze afname verliep sneller dan de daling van de fosforgehalten en resulteerde dus in een afname van de chlorofyl-fosfor verhouding (figuur 5.1.2). Dit heeft waarschijnlijk te maken met ecologische terugkoppelingsmechanismen via toegenomen filtratie door mosselen en toegenomen concurrentie met waterplanten (zie par. 5.4.1 en 5.5.3, par. 5.2). In het Markermeer nam deze ratio toe, enkele jaren nadat de dichtheid van de mosselen sterk was gedaald. Met name in de winter nam het chlorofylgehalte toe, mogelijk gerelateerd aan toegenomen watertemperatuur en zonneshijn in die maanden (par. 6.1). In het IJsselmeer is geen duidelijke trend in chlorofylgehalten zichtbaar, ondanks de afgenomen fosforgehalten.

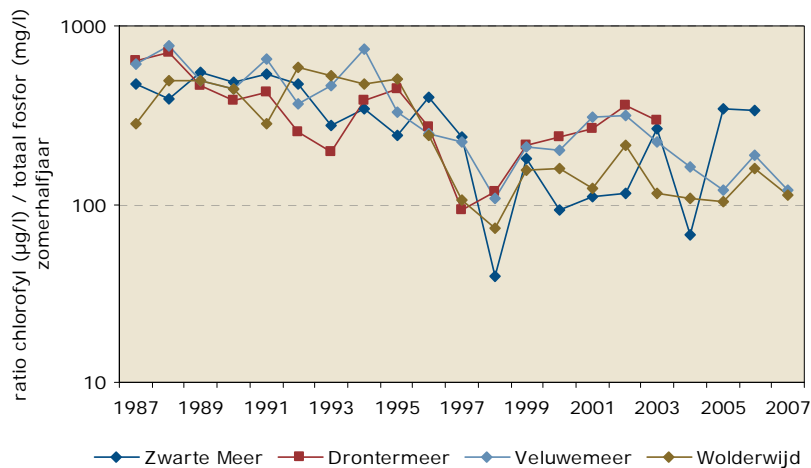
Figuur 5.1.1

Verloop van chlorofylgehalten (zomerhalfjaargemiddelden) in verschillende delen van het IJsselmeergebied en Rijn en IJssel, vanaf 1987.



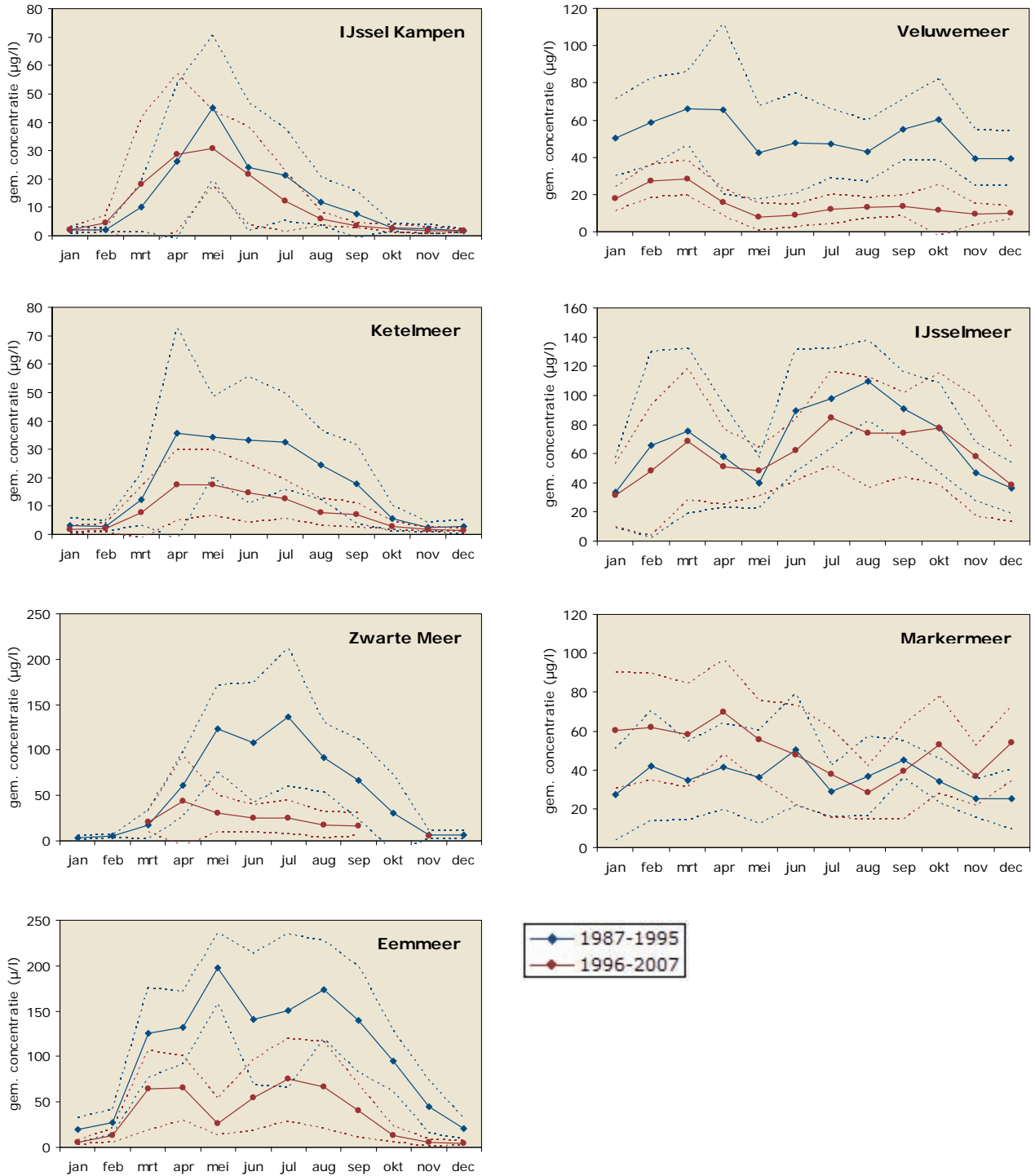
Figuur 5.1.2

Sterke afname van de chlorofyl – fosfor verhouding in de Veluwerandmeren en het Zwarte meer rond 1997.



Het seizoenspatroon van de chlorofylgehalten verschilt sterk tussen de wateren (figuur 5.1.3). De rivieren en de wateren die sterk door rivierwater worden beïnvloed, vertonen gemiddeld een piek in mei en zeer lage gehalten in de wintermaanden. De totaal fosfor gehalten zijn tijdens de piek laag en het percentage opgelost fosfor (orthofosfaat) vertoont een minimum (zie figuur 4.3.8). Dat is het geval in het Ketelmeer en het Zwarte Meer, en tot omstreeks 1996 ook in het Eemmeer, al was er gemiddeld in juni een klein dal. In de overige meren is er vaak juist een relatief laag gehalte in mei door zoöplanktongraas na een voorjaarspiek van kiezelalgen. Voordat in de zomer de algenconcentraties weer toenemen is er daardoor een “clear water phase”. In het IJsselmeer is dit het duidelijkst te zien aan een dal in de chlorofylgehalten rond mei (figuur 5.1.3). In het Eemmeer is er tegenwoordig ook zo’n minimum, sinds het meer rivierachtige patroon met juist een piek in mei midden jaren negentig min of meer is lijkt “omgeklapt” door vervroeging en versterking van een minimum dat eerder in juni viel. Deze omslag ging samen met het verdwijnen van de blauwalg *Planktothrix* (zie par. 5.1.2).

Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling

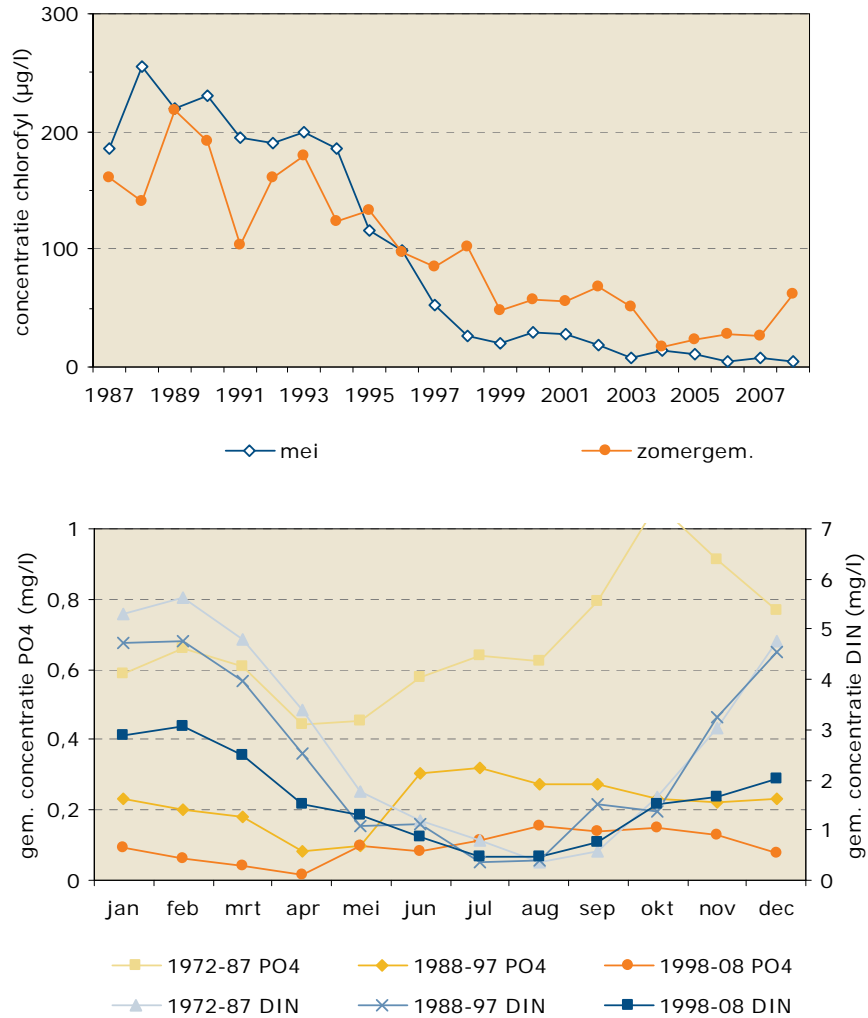


Figuur 5.1.3

Gemiddeld seizoensverloop van de chlorofylgehalten op diverse locaties in het IJsselmeergebied, periodes 1987-1995 en 1996-2007.

Figuur 5.1.4

Boven: Switch in seizoenspatroon chlorofyl Eemmeer: van optimum in mei naar clear water phase in drie jaar tijd.
 Onder: Seizoensverloop van de beschikbaarheid van opgelost fosfor (PO₄; blauw) en stikstof (DIN; geel) in het Eemmeer, in drie opeenvolgende perioden. Waar de DIN waarde in de grafiek hoger is dan de PO₄ waarde is kans op de vorming van stikstofbindende blauwalgen en drijfslagen.



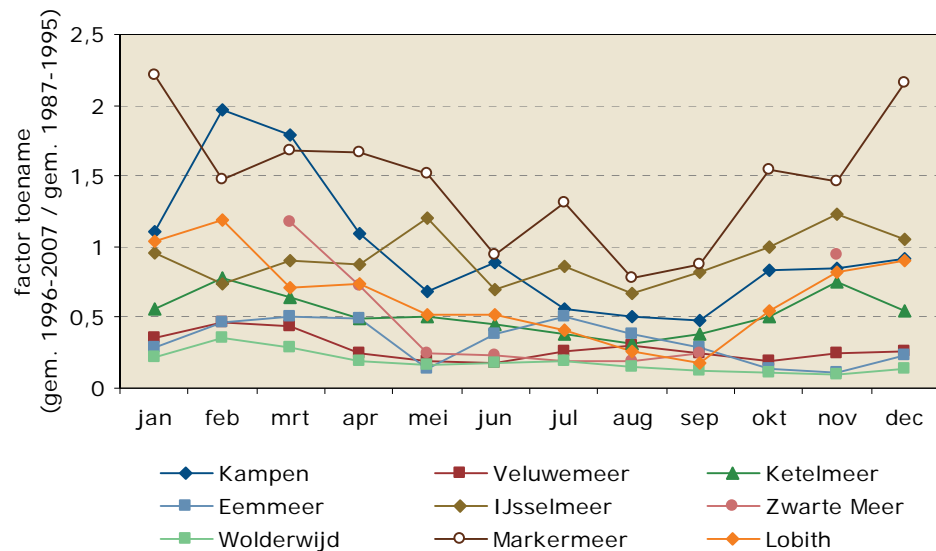
Het minimum in het gehalte opgelost fosfor valt in het Eemmeer tegenwoordig in april en het gehalte neemt toe tijdens de clear water phase (zie figuur 4.3.8). In de rest van de zomer blijft het gehalte hoog en daardoor bestaat in het Eemmeer een relatief hoge kans op het optreden van (drijfslagen van) stikstofbindende blauwalgen, die in dit meer in aandeel zijn toegenomen na het verdwijnen van *Planktothrix* rond 1995 (zie par. 5.1.2). In dit meer is de chlorofyl/P ratio tegenwoordig vergelijkbaar met die in de Veluwerandmeren (vroeger lager door lichtbeperking), maar het fosforgehalte is nog steeds hoger dan in de Veluwerandmeren en het opgeloste fosfor wordt in de zomer nog niet uitgeput (figuur 5.1.4).

Ook meer in het algemeen is behalve het gemiddelde gehalte ook het seizoensverloop veranderd. Als de mate van verandering over het seizoen wordt bekeken, dan blijkt dat de afname relatief gering is in de wintermaanden, in het bijzonder februari en maart (figuur 5.1.5). In sommige gebieden is in die periode zelfs sprake van toename, bijvoorbeeld de rivieren, in het Zwarte Meer, het vooral in het Markermeer. Hier heeft dit zelfs geleid tot hogere chlorofylgehalten

in de winter dan in de zomer (figuur 5.1.3). Dit patroon doet erg denken aan het seizoenspatroon van temperatuurstijging, die ook het sterkst is geweest in de maanden (januari,) februari en maart (zie figuur 6.1.9). Ook een relatief hoge aanvoer van fosfor vanuit de rivieren in januari-maart kan een rol spelen, zij het dat in een aantal wateren ook in de zomer nog geen sprake lijkt te zijn van fosforlimitatie (Eem- en Gooimeer, Zwarte Meer, Ketelmeer). In het Markermeer speelt waarschijnlijk de afname van filterende mosselen een rol en een mogelijke toename van de hoeveelheid zonnuren in de winter, als de algengroei hier door het slib lichtgelimiteerd is (zie par. 6.1). In de randmeren zijn de wintergehalten relatief hoog doordat de zomerpiek van de algen uitblijft, wellicht als gevolg van relatief sterke concurrentie met waterplanten in deze meren. Recent is een dergelijk seizoensverloop ook in het Zwarte Meer ontstaan, met voornamelijk geen hogere waterplanten of kranswieren als concurrent, maar vooral Waternetje (par. 5.2).

Figuur 5.1.5

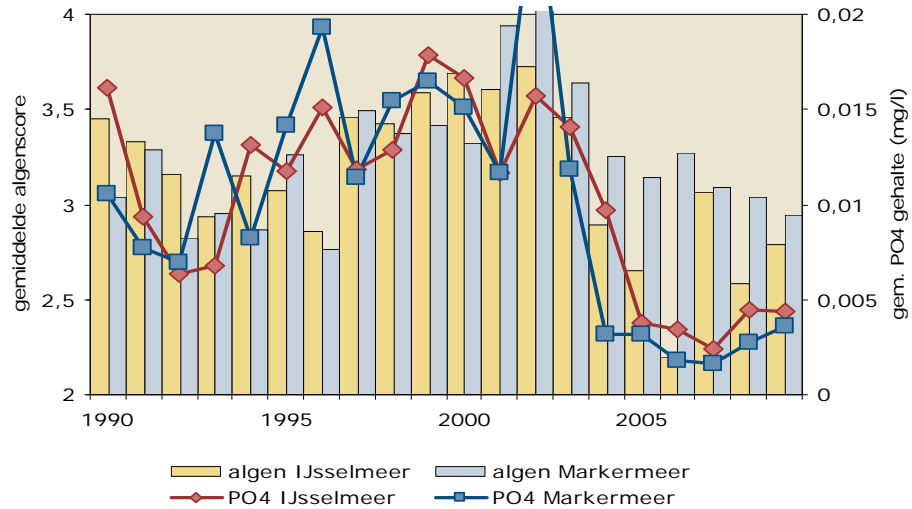
Mate van toe- en afname van chlorofyl over het seizoen, gemiddelden 1996-2007 t.o.v. 1987-1995. Toename of relatief geringe afname in de wintermaanden.



In par. 4.3 is weergegeven hoe de gehalten van de opgeloste nutriënten orthofosfaat en ammonium rond 2004 nog eens extra zijn afgenomen in de meren met een lange verblijftijd. Dat betekent dat nutriëntlimitatie van algengroei waarschijnlijk nog sterker aan de orde is dan voorheen. In de chlorofylgehalten is in de meeste meren echter geen duidelijke nieuwe afname zichtbaar rond deze tijd (figuur 5.1.1). Er is echter wel een opvallende overeenkomst van het nutriëntverloop met het verloop van een score van de abundantie van algen die sinds 1990 maandelijks op 20 locaties in het IJsselmeer en Markermeer wordt genoteerd tijdens vliegtuigtellingen van watervogels (score 0 t/m 5, in halve punten, M.R. van Eerden, ongepubl.). In deze scores is wel degelijk een nieuwe afname zichtbaar (figuur 5.1.6). Ook in het Eemmeer is bij nadere beschouwing sprake van een nieuwe afname van chlorofyl en zwevend stof.

Figuur 5.1.6

Zomergemiddelden van orthofosfaatgehalten in het IJsselmeer en Markermeer, vergeleken met de zomer gemiddelde algenscore tijdens vliegtuigtellingen van watervogels (M.R. van Eerden).

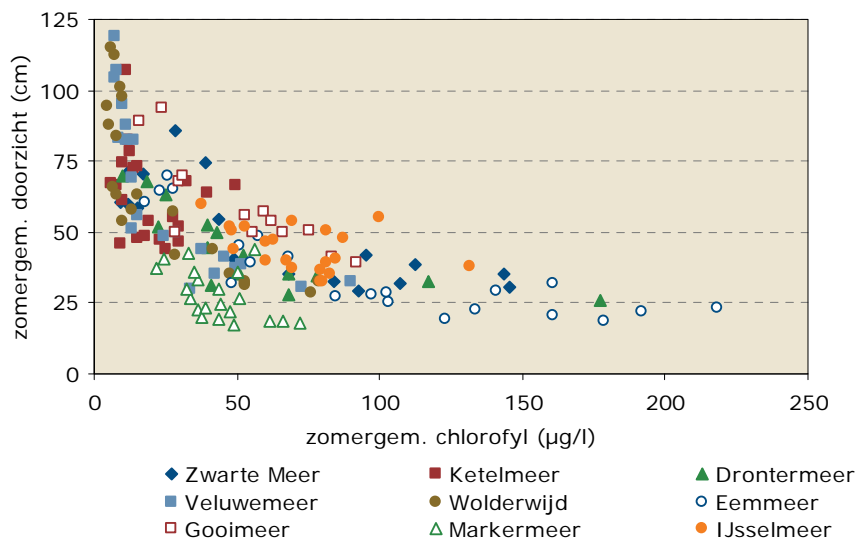


Chlorofyl en doorzicht

Er is een duidelijke relatie tussen de gemiddelde zomerwaarden van chlorofyl en doorzicht (figuur 5.1.7), en met de dalende chlorofylgehalten in bijvoorbeeld de randmeren zijn de doorzichten sterk toegenomen (zie par 4.4). De meer subtiele veranderingen in chlorofylgehalten zoals die in het seizoenspatroon zijn echter vaak maar zeer ten dele terug te vinden in corresponderende veranderingen van doorzichten. Dat is mede een gevolg van de grove schaal waarlangs de doorzichten gemeten worden. De relatie tussen licht en de groei van waterplanten kan verduidelijken als niet het doorzicht, maar de lichtuitdoving in beeld wordt gebracht. Bij gebrek aan metingen kan deze worden berekend uit de doorzichtwaarden en de chlorofylgehalten, maar de onnauwkeurigheid bij beperkt doorzicht blijft dan natuurlijk bestaan.

Figuur 5.1.7

Relatie tussen de zomergemiddelden van chlorofylgehalte en doorzicht.



5.1.2 Stuurfactoren fytoplankton

Ronald Bijkerk

Door de daling van het fosfaatgehalte is de fytoplanktonbiomassa de laatste twee decennia sterk gedaald in alle meren in het gebied. Ook de soortensamenstelling is veranderd. In eerste instantie was dit geen direct gevolg van het afgenomen fosfaatgehalte, immers het bleven lang eutrofe meren. Pas recent lijkt ook de beschikbaarheid van fosfaat een rol te spelen.

Aanvankelijk zijn de belangrijke stuurfactoren voor de soortensamenstelling geweest: de watertemperatuur, de diepte, het lichtklimaat, de verblijftijd van het water en de graasdruk van zoöplankton en bodemdieren. De impact van de laatstgenoemde vier stuurfactoren is verschillend tussen de meren (tabel 5.1.1).

Tabel 5.1.1

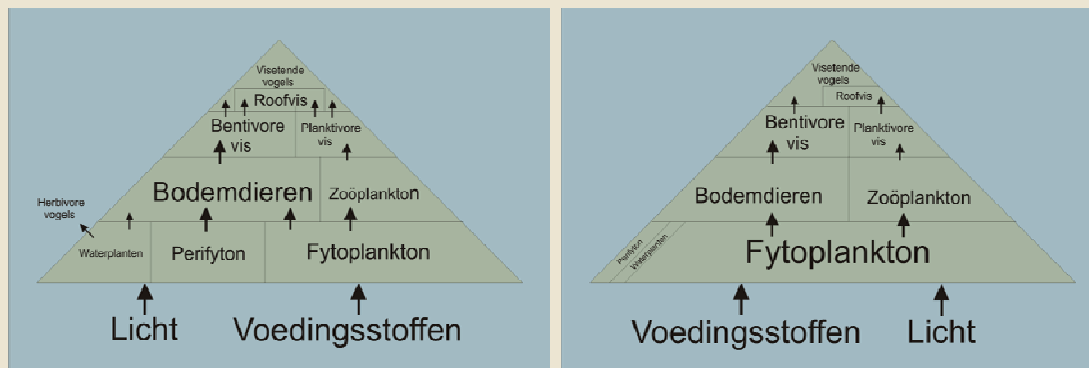
Belangrijke stuurfactoren, naast de watertemperatuur, voor de soortensamenstelling en de eventuele veranderingen in deze factoren (→) over de periode 1987-2007 (Z_s/Z_d = verhouding zichtdiepte: waterdiepte).

Meer	Verblijftijd (d)	Diepte (m)	Doorzicht (m)	Lichtklimaat (Z_s/Z_d)	Graasdruk (indicatief)
Ketelmeer	3	2.4	0.5 → 0.8	0.17 → 0.27	+/- → +/-
IJsselmeer	120	4.6	0.5 → 0.5	0.11 → 0.11	- → +/-
Markermeer	400	3.9	0.3 → 0.2	0.09 → 0.06	+/- → -
Veluwemeer	60	1.6	0.3 → 0.9	0.19 → 0.56	+/- → +
Wolderwijd	115	1.5	0.4 → 1.0	0.27 → 0.67	+/- → +
Eemmeer	30	1.9	0.3 → 0.7	0.16 → 0.37	+/- → +

De verschuiving in soortensamenstelling wordt daarom eerst per gebiedsdeel beschreven en verklaard uit veranderingen in de genoemde stuurfactoren. Hierbij delen we het fytoplankton in grootteklassen en functionele groepen in. Functionele groepen kenmerken zich door een eigen habitatkeus en specifieke sterke (toleranties) en zwakke (gevoeligheden) kanten ten aanzien van bovengenoemde stuurfactoren (tabel 5.1.2). Grootteklassen (grootte gemeten van de grootste dimensie van een individu) geven een indicatie van de geschiktheid als voedselbron voor zoöplankton. Het meest voorkomende zoöplankton (raderdieren, nauplii en kleine watervlooien) eten deeltjes tot een grootte van ca. 30 µm. Grote watervlooien gaan tot 50 µm. Algen groter dan 50 µm worden beschouwd als onbegraasbaar voor het filtrerende zoöplankton, maar kunnen nog wel worden gepakt door volwassen copepoden. Voor beide analyses is de hoeveelheid fytoplankton uitgedrukt in een biomassaparameter (het biovolume). Deze parameter kan direct vergeleken worden met het chlorofylgehalte, eveneens een biomassaparameter. We doen dit omdat we geïnteresseerd zijn in de vragen hoe de hoeveelheid algen (= voedsel) verdeeld is over de grootteklassen en hoe de beschikbare voedingsstoffen verdeeld zijn over de verschillende functionele groepen.

INTERMEZZO: Fytoplankton in het voedselweb

Dit boek gaat vooral over veranderingen in het voedselweb. Aan de basis hiervan staat het fytoplankton (figuur 1). Met behulp van zonlicht en anorganische voedingsstoffen produceert dit fytoplankton het voedsel voor zooplankton en bodemdieren. Deze worden gegeten door planktivore, respectievelijk benthivore vis, zoals jonge Brasem, Blankvoorn en Spiering. Deze vissen kunnen weer een prooi worden van Baars, Snoekbaars, Fuut en Aalscholver.



Figuur 1 Voedselweb in een diep planktongedomineerd meer (links) en een ondiep meer met een groter aandeel van bodemalgen en waterplanten (rechts).

Niet alle planktonalgen zijn even geschikt als voedsel voor het zooplankton. Dit komt door verschillen in begraasbaarheid en verteerbaarheid tussen fytoplanktonsoorten. Tussen zoöplanktonsoorten bestaan verschillen in de grootte van de voedseldeeltjes die zij kunnen opnemen. Grotere algensoorten kunnen alleen begraasd worden door grotere watervlooien of copepoden, maar niet door raderdieren en kleinere watervlooien. Heel grote algen worden helemaal niet begraasd. Deze algen profiteren vervolgens van de begrazing van ander fytoplankton en blijven zo uiteindelijk als enige algensoort in het plankton over.

Een belangrijke vraag in dit hoofdstuk is of de geschiktheid van het fytoplankton als voedselbron is veranderd in de loop van de afgelopen twintig jaar. Daarnaast willen we veranderingen in de soortensamenstelling verklaren uit veranderingen in milieufactoren als nutriëntenconcentraties en lichtklimaat.

De gegevens van de fytoplanktonmonitoring zijn echter niet allemaal geschikt om deze vragen te beantwoorden. Met name in de jaren negentig is de telmethode enkele malen veranderd en voerde men of globale of uitgebreide tellingen uit. Niet te determineren algen kleiner dan 5 μm (' μ -algen') werden in 1993-1999 niet geteld, van de grotere telde men aanvankelijk individuen, later cellen (Bijkerk 2005). Veelal werden de resultaten in deze periode geaggregeerd gerapporteerd (abundanties opgeteld op hoofdgroepniveau).

Om de dataset voor onze vragen te harmoniseren moet daarom teruggerepen worden op de oorspronkelijke analysestaten en moeten de resultaten opnieuw worden ingevoerd. Daarnaast moeten aannames worden gedaan omtrent de gemiddelde individuengrootte en het gemiddelde biovolume per soort. Biovolume als maat voor de hoeveelheid algen is nodig om ecologisch zinvolle uitspraken te doen; het gaat om de hoeveelheid voedsel in een bepaalde grootteklasse, niet om de hoeveelheid algen. De hoeveelheid van algen die niet geteld zijn (' μ -algen') kan echter niet gereconstrueerd worden. Samengevat: grote verschuivingen in de tijdreeks zullen waarschijnlijk wel reëel zijn, maar kleine zullen het gevolg kunnen zijn van veranderingen in analysemethode.

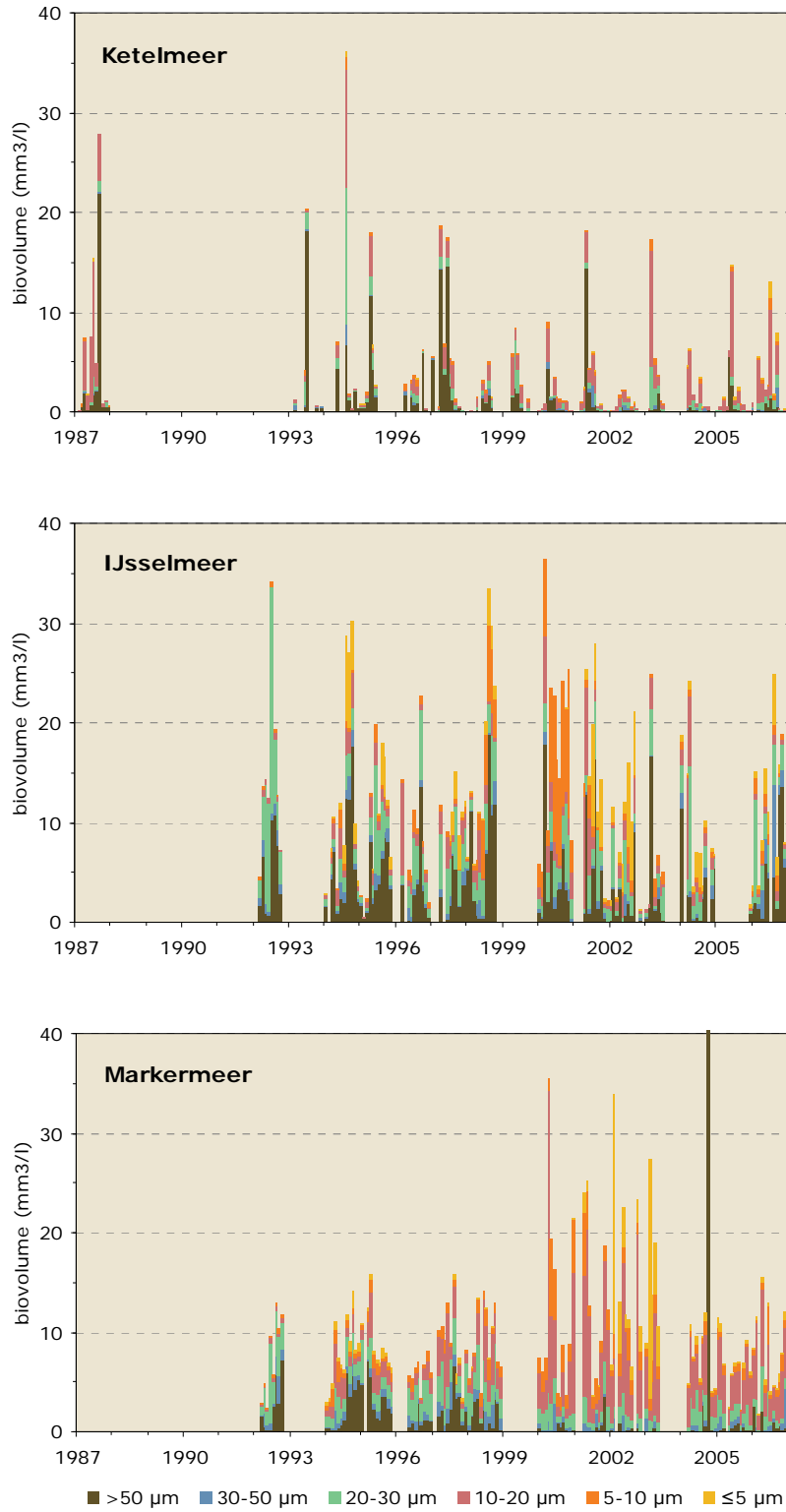
Groep	Habitatkeuze	Toleranties	Gevoeligheden	Voorbeelden
C	Gemengde, eutrofe, kleine tot middelgrote meren	Lichttekort, C-tekort	Si-tekort stratificatie	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Diatoma tenuis</i> , <i>Nitzschia acicularis</i>
D	Ondiepe, geëutrofiëerde, troebele meren en rivieren	Uitspoeling, lichttekort	Nutriëntentekort	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> , <i>Skeletonema</i>
F	Heldere epilimnia	Nutriëntentekort	CO ₂ -tekort, hoge troebelheid	(<i>Pseudo</i>) <i>Dictyosphaerium</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis</i>
H1	Stikstoffixerende blauwalgen van eutrofe meren	N-tekort, C-tekort, begrazing	Menging, P-tekort, lichttekort	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
J	Ondiepe, geëutrofiëerde meren en rivieren	Lichttekort?	Sedimentatie naar het donker	<i>Coelastrum</i> , <i>Pediastrum</i> , <i>Scenedesmus</i>
K	Ondiepe, voedselrijke waterkolommen	C-tekort, begrazing?	Diepe menging	<i>Aphanocapsa</i> , <i>Aphanothece</i>
Lm	Zomer-epilimnia van eutrofe meren	C-tekort, begrazing	Menging, lichttekort	<i>Ceratium</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Peridinium</i> p.p.
Lo	Zomer-epilimnia van mesotrofe meren	Heterogene verdeling N en P, begrazing	Aanhoudende, of diepe menging	<i>Gymnodinium</i> , <i>Merismopedia</i> , <i>Snowella</i> , <i>Woronichinia</i>
N	Mesotrofe epilimnia	Nutriëntentekort	Stratificatie, pH-stijging	<i>Cosmarium reniforme</i> , <i>Staurastrum lunatum</i>
P	Eutrofe epilimnia	Mild lichttekort en C-tekort	Si-tekort, stratificatie	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i>
S1	Gemengde, troebele waterlagen	Sterk lichttekort, begrazing	Uitspoeling	<i>Limnothrix</i> , <i>Planktolynghya</i> , <i>Planktotrix agardhii</i>
X1	Ondiepe, geëutrofiëerde, gemengde waterlagen	Stratificatie	Nutriëntentekort, begrazing	<i>Crucigenia</i> , <i>Lagerheima</i> , <i>Monoraphidium</i> , <i>Tetrastrum</i>
X2	Ondiepe, meso-eutrofe, heldere, gemengde waterlagen	Stratificatie	Menging, begrazing	<i>Chrysochromulina</i> , <i>Kephyrion</i> , <i>Plagioselmis</i> , <i>Rhodomonas</i>
X3	Ondiepe, heldere, gemengde waterlagen	Lage alkaliniteit, Nutriëntentekort	Menging, begrazing	<i>Chroococcus</i> , <i>Cyanodictyon</i> , <i>Spermatozopsis</i>
Y	Kleine, geëutrofiëerde meren	Lichttekort	Begrazing	<i>Chroomonas</i> , <i>Cryptomonas</i>

Tabel 5.1.2

Overzicht van de belangrijkste functionele groepen in het fytoplankton van het IJsselmeergebied (bron: Reynolds 2006, Reynolds *et al.* 2002).

Figuur 5.1.8

Fytoplanktonbiomassa in het Ketelmeer, IJsselmeer en Markermeer, met onderscheid in grootteklassen



5.1.3 Beschrijvingen fytoplankton per meer

Ronald Bijkerk

Ketelmeer

De gemiddelde fytoplanktonbiomassa in het Ketelmeer is laag, lager dan in de IJssel en veel lager dan in het IJsselmeer (figuur 5.1.8). Het Ketelmeer is de overgang tussen een riviersysteem en een meersysteem. Het rivierplankton uit de IJssel, voor een groot deel kiezelalgen die aangepast zijn aan troebelheid maar turbulentie nodig hebben om in suspensie te blijven, kan in het Ketelmeer naar de bodem zakken. Het meerplankton, in de zomer gekarakteriseerd door blauwalgen die niet bestand zijn tegen turbulentie en uitspoeling, kan in het Ketelmeer alleen op sommige momenten de rust vinden om te groeien. De biomassa van het fytoplankton was in het tijdvak 2002-2006 gemiddeld lager dan in 1993-1998 (figuur 5.1.9). Hierdoor is het doorzicht in dit meer gemiddeld toegenomen (figuur 5.1.10).

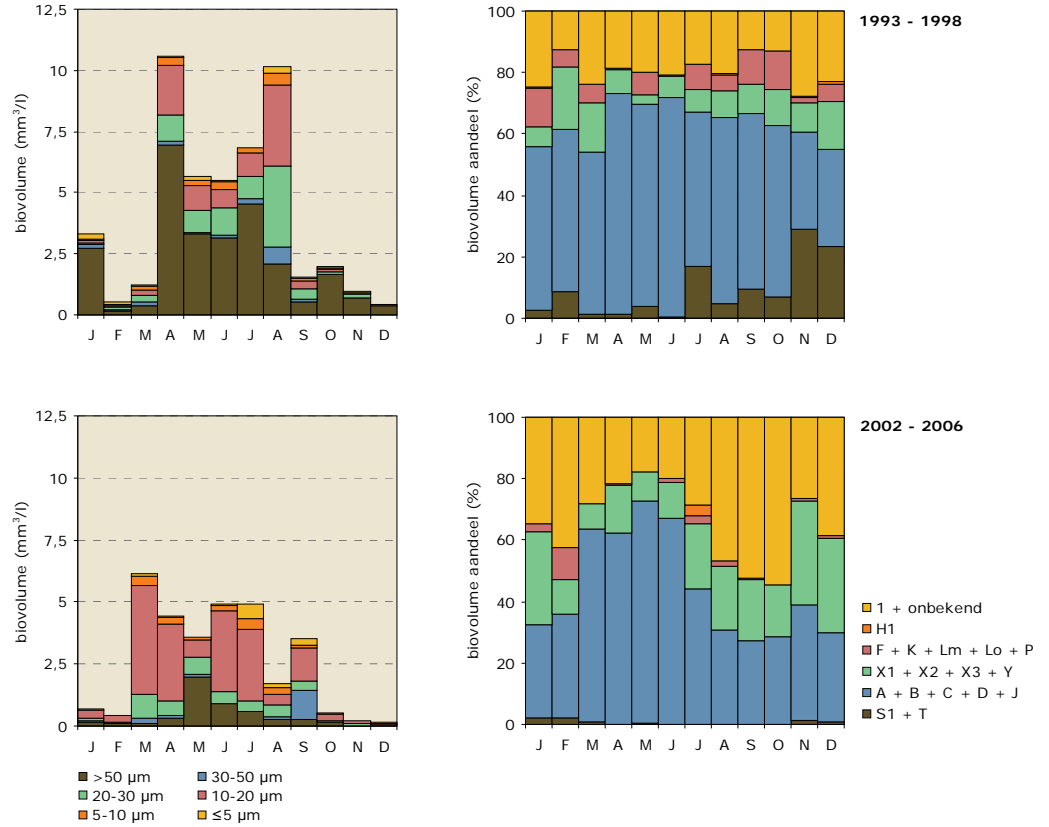
In het Ketelmeer zien we in de meeste jaren één korstondige voorjaarspiek in de fytoplanktonbiomassa. Deze piek treedt op wisselende tijdstippen op. De timing lijkt bepaald door het patroon van de afvoer van de IJssel in het vroege voorjaar.

Voorjaarspieken

De voorjaarspieken in het Ketelmeer zijn kort en hevig en bepalen in de meeste jaren het aanzien van de seizoensdynamiek (figuur 5.1.8). De wisselende hoogte is deels een gevolg van de lage bemonsteringsfrequentie (hooguit eens per maand). In sommige jaren echter, is geen duidelijke voorjaarspiek te onderscheiden (1998 en 2002). Dit waren jaren waarin de IJssel een ongewoon lage afvoer kende in het vroege voorjaar (1998), of een ongewoon hoge afvoer tot in april (2002). In gewone jaren treden de voorjaarspieken op in maart of april, wanneer de afvoer van de IJssel is afgenomen tot 400 à 500 m³/s (figuur 5.1.11). In de meeste jaren bestaat deze voorjaarspiek voor meer dan de helft uit soorten die thuishoren in turbulente, troebele en voedselrijke wateren, zoals rivieren (functionele groep D). Dit zijn de kiezelalgen *Stephanodiscus hantzschii* en, als de piek wat later in april valt: *Skeletonema subsalsum*. Beide soorten bereiken hun hoogste dichtheden bij afvoeren tussen 300 en 500 m³/s, maar doen dit bij verschillende watertemperaturen: *S. hantzschii* bij 8 à 10 °C, *S. subsalsum* bij ca. 16 °C (figuur 5.1.12). Slechts een enkele keer bestaat de voorjaarspiek grotendeels uit een andere soort. In maart/april 1995, na de exceptionele overstromingen in januari/februari, was dat *Diatoma tenuis*, (een kiezelalg uit de functionele groep C van gemengde, eutrofe meren). In 2001 deed de voorjaarspiek zich pas in mei voor (na een langdurig hoge afvoer) en domineerde *Stephanodiscus binderanus* (uit de B-groep), bij een watertemperatuur van 17 °C.

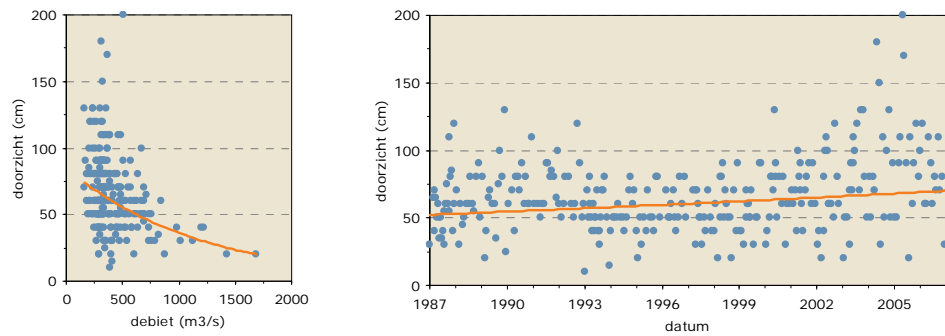
Figuur 5.1.9

Vergelijking van de maandelijkse fytoplanktonbiomassa in het Ketlemeer per grootteklasse en de bijdrage van functionele groepen in de loop van een gemiddeld jaar, 1993-98 en 2002-06. In het Ketlemeer is het fytoplankton gemiddeld kleiner geworden en zijn de D- en de J-groep achteruit gegaan ten gunste van de X2- en Y-groep en de groep Onbekend (zie tekst voor toelichting).



Figuur 5.1.10

Doorzicht in het Ketlemeer: de relatie met de afvoer van de IJssel en de ontwikkeling over 1987-2006.

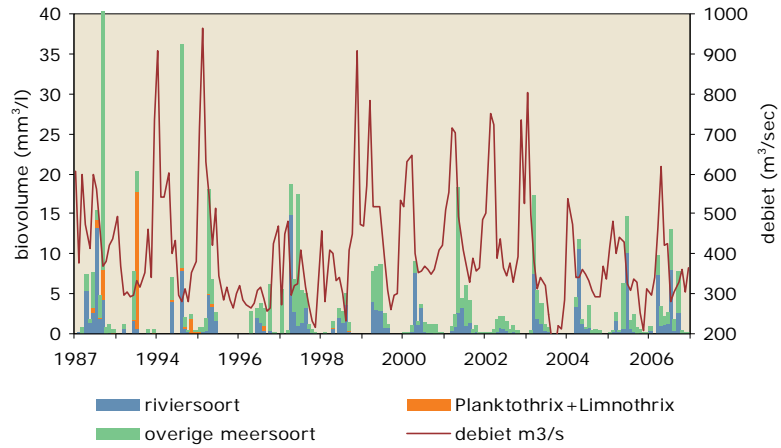


Een relatie tussen afvoer en algenbiomassa kan zich op twee manieren vormen:

1. Hoe lager de afvoer hoe meer tijd een populatie heeft om te groeien tussen A en B;
2. Hoe hoger de afvoer hoe groter de kans op troebelheid (= lichtbeperking; zie figuur 5.1.10).

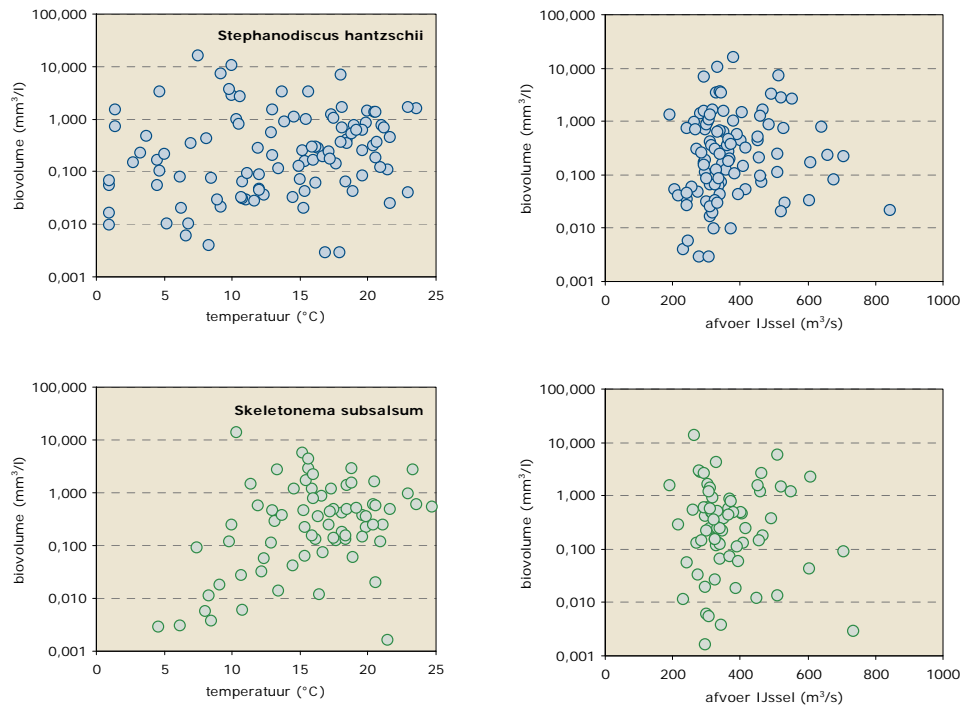
Figuur 5.1.11

Fytoplanktonbiomassa in het Ketelmeer in relatie tot de maandgemiddelde afvoer van de IJssel te Olst (NB: bij meerdere jaren ontbreken gegevens van één of meerdere maanden)



Figuur 5.1.12

De twee belangrijkste kiezelwieren uit de voorjaarspiek in het Ketelmeer bereiken hun hoogste dichtheden bij verschillende watertemperatuur, maar overeenkomstige afvoeren.



Soortensamenstelling

In vergelijking met de periode 1993-1998 is de biomassa van grote algen in het Ketelmeer in de laatste jaren laag (figuur 5.1.9). Dit komt door de teruggang van *Skeletonema subsalsum*. De begraasbaarheid van het fytoplankton is hierdoor toegenomen. Het biomassa-aandeel van soorten die aangepast zijn aan hypertrofe, troebele, turbulente wateren (D en J in figuur 5.1.9) is in de tweede helft van het jaar duidelijk verminderd, ten gunste van flagellaten (cryptophyceën; X2 en Y) en een groep onbepaalde, grotendeels kleine

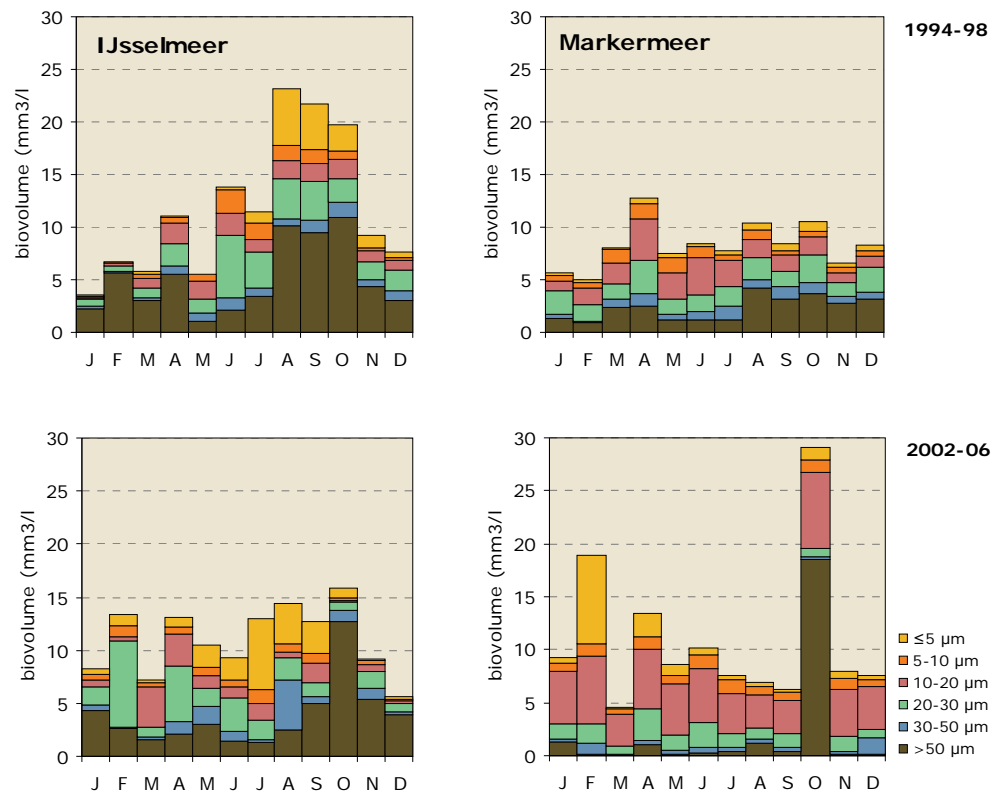
algen. Deze ontwikkeling past in de verbetering van het lichtklimaat sinds 2000 (figuur 5.1.10).

IJsselmeer en Markermeer

Gemiddeld is de fytoplanktonbiomassa in het IJsselmeer altijd wat hoger geweest dan in het Markermeer (figuur 5.1.13 en zie ook chlorofyl par. 5.1.1). Dit komt door het iets gunstiger lichtklimaat in het IJsselmeer. Gemengd als ze zijn, is de diepte van beide meren te groot om geschikt te zijn voor de blauwalg *Planktothrix agardhii*, voor wie een diepte van 2.5 m ongeveer de grens is (Berger 1987). In het IJsselmeer vinden we in deze grootteklasse de blauwalg *Microcystis* en in het Markermeer de blauwalg *Aphanizomenon flos-aquae*. Deze soorten behoren tot verschillende functionele groepen; alleen *A. flos-aquae* is in staat om stikstof te fixeren. Of hij dit in Nederlandse wateren ooit doet is de vraag; de benodigde heterocysten en enzymsystemen worden vermoedelijk pas goed gevormd bij DIN-gehalten ≤ 0.08 mg N/l (Reynolds 2006) en een N:P verhouding ver beneden 15 (mg/l). Bovendien is voor stikstoffixatie veel lichtenergie nodig, dus een goed lichtklimaat, of de mogelijkheid om hoog in de waterkolom te verblijven.

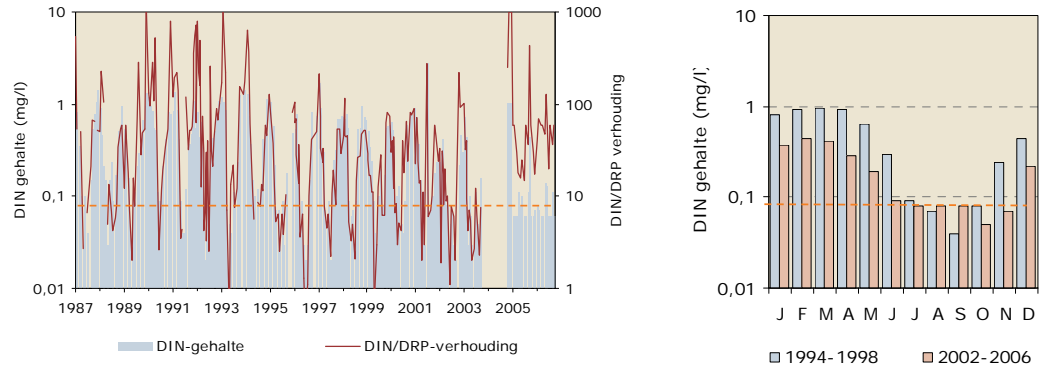
Figuur 5.1.13

Vergelijking van de maandelijkse fytoplanktonbiomassa per grootteklasse in de loop van een gemiddeld jaar voor twee tijdvakken. De veranderingen zijn gering: in het IJsselmeer is de hoeveelheid begraasbaar plankton in het voorjaar toegenomen, maar in de zomer gedaald, evenals de hoeveelheid onbegraasbaar plankton (*Microcystis*). In het Markermeer is deze hoeveelheid begraasbaar fytoplankton toegenomen, ten koste van het onbegraasbare.



Figuur 5.1.14

Gehalte opgeloste anorganische stikstof (DIN) en de verhouding met opgelost orthofosfaat (DRP) in het Markermeer. Van beide parameters daalde de waarde vrijwel elke zomer beneden het niveau (rode stippelijijn) waaronder stikstoffixatie voordeel zou opleveren (NB: in 2005-2006 is de detectielimiet 0,05 mg N/l, voorheen 0,01).



In het Markermeer hebben dergelijke zeer lage DIN-gehalten zich jaarlijks voorgedaan; in 1994-1998 van augustus tot oktober, sinds 2002 echter alleen nog in oktober-november (figuur 5.1.14).

Soortensamenstelling

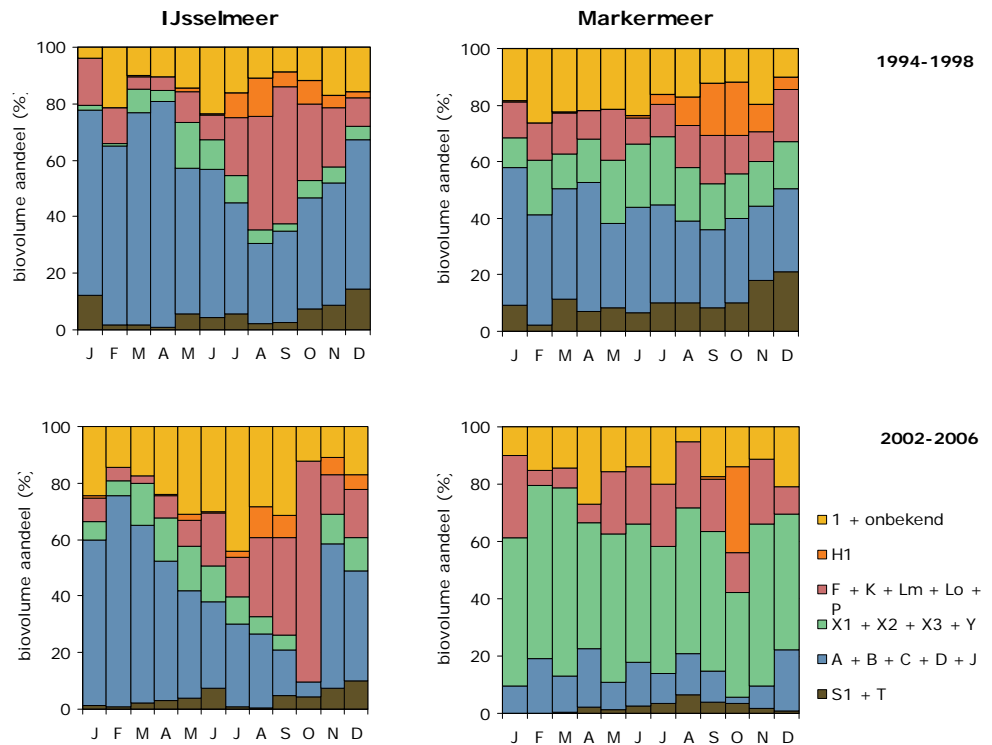
Wat de structurele samenstelling betreft is het fytoplankton in IJssel- en Markermeer gemiddeld kleiner geworden (figuur 5.1.13). Gemiddeld is de biomassa in beide meren in het vroege voorjaar toegenomen, maar in de zomer gedaald. Dit zien we terug in het chlorofyl-a-gehalte en het doorzicht. Van belang voor het doorzicht is nog dat een vergroot aandeel kleinere algen het doorzicht extra kan verlagen, door een groter effect van scattering.

In termen van functionele groepen is de soortensamenstelling in het IJsselmeer in essentie weinig veranderd sinds 1992, terwijl die in het Markermeer duidelijk gewijzigd is (figuur 5.1.15).

Een belangrijk aandeel in de gemeenschap van beide meren hebben algensoorten uit groep J, waartoe de groenalgen *Coelastrum*, *Pediastrum* en *Scenedesmus* behoren. Het aandeel van deze groep is in het tijdvak 2002-2006 echter duidelijk lager dan in 1994-1998, vooral in het Markermeer. Het aandeel onbekende algen is duidelijk toegenomen. Hieronder veel zeer kleine groenalgjes en onbepaalde, kleine algjes. Ten opzichte van 1994-1998 is deze categorie kleine algjes (< 5 µm) door het gehele jaar toegenomen, maar het meest in mei-juli. De verschuiving van hypereutrafente groenalgen uit de J-groep naar dit soort zeer kleine algjes, kan wijzen op een daling van de beschikbaarheid van fosfaat (een grotere oppervlakte-volumeverhouding is een aanpassing aan lagere nutriëntenconcentraties). In ieder geval wijst de toename van de klasse < 5 µm op een afname van de graasdruk van zoöplankton.

Figuur 5.1.15

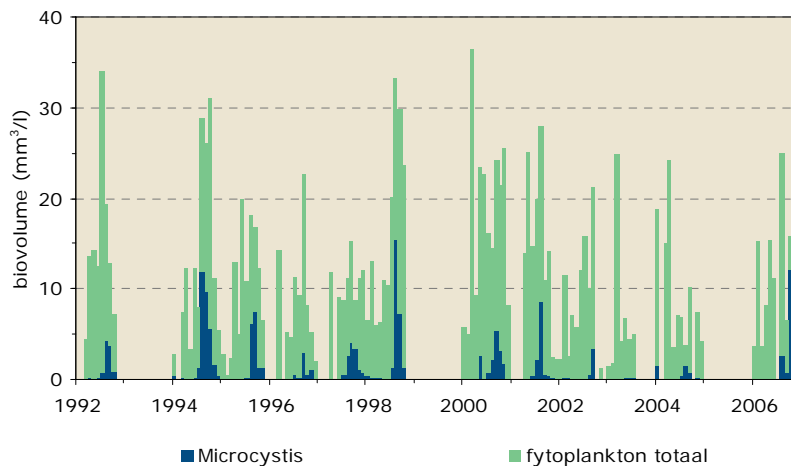
Vergelijking van de maandelijkse bijdrage van functionele groepen in de loop van een gemiddeld jaar; in het IJsselmeer is de soortensamenstelling wat dit betreft niet essentieel veranderd, in het Markermeer is de J-groep achteruit gegaan ten gunste van de K-groep (zie tekst voor toelichting).



De J-soorten zijn redelijk tot goed bestand zijn tegen lichttekorten, mits ze van tijd tot tijd door menging behoed worden voor sedimentatie. Misschien dat hun aandeel in het iets diepere IJsselmeer daardoor veel sterker afneemt in de loop van de zomer, dan in het Markermeer. Deze gebruikelijke seizoensafname van de J-groep in het IJsselmeer in mei-augustus, gaat gepaard met een toename van algen uit vooral de Lm-groep. De enige vertegenwoordiger van deze groep in het IJsselmeer is *Microcystis*. De biomassa van *Microcystis* is in de periode 2002-2006 gemiddeld wat lager geweest dan in 1994-1998 (klasse < 50 μm in figuur 5.1.13 en figuur 5.1.16).

Figuur 5.1.16

De hoeveelheid *Microcystis* in het IJsselmeer is na 2001 gemiddeld wat kleiner geworden, maar in oktober 2006 werd weer een finke piek gezien.



In het Markermeer is het aandeel van de J-groep na 1998 sterk gedaald, ten gunste van algen uit de groep X1. Hierin is vooral de groenalg *Tetrastrum komarekii* vertegenwoordigd. Soorten uit deze groep zijn gevoeliger voor begrazing (filter-feeding) dan soorten uit de J-groep.

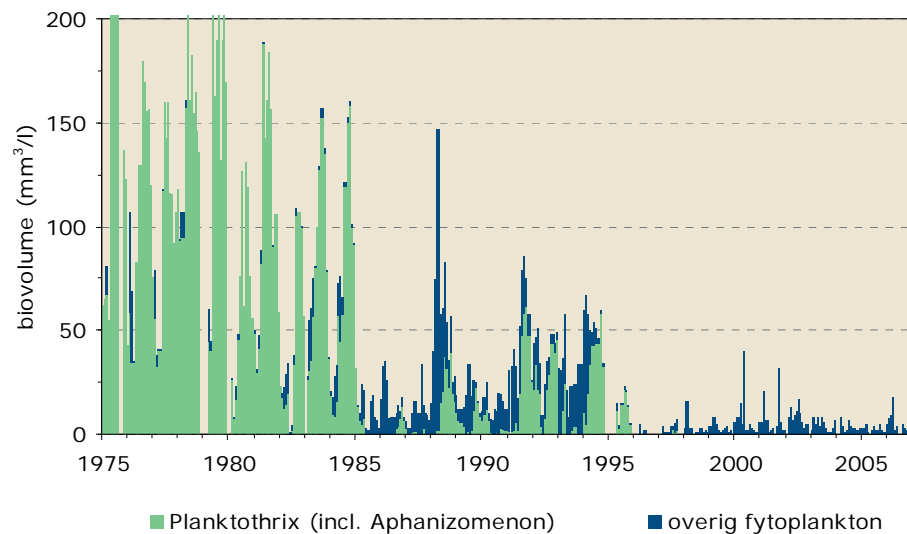
Tenslotte zien we in het Markermeer in 1994-1998 een klein aandeel van de potentieel stikstoffixerende blauwalgen *Aphanizomenon flos-aquae* (groep H1) in de maanden augustus-november. In 2002-2006 is deze groep alleen een keer in oktober waargenomen (figuur 5.1.15). Dit vóórkomen weerspiegelt de aanwezigheid van lage DIN-gehalten (figuur 5.1.14).

Veluwerandmeren

In de Veluwerandmeren ging de versnelde afname van het chlorofylgehalte van 1994 op 1996 gepaard met een ingrijpende verandering in de soortensamenstelling van het fytoplankton. In de winter van 1995/1996, een winter met veel ijsdagen, stortte de populatie van de draadvormige blauwalg *Planktothrix agardhii* definitief in (figuur 5.1.17). Daarmee kwam een einde aan een vijftien jaar durende, slechts door langduriger ijsbedekking onderbroken dominantie van deze soort. In de grootteverdeling van het plankton zien we dit terug in een sterke reductie van de biomassa van onbegraasbare algen groter dan 50 µm (figuur 5.1.18 en 5.1.19).

Figuur 5.1.17

De fytoplanktonbiomassa in het Veluwemeer bestond van 1970 tot 1984 hoofdzakelijk uit de blauwalg *Planktothrix agardhii*. Fosfaatreducerende maatregelen zorgden voor een sterke afname van zijn biomassa, na de winters van 1985 en 1986. In de winter van 1995/1996 stortte de populatie van *P. agardhii* definitief in.



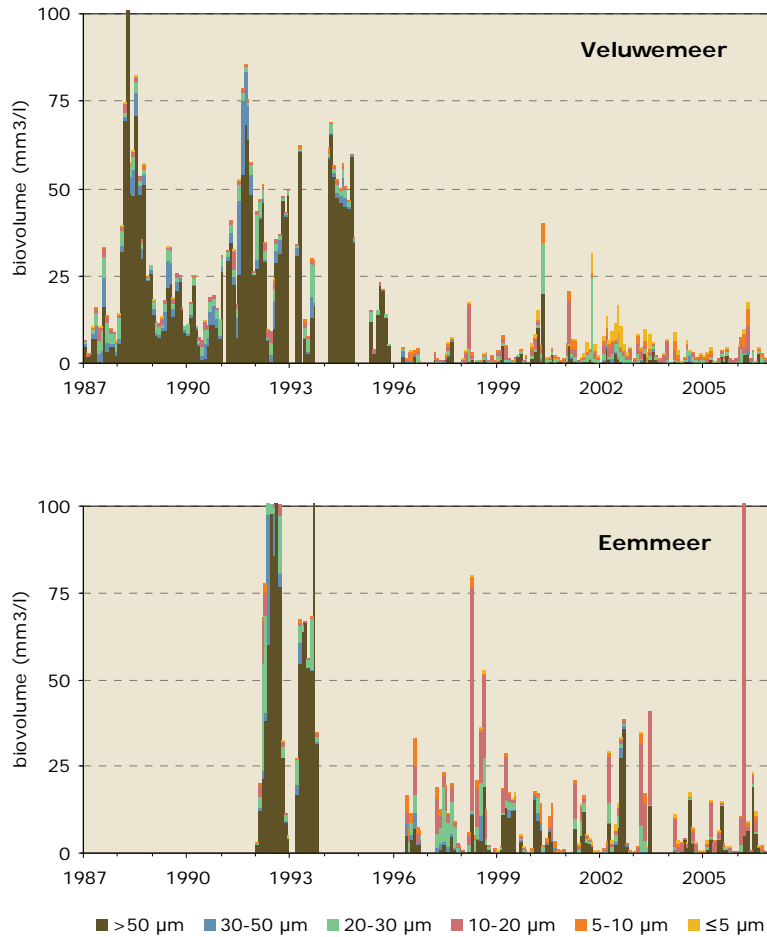
Functionele groepen

In het aandeel van functionele groepen zien we de bijdrage verdwijnen van soorten uit de S1-groep (soorten aangepast aan een sterk lichttekort, maar gevoelig voor uitspoeling; figuur 5.1.20).

De drijvende kracht achter de opkomst en ondergang van *Planktothrix agardhii* in de Veluwerandmeren is het lichtklimaat. Door het terugdringen van de fosfaatbelasting in de tachtiger jaren, daalde de totale fytoplanktonbiomassa. Het

Figuur 5.1.18

Fytoplanktonbiomassa in de ondipere meren, met onderscheid in grootteklasse, periode 1987-2006.

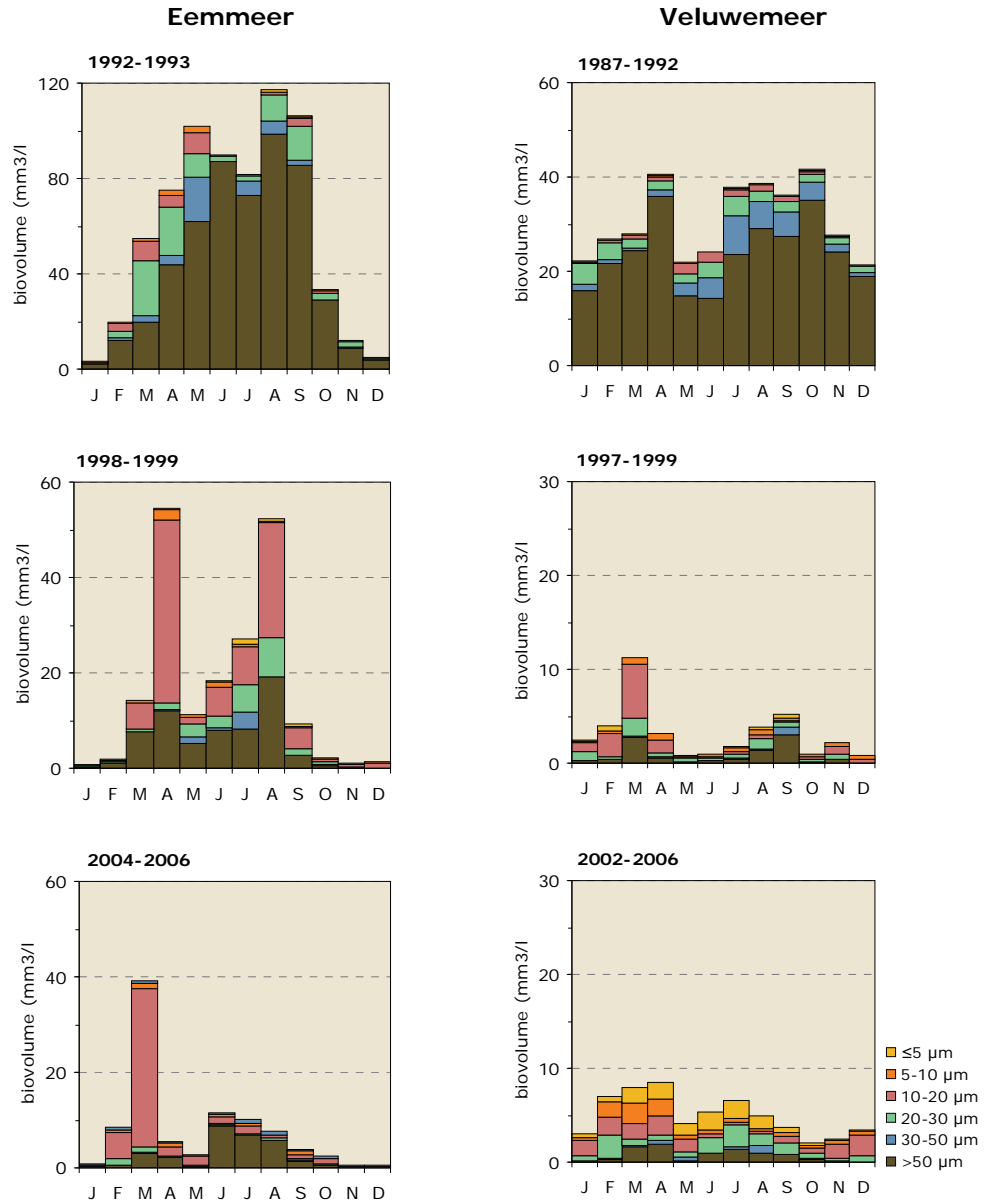


doorzicht echter, nam slechts met 0,1 à 0,2 m toe. Hierdoor bleef de verhouding tussen doorzicht en waterdiepte laag genoeg om *Planktothrix* althans in de zomer een competitief voordeel te geven boven andere algensoorten ($Z_S:Z_d \approx 0,2$ à $0,3$; Reynolds & Walsby 1975). Wel zagen we in het tijdvak 1980-1988 het aandeel van andere algen groter worden, vooral van de groenwieren *Pediastrum* en *Scenedesmus* (uit de J-groep), de kiezelwieren *Diatoma tenuis* en *Nitzschia acicularis* (C-groep) ten koste van *Stephanodiscus hantzschii* (D-groep) en de blauwalgen *Merismopedia* en *Snowella/Woronichinia* (uit de Lo-groep). Deze toestand is weergegeven in figuur 5.1.20 bovenste paneel en wijst op enige verbetering van het lichtklimaat.

Met de sterke toename van het doorzicht na 1995 is de bijdrage van deze kiezel- en groenwieren weer gedaald, maar die van de blauwalgen verder toegenomen. Daarnaast steeg het aandeel flagellaten uit de X2-groep (*Chrysochromulina*, *Plagioselmis*). Een dalende beschikbaarheid van fosfaat en een toegenomen graasdruk van driehoeksmosselen hebben hierbij mogelijk ook een belangrijke rol gespeeld; flagellaten zullen minder snel bezinken dan onbeweeglijke, grote groenwieren.

Figuur 5.1.19

Vergelijking van de maandelijkse bijdrage de fytoplanktonbiomassa in het Eemmeer en het Veluwemeer per grootteklasse in de loop van een gemiddeld jaar, voor drie tijdvakken. In beide meren is de structurele samenstelling van het fytoplankton ingrijpend veranderd (let op de verschillende schalen voor het biovolume; zie tekst voor toelichting).



De laatste zes jaar zien we naast deze flagellaten een verscheidenheid aan kleine chroococcale blauwalgen uit de K-groep: *Aphanothece*, *Cyanodictyon*, *Cyanogranis*, *Lemmermanniella*) en een groot aandeel zeer kleine ondetermineerbare algen (deels picoplankton). Een gemeenschappelijk kenmerk van deze algen is een grote oppervlakte: volumeverhouding, die gezien kan worden als een aanpassing aan lage nutriëntengehalten. Daardoor zijn het snelgroeiende algen, die echter zeer gevoelig zijn voor begrazing en langdurig lichtgebrek (de opslagcapaciteit voor koolhydraten is namelijk beperkt). Deze verschuiving in soortensamenstelling wijst daarom op een afname van de

nutriëntengehalten, een afname van de graasdruk van zoöplankton en een meer optimale verhouding tussen stikstof en fosfaat (minder Lo-soorten, meer K-soorten).

Structurele samenstelling

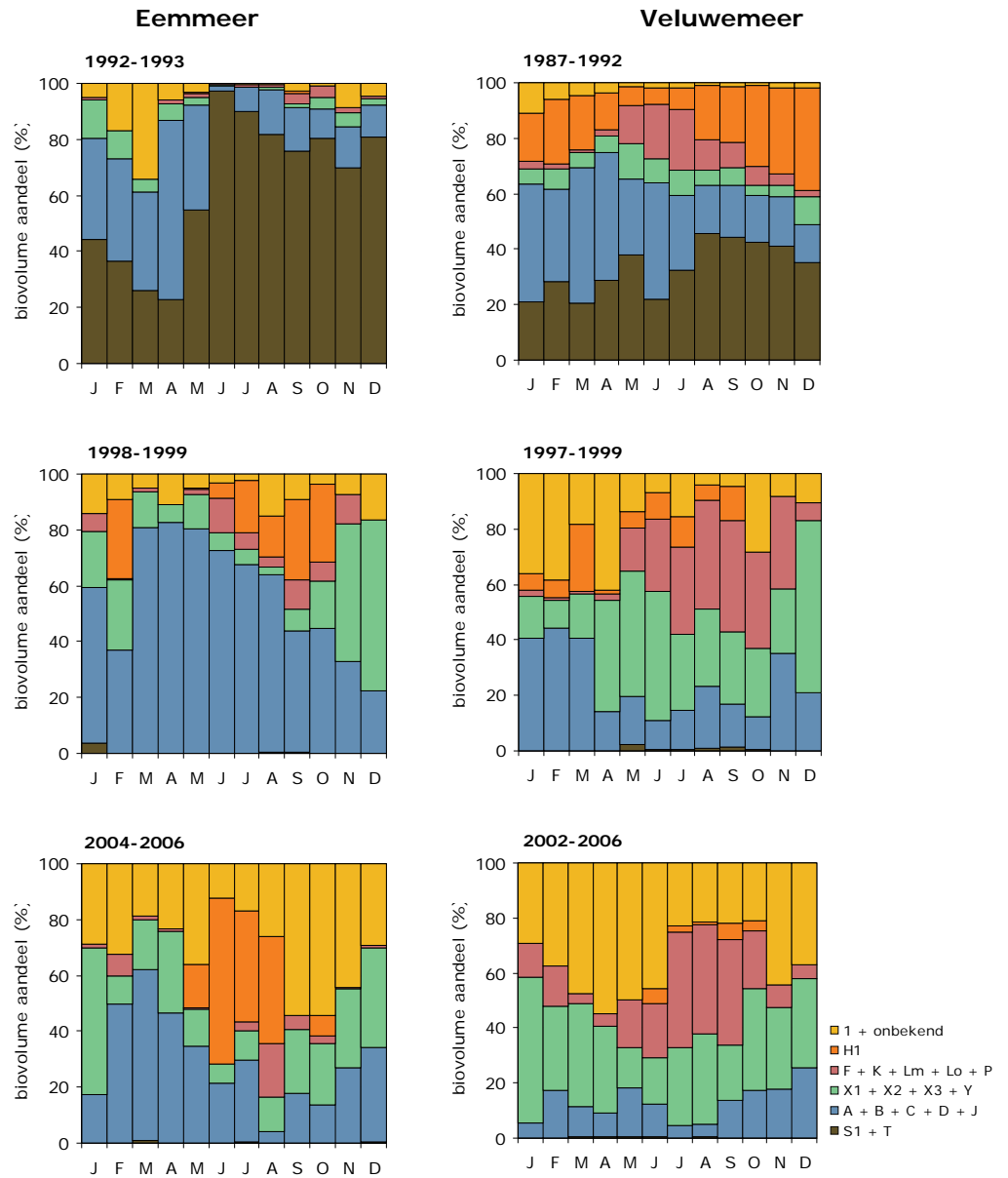
In de grootteverdeling van het Veluwemeerplankton zien we deze ontwikkelingen terug in een afname van de gemiddelde grootte van het fytoplankton sinds 1992 (figuur 5.1.18 en 5.1.19) en een toename van de biomassa van begraasbaar fytoplankton sinds 1999, in alle maanden behalve maart. Hierbij moet worden bedacht dat de categorie algen < 5 µm vóór 2000 niet door alle laboratoria geheel of volledig geteld werd. In de maandelijkse chlorofyl-a-gehalten zien we deze biomassastijging echter duidelijk terug, zodat de toename van deze categorie algen < 5 µm reëel lijkt te zijn. Het aandeel van deze categorie in de biomassa bedroeg in 2002-2006 gemiddeld liefst 18% (range 0,1-80,4%). De verwachting is dat het doorzicht hierdoor weer licht is afgenomen, niet alleen door de gestegen chlorofylgehalten zelf, maar ook door de toename van de scattering component ('het chlorofyl is verdeeld over een groter aantal, kleinere deeltjes).

Eemmeer

Tot op zekere hoogte heeft het fytoplankton in het Eemmeer een vergelijkbare ontwikkeling doorgemaakt als dat van de Veluwerandmeren. Tot op zekere hoogte, want de rivier de Eem heeft hier altijd gezorgd voor specifieke hydrologische condities en de toevoer van slib en nutriënten. Net als in het Ketelmeer zien we daarom in het voorjaar kortstondige pieken in de fytoplanktonbiomassa optreden (figuur 5.1.18 en 5.1.19). Deze pieken doen zich meestal voor in maart en bestaan dan hoofdzakelijk uit het kiezelwier *Stephanodiscus hantzschii*. Soms zitten er ook veel losgerukte epifytische kiezelwieren tussen, zoals *Surirella brebissonii*. Als de piek wat later in het seizoen valt bestaat hij voor een groot deel uit *Skeletonema subsalsum*. Elk jaar zien we in het Eemmeer nog een tweede piek optreden in de zomer. De omvang en timing van deze piek variëren. Sinds 1995 zijn deze zomerpieken in toenemende mate gaan bestaan uit blauwalgen uit de groep van potentiële stikstoffixeerders (*Anabaena* spp. en vooral *Aphanizomenon flos-aquae*). Aanvankelijk waren ook kiezelwieren belangrijker (*Actinocyclus normanii*, *Skeletonema subsalsum*) en een enkele keer, in augustus 2002, de blauwalg *Microcystis*. Vóór het jaar 1995 gingen deze pieken verloren in de immense biomassa van *Planktothrix agardhii*. Ook in het Eemmeer is deze blauwalg na 1995 nooit meer in de monsters aangetroffen. De oorzaak is een verbetering van het lichtklimaat ($Z_S:Z_d > 0,3$).

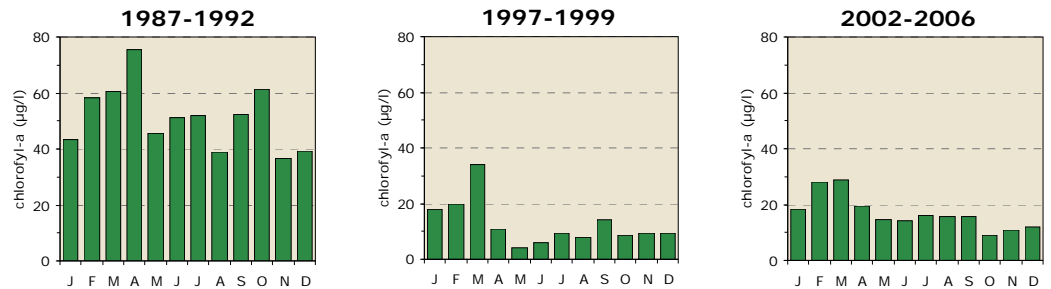
Figuur 5.1.20

Vergelijking van de maandelijkse bijdrage van functionele groepen in het Eemmeer en het Gooimeer in de loop van een gemiddeld jaar, voor drie tijdvakken. In beide meren is de soortensamenstelling wat dit betreft essentieel veranderd, de lichttekort-tolerante groepen S1, C en D zijn sterk in aandeel achteruitgegaan ten gunste van snelgroeiende soorten, die gevoelig zijn voor begrazing (zie tekst voor verdere toelichting).



Figuur 5.1.21

Het maandgemiddelde chlorofylgehalte in het Veluwemeer in drie tijdvakken; in 2002-2006 zijn deze gehalten weer hoger dan in 1997-1999. Dit komt vooral door fytoplankton kleiner dan 5 µm, alleen in februari-april is ook de categorie 5-10 µm toegenomen, ten koste van de grootteklasse 10-20 µm. De oorzaak is vooral een verschuiving van centrale diatomeeën naar kleine groenalgen en goudalgen, waaronder veel flagellaten.



Functionele groepen

De invloed van de Eem komt duidelijk tot uiting in het aandeel van de S1-groep, met als belangrijkste vertegenwoordiger *Planktothrix agardhii*. De gevoeligheid voor uitspoeling van deze groep maakt dat zijn aandeel pas toeneemt wanneer de afvoer van de Eems voldoende is gedaald (na april). Wanneer deze groep na 1995 is verdwenen zien we in de voorjaarsmaanden aanvankelijk een groot aandeel soorten uit de J-groep (hier hoofdzakelijk de kiezelalgen *Stephanodiscus* en *Skeletonema* in het voorjaar en de groenalgen *Pediastrum* en *Scenedesmus* later in het jaar). Ook deze soorten zijn aangepast aan troebel water, mits ze in suspensie blijven. In het tijdvak 2004-2006 is het aandeel van deze groep duidelijk verminderd, ten gunste van vooral de flagellaat *Cryptomonas* uit de Y-groep (tolerant voor lichttekort) en onbekende soorten (ondetermineerbare centrale kiezelalgen en onbekende algjes). Anders dan in het Veluwemeer zien we in het Eemmeer geen duidelijke toename van het aandeel categorie kleinere flagellaatjes, chroococcale blauwalgen en onbekende algjes kleiner dan 5 µm. Troebelheid en een overvloed aan voedingsstoffen houden hier langer stand dan in het Veluwemeer.

Een laatste opvallend verschil tussen Eemmeer en Veluwemeer is de toename van het aandeel van potentiële stikstoffixeerders in de zomermaanden (H1 in figuur 5.1.20; het *Anabaena*-piekje in februari 1999 was een uitzondering). De belangrijkste soorten in het Eemmeer zijn *Anabaena* spp. en *Aphanizomenon flos-aquae*, waarvan laatstgenoemde het meeste voorkomt. Het zijn vooral deze soorten en *Skeletonema subsalsum*, die er voor zorgen dat een groot deel van de fytoplanktonbiomassa in de zomer van 2004-2006 als onbegaasbaar (> 50 µm) gezien wordt.

Het optreden van deze soorten lijkt geen verband te houden met het lage gehalte ammonium en nitraat; het DIN-gehalte daalde in 2005-2006 niet beneden 0.1 mg N/l. Wat wel sterk daalt is de verhouding tussen DIN en opgelost orthofosfaat; het DIN:DRP-gehalte was in dit tijdvak van medio mei tot half oktober lager dan de optimale waarde van 15 en meestal ook lager dan 8. In deze periode stijgt het DRP-gehalte ook weer ten opzichte van maart-april. Dit impliceert dat een relatief stikstoftekort optreedt, waardoor deze blauwalgen profiteren.

INTERMEZZO: Sieralgen

Sieralgen kunnen goed gebruikt worden in een beschrijving van de ecologische kwaliteit van oppervlaktewater. Het merendeel van de soorten is goed herkenbaar, we weten veel van hun milieuvoorkeur en van sieralggemeenschappen in referentiesituaties.

Onder de sieralgen die thuishoren in gebufferde wateren is er een groep van typische planktonsoorten (P-groep in tabel 5.1.2), een groep die leeft op het sedimentoppervlak of tussen waterplanten en een groep die zich in beide habitats kan ophouden (N-groep in tabel 5.1.2). In de laatste twee groepen vinden we de meeste kieskeuriger soorten, die thuishoren in meren die verkeren in de heldere toestand. Aangepast aan lagere nutriëntengehalten groeien ze langzaam en zijn ze ongevoelig voor begrazing door zoöplankton; alleen bodemdieren zoals chironomidenlarven eten wel eens sieralgen. Om onder deze omstandigheden te kunnen overleven moet de sieralg wel voldoende licht kunnen krijgen. Daarom is de soortenrijkdom positief gerelateerd aan de verhouding tussen doorzicht en diepte ($Z_S:Z_d$) en de bedekking van ondergedoken vegetatie (Mulderij *et al.* 2008).

De soortenrijkdom is sinds de midden jaren negentig alleen in het Markermeer (west) en Vollenhovermeer toegenomen. In het IJsselmeer is de soortenrijkdom gelijk gebleven, maar zijn nu wel twee kieskeurige planktische soorten aanwezig (tabel 1). Bijzonder is *Closterium tortum*, een soort van eutrofe wateren, die buiten het IJsselmeergebied tot dusver nog maar zeer weinig is aangetroffen. Zuiver benthische soorten komen in de diepere meren niet of nauwelijks voor, alleen in de ondiepere.

Vóór de omslag naar een troebel systeem, in 1961, waren in het Veluwemeer diverse benthische soorten aanwezig. In 1995 werd een aantal uit deze groep teruggevonden, met als meest kieskeurige soort *Cosmarium didymoprotupsum*. In recente jaren is *C. didymoprotupsum* hier niet meer levend aangetroffen, alleen als lege celwand. In het Vollenhovermeer was hij in 2005 wel aanwezig. Om de een of andere, onduidelijke reden zijn de condities in de randmeren blijkbaar ongeschikt voor de ontwikkeling van een soortenrijke sieralggemeenschap. Aan het lichtklimaat kan het niet liggen, wellicht wel aan een hoge graasdruk van bodemorganismen.

Welke soorten men in het IJsselmeergebied zou kunnen verwachten, kunnen we afleiden uit de gemeenschappen van referentiemeren in Brandenburg en Mecklenburg. Hier liggen diverse meren die qua alkaliniteit overeen komen met onze Nederlandse wateren, maar waar het fosfaatgehalte op referentieniveau ligt (< 0.03 mg P/l). Weliswaar zijn de meeste meren gemiddeld nog dieper dan het IJsselmeer, het doorzicht is veel groter (5 à 6 m).

In zeven van deze meren werden in totaal 110 sieralgen gevonden. Gemiddeld per meer waren 36 soorten aanwezig (range 19-60), waaronder veel kieskeurige soorten en meestal ook wel enkele zeer kieskeurige (o.a. *Actinotaenium turgidum*, *Cosmarium protractum* (foto), *Cosmarium pseudoinsigne*, *Gonatozygon monotaenium*).

Dit kunnen doelsoorten zijn voor het IJsselmeergebied.



Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling

Naam	k	Ref	IJsselmeer			Markermeer			Gooimeer	Eemmeer	Veluwemeer			Vosse- meer	Vollen- hovermeer				
		2007	'56	'94	'04	'59	'94	'04	'94	'07	'94	'07	'61	'94	'04	'07	'94	'94	'05
Planktische soorten																			
<i>Closterium aciculare</i>	1	+	+	++	+	++	++					+							
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	0	+		++	+			+									+		
<i>Closterium limneticum</i>	0		+	++		++		++	+	+		+	++				++		
<i>Closterium praelongum</i>	1		+					++						+					
<i>Closterium strigosum</i>	1		+	+				+											
<i>Closterium tortum</i>	1			++				++											
<i>Cosmarium kjellmanii</i>	1			+				+		+			++				++		
<i>Cosmarium ornatulum</i>	2	+																	
<i>Cosmarium pseudowembaerense</i>	0												++				++	+	
<i>Staurastrum arcuatum</i>	2	+																	
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	1	+			+					+	+								
<i>Staurastrum cingulum</i>	2	+			++														
<i>Staurastrum pingue</i>	1	+++	d	+	++								++				++		
<i>Staurastrum planctonicum</i>	2	++	+		+														
Planktisch-benthische soorten																			
<i>Closterium acutum</i> var. <i>acutum</i>	0	++						+					++				++		
<i>Closterium tumidulum</i>	0	+																	
<i>Closterium venus</i>	1	++																	
<i>Cosmarium abbreviatum</i>	1	++																	
<i>Cosmarium biretum</i>	1	+																	
<i>Cosmarium formosulum</i>	1	+++											+	++				+	
<i>Cosmarium leave</i>	0	++	+					+					+	+	d	d	+	+	
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	++											+	+	d	d	++		
<i>Micrasterias crux-melitensis</i>	3	+												++					
<i>Staurastrum avicula</i>	2	+																	
<i>Staurastrum subcruciatum</i>	2	+																	
<i>Staurastrum tetracerum</i>	0	+	+													d	+	+	
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	1							+											
<i>Xanthidium antilopaeum</i>	2	+																	
Benthische soorten																			
<i>Actinotaenium turgidum</i>	3	+																	
<i>Closterium acerosum</i>	0	+														d			
<i>Closterium leibleinii</i>	0																		
<i>Closterium monilliferum</i>	0	+																	
<i>Closterium pritchardianum</i>	1									+									
<i>Cosmarium bireme</i>	?	+																	
<i>Cosmarium boeckii</i>	1	++																	
<i>Cosmarium boitieriense</i>	2	+																	
<i>Cosmarium botrytis</i>	1	+++																	
<i>Cosmarium crenulatum</i>	2	++																	
<i>Cosmarium depressum</i>	1	++																	
<i>Cosmarium didymoprotupsum</i>	2	+											++	+	d	d		+	
<i>Cosmarium difficile</i>	2	++																	
<i>Cosmarium granatum</i>	0	+++																	
<i>Cosmarium hornavanense</i>	2	+																	
<i>Cosmarium humile</i>	1	++																	
<i>Cosmarium klebsii</i>	2	+++																	
<i>Cosmarium meneghinii</i>	1	+++																	
<i>Cosmarium pachydermum</i>	2	+																	
<i>Cosmarium portianum</i>	2	+																	
<i>Cosmarium protractum</i>	3	++																	
<i>Cosmarium pseudoinsigne</i>	3	++																	
<i>Cosmarium punctulatum</i>	1	+++																	
<i>Cosmarium reniforme</i>	1	+++																	
<i>Cosmarium subcostatum</i>	1	+																	
<i>Cosmarium subgranatum/impress.</i>	0	+++	d																
<i>Cosmarium subprotomidum</i>	2	++	d																
<i>Cosmarium subspeciosum</i>	2	+																	
<i>Cosmarium tetraophthalmum</i>	2	++																	
<i>Cosmarium turpinii</i>	2	+																	
<i>Desmidium swartzii</i>	2	+																	
<i>Euastrum lacustre</i>	2	++																	
<i>Gonatozygon aculeatum</i>	2	+																	
<i>Gonatozygon brebissonii</i>	2	++																	
<i>Gonatozygon monotaenium</i>	3	++																	
<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i>	2	+																	
<i>Staurastrum boreale</i>	1	+																	
<i>Staurastrum crassangulatum</i>	2	++																	
<i>Staurastrum crenulatum</i>	1	++																	
<i>Staurastrum lunatum</i>	2	+																	
<i>Staurastrum manfeldtii</i>	2	+																	
<i>Staurastrum polymorphum</i>	2																	+	
Totaal aantal soorten		62	10	7	6	1	1	7	8	0	3	3	16	13	5	7	9	2	8

Tabel 1 Sieralgwaarnemingen in het IJsselmeergebied, jaren vijftig, negentig en recent, vergeleken met een selectie van veel voorkomende soorten uit Duitse referentiemeren (k: 0 = triviaal – 3 = zeer kieskeurig; d = dood). Bron: Referentiemeren: Bijkerk ongepubl.; Vollenhovermeer: Joosten 2005; overige meren: Joosten & Bijkerk 1997; Bijkerk *et al.* 2004.

5.2 Waterplanten

Na een periode met weinig waterplanten - in samenhang met eutrofiëring en daarmee een slecht doorzicht - zijn de waterplanten in het IJsselmeergebied sinds de jaren tachtig weer toegenomen. In het bijzonder rond het midden van de jaren negentig vond in grote delen van het gebied een forse toename plaats, mogelijk in verband met intensivering van de visserij op bodemwoelende Brasem. De waterplanten namen ook toe in delen van het Markermeersysteem (IJmeer, Gouwzee, Hoornsche Hop), ondanks dat de waterkwaliteit hier verslechterde. Sinds eind jaren negentig fluctueert de vegetatieomvang in het IJsselmeergebied van jaar tot jaar, wat onder meer samenhangt met waterkwaliteit en klimatologische omstandigheden. Vegetaties met veel kranwier lijken daarvoor relatief ongevoelig. Door hun omvang zijn met name de kranwiervegetaties, maar ook die van Doorgroeid Fonteinkruid, inmiddels van (inter)nationale betekenis.

Ruimtelijke verschillen zijn in de eerste plaats verbonden aan ruimtelijke verschillen in diepte en doorzicht. Soorten van dieper water (Doorgroeid Fonteinkruid, Sterkranwier) domineren in het westen van het Markermeersysteem, Chara-kranwieren van ondiep water in de randmeren. Langs de geëxponeerde Friese kust, waar het water relatief troebel is, spelen kranwieren een ondergeschikte rol. Concentraties van bijzondere soorten zijn verbonden aan het brakke verleden (o.a. Ruppia langs de Friese kust) of aan stroming (Rivierfonteinkruid in het Ketelmeer). Het Zwarte Meer wijkt onder meer af door het voorkomen van een soortenrijke drijfbladvegetatie.

In ondiepe meren zoals die van het IJsselmeergebied zijn van nature grote arealen begroeid met waterplanten. Deze begroeiingen hebben vaak een belangrijke invloed op de waterkwaliteit en ze bieden habitat en voedsel aan een hele categorie diersoorten die zonder planten afwezig zou zijn. Via bijvoorbeeld een kraamkamerfunctie voor jonge vis, maar ook via invloed op de circulatie van water en sediment, heeft de vegetatiezone bovendien invloed op het open water.

De omvang van de begroeibare zone hangt in de eerste plaats af van de relatie tussen het diepteprofiel en de lichtdoorlating van het water. Ruwweg bedraagt de maximum waterdiepte voor planten het dubbele van het doorzicht, zodat een streefwaarde voor het doorzicht gekoppeld kan worden aan een plantenareaal. Volgens de studies voor de Kaderrichtlijn Water zijn ondiepe meren van het type als de randmeren in potentie begroeid tot een waterdiepte van ca. 2,7 meter, met een referentiedichtheid van gemiddeld 65% bodembedekking. In de randmeren beslaat die dieptezone een groot deel van het oppervlak van de meren. In het IJsselmeer en het Markermeer is dat door de kunstmatige ontstaanswijze niet het geval (zie hoofdstuk 3). Bij diepere meren wordt door de Kaderrichtlijn Water een begroeide zone tot aan 4,5 meter aangegeven. Maar door de geringe diepte ten opzichte van het oppervlak ontbreekt structurele stratificatie in het IJsselmeer en Markermeer nagenoeg, waardoor ze ecologisch gezien net als de randmeren in allerlei opzichten als ondiepe meren functioneren.

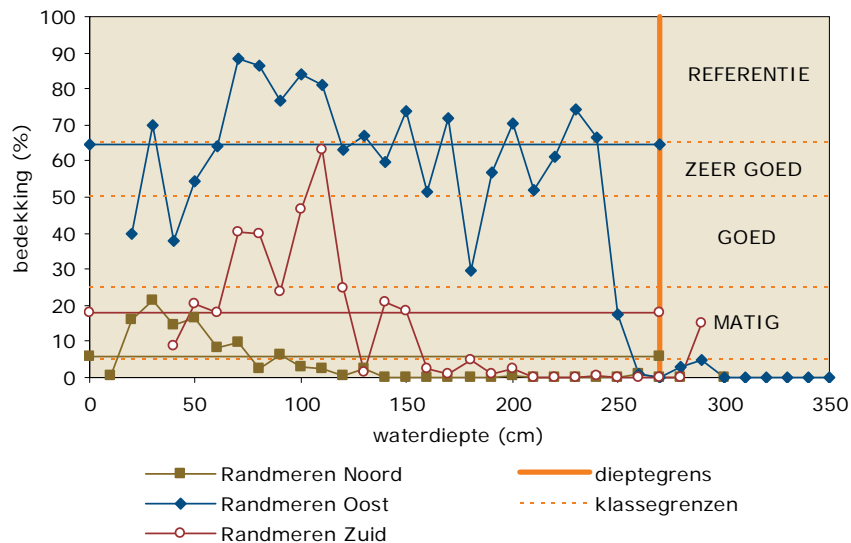
Over de waterplanten van het IJsselmeergebied zijn twee datasets beschikbaar die elkaar goed aanvullen: 1) Gedetailleerde ruimtelijke karteringen van RWS Dienst IJsselmeergebied die ongeveer eens per drie jaar worden uitgevoerd (jaarlijks in de Veluwerandmeren van 1987-2001) en 2) jaarlijkse raaiopnamen uit het MWTL programma Biologische Monitoring. Beide zijn gebaseerd op schattingen van de bodembedekking per soort met behulp van materiaal dat met een werphark op vaste locaties boven water wordt gehaald.

5.2.1 Huidige situatie en streefbeeld

Van de ongeveer 200.000 ha bodemoppervlak in het IJsselmeergebied is tegenwoordig ongeveer 15.000 ha met waterplanten begroeid (karteringronde Dienst IJsselmeergebied 2004-2006; inclusief draad- en darmwier). Meer dan de helft van dit oppervlak ligt in de randmeren. Terwijl daar het percentage begroeid oppervlak bijna 60% bedraagt en kan oplopen tot meer dan 90%, komen IJsselmeer en Markermeer niet verder dan zo'n 3 en 6%. Vooral in het IJsselmeer ligt dat niet alleen aan de voor planten ongunstige diepteverdeling, maar ook aan het beperkte doorzicht.

Figuur 5.2.1

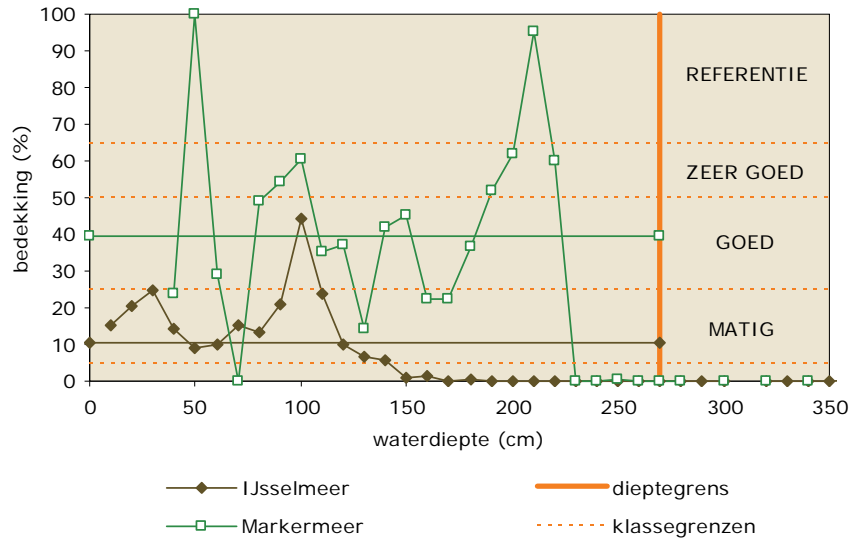
Relatie tussen diepte en de bedekking van het totaal aan ondergedoken waterplanten in de randmeren in 2006 (MWTL). De KRW klassegrenzen die betrekking hebben op de gemiddelde waarde tot aan de dieptegrens, zijn d.m.v. horizontale lijnen weergegeven.



In de Veluwerandmeren heeft het ecologisch herstel van de jaren negentig geresulteerd in een begroeiing die sinds ongeveer 1997 over bijna de hele diepterange tot de grenswaarde van 2,7 meter een goede bezetting heeft. De gemiddelde dichtheid van 64,4% in 2006 komt nagenoeg overeen met de ondergrens van de referentiewaarden volgens de Kaderrichtlijn Water. In de zuidelijke randmeren is begroeiing op dieptes groter dan 1,5 meter daarentegen nog nagenoeg afwezig, en in de noordelijke randmeren reikt de begroeiing nog niet veel dieper dan een meter. Ook de gemiddelde bedekking is nog laag, waarschijnlijk als gevolg van het geringe doorzicht in vergelijking met de Veluwerandmeren (figuur 5.2.1).

Figuur 5.2.2

Relatie tussen diepte en de bedekking van het totaal aan ondergedoken waterplanten in het IJsselmeer en het Markermeer in 2006 (MWTL). De KRW klassegrenzen die betrekking hebben op de gemiddelde waarde tot aan de dieptegrens, zijn d.m.v. horizontale lijnen weergegeven.



In het Markermeer is de bezetting van het beschikbare areaal relatief goed door de dichte kranswiervelden van de Gouwzee en het IJmeer. De bedekking neemt abrupt af tot verwaarloosbare waarden op dieptes van meer dan 2,2 meter (figuur 5.2.2), maar dit verloop is sterk bepaald door de waterdiepte van het kranswieveld in de Gouwzee, die rond de 2 meter ligt. Toch ligt bijna de helft van het begroeide areaal van het Markermeer/IJmeer in de Hoornsche Hop (ca. 2000 ha), op een diepte van omstreeks drie meter. De gemiddelde bedekking is hier echter laag (6%), het betreft hier vrijwel uitsluitend Doorgroeid Fonteinkruid. Ondanks dat dit het belangrijkste bestand van deze soort in het IJsselmeergebied is, komt dat door het geclusterde voorkomen en het geringe aantal meetlocaties in dit gebied nauwelijks tot uitdrukking in deze gegevens.

Anders is het langs de Friese kust, waar de gemiddelde bedekking over de diepterange niet veel hoger komt dan 20%, en waarbij dieper dan 1,2 m nauwelijks meer planten aanwezig zijn. Doorzichtmetingen tijdens de plantenopnames geven aan dat het doorzicht hier meestal beperkt is tot waarden rond 3 of 4 dm, tegenover waarden van 5 of 6 dm in de noordelijke Gouwzee en het IJmeer (oplopend tot 12 dm in de zuidelijke Gouwzee door sedimentfixatie boven dichte kranswierbegroeiingen). Beperkte doorzichten als die langs de Friese kust kwamen in 1993 en 1994 nog voor in de Veluwerandmeren, en daar waren de plantenbedekkingen toen geconcentreerd in de zone tot ongeveer een meter waterdiepte. Op de drie MWTL-raaien langs de Friese Kust (Makkum, Hindeloopen en Lemmer) zijn de dichtheden het hoogst op dieptes van ongeveer een meter. Relatief lage dichtheden in de meest ondiepe zone zouden het resultaat kunnen zijn van de wind. Het gebied ligt geëxponeerd ten opzichte van de overheersende wind. De wind is ook mede-verantwoordelijk voor het slechte doorzicht.

Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling

	Zwarte Meer	Keteimeer	Vossemeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Eemmeer	Gooimeer	IJmeer	Gouwzee	Hoornsche Hop	Lemmer	Hindeloopen	Makkum
Rivierfonteinkruid		63												
Drijvend Fonteinkruid		(2)												
Gekroesd Fonteinkruid		2	(4)	3	1	13	9	(+)	1					2
Doorgroeid Fonteinkruid	14	26	43	133	430	564	(+)	24	105	511	145	1	1	9
Schedefonteinkruid	389	399	113	244	515	990	16	645	254	68	40	593	61	687
Tenger Fonteinkruid	431	168	181	297	381	656	4	163	227	1		225	14	542
Zittende Zannichellia	795	274	145	146	258	282	42	522	77	2	(1)	597	39	533
Gesteelde Zannichellia		4										7	6	108
Snavelruppia	(+)					(+)						12	(2)	27
Aarvederkruid		35	3	190	276	2	(+)			103	1			
Brede Waterpest	1	1	1			13								
Smalle Waterpest	37	6	1	28	22	39	8	(+)		1		2		
Gedoornd Hoornblad	35	4	1	71	8	(+)	6			1	5	2		
Smalle Waterweegbree	6			19	32	5	1							
Fijne Waterranonkel				1	1									
Stijve Waterranonkel				1										
Gewoon Sterrenkroos		1			4		1							
Groot Nimfkruid									(+)					
Puntkroos	10			33	3	7	1							
Klein Kroos	22	10	(+)	63	11	19	7			2		1		
Veelwortelig Kroos	19	8		45	1	8	4			2				
Bultkroos					(+)	2								
Kikkerbeet	10			6										
Gele Plomp	46	20		2										
Waterlelie	71													
Watergentiaan	106													
Watervorkje (levermos)	1													
Kroosmos (levermos)	1													
Gewoon Puntmos						1								
Watervalmos		1												
Uiterwaardmos		1												
Beekmos		3												
Overig mos		2	1	3	1	2	1		1				1	2
Chara-kranswier	5		23	201	1532	1218	2	(1)	200	469		77	2	474
Sterkranswier (<i>Nitellopsis</i>)			4	3	62	76			72	578				(2)
Draadwier totaal	954	534	159	257	388	553	86	782	120	74	48	440	36	344
Darmwier totaal	592	116	139	161	297	355	16	628	33	2		7	2	11
Waternetje	1019	650	22	98	21	18	18	23	1			(1)		11
Aantal (onder)soorten hogere planten	16	16	10	16	15	15	13	6	6	9	5	9	6	7
Aantal raaien	3	3	1	2	3	4	2	2	1	2	1	1	1	1
Aantal PQ's (gem.)	203	159	29	42	192	273	101	165	114	171	90	149	60	103

Tabel 5.2.1 (vorige pagina)

Presentie van soorten hogere planten en van soorten en soortgroepen van lagere planten (mossen en levermossen en macro-algen) op monsterlocaties (PQ's) op de MWTL raaien in het IJsselmeergebied (som van aantal raai-PQ's met betreffende soort in 1994 t/m 2004). Tussen haakjes aanvullende gegevens, buiten de hier gebruikte jaren (d.w.z. uit 1992/93 of 2005-07) of buiten de raaien (+ = karteringen randmeren 2006). Mossen hebben in 2004 bijzondere aandacht gekregen in Ketelmeer en Zwarte Meer maar zijn elders niet gedetermineerd. Gearceerde vakken: groen drijfbladgemeenschap specifiek voor Zwarte Meer, geel riviergebonden soorten specifiek voor Ketelmeer, blauw zuiderzeerelicten specifiek voor Friese kust.

	Zwarte Meer	Ketelmeer	Vossemeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Eemmeer	Goolmeer	IJmeer	Gouwzee	Hoornsche Hop	Lemmer	Hindiel	Makkum
<i>Vaucheria</i> sp.		A	?											
<i>Spirogyra</i> sp.	B	B	?	B	A			B						
<i>Cladophora fracta</i>	B		?	B	A	C								
<i>Cladophora glomerata</i>	A	B	?	A	C	B	C	B	C	C	C	C	C	C
<i>Oedogonium</i> sp.	B	A	?		A	A		A	A				A	A
<i>Enteromorpha prolifera</i>			?						B					
<i>Enteromorpha intestinalis</i>			?									A		
<i>Enteromorpha pilifera</i>	B		?	A	A	A		A						A
<i>Chara globularis globularis</i>				6	8	1				1		1		
<i>Chara globularis virgata</i>				6	10	5								
<i>Chara g. delicatula</i>														
<i>Chara aspera</i>				13	63	23				5		3		17
<i>Chara contraria contraria</i>			14	24	81	73			19	9		11		10
<i>Chara contraria hispidula</i>					2	1								
<i>Chara connivens</i>				3	2	1						2		
<i>Chara canescens</i>														1
<i>Chara vulgaris vulgaris</i>	2				7	7		+						
<i>Chara v. longibracteata</i>					1	5								
<i>Chara vulgaris papillata</i>						1								
<i>Tolypella glomerata</i>					3									
<i>Nitella mucronata</i>				2										
Aantal (onder)soorten lagere planten	8	8	6*	11	15	14	2	5	5	4	1	6	3	7

Tabel 5.2.2

Presentie van soorten lagere waterplanten (resp. draad- en darmwieren en kranswieren) in steekproefmonsters afkomstig van monsterlocaties (PQ's) op de MWTL raaien in het IJsselmeergebied (kranswier 1999-2003, aantal steekproefmonsters, voor *Nitellopsis* zie tabel 5.2.1); draad- en darmwier 1996, uit Koeman 1997; A = schaars, B = subdominant, C = dominant). * Inclusief geschat aantal van vier draad- en darmwiersoorten.

Soortenrijkdom en indeling

In het IJsselmeergebied zijn op de monitoringsraaien sinds 1992 24 soorten hogere waterplanten vastgesteld, 9 soorten kranswieren en ten minste 16 andere lagere waterplanten. Onder deze soorten zijn een aantal bijzonderheden zoals Smalle Waterweegbree, Rivierfonteinkruid, Sterkranswier en Kroosmos. Tabellen 5.2.1 en 5.2.2 geven per meer een volledig overzicht van de vastgestelde soorten. De vegetatie van het IJsselmeergebied is nog grotendeels inheems, slechts twee van de aangetroffen soorten zijn van uitheemse oorsprong (exoten), nl. Smalle en Brede Waterpest. Begrippen als "waterplanten" of "ondergedoken macrofyten" worden gebruikt voor het onderscheid met oeverplanten (emergenten) en met fytoplankton, en hebben geen taxonomische betekenis. Het zelfde geldt voor de indeling van waterplanten in "ondergedoken" soorten, zoals de meeste fonteinkruiden, en "drijfbladplanten" zoals Waterlelies en eendenkroos. Taxonomisch gezien zijn al deze typen divers. Ze omvatten niet alleen hogere plantensoorten (fonteinkruiden, hoornblad, vederkruid, kroos etc.), maar ook lagere. Onder de lagere planten zijn varens (kroosvaren), bladmos (o.a. bronmos), levermos (watervorkje en kroosmos) en algen. Een aantal daarvan, namelijk de levermos Gewoon Watervorkje (*Riccia fluitans*) en Kroosmos (*Ricciocarpos natans*) zijn te beschouwen als drijfbladplanten. Ze zijn gevonden in de drijfbladgemeenschap van het Zwarte Meer. Elders in de meren spelen van de lagere planten vooral macro-algen een rol. Deze algen onderscheiden zich in principe alleen door hun groeivorm van planktonische algen; waternetje (*Hydrodictyon reticulatum*), een netvormig vertakt draadwier dat o.a. massaal voorkomt in het Zwarte Meer, is bijvoorbeeld verwant aan de planktonische *Pediastrum*. Naast diverse soorten draad- en darmwieren nemen kranswieren een belangrijke plaats in. Kranswieren wijken af van de andere macro-algen doordat ze een ruimtelijk vertakte structuur hebben die aan hogere planten doet denken, mogelijk gemaakt door versteviging door middel van een kalklaagje dat aan de buitenkant van de takken wordt afgezet.

Macro-algen vormen in het IJsselmeergebied vaak de bulk van de vegetatie door vorming van uitgestrekte, vlakdekkende begroeiingen (figuur 5.2.3), in tegenstelling tot hogere waterplanten (figuur 5.2.4). Hoge gemiddelde bedekkingen over de gehele beschikbare diepterange leunen daarom in het IJsselmeergebied sterk op de aanwezigheid van macro-algen. Soms betreft dat slechts één soort, zoals bij Waternetje in het Zwarte Meer en bij Sterkranswier *Nitellopsis obtusa* in de Gouwzee, terwijl draadwiermassa's soms geheel uit de soort *Cladophora glomerata* lijken te bestaan. Net als bij de meeste kranswievelden echter bestaat "flab" (floating algae beds) meestal uit meerdere soorten (Koeman 1997).

Behalve de taxonomische indeling van waterplanten en de indeling in groeivormen is er een indeling in plantengemeenschappen, associaties van soorten die zijn aangepast aan een bepaalde combinatie van omgevingsfactoren. Deze indeling is gebruikt bij het opstellen van instandhoudingsdoelen voor de Europese Habitatrichtlijn (Natura2000). In het IJsselmeergebied gaat het vooral om twee associaties in de kranswier-klasse en om drie associaties in de fonteinkruidklasse, waarbij ook de drijfbladplanten horen.

Kranswieren vormen tegenwoordig vaak weer de bulk van de watervegetatie in het IJsselmeergebied; met twee derde van de totale bedekking zijn ze verantwoordelijk voor de hoge bedekkingsscores volgens de KRW abundantie maatlat van de randmeren en het Markermeer/IJmeer. In het Gooimeer en het Zwarte Meer zijn mogelijk eveneens ontwikkelingen in deze richting gaande. Kranswieren zijn cruciaal voor de waterkwaliteit en de habitatdiversiteit in het gebied. Door hun hoge dichtheid verminderen ze de opwerveling van sediment sterk en concurreren ze intensief met fytoplankton om voedingsstoffen, zodat het water ter plaatse vaak glashelder is. Het herstel van kranswervegetaties in de jaren negentig behoort tot de meest spectaculaire ontwikkelingen het IJsselmeergebied. Vegetaties die worden gedomineerd door kranswieren zijn de meest stabiele systemen: bij hoge bedekkingen is er aanzienlijk minder jaar op jaar fluctuatie dan bij hogere planten en andere macro-algen. Vaak worden kranswieren beschouwd als pioniers. Dat is vaak het geval bij nieuw gegraven plassen, die snel worden gekoloniseerd. In het IJsselmeergebied betreft het echter eerder een climaxstadium, dat ook beschreven is uit de periode vóór de gevolgen van eutrofiëring zich deden gelden (Brouwer & Tinbergen 1939).

Kranswieren zijn in het IJsselmeergebied beschermd onder habitattypen "Kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische *Chara* spp. Vegetaties". Het gaat hier om de vegetaties in het IJmeer, de Gouwzee, de Friese Kust en de Veluwerandmeren, waar de grootste aaneengesloten oppervlakten van dit habitat in ons land zijn te vinden. Hoewel de kranswervegetaties van het IJsselmeergebied vaak ogen als uitgestrekte, éénvormige weiden, bestaan deze vegetaties meestal uit diverse soorten. In Nederland komen 23 soorten voor, die in de plantensociologie hiërarchisch zijn ingedeeld in gemeenschappen met verschillende voorkeuren voor de standplaats. Kranswervegetaties vormen binnen de vegetaties van Nederland één afzonderlijke botanische klasse: het "Charetea fragilis". Deze klasse is weer onderverdeeld in resp. orden, verbonden en associaties. In het IJsselmeergebied gaat het om twee associaties uit het verbond van Stekelharig Kransblad (*Charion fragilis*):

1. De associatie van Sterkranswier, het "Nitellopsidetum obtusae" met als kensoort het Sterkranswier *Nitellopsis obtusa*, en
2. De associatie van Ruw Kransblad "Charetum asperae" met als kensoort Ruw Kransblad *Chara aspera*.

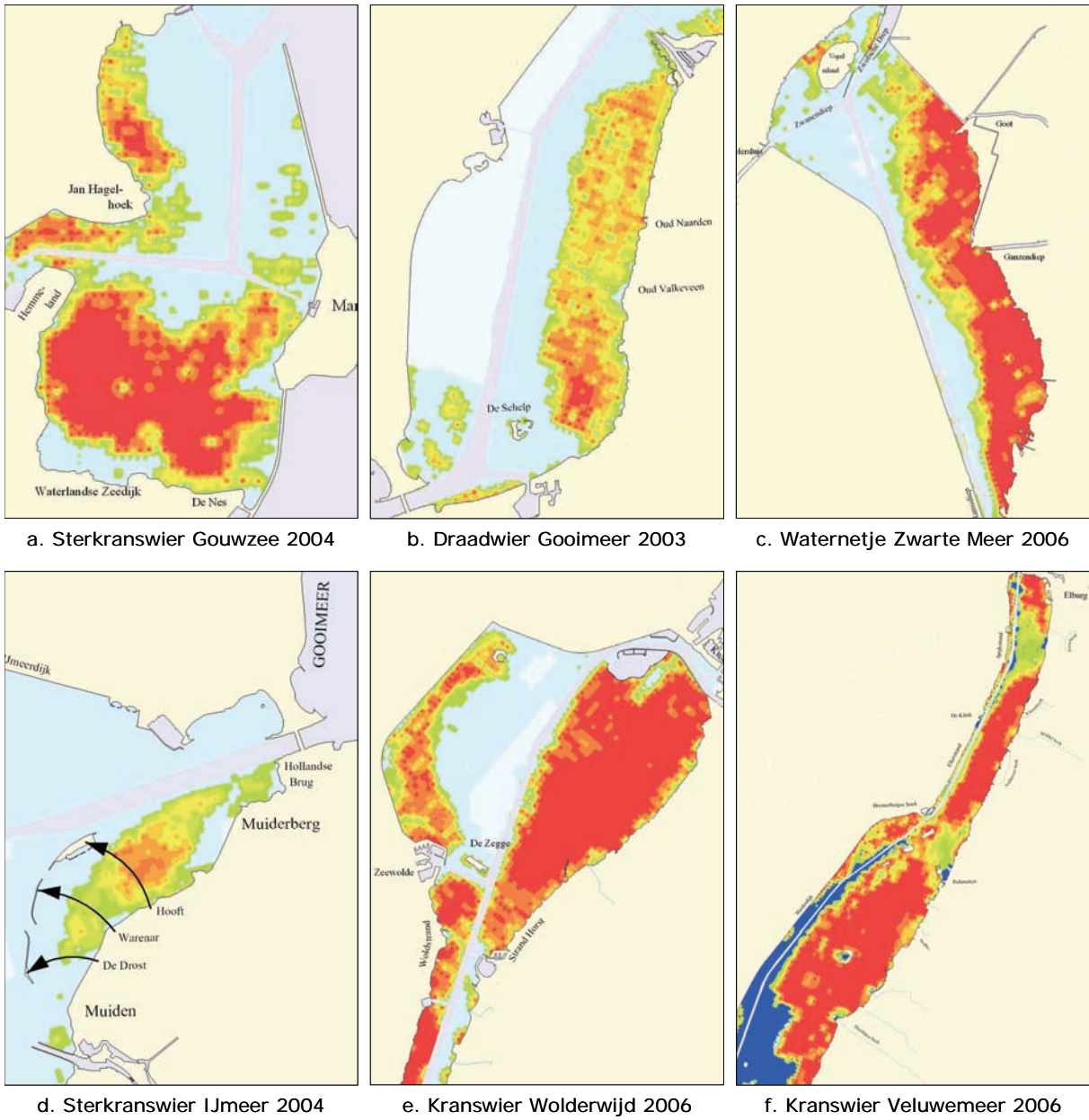
Tabel 5.2.2 geeft de soortensamenstelling van de kranswervegetaties op de MWTL-raaien in het IJsselmeergebied in de periode 1997-2003. In totaal kwamen 13 vormen voor, behorende tot 9 soorten. De Veluwerandmeren waren met in totaal 12 vormen (8 soorten) en tot 9 vormen per raai beduidend soortenrijker dan de grootste meren in het gebied, waar totaal slechts 6 vormen (6 soorten) voorkwamen, en niet meer dan 4 vormen per raai. Het voorkomen van *Chara virgata* en *Chara vulgaris* is vooralsnog beperkt tot de randmeren, *Tolypella glomerata* en *Nitella mucronata* zelfs tot resp. Veluwemeer en Drontermeer. De soort *Chara canescens* is tot nu toe slechts één keer vastgesteld, en wel bij Makkum (1997). Duidelijk dominant in het hele gebied is *Chara contraria*, met *Chara aspera* als goede tweede. In het Markermeersysteem (Gouwzee en IJmeer) is *Nitellopsis obtusa* echter eveneens dominant aanwezig (tabel 5.2.1) en in de randmeren neemt het aandeel van deze soort toe. Het bestand in de Gouwzee is tegenwoordig meer dan 700 ha groot, en is verreweg het grootste Nederlandse

bestand (zie fig 5.2.3). Deze associatie *Nitellopsidetum obtusae* is in Nederland beperkt tot het midden van het land, namelijk het zuidelijk IJsselmeergebied, NW-Overijssel en het Utrechts-Hollandse plassenengebied. De variant van de grote meren kenmerkt zich door het nagenoeg ontbreken van begeleidende soorten (Weeda et al. 2000). Anders dan de *Chara*-weiden elders in het gebied is de *Nitellopsis*-begroeiing in de zuidelijke Gouwzee inderdaad nagenoeg éénsoortig. Eén opvallende begeleider van Sterkranswier in de laagveenplassen, het Groot Nimfkruid, komt wel voor in de buurt van het sterkranswieveld in het IJmeer.

De **fonteinkruiden** in de grote Nederlandse wateren worden beschermd onder het habitattype "Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition". Het Magnopotamion (of Nymphaeion; het Waterlelie-verbond) en het Hydrocharition (Kikkerbeet-verbond) zijn twee verbonden uit de orde der Fonteinkruiden en Waterlelies (Nupharo-Potametalia), die op zijn beurt weer valt onder de Fonteinkruiden-klasse Potametea. Het Hydrocharition omvat de Krabbescheer-associatie en de associatie van Groot Blaasjeskruid. Dit verbond is voor de zoete rijkswateren niet relevant. Voor het IJsselmeergebied gaat het dus om het Magnopotamion. Hierbinnen zijn drie associaties relevant:

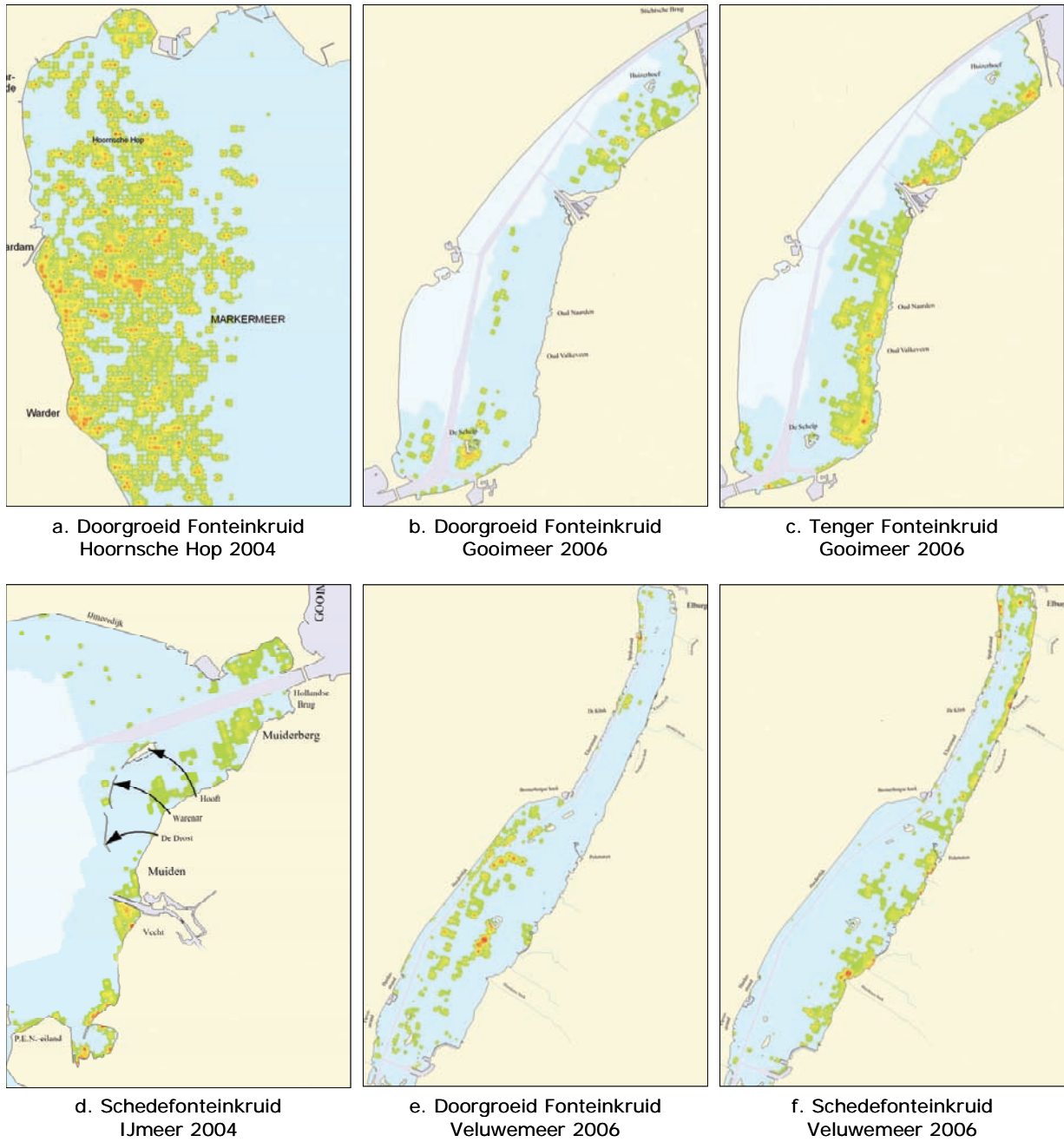
1. De associatie van Doorgroeid Fonteinkruid (*Ranunculo fluitantis* – *Potametum perfoliati*) met als tweede kensoort het Rivierfonteinkruid en als veel voorkomende soort Schedefonteinkruid
2. De associatie van Witte Waterlelie en Gele Plomp (*Myriophyllo-Nupharetum*) met als veel voorkomende begeleiders Grof Hoornblad en Drijvend Fonteinkruid
3. De associatie van Watergentiaan (*Potameto-Nymphoidetum*) met als veel voorkomende begeleiders Gele Plomp en Grof Hoornblad

Een vierde associatie, met Glanzig en Langstengelig Fonteinkruid, komt niet voor, hoewel Glanzig Fonteinkruid tot in de jaren vijftig voorkwam in het Zwarte Meer. De drijfbladplanten die de tweede en derde associatie vormen komen nagenoeg alleen voor in het Zwarte Meer en ze vallen niet onder de bescherming van het bovengenoemde habitattype. In de rest van het IJsselmeergebied gaat het hier dus wat betreft het habitattype alleen om de associatie van Doorgroeid Fonteinkruid. Voor deze associatie zijn de randmeren en de randzones van het IJsselmeer de belangrijkste groeiplaatsen in Nederland. Een bijzondere positie wordt ingenomen door het Ketelmeer, omdat Doorgroeid en Schedefonteinkruid daar vergezeld worden door het in Nederland zeldzame Rivierfonteinkruid. Van Doorgroeid Fonteinkruid kwam in 2001 in het IJsselmeergebied ruim 4400 ha voor (extern), met de grootste bestanden in de Veluwerandmeren (1500 ha) en in de Hoornsche Hop (1600 ha). Van Schedefonteinkruid kwam in 2001 bijna 3800 ha voor (extern). De grootste bestanden stonden langs de Friese Kust tussen Kornwerd en Workum (1300 ha) en in de Veluwerandmeren (1200 ha).



Figuur 5.2.3

Voorbeelden van verspreiding en abundantie bij lagere planten in het IJsselmeergebied



Figuur 5.2.4

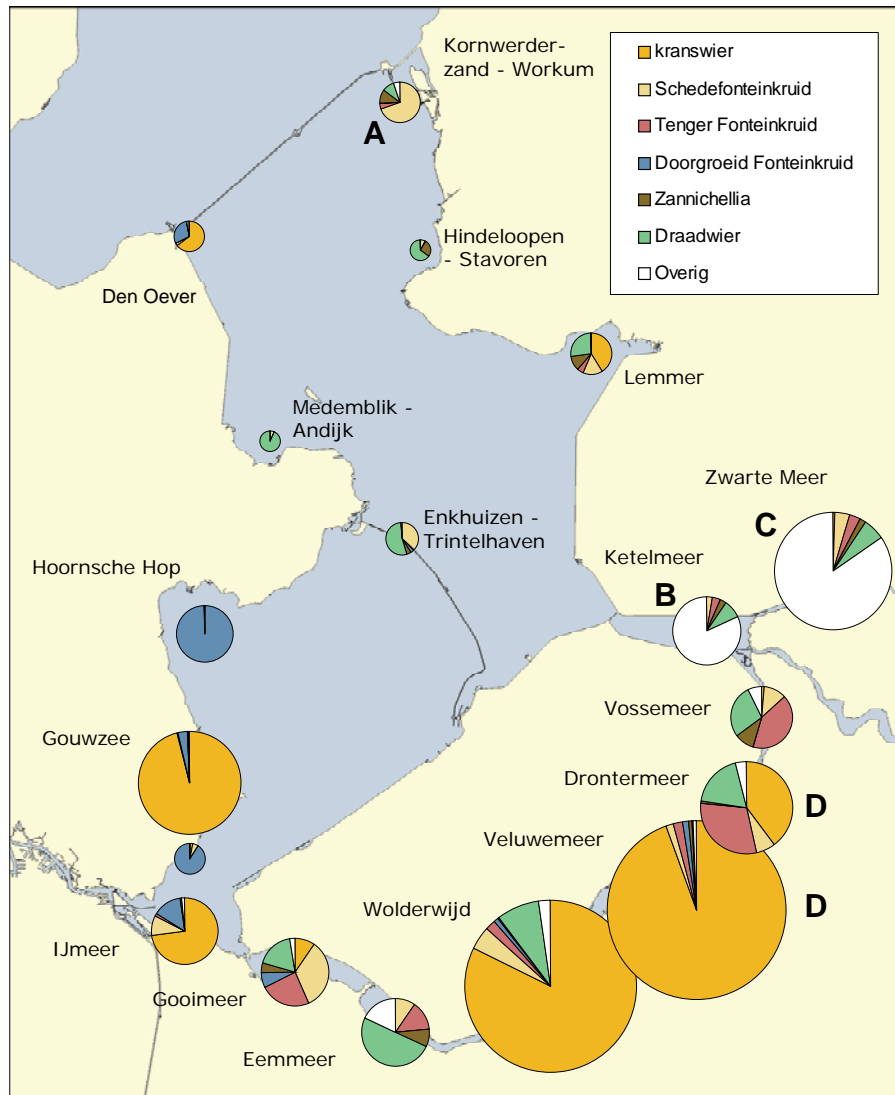
Voorbeelden van verspreiding en abundantie bij hogere planten in het IJsselmeergebied.

Ruimtelijke diversiteit

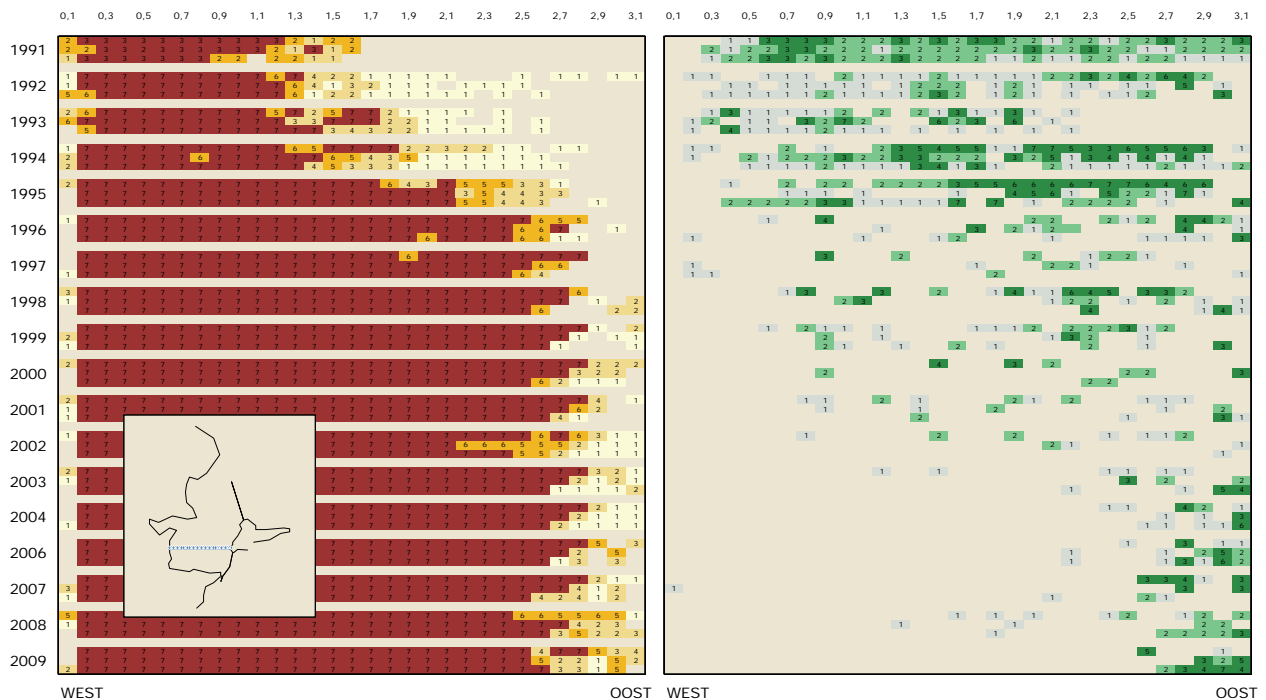
Binnen het IJsselmeergebied bestaan grote ruimtelijke verschillen in de soortensamenstelling en de diversiteit van waterplantengemeenschappen. De randmeren zijn aanzienlijk soortenrijker dan het IJsselmeer en het Markermeer/IJmeer; van de 48 aangetroffen soorten hogere en lagere waterplanten werden er 25 uitsluitend in de randmeren gevonden, tegenover slechts één die uitsluitend buiten de Randmeren werd gevonden (eenmalige vondst van het kranswier *Chara canescens* bij Makkum). Binnen de Randmeren zijn drijfbladplanten sterk geconcentreerd in of beperkt tot het Zwarte Meer, Rivierfonteinkruid en een aantal mossen tot het Ketelmeer en een aantal kranswiersoorten tot de Veluwerandmeren. Gesteelde *Zannichellia*, *Ruppia* en het kranswier *Chara canescens* zijn aan de andere kant nagenoeg beperkt tot de Friese Kust.

Figuur 5.2.5

Ruimtelijke verdeling en diversiteit van waterplanten. Bijzonderheden die beperkt zijn tot één gebied zijn aangegeven met letters: A = Gesteelde *Zannichellia* en *Snavelruppia*; B = Rivierfonteinkruid; C = Drijfbladplanten incl. *Watergentiaan*, *Kroosmos*, *Watervorkje*; D = Smalle *Waterweegbree*



De lokale verschillen in de soortensamenstelling van de watervegetatie zijn in de eerste plaats gekoppeld aan verschillen in diepte en doorzicht. Onder slechte lichtomstandigheden zijn drijfbladplanten en "canopy"-vormende waterplanten in het voordeel. Dat zijn planten die vanaf de bodem tot aan het wateroppervlak groeien en zich daar uitspreiden, zoals Schedefonteinkruid, Tenger en Doorgroeid Fonteinkruid en Aarvederkruid. Schedefonteinkruid is in troebel water nog eens extra in het voordeel, omdat hij met behulp van reservevoedsel uit de wortelknollen zo'n 40 cm hoogte kan bereiken zonder licht (Van den Berg et al. 1998). Bij een beperkt doorzicht van 30 cm kan hij dus nog steeds diepten tot ca. 70 cm koloniseren. In de meest troebele perioden uit de geschiedenis van de meren van het IJsselmeergebied was dit dan ook de enige waterplant die nog aanwezig was. Dit effect is in de huidige situatie te zien aan het relatief grote aandeel van deze soort in de nog steeds troebele, ondiepe gebieden zoals in het Eemmeer en langs de Friese westkust (figuur 5.2.5).



Figuur 5.2.6

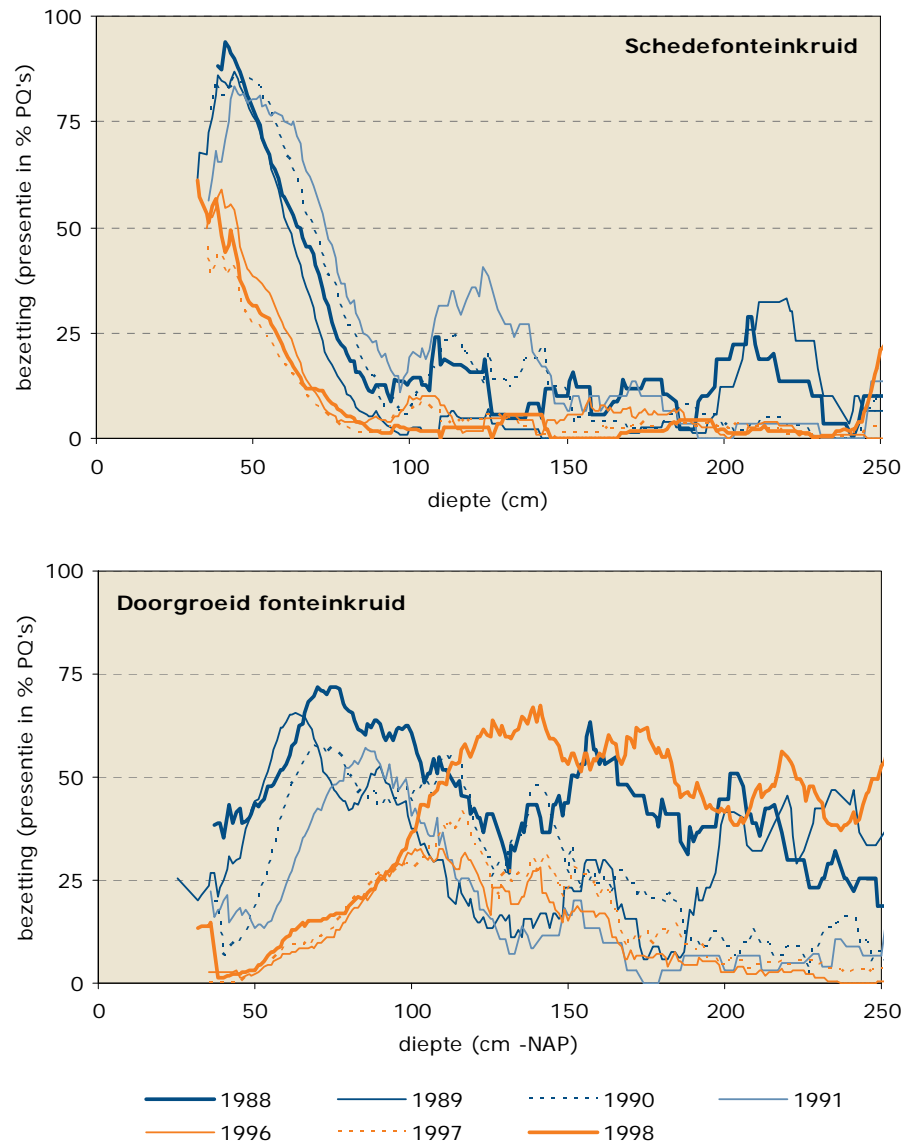
De bezetting van de zuidelijke MWTL waterplantenraai van de Gouwee (inzet) met Sterkranswier (links) en Doorgroeid Fonteinkruid (rechts) vanaf 1991. Getallen in de figuren geven de dichtheidsklassen 1-7 (0-1-5-15-25-50-75-100 % bedekking). Hoge bedekkingen zijn donker gekleurd (links rood = klasse 7, recht donkergroen = klasse 3-7).

In betere lichtomstandigheden worden deze planten deels verdrongen door soorten die meer licht nodig hebben, zoals Zannichellia of kranswier, die niet naar het oppervlak groeien. Kranswier gaat efficiënter om met koolstof dan fonteinkruiden (Van den Berg et al. 2002), waardoor in glooiende kustgebieden een zonerings ontstaat met een zone smalbladige fonteinkruiden en zannichellia langs de oever, dan een zone met kranswier en vervolgens een strook langstengelige soorten als Doorgroeid Fonteinkruid en Aarvederkruid. Zo'n zonerings werd al vóór de aanleg van de polders voor de Veluwekust beschreven

(Brouwer & Tinbergen 1939), en heeft zich tijdens het ecologisch herstel in de Veluwerandmeren opnieuw ingesteld (verg. figuren 5.2.3f met 5.2.4 e en f). Raaigegevens uit de zuidelijke Gouwzee laten zien hoe een dergelijke ruimtelijke verdeling ontstond toen de ondergedoken vegetatie zich daar ontwikkelde (figuur 5.2.6). Doorgroeid Fonteinkruid kwam aanvankelijk over de hele breedte van de Gouwzee voor, maar verdween naar de oostrand van de begroeiing naarmate Sterkranswier verder toenam. Behalve de fysiologie van de planten kunnen hier ook effecten van consumptie door vogels en van het maaien van fonteinkruiden ten behoeve van de watersport een rol spelen. In het Veluwemeer komt een dergelijke verschuiving tot uiting in veranderingen in het diepteverloop van de bedekking van Schedefonteinkruid en Doorgroeid Fonteinkruid, dat midden jaren negentig respectievelijk verschoof naar de ondiepe en de diepe kant van het kranswieveld (figuur 5.2.7, verg. fig 5.2.3 en 5.2.4).

Figuur 5.2.7

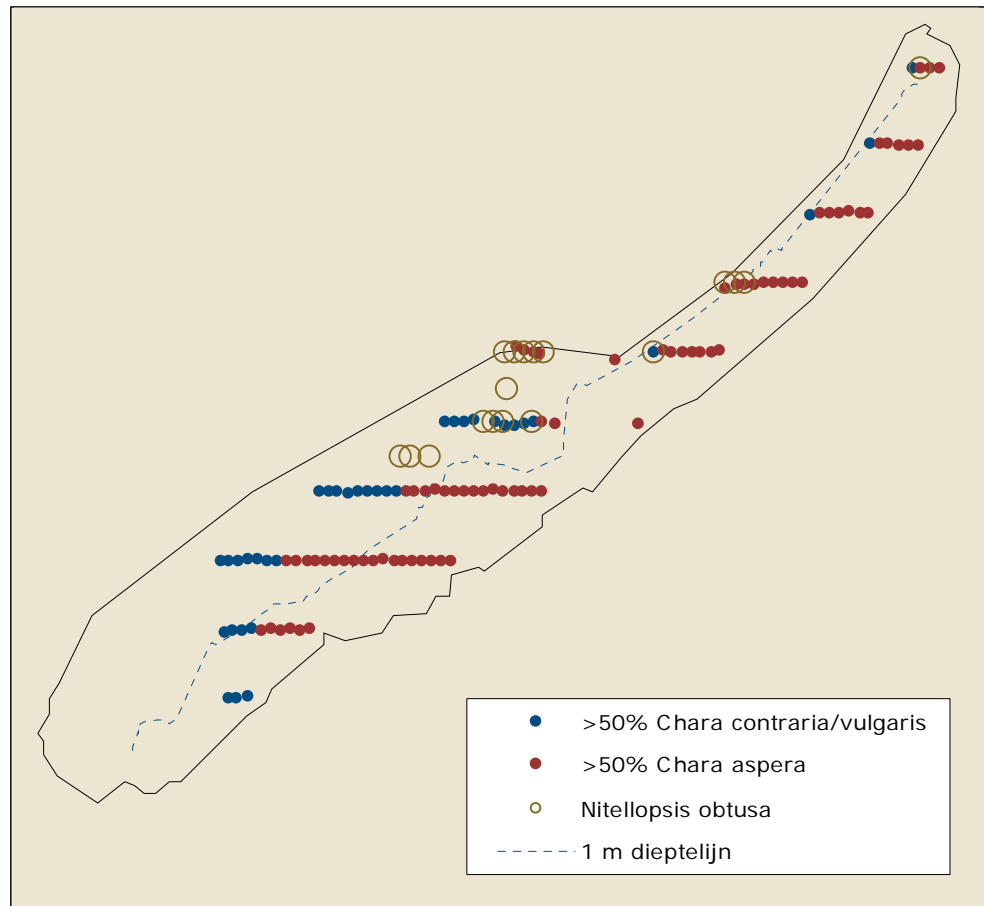
Verschuiving in de relatie tussen waterdiepte en het voorkomen van Schedefonteinkruid en Doorgroeid Fonteinkruid in het Veluwemeer, 1988-1998. Lopende gemiddelden over 15 punten in % bezette PQ's.



Ook de kranswervegetatie zelf is op zo'n manier gezoneerd, doordat afzonderlijke soorten een aparte positie innemen met betrekking tot bijvoorbeeld waterdiepte, groeiseizoen of successiestadium. Zo groeide in het Veluwemeer in 2002 op de meest ondiepe delen vooral *Chara aspera*, terwijl *C. vulgaris* en *C. contraria* domineren op grotere diepte. Op diepten van een meter of twee en op de hellingen van de vaargeul groeit Sterkranswier (figuur 5.2.8).

Figuur 5.2.8

Ruimtelijke verspreiding van verschillende soorten kranswier in het Veluwemeer in 2002.



Aan de westkant van het IJsselmeergebied is de diepte in het algemeen groter, zonder geleidelijke overgang naar de oever. Daar overheersen dus de langstengelige soorten. In de Hoornsche Hop, waar dankzij de luwe ligging t.o.v. de westenwind het doorzicht vaak relatief goed is, bestaat de vegetatie geheel uit Doorgroeid Fonteinkruid. Dit is qua biomassa het meest omvangrijke bestand van deze soort in het IJsselmeergebied. Daar vlakbij, in de Gouwzee, overheerst Sterkranswier. Ook dit is een soort die relatief hoog wordt, en met een grootste presentie op diepten van ca. 2 meter is het de diepste van alle kranswieren. Het bestand in de Gouwzee is verreweg het grootste van Nederland. Door de combinatie van grotere diepte en redelijk doorzicht heeft de vegetatie in deze hoek van het IJsselmeergebied een unieke samenstelling (figuur 5.2.5). In het westen van het IJsselmeer is de diepte nog groter en komen nauwelijks planten voor. Aan de oostkant echter, langs de Friese kust, is door de redelijk uitgestrekte ondiepten wél sprake van een redelijk ontwikkelde vegetatie. Deze onderscheidt zich in een grote diversiteit en een relatief ondergeschikte rol van

kranswier. De totale bedekking is echter aanzienlijk lager dan in andere waterplantengebieden in de regio (figuur 5.2.2). Dit hangt mogelijk samen met de geëxponeerde ligging van dit gebied t.o.v. de zuidwestenwind, die naast mechanische belasting voor de planten een beperkt doorzicht met zich meebrengt.

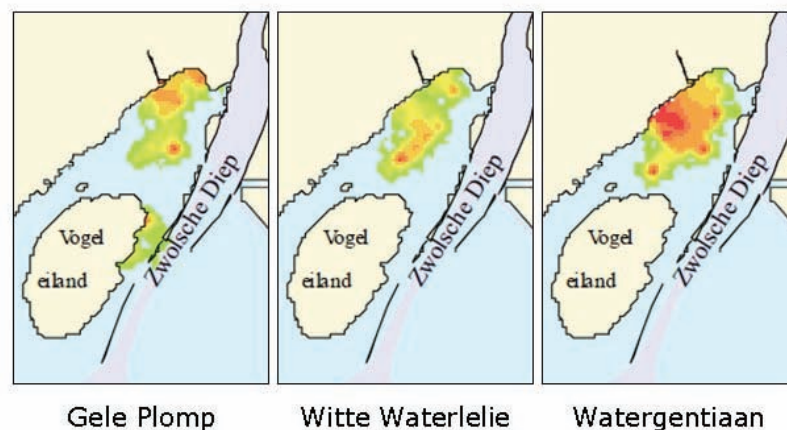
Behalve verschillen door diepte en doorzicht is een deel van de huidige ruimtelijke variatie verbonden aan de historie van het gebied, bijvoorbeeld aan het brakke verleden of aan de grotendeels verdwenen dynamiek op de grens tussen land en water.

Soorten die naar het **brakke verleden** verwijzen zijn bijzonderheden als *Ruppia*, Gesteelde *Zannichellia* en het kranswier *Chara canescens*, die langs de Friese kust voorkomen. Zulke relicten zijn echter in het water aanzienlijk moeilijker te vinden dan op de oevers. Beter zichtbaar zijn de specialiteiten in het IJsselmondingsgebied; de drijfbladplanten van het Zwarte Meer en het Rivierfonteinkruid van het Ketelmeer.

Een goed ontwikkelde vegetatie van **drijfbladplanten** komt in het gebied alleen voor in het Zwarte Meer, en dan met name in één groot veld tussen het Vogeleiland en het Zwolse Diep. Kleinere hoeveelheden drijfbladplanten zijn elders in het Zwarte Meer te vinden en in enkele van de meest nabije meren; het Ketelmeer en het Drontermeer. Het veld bij het Vogeleiland is ongeveer 20 ha groot. Een deel van het veld wordt sterk gedomineerd door Watergentiaan, elders komt meer Gele Plomp en Witte Waterlelie voor (figuur 5.2.9). Daarnaast komt een aantal andere soorten in deze vegetatie voor, zoals het landelijk zeldzame, mesotrofe Kroosmos (2004).

Figuur 5.2.9

Het veld drijfbladplanten bij het Vogeleiland in het Zwarte Meer, volgens de kartering van 2006.



Het Ketelmeer is binnen het IJsselmeergebied bijzonder omdat het naast bescheiden bestanden Doorgroeid, Tenger en Schedefonteinkruid een populatie bevat van het in Nederland zeldzame **Rivierfonteinkruid** *Potamogeton nodosus* (associatie van Doorgroeid Fonteinkruid). Dit is een uitbreiding van een populatie die in 1943 in de IJssel werd herkend, na aanleg van de polders. In de beste jaren kwam de soort langs de dijk tot aan Lelystad voor, en tevens aan de overzijde van het Ketelmeer bij Schokkerhaven. In Nederland bestaan momenteel

slechts twee andere populaties: één in de Maas en het Julianakanaal in Limburg en één in en rond de Biesbosch (Coops et al. 1993).

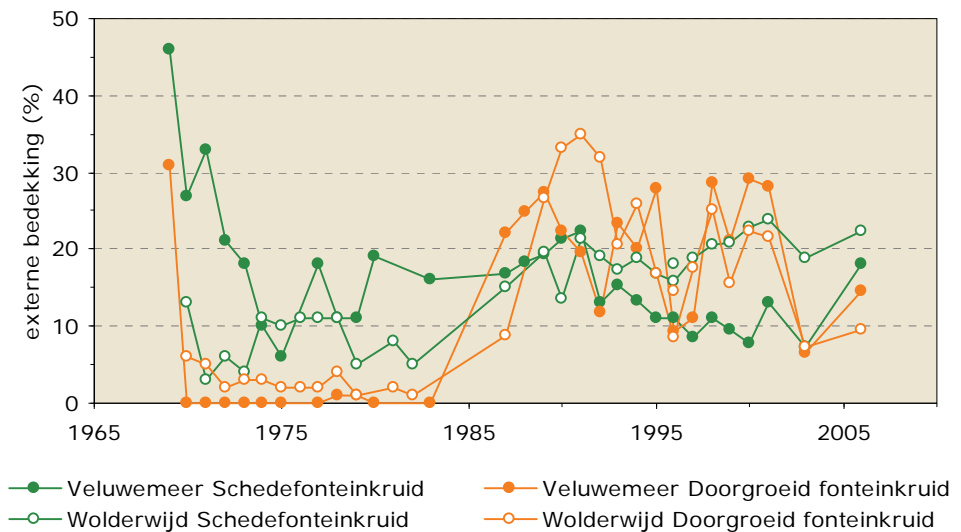
Bij de karteringen van het oostelijke deel van het Ketelmeer in 1990, 1993, 1997 en 2000 werd resp. 67, 126, 95 en 50 ha van deze soort genoteerd, verdeeld over een groot aantal kleine veldjes in het Kattendiep en het aansluitende deel van het meer. Nog steeds sluit dit bestand aan op een voorkomen in de IJssel. Recent staat de deelpopulatie van het Ketelmeer onder sterke druk vanwege de uitvoering van het natuurontwikkelingsproject IJsselmonding, waarbij eilandjes worden opgespoten binnen het areaal van het Rivierfonteinkruid. In 2004 bleken echter ook buiten het gekarteerde deel van het meer, langs de polderdijk ten westen van Ketelhaven nog steeds veldjes voor te komen, langs vrijwel het gehele traject tot aan de Ketelbrug.

5.2.2 Trends en relatie eu/oligotrofiëring

Het wel en wee van de waterplanten in het IJsselmeergebied hangt nauw samen met de eutrofiëringsgeschiedenis. Rijke begroeiingen van kranswieren en fonteinkruiden, bekend van de jaren dertig tot zestig, waren in de jaren zeventig grotendeels verdwenen. In het Zwarte Meer groeiden in de jaren vijftig nog uitgestrekte velden kranswier, waaronder Sterkranswier, en maar liefst zeven soorten fonteinkruid. Naast de nu overal gebruikelijke soorten Schede-, Doorgroeid en Tenger Fonteinkruid stond er ook Gekroesd, Puntig, Glanzig en Haarfonteinkruid (Mörzer Bruijns & Timmerman 1953; Dresscher 1954). Al rond 1960 verdween het kranswier (Timmerman & Koridon 1963), en de meeste fonteinkruiden volgden een paar jaar later (Bick & Van Schaik 1980). In het Veluwemeer stortte de vegetatie eind jaren zestig in. Alleen Schedefonteinkruid wist zich hier te handhaven (figuur 5.2.10).

Figuur 5.2.10

Verloop van het areaal van Doorgroeid en Schedefonteinkruid in het Veluwemeer en Wolderwijd sinds 1969.



Verbetering van de waterkwaliteit (par. 4.3) werd in de jaren tachtig en negentig gevolgd door herstel van de ondergedoken vegetaties. Schedefonteinkruid nam

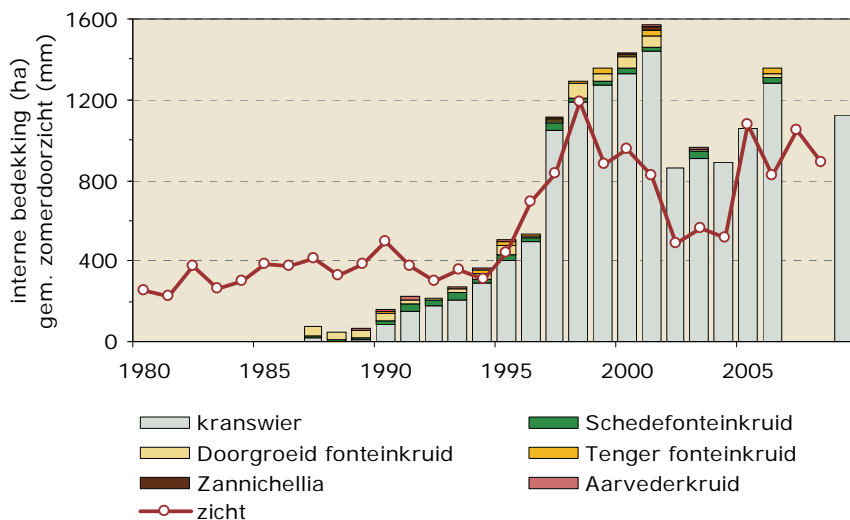
toe en Doorgroeid Fonteinkruid keerde terug. Fonteinkruiden bereidden de weg voor herstel van de kranswiervegetaties, waarna de fonteinkruiden weer enigszins afnamen (figuur 5.2.10). Herstel van de vegetatie was vooral zichtbaar in de eerste helft van de jaren negentig. De relatie tussen trends in de mate van begroeiing en die in waterkwaliteitsparameters als doorzicht, is sterk in de randmeren, maar minder duidelijk of schijnbaar afwezig in het IJsselmeer en het Markermeer.

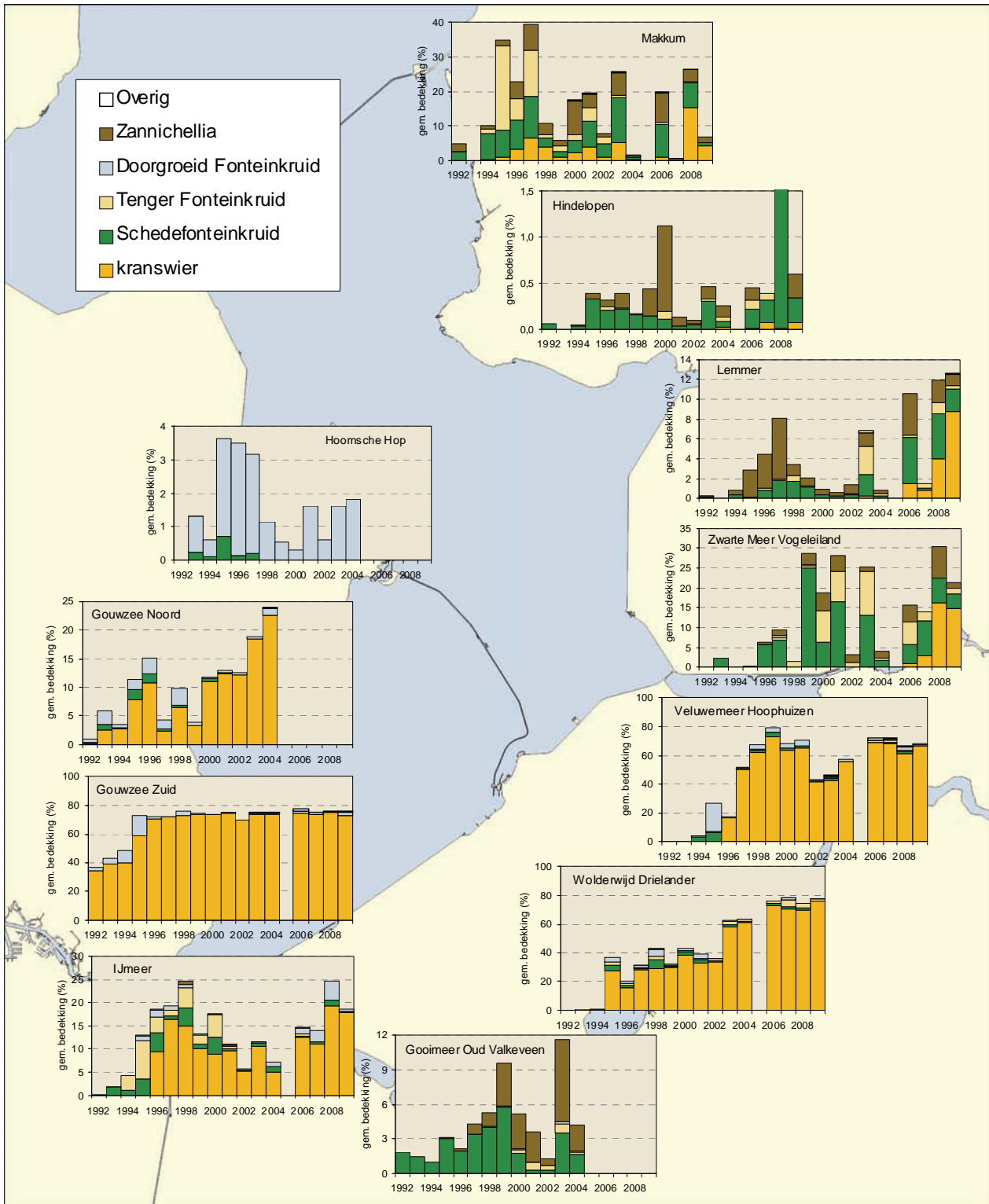
Randmeren

In de Veluwerandmeren is het herstel van de vegetatie gestimuleerd door diverse maatregelen ter bestrijding van de eutrofiëring. Als gevolg van defosfatering in de waterzuiveringsinstallatie van Harderwijk en doorspoeling van de meren met relatief fosfaatarm water uit de polder, verbeterde de waterkwaliteit (par. 4.3). In het Wolderwijd heeft actieve verwijdering van bodemwoelende Brasem in het begin van de jaren negentig ("Actief Biologisch Beheer") een periode van helder water tot gevolg gehad, en in die periode begonnen fonteinkruiden weer toe te nemen. In het Veluwemeer hadden de strenge winters van 1985-87 een soortgelijk effect. Later werden fonteinkruiden gevolgd door kranswieren, die zich vanaf de meest ondiepe plaatsen als een olievlek over grote delen van de meren uitbreidden. In vrijwel alle randmeren kwamen de ontwikkelingen rond 1997 in een stroomversnelling (figuur 5.2.11; 5.2.12, zie ook synthese, par. 7.1.3). Planten namen sterk in areaal toe, en ook het doorzicht verbeterde sterk. Mogelijk had dat te maken met een intensivering van de commerciële brasemvisserij (par. 5.5.3, maar zie ook par. 7.1.3). Het effect werd versterkt doordat bij vermindering van bodemwoeling ook de Driehoeksmosselen overal toenamen, en via de filtratie daalden de chlorofylgehalten sterk ten opzichte van de hoeveelheid nutriënten (par. 5.1). Ook de toename van de planten zelf zal hebben bijgedragen aan de toename van het doorzicht.

Figuur 5.2.11

Verloop van doorzicht en de interne bedekking van waterplanten in het Veluwemeer (2002, 2004 en 2005 alleen kranswier opgenomen; interne bedekking = totale areaal x bedekkingsgraad).





Figuur 5.2.12

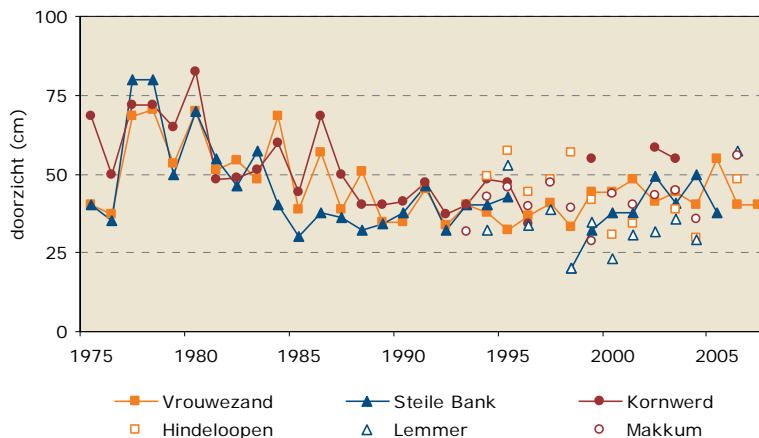
Verloop van de gemiddelde interne bedekking van waterplanten op MWTL raaien. Bedekkingen berekend via het midden van de opgenomen bedekkingsklassen (hoogste klasse 75-100 = 87,5%). In 2005 en sommige raaien ook daarna niet bemonsterd.

Friese Kust

Omstreeks 1990 is het seizoenspatroon in de beschikbare hoeveelheid licht voor planten langs de Friese kust veranderd. In juli en augustus zijn in de tweede helft van de jaren tachtig de doorzichten duidelijk afgenomen (fig 5.2.13). In mei en juni bleven ze ongeveer gelijk, zij het met veel fluctuatie. De afname van het gemiddelde zomerdoorzicht ging vreemd genoeg samen met een toename van de waterplanten in de eerste jaren van de monitoringsreeks. Gemiddelde doorzichten zijn in het voorjaar wel iets gunstiger dan in de zomer, wat blijkbaar toch nog plantengroei tot op 1.5 meter waterdiepte mogelijk maakt (figuur 5.2.2). In de belangrijkste groeifase van de planten, mei en vooral in juni, was de situatie gunstiger geworden, niet zozeer vanwege een groter doorzicht, maar vanwege de chlorofylgehalten, die vanaf 1991 relatief laag waren (figuur 5.2.14). Dat betekent waarschijnlijk dat algen een relatief klein deel van het zwevend stof uitmaakten, zodat in de waterkolom meer licht voor waterplanten beschikbaar bleef dan op grond van het doorzicht werd gesuggereerd (lagere extinctie ofwel lichtuitdoving).

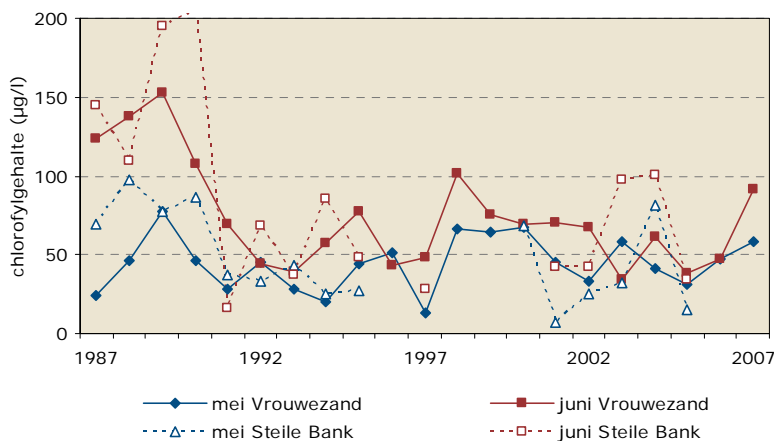
Figuur 5.2.13

Gemiddeld doorzicht gemeten tijdens de raaiopnamen langs de Friese Kust (open symbolen), vergeleken met de gemiddelde doorzichten in juli en augustus op de meetpunten Vrouwezand, Steile Bank en Kornwerd (doorgetrokken lijnen).



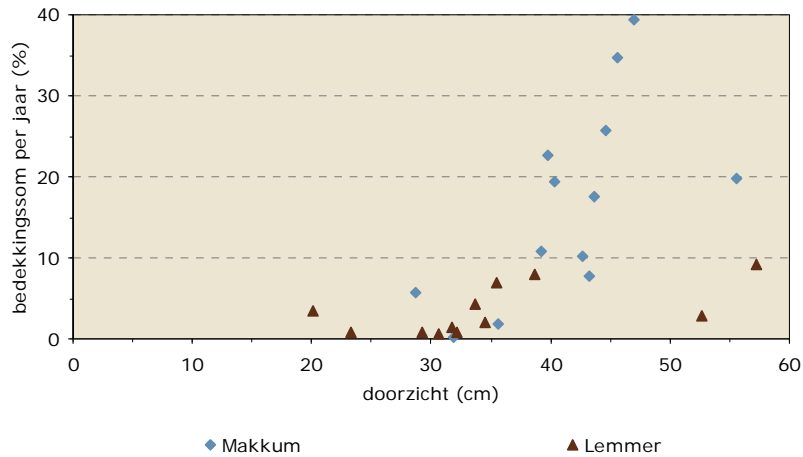
Figuur 5.2.14

Verloop van de chlorofylgehalten in mei en juni op meetstations in de buurt van de Friese kust.



Figuur 5.2.15

Relatie tussen het gemiddelde doorzicht bij opname op de raaien van Makkum en Lemmer (exclusief locaties met bodemzicht) en de gemiddelde bedekkingsom van hogere waterplanten. De lagere bedekking bij Lemmer is gekoppeld aan de grotere gemiddelde diepte van deze raai (140 cm, t.o.v. 90 cm voor Makkum).



Sindsdien fluctueert de vegetatie relatief sterk van jaar tot jaar (figuur 5.2.12, zie ook figuur 5.2.18). Daarbij is er een duidelijke correlatie met het doorzicht dat ter plekke bij de plantenopnames wordt gemeten (figuur 5.2.15), ondanks dat deze doorzichten slechts momentopnamen betreffen. Het patroon van deze waarden wijkt iets af van dat van Vrouwezand en Steile Bank, met een afname rond 1999 (figuur 5.2.13).

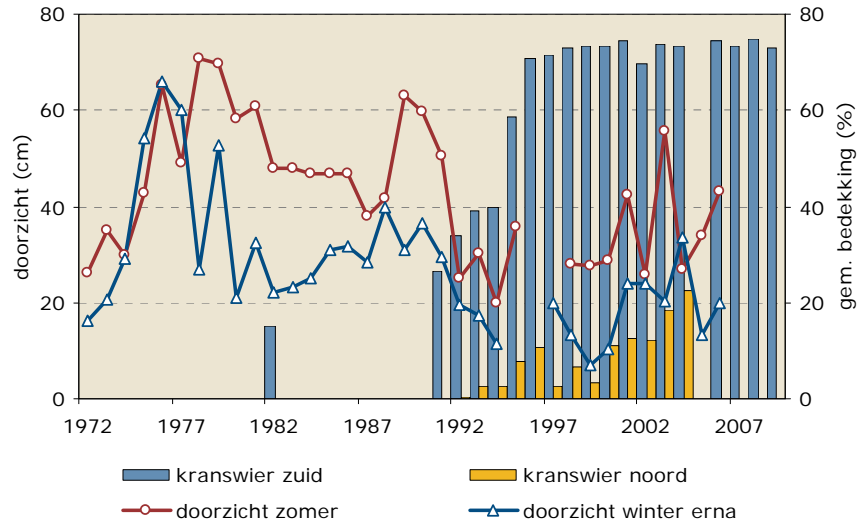
Gouwzee en IJmeer

De ontwikkeling van de ondergedoken vegetatie in de Gouwzee is bijzonder omdat deze een sterke toename heeft doorgemaakt in een periode waarin het doorzicht in de omringende wateren verslechterde (figuur 5.2.16). Cruciaal is mogelijk dat de kolonisatie en de eerste fase van de uitbreiding al vóór deze periode plaats heeft gevonden; de eerste opgave van een kranswielveld in de Gouwzee (zonder vermelding van de soort) stamt al uit 1982 (Bij de Vaate 1983). Eenmaal present kan het kranswier z'n eigen milieu zodanig positief beïnvloeden dat het veld minder afhankelijk van de omgeving kan groeien, en in de Gouwzee vertoont de vegetatie eenzelfde patroon van olievlek-achtige uitbreiding als in de randmeren. Bij de beperkte omvang van het veld in het midden van de jaren negentig kon er, net als in die fase in de randmeren, een groot verschil zijn tussen het doorzicht binnen en buiten het veld. Tegenwoordig is het doorzicht in de zuidelijke Gouwzee aanzienlijk groter dan op het centrale meetpunt. Opvallend is wel dat ook in het IJmeer een toename van waterplanten heeft plaatsgevonden zonder duidelijke verbetering van het doorzicht (figuur 5.2.17). De ter plekke gemeten doorzichten tijdens de raaiopnames hebben een minder duidelijke relatie met de plantenbedekking dan langs de Friese kust. De sterke verbetering die midden jaren negentig in zowel de Gouwzee als het IJmeer heeft plaatsgevonden herinnert aan de gang van zaken in de randmeren. Mogelijk is er ook hier een relatie met een intensivering van de visserij op Brasem (zie par. 5.5.3, maar zie ook synthese par. 7.1.3). De getallen geven geen blijk van een lokale doorzichtverbetering als gevolg van verminderde bodemwoeling, maar een verminderde kans voor kiemplanten om ontworteld te worden kan ook een rol hebben gespeeld. De sterke toename van de planten in het midden van de jaren negentig viel samen met een drastische afname van de hoeveelheid Brasem van

45 cm en groter, die tot 1995 in het Markermeer 50-75% van het brasembestand vormde (zie par. 5.5.3).

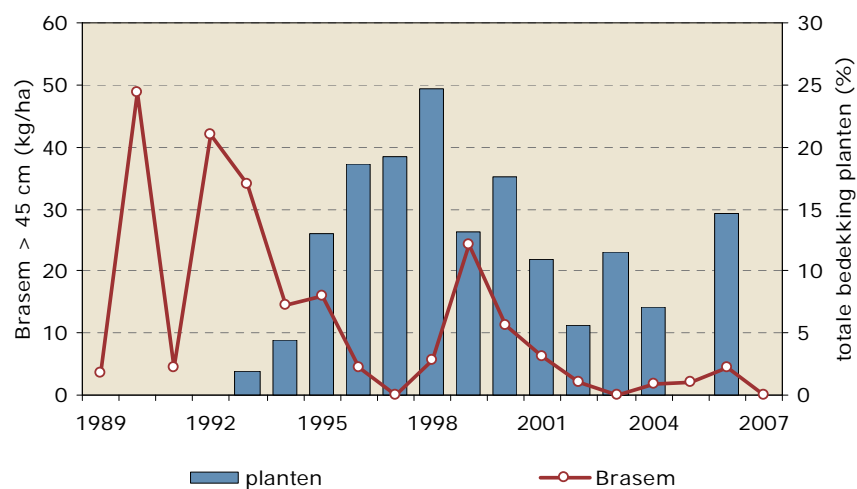
Figuur 5.2.16

Het verloop van het gemiddelde zomer- en winterdoorzicht in de vaargeul van de Gouwee, vergeleken met het verloop van het gemiddelde bedekkingspercentage van kranwier op de twee raaien van de MWTL waterplantenmonitoring. De bedekkings-schatting van 1982 is een ruwe schatting op grond van een areaal van ca. 100 ha (naar Bij de Vaate 1983). In 2005 en raai noord ook daarna niet bemonsterd.



Figuur 5.2.17

Verloop de bedekking van waterplanten op de MWTL-raai in het IJmeer (geen opname voor 1993 en in 2005 en 2007), vergeleken met de hoeveelheid grote Brasem.



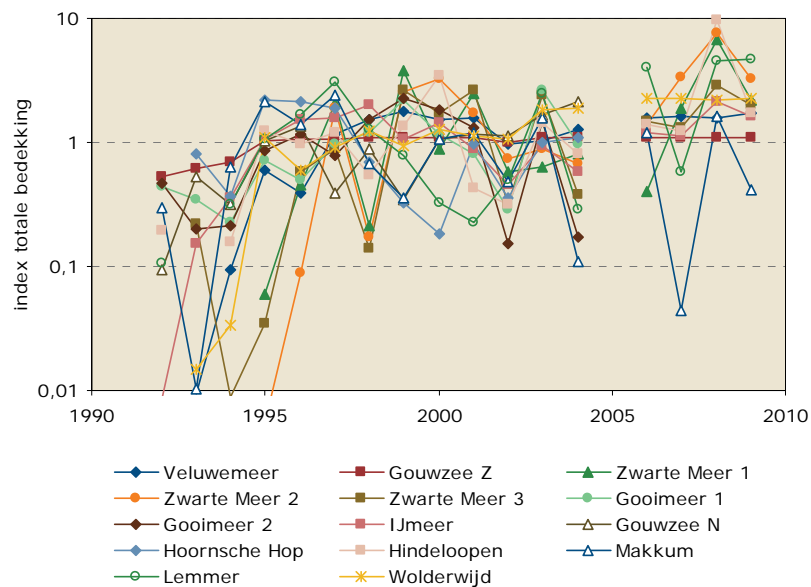
Fluctuaties

Tegenover de geleidelijke ontwikkelingen in de Veluwerandmeren en de Gouwee staan grote jaar-op-jaar fluctuaties rond de trends op andere locaties. Voor een deel vertonen die fluctuaties overeenkomsten tussen locaties in het hele gebied. Zo is bijvoorbeeld het jaar 2002 overal relatief ongunstig, 2003 relatief goed en 2004 weer relatief slecht, terwijl 2007 op veel locaties naar voren komt als een uitzonderlijk goed jaar (figuur 5.2.18). Op locaties met hoge kranwierbedekkingen zijn de fluctuaties vaak aanzienlijk geringer, maar in het ongunstige jaar 2002 is ook een terugslag zichtbaar in de kranwiervegetaties van de Veluwerandmeren en de Gouwee (figuur 5.2.11 en 5.2.12, Gouwee

figuur 5.2.16). In de Veluwerandmeren was deze teruggang zeer opvallend (figuur 5.2.11). Het kranswier dat in de voorgaande jaren dieper dan 1,80 meter groeide, was nagenoeg verdwenen. Deze teruggang werd geweten aan een combinatie van klimatologische omstandigheden en andere factoren zoals de opening van de Hardersluis, vaargeulonderhoud en een verbouwing in de waterzuiveringsinstallatie van Harderwijk. De hier getoonde vergelijking met de overige trends geeft wat meer gewicht aan klimatologische factoren (het was een zeer nat voorjaar), hoewel de vegetatie zich in de Veluwerandmeren in 2003 niet onmiddellijk herstelde, terwijl dat elders juist een goed jaar was (figuur 5.2.12, figuur 5.2.18).

Figuur 5.2.18

Ontwikkelingen en jaar-op-jaar fluctuaties in de bedekkingssom van hogere planten en kranswier op een aantal raaien in het IJsselmeergebied. Indexen, gebaseerd op de som van de gemiddelde bedekkingen per soort van 1993 t/m 2009.



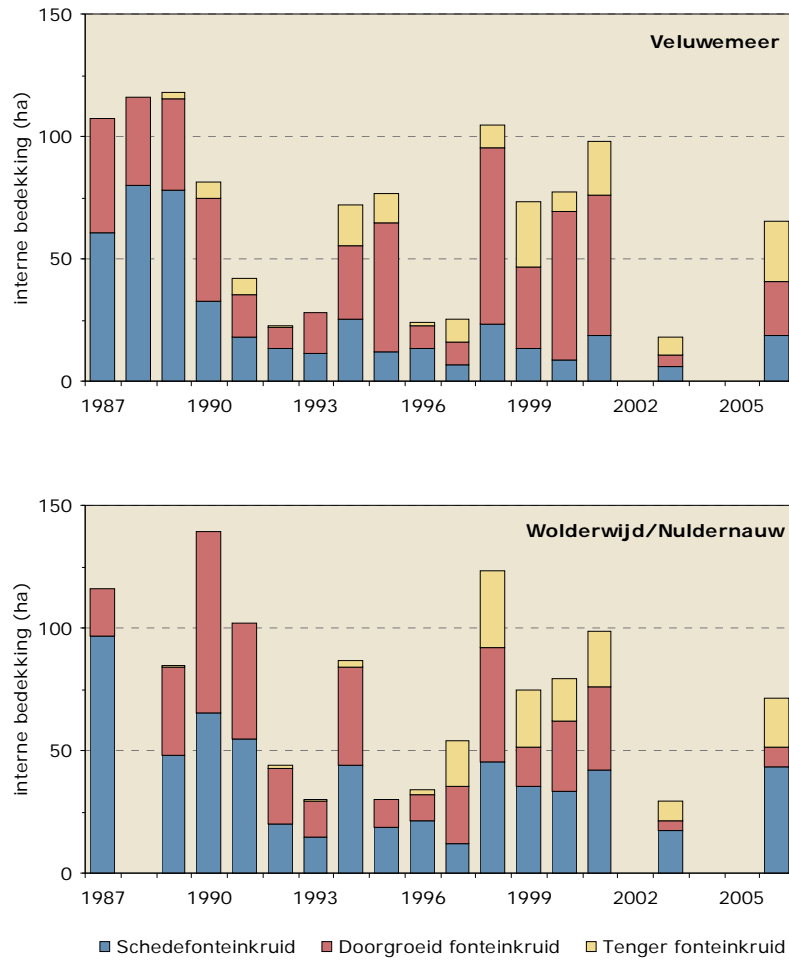
Fluctuaties komen bij sommige soorten meer voor dan bij andere. Bij fonteinkruiden zijn de fluctuaties bijvoorbeeld sterker dan bij kranswier, en dat geldt in het bijzonder voor Doorgroeid Fonteinkruid (figuur 5.2.19). Mede op grond van deze fluctuaties is er voor dergelijke soorten niet snel sprake van een significant positieve of negatieve trend.

Er zijn diverse factoren denkbaar die aan jaar-op-jaar fluctuaties ten grondslag kunnen liggen. Eén daarvan is variatie in de opnamedatum van de bedekking, omdat fonteinkruiden soms al in juli beginnen af te sterven. Ook wordt in bepaalde gebieden in sommige jaren gemaaid. Er zijn echter ook natuurlijke factoren die een rol spelen, zoals klimatologische omstandigheden, overmatige aangroei met perifyton of vogel- of insektenvraat.

In het Gooimeer, waar nog nauwelijks kranswier staat, foerageren Knobbelzwanen in de zomer op onder meer Schedefonteinkruid. Aan het eind van de zomer bleken daardoor aanzienlijk minder wortelknolletjes van deze soort over te blijven. Over de jaren heen bleek de intensiteit van (zomer)consumptie door Knobbelzwanen negatief te zijn gecorreleerd met het aandeel van Schedefonteinkruid in de totale interne plantenbedekking van het meer in het volgende jaar, ten gunste van soorten zonder wortelknolletjes zoals Tenger Fonteinkruid en Zannichellia (figuur 5.2.20; zie voor effecten van zomergras ook par. 5.6.4).

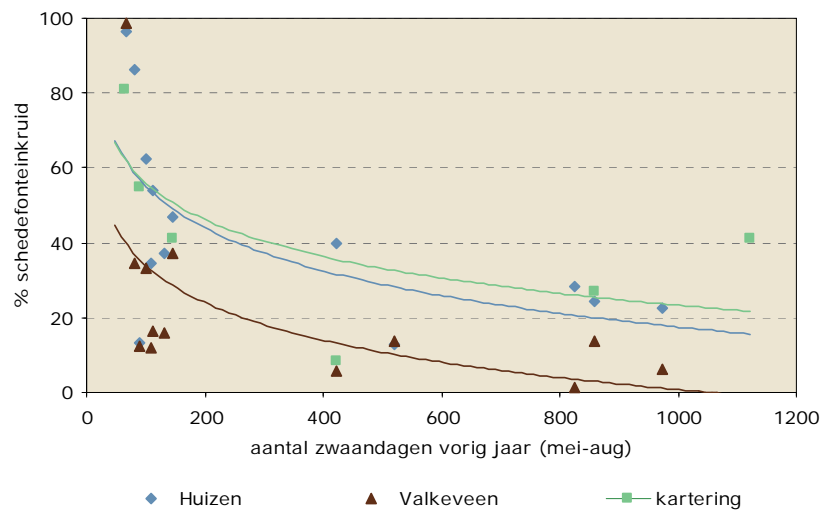
Figuur 5.2.19

Verloop van de interne bedekking (totale areaal x dichtheid, uitgedrukt in ha 100% bedekking) van fonteinkruiden in het Veluwemeer (a) en het Wolderwijd en Nuldernaau (b). Over 2002, 2004, 2005 en in het Wolderwijd 1988 zijn geen gegevens beschikbaar.



Figuur 5.2.20

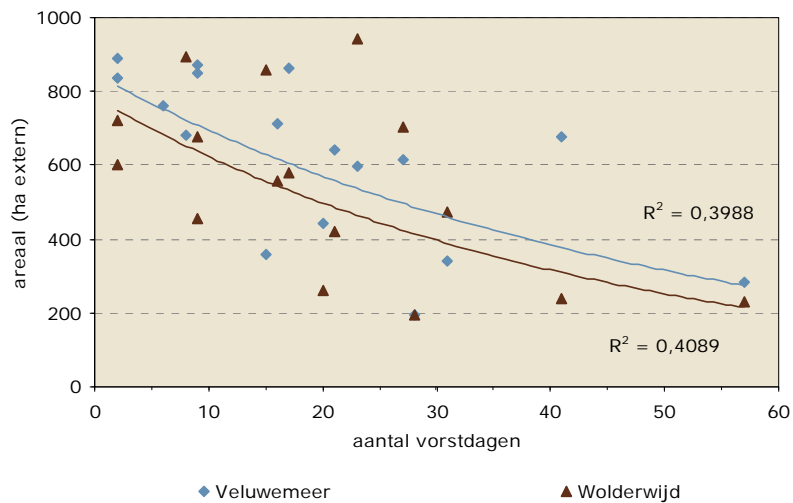
Verband tussen het aantal Knobbelzwanen in het Gooimeer en het aandeel van Schedefonteinkruid in de totale interne bedekking van waterplanten in het volgende jaar (karteringen 1987-2006, raaien Huizen en Valkeveen 1992-2004).



Het fluctuerende areaal van Doorgroeid Fonteinkruid vertoont in de Veluwerandmeren geen duidelijke relatie met doorzicht of extinctie. Wel is er een duidelijke, negatieve relatie met de strengheid van de voorafgaande winter (figuur 5.2.21), vooral als de externe bedekking wordt gebruikt, die minder gevoelig is voor jaarlijkse verschillen in de datum van de bestandsopname. Afgezien van mogelijke temperatuurseffecten wordt de vegetatie door strenge winters beïnvloed doordat het water van de randmeren in het zomerhalfjaar dat volgt op strenge winters over het algemeen nutriëntarmer (minder afspoeling door regen) en helderder is. Mogelijke mechanismen zijn het afsterven van grote Brasem in strenge winters of de ontwikkeling van een mat van bodemalgen door verminderde opwerveling onder het ijs. Dit effect is na de terugkeer van kranswier verzwakt doordat het sindsdien na zwakke winters toch vaak helderder blijft (zie par. 6.1.2, figuur 6.1.12). Maar voor het zover was werd de uitbreiding van het kranswieveld na strengere winters door het helderder water versneld. Vershoven concurrentieverhoudingen tussen m.n. fonteinkruiden en kranswieren zouden kunnen bijdragen aan de slechte opkomst van Doorgroeid Fonteinkruid in zomers na strenge winters. Mogelijk heeft de temperatuur echter ook rechtstreeks invloed op de overleving van de winterknoppen van Doorgroeid Fonteinkruid.

Figuur 5.2.21

Verband tussen het areaal (externe bedekking) van Doorgroeid Fonteinkruid in het Veluwemeer en het Wolderwijd/Nulder nauw (1987-2006) in de zomer en de het aantal vorstdagen in de voorafgaande winter (De Bilt, KNMI).



5.3 Oeverplanten

Ondanks het grote aandeel harde oevers komen in het IJsselmeergebied op veel plaatsen waardevolle oevervegetaties voor, met name van het habitatype "ruigten en zomen". Dit type verschijnt ook relatief snel in nieuwe natuurontwikkelingsgebieden. Bijzonder is de brakke variant die hier en daar voorkomt, met soorten als Echte Heemst, Zilt Torkruid en Wilde Selderij.

Andere bijzonderheden zijn het Kievitsbloem-hooiland langs het Zwarte Meer, dat aansluit bij een internationaal belangrijke groeiplaats langs het Zwarte Water, en een stukje "overgangs- en trilveen" op de Makkumer Noordwaard. Er is hier niet werkelijk sprake van een veenvormend milieu, maar er groeien wel belangrijke doelsoorten zoals Groenknolorchis. Ook staan er soorten van primaire duinvalleien. De toekomst van deze vegetaties hangt sterk af van keuzes in het beheer, in het bijzonder het peilbeheer.

Ook langs de dijken komen soms bijzondere vegetaties voor, onder meer in de plasbermen tussen de dijk en de stortstenen. Op de stenen zelf groeien onder meer korstmosgemeenschappen, waaronder een aantal rode lijstsoorten. Vooral een aantal locaties waar de achttiende eeuwse dijkbekleding nog intact is (westkust IJsselmeer/Markermeer en Nijkerk) herbergt voor Nederland waardevolle soorten.

5.3.1 Beschermd habitats

Hugo Coops

Hoewel een groot deel van het IJsselmeergebied gekenmerkt is door harde, kunstmatige land-water overgangen, zijn in de gebieden waar de oude Zuiderzeekust nog min of meer intact is, ook bijzondere oevervegetaties te vinden. Een aantal vegetatietypen dat daar voorkomt geniet volgens internationale afspraken inmiddels bescherming. Andere vegetaties zijn interessant uit historisch oogpunt.

In het IJsselmeergebied zijn voor drie "terrestrische" habitattypen Natura 2000 instandhoudingsdoelen geformuleerd (Janssen & Schaminée 2003):

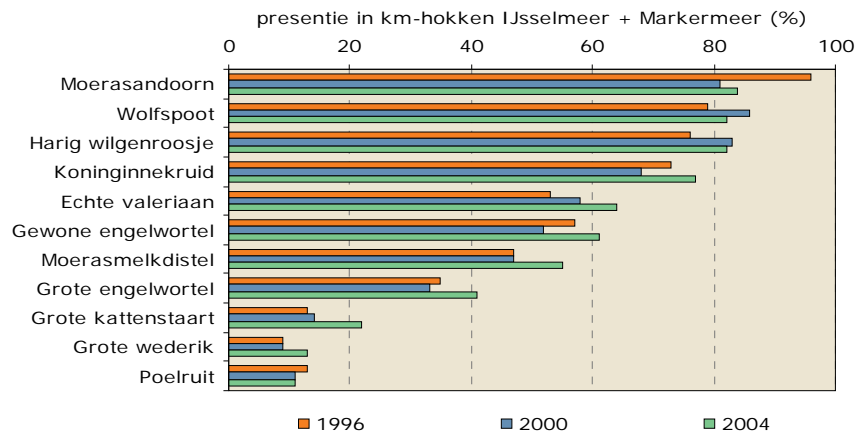
- "Ruigten en zomen": in het IJsselmeergebied gaat het om de ruigten behorend tot de plantengemeenschap van Harig wilgenroosje, in het bijzonder de brakke ruigten met Heemst;
- "Glanshaver- en vossenstaartgraslanden": het gaat hier om de Kievitsbloemgraslanden van het Zwarte Meer;
- "Overgangs- en trilveen": hoewel dit habitatype in het IJsselmeergebied ontbreekt, wordt hier de vegetatie waarin de Habitatrichtlijn-soort Groenknolorchis in voorkomt onder geschaard.

Ruigten en zomen

Natte en vochtige ruigten komen overal voor in de oevers van het IJsselmeergebied, zowel op natuurlijke als kunstmatige standplaatsen. De Natura 2000 gebieden IJsselmeer en Zwarte Meer zijn aangewezen voor onder meer dit habitatype. In de hoger gelegen delen van de rietlanden komen kruidenrijke vegetaties voor. De soorten van vochtige ruigten die in deze vegetaties thuishoren komen ook regelmatig voor in aanspoelselgordels en in de plasbermen van de verharde dijkeovers. Het voorkomen van de kenmerkende soorten, zoals Harig wilgenroosje *Epilobium hirsutum*, Koninginnekruid *Eupatorium cannabinum*, Echte valeriaan *Valeriana officinalis*, Moerasandoorn *Stachys palustris* en Grote engelwortel *Angelica archangelica*, fluctueert slechts licht in het IJsselmeer en Markermeer (figuur 5.3.1).

Figuur 5.3.1

FLORON vierjaarlijkse inventarisatie van km-hokken in IJsselmeer en Markermeer / IJmeer. Percentage van de geïnventariseerde km-vakken waarin de belangrijkste soorten van vochtige ruigte zijn aangetroffen in 1996, 2000 en 2004. (Beringen et al, 2005).



Als bijzonderheden in het IJsselmeer en het Markermeer komen plaatselijk ook soorten voor van brakke moerasruigten. Kenmerkende soorten van zulke ruigten, waaronder Echte heemst *Althaea officinalis*, Zilt torkruid *Oenanthe lachenalii* en Wilde selderij *Apium graveolens*, houden stand in het IJsselmeergebied ondanks de volledige verzoeting van het systeem (Figuur 5.3.2). Echte heemst is bij de inventarisatie van 2004 op twee plaatsen langs het Markermeer (nabij Amsterdam) gevonden, terwijl de andere twee soorten op diverse plaatsen langs de Friese west- en zuidkust werden aangetroffen. Het gaat hierbij ongetwijfeld om restpopulaties uit de Zuiderzee-tijd. Echte heemst groeit vrij algemeen in de brakke veengebieden ten noorden van Amsterdam, en waarschijnlijk zijn de groeiplaatsen langs de Noordhollandse Markermeerkust (Buiten-IJ bij Durgerdam, strekdam Zeeburg) onderdeel van dezelfde metapopulatie.

Soorten van vochtige ruigtevegetaties vestigen zich relatief snel in nieuw aangelegde oevergebieden, als de condities geschikt zijn. Bij de ontwikkeling naar wilgenbos, die in veel van dergelijke gebieden optreedt, verdwijnt de vegetatie echter weer na enige tijd. Langs het open water en in rietvelden waar voldoende dynamiek is houdt de soortenrijke ruigte zichzelf in stand. Voldoende dynamiek houdt in dat regelmatige overspoeling en inspoeling van voedselrijk water optreedt, waardoor accumulatie van organisch materiaal wordt voorkomen. Verhoging van de waterpeilen in het IJsselmeer hoeft daarom niet negatief te zijn voor de ruigten.

Figuur 5.3.2

FLORON vierjaarlijkse inventarisatie van km-hokken in IJsselmeer en Markermeer / IJmeer. Vakken met Echte heemst, Wilde selderij en Zilt torkruid in 1996, 2000 en 2004. (Beringen et al, 2005).



Kievitsbloemhooilanden

Een bijzonder type grasland, Kievitsbloem-hooiland, wordt aangetroffen langs het Zwarte Meer. In het voorjaar, vóór het hoge gras opschiet, kleuren de graslanden roze en wit van de bloeiende Kievitsbloemen *Fritillaria meleagris*. Het is een bolgewas dat in 's winters overstroomde graslanden langs rivieren voorkomt. De overheersende grassoorten Grote vossenstaart (*Alopecurus pratensis*) en Kamgras *Cynosurus cristatus* zijn kenmerkend voor dit type vochtige, vrij schrale graslanden (Weeda et al 1991).

Het zwaartepunt van de kievitsbloemhooilanden binnen Nederland ligt in de uiterwaarden van de Overijsselse Vecht en het Zwarte Water. De Kievitsbloem-populatie van het Zwarte Water is zelfs één van de grootste van Europa, en is internationaal van grote betekenis. Langs het Zwarte Meer komt een zeer kleine populatie van de Kievitsbloem voor in een poldertje dicht bij de monding van het Zwarte Water. In vroeger tijden (vóór 1950) kwam de soort ook voor in hooilanden op het Kampereiland, direct ten zuiden van het Zwarte Meer. In Nederland zijn Kievitsbloemhooilanden in de afgelopen halve eeuw sterk achteruitgegaan in kwaliteit en oppervlakte als gevolg van veranderingen in de landbouw, vooral met betrekking tot ingrepen in de waterhuishouding. Door het natuurbeheer van de resterende terreinen waarin de soort nog aanwezig is treedt er in de afgelopen tien jaar geen wezenlijke verdere achteruitgang meer op. In Kievitsbloemhooilanden is een hoge waterstand in de winter, waardoor inundatie optreedt met niet te voedselrijk water, van belang. Het terrein in het Zwarte Meer waar nog Kievitsbloemen groeien is bekaad, en er treed geen directe inundatie op. In de winter is er echter een hoge grondwaterstand. Als het IJsselmeerpeil verhoogd zou worden zullen buitendijkse terreinen vaker overstroomd worden met IJsselmeerwater. Het is de vraag of een toename van het inundatieregime, met name de kans op inundaties in de zomer, gunstig is voor de Kievitsbloem. Los van de eventuele gevolgen van een gewijzigd peilbeheer lijkt het haalbaar om een toename van de aantallen Kievitsbloemen in de oeverlanden van het Zwarte Meer te bereiken door natuurbeheersmaatregelen als verschalingsbeheer en aanpassing van het waterregime. Er liggen zeker kansen voor de uitbreiding van het areaal Vossenstaart-graslanden, waarin Kievitsbloemen zich zouden kunnen vestigen, als het beheer in de buitendijkse zomerpoldertjes geëxtensiveerd wordt.



Echte Heemst
Foto Hugo Coops



Kievitsbloem
Foto Hugo Coops

Overgangs- en trilveen

Voor het habitatype overgangs- en trilveen is een Natura2000 instandhoudingsdoel geformuleerd in de oevergebieden langs de Friese westkust. Op de Makkumer Noordwaard komt soortenrijke moerasruigte voor waarin een kleine populatie van de Groenknolorchis *Liparis loeselii*, een Annex II-soort, wordt aangetroffen. Deze soort is kenmerkend voor bijzondere overgangsmilieus tussen natte en droge, tussen kalkrijke en kalkarme, en tussen voedselrijke en voedselarme bodems. Ook een aantal andere bijzondere soorten die in dergelijke milieus voorkomen, zoals Moeraskartelblad *Pedicularis palustris* en Ronde zegge *Carex diandra*, worden in de nabijheid gevonden. Toch is het duidelijk dat hier geen sprake is van een veenvormend milieu: door de hoge dynamiek en grote productiviteit wordt het meeste organisch materiaal dat op de bodem valt volledig afgebroken (Kiwa 2007).

Voor het habitatype van overgangs- en trilveen lijken op de Makkumerwaard niet de voorwaarden aanwezig te zijn vanwege de regelmatige overstroming en voedselrijkdom. Oorspronkelijk (vóór de afsluiting van de Zuiderzee) lagen hier zandige wadplaten. Na de afsluiting ontwikkelde zich een rietmoeras op de schrale bodem, waarin de ontzilting nog steeds gaande is (Slager & Smit 1988). In het gebied komen de gradiënten droog – nat, kalkrijk – kalkarm en voedselrijk – voedselarm veelvuldig voor. Dit soort situaties is kenmerkend voor veel voormalig zoute gebieden, zoals in primaire duinvaleien op de Waddeneilanden, de vroegere kweldergebieden in de Lauwersmeer en in de Zeeuwse delta. Er worden in de buitendijkse gebieden langs de Friese westkust diverse soorten aangetroffen die kenmerkend zijn voor primaire duinvaleien, zoals Rond wintergroen *Pyrola rotundifolia*, Sierlijk vetmuur *Sagina nodosa*, Rietorchis *Dactylorhiza praetermissa* en Fraai duizendguldenkruid *Centaureum pulchellum* (Beringen et al 2005). Hoewel dit habitatype strikt genomen niet in de Natura2000 beschrijvingen is opgenomen, lijkt hier het wel één van de belangrijke natuurwaarden van de Friese IJsselmeerkust te vertegenwoordigen (Kiwa 2007).

De te verwachten toekomstige ontwikkeling is sterk afhankelijk van het interne beheer in deze gebieden. Er treedt al enige decennia een sterke bosvorming op in de buitendijkse gebieden, een trend die zeker zal worden voortgezet. Door maaibeheer worden delen van de rietruigte open gehouden, waardoor de soortenrijke vegetatie in stand gehouden wordt. Op langere termijn zullen veranderingen in het overstromingsregime een belangrijke rol gaan spelen. Stijging van het waterpeil zal leiden tot toename van inundatie met (voedselrijk) IJsselmeerwater. Dit zal negatieve consequenties hebben voor het relatief voedselarme moerastype en de instandhouding van de gradiëntrijke milieus.

5.3.2 Nieuwe oevers: flora van de dijken, vooroevers

Hugo Coops

Een groot deel van het IJsselmeer heeft harde oevers. Ter verdediging van het land is op de oeverlijn constructies van stortsteen of ander verdedigingsmateriaal aangebracht. Natuurlijke, begroeide oevers overheersen langs de Friese Westkust, de oude-land oevers van Zwarte Meer, Ketelmeer en een groot deel van de randmeren. Figuur 5.3.3 laat zien dat de verharde oevers over het algemeen een groter aandeel hebben in de totale oeverlengte. Dit beeld wordt nog vertekend doordat natuurlijk begroeide oevers veel meer een grillig verloop met inhammen en zijkreken vertonen dan de vaak kaarsrechte steenoevers. Deze situatie is ongunstig omdat op de 'zachte' land-waterovergangen ecologisch gezondere omstandigheden heersen. In een onverharde, met helofyten (zoals riet en biezen) begroeide oever is de contactzone tussen land en water veel uitgebreider dan langs de rechte lijnen van stenen oevers. Hierdoor hebben vissen meer toegang tot ondiep, begroeid water, en bovendien vormen moerasoevers aantrekkelijk broedgebied voor tal van moerasvogels. De soortenrijkdom van hogere planten is beduidend lager in 'harde' oevers: bij de inventarisatie van de oevers van het IJsselmeer en Markermeer werden in drie inventarisatieronden (1996, 2000 en 2004) in km-vakken met voornamelijk 'harde' dijk-oevers gemiddeld 65 plantensoorten gevonden, terwijl in vakken met 'zachte' oevers dit aantal 110 was (Beringen et al, 2005).

Overigens herbergen de harde oevers wel degelijk natuurwaarden. Stortstenen onderwater-oevers vormen paai- en opgroeigebied voor jonge vis (bijvoorbeeld Spiering). In de ruigtebegroeiing op stortstenen plas-drasbermen komen soms interessante plantensoorten voor vanwege de hoge dynamiek en het ontbreken van verstoring, terwijl de bloemrijke begroeiing ook veel insecten trekt. De groeiplaatsen van de brakwatersoort Heemst *Althaea officinalis* langs het Markermeer zijn op dergelijke plekken te vinden. In het water tussen de stortsteen plasberm langs Markermeer en IJsselmeer komen hier en daar kranswieren voor. Verder kan zich op oudere steentaluds, vaak in de spatwaterzône, een interessante mos- en korstmosbegroeiing ontwikkelen (zie intermezzo).

Figuur 5.3.3

Aandeel van verharde en helofytenoevers in de waterlichamen van het IJsselmeergebied. Lengtes zijn vastgesteld m.b.v. Google Earth (1000 m hoogte, resolutie 20 m; exclusief havens; Zwarte Meer exclusief biezenvelden in het open water).



Natuurontwikkelingsprojecten IJsselmeergebied

Door de grotendeels harde oevers grenzend aan vrij diep water is het areaal oevermoeras in vrijwel het gehele IJsselmeergebied een knelpunt. Om de oeverlengte en het moerasoppervlakte uit te breiden is er vanaf 1989 een twintigtal natuurontwikkelingsprojecten uitgevoerd in het IJsselmeergebied. De totale oppervlakte van de 'nieuwe moerassen' is nu meer dan 1600 ha (figuur 5.3.4), en varieert voor de afzonderlijke projecten van minder dan een halve hectare (Abbert I) tot 800 ha (IJsselmonding). In tabel 5.3.1 staat een overzicht van gerealiseerde oeverprojecten.

Tabel 5.3.1

Overzicht van gerealiseerde oeverprojecten in het IJsselmeergebied.

natuurontwikkelingsproject	Periode van aanleg	Oppervlakte en lengte gerealiseerde rietoever	bijzonderheden
Abbert I	1989	0,5 ha	Kleine zandplaat, opgenomen in Abbert II
Polsmaten	1989/1990	6 ha; 1,0 km	Zoneringsdam met zandplaat
Onderdijk	1991/1995-1996	120 ha; 3,5 km	(schier)eilanden binnen dammen
Houtribdijk	1992	3 ha	
Horsterdam	1992	1 ha	Damsegmenten
De Visdief	1992	0,4 ha	Zandplaat, biotoop grondbroeders
Workumerbuitenwaard	1992		Onverdedigde zandsuppletie
Mirnserklijf	1993-1994	8 ha	4 zandeilanden
Bocht van Molkwerum	1994-1995	19 ha	Zandplaat
Abbert II	1994/1995	15 ha; ca. 6 km	Ca 120 zandeilandjes
It Soal	1995/1997	9 ha	Scheidingsdam en 2 zand-platen (0,6 ha boven water)
Vossemeer	1997-2000	100 ha; ca. 2 km	Ca 200 kleibulten
IJsselmonding	1997 / 2001-2006	800 ha	zand/slikeilanden
Natte As Harderwijk	2000-2005	230 ha	Ca. 10 eilanden
Schuitenbeek	2001-2006	60 ha; 0,2 km	Dam met luwtegebied, ondieptes
Waterlandse Kust	2002-2005	60 ha	Zanddam met ondiep water
De Kreupel 1 ^e fase	2003-2004	20 ha	Zandeilanden
Luwtegebied Oostvaardersdijk	2005-2006	9,5 ha	Dam met grondplaat
Diemervijfhoek	2005-2007	50 ha	Moeraseiland

Bijna alle natuurontwikkelingsprojecten bestaan uit nieuw gecreëerde land-water overgangen, die zijn gevormd door het ophogen van de bodem. Hierbij ontstaan plas-dras gebieden die geheel of gedeeltelijk overstroomd raken bij hoge- en droogvallen bij lage waterstanden. Het tijdstip en de tijdsduur van overstroming en droogval, in combinatie met de gebruikte grondsoort, zijn bepalend voor de vegetatie-ontwikkeling in deze gebieden. Er treedt een snelle ontwikkeling op naar riet- en biezenmoeras, ruigte en/of wilgenbos. Door het ontwerp van het gebied (variërende hoogteliggingen, vullingsmateriaal, al of niet aanplanten, en dergelijke) kan in principe gestuurd worden op de te bereiken vegetatiedoelen. Van de aangelegde gebieden kan geleerd worden in hoeverre de ontwikkeling in de hand gehouden kan worden.

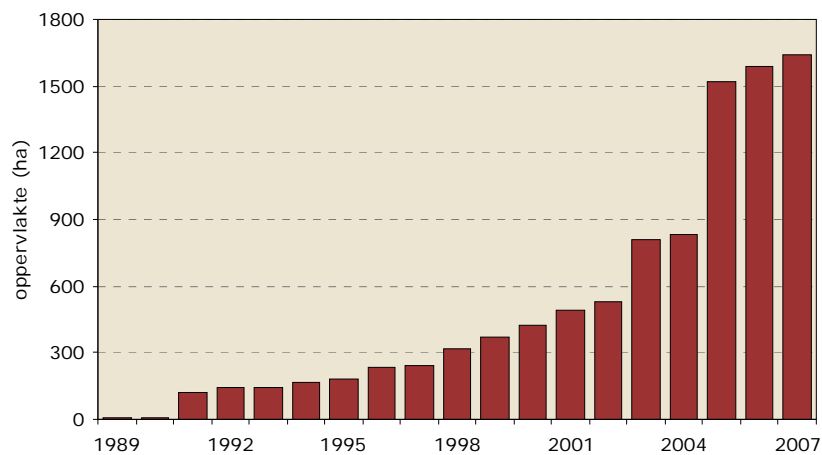
In 1989 werd begonnen met de aanleg van de slikplaat Polsmaten in het Veluwemeer, een van de eerste natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied. In het gebied werd een 6 ha grote zandplaat opgespoten, tegen erosie beschermd door een 450 m lange strekdam. Op de zandplaat werden riet en biezen gepoot. Op de plaat ontstond binnen enkele jaren een zoneringsdam met struweelsoorten, riet- en biezenruigte (waaruit de biezen recent geheel door het riet verdrongen zijn), en een zone met pioniervegetatie op kale, laaggelegen slikbodem. Het jaarlijks verwijderen van wilgenopslag voorkwam dat struweel de overhand kreeg, en graas door watervogels (zwanen, ganzen) dat de rietbegroeiing ver de plaat op groeide. De natste, laaggelegen zone bleef slechts spaarzaam met eenjarige planten begroeid. Daardoor heeft het gebied een grote aantrekkingskracht voor steltlopers, zoals Lepelaars en Grote zilverreigers. In de rietbegroeiing broeden veel Knobbelswanen. Naast de betekenis voor watervogels, heeft Polsmaten een functie als scheiding tussen recreatiewater en het beschermd natuurgebied in het noordelijke deel van het Veluwemeer.

In 1989 werd ook een kleine zandplaat opgespoten in het Drontermeer, Abbert I. In 1994 werden in het project Abbert II ongeveer 100 kleine "poffertjes" met een doorsnede van zo'n 5 m aangelegd. Op enkele eilandjes is riet aangeplant. In totaal zijn zo'n 90 eilandjes begroeid geraakt. Op de meeste eilandjes heeft zich

een rietgordel gevormd rondom de hoge kern, waardoor er een gezamenlijke lengte van 4 km aan rietoevers is gecreëerd. Het riet groeit maar moeizaam het water in, behalve in een afrasteringsproef op enkele eilandjes. Hier is het riet tot 20 m ver het ondiepe water ingegroeid. Daardoor is duidelijk dat begrazing door watervogels (vooral ganzen) van eminent belang is voor de rietgroei. Na de "poffertjes" werd in 1997 begonnen met de aanleg van "oliebollen" in het Vossemeer. Een groot aantal bolvormige eilandjes (ruim 300) werd aangelegd met klei uit de Flevopolder. Doordat de klei geconsolideerd was, vond er veel minder inzinking van de kleibulten plaats dan was voorzien, waardoor ze hoog boven het water uit bleven steken. De bulten zijn grotendeels begroeid met ruigtevegetatie en allerlei soorten bomen, terwijl de oevers bestaan uit kaal slik. Er zijn ca. 250 eilandjes overgebleven met een gezamenlijke oeverlengte van ca. 5 km. De ontwikkeling van rietmoeras in dit project was minder succesvol, daar er geen rietkragen van betekenis zijn ontstaan.

Figuur 5.3.4

Toename oppervlakte natuurontwikkelingsprojecten IJsselmeergebied



Het project IJsselmonding was een grootschalig vervolg op de projecten in de Veluwerandmeren en het Vossenmeer. Een experimentele plaat (Ramspolplaat) werd aangelegd in 1997, gevolgd door de aanleg van vijf andere platen in de periode 2001-2006. Zand dat vrijkwam bij het graven van de saneringsput in het Ketelmeer (IJsseloog) is opgespoten binnen gedeeltelijk erodeerbare kaden. De platen vormen als het ware een nieuwe, kunstmatige delta van de IJssel. De doelstelling van het ontwikkelen van een riet- en biezemoeras bleek, na de aanleg van de Ramspolplaat, niet zonder meer te lukken: hier ontwikkelde zich een begroeiing van dicht wilgenbos, ruigtes en kale bodem, waarop riet zich slechts spaarzaam heeft gevestigd. Ook op de andere platen is eerder de ontwikkeling van wilgenbossen dan van uitgestrekt rietmoerassen te verwachten.

Riet en biez

Veel natuurwaarden in de oevers van het IJsselmeergebied zijn verbonden aan rietmoerassen. Van oudsher belangrijke buitendijkse moerasgebieden zijn te vinden langs de Friese IJsselmeerkust (Makkumerwaard, Kooiwaard, Mokkebank), het Ketelmeer en het Zwarte Meer. In de IJsselmonding zijn riet- en biezenvelden al ver voor de afsluiting van de Zuiderzee ontstaan. Riet en Mattenbiezen vormden een belangrijke economische steunpilaar voor plaatsen als Genemuiden

en Kampen. In de laatste decennia echter is de riet- en biezeenteelt sterk achteruitgegaan. Dit kwam door de verminderde winstgevendheid van het gewas, maar meer nog door het verdwijnen van de biezenvelden en verwaarlozing of verkeerd beheer van rietbestanden. In het Ketelmeer zijn de biezenvelden nagenoeg verdwenen (figuur 5.3.5), in het Zwarte Meer zijn er nog redelijke bestanden in het meest oostelijke deel van het meer te vinden.

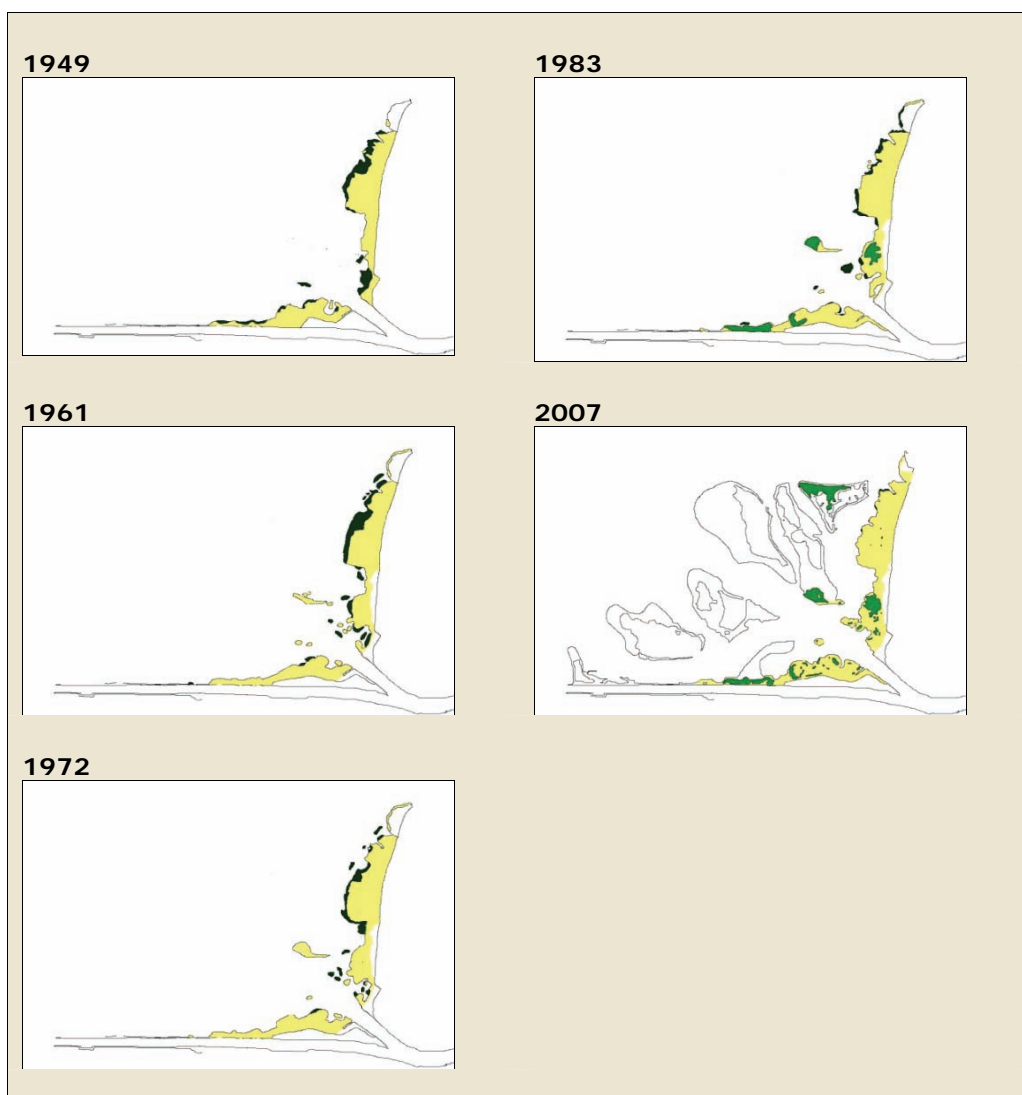
De doelstelling bij ontwikkeling van nieuwe oevermoerassen is natuurlijk niet om de riet- en biezenecultuur weer te doen herleven, maar om een belangrijk habitat voor allerlei organismen te herstellen. Bij de aanleg van nieuwe oevers zijn factoren als overstromings- en droogvalfrequentie en grondsoort van belang om de juiste condities te scheppen voor de vestiging van riet en biezen. Voor Mattenbies zijn de vestigingsomstandigheden bij de huidige peilen in het IJsselmeergebied ronduit ongunstig: de plantjes kiemen in de zomer op plas-dras bodem of in zeer ondiep water en groeien op in relatief diep water, waar ze weinig last hebben van andere oeverplanten en van grazende watervogels. Ook voor Riet zijn watervogels een belangrijk knelpunt voor de overleving na kieming. De zaden van riet kiemen ook op plas-dras bodems, maar de jonge planten kunnen niet overleven als ze overstroomd worden. Een lange periode met weinig overstroming is dan ook vereist om Rietplanten te laten overleven. In de praktijk gebeurt dat alleen op de hogere delen van oevers, waar veel andere plantensoorten, zoals wilgen, met Riet concurreren om een plaatsje te bemachtigen. Als wilgen doorgroeien tot struweel of bos, overschaduwen ze alle andere planten, die dan het loodje leggen.

Daar waar Riet het wel redt, omdat de overstromingscondities gunstig zijn, kunnen watervogels door het opgraven van de wortels of het opeten van de jonge scheuten korte metten maken met een zich ontwikkelende begroeiing. Uit afrasteringsproeven (onder andere in De Abbert) is gebleken dat de vestiging van Riet in de lagere oever geheel door watervogels gestuurd wordt.

Op verscheidene plaatsen zijn pogingen gedaan Riet en biezen te laten ontwikkelen door aanplant. Dit geeft ze een voorsprong op andere planten. Vooral nog blijkt dit te werken met Riet (mits er niet te veel vraat door watervogels optreedt), maar op de lange duur is het niet zeker of dit duurzaam is. Ook wordt vaak de houtige opslag verwijderd, waardoor een opener milieu ontstaat waar, mits de bodem nat genoeg is, weer plaats is voor Riet.

Figuur 5.3.5

Ontwikkeling van de oostoever van het Ketelmeer tussen 1949 en 2007. Legenda: geel = riet/rietruigte; donkergroen = biezenvelden; lichtgroen = struweel/bos.

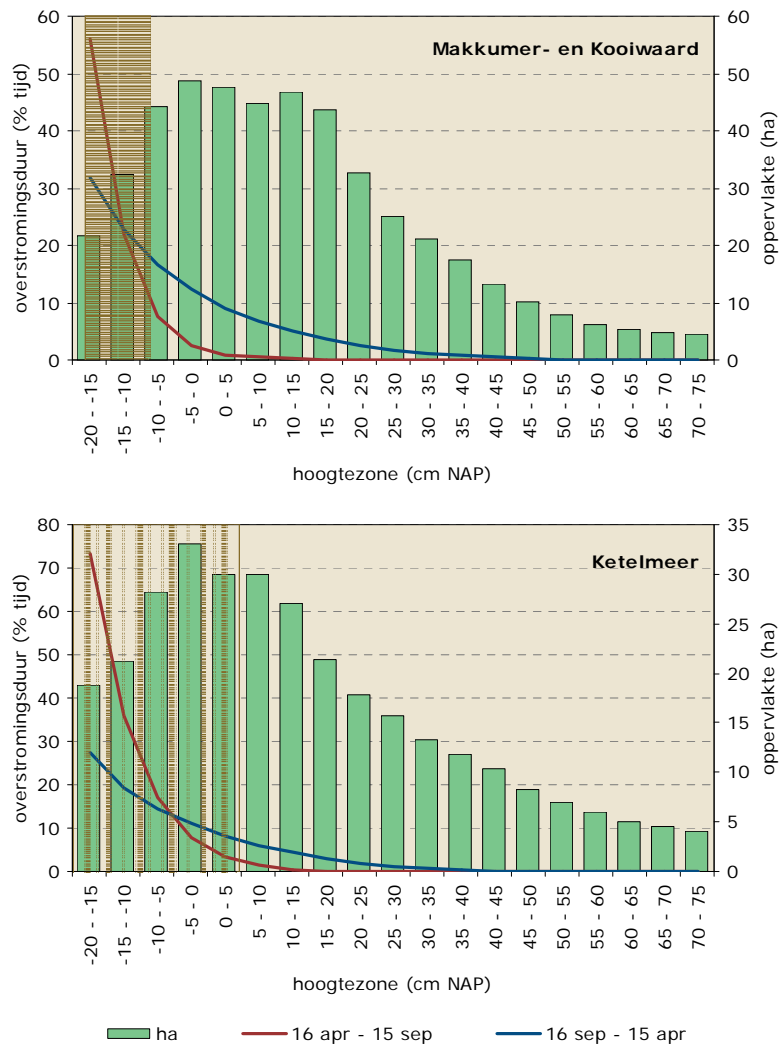


Toekomstbeeld?

De bestaande Rietgordels zijn teruggedrongen tot een beperkte zône langs de oevers. Bij nadere beschouwing van de vegetatie van de Makkumerwaard (figuur 5.3.6) blijkt dat natuurlijke rietbegroeiing voorkomt in beschutte oevers in de zône tussen de waterlijn bij gemiddeld zomerpeil en het waterpeil dat in de zomer in 5% van de tijd bereikt wordt; deze grenzen lijken zeer stabiel te zijn. Hoger dan de gemiddelde zomer-waterlijn overheerst wilgenstruweel en moerasruigte, behalve daar waar de begroeiing periodiek wordt gemaaid. Het zal duidelijk zijn dat de perspectieven voor de oevervegetatie bij een peilverhoging in het IJsselmeer niet onverdeeld gunstig zijn. Bestaande riet- en biezenbestanden zullen zwaar onder druk komen te staan en mogelijk verdwijnen. Riet zou mogelijk hogerop de oevers, waar nattere omstandigheden gaan heersen, de moerasruigtes kunnen vervangen. Kansen voor nieuwe rietmoerassen liggen vooral in natuurontwikkelingsgebieden, vooral als de winterpeilen veel meer zullen stijgen dan de zomerpeilen.

Figuur 5.3.6

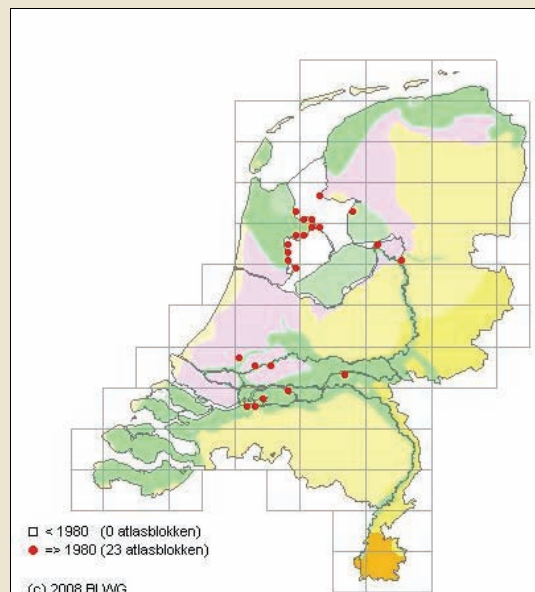
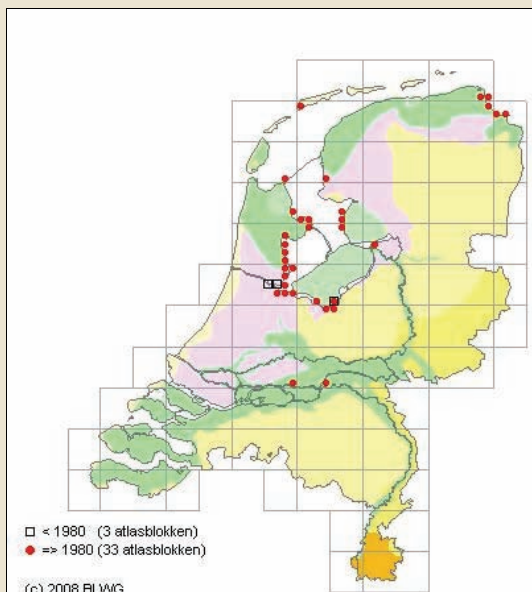
Hoogteligging van buitendijks land in de Makkumer- en Kooiwaard (boven) en het Ketelmeer (onder) en de gemiddelde overstromingsduur (in % van de tijd, respectievelijk bij zomerpeil en winterpeil per hoogtezone). De zône waarin riet optimaal voorkomt is in de figuren aangegeven. Bij peilverhoging verschuiven de inundatielijnen in de figuur naar rechts.



INTERMEZZO: Zeldzame korstmossen op de dijken

De meren in het IJsselmeergebied hebben een totale oeverlengte van meer dan 800 km (figuur 5.3.3). Ongeveer 70% van die oevers, zo'n 575 km, is verhard. Hoewel de dijken geen natuurlijk habitat vormen, bieden ze een onderkomen aan uitgebreide levensgemeenschappen. Veel van de soorten uit deze gemeenschappen, zowel planten als dieren, zouden zonder dit habitat niet in het gebied kunnen leven, zodat de dijken een duidelijk aandeel hebben in de ecologische diversiteit van het gebied.

Onder water is er een wisselwerking tussen dit on-Nederlandse habitat en de exoten onder de macrofauna, zoals in paragraaf 5.4 nader wordt gepresenteerd. Maar ook het aandeel van bijv. zoetwatersponzen, mosdiertjes en poliepen in de gemeenschappen van de meren is erdoor vergroot. Boven water leven tussen de stenen bijzonderheden als rotsspringers en Zwartkoppissebedden (Berg 2008; Soesbergen 2008). De flora van de stenen bestaat vooral uit lagere planten; algen, mossen en korstmossen. Vaak is een zoneringspatroon te herkennen die onder water begint bij het groenwier *Cladophora*, daarboven het roodwier *Bangia* onder in de spatzone, en boven water vervolgens korstmossen en mossen. Veel meer dan onder water is de soortensamenstelling van deze gemeenschap van mossen en korstmossen afhankelijk van de steensoort die bij de constructie van de dijk is gebruikt. Zure steen, zoals basalt en graniet, herbergt andere soorten dan basisch kalksteen. Bijzonder rijk zijn een aantal dijkvakken die nog de achttiende eeuwse bekleding van graniet of kalksteen hebben, mede dankzij het brakke verleden van het gebied. De oude Zuiderzeedijk van Nijkerk, die uit graniet bestaat, is nog steeds één van de drie hotspots in Nederland voor een gemeenschap van korstmossen van graniet. Nog steeds zijn er relictten van voor de afsluiting aanwezig als Zeedambordje *Aspicilia leproscens*, Gewoon Kusttakmos *Ramalina siliquosa* en Zeedakpanmos *Anaptychia runcinata*, bedreigde Rode lijstsoorten die in Nederland alleen voorkomen op de drie hotspots: de granieten dijkvakken bij Nijkerk, in de haven van Terschelling en bij Delfzijl. Sommige soorten zijn minder aan de kust gebonden en komen ook voor op hunebedden, zoals Wrattig Dambordje *Aspicilia grisea* (eveneens een bedreigde Rode Lijstsoort), Schaakbordje *A. verrucigera* en Hunebeddambordje *A. cupreogrisea*. De laatstgenoemde is in Nederland zelfs alleen bekend van de dijk van Nijkerk en van een drietal Drentse Hunebedden. Dat is interessant, omdat bij de overhaaste vervanging van de oude houten dijkbekleding, die in 1732 was vernield door de paalworm (zie par. 2.1.6), naast zwerfstenen ook stenen uit hunebedden zijn gebruikt.



Verspreidingskaarten van een "oud" en een "nieuw" karakteristiek korstmos van de dijken in het IJsselmeergebied: Zeedambordje *Aspicilia leproscens* (links) en Waterzwelmos *Leptogium plicatile* (rechts; Bryologische en Lichenologische Werkgroep BLWG).

De oude kalksteenbekleding van de dijk bij Andijk, die helaas recent door beton is vervangen, was rijk begroeid met enkele zwartgekleurde korstmossen, waaronder de elders in Nederland zeldzame soorten Waterzwelmos *Leptogium plicatile* en Bolletjes-Geleimos *Collema fuscovirens*. Gelukkig groeien deze soorten ook op het kalksteen dat bij de recente bekleding als stortsteen op de dijkvoet gebruikt is, en daarmee groeit een zeer groot aandeel in de Nederlandse bestanden van deze soorten op de dijken van IJsselmeer, Markermeer en Ketelmeer. Andere zeldzame soorten, zoals de relictsoorten van de granieten taluds, blijken minder goed bestand tegen vervanging van de dijkbekleding. Transplantatieproeven waarbij oude stenen werden overgezet in de nieuwe bekleding (bijv. Amstelmeerdijk) hadden teleurstellende resultaten. Ook overgroeiing van de oude taluds, zoals bij Nijkerk mede onder invloed van natuurontwikkeling (Schuitenbeekmonding) plaatsvindt, kan een bedreiging vormen. De toekomst van een waardevol deel van de korstmosgemeenschappen is daardoor erg onzeker. Toch groeien er hier en daar ook bijzondere soorten op de nieuwe dijken. Recent zijn spectaculaire vondsten gedaan van de Heldere Schotelkorst *Lecanora subaurea* en de als uit Nederland verdwenen geldende Grote Zeepkorst *Placopsis gelida* op basaltbokken bij de Ramspol, Noordoostpolder. Voor beide is dit momenteel de enige vindplaats in Nederland (Timmerman 2009).



Zwarte plakkaten op de stortstenen langs de waterlijn bij Lelystad: het zeldzame Bolletjes-geleimos *Collema fuscovirens*. Foto's Mervyn Roos.

5.4 Macrofauna

De gemeenschappen van ongewervelde dieren in het IJsselmeergebied zijn sterk aan veranderingen onderhevig geweest. Met name de gevolgen van eutrofiëring speelden hierbij een grote rol.

Zuurstoftekorten in combinatie met onder meer hoge pH en ammoniakvorming hebben het bodemleven in de jaren zeventig en tachtig ernstig verarmd, met name in de Veluwerandmeren. Na verbetering van de waterkwaliteit keerden Driehoeksmosselen hier terug, om vervolgens bij te dragen aan verdere verbetering door filtratie.

In het Markermeer zijn de dichtheden van mosselen begin jaren negentig sterk afgenomen, met negatieve gevolgen voor de voedselbeschikbaarheid voor vogels en voor de helderheid van het water. De verslechtering hing waarschijnlijk samen met een combinatie tussen de hoge sliblast van het Markermeer, de afname van de voedselrijkdom en mogelijk de opwarming van het water. In 2007 werd ook in het IJsselmeer een sterke afname van de mosseldichtheden geconstateerd, met een gedeeltelijk herstel in 2008.

Andere grote veranderingen betroffen de komst van nieuwe exoten, waaronder de Kaspische Slijkgarnaal en de Reuzenvlokreeft, die beide negatieve effecten hadden op de ruimtelijke diversiteit van de overige macrofauna. Ze komen echter vooral op de stenen oeverbeschoeiing van de meren voor, en hebben minder invloed gehad op de diversiteit en abundantie van meer wijd verbreide soorten dan eerder werd aangenomen.

Twee recent gearriveerde tweekleppigen, de Aziatische korfmossel en de Quagga-mossel, koloniseren in snel tempo het IJsselmeergebied en kunnen in het IJsselmeer en Markermeer mogelijk een deel van de afname van de Driehoeksmossel compenseren.

Ongewervelde dieren in het zoete water worden veelal in enkele categorieën ingedeeld. Deze categorieën hebben geen wetenschappelijke (taxonomische) maar een puur praktische betekenis bij bemonsteringen en rapportages, bijvoorbeeld zoöplankton, zoëbenthos en ook "macrofauna". Onder macrofauna vallen alle soorten die groter zijn dan ca. 2 mm, dus geen watervlooien, roeipootkreeftjes, raderdiertjes e.d., maar schelpdieren, vlokreeften, bloedzuigers, insektenlarven e.d. Twijfelachtige groepen zijn o.a. mosselkreeftjes (ostracoden) en spoelwormen (nematoden), terwijl groepen vastzittende dieren vaak in de lijsten ontbreken door de gekozen bemonsteringstechnieken, bijvoorbeeld sponzen, poliepen en mosdiertjes. Recent zijn in het IJsselmeergebied ongeveer 200 soorten uit de categorie macrofauna aangetroffen (exclusief ostracoden en nematoden). Deze zijn als volgt verdeeld over de taxonomische groepen:

Tabel 5.4.1

Globale verdeling van het aantal inheemse soorten en exoten per taxonomische groep, dat sinds 1992 bij bemonsteringen in het IJsselmeergebied is aangetroffen.

	inh	ex		inh	ex
Sponzen	2	-	Juffers, libellen	3	-
Holtedieren	3	2	Wantsen	4	-
Platwormen	5	1	Kevers	3	-
Bloedzuigers	8	-	Vedermuggen	40	-
Borstelwormen	17	1	Kokerjuffers	10	-
Vlokreeften, slijkgarnalen	2	4	Overige insecten	5	-
Kreeften, krabben, garnalen	3	4	Spinnen, mijten	15	1
Pissebedden	2	3	Tweekleppigen	15	3
Haften	5	-	Slakken	20	2

Al deze dieren hebben hun rol in het ecosysteem. Met betrekking tot de invloed op de rest van het ecosysteem springt vooral de rol van de filteraars in het oog, omdat die de waterkwaliteit kunnen beïnvloeden. De verdeling van de rollen kan door elkaar worden geschud door de komst van nieuwe soorten uit het buitenland, de zogenaamde exoten. Deze twee groepen worden daarom hierna apart belicht, met een zekere overlap, omdat enkele belangrijke filteraars eveneens exoten zijn.

5.4.1 Het mosselfilter

Veel macrofaunasoorten komen aan de kost door het water te filteren en daar eetbaar materiaal, met name fytoplankton en klein zoöplankton, uit te halen. Dat kan passief, door simpelweg tentakels of meer complexe filterapparaten in de stroming te brengen. Maar in het stilstaande water van de meren gebeurt het vooral actief, dat wil zeggen het betreffende dier wekt zelf, meestal met behulp van trilharen, een waterstroom op die voedsel aanvoert. Dit zijn weinig mobiele soorten, vaak vastgehecht aan een harde ondergrond. Voorbeelden van filteraars zijn sponzen, poliepen en mosdiertjes die bijvoorbeeld veel op de stenen langs de oevers voorkomen, en tweekleppige schelpdieren op de bodem. Door het relatief grote formaat en de hoge dichtheden op de bodem zijn het vooral die tweekleppigen die een bijdrage leveren aan de waterkwaliteit. Niet alleen worden algen via filtratie uit de waterkolom verwijderd, het overige, onverteerbare materiaal wordt met slijm samengekit tot "pseudofaeces" (een soort uitwerpselen), die worden uitgescheiden en naar de bodem zinken. Bij een voldoende hoge dichtheid van de schelpdieren heeft dit een positief effect op de helderheid van het water.

Verscheidenheid aan tweekleppigen

Vanouds komen er op de bodem van het zoet water in Nederland twee groepen mosselen voor: de grote zwanenmosselen (Unionidae, ook wel "Najaden"): in het IJsselmeergebied twee dikschalige Unio-soorten en drie dunschalige *Anodonta* en *Pseudanodonta*-soorten) en de zeer kleine erwtenmosselen (*Sphaerium* spp. en *Pisidium* spp.). In 1826 kwam daar de Driehoeksmossel bij, in 1895 de Brakwatermossel *Mytilopsis leucophaea* (Noordzeekanaal en omgeving, maar nauwelijks in het IJsselmeergebied zelf). Recenter, in 1988, kwamen de korfmosselen *Corbicula fluminea* en *C. fluminalis* (Aziatische en Toegeknepen Korfmossel) en tenslotte in 2006 de Quagga-mossel *Dreissena bugensis*. De



Autowrakken die uit het water zijn gehaald bij de Houtribsluizen; ideaal substraat voor mosselen. Foto's John van Schie.

Dreissena's onderscheiden zich van de inheemse soorten door het bezit van een planktonisch larve-stadium, waardoor het kolonisatievermogen zeer groot is. Al deze tweekleppigen zijn filteraars. De filtratiecapaciteit hangt onder meer af van het formaat van de mossel, de temperatuur en de concentratie en samenstelling van het voedsel (zwevend stof, seston). Het effect op de waterkwaliteit hangt vervolgens ook af van de dichtheid van de schelpdieren op de bodem. Omdat de dichtheden bij de Driehoeksmossel (en de Quagga-mossel) relatief hoog zijn (tot duizenden per m²) is het in het algemeen deze soort waaraan effecten op de waterkwaliteit worden toegeschreven. Terwijl een Driehoeksmossel van 2 cm in de zomer ongeveer een liter water per dag filtert (Reeders 1989, Reeders & Bij de Vaate 1992, Reeders *et al.* 1989), kan de capaciteit voor een zwanenmossel van 10 cm oplopen tot zo'n 5 liter per dag (Mc Ivor 2004). Lokaal kunnen de zwanenmosselen dus aanvullend effect hebben, maar de gemiddelde dichtheden van de oudere zwanenmosselen zijn veel lager dan die van de Driehoeksmossel. Recent zijn in de randmeren bovendien hoge dichtheden van korfmosselen aangetroffen, zodat ook die een rol moeten zijn gaan spelen voor de helderheid van het water.

Ontwikkelingen van de Driehoeksmosselpopulaties

De populaties van de Driehoeksmossel in de meren kenmerkt zich door grote veranderingen. Hoewel het dier van oorsprong niet inheems is, is de soort al sinds lang ingeburgerd. De eerste vondsten werden, onder de naam *Mytilus lineatus*, gerapporteerd van enkele riviertjes rond Leiden en van het Haarlemmermeer, dat toen nog niet was drooggelegd (Waardenburg 1827; Van Benthem-Jutting 1943). Het was één van de eerste zoetwatersoorten die het IJsselmeer koloniseerde na de afsluiting in 1932. De eerste twee jaar na die afsluiting werden nog zoutwatersoorten gevonden, maar nadat het water zoet was geworden arriveerde de Driehoeksmossel, direct na het "schelpdiervacuüm" van 1935 (van Benthem Jutting 1954). Sindsdien heeft hij in de latere compartimenten IJsselmeer en Markermeer waarschijnlijk niet meer ontbroken.

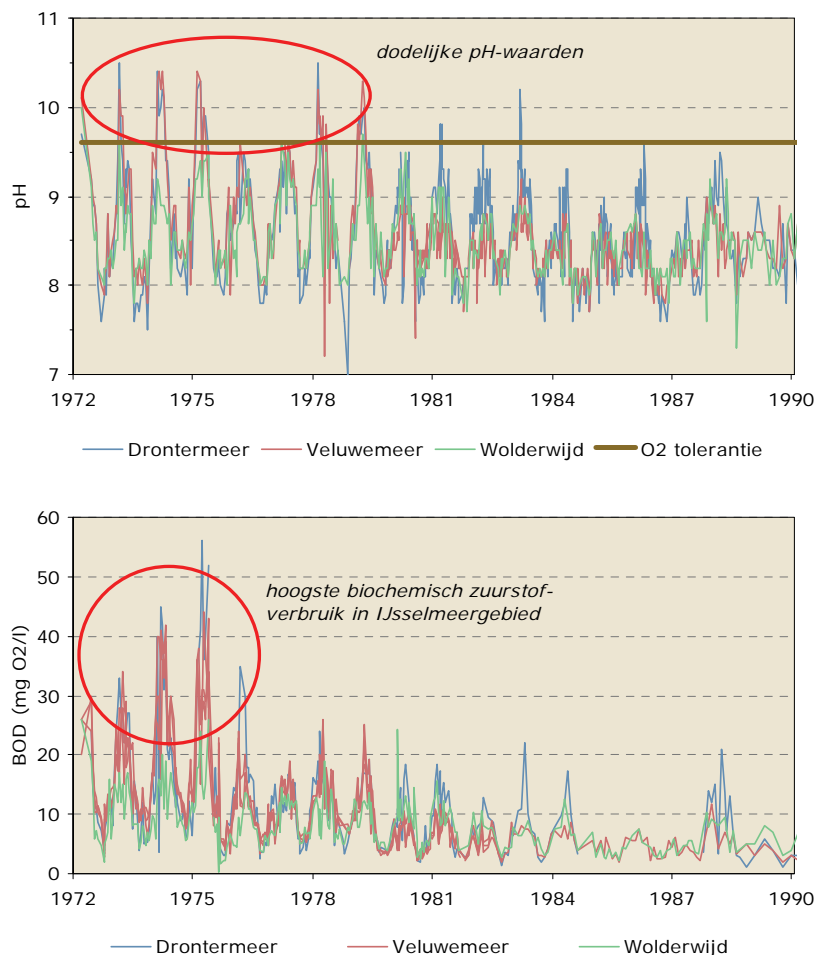
Afwezigheid in de IJssel en de randmeren jaren zeventig

Dat is anders in de rivieren en in de randmeren. Gedurende de periode van de zwaarste vervuiling van de rivieren werd in 1975 begonnen met een reeks bemonsteringen van stenen op een aantal locaties. De eerste jaren konden met moeite enkele Driehoeksmosselen op die stenen worden gevonden, soms in het geheel geen. De lage dichtheden werden in verband gebracht met hoge gehalten van zware metalen en lage zuurstofgehalten (van Urk 1976; van Urk & Marquenie 1989). In de Veluwerandmeren, waar in de jaren zestig een grote populatie floreerde (Leentvaar 1961), verdwenen de mosselen, waarschijnlijk rond 1970. Hier was dit waarschijnlijk een gevolg van een ongunstige situatie op de bodem als gevolg van een grote hoeveelheid dode algen die zich op de bodem verzamelde. Het biochemisch zuurstofverbruik in het Veluwemeer en Drontermeer was nergens in de regio hoger dan hier, terwijl het zuurstofverzadigingspercentage al in juli onder de 100% zakte (par. 4.5). Door de lage zuurstofconcentraties zal de nitrificatie op de bodem geremd zijn geweest, en door de zeer hoge pH en de hoge stikstofgehalten moet concentratie van giftig ammoniak hebben plaatsgevonden. Er zijn uit deze periode helaas geen metingen van de situatie bij de bodem beschikbaar, maar de pH die in de

waterkolom werd gemeten suggereert dat het water dodelijk was voor organismen zoals mosselen, los van zuurstof of ammoniak. Volgens een studie van Bowman en Bailey (1998) ligt de bovengrens van tolerantie bij Driehoeksmosselen tussen pH 9,3 en 9,6, waarbij mosselen binnen enkele weken stierven. In de Veluwerandmeren liep de pH in de zomer op tot 10,5. Dat was het geval tot in 1979, het jaar waarin de doorspoelings- en defosfateringsmaatregelen werden genomen. Op grond van het biochemisch zuurstofverbruik (zie figuur 4.5.4) en vooral de pH waarden (figuur 5.4.1) moet worden geconcludeerd dat het Veluwemeer van 1970-1979 waarschijnlijk dodelijk was voor mosselen, het Drontermeer wellicht zelfs nog wat langer. Ook voor de rest van de bodemfauna was dit funest. Tijdens bemonsteringen in 1974 werden in het Veluwemeer als enige mollusken twee slakjes gevonden (*Valvata piscinalis*) en zeer lage dichtheden van muggenlarven ($170/m^2$; van Urk, ongepubliceerd).

Figuur 5.4.1

Verloop van de pH (boven) en het biochemisch zuurstofverbruik (onder) in de Veluwerandmeren, 1972-1989. De horizontale lijn in de bovenste figuur vertegenwoordigt de bovengrens van de pH tolerantie van Driehoeksmosselen volgens Bowman & Bailey 1998

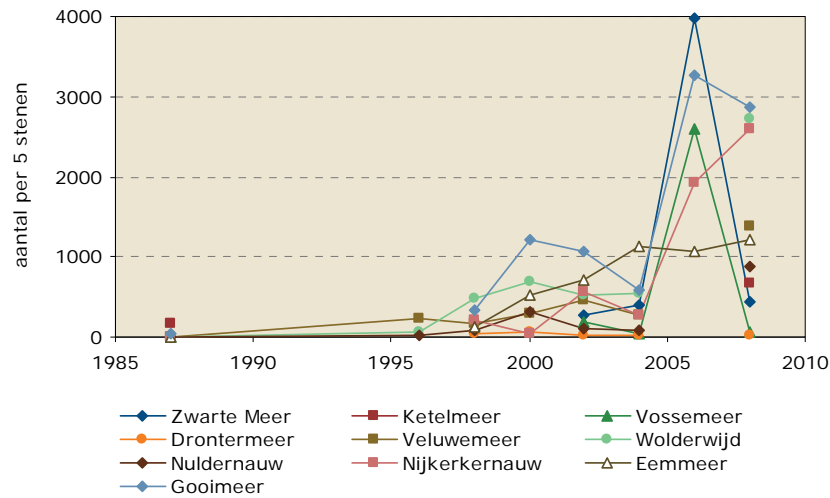


In de Veluwerandmeren waren Driehoeksmosselen nog begin jaren negentig alleen aanwezig op de stenen oeverbeschoeiing rond Gemaal Lovink, waar met het doorspoelwater larven uit de Lage Vaart konden worden aangevoerd. Op de bodem ontbraken Driehoeksmosselen (Noordhuis & Reeders 1992). Een sterke afname van de hoeveelheid algen rond 1996 kan de situatie op de bodem zodanig

hebben verbeterd dat uiteindelijk spontaan weer een bodempopulatie ontstond (figuur 5.4.2). Een andere factor is wellicht een toename van zwanenmosselen, die als aanhechtingssubstraat konden dienen (anders dan elders in de regio komen in de Veluwerandmeren nauwelijks zuiderzeeschelpen aan het oppervlak voor). Tenslotte is een intensivering van de brasemvisserij wellicht van invloed geweest, hetzij indirect via de verbetering van het doorzicht en uitbreiding van waterplanten, hetzij direct door vermindering van omwoeling van de bodem (zie par 5.5.3).

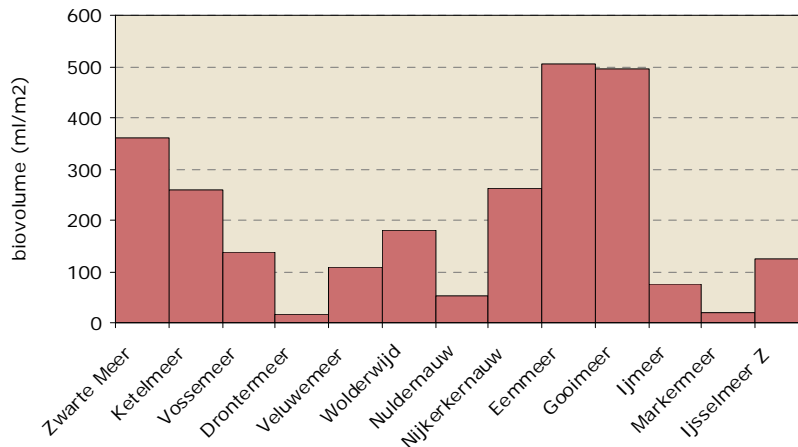
Figuur 5.4.2

Verloop van dichtheden van de Driehoeksmossel in de randmeren vanaf 1987 (geg. Bureau Waardenburg bv / RWS Dienst IJsselmeergebied).



Figuur 5.4.3

Gemiddelde dichtheid in biovolume van Driehoeksmosselen per meer (2000-2008; geg. Bureau Waardenburg bv / RWS Dienst IJsselmeergebied).

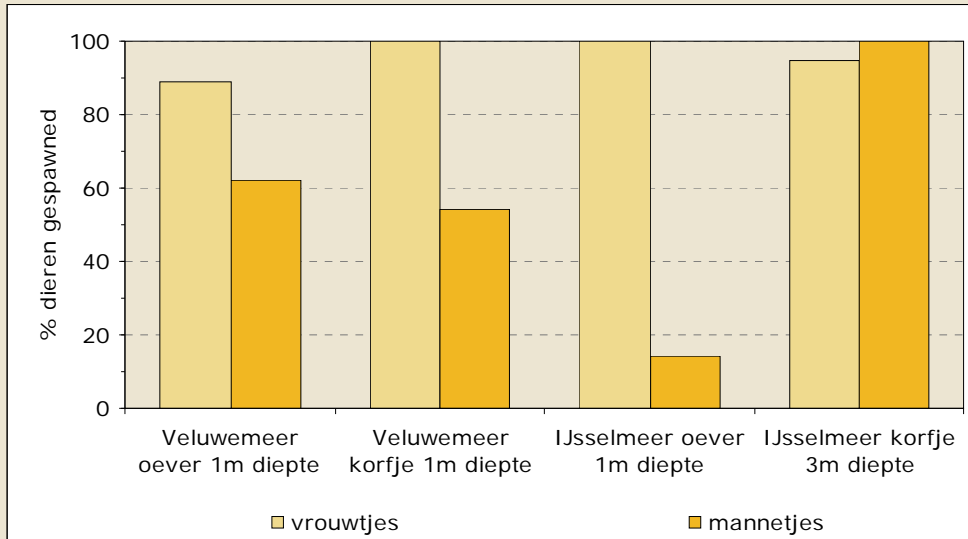


Er zijn geen aanwijzingen dat de mosselen op de bodem in de noordelijke randmeren en het Gooimeer geheel verdwenen zijn, zoals in het Veluwemeer. Wel zijn er aanwijzingen voor sterke toename in de jaren negentig, wat leidde tot de hoogste dichtheden in het IJsselmeergebied (figuur 5.4.3). In deze meren zijn de Driehoeksmosselen niet afhankelijk van het voorkomen van zwanenmosselen als substraat. Net als in het IJsselmeer en het westelijke Markermeer vormen zuiderzeeschelpen hier de belangrijkste basis voor aanhechting.

INTERMEZZO: Voortplanten mosselen en temperatuurschommelingen

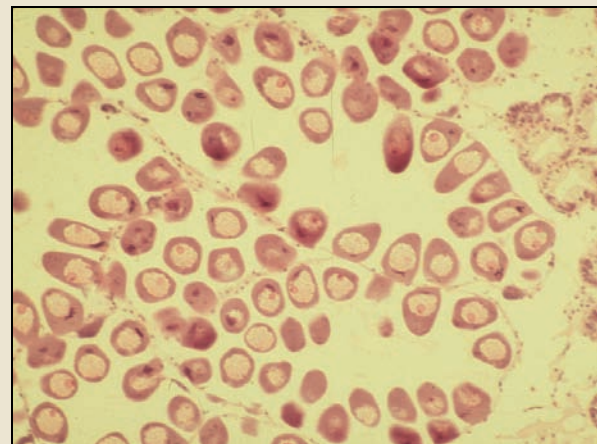
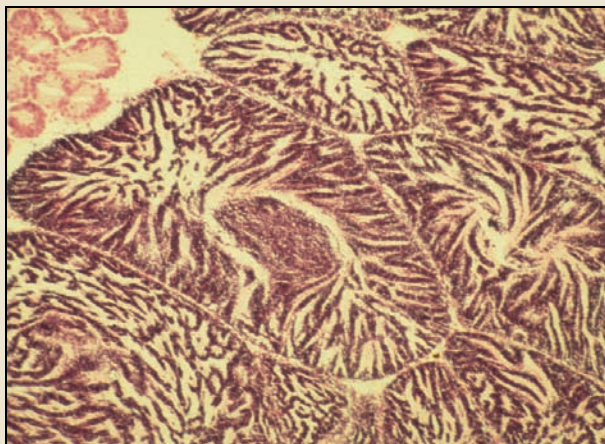
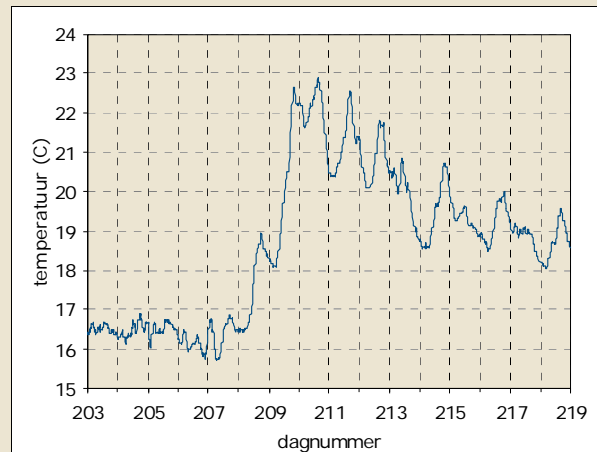
Veel macrofaunasoorten zijn gevoelig voor al te hoge watertemperaturen, maar ook voor grote schommelingen in die watertemperatuur. Op warme zomerdagen is er sprake van verschillen tussen de dag- en de nachttemperatuur, die groter zijn naar mate de diepte geringer is. Door de geringe diepte spelen die fluctuaties voor de bodemfauna dus een grotere rol dan in het IJsselmeer en Markermeer. Bovendien warmen de Veluwerandmeren in de zomer sneller op dan de diepere wateren van het IJsselmeergebied, in de winter en 's nachts koelen ze sneller af. De gemiddelde temperatuur van het Veluwemeer is in de maanden april tot en met juli overdag meer dan een hele graad hoger dan in het IJsselmeer. Het verschil kan echter afhankelijk van weersomstandigheden oplopen tot wel vijf graden, waarbij de temperatuur in het Veluwemeer kan oplopen tot 27°C. Het feit dat in 1990 een herintroductie poging van de Driehoeksmossel in het Veluwemeer mislukte, houdt hier mogelijk verband mee.

Driehoeksmosselen uit het IJsselmeer werden toen in het Veluwemeer uitgezet op wilgetenen matten, in de hoop dat hun larven zich in de omgeving zouden vestigen. Dat gebeurde echter niet. Door de combinatie van weersverandering en grote dag-nacht fluctuaties kan de temperatuur op een halve meter diepte in de zomer met meer dan vijf graden per dag fluctueren. Op grotere diepte is deze fluctuatie meer gedempt. De energie die de mosselen nodig hebben om de fluctuaties op te vangen zou op geringe diepte negatieve effecten kunnen hebben op de ontwikkeling van de geslachtsorganen.



Figuur 1 Percentage van het aantal onderzochte mosselen dat begin september had gespawnd.

Onderzoek naar de ontwikkeling van de gonaden op verschillende diepten leerde dat er op een diepte van een meter, zowel in het Veluwemeer als in het IJsselmeer, een achterstand bestond in de ontwikkeling van de mannetjes. Op een diepte van drie meter was dat niet het geval. Een dergelijk verschil kan de voortplanting ernstig belemmeren omdat de uitstoot van ei- en zaadcellen gesynchroniseerd moet plaatsvinden, met een bevruchting in het water binnen 24 uur. Dat zou kunnen betekenen dat het voortbestaan van mosselpopulaties in ondiep water afhankelijk is van aanvoer van larven van buiten of zo mogelijk van mosselen in diepere delen van het meer. In de diepere delen van het Veluwemeer was de bodem in 1990 blijkbaar nog niet geschikt voor mosselen. Een jaar of vijf later was dat wel het geval, toen intensiever werd gevestigd op Brasem, de zwanenmosselen waren toegenomen (en daardoor meer aanhechtingssubstraat voor Driehoeksmosselen was ontstaan) en de kranswieren doorbraken tot grotere diepte.



Figuur 2 Linksboven: het plaatsen van wilgentenen matten met entpopulaties van Driehoeksmosselen in het Veluwemeer, 1990. Rechtsboven: voorbeeld van korte termijn fluctuaties van de watertemperatuur op 50 cm diepte, Golfmeetpaal Enkhuizen, 22 juli t/m 6 aug 2002. Onder: microscopische coupes van de geslachtsorganen van Driehoeksmosselen; links mannetje, rechts vrouwetje. Het microscopisch onderzoek is verricht door R. Scheffer bij het RITOX in Utrecht.



Figuur 5.4.4

Dichtheden van Dreiecksmosselen in het IJsselmeergebied: a) in 1969 (naar Van Soest 1970); b) 1981; c) 1992 (IJsselmeer) en 1993 (Markermeer); d) 1999 (IJsselmeer) en 2000 (Markermeer en Randmeren) Kartering Randmeren 2000 naar Van Moorsel et al. 2001.

Crash in het Markermeer, begin jaren negentig

In het Markermeer zijn grootschalige karteringen van Driehoeksmosselen uitgevoerd in 1969, 1976, 1981, 1993, 2000 en 2006 (overzicht in Noordhuis & Houwing 2003, Noordhuis 2009). In 2000 bleek dat de dichtheid drastisch was gedaald sinds 1993 (figuur 5.4.4, tabel 5.4.2), terwijl de dichtheid in 1993 al lager was dan die in 1981 (Noordhuis & Houwing 2003). Bovendien waren de mosselen in 2000 en de daarop volgende jaren gemiddeld veel kleiner dan vroeger (figuur 5.4.5) en hadden de grotere mosselen een kleinere vleesinhoud ten opzichte van hun lengte dan in het IJsselmeer en het Gooimeer (figuur 5.4.6). Uitgebreid onderzoek suggereerde dat de oorzaak moest worden gezocht in de combinatie van afname van de voedselrijkdom en de hoge sliblast van het Markermeer (Noordhuis & Houwing 2003). De afname had bij dezelfde fosforgehaltes plaatsgevonden als waarbij in het Veluwemeer juist de terugkeer zich had voltrokken. In het Markermeer echter kost het de mosselen waarschijnlijk veel energie om het slib tussen de algen uit te filteren, waardoor ze een grotere algenproductie nodig hebben dan in de randmeren. Door afname van de hoeveelheid nutriënten kan de verhouding algen/slib onder een drempelwaarde zakken. Onderzoek bij Deltares bevestigt dat (Penning in prep.). Het is echter ook goed mogelijk dat andere factoren in combinatie met de sliblast een rol hebben gespeeld, bijvoorbeeld klimaatverandering. De warmere winters kunnen tot gevolg hebben dat de mosselen ook in de winter actief zijn, wanneer de hoeveelheid voedsel laag is. In warme zomerperioden kan bij de bodem zuurstoftekort optreden, en zulke perioden komen tegenwoordig waarschijnlijk vaker voor. Na de afname van de mosselen zijn juist in de winter de algenconcentraties toegenomen in het Markermeer (zie figuur 5.1.5, figuur 6.1.20). Een vondst van zwavelbacteriën op de bodem van het Markermeer in de winter van 2008 (*Thioploca*; A. bij de Vaate pers. med.) zou kunnen wijzen op verhoogd zuurstofverbruik bij de bodem, zelfs in de winter, ten nadele van de mosselen. De laatste kartering van het Markermeer, in 2006, liet nog lagere dichtheden zien dan in 2000. Ook de afname van de gemiddelde lengte had zich doorgezet (figuur 5.4.5).

Tabel 5.4.2

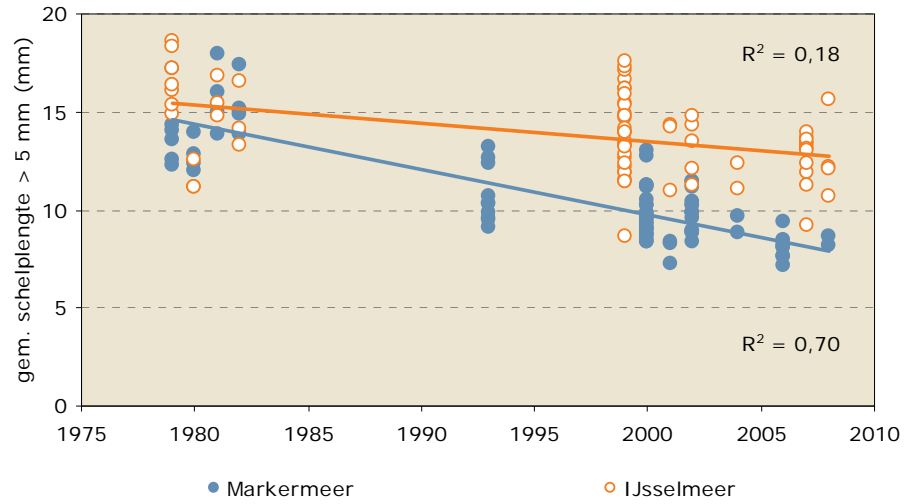
Gemiddelde dichtheden van Driehoeksmosselen in biovolume per m² in het Markermeer/IJmeer, het IJsselmeer en delen daarvan tijdens de karteringen met de sinds 1992 gebruikelijke methode. Tussen haakjes het aantal locaties en het percentage afname t.o.v. de voorgaande volledige kartering.

Markermeer	1993	1997	2000	2006	
totaal (N=88)	70,1		29,2 (-58%)	22,3 (-24%)	
kom (N=61)	47,1		16,2 (-66%)	12,9 (-21%)	
H. Hop (N=14)	66,8		41,4 (-38%)	28,3 (-32%)	
IJmeer (N=11)	188,0	139,4	77,8 (-59%)	59,6 (-23%)	

IJsselmeer	1992	1996	1999	2007	2008
totaal (N=136)	352,5		254,9 (-28%)	33,5 (-87%)	
Noord (N=91)	300,1		129,2 (-57%)	24,0 (-81%)	
Zuid (N=45)	458,5		509,1 (+11%)	52,7 (-90%)	
Zuid '08 (N=27)	545,2	389,9	614,6 (+13%)	55,8 (-91%)	194,3 (+248%)

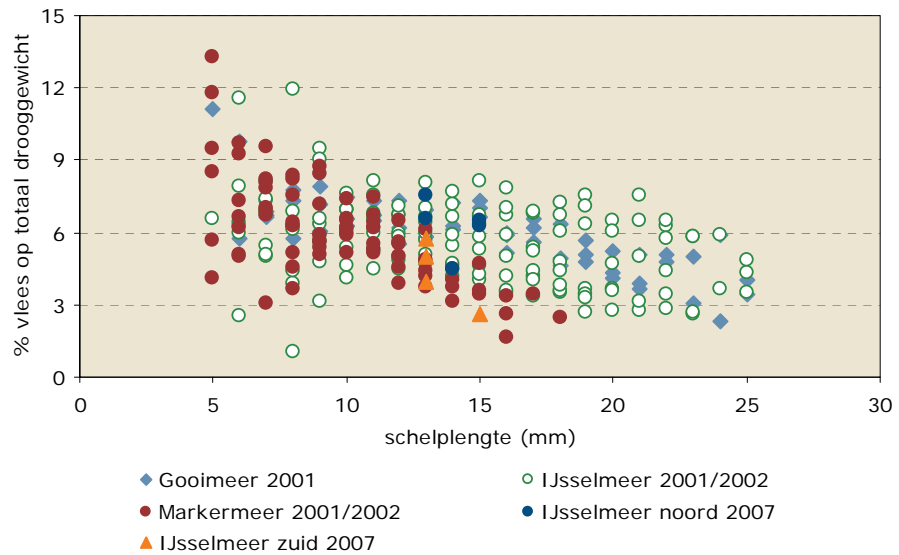
Figuur 5.4.5

Verloop van de gemiddelde lengte van mosselen groter dan 5 mm, IJsselmeer en Markermeer



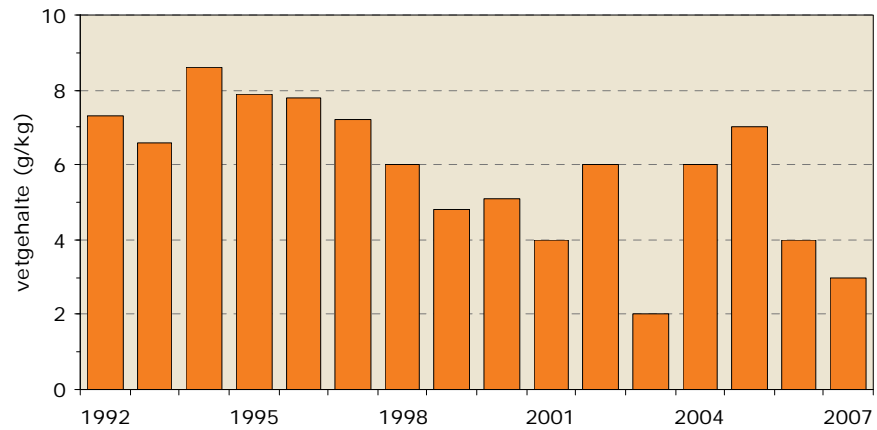
Figuur 5.4.6

de relatie tussen lengte en percentage vleesinhoud in Markermeer, Gooimeer en IJsselmeer.



Figuur 5.4.7

Verloop van het vetgehalte van mosselen uit het IJsselmeer (locatie Zeughoek, programma ecotoxicologie).

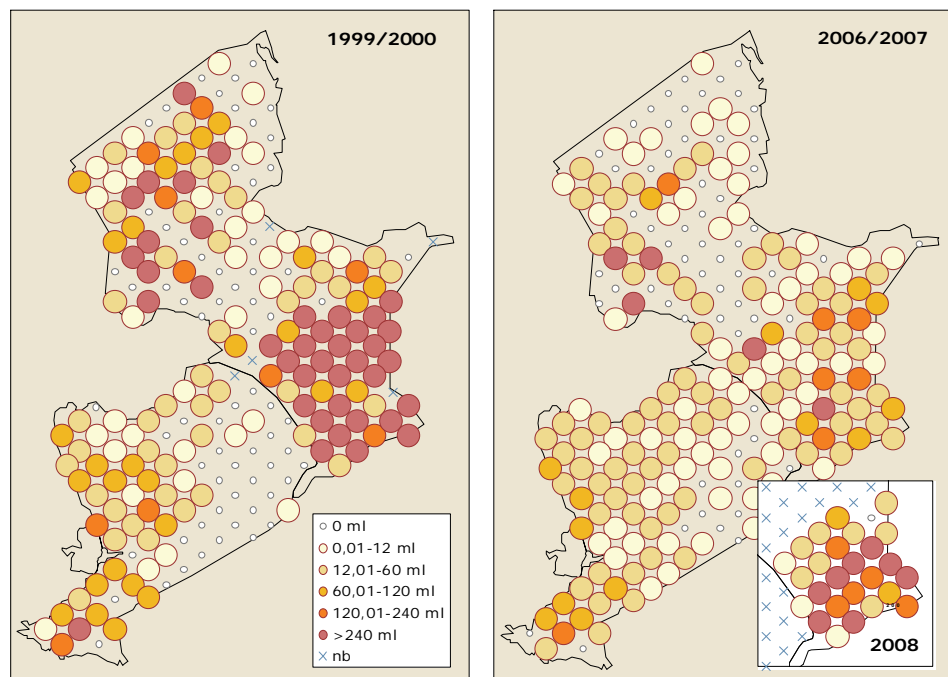


Crash in het IJsselmeer

Mosselkarteringen van (delen van) het IJsselmeer zijn er uit 1969, 1976, 1981, 1992, 1996, 1999, 2007 en 2008. In 1999 leek de populatie zich hier goed te handhaven: zowel de dichtheden als de lengteverdeling en de conditie waren goed. In 2007 bleek echter dat de populatie nog drastischer was afgenomen dan tussen 1993 en 2000 in het Markermeer (Noordhuis 2009). Ook de gemiddelde lengte en in het zuidelijke IJsselmeer ook het vleesgewicht t.o.v. de lengte waren afgenomen (figuur 5.4.5 en 5.4.6). Omdat slib geen belangrijke factor kan zijn in het IJsselmeer wierp dit een nieuw licht op de voorwaarden voor behoud van de mosselpopulaties. De eerder genoemde vondst van zwavelbacteriën in het Markermeer was een aanleiding om te denken aan zuurstoftekorten bij de bodem, te meer daar in de zomer van 2007 uit metingen was gebleken dat de gehalten vlak boven de bodem 2-3 mg/l lager waren dan hoger in de waterkolom (par 4.5). Een mogelijkheid is dat de sterfte al in 2006 is opgetreden. In de tweede helft van juli van dat jaar was het water twee weken lang rond de 25°C warm, en er was sprake van massale sterfte van Spiering (zie par. 6.1.1). Door de geringe windsnelheid zijn de zuurstofproblemen toen bij de bodem waarschijnlijk nog sterker opgelopen. Een speciaal herhaalde deelkartering in 2008 liet een gedeeltelijk herstel zien (figuur 5.4.8). De afname van de gemiddelde lengte heeft zich in 2008 niet hersteld (de spreiding rond deze afname is echter relatief groot: figuur 5.4.5). Een aanvullende aanwijzing voor veranderende omstandigheden voor mosselen wordt gevormd door de gestaag afnemende vetgehalten van de mosselen die jaarlijks bij de Zeughoek in het IJsselmeer worden gevangen voor het meetnet ecotoxicologie (figuur 5.4.7, zie ook par 4.6). Als oorzaak voor de negatieve trends komt dus een combinatie van oligotrofiëring en klimaatverandering naar voren, in het Markermeer versterkt door de hoge sliblast. Nader onderzoek moet hierover meer duidelijkheid verschaffen.

Figuur 5.4.8

Vergelijking van de karteringen van 1999/2000 (IJsselmeer/Markermeer), 2006/2007 (Markermeer/IJsselmeer) en 2008 (zuidelijk IJsselmeer). Voor 1999/2000 zijn alleen de punten weergegeven die ook in 2006/2007 en 2008 zijn gekarteerd, zie voor het volledige beeld figuur 5.4.5. Dichtheden in biovolume (ml/m²): X = locatie niet bezocht.



Overige tweekleppigen

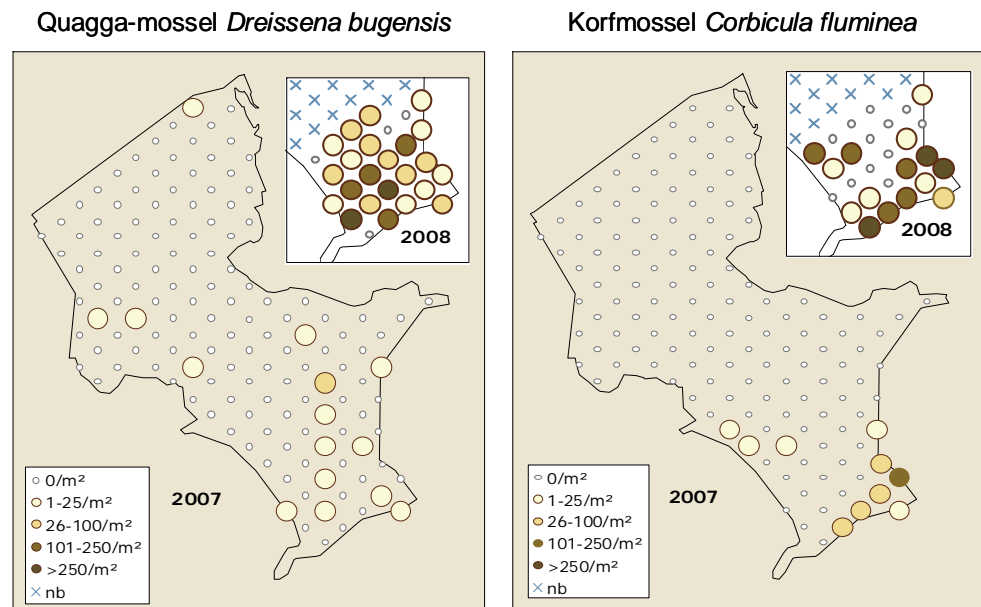
Tegenover de afname van de Driehoeksmossel in Markermeer en IJsselmeer, en naast de terugkeer in de randmeren, staat de kolonisatie van het gehele IJsselmeergebied door twee andere tweekleppige schelpdieren; de nauw verwante Quagga-mossel *Dreissena bugensis* en de korfmossel *Corbicula fluminea*.

Dreissena bugensis; de Quagga-mossel

Deze verwant van de Driehoeksmossel is eveneens oorspronkelijk afkomstig uit het Ponto-Kaspische gebied, maar is mogelijk via Noord-Amerika in Nederland terecht gekomen (bij de Vaate 2006). Hij is in 2006 in het Haringvliet vastgesteld en werd gezien de snelle toename op dat moment ook in het IJsselmeergebied verwacht. Hij werd tijdens de kartering van 2006 in het Markermeer niet aangetroffen, en evenmin in de randmeren. In het materiaal uit het IJsselmeer uit 2007 was dat wel het geval. Hier werden in totaal 43 Quagga-mosselen in het materiaal herkend t.o.v. in totaal 6795 Driehoeksmosselen (0,6% van het totaal). Hoewel de meeste Quagga-mosselen in de zuidelijke helft van het meer werden gevonden, was de soort al in alle delen van het meer aanwezig. Eén exemplaar werd op grote afstand van de rest gevonden in de buurt van de spuisluizen van Kornwerderzand (figuur 5.4.9). De meeste Quagga-mosselen hadden een lengte rond 13 mm. Deze dieren zijn mogelijk afkomstig van een broedval in het voorjaar van 2007. Het grootste exemplaar, met een lengte van 2.5 cm, moet uit 2006 afkomstig zijn geweest.

Figuur 5.4.9

Verspreiding van de Quagga-mossel (links) en de Aziatische Korfmossel (rechts) in het IJsselmeer in 2007 en in het zuidelijke deel van het IJsselmeer in 2008 (kruisjes: niet bemonsterde locaties).



In 2008 werden bij bemonsteringen door Bureau Waardenburg bv op de 27 locaties in het zuiden van het IJsselmeer in totaal 479 Quagga-mosselen

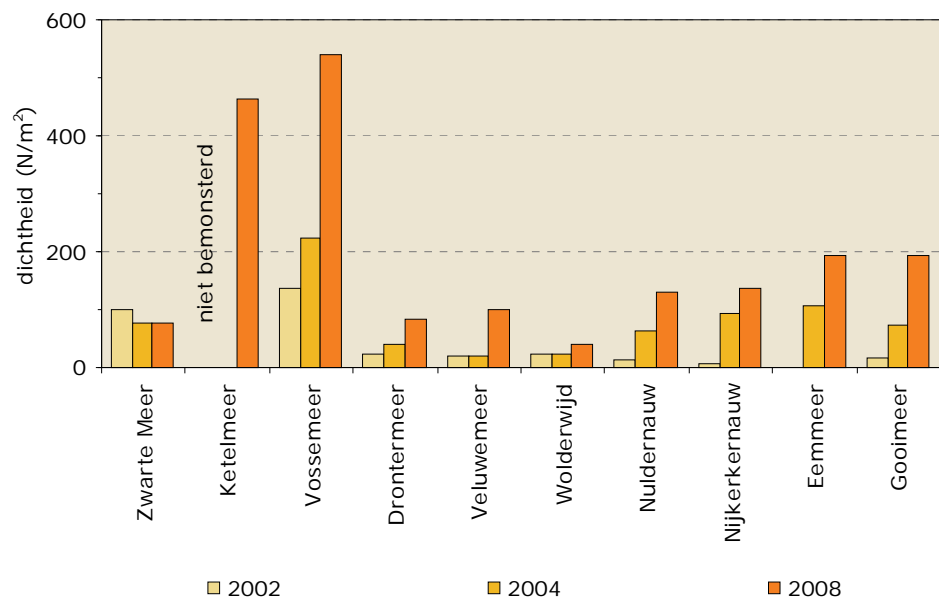
gevonden en 6250 Driehoeksmosselen (7,1% Quagga's t.o.v. het totaal van beide). De Quagga's waren present op 23 van de 27 locaties. De toename van deze soort is sterker geweest dan het herstel van de Driehoeksmossel tussen 2007 en 2008: het aantal Quagga's op deze locaties bedroeg in 2007 nog maar 25 (1,1% van het totaal aantal mosselen). In dichtheid ging het in 2008 om 74 ind./m², tegenover 4 ind./m² in 2007. Qua verspreiding was de populatie inmiddels bijna net zo aaneengesloten als die van de Driehoeksmossel (figuur 5.4.9).

Corbicula spp.; Korfmossele

Korfmossele werden voor het eerst in Nederland aangetroffen in 1988. Ze zijn afkomstig uit Oost-Azië en hebben waarschijnlijk met zeeschepen via een populatie in Noord-Amerika ons land bereikt. Via de IJssel kwamen ze omstreeks 2000 in de randmeren terecht. Het verloop van dichtheden over alle randmeren in de jaren daarna (figuur 5.4.10) suggereerde dat ze van beide kanten kwamen, uit de IJssel en vanuit het IJmeer, later misschien ook via de Eemvallei. Er werden in Nederland twee soorten onderscheiden, hoewel er discussie was over de taxonomie: de Aziatische Korfmossele *Corbicula fluminea* en de Toegeknepen Korfmossele *C. fluminalis*. In de monsters uit de randmeren werden de soorten alleen onderscheiden in 2004, waarbij *C. fluminalis* slechts in het Vossemeer bleek voor te komen (het Ketelmeer werd in dat jaar niet bemonsterd). De korfmossele komen inmiddels voor in dichtheden van soms enkele honderden per vierkante meter en worden gebruikt als voedsel door Kuifeenden en Nonnetjes (waarn. M. Roos & R. Noordhuis) en als substraat voor Driehoeksmosselen (o.a. Wielakker & Bak 2007).

Figuur 5.4.10

Dichtheden van de Aziatische Korfmossele *Corbicula fluminea* in de randmeren.



Aziatische Korfmossele zijn voor het eerst in het Markermeer gevonden in 2004 (1 individu op locatie Trintelhaven Zuidwest van de MWTL biotoopbemonstering,

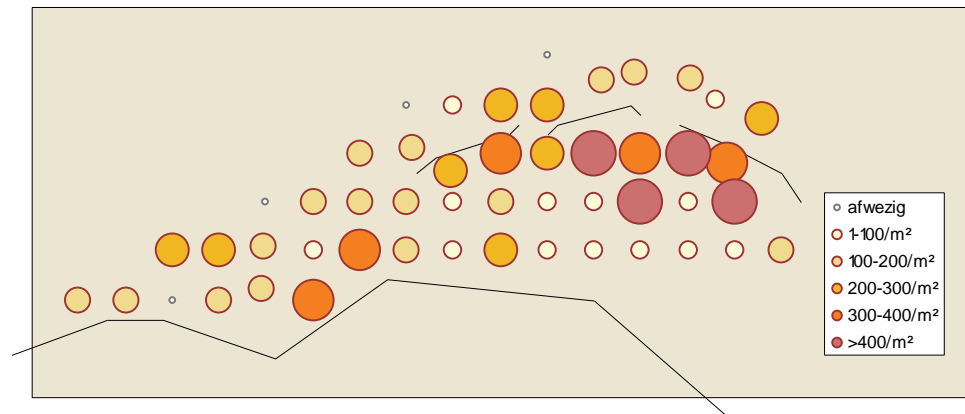
daarnaast 1 individu in de Gouwzee), in het zuidelijke IJmeer werden ze echter al in 2000 gevonden (MWTL; locaties Hoofd, Hofland, Muiden en Diemerdiijk, de eerste drie locaties waren ook bezet in 2004). Tijdens de mosselkartering in het Markermeer/IJmeer in 2006 werden Korfmosselen gevonden op zes locaties, in totaal in 13 deelmonsters. Het betrof uitsluitend de Aziatische Korfmossel *Corbicula fluminea*. Alle locaties lagen langs de oevers van het meer (zie figuur 5.4.13). Alle individuen waren relatief klein, en waarschijnlijk afkomstig van een broedval in het zelfde jaar. Het ging meestal om één individu per deelmonster, alleen voor het PEN-eiland in het IJmeer werden grotere aantallen gevonden, overeenkomend met een gemiddelde dichtheid van 145 per m².

In 2007 werden drie gebieden nader onderzocht; de Gouwzee, de kust voor Muiden en Pampushaven. In de Gouwzee werden slechts twee korfmosseltjes gevonden, in en rond Pampushaven bereikten ze echter een gemiddelde dichtheid van 29 ind./m², geconcentreerd rond de opening naar het IJmeer. Voor de kust van Muiden werden op bijna alle locaties korfmosselen gevonden, met een gemiddelde dichtheid van 182 ind./m², duidelijk geconcentreerd dicht achter de dammen en oplopend tot max. 1010/m² (figuur 5.4.11).

De Aziatische korfmossel *C. fluminea* heeft geen planktonische larven, maar dieren tot een grootte van 14 mm laten zich met geopende schelp, uitgestoken voet en een slijmdraad actief door de stroming verspreiden (Gittenberger et al. 2004). Gezien de gebruikelijke waterbewegingen lijkt het mogelijk dat de soort zich vanuit het IJmeer met de klok mee dan wel er tegen in over het Markermeer aan het verspreiden is. De gebruikelijke circulaire stroming in de kom van het Markermeer zou dan kunnen verklaren dat de soort in het centrum nog ontbreekt.

Figuur 5.4.11

Dichtheden van Aziatische Korfmosselen voor de kust van Muiden in 2007 (gegevens verzameld door Bureau Waardenburg bv).



In het IJsselmeer werden in 2007 korfmosselen aangetroffen op een tiental locaties (figuur 5.4.9). Al deze locaties lagen in het zuidelijke deel van het meer, met een sterke concentratie in de omgeving van de Ketelbrug. Ook hier betrof het uitsluitend de soort *Corbicula fluminea*. Het betrof voornamelijk halfwas dieren met een lengte van omstreeks 15 mm. Dit betekent dat ze wellicht afkomstig zijn uit een broedval in 2006, net als de toen nog veel kleinere individuen die in dat jaar in het Markermeer werden gevonden.

In 2008 was net als het aantal Quagga's ook het aantal korfmosselen aanzienlijk hoger dan in 2007 (figuur 5.4.9). Er werden er 478 gevonden op 15 van de 27

locaties en 45 van de 135 deellocaties. In 2007 werden 94 korfmosselen op deze locaties gevonden. In dichtheid ging het in 2008 om net als bij de Quagga's om 74 ind./m², tegenover 14,5 ind./m² in 2007 (op deze 27 locaties). De verspreiding is minder aaneengesloten dan die van de beide Dreissena's, en lijkt bijna complementair daaraan. De verspreiding is echter bijna identiek aan die van de korfmosselen in 2007, mogelijk in verband met het relatief slibbige sediment op deze locaties.

De inheemse groepen

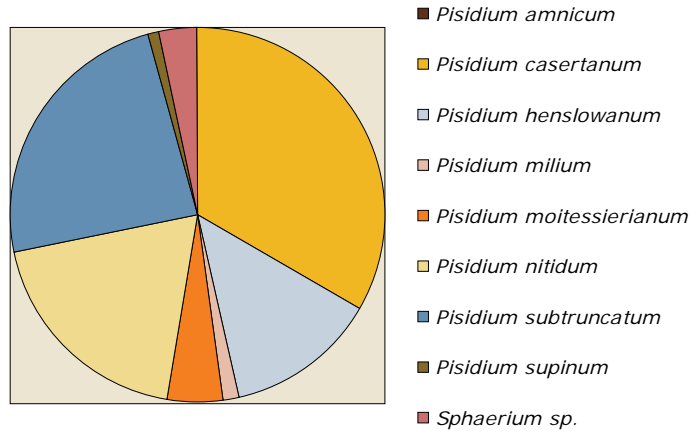
De inheemse tweekleppigen wijken af van de hiervoor besproken nieuwkomers door een nauwere relatie met hun omgeving, die de lokale evolutie weerspiegelt. Dit uit zich onder meer door een andere voortplantingsstrategie. Erwtmosselen zijn levendbarend, de jonge mosseltjes leven tussen de kieuwen van de ouders tot ze half volgroeid zijn. De larven van zwanenmosselen leven parasitair op de kieuwen van karperachtige vissen. Eén van die karperachtigen, de Bittervoorn, beantwoordt dit door zijn eieren af te zetten in de kieuwholte van zwanenmosselen. In die kieuwholten leven ook vaak specifieke parasieten, zoals de mijten van het geslacht *Unionicola*, genoemd naar het zwanenmossel geslacht *Unio*. Bittervoorns komen slechts spaarzaam voor in de meren, *Unionicola* is algemeen in de randmeren.

Unionidae: zwanenmosselen of Najaden

Alle vijf de Nederlandse soorten Zwanenmosselen komen in het gebied voor, de twee dikschalige, de Schildersmossel *Unio pictorum* en de Bolle Stroommossel *U. tumidus* en de drie dunschalige, de Vijvermossel *Anodonta anatina*, de Zwanenmossel *A. cygnea* en de Platte Zwanenmossel *Pseudanodonta complanata*. De laatste twee zijn het minst talrijk, *Pseudanodonta* komt vooral voor in het Ketelmeer (zie ook Jansen 2010). De andere drie soorten komen in alle randmeren voor in gezamenlijke dichtheden van orde grootte 10 dieren per m² (mosselkarteringen Bureau Waardenburg bv), in het open water van het IJsselmeer en Markermeer zijn ze veel schaarser. In de randmeren spelen ze een rol als substraat voor Driehoeksmosselen. In de Veluwerandmeren was dit aanvankelijk het belangrijkste substraat, en de terugkeer van de Driehoeksmossel daar kan mede gestuurd zijn geweest door een toename van de dichtheid van zwanenmosselen met de verbetering van de waterkwaliteit.

Figuur 5.4.12

Soortsamenstelling van de gedetermineerde erwtenmosselen uit de biotoopbemonsteringen van 1996 en 2000 in het IJsselmeer en Markermeer (N = 2639).

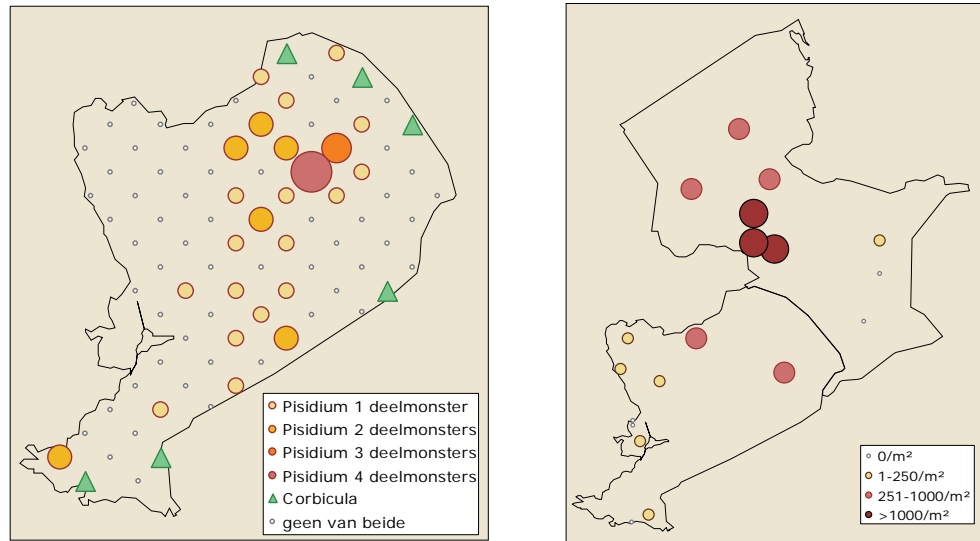


Pisididae; erwtenmosselen

Erwtenmosseltjes zijn de kleinste soorten tweekleppige schelpdieren in onze zoete rijkswateren, en het is ook de meest soortenrijke groep. Elf soorten zijn in het IJsselmeergebied vastgesteld, acht soorten van het geslacht *Pisidium* en drie "hoornschalen" van de geslachten *Sphaerium* en *Musculium* (figuur 5.4.12, tabel 5.4.3). De hoornschalen zijn net als de zwanenmosselen schaars in het IJsselmeer en Markermeer, maar bereiken in de randmeren redelijke dichtheden, bijvoorbeeld gem. 23/m² in 2008 (Bouwma et al. 2009). *Pisidium*'s zijn echter veel talrijker, vier soorten zijn in bodemonsters vastgesteld in dichtheden van enkele honderden tot meer dan duizend per m² en dat maakt ze interessant als voedsel voor vis en vogels. Van Kuifeenden is bekend dat ze met name in de ruiperiode grote aantallen erwtenmosseltjes kunnen eten (vn der Kamp 1994), samen met andere kleine prooien zoals brakwaterhorentjes (*Potamopyrgus antipodarum*) en mosselkreeftjes (ostracoden). In het verleden werden in bodemonsters vooral in het Zwarte Meer en het Ketelmeer hoge dichtheden gevonden (tabel 5.4.3). In 2006 ontstond per ongeluk een beeld van de verspreiding in het Markermeer, omdat schelpjes van *Pisidium subtruncatum* in het veld werden aangezien voor juveniele korfmosselen (figuur 5.4.13). *Pisidium subtruncatum* wordt in de literatuur aangemerkt als "de meest algemene *Pisidium*-soort in Nederland, inclusief IJsselmeer" (Gittenberger et al. 2004). Het aantal individuen per deelmonster met erwtenmosselen varieerde tussen 1 en 8, maar de corresponderende dichtheden zijn waarschijnlijk niet representatief gezien de geringe afmetingen van erwtenmosseltjes ten opzichte van de gebruikte zeef. De schelpjes werden vooral aangetroffen in het centrale deel van het Markermeer, waar de Driehoeksmosselen in de jaren negentig nogal achteruit waren gegaan. Dichtbij dit gebied, langs de Houtribdijk, is in dezelfde periode een steeds omvangrijkere ruipopulatie van Kuifeenden ontstaan (par. 5.6.3).

Figuur 5.4.13

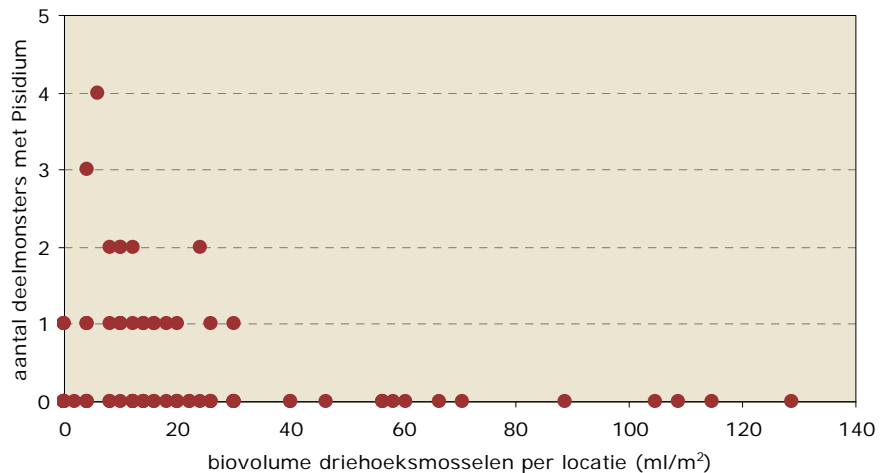
Verspreiding van *Pisidium subtruncatum*, gevonden tijdens de mosselkartering van 2006 in het Markermeer (links; Bureau Waardenburg bv) en de dichtheden van erwtenmosselen (alle soorten) op grond van de biotoopbemonstering in 2000 (rechts; MWTL).



De negatieve correlatie tussen de dichtheden van Driehoeks- en erwtenmosselen wordt bevestigd door de resultaten van de biotoopbemonsteringen (figuur 5.4.14), waaruit eveneens blijkt dat de dichtheden in het westen en zuiden van het Markermeer/IJmeer, waar de meeste Driehoeksmosselen over zijn, de erwtenmosselen relatief laag zijn. In het IJsselmeer valt op dat de dichtheden gemiddeld het hoogst zijn in het centrale geulenstelsel, waar Driehoeksmosselen nagenoeg ontbreken. Dit zijn slibrijke locaties met een wat grotere diepte. In figuur 5.4.13 wordt de situatie in 2000 getoond, maar de andere biotoopbemonsteringen geven ongeveer het zelfde beeld. De lage frequentie van de bemonsteringen veranderingen in de locatiekeuze en monstermethoden maakt trendanalyse moeilijk. Daarom is niet goed uit de gegevens af te leiden of de negatieve correlatie met Driehoeksmosselen ook betekent dat de dichtheden van erwtenmosselen met de afname van Driehoeksmosselen zijn toegenomen.

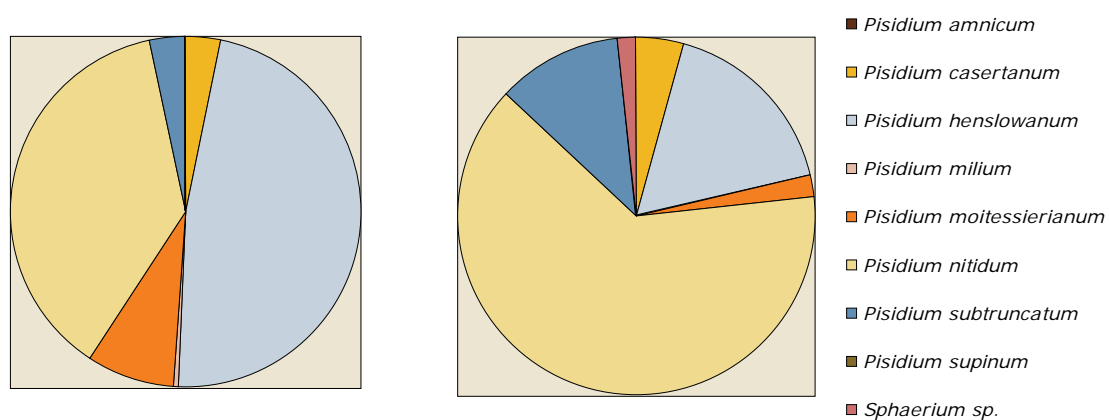
Figuur 5.4.14

Relatie tussen de dichtheid van Driehoeksmosselen in het Markermeer en de abundantie van erwtenmosselen in 2006.



	Vollenhovermeer	Kadoelermeer	Zwarte Meer	Ketelmeer	Vossemeer	Drontermeer	Veluwemeer	Wolderwijd	Nuldernauw	Nijkerkernauw	Eemmeer	Gooimeer
1987												
<i>Pisidium amnicum</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium casertanum</i>	0	0	54	70	59	0	19	0	5	0	0	0
<i>Pisidium henslowanum</i>	0	0	22	115	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium moitessierianum</i>	0	0	5	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium nitidum</i>	0	20	23	37	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pisidium subtruncatum</i>	0	20	63	56	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium supinum</i>	0	5	117	526	44	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium sp.</i>	0	0	3	4	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sphaerium corneum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphaerium solidum</i>	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Musculium lacustre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1993												
<i>Pisidium amnicum</i>			0	0		0	0	0				0
<i>Pisidium casertanum</i>			144	54		43	14	20				6
<i>Pisidium henslowanum</i>			563	483		58	26	0				0
<i>Pisidium moitessierianum</i>			16	3		0	0	0				0
<i>Pisidium nitidum</i>			457	176		14	24	7				22
<i>Pisidium subtruncatum</i>			6	29		0	0	0				0
<i>Pisidium supinum</i>			6	0		0	0	0				0
<i>Pisidium sp.</i>			96	125		29	43	3				3
<i>Sphaerium corneum</i>			0	0		0	0	0				0
<i>Sphaerium solidum</i>			64	13		0	0	0				0
<i>Musculium lacustre</i>			0	3		0	0	0				0

Tabel 5.4.3 Soortensamenstelling van erwtenmosselen in de randmeren in 1987 (raaien) en 1993 (MWTB biotoopbemonstering).



Figuur 5.4.15 Soortensamenstelling Pisidiidae in de Veluwerandmeren in 2001 en 2005 (N = 717 en 502; MWTB biotoopbemonstering).

In de Veluwerandmeren lijkt met de verbetering van de waterkwaliteit een grotere diversiteit van deze groep te zijn ontstaan (tabel 5.4.3). Deze ontwikkeling ging vooraf aan de terugkeer van de Driehoeksmosselen, maar schijnt daardoor niet te zijn gehinderd. De soortensamenstelling is iets anders dan in het IJsselmeer en Markermeer (figuur 5.4.12), met hoofdrollen voor *P. henslowanum* en *P. nitidum* in plaats van *P. subtruncatum* en *P. casertanum*, ondanks dat de laatstgenoemde in 1987 de enige soort was die werd aangetroffen in het Veluwemeer en het Wolderwijd/Nulder nauw (figuur 5.4.15, tabel 5.4.3).

5.4.2 De opmars van de exoten

Nergens is het percentage ingeburgerde, uitheemse soorten zo groot als bij de aquatische gemeenschap van ongewervelde dieren. Soorten die zich door menselijk toedoen uit andere faunagebieden in Nederland vestigen noemen we "exoten". Sommige van deze soorten worden zeer talrijk en verdringen andere, inheemse soorten. In het IJsselmeergebied behoort inmiddels ca. 5% van de macrofaunasoorten tot deze categorie, maar van het totaal aantal dieren is dat wel 85%. Steeds vaker arriveren nieuwe exoten, door toegenomen scheepvaart (in of aan scheepswanden en vooral in ballastwater), de aanleg van verbindingen tussen stroomgebieden van rivieren en de aquariumhandel. Inmiddels heeft dat zulke vormen aangenomen dat de macrofaunagemeenschappen van de meren en rivieren sterk door exoten worden gedomineerd. De aandacht hiervoor neemt daarom toe, maar het fenomeen is niet geheel van de laatste tijd. Met name in estuaria met havens, vaak brakwatergebieden, waar door schepen die van elders in de wereld arriveren het ballastwater (meestal ook brak) wordt geloosd en ververst, zijn al in de negentiende eeuw of zelfs eerder exoten ingeburgerd geraakt. Zo ook in de Zuiderzee (Wolff 2005; De Beaufort 1954).

Exoten in de Zuiderzee

In de Zuiderzee bestond kort vóór de afsluiting een zoutgradiënt van 15.000 mg/l chloride in het noorden tot 2000 mg/l in het zuiden. Noord en zuid verschilden bovendien in dynamiek; het noorden was dynamisch, gedomineerd door de waterbewegingen van de IJssel naar de Waddenzee en het getij, het zuiden was een veel stabielere brak lagunesysteem. De fauna van het noorden was gekarakteriseerd door estuariene soorten, vaak met een seizoensgebonden aanwezigheid, zoals trekvis en estuariene vis als Haring, Ansjovis, Spiering en Bot, maar ook krabben en garnalen waren met name in het zomerhalfjaar aanwezig. De specifiek brakke soorten, zoals de Brakwaterkokkel *Cerastoderma glauca* en het Zuiderzeekrabbetje *Rithropanopeus harrissii*, kwamen vooral in het zuiden voor. Beide gemeenschappen omvatten al vroeg enkele exoten.

Strandgapers en Vikingen, paalwormepidemie en hunebedden

Direct of indirect zijn in de overblijfselen van de Zuiderzee in het landschap ook nu nog sporen van enkele van de vroegste exoten onder de macrofauna herkenbaar. Zo zijn overal in de poldergrond en de waterbodem nog grote aantallen schelpen van de Strandgaper *Mya arenaria* te vinden. Mogelijk is dit schelpdier al door de Vikingen als voedsel meegenomen uit Noord-Amerika

(Petersen et al. 1992). Nog steeds spelen de schelpen, als substraat voor een andere exoot, de Driehoeksmossel, een belangrijke rol in het systeem. Historisch gezien heeft vooral de komst van de paalworm *Teredo navalis* grote invloed gehad op de vorming van het landschap. Hoewel niet zeker is dat het een exoot betreft, lijkt het er het meest op dat de soort in het houtwerk van schepen uit Indië is aangevoerd (Wolff 2005). In 1730-32 ontstond een ware plaag, de beruchte "paalwormepidemie", waarbij de toen nog houten dijken zodanig werden aangetast dat de bekleding overal langs de kust moest worden vervangen door steen (zie par. 2.1.6).

Zuiderzee "endemen"ontmaskerd

Diverse soorten ongewervelden werden als nieuwe soorten wetenschappelijk beschreven met behulp van materiaal uit de Zuiderzee en een aantal werd een tijd lang beschouwd als Zuiderzee-endem. Bij een deel daarvan is dat nog in enigerlei vorm terug te vinden in de Nederlandse dan wel de wetenschappelijke naam: het Zuiderzeekrabbetje *Rithropanopeus harrissii*, het naaktslakje *Corambe (Doridella) batava*, de platworm *Stylochus flevensis* en het kwalletje *Eucheilota flevensis*. Achteraf is in elk geval het ontstaan van brakke endemen in de Zuiderzee echter niet aannemelijk, omdat de Zuiderzee pas in de Middeleeuwen ontstond uit het zoete Almere. Het Zuiderzeekrabbetje, na de ontdekking in de Zuiderzee als nieuwe soort beschreven onder de naam *Pilumnus tridentatus* Maitland 1874, werd tenslotte in 1949 ontmaskerd als *R. harrissii* van de oostkust van Noord-Amerika (Adema 1991). Het naaktslakje *C. batava*, beschreven door Kerbert aan de hand van materiaal uit de Zuiderzee in 1886, bleek ook een exoot te zijn, nl. *Corambe obscura*, afkomstig uit het zelfde gebied (Barnes 1994; Swennen & Dekker 1995). Een in 1910 door Horst beschreven borstelworm van de Zuiderzee, *Streblospio dekhuyzeni*, werd ontmaskerd als de Noord-Amerikaanse *S. benedicti*. Het kwalletje *Eucheilota flevensis* was tot voor kort alleen bekend van drie exemplaren die in 1913 bij Enkhuizen zijn verzameld en twee bij Medemblik in 1920 (van Kampen 1922), en is na de afsluiting niet meer gevonden, totdat hij onlangs werd herontdekt in de Waddenzee en in enkele brakke wateren (Tulp 2001, 2002). Buiten Nederland is de soort nog onbekend. De verwante soort *E. maculata* is behalve van het kerngebied in en rond de zuidelijke Noordzee ook beschreven uit India en Brazilië. De eerder genoemde platworm, in 1930 door Hofker onder de nog steeds geldende naam *S. flevensis* beschreven aan de hand van vangsten uit de periode 1921-1932, is ook nog steeds niet bekend uit andere streken, maar Wolff (2005) houdt het voor onwaarschijnlijk dat het een inheemse soort betreft.

Andere exoten onder de macrofauna die vlak voor de afsluiting in de Zuiderzee present waren zijn onder meer de Brakwaterpok *Balanus improvisus*, de Brakwaterpoliep *Cordylophora caspia* (uit Ponto-Kaspische gebied, vanaf 1884 in Nederland) en de poliep *Garveia franciscana* (oorsprong onbekend, eerste Europese vondst in 1920 in de zuidoostelijke Zuiderzee), het Noord-Amerikaanse kwalletje *Nemopsis bachei* (eerste Nederlandse vondst in de Zuiderzee in 1905), de borstelarme worm *Tubificoides heterochaetus* (mogelijk uit Noord-Amerika; meest algemene worm in de Zuiderzee in 1927-1932, daarvoor niet aangetroffen), de borstelworm *Nereis virens* (waarschijnlijk uit Noord-Amerika, in 1920 voor het eerst in Nederland herkend) en de zakpijp *Molgula manhattensis*

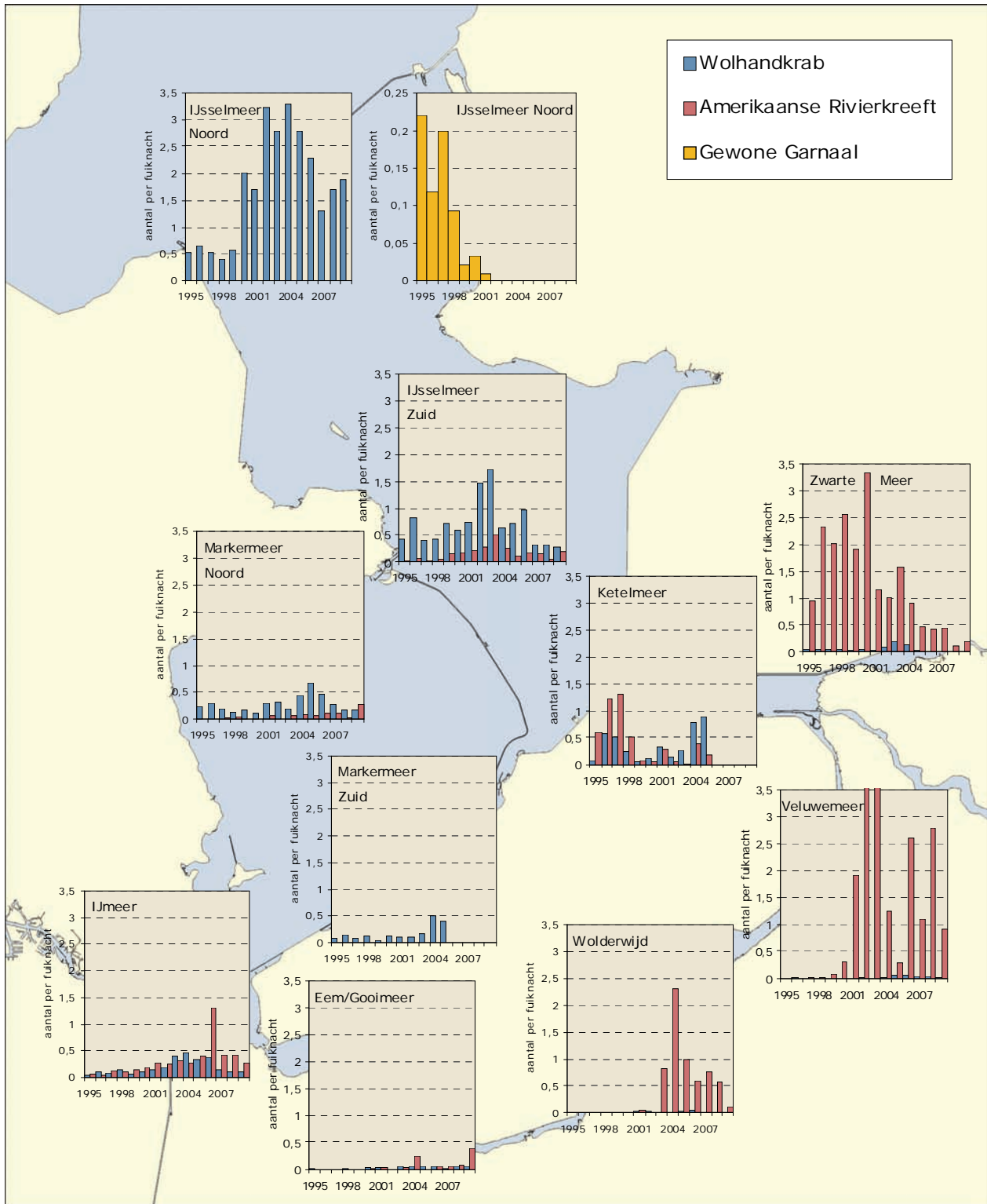
(waarschijnlijk Noord-Amerikaans, een melding die waarschijnlijk deze soort betreft stamt al uit 1762, was tot 1932 algemeen in de Zuiderzee).

Effecten van afsluiting en kolonisatie: tijdelijke explosie van Zuiderzeekrabbetjes

De meeste zoutwatersoorten die in het noorden van de Zuiderzee leefden, verdwenen binnen enkele jaren. Sommige brakwatersoorten uit het zuiden trokken met de verzoeting naar het noorden en maakten een tijdelijke bloei door in relatie tot de tijdelijk brakke situatie in het noorden. Dat was met name het geval met het Zuiderzeekrabbetje. Voor de afsluiting kwam hij alleen in het zuidelijke deel van het gebied voor, maar in 1933-1936 was hij algemeen in het hele IJsselmeer. Tijdens onderzoek naar de sterke opmars van de Wolhandkrab bleek dat het Zuiderzeekrabbetje eind jaren dertig ook talrijk voorkwam in de binnenwateren van Groningen en Friesland. Met de verdere verzoeting verdween hij echter geheel, de laatste vondst in het IJsselmeer werd gedaan in 1943 (overzicht in Adema 1991). In het Noordzeekanaal komt hij echter nog voor.

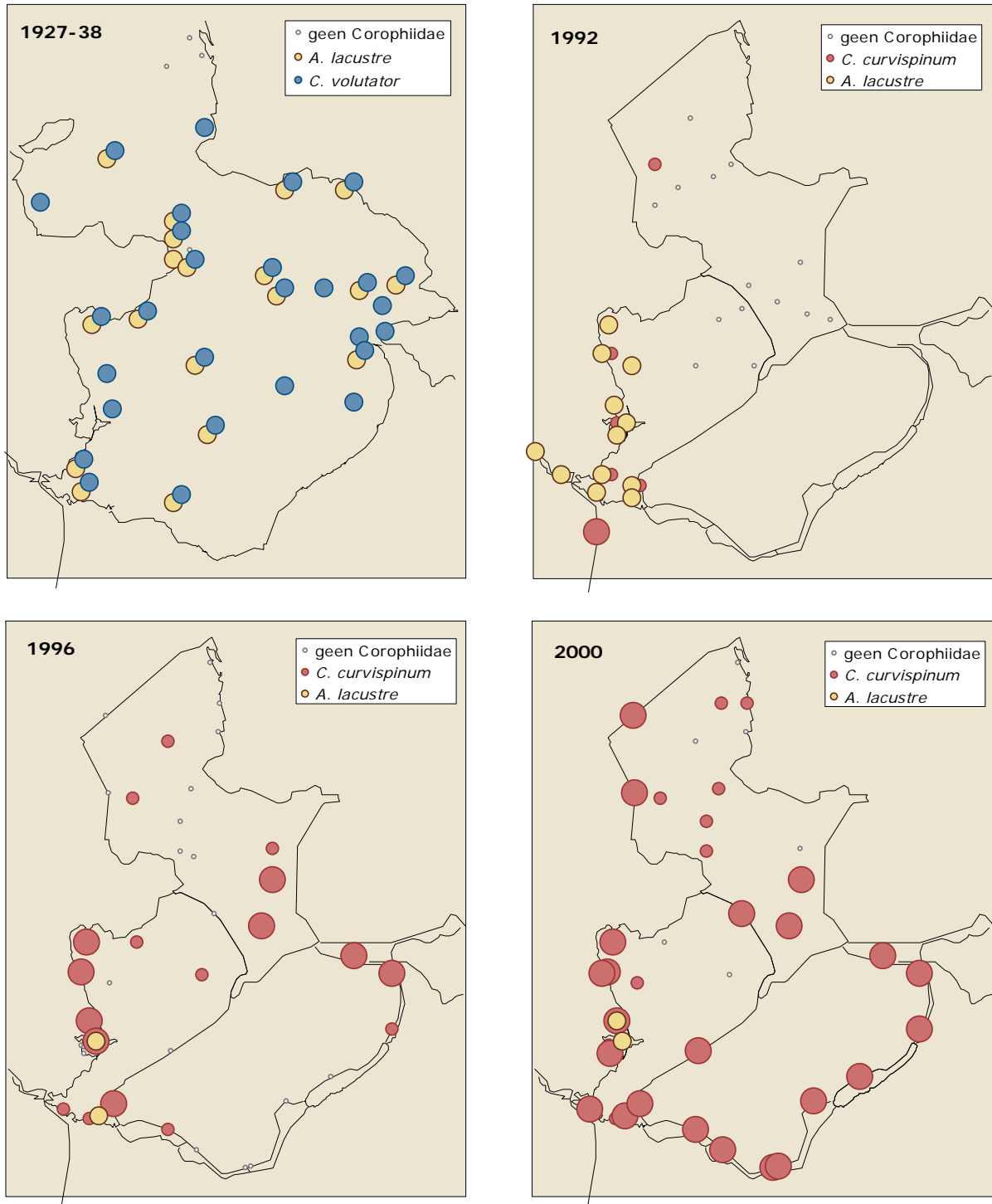
Vacuüm tussen zout en zoet: gespreid bed voor nieuwe exoten

Een groot deel van de estuariene en brakwaterfauna verdween kort na voltooiing van de Afsluitdijk in 1932. Onder de weinige soorten die zich wisten aan te passen waren de aasgarnaal *Neomysis integer*, de vlokreeft *Gammarus duebeni* en de van oorsprong uitheemse Brakwaterpoliep *Cordylophora caspia*. De rest stierf uit binnen enkele jaren en werd vervangen door zoetwatersoorten. Bij de mollusken lijkt daarbij sprake te zijn geweest van een "vacuüm" in 1935, toen de zoute soorten waren uitgestorven en de zoete nog moesten arriveren. De eerste twee die zich vestigden, in 1936, waren exoten, nl. de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* en het Brakwaterhorentje *Potamopyrgus antipodarum*. Eén van de eerste kreeftachtigen die zich vestigde was de Wolhandkrab *Eriocheir sinensis*, die net in 1930 Nederland had bereikt en zich in de jaren daarna vanuit het Lauwerszeegebied sterk uitbreidde. Sindsdien fluctueren de aantallen sterk, waarbij in bepaalde perioden berichten over krabbenplagen in de kranten komen. Dat gebeurde behalve vlak na de introductie ook in de jaren tachtig en recent, nadat de aantallen rond 2000 weer waren toegenomen. Inmiddels lijken de aantallen weer op z'n retour (figuur 5.4.16). In de oeverzones kreeg de vlokreeft *G. duebeni* gezelschap van de zoetwatersoort *G. pulex*, maar beide werden later verdrongen (*pulex* geheel, *duebeni* tot een marginaal voorkomen) door de opkomst van de Tiggervlokreeft *G. tigrinus*, die in 1960 in het IJsselmeer werd uitgezet als visvoer (Pinkster et al. 1992). De Tiggervlokreeft komt sindsdien ook massaal voor op de driehoeksmosselbanken op de bodem van de meren. Daardoor wordt deze bodemgemeenschap al bijna vijftig jaar sterk gedomineerd door een drietal exoten: Driehoeksmosselen die zich hebben vastgehecht op de oude schelpen van Strandgapers en daardoor "kluiten" vormen, waarin en waartussen grote aantallen Tiggervlokreeften leven. De overige soorten van deze gemeenschap zijn grotendeels afhankelijk van de ruimtelijke structuur die door



Figuur 5.4.16

Verspreiding van grotere kreeftachtigen en hun aantalsverloop op grond van fuikvangsten (passieve vismonitoring MWTL).



Figuur 5.4.17

Verspreiding van de slijkgarnalen *Corophium volutator*, *Apocorophium lacustre* en *Chelicorophium curvispinum* over de Zuiderzee voor de afsluiting (Schijfsma 1954) en in het IJsselmeergebied in 1992, 1996 en 2000 (MWTL biotoopbemonsteringen).

de mosselkluitjes gevormd wordt. Ook op en in de stenen dijkbeschoeiingen vinden veel exoten een plek, deels de zelfde soorten als op de mosselbanken, deels andere. Ook de (Gevlekte) Amerikaanse Rivierkreeft *Orconectes limosus*, in Nederland sinds 1968, komt daar nu algemeen voor. Deze soort is echter ook in waterplantenvelden algemeen. In de randmeren kan hij bijvoorbeeld in bepaalde fasen van het ecologisch herstel massaal optreden (figuur 5.4.16). Inmiddels zijn naast de *O. limosus* en de inheemse Europese Rivierkreeft *Astacus astacus* zeven andere uitheemse zoetwaterkreeften in Nederland geconstateerd (Soes & van Eekelen 2006). Geen daarvan is tot nu toe bekend van het IJsselmeergebied, maar de verspreiding van de Rode Amerikaanse Rivierkreeft *Procambarus clarkii*, in Nederland sinds 1985, sluit aan op het IJmeer en het Gooimeer.

Effecten op inheemse macrofauna

Door het verdwijnen van de zout- en getijgradiënten in combinatie met de harde oevers en de relatief gelijkmatige diepteverdeling, verdween een groot deel van de ruimtelijke variatie in flora en fauna. Toch is er met enige moeite nog wel wat variatie te vinden. Tot voor kort werden in de fuiken in het noordelijke IJsselmeer nog steeds Gewone Garnalen (*Crangon crangon*) gevangen. Kennelijk weten die nog wel door de sluizen binnen te dringen, als overblijfsel van de vroegere seizoensritmiek in de Zuiderzee. Rond 2000 nam het aantal in de fuiken echter sterk af en vanaf 2002 zijn ze niet meer gemeld (figuur 5.4.16). Het is mogelijk dat ze in de fuiken door de Wolhandkrabben worden gegeten, maar de afname komt ook nogal overeen met afnames van een aantal vissoorten in diverse bemonsteringsreeksen. Ook de steurgarnaal *Palaemon longirostris*, die geregeld met de electokor werd gevangen, is de laatste jaren niet meer gemeld. Het lijkt onwaarschijnlijk dat predatie door Wolhandkrabben hiervan de (enige) oorzaak is, aangezien deze soort ook in sleepnetmonsters verdwenen is.

Enkele Zuiderzeerelicten onder de macrofauna zijn nog te vinden in het zuidwesten, in het IJmeer en in de Gouwzee in aansluiting op de brakwaterfauna van het Noordzeekanaal. Schijfsma (in De Beaufort 1954) vond het al vreemd dat bijvoorbeeld de slijkgarnaal *Apocorophium lacustre* na de afsluiting geheel verdwenen zou zijn, omdat hij tevens in nagenoeg zoet water voorkomt. Vóór de afsluiting kwam deze soort samen met *Corophium volutator* verspreid over grote delen van de Zuiderzee voor. Ze hadden duidelijk gescheiden niches; *C. volutator* leeft in U-vormige gangen in het sediment van zoute tot brakke wateren, *A. lacustre* maakt buisjes van slib op poliepen, planten of andere ondergrond in brak tot vrijwel zoet water. Na de afsluiting leken beide soorten te zijn verdwenen. Maar bij de start van het monitoringsprogramma van MWTL in 1992 bleek de *A. lacustre* nog voor te komen in het westen van het Markermeersysteem, samen met andere soorten van zwak brak water zoals de pissebed *Cyathura carinata* en de vlokreeft *Gammarus duebeni*, in aansluiting op populaties in het brakke Noordzeekanaal en brakke binnendijkse wateren (figuur 5.4.17). Andere Zuiderzee-soorten hebben zich verder in het Noordzeekanaal teruggetrokken. In het westelijke deel van dit kanaal, waar de zoutgehalten het hoogst zijn, komen Zuiderzeekrabbetjes nog voor, net als andere relictsoorten, zoals platwormen die overeenkomen met *Stylochus flevensis* (Faasse 2003). *Apocorophium* en *Cyathura* komen ook oostelijker in het kanaal voor, aansluitend op de populaties in het IJmeer. Het is mogelijk dat het in het IJmeer en de Gouwzee werkelijk gaat om een continu voorkomen sinds de Zuiderzeeperiode,

maar het is ook denkbaar dat ze dit gebied hebben geherkoloniseerd vanuit het Noordzeekanaal in de jaren zestig en zeventig, toen de zoutgehaltenes in het Markermeer verhoogd waren (zie figuur 4.1.2).

Recente toename van introducties: Ponto-Kaspische invasies, verschuivingen in soortensamenstelling en diversiteit

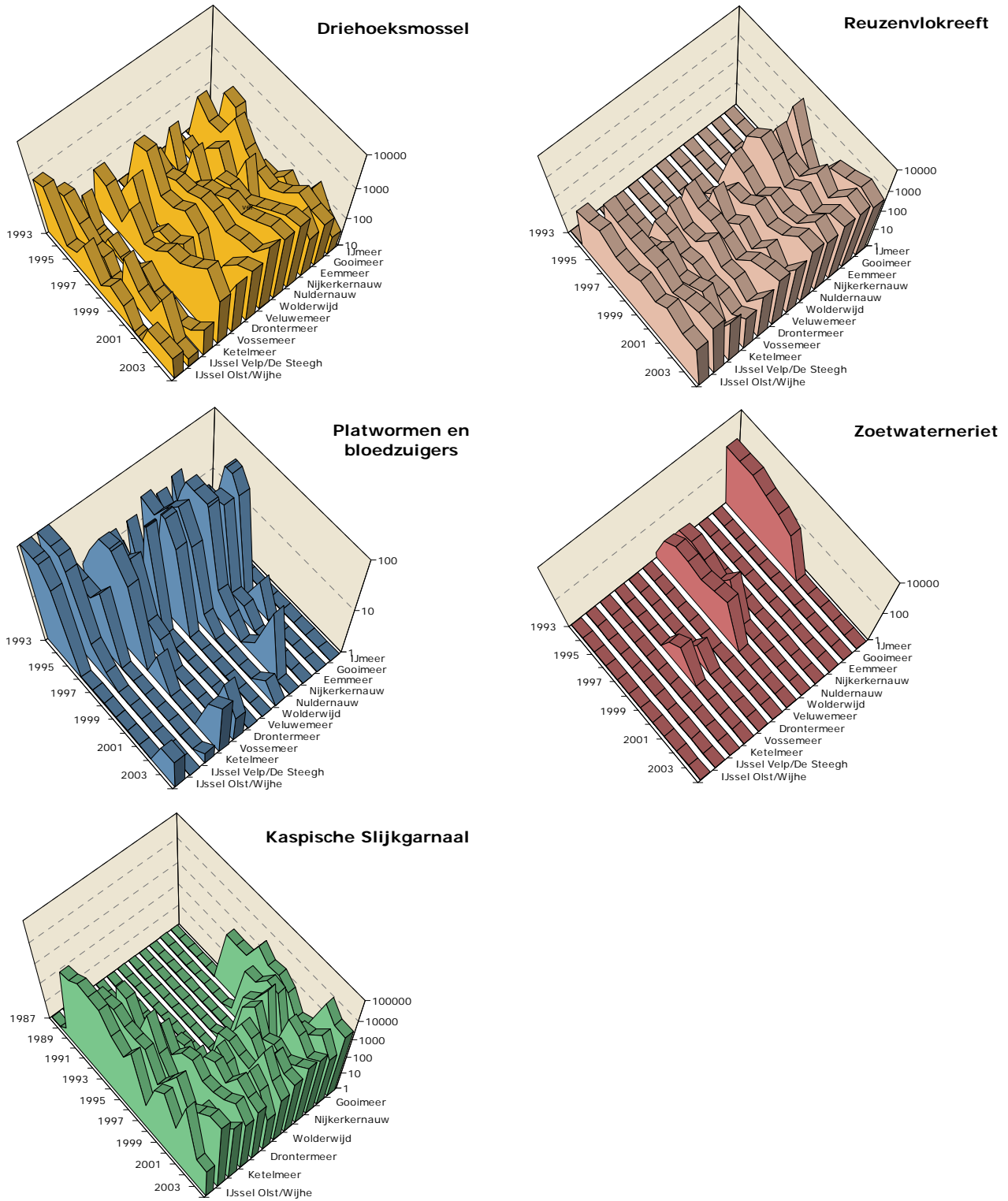
Vanouds speelden opzettelijke introducties (*Mya arenaria*, *Gammarus tigrinus*) en vooral het lozen van uitheems ballastwater een rol bij de opeenvolging van exoten. Recent winnen andere mechanismen terrein, zoals de aquariumhandel (diverse kreeftensoorten, het slakje *Ferrissia wauteri*) en vooral de aanleg van kanalen die stroomgebieden van rivieren verbinden.

Na 1990 is de frequentie waarmee exoten in Nederland arriveren sterk toegenomen door een golf introducties uit het stroomgebied van de Donau. Toename van mobiliteit en veranderingen in infrastructuur hebben daaraan bijgedragen, met name de opening van een verbinding tussen het Donau- en het Rijnsysteem in Duitsland in 1992, maar ook bijvoorbeeld het sterk gegroeide aanbod aan soorten in de aquariumhandel (diverse waterplanten, kreeften). Bijna elk jaar worden nieuwe exoten ontdekt, met name uit de groep van de kreeftachtigen.

Kaspische slijkgarnaal: bezetting oppervlak stenen

De Kaspische Slijkgarnaal *Chelicorophium curvispinum* is één van de kolonisten uit het Ponto-Kaspische gebied. Hij bereikte Nederland al vóór de recente hoos van na 1992, na een langdurige reis via een veel ingewikkelder complex van rivieren en kanalen door Polen en Noord-Duitsland (Mittellandkanal, Bij de Vaate et al. 2002). Hij bereikte uiteindelijk in 1990 de benedenloop van de IJssel en koloniseerde waarschijnlijk in 1992 het IJsselmeer en Markermeer. Tussen 1993 en 1998 werden geleidelijk ook de randmeren gekoloniseerd, veel langzamer dus dan het IJsselmeer en het Markermeer (Noordhuis et al. 2009; figuur 5.4.18). Deze slijkgarnaal leeft in een buisje van slib dat op een harde ondergrond is gehecht, waardoor de mobiliteit beperkt is. Verspreiding vindt grotendeels door drift plaats, vooral tijdens de nacht (van Riel et al. 2007), waardoor als gevolg van de stroomrichting de centrale randmeren minder snel zijn gekoloniseerd dan het IJsselmeer (vanuit de IJssel) en Markermeer (vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal).

In de Rijn bereikte de Kaspische Slijkgarnaal zulke hoge dichtheden dat de gekoloniseerde stenen met een laag slib werden bedekt. Zorgen om plaatsconcurrentie met Driehoeksmosselen in de rivieren bleken echter niet terecht, want de toename bleek in elk geval in de IJssel gepaard te gaan met een opleving van de dichtheid van Driehoeksmosselen op de stenen oeverbeschoeiingen, waarbij de dichtheden echter lager bleven dan in de stromende wateren. De toename ging hier gepaard met een tijdelijke toename van het aantal aangetroffen soorten (Noordhuis et al. 2009).



Figuur 5.4.18

Veranderingen in de abundantie van Reuzenvlokreef, platwormen en bloedzuigers, Zoetwaterneriet en Driehoeksmossel op stenen in de randmeren vanaf 1993 en die van de Kaspische Slijkgarnaal vanaf 1987.

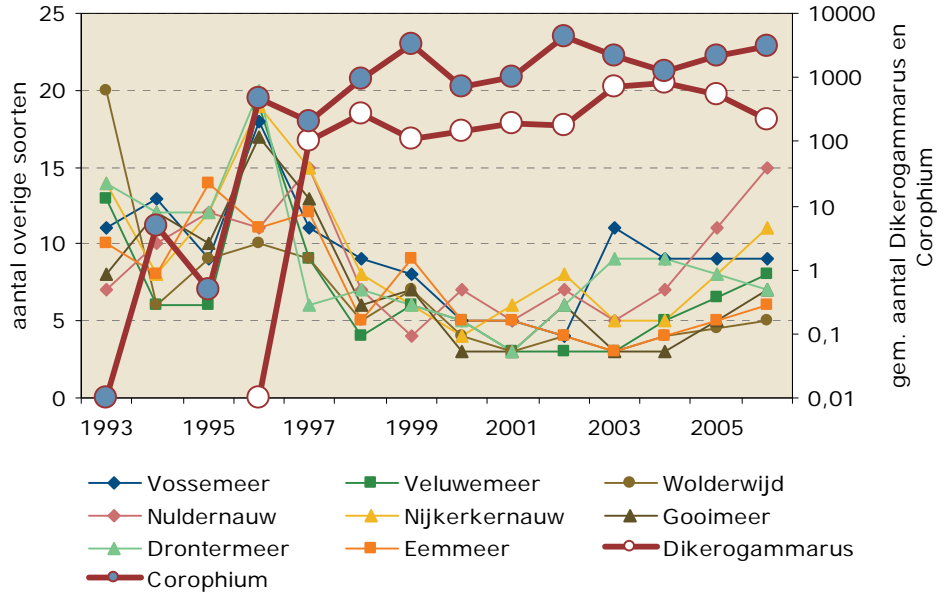
Wel was er een sterk negatief effect op de verspreiding van de inheemse verwant *A. lacustre*, die tegelijk met de eerste waarnemingen van *C. curvispinum* in 1992 in het Markermeersysteem was herontdekt. Beide soorten hebben een soortgelijke levenswijze en zijn daarmee potentiële concurrenten. *C. lacustre* was dat jaar in de IJssel opgerukt tot Wijhe en had het IJsselmeer nog niet bereikt (afgezien van een geïsoleerde vondst bij de Zeughoek). Het Markermeer was echter al wel bereikt, wellicht via het Amsterdam-Rijnkanaal; op een viertal locaties, alle in het verspreidingsgebied van *A. lacustre*, werden kleine aantallen gevonden. De volgende van de vierjaarlijkse bemonsteringen lieten echter veel hogere dichtheden zien in het gehele IJsselmeergebied, terwijl *A. lacustre* was teruggedrongen tot slechts enkele locaties met lage dichtheden. Hoewel *A. lacustre* bij de laatste bemonstering in 2004 nog steeds op enkele locaties voorkwam, lijkt het voortbestaan in het open water van het Markermeer door de komst van de Kaspische Slijkgarnaal bedreigd.

Reuzenvlokreeft: afname diversiteit langs de oevers

De Reuzenvlokreeft *Dikerogammarus villosus*, niet gebonden aan substraat, liet een veel stormachtiger opmars zien (figuur 5.4.18). Hij bereikte Nederland via het Main-Donaukanaal in 1994, koloniseerde de IJssel in 1995 (tot Velp) en 1996, en het gehele IJsselmeergebied, inclusief alle randmeren, in 1997. In de Veluwerandmeren arriveerde *Dikerogammarus* daarmee eerder dan *Chelicorophium*. Door de hoge dichtheden werd wel gedacht dat de aanwezigheid van de slijkgarnalen de opmars van *Dikerogammarus* heeft gefaciliteerd door als stapelvoedsel te dienen, maar dat is hier dus niet het geval geweest. In de IJssel veranderde de samenstelling van de macrofauna in 1995 niet alleen door de komst van *Dikerogammarus* in Velp, maar tevens door een afname van het aantal Driehoeksmosselen, ook op de locaties waar de vlokreeft nog niet was gearriveerd. De Reuzenvlokreeft is hier dus niet de oorzaak van, maar heeft eventueel herstel van de mosseldichtheden tegengehouden (Noordhuis et al. 2009). Zowel in de IJssel als in de randmeren ging de komst van de Reuzenvlokreeft gepaard met een afname van de aantallen aangetroffen overige macrofaunasoorten op de stenen oeverbeschoeiingen (figuur 5.4.19). Sterke afname is bijvoorbeeld geconstateerd bij platwormen en bloedzuigers (figuur 5.4.18). De Reuzenvlokreeft bleek in Nederland zeer vraatzuchtig te zijn (Platvoet et al. 2009). Deze vraatzucht zou een oorzaak kunnen zijn voor de sterk afgenomen trefkans van een groot aantal macrofaunasoorten in de randmeren, mogelijk deels versterkt door consumptie tussen monsternamen en fixatie van de monsters. De vlokreeft werd er tevens van verdacht Driehoeksmosselen los te knippen van hun substraat. Ook consumptie van op stenen afgezette eieren zou sommige soorten kunnen hebben gedecimeerd; er waren suggesties voor een verband met de afname van de Rivierdonderpad (par. 5.5) en het schijnbaar volledige verdwijnen de Zoetwaterneriet uit de meren, twee jaar na de komst van *Dikerogammarus* (figuur 5.4.18).

Figuur 5.4.19

Verloop van de dichtheden van de Kaspische Slijkgarnaal en de Reuzenvlokreeft, en van het aantal overige soorten op stenen in de randmeren.



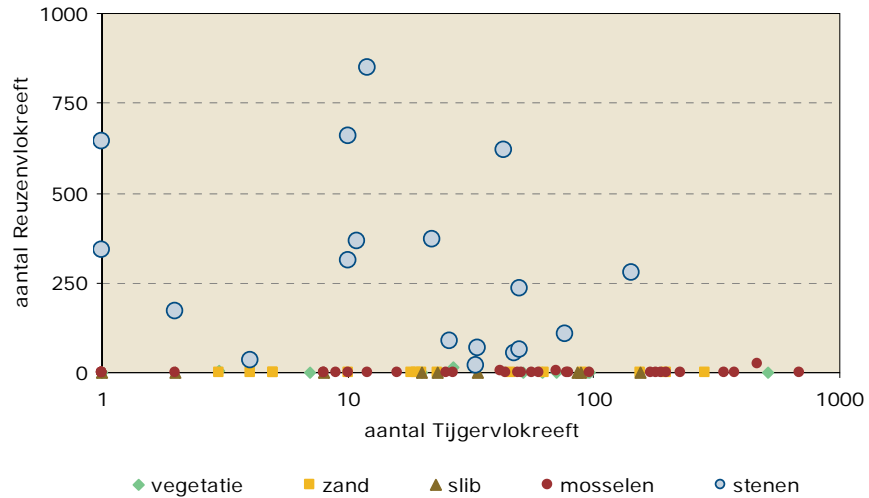
Echter: in detail verschilt de timing van de komst van *Dikerogammarus* van die van de afname van de soortenrijkdom: In de IJssel gaat de afname van bijvoorbeeld platwormen en bloedzuigers vooraf aan de komst van de Reuzenvlokreeft, en in het Eemmeer komen ze juist het eerste jaar samen volop voor (Noordhuis et al. 2009). De nieuwe Ponto-Kaspische platworm *Dendrocoelum romanodanubiale* weet bovendien in de IJssel bovendien wel degelijk toe te nemen, recente opleving lacteum in de randmeren betreft mogelijk ook deze soort.

De soortenrijkdom lijkt eerder gerelateerd aan de hoeveelheid chlorofyl, die rond de komst van de vlokreeften in de randmeren relatief sterk gedaald is, waarschijnlijk op zijn beurt weer gerelateerd aan het herstel van de populatie Driehoeksmosselen in de randmeren. Dit koppelt de afname in abundantie en soortenrijkdom aan de veranderingen in waterkwaliteit.

Tenslotte blijkt dat de Reuzenvlokreeft nagenoeg alleen op de stenen langs de oevers voorkomt, en bijvoorbeeld niet of nauwelijks in de mosselbanken op de bodem van de meren of in de watervegetatie (figuur 5.4.20). Hier domineert nog steeds de Tjigervlokreeft *Gammarus tigrinus*. Interessant is de recente herontdekking van een populatie Zoetwaternerieten die in mosselkluutjes leven op de bodem van het IJsselmeer (bij de Vaate et al. 2010). De invloed van de Reuzenvlokreeft op zijn omgeving is dus waarschijnlijk nogal overschat.

Figuur 5.4.20

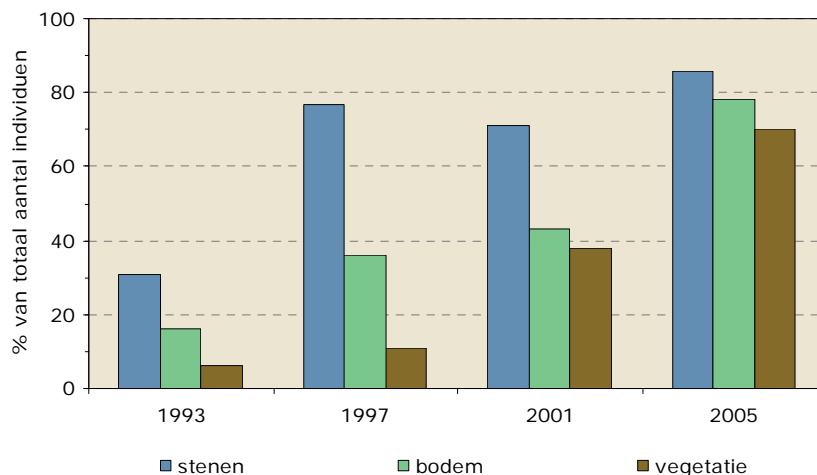
Relatie tussen de aantallen Tiggervlokreeften en de aantallen Reuzenvlokreeften op verschillende substraattypen in het IJsselmeergebied, op basis van MWTL biotoopbemonsteringen uit 2000 (IJsselmeer en Markermeer) en 2001 (Randmeren).



De bodemfauna en de gemeenschappen van de vegetaties zijn dus relatief weinig beïnvloed door de komst van de Kaspische Slijkgarnaal en de Reuzenvlokreeft. Ook meer in het algemeen zijn de meest natuurlijke habitats het minst gevoelig voor beïnvloeding door exoten. Toch gaat de kolonisatie gestaag door, en worden zolangzamerhand ook deze habitats aantalsmatig door exoten gedomineerd (figuur 5.4.21). Vaak is een zeer klein aantal of zelfs één enkele soort daar verantwoordelijk voor, zoals de recent massaal in de vegetatie aanwezige aasgarnaal *Limnomysis benedeni*. De enige remedie tegen dominantie van exoten is het behoud van een goede variatie aan habitats. De meest succesvolle exoten veroveren hun eigen niche in de macrofauna en krijgen soms een speciale betekenis, bijvoorbeeld door hun plaats in de voedselketen of door filtratie en invloed op de waterkwaliteit.

Figuur 5.4.21

Veranderingen in het aandeel van exoten in het totaal aantal macrofauna-individueen in de biotoopmonsters van de randmeren.



INTERMEZZO: Exoten in het IJsselmeergebied

De volgende soorten van uitheemse oorsprong zijn in de meren van het IJsselmeergebied aangetroffen. Van enkele andere soorten is niet goed bekend in hoeverre ze inheems zijn, zoals het slakje *Ferrissia wautieri* ("Smurfslak") en het glaskreeftje *Leptodora kindtii*.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	in Ned	Oorsprong	ab.	bijz. IJsselmeergeb.
<i>Dreissena polymorpha</i>	Driehoeksmossel	1826	Ponto-Kaspisch	***	sinds 1936
<i>Cordylophora caspia</i>	Brakwaterpoliep	1874	Ponto-Kaspisch	***	uit Zuiderzee
<i>Physella acuta</i>	Puntige Blaashoren	1870	Z-Europa/Afrika	*	Vel t/m Eemmeer
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	Eeltslak	1870	Ponto-Kaspisch	*	grillig voorkomen
<i>Orchestia cavimana</i>	Oevervlokreeft	1878	Ponto-Kaspisch	*	Ketelmeer 2007
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Brakwaterhorentje	1890	Nieuw-Zeeland	***	sinds 1936
<i>Proasellus meridianus</i>	(pissebed)	1924	Zuid-Europa	*	RM niet sinds 1996
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese Wolhandkrab	1929	ZO-Azië	**	uit Zuiderzee?
<i>Craspedacustra sowerbyi</i>	Zoetwaterkwalletje	1930	Oost-Azië	*	
<i>Dugesia tigrina</i>	Tijgerplatworm	<1934	Noord-Amerika	*	RM niet sinds 1997
<i>Proasellus coxalis</i>	(pissebed)	1901-1950	Mid. Zeegebied	*	RM niet sinds 1997
<i>Gammarus tigrinus</i>	Tijgervlokreeft	1960	Noord-Amerika	***	uitgezet 1960
<i>Orconectes limosus</i>	Gevlekte Am. Rivierkreeft	1978	Noord-Amerika	**	
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	(borstelworm)	1977-1982	Noord-Amerika	*	
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Kaspische Slijkgarnaal	1987	Ponto-Kaspisch	***	sinds 1992 (-1998)
<i>Corbicula fluminea</i>	Aziatische Korfmossel	1988	Oost-Azië	***	
<i>Corbicula fluminalis</i>	Toegeknepen Korfmossel	1988	Oost-Azië	*	weer verdwenen?
<i>Chaetogammarus ischnus</i>	(vlokreeft)	1991	Ponto-Kaspisch	*	
<i>Dikero gammarus villosus</i>	Reuzenvlokreeft	1994	Ponto-Kaspisch	***	overall sinds 1997
<i>Hypania invalida</i>	(borstelworm)	1995	Ponto-Kaspisch	**	
<i>Limnomysis benedeni</i>	Slanke Aasgarnaal	1997	Ponto-Kaspisch	***	
<i>Hemimysis anomala</i>	Bloedrode Aasgarnaal	1997	Ponto-Kaspisch	*	
<i>Jaera istri</i>	Donaupissebed	1997	Ponto-Kaspisch	***	
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>	(platworm)	1999	Ponto-Kaspisch	*	IJmeer 2007
<i>Caspihalacarus hyrcanus</i>	(watermijt)	2000	Ponto-Kaspisch	*	
<i>Dreissena rostriformis bugensis</i>	Quagga Mossel	2006	Ponto-Kaspisch	*	Ketel, IJsselm 2007



Jonge Spiering in het IJsselmeer. Foto's Stef van Rijn.

5.5 Vis

De samenstelling van de visbestanden is in de loop der jaren sterk veranderd onder invloed van veranderingen in met name waterkwaliteit en visserijdruk.

Ecologisch herstel in de randmeren is gepaard gegaan met afname van de totale visbiomassa, beëindiging van de dominantie van Brasem in het midden van de jaren tachtig, toename van Baars en Blankvoorn en uiteindelijk ook van plantenminnende soorten als Snoek, Rietvoorn en Zeelt. Enkele soorten zijn talrijk geweest in het eerste stadium van herstel, zoals Grote en Kleine Modderkruiper en Driedoornige Stekelbaars.

In het IJsselmeer en Markermeer is vooral rond 1990 de totale biomassa van vis afgenomen, vooral door afname van Brasem en Blankvoorn. Kleinere soorten als Pos, maar ook Driedoornige Stekelbaars en Rivierdonderpad namen (tijdelijk) toe. Spiering vertoonde een doorgaande afname, die ook in de randmeren is opgemerkt.

Toename van de commerciële interesse in Brasem is in de jaren negentig mogelijk verbonden geweest met de toename van de waterplanten in alle delen van het IJsselmeergebied en met de terugkeer van mosselen in de randmeren.

Sinds 2000 lijkt sprake van een nieuwe herschikking van het visbestand, met opvallende ontwikkelingen als (versnelde) afname bij een breed palet aan soorten, zoals Aal, Bot, Brasem, Kolblei, Zeeforel, Rivierprik, Rivierdonderpad, Driedoornige Stekelbaars, maar ook Gewone Garnaal en steurgarnaal. Daartegenover staan een (tijdelijke) opleving van de Wolhandkrab en opvallende recente toenames van Alver en Winde. Hiervoor is een complex van oorzaken denkbaar, die voor een belangrijk deel niet alleen in het IJsselmeergebied spelen.

Vis en visserij zijn vanouds een zeer belangrijk aspect van de Zuiderzee en het IJsselmeergebied. Bekend is de oude visserij op Zuiderzeeharing en Ansjovis. In de negentiende eeuw was deze visserij uiteindelijk van nationale, economische betekenis. De Zuiderzeeharing was een relatief korte (een wervel minder), dikke variant van de Haring, die zou zijn uitgestorven na de afsluiting van de Zuiderzee. De Ansjovis verdween in de jaren zestig uit de Waddenzee. Een partij Haring die in 2006 door een Texelse visser werd gevangen, is echter door het NIOZ als Zuiderzeeharing herkend, en de laatste jaren worden ook weer scholen Ansjovis in de Waddenzee aangetroffen (informatie Ecomare, www.natuurinformatie.nl).

In het nieuwe IJsselmeer ontstond na de afsluiting in enkele jaren een nieuwe visgemeenschap, die bestond uit zoetwatervis en enkele van de oude estuariene soorten die het in zoet water volhielden, zoals Aal, Bot en Spiering. De

laatstgenoemde soort ging de hele levenscyclus in het IJsselmeer volbrengen, en vormde dus een nieuwe, "land-locked" populatie. De zoetwatervorm blijft kleiner dan de Spiering in de Waddenzee, zoals ook bij andere zalmachtigen gebeurt bij ingesloten populaties. Snoekbaars, die eind negentiende eeuw als exoot in Nederland met open armen was ontvangen, werd uitgezet ten behoeve van de visserij. Aanvankelijk werd vooral op Aal gevist met kuilnetten, totdat deze visserij aan zijn eigen succes ten onder ging met het kuilverbod van 1970. De bijvangsten waren zo omvangrijk dat onder de vissers al jaren verdeeldheid was ten aanzien van schade aan het totale visbestand. Afgezien van wat aasvisserij werd sindsdien alleen passief gevist, met fuiken, aalkisten en hoekwant op Aal en met staand want op Baars en Snoekbaars. Recent zijn diverse pogingen gedaan om de hoge visserijdruk enigszins te reduceren. De belangrijkste maatregel is tot dusver een sterke reductie van de fuikvisserij in 2007.

Effecten visserij zijn onder meer zichtbaar in de lengteverdeling van de Snoekbaars. Maatse vis vertegenwoordigt van nature ongeveer drie kwart van de totale biomassa, bij lichte bevissing is dat de helft (maatlat vis KRW, visplan VBC IJsselmeer/Markermeer). In het IJsselmeergebied bestaat de vangst in de kuilvisserij vrijwel alleen uit 0+ Snoekbaars (de nieuwste jaarklasse). De (deels aangevoerde) maatse vis vertegenwoordigt slechts 11% van de totale biomassa (toetsing IJsselmeer 2008, T. Pelsma).

In de randmeren werd lange tijd alleen op Aal gevist. De hoeveelheid Brasem nam hier met de eutrofiëring sterk toe. In het Wolderwijd werd Brasem verwijderd als beheersmaatregel, en elders nam de hoeveelheid Brasem weer af naarmate de soort commercieel interessant werd in de jaren negentig.

Onder de minder talrijke vissoorten in het IJsselmeergebied zijn diverse soorten trekvis, die vooral in het IJsselmeer en Ketelmeer te vinden zijn. Verder leven er bodembewoners van mosselbanken en waterplanten zoals de Rivierdonderpad en de Kleine Modderkruiper, waarvoor Natura 2000 doelen gelden. Diverse exoten koloniseren anderzijds de laatste jaren het IJsselmeergebied.

5.5.1 Ontwikkelingen visstand IJsselmeer en Markermeer

Joep de Leeuw

Ontwikkelingen in de vismonitoring

De monitoring met de grote kuil wordt door Wageningen IMARES (voorheen het RIVO) uitgevoerd met behulp van het onderzoeksvaartuig "de Stern" van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en is gericht op de algemene en commercieel belangrijke vissoorten (Van Overzee *et al.*, 2008). Inmiddels is de aalstand zo ver teruggelopen dat de vangsten met de grote kuil onvoldoende feitelijke informatie opleveren over de aalstand. Vanaf 1989 worden aal en bot daarom bemonsterd met een efficiënter vistuig: de elektrokor. Dit is een kleiner sleepnet met een boom van 3 m waarmee met behulp van elektropulsen bodemvis gevangen wordt.

Sinds 1989 zijn ook de werkmethoden van deze vismonitoring gestandaardiseerd: ieder najaar wordt een vast aantal trekken uitgevoerd op een vast aantal stations. De bemonstering vindt jaarlijks plaats aan het eind van het groeiseizoen (oktober en november), waardoor de jonge visstand van dat jaar goed in beeld komt. Wanneer de jonge generatie van een vissoort talrijk is in het najaar

spreken we van een sterke jaarklasse. Door middel van leeftijdsbepaling van schubben en/of vinstralen blijkt voor de meeste soorten een sterke jaarklasse nog jaren later de vangsten te domineren. Aangezien deze bemonstering jaarlijks informatie over aal, snoekbaars, baars, pos, spiering, blankvoorn, brasem en bot oplevert, is het mogelijk om het verloop van deze soorten door de tijd heen te volgen (Figuur 5.5.1).

Naast de ontwikkeling van de dominante vissoorten in het IJsselmeer kwam steeds meer belangstelling voor de soortenrijkdom in de Nederlandse rijkswateren. Recent is met de vaststelling van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Europese Habitatrichtlijn (HR) de aandacht gericht op een natuurlijke visstand en bescherming van gevoelige soorten zoals Grote Modderkruiper en Bittervoorn. Ook is de focus binnen het visserijbeleid verschoven naar een meer duurzame, ecologisch verantwoorde manier van vissen, zonder onbedoelde bijvangst van zeldzame vissen en vogels. De behoefte aan informatie verandert hierdoor. Waar in eerste instantie de bevisbare visstand centraal stond, gaat nu de interesse uit naar de algehele ecologische toestand van visbestanden. Het in 1966 opgezette en in 1989 aangepaste reguliere bemonsteringsprogramma bleek door de specifieke aandacht voor algemene en commerciële soorten hiervoor niet voldoende te zijn. De beroepsvissers zijn daarom bij de bemonstering betrokken: zij voeren sinds 1993 een monitoring met passieve vistuigen (fuiken) uit. Voor de Nederlandse rijkswateren registreren zij de vangsten van de commerciële fuikenvisserij op aal van mei tot en met oktober op verschillende locaties. Hiervan bevinden vijf locaties zich in het IJsselmeer of Markermeer (Wiegerinck *et al.*, 2008). De veelvoorkomende soorten Baars, Snoekbaars, Brasem, Pos, Blankvoorn en Spiering worden in deze monitoring niet geregistreerd. Hierdoor is dit monitoringsprogramma complementair aan de jaarlijkse bemonstering met de grote kuil en de elektrokor. De laatste tien jaar is ook een groeiende belangstelling ontstaan voor de ontwikkeling en het herstel van populaties van zeldzame soorten trekvis (o.a. Zalm, Zeeforel, Houting). In het najaar van 1994 is een specifiek bemonsteringsprogramma van zeldzame vissoorten gestart. Binnen dit programma wordt samengewerkt met enkele beroepsvissers die van enkele fuiknetten het hele jaar door de vangsten van Diklipharder, Fint, Grote Marene, Houting, Regenboogforel, Rivierprik, Roofblei, Zalm, Zeeforel en Zeeprik systematisch bijhouden (Leijzer *et al.*, 2007). Hierdoor weten we dat voor een aantal zeldzame trekkende soorten (Rivierprik, Zeeforel en Zalm) de aantallen relatief stabiel zijn en dat er een duidelijke toename is van de aantallen Zeeprik en Houting. De houting heeft geprofiteerd van uitzettingen in Duitsland en inmiddels lijkt er sprake van een zichzelf in stand houdende populatie.

De Europese Kaderrichtlijn Water bepaalt dat ook limnofiele soorten (bijvoorbeeld zeelt, ruisvoorn) bemonsterd en beoordeeld moeten worden. Dit zijn over het algemeen soorten die bij voorkeur in plantenrijke natuurlijke oevers gedijen. Het IJsselmeer is grotendeels ingedamd door dijken van basaltblokken, met slechts sporadisch ondiepe oeverzones met rietstroken of fonteinkruidvelden. In 2007 is begonnen vis te inventariseren in de oeverzones met behulp van het elektrisch schepnet en, bij flauwe zandige oevers, met de zegen. Behalve voor de KRW levert dat ook informatie voor de Europese Habitatrichtlijn die gericht is op bescherming van gevoelige habitats en soorten (zoals Grote en Kleine Modderkruiper, Rivierdonderpad en Bittervoorn). De eerste oeverbemonsteringen

laten interessante resultaten zien. Hoewel de hoeveelheid natuurlijke oever beperkt is, vinden we in de plantenrijke oevers soorten als Kleine Modderkruiper, Zeelt, Ruisvoorn, Bittervoorn en Karper, die verder nauwelijks in het IJsselmeer en Markermeer gesignaleerd worden. Jonge Windes blijken talrijk en op zandige oevers worden ook soorten als Roofblei gevonden. Ondanks het feit dat de oeverbemonstering pas sinds 2007 uitgevoerd wordt, zijn er al twee vissoorten (Vetje en Witvingrondel) geregistreerd die nog nooit tijdens de andere monitoringsprogramma's geregistreerd zijn.

De verschillende onderdelen van het vismonitoringsprogramma zijn dus sterk complementair omdat ze verschillende habitats (open water of oever) en zeldzaamheidsklassen (algemene soort gebiedsdekkend, zeldzame met fuiken) dekken en inspelen op verschillen in vangbaarheid (kuil en elektrokor, actieve en passieve vistuigen). Zo ontstaat een genuanceerd beeld van de ontwikkelingen in een breed scala aan soorten.

Veranderingen in de visstand

Figuur 5.5.1 laat zien dat er sinds de routinematige bemonsteringen met de grote kuil in 1970 grote veranderingen zijn geweest in de visstand. De periode van begin jaren 70 tot eind jaren 80 was relatief visrijk. Van de periode daarvoor zijn geen gestandaardiseerde bemonsteringen bekend, maar op basis van de commerciële vangsten op aal, baars en snoekbaars wisselde de visstand in samenhang met perioden met meer of minder (over)bevissing (De Leeuw et al. 2008). Na 1976 bij de afsluiting van het Markermeer nam de visstand in het Markermeer geleidelijk aan af. In het IJsselmeer leek eerst sprake van een toename gevolgd door een sterke afname eind jaren '80. Er traden ook soortverschuivingen op.

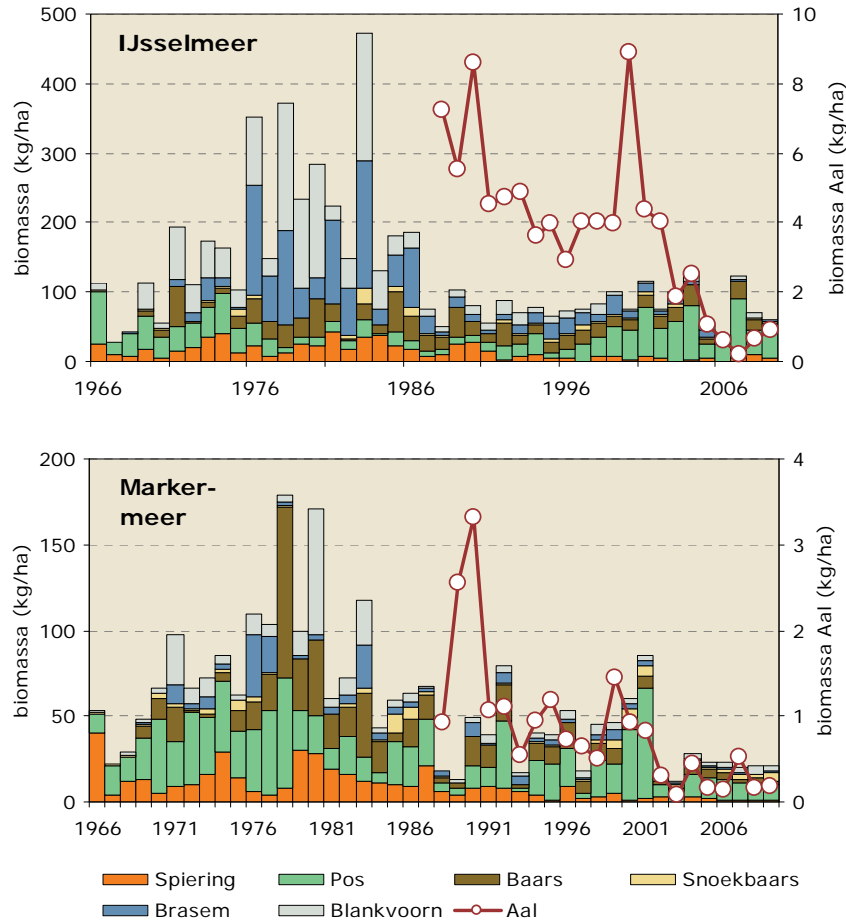
In onderstaande worden veranderingen in de visstand van IJsselmeer en Markermeer toegelicht aan de hand van de zeven meest algemene soorten (figuur 5.5.1) en vier schaarsere soorten (figuur 5.5.2).

Aal

Vanaf de jaren 60 nam de vangst van aal in het IJsselmeer al af, gevolgd door een sterke afname van de glasaalintrek sinds 1980. Deze trends zijn zichtbaar in heel Europa (Dekker 2004). De complexe biologie van Aal (Sargossozee, groei onbekend, maar langlevende soort, populatie over groot deel van Europa, sterk migrerend, variabel dieet en habitatkeuze) maakt het moeilijk oorzaken aan te wijzen. Tegelijkertijd is duidelijk dat vele factoren bijdragen aan de achteruitgang van Aal. (Over)bevissing, habitatvermindering, problemen met migratie van zee naar rivieren en van rivieren naar kleine wateren door barrières als stuwen en sluizen, en de migratie naar zee die gehinderd wordt door barrières en sterfte door waterkrachtcentrales, giftige stoffen die lang in het vet worden opgeslagen, zijn allemaal factoren die zijn onderzocht en die waarschijnlijk bijdragen aan de achteruitgang.

Figuur 5.5.1

Ontwikkeling van de visstand in IJsselmeer en Markermeer op basis van bemonsteringen met de grote kuil (staafdiagram, linker-as) en, voor aal, elektrokor (lijn, rechter-as). De visbiomassa is hier een gestandaardiseerde index (kg gevangen per ha waarover het bodemnet is gesleept). Door verschillen in vangbaarheid tussen soorten, kunnen sommige soorten relatief over- of ondervertegenwoordigd zijn.



Baars en Snoekbaars

Baars en Snoekbaars zijn de belangrijkste roofvissen van het IJsselmeer en Markermeer en een belangrijke doelsoort voor de commerciële visserij. De intensieve visserij speelt een belangrijke rol in de bestandsontwikkelingen. Snoekbaars groeit sneller en wordt groter dan baars, maar beide soorten worden met dezelfde typen netten (staand want) gevangen, al verschilt de optimale maaswijdte voor beide soorten. Beide soorten kennen ook de nodige jaarklassterktevariatie (Buijse & Dekker 1996, De Leeuw et al. 2008). Jonge Baars en Snoekbaars worden ook veelvuldig bijgevangen in aalvistuigen (vroeger grote kuil, na 1970 vooral fuiken). Daardoor is een optimale gemengde visserij moeilijk te realiseren. Na het kuilverbod in 1970 namen de baars en snoekbaarsstand scherp toe, even als de visserij op beide soorten. Toen de kuilvisserij door een fuikvisserij was vervangen en de nettvisserij toenam in de jaren 70 is de roofvisstand altijd laag gebleven, zij het met fluctuaties in de bestanden als gevolg van jaarklassterktevariatie. Door klimaatveranderingen is Snoekbaars sneller gaan groeien en de soort plant zich ook eerder voort dan voorheen. Beide roofvissen hebben een voorkeur voor Spiering, zeker wanneer Baars en Snoekbaars beginnen piscivoor te worden. Het is nog onduidelijk in hoeverre het teruglopende spieringbestand doorwerkt op het roofvisbestand en de bestanden van alternatieve prooien (Blankvoorn, Pos en kannibalisme).

Brasem en blankvoorn

Brasem komt vooral voor in het IJsselmeer. Vermoedelijk spelen de Friese boezemwateren een belangrijke rol als paaigebied. Daarnaast is het IJsselmeer productiever dan het Markermeer. Brasem was vooral in de eutrofe '70-er en '80-er jaren algemeen. De opkomst van de grote zegenvisserij, een grotendeels ongedocumenteerde visserij waarbij miljoenen kilo's Brasem levend werden overgebracht naar o.a. Belgische visvijvers, heeft het bestand enorm uitgedund en verjongd. Na de sterk verminderde inkomsten op Aal, Baars en Snoekbaars, worden Brasem en Blankvoorn ook meer aangeland in de nettenvisserij. Blankvoorn was in de rijke visjaren een belangrijke consument van driehoeksmosselen.

Spiering

De Spiering is een belangrijke prooi voor Baars, Snoekbaars, vogels en visserij. De soort was algemeen in de visrijke zeventiger en tachtiger jaren. Sinds begin jaren tachtig bestaat er een belangrijke visserij op Spiering in de paaiperiode (maart). Het bestand is echter sinds eind jaren tachtig zeer sterk teruggelopen. Onduidelijk is in hoeverre de voedselbasis (productiviteit vertaald in zoöplanktonproductie) hierbij een rol speelt, of veranderingen in de helderheid van het water (lichtmijdend gedrag), of effecten van warme zomers (verhoogde kans op sterfte wanneer algenbloei en hoge temperatuur vermoedelijk leiden tot zuurstofarme condities).

Pos

Pos is een baarsachtige die als enige algemene soort niet commercieel wordt bevestigd. Deze slijmerige, stekelige vis is een typische benthosetier die al op jonge leeftijd volledig van bodemorganismen leeft. Pos is de enige soort die duidelijk een toename liet zien in de jaren negentig. Mogelijk heeft de verminderde concurrentie met brasem hier mee te maken. Hoewel Pos niet het favoriete voedsel is van visetende watervogels en van Baars en Snoekbaars wordt de soort steeds meer in het dieet aangetroffen en vormt hij blijkbaar een (noodgedwongen?) alternatief.

Alver

Alver is een typische pelagische soort, een soort die hoog in de waterkolom van vooral plankton leeft. Vroeger was Alver algemeen in rivieren en was ook commercieel interessant onder andere vanwege de glanzende schubben die werden verwerkt tot een kunstparelmoer. Lange tijd was alver een vrij onbekende soort in het IJsselmeer en Markermeer. Sinds eind jaren negentig is Alver sterk in opmars, met name in het Markermeer. Alver is gevoelig voor de waterkwaliteit en zou kunnen profiteren van de verbeterde omstandigheden. Ook is het mogelijk dat de sterke teruggang van Spiering, de belangrijkste concurrent om zoöplankton, ruimte schept voor Alver.

Driedoornige Stekelbaars

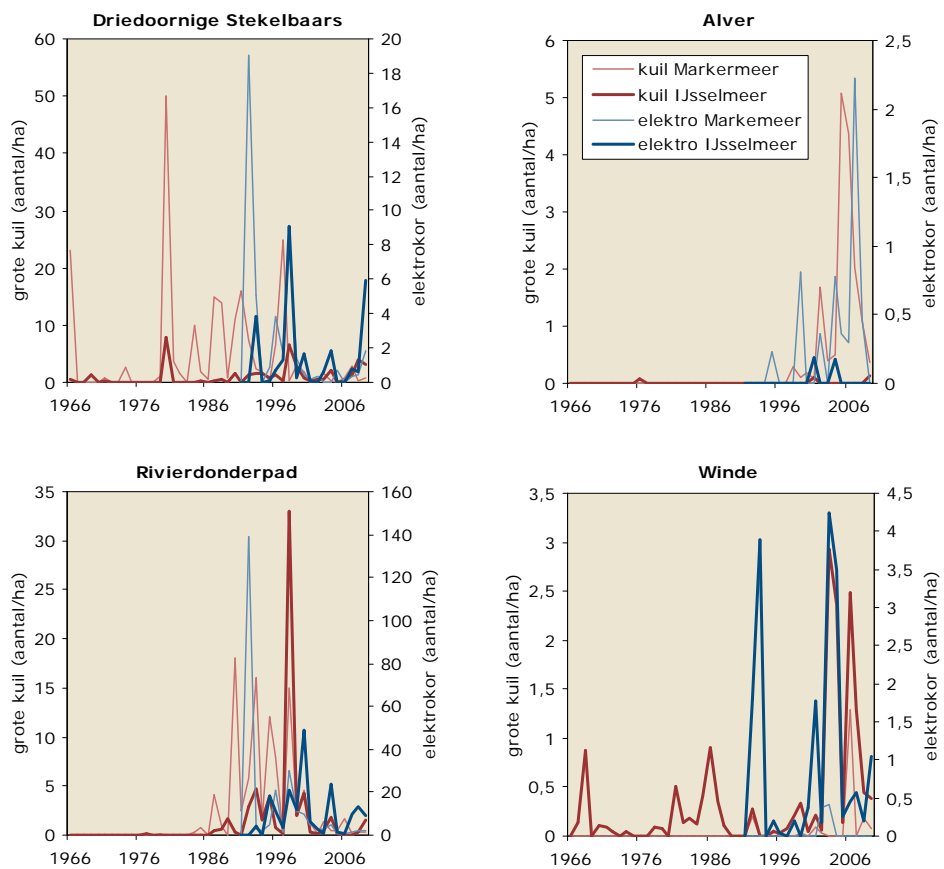
Driedoornige Stekelbaars is een onopvallende soort die regelmatig opduikt in de reguliere vismonitoring met de grote kuil en electrokor, met name in het Markermeer. Opmerkelijk is dat stekelbaarsjes in tegenstelling tot alver sinds eind jaren '90 juist steeds minder worden waargenomen in het IJsselmeer en Markermeer.

Rivierdonderpad

Rivierdonderpadden zijn bij uitstek vissen die aangepast zijn aan een heel beperkt leefgebied. Migratie lijkt maar een heel beperkte rol te spelen. Een vrouwtje legt slechts enkele eieren die relatief groot zijn en met de nodige zorg een goede overleving hebben in vergelijking met het lot van grote aantallen eieren van andere vissoorten. De beperkte migratie is er ook de oorzaak van dat populaties snel gescheiden raken en dat soortsvorming optreedt. Inmiddels worden dan ook verschillende soorten rivierdonderpadden onderscheiden (Freyhof et al. 2005, Nolte et al. 2005). In het IJsselmeergebied worden Rivierdonderpadden vooral op driehoeksmosselbanken en op hard substraat langs de oevers aangetroffen. In de jaren negentig werden rivierdonderpadden relatief frequent aangetroffen in het IJsselmeer en vooral Markermeer. Sinds eind jaren negentig zijn de aantallen sterk afgenomen. Mogelijke oorzaken zijn de sterke achteruitgang van Driehoeksmosselen en de mogelijk een toegenomen predatie, hetzij door de toegenomen aantallen Possen, die als bodemvissen ook viseieren nuttigen, hetzij door Chinese Wolhandkrabben die sinds eind jaren negentig een aantal jaren lang in grote aantallen in het IJsselmeer werden aangetroffen (par. 5.4).

Figuur 5.5.2

Aantalontwikkelingen van Driedoornige Stekelbaars, Alver, Rivierdonderpad en Winde in het IJsselmeer en Markermeer op basis van reguliere monitoring met grote kuil en (sinds 1989) elektrokor. Aantallen per ha.



Winde

Winde is een riviervissoort die met name buiten de paaitijd in het IJsselmeer wordt aangetroffen, en met name in de oeverzones. De laatste jaren lijken de aantallen toe te nemen. Dit houdt mogelijk verband met een verbetering van de condities in de rivieren de IJssel en de Vecht (De Leeuw et al. 2005).

5.5.2 Achteruitgang Spiering

Joep de Leeuw, Imares

De spieringstand heeft altijd zeer sterk gefluctueerd. Rijke en arme spieringjaren kunnen kort op elkaar volgen. Dat is een populatiedynamiek die past bij een vis die zich als eenjarige voort kan planten, hoewel een deel van de populatie uit oudere spiering bestaat (figuur 5.5.3). Opmerkelijk is dat juist die oudere spiering in de jaren '80 geleidelijk is verdwenen, wat samenviel met de opkomst van een commerciële visserij op het paaibestand van spiering (Mous et al. 2003).

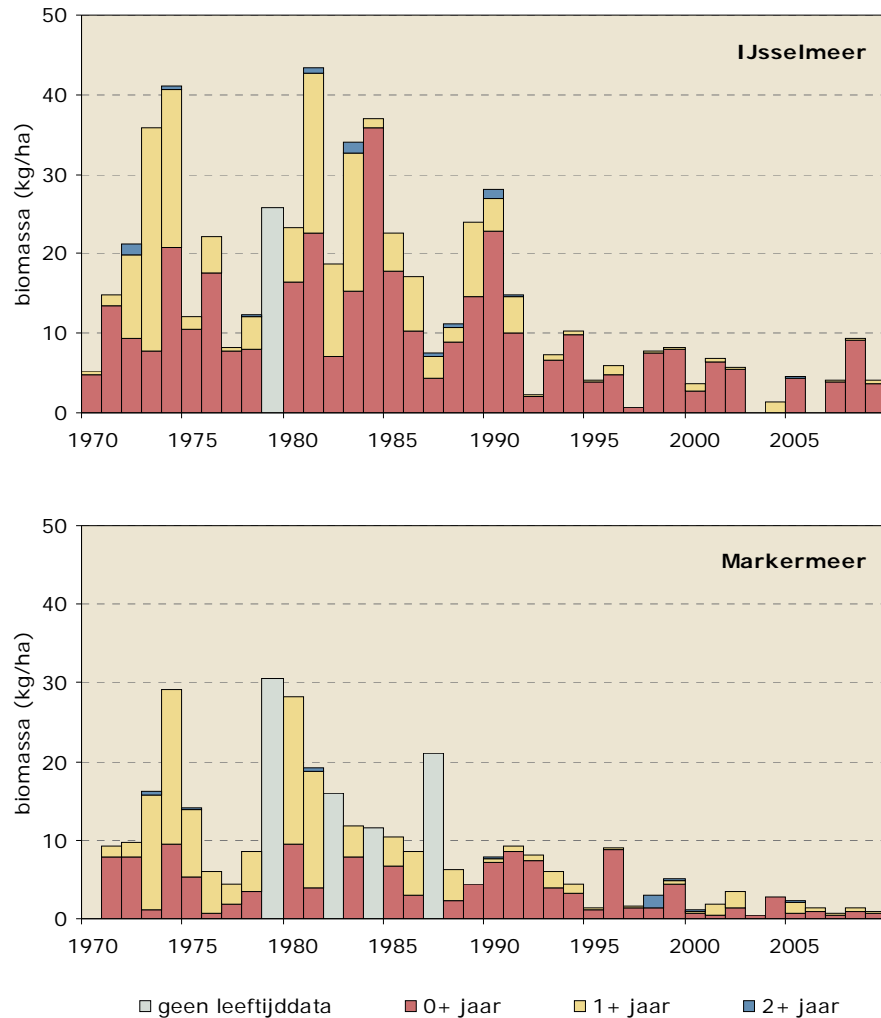
Eind jaren '80 nam de hoeveelheid fosfaat af, gevolgd door een teruggang in de chlorofylconcentraties (par. 4.3, par. 5.1). Dat zou kunnen betekenen dat de algengroei wordt geremd en mogelijk daardoor ook de zooplanktonproductie, ofwel de voedselbasis voor spiering. Hoewel de afname in fosfaat en de spieringbiomassa globaal samenvallen (Figuur 5.5.4), is niet duidelijk in hoeverre of wanneer er eventuele voedseltekorten zijn ontstaan.

Spiering komt namelijk ook talrijk voor in meren met veel minder nutriënten en algen in bijvoorbeeld Scandinavië en Rusland. Bovendien zou bij voedseltekorten een verminderde groei verwacht mogen worden. Dat zien we wel in het Markermeer, maar in het IJsselmeer groeien spieringen eerder iets harder dan voorheen (figuur 5.5.5), hoewel de aantallen sterk zijn teruggelopen.

Het is duidelijk dat ook andere factoren een rol spelen zoals de hoeveelheid slib in het water en mogelijk het doorzicht van het water. In estuaria, waar spiering vooral voorkomt, is het water vaak troebel door de waterbewegingen en opwerveling van het sediment. Ook het IJsselmeer en Markermeer zijn vaak troebel door algen of door slib. Spiering lijkt helder water te mijden: in helder water zitten ze vooral bij de bodem of in de diepere delen. In heldere meren in Scandinavië zit spiering met name op dieptes rond de 10 meter, en niet dicht bij het oppervlak. Zulke diepe plekken zijn slechts zeer beperkt aanwezig in het IJsselmeer en Markermeer (zandwinputten). Veranderingen in doorzicht zouden het gedrag en de overlevingskansen voor de Spiering kunnen beïnvloeden.

Figuur 5.5.3

Ontwikkelingen in de spieringstand in het IJsselmeer en Markermeer op basis van jaarlijkse visstandbemonsteringen met de grote kuil. Aan de hand van lengteverdelingen zijn verschillende leeftijdsgroepen onderscheiden. In sommige jaren waren leeftijden niet goed te onderscheiden. Deze jaren zijn aangegeven met gearceerde balkjes.

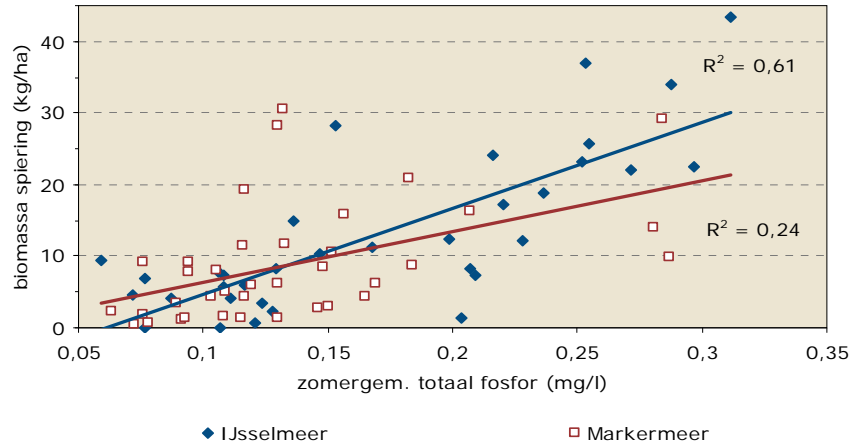


Extreme zomers

Een andere waarschijnlijk invloedrijke factor bij de afname van de Spiering is de stijging van de gemiddelde zomer- en wintertemperatuur. Net als andere salmoniden heeft de Spiering een duidelijke voorkeur voor koelere, zuurstofrijke wateren: paaien vindt plaats tussen 4 en 12°C en optimale groei tussen 10 en 20°C. Bij stijging van de watertemperatuur tot soms ruim boven de 20°C zoekt de Spiering diepere, koelere delen van het IJsselmeer op. Dat kunnen bijvoorbeeld oude stroomgeulen zijn uit de Zuiderzeetijd, met een diepte tot zeven meter, of zandwinputten. In natuurlijke, open estuaria trekken Spieringen naar zee waar de temperatuur zelden boven de 20°C uitkomt. De watertemperatuur is mede bepalend voor de hoeveelheid opgeloste zuurstof: hoe kouder, hoe zuurstofrijker. Rond de twintig graden daalt het opgeloste zuurstof tot circa 8 mg/l, en zou spiering het benauwd kunnen krijgen. Toch is dit geen absolute grens - perioden met hogere temperaturen kunnen wel worden doorstaan - maar zijn het combinaties met andere factoren, zoals zuurstofdaling door algenbloei, die tot massale sterfte kunnen leiden.

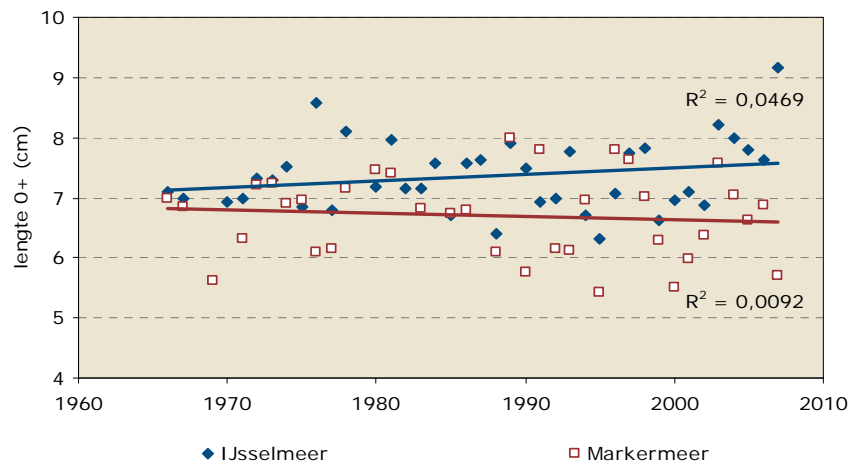
Figuur 5.5.4

Relatie tussen de biomassa van Spiering en het fosforgehalte in het water van IJsselmeer en Markermeer (gemiddelden april-september).



Figuur 5.5.5

Veranderingen in lengte van eerstejaars Spieringen in het IJsselmeer en Markermeer.



Dat de Spiering een noordelijke oorsprong heeft blijkt ook uit de voortplantingsstrategie. Nederlandse Spieringen worden in de herfst van hun geboortjaar al geslachtsrijp en gaan in het najaar vol hom en kuit in winterrust. Als in het nieuwe jaar de temperatuur hoog genoeg is, omstreeks maart, kan de paai beginnen. Lichtsterkte blijkt daarbij ook een rol te spelen: al is de temperatuur wel geschikt, de spieringen gaan nooit voor de 55^e dag van het jaar paaien. Dit is een elegant controlemechanisme dat voorkomt dat er jonge Spiering wordt geboren in een periode dat er geen voedsel beschikbaar is. Een toename van de wintertemperatuur levert mogelijk een risico voor de rustende Spieringen. Een hogere watertemperatuur leidt tot een hogere stofwisseling en energieverbruik. In het meest extreme geval zou dit kunnen leiden tot het verbruiken van een deel van de opgeslagen eieren als energiebron. Dat zou de overlevingskansen van een nieuwe jaarklasse niet ten goede komen.

Afhankelijk van de voorjaarstemperaturen duurt de paai tussen de twee en vijf weken. Daarbij worden de bevruchte eieren tijdens massale samschelingen afgezet op de basaltglooiingen langs de randen van het IJsselmeer. Stijging van

de gemiddelde temperatuur kan gevolgen hebben voor aansluiting in timing van de voortplanting en het voedsel voor spieringbroed.

Een toename van de temperatuur betekent namelijk niet dat alle andere organismen in het IJsselmeer in gelijke mate hun groei en voortplanting vervroegen. Daardoor kunnen er verschuivingen ontstaan tussen algengroei, aanwas van zooplankton in het voorjaar, de komst van jonge Spiering, en de predatie door Baars en Snoekbaars. De vraag is in hoeverre deze verschuivingen samenvallen en uiteindelijk bepalen hoe goed spiering kan overleven in het IJsselmeer en Markermeer.

Als de Spiering in het voorjaar samenschuult om te paaien worden ze in het IJsselmeer meestal gedurende een week of drie bevestigd met fuiken. De visserij is in principe gesloten, maar op basis van de gegevens over de spieringstand in het najaar kan de minister van LNV besluiten om de visserij te openen. Dat gebeurt als de spieringstand hoger is dan een vastgestelde referentiewaarde; het "limit reference point". Op die manier moet worden gewaarborgd dat voldoende Spiering overblijft voor behoud van het bestand en voldoende om als voedsel te dienen voor beschermde vliegende vogels. In 2006 kwam de omvang van de spieringstand min of meer overeen met het reference point. In zo'n geval wordt de visserij wel geopend, maar een week later, zodat voldoende vissen aan de paai kunnen deelnemen. Als de visserij wordt toegestaan, voeren enkele vissers een proefvisserij uit om te bepalen wanneer de vangst kan beginnen. Dat gebeurt als er 20 kg per fuikenpaar wordt gevangen. De eerste week worden dan vooral Spieringen gevangen die nog moeten paaien, daarna vis die dat al achter de rug heeft. In 2004, 2005 en in 2007 en 2008 viel de stand in het voorafgaande najaar onder het reference point, zodat de visserij in die jaren gesloten bleef.

De toekomstplannen voor het IJsselmeer en Markermeer bieden wat betreft het voortbestaan van de spieringpopulatie mogelijk goede perspectieven. Er wordt gedacht aan putten om slib van het Markermeer weg te vangen. Verder wordt gedacht aan een verhoging van het waterpeil in het IJsselmeer in de zomer en verbetering van de vistrekmoogelijkheden bij de aanleg van nieuwe spuisluisen in de Afsluitdijk. Dieper water en diepe putten of een uitweg naar de Waddenzee zouden goede alternatieven voor spiering kunnen betekenen als het water tijdelijk te warm of te helder zou zijn. In dit stadium is echter nog onvoldoende bekend over de wensen en eisen van spiering en de beheersmogelijkheden om daar aan tegemoet te komen.

(Geen) rol van predatie in achteruitgang Spiering?

Spiering is een geliefde voedselbron voor roofvissen als Baars en Snoekbaars. Spiering is een aantrekkelijke prooi: klein, slank – dus gemakkelijk in te slikken – en met een hoge voedingswaarde. Bovendien kon de Spiering tot voor kort zeer talrijk voorkomen.

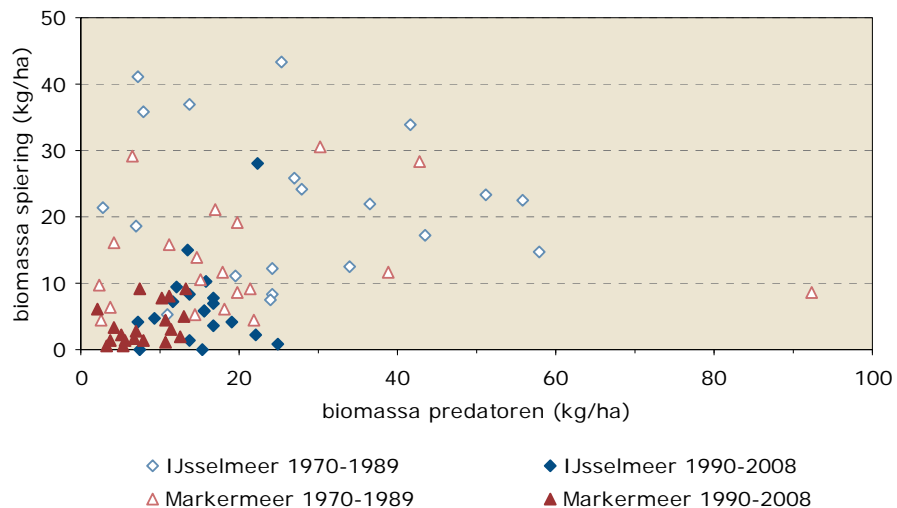
Omdat Snoekbaars en Baars al vanaf een lengte van 10 cm Spiering kunnen eten en spiering geprefereerd wordt boven andere prooien (Rabaey 2001) kunnen Baars en Snoekbaars in principe een behoorlijke predatiedruk leggen op de spieringstand. Naast predatie door vogels en visserij eindigt waarschijnlijk het grootste deel van de Spiering vroeg of laat in de maag van een Snoekbaars of Baars (Mous et al. 2003). Een interessante vraag is echter of de spieringstand in

een bepaald jaar ook wordt bepaald door de predatiedruk ('top-down' control) of meer door andere factoren zoals de voedselsituatie voor Spiering ('bottom-up' control) of door de paaiomstandigheden, zomersterfte, etc.

Aanwijzingen voor een top-down control door Baars en Snoekbaars kan worden verkregen door de baars- en snoekbaarsstand over een reeks van jaren te vergelijken met de spieringstand (Figuur 5.5.6, 5.5.7). het is duidelijk dat er geen eenduidige relatie wordt gevonden. In de spieringarme jaren na 1990 is ook het predatorbestand lager. Het lijkt er daarom meer op dat het aantal predatoren afhankelijk is van de hoeveelheid prooivis, dan dat het aantal predatoren bepaalt hoeveel prooivis er over blijft aan het eind van het groeiseizoen. Beide processen spelen natuurlijk een rol, maar in het IJsselmeer en Markermeer lijkt geen sprake van dat de een of de ander de overhand heeft. Het kan ook zijn dat in de jaren na 1990, wanneer zowel de spieringstand als het baars- en snoekbaarsbestand relatief laag is, dit weinig met elkaar te maken hebben maar door een andere oorzaak (bijvoorbeeld de helderheid van het water) beide laag uitkomen. In de bemonsteringen met de grote kuil worden vooral de kleinere (roof)vissen gevangen. In de beroepsmatige nettenvisserij worden juist meer grotere Baarzen (minimummaat 22 cm) en Snoekbaars (minimummaat 42 cm) gevangen. Wanneer we de vangsten van Spiering in het vroege voorjaar vergelijken met de vangsten Baars en Snoekbaars uit de nettenvisserij in het seizoen daarvoor, vinden we net als bij de grote kuilgegevens geen duidelijk verband, wel dat rijke en armere visstanden voor predator en prooi samenvallen. Ook uit deze gegevens blijkt dus geen sterke top-down control. Dat werd wel gevonden in Lake Peipsi in Estland, waar het spieringbestand duidelijk kleiner was in jaren die volgden op een hoge snoekbaarsstand (Van Eerden et al. 2007).

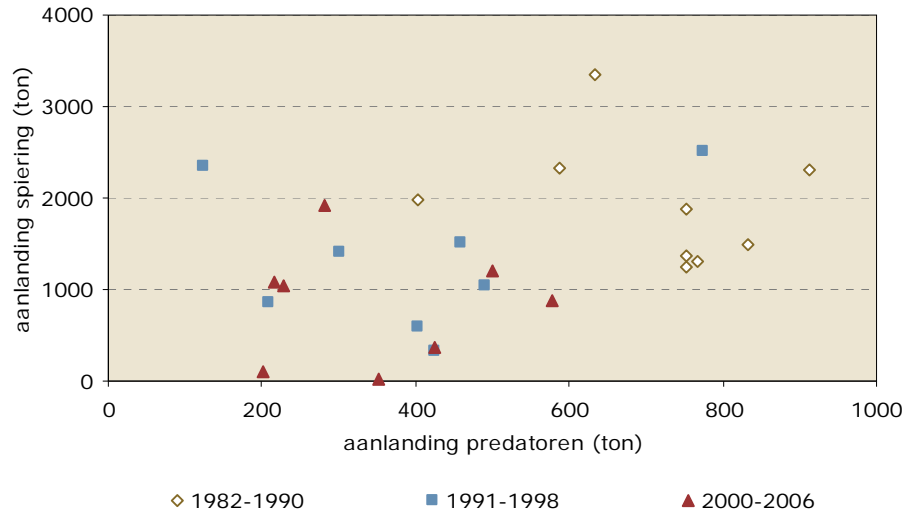
Figuur 5.5.6

Spieringbiomassa en biomassa van predatoren baars (>10 cm) en snoekbaars bemonsterd met de grote kuil in het najaar (cpue, kg/ha) in resp het IJsselmeer (IJM) en Markermeer (MM) in de visrijke jaren tot 1990 en de visarme periode daarna.



Figuur 5.5.7

Spiervangsten door de beroepsvisserij in het vroege voorjaar in relatie tot de beroepsmatige vangsten van baars en snoekbaars en in het najaar daarvoor (in tonnen) voor IJsselmeer en Markermeer samen (N.B. geen aparte gegevens beschikbaar) in de spieringrijke jaren tot 1990, de overgangsperiode tot 1998 en de spieringarme jaren daarna.



5.5.3 De brasemvisserij in het IJsselmeergebied en effecten op de waterkwaliteit

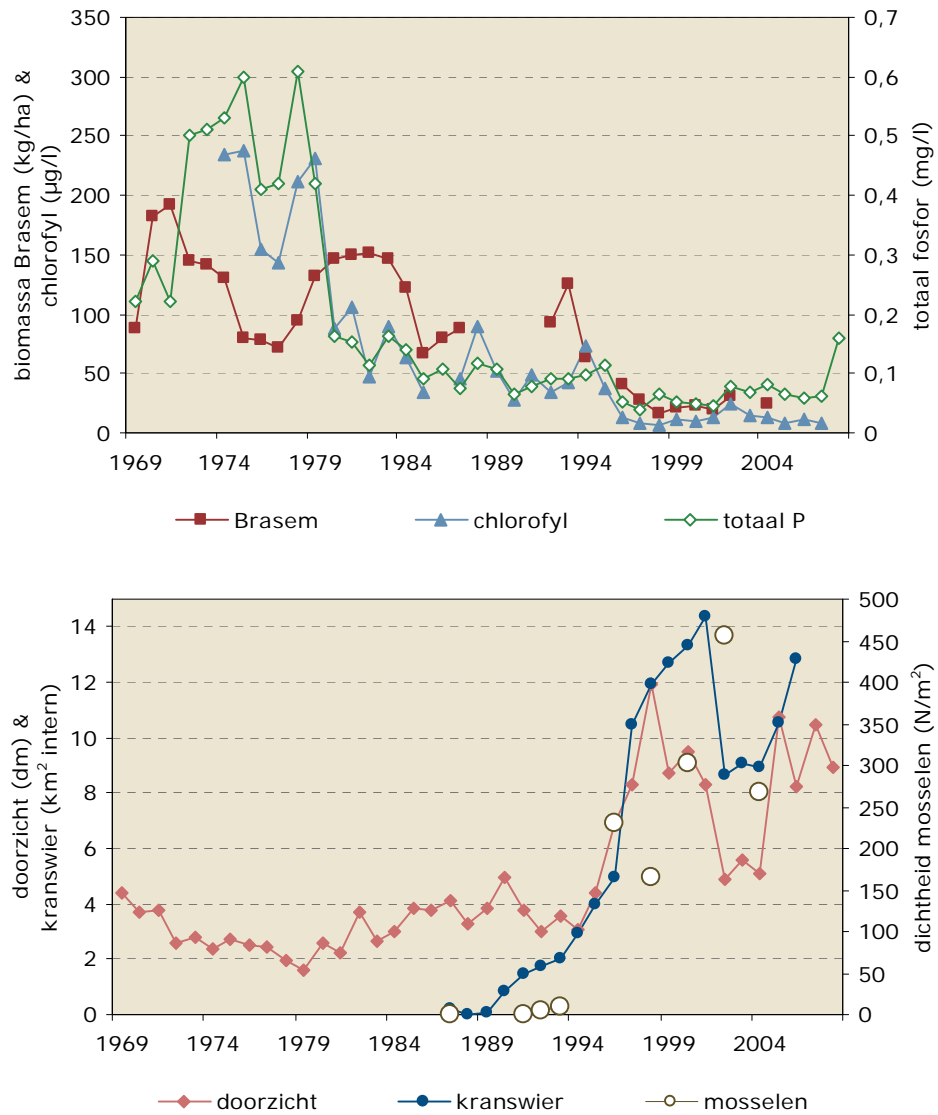
Eddy Lammens

Geschiedenis

In de eerste helft van de vorige eeuw was brasemvisserij heel gewoon en was Brasem een gewilde vis voor consumptie. Vooral Brasem van meer dan 50 cm, zwaarder dan een kilo, werd gezien als een zeer smakelijke vis. In de tweede helft van de vorige eeuw kwam daar in ieder geval in Nederland verandering in door de sterke eutrofiëring van de oppervlakte wateren, waardoor plotseling de meeste oppervlakte wateren veranderden in troebele door algen gedomineerde plassen, waarin eigenlijk alleen nog plaats was voor Brasem. Schijnbaar paradoxaal werd hierdoor brasem minder populair als consumptievis, maar toenemend populair als sportvis. De omstandigheden voor Brasem werden zeer gunstig en de andere aan planten gebonden soorten zoals Snoek, Zeelt en Rietvoorn verdwenen. De brasempopulatie die eerst bestond uit grote sterke exemplaren veranderde in een populatie van in hun groei geremde kleinere exemplaren, die niet de indruk wekten zeer smakelijk te zijn. Bovendien trad er door een sterk toenemend legioen sportvissers een sterke verandering op in het visserijbeleid, dat uiteindelijk leidde tot de splitsing van visrechten in 1976 waarbij de sportvissers het zgn. schubvisrecht kregen, en de beroepsvissers alleen nog op Aal mochten vissen, behalve in het IJsselmeer, waar deze regeling niet van toepassing was (Steinmetz et al. 1990). De eutrofiëring en het stopzetten van de visserij op Brasem heeft wat toen genoemd werd de verbraseming van het oppervlaktewater zeer versneld. Die verbraseming gold ook in sterke mate voor de randmeren, waar de brasempopulatie toenam tot ca. 150 kg per ha. In het IJsselmeer en Markermeer waar de staande netten visserij op Snoekbaars gecontinueerd werd, werd de brasempopulatie niet hoger dan 50-75 kg per ha voornamelijk bestaande uit grote exemplaren, die niet meer gevoelig waren voor de netten en minder kwetsbaar waren voor predatie.

Figuur 5.5.8

Het gehele verhaal van het Veluwemeer van het einde van de jaren 60. De figuur boven geeft het verloop van het totaal P gehalte, chlorofyl-a concentratie en de brasembiomassa, de figuur onder geeft het verloop van de helderheid, de bedekking met *Chara* en de dichtheid van driehoeksmosselen.



Geleidelijke verandering in de visserij

Door de splitsing van de visrechten waren de beroepsvissers minder flexibel geworden. Dit werd des te nijpender naarmate de opbrengsten van de aalvisserij steeds minder werden doordat de intrek van glasaal aan het einde van de jaren tachtig sterk verminderde en tot nu toe niet herstelde. Veel beroepsvissers zochten naar alternatieven en zochten toenadering tot de sportvisserijorganisaties om te overleggen over een beperkte reïntroductie van brasemvisserij. Dit overleg werd versterkt door de introductie van de VBC's (visstandbeheerscommissies) in de beleidsnotitie van 1999, waarin dit forum een belangrijke functie werd toegekend om het visstandbeheer via visplannen vorm te

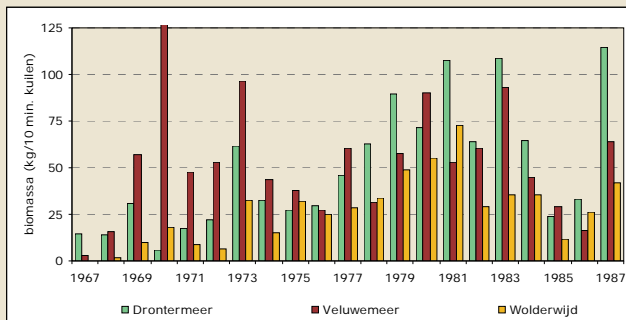
geven (Ministerie van LNV 1999). In deze VBC's werden de beroepsvissers quota toegekend, waardoor hun mogelijkheden verruimd werden en brasemvisserij weer een plek kreeg in het Nederlandse binnenwater (Kampen 2007). In de randmeren leidde deze brasemvisserij tot een sterke afname van de brasempopulatie en met deze afname leidde tot een sterke verbetering van de waterkwaliteit en de rest van het ecosysteem (Lammens et al. 2004). De driehoeksmosselen keerden terug, wat leidden tot een verdere toename van de helderheid, wat op zijn beurt tot gevolg had dat de kranswiervelden zich verder konden uitbreiden. Dit gold vooral voor de Oostelijke Randmeren, Veluwemeer en Wolderwijd, die sinds 1996 permanent helder geweest zijn met een zeer hoge bedekking met waterplanten, met name kranswier en in mindere mate fonteynkruident, die zelfs iets afnamen (Figuur 5.5.8b). De visstand veranderde niet alleen door de afname van de brasempopulatie, maar ook door een sterke toename van Baars en Blankvoorn, terwijl het aantal soorten toenam van 14 tot 24. In de zuidelijke en de noordelijke randmeren was deze omslag minder sterk, hoewel ook daar de brasempopulatie afnam tot minder dan 100 kg per ha en de helderheid toenam en waterplanten een groter oppervlakte bedekten.

Kaderrichtlijn Water en VBC's

In 2000 is de Kaderrichtlijn Water geaccepteerd, en is het denken over maatregelen om de ecologische toestand van 'waterlichamen' te verbeteren sterk gestimuleerd, zowel nationaal als internationaal. Deze maatregelen hebben betrekking op habitatverbetering, vismigratie en helder water (Ministerie van V&W 2008). Eén van de maatregelen, die valt onder de categorie helder water is visstandsbeheer door middel van bevissing van de brasempopulatie. De waterbeheerder kan deze maatregel binnen de huidige wetgeving nog niet zelf uitvoeren, maar moet deze agenderen bij de visrecht-hebbende instantie, dat wil zeggen het ministerie van LNV. Voorlopig probeert de waterbeheerder deze maatregelen in overleg met beroepsvissers en sportvissers te regelen op basis van vertrouwen in de daarvoor ingestelde VBC's (Federatie van Hengelsportverenigingen et al. 2006). Nu de KRW de waterbeheerder verantwoordelijk stelt voor de visstand, heeft overleg tussen VenW en LNV er toe geleid dat het visplan een wettelijke status zal krijgen en alleen met de waterbeheerder tot stand kan komen. In de huidige situatie in het IJsselmeergebied zijn er reeds visplannen voor de VBC's van de randmeren zuid, oost en noord, waarin voor de beroepsvissers is vastgelegd hoeveel en wat zij mogen vangen en hoe ze dat rapporteren. Deze hoeveelheden zijn op dit moment voldoende om de brasemstand op een zodanig niveau te houden dat de waterkwaliteit niet verder verslechtert (Lammens 2008).

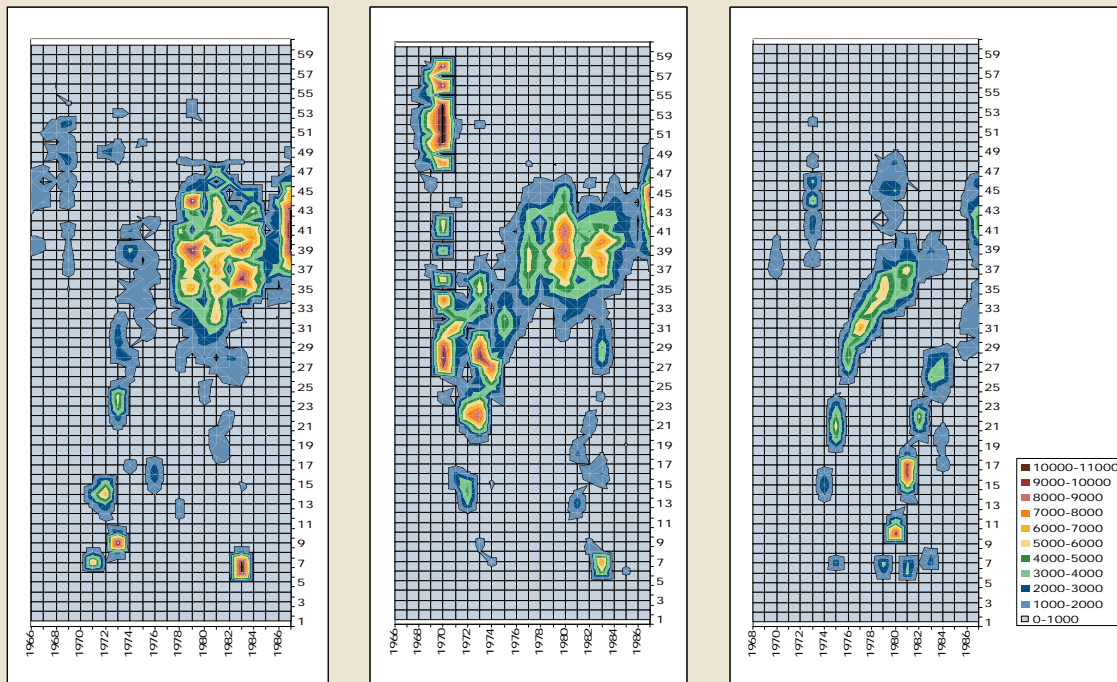
INTERMEZZO: Brasem in de randmeren tijdens de eutrofiëring

In de Veluwerandmeren nam de hoeveelheid Brasem sterk toe terwijl de waterkwaliteit rond 1970 verslechterde, mogelijk door intrek van grote Brasem vanuit de omgeving. Daarna lijkt echter dit bestand van zeer grote Brasem snel weer te zijn verdwenen. De winter van 1969/70 was relatief streng, maar de grootste biomassa van Brasem werd pas in het daaropvolgende najaar gemeten. In de eerste helft van de jaren zeventig was de waterkwaliteit op zijn slechts (zie par. 4.5). In deze periode was ook de bodemfauna (voedselbeschikbaarheid grotere Brasem) sterk verarmd. Door het verdwijnen van de grotere Brasem was de biomassa van deze soort in die periode relatief laag. Er ontstond geleidelijk een nieuw brasembestand uit de jaarklassen van 1971-73. Versterking van de eutrofiëringseffecten door grote, bodemwoelende Brasem moet daarom pas in de tweede helft van de jaren zeventig een rol zijn gaan spelen, als de grotere Brasem – in het Wolderwijd slechts één jaarklasse – zo'n 90% van de totale visbiomassa gaat vormen, totdat daar omstreeks 1985 (strengere winters 1985-87) een einde aan komt.



In 1977 neemt de biomassa van Brasem in de randmeren toe met het groeiende aandeel grotere vissen (>30 cm). Het enorme biochemisch zuurstofverbruik loopt in 1976 sterk terug (par. 4.5). Dat moet de voedselbeschikbaarheid in de bodem verbeterd hebben. Is het mogelijk dat het bodemwoelende gedrag van Brasem aan deze verbetering heeft bijgedragen?

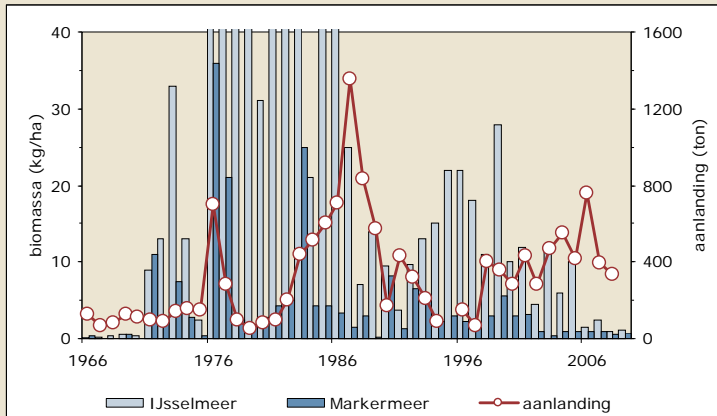
Figuur 1 Verloop van de biomassa van Brasem over de jaren 1969-1987, in het Drontermeer, Veluwemeer en Wolderwijd (niet bemonsterd in 1969).



Figuur 2 Verloop van de biomassa en lengteverdeling van Brasem in het Drontermeer (links), Veluwemeer (midden) en Wolderwijd (rechts) van 1969 tot 1987. Legenda geeft biomassa in gram per uur cuilen.

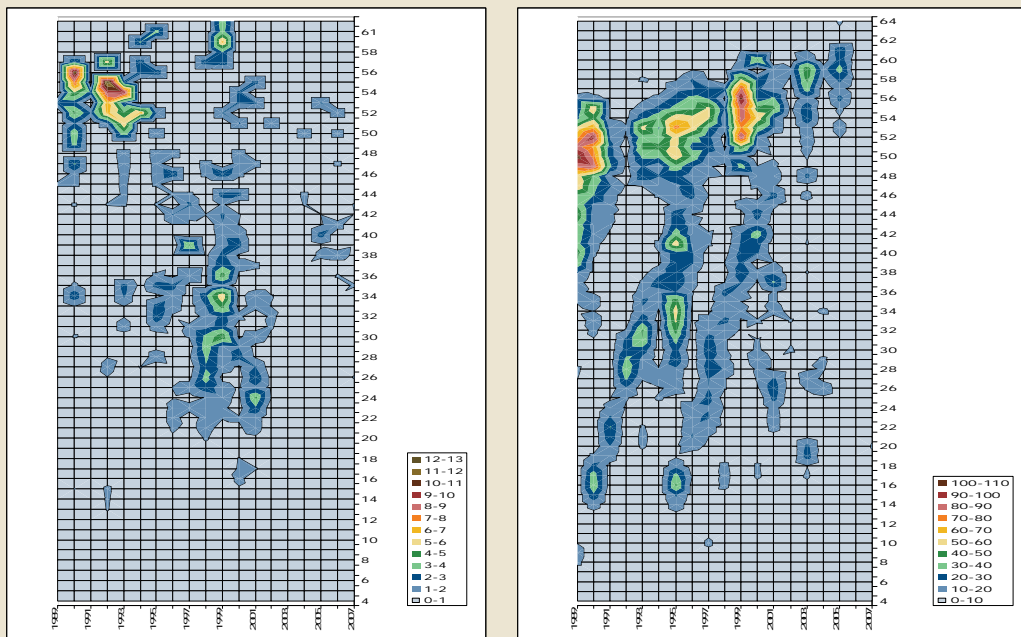
INTERMEZZO: Brasem in IJsselmeer en Markermeer

Net als in de randmeren is in het IJsselmeer en Markermeer de biomassa van Brasem recent opnieuw sterk afgenomen, in dit geval vooral vanaf 2000. De aanlanding op de visafslagen nam (weer) toe in 1998, maar de zegenvisserij, die waarschijnlijk veel omvangrijker is, wordt niet geregistreerd.



Figuur 1 Verloop van de biomassa van Brasem in het IJsselmeer en Markermeer vanaf 1966, vergeleken met de aanlanding op alle visafslagen (van Overzee et al. 2009).

In het Markermeer valt op dat de grote Brasem op grond van de monitoringsgegevens min of meer verdwenen is vanaf 1994. Het bestand verjongt dan, maar van 2001 op 2002 is er sprake van een forse afname over de gehele lengterange. In het IJsselmeer verdwijnt rond 1990 het restant van de grote Brasem uit de jaren daarvoor, maar vanaf 1992 neemt de biomassa weer toe. Rond 1994 neemt de kleinere Brasem af en blijft alleen een beperkte hoeveelheid grotere Brasem over, tot die in 2006 ook sterk afneemt.

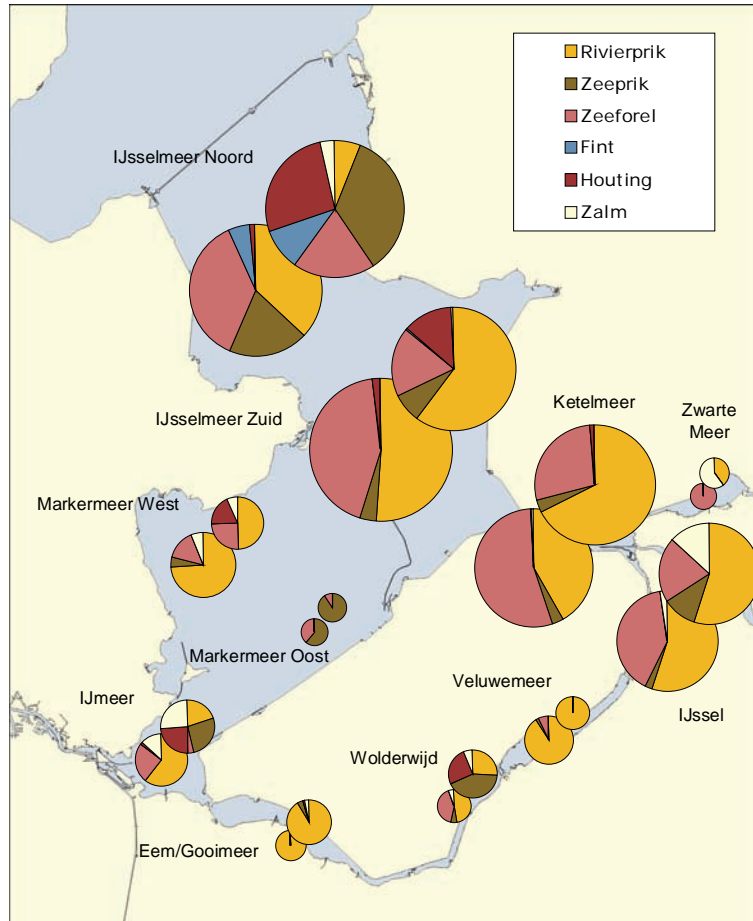


Figuur 2 Verloop van de relatie tussen lengte en biomassa (hoogte in de grafiek, legenda in kg/ha) van Brasem in Markermeer (links) en IJsselmeer (rechts), 1989-2007.

5.5.4 Trekvis en estuariene vis: relatie met spuiregime

Figuur 5.5.9

Verspreiding van trekvis over het IJsselmeergebied op grond van vangsten in de fuiken van het MWTL passieve monitoringsprogramma.



Tot de visfauna van het IJsselmeergebied behoort een aantal soorten die, voor zover de mogelijkheid daartoe bestaat, een deel van hun leven in zout water doorbrengen. Deze vis wordt bij deze trekbewegingen gehinderd door de aanwezigheid van de Afsluitdijk. Om de intrek te bevorderen wordt zo mogelijk het spui-beheer aangepast.

Anadrome trekvis

Een aantal van de betreffende soorten behoort tot de categorie van de anadrome trekvis, die het zoete water binnentrekken om zich meer of minder ver bovenstrooms voort te planten. Een deel daarvan zwemt daarvoor de rivier op, en is daarom binnen het IJsselmeergebied sterk geconcentreerd in het IJsselmeer en het Ketelmeer, op de route naar de IJssel (figuur 5.5.9). De meest talrijke daarvan zijn de Rivierprik en de Zeeforel, minder talrijk zijn onder meer Zeeprik en Houting. Een ander deel vertoont trek op meer beperkte schaal en is te beschouwen als meer estuariene vis, bijvoorbeeld Fint en Spiering (was in de Zuiderzee ook een anadrome trekvis). Deze laatste soort heeft als enige onder invloed van de afsluiting een "land-locked" populatie gevormd, iets dat bij

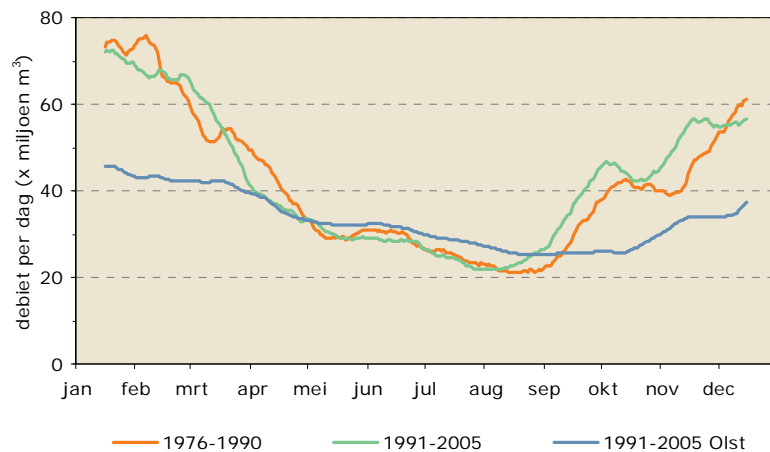
zalmachtigen vaker gebeurt. De vis blijft dan kleiner dan de trekkende vorm, zoals ook het geval is bij de Beekforel, de land-locked vorm van de Zeeforel. Bij de Spiering betekent dit tevens dat de transformatie tot grotere, piscivore vis zoals die in zout water plaatsvindt, met bijbehorende aanpassingen in de kaakmorfologie, zich in het IJsselmeer niet voordoet. Toch weet elk jaar een kleine hoeveelheid Waddenzee spiering binnen te dringen. Nu de IJsselmeerspiering sterk is afgenomen, neemt het aandeel van deze vorm in het bestand toe.

Katadrome trekvis

Twee soorten, de Aal en de Bot, zijn katadroom. Zij worden in zout water geboren en trekken als jonge vis het zoete water binnen. Deze groep lijkt in principe in het nadeel, omdat de mate waarin de vis deze barriere kan overbruggen afhangt van het vermogen om tegen de stroming in de spuisluisen te passeren. Bij kleine vis, of het nu om kleine soorten gaat of om jonge vis van grotere soorten, is dat vermogen relatief beperkt.

Figuur 5.5.10

Verloop van het spuidebiet per dag aan de Afsluitdijk en in de IJssel bij Olst (lopende gemiddelden).



Mogelijkheden vistrek

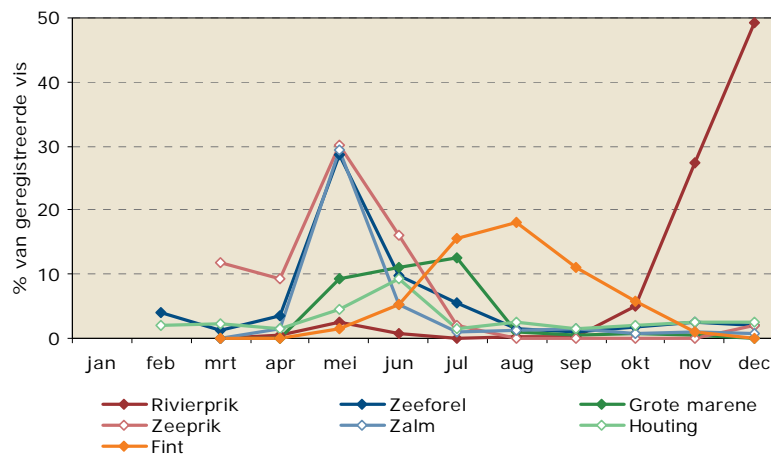
Visintrek is mogelijk via spuisluisen en via schutsluisen. Deze kunstwerken zijn geconcentreerd op twee plaatsen in de Afsluitdijk: bij Den Oever en bij Kornwerderzand. Mogelijkheden via Noordzeekanaal en Markermeer zijn waarschijnlijk nog meer beperkt. Den Oever heeft met drie groepen van 5 spuikokers meer spuicapaciteit dan Kornwerd, met 2 groepen van 5 kokers. Via spui ontstaat een lokstroom van zoet water aan de Waddenzee zijde, bij de schutsluisen is dat niet het geval. De vis kan de spuisluisen tijdens het spuien naderen via de luwtezone met neren aan de zijkanten van de spuikommen, maar passage van de spuikoker is slechts mogelijk kort na het openen en kort voor het sluiten, omdat dan door het tij de niveauverschillen tussen Waddenzee en IJsselmeer het kleinst zijn en de stroomsnelheden het laagst. Waarschijnlijk is de eerstgenoemde periode minder interessant omdat de vis eerst nog moet opzwemmen naar de sluisen (Kolvoort & Butijn 1990).

Seizoensverloop spui

Spui is in de winter het meest intensief (figuur 5.5.10), met een maximum in januari en februari. Van mei t/m half september is de hoeveelheid die gespuid wordt laag, met een minimum in augustus. In de loop van de periode 1976-2005 is de totale hoeveelheid per jaar toegenomen met enkele procenten, vooral door toename in het najaar. De periode waarin de afvoer in de nazomer toeneemt is enigszins vervroegd. Dit verloop heeft betrekking op de totale hoeveelheid die gespuid wordt, en zegt niets over het debiet tijdens het spuien.

Figuur 5.5.11

Seizoensverloop in de presentie van trekvis volgens het zeldzame vissen programma van Imares in de periode 2001-2005 (de Leeuw et al. 2007). Uit januari en februari zijn nauwelijks gegevens beschikbaar.



Seizoensverloop visintrek

De vangsten van trekvis in het IJsselmeer zijn het grootst in mei (figuur 5.5.11). Vergelijking van vangsten in het IJsselmeer (o.a. Hofstede & van Willigen 2002) en de Waddenzee (Tulp & van Willigen 2004) leert dat de meeste trekvis in het voorjaar het zoete water in trekt. Zalm, Zeeforel en Zeeprik pieken in het IJsselmeer in mei (zie ook Breukelaar & bij de Vaate 2000), Houting en Grote Marene iets later. Ook Bot trekt binnen in voorjaar en zomer. Fint is vooral in de (na)zomer present en de meeste Rivierprik wordt gevangen in november en december. Veel soorten vertonen twee pieken, die soms de heen- en terugtrek vertegenwoordigen. Bij de meipiek van zalm gaat het bijvoorbeeld om jonge zalm van 10-20 cm, die in die periode naar zee trekt. Een kleinere piek in het najaar vertegenwoordigt de paairijpe zalm die stroomopwaarts naar de paaigronden trekt (de Leeuw et al. 2007).

Aanpassingen spuibehaar voor visintrek

Op verschillende manieren zijn aanpassingen mogelijk die visintrek bevorderen: (1) spuien tot een kleiner verschil in waterhoogte tussen IJsselmeer en Waddenzee, (2) vaker spuien, (3) gedeeltelijk openen van de schuiven en (4) andere volgorde van openen respectievelijk Waddenzeeschuif en IJsselmeerschuif (schutsluizen).

Ten behoeve van de intrek van glasaal worden in de relevante periode (febr-mei) sinds 1938 de buitenste schuiven van 10 kokers (Kolvoort & Butijn 1990; alle groepen volgens Willet & bij de Vaate 2004) de hefdeuren 's nachts (als de

glasaal het meest actief is) enige (10) centimeters gelicht, ongeacht het tij. In de jaren daarvoor kwam geen glasaal via de sluisen naar binnen.

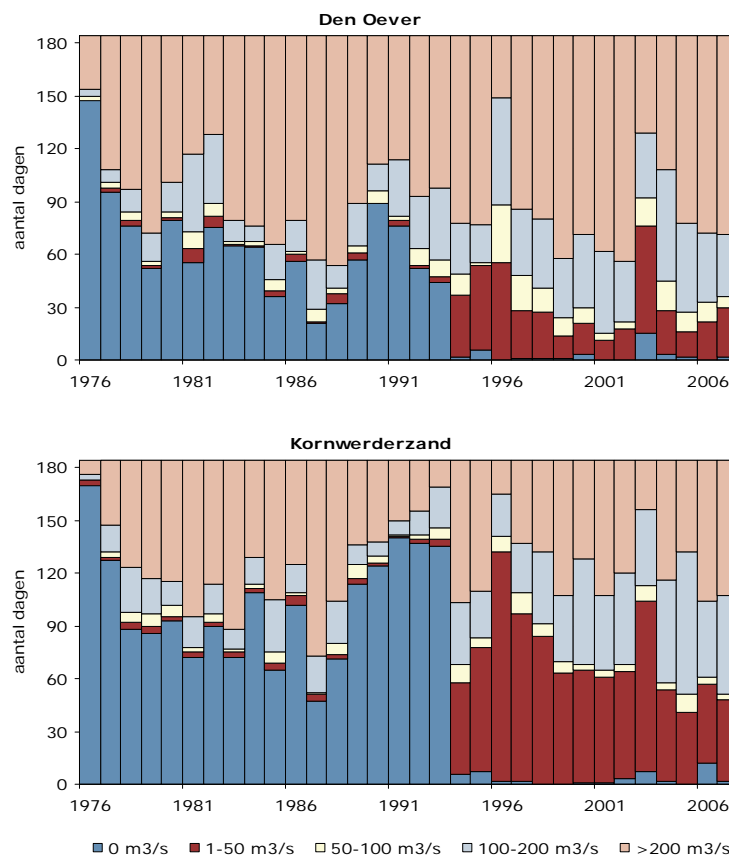
In 1991 (RDIJ memo De Munnik 30-3-92 in Willet & Bij de Vaate 2004) werd het spuiregime ten behoeve van visintrek als volgt gewijzigd:

- Tijdens periode van intrek 1 maart – 1 september bij elke spuigroep één of meerdere kokers op een kier van 50 cm, uitgezonderd perioden van extreme droogte. (volgens Memo Pompert, 22-2-2006 betreft dit de zuidelijke schuiven tijdens de spui bij laag water, waardoor de stroomsnelheid wordt gereduceerd)
- Spuien tot 0 cm verval i.p.v. 10 cm verval.

Het tweede besluit werd na 1993 weer teruggedraaid vanwege bezwaren tegen verhoogde zoutindringing. Uit de spuigegevens lijkt naar voren te komen dat het eerste besluit pas vanaf dat moment werd uitgevoerd (figuur 5.5.12). Deze maatregel wordt nog steeds uitgevoerd. Vanaf het najaar van 2003 niet alleen in de periode maart-augustus, maar ook daarbuiten, voor zover de waterkwantiteit dat toelaat. Zo kan ook bijvoorbeeld in september intrek plaats vinden, wanneer bijvoorbeeld Zeeforel, Rivierprik en Houting volgens de nieuwste inzichten nog trekken. Hiervoor worden nu de twee buitenste kokers van een complex van vijf gebruikt, nu met zowel de zuidelijke als de noordelijke schuiven.

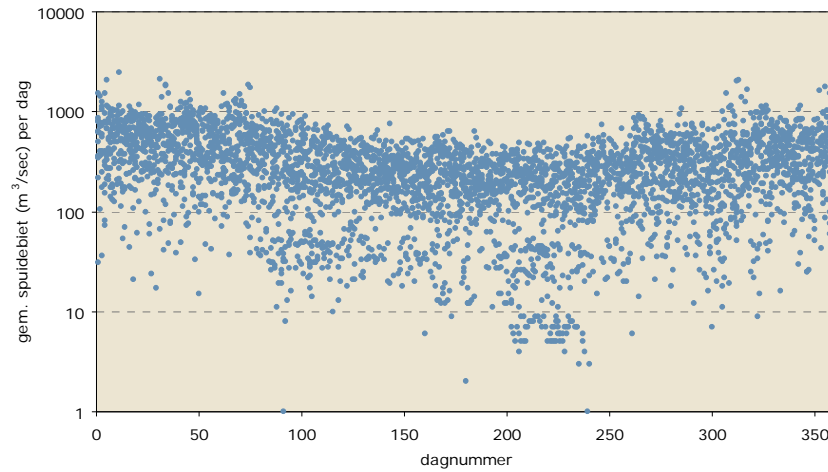
Figuur 5.5.12

Verdeling van het aantal dagen met een bepaalde hoeveelheid spui bij Den Oever en Kornwerderzand; dagen zonder spui worden vervangen door dagen met weinig spui vanaf 1994.



Figuur 5.5.13

Verdeling van de dagelijkse spuidebieten in Den Oever in de periode 1994-2005. Sinds 1994 wordt met een deel van de kokers gespuid met lage debieten. Dit wordt in deze grafiek zichtbaar op dagen zonder hydrologische noodzaak om te spuien, die aldus de onderste "band" met lage debieten vormen. Deze band ontbrak voor 1994.



Effecten op visintrek

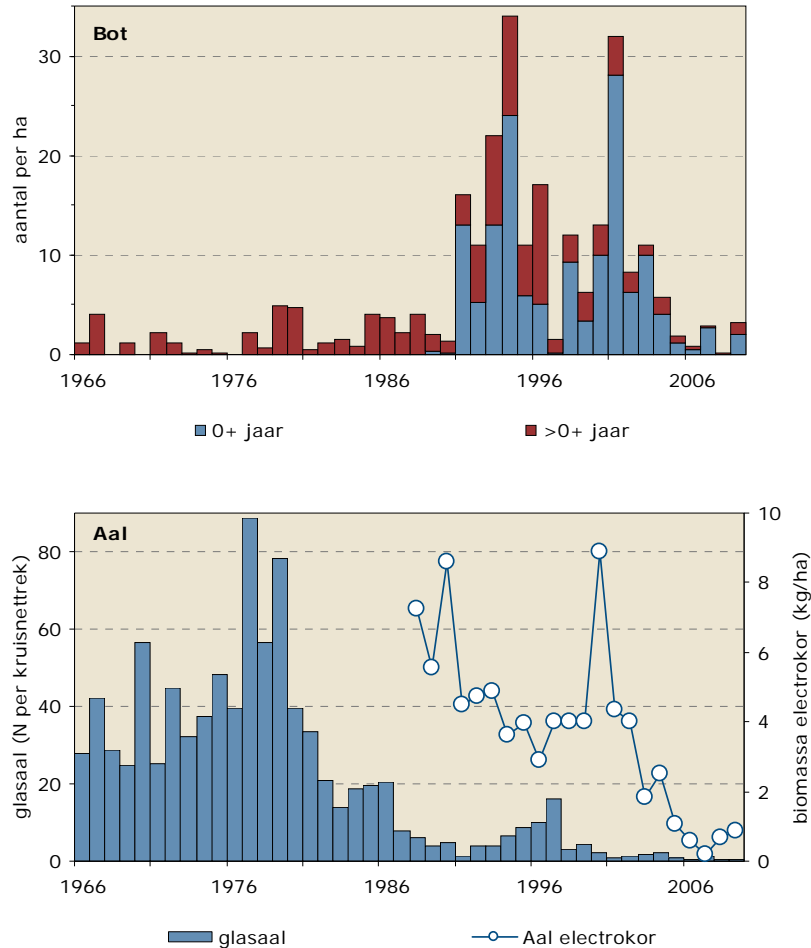
Verbazend genoeg is er nauwelijks monitoring van visintrek rond het experiment van begin jaren negentig uitgevoerd, met uitzondering van een sonaronderzoek naar de intrek van Bot bij Den Oever (notitie De Graaf). Daaruit werd geconcludeerd dat vooral éénjarige Bot naar binnen trok, en wel tussen 18:00 en 6:00 uur. Bot is ook de enige vissoort die talrijk genoeg is om in het IJsselmeer met behulp van de toen lopende, reguliere monitoringsprogramma's effecten te kunnen meten.

De Leeuw et al. (2001) zagen een sterk positief effect van het 0-cm-verval experiment van 1991-93 op de aanwezigheid van Bot in het noordelijke IJsselmeer, en de indruk bestond dat dat effect na beëindiging van het experiment weer was verminderd. De hoeveelheid 0+ Bot was echter in het jaar na het experiment, 1994, nog groter, en na een minimum rond 1997 trad een nieuwe periode van hoge aantallen 0+ vis op (figuur 5.5.14a). Uit de opnieuw lage aantallen in de meest recente jaren kunnen danook nog geen conclusies worden getrokken. De hoeveelheid oudere Bot is na het experiment wél weer trendmatig afgenomen, maar dat kan ook te maken hebben met een toegenomen commerciële belangstelling voor Bot in verband met afname van enkele andere commerciële interessante soorten (de Leeuw et al. 2001).

De intrek van glasaal vertoont een tijdelijke toename met een piek in 1997, daarna een sterke afname (figuur 5.5.14b). Dit patroon wordt gevolgd door een soortgelijk patroon in de biomassa van aal, met een vertraging van ongeveer drie jaar. Er is echter geen duidelijk verband met het spui experiment zichtbaar. Opvallend is dat in het genoemde piekjaar voor glasaal bij de Bot juist sprake was van een slecht seizoen voor intrek van larven. Ook valt op dat bij beide soorten sprake is van een recente verlaging van de abundantie rond 2004.

Figuur 5.5.14

Verloop van de presentie van jonge en oudere Bot in het IJsselmeer volgens de monitoring van IMARES (grote kuil), en het verloop van de intrek van glasaal.



Extra Spui

In 2004 werd een advies uitgebracht voor hervatting van spui tot 0 cm verval, nadat nieuwe berekeningen hadden aangetoond dat de verwachte zoutindringen zodanig beperkt zou zijn dat dit geen belemmering betekent. Eind 2007 werd een nieuw experiment gestart om de kennis over vismigratie door de Afsluitdijk te vergroten, in relatie tot de voorziene aanleg van een derde spuicomplex. Hierbij bleek dat er met name veel intrek was van Spiering (begin april), Haring (eind mei/bergin juni), Driedoornige Stekelbaars (eind april/begin mei) en Bot (juni). Bij het spuien spoelde in totaal (alle soorten) veel meer vis uit dan dat er naar binnen trok. Dit betrof vrijwel allemaal 0+ vis, met name Pos en Haring of Sprot. Intrek vond eigenlijk alleen bij de relatief lage debieten aan het begin van de spuiperiode plaats, en bijna alleen 's nachts. De intrek kon 's nachts beduidend gestimuleerd worden door de sluisen eerder te openen, dat wil zeggen bij minder peilverschil tussen IJsselmeer en Waddenzee, waardoor het debiet aanvankelijk nog lager is. Nog beter bleek de intrek te kunnen worden vergroot door de spuisluisen als schutsluisen te gebruiken. Ook dit werkte alleen 's nachts. Mogelijk door de afwezigheid van een zoutgradiënt lijkt de vis echter in het IJsselmeer voor de sluisen te blijven hangen, waardoor een groot deel bij het

spuien weer naar buiten wordt gespoeld. Bij een goede afstemming van spuien en schutten in het juiste seizoen moet de vismigratie voor soorten als Spiering echter sterk verbeterd kunnen worden (Kruitwagen 2009a en b).

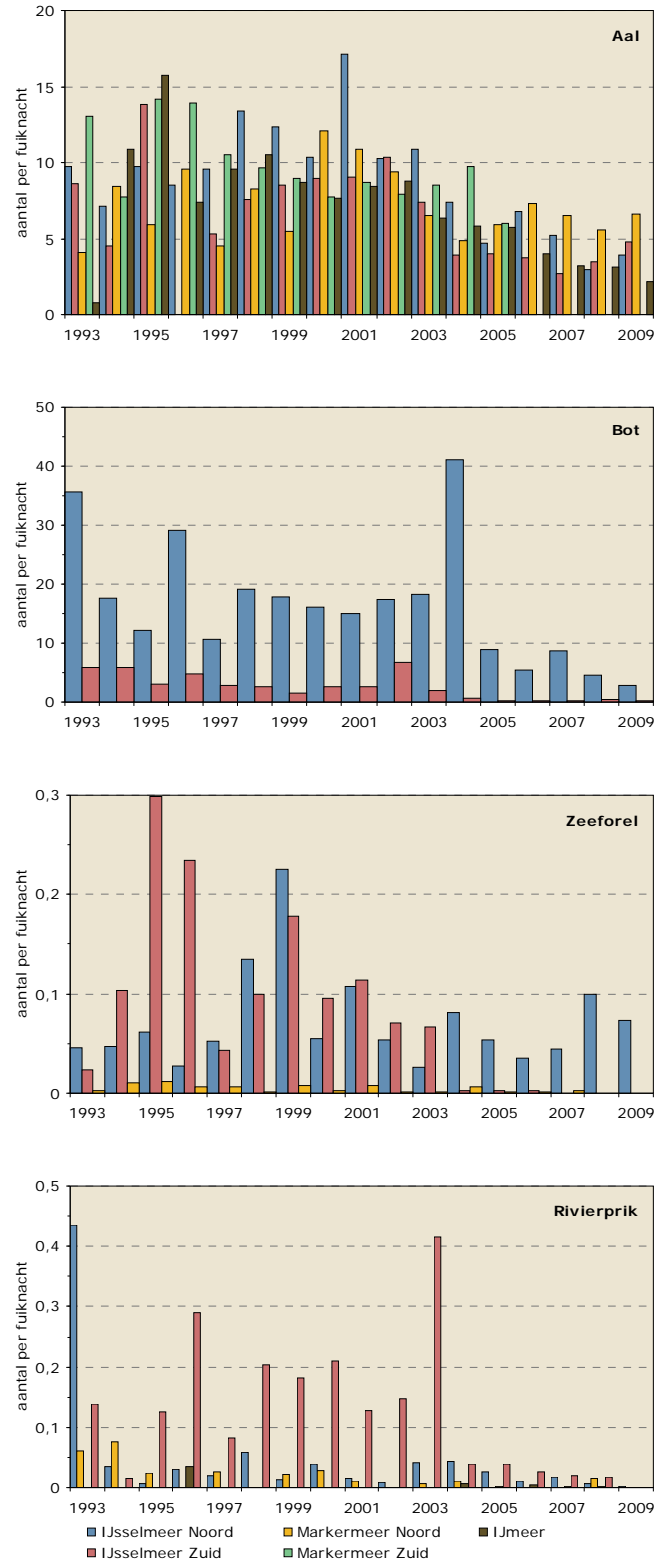
De recente afname van Aal en Bot komt ook tot uitting in de passieve monitoring met fuiken (figuur 5.5.15). Bij de meeste andere soorten trekvis, die vaak veel schaarser zijn, geeft de passieve monitoring betere informatie dan de actieve monitoring met kor en kuil. De passieve monitoring is echter pas in 1992 gestart, zodat de effecten van gewijzigd spui in deze reeksen niet zichtbaar zijn. Ook de studie van Breukelaar & Bij de Vaate (2000), waaruit bleek dat 65% van de in de Waddenzee gemerkte Zeeforel het IJsselmeer wist te bereiken, heeft alleen betrekking op de periode na het experiment van 1991-93.

Net als bij Bot en Aal zijn echter wel duidelijke, recente trends te zien in de fuikgegevens van trekvis en estuariene vis (figuur 5.5.15). Ook bij soorten waar niet structureel op wordt gevist, zoals Zeeforel en Rivierprik, is een negatieve ontwikkeling zichtbaar, vooral sinds 2003. Net als de Bot wordt Zeeforel alleen nog maar in het noorden van het IJsselmeer in fuiken gevangen. Estuariene kreeftachtigen die vroeger geregeld in fuiken (gewone garnaal, zie ook figuur 5.4.16) of de elektrokor (steurgarnaal) werden gevangen, zijn nagenoeg verdwenen. Hoewel in dat geval ook de opkomst van de Wolhandkrab een rol kan spelen, is er ook een zekere overeenkomst tussen de ontwikkelingen bij trekkende soorten en het verloop van het aantal dagen met weinig spui ná 1992. Vissoorten die voldoende kunnen profiteren van de maatregel die sinds 1938 voor glasaal geldt, weten ook naar binnen te komen op dagen "zonder" spui. Zeker voor die soorten zou dus kunnen gelden dat de intrekmogelijkheden geleidelijk zijn gedaald met het aantal dagen met weinig of geen spui (eerste twee categoriën in figuur 5.5.12). De piek in dit aantal dagen in 2003 (figuur 5.5.12) lijkt terug te vinden in de abundantie van sommige vissoorten, voorafgaand aan lage waarden vanaf 2004.

Dit is echter niet het gehele verhaal. Er zijn namelijk ook soortgelijke afnames bij niet-trekkende soorten, zoals Brasem, Kolblei, Rivierdonderpad en Driedoornige Stekelbaars. Ook in die gevallen hebben de afnames met name recent, dat wil zeggen na 2000 plaatsgevonden (zie fig 5.5.1, 5.5.2, 5.5.14). Daarnaast zijn sommige van de genoemde afnames ook buiten het IJsselmeergebied zichtbaar. Zeeforel neemt ook af in het rivierengebied en de delta, evenals Bot (figuur 5.5.16a). Rivierprik doet het daar op basis van de fuikgegevens echter redelijk goed. Aal is buiten het IJsselmeergebied recent minder sterk afgenomen dan in het IJsselmeergebied. Spiering is in de fuiken in IJsselmeer en Markermeer niet altijd geregistreerd, maar de afname die hier is geconstateerd m.b.v. grote kuil en elektrokor, is ook zichtbaar in de fuiken van de randmeren en in die buiten het IJsselmeergebied (figuur 5.5.16b). Dit wijst op oorzaken die niet specifiek het IJsselmeergebied betreffen of ten minste een combinatie van lokale en landelijke of internationaal werkende oorzaken. De Leeuw et al. (2005) constateerden over de periode 1993-2002 op grond van grotendeels dezelfde gegevens een toename van veel stroomminnende vissoorten in het rivierengebied, en in de afgesloten zeearmen stabiele populaties of lichte afnames. De recentere getallen zijn wellicht aanleiding om deze beoordeling bij te stellen.

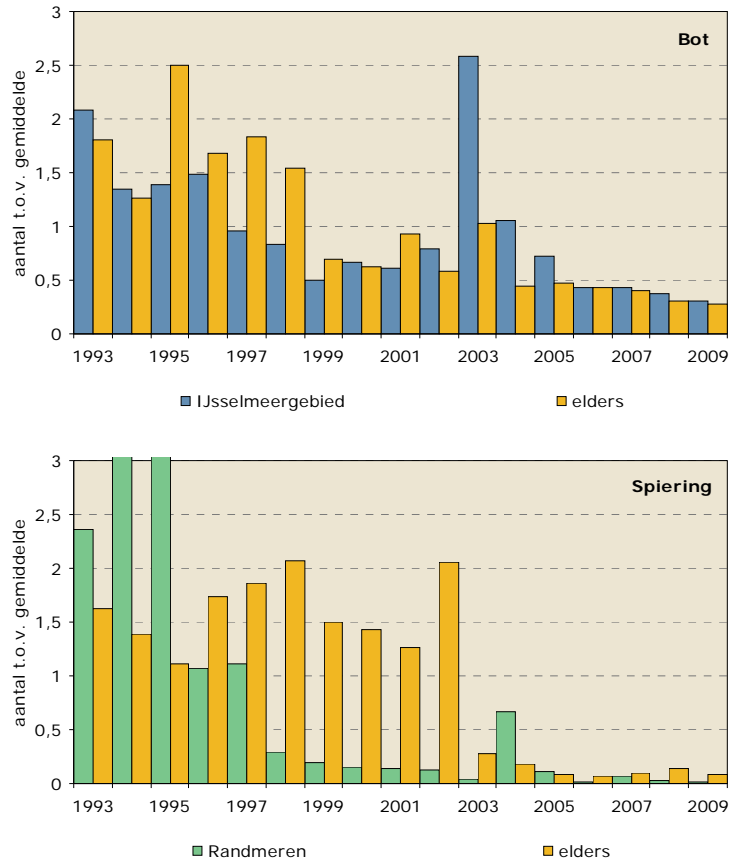
Figuur 5.5.15

Trends van enkele trekvis- en estuariene vissoorten in fuiken op vijf locaties in het IJsselmeer en het Markermeer/IJmeer (omgerekend per fuiknacht). De locatie Markermeer Zuid (locatie 4) wordt sinds 2006 niet meer bemonsterd.



Figuur 5.5.16

Vergelijking van de trends van Bot in fuiken in binnen en buiten het IJsselmeergebied, en van Spiering, gemiddeld over locaties in de randmeren en over locaties buiten het IJsselmeergebied. Per locatie zijn de aantallen per fuiknacht gedeeld door de gemiddelde waarde over alle jaren.

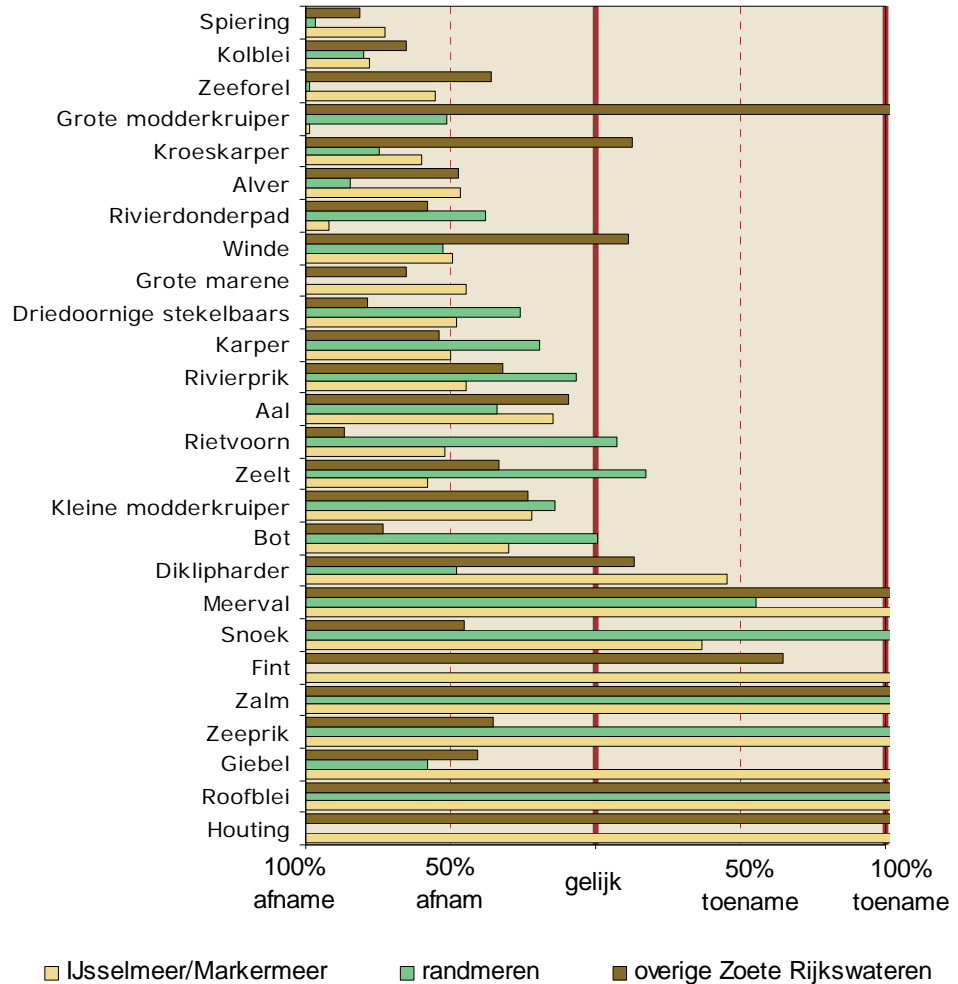


Voor een juiste interpretatie van deze trends is het noodzakelijk de trends op grond van verschillende monitoringstechnieken naast elkaar te leggen. Bij een aantal belangrijke soorten bevestigen de verschillende trends elkaar (Aal, Bot). Bij een enkele soort is sprake van tegenstellingen, bijvoorbeeld bij de Alver, die in de fuikenreeks een afname laat zien en in de elektrokor een recente toename. Mogelijk wijst dit op een verandering in gedrag of ruimtelijke verspreiding, maar dat zal verder onderzoek moeten uitwijzen. Andere toenames betreffen vooral soorten met herintroductieprogramma's of exoten.

Al met al ontstaat hier een suggestie van een recente afname van een groot aantal soorten uit diverse ecologische gildes, die zowel het IJsselmeergebied als andere wateren betreft. De oorzaken moeten dan ook zeker niet alleen in het IJsselmeergebied worden gezocht. Om dit nader te onderzoeken zou allereerst een degelijke analyse van de beschikbare gegevens moeten worden uitgevoerd, waarbij eventuele variaties en trends in methodiek moeten worden meegewogen.

Figuur 5.5.17

Toe- of afname in het aantal vissen per fuiknacht, periode 2000-2007 t.o.v. 1993-1999. Randmeren exclusief Ketelmeer en IJsselmeer/Markermeer/IJmeer, vergeleken met de overige rijkswateren.



Op basis van de fuikgegevens t/m 2008 ontstaat een beeld van afname van een groot aantal soorten, zowel in het IJsselmeer en Markermeer en in de randmeren als buiten het IJsselmeergebied (figuur 5.5.17). De afname betreft dus niet alleen trekvis. De fuikenreeks begint pas in 1993, en de afname is daarmee relatief recent. Veel afnames hebben plaatsgevonden na 2000 en volgen op een optimum omstreeks 1997 (zie bijvoorbeeld ook electrokor stekelbaars en donderpad, figuur 5.5.2). De meest algemene soorten worden om praktische redenen niet geregistreerd bij de fuikmonitoring. In het IJsselmeer en Markermeer nemen volgens andere typen monitoring ook veel van deze soorten af. Om die reden is het niet automatisch zo dat ook de diversiteit is afgenomen.

5.5.5 Vis en waterplanten

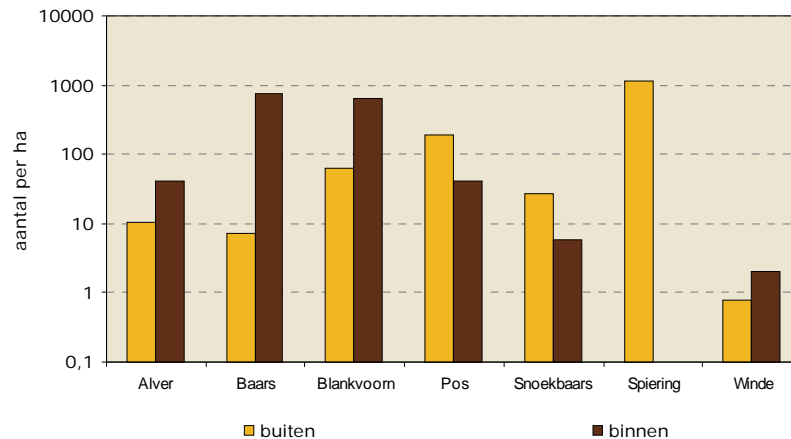
Veel vissoorten zijn op de één of andere manier verbonden aan water- of oeverplanten. Bij uitstek "limnofiele" vissoorten zijn bijvoorbeeld Snoek, Rietvoorn en Zeelt. Waterplanten dienen als paaihabitat, als opgroei- of schuilgelegenheid. Als planten en dynamische oeverzones met geleidelijke land-

water overgangen ontbreken, dan ontbreekt ook deze categorie vissoorten en is de diversiteit van de visgemeenschap dus relatief laag.

Door de kunstmatige oorsprong van de meren van het IJsselmeergebied zijn veel van de oevers steil en de oeverzones diep en zijn de met water- en oeverplanten begroeide zones ondervertegenwoordigd (IJsselmeer en Markermeer/IJmeer). Elders zijn ze juist oververtegenwoordigd (Randmeren) door de kunstmatige verdeling van dieptezones over de meren. Daarnaast zijn oeverplantenzones of periodiek overstromde graslanden vaak beperkt aanwezig door gebrek aan peildynamiek en waren waterplanten tot halverwege de jaren negentig zeer schaars door eutrofiëring. De visfauna in de meren is daardoor vaak eenzijdig. Hoewel meer dan 50 soorten present zijn, wordt het visbestand vaak door een klein aantal soorten gedomineerd. In het IJsselmeer en Markermeer wordt bijna de gehele visbiomassa gevormd door vijf of zes soorten, en tegenwoordig meer dan de helft door Pos.

Figuur 5.5.18

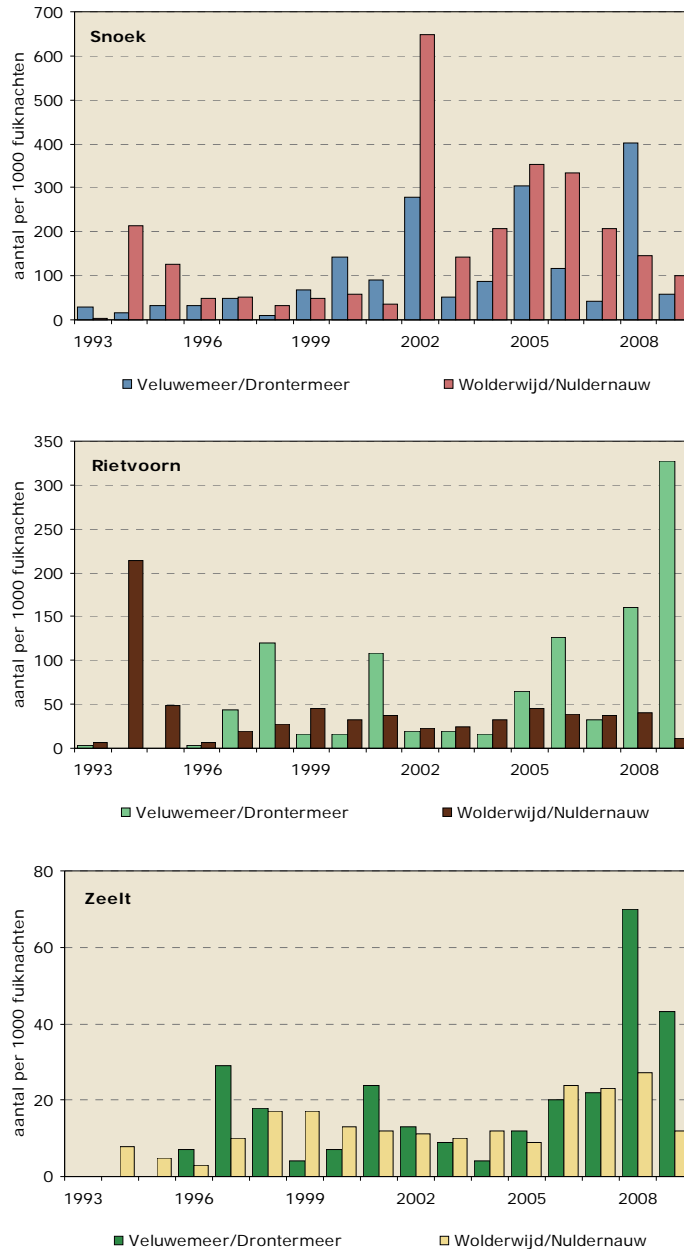
Abundantie van 0+ vis van enkele belangrijke soorten binnen en buiten de vooroevers langs de Houtribdijk in het Markermeer (Noordhuis & van Schie 2007).



Door een combinatie van afname van de nutriëntenbelasting in de meren, biomanipulatie, brasemvisserij en inrichtingsmaatregelen is op diverse plaatsen in het IJsselmeergebied de ondergedoken vegetatie toegenomen. Zo ontwikkelde zich een vegetatie van fonteinkruiden en andere waterplanten achter dammen die in het Markermeer langs de Houtribdijk werden aangelegd om onder meer kruisend ijs tegen te houden. Die vegetatie bleek een functie te hebben als opgroeigebied voor jonge Baars en Blankvoorn. De jonge Spiering bleek de vegetatie achter dammen juist volledig te mijden (figuur 5.5.18). In dat licht is de versnelde afname van Spiering in de randmeren interessant (figuur 5.5.16b), omdat die min of meer samenviel met een sterke toename van het areaal van waterplanten. De soort verdween vrijwel uit het Veluwemeer in 1995, leek uit te wijken naar de omliggende meren, maar nam hier twee jaar later eveneens sterk af.

Figuur 5.5.19

Ontwikkeling van de aantallen van typisch plantenminnende vissoorten in de Veluwerandmeren, op grond van de registratie van fuikvangsten.

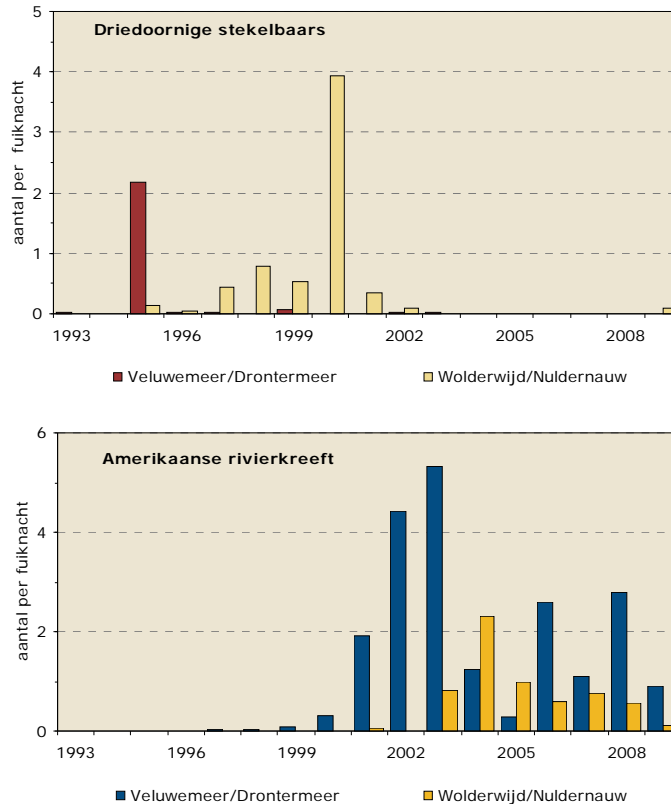


Herstel van de vegetatie in de Veluwerandmeren ging echter ook gepaard met een explosie van Kleine Modderkruipers, die midden jaren negentig met orde grootte 10 dieren per m² tussen de kranswieren voorkwamen. In open plekken in de kranswievelden zwemmen vaak schooljes heel jonge vis, maar hogere waterplanten geven waarschijnlijk meer structuur voor de wat grotere vis. Snoek is lange tijd schaars geweest bij gebrek aan planten en helder water, maar sinds ongeveer 2000 zijn de aantallen in de fuiken weer toegenomen (figuur 5.5.19a). De laatste jaren wordt het Veluwemeer door sportvissers beschouwd als één van de beste snoekwateren in Nederland. Ook Rietvoorn en Zeelt vertonen een voorzichtige toename in de fuiken (figuur 5.5.19b en c). Deze toenames zijn des te opvallender als in aanmerking wordt genomen dat de totale vangst over het

algemeen is afgenomen. Van de in fuiken geregistreerde soorten promoveerde de Snoek van de zevende soort in 1993 en 1994 geleidelijk tot de meest talrijke soort na de Aal in 2008.

Figuur 5.5.20

Ontwikkeling van de aantallen van Driedoornige Stekelbaars en Amerikaanse Rivierkreeft in de Veluwerandmeren, op grond van de registratie van fuikvangsten.



Sommige soorten lijken tijdelijk te hebben geprofiteerd van het ecologisch herstel. In het midden van de jaren negentig werden Kleine Modderkruipers in hoge dichtheden aangetroffen tijdens bemonsteringen van de kranswieren in de Veluwerandmeren. Dat lijkt recent minder het geval te zijn. Ook de Driedoornige stekelbaars, die beter is vertegenwoordigd in de fuiken, vertoonde in de Veluwerandmeren een tijdelijke opleving. Deze soort is echter in het geheel niet meer uit de fuiken gemeld sinds 2004 (figuur 5.5.20). Over de toedracht van deze ontwikkelingen is niets bekend. Wel is opvallend dat de Amerikaanse Rivierkreeft in de kranswievelden sterk opkwam in de laatste jaren van de Driedoornige Stekelbaars, met dichtheden die konden oplopen tot gemiddeld vijf kreeften per fuik per nacht en daarmee de hoogste waren in het IJsselmeergebied. In het Veluwemeer is het sinds 2002 gemiddeld de meest talrijke soort van de fuikregistratie, er zijn er in totaal inmiddels bijna 15.000 gevangen.

5.6 Vogels

Vogels behoren tot de belangrijkste natuurwaarden van het IJsselmeergebied. Ordegrootte een miljoen vogels maken 's winters van het gebied gebruik. Bij Aalscholver, Krooneend, Tafeleend, Kuifeend, Toppereend, Grote Zaagbek, Dwergmeeuw, Reuzenstern en Zwarte Stern gaat het om de helft of meer van de Nederlandse populatie, en bij Aalscholver, Smient, Tafeleend, Kuifeend, Toppereend en Zwarte Stern om tien procent of meer van de internationale populatie.

Het gebied herbergt buitendijkse slaappleaatsen van nationale of internationale betekenis voor onder meer Toendrarietgans, Kleine Rietgans, Brandgans, Kemphaan, Goudplevier en Grutto en belangrijke ruiconcentraties van o.a. Fuut, Kuifeend, Knobbelzwaan en Zwarte Stern. Als broedgebied is het van grote nationale betekenis voor onder meer Krooneend, Visdief en Grote Karekiet.

Gedurende de laatste twee decennia is de betekenis van het gebied voor (water)planteneters sterk toegenomen met de verbetering van de waterkwaliteit en het herstel van de ondergedoken vegetatie. Deze planteneters concentreren zich vooral in de Veluwerandmeren, de Gouwzee en langs de Friese kust. Bij Knobbelzwaan en Krooneend gaat het om jaarrond gebruik en groei van de regionale (nationale) populatie, bij de meeste andere soorten vooral om najaarsconcentraties met aantrekking vanuit andere gebieden. In de randmeren lijkt toenemende zomerconsumptie door Knobbelzwanen tot effecten op de vegetatie te leiden.

Bodemfauna-etende watervogels hebben te maken gehad met afname van de Driehoeksmossel in het Markermeer en tegelijkertijd met herstel van de mosselpopulaties in de randmeren. Concentraties van Kuif- en Tafeleend hebben zich verplaatst van het Markermeer en IJmeer naar de randmeren. Recente afname van de mosselen in het IJsselmeer ging echter niet gepaard met afname van het aantal Kuifeenden aldaar. In het Markermeer ging de afname in de winter gepaard met groei van de ruipopulatie, die recent echter weer lijkt af te nemen. Grote ruiconcentraties van de Tafeleend zijn begin jaren tachtig al verdwenen en zijn nog niet teruggekeerd.

Het aantal visetende vogels in het IJsselmeer en Markermeer is in de jaren negentig afgenomen, samen met een afname van de hoeveelheid Spiering en veranderingen in doorzicht. Ook de broedpopulatie van de Aalscholver heeft niet meer de omvang van begin jaren negentig, maar het aantal overwinteraars van deze soort is toegenomen met een toename van Pos. In de randmeren is het aantal viseters in de jaren tachtig toegenomen nadat de dominantie van grote Brasem werd doorbroken, maar met name Fuut, Grote Zaagbek, Zwarte Stern en Dwergmeeuw zijn in het gebied als totaal behoorlijk afgenomen. Bij de Fuut is de afname grotendeels bepaald door het verdwijnen van een grote ruiconcentratie bij de Mokkebank.

De geschiktheid van het gebied voor broedvogels is verbeterd door natuurontwikkeling, deels in samenhang met verbetering van de waterkwaliteit. Daarbij zijn kale-grondbroeders afhankelijk van nieuwe aanleg of beheer. Kritische moerasvogels die afhankelijk zijn van natuurlijke land-water overgangen en dynamisch peil, zoals Grote Karekiet en Roerdomp, doen het onverminderd slecht of zijn verder afgenomen.

Minstens 800.000 watervogels maken jaarlijks gebruik van het IJsselmeergebied. Dat zijn niet gedurende het gehele seizoen dezelfde vogels, zodat het totale aantal vogels dat per seizoen van het gebied gebruik maakt zeker in de richting van een miljoen zal gaan. Op grond van deze aantallen gelden alle meren in het IJsselmeergebied als wetlands van internationale betekenis voor watervogels (Ramsar conventie), en zijn ze alle aangewezen als Natura 2000 gebieden (Europese Vogel- en Habitatrichtlijn).

In tabel 5.6.1 is zijn de maximale aantallen in de periode 1999-2003 per Natura 2000 gebied weergegeven. Dat is de periode die voor de meeste soorten is gebruikt om de instandhoudingsdoelen voor de Natura 2000 gebieden te formuleren. Op grond van deze getallen is de aanwijzing van de zes gebieden per soort bevestigd. De doelen zelf zijn ondersteund met schattingen van de draagkracht op grond van gemiddelde aantallen per maand, niet de maxima in de tabel. Ook is aangegeven wat de toenmalige aantallen in nationaal en internationaal verband betekenden ten opzichte van de landelijke en Europese populatie. Vóór de gebruikte periode, vooral in de jaren negentig, hebben zich grote veranderingen in de aantallen voorgedaan, die zich bij sommige soorten ook hebben vertaald in een verandering van de relatieve betekenis van het gebied. De richting van die veranderingen is in de tabel aangegeven met kleuren, gebaseerd op een studie van Sovon en CBS (2005) ten behoeve van het formuleren van de instandhoudingsdoelen.

Ondanks afname bij een aantal soorten is het internationale belang van de meren voor watervogels nog steeds bijzonder groot. De top vijf qua aantallen per soort wordt bepaald door achtereenvolgens de Smient, de Kuifeend, de Meerkoet, de Tafeleend en de Topper, die samen meer dan de helft van het totaal uitmaken. Van minstens zeven soorten verblijft gemiddeld de helft of meer van de Nederlandse vogels in het gebied, met als toppers de Krooneend, de Topper, de Grote Zaagbek, de Zwarte Stern en de Reuzenstern. Het gebied heeft een functie als foerageergebied voor trekvogels en overwinteraars, als ruigebied voor grote concentraties van bijvoorbeeld Fuut, Kuifeend, Knobbelswaan en Zwarte Stern en als broedgebied is het IJsselmeergebied van grote betekenis voor onder meer Aalscholver, Visdief, Zwartkopmeeuw, Krooneend en Grote Karekiet.

Het IJsselmeer wordt jaarlijks door minstens 350.000 vogels gebruikt. Daarmee heeft dit meer binnen het gebied aantalsmatig het grootste belang. Voor een aantal soorten is het IJsselmeer binnen de regio relatief van nog grotere betekenis. Dat geldt voor bijvoorbeeld Topper, Grote Zaagbek, Zwarte Stern en Dwergmeeuw, maar ook voor soorten die de buitendijkse gebieden langs de Friese kust gebruiken, zoals Reuzenstern, Goudplevier, Kempphaan, Brandgans en Kleine Rietgans. De drie soorten met het grootste internationale populatie-aandeel in het IJsselmeergebied (>15%), Topper, Kleine Rietgans en Zwarte Stern, zijn alle drie typische IJsselmeersoorten. De betekenis van het IJsselmeer wordt nog iets onderschat doordat het open water slechts steekproefsgewijs wordt geteld. Met name verspreid voorkomende soorten van open water, zoals Middelste Zaagbek, Brilduiker, Zwarte Stern en Dwergmeeuw, zijn in werkelijkheid talrijker dan uit de tellingen blijkt. Bij de Zwarte Stern, verreweg de meest talrijke van deze groep, wordt dit opgevangen door middel van slaaplaatstellingen, die vele malen hoger uitkomen.

Het Markermeer/IJmeer, dat met allerlei problemen te kampen heeft, herbergt toch nog jaarlijks een kleine 215.000 vogels, met een relatief groot aandeel voor Smient, Krooneend en Kuif- en Tafeleend. Het heeft ook een zekere relatie met een beperkt deel van de ongeveer 120.000 vogels die gebruik maken van de Oostvaardersplassen. Een deel van de vogels die daar geteld worden, maakt tevens gebruik van het Markermeer (Aalscholver, Kuifeend, Tafeleend, Nonnetje). De randmeren, die jaarlijks gebruikt worden door minstens 250.000 watervogels, zijn binnen de regio van relatief grote betekenis voor soorten als Grote Zilverreiger, Knobbelzwaan, Kleine Zwaan, Pijlstaart, Krooneend, Kuifeend, Tafeleend en Meerkoet.

Tabel 5.6.1

Gemiddelde maximale aantallen watervogels per seizoen (1999/2000 t/m 2003-/2004). Gebaseerd op vliegtuigtellingen (IJssel/Markermeer; M. van Eerden), boottellingen (Randmeren; Prov. Flevoland) en slaapplaats-tellingen (*; Sovon). Ook zijn de gemiddelde maxima in het gehele IJsselmeergebied weergegeven, en het aandeel van de nationale en internationale populatie die dat aantal vertegenwoordigde. In het geval van slaapplaatsen is het rangnummer van de slaapplaatsen in Nederland weergegeven. De kleuren geven trends weer over de periode 1980-2003, van soorten waarvoor de meren zijn aangewezen in het kader van Natura 2000 ("niet-broedvogels"; Sovon 2005): rood afname, oranje beperkte afname, beige stabiel, blauw beperkte toename, groen toename, grijs onbekend.

	Zwarte Meer	Ketelmeer & Vossemeer	Veluwerandmeren	Eemmeer & Gooimeer	Oostvaardersplassen	Markermeer & IJmeer	IJsselmeer	Totaal	%NL	% intern
Fuut	331	678	794	354	70	550	3928	5503	24	1,1
Aalscholver	844	2590	1401	1044	7211	5716	16901	25880	50	8,3
Grote Zilverreiger	5	13	40*	0	73	12	4	89	10	0,2
Lepelaar	20	49	14	1	494	71	151	647	4	6,5
Knobbelzwaan	767	977	7755	1160	166	449	4161	11480		
Kleine Zwaan	9	1500*	765	9	81	62	1600*	4000*	3	13,8
Wilde Zwaan	7	1	9	0	128	112	5	224		0,4
Toendrarietgans	2000*	5500*	94	205	84	300	19500*	27500*	Nr 2 (S)	4,6
Kleine Rietgans	0	0	0	0	0	0	6400*	6400*	Nr 3 (S)	17,3
Kolgans	15000*	6000*	599	560	4365	14293	19000*	48000*	Nr 7 (S)	4,8
Grauwe Gans	2596	1958	356	1165	26650	2344	2026	29673	Nr 18 (S)	7,4
Brandgans	1	89	16	4	10047	2914	26200*	39000*	Nr 6 (S)	10,8
Bergeend	60	215	215	70	355	192	943	1434	<1	0,5
Smient	4619	1119	10294	26184	11934	77984	35370	148973	8	9,9
Krakeend	392	1496	885	242	2604	1002	1007	5407	9	9,0
Wintertaling	1291	1153	476	218	7605	470	1498	11122	5	2,8
Wilde Eend	2989	4358	4270	2721	8713	3255	10042	25507	3	0,6
Pijlstaart	90	223	812	31	795	39	464	1566	3	2,6
Slobeend	45	200	172	32	5780	101	322	7215	2	18,0
Krooneend	0	0	111	3	0	5	0	119	84	0,2
Tafeleend	700	960	27253	2864	11900*	17744	1642	38854	64	11,1
Kuifeend	4176	12402	20622	7544	10200*	45994	22541	92843	57	7,7
Toppereend	2	1	0	0	0	507	58475	61585	76	19,9
Briduiker	117	216	850	264	32	887	1351	2966	16	0,7
Nonnetje	54	174	339	48	280*	647	1623	1924	43	4,8
Grote Zaagbek	55	293	267	69	33	178	8507	8788	73	3,5
Visarend	1	3	1	0	1	1	0	5	Nr 2	0,0
Zeearend	0	0	0	0	2	0	0	2		0,0
Meerkoet	3180	4128	32429	5121	1246	24933	14565	65526	29	3,7
Kluut	0	156	33	1	760	69	140	799	Nr 14	1,1
Goudplevier	299	227	484	0	3452	2011	9700*	12538	Nr 3 (S)	1,6
Kievit	623	2941	3851	534	4461	2211	7508	17742		0,5
Kemphaan	6	88	151	12	210*	354	17300*	18000*	Nr 1 (S)	1,8
Grutto	700*	400*	511	322	1326	480	2200*	3727	Nr 2 (S)	2,2
Wulp	6	14	295	98	18	300	3500*	4000*	Nr 4 (S)	1,0
Kokmeeuw	913	1631	2384	1438	255	7734	18674	27509		
Dwergmeeuw	0	10	48	33	17	55	464	518	?	0,6
Reuzenster	0	10*	1	0	0	0	40*	53	75?	0,8
Visdief	100	1193	176	622	11	1621	1766	10000*		
Zwarte Stern	79	79	58	26	0	216	38344**	38500*	Nr 1 (S)	9,6

Aan de kleuren in tabel 5.6.1 is te zien welke veranderingen in aantallen zijn opgetreden in de jaren tachtig en negentig van de vorige eeuw. Terwijl in de randmeren bij veel soorten van toename sprake is geweest, hebben zich in IJssel en Markermeer enkele belangrijke afnames voorgedaan. Niet voor alle soorten weegt de toename in de randmeren op tegen de afname in het IJsselmeer en Markermeer, en in sommige gevallen hebben de veranderingen zelfs geresulteerd in landelijke afname (Topper, Grote Zaagbek, Zwarte Stern). Met name viseters zijn minder talrijk geworden. Aan de andere kant zijn er ook positieve ontwikkelingen te melden, met name bij planteneters. Bij de Krooneend heeft dit bijvoorbeeld geleid tot een verveelvoudiging van de landelijke populatie. Voor die veranderingen zijn vaak oorzaken in het gebied zelf te vinden, maar nationale en internationale ontwikkelingen buiten het gebied kunnen een rol spelen. In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op de verschillende functies van het gebied voor vogels en op de regionale ontwikkelingen bij resp. overwinteraars, ruiers en broedvogels. Daarna wordt per ecologische groep (viseters, bodemfauna-eters, planteneters en moerasvogels) aandacht besteed aan de trends.

5.6.1 Functies van het gebied voor vogels

Qua seizoensverloop zijn vier patronen van voorkomen in het gebied te onderscheiden: overwinteraars, doortrekkers, ruiers en broedvogels of overzomeraars.

Overwinteraars

Aantalsmatig domineren de overwinteraars. Typische seizoenspatronen van overwinteraars zijn die van noordelijke broedvogels als Grote Zaagbek, Nonnetje, Brilduiker of Topper. De meest strikte overwinteraars zijn niet meer dan vier of vijf maanden aanwezig, de hoogste aantallen zijn aanwezig in december of januari (figuur 5.6.1a en b). Het IJsselmeer herbergt een relatief groot aandeel van deze groep. Twee van de soorten met het grootste internationale populatie-aandeel in het gebied, de Topper en de Kleine Rietgans (slaapplaats Friese kust), zijn zelfs vrijwel uitsluitend in dit compartiment te vinden. In het Markermeer/IJmeer en in de randmeren overwinteren onder meer zeer grote aantallen Kuifeenden, Tafeleenden en Meerkoeten.

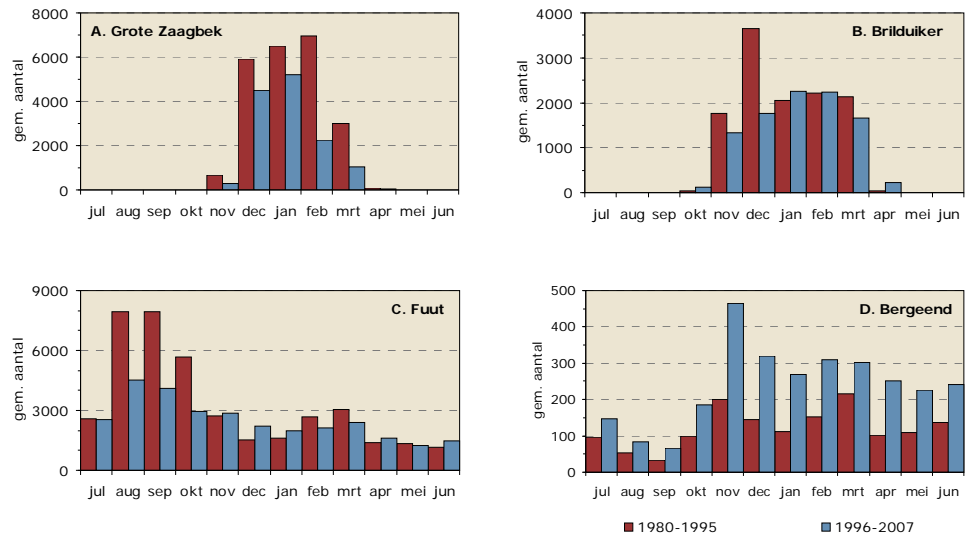
Ruiers

Veel watervogelsoorten kunnen tijdens de vleugelrui een aantal weken lang niet vliegen. Die periode valt meestal in de nazomer (juli-september). De vogels verschuilen zich dan in ontoegankelijke gebieden zoals moerassen of verzamelen zich in grote concentraties op open water. Dergelijke concentraties komen in het IJsselmeergebied voor bij soorten als Knobbelzwaan (Friese kust en randmeren, voorheen ook Houtribdijk), Kuifeend (Markermeer) en Fuut (voorheen voor de kust van ZW-Friesland, tegenwoordig vooral langs de Noord-Hollandse kust en in de randmeren). Met name voor de Fuut is de ruitijd in het gebied belangrijk, vooral in het IJsselmeer zijn de aantallen juist in die periode het hoogst (figuur 5.6.1c). Er zijn ook soorten die een speciale ruitrek ondernemen naar gebieden buiten de regio, en die in augustus en september juist afwezig zijn. Dat is het

geval bij de Bergeend (figuur 5.6.1d). Bij soorten die hun vliegvermogen tijdens de rui behouden kan in het gebied de trek onderbroken worden voor een deel van de rui. Dat is het geval bij de Zwarte Stern.

Figuur 5.6.1

Seizoensverloop in de aantallen van twee typische wintergasten in het gehele IJsselmeergebied (a en b) twee soorten die in de ruitijd verhoogde of juist verlaagde aantallen laten zien (c en d). Fuut IJsselmeergebied totaal, Bergeend Randmeren totaal. Seizoenen 1980/81-1995/96 versus 1996/97-2007/08.



Doortrekkers

Soorten die het gebied vooral tijdens de trek aandoen zijn met de hoogste aantallen aanwezig in voor- en/of najaar. Typische najaarstrekken zijn de Zwarte Stern en de Reuzenster, die beide het gebied vooral in augustus aandoen, met een sterk accent op het IJsselmeer. De aantallen steltlopers zijn juist tijdens de voorjaars trek het hoogst. Duizenden Kemphanen, Grutto's en Goudplevieren gebruiken dan de Friese buitendijkse waarden als slaapplek, waarmee ook voor deze categorie vooral het IJsselmeer van bijzondere – internationale – betekenis is.

Broedvogels en overzomeraars

Typische zomergasten in het gebied zijn Visdieven. De eerste Visdieven verschijnen in april, de laatste vertrekken in september. Andere soorten die met name in de broedtijd aanwezig zijn, zijn bijvoorbeeld Zwartkopmeeuw, Bontbekplevier, Kluut en Lepelaar. Ook de Kokmeeuw is vooral in de broedtijd aanwezig. De aantallen van broedvogelsoorten zijn vaak het hoogst in augustus, omdat dan ook de uitgevlogen jongen in het gebied verblijven.

Jaarvogels

Een groot aantal soorten is jaarrond te vinden in het gebied. Vaak betreft het dan in de winter andere vogels dan in de zomer, als broedvogels worden vervangen of aangevuld door vogels uit het noorden. Ook sommige soorten die niet of slechts in beperkte mate in het gebied broeden, zijn jaarrond aanwezig, bijvoorbeeld diverse meeuwensoorten zoals Zilvermeeuw en Grote Mantelmeeuw. In die gevallen betreft het dan in de zomer voornamelijk onvolwassen vogels.

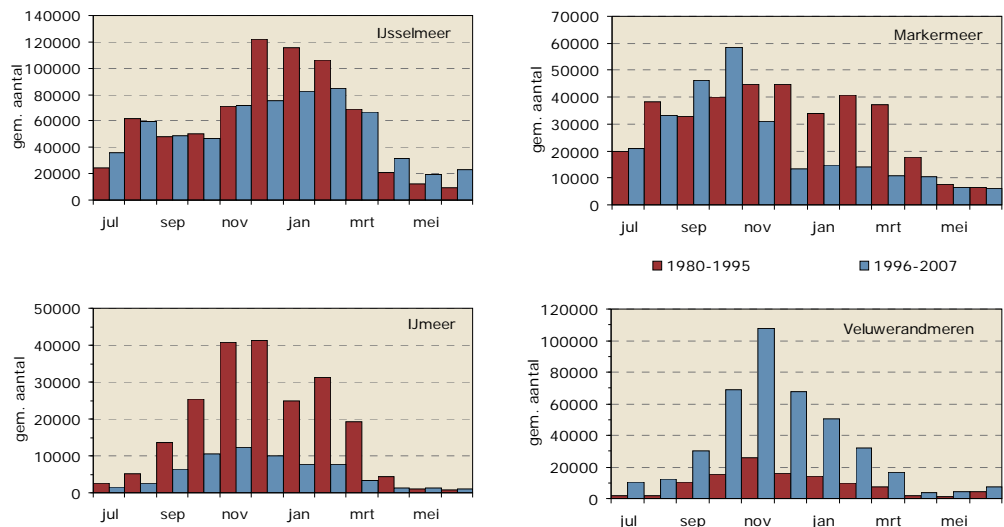
Relatieve betekenis van functies en verschuivingen daarin

In het IJsselmeergebied worden in de wintermaanden de hoogste aantallen vogels geteld. De functie van het gebied als foerageer- en rustgebied voor overwintersaars is daarmee aantalsmatig het belangrijkste, met name waar het de soorten betreft die in de meren zelf foerageren (figuur 5.6.2). Het aantal overwintersaars uit deze categorie is echter in het IJsselmeer, Markermeer en IJmeer nogal afgenomen. In het IJmeer is de afname het sterkst, en die afname betreft hier het grootste deel van het seizoen en meer soorten dan elders. In het najaar zijn de veranderingen in de grote meren minder sterk geweest, omdat die periode de planteneters het relatief goed doen. In de gebieden met waterplanten, zoals de randmeren, de Friese kust en de Gouwzee, zijn de aantallen vogels toegenomen. De ruifunctie in het najaar is in totaal toegenomen door groeiende aantallen ruiende Knobbelzwanen (Friese kust en randmeren) en Kuifeenden (Markermeer), ondanks het verdwijnen van een grote ruiconcentratie van de Fuut (IJsselmeer).

Het belang van de functie voor broedvogels is sterk afhankelijk van het aanbod aan buitendijks land in combinatie met voedselbeschikbaarheid. Het ecologisch herstel in de randmeren heeft het broedvogelbestand doen toenemen. Nog beter is in de zomeraantallen het effect van natuurontwikkeling te zien in het IJsselmeer, waar in relatie tot de aanleg van o.a. de Kreupel de zomeraantallen zijn verdubbeld. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de sterk toegenomen aantallen broedende Aalscholvers, Kokmeeuwen en Vissdieven. In het Markermeer en IJmeer valt de lage presentie van vogels in de broedtijd op ten opzichte van de situatie in het IJsselmeer. Dit houdt wellicht verband met het geringe areaal van buitendijks land. In het IJmeer is, bij drastische afname van het aantal overwintersaars, het aantal vogels in de broedtijd niettemin iets toegenomen, met name door de vestiging van kolonies van Vissdief en Kokmeeuw achter de Hoekelingsdam. De ontwikkelingen in de broedtijd zijn mogelijk deels van tijdelijke aard, omdat pioniersoorten als de Vissdief vaak weer verdwijnen als de successie van de vegetatie vordert.

Figuur 5.6.2

Seizoensverloop van de totale aantallen vogels in enkele deelgebieden van het IJsselmeergebied. Soorten die het gebied als rustplaats gebruiken (ganzen, Smienten, steltlopers) en soorten van zeer ondiep water (grondeleenden) zijn niet meegenomen.



5.6.2 Viseters

Met bijdragen van Stef van Rijn, André van Kleunen (Visdief) en Olaf Klaassen (Reuzenster)

Visetende vogels hebben in het IJsselmeergebied de grootste verliezen geleden. Ze zijn te verdelen in drie categorieën: duikende viseters, "vliegende" of vanuit de lucht stootduikende viseters en oevergebonden viseters. Uit de categorie duikende viseters zijn de Fuut, de Aalscholver, de Grote Zaagbek, de Middelste zaagbek en het Nonnetje de belangrijkste soorten voor het IJsselmeergebied. De eerste twee zijn jaarrond aanwezig en broeden ook in het gebied, de andere drie zijn strikte wintergasten, waarvan de broedgebieden grotendeels in Noord-Europa liggen. Stootduikende of vliegende viseters zijn meeuwen en sterns. Visdieven en Kokmeeuwen broeden in grote aantallen in het gebied, Zwarte Sterns en Dwergmeeuwen zijn soorten die het hele jaar (Dwergmeeuw) of in de trektijd (Zwarte Stern, vooral juli-september) als niet-broedvogels aanwezig zijn. Voor de duikende en vliegende viseters is het IJsselmeer binnen het gebied altijd van relatief grote betekenis geweest. Oevergebonden viseters, met name reigers en Lepelaars, zijn aantalsmatig van veel minder grote betekenis dan de twee andere categorieën. Opvallend bij deze categorie is wel de opmars van de Grote Zilverreiger, waarvoor de Randmeren een relatief belangrijke functie hebben (tabel 5.6.1).

Het aantalsverloop van viseters in het IJsselmeergebied wordt in de eerste plaats gekenmerkt door negatieve ontwikkelingen bij de grote concentraties in het IJsselmeer en Markermeer, gerelateerd aan de afname van Spiering en ontwikkelingen in het doorzicht. In de jaren tachtig was sprake geweest van positieve ontwikkelingen in de randmeren, gerelateerd aan ecologisch herstel en vermindering van de dominantie van Brasem, maar deze toename was van beperkte omvang en bij een aantal soorten nemen de aantallen in de randmeren uiteindelijk ook weer enigszins af. In elk geval bij Grote Zaagbek, Zwarte Stern en Dwergmeeuw is ook in het gebied als totaal, en zelfs landelijk, sprake van afname. Mogelijk is deze afname inmiddels gestagneerd, maar door grote fluctuaties van jaar op jaar is dit nog moeilijk zichtbaar. Een enigszins afwijkend verhaal is dat van de Aalscholver, die minder dan de andere soorten afhankelijk is van kleine vis als Spiering. De populatie nam in de jaren zeventig en tachtig sterk toe, met name door het wegvallen van vervolging en het ontstaan van nieuwe broedplaatsen als Oostvaardersplassen en Lepelaarplassen. Begin jaren negentig crashte echter de belangrijkste kolonie in de Oostvaardersplassen, waarna nieuwe kolonies in het IJsselmeer ontstonden. De totale populatie haalde echter nooit meer de omvang van begin jaren negentig. Wel is recent het aantal overwinteraars van deze soort toegenomen.



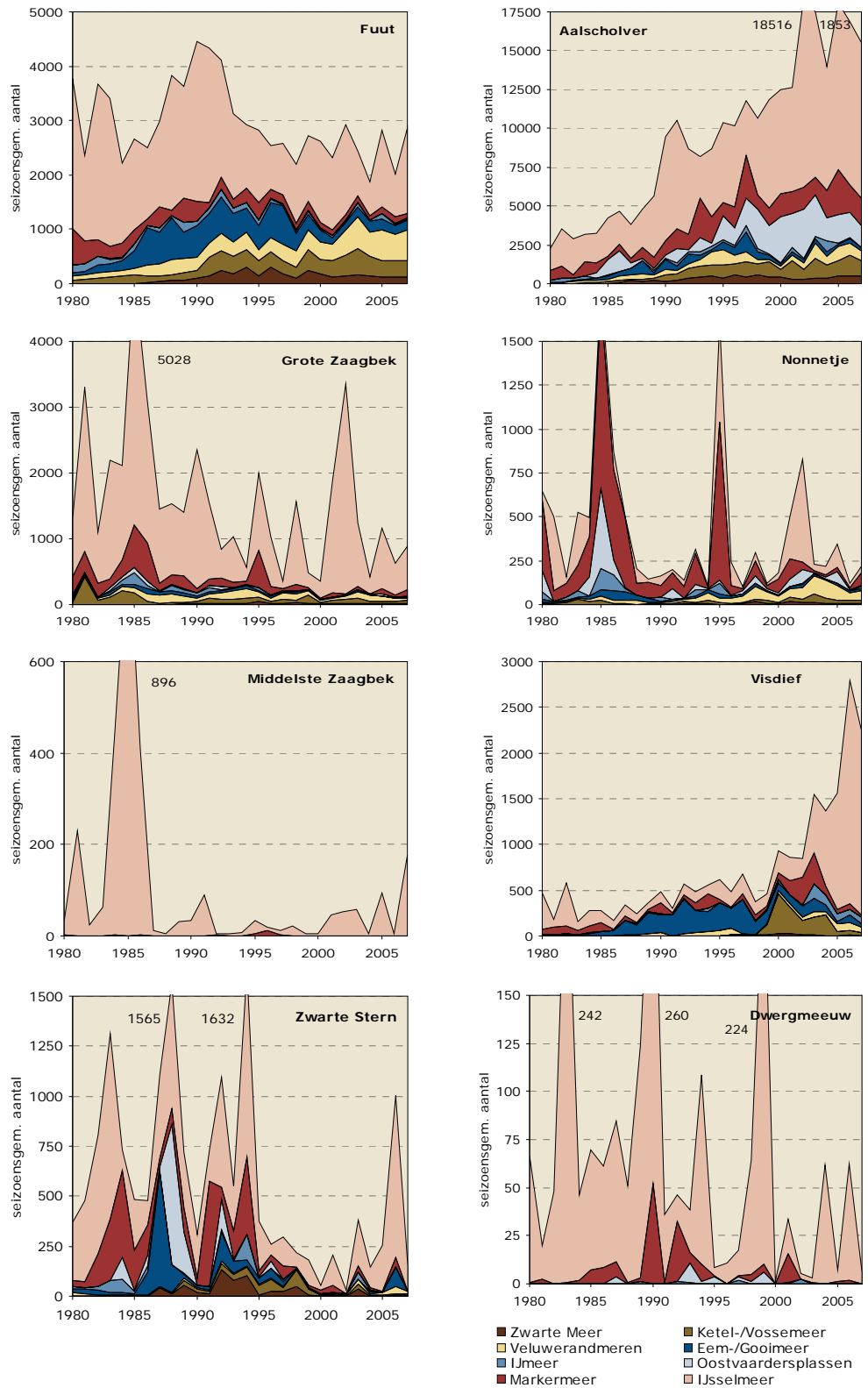
Fuut met Pos, Ketelbrug. Foto Mervyn Roos

IJsselmeer en Markermeer

In het hoofdstuk over vissen (par. 5.5.1) is duidelijk geworden dat de totale visbiomassa in het IJsselmeer en Markermeer eind jaren tachtig sterk is gedaald. Een deel van die afname is veroorzaakt door een afname van de hoeveelheid Spiering, de meest talrijke kleine vissoort en voorheen een zeer belangrijke prooi voor de meeste soorten viseters. Voedselonderzoek uit de jaren tachtig wees uit dat Spiering met name voor Fuut, de drie soorten zaagbekken (het Nonnetje is ook een zaagbek) en de kleinere meeuwensoorten zeer belangrijk was (tabel 5.6.2). Zeer waarschijnlijk geldt dat ook voor Visdief en Zwarte Stern, maar daarvoor is geen maag- of braakbalonderzoek uit die periode beschikbaar. De afname van Spiering is na eind jaren tachtig doorgegaan waardoor sinds de eeuwwisseling nog maar zo'n 15% van het bestand van de jaren tachtig aanwezig is. De enige belangrijke vissoort die is toegenomen is de Pos. Dit is echter een stekelige bodemvis die voor de meeste viseters geen goed alternatief is. Alleen Aalscholvers consumeren grote hoeveelheden van deze soort (tabel 5.6.2). Behalve de omvang van de visbestanden is ook de vangbaarheid van de aanwezige vis gewijzigd door veranderingen in het doorzicht. In grote delen van het Markermeer is het doorzicht afgenomen tot zo'n 20 cm (par 4.4). Bij dergelijke waarden wordt het voor de vogels onmogelijk de aanwezige vis te vinden. Ook een te groot doorzicht kan echter een probleem zijn, omdat de vis dan de vogels eerder kan detecteren.

Figuur 5.6.3

Gesommeerd aantalsverloop van acht viseters in alle delen van het IJsselmeergebied.



Tabel 5.6.2

Samenvatting van soortssamenstelling van het voedsel van viseters op grond van maag- en braakbalonderzoek in de jaren tachtig. Percentages van totale visbiomassa. Bronnen: Platteeuw 1985, Beekman & Platteeuw 1984, Voslamber 1991, Piersma et al. 1997.

	Spiering	Pos	Baars	Snoek- baars	Blank- voorn	Aal	rest	periode	type
Fuut	63,8	19,4	12,3	0-4,5	0-4,5	0	0	1978-85	magen
Aalscholver	4,5	39,5	40,2	0,5	15,0	0	0,3	1982	braakballen
Aalscholver	9,8	49,3	17,7	6,4	13,9	0	3,0	1990-94	braakballen
Grote Zaagbek	49,3	10,3	12,1	1,6	26,5	0,2	0	1979-81	magen
Middelste Zaagbek	31,7	2,7	1,3	0,1	0,9	63,4	0	1979-81	magen
Nonnetje	80,4	10,2	8,1	0,5	0,8	0	0	1980-87	magen
Zilvermeeuw	0,3	0,3	2,8	0,3	94,5	0,2	1,7	1982-83	magen/brb
Grote Mantelmeeuw	0,6	1,6	1,8	0	96,0	0	0	1982-83	magen/brb
Stormmeeuw	34,0	14,4	10,3	3,7	37,7	0	0	1982-83	magen/brb
Kokmeeuw	50,1	28,1	2,8	1,3	16,7	0,5	0,3	1982-83	magen/brb
Dwergmeeuw	80,0	20,0	0	0	0	0	0	1982-83	magen

Gezien deze ontwikkelingen is het niet verwonderlijk dat veel visetende vogelsoorten in het IJsselmeer en Markermeer zijn afgenomen. In figuur 5.6.3 is goed te zien dat, door het grote aandeel van het IJsselmeer en Markermeer, de meeste van de belangrijkste soorten ook in het totale IJsselmeergebied achteruit zijn gegaan. Bij de Zwarte Stern en de Middelste Zaagbek wordt de betekenis van het IJsselmeer in de figuren onderschat, omdat deze soorten bij uitstek op open water voorkomen, waardoor slechts een klein deel in de tellingen is vertegenwoordigd. Hun afname heeft daarmee een grotere relatieve betekenis dan de figuren laten zien.

Alleen de Aalscholver en de Visdief laten een positieve aantalsontwikkeling zien. Dat heeft alles te maken met de vestiging van nieuwe kolonies in nieuw aangelegde gebieden zoals De Kreupel. In het geval van de Aalscholver is de toename maar schijn, omdat de nieuwe kolonies binnen het telgebied liggen, waardoor tegenwoordig de broedvogels worden meegeteld. In de jaren tachtig, toen de meeste Aalscholvers binnendijks broedden, was dat niet het geval. Het aantalsverloop van de broedpopulatie (zie figuur 5.6.11) geeft waarschijnlijk een beter beeld van de werkelijke ontwikkeling.

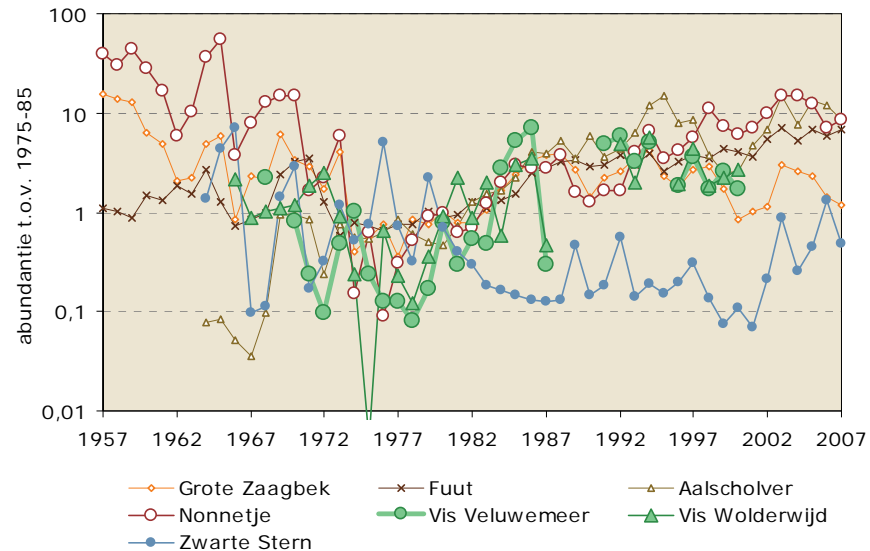
Randmeren

De afname van viseters in het Markermeer en IJsselmeer is, zij het in beperktere omvang, vooraf gegaan door een toename in de randmeren. Hier was de eutrofiëring gepaard gegaan met een sterke "verbraseming" (par. 5.5). Het verdwijnen van waterplanten (Doorgroeid Fonteinkruid in 1970, kranswieren al eerder) ging voor de verdere verslechtering van de waterkwaliteit in het Veluwemeer rond 1972 eerst gepaard met een tijdelijke toename van kleine vis, met bijvoorbeeld relatief grote hoeveelheden 0+ Baars in 1970 en 1971 en veel Pos in 1971 en 1972. De aantallen viseters waren in die jaren eveneens relatief hoog. Vervolgens waren de aantallen laag van 1973 t/m 1985, terwijl de visstand werd gedomineerd door grote Brasem en recrutering van o.a. Baars nagenoeg uitbleef tot 1984. Toen begon echter de dominante Brasem van de 1973 jaarklasse (Wolderwijd) en de rest van het brasembestand uit te dunnen. Vanaf ongeveer 1985 verbeterde ook het doorzicht. Met een aanloop van enkele jaren nam het aantal viseters vooral in 1986 weer toe (redelijk veel Pos en zeer veel 0+ Baars). Alleen het aantalsverloop van de Zwarte Stern wijkt in negatieve zin af. Sinds eind jaren tachtig heeft de gemeenschap van vis en viseters zich echter in het algemeen weer met een grotere rol voor Baars en Blankvoorn gehandhaafd

(figuur 5.6.4). Het herstel van de randmeren met betrekking tot viseters begon dus eerder dan dat van de planteneters en de benthivoren, die pas in de jaren negentig toenamen.

Figuur 5.6.4

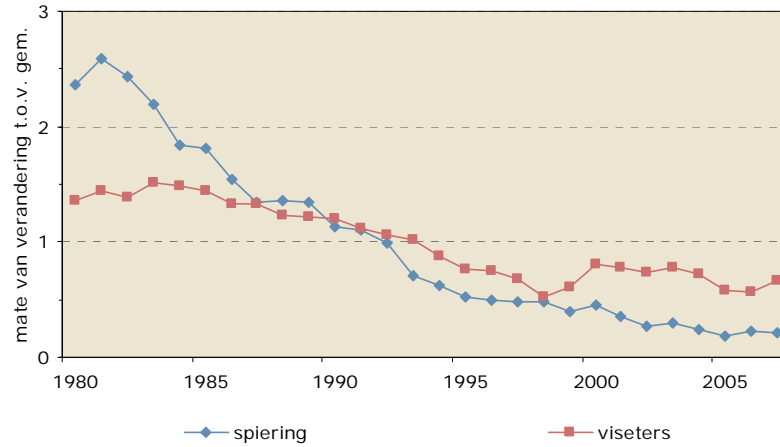
Aantalsverloop van vijf soorten viseters in de Veluwerandmeren ten opzichte van de periode 1975-85. Ter vergelijking is ook de som van de biomassa van Baars, Pos, Blankvoorn en Spiering in Wolderwijd en Veluwemeer weergegeven (geg. LNV Dir. Visserijen en BOVAR, bew. E. Lammens).



In figuur 5.6.3 is zichtbaar dat de toename in de randmeren bij enkele belangrijke soorten minder sterk is geweest dan de daarop volgende afname in het IJsselmeer en Markermeer. Wel is interessant dat de laatstgenoemde afname bij ten minste een aantal soorten sterk is gebaseerd op het verdwijnen van de Spiering, en de toename in de randmeren op een toename van Baars en Blankvoorn, want Spiering komt in de randmeren maar weinig voor. In die zin is de prooikeuze van viseters tot op zekere hoogte opportunistisch. In het IJsselmeer was het aanbod aan kleine vis in het verleden sterk gedomineerd door Spiering. De prooikeuze van de viseters wordt mede bepaald door dat aanbod. Naarmate de Spiering is afgenomen, werd het totale aanbod kleiner, maar ook meer gevarieerd. De overgebleven viseters zouden daardoor wat minder afhankelijk kunnen zijn van Spiering. De kennis over de voedselkeuze van viseters is echter gebaseerd op onderzoek uit de jaren met veel Spiering (Beekman & Platteeuw 1994, Doornbos 1980, van Eerden & Voslamber 1995, van Eerden et al. 1993, Piersma et al. 1988 en 1997, Platteeuw 1985, Platteeuw et al. 1992, Voslamber 1988 en 1991, Wiersma 1996, Wiersma et al. 1995 etc.). Bovendien betreft dit onderzoek meestal alleen vogels uit het IJsselmeer en Markermeer. Voor voldoende inzicht in de mechanismen rond de aantalsontwikkelingen is aanvullend onderzoek in de nieuwe situatie wenselijk. Gemiddeld gesproken zijn de spieringeters in de loop der jaren in aantal gehalveerd, maar die afname was minder sterk dan die van de Spiering en is sinds eind jaren negentig gemiddeld gestagneerd (figuur 5.6.5). Iets anders is het bij de broedvogels onder de viseters, waar niet zozeer het aantalsverloop als het broedsucces nog recent voedseltekorten indiceert (zie verder Visdief). In het volgende deel van deze paragraaf worden de belangrijkste soorten viseters afzonderlijk belicht.

Figuur 5.6.5

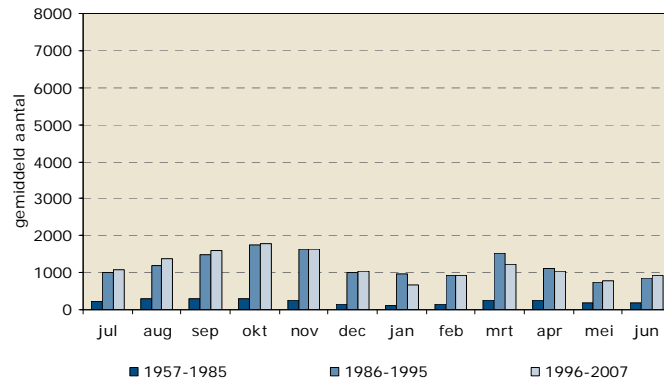
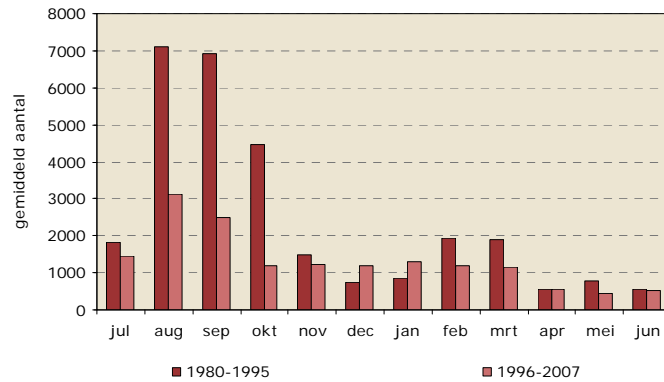
Geïndexeerde verandering van de biomassa van Spiering, het aantal viseters (Fuit, Grote Zaagbek, Nonnetje, Zwarte Stern en Dwergmeeuw).



Het voorkomen van de **Fuit** in het IJsselmeer is geconcentreerd in de ruiperiode (met name augustus en september), met een bijzondere betekenis voor het IJsselmeer (figuur 5.6.6, 5.6.3). De aantallen zijn echter afgenomen, en de afname is juist in de ruiperiode het grootst geweest, niet alleen in het IJsselmeer maar ook in het Markermeer en IJmeer (figuur 5.6.6a). Ook in het vroege voorjaar is echter sprake geweest van afname.

Figuur 5.6.6

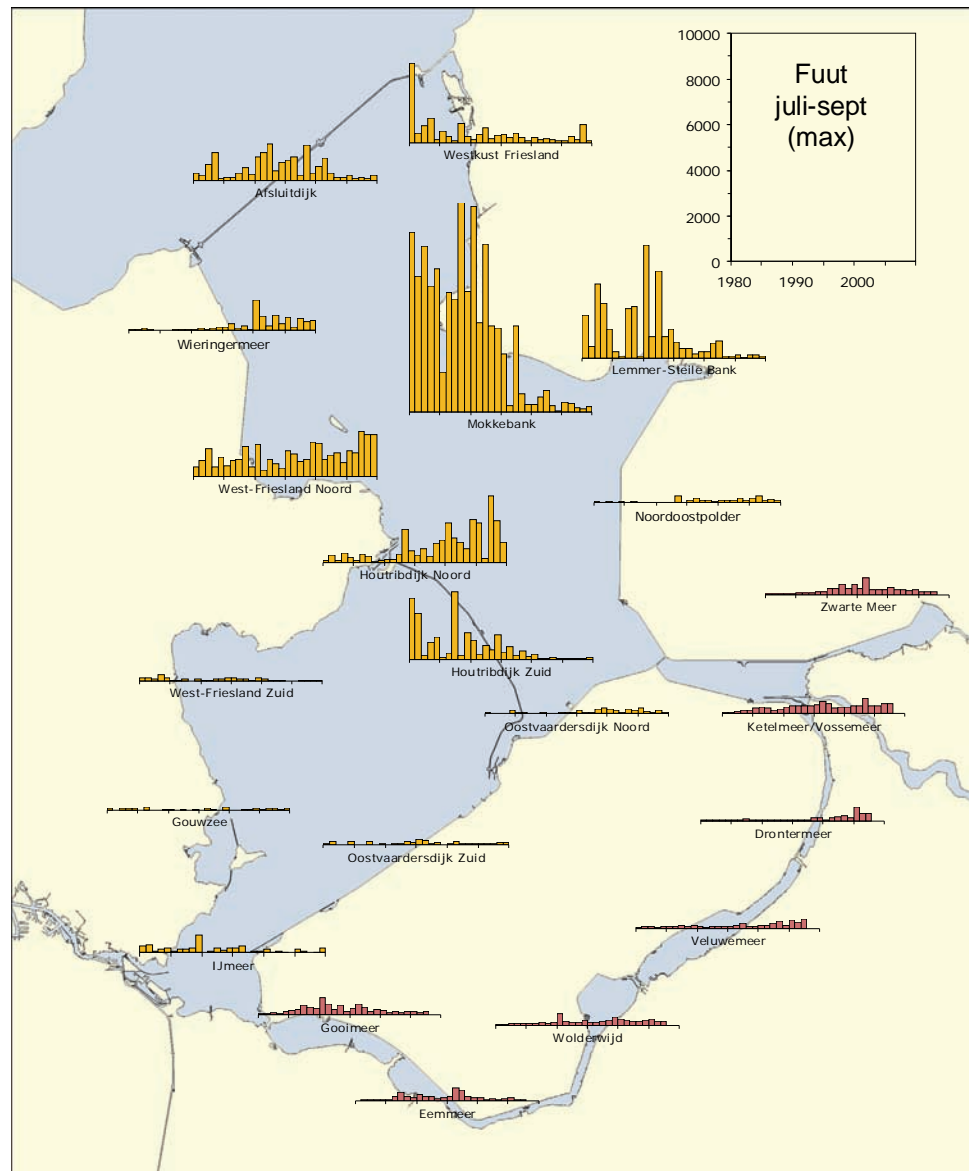
Seizoenspatroon in de aantallen Futen in (a) het IJsselmeer, Markermeer en IJmeer, 1980-1995 t.o.v. 1996-2007 en (b) de randmeren, 1957-1985 t.o.v. 1986-1995 en 1996-2007.



De afnames zijn vermoedelijk gerelateerd aan de afgenomen hoeveelheid Spiering, maar mogelijk ook aan veranderingen in doorzicht en wellicht ook de toegenomen recreatiedruk en overig menselijk ruimtegebruik. Opvallend is dat geen afname lijkt te hebben plaatsgevonden in december en januari. Ten opzichte van de hiervoor genoemde factoren zou hierbij klimaatverandering een tegengestelde rol kunnen spelen, bijvoorbeeld in de vorm van het minder frequent voorkomend van ijswinters, die de gemiddelde aantallen Futen (anders dan bij Grote Zaagbek en Nonnetje) in deze maanden vroeger omlaag brachten.

Figuur 5.6.7

Verspreiding en trends van ruiende Futen (maxima juli-sept) in het IJsselmeergebied, 1980-2008 (Randmeren 2007). Aantallen afkomstig van vliegtuigtellingen zijn aangegeven in geel (M. van Eerden, RWS), van boottellingen in rood (Provincie Flevoland).



Al zo'n tien jaar voor de afname in het IJsselmeer en Markermeer, rond midden jaren tachtig, is de Fuut in de randmeren toegenomen, toen daar de dominantie van de visstand door grote Brasem werd doorbroken (par 5.5). Sindsdien zijn daar de aantallen nauwelijks meer veranderd (figuur 5.6.6b). Het

seizoenspatroon is hier veel vlakker, er hebben zich geen grote ruiconcentraties gevormd. De afname van de ruiende Futen in het IJsselmeer en Markermeer is dus niet in de randmeren opgevangen.

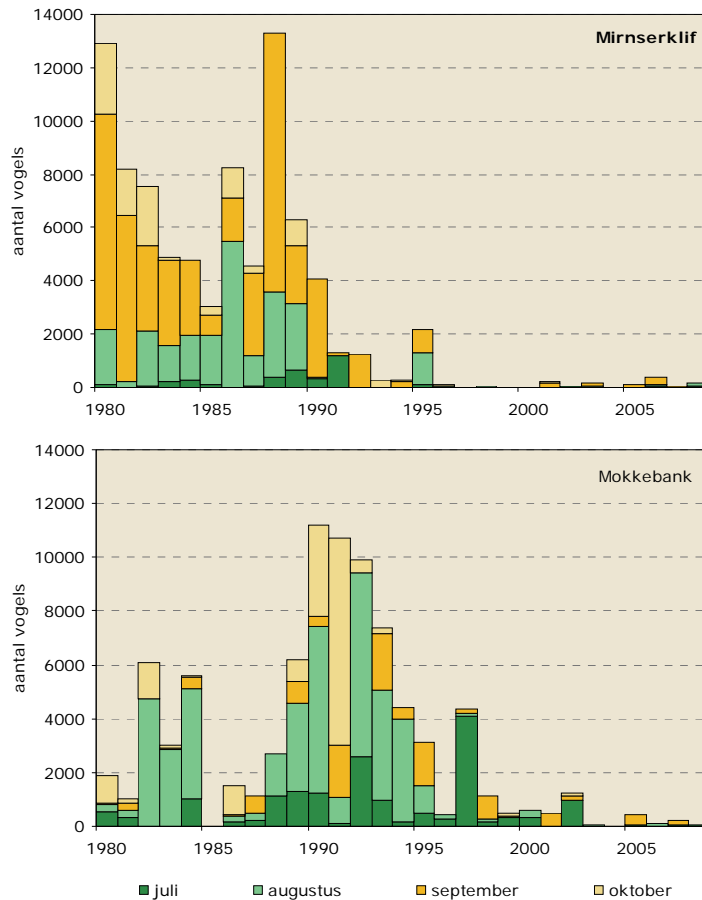
De Futen komen vanaf juli in belangrijke aantallen naar het IJsselmeer om te ruien. Uit onderzoek aan Futen in 1978-1981 bleek dat de vogels hun slagpennen afwerpen vanaf begin augustus, de vrouwtjes wat later. De groei van de nieuwe pennen vond plaats in augustus en september en duurde per individu ongeveer drie weken. Gedurende die tijd kunnen de vogels niet vliegen (Piersma 1985). Op het midden van de dag en in de nacht rustten de Futen op 1-2 km uit de kust in de bocht tussen de Mokkebank en het Mirnserklif. Twee keer per etmaal, rond zonsondergang en zonsopgang, zwommen de Futen naar het zuiden om tot ongeveer 7 km uit de kust verspreid te foerageren op Spiering, die in die perioden hoger in de waterkolom te vinden was (Piersma et al. 1988; Van Eerden et al. 1993). Vrijwel alle Futen ruiden van oudsher in het IJsselmeer, grotendeels langs de Friese IJsselmeerkust bij de Steile Bank en de Mokkebank maar ook voor een klein deel in de overige kustdelen van het IJsselmeer (figuur 5.6.7).

Op het Markermeer zijn de aantallen ruiende dieren altijd beduidend lager geweest. Het aantal ruiende Futen nam ook hier vanaf 1996 sterk af. De grootste concentraties verbleven altijd langs de Houtribdijk, met name op de ondieptes van het Enkhuizerzand. Deze vogels lijken vanaf de jaren negentig min of meer geleidelijk te zijn verplaatst naar de IJssemeerkant van de Houtribdijk. De overige Futen van het Markermeer concentreerden zich aan de noordkant van het IJmeer en zijn inmiddels nagenoeg verdwenen. Enkele andere kleinere concentraties van de Waterlandse kust, de dam van Marken, IJdoorn en IJburg namen in belang af, terwijl in een aantal gebieden als het zuidelijk deel van de Gouwzee, de dam bij de Blocq van Kuffeler, de dammen van Lelystad-haven zuid en op het Bovenwater (alleen luwe en heldere delen van het Markermeer) het belang wat toenam.

Op het IJsselmeer kwamen echt grote aantallen ruiende Futen voor het laatst voor in 1992 en in 1996 zakte het aantal definitief in. Deze afname betrof de grote ruiconcentraties van de Friese kust (figuur 5.6.8). De trends van de belangrijkste afzonderlijke ruilocaties fluctueerden sterk, in sommige jaren bijvoorbeeld ruiden voor de kust van ZW Friesland naast de concentratie rond het Mirnserklif en de Mokkebank ook relatief veel Futen bij de Steile Bank. Bij de Mokkebank-concentratie was voor de verdwijning ook sprake van een verschuiving van de locatie naar het westen. Vanaf 1988 nam het aantal op het Mirnserklif snel af en was daarna nog een maal hoog in september 1990. In deze periode lijken de grote concentraties zich richting Mokkebank te hebben verplaatst, maar ook daar namen ze later, vanaf 1994, sterk af.

Figuur 5.6.8

Aantal Futen voor het Mirnserklif en bij de Mokkebank in de ruiperiode.



De dieren van de kust van het Mirnserklif werden voornamelijk in september geregistreerd terwijl de Mokkebankvogels nadrukkelijker in augustus werden waargenomen. Op beide locaties trad enige vervroeging trad op (vaker vogels vanaf juli en bij Mirnserklif minder vaak in oktober). In de jaren tachtig hebben de vogels zich mogelijk in de loop van de ruiperiode verplaatst van de Mokkebank naar het gebied voor het Mirnserklif, maar vanaf 1991 werden alleen bij de Mokkebank nog grotere aantallen gezien. In 1997 verschenen er in juli op de Mokkebank nog één keer grote aantallen, maar sindsdien zijn dergelijke concentratie niet meer vastgesteld in het IJsselmeer en Markermeer.

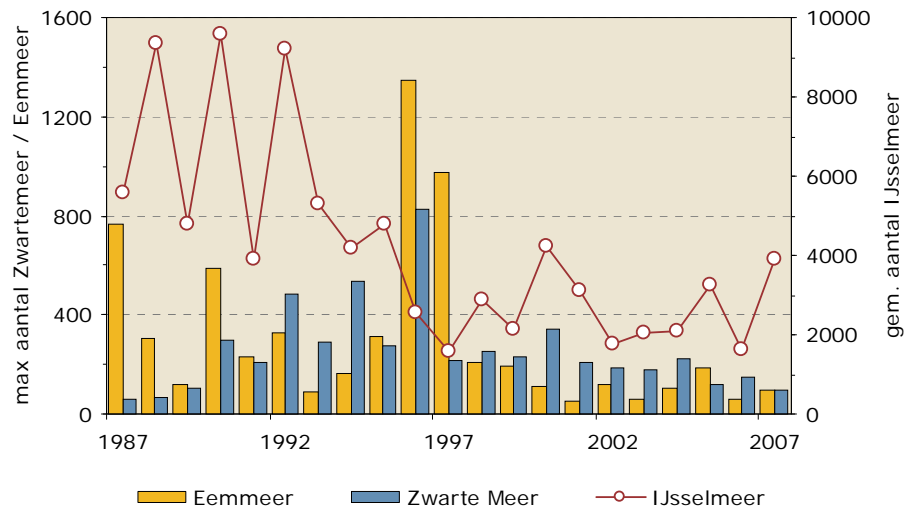
De afname voor de Friese zuidwestkust ging gepaard met enige verplaatsing van vogels naar overige delen van het IJsselmeer. Dat roept de vraag op of het natuurontwikkelingsproject van het Mirnserklif invloed heeft gehad op de vogels (Lauwaars & Platteeuw 1999). Ongeveer ter plaatse van de voormalige ruiconcentratie zijn drie eilandjes voor de kust zijn aangelegd, die zijn gereed gekomen in juli 1993. De Futen voor de kust van het Mirnserklif namen echter al eerder af en de toename in de andere gebieden compenseert de afname bij Zuidwest-Friesland bij lange na niet. In 1993 ving de Houtribdijk tijdelijk een deel op en langs de kust van de Noordoostpolder verschenen ook even enkele nieuwe concentraties Futen. De grootste concentratie "nieuwe" ruiers is gelegen langs de kusten van De Ven en van Andijk ter hoogte van het Waterwingebied, dus langs de Noord-Hollandse kust. De andere kustgebieden, zoals de kust van de

Noordoostpolder, Flevoland en later ook de Wieringemeer vingen tijdelijk ruiende Futen op, maar ook hier namen de aantallen recent weer af. Het totale aantal ruiende Futen nam netto met c. 60% af.

Ook in de randmeren zijn de aantallen Futen in de ruitijd tijdelijk verhoogd geweest na de afname in het IJsselmeer, alsof de Futen na het instorten van de ZW-Friese ruiconcentratie "zoekende" zijn geweest. Er was sprake van tijdelijk verdubbelde of verdriedubbelde aantallen ruiers in het Zwarte Meer (1996) en de zuidelijke Randmeren (m.n. Eemmeer 1996 en 1997; figuur 5.6.9). Zoiets is ook het geval geweest bij Aalscholvers, die in de randmeren in tijdelijk verhoogde aantallen aanwezig waren in jaren van grote afname van de omvang van de kolonie van de Oostvaardersplassen (zie figuur 5.6.14).

Figuur 5.6.9

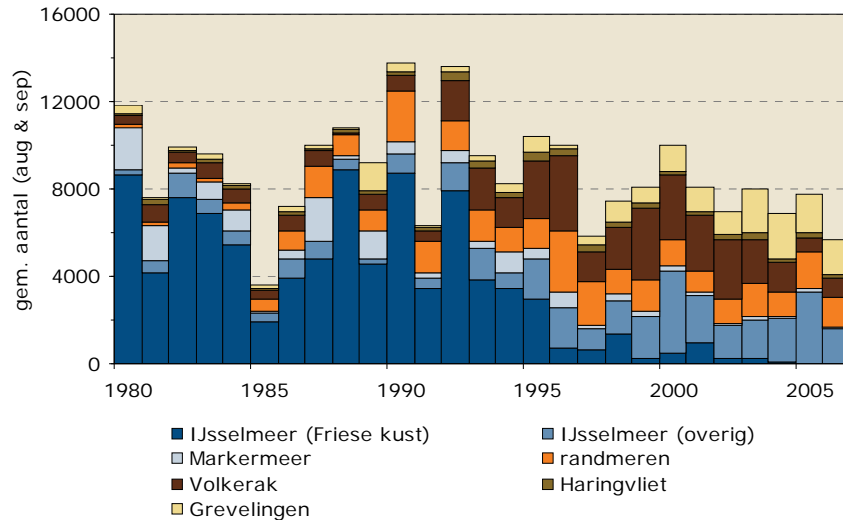
Maxima van het aantal Futen in de ruitijd (aug en sept) in het Zwarte Meer en het Eemmeer, vergeleken met het verloop van het gemiddeld aantal in het IJsselmeer in deze maanden.



Dit zoeken zou kunnen wijzen op een verslechtering van de situatie in het IJsselmeer als oorzaak voor de afname. Wegzuiging naar nieuw beschikbare gebieden als randmeren, Volkerak en Grevelingen zou ook een oorzaak voor afname in het IJsselmeer kunnen zijn, maar die afname was blijvend en de verhoogde aantallen in de randmeren slechts tijdelijk. Deze gebieden waren ook al langere tijd beschikbaar ten tijde van de abrupte afname van de ruiende Futen van het IJsselmeer in 1996. In de Randmeren hebben zich uiteindelijk geen substantiële ruiconcentraties gevormd. Over het gehele IJsselmeergebied gerekend zijn zodoende in de ruitijd nog steeds enkele duizenden Futen "zoek". Aanvankelijk leek dit enigszins te worden opgevangen door toename in het Deltagebied, maar recent loopt ook daar het aantal terug (figuur 5.6.10).

Figuur 5.6.10

Trends van het aantal Futen in augustus en september, IJsselmeergebied vergeleken met enkele wateren in het Deltagebied.



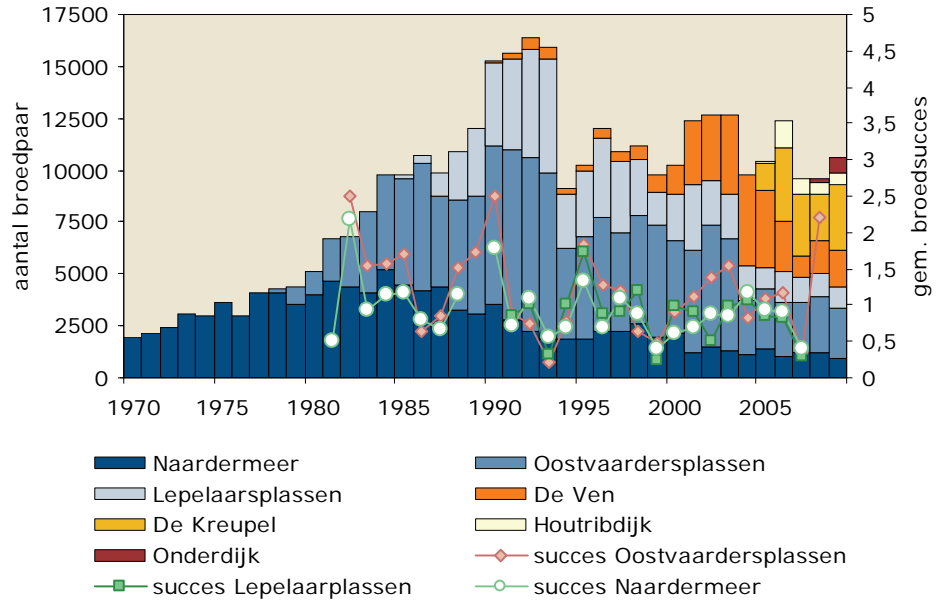
Aalscholvers hebben in het IJsselmeergebied een aantal spectaculaire ontwikkelingen doorgemaakt. Tegenwoordig broedt gemiddeld een kleine 11.000 paar in het IJsselmeergebied (Naardermeer inbegrepen), meer dan de helft van de Nederlandse populatie. Vroeger was dat wel anders. De omvang van de Nederlandse Aalscholverpopulatie was jarenlang kunstmatig beperkt, waarbij slechts twee kolonies werden getolereerd, namelijk die van het Naardermeer en die van Wanneperveen. In 1965 kwam er volledige bescherming, waarna nieuwe kolonies konden ontstaan. Aalscholvers hadden echter ook te lijden van verontreiniging. Jarenlang was er vooral in het rivierengebied nog sprake van verlaagd broedsucces en sterfte (Boudewijn & Dirksen 1995; Dirksen et al. 1995), maar in het IJsselmeergebied was de situatie wat dat betreft relatief gunstig. Onder meer door fosfaatrijk huishoudelijk afvalwater werden de meren wel steeds nutriëntrijker. De totale visbiomassa nam rond 1970 toe, waarmee ook de beschikbaarheid van prooivis veranderde (par. 5.5.1). Stijgende gehalten van opgeloste nutriënten (par. 4.3) en veranderingen in de samenstelling van de gemeenschap van kiezelalgen in bodemonsters (Cremer et al. 2009) suggereren dat ook de algenbiomassa toenam. Waarschijnlijk is daardoor ook het doorzicht gewijzigd, zodat naast de hoeveelheid vis ook de vangbaarheid moet zijn veranderd. Aalscholvers reageerden daarop door sociaal te gaan vissen. In helder water ziet de vis de vogels te snel aankomen, in te troebel water (doorzicht <40cm) kunnen de vogels de vis niet vinden. In een bepaald intermediair traject van troebelheid is de aanwezige vis dus optimaal beschikbaar. Welk traject dat betreft hangt mede af van de gebruikte vangstechniek. Als het water troebeler wordt kan het lonend zijn om de vis groepsgewijs op te drijven en van onder af tegen het licht te jagen (van Eerden & Voslamber 1995). In aanwezigheid van grote hoeveelheden kleine vis bleek dit "sociaal vissen" in matig troebele delen van de meren voor Aalscholvers profijtelijk te zijn.



Aalscholver in broedkleed. Foto Mervyn Roos.

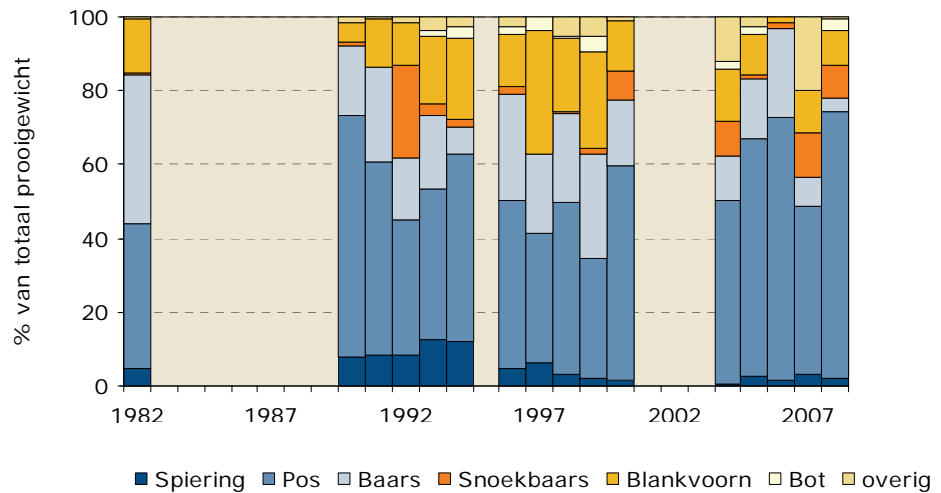
Figuur 5.6.11

Verloop van het aantal broedparen van de Aalscholver in de zes kolonies van het IJsselmeergebied, vergeleken met het verloop van het broedsucces in de Markermeerkolonies (aantal uitgevlogen jongen per nest).



Figuur 5.6.12

Verloop van de prooisamenstelling van Aalscholvers in de Oostvaardersplassen, op basis van versgewicht, berekend uit de afmetingen van prooiresten uit braakballen.

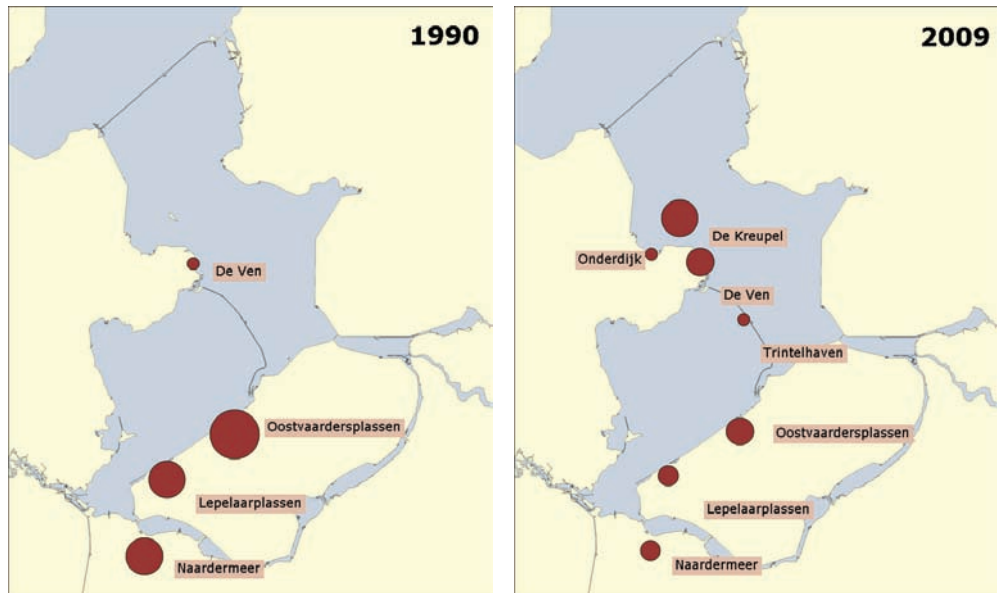


Behalve de visbiomassa en het doorzicht veranderde ook de inrichting van het gebied. Door de grootschalige inpolderingen (1942-1968) viel ongeveer de helft van het viswater weg, maar kwamen ook nieuwe locaties voor broedkolonies beschikbaar, waarmee ander viswater bereikbaar werd. In 1978 maakte de Aalscholver definitief de sprong naar het nieuwe land en vestigde zich als broedvogel in het nieuwe natuurgebied de Oostvaarderplassen. Die stap was cruciaal voor de verdere ontwikkelingen. Na deze vestiging maakten ze in de jaren tachtig een periode van sterke expansie door. In 1985 werden de Lepelaarplassen gekoloniseerd, een ander natuurgebied dat overgebleven was na

het in cultuur brengen van de nieuwe polder (figuur 5.6.11). Het Markermeer en IJmeer dienden daarbij als viswater voor de meeste vogels uit deze kolonies, maar ook voor die uit het Naardermeer. Begin jaren negentig was de Aalscholverpopulatie in het IJsselmeergebied op zijn top. Vier jaar lang, van 1990 tot en met 1993 broedden in totaal 15.000-16.000 broedparen in deze drie grote kolonies. In die jaren kwamen er echter gemiddeld minder jongen groot dan in de jaren 80, en in 1993 was er sprake van een zeer slecht broedsucces, vooral in Oostvaardersplassen en Lepelaarplassen (figuur 5.6.11). In dat jaar was er in het Markermeer sprake van een extreem lage stand van met name Pos en Baars (zie figuur 5.5.1), terwijl het doorzicht recent was verslechterd tot waarden van 20-30 cm (figuur 4.4.2). Met name Pos is een zeer belangrijke prooi-soort voor de Aalscholvers in het IJsselmeergebied (figuur 5.6.12). Er kwamen in 1993 nauwelijks jongen groot en nesten werden vroegtijdig verlaten. In 1994 vestigden zich vervolgens 6700 broedparen minder, een reductie van 42%.

Figuur 5.6.13

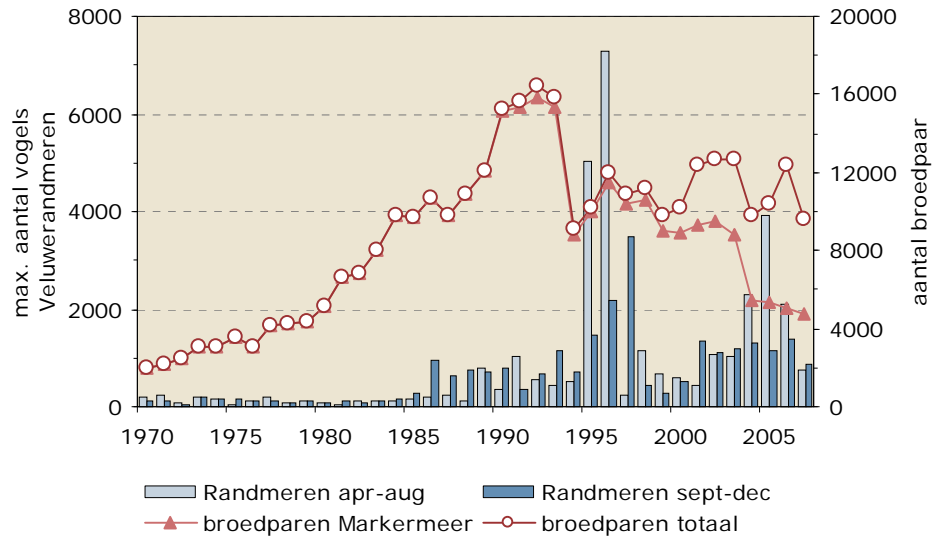
Verspreiding van broedkolonies van Aalscholvers in het IJsselmeergebied, situatie 2006 (totaal 12.611 broedparen) in vergelijking met 1992 (totaal 16.000 broedparen).



Het aantal broedparen in het hele IJsselmeergebied bleef daarna fluctueren tussen 10.000 en 12.000 paren (figuur 5.6.11). Daarbij vond echter een accentverschuiving plaats van het Markermeer naar het IJsselmeer (figuur 5.6.13). Sinds 1990 broedden er al Aalscholvers in een klein buitendijks gebiedje ten noorden van Enkhuizen (De Ven). Het aantal broedparen bedroeg er de meeste jaren tussen de 300 en 500. Er zijn geen Vossen en de vogels bouwen hun nesten hier voornamelijk op de grond. Dat was ook waargenomen in de Markermeerkolonies, maar dan alleen op eilanden en in andere geïsoleerde situaties. De vestiging in Enkhuizen-de Ven breidde zich vanaf eind jaren negentig sterk uit na een verdere afname in de Lepelaarplassen (1999) en de Oostvaardersplassen (2000). In 2004, toen de kolonie van de Oostvaardersplassen een nieuwe, dramatische terugval liet zien, bereikte de kolonie van De Ven een top omvang van 4400 paar.

Figuur 5.6.14

Zomer- en najaarsmaxima van de aantallen Aalscholvers in de Veluwerandmeren, vergeleken met het verloop van het aantal broedparen in kolonies rond het Markermeer (Naardermeer, Lepelaarplassen en Oostvaardersplassen) en in de nieuwe kolonies rond het IJsselmeer (Ven, Kreupel en Houtribdijk).



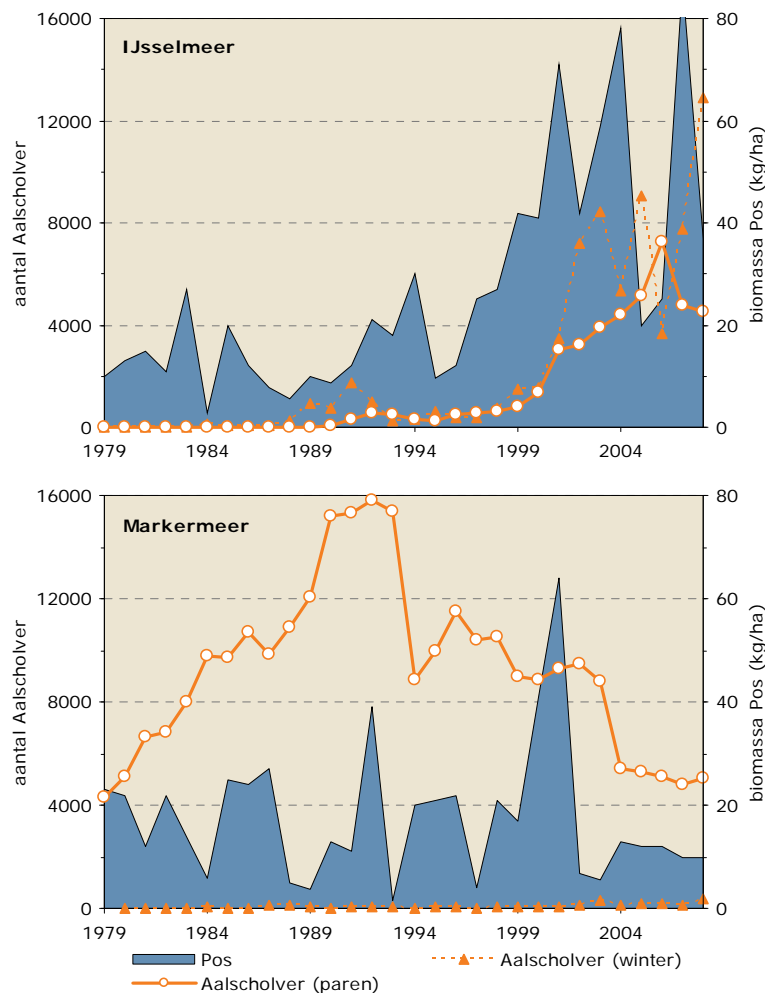
Tegenwoordig zijn er zeven kolonies (inclusief Naardermeer). Na Enkhuizen-de Ven ontstonden in 2005 kolonies op het nieuwe eiland De Kreupel ten noorden van Andijk (waarbij het aantal paren in De Ven weer daalde), in het zelfde jaar bij Trintelhaven, halverwege de dijk Enkhuizen-Lelystad, en in 2007 op de Vooroever bij Onderdijk (figuur 5.6.13). De situatie in het IJsselmeergebied is nog niet stabiel, zoals bleek uit de hiervoor genoemde, nieuwe crash in de Oostvaardersplassen in 2004 en uit een zeer slecht broedresultaat in 2007. Opvallend is dat na de beide grote reducties in de Markermeerkolonies in de broedtijd sterk verhoogde aantallen Aalscholvers in de Randmeren verschenen (figuur 5.6.14). Dit “zoekgedrag” werd ook geconstateerd bij Futen na het verdwijnen van de grote ZW-Friese ruiconcentratie (figuur 5.6.9). In 2007 vielen er bij de Aalscholver vooral zware klappen in de kolonies in en rond het IJsselmeer. Ruim 7000 nesten werden hier al verlaten in de eitijd, iets dat in al die jaren nooit eerder was waargenomen. De warme periode in april van dat seizoen leidde al in mei tot algenbloei en de recruitering van Pos was de afgelopen twee jaar laag geweest (figuur 5.6.15, de hoge biomassa in 2007 betreft grotendeels 0+ vis die pas in de loop van het seizoen beschikbaar kwam). Pos had dan ook een relatief laag aandeel in het prooigewicht en er was een relatief grote categorie restsoorten. Ook dat staat mogelijk in verband met voedselschaarste: minder gebruikelijke prooi-soorten als Brasem, Rietvoorn en Winde kwamen relatief vaak voor in de prooiresten van 2007 (figuur 5.6.12).

Terwijl andere viseters met de biomassa van Spiering zijn afgenomen, is het aantal Aalscholvers in het IJsselmeergebied in de jaren tachtig sterk toegenomen. Voor dit afwijkende verloop zijn drie oorzaken denkbaar: (1) het feit dat de populatie-ontwikkeling plaats heeft gevonden vanuit een sterke ondervertegenwoordiging door vervolging en verontreiniging, (2) het feit dat behalve voedselbeschikbaarheid ook de beschikbaarheid van broedhabitat een rol speelt en (3) de relatief brede voedselkeus. Veel meer dan andere viseters foerageren Aalscholvers op Pos. Uit braakbalonderzoek blijkt dat een zeer groot en groeiend aandeel van het menu uit deze soort bestaat, terwijl Spiering maar een klein en dalend aandeel uitmaakt (figuur 5.6.12). En in het IJsselmeer is bij

een slinkend totaal visbestand de hoeveelheid Pos juist nogal toegenomen (figuur 5.5.1; 5.6.15a). Het doorzicht in het IJsselmeer was net als in het Markermeer iets verminderd, maar bleef groter dan in het Markermeer. Met het ontstaan van de nieuwe kolonies rond het IJsselmeer, werd steeds meer in het IJsselmeer gevist, terwijl het aantal vogels dat in het Markermeer/IJmeer werd geteld, nauwelijks veranderde. Ook het recente ontstaan van een overwinterende populatie heeft eigenlijk alleen betrekking op het IJsselmeer (figuur 5.6.15). Deze overwinteraars verschijnen min of meer plotseling in de winter van 2001/02, volgend op een forse groei van de kolonie van De Ven (figuur 5.6.11). De toename in de zomer in het IJsselmeer in combinatie met de min of meer constante aantallen in het Markermeer suggereren dat het aantal foeragerende vogels in het totale gebied sterk is toegenomen, terwijl de totale broedpopulatie sinds 1994 stabiel is. Dit is in werkelijkheid niet het geval, het is een gevolg van het feit dat de kolonies nu buitendijks liggen, binnen de watervogeltelgebieden, waardoor een schijnbare toename is ontstaan. Als de trajecten met de kolonies worden uitgesloten, is nauwelijks meer sprake van een toename.

Figuur 5.6.15

Aantalsontwikkelingen van de Aalscholver in het IJsselmeer (a) en het Markermeer/IJmeer (b) in zomer (aantal broedparen) en winter (nov-feb) in vergelijking met het biomassaverloop van Pos.



Op grond van het verloop van het aantal broedparen in het hele gebied moet gesteld worden dat Aalscholvers begin jaren negentig net als andere viseters te maken hebben gehad met een terugslag, die echter minder opvalt omdat de populatie waarschijnlijk pas eind jaren tachtig de draagkracht van het gebied had bereikt. Na de terugslag bleef de populatie min of meer stabiel ondanks enkele nieuwe terugslagen. De Aalscholver is mogelijk flexibeler dan andere viseters door de bredere voedselkeuze. Ook hebben Aalscholvers, net als Grote Zaagbek en Nonnetje, de keuzemogelijkheid tussen verschillende visserijtechnieken, dat wil zeggen solitair of groepsgewijs (van Eerden & Voslamber 1995, Platteeuw et al. 1997). Als lang levende broedvogel is hij door plaatstrouw meer aan het gebied gebonden dan de viseters die niet in het gebied broeden. De grote toename van de populatie Aalscholvers die na de vervolging plaatsvond in de jaren tachtig zou in theorie de draagkracht voor andere viseters kunnen hebben beperkt. De voorkeur van Aalscholvers voor relatief grote vis, inclusief roofvis, de brede soortkeuze en de toenmalige afwezigheid van Aalscholvers in de winter suggereren echter dat de concurrentie met andere soorten in de praktijk niet zo hevig was. Modelstudies zouden hierover meer duidelijkheid kunnen geven, evenals over de eventuele effecten van de verplaatsingen van de Aalscholvers van Markermeer naar IJsselmeer.

Een verwante vraag is of de populatie in zijn huidige omvang van invloed is op de waargenomen visstand. De commerciële soorten Aal, Baars en Snoekbaars staan onder grote druk en de geregistreerde vangst door de vissers loopt al jaren terug. Een veel gehoorde beschuldiging is dat de Aalscholver hieraan bijdraagt. Aal is echter op grond van voedselonderzoek geen prooi van betekenis, Baars loopt in het dieet terug en Snoekbaars speelt in de meeste jaren geen substantiële rol. De bulk van het voedsel wordt al jaren gevormd door Pos. De toename van Pos is gezien zijn habitat als bodemvis mogelijk gerelateerd aan afname van grote Brasem door intensivering van de beroepsvisserij op Brasem na 2000 (tot meer dan 500 ton per jaar). Gezien het grote aandeel van Pos in de aalscholverprooien zou het toenemende aantal overwinterende Aalscholvers aan deze veranderingen kunnen zijn verbonden, en daarmee in zekere zin ook aan de veranderingen in de visserij (figuur 5.6.15).

De **Grote Zaagbek**, de **Middelste Zaagbek** en het **Nonnetje** zijn drie visetende eenden die in het IJsselmeergebied als typische overwinteraars voorkomen. Pas in december zijn aantallen van betekenis aanwezig, en in april zijn bijna alle vogels alweer vertrokken. Grote Zaagbekken en Nonnetjes overwinteren in grote aantallen in de Oostzee. Nederland krijgt voor deze soorten vooral betekenis als de Oostzee dichtvriest en de aantallen bij ons zijn dan ook gerelateerd aan de maximale ijsbedekking daar (par. 6.2). Alle drie de soorten zijn afgenomen. Gezien de relatie met de Oostzee is naast de visstand ook klimaatverandering een mogelijke oorzaak daarvoor. Net als de Fuut en de Aalscholver zijn de Grote Zaagbek en het Nonnetje in de jaren tachtig in de randmeren toegenomen, maar niet in die mate dat hiermee de afname in het IJsselmeer en het Markermeer werd gecompenseerd.

Voor de Grote Zaagbek is het IJsselmeer in Nederland het belangrijkste gebied, waar in het verleden meer dan de helft van de vogels verbleef. Mogelijk is dat nog een onderschatting aangezien veel vogels zich in het midden van het meer ophouden, waar niet volledig wordt geteld (verspreiding van vogels uit visnetten, Van Eerden & Bij de Vaate 1984, Platteeuw 1985). De grote betekenis van het

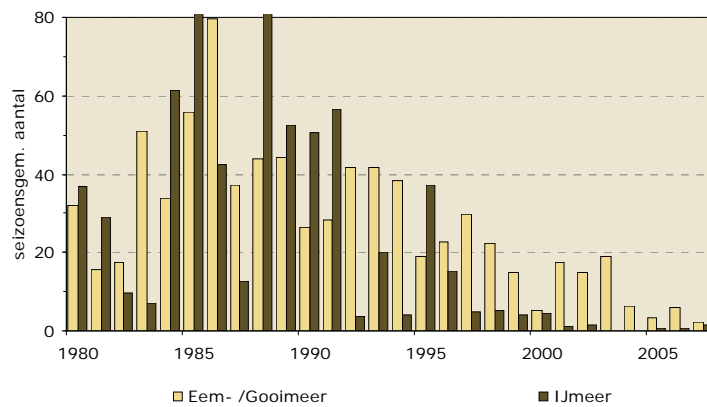
IJsselmeer heeft vooral te maken met de omvang van het gebied en drijft op de rol van Spiering als stapelvoedsel. Deze soort vertegenwoordigde rond 1980 ca. 88% van het aantal prooivissen in magen en slokdarmen van vogels uit visnetten, en 49% op gewichtbasis. Als tweede volgde relatief grote Blankvoorn met 26% van het gewicht (Platteeuw 1985).

Grote Zaagbekken namen in de periode 1980-2008 sterk af (figuur 5.6.3). De aantallen fluctueren nogal maar het aantal pieken en de hoogte van de pieken nam vanaf de jaren tachtig duidelijk af. Het merendeel van de Grote Zaagbekken verblijft op het IJsselmeer, maar in een aantal goede jaren van de jaren tachtig en negentig kwam een deel ook naar het Markermeer (o.a. 1985-1987, 1989-1990 en 1996). Vanaf 1996 kwamen nagenoeg geen Grote Zaagbekken meer naar het Markermeer, ook niet in de winters van 2002-2004 toen grote aantallen op het IJsselmeer werden geteld.

De afname van de Grote Zaagbek gaat samen met de afname van Spiering, maar kan ook zijn gekoppeld aan klimaatverandering, via een afname van de ijsbedekking van de Oostzee (zie verder par. 6.2). Eén van de aanwijzingen daarvoor is het feit dat ook sprake is van afname in de randmeren, waar Spiering nauwelijks voorkomt (figuur 5.6.16). Ook in andere delen van het land is sprake van enige afname. De toename met het ecologisch herstel in de Veluwerandmeren heeft niet geleid tot dezelfde aantallen als die van de jaren zestig en vertoont sinds het herstel weer een enigszins negatieve tendens (figuur 5.6.3).

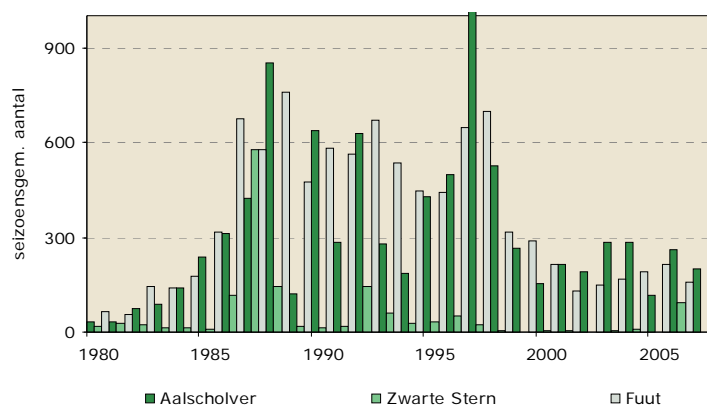
Figuur 5.6.16

Aantalsverloop van de Grote Zaagbek in IJmeer en in het Eemmeer en Gooimeer.



Figuur 5.6.17

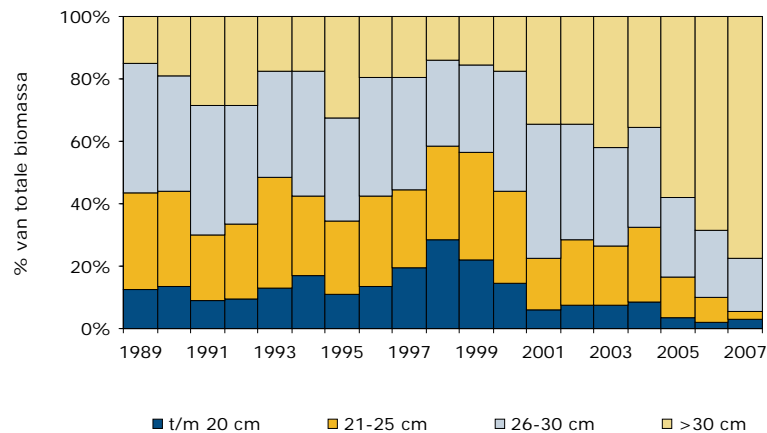
Aantalsverloop van Fuut, Zwarte Stern en Aalscholver in het Eemmeer en Gooimeer.



In het Eem- en Gooimeer is bij de Grote Zaagbek net als in het IJmeer sprake geweest van een zodanige doorgaande afname dat de soort in beide gebieden inmiddels nagenoeg afwezig is. In beide gebieden zijn andere viseters ook afgenomen, maar daar lijkt die afname sinds de eeuwwisseling min of meer te zijn gestopt (figuur 5.6.17). In de zuidelijke randmeren is de afname van viseters mogelijk gerelateerd aan opkomende concurrentie met grote Snoekbaars om kleine vis (par. 5.5). Opvallend is in dit gebied de gelijkvormigheid van het aantalsverloop van Fuut en Aalscholver, die eerder al samen toenamen na vermindering van de Brasemdominantie in de jaren tachtig.

Figuur 5.6.18

Verloop van de verdeling van de totale biomassa aan Aal in het IJsselmeer over diverse lengteklassen. Gegevens IMARES IJmuiden.

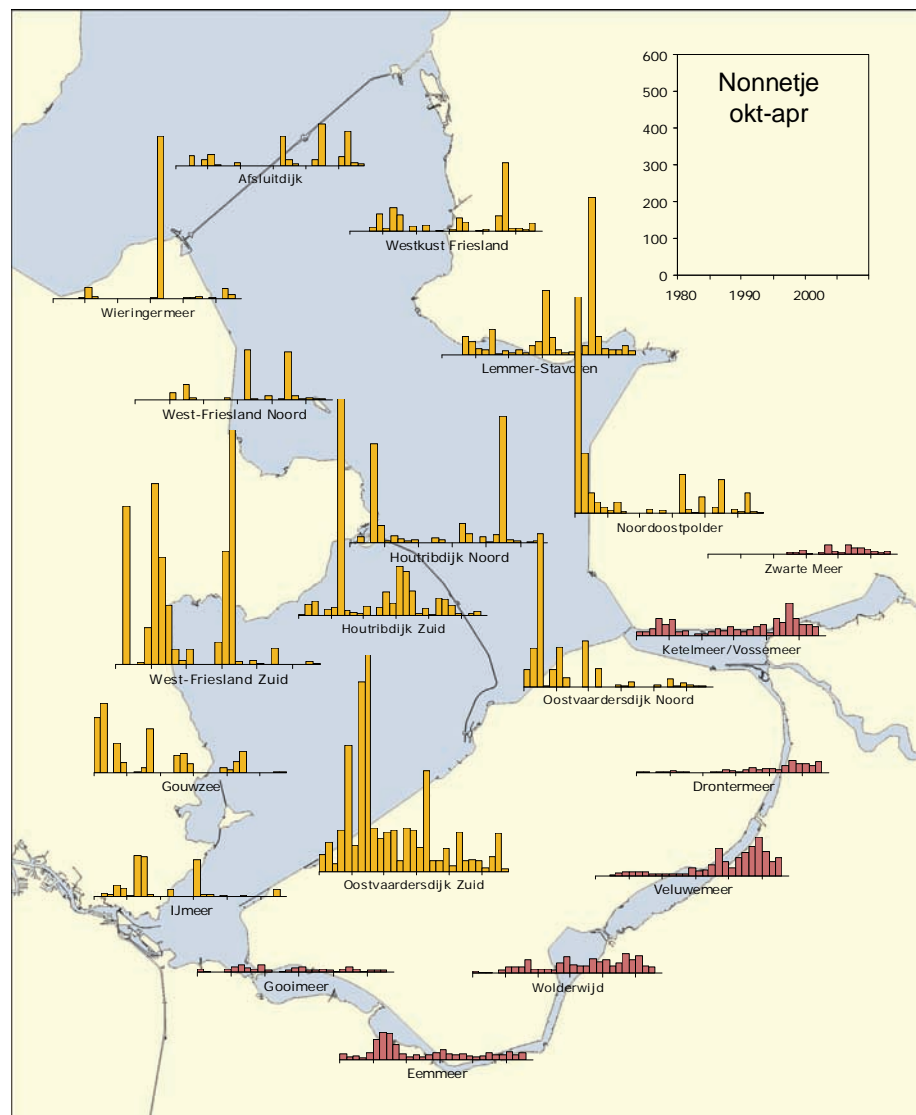


De Middelste Zaagbek is binnen het gebied nog sterker dan de Grote Zaagbek geconcentreerd op het IJsselmeer. Landelijk gezien is de betekenis van het IJsselmeer echter geringer, aangezien vergelijkbare aantallen voorkomen op diverse zoute wateren, waaronder met name de Grevelingen. De betekenis van het IJsselmeer is wel groter dan uit de tellingen blijkt, omdat de Middelste Zaagbek verspreid op open water foerageert, waardoor op het IJsselmeer tijdens de vliegtuigtellingen slechts een klein deel wordt gezien. Vangsten van Middelste Zaagbekken in visnetten waren begin jaren tachtig sterk geconcentreerd in de diepe wateren van het centrale IJsselmeer (van Eerden & bij de Vaate 1984, Platteeuw 1985). Daardoor zijn de fluctuaties in de aantallen ook relatief groot en is een interpretatie van de trend lastig (figuur 5.6.3). De voorkeur voor groot, open water en voor de kuststreken blijkt ook uit het feit dat deze soort nagenoeg niet in de randmeren voorkomt. Voedselonderzoek in de jaren tachtig (Platteeuw 1985, Platteeuw & van Eerden 1997) toonde aan dat niet alleen Spiering als prooi van belang was, maar ook kleine Aal, vooral bij de mannelijke zaagbekken (samen 95% van alle prooivissen). Rond 1980 vertegenwoordigde Aal zelfs 63% van het totale prooigewicht, Spiering 32% (Platteeuw 1985). Net als Spiering is ook Aal in het IJsselmeer sterk afgenomen (zie figuur 5.5.1), terwijl de overgebleven Aal door gebrek aan verjonging (sterk afgenomen intrek glasaal, zie figuur 5.5.14) gemiddeld groter is geworden (figuur 5.6.18). De Aal waarop de Middelste Zaagbekken foerageerden was meestal kleiner dan 20-25 cm (Platteeuw & van Eerden 1997). Deze categorie is inmiddels nagenoeg verdwenen (vergelijk figuur 5.5.14, 5.5.15 en figuur 5.5.18). Nieuw voedselonderzoek zou kunnen uitwijzen of de oude betekenis van Aal en Spiering inmiddels door andere soorten is overgenomen.

Het Nonnetje was in de jaren tachtig bij uitstek een soort van het Markermeer, waar de aantallen tot enkele duizenden konden oplopen. De aantallen zijn net als bij de Grote Zaagbek vooral hoog in strenge winters, als de Oostzee grotendeels is dichtgevroren (zie par. 6.2). Beschutte delen van het meer en binnendijkse plassen zoals Oostvaardersplassen, Bovenwater, Kinselmeer en Gouwzee werden als slaappleats gebruikt (Beekman & Platteeuw 1994). Zelfs in goede jaren (strenge winters) komen hier tegenwoordig echter nauwelijks meer aantallen van betekenis voor (figuur 5.6.3, 5.6.19). In het totale gebied is de afname iets minder uitgesproken dan bij de Grote Zaagbek door een relatief sterke toename in de Randmeren.

Figuur 5.6.19

Verspreiding en trends van Nonnetjes in het IJsselmeergebied. Gemiddelde aantallen per seizoen (oktober t/m april), 1980-2008 (Randmeren 2007). Aantallen afkomstig van vliegtuigtellingen zijn aangegeven in geel (M. van Eerden, RWS), van boottellingen in rood (Provincie Flevoland).



Hier nam in het midden van de jaren tachtig de hoeveelheid grote Brasem sterk af ten gunste van Baars, Blankvoorn en andere kleinere soorten (zie par. 5.5). De aantallen van Fuut, Aalscholver, Grote Zaagbek en Nonnetje namen toe. Bij het Nonnetje heeft die toename zich vanaf het midden van de jaren negentig verder

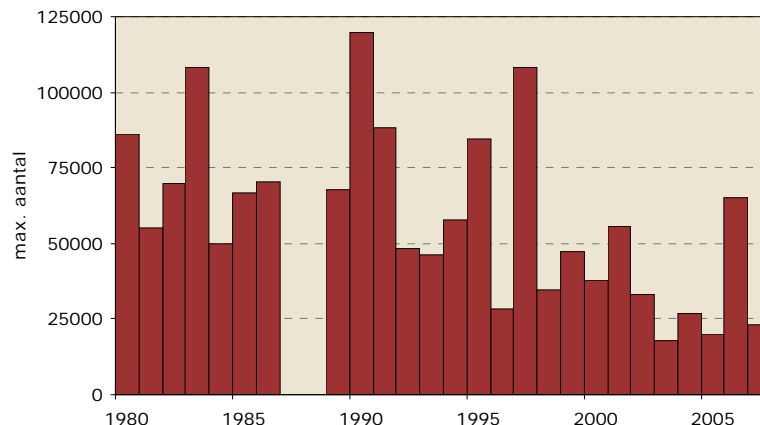
doorgezet, terwijl het aantal Grote Zaagbekken juist weer enigszins afnam (zie figuur 5.6.4). Ook zijn er geen aanwijzingen voor een verdere toename van kleine vis. De vogels in het Markermeer aten in de jaren tachtig vooral Spiering (80% op gewichtsbasis), terwijl daarnaast vooral Baars in de magen sterker vertegenwoordigd was dan in het aanbod (Beekman & Platteeuw 1994). Nieuw voedselonderzoek zou inzicht kunnen verschaffen in het dieet van Nonnetjes in de randmeren, waar in elk geval Spiering nagenoeg niet meer voorkomt (zie figuur 5.5.16). Enkele waarnemingen suggereren dat het menu hier naast vis ook schelpdieren omvat (ongep. waarn. M. Roos en R. Noordhuis), zoals de korfmossel *Corbicula fluminea*, die in de Randmeren voorkomt sinds ongeveer 2000 (zie ook par. 5.4). Beekman en Platteeuw noemen geen andere prooien dan vis.

De afname in het Markermeer wordt mogelijk slechts ogenschijnlijk gecompenseerd door toename in de Randmeren, aangezien de tellingen van het Markermeer niet het totale oppervlak aan open water omvatten. Ook de grote aantallen op het Markermeer in de jaren tachtig waren dus mogelijk een onderschatting. Beekman en Platteeuw (1994) suggereren echter op grond van overeenkomst tussen de tellingen en de verspreiding van uit visnetten verzamelde nonnetjes dat deze onderschatting in het Markermeer beperkt was. Eventuele compensatie in de Randmeren heeft ook op z'n best betrekking op de langjarige ontwikkeling. Figuur 5.6.19 suggereert dat de Randmeren de grote aantallen uit de strenge winters van weleer niet kan herbergen, al was het maar omdat de Randmeren sneller dichtvriezen (zie figuur 6.1.11). Ook in de jaren tachtig waren de enorme fluctuaties van het IJsselmeer en Markermeer hier nagenoeg afwezig.

Onder de meeuwen en sterns zijn het vooral de **Zwarte Sterns** waarvoor het IJsselmeergebied van bijzondere, internationale betekenis is, en dan vooral het IJsselmeer. De aantallen zijn verreweg het grootst tijdens de najaarstrek in augustus: Na het broedseizoen trekken Zwarte Sterns uit de broedgebieden van Oost Europa en Siberie naar de overwinteringsgebieden voor de West-Afrikaanse kust. Tijdens de trek verblijven grote aantallen Zwarte Sterns in het IJsselmeergebied (Tanger 1981). Voor Zwarte Sterns heeft het IJsselmeergebied een primaire ruifunctie (Schouten 1982; Van der Winden 2002).

Figuur 5.6.20

Maximum aantallen Zwarte Sterns op slaapplekken in het IJsselmeergebied, inclusief het Balgzand. Uit 1997 en 1998 geen gegevens. Uit Van der Winden & Klaassen 2008.

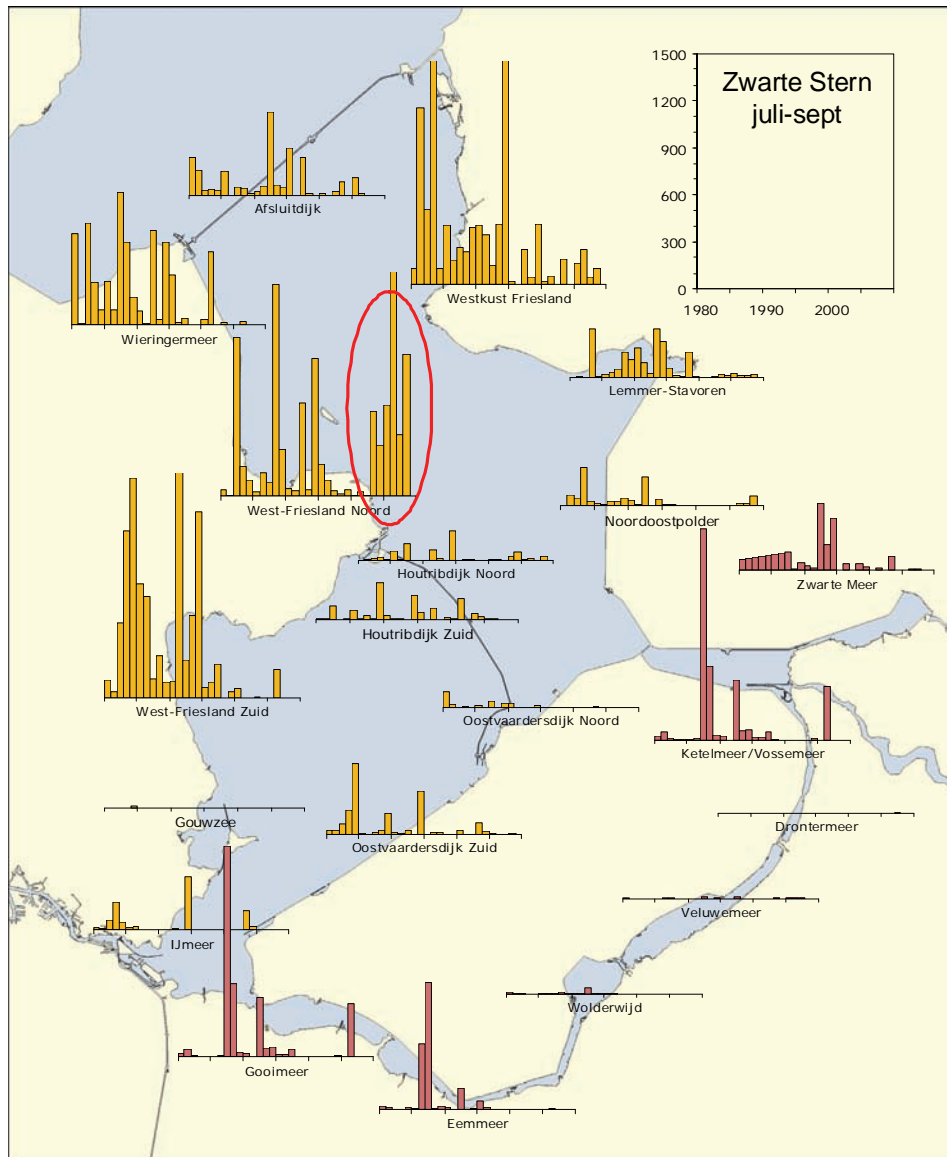


De betekenis van het gebied blijkt niet goed uit de vliegtuigtellingen, omdat de vogels zich overdag verspreid op open water ophouden, waar slechts steekproefsgewijs wordt geteld. Een betere indruk van de werkelijke aantallen geven de slaaplaatstellingen, die op ongeveer tien keer zo hoge aantallen uitkomen (Van der Winden & Klaassen 2008; figuur 5.6.20). Uit beide reeksen blijkt een duidelijke afname, die neer komt op minstens een halvering in de loop van de jaren negentig. Het patroon van afname is echter in beide reeksen niet helemaal het zelfde. De slaaplaatstellingen laten vanaf de jaren negentig een gestage afname zien van de maximale aantallen. Belangrijke slaapplaatsen lagen aanvankelijk op de Steile Bank, in de Oostvaardersplassen en op het Balgzand, in de jaren negentig bleef eigenlijk alleen het Balgzand over. Recent ontstonden nieuwe slaapplaatsen in nieuw aangelegde gebieden, eerst een zandplaat bij het nieuwe Naviduct in 2000 (Van der Winden & Schobben 2001) en later bij de Hoekelingsdam voor de Waterlandse kust en met name De Kreupel. De maandelijkse vliegtuigtellingen zijn geschikt om de verspreiding van foeragerende vogels in beeld te brengen en om trends met behulp van seizoensgemiddelden zichtbaar te maken (figuur 5.6.21). Uit deze reeks komt midden jaren negentig een duidelijke afname in beeld, die abrupter is dan de afname op de slaapplaatsen en herinnert aan de gelijktijdige en even plotselinge verdwijning van de ruiconcentratie van Futen in het IJsselmeer (figuur 5.6.22). Van 1980 tot en met 1994 werden tijdens de vliegtuigtellingen jaarlijks in de periode juli-september op IJsselmeer en Markermeer samen gemiddeld ca. 2500 Zwarte Sterns geteld. Na 1994 nam bleven de aantallen hangen op een laag niveau van gemiddeld ca. 800 vogels. Sinds de aanleg van natuureiland de Kreupel in het IJsselmeer worden weer iets meer Zwarte Sterns waargenomen (totaal gemiddeld ca. 1200 vogels), maar dat is inclusief rustende vogels op het nieuwe eiland.

Op het Markermeer was begin jaren tachtig het aantal Zwarte Sterns groot in de gebieden langs de kust van Noord Holland en ook deels in het IJmeer en langs de Oostvaardersdijk. Vanaf 1984 nam het aantal in het Markermeer af. Tijdens piekjaren werd een groot deel van de Markermeervogels langs de kust van Noord-Holland waargenomen terwijl in het piekjaar 1994 de vogels verdeeld over vrijwel het hele Markermeergebied werden geregistreerd. De belangrijkste concentratie op het Markermeer verbleef altijd nadrukkelijk langs de kust van Marken (vooral eerste helft jaren tachtig en eerste helft jaren negentig; "West-Friesland Zuid" in figuur 5.6.21). Overige belangrijke locaties op het Markermeer waren de kust voor Wijdenes, Edam, IJdoorn en de kust voor de Lepelaarplassen. In recente jaren (2003-2008) worden in de maanden juli-september op het Markermeer gemiddeld slechts geringe aantallen waargenomen.

Figuur 5.6.21

Verspreiding en trends van het aantal ruiende Zwarte Sterns in IJsselmeer en Markermeer (jul-sep) in de periode 1980-2008 (Randmeren 2007). Aantallen afkomstig van vliegtuigtellingen zijn aangegeven in geel (M. van Eerden, RWS), van boottellingen in rood (Provincie Flevoland). De recente toename in "West Friesland Noord" betreft het nieuwe eiland "De Kreupel". Dit is een rustplaats, waardoor in werkelijkheid niet zo zeer de aantallen als wel de telbaarheid is toegenomen.

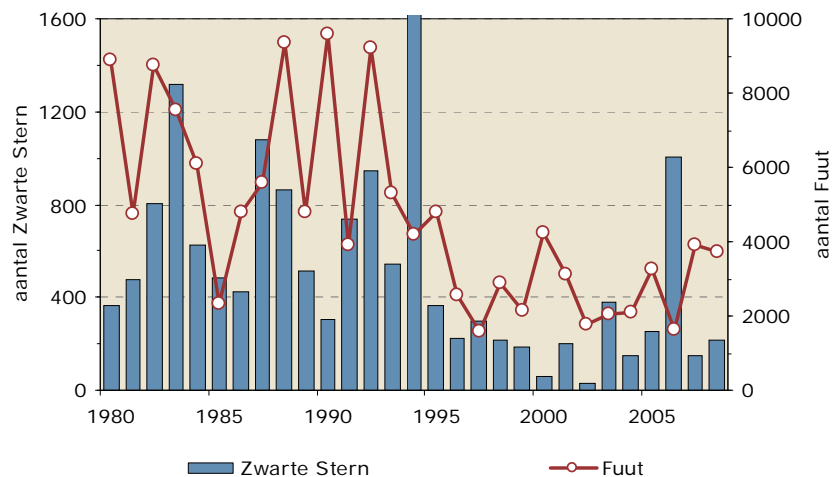


Op het IJsselmeer werden gemiddeld altijd ca. 2.5 keer meer vogels waargenomen dan op het Markermeer. In de goede periode (t/m 1994) werden hier in de maanden juli-september gemiddeld ruim 1600 vogels geteld, daarna ca. 700. Het zwaartepunt van de verspreiding op grond van de vliegtuigtellingen ligt op het noordelijk deel van het IJsselmeer (kusten van Friesland, Wieringermeer en Noord-Holland; figuur 5.6.21). Langs de Friese kust werden de grootste concentraties vrijwel zonder uitzondering waargenomen ter hoogte van de Steile Bank (ook rustplaats) en in het gebied van het Vrouwezand, Mokkebank en Mirnserklif. Dit komt dus overeen met de verspreiding van ruiende Futen die in dezelfde periode ook bij voorkeur in dit deel van het IJsselmeer verbleven. Wat dat betreft is het opmerkelijk dat het patroon van afname van beide soorten zo overeen komt (figuur 5.6.22). Dit suggereert een gemeenschappelijke oorzaak, die bijvoorbeeld kan liggen in een combinatie van afname van de hoeveelheid Spiering en veranderingen in het doorzicht. In de rest van het IJsselmeer lagen

de belangrijkste gebieden langs het zuidelijk deel van de kust van de Wieringermeer, in het gebied tussen Andijk en Enkuizen, o.a. ter hoogte van het Waterwingebied en bijbehorende spaarbekkens en minder langs de Afsluitsdijk (Den Oever zijde) en de Houtribdijk (Lelystad zijde). Het gebied van Andijk-Enkuizen komt netjes overeen met het gebied waar altijd Futen ruien en waar ze dat sinds de afname van het aantal langs de Friese kust in grotere mate doen.

Figuur 5.6.22

Vergelijking van het verloop van de aantallen Zwarte Sterns (seizoensgemiddelde IJsselmeergebied totaal) met dat van het aantal Futen in het IJsselmeer in de ruitijd (aug-sept).



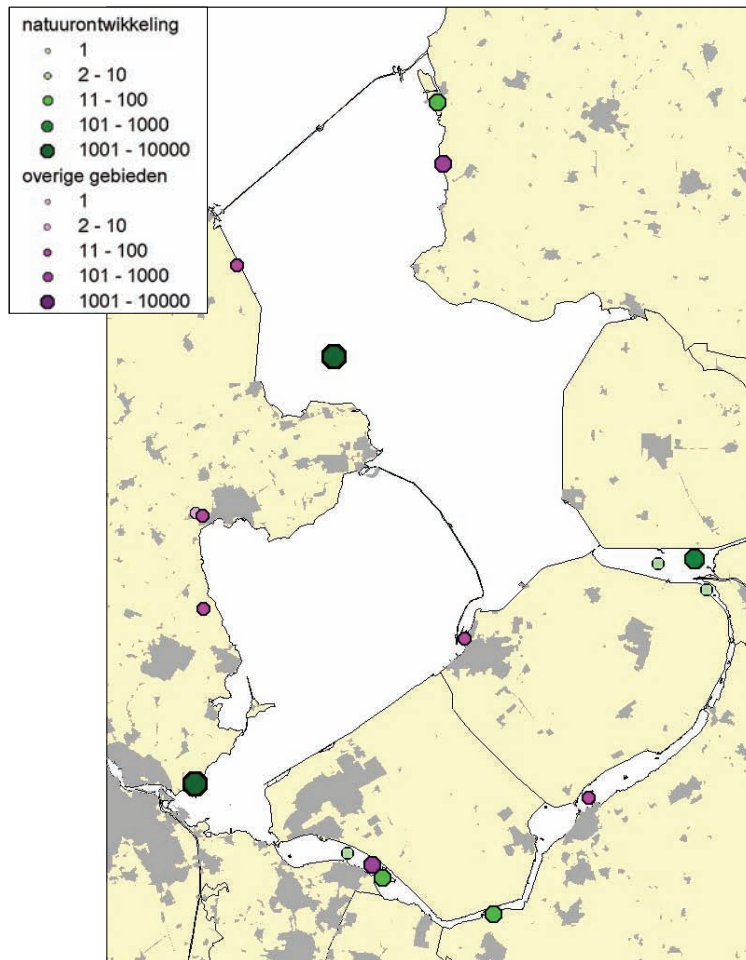
De **Visdief** is 's winters afwezig, maar komt als broedvogel talrijk in het gebied voor. Een substantieel deel van de Nederlandse populatie, ruim 30%, broedt in het IJsselmeergebied. De combinatie van visrijke wateren en nabije kale of schaars begroeide (onverstoorde) terreinen is een vereiste voor deze soort. Nestbiotoop was van oudsher relatief weinig aanwezig in het IJsselmeergebied, waar strakke overgangen van land naar water domineren. Verder is in dit gebied met gereguleerd waterpeil de dynamiek door getijdenwerking en wind, die kunnen zorgen voor instandhouding en het ontstaan van nieuwe pioniermilieus, sterk ingeperkt.

Ter verbetering van de ecologische waarden van voor moeras- en pioniervogels belangrijke overgangsmilieus van land naar water is op diverse plaatsen in het IJsselmeergebied sinds 1989 nieuwe natuur gecreëerd. Het belang hiervan, maar ook de beperking ervan voor pioniersoorten wordt hieronder aan de hand van de Visdief geïllustreerd.

Figuur 5.6.23 laat het huidige voorkomen van de Visdief in en rondom het IJsselmeergebied (IJsselmeer + Randmeren en binnendijkse broedvogels binnen 3 km van het water) zien. Verreweg de belangrijkste broedplek anno 2007 is de Kreupel met 4200 broedparen, gevolgd door de Workumerbuitenwaard (1112 broedparen) en de Hoekelingsdam in het IJmeer met 600 broedparen en de eilandjes in de IJsseldelta in het Ketelmeer met 160 broedparen. De overige kolonies zijn alle kleiner dan 100 broedpaar. De huidige populatie omvat 6000-7000 broedpaar (Nederland: 17.000-19.000 broedpaar) en is sinds 2004 toegenomen (figuur 5.6.24).

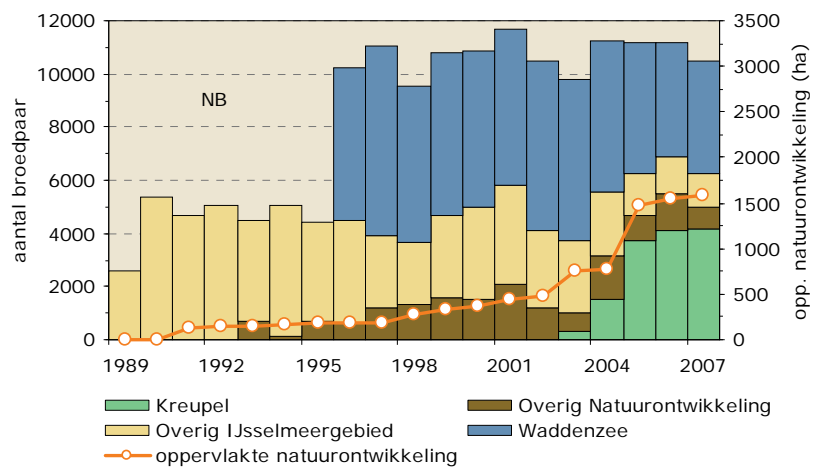
Figuur 5.6.23

Huidige voorkomen van Vissdief in het IJsselmeergebied. Kolonies in natuurontwikkelingsprojecten zijn groen gekleurd en die in overige gebieden paars.



Figuur 5.6.24

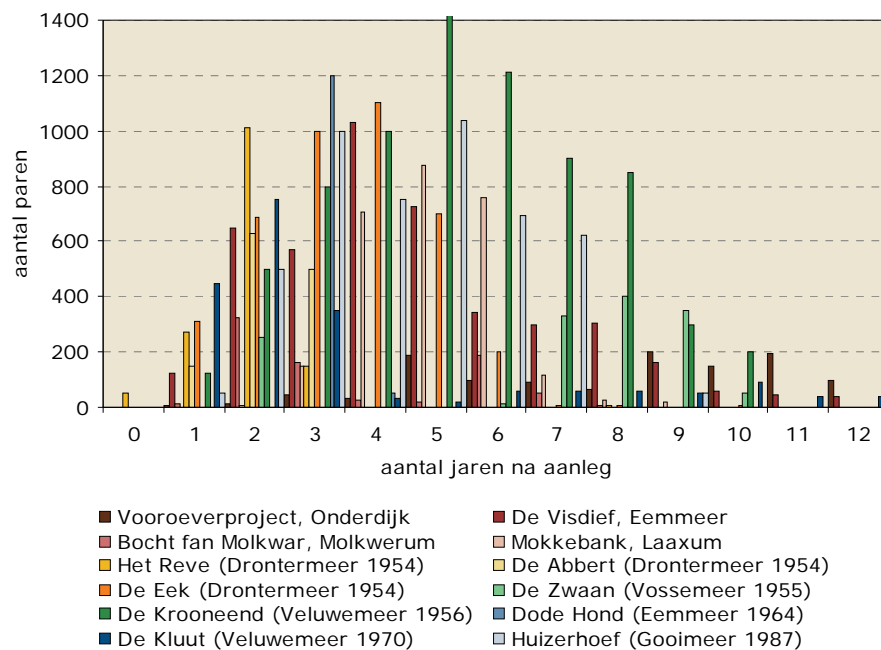
Aantalsontwikkeling van Vissdief in het IJsselmeergebied sinds 1989, opgesplitst naar natuurontwikkeling en overige terreinen, vergeleken met de oppervlakte natuurontwikkelingsgebied.



Tussen 1989 en heden zijn op ruim twintig locaties in het IJsselmeergebied natuurontwikkelingsprojecten uitgevoerd. In de meeste gevallen werden door opspuiting platen, eilandjes en/of dammetjes gecreëerd. In negen van deze gebieden vestigden zich Visdieven. Figuur 5.6.24 illustreert de aantrekkingskracht van natuurontwikkeling voor deze soort. Vooral de aanleg van Kreupel in 2003/2004 heeft tot een sterke toename van de soort geleid. In de huidige situatie broedt ruim 80% van de IJsselmeergebiedpopulatie in natuurontwikkelingsgebied. De enige kolonie van enige omvang buiten natuurontwikkelingsgebieden was tot voor kort die in de Workumerbuitenwaard. Deze kolonie is echter recent sterk in omvang afgenomen (200 paar in 2008, 70 in 2009). Hoewel er een toename is van de Visdief in het IJsselmeergebied is deze minder sterk dan in de natuurontwikkelingsgebieden. Figuur 5.6.24 laat zien dat de soort buiten de natuurontwikkelingsgebieden afneemt bij een toename in natuurontwikkeling. Natuurontwikkeling lijkt dus deels Visdieven van elders weg te zuigen, mogelijk ook van buiten het IJsselmeergebied; De aantallen buiten het IJsselmeergebied, bijvoorbeeld in het Waddengebied, zijn recent afgenomen. Behalve betere broedbiotoop zou gunstige ligging ten opzichte van visrijke gebieden, zoals in het geval van Kreupel kunnen meespelen.

Figuur 5.6.25

Aantallen Visdieven in natuurontwikkeling in relatie tot het jaar van aanleg. Geselecteerd zijn gebieden waarvan een voldoende lange tijdreeks beschikbaar is.

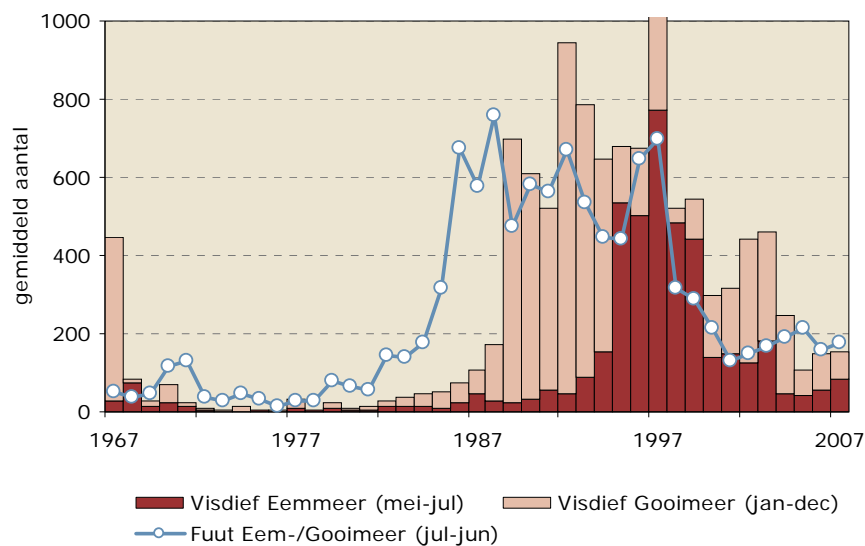


Natuurontwikkeling lijkt op het eerste gezicht een uitkomst te zijn voor pioniersoorten in het IJsselmeergebied, maar er zijn kanttekeningen te plaatsen: Zoals de meeste soorten van pioniermilieus zijn Visdieven snel in staat om op nieuw ontstaan broedbiotoop te reageren. Vaak vindt al in het jaar na aanleg van een gebied vestiging plaats (figuur 5.6.25). Dit broedgebied blijkt meestal tijdelijk geschikt: In het IJsselmeergebied blijkt het aantal broedparen in nieuwe natuurgebieden twee tot zes jaren na aanleg te pieken en daarna sterk af te nemen. Een dergelijk patroon is ook aangetoond voor pioniersoorten in het rivierengebied (van Turnhout *et al.* 2007) en in de Delta (Arts *et al.* 2000). In het

algemeen wordt de verklaring voor dit verschijnsel gezocht in de vegetatiesuccessie: Zonder peildynamiek of beheer (verwijderen van vegetatie, begrazing, onder water zetten) zal een pioniervlakte binnen enkele jaren begroeid raken (Meininger & Graveland 2002). Hoewel Visdieven enige begroeiing (als dekking) lijken te waarderen, wordt bij voortschrijdende successie een terrein na enkele jaren ongeschikt. Het is daarnaast mogelijk dat natuurontwikkelingsgebieden na enige jaren ontdekt wordt door predatoren (Bruine Ratten, Vossen), die met name hun tol eisen onder de legsels, en dat Visdieven mede onder invloed hiervan hun broedgebieden weer verlaten. Voorts zou in sommige gevallen wegzuiging van broedvogels door nieuw gecreëerd, kwalitatief beter broedbiotoop kunnen meespelen. Het lijkt er dus op dat het aantal Visdieven in het IJsselmeergebied, en in nog sterkere mate hun verspreiding, in de eerste plaats wordt bepaald door de beschikbaarheid van het juiste broedhabitat, en pas in tweede instantie door voedselaanbod. Toen in de zuidelijke randmeren in het midden van de jaren tachtig de dominantie van de visstand door grote Brasem werd doorbroken, namen diverse viseters sterk in aantal toe. Het aantal Visdieven nam echter pas toe, toen in 1989 het eilandje Huizerhoef in het Gooimeer werd aangelegd, gevolgd door het eiland De Visdief in het Eemmeer, in 1993. Eenmaal gevestigd, kwam het verdere aantalsverloop overeen met dat van de andere soorten (figuur 5.6.26).

Figuur 5.6.26

Vergelijking van het aantalsverloop van de Fuut en dat van de Visdief in het Eem- en Gooimeer.



Vanaf 1998 namen de aantallen van alle soorten viseters in de zuidelijke randmeren af, inclusief de Visdief. Dat ging samen met de opkomst van twee opeenvolgende, sterke jaarklassen van Snoekbaars, die met de vogels concurreerden om de kleine vis (Hulsegge & Vendrig 2004). Tot nu toe zijn de Visdief en de Aalscholver, de twee viseters die in grote aantallen in het gebied broeden, de enige twee soorten waarvan de aantallen niet zijn afgenomen met de afname van de Spiering. De Visdief is in het IJsselmeer en Markermeer waarschijnlijk veel meer afhankelijk van Spiering dan de Aalscholver. Recent is niet zozeer het aantal broedparen als wel het broedsucces gekoppeld aan de stand van de Spiering, op grond van een dramatisch laag broedsucces in de

kolonie van De Kreupel in 2009 (van der Winden et al. 2009). Hierbij werd gesuggereerd dat de vogels met name afhankelijk zijn van 1+ Spiering, die in sommige jaren nagenoeg afwezig is. Als deze situatie voort duurt kan dit uiteindelijk ook bij deze soort effect hebben op de omvang van de nationale populatie, aangezien de kolonie van De Kreupel momenteel de grootste van Nederland is.

De **Reuzenstern** is een kosmopoliet. Minder dan een kwart broedt in Europa, verdeeld over twee populaties; een Baltische populatie, die 1500-1800 paar groot is (Helcom; Birdlife International 2004) en een drie tot vier keer zo grote populatie in ZO-Europa, rond de Zwarte Zee. Onze vogels zijn afkomstig uit het Baltische gebied. De helft van die populatie broedt in Finland, de rest in Zweden en Estland, een enkel paar in Duitsland. De Europese populatie is sterk afgenomen 1970-1990, maar in 1990-2000 was sprake van herstel, ook in het Baltische gebied. Dit verloop is onder meer verbonden met de situatie in de Sahel (Zwarts et al. 2009). Deze vogels trekken na de broedtijd over land in twee banen naar het zuiden, via het Midden Oosten en via Spanje, om te overwinteren in Mali. Een deel van de tweede stroom, een paar procent van de populatie, komt in het najaar (augustus) door Nederland. Tijdens de voorjaarstrek in mei zijn de aantallen veel lager.

Er zijn in Nederland drie Natura 2000-gebieden waar de Reuzenstern een rol heeft gespeeld bij de aanwijzing: het IJsselmeer, de Lauwersmeer en het Ketelmeer & Vossemeer. Reuzensterns doen deze gebieden maar kort aan (meest eind juli – half september), maar deze meren zijn essentieel om bij te tanken voor de lange trip tussen de kusten van de Oostzee en die van West-Afrika. Overdag kun je vissende of pendelende Reuzensterns op veel plekken tegenkomen, 's avonds concentreren ze zich op slechts een handvol locaties. Deze gemeenschappelijke slaapplekken zijn de beste plekken om de aantallen in een gebied te bepalen. Simultane slaaplaatstellingen in 2007 en 2008 hebben geleerd dat er op landelijke schaal vier belangrijke locaties zijn waar meer dan 30 vogels kunnen samenkomen; twee langs de Friese IJsselmeerkust (Workumerwaard en Steile Bank), één in het Lauwersmeer en één in de IJsselmonding. De Friese IJsselmeerkust is het belangrijkste gebied. Ook overdag worden hier verhoudingsgewijs de meeste vogels gezien (figuur 5.6.27). De aanwezigheid van geschikte plekken om te overnachten is essentieel. De vogels zijn nogal kieskeurig in hun keuze voor slaapplek: het liefst een onbegroeide zandplaat, met daarop een klein laagje water. Daar voelen ze zich veilig zonder dat ze het risico lopen op een natte buik. Een hoog waterpeil kan dan reden zijn een slaapplek te verlaten, zoals half augustus 2007 gebeurde, toen het water zo hoog stond dat de gebruikelijke slaapplek in de Workumerwaard werd ingeruild voor de Steile Bank.

De aantalsontwikkelingen zijn in tegenstelling tot die van andere viseters positief; de dagtellingen suggereren een landelijke toename sinds ongeveer 1990 (Hustings et al. 2008, 2009, Van der Winden & Klaassen 2008). Dit is in overeenstemming met de populatietoename in het Baltische gebied (Birdlife International 2004). De interpretatie van deze gegevens wordt echter wat bemoeilijkt doordat de vogels over relatief grote afstanden lijken te pendelen tussen verschillende slaapplekken. De jaarlijkse simultane tellingen zijn een goed instrument om erachter te komen of de Reuzenstern is toegenomen als

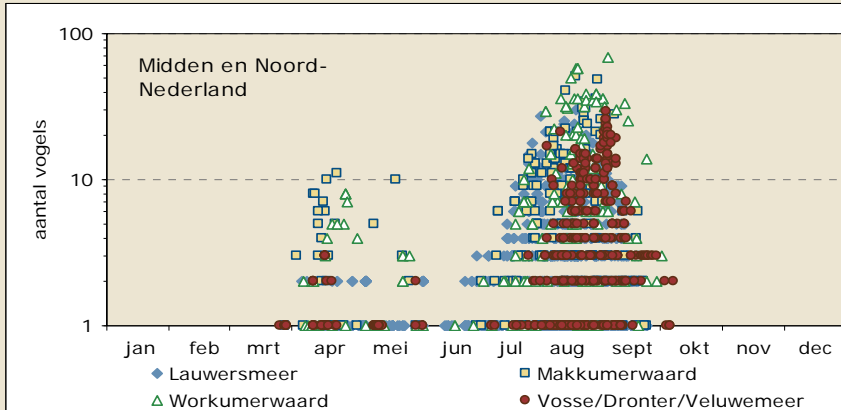
pleisteraar, of dat het aantal pleisterplaatsen gewoon is toegenomen. Op de vier belangrijkste locaties gaat het opgeteld om meer dan 140 vogels, maar zoveel zijn er gelijktijdig nooit geteld. In beide jaren ligt het simultane maximum rond de 80 vogels. Voor het eerst weten we met zekerheid dat zich zoveel Reuzensterns gelijktijdig in Nederland kunnen ophouden, maar vooralsnog wijzen de tellingen niet op een ruime overschrijding van 100 vogels.

Figuur 5.6.27

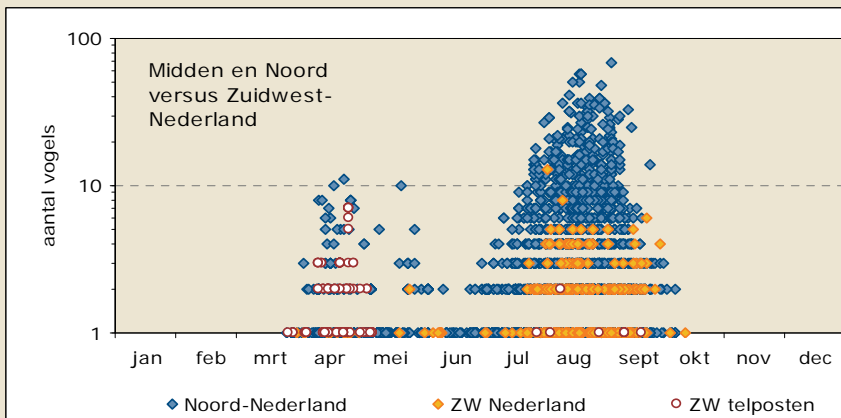
Verspreiding van de Reuzenstern in het IJsselmeergebied in 2008 op grond van dagtellingen (rood) en slaapplaatstellingen (groen).



INTERMEZZO: Reuzensterns op Waarneming.nl



Figuur 1
Seizoensverloop van waarnemingen van Reuzensterns in Noord- en Midden Nederland. Bron: waarneming.nl.



Figuur 2
Seizoensverloop van waarnemingen van Reuzensterns in Zuidwest Nederland in vergelijking met het verloop in Noord en Midden Nederland. Bron: waarneming.nl.

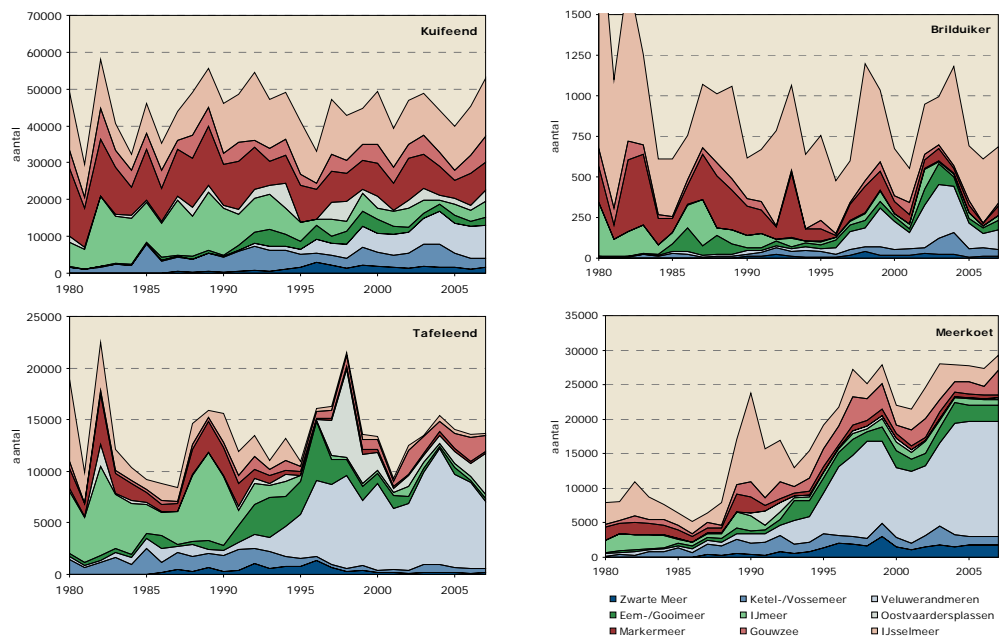
Veel vogelwaarnemers voeren hun waarnemingen in op de internet-site [OHwww.waarneming.nl](http://www.waarneming.nl). Met die gegevens kan een fraai beeld worden gemaakt van het seizoensverloop van de aanwezigheid van Reuzensterns en van de relatieve betekenis van afzonderlijke gebieden. In figuur 1 is de seizoensverdeling van waarnemingen in het Lauwersmeer vergeleken met die van de Friese kust en de randmeren. De eerste Reuzensterns worden eind juni gezien in het Lauwersmeer en omgeving, maar al heel snel daarna bereiken ze de IJsselmeerkust. De piekaantallen worden hier duidelijk later bereikt dan in het Lauwersmeer en ze zijn over het algemeen hoger, met als belangrijkste locaties de Makkumer en Workumer waarden. Opvallend is dat de Makkumerwaard kennelijk in het SOVON onderzoek niet naar voren kwam als belangrijke slaappleats (figuur 5.6.27), terwijl van de Steile Bank, die als slaappleats wel belangrijk was, op waarneming.nl geen hoge aantallen worden gerapporteerd. Dat kan te maken hebben met de waterstanden (Van der Winden & Klaassen 2009), of met het gemak waarmee de vogels over relatief grote afstanden heen en weer pendelen tussen slaappleats en foerageergebieden. In de randmeren pieken de aantallen weer iets later dan langs de Friese kust, maar vooral de opbouw vindt duidelijk later plaats, met het Ketelmeer enigszins als intermediair. Tijdens de voorjaarsstrek zijn de pleisterplaatsen een orde van grootte minder belangrijk, alleen op de Makkumerwaard worden dan soms nog 10 of meer vogels geteld. Mogelijk is er daarbij sprake van een tweede piek rond eind mei, of van onvolwassen vogels die blijven hangen. In deze periode worden op de telposten in het Deltagebied geen waarnemingen van trekkende vogels meer gedaan. Gegevens Waarneming.nl.

5.6.3 Bodemfauna-eters (benthivoren)

De belangrijkste soorten die foerageren op ongewervelde dieren zijn aantalsmatig de duikende bodemfauna-eters: Tafeleend, Kuifeend, Topper, Brilduiker en Meerkoet. Onder meer uit maagonderzoek in de jaren tachtig en negentig (de Leeuw 1997; de Leeuw & van Eerden 1995) is bekend geworden dat deze vogels in het IJsselmeer en Markermeer destijds vooral in de wintermaanden in grote mate afhankelijk waren van Driehoeksmosselen. Andere prooien waren echter ook van belang, bijvoorbeeld muggenlarven voor Tafeleenden en in de ruitijd brakwaterhorentjes (*Potamopyrgus antipodarum*), erwtenmosseltjes (*Pisidium* spp.) en mosselkreeftjes (Ostracoda) voor Kuifeenden in de ruitijd (o.a. van der Kamp 1994). Tafeleenden en Meerkoeten nemen ook plantaardig voedsel. Waarschijnlijk zijn ook slakken tussen waterplanten, zoals de Vijverpluimdrager (*Valvata piscinalis*) die in hoge dichtheden in de vegetatie kan voorkomen, en nieuwkomers als Korf- en Quagga-mosselen van betekenis, maar daarvoor is nog geen "harde" informatie. De beschikbaarheid van deze ongewervelden als voedsel voor vogels is sterk veranderd. Sterke afnames van Driehoeksmosselen in het Markermeer en IJmeer gingen gepaard met de toename van mosselen en van planten met bijbehorende macrofauna in de randmeren. Recente afname van Driehoeksmosselen in het IJsselmeer gaat samen met de opmars van korf- en Quagga-mosselen.

Figuur 5.6.28

Gesommeerd aantalsverloop van vier benthivoren in alle delen van het IJsselmeergebied.



In deze groep watervogels is binnen het IJsselmeergebied dan ook sprake geweest van omvangrijke verschuivingen (figuur 5.6.28). Het meest opvallend zijn de sterke afnames in het Markermeer en IJmeer in het begin van de jaren negentig. Die afnames waren geconcentreerd in deelgebieden waar niet op planten kon worden gefoerageerd, in de Gouwzee, waar een groot kranswierveld is ontstaan, was bijvoorbeeld geen sprake van afname (zie par. 5.2). Binnen het seizoen was de afname geconcentreerd in de maanden waarin volgens maagonderzoek voornamelijk Driehoeksmosselen worden gegeten, namelijk de

wintermaanden (de Leeuw & van Eerden 1995). Het is de vraag in hoeverre de toekomstige ontwikkeling van de draagkracht van het IJsselmeergebied voor benthivoren kan worden beïnvloed door de opkomst van de Quagga-mossel en de Korfmossel (par. 5.4.1). De nauwe verwantschap tussen Driehoeks- en Quagga-mossel en het feit dat Korfmosselen elders in de wereld (Japan) stapelvoedsel vormen voor Kuifeenden doet echter vermoeden dat de opmars van deze soorten positief bij zal dragen. Nader onderzoek zal moeten echter moeten uitwijzen of deze soorten inderdaad even profijtelijk kunnen worden benut als de Driehoeksmossel, bijvoorbeeld met het oog op eigenschappen als de relatief grote schelpdikte van Korfmosselen.

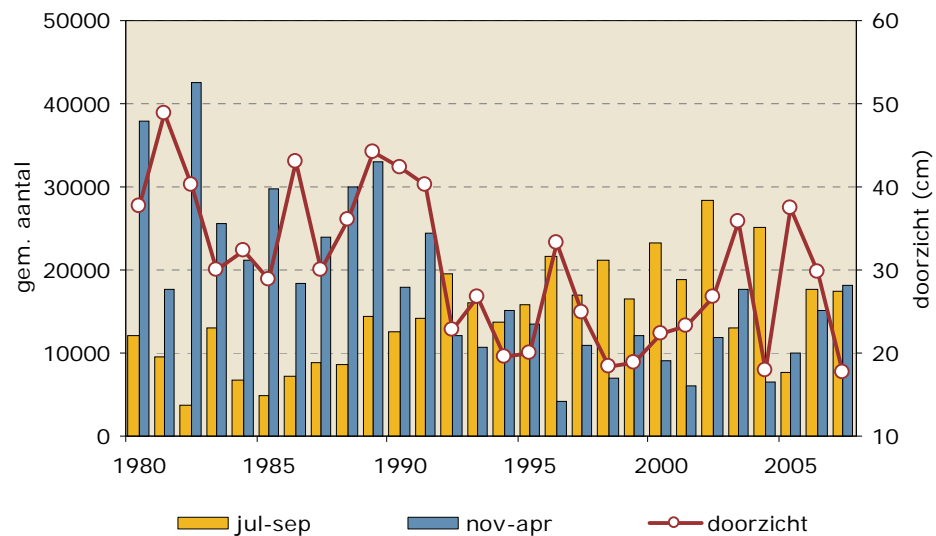
Behalve duikende benthivoren zijn er in het gebied ook soorten die foerageren op ongewervelden in de oeverzones of op het land, namelijk de steltlopers. Door het gefixeerde waterpeil en de beperkte oppervlakten aan ondieptes is het IJsselmeergebied voor deze soorten als foerageergebied niet van groot belang. Er zijn echter wel belangrijke slaappleatsfuncties voor enkele soorten, met name langs de Friese kust. In het volgende deel worden de belangrijkste soorten van beide categorieën achtereenvolgens besproken.

Duikende benthivoren

Bij **Kuifeenden** betrof de afname in eerste instantie voornamelijk overwinterende, driehoeksmosseletende dieren. Het aantal ruiende vogels in de nazomer nam in dezelfde periode toe, maar recent lijken ook deze aantallen weer wat terug te lopen. In de totale jaargemiddelden lijkt daardoor minder aan de hand te zijn dan alleen op grond van de overwinteraars kan worden gesteld (figuur 5.6.29). De afname van overwinterende vogels komt in de eerstgenoemde periode aardig overeen met de sterke afname van Driehoeksmosselen (Noordhuis & Houwing 2003).

Figuur 5.6.29

Aantalsverloop van de Kuifeend in het Markermeer in de ruitijd (juli-sept) en in de winter (nov-apr), en het verloop van het doorzicht (zomerhalfjaargemiddelde Markermeer Midden).



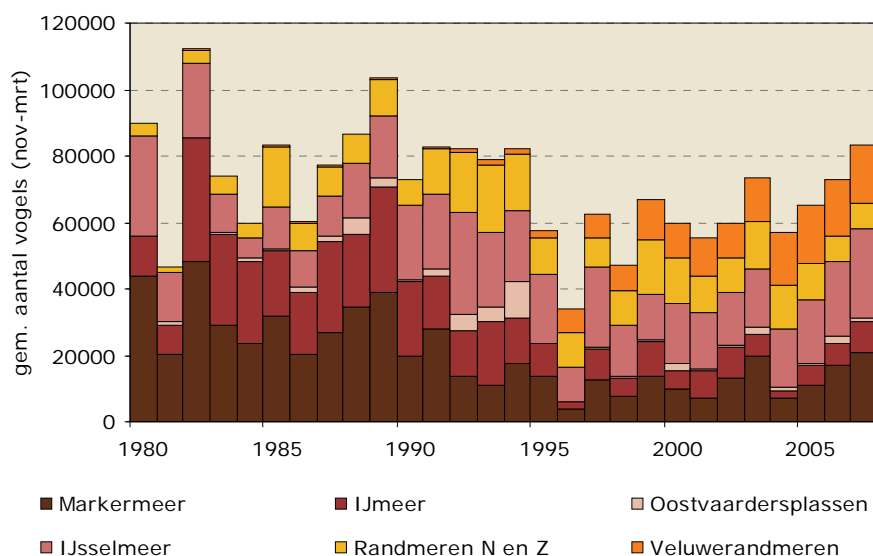
In de afname van overwinterende Kuifeenden vielen de grootste klappen op het zuidelijk Markermeer en IJmeer (figuur 5.6.28). Hier nam vooral het aantal dieren

dat in het IJmeer, Pampushaven en in de Lepelaarplassen rustten in de eerste helft van de jaren negentig snel af. In het IJmeer nam het aantal vooral af op de locatie waar nu IJburg ligt. Deze afname ging gelijk op met die in de rest van het IJmeer en Markermeer en ging vooraf aan de aanleg van IJburg zelf. Het is echter de enige concentratie van enkele duizenden vogels die nagenoeg volledig is verdwenen. Ook een belangrijke concentratie Tafeleenden verdween hier, maar bij deze soort gold dit nagenoeg voor het hele meer. Opmerkelijk is dat de aantallen op het IJsselmeer eerst nog even iets toenamen. Mogelijk verplaatsten de vogels zich voor een klein deel dus naar het IJsselmeer. Hier waren de dichtheden van mosselen volgens de kartering van 1992 hoog, aanzienlijk hoger dan in 1981. Midden jaren tachtig waren de aantallen eenden in het IJsselmeer laag door ijsbedekking en mogelijk is toen de mosselpopulatie aangesterkt. De afname van de aantallen overwinterende Kuifeenden die in het Markermeer en IJmeer in het begin van de jaren negentig plaatsvond, werd zo aanvankelijk gecompenseerd door toename in het IJsselmeer en ook in de noordelijke en zuidelijke randmeren (figuur 5.6.30). Een paar jaar later echter, rond 1995-96, namen de aantallen in het Markermeer en IJmeer nog verder af, terwijl ook de andere gebieden het wat minder goed deden. Historisch slecht was de winter van 1996/97. Dit was een winter met een Elfstedentocht, maar in het Markermeer waren de aantallen ook vóór de vorstival al erg laag.

In de Veluwerandmeren namen de mosselen rond 1996 sterk toe, tegelijk met een definitief herstel van de kranswieren (zie resp. par. 5.4 en par. 5.2). Deze toename ging gepaard met toename van de aantallen Kuifeenden daar, maar niet in die mate dat de afname elders in het gebied volledig werd gecompenseerd. Midden jaren negentig was er dus in de wintermaanden ook over het gehele IJsselmeergebied een afname van de aantallen Kuifeenden zichtbaar, enigszins versterkt door strenge winters. Dit is in de trend van de maandgemiddelden niet zichtbaar door toename in de ruiperiode (figuur 5.6.28; 5.6.29; 5.6.30).

Figuur 5.6.30

Verloop van de gemiddelde aantallen van de Kuifeend in de maanden november t/m maart, in de verschillende deelgebieden van het IJsselmeergebied.



Voedselonderzoek is bij benthivore duikeenden alleen uitgevoerd in het Markermeer en IJsselmeer, in jaren met hogere mosseldichtheden (o.a. de Leeuw 1997, de Leeuw & van Eerden 1995). Daardoor is niet zeker waardoor de aantalsveranderingen van Kuifeenden precies zijn gestuurd, bijvoorbeeld in de zin van de verhouding tussen de sturing door afname van de mosselen in het Markermeer (en IJsselmeer) of die door toename van de mosselen in de Randmeren, of door de beschikbaarheid van andere prooien dan mosselen buiten de ruitijd aldaar. Er zijn wel enkele aanwijzingen waarmee hypothesen voor nader onderzoek kunnen worden geformuleerd.

Kuifeend met korfmossel.
Foto Mervyn Roos.



De eerste aanwijzing is dat de afname van het aantal Kuifeenden in de wintermaanden aanvankelijk niet volledig werd gecompenseerd door toename in de Randmeren (figuur 5.6.28). In die maanden werd op grond van maagonderzoek in IJsselmeer en Markermeer bijna uitsluitend op Driehoeksmosselen gevoerageerd (de Leeuw & van Eerden 1995). Dit suggereert dat de afname van de Kuifeend in het Markermeer niet alleen aan "wegzuiging" naar de Randmeren kan worden toegeschreven.

De toename van de hoeveelheid mosselen in de Randmeren leidde tot een bestand van ongeveer dezelfde orde van grootte (totaal biovolume in de randmeren van 49 miljoen liter in 2008; naar Bouwma et al. 2009) als de hoeveelheid die in de jaren tachtig en negentig in het Markermeer/IJmeer in voor de eenden bereikbare dieptezones was verdwenen (verlies 1981-2000 tussen 0 en 4 m diepte was 36 miljoen liter, van 1981-2006 43 miljoen liter; naar Noordhuis & Houwing 2003; Noordhuis 2009). De mosselen in de randmeren zijn gemiddeld groter en mosselen in het Gooimeer hadden in 2001 een beduidend grotere vleesinhoud ten opzichte van de schelplengte dan de mosselen in het Markermeer (Noordhuis & Houwing 2003). De vergelijking gaat echter enigszins mank omdat niet bekend is wat de dichtheden in de noordelijke en zuidelijke

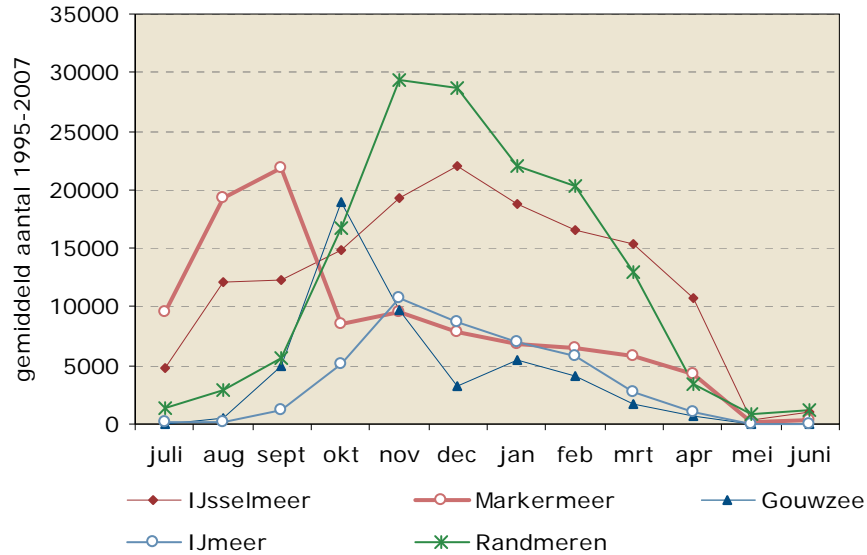
randmeren waren in de jaren tachtig. Ook zijn grotere mosselen niet per sé beter geschikt als voedsel, de Leeuw en van Eerden (1995) beschrijven een voorkeur voor juist de kleinere.

Een aanwijzing dat ook andere prooien dan mosselen een rol kunnen spelen bij veranderingen in de verspreiding van Kuifeenden wordt gevormd door de hoge aantallen in de Gouwzee in oktober (figuur 5.6.31), tussen de pieken van het Markermeer (september) en de randmeren (november) in. De aantallen zijn hier sterk toegenomen met de toename van kranswier, mogelijk is ook de macrofauna daartussen geschikt voedsel.

Vanaf de eeuwwisseling was op een soortgelijke manier sprake van enig herstel van de aantallen Kuifeenden in diverse andere delen van het Markermeersysteem (Lepelaarplassen, Naviduct bij Enkhuizen, polder IJdoorn). Ook daarbij was geen sprake van herstel van Driehoeksmosselen. Het is mogelijk dat nu ook overwinterende Kuifeenden zijn overgestapt op alternatieve voedselbronnen waaronder mollusken als *Pisidium* en *Potamopyrgus* (van Rijn & van Eerden onderzoek maaginhoud eenden, ongep. geg.). Deze mogelijkheid komt ook in aanmerking als verklaring voor het feit dat de Kuifeenden niet hebben gereageerd met aantalsafname op de lage dichtheden van mosselen in het IJsselmeer die in 2007 en 2008 werden gemeten (par. 5.4.1; figuur 5.6.32). In de recente jaren is zelfs sprake van een geringe toename op het IJsselmeer. Deze toename wordt veroorzaakt doordat een klein aantal locaties het beter doet. In de omgeving van Lemmer (noordelijk deel van de baai), de omgeving van natuurontwikkelingsproject De Vooroever en in de haven van Enkhuizen was dit het geval. Het is denkbaar dat met de afname van de mosselen andere prooitypen zijn toegenomen. Zo zijn de dichtheden van erwtenmosselen (Pisididae) het hoogst in gebieden met weinig mosselen (par. 5.4.1). Bij Lemmer is de watervegetatie recent sterk toegenomen (par. 5.2). Er zijn echter te weinig gegevens over deze bodemfauna om trendanalyses uit te voeren. Om het inzicht in de sturende processen te vergroten is nieuw voedselonderzoek wenselijk. Het is denkbaar dat de grote afhankelijkheid van Driehoeksmosselen in het verleden was verbonden aan een eenzijdig voedselaanbod in de regio.

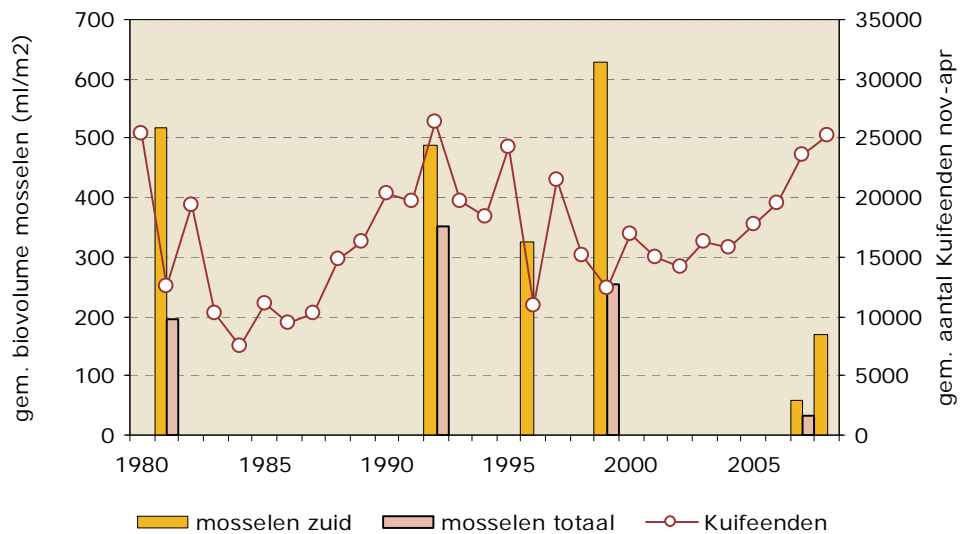
Figuur 5.6.31

Gemiddeld seizoensverloop van de aantallen Kuifeenden in diverse delen van het IJsselmeergebied (1995-2007).



Figuur 5.6.32

Gemeten dichtheden van Driehoeksmosselen in het totale en het zuidelijke IJsselmeer in vergelijking met het verloop van het gemiddelde aantal Kuifeenden in de maanden november t/m april.



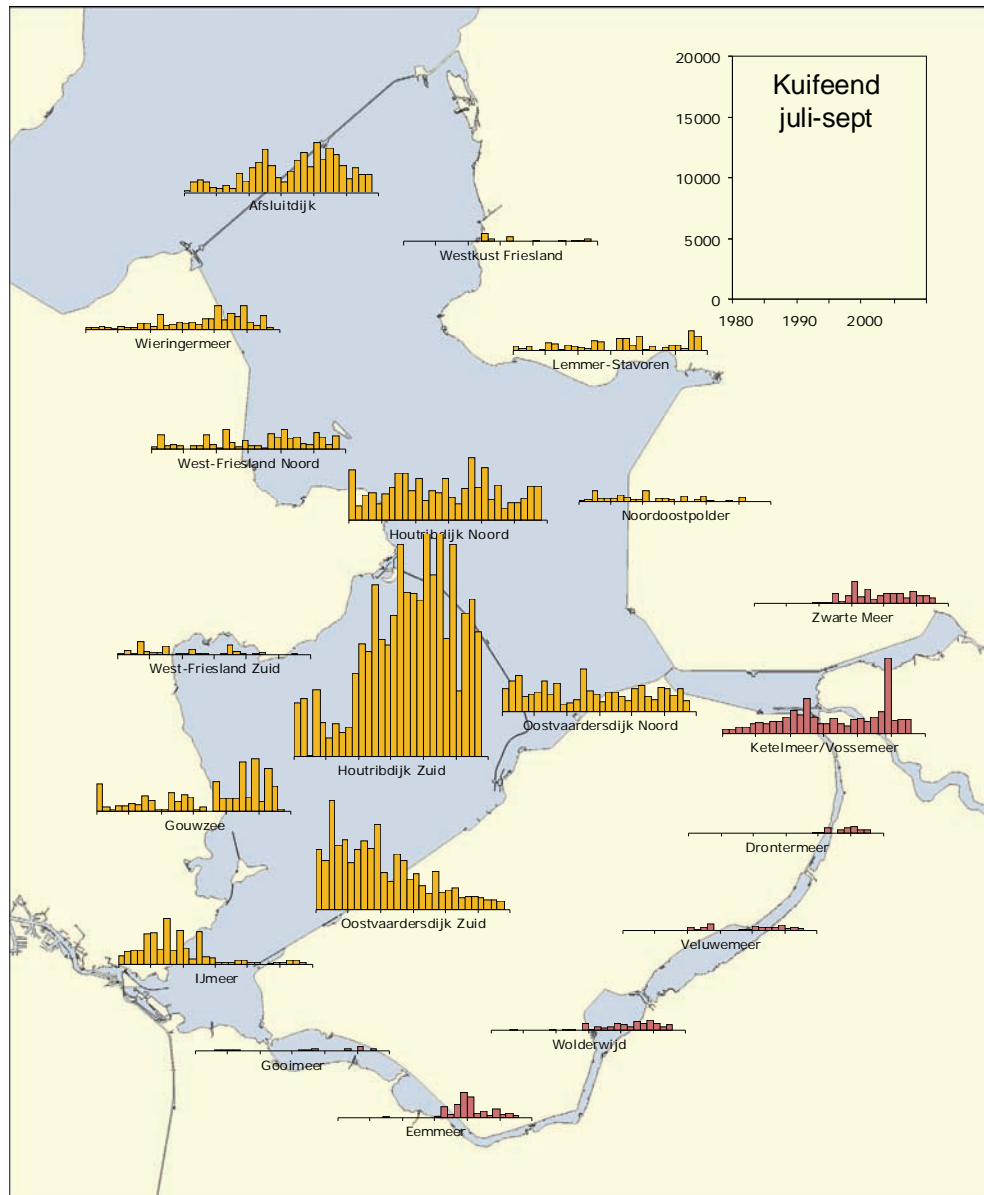
Het IJsselmeer en Markermeer zijn voor Kuifeenden naast een belangrijk overwinteringsgebied, waarin ze zijn aangewezen op de voorraden van Driehoeksmosselen, ook een interessant ruigebied. Grote ruiconcentraties van Kuifeenden en Tafeleenden werden in de jaren zeventig al beschreven (van der Wal 1981; van der Wal & Zomerdijk 1979; Zomerdijk 1979). Net als in recente jaren concentreerden de ruiende Kuifeenden zich toen langs de Houtribdijk. In de jaren tachtig werd het gebied langs de Oostvaardersdijk relatief belangrijk. Het gemiddeld aantal Kuifeenden in de ruitijd (juli-september) nam vanaf het einde van de jaren tachtig toe van 20.000 dieren tot wel 40.000 vogels rond de eeuwwisseling. Daarna lijkt het aantal weer af te nemen. De toename vond met name plaats langs de Houtribdijk (Markermeerzijde), terwijl het aantal langs de Oostvaardersdijk en in het IJmeer na 1989 afnam (figuur 5.6.33). De ruiconcentraties van het zuidelijk Markermeer (IJmeer, Pampushaven en

Lepelaarplassen) zijn nagenoeg verdwenen. Er trad dus vanaf 1989 een herverdeling op van vogels op het Markermeer waarbij dieren opschoven van zuid naar noord. Hier zijn, de laatste jaren vaak binnen de intussen aangelegde ijsbrekerdammen ("hockeysticks"), sinds eind jaren tachtig zo'n 10-20.000 ruiende Kuifeenden te vinden. Daarbij is wellicht belangrijk dat dit gebied weinig door recreanten wordt bezocht.

In het IJsselmeer vond, zij het op kleinere schaal, in dezelfde periode een soortgelijke verschuiving plaats. Hier nam het aantal langs de Afsluitdijk en de Wieringermeer toe en het aantal langs de Oostvaardersdijk en de Noordoostpolder iets af. Deze trend leek dus ook gepaard te gaan met een zekere herverdeling waarbij dieren van zuid naar noord opschoven en ook hier is het aantal sinds de eeuwwisseling weer wat op z'n retour. De gebieden waar de ruiers afnamen of verdwenen zijn in veel gevallen ook gebieden waar de overwintelaars sterk afnamen, zoals in het IJmeer en het zuidelijk Markermeer (Pampushaven, Lepelaarplassen) en in het IJsselmeer bij de Ketelbrug. Anderzijds nam op enkele plaatsen buiten de belangrijkste ruigebieden recente jaren ook het aantal Kuifeenden toe, zoals in de Gouwzee en in het IJsselmeer bij Lemmer. In deze gebieden zijn de waterplanten toegenomen en dat suggereert dat deze vogels (zowel de ruiers als de overwintelaars) foerageren op hiermee geassocieerde macrofauna, bijvoorbeeld op slakken als de Vijverpluimdrager *Valvata piscinalis*. Ruiers consumeren in zulke gebieden waarschijnlijk ook dergelijk voedsel, maar echt hoge aantallen verschijnen hier pas in september en oktober, dus vlak na de rui (figuur 5.6.31). Het gebied langs de Houtribdijk wordt sinds de afname van de Driehoeksmosselen na de ruitijd verlaten. De ruiende vogels foerageren waarschijnlijk 's nachts in het open water op kleine prooien als mosselkreeftjes (Ostracoda), erwtmosseltjes (Pisididae) en brakwaterhorentjes (*Potamopyrgus*). Dergelijke prooien komen op bepaalde plaatsen massaal voor op kale bodems buiten de mosselbanken (zie par. 5.4).

Figuur 5.6.33

Verspreidig en trends in het aantal ruiende Kuifeenden in het IJsselmeergebied (jul-sep) in de periode 1980-2008 (Randmeren 2007). Aantallen afkomstig van vliegtuigtellingen zijn aangegeven in geel (M. van Eerden, RWS), van boottellingen in rood (Provincie Flevoland).

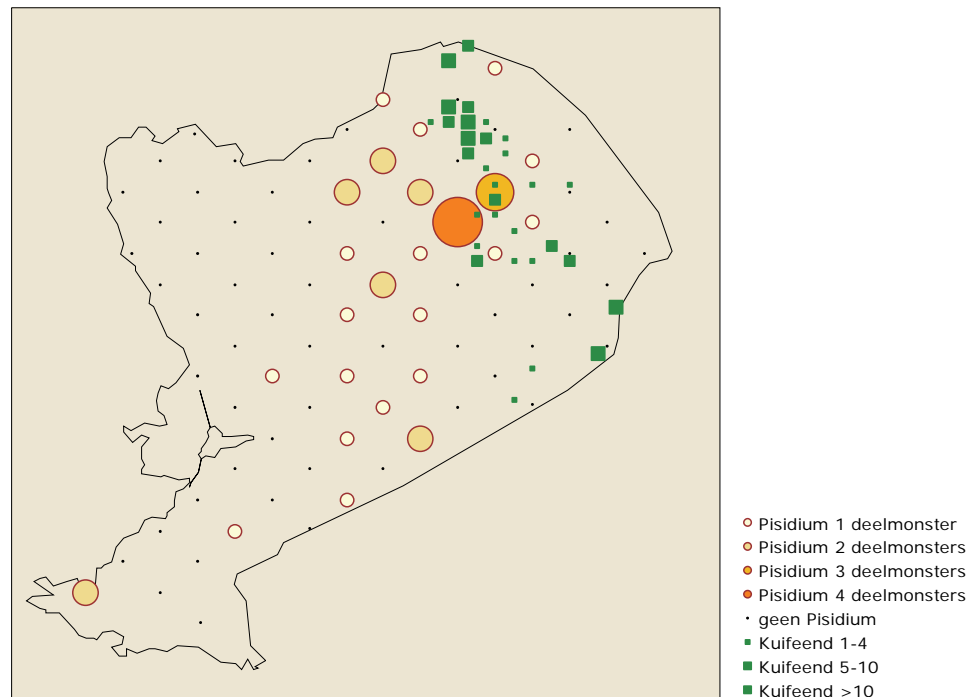


In magen van ruiende Kuifeenden werden in de jaren tachtig vooral *Pisididae* aangetroffen, begin jaren negentig meer *Potamopyrgus* (van der Kamp 1994). Brakwaterhorentjes lieten begin jaren negentig in de omgeving van de ruiconcentraties een sterke dichtheidsafname zien tot ongeveer vijf kilometer van de dijk. De herkomst van Kuifeenden die in de ruitijd in visnetten waren verdronken weerspiegelde in de periode 1979-1981 een nachtelijk foerageergebied dat zich op een soortgelijke afstand van de dijk in open water bevond (van Eerden & bij de Vaate 1984; figuur 5.6.34). Dit gebied benadert het huidige optimum in de dichtheden van *Pisidium subtruncatum* op grond van gegevens van de laatste mosselkartering (zie figuur 5.4.14; figuur 5.6.34), zeker als in aanmerking wordt genomen dat die kartering na de ruitijd is uitgevoerd.

Driehoeksmosselen verschijnen pas na de ruitijd in het dieet van Kuifeenden (de Leeuw & van Eerden 1995), maar in de buurt van het ruigebied zijn de dichtheden niet erg hoog meer. De Kuifeenden verlaten dit gebied na de rui, blijkbaar zijn na de ruiperiode de alternatieve prooien uitgeput, of misschien zijn dergelijke kleine prooien minder profijtelijk als het water 's winters koud is, en het duiken relatief veel energie kost (de Leeuw 1997). Bij het Naviduct overwinteren in recente jaren wel meer Kuifeenden dan in eerdere jaren (gemiddeld ca. 1500 vogels in de periode november-februari sinds 2005).

Figuur 5.6.34

Verspreiding van (grotere) *Pisidium subtruncatum* in 2006, vergeleken met die van in visnetten verdrongen Kuifeenden in de ruitijd in 1979 en 1980 (naar Van Eerden & bij de Vaate 1984).



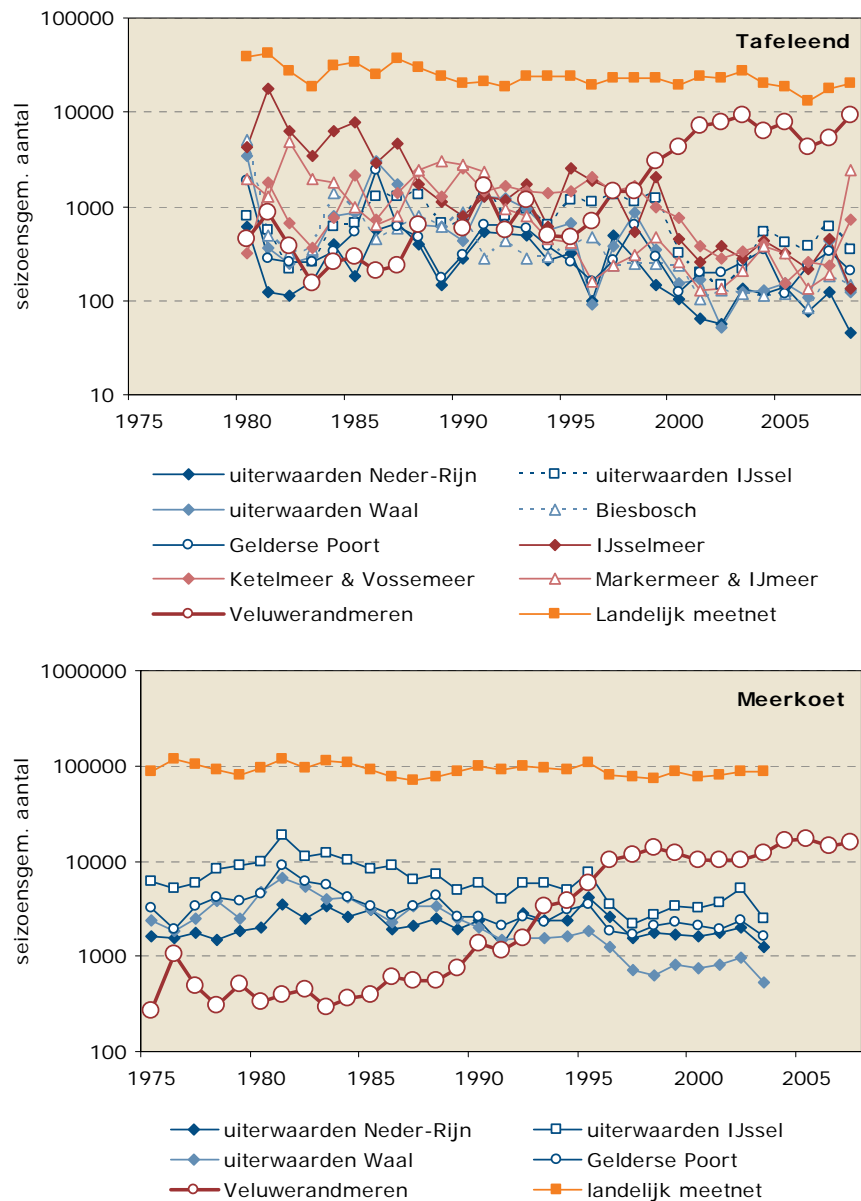
De hiervoor genoemde suggesties van sturende factoren voor verschuivingen in aantallen en locaties van ruiconcentraties hebben vooral betrekking op voedselbeschikbaarheid. De toenemende gebruiksdruk van het gebied door recreanten, maar ook bijvoorbeeld de plaatsing van windmolens, kunnen andere factoren zijn die verschuivingen veroorzaken. Met betrekking tot het eerste aspect zijn ruiers veel gevoeliger dan overwinterende vogels, enerzijds omdat ze enkele weken niet kunnen vliegen, anderzijds omdat het ruiseizoen in de nazomer valt, wanneer de de recreatiedruk op het water nog hoog is. De rol van recreatie en andere vormen van gebruik van het gebied is echter nog niet voldoende onderzocht in relatie tot watervogeltrends (maar zie o.a. Platteeuw 1995, Platteeuw et al. 2002).

Tafeleenden waren vroeger meer dan de Kuifeenden geconcentreerd in het IJmeer (figuur 5.6.28). In de loop van de jaren negentig verdwenen ze daar nagenoeg geheel, tegelijk met hun toename in de randmeren. Maar anders dan bij de Kuifeenden namen ook de aantallen in het IJsselmeer sterk af, terwijl er in die periode nog geen sprake was van afname van de mosseldichtheden in het IJsselmeer. De aanzuigende werking van de randmeren was bij deze soort dus

kennelijk groter dan voor de Kuifeend. Sterker nog: de Tafeleenden namen op hetzelfde moment ook af in alle delen van het rivierengebied (figuur 5.6.35). Tafeleenden zijn minder kieskeurig en foerageren ook op planten, of op macrofauna tussen die planten, zoals slakken of insectenlarven. Door het verbeterde voedselaanbod in de randmeren werden midden jaren negentig de Tafeleenden kennelijk uit grote delen van het land aangelokt. Terwijl de landelijke aantallen iets daalden was er daardoor in het IJsselmeergebied geen sprake van afname. In september en oktober was er sprake van een verdubbeling rond 1996, en anders dan bij de Kuifeend was niet duidelijk sprake van afname in de wintermaanden.

Figuur 5.6.35

Aantalsverloop van a) Tafeleend en b) Meerkoet in het IJsselmeergebied en in het rivierengebied.

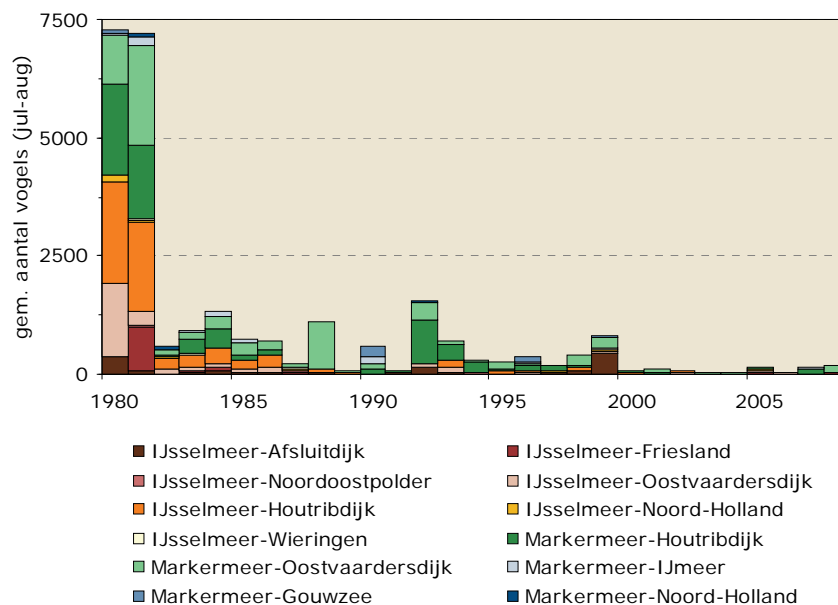


Net als bij de Kuifeend waren er in de jaren zeventig grote concentraties ruiende Tafeleenden in het IJsselmeer en Markermeer; soms waren de aantallen groter dan die van de Kuifeend (80.000 in 1976; van der Wal & Zomerdijk 1979). Van Eerden & bij de Vaate (1984) spraken van aantallen van 10.000-25.000 en noemden de noordkant van het Enkhuizerzand als belangrijkste locatie, dus aan de andere kant van de Houtribdijk dan de meeste Kuifeenden. Van deze situatie is in de vliegtuigtellingen vanaf 1980 nog een staartje zichtbaar, met nog ca. 9500 vogels in juli 1980 en ruim 8000 in augustus 1981. Daarna verdwenen de grote concentraties (figuur 5.6.36).

De vogels zaten op zowel IJsselmeer als Markermeer. Eerst verdwenen ze langs de Oostvaardersdijk, langs beide kanten van de Houtribdijk en van de Oostvaardersdijk en de kust van Noord-Holland (1982) en later ook uit het IJmeer (1985). In een aantal gebieden, waaronder de Houtribdijk van het Markermeer en de Oostvaardersdijk van het IJsselmeer leek het aantal zich begin jaren negentig nog even te herstellen maar dat was van korte duur (figuur 5.6.36). De vogels leken zich vanaf de jaren tachtig ook te herverdelen, waarbij steeds meer vogels in de Gouwzee werden geteld maar dit was in de periode 2000-2006 pas echt structureel. De vogels verschijnen hier echter pas in september, net als de Kuifeenden, dus na de slagpenrui. In 2000 is opnieuw sprake van een afname van de aantallen in juli en augustus, en sindsdien verblijven op het IJsselmeer en Markermeer in die maanden gemiddeld niet meer dan 100 vogels. Met andere woorden, de ruiconcentraties van Tafeleenden zijn uit deze meren verdwenen. Wel zijn de aantallen in juli en augustus in de randmeren fors toegenomen, maar hoewel de aantallen daar inmiddels zijn opgelopen tot een veelvoud van die in IJsselmeer en Markermeer, is bij lange na geen sprake van een benadering van de aantallen in het IJsselmeergebied als geheel uit de jaren zeventig.

Figuur 5.6.36

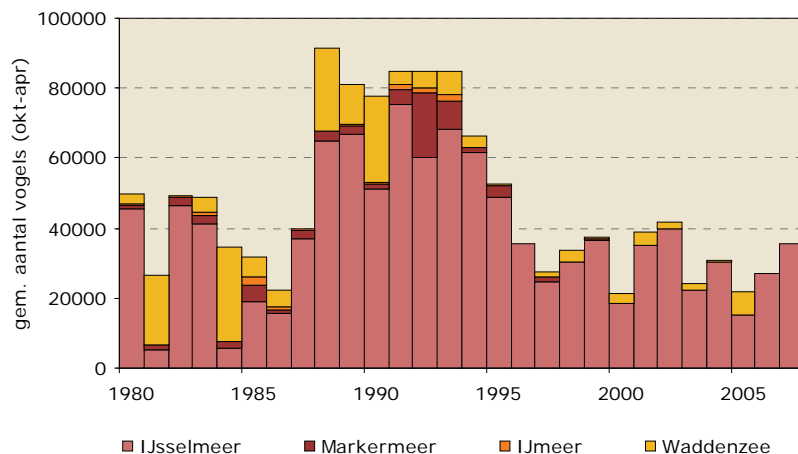
Gemiddeld aantal ruiende Tafeleenden in IJsselmeer en Markermeer per deelgebied (jul-aug) in de periode 1980-2008.



De **Topper** is wat meer kustgebonden dan de Kuifeend en de Tafeleend. Binnen het IJsselmeergebied is hij altijd sterk geconcentreerd geweest in het IJsselmeer (figuur 5.6.37), deels min of meer in aansluiting op concentraties ten noorden van de Afsluitdijk. Anders dan Kuif- en Tafeleend zijn ze ook uitsluitend in het winterhalfjaar aanwezig, van oktober tot en met april. Het aantalsverloop in het IJsselmeergebied vertoont een verdubbeling in 1988, hoge aantallen tot en met het seizoen 1994/95 en dan een afname tot aantallen die gemiddeld iets lager liggen dan die van vóór 1988. In de beste jaren konden de maximale aantallen per seizoen oplopen tot meer dan 180.000 vogels (februari 1990, februari en december 1992). Wat dit aantalsverloop heeft veroorzaakt is nog niet geheel duidelijk. Mogelijk is er een verband met veranderingen in de beschikbaarheid van zoutwatermosselen *Mytilus edulis* of andere schelpdieren in de Waddenzee of Noordzee, maar de aantalsontwikkelingen in zoute wateren lijken niet te wijzen op een eenvoudige verplaatsing van concentraties. Er is zeker geen sprake geweest van een toename in de Waddenzee na 1994. Aan de andere kant waren de dichtheden van de Driehoeksmossel in het IJsselmeer, met name in het noorden, in 1992 hoger dan in de andere jaren waarin mosselopnamen zijn gemaakt. Ondanks eventuele voedselconcurrentie was in die periode ook het aantal Kuifeenden in het IJsselmeer verhoogd (figuur 5.4.4, figuur 5.6.28). Opvallend is dat van verhoogde aantallen in het IJsselmeer tussen 1988 en 1994 eigenlijk alleen sprake was in de maanden december-februari, de maanden waarin ook concentraties ten noorden van de Afsluitdijk aanwezig zijn. In het voor- en naseizoen was eerder sprake van respectievelijk doorgaande toename en afname (figuur 5.6.37). Gemiddeld is daarmee de aanwezigheid van Toppers in het IJsselmeergebied vervroegd. De afname na 1994 is relatief sterk geweest in het Markermeer. Hier worden nog slechts af en toe enkele honderden Toppers geteld. Uit het IJmeer, dat in de jaren tachtig met name in het naseizoen (maart) door soms enkele duizenden vogels werd bezocht, is de soort geheel verdwenen. In de Randmeren kwamen ook in de jaren tachtig al nauwelijks Toppers voor.

Figuur 5.6.37

Verloop van de gemiddelde aantallen Toppers van okt t/m april in het IJsselmeer en de Waddenzee ten noorden van de Afsluitdijk.

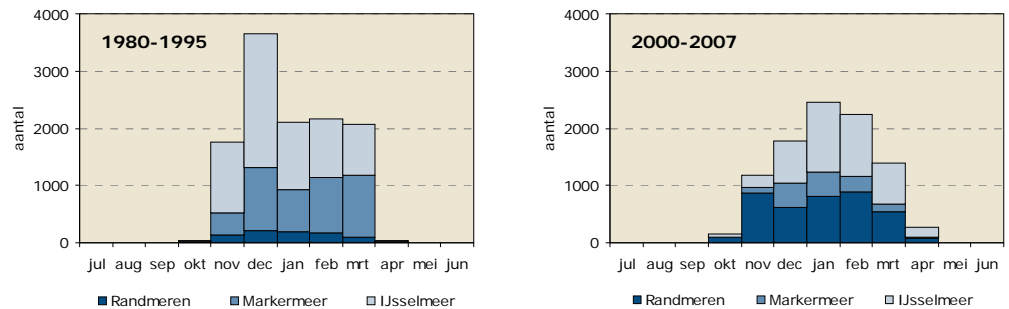


De **Brilduiker** is een soort waarvan de aantallen in de loop der jaren relatief grote fluctuaties hebben vertoond (figuur 5.6.28). Net als de Kuifeend is de Brilduiker een strikte benthivoor, maar met een wat bredere keus. Hij is minder afhankelijk van Driehoeksmosselen en vergrijpt zich soms zelfs aan kleine vis, maar neemt aan de andere kant geen plantaardig voedsel, zoals de Tafeleend

kan doen. In het IJsselmeergebied is weinig of geen specifiek onderzoek naar deze soort verricht. Omdat deze soort in kleine groepjes verspreid op open water foerageert en relatief snel opvliegt of wegduikt, is de telbaarheid beperkt. Ook is hij maar kort aanwezig in aantallen van betekenis (november – maart). Net als bij de Kuifeend en de Tafeleend is er sprake geweest van afname in het Markermeer en IJmeer en toename in de Randmeren. In het IJsselmeer zijn vooral de aantallen in november en december afgenomen, en dat is ook in de totalen van het IJsselmeer enigszins terug te zien. Wat dat betreft is wel opvallend dat de aantallen in de Randmeren (en in de Gouwzee) in november al relatief hoog zijn (figuur 5.6.38). Bij vergelijking van de tellingen van IJsselmeer/Markermeer met die van de Randmeren moet in aanmerking worden genomen dat de telbaarheid als gevolg van de verschillende telmethoden (vliegtuig resp. boot) niet gelijk is, waardoor veranderingen in de relatieve betekenis van de gebieden mogelijk vertekend zijn.

Figuur 5.6.38

Gemiddeld seizoensverloop van het aantal Brilduikers in IJsselmeer, Markermeer en Randmeren, in de perioden 1980-1995 en 2000-2007.



Ook voor de **Meerkoet** is het IJsselmeergebied van grote betekenis, een kleine 30% van het Nederlandse bestand houdt zich hier gemiddeld op. Hij heeft een nog bredere voedselkeuze dan de Tafeleend, en foerageert onder meer op ongewervelden, waterplanten en gras. De verplaatsingen in de regio in relatie tot het verloop van mosselpopulaties en de ondergedoken vegetatie zijn daardoor meer seizoensgebonden. Er heeft een enorme toename in de randmeren plaatsgevonden en in mindere mate in andere gebieden met waterplanten, maar daar staat veel minder afname in de andere gebieden binnen de regio tegenover dan bij de Kuifeend en de Tafeleend. Het saldo voor het gehele IJsselmeergebied is daardoor sterk positief (figuur 5.6.28). Wel lijken Meerkoeten, net als Tafeleenden, vanuit het rivierengebied te zijn aangelokt door de toename van planten en ongewervelden in de randmeren (figuur 5.6.35). Het feit dat beide soorten ook in de Gouwzee toenamen bevestigt dit.

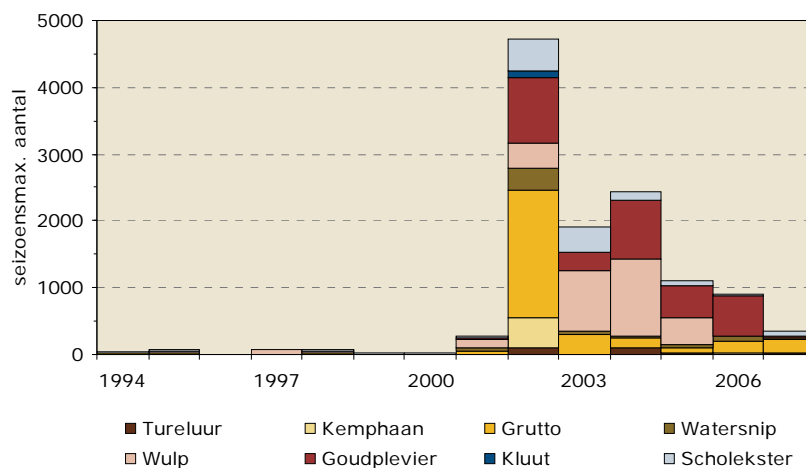
Overige benthivoren: steltlopers

Andere benthivoren zijn de oeversgebonden soorten die in het slik foerageren, zoals steltlopers en ook Bergeenden. Deze categorie is in elk geval overdag schaars in het gebied omdat door het gefixeerde peil weinig foerageergebied voor ze beschikbaar is. Steltlopers reageren daarom sterk op peilwisselingen en ook op natuurontwikkeling, maar met de successie van de vegetatie verdwijnen ze vaak weer (figuur 5.6.39), tenzij permanente ondiepten kunnen worden gecreëerd, die dan vaak meer als rustgebied dan als foerageergebied dienen. Voorbeelden van soorten die in wat grotere aantallen voorkomen zijn Kievit, Grutto, Kemphaan en Goudplevier. De grotere concentraties betreffen dan met name buitendijks

rustende vogels, die op trek zijn en vaak binnendijks in het achterland foerageren. In de randmeren zijn vooral kale vlaktes vlak boven of vlak onder het waterniveau belangrijk als pleisterplaatsen. Voorbeelden zijn extreme ondiepten in het midden van het zuidelijke Vossemeer en het noordelijke Drontermeer en de opgespoten gebieden achter de Polsmatendam in het Veluwemeer en in de schuitenbeekmonding in het Nuldernauw. Ook langs de oevers van het IJsselmeer zijn zulke gebieden, met name langs de Friese kust, maar ook bijv. bij Onderdijk.

Figuur 5.6.39

Tijdelijk hoge aantallen steltlopers na de uitvoering van het project Monding Schuitenbeek, Nuldernauw.



Bepaalde buitendijkse gebieden in de regio zijn van relatief grote betekenis als rust- en slaapplek voor enkele soorten, die dan vaak binnendijks foerageren. Ook concentraties die overdag geteld worden betreffen vaak rustende vogels. Totale aantallen in de randmeren liepen recent op tot 16.000 Kieviten (november), 1500 Scholeksters (maart), 2300 Grutto's (maart), 2300+ Goudplevieren (november), 1200+ Wulpen (december), 500+ Kemphanen (april) en 300 Watersnippen (september). Deze aantallen worden sterk beïnvloed door het successiestadium van natuurontwikkelingsgebieden zoals de monding van de Schuitenbeek, en pieken vaak tijdelijk. Meer permanent zijn de slaapplekfuncties langs de Friese westkust. Slaapplekstellingen in de jaren 2000-2004 leverden daar bijvoorbeeld jaarmaxima van 11.000-21.000 Kemphanen op, 1500-4500 Wulpen, in diverse jaren rond 4000 Grutto's en in 2002 en 2003 ca. 24.000 Goudplevieren (Sovon).

Aan de universiteit van Groningen is in 2004 een populatie onderzoek gestart naar doortrekkende **Kemphanen** in ZW Friesland. De soort was in de jaren 90 als doortrekker min of meer verdwenen uit het binnenland van Friesland, maar is tijdens de voorjaars trek (april) nog talrijk op pleisterplaatsen langs de IJsselmeerkust. De (tien)duizenden Kemphanen die hier rond april pleisteren zijn grotendeels mannetjes. Ze slapen 's nachts op met name buitendijkse slaapplekplaatsen langs de gehele Friese IJsselmeerkust en foerageren op grasland binnen een paar kilometer van hun slaapplek. Gezien de aantallen is dit gebied van internationale betekenis voor de soort. De laatste jaren zijn echter ook hier de aantallen afgenomen. In het onderzoek van de RUG zijn aanwijzingen gevonden voor verlegging van de trekroute naar Oost-Europa, maar ook voor verminderde kwaliteit van de broedgebieden in het noorden (Nieuwsbrief Kemphaan Onderzoek 2009, RUG; Verkuil et al. 2010).



Kemphaan op vogeleiland De Kreupel. Foto Mervyn Roos

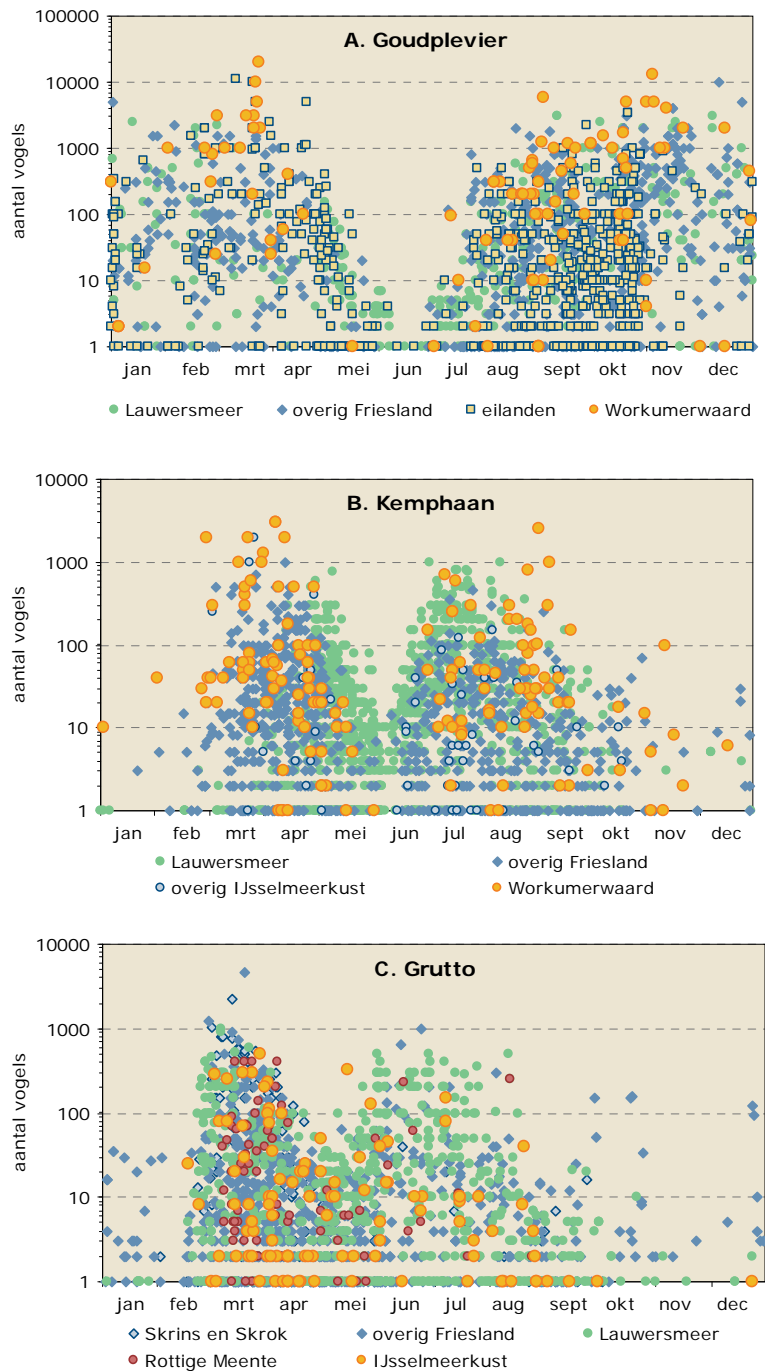
Bij **Goudplevieren** is waarschijnlijk ook sprake geweest van een verschuiving van binnenlandse gebieden naar de kust (Hustings et al. 2008). In Friesland trekken ze in het voorjaar samen door met de Kemphanen, of gemiddeld iets eerder, maar ook in de winter zijn er nog redelijk grote aantallen Goudplevieren aanwezig. Langs de IJsselmeerkust is met name de Workumerwaard met de aansluitende, buitendijkse Polder Geele Strand favoriet als pleisterplaats. De aantallen hier (dat wil zeggen op grond van Waarneming.nl, opgaven van individuen en afzonderlijke concentraties, in principe geen totaalstellingen en specifieke slaapplaatsstellingen) evenaren of overtreffen die van andere grote pleisterplaatsen in Friesland, zoals die in het Lauwersmeer en op de Waddeneilanden (figuur 5.6.40a). Ook voor de Kemphanen is dit een belangrijk gebied, met onder meer twee van de zeven buitendijkse slaapplaatsen van de Friese IJsselmeerkust; Gaastwad en It Soal (Nieuwsbrief Kemphaan Onderzoek 2009). Andere belangrijke slaap- en pleisterplaatsen voor de Kemphaan zijn onder meer de Bocht van Molkwar en de Steile Bank (resp. voorjaar en najaar van “overig IJsselmeerkust” in figuur 5.6.40b).

In figuur 5.6.40 is te zien is hoe zowel bij de Goudplevier als de Kemphaan de aantallen in het voorjaar het laatst afnemen in het Lauwersmeer, om er na de broedtijd weer het eerst toe te nemen. Bij de **Grutto**, die in Nederland broedt en niet verder naar het noorden doervliegt, heeft het Lauwersmeer een andere rol in het seizoenspatroon. Voor deze soort lijkt de IJsselmeerkust ook van relatief minder groot belang te zijn dan voor de Kemphaan en de Goudplevier. Nog meer dan bij Kemphanen is de aanwezigheid van Grutto's op pleisterplaatsen geconcentreerd in het voorjaar, maar bij concentraties op bepaalde locaties in het

binnenland, zoals in de weidevogelreservaten Skrins en Skrok onder Franeker, lopen de aantallen minstens zo hoog op (figuur 5.6.40c). Van augustus t/m februari ontbreken Grutto's langs de IJsselmeerkust, Friese winterwaarnemingen hebben in het algemeen betrekking op het Waddengebied (IJslanse populatie *Limosa limosa islandica*).

Figuur 5.6.40

Seizoensverloop van het aantal Goudplevieren (a), Kemphanen (b) en Grutto's (c) waargenomen langs de Friese kust of specifiek in de Workumerwaard en Polder Geele Strand in vergelijking met andere Friese pleisterplaatsen. Gegevens www.waarneming.nl, 2000-2009.



5.6.4 Plantenetters (herbivoren)

Ten opzichte van vis- en benthoseters doen de plantenetters het trendmatig goed in het IJsselmeergebied. De aantallen van diverse herbivoren zijn sterk toegenomen. Enerzijds betreft die toename de grazers, anderzijds soorten die foerageren op waterplanten.

Grazers als ganzen en Smienten foerageren op grasland of akkers in het achterland en gebruiken de meren vooral om te rusten. Dat kan ook gelden voor een soort als de Pijlstaart. Ze foerageren deels 's nachts of in de schemer en kunnen daarom overdag tijdens de tellingen in grote aantallen op de meren aanwezig zijn. Een aantal van deze soorten is toegenomen in samenhang met groei van de internationale populatie, waarbij waarschijnlijk een link bestaat met veranderingen in de landbouw en het gebruik van kunstmest, waardoor bijvoorbeeld het eiwitgehalte van het gras hoger is geworden (van Eerden et al. 1996). Soms zijn in de aantalsontwikkelingen ook lokale ontwikkelingen terug te vinden, zoals een sterke toename van de aantallen Smienten en ganzen in de Veluwerandmeren in 2002, samenhangend met de inrichting van het mondingsgebied van de Schuitenbeek in het Nuldernauw (figuur 5.6.41). Ook een sterke toename van het aantal Smienten in het Zwarte Meer, begin jaren negentig, heeft wellicht lokale oorzaken.

Soorten die foerageren op waterplanten zijn eveneens sterk toegenomen en dat houdt verband met de verbetering van de waterkwaliteit en de toename van de watervegetatie die daar het gevolg van was (par. 5.2). Naast strikte herbivoren zoals Knobbelzwaan en Krooneend betreft de toename van de vogels ook omnivoren, die van dierlijk voedsel gedeeltelijk naar plantaardig voedsel overstapten. Dat was met name het geval bij Tafeleend en Meerkoet.

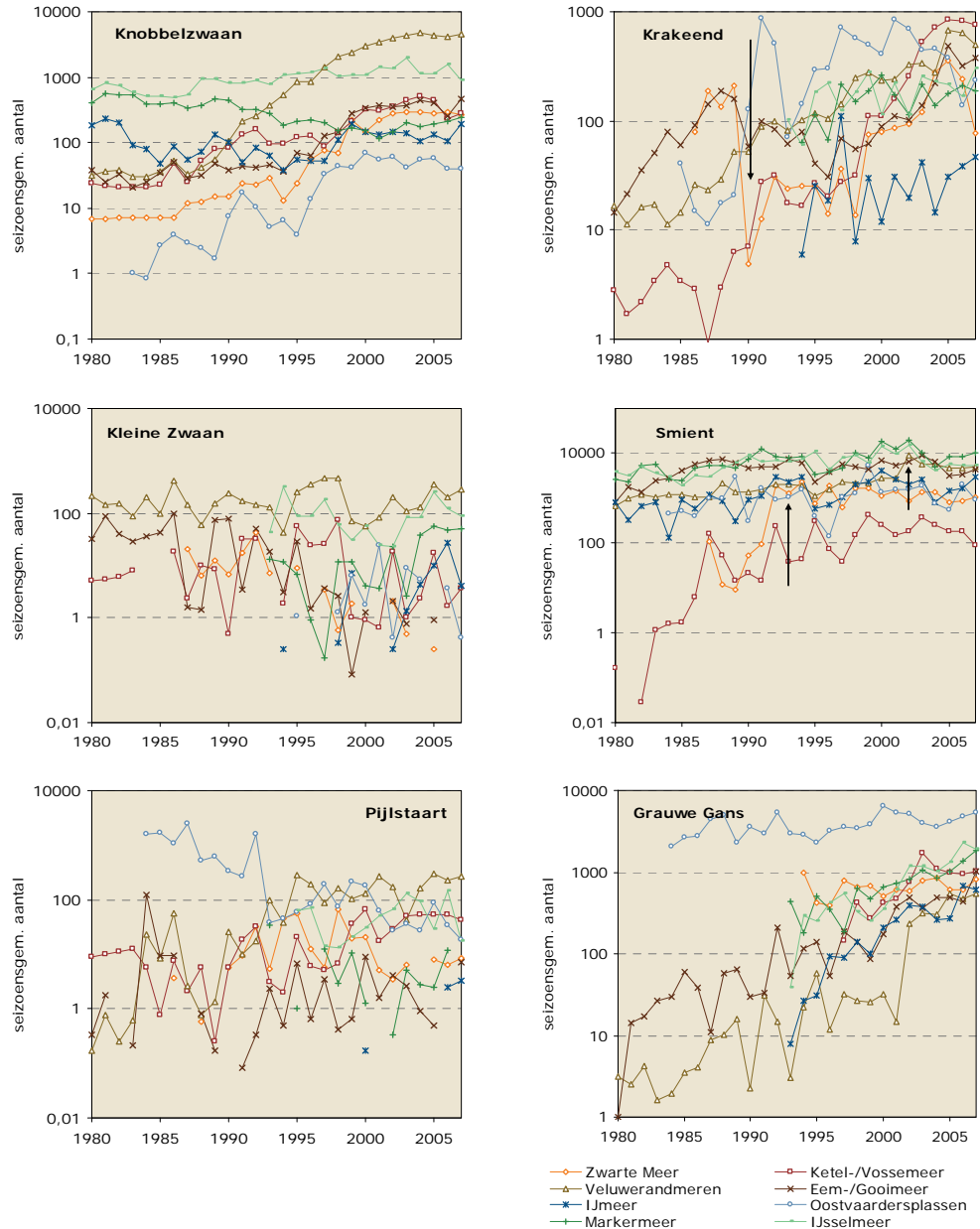
Waterplanten worden op grote schaal gegeten door watervogels. Dat gebeurt met name in het najaar, als grote aantallen herbivore watervogels uit noordelijker streken naar Nederland komen. Nadat de waterplanten weg zijn wordt dan overgeschakeld op ander voedsel, zoals oogstresten of gras (zwanen, Pijlstaarten, Meerkoeten), of op dierlijk voedsel (Tafeleenden). Soms bestaan er specifieke relaties tussen planten en vogels, zoals de consumptie van wortelknolletjes van Schedefonteinkruid door Kleine Zwanen (Van Eerden et al. 1997; Klaassen & Nolet 2007; Beekman et al. 1991; Dirksen et al. 1991; Nolet et al. 2006), of de consumptie van draadalgen door Krakeenden of ruiende Knobbelzwanen (van Dijk & van Eerden 1991). Maar vooral de opkomst van dichte kranswievelden heeft in het IJsselmeergebied grote veranderingen in de watervogelpresenties teweeg gebracht, met name in de Veluwerandmeren (Noordhuis et al. 2002; Noordhuis et al. 1997; Van der Winden et al. 1997) en in de Gouwzee (Noordhuis & Ruiters 1994; Ruiters et al. 1994). Voordelen van de kranswieren ten opzichte van andere waterplanten zijn de grote dichtheid waarin het voorkomt en het lange groeiseizoen; terwijl de bovengrondse delen van fonteinkruiden in augustus al verdwijnen zijn kranswieren tot ver in de winter aanwezig. Een aantal van de hiervoor genoemde "specialisten" nam met de opkomst van kranswier sterk toe.

Belangrijke gebieden met voor herbivoren interessante vegetaties zijn de Veluwerandmeren en vooralsnog in iets mindere mate het Zwarte Meer en het Gooimeer, de ondiepe zone voor de kust van Muiden in het IJmeer, de zuidelijke

helft van de Gouwee en enkele gebieden langs de Friese kust. In al deze gebieden heeft zich de laatste twee decennia een positieve ontwikkeling in de hoeveelheid planten voorgedaan. Dankzij de verbetering van het doorzicht in de

Figuur 5.6.41

Aantalsverloop van zes plantenetters in alle delen van het IJsselmeergebied.



Veluwerandmeren kwam in de loop van de jaren negentig de vegetatie terug die eind jaren zestig door eutrofiëring was verdwenen. Ook de herbivore watervogels kwamen daaropvolgend terug. De grootste aantallen bereikten de omnivore Meerkoeten en Tafeleenden, die duikend de beschikking hebben over nagenoeg het gehele aanbod aan fonteinkruiden en kranswieren. Door de geringe diepte van de meren is een groot deel van de vegetatie echter ook bereikbaar voor niet-duikende watervogels zoals zwanen en grondeenden. De meest spectaculaire

toenames hebben zich voorgedaan in de Veluwerandmeren. Het ecologisch herstel liep hier voorop doordat lokaal belangrijke maatregelen tegen eutrofiëring waren genomen (par. 4.3). Bovendien is hier het areaal ondiepten het grootst. Ook in de noordelijke en zuidelijke randmeren is echter sprake geweest van toename van waterplanten (par. 5.2) en herbivoren (figuur 5.6.41).

In de Gouwzee wijkt de situatie af van die in de Veluwerandmeren in twee opzichten: Het gaat hier vrijwel uitsluitend om Sterkranswier (*Nitellopsis obtusa*) en de diepte is aanzienlijk groter (1,5-2 meter). Door die diepteverdeling zijn de kranswieren alleen voor duikende vogelsoorten beschikbaar. De Gouwzee is op die manier vooral van bijzondere betekenis voor Krooneenden, Tafeleenden en Meerkoeten. Alle drie zijn ze in de zuidwestelijke Gouwzee, waar de hoogste concentratie kranswier staat, sterk toegenomen in de eerste helft van de jaren negentig, toen ook het kranswier sterk toenam. Voor zwanen is dit kranswier niet bereikbaar, Knobbelzwanen zijn hier dan ook niet toegenomen. Dat is wel het geval in het IJmeer en langs de Friese kust, waar eveneens de kranswieren en andere waterplanten zijn toegenomen (par. 5.2).

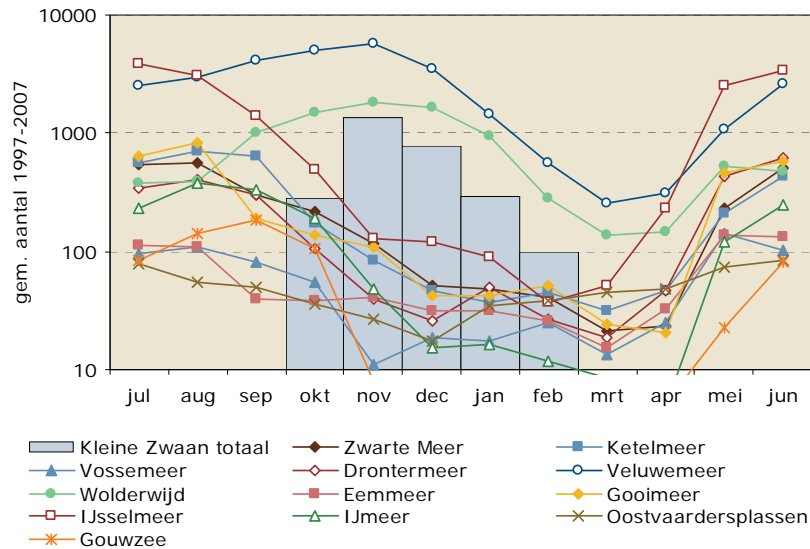
Kleinere soorten niet-duikende herbivoren zoals grondeleenden zijn echter aangewezen op de meest ondiepe gebieden. Het beschikbare areaal waterplanten voor deze soorten is daarbij relatief sterk afhankelijk van de waterstand. In de zomer is het peil relatief hoog. Alleen de Knobbelzwaan heeft ook in de zomer met een sterke toename gereageerd, in de vorm van sterk groeiende rui- en broedpopulaties. In oktober wordt het lagere winterpeil ingesteld, zodat een groter areaal waterplanten voor vogels beschikbaar komt. Onder meer de aantallen Pijlstaarten en Wilde Eenden op de meren fluctueren met het waterpeil. Voor Kleine Zwanen lijkt het peil op het moment dat ze in oktober vanuit het noorden arriveren, zelfs cruciaal voor het verdere verloop van hun aanwezigheid (Jansen 2009a). Ook concurrentie tussen soorten lijkt een rol te spelen, vooral in de noordelijke en zuidelijke randmeren, waar kranswier nog geen rol speelt als voedselbron (zie verder).

Onder de herbivoren die gebruik maken van het IJsselmeergebied zijn om te beginnen drie soorten zwanen; de **Kleine**, de **Wilde** en de **Knobbelzwaan**. De eerste twee hebben hun broedgebieden in noordelijker streken (resp. Rusland en Skandinavië), terwijl de Knobbelzwaan het hele jaar in Nederland is. In de randmeren arriveren tot enkele duizenden Kleine Zwanen in oktober om te foerageren op wortelknolletjes van Schedefonteinkruid en op kranswier (o.a. Van Eerden et al. 1997; Van der Winden et al. 1997; Noordhuis et al. 2002). De laatste jaren komen in de winter ook enkele honderden Wilde Zwanen naar de randmeren (Jansen 2009a). De Knobbelzwaan is met het herstel van de waterplanten in het IJsselmeergebied sterk toegenomen en tegenwoordig is dit van de drie zwanensoorten de meest talrijke, met tegenwoordig zo'n 10.000 tot 12.000 vogels. Anders dan de andere twee soorten broeden ze echter ook in het gebied en in de zomer vormen zich bovendien concentraties van enkele duizenden ruiende vogels, waardoor het genoemde aantal al in juli is bereikt. In bijna alle delen van het IJsselmeergebied zijn de aantallen Knobbelzwanen in de maanden mei t/m september het hoogst. Alleen in het Veluwemeer en het Wolderwijd lopen de aantallen daarna nog verder op naar een maximum in november. Sinds 1994 verblijft in die maand meer dan 90% van de

Knobbelzwanen van het IJsselmeergebied in die twee meren. In de andere delen van het gebied vindt graas dus vooral in de (na)zomer plaats (figuur 5.6.42).

Figuur 5.6.42

Seizoensverloop van de aantallen Knobbelzwanen in de verschillende delen van het IJsselmeergebied (gem. 1997-2007) in vergelijking met het totale seizoensverloop van de Kleine Zwaan (staven).

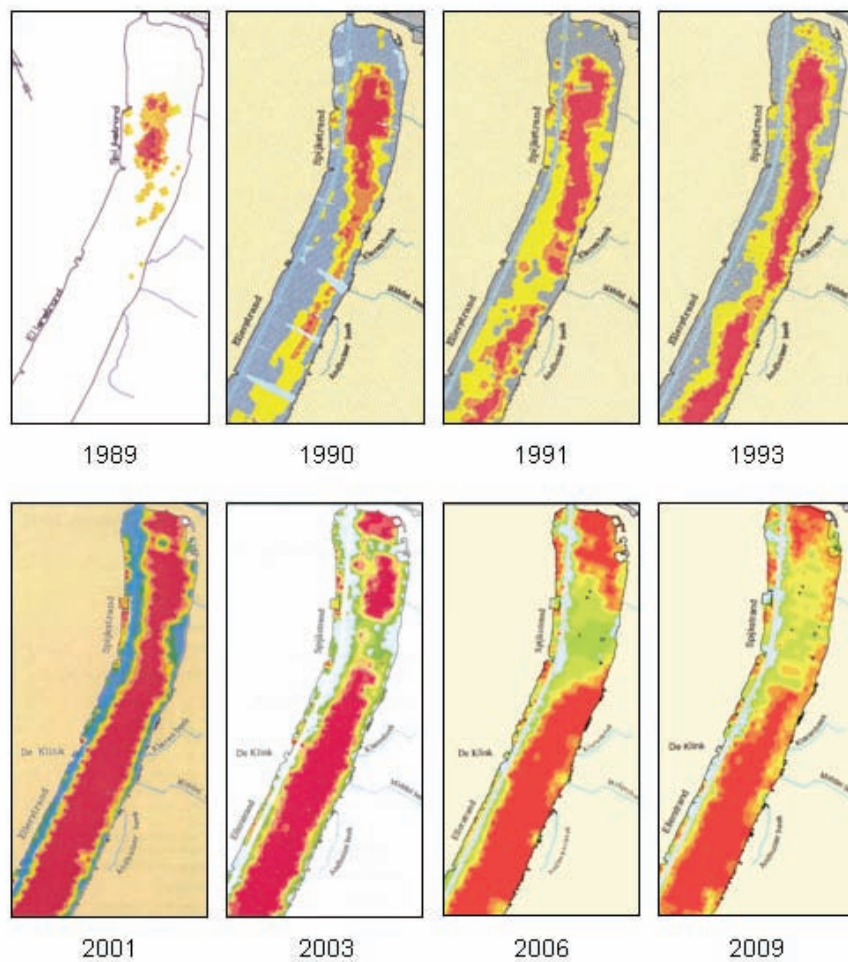


Dat de aantallen in het Veluwemeer pas in november pieken, neemt niet weg dat daar tegenwoordig ook de grootste ruiconcentratie van het IJsselmeergebied verblijft, met sinds 2002 zo'n 4000 vogels. De ruiconcentraties vormen zich relatief vroeg in het seizoen, met onder meer grote aantallen onvolwassen of anderszins niet-broedende vogels. Daardoor is de graasdruk op het kranswier al vroeg in het seizoen hoog. Het aandeel van de populatie van het IJsselmeergebied dat in het Veluwemeer ruit, is inmiddels gegroeid tot 35%. Dat betekent dat de graasdruk op kranswier en andere waterplanten in de zomer sterk is toegenomen. In het meest ondiepe deel van het Veluwemeer, in het noorden van het meer bij Elburg, waar eind jaren tachtig het herstel van de kranswervegetatie is begonnen, worden de laatste jaren juist nog slechts lage dichtheden gevonden (figuur 5.6.43). Waar graas al plaatsvindt voordat de voortplantingsstructuren van de kranswieren zijn gevormd, zou de hergroei in het volgende jaar belemmerd kunnen worden.

De toename van de aantallen ruiers in het Veluwemeer staat niet op zichzelf. Ook langs de Friese kust bij Lemmer en vooral bij Makkum hebben zich in de jaren negentig omvangrijke ruiconcentraties ontwikkeld, terwijl de aantallen ruiers in het Markermeer afnamen (figuur 5.6.43). Het aantal Knobbelzwanen in de zomer nam in het IJsselmeer en Markermeer samen enigszins toe, tot ongeveer 4000 vogels. Het totale ruibestand in het IJsselmeergebied is bijna verdriedubbeld. Tot de opkomst van de Friese kust en de randmeren als ruigebieden vormden zich vooral concentraties langs de Houtribdijk en de Afsluitdijk, waar in de ruitijd werd gefoerageerd op draadalgen die op de stenen oeverbeschoeiing groeiden, zoals *Cladophora* en de roodalg *Bangia* (van Dijk & van Eerden 1991). Met het herstel van de kranswieren en andere waterplanten werden andere gebieden blijkbaar interessanter. De Gouwzee is het enige belangrijke waterplantengebied waar zich geen grote concentratie heeft gevormd. De planten zijn hier voor de zwanen bij een diepte van ca. twee meter niet bereikbaar.

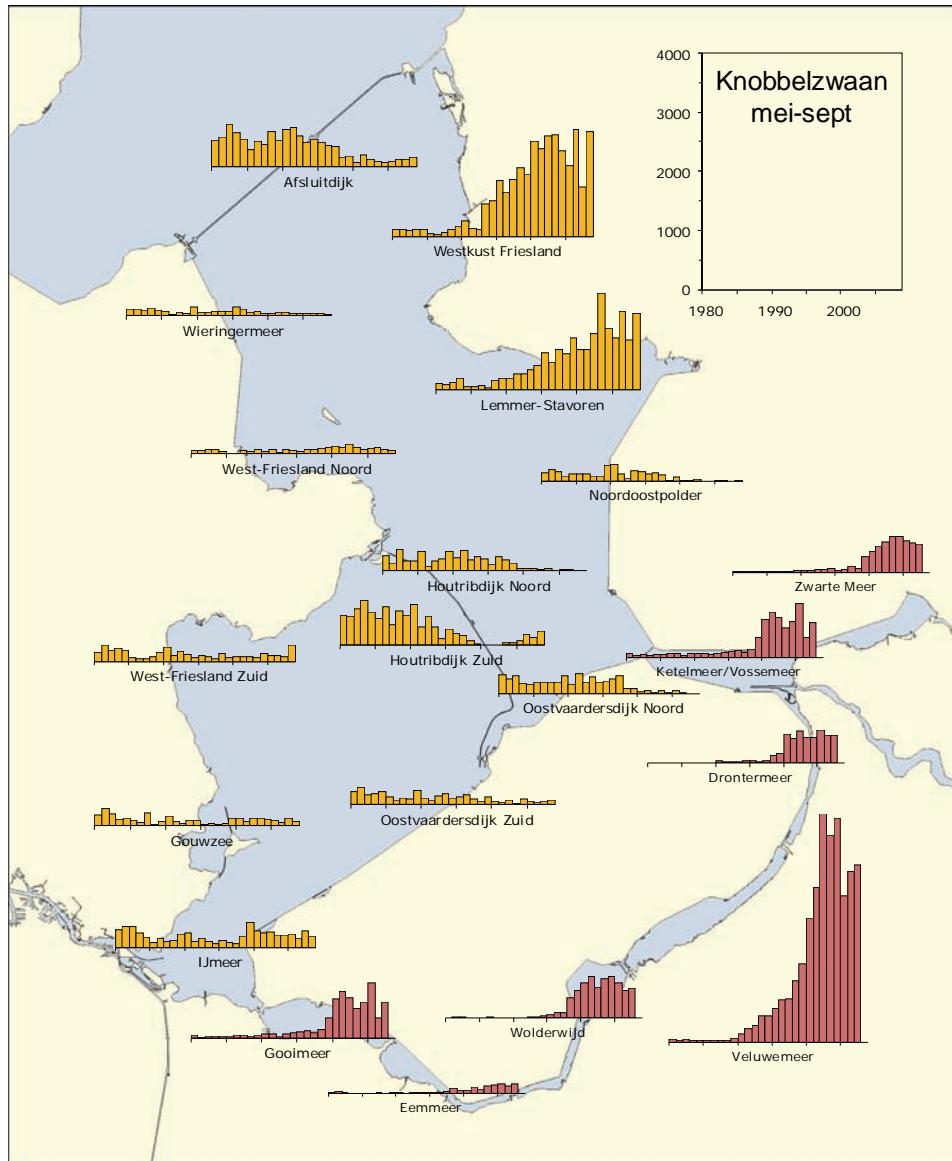
Figuur 5.6.43

Het "gat van Elburg". Waar ooit de herkolonisatie van het meer met kranzwier begon, is nu sprake van een groeiend areaal met zeer lage dichtheden op het moment van de karteringen (juli).



Figuur 5.6.44

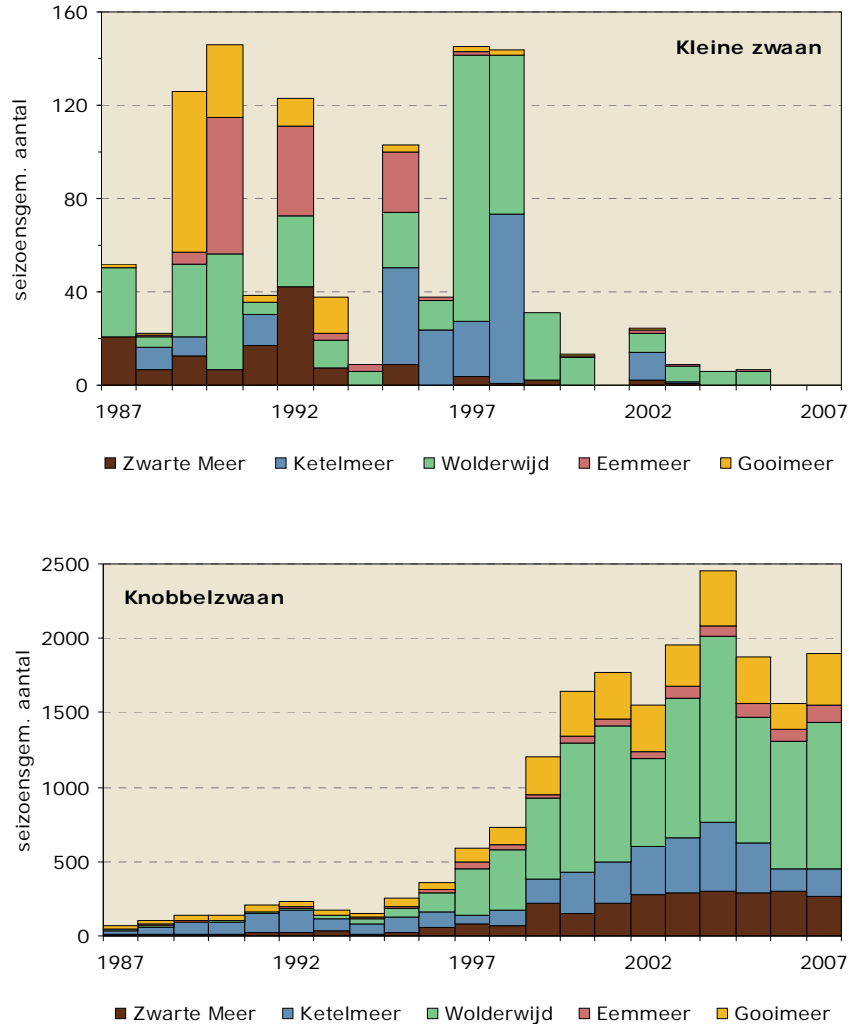
Verspreiding en trends van ruiende Knobbelzwanen (gemiddelden mei-september) in het IJsselmeer en Markermeer en in de Randmeren, 1980-2008 (Randmeren 2007). Aantallen afkomstig van vliegtuigtellingen zijn aangegeven in geel (M. van Eerden, RWS), van boottellingen in rood (Provincie Flevoland).



Toenemende zomergras van kranwier en fonteinkruid op de meest ondiepe plaatsen betekent dat er minder overblijft voor de Kleine Zwanen, die pas in oktober arriveren (figuur 5.6.42) en voor andere soorten zoals de Pijlstaart. Door hun kortere nek kunnen deze soorten minder diep foerageren dan de Knobbelzwanen en de Wilde Zwanen (Noordhuis & Tulp 2002, Noordhuis et al. 2000). Dat wordt enigszins gecompenseerd doordat in oktober, dus net als de Kleine Zwanen uit het noorden arriveren, het lagere winterpeil wordt ingesteld, zodat gebieden beschikbaar komen die nog niet volledig door Knobbelzwanen kunnen zijn begraasd. De laatste jaren wordt gepoogd om het moment van peilverlaging zodanig te sturen dat de mogelijkheden voor de Kleine Zwaan optimaal zijn (Jansen 2009a).

Figuur 5.6.45

Verloop van de seizoensgemiddelde aantallen van Kleine Zwaan en Knobbelzwaan in de noordelijke en zuidelijke Randmeren.



In de noordelijke en zuidelijke randmeren zijn de Kleine Zwanen vrijwel geheel verdwenen (figuur 5.6.45), alleen in het Veluwemeer, Drontermeer en Vossemeer zijn de vogels nog jaarlijks present. In meren als het Zwarte Meer en het Gooimeer kwam tot voor kort nauwelijks kraanswier voor, zodat de Kleine Zwanen hier waren aangewezen op fonteinkruidknolletjes. De afname van de Kleine Zwaan gaat hier gepaard met de toename van het aantal Knobbelzwanen, die in deze meren met name in de zomer aanwezig zijn. In het Gooimeer werd aannemelijk gemaakt dat de Knobbelzwanen deze wortelknolletjes in de zomer zodanig consumeren dat de dichtheden in oktober niet meer interessant zijn voor de Kleine Zwaan (Noordhuis et al. 2003). Hetzelfde speelt in het Lauwersmeer, waar de Kleine Zwanen in oktober vanuit het noorden aankomen en waar ze op fonteinkruidknolletjes foerageren voordat ze naar de randmeren komen (Hidding et al. 2009b). In het Lauwersmeer is ook aangetoond dat consumptie van knolletjes in het najaar geen effect heeft op de hergroei in het volgende jaar, omdat de overgebleven planten het verlies compenseren met extra groei. Die hergroei wordt echter sterk verminderd als een groot deel van de consumptie al in de zomer plaatsvindt (Hidding et al. 2009a, 2009b). In het Veluwemeer wordt

veel op kranswier gefoerageerd. Hier zijn de aantallen Kleine Zwanen, afgezien van relatief grote fluctuaties die onder meer met verschillen in waterstand te maken hebben, min of meer stabiel. In het Wolderwijd, waar wel veel kranswier staat, zijn de Kleine Zwanen echter ook verdwenen. Hier speelt mogelijk ook verstoring een rol, met name in de vorm van kitesurfing, dat de laatste jaren sterk is opgekomen, tot diep in het najaar plaatsvindt en recent is geconcentreerd in het Wolderwijd (Jansen 2009b). In hoeverre de hergroei van kranswier wordt verminderd door consumptie in de voorafgaande zomer en hoe dit eventueel bijdraagt aan de toenemende omvang van onder meer het "gat van Elburg" (figuur 5.6.43), moet nog worden onderzocht.

Krooneenden en Witoogeenden zijn twee schaarse eendensoorten die behoren tot de meest strikte waterplantenetters. Krooneenden waren tot begin jaren negentig in Nederland zeer zeldzaam, met slechts enkele tientallen broedparen in het Utrechts-Hollandse plassenengebied. Deze soort voedt zich bij uitstek met kranswier. De relatief grote aantallen die in de jaren vijftig en zestig in de randmeren zijn gezien (650 Zwarte Meer 1957, Timmerman 1962; 1600 Veluwemeer in 1965, Ten Kate 1967, Van Dijk 1979) waren dan ook verbonden aan de grote kranswierbestanden die hier in die jaren groeiden en tevens aan het instorten van kranswervegetaties in het buitenland (Bodensee). Toen eind jaren zestig ook in de randmeren de kranswieren waren verdwenen zakte de populatie in (Timmerman & Koridon 1963). Ze begon weer te groeien in samenhang met de terugkeer van kranswieren en is inmiddels verveelvoudigd. Begin jaren negentig werd in de nazomer de Binnenbraak, binnendijs ten zuiden van de Gouwzee, door een aantal Krooneenden gebruikt om de slagpenrui door te brengen en in het najaar verzamelden zich op de Gouwzee tot zo'n 140 vogels, op dat moment zo'n driekwart van de Nederlandse populatie (Noordhuis & Ruiters 1994; Ruiters et al. 1994). Tegenwoordig komen er in september en oktober tot meer dan 300 vogels naar de Gouwzee (gegevens www.waarneming.nl; figuur 5.6.46a). In het voorjaar zijn kleinere aantallen te vinden in het zuidelijke IJmeer, in de winter worden kleinere, binnenlandse wateren opgezocht zoals die van de Amsterdamse Waterleidingduinen.

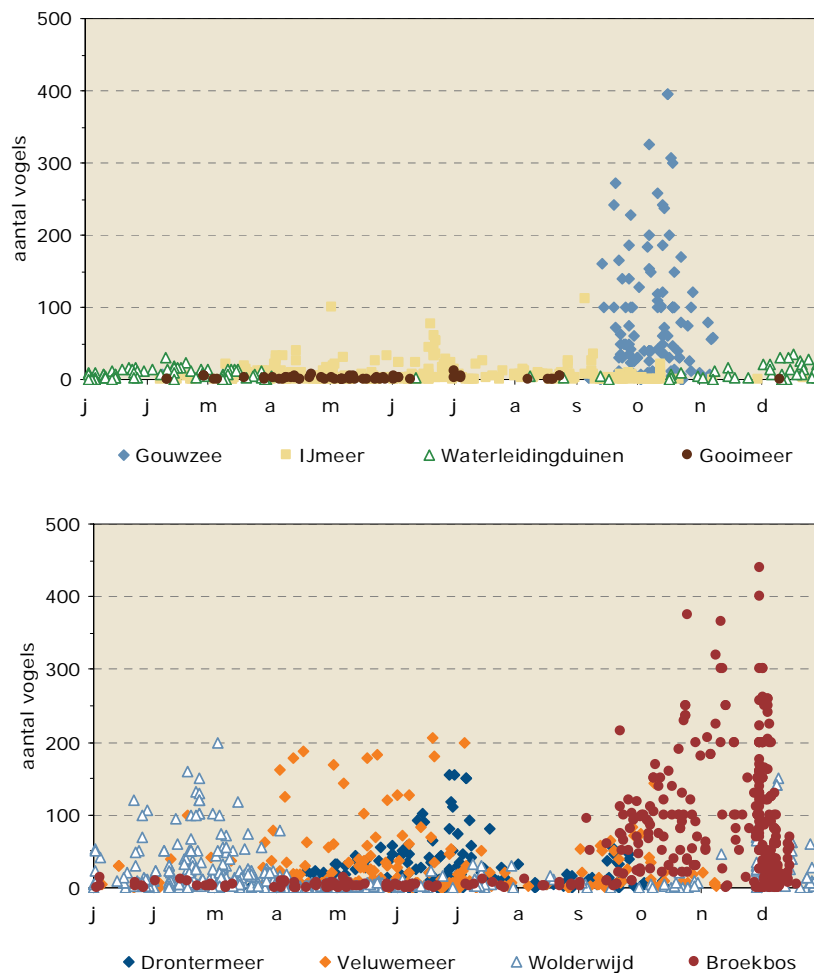
In de Veluwerandmeren heeft zich in het midden van de jaren negentig ook weer een populatie ontwikkeld (figuur 5.6.46b; 5.6.47), nadat de kranswervegetatie zich had hersteld. Daarbij is ook sprake van broedgevallen en net als bij de Knobbeltwaan is de aantalstoename via een regionale populatiegroei verlopen. Aangezien waarschijnlijk vrijwel uitsluitend vogels van de beperkte Nederlandse broedpopulatie naar de randmeren komen was de reactie van de aantallen op de kranswiertoename vertraagd ten opzichte van die van soorten die met name in het winterseizoen in Nederland verblijven. Tegenwoordig worden in de Veluwerandmeren in het voorjaar rond de 200 Krooneenden geteld. In de winter zijn de aantallen het hoogst in het Wolderwijd en direct aansluitende delen van het Veluwemeer (Aquaduct). In maart/april lijkt de concentratie te verschuiven naar andere delen van het Veluwemeer en in juni naar het Drontermeer, waar meer rust en broedgelegenheid voor handen is (gegevens www.waarneming.nl; figuur 5.6.46). In augustus maken de vogels de vleugelrui door. Ze kunnen dan een paar weken lang niet vliegen en houden zich schuil. Er worden dan maar weinig Krooneenden gezien, het meest nog in beschermde gebieden als het rietveld ten noorden van Elburg, het Harderbroek en het Broekbos bij de Kievitslanden aan het Veluwemeer. In het laatstgenoemde natuurgebied, dat recent is ontwikkeld, verzamelt zich sinds 2006 na de ruitijd vrijwel de gehele

randmeerpopulatie (en wellicht ook vogels uit bijvoorbeeld de Gouwzee) en in oktober en november lopen hier de aantallen op tot 300 á 400 (figuur 5.6.46b). Waarschijnlijk wordt van hier uit 's nachts of in de schemer op de randmeren gefoerageerd.

Het Markermeer (Gouwzee en IJmeer) en de Veluwerandmeren zijn, als enige twee gebieden in Nederland, aangewezen als Natura 2000 gebied voor de Krooneend. De instandhouding van de Nederlandse populatie is in hoge mate afhankelijk van het behoud van de kranswiervegetaties en voldoende rust in deze twee gebieden (figuur 5.6.47). De trend van het aantal Krooneenden in het landelijke netwerk watervogeltelgebieden (Sovon & CBS 2005) wordt zeer sterk bepaald door het verloop in de Veluwerandmeren. De landelijke populatie is in werkelijkheid nog sterker van het IJsselmeergebied afhankelijk, omdat de Krooneenden in de Gouwzee en het IJmeer tijdens de vliegtuigtellingen niet kunnen worden herkend, terwijl het Broekbos aan het Veluwemeer buiten het telnetwerk ligt. De landelijke seizoensgemiddelde aantallen liggen daarom in werkelijkheid zeker drie keer zo hoog.

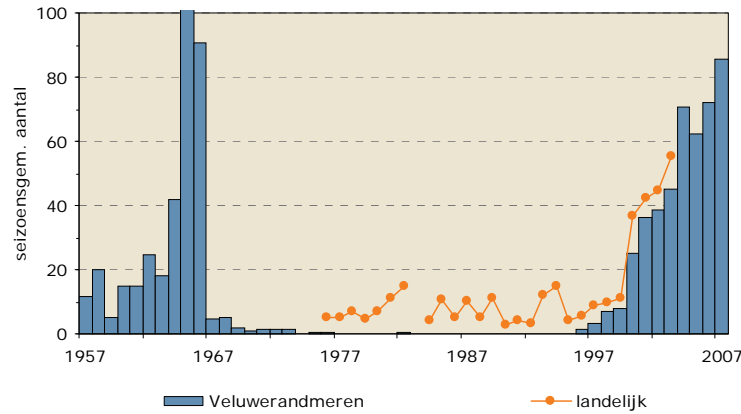
Figuur 5.6.46

Seizoensverdeling van waarnemingen van Krooneenden op www.waarneming.nl, 2005 t/m oktober 2009. a) Gouwzee, IJmeer en omgeving, b) Veluwerandmeren en omgeving. Veel aantallen betreffen deelgebieden van de aangegeven wateren.



Figuur 5.6.47

Aantalsverloop van de Krooneend in de Veluwerandmeren in vergelijking met het geschatte verloop van de landelijke populatie op grond van watervogeltellingen (Sovon 2005).

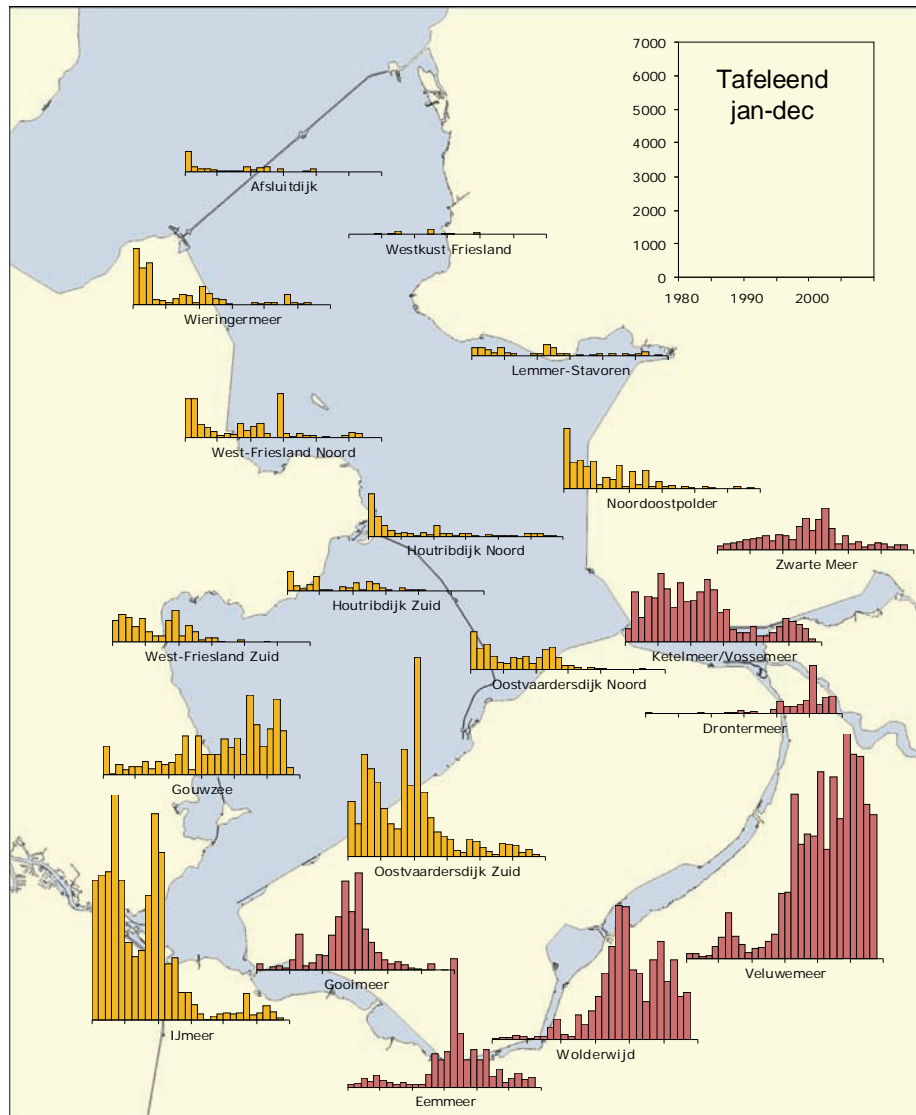


Voor Witoogeenden zijn in Nederland geen gebieden aangewezen, omdat het verspreidingsgebied in principe oostelijker in Europa ligt. Het is een op Europese schaal schaarse en kwetsbare soort. Toch worden ze jaarlijks in Nederland gezien en het aantalsverloop herinnert aan dat van de Krooneend. Met de Krooneenden in het Zwarte Meer werden in de jaren vijftig ook jaarlijks Witoogeenden gezien, met een maximum van 100 in 1953 (Timmerman 1962). Daarna was de soort in Nederland zeer schaars. Recent worden ze echter weer wat vaker gezien, onder meer in het Drontermeer, waar in 2008 en 2009 in september en oktober meerdere vogels aanwezig waren, tot een maximum van 7. Er is waarschijnlijk ook sprake geweest van broedgevallen (M. Jansen).

Tafeleenden hebben een bredere voedselkeuze en kunnen zowel op planten als op ongewervelden (muggenlarven, Driehoeksmosselen) foerageren. Net als in de randmeren zijn ze in het zuidwesten van de Gouwzee sterk toegenomen in reactie op de opkomst van de kranswieren. Omdat ze daarentegen in de rest van het Markermeer en IJmeer als reactie op de afname van de dichtheden van de Driehoeksmossel sterk zijn afgenomen, vertoefde de laatste jaren binnen dit waterlichaam gemiddeld ongeveer 80% van de Tafeleenden in de Gouwzee (figuur 5.6.48, 5.6.49). Omdat deze soort in Nederland als geheel in aantal is afgenomen (leidend tot een landelijk ongunstige Staat van Instandhouding; Ministerie van LNV 2006) is naast het gewenste herstel van de afgenomen draagkracht elders in het IJsselmeergebied het behoud van de draagkracht die de Gouwzee biedt van groot belang.

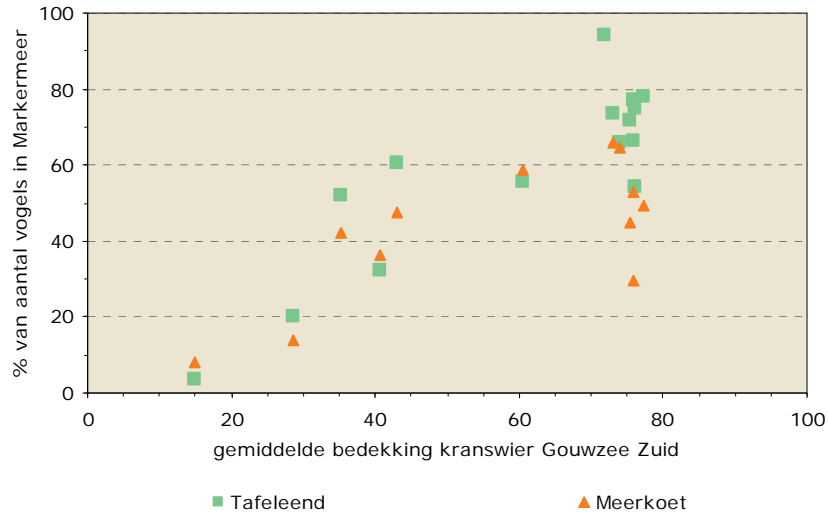
Figuur 5.6.48

Verspreiding en trends van de Tafeleend in het IJsselmeergebied, 1980-2008 (Randmeren 2007). Aantallen afkomstig van vliegtuigtellingen zijn aangegeven in geel (M. van Eerden, RWS), van boottellingen in rood (Provincie Flevoland).



Figuur 5.6.49

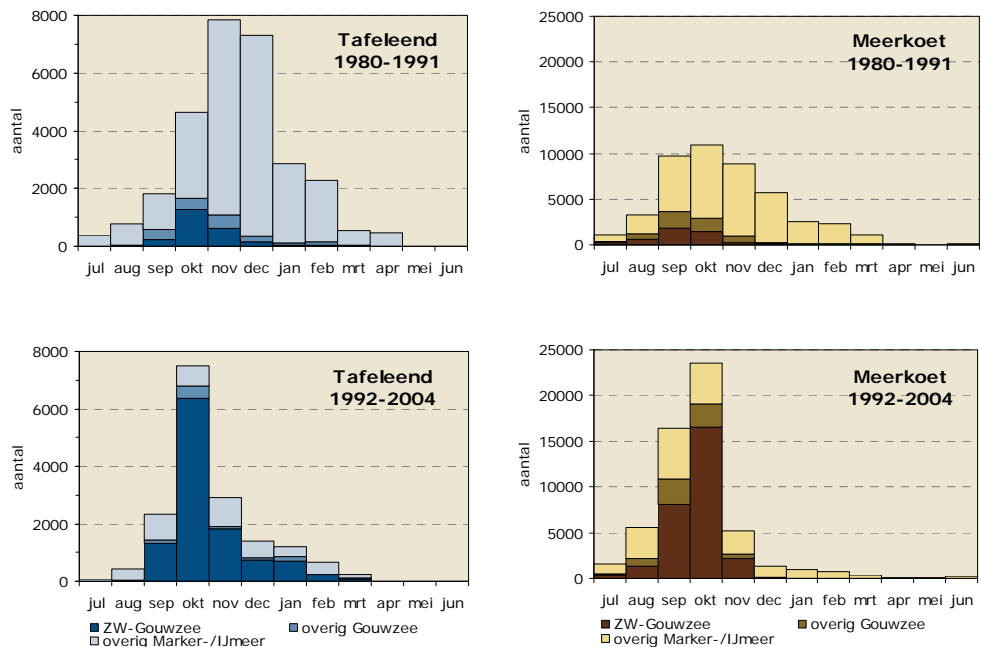
Percentage van de Tafeleenden (roze) en Meerkoeten (blauw) in het waterlichaam Markermeer/IJmeer dat gemiddeld in het zuidwesten van de Gouwee vertoeft in relatie tot de gemiddelde bedekking van kranwier op de MWTL plantenraai in het zuiden van de Gouwee.



Ook **Meerkoeten** zijn zowel planten- als macrofauna-eters. Als herbivoor zijn ze iets veelzijdiger omdat ze ook op bijvoorbeeld gras kunnen foerageren. Net als de Tafeleend zijn ze in de zuidwestelijke Gouwee toegenomen met het kranwier en afgenomen met de mosselen in andere delen van het Markermeer en vooral in het IJmeer. Ongeveer tweederde van de Meerkoeten van het Markermeer vertoeft daardoor tegenwoordig in de Gouwee (figuur 5.6.49, 5.6.50).

Figuur 5.6.50

Seizoensverloop van de aantallen Tafeleenden en Meerkoeten over het Markermeer en de verdeling over enkele deelgebieden.



Overige soorten

Andere soorten planteneters hebben geen of een wat minder duidelijke relatie met waterplanten. Een aantal daarvan is toegenomen in overeenstemming met landelijke of internationale trends, zoals ganzen en de Krakeend. De aard van de huidige binding met het IJsselmeergebied is niet altijd goed bekend. Soms betreft dat de aard van de voedselrelatie (Pijlstaart, Krakeend), soms de relatie tussen de meren en het achterland (ganzen, Smient). De werkelijke betekenis van het gebied als rustplaats voor ganzen is eveneens slecht gedocumenteerd. Uit incidentele slaapplaatstellingen is duidelijk dat de nachtelijke aantallen op een aantal van die slaapplaatstellingen veel hoger kunnen zijn dan de seizoensmaxima die uit de dagtellingen worden afgeleid. Dat geldt met name voor de Kleine Rietgans en de Toendrarietgans, waarvoor het IJsselmeer als slaapplaats zeer belangrijk is. Uit de dagtellingen kan wel worden afgeleid dat de aantallen ganzen behoorlijk zijn toegenomen (tabel 5.6.3).

Tabel 5.6.3

Gemiddelde seizoensmaxima van aantallen ganzen en zwanen tijdens dagtellingen in drie perioden (I= 1993-97; II- 1999-2003; III= 2004-08). in IJmeer, Markermeer en IJsselmeer, in vergelijking met aantallen uit incidentele slaapplaatstellingen (Sovon; periode 1999-2005).

	IJmeer			Markermeer			IJsselmeer			Sovon
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	
Kleine Zwaan	1	15	78	65	59	223	1169	271	708	1600
Grauwe Gans	181	939	1323	1927	1983	2854	2129	2029	3364	2000
Kolgans	251	2076	4794	373	4546	7464	12970	13089	11531	19000
Toendrarietgans	0	0	0	0	0	0	229	814	2530	20000
Kleine Rietgans	0	0	0	0	0	0	36	650	497	6400
Brandgans	0	1603	1726	0	1181	4252	3421	8329	21166	26000

5.6.5 Broedvogels

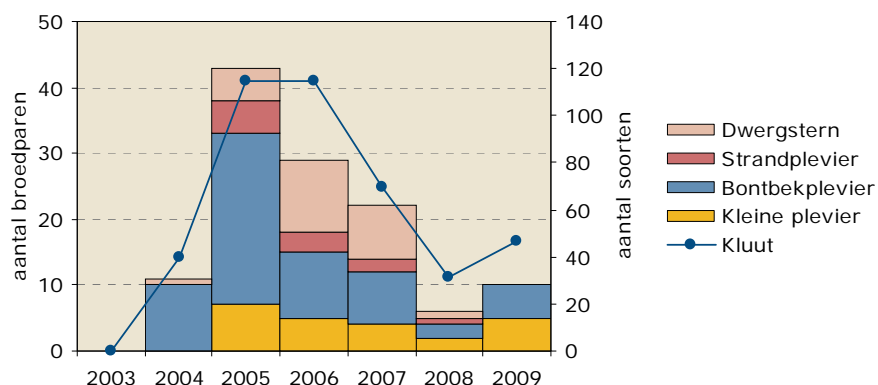
Zoals in het voorgaande naar voren komt vertegenwoordigen de grote aantallen watervogels in het winterhalfjaar een belangrijk deel van de natuurwaarde van het IJsselmeergebied. Het gebied is echter ook van betekenis voor broedvogels, en die betekenis is gegroeid met de uitvoering van natuurontwikkelings- en herstelprojecten. Drie categorieën broedvogels komen naar voren:

- 1) De soorten van kale bodems en korte vegetatie, vaak tijdelijk voorkomend of piekend na het ontstaan van nieuw land. Voor een deel zijn dit soorten die in grote kolonies broeden, zoals Vissdief (die al bij de viseters is behandeld) en Kokmeeuw en andere meeuwen en sterns. Typische soorten die in kleinere aantallen van dit habitat gebruik maken zijn Kluten en plevieren.
- 2) Weidevogels, zoals Kemphaan, Grutto en Kievit, die broeden in grasland-achtige delen van de Friese waarden.
- 3) Moerasbroedvogels. Ook hier horen een aantal koloniesoorten bij, zoals Aalscholver (bij de viseters behandeld), Lepelaar en Purperreiger, en ook Futen, ganzen en Knobbelzwanen kunnen kolonie-achtige aggregaties vormen. Daarnaast zijn er meer verspreid broeden soorten als Roerdomp, Porseleinhoen en zangvogels als Grote en Kleine Karekiet, Rietzanger, Sprinkhaanzanger en Snor. Buitendijks ligt het accent in het gebied vanouds op de meren in het IJsselmondingsgebied, maar sommige soorten profiteren ook van natuurontwikkeling.

Typische pioniersoorten laten zich sterk sturen door natuurontwikkeling. Ze reageren sterk op het beschikbaar komen van nieuw habitat door uitvoering van natuurontwikkelingsprojecten (bij gebrek aan natuurlijke dynamiek) en verdwijnen weer waar vegetatiesuccessie dit habitat weer verandert. Een voorbeeld hiervan is het verloop van het aantal vissdiefparen in natuurontwikkelingsgebieden, dat al in par. 5.6.2 is besproken (figuur 5.6.24). Andere soorten die hun nest in de pionierfase op kale grond bouwen zijn Dwergstern, Kluut, Kleine Plevier, Strandplevier en Bontbekplevier. Ondanks dat soms specifiek voor dit habitat beheer wordt gevoerd, pieken ook deze soorten meestal binnen enkele jaren na de aanleg om daarna weer af te nemen. Ook op de Kreupel gebeurde dit (figuur 5.6.51). Door deze dynamiek broeden schaarsere soorten als Dwergstern en Strandplevier niet jaarlijks in het IJsselmeergebied.

Figuur 5.6.51

Verloop van het aantal broedparen van typische kale grond soorten op de Kreupel, aangelegd in 2003 (Staatsbosbeheer; L. Kelder)



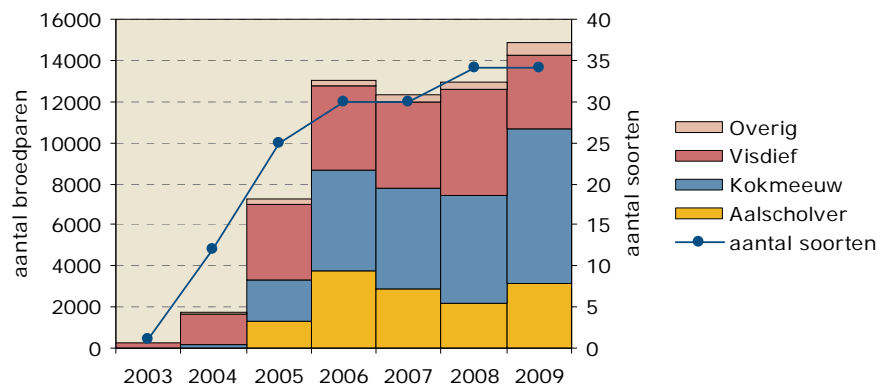
Vogeleiland De Kreupel kort na de aanleg.
Foto Mervyn Roos.



Op dit eiland worden jaarlijks de wilgen verwijderd, zodat de vegetatie kort blijft. Het totaal aantal broedvogels is toegenomen tot ca. 15.000 paren, en het aantal broedende soorten tot 34 (L. Kelder, Staatsbosbeheer, figuur 5.6.52). De kolonie Visdieven is uitgegroeid tot de grootste van West-Europa, die van de Aalscholvers tot de grootste van Nederland. Voor de Zwartkopmeeuw was het eiland met enkele tientallen paren de belangrijkste broedplaats boven de rivieren. Andere opvallende broedgevallen waren die van Pijlstaart en Dwergmeeuw (tot resp. 4 en 3 paar).

Figuur 5.6.52

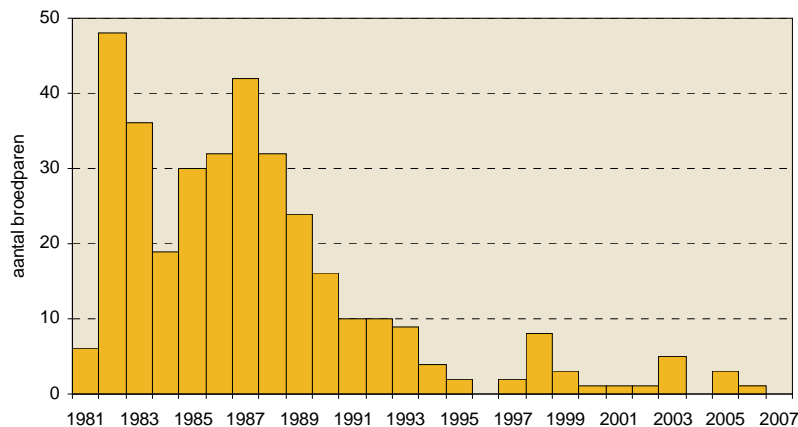
Verloop van het totaal aantal broedvogels (drie meest talrijke soorten en overig) en van het aantal broedvogelsoorten op De Kreupel.



Weidevogels zijn vooral te vinden op de Friese waarden. Met name de Workumerwaard behoort tot de gebieden met de hoogste weidevogeldichtheden in Nederland. In Nederland als geheel doen weidevogels het slecht, maar in de Workumerwaard broeden nog steeds Grutto's in de hoge dichtheid van 1 paar per ha (Grutto Onderzoek Workumerwaard, Rijksuniversiteit Groningen, Nieuwsbrief 2004). Daarnaast broeden er Tureluurs en zelfs nog een enkele Kempphaan. Nog niet zo lang geleden was de Workumerwaard misschien wel het beste broedgebied voor deze soort in Nederland. In de jaren zeventig konden verspreid over 8 baltsplaatsen soms wel 200 baltsende mannetjes worden geteld (Dijkstra et al. 1977). Helaas is dat zo goed als verleden tijd, want nadat in de jaren tachtig jaarlijks nog enkele tientallen paren konden worden geteld, nam de broedpopulatie langs de Friese kust in de jaren negentig af tot een schamele 0-8 paar (figuur 5.6.53), ook al is het gebied als pleisterplaats in voor- en najaar nog steeds in trek (figuur 5.6.40).

Figuur 5.6.53

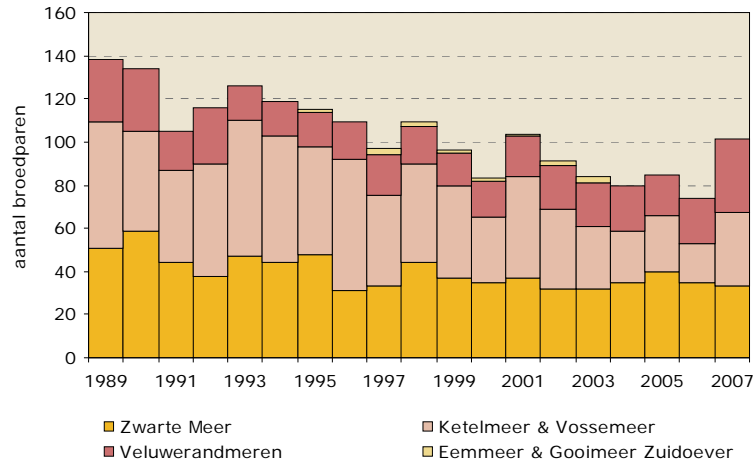
Verloop van het aantal broedparen van de Kempphaan langs het IJsselmeer.



Moerasvogels zijn vooral te vinden langs de Friese kust en in de randmeren, met per soort verschillende concentratiegebieden. Zo komen Snor en Rietzanger relatief veel voor op de Makkumerwaarden. De populaties van deze soorten lijken niet in gevaar. De Grote Karekiet heeft een slinkend bolwerk in het IJsseldeltagebied. Hier broedt nog steeds een aanzienlijk deel van de Nederlandse populatie, maar vooral in het Ketelmeer en Vossemeer zijn de aantallen gedaald (figuur 5.6.54; zie verder). In het Zwarte Meer broeden behalve Grote Karekieten en Porseleinhoenders nog steeds enkele paren Purperreigers, maar ook die zijn afgenomen. De afname van de Purperreiger in Nederland is in verband gebracht met de droogte in de overwinteringsgebieden in de Sahel (Zwarts et al. 2009). Sinds deze droogte voorbij is, is in de meeste kolonies sprake van herstel. Daarom is het des te opmerkelijker dat in het Zwarte Meer, en in de naburige Weerribben, sprake lijkt van doorgaande afname (figuur 5.6.55). Ook de Roerdomp lijkt het in deze twee gebieden slechter te doen dan elders (figuur 5.6.56).

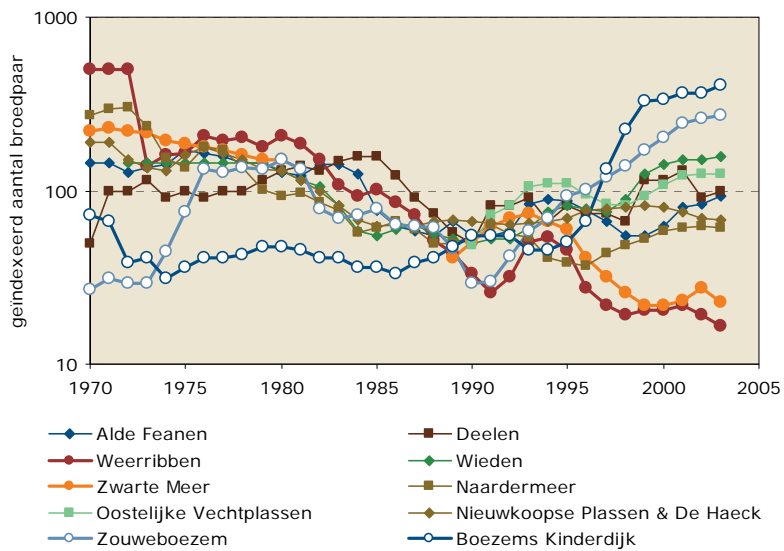
Figuur 5.6.54

Verloop van de aantallen broedparen van de Grote Karekiet in de Randmeren.



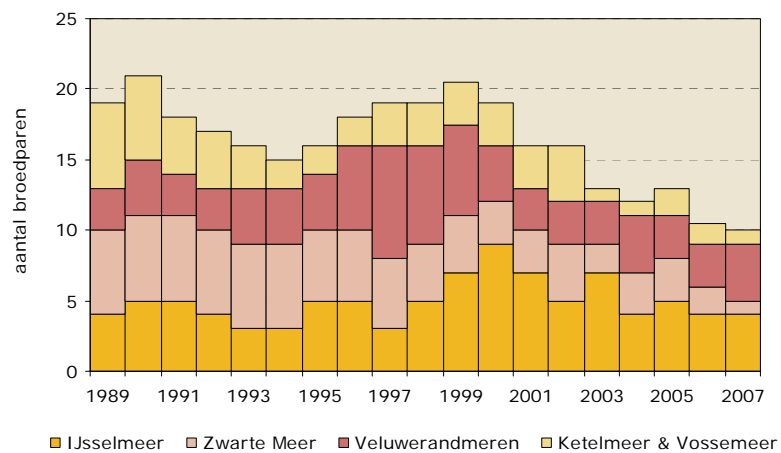
Figuur 5.6.55

Verloop van het aantal broedparen van de Purperreiger in het Zwarte Meer, vergeleken met het verloop in andere Nederlandse kolonies.



Figuur 5.6.56

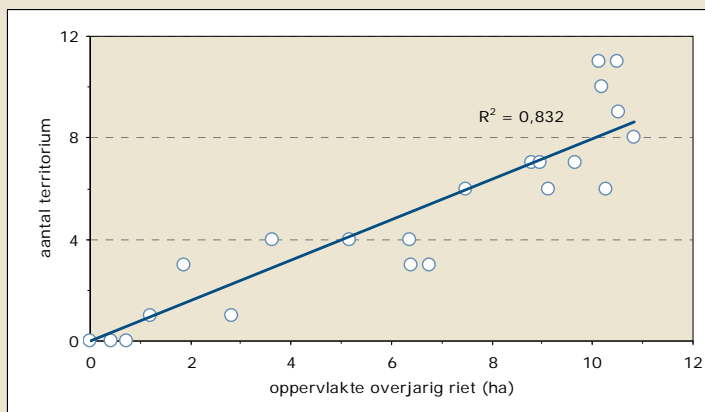
Verloop van de aantallen broedparen van de Roerdomp in de meest relevante delen van het IJsselmeergebied.



INTERMEZZO: Kritische moerasvogels willen natte poten, ecologische handvatten voor moerasvogelbeheer in de Noordelijke Randmeren

Ruud Foppen & Ron van de Hut

De noordelijke Randmeren (Zwarte Meer, Ketel- en Vossemeer) zijn aangewezen als Natura2000-gebied in het kader van de Natuurbeschermingswet. Het gaat niet goed met de broedvogels waarvoor dit gebied is aangewezen, met name de moerasvogels. De situatie blijkt inmiddels precair voor Grote Karekiet, Roerdomp, Purperreiger en Snor. Dat lijkt ten dele een gebiedspecifiek probleem, zoals wordt gesuggereerd door het verloop van het aantal broedparen van de Purperreiger in het Zwarte Meer (figuur 5.6.55). De beheerders staan bij de moerasvogels voor een herstelopgave, omdat de huidige aantallen niet aan de instandhoudingsdoelstellingen voldoen. Het meest duidelijk wordt dit geïllustreerd door de Roerdomp en de Grote Karekiet. De Roerdomp heeft in dit gebied een gezamenlijk doel van 16 paar. Vergeleken met het verleden was dit zeker een reële opgave (tot 20 paar in de periode 1981-1997), echter in de laatste 5 jaar lag het werkelijke aantal aangetroffen territoria nog maar op zo'n 6 paar. Voor de Grote Karekiet geldt een aantal van 110 paar. Ook dit aantal werd in het verleden gemakkelijk gehaald (rond 1990 minimaal 115-150 paar, Van Roomen et al. 2005). Over de laatste 5 jaar bezien is dit aantal gezakt tot onder de 90 paar (van der Hut et al. 2008).



Figuur 1

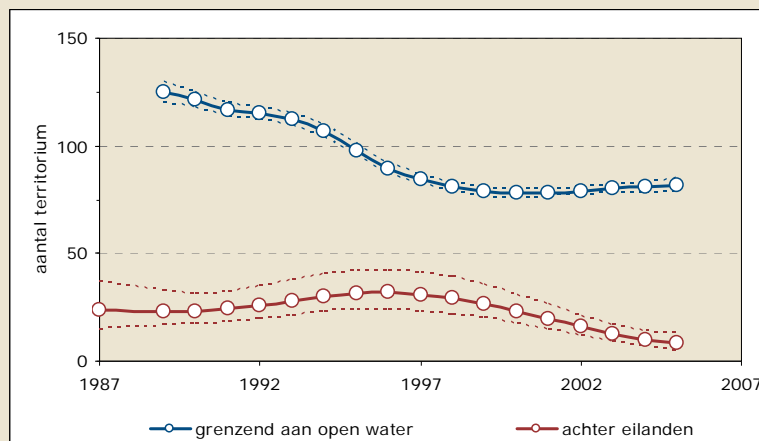
Effect van overjarig riet op aantal snorren. Weergegeven is het gemiddelde aantal territoria van de snor in vakken van 400x200 meter gerelateerd aan de oppervlakte overjarig riet (Van der Hut et al. 2008).

In het gebied zijn de moerasvogels al jarenlang geteld en in kaart gebracht. Met deze gegevens was het mogelijk om een goede analyse te doen naar de relatie tussen het voorkomen en de diverse ontwikkelingen in het gebied (Van der Hut et al. 2008). Daarbij was de doelstelling om te komen tot goede handvatten voor een op moerasvogels gericht beheer dat moet leiden tot duurzame en stabiele populaties (en daarmee het halen van de instandhoudingsdoelen). Voordat het beheer goed op een soort kan worden toegesneden dienen de sleutelfactoren voor de soorten bekend te zijn. Daartoe is voor een aantal soorten een kennismodel met sturende factoren toegepast. Het is opgesteld aan de hand van een analyse van gegevens uit andere gebieden. Het model geeft aan dat voor de Roerdomp

vooral de lengte aan beschutte moerasoeveren van belang is (minimaal 750 meter binnen een straal van 1 km rondom de nestplek) en dat er brede en grote stukken rietland in water nodig zijn (minimale doorsnede 50 meter). Toegepast op de noordelijke randmeren blijkt dat de draagkracht van het huidige gebied volstrekt onvoldoende is. Een vergelijkbare analyse is toegepast voor de Snor en de Rietzanger. Voor de Snor is net als bij de Roerdomp de schaal van het overjarige riet in water van belang (minimaal 13-25 meter breed) en hangt de dichtheid sterk af van het aandeel gemaaid riet (figuur 1).

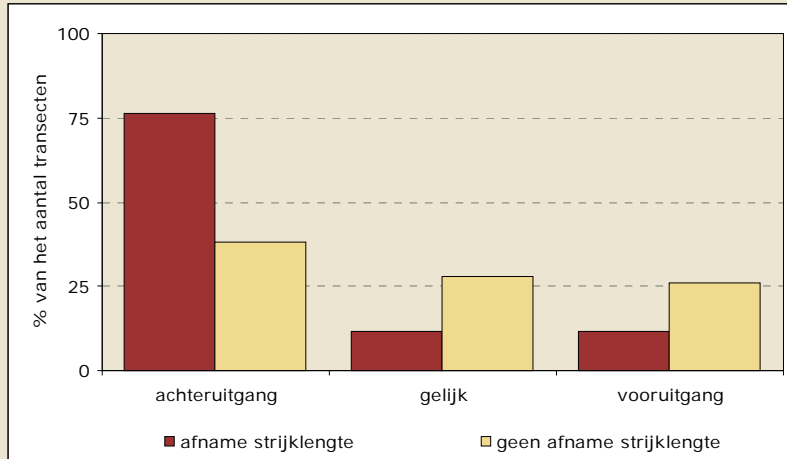
Ook voor deze soort is de huidige draagkracht van het gebied onvoldoende. Voor de Rietzanger is de situatie gunstiger. Vooral het aandeel overjarig riet is een belangrijke sturende factor, daarbij heeft de soort ook een voorkeur voor grote rietvelden (doorsnede minimaal 30 meter). De instandhoudingsdoelen voor de gebieden worden in jaren met een laag aandeel gemaaid riet gehaald.

Het aantal Grote Karekieten per 400 meter oeverlengte werd getoetst aan een aantal habitatfactoren. Van een negental geselecteerde onafhankelijke factoren bleken de volgende twee belangrijk: de schaal van het waterriet en de omvang van de vegetatie aan wilgen. Dit bevestigt nogmaals de afhankelijkheid van de grote karekiet van voldoende grote (brede) vegetaties van jonge verlandingsstadia van riet (zie ook Graveland 1996). Het verdwijnen daarvan zoals ook valt af te lezen uit het steeds zeldzamer worden van mattenbiesvelden aan de buitenste rietzones is zeker een factor van belang bij de achteruitgang van de grote karekiet. Tevens, en in samenhang hiermee, bleek dat Grote Karekieten een voorkeur hebben voor rietkragen die veel wind- en waterdynamiek kennen, bijvoorbeeld oevers die aan brede waterplassen liggen en dan op de meest geëxponeerde zijde (noordoostoever). Dit is een waarschijnlijke verklaring voor het feit dat na de aanleg van eilandstructuren in het Vossemeer en het Ketelmeer de aantallen Grote Karekieten ernstig naar beneden zijn gegaan (Foppen & Deuzeman 2007). Bij toekomstige eilandprojecten dient daarom deze 'beschuttende' werking op de bestaande rietzones te worden geminimaliseerd door een optimale vorm, ligging en maatvoering te kiezen.



Figuur 2

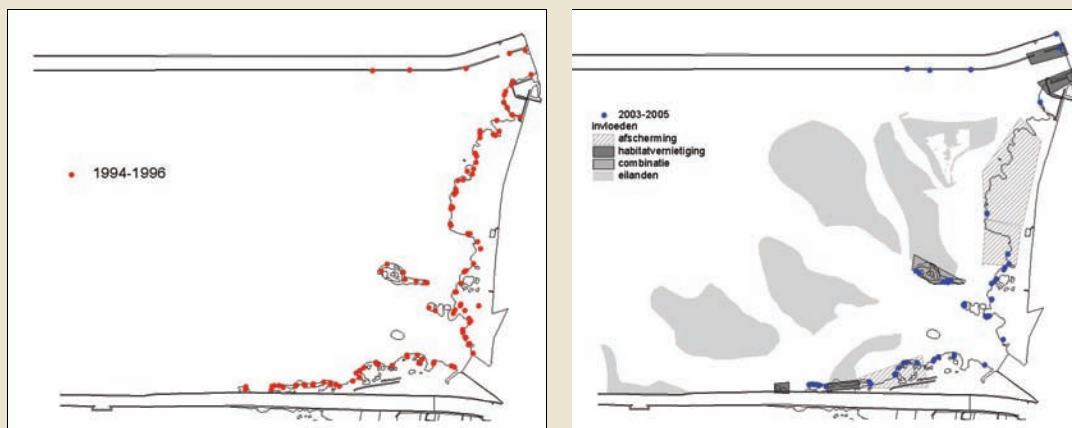
Vergelijking van de trend van de Grote Karekiet in stukken oever waarvoor eilanden zijn aangelegd (open bollen) met stukken oever die ongewijzigd zijn (dichte bollen) (Foppen & Deuzeman 2007).



Figuur 3

Vergelijking van het aandeel transecten met een af/toename van de Grote Karekiet voor transecten met en zonder afname van de strijklengte. In transecten met een afname van de strijklengte gaan de Grote Karekieten bijna altijd achteruit terwijl er slechts in 40% van de transecten zonder strijklengteafname een afname van Grote Karekieten wordt geconstateerd (Van der Hut et al. 2008).

Naast de invloed van habitatfactoren zit ook de versturende werking van het verkeer de Grote Karekiet dwars. In een studie naar de effecten van verkeer op broedvogels bleek al eerder dat er aanwijzingen waren voor negatieve effecten op de Grote Karekiet (Foppen et al. 2002). In voorjaar 2003 en deels 2004 deed zich een situatie voor die zich leende voor een experimentele toetsing hiervan. De Vossemeerdijk tussen de Roggebotsluis en Ketelhaven was door werkzaamheden tijdelijk voor autoverkeer afgesloten. In die jaren doken plotseling resp. 8 en 5 paar Grote Karekieten op in de rietkragen langs de dijk terwijl dat aantal ervoor (2002: 2) en erna (2005: 1) veel lager was (Foppen & Deuzeman 2007).



Figuur 4

Verspreiding van de Grote Karekiet in het Ketelmeer vóór aanleg van de eilanden (1994-1996 en er na (2003-2005).

Ook voor de Grote Karekiet is de uiteindelijke conclusie dat de draagkracht van het huidige gebied te laag is om de instandhoudingsdoelen te halen.

Over alle soorten heen kijkend blijken de belangrijkste beperkende factoren te zijn:

- (1) de breedte van de waterrietzone
- (2) het areaal aan riet waar water op het maaiveld staat
- (3) het aanbod aan overjarig riet.

Op lokaal niveau zijn zeker positieve ontwikkelingen te melden. Een herinrichting van de vloeivelden bij Elburg maakte het langzaam dichtgroeïende moeras meer open en dat had positieve gevolgen voor onder meer de Roerdomp en de Baardman. Na decennialange kommer en kwel langs de Veluwerandmeren duiken steeds meer Grote Karekieten op in de oevervegetaties (SOVON-gegevens).

Voor deze en andere kritische moerasvogels zijn er gunstige perspectieven na het nemen van herstel, inrichtings- en beheersmaatregelen (Van der Hut & Beemster 2008; Van der Hut et al. 2008). Als belangrijke bottleneck voor het huidige beheer geldt het te ver doorgeschreden proces van verlanding en verdroging door opslibbing van oeverzones, staken van het onderhoud van het netwerk aan sloten nadat biezenecultuur was gestaakt en de aanleg van de eilanden. Daarnaast is het tegennatuurlijke waterpeilverloop samen met de aanleg van de eilanden van grote invloed geweest op de achteruitgang van de waterrietzones. Op drie fronten kan worden ingegrepen: (1) een uitgekiend rietlandbeheer waarbij door middel van een cyclisch maaibeheer jaarlijks grotere aandelen overjarig rietland voor vogels beschikbaar zijn, (2) water op het maaiveld door het herstellen van het slotennetwerk, verlaging van het maaiveld (afplaggen toplaag) en uiteindelijk het aanpassen van het waterpeilbeheer (terug naar een hoog winter- en een uitzakkend zomerpeil) en (3) natuurontwikkeling door het creëren van nieuwe waterrietgordels langs bijvoorbeeld nieuwe eilanden en het verleggen van vaargeulen. De uitdaging daarbij is het realiseren van vestiging van nieuw riet. Dit zou kunnen worden bewerkstelligd door experimenten met exclusures tegen begrazing en transplantatie van rietzoden.

Alleen wanneer deze herstel, inrichtings- en beheersmaatregelen voor een belangrijk deel worden gerealiseerd dan is er een gerede kans dat voor alle van belang zijnde Natura2000 soorten de herstel- en behoudsdoelstellingen worden gerealiseerd.



Een verdwijnende (?) en een opkomende broedvogelsoort in het IJsselmeergebied. Van de Roerdomp broedde recent nog weinig meer dan een tiental paren in het gebied. Vooral in de meren van het mondingsgebied van de IJssel zijn ze afgenomen. De Zwartkopmeeuw is in vooral in zuidelijk Nederland toegenomen. Op De Kreupel bevond zich in 2006 met 42 paar voorlopig de grootste concentratie boven de rivieren. Foto's Mervyn Roos.

5.7 Zoogdieren

De meren van het IJsselmeergebied en het buitendijkse land langs de oevers zijn van bijzonder betekenis voor enkele aquatisch gerichte zoogdieren. De meren bevinden zich in het hart van het zomerse verspreidingsgebied van de Meervleermuis en zijn van belang als foerageergebied.

Twee van de vijf Nederlandse metapopulaties van de Noordse Woelmuis grenzen aan het IJsselmeergebied; de Waterlandse kust en NW-Friesland. Daarbij is sprake van buitendijks voorkomen, in het bijzonder in de vorm van een welvarende populatie op de Makkumer Noordwaard. Belangrijk is dat daar de concurrerende Veldmuis en Aardmuis ontbreken. Wel komt hier ook een waardevolle populatie van de Waterspitsmuis voor.

Het aantal zoogdiersoorten dat buitendijks een specifiek habitat vindt, is beperkt, zeker waar het de grotere soorten betreft. Het voorkomen van Otters is bijvoorbeeld op z'n best anecdotisch nadat een relatief structureel voorkomen langs de Friese kust in de jaren zestig verleden tijd was geworden (Broekhuizen et al. 1992). Sporadisch waren er daarna meldingen van zwervende, al of niet doodgereden dieren in het randmerengebied (Harderbroek). Recent (vanaf 2002) zijn Otters in het kader van een herintroductieprogramma uitgezet in de Wieden, de Weerribben en de Rottige Meenthe (Niewold et al. 2003, Lammertsma et al. 2006). De populatie bestaat inmiddels uit enkele tientallen dieren, waarvan een deel uitzwermt over de omgeving. Gezenderde dieren werden onder meer teruggevonden in het Zwarte Meer (2009: informatie Alterra, Wageningen UR).

Structureler is het voorkomen van de twee soorten waarvoor onder Natura2000 instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd; de Noordse Woelmuis en de Meervleermuis. Minder is bekend over populaties Waterspitsmuizen die langs de Friese en Noord-Hollandse kust en mogelijk nog in de mondingsgebieden van IJssel en Eem voorkomen. Deze drie soorten worden in het hierna volgende in meer detail behandeld.

5.7.1 Meervleermuis

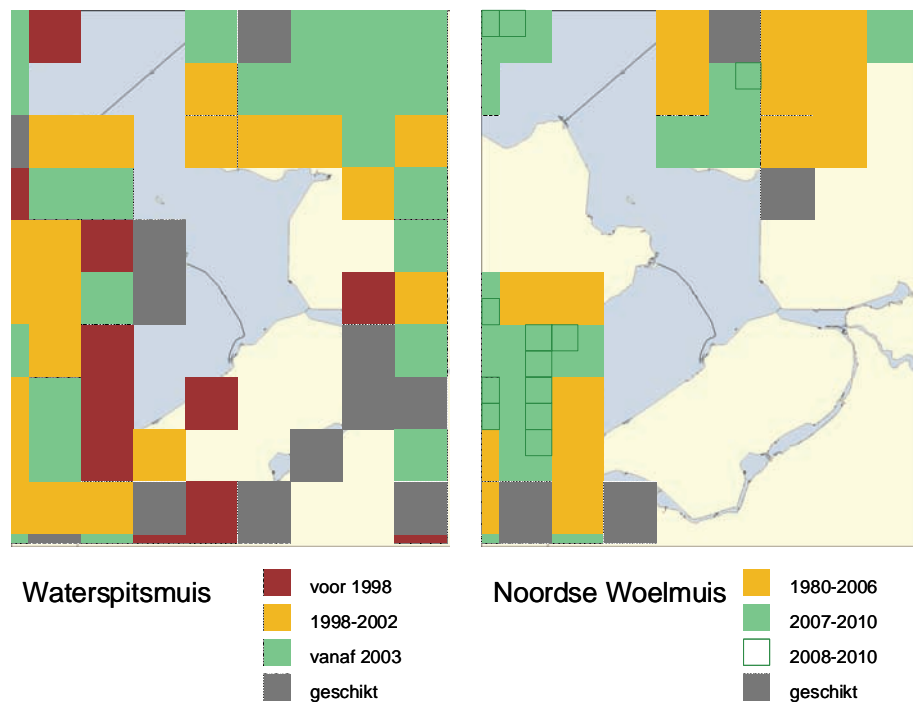
De Meervleermuis is één van de zeldzaamste vleermuizen van Europa, en daarbij lijkt het zwaartepunt van de verspreiding in Nederland te liggen. Hier komt hij in de zomer vooral in de westelijke en noordelijke zeekelegebieden voor. Het is de enige Nederlandse soort die uitsluitend boven grote open wateren foerageert. Waarnemingen worden overal in en rond het IJsselmeergebied gedaan. Kolonies bevinden zich in spouwmuren van gebouwen en op kerkzolders. Ze zijn in het gebied geconcentreerd in NW-Overijssel, ZW-Friesland en oostelijk West-Friesland. In het najaar worden trekkende dieren in Brabant en Limburg waargenomen. Ze overwinteren binnen Nederland vooral in de kalksteengroeven

in Zuid-Limburg en in toenemende mate in bunkers in het Hollandse duingebied beneden het Noordzeekanaal (Limpens et al. 1997).

In 2002 werd onderzoek naar de verspreiding en ecologie van de Meervleermuis in het randmerengebied uitgevoerd (Limpens 2002). Daarbij werden vier verblijfplaatsen van mannetjes gevonden in gebouwen in de buurt van Nijkerk, Harderwijk en Elburg. Ten oosten van Harderwijk werd bovendien de eerste kraamkolonie van Gelderland ontdekt. Via kanalen, beken en vaarten bleken de dieren vanuit de verblijfplaatsen naar de randmeren te vliegen om daar te foerageren. Gezenderde dieren legden daarbij soms grote afstanden af; één van de mannetjes vloog in 40 minuten 22 km van Elburg via Drontermeer en Vossemeer tot bijna aan het Ketelmeer om daarna weer terug te vliegen. De randmeren bleken een belangrijk foerageergebied te zijn voor Meervleermuizen. Langs de aanvliegroutes werden wel knelpunten vastgesteld, meestal in de vorm van onderbrekingen van vliegroutes langs kanalen e.d. in de vorm van kruisingen met grote wegen of sterke verlichting in havens en bij bruggen. Met inrichtingsmaatregelen kunnen deze blokkades soms relatief eenvoudig worden verzacht. Behalve Meervleermuizen werden boven de randmeren ook foeragerende Watervleermuizen, Rosse Vleermuizen, Gewone en Ruige Dwergvleermuizen en Laatvliegers aangetroffen.

Figuur 5.7.1

Verspreiding van Waterspitsmuis en Noordse Woelmuis in en om het IJsselmeergebied. Gegevens Zoogdierverseniging, zie website www.zoogdierverseniging.nl



5.7.2 Noordse Woelmuis en Waterspitsmuis

Twee bijzondere soorten kleine zoogdieren zijn karakteristiek voor zeer natte oevergebieden; de Noordse Woelmuis en de Waterspitsmuis. Beide zijn bedreigd in Nederland en beide komen voor in buitendijkse moerassen in het IJsselmeergebied.

De Noordse Woelmuizen van Nederland worden gerekend tot een aparte ondersoort, die buiten ons land niet voorkomt; *Microtus oeconomus arenicola*

(van Wijngaarden & Zimmerman 1965). Het is een noordelijke soort, het voorkomen in Nederland kan worden beschouwd als een ijsstijdrelict. Er zijn vijf populaties, waarvan twee gedeeltelijk in het IJsselmeergebied, die van Friesland en die van Waterland (o.a. Ligtvoet 1992, Bergers & La Haye 1997). Beide populaties zijn achteruit gegaan, die van Waterland met ongeveer een kwart en die van Friesland met bijna de helft in de tweede helft van de vorige eeuw (Bergers & La Haye 1997). De soort heeft behalve van habitatverlies last van concurrentie van de Veldmuis en vooral de Aardmuis, die alleen de natste gebieden mijden (Bergers 1998, zie ook La Haye & Drees 2004). In Friesland is (mede daardoor) sprake geweest van een forse inkrimping van het areaal, dat voorheen ook NW-Overijssel omvatte. Deze populatie is buitendijks vertegenwoordigd op de Makkumer Noordwaard. Uit een recente inventarisatie (2004; De Jong et al. 2004) blijkt dat de Noordse Woelmuis het daar nog steeds goed doet. Het was met 98 verschillende dieren verreweg de meest talrijke soort in de lifetraps, en Aard- en Veldmuizen werden niet gevangen. De grootste aantallen werden gevangen op de natste proeflocatie, in het midden van het gebied, maar vangsten werden gedaan over de gehele Noordwaard. De dieren waren relatief zwaar en de populatie leek gezond. Geschikt habitat komt ook voor langs de kust van Gaasterland (Mokkebank; Witte van de Bosch & Bekker 2009), maar hier is de Noordse Woelmuis recent niet aangetroffen (La Haye & Drees 2004), de Aardmuis wel (verbreidingsgegevens Zoogdierverseniging). Ook langs de Waterlandse kust komt de Noordse Woelmuis buitendijks voor (La Haye & Drees 2004). Binnendijks bevolkt deze populatie het gebied tussen de West-Friese omringdijk en het Noordzeekanaal, waar de Aardmuis ontbreekt. De omvang van het buitendijkse habitat is hier beperkt, het betreft vooral rietoevers. Binnendijkse gebieden met een goede habitatgeschiktheid sluiten vooral in Waterland, ten zuiden van de Gouwzee direct aan op de dijk van het IJmeer, in mindere mate langs de Hoornsche Hop (Nijhof & van Apeldoorn 2001, Witte van de Bosch & Bekker 2009). Waarnemingen zijn echter ook wel afkomstig van Marken, onder meer van de taluuds van de Bukdijk ten noorden van het eiland (Mijnders & Solt 2008). Mogelijk hebben buitendijkse (natuurontwikkelings)gebieden rond IJburg, zoals de Hoeckelingsdam en polder IJdoorn, potentie.

Tijdens de hiervoor besproken inventarisatie van de Makkumer Noordwaard werd ook een vijftal Waterspitsmuizen gevangen, op drie locaties in het noordoostelijke deel van de Noordwaard. Ook dit wijst op een gezonde populatie, aangezien de gebruikte methode minder geschikt was voor het vangen van deze soort (De Jong & Boonman 2004). Waterspitsmuizen zijn in het verleden overal langs de Friese en Hollandse kust waargenomen, en tevens in de IJsselmonding en langs de Zuidelijke randmeren. Alleen langs de Veluwerandmeren lijken ze te ontbreken (VZZ website). In de "Atlas van de Nederlandse Zoogdieren" (Broekhuizen et al. 1992) worden langs de Hollandse IJsselmeerkust evenmin waarnemingen weergegeven, maar volgens gegevens van de Zoogdierverseniging zijn hier wel degelijk recente vangsten gedaan (figuur 5.7.1; www.zoogdierverseniging.nl).

INTERMEZZO: Grote zoogdieren in het IJsselmeergebied; Overblijfselen van een rijk verleden

Wilde grote zoogdieren ontbreken tegenwoordig in het IJsselmeergebied. In het verleden was dat wel anders. De megafauna van de laatste ijstijd was present en nog in de dertiende eeuw kon graaf Floris II jachtpartijen organiseren in het kort daarna overspoelde Creiler Woud. Overblijfselen van Wolharige Mammoet, Reuzenhert, Steppetarpan (Wild Paard) en Oeros zijn veelvuldig te vinden in de bodem onder het IJsselmeer en komen nog steeds boven water in bij onderhoud van vaargeulen en dergelijke. Een grote hoeveelheid van dergelijke overblijfselen was recent te vinden op het nieuwe eiland De Kreupel, dat was opgespoten met grof zand uit de vaargeul in het IJsselmeer bij Lemmer. Botten van Grijs Walvissen, die ooit voorkwam in de Noordzee, zijn opgegraven in de Wieringermeer. Elders in Nederland werden zulke botten gedateerd op 340 jaar voor Christus. De Noord-Atlantische populatie is waarschijnlijk rond 1725 uitgestorven.

In historische tijden was het gebied het domein van de zeezoogdieren, rariteiten zowel als vaste bewoners. Uit de eerste categorie zijn er vier vermeldenswaard. In de eerste plaats een Dwergvinvis die in 1862 bij een storm via de Zuiderzee het IJ op zwom (dit was vijf jaar voor de aanleg van het Noordzeekanaal en de Oranjesluizen) en strandde in de monding van de Zaan. Dat was de eerste van een inmiddels respectabele lijst van 28 waarnemingen (strandings) van deze soort in Nederland (van Deinse 1931). Helemaal een unicum was de enige uit Nederland bekende Narwal (een wijfje zonder tand) die in 1912 tussen Kampen en Elburg werd gevangen. In mei 1861 strandde in Harderwijk een Butskop en op 31 augustus 1811 een Noordse Vinvis van 9 meter bij Monnickendam. Bekend is ook het verhaal van de Beloega die in 1966 via de Rijn en de IJssel mogelijk het IJsselmeer in gezwommen is, maar dat betrof een uit gevangenschap ontsnapt dier.



Figuur 1 De Narwal van 1912, Harderwijk. Het dier was gevangen en gedood op 11 maart van dat jaar door visser Daniël Wormsbecher uit Harderwijk, in de Zuiderzee tussen Kampen en Elburg. Het betrof een wijfje met een lengte van vier meter, dat werd verkocht aan Artis. Fotografie onbekend (via journalist Bas Sleeuwenhoek, auteur "Het schrale eind", Uitg. De Grintfisker)

Begin 20^e eeuw leefden naar schatting duizend van de ca. 15.000 zeehonden van de Zuiderzee (toen inclusief de huidige Waddenzee, die pas sinds de Afsluitdijk zo genoemd wordt) in het huidige IJsselmeergebied. Bruinvissen kwamen voor tot aan Marken en Tuimelaars volgden de Zuiderzeeharing. Een vaste groep van enkele tientallen Tuimelaars leefde in het Marsdiep van deze vis. Na de afsluiting verdween de soort uit de hele zuidelijke Noordzee, maar recent verbleef opnieuw een groep van ca. 25 dieren in het Marsdiep. Zeehonden zijn de enige grote zoogdieren die sinds de afsluiting in het gebied hebben laten zien. In 1932 zijn ongeveer acht Gewone Zeehonden ingesloten geraakt (Havinga). Hoewel ze in principe zoet water kunnen verdragen zijn deze dieren in het vacuüm tussen de zoute en de zoete visfauna terecht gekomen en in 1935 zijn ze verhongerd en deels aangespoeld op de Makkumerwaard. Sindsdien zijn nog af en toe zeehonden het IJsselmeer binnen gezwommen. In september 2007 werden tijdens een vogeltelling vanuit een vliegtuigje twee Gewone Zeehonden gefotografeerd op de Steile Bank. Daarna zijn diverse waarnemingen van deze dieren gerapporteerd over meer dan een jaar, en uit een gebied dat naast de Steile Bank onder meer Laaksum, Hindeloopen en de Kreupel omvat.



Figuur 2 Twee zeehonden kijken op naar de vogeltellers in het vliegtuig, september 2007, Steile Bank. Foto Mervyn Roos.



Verdijpend beeld: dichtgevroren IJsselmeer, januari 2010. Onder Den Oever met Stevinsluizen en kazematten uit de Tweede Wereldoorlog. Foto's Mervyn Roos.

6 Klimaatverandering en ecologische trends

Voorals sinds het eind van de jaren tachtig is er in de winter sprake van meer zuidwesten wind. Daardoor zijn de temperaturen vooral in de winter hoger, is er minder sprake van ijsbedekking en begint het voorjaar twee tot drie weken vroeger, vooral voor soorten die actief zijn bij relatief lage temperaturen. Doordat soorten verschillend reageren op de vervroeging van het seizoen kunnen verschuivingen ontstaan in predator-prooi relaties. Mogelijk is dit één van de factoren die van invloed zijn op de trend van Spiering.

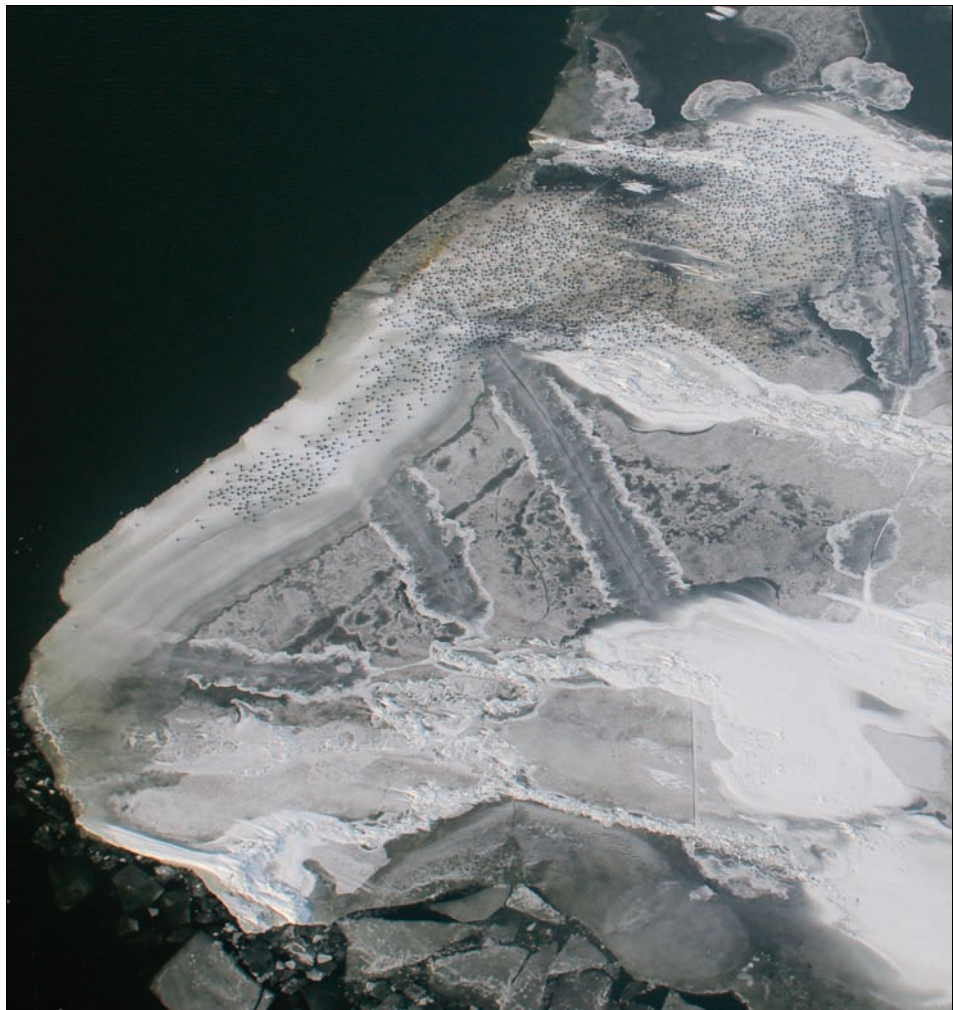
In de zomer komen warme perioden vaker voor, wat vooral bij weinig wind gepaard gaat met relatief lage zuurstofgehalten. In zulke situaties kan daardoor vaker massale sterfte van vis optreden. Bij de bodem kunnen zuurstofgehaltenes nog verder afnemen, waardoor ook bij de bodemfauna sterfte kan optreden. Zo is in een warme periode in 2006 massale spieringsterfte opgetreden, terwijl ook bij de eerstvolgende mosselkartering (2007) sterk verlaagde dichtheden van Driehoeksmosselen werden gemeten.

Trends in aantallen van sommige vogelsoorten kunnen ook zijn beïnvloed door effecten van klimaatverandering in het buitenland. Het minder ver dichtvriezen van de Oostzee heeft bijvoorbeeld tot gevolg dat minder zaagbekken naar Nederland komen, terwijl andere soorten bij ons zijn toegenomen in verband met een internationale populatietoename. Eén van de oorzaken daarvan kan een lagere wintersterfte zijn door de zachtere winters.

Klimaatverandering kan op diverse manieren invloed hebben op de ecologie van het IJsselmeergebied. In paragraaf 3.1.3 is ingegaan op de gevolgen van klimaatverandering in termen van waterkwantiteit, zoals wijzigingen in de aanvoer en in de spuumogelijkheden in relatie tot zeespiegelstijging. Dergelijke veranderingen kunnen gevolgen hebben voor de waterkwaliteit, bijvoorbeeld via veranderingen in de aanvoer van nutriënten of van de verblijftijd. Zeespiegelstijging is duidelijk meetbaar, maar heeft tot nu toe weinig invloed gehad op de meren als gevolg van de compartimentering en de peilhandhaving. Toename van de aanvoer van water via de Rijn, of een verandering van het seizoenspatroon daarin, is nog nauwelijks meetbaar. Duidelijk is wel dat de combinatie van deze en meer regionale effecten in de toekomst voor het IJsselmeergebied gevolgen zal hebben (par. 3.1.3).

Dit hoofdstuk handelt over de regionale aspecten van klimaatverandering, niet alleen in waterkwantiteit maar vooral in kwaliteit, en over de vermoedelijk geheel of deels klimaatgestuurde ecologische veranderingen die in het gebied zelf

meetbaar zijn geweest. Klimaatgestuurde ecologische veranderingen vallen dan weer uiteen in twee clusters. In de eerste plaats zijn er de veranderingen die door lokale of regionale aspecten van klimaatverandering worden gestuurd, bijvoorbeeld via temperatuurveranderingen en daaraan gerelateerde ontwikkelingen. In de tweede plaats zijn er veranderingen die zijn gekoppeld aan de uitwerking van klimaatverandering in andere gebieden. Dit heeft vooral betrekking op verschuivingen in het areaal van soorten, in het bijzonder het broed- en overwinteringsareaal van vogelsoorten en daarmee samenhangende veranderingen in het trekgedrag. Deze twee clusters worden in afzonderlijke paragrafen min of meer voorbeeldsgewijs behandeld.



Aalscholvers rusten op het IJs langs de Friese kust, vliegtuigtelling watervogels, januari 2010.
Foto Mervyn Roos

6.1 Klimaatverandering en waterkwaliteit: lokale effecten

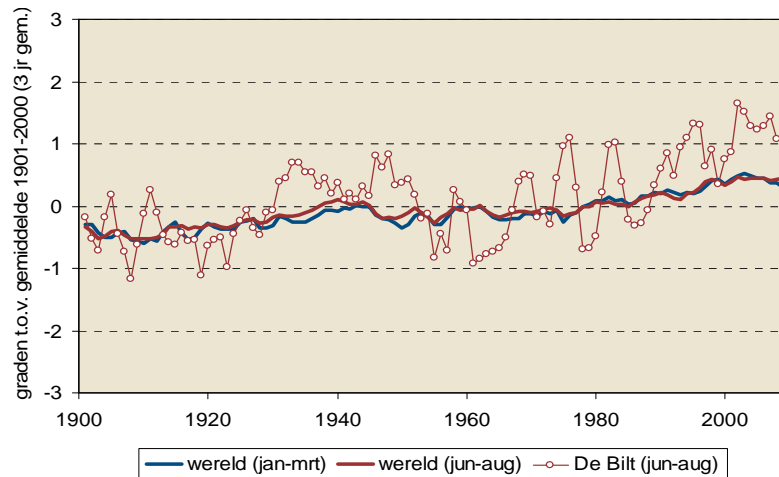
Lokale effecten van klimaatverandering op de ecologie zijn in het IJsselmeergebied in de eerste plaats opgetreden via een verhoogde watertemperatuur. Die toename heeft twee componenten: (1) de temperatuurstoename die op wereldschaal plaatsvindt en die ook is terug te vinden in een toename van de temperaturen in het IJsselmeergebied, en (2) een complex van specifiek NW-Europese veranderingen, op basis van een toename van de hoeveelheid zuidwesten wind, en die vooral zijn opgetreden in de wintermaanden. Daardoor is de temperatuur in Nederland in de winter meer toegenomen dan in de zomer. De verhoging heeft in de winter bovendien een andere uitwerking op de ecologie dan in de zomer.

6.1.1 Warmere zomers

De opwarming in Nederland volgt in de zomer min of meer het patroon van het wereldgemiddelde, waarbij de toename bij ons echter eerder sterker dan minder sterk is geweest (figuur 6.1.1). De toename heeft tot gevolg gehad dat hoge watertemperaturen in de zomer vaker voorkomen (figuur 6.1.2), en heeft via de lagere oplosbaarheid van zuurstof bij die temperaturen effect gehad op de risico's voor vissen en macrofauna.

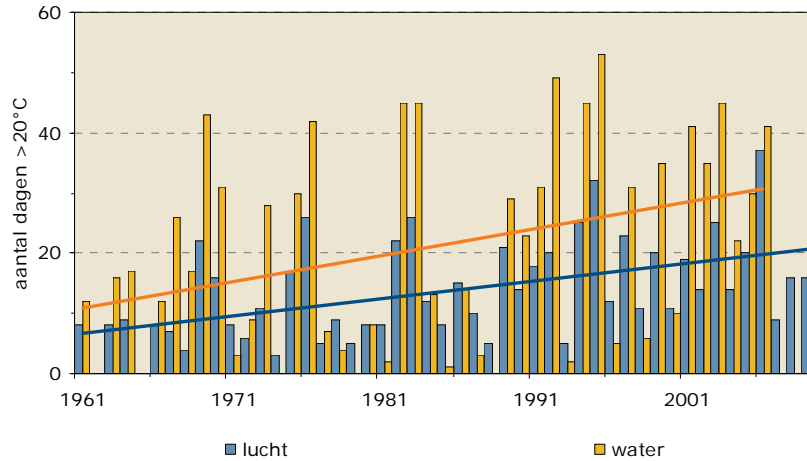
Figuur 6.1.1

Veranderingen in de zomertemperatuur in De Bilt (KNMI; driejarige gemiddelden t.o.v. gemiddelde temperatuur 1961-90), vergeleken met de veranderingen van de gemiddelde wereldtemperatuur (Hadley Centre, HadCRUT3 dataset; Brohan et al. 2005).



Figuur 6.1.2

Verloop van het aantal dagen per jaar dat de etmaalgemiddelde luchttemperatuur in De Bilt (KNMI) en de daaruit berekende watertemperatuur van het IJsselmeer (W. Mooij, t/m 2006) hoger is dan 20°C. De lijnen geven het lineaire verband door de getoonde waarden.



Temperaturen naderen in de zomer vaker de 25°C, in de randmeren soms nog hoger. Dit zijn waarden die voor veel soorten problematisch beginnen te worden. De oplosbaarheid van zuurstof gaat bij 25°C naar 8 mg/l. Bij hoge zuurstofconsumptie door bacteriën kunnen vooral 's nachts problemen ontstaan, in het bijzonder als de wind het laat afweten. Ondanks dat de meren niet zijn gestratificeerd kunnen dan met name bij de bodem tekorten ontstaan (par. 4.5; par 5.4). Als de combinatie tussen hoge watertemperaturen en lage windsnelheden door klimaatverandering vaker voorkomt, treedt vaker incidentele sterfte op van bijvoorbeeld vis of bodemfauna. Dat kan resulteren in trendmatige veranderingen in het ecosysteem, of in permanente regimeshifts onder invloed van andere veranderingen zoals afnemende voedselrijkdom. In figuur 6.1.3 is te zien dat zulke omstandigheden de laatste jaren inderdaad vaker voorkomen.

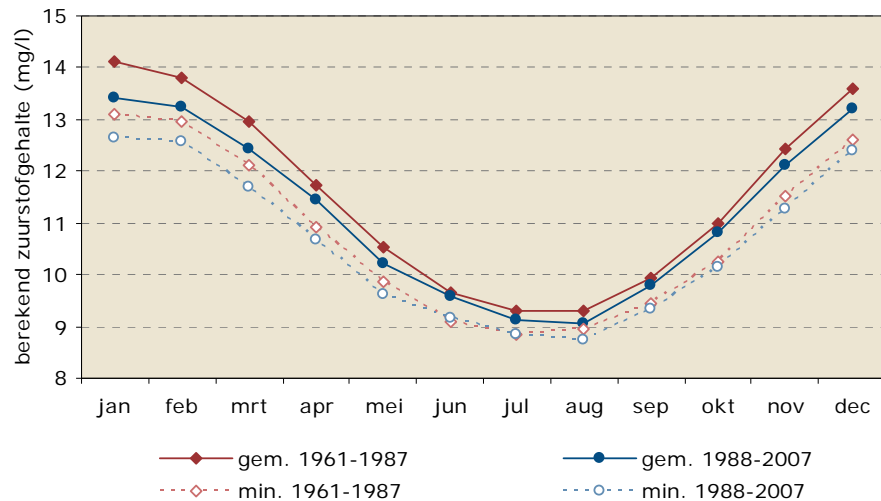
Warme zomers:
Vogelwachter op De
Kreupel, juni 2008



In warme zomerperioden kunnen de zuurstofgehalten 's nachts onder de 8 mg/l dalen door de combinatie van slechte oplosbaarheid bij hoge temperaturen en nachtelijk zuurstofverbruik van het fytoplankton (par. 4.5). Dit effect zou moeten zijn afgenomen in verband met de afname van chlorofylgehalten, maar dat geldt ook voor de extra zuurstofproductie door de algen overdag. Ten opzichte van de lagere oplosbaarheid door de hogere gemiddelde temperatuur zou dit een extra afname van de zuurstofgehalten overdag moeten betekenen. Maar de temperatuuroptima is in de winter het sterkst geweest, zodat de grootste afname van de oplosbaarheid van zuurstof plaatsvindt in een periode waarin de gehalten relatief hoog zijn. In de zomer zou de afname op grond van oplosbaarheid slechts ca. 0,2 mg/l moeten bedragen, tegenover 0,5-0,7 mg per liter in januari-maart (figuur 6.1.4). Zeer recent is een afname van zuurstofgehalten in de zomer gemeten, die echter moeilijk te interpreteren is omdat voor datum en watertemperatuur moet worden gecorrigeerd.

Figuur 6.1.4

Model van de afname van oplosbaarheid van zuurstof door opwarming van het water. Seizoensverloop van berekende zuurstofgehalten met behulp van watertemperaturen in het IJsselmeer, gemiddeld over 1961 t/m 1987 en 1988 t/m 2007.



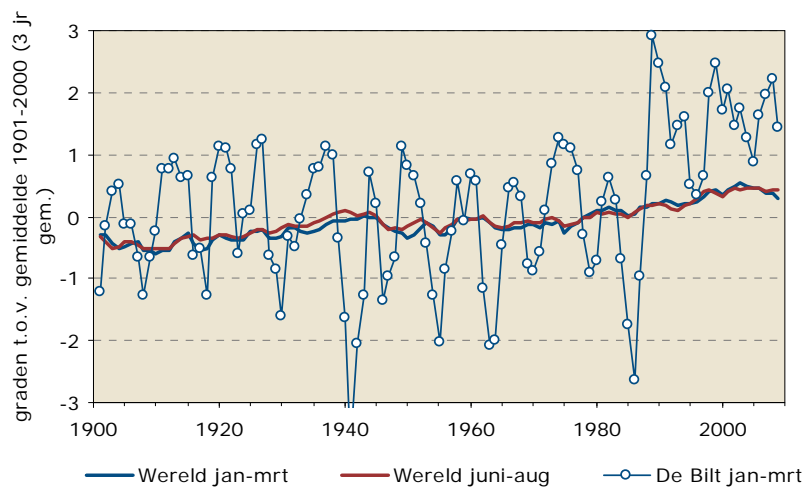
Terwijl zuurstofgehalten van minder dan 8 mg/l voor bepaalde vissoorten al problematisch worden, kunnen dicht bij de bodem nog aanzienlijk lagere gehalten voorkomen (par. 4.5). In periodes met warm, windstil zomerweer kan daardoor sterfte optreden bij vis en bodemfauna. Tegen de achtergrond van andere trendmatige veranderingen, zoals de afname van de voedselrijkdom van het water, kan een frequenter voorkomen van dit soort incidenten als gevolg van klimaatverandering gevolgen hebben voor de ontwikkelingen van de ecologie. Een inventarisatie van jaren met massale sterfte van Spiering (M. van Eerden) leerde dat zulke incidenten plaatsvonden in 1969, 1982, 1997, 2003 en 2006, precies de jaren met twee of meer dagen met hoge watertemperatuur en weinig wind, de donkerbruine kleur in figuur 6.1.3. In het laatstgenoemde jaar trad mogelijk ook al de massale sterfte bij de Driehoeksmosselen op, die in 2007 werd geconstateerd (par. 5.4).

6.1.2 Veranderingen in de wintermaanden

In de winter is de temperatuurtoename in Nederland recent sterker geweest dan op wereldschaal. Bovendien heeft deze toename nogal abrupt plaatsgevonden in 1988, mede door een wat ongebruikelijke opeenvolging van drie strenge (1985-87) en drie zachte winters (1988-91; figuur 6.1.5).

Figuur 6.1.5

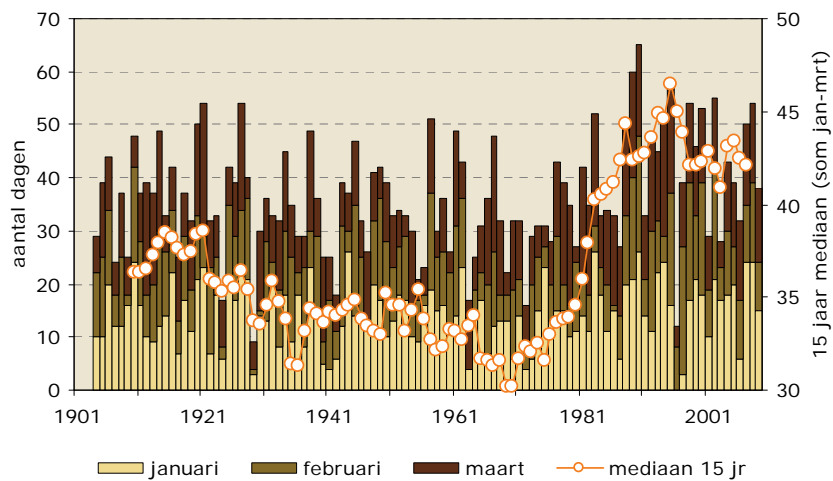
Verandering van de wintertemperatuur (driejarige gemiddelden t.o.v. gemiddelde temperatuur 1961-90) in Nederland. Luchttemperatuur De Bilt, (KNMI) in vergelijking met de wereldtrend (Hadley Centre, HadCRUT3 dataset; Brohan et al. 2005).



Het weer in Nederland wordt sterk beïnvloed door de relatie tussen een hoge drukgebied dat zich meestal boven de Azoren bevindt en een lage drukgebied dat meestal boven IJsland ligt. Het drukverschil tussen deze twee genereert bij ons wind uit het zuidwesten. Door een ingewikkeld en deels nog onbegrepen complex van meerjarige cycli (Noord Atlantische en Arctische Oscillatie) heeft dit systeem eind jaren tachtig geresulteerd in een nogal abrupte toename van de hoeveelheid zuidwestenwind in de maanden januari – maart (figuur 6.1.6). Deze toename heeft diverse effecten op de waterkwaliteit.

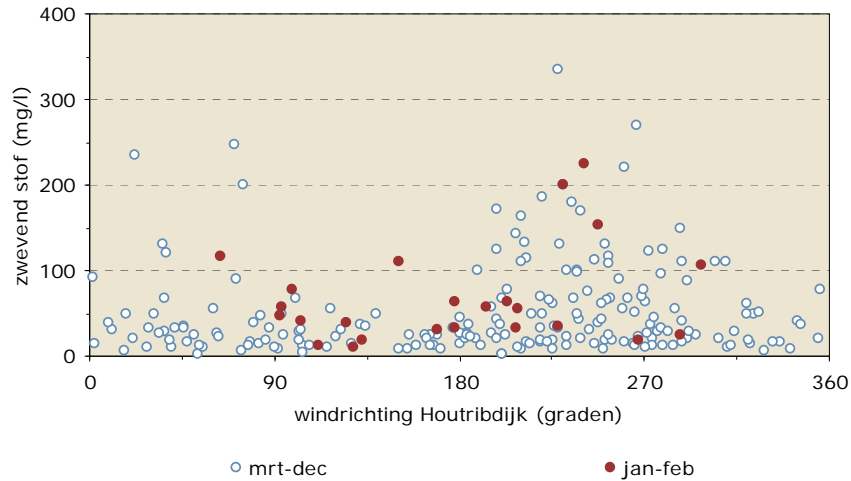
Figuur 6.1.6

Verloop van het aantal dagen met ZW-wind in januari, februari en maart (cumulatief), met lopende mediaan over 15 jaar (De Bilt; KNMI).



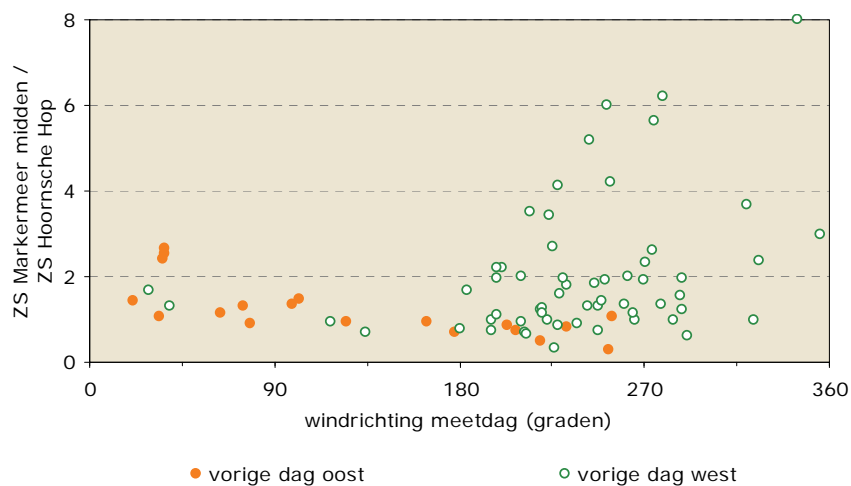
Figuur 6.1.7

Verband tussen de overheersende windrichting op de meetdag (station Houtribdijk) en de hoeveelheid zwevend stof in het Markermeer (Markermeer Midden). Windrichting in graden, 0 en 360 = Noord.



Figuur 6.1.8

Invloed van de windrichting op de verhouding tussen de hoeveelheid zwevend stof bij Markermeer Midden en Hoornsche Hop, bij een windsnelheid van ten minste 5 m/s. Windgegevens Houtribdijk, 1977-1991. Windrichting in graden, 0 en 360 = Noord.



Opwerveling van sediment

De toename van wind heeft in de eerste plaats rechtstreeks effect op resuspensie van bodemmateriaal. Omdat wind uit het zuidwesten gemiddeld krachtig is, gaat deze windrichting gemiddeld met hogere zwevend stof gehalten gepaard (figuur 6.1.7). Een toename van het aantal dagen met zuidwesten wind heeft dus gevolgen voor de turbulentie in het IJsselmeergebied en resulteert in een toename van de hoeveelheid zwevend stof en een afname van het doorzicht in de winter. Ook de gemiddelde ruimtelijke verdeling van zwevend stof over de meren kan veranderen, vooral als de wind aanhoudt (figuur 6.1.8).

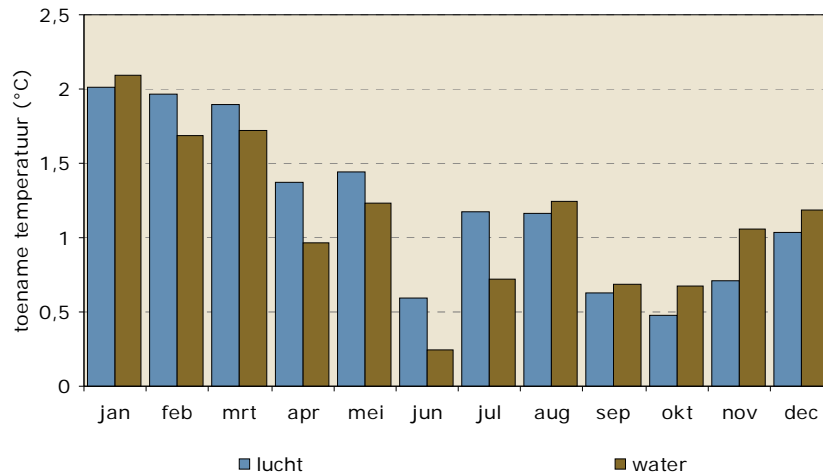
Temperatuur

Daarnaast is er een effect op de watertemperatuur. Met zuidwesten wind komt in de winter relatief zachte lucht naar Nederland, waardoor de wintertemperaturen sinds eind jaren tachtig aanmerkelijk hoger zijn geweest dan voorheen. Dit is een Noordwest-Europees effect dat bovenop de opwarming van de aarde komt, waardoor in Nederland de toename van de temperatuur in de winter sterker is dan in de zomer (figuur 6.1.9). Het gemiddelde drukverschil tussen de Azoren en IJsland, en daarmee de kracht van de westenwind en de temperatuur, vertoont

een cyclus met een periode van ongeveer negen jaar; de Noord Atlantische Oscillatie. Door het gebruik van lopende gemiddelden komt dat duidelijk naar voren in figuur 6.1.5). De kans op strenge winters is dus niet elk jaar gelijk, maar is groter in de jaren waarin het drukverschil klein is.

Figuur 6.1.9

Gemiddelde temperatuurtoename per maand, 1988-2006 t.o.v. 1961-1887, luchttemperatuur De Bilt (KNMI) en berekende watertemperatuur in het IJsselmeer (W. Mooij).

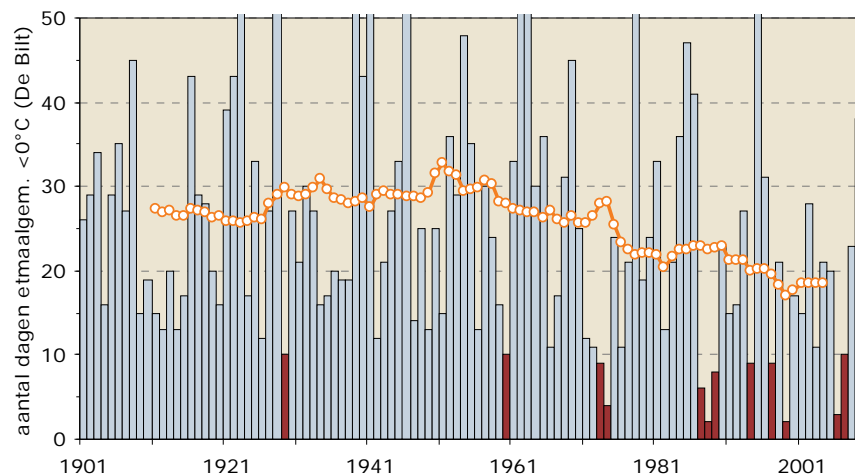


Minder ijs

Eén van de gevolgen van de hogere wintertemperaturen is een verminderde kans op ijsbedekking. Het aantal vorstdagen per winter vertoont inderdaad een negatieve tendens (figuur 6.1.10). Daarmee neemt de gemiddelde duur van ijsbedekking ook af (figuur 6.1.11). In de grote meren duurt het langer voordat ijsvorming plaatsvindt; in winters met minder dan tien tot vijftien vorstdagen vindt geen ijsvorming plaats. Winters zonder ijs komen steeds vaker voor. Dit heeft onder meer gevolgen voor de ecologie via voedselbeschikbaarheid voor vogels, via effecten op doorzicht door de verminderde turbulentie onder het ijs (bezinken van zwevend stof, meer licht op de bodem, vorming bodemalgen etc.) en sterfte van vis.

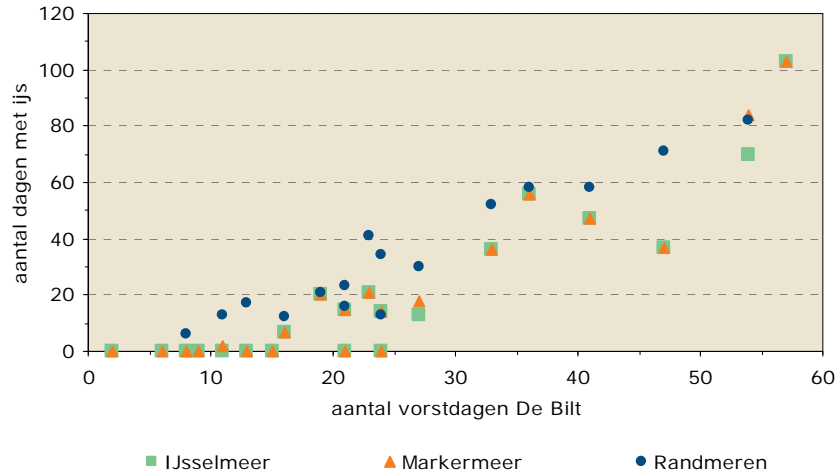
Figuur 6.1.10

Aantal etmalen met etmaalgemiddelde temperatuur onder nul (aangegeven jaar is dat van het najaar) vanaf 1901 (KNMI) met lopend gemiddelde over 25 jaar (oranje lijn). Winters met tien of minder ijsdagen zijn in rood gemarkeerd.



Figuur 6.1.11

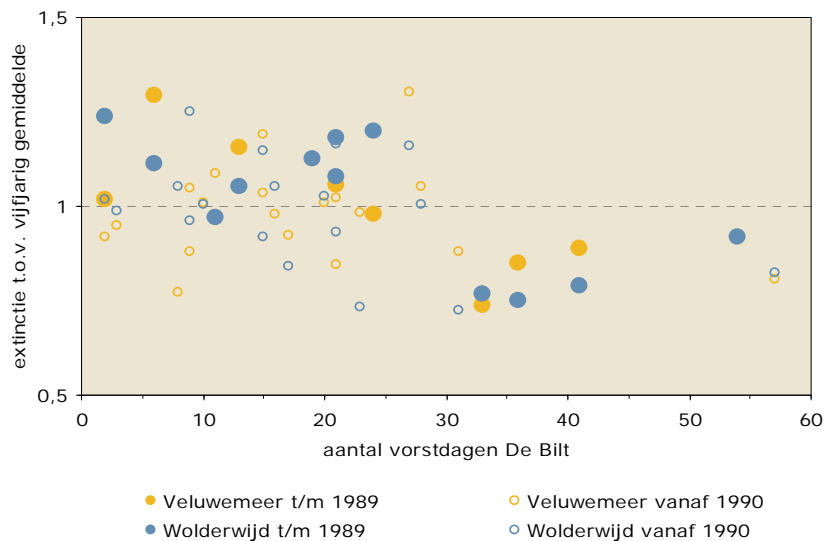
Aantal vorstdagen per winter (KNMI) in relatie tot het aantal dagen met ijs op het IJssel- en Markermeer en de Randmeren (RIZA).



Strengere winters hebben in het verleden waarschijnlijk bijgedragen aan ecologisch herstel na vermindering van de nutriëntbelasting, te meer omdat er een relatie is tussen de strengheid van de winter en het gemiddelde doorzicht in de zomer daarna. Dat doorzicht was vooral in de jaren van eutrofiëring gemiddeld groter na een strenge winter, de lichtuitdoving was dus lager (figuur 6.1.12). Dit verschil verdwijnt als de vegetatie zich verder ontwikkeld heeft, omdat die het sediment fixeert en nutriënten opneemt, en daarmee een zodanig positieve invloed uitoefent op de helderheid dat minder verschillen tussen jaren optreden. Ook de relatie tussen soorten kan door verschil in gevoeligheid voor strenge winters worden beïnvloed, bijvoorbeeld die tussen fonteinkruiden en kranswieren (par 5.2). Het voorkomen van bepaalde watervogels is eveneens verbonden aan de strengheid van de winters en ijsbedekking, het zij in negatieve zin, hetzij in positieve zin door bijvoorbeeld nog strengere wintercondities in het noorden (zie par. 6.2).

Figuur 6.1.12

Relatie tussen de strengheid van de winter (aantal vorstdagen) en de afwijking in de zomerextinctie in het Veluwemeer t.o.v. de omliggende jaren. Open symbolen vanaf 1990, toen herstel van de ondergedoken vegetatie optrad.

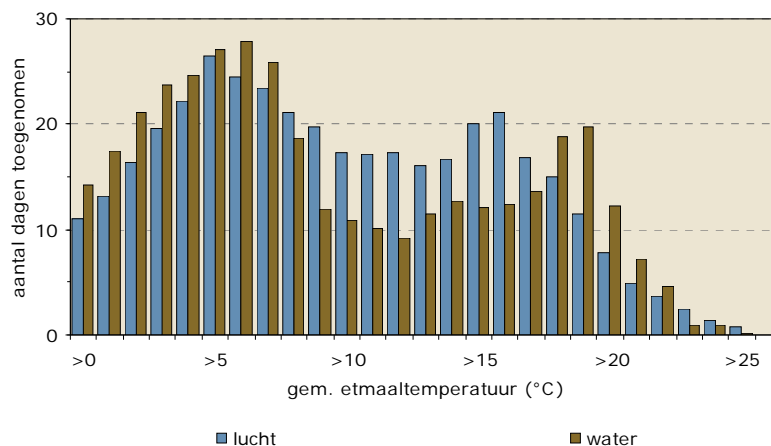


Vroeger voorjaar

Hogere temperaturen in de winter hebben vooral een hogere activiteit van dieren en planten tot gevolg en een vervroeging van de seizoensritmiek. In combinatie met afname van de voedselrijkdom en de nog eens relatief lage voedselbeschikbaarheid in de winter kan verhoogde activiteit in de winter problemen opleveren voor de conditie van bijvoorbeeld mosselen (intermezzo par. 5.4). Daarnaast kan de timing van de seizoenscycli van allerlei soorten veranderen doordat het seizoen eerder begint en langer duurt. De mate waarin de lengte van het seizoen is toegenomen hangt af van de temperatuur waarbij de betreffende soort actief wordt en kan dus van soort tot soort verschillen. De verlenging varieert in het water van ongeveer anderhalve week bij soorten die actief zijn bij temperaturen vlak boven nul of soorten die juist pas bij temperaturen rond 10 °C actief worden tot bijna een maand bij soorten die bij temperaturen rond 6 °C actief worden (figuur 6.8.13). De seizoensverlenging uit zich door het seizoenspatroon van de opwarming (dat wil zeggen de meeste opwarming in januari-maart; figuur 6.1.9) vooral in een vervroeging van het voorjaar. Vooral soorten die bij lage temperaturen al actief worden hebben dus met een flinke vervroeging van het seizoen te maken gehad, soorten die hogere temperaturen nodig hebben aanzienlijk minder (figuur 6.1.13).

Figuur 6.1.13

Toename van de seizoenslengte (aantal dagen boven de aangegeven ondergrens in temperatuur) tussen de perioden 1961-1987 en 1988-2006, op basis van de gemiddelde etmaaltemperatuur in De Bilt (KNMI) en de berekende etmaaltemperatuur in IJsselmeerwater (W. Mooij).

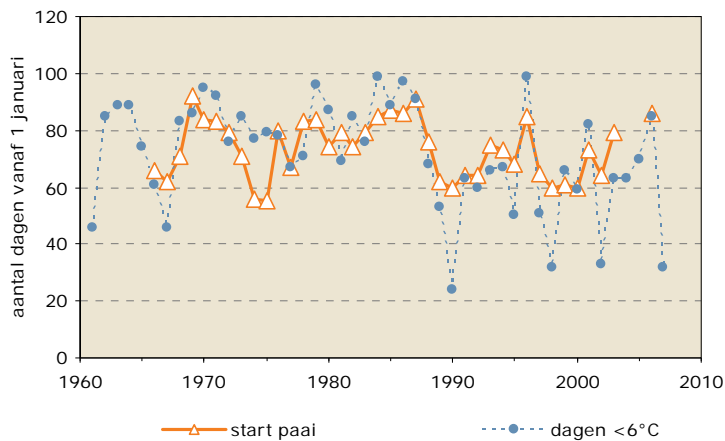


Dat kan resulteren in veranderingen in prooi-predator verhoudingen, als hun temperaturoptima verschillen. In droge ecosystemen zijn diverse voorbeelden beschreven van soorten die veranderingen hebben laten zien in de timing van voorkomen of activiteiten. Zulke voorbeelden zijn de vervroeging van de bloei van voorjaarsplanten zoals Speenkruid (natuurkalender), of veranderingen in het tijdstip van aankomst van trekvogels of het tijdstip van de leg bij broedvogels (o.a. Both & te Marvelde 2007, Crick et al. 1997, Huntley et al. 2007, Tottrup et al. 2006). Als soorten anders reageren kunnen synchronisatieproblemen ontstaan tussen prooi en predator, bijvoorbeeld tussen het uitkomen van jonge mezen en de beschikbaarheid van rupsen (o.a. Visser et al. 1998). De gegevens uit het IJsselmeergebied suggereren soortgelijke mechanismen in het zoete water. Zo is de Spiering een koudwatervis die hier aan de zuidgrens van zijn verspreidingsgebied voorkomt, terwijl zijn belangrijkste predator, de Snoekbaars, een warmwatervis is, die wellicht anders reageert op de temperatuurveranderingen. Ook het voedsel van de jonge Spiering, zoöplankton, piekt bij wat

hogere temperaturen. De Spiering, die in het vroege voorjaar bij temperaturen van ongeveer 6 °C paait, lijkt zijn paai naar verwachting aanzienlijk te hebben vervroegd in reactie op de warmere winters (figuur 6.1.14). Het optreden van de piek in het voorkomen van het voedsel voor de larven, zoöplankton, wordt geïndiceerd door een periode met relatief helder water, omdat het zoöplankton het fytoplankton consumeert. Deze “clear water phase” treedt meestal op bij temperaturen van 10-12 °C, en zou dus theoretisch minder moeten zijn vervroegd dan de paai van Spiering bij 6 °C (figuur 6.1.13). De, weliswaar summiere, gegevens over de timing van de clear water phase, suggereert dat deze in het geheel niet is vervroegd of zelfs naar achteren is verschoven (figuur 6.1.15). Dit zou dus kunnen betekenen dat er een mismatch is ontstaan tussen de geboorte van spieringlarven en de beschikbaarheid van hun voedsel. De lage meetfrequentie van doorzicht en chlorofyl in combinatie met het ontbreken van gegevens over zoöplankton bemoeilijkt een nadere analyse van dergelijke ontwikkelingen. Combinaties met andere trendmatige ontwikkelingen zoals oligotrofiëring kunnen zorgen voor meer complexe ecologische reacties. Op deze manier vormen klimaatveranderingen in het voorjaar in het IJsselmeergebied een onderdeel van het complex van factoren dat ten grondslag liggen aan trends in de flora en fauna, met name waar het gaat om verschuivingen tussen soorten onderling. De kennis hieromtrent staat nog maar in de kinderschoenen.

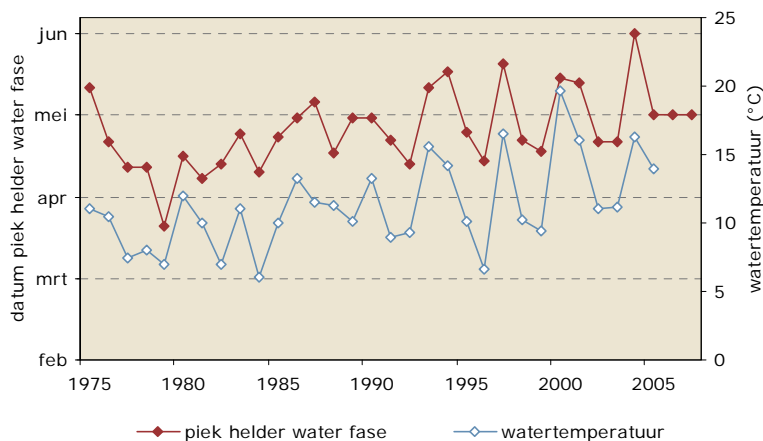
Figuur 6.1.14

Verloop van het aantal dagen in het voorjaar vanaf 1 januari met een berekende etmaalgemiddelde watertemperatuur van minder dan 6 °C, en de mediane paaidatum van Spiering in het IJsselmeer (IMARES, IJmuiden).



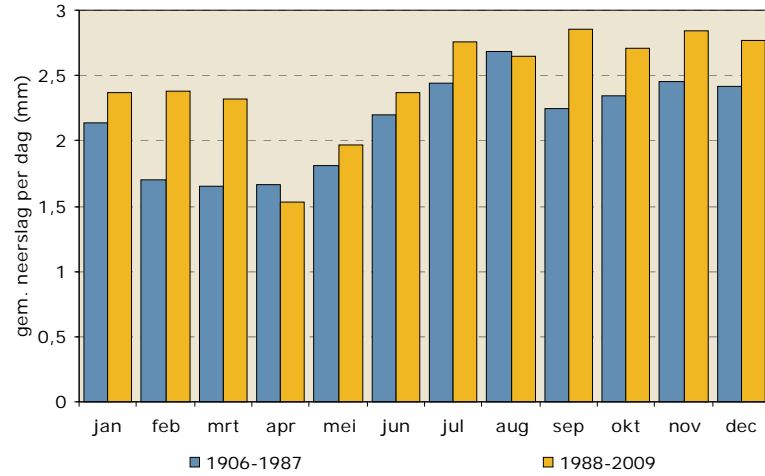
Figuur 6.1.15

Verloop van de datum van de piek van de helder water fase in het voorjaar in het IJsselmeer, op grond van de timing van het voorjaarsdal in chlorofyl en zwevend stof het de doorzichtpiek. Ook is de watertemperatuur op het moment van de meting weergegeven.



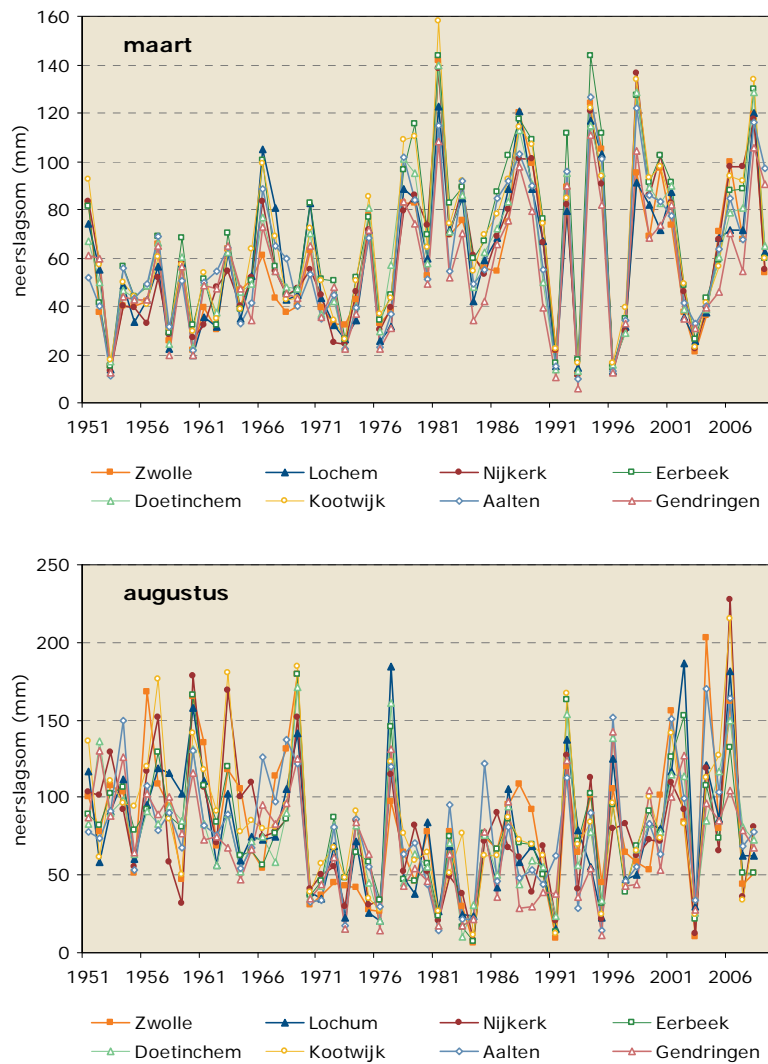
Figuur 6.1.16

Verandering in het seizoensverloop van de hoeveelheid neerslag in De Bilt, voor en na 1988 (KNMI).



Figuur 6.1.17

Verloop van de neerslagsom in de maanden maart en augustus op KNMI weerstations in de stroomgebieden van IJssel en Eem.

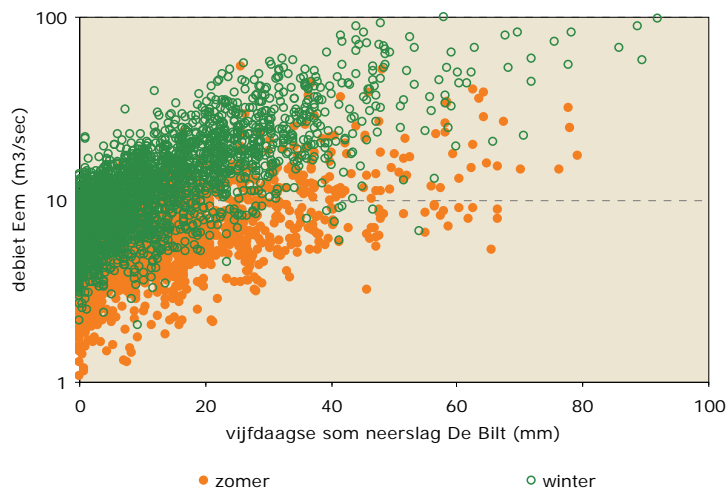


Neerslag

Bij zuidwesten wind is gedurende het hele jaar de kans op neerslag het grootst. De meest opvallende toename van de hoeveelheid neerslag heeft dan ook plaatsgevonden in de maanden februari en maart, de periode met de meeste toename van de hoeveelheid zuidwesten wind (figuur 6.1.16). Het meest opvallend is een toename van de neerslag in maart, in figuur 6.1.16 met zo'n 50%. Deze toename vond echter al plaats rond 1978 en kwam toen neer op een verdubbeling, hoewel met grote jaar-op-jaar fluctuaties (figuur 6.1.17a). De hoeveelheid neerslag in augustus nam in de jaren zeventig juist af met 40-50%, met een herstel vanaf ongeveer 1992 (figuur 6.1.17b). Van een toename van de maxima per dag is niet duidelijk sprake geweest, al is in de jaren 1983-94 de neerslag over relatief weinig regendagen verdeeld geweest. Sinds 1998 is het aantal dagen met neerslag per jaar relatief hoog, na een periode van 27 jaar met relatief weinig neerslagdagen (in De Bilt). Via uitspoeling en rivierafvoer kan dit effect hebben gehad op de aanvoer van nutriënten. Dit effect ligt waarschijnlijk via regionale afvoer ten grondslag aan het oplopend verschil in IJsseldebiet tussen Olst en de IJsselkop (figuur 3.1.19), en kan via verhoogde afvoer van met name de Eem ook effect hebben op de waterbalans van de randmeren en het Markermeer (figuur 6.1.18).

Figuur 6.1.18

Relatie tussen de hoeveelheid neerslag in De Bilt (som meetdag en vier voorafgaande dagen; KNMI) en het debiet in de Eem.

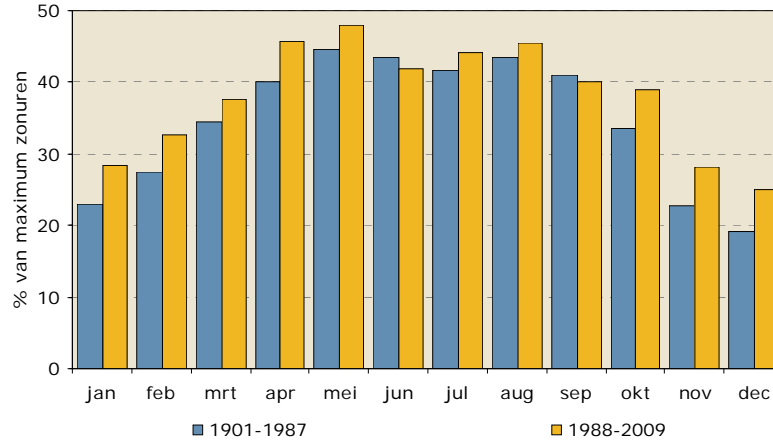


Zonuren

Het laatste aspect dat opvalt is een toename van de hoeveelheid zonuren. Deze toename begint in 1989 en verloopt geleidelijk. Absoluut gezien is de toename het sterkst in de wintermaanden (en in april), en door de kortere dagen is het relatieve effect dan des te groter, het loopt op tot een toename van 30-50% in december-februari (figuur 6.1.19). Deze trend roept vragen op doordat geen sprake is van een afname van de gemiddelde wolkenbedekking of een toename van de straling, maar is wel in de gegevens van meerdere KNMI meetstations zichtbaar. Samen met de toename van de watertemperatuur zou deze ontwikkeling wellicht de sterke toename van chlorofyl in het Markermeer in de winter kunnen verklaren, maar dit vergt natuurlijk nadere studie. Dergelijk onderzoek is juist voor het Markermeer relevant omdat in dit meer de planktongroei vaak lichtbeperkt wordt verondersteld door het hoge slibgehalte, en in de winter is de resuspensie het hoogst.

Figuur 6.1.19

Veranderingen in het seizoenspatroon van de hoeveelheidzonneshijn in De Bilt (% van mogelijke duur, KNMI).

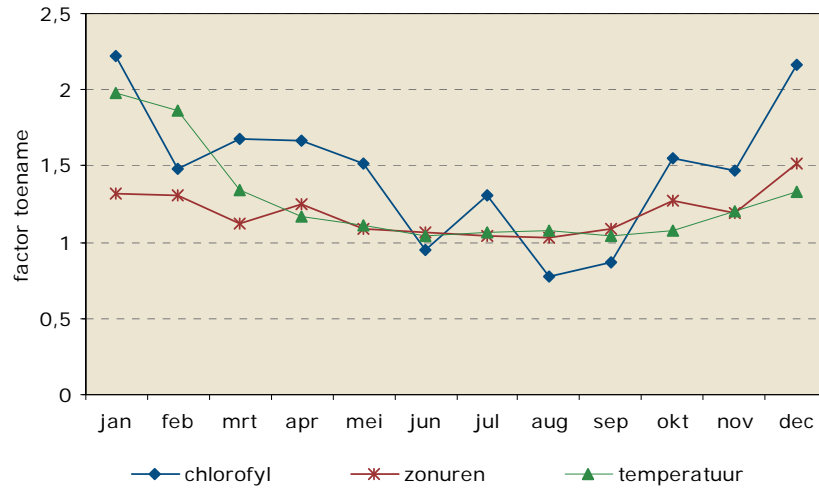


Er is inderdaad een zekere overeenkomst tussen de seizoenspatronen van de veranderingen in de concentratie van chlorofyl in het Markermeer en die van temperatuur en zonuren in De Bilt (figuur 6.1.20). In andere wateren was bij dalende chlorofylgehalten vaak sprake van relatief weinig afname in de winter (zie figuur 5.1.5). In het Markermeer was de toename van chlorofyl in de winter wel vertraagd ten opzichte van die van temperatuur en zonuren (figuur 6.1.21). Dat kan weer veroorzaakt zijn doordat een andere beperkende factor voor fytoplanktongroei, de graas door Driehoeksmosselen, begin jaren negentig sterk verminderde (zie par 5.4), zij het dat die graas in de winter beperkt is. Deze suggesties zijn echter nog zeer speculatief.



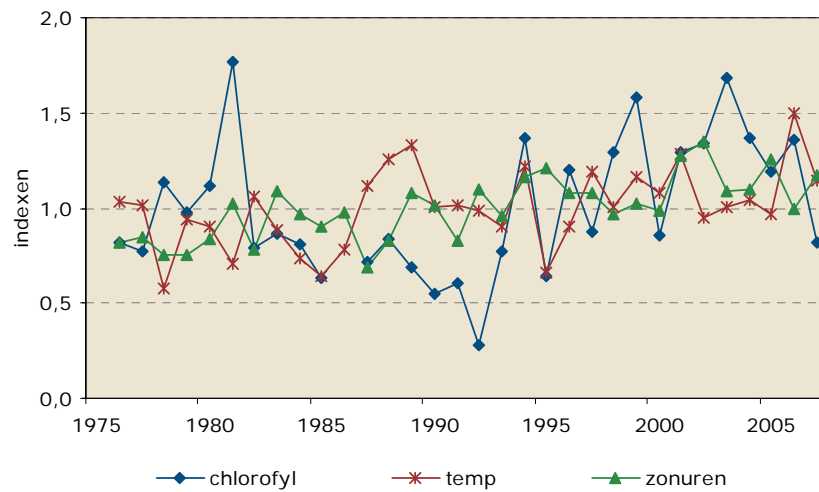
Figuur 6.1.20

Seizoenspatroon van de mate van toename per maand van chlorofyl in het Markermeer en van de luchttemperatuur en het aantal zonuren in De Bilt (KNMI).



Figuur 6.1.21

Verloop van de winterhalfjaargemiddelden van chlorofyl in het Markermeer en van de luchttemperatuur en het aantal zonuren in De Bilt (KNMI).



6.2 Klimaatverandering en watervogeltrends: internationale effecten

Ruurd Noordhuis & Marc van Roomen

IJsselmeergebied: deel van het grotere geheel

Het IJsselmeergebied is een belangrijk overwinterings- en doortrekgebied voor watervogelpopulaties binnen de Oost-Atlantische trekroute. Deze komen uit een gebied dat zich in het noorden uitstrekt van Scandinavië tot aan West Siberië en in het zuiden tot aan het westelijk Middellands Zeegebied en in enkele gevallen West Afrika. De internationale betekenis van soorten als Aalscholver, Kleine Zwaan, Kleine Rietgans, Smient, Tafeleend, Kuifeend, Toppereend en Zwarte Stern is met een populatie-aandeel van 10% of meer, zeer groot. Binnen Nederland is de betekenis van het gebied voor sommige soorten enorm. Ongeveer driekwart of meer van de Nederlandse Krooneenden, Toppereenden, Grote Zaagbekken, Reuzensterren en Zwarte Sterns verblijven hier, en minstens de helft van de Aalscholvers, Tafeleenden en Kuifeenden. Dat betekent dat de aantalsontwikkelingen van deze soorten in het gebied grote invloed hebben op het verloop van de gehele Nederlandse populatie. De verbeterende waterkwaliteit in het gebied heeft via de waterplanten de landelijke populatie Krooneenden doen veeleer veeleer, terwijl de afname van de mosselen en de spiering in Markermeer en IJsselmeer een landelijke afname van Tafeleend en Grote Zaagbek tot gevolg heeft gehad. Veel van de trends in het gebied worden echter ook door buitenlandse of internationale processen gestuurd.

Voor trekkende watervogelsoorten geldt bij uitstek dat het voorkomen in afzonderlijke gebieden niet op zichzelf staat maar deel uitmaakt van de reeks van gebieden die gedurende de jaarcyclus worden gebruikt. Het gaat hierbij om broedgebieden, ruigebieden, doortrekgebieden en overwinteringsgebieden. Veranderingen in de omstandigheden in één van deze gebieden kunnen hun weerslag hebben op de aantallen en het gebruik in de andere gebieden later in de jaarcyclus en elders langs de trekroute. Met name klimaatverandering kan grote gevolgen hebben voor de verspreiding en aantallen binnen de trekroute. Deze invloed kan zich zowel meer direct via de weersomstandigheden laten gelden (wel of niet dichtvriezen van wateren, effecten op de energiehouding) of via effecten op de voedselbestanden. Door veranderende omstandigheden langs de trekroute kan er sprake zijn van een herverdeling over de gebieden maar ook van een algehele verandering in aantallen door verbetering of verslechtering van de overleving (MacLean et al. 2008).

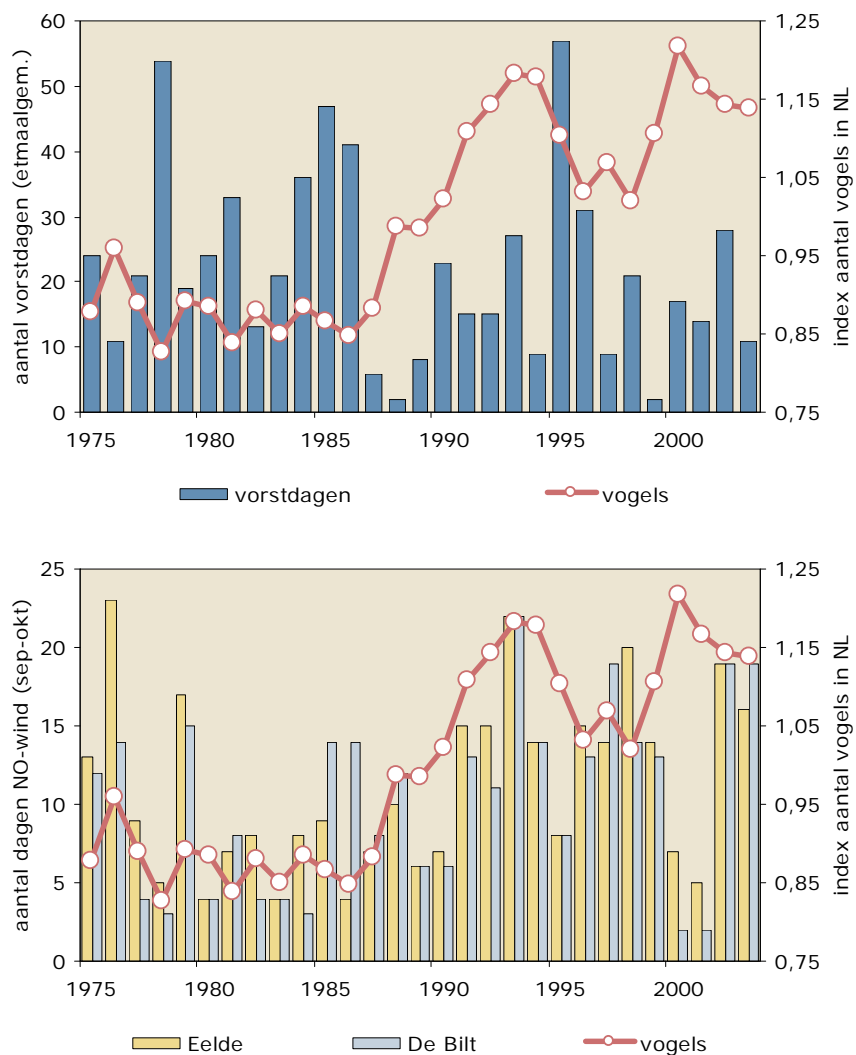
Vogelaantallen en de reeks van zachte winters

De invloed van klimaatverandering op de aantallen watervogels in Nederland wordt al meteen gesuggereerd door een vergelijking van de aantallen van soorten die ten noordoosten van Nederland broeden en de strengheid van de winters hier (figuur 6.2.1a). Sinds eind jaren tachtig hebben we te maken met zachtere winters, en dat gaat samen met een geleidelijke toename van het aantal vogels

in Nederland door herverdeling en groei van de internationale populaties. De twee strenge winters van midden jaren negentig resulteren in een tijdelijke terugval. Naast de invloed van het winterweer is mogelijk ook een frequenter optreden van wind uit het noordoosten tijdens de najaarstrek van belang bij het naar onze contreien brengen van grotere aantallen watervogels (figuur 6.2.1b). De toename van aantallen vogels in Nederland is dus waarschijnlijk ook in enige mate onderdeel van een internationale verschuiving van vogelconcentraties. Voor het IJsselmeergebied betekent dit dat lokale of regionale aantalsveranderingen niet los kunnen worden gezien van internationale ontwikkelingen.

Figuur 6.2.1

a) Aantalsverloop (driejarig lopend gemiddelde) in Nederland van een selectie van 26 soorten (soorten met aanwijsbare lokale oorzaken voor verandering, bijvoorbeeld schelpdiereters Waddenzee, spieringeters IJsselmeer, zijn uitgezonderd), vergeleken met het aantal vorstdagen per winter. B) Het zelfde aantalsverloop vergeleken met de hoeveelheid noordoostenwind in september en oktober. Weersgegevens KNMI.



Voor sommige soorten resulteren klimaatveranderingen in veranderingen in het onderlinge belang van overwinteringsgebieden (verschuiving naar het noorden), die op zijn beurt invloed hebben op de aantallen in Nederland. Bij soorten die hun kerngebieden ten zuiden van ons land hebben, kan ook dit een deel van de toename in Nederland verklaren. Soorten die vooral ten noorden van ons land overwinteren, kunnen daardoor in Nederland juist afnemen (Grote Zaagbek,

Nonnetje). Klimateffecten kunnen via de broedgebieden van met name de meest noordelijk broedende soorten ook negatieve effecten hebben op de totale populatie omvang (minder broedsucces bij Kleine Zwaan).

Soms spelen er echter ook heel andere processen die op internationaal niveau afname bewerkstelligen, zoals veranderingen in het landgebruik in Oost-Europa, en daarmee in de habitatgeschiktheid voor bepaalde soorten. Afhankelijk van habitatkeuze en verspreiding daar, kan dat voor de aantallen in Nederland positief of negatief uitpakken, hetzij via veranderingen in de populatieomvang, hetzij via verschuiving van de broedgebieden en trekroutes. Bij zulke processen kunnen we met betrekking tot het IJsselmeergebied bijvoorbeeld denken aan de afname van Zwarte Stern en Dwergmeeuw, maar ook aan de toename van de Geoorde Fuut als broedvogel in de randmeren.

Ook de negatieve aantalsontwikkelingen in het gebied kunnen dus niet bij alle soorten uitsluitend aan lokale omstandigheden (voedselbeschikbaarheid) worden toegeschreven. Enkele van deze voorbeelden worden hieronder uitgewerkt.

Terugtrekking naar het noorden

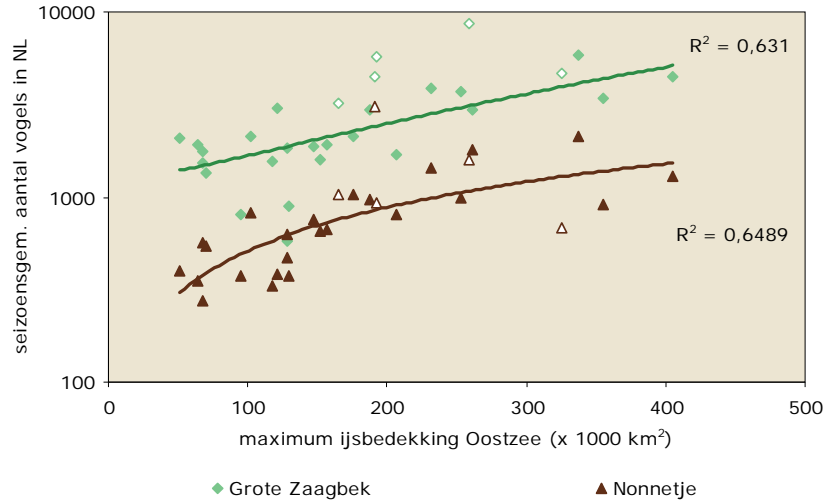
Bij soorten die normaal als gevolg van invallende koude in het noorden naar ons land komen is de verwachting dat dit bij een trendmatige toename van de temperaturen minder zal plaatsvinden. Dit zal het sterkst merkbaar zijn bij soorten die het zwaartepunt van hun overwinteringsgebied ten noorden en oosten van ons land hebben en waarvoor Nederland aan de zuidwest grens van hun winterrange ligt.

Grote Zaagbek en Nonnetje

In het geval van Grote Zaagbek en Nonnetje wordt het voorkomen in Nederland waarschijnlijk in hoge mate bepaald door de mate waarin de Oostzee dichtvriest (figuur 6.2.2). De ijsbedekking in de Oostzee bereikt in februari of maart een maximum, gemiddeld ongeveer 170.000 van de ruim 400.000 km² die de Oostzee groot is. Als echter meer dan de helft van de Oostzee bedekt raakt, komen grotere aantallen zaagbekken naar Nederland. De Grote Zaagbekken die hier normaal in december arriveren worden dan gevolgd door vogels die door het ijs uit de Oostzee worden verdrongen, zodat piekaantallen pas in januari bereikt worden en veel hoger zijn dan in zachte winters (figuur 6.2.3). In de strengste winters wordt pas in februari een maximum bereikt, omdat dan in januari vaak ook in het IJsselmeergebied de meren zijn dichtgevroren, zodat de vogels nog verder moeten vliegen. Nonnetjes komen in strenge winters gemiddeld gesproken al in december in veel hogere aantallen naar het IJsselmeergebied.

Figuur 6.2.2

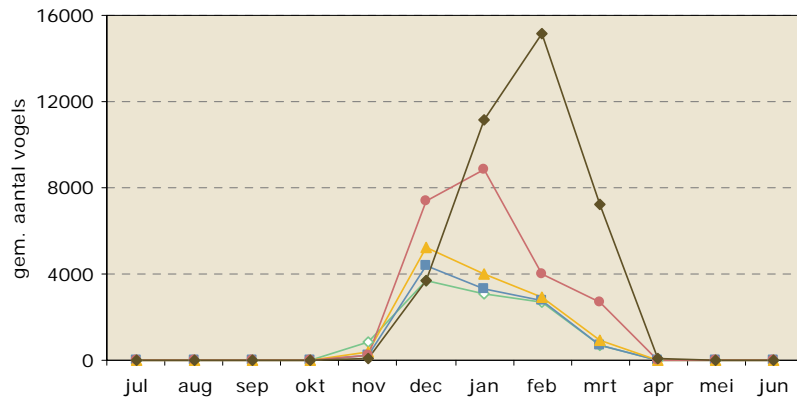
Gemiddelde aantallen in Nederland van Grote Zaagbek en Nonnetje, in relatie tot de maximale ijsbedekking van de Oostzee per winter, 1980-2003 (Finnish Institute of Marine Research en SOVON 2006). Gegevens uit de jaren 1975-79 zijn toegevoegd als open symbolen, maar zijn in de trend niet meegenomen vanwege verschil in telmethode.



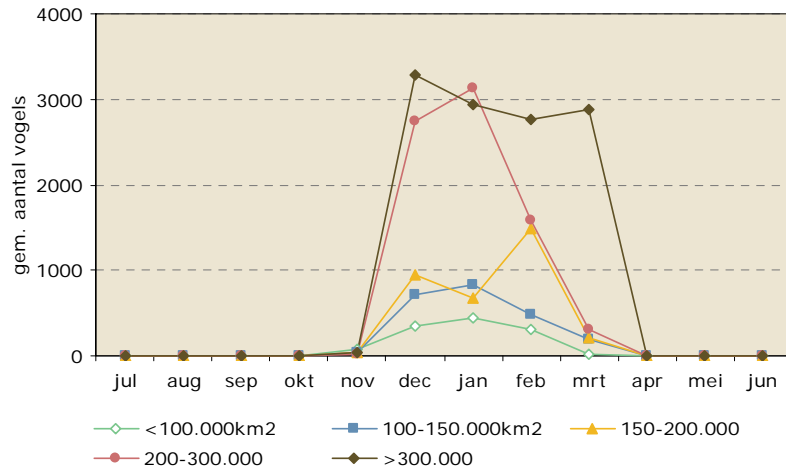
Figuur 6.2.3

Seizoensverloop van de aantallen Grote Zaagbekken en Nonnetjes in het IJsselmeer en Markermeer (gemiddelden 1975-2007) in relatie tot de maximale ijsbedekking van de Oostzee (Finnish Institute of Marine Research FIMR en SOVON 2006).

Grote Zaagbek

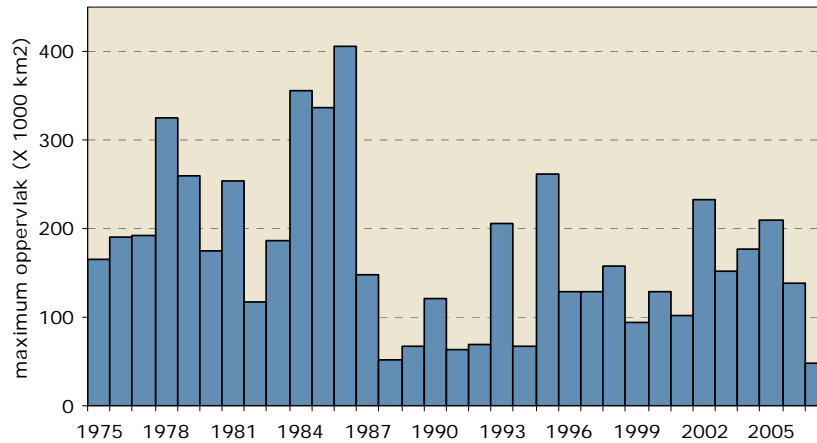


Nonnetje



Figuur 6.2.4

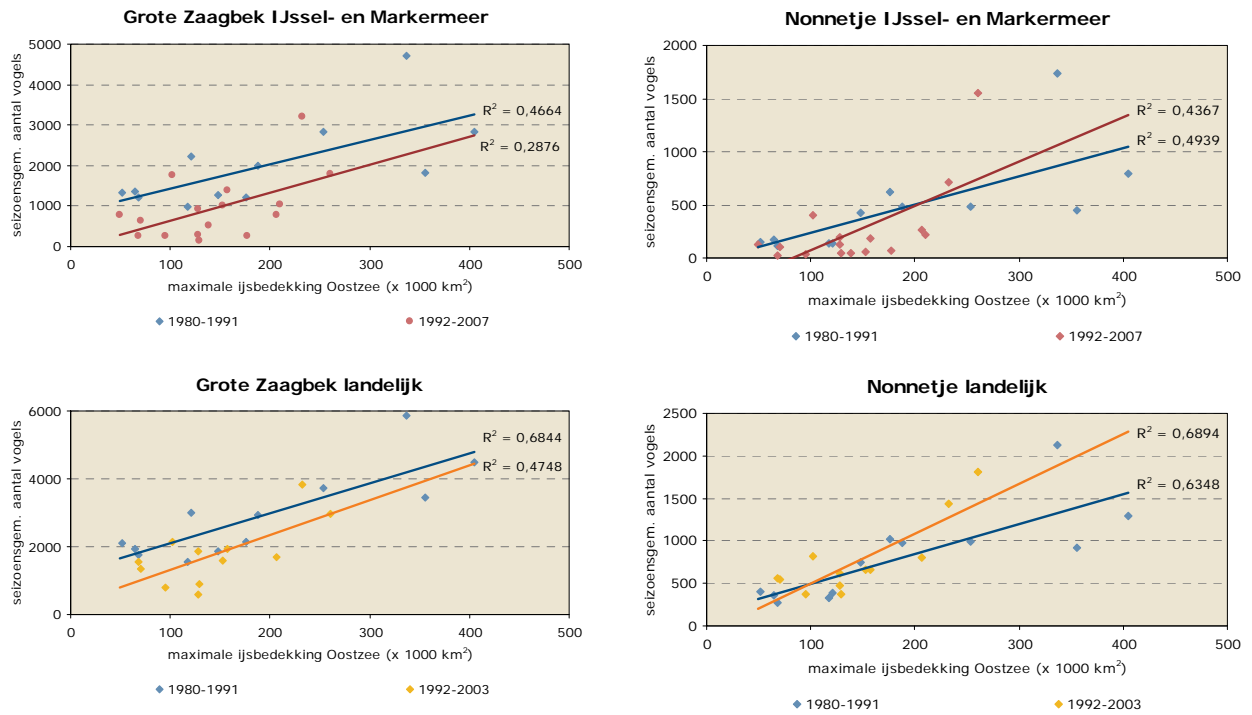
Verloop van het maximale ijsoppervlak per winter in de Oostzee (FIMR).



De ijsbedekking op de Oostzee vertoont een negatieve trend (figuur 6.2.4). De strenge winters van 1985-87 zijn ook hier zichtbaar in de vorm van de meest uitgebreide ijsbedekking in de meetreeks, gevolgd door de abrupte verzachting van 1988. Daarna was er enig herstel, totdat in 2008 een historisch minimum werd bereikt.

Gezien de relatie met de situatie in de Oostzee zou dus een afname van de aantallen van Nonnetje en Grote Zaagbek in Nederland kunnen worden verwacht. Die afname zou echter gecompenseerd kunnen worden door toename van de internationale populatie als gevolg van hogere winteroverleving. Zo'n toename heeft inderdaad plaatsgevonden (Delany et al. 1999). Toch is vooral de Grote Zaagbek in Nederland afgenomen, er komen bij dezelfde ijsbedekking in de Oostzee minder vogels naar Nederland, vooral in zachte winters (figuur 6.2.5). En die afname is vooral veroorzaakt door de aantalsontwikkelingen in het IJsselmeer, waar vroeger meer dan de helft van de Grote Zaagbekken in Nederland vertoefde. Dit aandeel is behoorlijk gedaald, en dat wijst op een lokale oorzaak. De afname van de Spiering (zie par. 5.5) is daarvoor de meest logische verklaring. Nonnetjes komen tegenwoordig in verhouding tot de ijsbedekking in de Oostzee in veel kleinere aantallen naar het Markermeer en IJmeer, dat vroeger een bolwerk vormde. Bij deze soort wordt die afname echter gecompenseerd door toename in andere gebieden, zoals de randmeren, de Vechtplassen, de Wieden en de Oude Venen. Landelijk gezien is daardoor het aantal Nonnetjes in relatie tot de situatie in de Oostzee min of meer gelijk gebleven (figuur 6.2.5). Dat naast de toestand op de Oostzee ook de fluctuaties in de spieringstand in het IJsselmeergebied belangrijk zijn, blijkt ook uit het feit dat in de twee strenge winters van 1981/82 en 1984/85, dus vóór de definitieve afname van de Spiering in 1988, nauwelijks Nonnetjes present waren. In deze winters was de spieringstand voor die periode uitzonderlijk laag.

Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling



Figuur 6.2.5. Gemiddelde aantallen van Grote Zaagbek en het Nonnetje in het IJsselmeer in 1980-2007, en in geheel Nederland in 1980-2003, in relatie tot de maximale ijsbedekking van de Oostzee per winter (Finnish Institute of Marine Research FIMR en SOVON 2006), voor en na de Spieringcrash in 1992. Onder: Middelste Zaagbek. Foto Mervyn Roos.

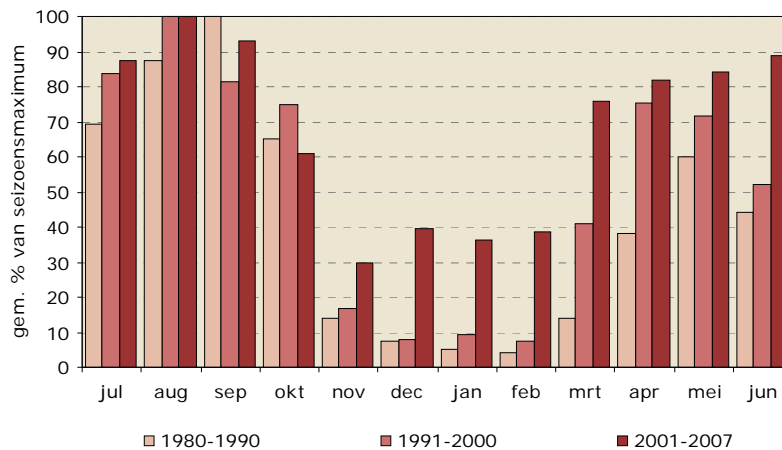


Oprukken uit het zuiden en minder wegtrek

Van de watervogels die vooral ten zuiden van Nederland plachten te overwinteren vertoont in het IJsselmeergebied vooral de Aalscholver een tendens om meer en meer in de regio te overwinteren (figuur 6.2.6). In het begin van de jaren tachtig vertoonde het seizoenspatroon maxima in mei en in september, en in de winter was de soort nagenoeg afwezig. Het aantal overwinteraars nam echter enigszins toe in dat decennium, en het nam een nieuwe vlucht vanaf het eind van de jaren negentig. Vooral sinds 2001 is het aantal overwinteraars nauwelijks nog lager dan de helft van het seizoensmaximum. Soortgelijke veranderingen zijn in minder sterke mate ook zichtbaar bij andere soorten, zoals bijvoorbeeld de Slobeend. Hoewel toenemende overwintering niet hoeft samen te gaan met een toename van het seizoensmaximum, leidt het in principe wel tot een positieve trend bij gebruik van seizoensgemiddelden, omdat de vogels langer aanwezig zijn.

Figuur 6.2.6

Seizoensverloop van het aantal Aalscholwers in het IJsselmeergebied, als gemiddeld percentage van het maximale aantal per seizoen, in de perioden 1980-1990, 1991-2000 en 2001-2007.

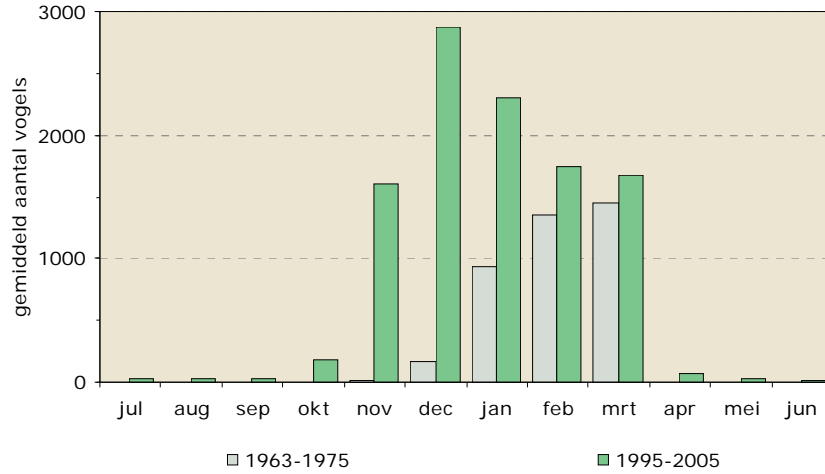


Verschuivingen van aankomst en vertrek

Ook zonder verandering van het populatie-aandeel dat in Nederland of het IJsselmeergebied verblijft, kunnen trendmatige veranderingen optreden. Door vroegere beschikbaarheid van noordelijke of oostelijke broedgebieden en het vroeger voltooiën van de broedcyclus, kunnen veranderingen optreden in de timing van aankomst en vertrek. Trends in seizoensgemiddelde aantallen kunnen dan ontstaan als de verblijfsduur verandert, of als er veranderingen optreden in de afstemming met de beschikbaarheid van het leefgebied in onze streken. Een voorbeeld van een verschuiving in de aankomstperiode is mogelijk te zien in het seizoensverloop van de aantallen Kolganzen in het Zwarte Meer (figuur 6.2.7). Dit beeld sluit aan bij een landelijke vervroeging van het begin van de najaarstrek met ongeveer een maand (van Turnhout et al. 2009). Mogelijk is ook het verkorten van het verblijf van de Kleine Zwaan in de randmeren deels aan een dergelijk effect toe te schrijven (figuur 6.2.8). Heel consistent zijn ook de vervroeging van de doortrekpiek van de Zwarte Stern (figuur 6.2.9) en een vervroeging in de aanwezigheid van Toppers in het IJsselmeergebied (figuur 6.2.10).

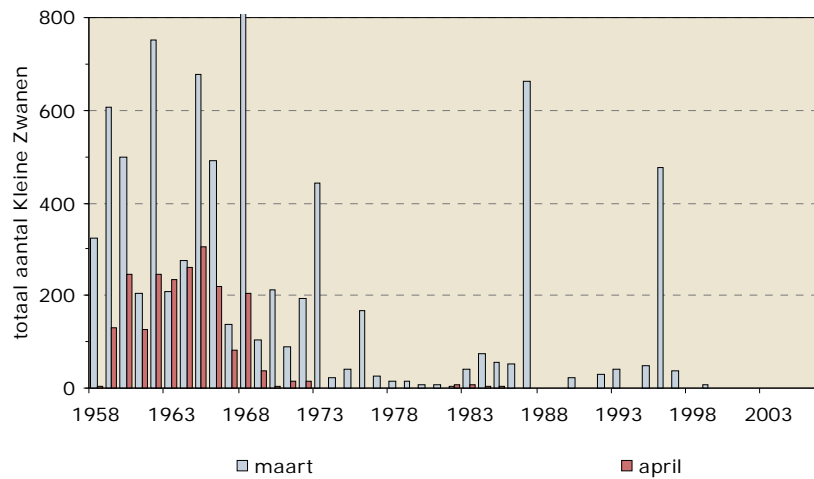
Figuur 6.2.7

Gemiddelde seizoensverloop van het aantal Kolganzen in het Zwarte Meer, in de perioden 1963-1975 en 1995-2003.



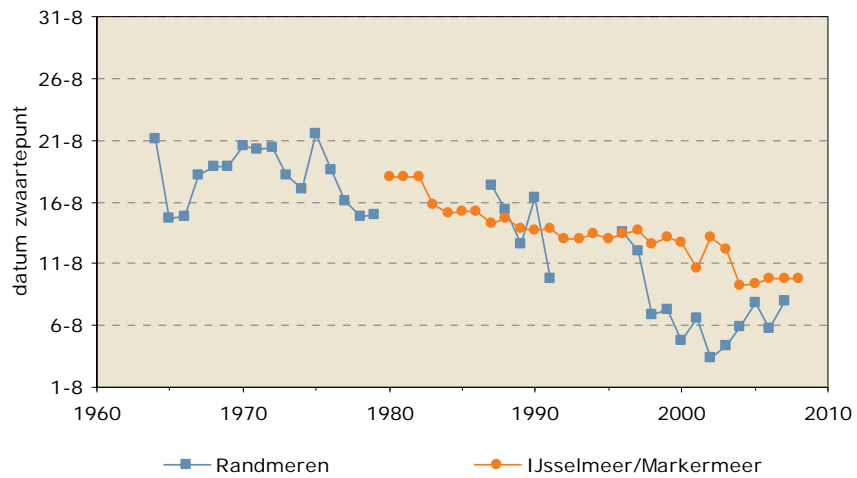
Figuur 6.2.8

Aantalsverloop van het aantal Kleine Zwanen in de Randmeren in maart en april vanaf 1957.



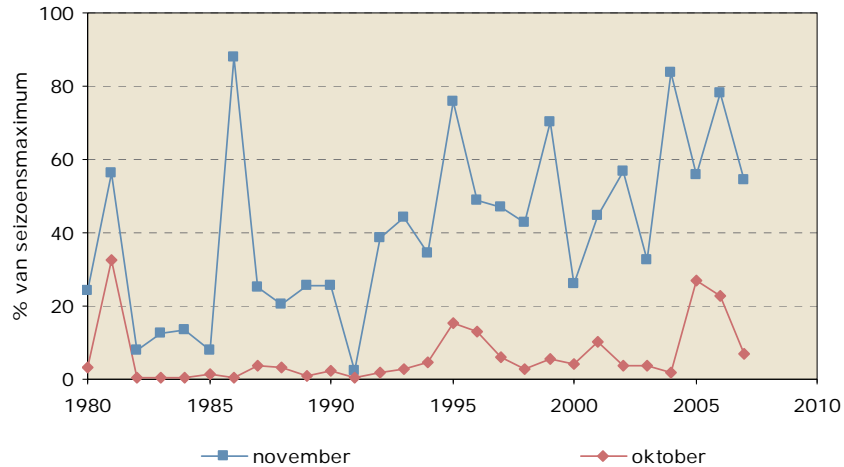
Figuur 6.2.9

Vervroeging van de doortrekpiek van de Zwarte Stern van half augustus naar begin augustus. Gemiddeld zwaartepunt van de aanwezigheid van vogels in de periode juli-oktober. Lopende gemiddelden over vijf jaar.



Figuur 6.2.10

Verloop van het percentage van het maximale aantal Toppers per seizoen, dat in oktober en november al in het IJsselmeergebied aanwezig is.



Verwachtingen op langere termijn

Hoewel er voor een relatief klein groepje soorten op dit moment aanwijzingen zijn dat klimaatsverandering tot aantalsafname van die soorten binnen Nederland en het IJsselmeergebied leidt (terugtrekking in het noorden en minder trekgedrag), lijkt het netto effect van de zachtere winters voorlopig voor de meeste soorten tot een aantalstoename te leiden. Deze toename is de resultante van meer zuidelijke soorten die hun winterrange naar het noorden hebben verschoven en soorten die het zwaartepunt van hun overwintering van meer zuidelijk en westelijk naar meer noordelijk en oostelijk verschuiven. Deze effecten komen op dit moment in Nederland samen wat tot een gestage stijging van de aantallen leidt. Echter naarmate de klimaatsverandering verder doorzet zou deze toename van voorbijgaande aard kunnen zijn als soorten nog verder naar het noorden en oosten opschuiven. We lijken daar al wel de eerste aanwijzingen voor aan te treffen bij sommige soorten.

Niet door klimaat alleen!

Het lijkt er op dat klimaatverandering een grote invloed kan hebben op het trendverloop van watervogels in het IJsselmeergebied. Naast aantalstoename kan dit ook op korte of langere termijn tot aantalsafname leiden. Deze 'autonome' veranderingen zijn moeilijk te beïnvloeden door lokaal beheer en zijn in die zin een moeilijk punt bij gestelde doelen in het kader van Natura 2000. Mogelijke effecten van klimaat vertroebelen nogal eens de discussies over nut en noodzaak voor verbetering van de lokale omstandigheden. Veranderingen in de lokale omstandigheden (verbeteringen of verslechtingen door menselijke handelen) hebben vaak een groter en directer effect maar spelen zich wel af tegen de achtergrond van klimaatverandering waardoor effecten worden versneld of afgeremd. Bij de aansturing van lokaal beheer moet de doorwerking van klimaateffecten steeds meer in de afwegingen worden meegenomen.



Avondluchten boven de randmeren; boven Vossemeer, onder Drontermeer met spreekwenslaapplaats.

7 Synthese

Het IJsselmeergebied bevat met een oppervlakte van 2000 km² het overgrote deel van de Nederlandse zoetwatervoorraad. Dit water heeft allerlei relaties met de omgeving en zit vol leven. Naast de diverse menselijke gebruiksfuncties die het gebied heeft, heeft het daarmee ook een grote natuurwaarde, die recent is erkend door middel van het opstellen van doelen in het kader van Natura 2000, een combinatie van de Europese Habitatrictlijn en de Europese Vogelrichtlijn. Waarden die benoemd zijn vanuit de habitatrictlijn zijn in het algemeen gebonden aan oevers en ondiepten: habitats als kranswier- en fonteinkruidgemeenschappen, zoomvormende ruigtes en de kievitsbloemhooilanden, en soorten als Rivierdonderpad, Kleine Modderkruiper, Meervleermuis en Noordse Woelmuis. Vanuit de vogelrichtlijn sluiten de broedvogeldoelen hierop aan, maar bij de niet-broedvogels ligt het accent veel meer op het open water. Hier ligt de grootste internationale betekenis van het gebied. Een deel van de vogels is ook oevergebonden, met name planteneters en natuurlijk broedvogels. Een ander deel is afhankelijk van open water met vis en bodemdieren als mosselen. De Natura 2000 doelen worden deels ondersteund door doelen die zijn opgesteld onder de Kaderrichtlijn Water. Vooral waar het gaat om de relatie tussen waterkwaliteit en de abundantie van soorten (productiviteit van het systeem in relatie tot N2000 behoudsdoelen en de door de KRW gevraagde nutriëntgehalten) ligt de relatie tussen de verschillende richtlijnen complexer.

De resultaten van het programma Biologische Monitoring geven met allerlei aanvullende gegevens informatie over de toestand van de meren en de veranderingen daarin. Veranderingen in aantallen vogels springen daarbij bijzonder in het oog, enerzijds doordat inmiddels instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd, anderzijds omdat ze door maandelijkse, integrale tellingen nauwkeuriger in beeld worden gebracht dan de veranderingen bij onderliggende parameters.

Het totale aantal vogels in het hele IJsselmeergebied is nauwelijks veranderd. Wel zijn er verschuivingen in de relatieve betekenis van afzonderlijke deelgebieden en voedselcategorieën: de betekenis van de randmeren is sterk toegenomen en die van met name het IJmeer voor vogels is sterk afgenomen. Onder de voedselgroepen hebben de planteneters in aandeel gewonnen en de viseters verloren, terwijl de benthos (mossel)eters het grootste aandeel hebben gehad in de verschuivingen richting randmeren. Verder is de betekenis van het gebied voor broedvogels toegenomen.

Deze veranderingen zijn waarschijnlijk in de eerste plaats een gevolg van veranderingen in de beschikbaarheid van voedsel en habitat. Voor vogels spelen echter ook ontwikkelingen buiten de regio mee, bijvoorbeeld veranderingen in de omvang van internationale vogelpopulaties, geografische verschuivingen van broed- en overwinteringsgebieden als gevolg van klimaatverandering, of het aantrekkelijker worden van voedsel- of broedgebieden elders.

De oorzaken van veranderingen in het gebied zelf zijn nog onderwerp van studie (programma Autonome Neergaande Trends, ANT). Daarbij wordt onder meer de rol van afnemende voedselrijkdom, klimaatverandering en in mindere mate toenemend ruimtebeslag door bijvoorbeeld recreatie onderzocht. In dit rapport zijn vooral trends gepresenteerd van alle aspecten van de ecologie in het gebied, gelardeerd met suggesties en hypothesen over onderlinge verbanden en oorzaken.

De belangrijkste trends in het IJsselmeergebied zijn de volgende:

- Afname van chemische verontreiniging
- Afname van nutriëntgehalten in alle meren
- Uitputting van opgelost fosfor in Veluwerandmeren, IJsselmeer en Markermeer sinds 2004
- Afname van chlorofyl in de randmeren maar niet in IJsselmeer en Markermeer
- Grootschalig ecologisch herstel met terugkeer van waterplanten en Driehoeksmosselen in de randmeren
- Toename van waterplanten in de oevergebieden van IJsselmeer en Markermeer
- Afname van Brasem ten gunste van Baars en Blankvoorn in de randmeren
- Afname van totale visbiomassa door met name minder Brasem en Blankvoorn in IJsselmeer en Markermeer, doorgaande afname van Spiering en toename van Pos
- Afname van Driehoeksmosselen in het Markermeer en recent ook in het IJsselmeer
- Opkomst van exoten als Quagga-mosselen, Korfmosselen, Kaspische Slijkgarnalen en Reuzenvlokreeften
- Toename van waterplantenetende vogels
- Grootschalige verplaatsing van benthosetende vogels van IJsselmeer en Markermeer (en rivierengebied) naar randmeren
- Afname en deels verplaatsing van viseters
- Toename van broed- en ruifunctie van sterns, meeuwen e.d. door natuurontwikkeling
- Afname van moerasbroedvogels door verlies peildynamiek

Deze veranderingen zijn vaak direct of indirect onderling gerelateerd. Ze vinden vaak niet geleidelijk plaats maar zijn eerder in kortere perioden geconcentreerd. Tussen deze perioden in zijn de ecosystemen dus relatief stabiel. In de volgende paragrafen worden eerst de belangrijkste perioden van verandering geïdentificeerd, daarna wordt ingegaan op de stabiliteitsmechanismen.

7.1 Regimeshifts

In het gebied zelf spelen diverse basale veranderingsprocessen die invloed kunnen hebben op de natuurwaarden:

- 1) Veranderingen in de waterkwaliteit: in de eerste plaats de afname van de voedselrijkdom, waardoor enerzijds het water helderder wordt en plantengroei wordt gestimuleerd, maar waardoor anderzijds ook de productie en biomassa van flora en fauna uiteindelijk vermindert.
- 2) Klimaatverandering: opwarming van het water, veranderingen in windpatronen en op termijn in wateraanvoer en spuumogelijkheden. Opwarming van het water is al meetbaar, gekoppeld aan lagere zuurstofconcentraties in warme zomerperioden en vervroeging van het voorjaar (vispaai).
- 3) Inrichting en gebruik: veranderingen in visserij, ruimtebeslag en recreatiedruk, maar ook lange termijn effecten van de afsluiting van de Zuiderzee, zoals toenemende invloed van slib in het Markermeer en accumulatie van organisch materiaal in het IJsselmeer.

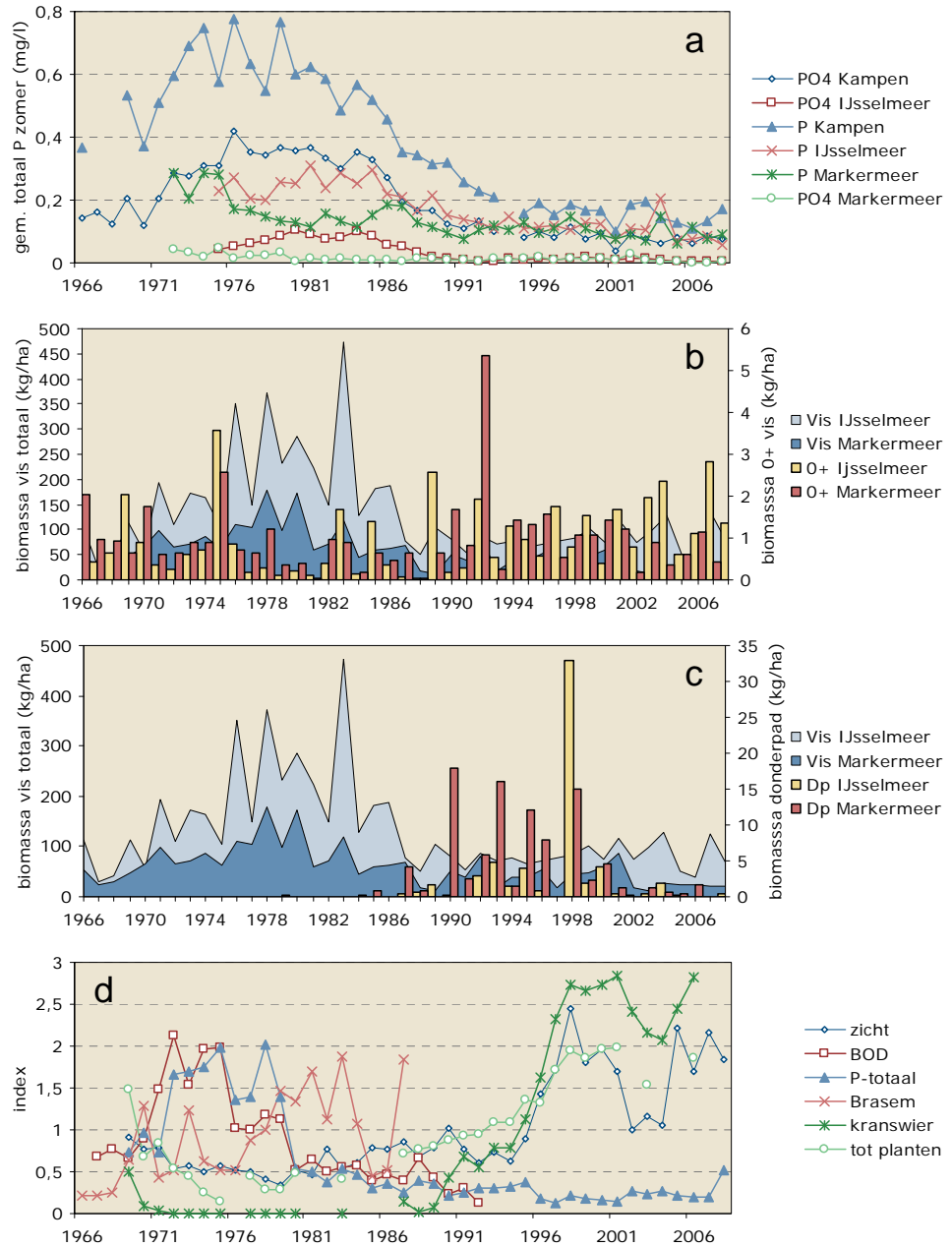
In veel gevallen vinden veranderingen in het ecosysteem niet geleidelijk plaats, maar meer abrupt (Scheffer et al. 2001). Vaak ligt achter veranderingen in de meren een combinatie van meer dan één van de hiervoor genoemde processen. Zulke relatief sterke veranderingen kunnen enerzijds ontstaan door abrupte, permanente veranderingen in basale factoren als de trofiegraad of de watertemperatuur. Anderzijds kunnen ze ontstaan bij geleidelijke veranderingen in zulke factoren, als er een belangrijke rol is in het ecosysteem voor habitatvormers als waterplanten of mosselen. Dergelijke habitats kunnen versterkingsmechanismen hebben waardoor ze zichzelf nog een tijd lang in stand houden ondanks geleidelijke veranderingen in bijvoorbeeld nutriëntgehalten of watertemperatuur. Dan kan een definitieve switch optreden als (combinaties van) incidentele gebeurtenissen (strengere winters, stormen, zomersterfte) deze habitats beschadigen. Omdat zulke switches ook gevolgen hebben voor andere gebruikers van die habitats is op zo'n moment soms sprake van een "regimeshift", een plotselinge verschuiving in de ecologische relaties. Zulke shifts zijn bijvoorbeeld recent in beeld gebracht voor de Noordzee (Weijerman et al. 2005, Beaugrand et al. 2008). Ook in de geschiedenis van het IJsselmeergebied zijn een aantal van deze gebeurtenissen aan te wijzen.

De belangrijkste zijn het begin en het einde van een periode met hoge nutriëntgehalten, resp. rond 1970-71 en rond 1987-88 (net als in de Noordzee) en versterkt door respectievelijk het kuilverbod van 1970 en een klimaatomslag in 1988, vervolgens een omvangrijk complex van veranderingen rond 1995-96 en tenslotte een set veranderingen rond 2004. Daarnaast hebben belangrijke ingrepen als de bouw van de Houtribdijk (1975) en maatregelen ter bestrijding van eutrofiëring in de randmeren (1979) natuurlijk hun invloed op de ecologie gehad.

Figuur 7.1.1

Eu- en oligotrofiëring. Vergelijking tussen (a) het verloop van fosfor en orthofosfaat in IJsselmeer en Markermeer en in de IJssel bij Kampen, (b) het verloop van de biomassa van het totale visbestand en de jonge vis (gemiddelde verloop over Baars, Pos, Snoekbaars, Brasem en Blankvoorn) in IJsselmeer en Markermeer, (c) het verloop van de totale visbiomassa en de hoeveelheid van de Rivierdonderpad en (d) het verloop van fosfor, zicht, zuurstofverbruik en Brasem in het Veluwemeer.

De verticale kolommen vertegenwoordigen relevante gebeurtenissen voor de ontwikkeling van het ecosysteem, van links naar rechts het kuilverbod van 1970 en de toename van de aanvoer van fosfor, het sluiten van de Houtribdijk in 1976 en de grootste afname van de aanvoer van fosfor vanuit de IJssel in combinatie met de klimaatomslag van 1988.



7.1.1 Shift 1970/1971: Kuilverbod en toename fosfor

In 1970 werd het vissen met de kuil in het IJsselmeer en Markermeer (toen nog één waterlichaam) verboden vanwege de schade aan de visstand door de grote bijvangsten. Het aantal (schiet)fuiken nam daarna sterk toe. In de zelfde periode namen de nutriëntgehalten in het aanvoerwater van de IJssel sterk toe. Deze verandering gingen gepaard met een toename van de totale visbiomassa, vooral door toename van Baars, Blankvoorn en Brasem (figuur 7.1.1). In deze periode vorderde de bouw van de Houtribdijk, die de twee meren definitief scheidde in 1976. Hoewel toen de nutriëntgehalten in het Markermeer daalden, is de visbiomassa daar echter nog een tijd lang relatief hoog geweest. Wel start daarop in het Markermeer een proces van herverdeling van sediment in de richting van de diepere delen in het oosten, waarbij de mosselen in dat gedeelte verdwijnen en ook de benthivore eenden van oost naar west verschuiven.

In de Veluwerandmeren was sprake van een nog sterkere toename van met name Brasem dan in het IJsselmeer, nadat hier het heldere ecosysteem onder druk van voortschrijdende eutrofiëring omstreeks 1969 was ingestort. In januari van dat jaar was het lozingspunt van de waterzuivering verplaatst van het Wolderwijd naar het Veluwemeer. Aanvankelijk werkte de rioolwaterzuivering niet goed waardoor het Veluwemeer een grote toevoer van organisch materiaal uit de regionale pluimveehouderij te verwerken kreeg (Verdugt 1981). Het zuurstofverbruik liep enorm op en de ecologie, aanvankelijk inclusief de grote Brasem (intermezzo par. 5.5), stortte in. In deze meren kwam in de eutrofe situatie echter eerder verandering dan in het IJsselmeer en Markermeer, als gevolg van doorspoeling en defosfatering van het Veluwemeer vanaf 1979.

7.1.2 Shift 1987/1988: afname fosfor en klimaatomslog

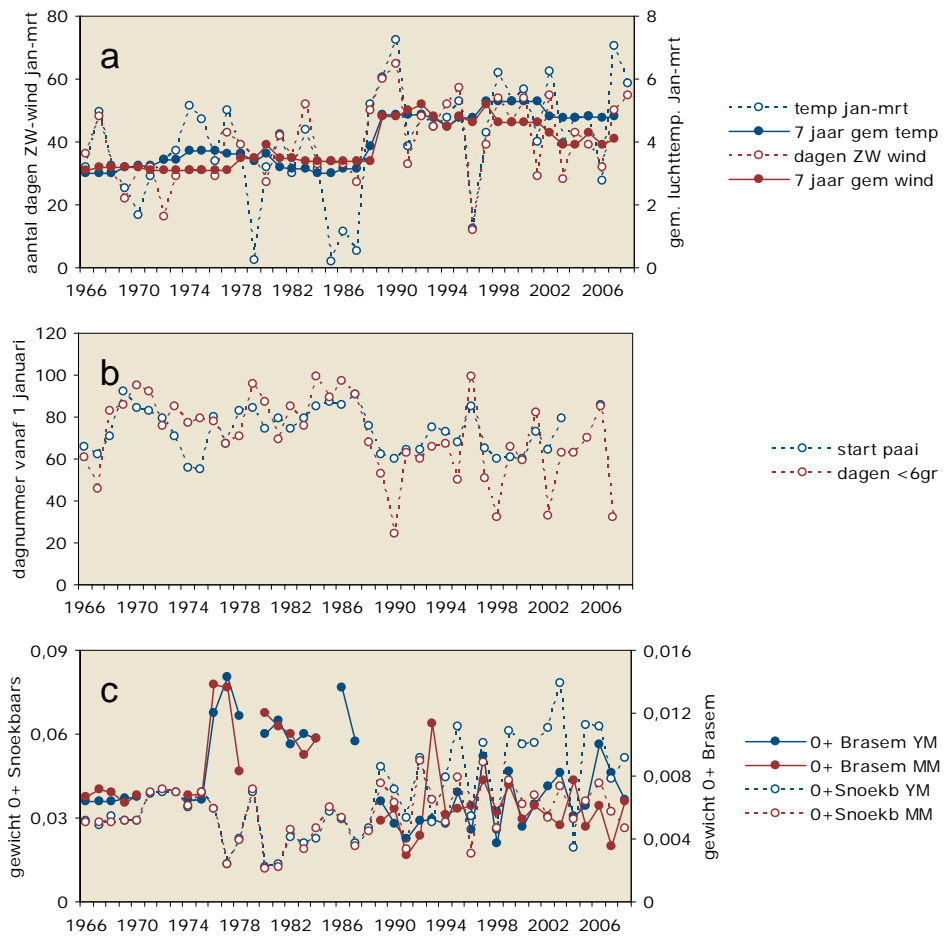
Als gevolg van onder meer Duitse inspanningen namen de gehalten van fosfor in de tweede helft van de jaren tachtig af. De toevoer vanuit de IJssel naar het IJsselmeer nam vooral af rond 1987. Het jaar daarna vond een opvallende klimaatomslog plaats. De geleidelijke toename van de watertemperatuur werd in de winter versterkt doordat drie strenge winters gevolgd werden door drie zachte, waardoor in de praktijk een plotselinge, definitieve vervroeging van het voorjaar met ongeveer drie weken plaatsvond.

De totale visbiomassa in het IJsselmeer en Markermeer nam weer af, met name door afname van Blankvoorn en Brasem. Een periode van bijna twintig jaar met hoge visbiomassa's met een belangrijk aandeel voor deze soorten is daarmee beëindigd. In deze periode lijkt de recrutering (biomassa van 0+ vis) enigszins onderdrukt te zijn geweest. Vanaf 1988 was de biomassa van jonge Baars, Snoekbaars, Pos, Brasem en Blankvoorn in IJsselmeer en Markermeer hoger en door de jaren heen constanter. Het aandeel van Spiering wordt steeds kleiner, dat van Pos groter. Schaarse vissoorten zoals Rivierdonderpad komen op en laten een paar jaar later een optimum zien (ca. 1996). Er zijn ook veranderingen in paaigedrag en groei, in samenhang met de vervroeging van het voorjaar gaat de Spiering vanaf 1988 eerder paaïen, de jonge Snoekbaars is op het moment van bemonstering sindsdien zwaarder (langer), de Brasem lichter (kleiner) dan voorheen (figuur 7.1.2). Na de afname van de totale biomassa lijkt dat totaal ook relatief meer te gaan fluctueren, aanvankelijk vooral in het Markermeer. De

biomassa van de 0+ categorie van Snoekbaars en Brasem lijkt na 1988 veel meer gerelateerd aan de gemiddelde zomertemperatuur per jaar dan daarvoor (figuur 7.1.3). Massale sterfte in de warmste perioden komt vaker voor. De voedselvoorziening voor vogels wordt behalve beperkter ook minder voorspelbaar, waardoor bijvoorbeeld een grotere kans ontstaat op jaren met een laag broedsucces (Aalscholver, Visdief).

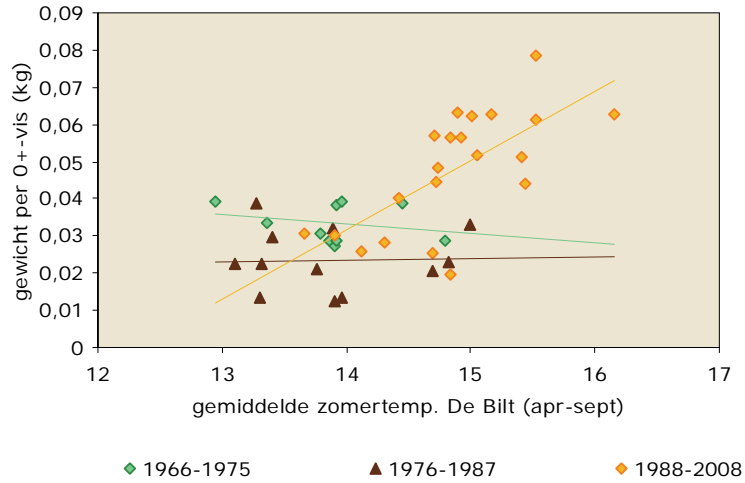
Figuur 7.1.2

Klimaatverandering. Vergelijking van het verloop van (a) het aantal dagen met ZW-wind en de gemiddelde luchttemperatuur in januari-maart, (b) het aantal dagen vanaf 1 januari met een watertemperatuur van minder dan 6 °C en het moment waarop de Spiering paait en (c) het gemiddelde gewicht van Brasem en Snoekbaars in het IJsselmeer en het Markermeer. De doorgetrokken verticale lijn vertegenwoordigt de meest opvallende klimatologische verandering.



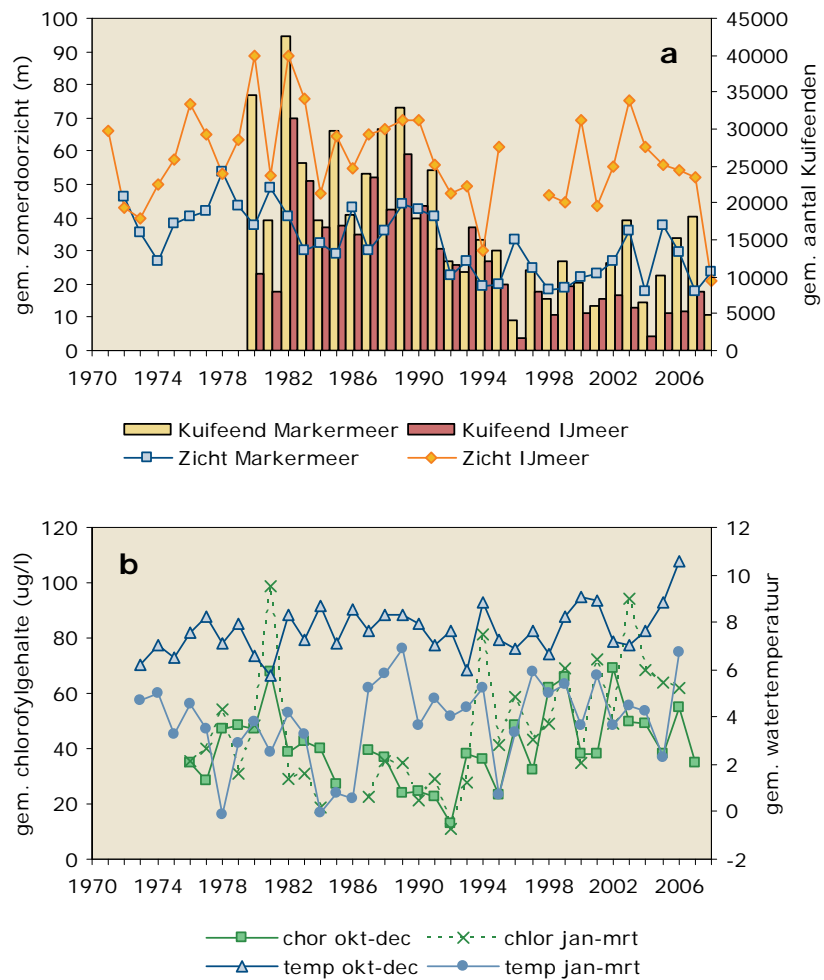
Figuur 7.1.3

Relatie tussen de gemiddelde zomertemperatuur (uit daggemiddelde luchttemperatuur in De Bilt) en het gemiddelde gewicht van een 0+ - Snoekbaars in het IJsselmeer (gegevens KNMI, Imares).



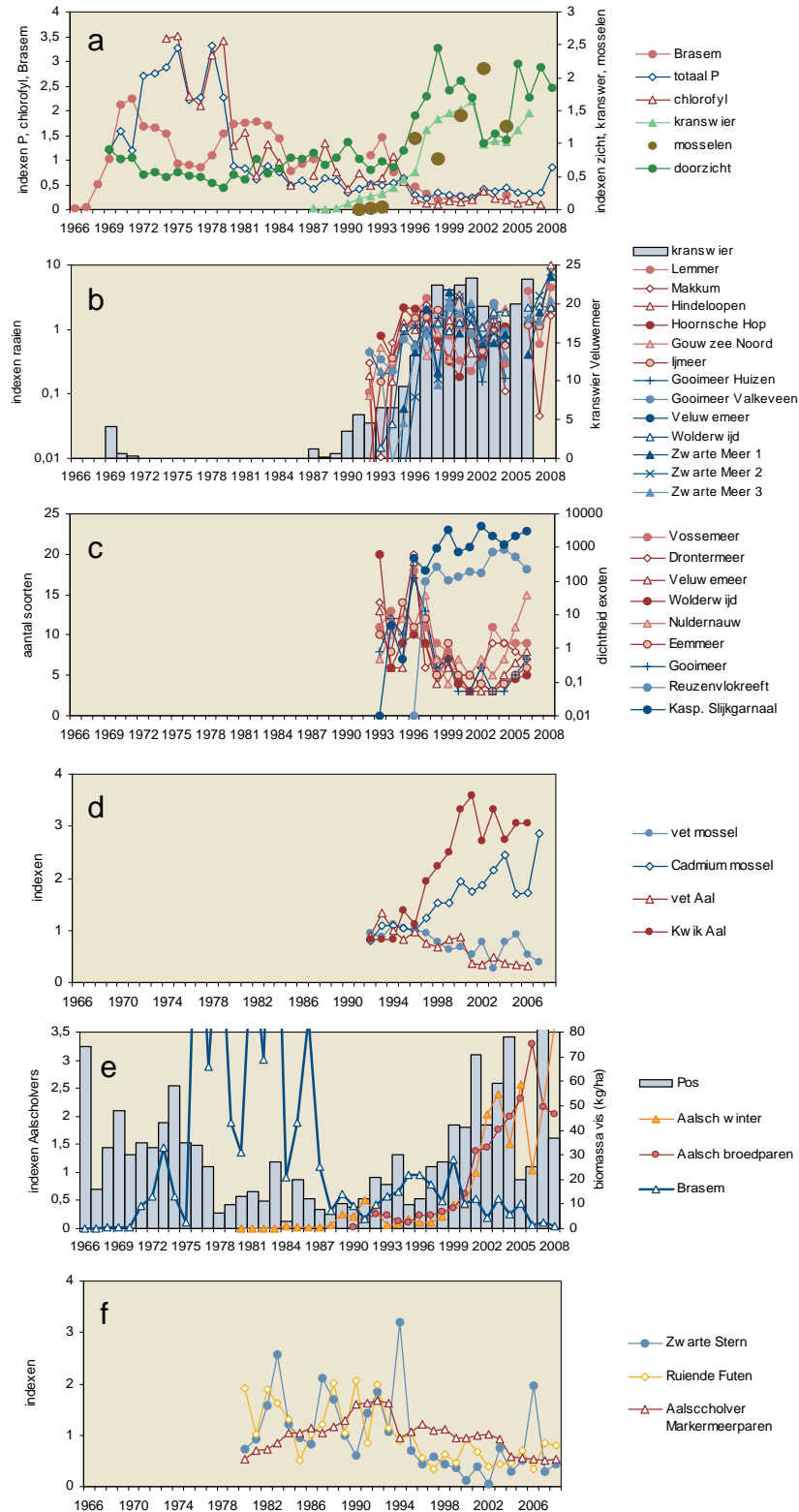
Figuur 7.1.4

Vergelijking van het verloop van (a) de aantallen Kuifeenden (gemiddelden nov-april,) en het doorzicht in het Markermeer en IJmeer (gemiddelde april-september) en (b) het chlorofylgehalte en de watertemperatuur in het Markermeer in de winter.



Figuur 7.1.5

Opvallende veranderingen rond het midden van de jaren negentig. (a) Diverse veranderingen in het Veluwemeer, (b) verloop van de bedekking van kranswier in het Veluwemeer (km²) en van de totale hoeveelheid planten op raaien in het gehele IJsselmeergebied, (c) de opkomst van de Reuzenvlokkreeft *Dikerogammarus villosus* en de Kaspische Slijkgarnaal *Corophium curvispinum* (gemiddeld verloop over alle randmeren) en de soortenrijkdom van de rest van de fauna op stenen in de randmeren, (d) gehalten van vet en zware metalen in Aal uit het Wolderwijd en mosselen uit het IJsselmeer, (e) verloop van de hoeveelheid Pos en Brasem en van Aalscholvers in het IJsselmeer en (f) verloop van het aantal Zwarte Sterns, ruiende Futen en het aantal broedparen van de Aalscholver in de Markermeerkolonies.



Rond 1992 neemt de dichtheid van Driehoeksmosselen in het Markermeersysteem sterk af (figuur 7.1.4a). Mogelijk is dit een vertraagd gevolg van de nieuwe combinatie tussen lage voedselbeschikbaarheid en verhoogde watertemperaturen, met name in de winter. Door de hoge sliblast in het Markermeer zijn de mosselen hier gevoeliger dan in de andere meren. De hogere watertemperatuur als gevolg van klimaatverandering kan hebben betekend dat de dieren eerder actief werden en dus meer energie nodig hadden dan voorheen, terwijl de chlorofylgehalten (voedselbeschikbaarheid) in de winter daalden. In de winter van 1992/93 werden in het Markermeer de laagste chlorofylgehalten ooit gemeten, en rond die tijd moeten de mosseldichtheden drastisch zijn gedaald (figuur 7.1.4b). Met de mosselen nemen de aantallen benthivore eenden in de winter af, evenals het doorzicht. De chlorofylgehalten namen na de afname van de mosselen weer toe, met name in de winter. Aangezien deze toename pas een jaar of zes na de toename van de wintertemperatuur begon, komt het wegvallen van filtratie door de mosselen in aanmerking als een mogelijk belangrijke oorzaak.

7.1.3 Shift 1995/1996: intensivering Brasemvisserij, weersextremen

Een bijzonder omvangrijke combinatie van veranderingen vond plaats rond 1995/96 (figuur 7.1.5). De waterkwaliteit in de Veluwerandmeren verbeterd sterk, en het areaal van kranswier en de dichtheid van de Driehoeksmossel nemen fors toe. Opvallend is dat met name de toename van waterplanten ongeveer tegelijkertijd ook in de noordelijke en zuidelijke randmeren te zien is. Ook in het IJsselmeer (Friese kust) en het Markermeer (Gouwzee, Hoornsche Hop en IJmeer) is dat rond 1995 het geval. Dat laatste is nog opmerkelijker, omdat in beide meren in de zelfde periode het doorzicht overal verslechterde. Een mogelijke oorzaak is de intensivering van de visserij op grote Brasem, die rond die tijd commerciëel interessanter moet zijn geworden. Het exacte verloop van deze visserij is niet goed in beeld te brengen omdat de omvang van de zegenvisserij op Brasem niet wordt geregistreerd. Omdat in het IJsselmeer en Markermeer het doorzicht verslechterde kan de invloed van Brasem zich hier niet via lichtbeschikbaarheid voor planten hebben voorgedaan. Het bodemwoelgedrag van Brasem kan echter ook rechtstreeks plaatsvinden door middel van het ontwortelen van kiemplanten. Dit is echter nog onderwerp van studie.

In de Veluwerandmeren is de afname van Brasem beter in beeld te brengen. Hier volgen na de maatregelen van 1979 (doorspoeling en defosfatering) de eerste tekenen van ecologisch herstel op de drie strenge winters van 1985, 1986 en 1987, dus eigenlijk ten tijde van de klimaatsprong van 1988. Het gemiddeld zomerdoorzicht is in die jaren relatief hoog, de hoeveelheid Brasem, totaal fosfor en chlorofyl lager dan in de voorgaande jaren. In deze periode beginnen de fonteinkruiden toe te nemen, en rond 1990 ook de kranswieren. Van een echte regimeshift is echter pas sprake van 1995 op 1996. Brasem, fosfor en chlorofyl vertonen dan een plotselinge afname, waterplanten, mosselen en het doorzicht een forse toename.

Het verschijnen van waterplanten heeft op zijn beurt invloed op andere vissoorten: in de randmeren beginnen lymnofiele soorten zoals Snoek geleidelijk toe te nemen en in het Markermeer blijken fonteinkruidvegetaties grote

hoeveelheden jonge Baars en Blankvoorn te huisvesten. Jonge Spiering kwam daar juist alleen buiten de vegetatie voor en in de randmeren decimeerde de dichtheid van deze soort van 1994 op 1995, dus met de definitieve doorbraak van de vegetatie.

Bijna op het zelfde moment vond ook een opvallende teruggang plaats in de dichtheden van veel macrofaunasoorten op stenen langs de oevers van de randmeren, ongeveer tegelijk met de kolonisatie van het gebied door de "vraatzuchtige" Reuzenvlokreeft *Dikerogammarus villosus*, in 1997. Via de lagere trefkans neemt dan ook het aantal soorten in de monsters af (figuur 7.1.5c). In de IJssel is een soortgelijke afname te zien, maar in dit geval een jaar vóór de komst van *Dikerogammarus*. In de rivier is een combinatie van afnemende voedselrijkdom, hoge afvoer en aanvullende predatie door *Dikerogammarus* de oorzaak van de veranderingen. Een mogelijk mechanisme in de randmeren is een combinatie van de afname van chlorofyl in 1996, wellicht gekoppeld aan de toename van mosselen en daarmee de Brasemvisserij en de komst van *Dikerogammarus* daarna.

De veranderingen in deze periode betreffen alle meren en zodanig verschillende ecologische parameters dat lang niet altijd sprake kan zijn van rechtstreeks ecologisch verband. De veranderingen kunnen wel zijn gesynchroniseerd door extreme weersomstandigheden. De meteorologische eigenschappen van de jaren 1995 en 1996 zijn, vooral ook in de zin van het onderlinge contrast, uniek (figuur 7.1.6). Het jaar 1995 werd in De Bilt gekenmerkt door de warmste juli en augustus maanden ooit gemeten. Ook de daaraan voorafgaande winter was warm, er viel veel neerslag en de IJssel beleefde in februari een piekafvoer die in de meetgegevens alleen werd overtroffen door een piek in mei 1988 (vorige regimeshift!). Het contrast met het volgende jaar kon nauwelijks groter zijn, want de winter van 1996 was de koudste sinds 1979 en had de meeste vorstdagen sinds 1963. De zomer was relatief koud en net als de winter extreem droog, gekoppeld aan de laagste IJsselafvoer uit de meetreeks. De Oostvaardersplassen, net door Rijkswaterstaat aan Staatsbosbeheer overgedragen, vielen droog. Nog een jaar later, in 1997, was in de zomer weer sprake van hoge temperaturen en massale vissterfte in het IJsselmeer (zie figuur 6.1.3).

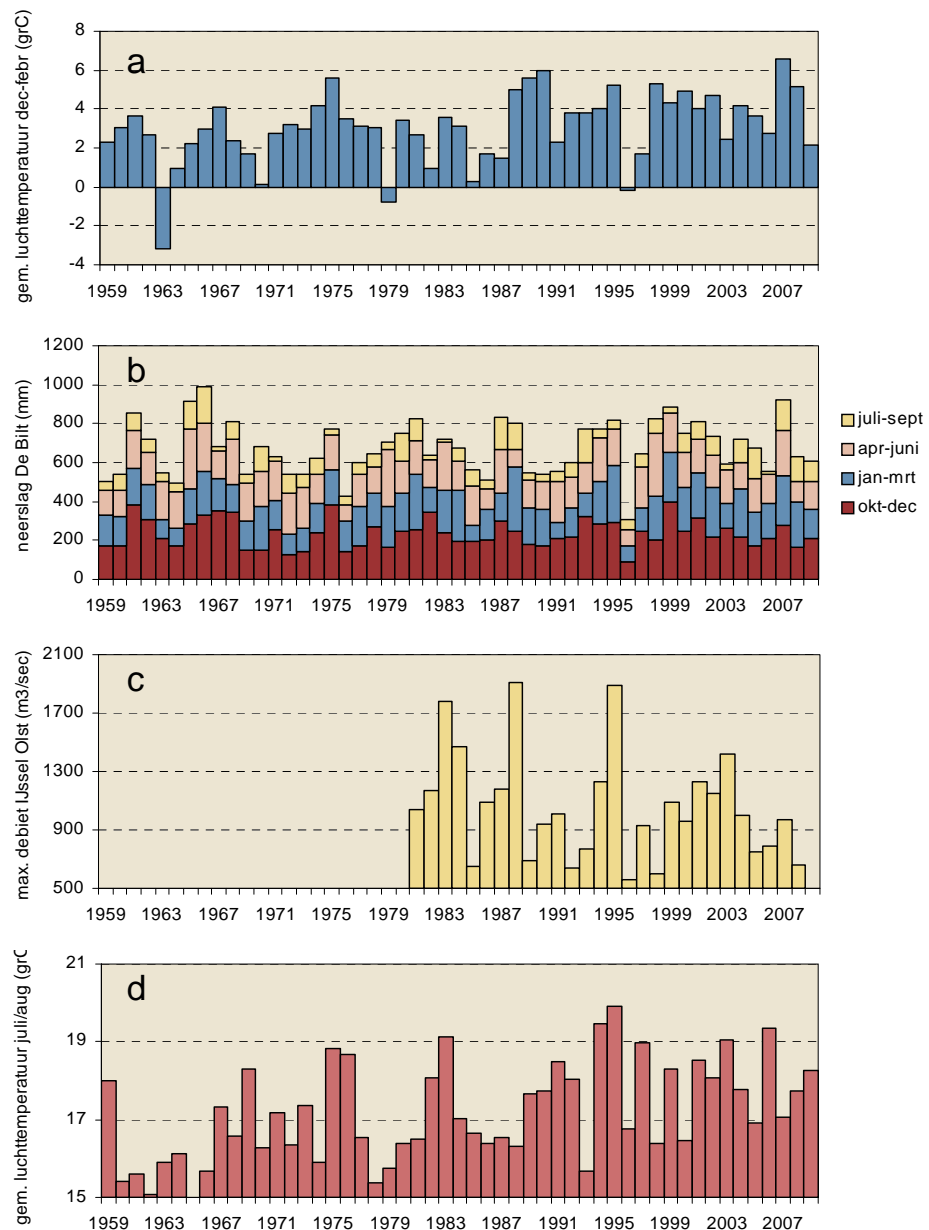
Strengere winters kunnen vissterfte tot gevolg hebben (Brasem). Warme zomers ook (Spiering). Na strenge winters is het doorzicht in de volgende zomer vaak beter, droogte zorgt voor verminderde aanvoer van nutriënten. De droogte in de Oostvaardersplassen ging gepaard met heftige ontwikkeling van oevervegetatie (Moerasandijvie) en een gewijzigde vogelbevolking in de jaren daarna. Pieken in de rivierafvoer kunnen gepaard gaan met veranderingen in de macrofauna, door uitspoeling of juist versterkte aanvoer (exoten). Het is goed denkbaar dat deze extreme samenloop van gebeurtenissen veranderingen hebben gesynchroniseerd waarvan de basis al was gelegd in de vorm van bijvoorbeeld de afname van nutriënten en de klimaatveranderingen die waren geconcentreerd rond 1987-1988.

Opvallend is tenslotte dat, zoals blijkt uit vergelijking van figuur 7.1.6a en 7.1.6b, vanaf ongeveer 1993 veel meer overeenkomst bestaat tussen het verloop van de wintertemperatuur en dat van de hoeveelheid neerslag. Dat herinnert aan de toegenomen correlatie tussen temperatuur en de groei van Snoekbaars (figuur 7.1.3). De toename van de wintertemperatuur rond 1988 is rechtstreeks

gekoppeld aan de toename van de hoeveelheid zuidwesten wind in januari-maart. Omdat bij deze windrichting het hele jaar gemiddeld ook verreweg de meeste neerslag valt (en in de winter bij deze windrichting meer dan in de zomer), zou met de klimaatveranderingen ook de samenhang tussen temperatuur en neerslag op basis van seizoens- of jaargemiddelden kunnen zijn toegenomen. Temperatuur is gekoppeld aan bijvoorbeeld groei van vis (figuur 7.1.3), zolang voldoende voedsel aanwezig is. Neerslag en rivierafvoer zijn gekoppeld aan nutriëntenbelasting. Een toename van de samenhang hiertussen kan een deel van de verklaring zijn dat bepaalde facetten van de ecologie tegenwoordig sterker reageren op jaarlijkse verschillen in waterkwaliteit en watertemperatuur.

Figuur 7.1.6

Verloop van klimatologische karakteristieken: (a) wintertemperatuur (gem. dagtemperatuur De Bilt over dec. Voorgaande jaar t/m febr); (b) neerslag (De Bilt in het laatste kwartaal van het voorgaande jaar en de eerste drie kwartalen van het aangegeven jaar); (c) IJsseldebiet (maximum Olst in de periode jan-juni); (d) zomertemperatuur (gem. etmaaltemp De Bilt over juli en aug). Weersgegevens KNMI.



7.1.4 Shift (2000/2004): afname vis en verdere uitputting fosfor

Recent neemt een groot aantal vissoorten weer af (figuur 7.1.7). Op grond van de fuikgegevens valt het patroon van afname in het IJsselmeergebied in twee groepen uiteen: een groep van minder talrijke, grotendeels kleine, bodembewonende soorten neemt na een optimum rond 1997 sterk af van 1998 op 1999, en de biomassa blijft dan verder laag, behoudens een kleine opleving in 2001. Een tweede groep bestaat uit Aal, Bot, Zeeforel en Rivierprik, estuariene vis en trekvis dus. Deze soorten beleven in 2002 of 2003 een optimum en nemen dan sterk af, in het bijzonder in het zuidelijke IJsselmeer. Deze afnames zijn nog niet goed te verklaren.

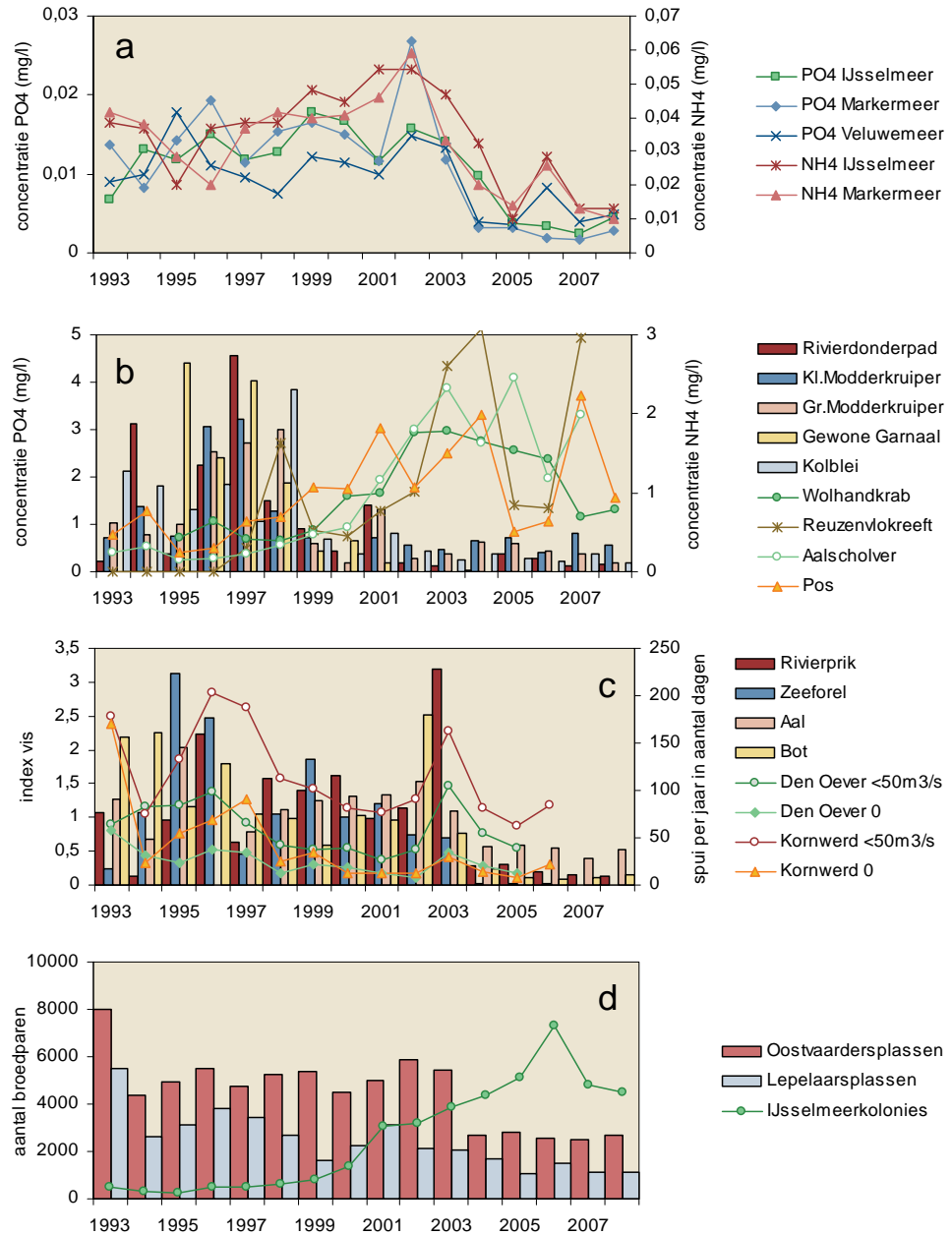
De afname van de eerste groep, in 1999, wordt gevolgd door toename van enkele predatoren van vis of viseieren en larven. Wolhandkrabben namen toe vanaf 2000, het aantal overwinterende Aalscholvers vooral vanaf 2001. De Reuzenvlokreeft koloniseert het gebied in 1997, maar het voorkomen van deze soort is beperkt tot de oeverzones. Geen van deze toenames "past" op de afname van deze categorie vis, want in de jaren 1999 en 2000 zijn de dichtheden van zowel vis als potentiële predatoren laag. Een deel van het optimum rond 1997, bijvoorbeeld in het geval van de modderkruipers in de randmeren, is misschien te verklaren als een pionierstadium in het herstelproces van de ondergedoken vegetatie, die dan nog een enigszins open structuur heeft.

De afname van de tweede groep gaat samen met een opvallende afname van de concentraties van orthofosfaat en opgelost stikstof in de meren met een lange verblijftijd. Sinds 2004 wordt hier het orthofosfaat en in de zomer nagenoeg uitgeput. Het is mogelijk dat dit via de voedselketen verbonden is met de afgenomen hoeveelheid vis. Een relatief sterke afname van de opgeloste fracties ten opzichte van de totale nutriëntgehalten betekent echter in de eerste plaats een intensiever verbruik en hoeft niet direct gepaard te gaan met afname van de primaire productie. Van een opvallende recente afname van de chlorofylgehalten is nog niet duidelijk sprake.

De meteorologische karakteristieken waren in deze periode niet uitzonderlijk (figuur 6.1.6). Wel waren de zomers van 2003 en 2006 relatief warm; in beide zomers is in het IJsselmeer vissterfte geconstateerd.

Figuur 7.1.7

Vergelijking van het verloop van (a) de concentratie orthofosfaat en ammonium in IJsselmeer en Markermeer, (b) de abundantie van diverse vissoorten in fuiken in het hele IJsselmeergebied en die van enkele potentiële predatoren en (c) de abundantie van enkele soorten trek- en estuariene vis in het zuidelijke IJsselmeer en het aantal dagen met weinig of geen spui aan de Afsluitdijk (Den Oever en Kornwerderzand gesommeerd) en (d) het verloop van het aantal broedparen van de Aalscholver in de Oostvaarders- en Lepelaarplassen en in de IJsselmeerkolonies.



Mogelijk is er (ook) een verband tussen de afname van vis en het verloop van bepaalde spuikarakteristieken, in het bijzonder een mogelijke positieve relatie tussen intrek en het aantal dagen met weinig of geen spui. De afname van veel vissoorten is echter ook in andere wateren zichtbaar, ook buiten het IJsselmeergebied, in het rivierengebied en de deltawateren. Daar lijkt de afname wat geleidelijker te hebben plaats gevonden. Ook bij de eerste groep is dat het geval, zodat er landelijk minder onderscheid is tussen de beide categorieën. Het feit dat de afname in de fuiken een landelijk fenomeen is, suggereert een nieuwe, algehele, landelijke afname van de productiviteit in de rijkswateren na ongeveer 2001. In het IJsselmeergebied kan dat door lokale oorzaken zijn versterkt door bijvoorbeeld veranderingen in het spuiregime of in visserij en predatie. De uitputting van orthofosfaat vanaf 2004 is binnen de rijkswateren uniek voor het IJsselmeergebied door de lange verblijftijden, het lage aandeel van totaal fosfor wordt alleen enigszins benaderd in de Waddenzee.

7.1.5 Overige (incidentele) gebeurtenissen

Andere veranderingen die invloed kunnen hebben gehad op de ecologie zijn onder meer de sterke toename van de visserij op Spiering in 1982 en van die op Bot omstreeks 1996. Lokaal zijn natuurontwikkeling en andere inrichtingsprojecten van invloed geweest, zoals de inrichting van het IJsselmondingsgebied en de aanleg van de Kreupel en de aanleg van dammen zoals de "hockeysticks" langs de Houtribdijk. Deze projecten resulteerden in nieuw aanbod aan rust- broed en opgroeigebieden. De aantrekkingskracht van dergelijke gebieden kan soms ook op het niveau van de meren als totaal effect hebben op soortsaamenstelling en diversiteit.

Structurele veranderingen in relatie tot bijvoorbeeld oligotrofiëring kunnen soms door incidentele gebeurtenissen worden geïnitieerd. Dat kan bijvoorbeeld door middel van strenge winters of perioden met zuurstoftekort in de zomer, of door tijdelijk verlaagde of verhoogde predatie door veranderingen buiten het gebied (vogels). Strenge winters kunnen bijvoorbeeld vissterfte veroorzaken in ondiepe meren, maar ijs kan anderzijds bijvoorbeeld predatie van bodemfauna (mosselen) door vogels beperken.

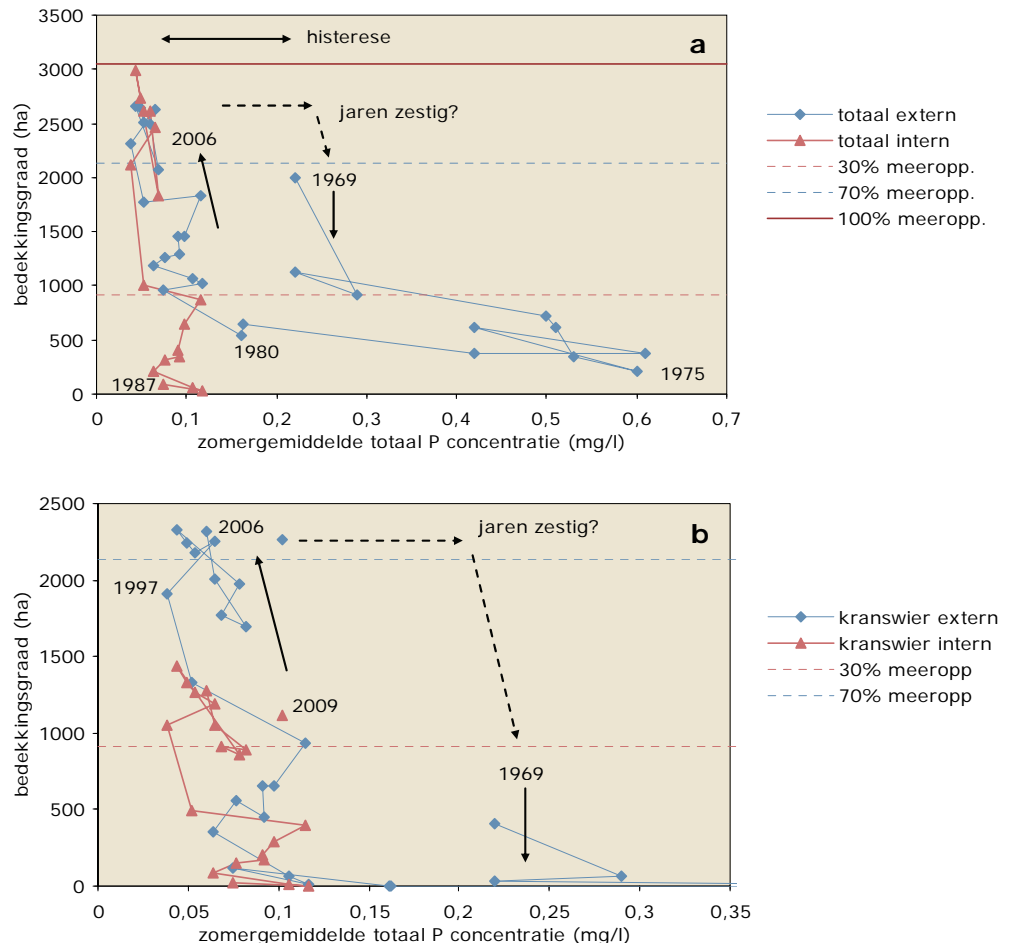
Als oorzaken voor de ecologische veranderingen in het IJsselmeergebied springen allereerst de veranderingen in voedselrijkdom en die in de watertemperatuur in het oog. De effecten van onder meer veranderingen in visserij- en recreatiedruk moeten nog nader worden onderzocht. Ook met het oog op de ontwikkelingen in de randmeren lijkt de nutriëntenrijkdom in het verleden de belangrijkste factor te zijn geweest, maar met de afname van de nutriënten neemt is de invloed van andere factoren toegenomen.

7.2 Habitatvormers, histerese en stabiliteit

Het feit dat de ecosystemen van de meren de neiging hebben eerder abrupt dan geleidelijk te veranderen suggereert dat deze systemen een zekere weerstand hebben tegen verandering in het algemeen, en dat er een mechanisme is dat tussen twee abrupte veranderingen zorgt voor stabilisatie. Dat kan als er onder de aanwezige soorten belangrijke habitatvormers zijn, die hun omgeving in hun eigen voordeel beïnvloeden (facilitatie; Scheffer 2009). Sommige van deze habitatvormers zullen elkaar versterken, andere werken elkaar tegen. Dit idee is een onderdeel van de theorie van de alternatieve stabiele evenwichten, die veel is gebruikt als uitleg van de trage reactie van de ecologie in de Veluwerandmeren op de verbeteringen van de waterkwaliteit.

Figuur 7.2.1

Histerese en veerkracht. Relatie tussen veranderingen in totaal fosforgehalte in het Veluwemeer (zomerhalfjaar gemiddelde) en de interne en externe (zie tekst) bedekking van waterplanten per jaar. Opeenvolgende jaren zijn door lijnen verbonden. Recent is de externe bedekking soms lager dan de interne door verschillen in berekeningswijzen (totaalschatting extern versus som van soorten intern).
b) idem voor kranwier afzonderlijk.



De habitatvormers die hier een cruciale rol hebben gespeeld in het behoud van de heldere situatie zijn de waterplanten en de Driehoeksmosselen. Onder meer door het sediment vast te leggen en door onderdak te bieden aan vele andere soorten versterken deze soorten de heldere toestand van een meer. Brasem en Karper

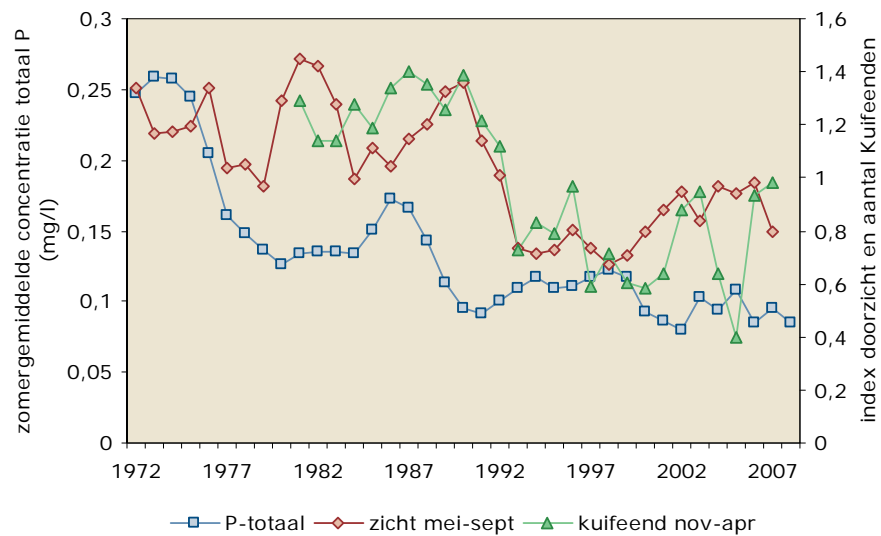
kunnen gelden als habitatvormers van de troebele toestand, doordat ze de eerder genoemde habitats door zijn bodemwoelgedrag juist vernietigen. Doordat beide toestanden aldus zichzelf versterken kan een reactie van het betreffende ecosysteem op veranderende basisfactoren jaren op zich laten wachten, en dan zeer abrupt verlopen. Een omslag naar de ene kant vindt daardoor ook plaats bij andere waarden van de basisfactor dan een omslag naar de andere kant. In de Veluwerandmeren sloeg eind jaren zestig de heldere toestand om naar de troebele toestand bij fosfaatgehalten van meer dan 0,2 mg/l. Bij verlaging van de fosforgehalten begon het heldere systeem zich echter pas bij waarden van minder dan 0,1 mg/l te herstellen (figuur 7.2.1). Binnen het traject van 0,1 – 0,2 mg/l zijn dus beide toestanden mogelijk, afhankelijk van de voorgeschiedenis. Dit wordt histerese genoemd. In dit traject kan het ecosysteem omslaan onder invloed van druk van andere factoren, zoals extreme weersomstandigheden of biomanipulatie (verwijderen Brasem, herintroductie mosselen).

Theoretisch is er een traject van nutriëntgehalten waarbij de hoeveelheid algen zodanig nutriëntbeperkt is dat het herstellende, heldere ecosysteem met mosselen en planten in abundantie mee beweegt met veranderingen in die nutriëntgehalten, zonder dat er weer een omslag naar de troebele toestand kan plaatsvinden (veerkracht/resilience). Bij nog lagere gehalten kan dit systeem zich na vestiging theoretisch zodanig stabiliseren dat het niet langer mee fluctueert met beperkte veranderingen in de nutriëntgehalten (weerstand/resistance). Vuistregels op grond van studies van het herstel van planten in de randmeren kwamen uit op weerstand bij een plantenareaal dat 70% van het meeroppervlak vertegenwoordigt ("externe bedekking"), met een gemiddelde bodembedekking van 43% daar binnen (product, ofwel "interne bedekking" vertegenwoordigt 30% van het meeroppervlak). De bedekking van waterplanten in het Veluwemeer voldeed in 1998 voor het eerst weer aan die voorwaarden, waarna nog verder toename plaatsvond. In 2002 vond echter een terugslag plaats die suggereerde dat de gewenste weerstand nog niet was bereikt. Na 2002 heeft de vegetatie zich weer hersteld, maar ook nu de totale bedekking zowel intern als extern waarden rond de 85% van het meer bereikt, is nog steeds duidelijk sprake van fluctuatie van de bedekking met fluctuaties in de nutriëntgehalten. Dat verband lijkt zelfs wat sterker sinds de toename van de planten min of meer is gestabiliseerd na 1997, dan in de periode van toename daarvoor (figuur 7.2.1). Waarschijnlijk komt dat doordat het kranswier zich rond 1997 uitbreidde tot grotere diepten, waarmee fluctuaties in waterkwaliteit via lichtbeperking in het verdere verloop een grotere rol ging spelen. De terugval van de kranswieren in 2002 ging gepaard met relatief hoge waarden van fosfor en chlorofyl en verminderd doorzicht, en werd grotendeels veroorzaakt doordat de kranswieren zich dat jaar nauwelijks ontwikkelden op diepten van meer dan 1,8 meter. In dat licht is het zorgwekkend dat het zwaartepunt van de vegetatie de laatste jaren nog verder naar grotere diepte verschuift doordat de dichtheid op de meest ondiepe plaatsen juist weer afneemt (zie figuur 5.6.43). Waarschijnlijk heeft dat te maken met graas door de ook in de zomer sterk toegenomen aantallen Knobbelzwanen. Tussen 2006 en 2009 nam de interne bedekking van *Chara* in het Veluwemeer met 12,5% af door dit effect. Op grotere diepte nam Sterkranswier tegelijkertijd fors toe. Knobbelzwanen waren in de randmeren in de jaren zestig vrijwel afwezig, waardoor zomergraas en het eventuele negatieve effect daarvan op de stabiliteit beperkt was.

Een voorbeeld van mogelijke histerese met betrekking tot de andere belangrijke habitatvormers van het heldere systeem, de Driehoeksmossel, komt uit het Markermeer: de uiteindelijke "crash" vond plaats bij zeer lage chlorofylgehalten in de winter van 1992/93. Bij lage temperaturen zijn de mosselen echter als koudbloedige dieren nauwelijks actief. Een reactie zou echter wel kunnen hebben plaatsgevonden door de combinatie met opwarming van het water in de winter. Die opwarming vond abrupt plaats in 1988, dus vijf jaar eerder. Dit is zichtbaar in figuur 7.1.4b. De mosselcrash zou dan zijn veroorzaakt door een obligate interactie tussen klimaat en waterkwaliteit.

Figuur 7.2.2

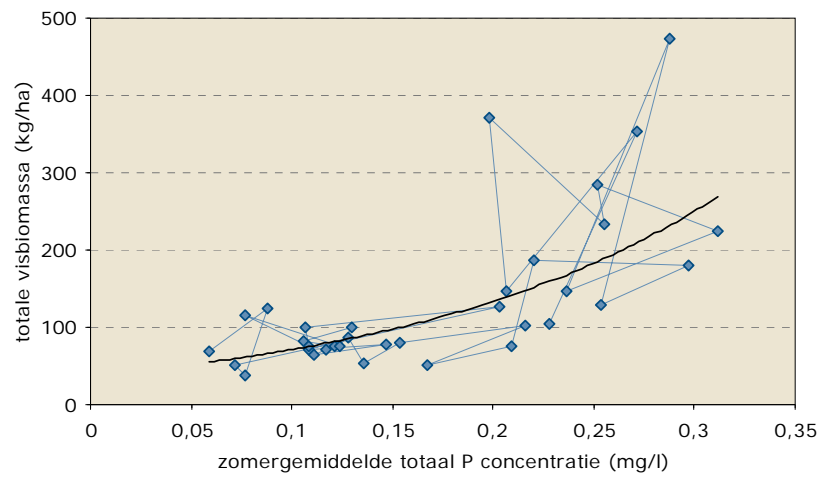
Verloop van totaal fosfor (zomerhalfjaar gemiddelden) in het Markermeer en indexen van het gemiddelde doorzicht in mei-sept, en het aantal kuifeenden in nov-apr daarna (zonder ijswinters). Driejarig lopende gemiddelden.



Bijna altijd lijkt het een combinatie van meer dan één veranderingen die een schijnbaar stabiel ecosysteem doen omslaan. Duidelijk is ook dat voor de diepere meren met een veel kleiner potentiëel plantenareaal een heldere toestand met veerkracht of weerstand hooguit lokaal in deelsystemen kan worden bereikt. In de diepere delen van die meren kan van histerese alleen sprake zijn via de invloed van andere habitatvormers, met een sleutelrol voor de Driehoeksmossel (of in de toekomst nieuwe tweekleppigen als de Quagga-mossel). Op grond van combinatie van de spaarzame mosselsurveys en de twee afhankelijke parameters van het aantal kuifeenden en het doorzicht, is ook een histerese plaatje te maken (figuur 7.2.2). In het Markermeer lijken de mosselen zich lange tijd ondanks dalende nutriëntgehalten op min of meer het zelfde niveau te hebben gehandhaafd, totdat ze begin jaren negentig sterk afnamen. Daarna was de ratio mosselen/fosfor weer gelijk aan die van twintig jaar daarvoor. In geval van de relatie tussen fosfor en visbiomassa in het IJsselmeer is daarentegen geen histerese herkenbaar (figuur 7.2.3).

Figuur 7.2.3

Relatie tussen totaal fosforgehalte per zomerhalfjaar en de totale visbiomassa in het IJsselmeer.



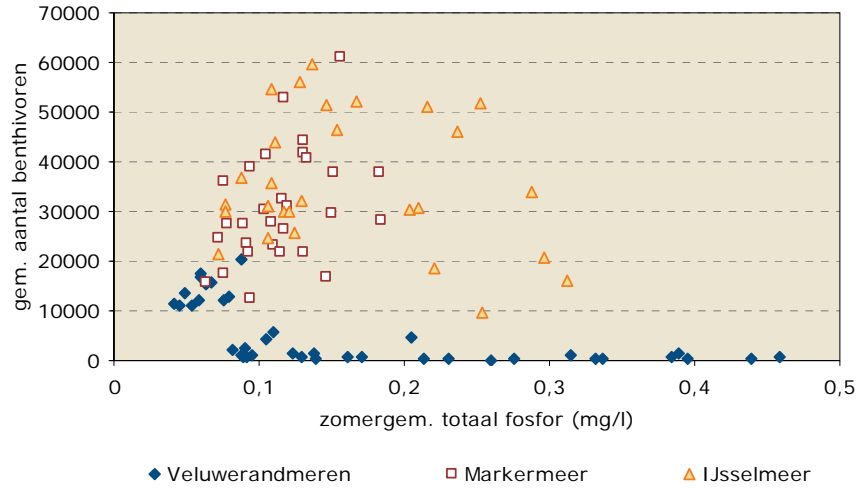
7.3 Relatie meren onderling en IJsselmeergebied en omgeving

Doordat de meeste van de in de vorige paragrafen genoemde veranderingen zijn gekoppeld aan landelijke of internationale processen, vinden belangrijke omslagen in verschillende waterlichamen vaak tegelijkertijd plaats. Vooral klimatologische trends en gebeurtenissen beïnvloeden alle systemen tegelijkertijd, waardoor omslagen in die systemen kunnen worden gesynchroniseerd. Vervolgens kunnen ze elkaar versterken, omdat bijvoorbeeld via de voedselbeschikbaarheid de vogelgemeenschap zich opnieuw over de wateren verdeelt, zodat de predatiedruk ook in het nieuwe gebied verandert. Veranderingen in de beschikbaarheid van mosselen in de Waddenzee leidden mogelijk tot de komst van grote aantallen Toppereenden naar het IJsselmeer. Een relatief groot deel daarvan kwam door weersomstandigheden in de winter van 1992/93 naar het Markermeer, en heeft daar mogelijk bijgedragen tot de crash van de mosselpopulatie.

In het geval van oligotrofiëring, de afname van de hoeveelheid nutriënten, hangt het effect af van andere eigenschappen van het systeem. Daardoor kan dat effect in verschillende meren zeer verschillend, en in een aantal aspecten tegengesteld uitpakken. In de randmeren, met relatief zeer grote arealen ondiepten, veranderde een eenzijdig systeem met overwegend blauwalgen en Brasem in een rijk geschakeerd systeem met waterplanten, mosselen, een gevarieerde visstand en grote aantallen vogels. Door het relatief grote areaal ondiepten krijgen habitatvormende soorten als waterplanten en mosselen veel grip op het systeem. In het IJsselmeer en Markermeer verbeterde de situatie in de ondiepe delen eveneens, maar die hebben hier een beperkt oppervlak en weinig invloed op het open water. Aan de andere kant hebben door de grotere diepte bijvoorbeeld bodemwoelers als Brasem ook minder vat op de grotere meren. In het IJsselmeer en Markermeer heeft de eutrofiëring nooit geleid tot een sterk gereduceerd voedselaanbod (kleine vis, mosselen) voor vogels, zoals in de randmeren wel het geval was. Sterker nog; in het Markermeer vond ten tijde van de afname van de eutrofiëring door een andere combinatie van factoren (rol van slib) juist een ecologische teruggang plaats terwijl de situatie in de randmeren sterk verbeterde. Door de combinatie met de hoge sliblast namen Driehoeksmosselen in het Markermeer drastisch af bij dezelfde fosforgehalten als waarbij ze in de randmeren terugkeerden na twintig jaar afwezigheid. Deze tegengestelde ontwikkelingen hadden qua draagkracht voor vogels ongeveer dezelfde omvang, waardoor omvangrijke verplaatsingen van wintervogels plaatsvonden, zonder dat de totalen in het gehele IJsselmeergebied sterk veranderden (figuur 7.3.1). Daarbij heeft de toenemende draagkracht van de randmeren bij mossel- en planteneters waarschijnlijk ook geleid tot aanzuiging van vogels uit het rivierengebied en het IJsselmeer. De aantrekkingskracht is des te groter, omdat nu in de randmeren een combinatie van meerdere voedseltypen aanwezig is, die in ruimte of tijd aanvullend benut kunnen worden.

Figuur 7.3.1

Relatie tussen het zomergemiddelde fosforgehalte en het seizoensgemiddelde aantal benthivore watervogels (som van Kuifeend, Tafeleend, Topper en Brilduiker) in het IJsselmeer, het Markermeer en de Veluwerandmeren.



Het is dus mogelijk dat de afname van de aantallen vogels in het IJsselmeer en Markermeer deels een gevolg was van verbetering van het aanbod in andere gebieden. Tafeleenden namen tegelijk met de afname in het Markermeer en IJmeer ook af in het IJsselmeer en in het hele rivierengebied, zonder aanwijzingen voor afname van het voedselaanbod op dat moment. De afname werd ten minste voor een deel gecompenseerd door toename in de randmeren. Bij viseters hebben de verbeteringen in de randmeren de verslechteringen in het IJsselmeer en Markermeer (Spiering) niet geheel gecompenseerd. Ruiende futen zouden uit het gebied kunnen zijn verdwenen door verminderd voedselaanbod, maar zouden ook kunnen hebben gereageerd op veranderingen in de delta als gevolg van gewijzigd sluisbeheer in de Grevelingen of de afsluiting van het Volkerak.

Wel is de rol van het doorzicht nog slecht begrepen. Op grond van de maandelijkse metingen is het zomerdoorzicht niet alleen in het Markermeer, maar ook in het IJsselmeer verslechterd. Dit is niet geheel in overeenstemming met indrukken die bijvoorbeeld vissers in het veld hebben. Mogelijk verschillen de ontwikkelingen in verschillende delen van het gebied. Voor viseters hangt de vangbaarheid van de beschikbare vis sterk af van het doorzicht en van gradiënten daarin. Succesvol foerageren kan verbonden zijn aan schemerperiodes, bepaalde dieptes, gebieden met intermediair doorzicht of ijsranden (Platteeuw & van Eerden 1997; Piersma et al. 1988; Van Eerden et al. 1993). Ook kan op basis van verschillende combinaties van vispresentie en doorzicht voor verschillende vistechnieken worden gekozen. Zo leken Middelste Zaagbekken mede aan de hand van het doorzicht te kiezen of op Aal of op Spiering werd gefoerageerd (Platteeuw & van Eerden 1997) en kiezen soorten als Aalscholver en Nonnetje afhankelijk van het doorzicht voor solitaire of sociale vistechnieken (Platteeuw et al. 1997; Van Eerden & Voslamber 1995). Dat betekent opnieuw dat subtiele veranderingen in doorzicht of van de ruimtelijke variatie daarin via veranderingen in gedrag van de viseters kunnen leiden tot relatief abrupte veranderingen in het systeem.

De meest recente veranderingen in voedselbeschikbaarheid lijken minder grote verschuivingen te weeg te brengen. Kuifeenden namen tegelijk met de afname in het Markermeer eveneens toe in de randmeren toen daar de mosselen

terugkeerden, maar reageerden in het geheel niet op de recente afname van mosselen in het IJsselmeer. De afname van mosselen in het IJsselmeer vond plaats toen het herstel in de randmeren zich al een jaar of tien had gestabiliseerd. Het lijkt erop dat de vogels, als er geen grootschalige nieuwe voedselgebieden tot ontwikkeling komen, toch alternatieven weten te vinden in het gebied zelf. Behoud van habitat en draagkracht in gebieden waar de aantallen zijn afgenomen door wegzuiging blijft daarom zinvol. Dat is van belang omdat het behoud van de draagkracht in de "nieuwe" gebieden zoals de randmeren niet is gegarandeerd in het licht van de verdere ontwikkelingen in nutriëntgehalten en het toenemend menselijk gebruik.

Door de beperkte habitatdiversiteit in de grote meren is ook de gevoeligheid voor incidenten groter. Zo is de sterke afname van mosseldichtheden die in het IJsselmeer in 2007 werd geconstateerd, mogelijk een extreem voorbeeld van fluctuatie door klimatologische gebeurtenissen, zoals de warme zomer van 1996, waarin ook massale sterfte van Spiering optrad. In de randmeren was geen sprake van een duidelijke afname van mosselen, noch van vissterfte. De aantallen vogels zijn in de randmeren stabiel dan in het IJsselmeer. Het meest extreem komt dat verschil naar voren bij de aantalsontwikkelingen van de zaagbekken, die in de randmeren opmerkelijk constant zijn in vergelijking met de sterke fluctuatie met de strengheid van de winter in het IJsselmeer. Ook de geringe (duik)diepte speelt daarbij echter waarschijnlijk een rol, en voor mosseleeters de relatief goede kwaliteit van de mosselen (vleesinhoud). In de Veluwerandmeren was in het slechte seizoen 2002 weliswaar nog niet genoeg ecologische weerstand om een terugslag van o.a. plantenbedekking te voorkomen, maar wel genoeg veerkracht voor een volledig herstel in de jaren daarna. In het IJsselmeer en Markermeer is ook die veerkracht er waarschijnlijk (nog) niet.

De meest recente veranderingen laten minder verschillen tussen de randmeren en de grote meren zien. De tijdelijke teruggang van de vegetatie was in alle delen van het IJsselmeergebied zichtbaar. De uitputting van opgeloste nutriënten vanaf 2004 vond zowel in het IJsselmeer en Markermeer als in de Veluwerandmeren plaats en ging overal gepaard met de afname van diverse vissoorten, hoewel plantenminnende soorten in de randmeren enigszins toenamen. Dit roept de vraag op of er bij verdergaande oligotrofiëring ook in de meer diverse wateren sprake zal zijn van afname van de productiviteit van het ecosysteem.

7.3.1 Inrichting en gebruik

De bovenstaande processen zijn dus niet onafhankelijk van elkaar, en hun uitwerking is tevens gekoppeld aan de inrichting van het gebied en daarmee ook geworteld in de ontstaansgeschiedenis. Tijdens de vorige transgressieperiode rond de dertiende eeuw (vroeger genoemd Duinkerke III), waarin gedurende een warme periode de zeespiegel steeg en de kustlijn oprukte, ontstond door een reeks van stormvloed en de Zuiderzee. Maar tegelijk werd het overgebleven land door dijken verdedigd en in de eeuwen daarna, toen in het water zich in de kleine ijstijd weer terugtrok, werd reeds verloren land door droogmakerijen en inpolderingen teruggewonnen. De huidige inrichting, inclusief de afsluiting en compartimentering, is ontstaan in een nieuwe periode van opwarming en oprukkend zeewater, aanvankelijk grotendeels door natuurlijke oorzaken. Het door vervening en inklinking nu diep gelegen achterland is achter de moderne dijken inmiddels veilig voor overstromingen, en de zoetwatervoorziening van dat land is door de verzoeting verbeterd. Daarbij is echter wel de oplopende spanning gecreëerd van het al maar groter wordende niveauverschil tussen land en water, aangezien het zeeniveau verder stijgt en de bodem verder daalt. En daarin is bij de huidige bevolkingsdichtheid geen weg terug. Bij uitvoering van het plan van de Deltacommissie om het peil van het IJsselmeer te verhogen zal die spanning verder oplopen. Duidelijk is dat spuien onder vrij verval zonder zo'n verhoging als gevolg van de zeespiegelstijging op niet al te lange termijn onmogelijk wordt.

Verlies van gradiënten door compartimentering

Door de bedijkingen, afsluiting en compartimentering is een groot deel van de oorspronkelijke dynamiek zowel als van de ecologische gradiënten (land-water, zout-zoet, rivier-binnenwater, estuarium-lagune), verdwenen. Er kwam een nieuwe situatie van een complex van gescheiden zoetwatermeren, met nieuwe natuurwaarden, waarvoor een nieuw referentiekader werd gevonden in de vorm van grote zoetwatermeren zoals Peipsi.

De vergelijking met zulke gebieden geeft aan dat ook zonder zoet-zout overgangen en getij in een natuurlijk zoetwatermeer natuurlijke gradiënten bestaan die in het IJsselmeergebied door bedijking, compartimentering en het vaste peil grotendeels verloren zijn gegaan. Door de aanleg van de flevopolders zijn de ondiepten van de Zuiderzee grotendeels afgezonderd in de randmeren, waardoor ze in de grote meren nog sterker zijn ondervertegenwoordigd dan ze al waren door de historie van bodemdaling, vervening en stormvloed in het westen. De Houtribdijk heeft de oude slib- en kleigebieden (Markermeer) gescheiden van de meer dynamische gebieden met zand (IJsselmeergebied) en de rivierinvloed is opgesloten in het Ketelmeer. Daardoor hebben de meren veelal zeer verschillend gereageerd op dezelfde veranderingen van bijvoorbeeld klimaat of nutriëntaanvoer.

Verlies van gradiënten door peilfixatie

Het fixeren van het peil heeft in het bijzonder bijgedragen aan het verlies van de natste habitats met oeverplanten, zoals vegetaties met biezen en waterriet, of in het voorjaar onderlopende graslanden. Door de geringere peilfluctuaties is de



Dansmuggen van het geslacht *Chironomus* komen omstreeks mei massaal uit het water en vormen opvallende rookwolken langs de oevers van de meren. Massaal optreden van een klein aantal soorten kan een gevolg zijn van lage habitatdiversiteit en het ontbreken van overgangen. Foto John van Schie.

verlanding van dergelijke vegetaties versneld en is de overgang van land naar water ook aan de ondiepe oostkust verhard.

De meeste dynamiek wordt nu nog veroorzaakt door op- en afwaaiing en de rivierdynamiek, en is daarom het grootst in het Zwarte Meer en het Ketelmeer. Door de balgstuw is deze dynamiek in het Zwarte Meer alsnog iets verder beteugeld. Als gevolg van deze situatie doen moerasbroedvogels als Grote Karekiet, Roerdomp, Purperreiger en Porseleinhoen het aanzienlijk slechter dan de watervogels die in het water foerageren. Koloniebroeders als Aalscholver, Visdief en Kokmeeuw doen het beter, maar de tegennatuurlijke opzet van het winterpeil naar het hogere zomerpeil kan bij vroege broeders (grondnesten van Aalscholwers) problemen opleveren. Later in het broedseizoen kan plotselinge, tussentijdse peilstijging (ter compensatie van droogte) grote schade aanrichten. Ook zonder stijging van het streefpeil is bijvoorbeeld de kans op schade bij ongunstige scheefstand bij harde wind groter dan als het peil op natuurlijke wijze in het voorjaar zou uitzakken.

Eénzijdig en gevoelig ecosysteem door lage habitatdiversiteit per compartiment

Door de opdeling zijn de verschillende habitattypen die van nature samen in één systeem voorkomen, verdeeld geraakt over de compartimenten. De habitatdiversiteit is in de afzonderlijke compartimenten daardoor verlaagd, waardoor met name in de diepere compartimenten de soortensamenstelling éénzijdig is. In het IJsselmeer en Markermeer diende de massaal aanwezige spiering in de jaren tachtig als stapelvoedsel voor grote aantallen visetende

vogels. De Driehoeksmossel voedde nog grotere aantallen benthoseters. Maar toen beide sleutelsoorten afnamen, waren er geen alternatieven, zodat ook de aantallen vogels fors omlaag gingen. Omdat Spiering en Driehoeksmossel tot de soorten behoren die in het verleden blijkbaar het best op de specifieke omstandigheden in de meren waren ingesteld, zijn ze in potentie ook gevoelig voor veranderingen in die omstandigheden. Het ecosysteem stond of viel dus met het lot van die twee soorten, en juist die twee soorten zijn inderdaad sterk afgenomen. Door gebrek aan alternatieven in de meren zelf waren voor vogels andere wateren vanaf dat moment aantrekkelijker.

Mogelijkheden grotere habitatdiversiteit in de diepe meren

Toch zijn ook in de diepere meren de waterplanten toegenomen. Door de combinatie van diepteverdeling en beperkt doorzicht blijft hun areaal echter beperkt. Onderzoek naar de ontwikkeling van waterplanten achter dammen, waar lichtomstandigheden en mechanische belasting gunstiger zijn, heeft laten zien dat deze gebieden een belangrijk opgroeihabitat kunnen bieden voor jonge vis, m.n. Baars en Blankvoorn. De jonge Spiering bleek de vegetatie juist te mijden. Het verlies aan productie door de terugkeer naar meer natuurlijke, lagere nutriëntgehalten, kan in een éézijdig systeem dus deels worden gecompenseerd door grotere diversiteit, ook via goed doordachte natuurontwikkeling. Vogelaantallen zijn aanvankelijk met Spiering en Driehoeksmossel afgenomen, maar die afnames zijn veelal gestagneerd doordat het voedselaanbod weliswaar kleiner werd, maar daarmee ook diverser. Daardoor zijn de overgebleven vogels geleidelijk minder gevoelig voor verder afname van de twee oude sleutelsoorten. Grotere aandelen van Pos, Baars en Blankvoorn onder de vis die sterns op De Kreupel naar hun jongen brengen zijn daar het gevolg van. Futen zijn weliswaar in de nazomer sterk afgenomen, maar in de wintermaanden namen ze toe. En in de randmeren namen in de jaren tachtig alle viseters toe nadat de dominantie van het visbestand door grote Brasem was doorbroken, ten gunste van Baars en Blankvoorn. Spiering kwam nauwelijks voor. Dus: "Spiering is vis als er anders niet is". De sterke reactie die de visetende vogels aanvankelijk op de afname van van de Spiering hebben laten zien is dus gekoppeld aan de eenzijdigheid van het voedselaanbod. De meren zouden minder gevoelig zijn voor dergelijke veranderingen bij een grotere habitatdiversiteit. Het zelfde geldt voor de aantalsontwikkelingen van de Kuifeenden. Tegenover de afname in de winter stond in het Markermeer een toename in de ruitijd, wat zou kunnen betekenen dat prooien die juist in deze periode gegeten worden, zoals erwtenmosseltjes, zijn toegenomen met de afnemende dichtheden van mosselen. Dat alles betekent dat de effecten van afname van de genoemde sleutelsoorten op vogels niet alleen kunnen worden gerepareerd door herstel van die twee sleutelsoorten, maar ook door het stimuleren van anderssoortig aanbod via het vergroten van habitatdiversiteit. Door een aanpak op beide sporen wordt het ecosysteem robuuster en duurzamer, en minder gevoelig voor veranderingen.

7.4 Toekomstige ontwikkelingen

Uit recente veranderingen als de verdere uitputting van de beschikbare nutriënten, de afname van diverse vissoorten en de verminderde conditie van Aal en mosselen blijkt dat de omstandigheden in de meren nog steeds in beweging zijn. Voor een deel zijn deze ontwikkelingen onderdeel van een landelijk of zelfs internationaal patroon, zodat de lokale sturingsmogelijkheden hun beperkingen hebben. Het is moeilijk te voorspellen in hoeverre de oligotrofiëring zich verder zal doorzetten en wat de ecologische consequenties daarvan zullen zijn. De toekomstige gebeurtenissen ten aanzien van de verdere klimaatveranderingen zijn eveneens nogal ongewis, maar de ecologische gevolgen zijn misschien iets duidelijker. De indeling van het gebied in compartimenten en het gebrek aan ondiepten met planten in de diepere meren speelt daar een rol in.

Versterking van verontreiniging en accumulatie in compartimenten

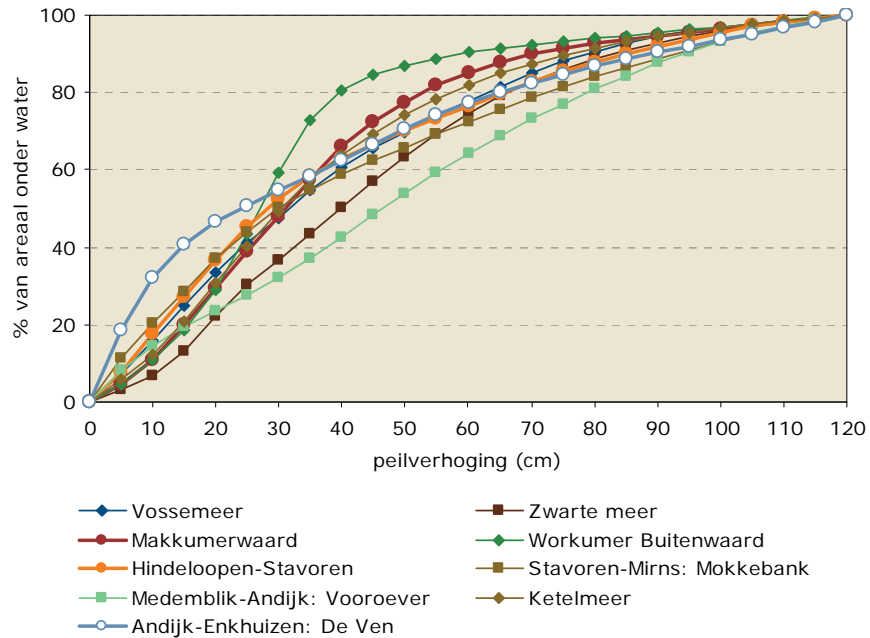
De hoge natuurwaarde van de randmeren in de huidige situatie, vooral wanneer die wordt uitgedrukt per oppervlakte eenheid, is verbonden aan de diepte van de eutrofiëringscrisis in de jaren zeventig. Beide zijn gekoppeld aan de compartimentering. Door de lange verblijftijden werd in de jaren zeventig alle nutriënten in de Veluwerandmeren door algen benut totdat lichtbeperking optrad, en accumulatie van organisch stof leidde tot sterk verhoogd zuurstofverbruik en zeer hoge pH waarden waardoor het water toxisch werd, en niet alleen waterplanten, maar ook bodemdieren zoals mosselen verdwenen. In de grotere, diepere meren, en in de randmeren met kortere verblijftijden gebeurde dat in veel mindere mate, ondanks soms nog aanzienlijk hogere nutriëntgehalten (Eemmeer).

Een aantal gevolgen van de afsluiting en compartimentering zijn minder gemakkelijk door middel van inrichting en peildynamiek te compenseren. Die problemen hebben vooral te maken met de opbouw en het gedrag van het sediment. Door de afsluiting blijft fijn materiaal gemakkelijker achter in de diepere delen van de meren, waardoor in het verleden bijvoorbeeld de bodem van het Ketelmeer opgeladen raakte met chemische verontreinigingen. In combinatie met hogere watertemperaturen kan accumulatie van organisch stof nu in warme zomerperioden resulteren in lage zuurstofconcentraties bij de bodem, een mogelijke oorzaak van afname dan wel grote fluctuaties in de mosseldichtheden in het IJsselmeer. Deze gedachte is tevens geïnspireerd door parallellen met ontwikkelingen in andere afgesloten zeearmen zoals de Grevelingen (van Wesenbeeck et al. 2009).

Ook de slibproblematiek van het Markermeer is aan de compartimentering verbonden. Het slib dat zich hier vóór de afsluiting heeft afgezet verplaatst zich enerzijds naar de diepere delen, maar gedraagt zich anderzijds anders als gevolg van de ontzilting. Zonder opheffing van de compartimentering moet als oplossing vooral worden gedacht aan geleiding van de fluxen op zo'n manier dat ze de heldere delen van de meren ontzien, om de aanwezige habitatdiversiteit te beschermen.

Figuur 7.4.1

Verband tussen de mate van peilverhoging (zomerpeil) en het percentage van de buitendijkse gebieden dat onder stroomt.



Voortgang klimaateffecten

Tot nu toe zijn de meest zichtbare effecten van klimaatverandering voor de ecologie in het IJsselmeergebied de toegenomen watertemperatuur en de zeespiegelstijging in de Waddenzee. De wintertemperatuur is min of meer sprongsgewijs toegenomen rond 1988 en is sindsdien niet veel meer veranderd. De zomertemperaturen vertonen wel een doorgaande toename. Als deze ontwikkelingen aanhouden, dan neemt vooral de kans op warme zomerperioden verder toe. Daarmee gepaard gaat een grotere kans op incidenten met zuurstofproblemen en sterfte.

De zeespiegel in de Waddenzee is de gehele 20^e eeuw bijna lineair verlopen en vertoont geen tekenen van afzwakking. Dit betekent dat spuien onder vrij verval bij het huidige IJsselmeerpeil moeilijker wordt. Om dit op te lossen moeten we ofwel overstappen op pompen, ofwel het IJsselmeerpeil verhogen. Daarbij vraagt peilverhoging om allerlei andere aanpassingen, zowel qua infrastructuur als qua ecologie. Wat betreft het laatste valt onder meer te denken aan effecten op verblijftijden, verticale gradiënten in waterkwaliteit, visintrek en spuidebiet, arealen voor waterplanten en duikdiepten voor bodemfauna-etende vogels.

Een ander punt is de toekomst van de buitendijkse droge gronden. Onder meer als gevolg van kustafslag onder invloed van het gefixeerde peil is er bij de hoogteligging van de buitendijkse droge gronden een optimum op ongeveer drie decimeter boven het zomerstreefpeil. Daarboven zijn de meeste buitendijkse gebieden min of meer vlak, aangezien de hogere gronden meestal binnendijks liggen. Daardoor neemt het effect van peilstijging bij de eerste decimeters sterk toe en loopt bij een peilstijging van 50 cm al 75% van de buitendijkse droge grond onder. Daarbij is er waarschijnlijk nog een extra drempelwerking door het effect van stijlranden, die door extrapolatie van meetwaarden minder goed in de

metingen tot uitting komen. Structurele peilverhoging reduceert het beschikbare areaal, niet alleen voor broedvogels, maar ook voor bijvoorbeeld Noordse Woelmuis en bepaalde habitats, zoals het "overgangs- en trilveen" op de Makkumer Noordwaard. Voor zover deze habitats droog blijven, neemt toch de inundatiefrequentie toe en zal de mesotrofe situatie die voor het behoud nodig is, verder bedreigd worden. Op grond van de waterstanden in het IJsselmeer bij Kornwerderzand (1995-2008) komt een peil van 50 cm +NAP, waarbij de Makkumer Noordwaard grotendeels onder stroomt, in de helft van de jaren voor, met een gemiddelde duur van bijna een dag per jaar, tot maximaal drie dagen. Bij een peilverhoging van 30 cm wordt dat jaarlijks, met een gemiddelde duur van in totaal ruim vijf dagen, in sommige jaren oplopend tot twee of drie weken.





8 Gebruikte literatuur

- Adema J.P.H.M. 1991. De krabben van Nederland en België (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden.
- Arts F.A., J. Graveland & P.L. Meininger 2000. Kustbroedvogels, vegetatiesuccessie en natuurontwikkeling: implicaties voor toekomstig beheer van kustgebieden. *Limosa* 73: 17-28.
- Bak A. & R.M.G. van der Hut 2001. Historisch overzicht waterkwaliteit en ecologie Zuidelijke Randmeren. Periode 1960-1989. Bureau Waardenburg bv, rapport 01-076, Culemborg.
- Bak A., W.M. Liefveld, H.A.M. Prinsen & F. Van Vliet 2007. Evaluatie natuurontwikkelingsprojecten IJsselmeergebied. Bureau Waardenburg rapport nr. 07-120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Bal D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff 2002. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020. Wageningen. 829 pp.
- Barnes R.S.K. 1994. The brackish-water fauna of Northwestern Europe. Cambridge University Press, Cambridge.
- Batra S.W.T. 1977. Bionomics of the aquatic moth *Acentropus niveus*, a potential biological control agent for Eurasian water milfoil and *Hydrilla*. *Journal of the New York Entomological Society* 85(3): 143-152.
- Beaugrand G., M. Edwards, K. Brander, C. Luczak & F. Ibanez 2008. Causes and projections of abrupt climate-driven ecosystem shifts in the North Atlantic. *Ecology Letters* 11: 1157-1168.
- Beaufort L.F. de (red.) 1954. Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932. De Boer Jr., Den Helder.
- Beekman J.H. & M. Platteeuw 1993. Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Een kwantitatieve analyse van het ecosysteem Ketelmeer. Deel II. Kwantitatieve voedselrelaties in het Ketelmeer. Rijkswaterstaat, Projectgroep Ketelmeer, Lelystad.
- Beekman J.H., M.R. Van Eerden & S. Dirksen, 1991. Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* utilising the changing resource of *Potamogeton pectinatus* during autumn in the Netherlands. *Wildfowl Suppl.* 1: 238-248.
- Beekman J.H. & M. Platteeuw 1994. Het Nonnetje *Mergus albellus* in het IJsselmeergebied. Intern rapport 37Lio. Rijkswaterstaat Directie Flevoland, Lelystad.
- Beens H. 2000. Schakels in de tijd. Genemuiden van 1800 tot 1900. Hoekman Genemuiden BV, Genemuiden.
- Beintema A.J., L.M.J. van den Bergh, G.J. Müskens & T.A. Renssen 1980. Atlas van watervogels op het IJsselmeer. RIN-rapport, Arnhem & Leersum.
- Bentham Jutting T. van 1943. Mollusca (I) C. Lamellibranchia. *Fauna van Nederland* 12: 1-475.
- Bentham Jutting W.S.S. van 1954. Mollusca. In: L.F. de Beaufort (red.), Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932, p. 233-252. De Boer, Den Helder.
- Berg M. 2008. Rotsspringers op de Afsluitdijk. In: R Kleukers, M Berg & W van Strien (red.) *Passie voor kleine beestjes*, 33,3 jaar Stichting EIS-Nederland. EIS, Leiden.
- Berg M.S. van den, H. Coops, J. Simons & A. de Keizer 1998. Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany* 60: 241-250.

- Berg M.S. van den, H. Coops, J. Simons & J. Pilon 2002. A comparative study of the use of inorganic carbon resources by *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus*. Aquatic Botany 72: 219-233.
- Berger C. 1987. Habitat en ecologie van *Oscillatoria agardhii*. Gomont. Van Zee tot Land, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Bergers P. 1998. Verdwijnt de Noordse Woelmuis uit Friesland? Twirre 9/3: 13-15.
- Bergers P.J.M. & M. La Haye 1997. Noordse Woelmuis sterker bedreigd dan gedacht. Beschermingsplan op maat nodig. Zoogdier 8/1: 3-6.
- Beringen R., A.J. Rossenaar & K. Groen 2006. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren; Floristisch Meetnet Oevers Zoete Rijkswateren; uitwerking derde ronde Randmeren. RIZA rapport 2006.009 / FLORO N-rapport 39. Stichting FLORON, Leiden.
- Beringen R., A.J. Rossenaar & B. Odé 2005. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren; Floristisch Meetnet Oevers Zoete Rijkswateren 2004; uitwerking derde ronde IJsselmeer en Markermeer. RWS RIZA / RWS IJG rapport 2005.003 / FLORON-rapport 36. Stichting FLORON, Leiden.
- Bick H. & A.W.J. van Schaik 1980. Oecologische visie Randmeren. Advies van de Natuurwetenschappelijke Commissie van de Natuurbeschermingsraad. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Bijkerk R. 2006. Primaire rapportage fytoplankton. Opzet, aanpak en resultaten van de fytoplanktonmonitoring in het kader van het biologisch meetnet MWTL zoete rijkswateren, 1992-2004. Rapport 2005-092, Koeman en Bijkerk bv, Haren.
- Bijkerk R., H. van Dam, C.A. Bultstra & J. Meesters 2004. Stuurbaarheid van sieraalgen. Een onderzoek naar de potentiële stuurvariabelen van sieraalgemeenschappen in de KRW. Rapport 2004-113, Koeman en Bijkerk bv, Haren/Rapport 04.2416, AquaSense, Amsterdam.
- Birdlife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: Birdlife International, Birdlife Conservation Series no. 12.
- Bonte M. 2009. Drinkwaterfunctie Markermeer en verzilting IJsselmeergebied. KWR Watercycle Research Institute, BTO 2009.041 (s).
- Both C. & L. teMarvelde 2007. Climate change and timing of avian breeding and migration throughout Europe. Climate Research 35: 93-105.
- Boudewijn T.J. & S. Dirksen 1995. Impact of contaminants on the breeding success of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Netherlands. Ardea 83: 325-338.
- Bouwma S., W. Lengkeek, D. Beuker & J.H. Bergsma 2009. Tweekleppigen in de randmeren. Bemonstering 2008. Bureau Waardenburg bv, rapport 09-005, Culemborg.
- Bowman M.F. & R.C. Bailey 1998. Upper pH tolerance limit of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Can. J. Zool. 76: 2119-2123.
- Breukelaar A.W. & A. bij de Vaate 2000. Vismigratie via de Afsluitdijk. Metingen uitgevoerd in 2000. RIZA werkdocument 2000.190X, Lelystad.
- Brinke W. ten 2007. Land in Zee. De watergeschiedenis van Nederland. Veen Magazines bv, Diemen.
- Broekhuizen S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Brohan P., J.J. Kennedy, I. Harris, S.F.B. Tett & P.D. Jones 2005. Uncertainty estimates in regional and global observed temperature changes: a new dataset from 1850. J. Geophys. Res, 111, D12106, doi:10.1029/2005JD006548
- Brouwer G.A. & L. Tinbergen 1939. De verspreiding der Kleine Zwanen, *Cygnus b. bewickii* Yarr. In de Zuiderzee voor en na de verzoeting. Limosa 12: 1-18.
- Buijse A.D. 1992. Dynamics and exploitation of unstable percid populations. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen, Wageningen. 167 pp.

- Buijse A.D. & W. Dekker 1996. Uncertainty in fish stock assessment based on bottom trawl surveys in Lake IJsselmeer. In: I.G. Cowx, Stock assessment in inland fisheries, p. 260-279.
- Coops H. 1992. Historische veranderingen in buitendijkse moerassen in het Noordelijk Deltabekken en het IJsselmeergebied. RIZA rapport 92.030, Lelystad.
- Coops H., F.M. Zant & R.W. Doef 1993. Het voorkomen van Rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus* Poir.) in Nederland. Gorteria 19: 44-52.
- Cramp S. 1985. The birds of the western palearctic. Vol. IV. Terns to woodpeckers. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S. & K.E.L. Simmons 1977. The birds of the western palearctic. Vol. I. Ostrich to ducks. Oxford University Press, Oxford.
- Creed R.P.Jr. and S.P. Sheldon 1994. The effect of two herbivorous insect larvae on Eurasian watermilfoil. Journal of Aquatic Plant Management 32(Jan.):21-26
- Cremer H., F.P.M. Bunnik, E.P. Kirilova, E.H.R.R. Lammens & A.F. Lotter 2009. Diatom-inferred trophic history of IJsselmeer (The Netherlands). Hydrobiologia 631: 279-287.
- Crick H.Q.P., C. Dudley & D.E. Glue 1997. Long-term trends towards earlier egg-laying by UK birds. Nature 388: 526.
- Dam C. van, A.D. Buijse, W. Dekker, M.R. van Eerden, J.G.P. Kleine Breteler & R. Veldkamp 1995. Aalscholvers en beroepsvisserij in het IJsselmeer, het Markermeer en Noordwest-Overijssel. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer & Visserij. Rapport IKC-Natuurbeheer nr. 19, Wageningen. 100 pp.
- Deerenberg C. & I.J. de Boois 2005. Vismonitoring in het IJsselmeer en Markermeer in 2004. RIVO rapport C063/05.
- Dekker W. 1991. Assessment of the historical downfall of the IJsselmeer fisheries using anonymous inquiries for effort data. In: I.G. Cowx (ed.). Catch effort sampling strategies and their application in freshwater fisheries management: 223-240. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Dekker W. 2004. Slipping through our hands: Population dynamics of the European Eel. Dissertatie Univ. Amsterdam.
- Dekker W., L.A. Schaap & J.A. van Willigen 2003. Bijvangst in de fuikvisserij op het IJsselmeer. RIVO-intern rapport 93.011. Rijksinstituut voor Visserij-Onderzoek, IJmuiden. 29 pp.
- Delany S.N., C. Reyes, E. Hubert, S. Pihl, E.C. Rees, L. Haanstra & A. van Strien 1999. Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996. Wetlands International Publication No. 54, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Delany S. & D.A. Scott 2002. Waterbird population estimates. Third Edition. Wetlands International, Global Series 12, Wageningen.
- Dienst der Zuiderzeewerken 1971. Het Veluwemeer, schakel tussen oud en nieuw land. Rapporten en Mededelingen betreffende de Zuiderzeewerken No 7, Dienst der Zuiderzeewerken, Stichting voor Bodemkartering en Rijksdienst voor de IJsselmeerpolder. Staatsdrukkerij, 's Gravenhage.
- Dijk G. van 1979. Het Veluwemeer als pleisterplaats voor watervogels. Watervogels 4: 171-187.
- Dijk K. van & M.R. van Eerden 1991. Biometrics and timing of primary moult of non-breeding Mute Swans *Cygnus olor* at lake IJsselmeer, the Netherlands. In: J. Sears & P.J. Bacon (eds), Proc. Third IWRB International Swan Symposium, Oxford 1989: 296-303. Wildfowl Supplement No. 1.
- Dijkstra J., P. Bouma & R. Sjouken 1977. De Waarden van Workum. Noorderbreedte 1/4: 12-14.

- Dirksen, S., J.H. Beekman & T.H. Slagboom, 1991. Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* in the Netherlands: numbers, distribution and food choice during the wintering season. *Wildfowl Suppl.* 1: 228–237.
- Dirksen S., T.J. Boudewijn, L.K. Slager, R.G. Mes M.J.M. van Schaick & P. de Voogt 1995. Reduced breeding success of Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in relation to persistent organochlorine pollution of aquatic habitats in The Netherlands. *Environmental Pollution* 88 (2): 119-132
- Dirksen S., A.L. Spaans, J. van der Winden & L.M.J. van den Bergh 1996. Vogelhinder door windturbines. Landelijk onderzoekprogramma, deel 2: nachtelijke vlieghoogtemetingen van duikeenden in het IJsselmeergebied. Bureau Waardenburg, rapport 96.18, Culemborg. DLO- Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Doornbos G. 1980. Aantallen, verspreiding, activiteit, voedsel en konditie van Nonnetjes (*Mergus albellus* L.) in het zuidwestelijk IJsselmeergebied, winter 1977. RIJP rapport 1980-20 Abw, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Dreiskämper P. 1998. Redeloos, radeloos, reddeloos. De geschiedenis van het rampjaar 1672. Wilco, Amersfoort.
- Dresscher Th.G.N. 1954. Iets over de flora en fauna van de oeverzoom van het IJsselmeer tussen de uitmonding van het Zwarte Water en Harderwijk. In : L.F. de Beaufort (red.), *Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932*, p. 283-289. Den Helder.
- Duin E.H.S. van 1992. Sediment transport, light and algal growth in the Markermeer. A two-dimensional water quality model for a shallow lake. Dissertatie Univ. Wageningen.
- Duin R.H.A. van & G. de Kaste 1995. Het Zuiderzeeproject in zakformaat. Provincie Flevoland, Lelystad.
- Duinker J.W. & J.A.M. Janssen 1997. Geomorfologische en vegetatiekundige kartering van natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied in 1996. Mirnserklif, Bocht van Molkwerum, Abbert II en Onderdijk. Rapport MD-GAT-9706.
- Duinker J.W. & J.A.M. Janssen 1998. Geomorfologische en vegetatiekundige kartering van natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied in 1997. Polsmaten en Vossemeer. Rapport MD-GAE/GAR-9816.
- Eerden M.R. van 1997. Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands. *Van Land tot Zee* 65, Rijkswaterstaat Dir. IJsselmeergebied, Lelystad, en dissertatie Univ. Groningen.
- Eerden M.R. van 2000. Pechora Delta. Structure and dynamics of the Pechora Delta ecosystems (1995-1999). RIZA rapport 2000.037, Lelystad.
- Eerden M.R. van 2001. Watervogels in het IJsselmeergebied: de top van een wankelende piramide. *De Levende Natuur* 102: 216-221.
- Eerden M.R. van, J.H. Beekman, M. Smit & K. Oosterbeek 1997. Patch use by Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* feeding upon Sago Pondweed *Potamogeton pectinatus* in shallow lakes in the Netherlands: variation in exploitation threshold caused by social, environmental and time dependent factors. In: pp. 187-214. Van Eerden M.R., Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch Freshwater wetlands. Proefschrift R.U.Groningen, RWS Dir. IJsselmeergebied, Van Zee tot Land 65, Lelystad.
- Eerden M.R. van, H. Bos & L. van Hulst (eds) 2007. In the mirror of a lake. Peipsi and IJsselmeer for mutual reference. Rijkswaterstaat Waterdienst en Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

- Eerden M.R. van, W. Dubbeldam & J. Muller 1999. Sterfte van watervogels door visserij met staande netten in het IJsselmeer en Markermeer. RIZA-rapport 99.060. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Eerden M.R. van & J. Gregersen 1995. Long-term changes of the Northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea* 83: 61-79.
- Eerden M.R. van, T. Piersma & R. Lindeboom 1993. Competitive food exploitation of Smelt *Osmerus eperlanus* by Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* and Perch *Perca fluviatilis* at lake IJsselmeer, the Netherlands. *Oecologia* 93: 463-474.
- Eerden M.R. van, S.H.M. van Rijn & M. Roos 2005. Ecologie en Ruimte: gebruik door vogels en mensen in de SBZ's IJmeer, Markermeer en IJsselmeer. RIZA rapport nr. 2005.014 ISBN 9036957036 RIZA, Lelystad.
- Eerden M.R. van & A. bij de Vaate 1984. Natuurwaarden van het IJsselmeergebied. Flevobericht nr. 242. Rijksdienst IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Eerden M.R. van & B. Voslamber 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83: 199-212.
- Eerden M.R. van & M. Zijlstra 1986. Natuurwaarden van het IJsselmeergebied. Prognose van enige natuurwaarden in het IJsselmeergebied bij aanleg van de Markerwaard. Flevobericht 273, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Eerden M.R. van, M. Zijlstra, M. van Roomen & A. Timmerman 1996. The response of Anatidae to changes in agricultural practice: long-term shifts in the carrying capacity of wintering waterfowl. *Gibier Faune Sauvage* 13: 681-706.
- Es van W.A., H. Sarfatij & P.J. Woltering 1988. Archeologie in Nederland. De rijkdom van het bodemarchief. Meulenhoff Informatief, Amsterdam.
- EVA II 2004. The effects of shellfish fishery on the ecosystems of the Dutch Wadden Sea and Oosterschelde. Alterra-rapport 1011, RIVO-rapport C056/04, RIKZ-rapport RKZ/2004.031.
- Federatie van Hengelsportverenigingen Noordwest-Nederland, Maatschap Heijnen en Wormsbecher, Visserijbedrijf G Heimensen (2006) Interim Visplan 2006 Zuidelijke Randmeren.
- Foppen R.P.B. & S. Deuzeman. 2007. De Grote Karekiet in de noordelijke randmeren; een dilemma voor natuurontwikkelingsplannen!? *De Levende Natuur* 108: 20-26.
- Foppen R.P.B., A. van Kleunen, W.B. Loos, J. Nienhuis & H. Sierdsema. 2002. Broedvogels en de invloed van hoofdwegen, een nationaal perspectief. SOVON onderzoeksrapport 2002/08. Beek-Ubbergen.
- Freyhof J., M. Kottelat & A. Nolte 2005. Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei: Cottidae). *Ichthyol. Explor. Freshwat.* 16(2):107-172.
- Geel B., J. Buurman & H.T. Waterbolk 1996. Archeological and paleoecological indications for an abrupt climate change in The Netherlands and evidence for climatological teleconnections around 2650 BP. *Journal of Quaternary Science* 11, 451-460.
- Gerritsen G.J. & J. Lok 1986. Vogels in de IJsseldelta. IJsselakademie, Kampen.
- Gittenberger E., A.W. Janssen, W.J. Kuijper, T. Meijer, G. van der Velde & J.N. de Vries 2004. De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. *Nederlandse Fauna* 2: 1-288. Naturalis, Leiden; KNNV, Zeist en EIS-Nederland, Leiden
- Graveland J. 1996. Watervogel en zangvogel: de achteruitgang van de Grote Karekiet *Acrocephalus arundinaceus* in Nederland. *Limosa* 69: 85-96.
- Gross E.M., R.L. Johnson & N.G. Hairston Jr. 2001. Experimental evidence for changes in submersed macrophyte species composition caused by the herbivore *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). *Oecologia* 127:105-114.

- Haasnoot M., J. Kranenborg & R. van Buren 2005. Seizoensgebonden peilen in het IJsselmeergebied; verkenning naar optimalisatie van het peil voor natuur binnen de randvoorwaarden van veiligheid, scheepvaart en watervoorziening. RIZA werkdocument 2005.103X/WL rapport Q3889, Lelystad.
- Haberman J., E. Pihu & A. Raukas (eds) 2004. Lake Võrtsjärv. Estonian Encyclopaedia Publishers, Tallinn.
- Haye M. la & J.M. Drees 2004. Beschermingsplan Noordse Woelmuis. Rapport EC-LNV nr. 270, Ede.
- Haywood J. 1995. The penguin Historical atlas of the Vikings. Penguin Books Ltd, London.
- Hebbink A., D. van Hoorn, J. Kolpa, R. Postma, B. Ruypers, M. Sluifjter & H. van Wezel 2000. Waterhuishouding in het Natte Hart. RWS Dir. IJsselmeergebied, Noord-Holland en Utrecht en RIZA, Lelystad.
- Heijden C. van der 2004. Rampen en plagen in Nederland 1400-1940. Pestbacillen, paalwormen en plunderende Moskovieters. Kempen Uitgevers, Zaltbommel.
- Hidding B., B.A. Nolet, T. de Boer, P. de Vries & M. Klaassen 2009. Compensatory growth in an aquatic plant mediates exploitative competition between seasonally tied herbivores. Ecology 90: 1891-1899.
- Hidding B., B.A. Nolet & F. Rienks 2009. Seizoenstming bepalend voor concurrentie Kleine zwanen en Knobbelswanen. De Levende Natuur 110: 361-363.
- Hoek-van Nieuwenhuizen M. & M.J.J. Kotterman 2007. Biologische monitoring zoete rijkswateren: Microverontreinigingen in rode aal – 2006. Wageningen IMARES, rapport C001/07, IJmuiden.
- Hofstede R. ter & J.A. van Willigen 2002. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2001. RIVO rapport C022/02, Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, IJmuiden.
- Hosper H. 1997. Clearing lakes. Proefschrift LU Wageningen
- Hulsegge W.H. & K. Vendrig (red.) 2004. Jaarrapportage Zuidelijke Randmeren 2000-2003. Waterkwaliteit van het Nijkerkernauw, Eem- en Gooimeer in de jaren 2000-2003. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, rapport 2004-1, Lelystad.
- Huntley B., R.E. Green, Y.C. Collingham & S.G. Willis 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.
- Hustings F., K. Koffijberg, E. van Winden, M. van Roomen, SOVON Ganzen- en Zwanenwerkgroep & L. Soldaat 2008. Watervogels in Nederland in 2006/2007. SOVON monitoringsrapport 2008/04. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Hustings F., K. Koffijberg, E. van Winden, M. van Roomen, SOVON Ganzen- en Zwanenwerkgroep & L. Soldaat 2009. Watervogels in Nederland in 2007/2008. SOVON monitoringsrapport 2009/02. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Hut R.M.G. van der & N. Beemster 2008. Ruimte voor riet en moerasvogels langs het Veluwemeer. Beheeradvies voor de Gelderse oeverzone van het Veluwemeer en het Rietveld Elburg. A&W-rapport 982. Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- Hut R.M.G. van der, R.Foppen, N. Beemster, M. Roodbergen & S. Deuzeman 2008. Ruimte voor riet en moerasvogels in de noordelijke randmeren. Sturende factoren en beheermaatregelen voor kwalificerende moerasvogels. A&W-rapport 1108, Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.
- Hut R.M.G. van der & S.M. Veen 2004. Rietveld bij Elburg. Ontwikkelingsscenario's en inrichtingsplan voor het voormalige nazuiveringsveld van de RWZI te Elburg. I.o.v. Rijkswaterstaat directie IJsselmeergebied. Bureau Waardenburg rapportnr. 03-147

- Iedema W., M. Platteeuw & A. Rijsdorp 1996. Natuur in het Natte Hart. Een verkenning van de kansen voor natuurontwikkeling in het IJsselmeergebied. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, RIZA, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Noordwest, Directie Noord, Lelystad.
- Jansen E.A. 2010. Kruipende Huisjes. Regionale verspreidingsatlas in het kader van het Atlasproject Nederlandse Mollusken: resultaten van de inventarisatie Flevoland (1996-2010). Stichting Anemoon, Bennebroek.
- Jansen M. 2009a. De grote grazers van de Veluwerandmeren. Drie zwanensoorten, een verslag over het jaar 2008 en een inzicht in de wisselwerking tussen de vogels en het systeem. M. Jansen, Elburg.
- Jansen M. 2009b. Monitoring Kitesurfzone Wolderwijd. Voortgangsrapportage 2008. M. Jansen, Elburg.
- Janssen J.A.M. & J.H.J. Schaminée 2003. Europese Natuur in Nederland: Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Johnson R.L. and B. Blossey. 2002. Eurasian Watermilfoil. Pp. 79-90 in R. Van Driesche et al., eds. Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States, USDA Forest Service Publication FHTET-2002-04. 413 pp.
- Johnson R.L., P.J. Van Dusen. J.A. Toner & N.G. Hairston Jr. 2000. Eurasian watermilfoil biomass associated with insect herbivores in New York. *Journal of Aquatic Plant Management* 38:82-88.
- Johnson R.L., E.M. Gross & N.G. Hairston Jr. 1998. Decline of the invasive submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* (Haloragaceae) associated with herbivory by larvae of *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). *Aquatic Ecology* 31:273-282.
- Jong T. de, M. Boonman & G. Hoogerwerf 2004. Vissen, muizen en amfibieën op de Makkumer Noardwaard. Inventarisaties en Maatregelen. Bureau Viridis, Culemborg & Bureau Natuurbalans – Lemis Divergens BV, Nijmegen.
- Joosten A.M.T. 2005. Quick-scan van wateren in Flevoland op het voorkomen van sieraalgen. Groningen.
- Joosten A.M.T. & R. Bijkerk 1997. Sieraalgen in de randmeren. In: R Noordhuis (red) Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage Randmeren. RIZA Rapport nr 95.003, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Kaaden J.J. van der 2003. Geschiedenis van de inheemse malaria in Nederland. *Infectieziekten Bulletin* 14(10): 388 - 393. RIVM, Bilthoven.
- Kamp J. van der 1994. Voedsel van ruiende duikeenden op het Markermeer. De bodemfauna van een internationaal belangrijk ruigebied. Rapport RWS Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- Kampen J. 2007. Raming Brasemvangsten Randmeren. Aqua Terra.
- Kampen P.N. van 1922. Hydromedusen, actiniën en ctenophoren. In: H.C. Redeke (red.), Flora en fauna der Zuiderzee. De Boer, Den Helder.
- Kapenga R., J.A.F. Koridon, A. Timmerman & J. Philippona 1972. Kampereiland en Zwarte Meer. Schets van landschappelijke en natuurhistorische waarde. *Kamper Almanak* 30 oktober 1992 – 30 oktober 1973, pp. 159-174.
- Kers A.S. & H. Koppejan 1999. Geomorfologische en vegetatiekundige kartering van natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied in 1998. It Soal, Bocht van Molkwerum, Mirnserklif, IJsselmonding, Vossemeer, Abbert II en Onderdijk. MDGAE-9912.
- Kers A.S. & F.H. Severijn 2000. Geomorfologische en vegetatiekundige kartering van natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied in 1999. IJsselmonding & Vossemeer. MDGAE-2000.4

- Kessel T. van, G. de Boer & P. Boderie 2008. Calibration suspended sediment model Markermeer. Rapport Q4612. Deltares, Delft.
- Kilian M.R., J. van der Plicht & B. van Geel 1995. Dating raised bogs: New aspects of AMS 14C wiggle matching, a reservoir effect and climatic change. *Quaternary Science Reviews* 14, 959–966.
- Kiwa 2007. Natura 2000-gebied 72 – IJsselmeer. Kiwa Water research 30.747.050.
- Klaassen M. & B.A. Nolet 2007. The role of herbivorous water birds in aquatic systems through interactions with aquatic macrophytes, with special reference to the Bewick's Swan – Fennel Pondweed system. *Hydrobiologia* 584/1 205-213.
- Koeman R.P.T. 1997. Soortensamenstelling van draadalg in zoete rijkswateren, 1996. Koeman en Bijkerk bv, rapport 97-18, Haren.
- Koffijberg K. & M.R. van Eerden 1994. Benthos-etende watervogels in het IJsselmeergebied: een analyse van het voorkomen van tafeleend, kuifeend, toppereend, brilduiker en meerkoet in de periode 1975-1993. *Heidemij Advies* 635/OD94/1228/21155, Lelystad.
- Kolvoort A.J. & G.D. Butijn (red.) 1990. Verkenning van de mogelijkheden voor de bevordering van de visintrek via de Afsluitdijksluizen. Studie in het kader van het actieprogramma Rijn. RWS Directie Flevoland interne publicatie 1990 16 anw, Lelystad.
- Koppejan H., B. van Gennip & A.S. Kers 2001. Geomorfologische en vegetatiekundige kartering van natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied in 2000. It Soal, Mirnserklif en Onderdijk. MD-GAE-2001.4.
- Koppejan H. & A.S. Kers 2002. Vegetatiekundige kartering van natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied in 2001. Polsmaten & Ijsseloog. MD-GAE-2002.01.
- Kotterman M.J.J., M. Hoek – van Nieuwenhuizen & R.H. Jongbloed 2007. Alternatief voor Biologische Monitoring microverontreiniging in rode aal. Wageningen Imares, rapport C090/07, IJmuiden.
- Kruitwagen G. 2009a. Metingen vismigratie via de spuiccomplexen in de Afsluitdijk. Witteveen+Bos, rapport RW1696-1, Deventer.
- Kruitwagen G. 2009b. Metingen aan visintrek bij de uitvoering van schuttingen met de spuisluisen te Kornwerderzand. Witteveen+Bos, rapport RW1696-2, Deventer.
- Lammens E.H.H.R. 1998. Het voedselweb van IJsselmeer en Markermeer. Trends, gradiënten en stuurbaarheid. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapport 98.003, Lelystad
- Lammens E.H.H.R. 1999. Het voedselweb van IJsselmeer en Markermeer. Veldgegevens, hypothesen, modellen en scenario's. RIZA rapport 99.008. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Lammens E.H.H.R. 2008. De brasemvisserij in de Zuidelijke Randmeren. Continuëren of intensiveren. Notitie RWS Waterdienst, Lelystad.
- Lammens E.H.H.R., E.H. van Nes, M.L. Meijer & M.S. van den Berg 2004. Effects of commercial fishery on the bream population and the expansion of *Chara aspera* in Lake Veluwe. *Ecological Modelling* 177: 233-244.
- Lammers J. (red.) 2009. Dijk en Meer, Eindrapportage verkenning Toekomst Afsluitdijk. Rijkswaterstaat en Provincies Noord-Holland en Friesland. Banda, Heerenveen.
- Lammertsma D.R., F. Niewold, H. Jansman, L. Kuiters, H.P. Koelewijn, M.P. Haro, M. van Adrichem, M.C. Boerwinkel & J. Bovenschen 2006. Herintroductie van de otter: een succesverhaal? *De Levende Natuur* 107(2): 42 – 46.
- Lauwaars S.G. & M. Platteeuw 1999. Een groene riem onder het natte hart. Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het IJsselmeergebied. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapport 99.030, Lelystad.

- Lauwaars S., M. Platteeuw & H. Schutte 2001. Op weg naar een natuurlijker Nat Hart? De Levende Natuur 102: 242-246, Natura 98: 184-188.
- Leentvaar P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. De Levende Natuur 64: 273-279.
- Leeuw J.J. de 1997. Demanding divers. Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. Van Zee tot Land 61. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad, en dissertatie Univ. Groningen.
- Leeuw J.J. de 2000. Visstand en visserij in IJsselmeer en Markermeer: het monitoringsprogramma in de onderzoeksperiode 1996 – 1999. RIVO Rapport C027/00, IJmuiden.
- Leeuw J.J. de, 2007. Belang IJsselmeer groeit naarmate klimaat verandert. Zoet-zout Courant 11: 4.
- Leeuw J.J. de, A.D. Buijse, R.E. Grift & H.V. Winter 2005. Management and monitoring of the return of riverine fish species following rehabilitation of Dutch rivers. Arch. Hydrobiol. Suppl. 155/1-4, p. 391-412.
- Leeuw J.J. de, W. Dekker & A.D. Buijse 2008. Aiming at a moving target, a slow hand fails! 75 years of fisheries management in Lake IJsselmeer, the Netherlands. J. Sea Research 60:21-31.
- Leeuw J.J. de, W. Dekker & D. Sluis 2001. Vismonitoring IJsselmeer en Markermeer in 2000. RIVO rapport C043/01, IJmuiden.
- Leeuw J.J. de & M.R. van Eerden 1995. Duikeenden in het IJsselmeergebied. Herkomst, populatie-structuur, biometrie, rui, conditie en voedselkeuze. Flevovericht 373. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Leeuw J.J. de, H. van Overzee & I. de Boois 2008. Slepen, kuilen en korren. Vismonitoring IJsselmeer beslist geen sinecure. Visionair 9: 26-29.
- Leeuw J.J. de, I. Tulp, I.J. de Boois, J. van Willigen & H.J. Westerink 2007. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied, jaarrapport 2005. Rapport C024/07, Wageningen Imares, IJmuiden.
- Leijzer T.B, I.J. de Boois, J. van Willigen & H.J. Westerink 2007. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2006. IMARES rapport C129/07.
- Lenselink G. & U. Menke 1995. Geologische en bodemkundige atlas van het Markermeer. Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad. ISBN 90-369-1148-6.
- Ligtvoet W. 1992. Noordse Woelmuis *Microtus oeconomus*. In: Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Stichting Uitgeverij KNNV.
- Limpens H., K. Mostert & W. Bongers (red.) 1997. Atlas van de Nederlandse vleurmuizen. Onderzoek naar verspreiding en ecologie. Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Limpens H.J.G.A. 2002. Meervleurmuizen aan de Gelderse Randmeren. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming (VZZ), rapport 2002-10, Arnhem.
- Linden M.G.A.M. van de & W. Borsje 2006. Inrichtingsschets natuurontwikkeling Eemmeer. Ingenieursbureau BCC, Delft.
- Maas H. 2003. Biologische monitoring zoete rijkswateren: bioaccumulatie in aal en driehoeksmosselen. Een evaluatie van 10 jaar monitoren (1992-2002). RIZA rapport 2003.13, Lelystad.
- Maclean I.M.D., G.E. Austin, M.M. Rehfish, J. Blew, O. Crowe, S. Delany, K. Devos, B. Deceuninck, K. Günther, K. Laursen, M. van Roomen & J. Wahl 2008. Global warming causes rapid changes in the distribution and abundance of birds in winter. Global Change Biology, 14(11): 2489-2500.
- McIvor A.L. 2004. The filtration rates of British Unionids. PhD thesis, Dept. of Zoology, Univ. Cambridge.
- Meijer M.L. & H. Hoesper 1995. Actief Biologisch beheer in het Wolderwijd-Nuldernaauw: evaluatie en aanbevelingen voor het beheer. RIZA nota 95.040, Lelystad.

- Meijer M.L. & H. Hoesper 1996. Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd-Nulderwijd leidt tot een toename van de kranzwieren. *H₂O* 18: 536-538.
- Meijer M.L., R. Portielje, M. van den Berg, E. Lammens, B. Ibelings, R. Noordhuis, W. Joosse, H. Coops & D. van der Molen 1999. Stabiliteit van de Veluwerandmeren. RIZA rapport 99.054, Lelystad.
- Meininger P.L. & Graveland J. 2002. Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels. Balanceren tussen natuurlijke processen en ingrijpen. Rapport RIKZ/2001.046, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Mijnders I. & Z.D. Solt 2008. Startnotitie MER Omgingskade Marken. Arcadis Nederland BV, Arnhem.
- Ministerie LNV 1999. Beleidsbesluit Binnenvisserij.
- Ministerie LNV 2000. Nota van antwoord Vogelrichtlijn, deel I. Bijlage I. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Ministerie LNV 2006. Natura 2000 Doelendocument. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Ministerie V&W 2008. Beheerplan voor de Rijkswateren 2009-2015.
- Moberg A., D.M. Sonechkin, K. Holmgren, N.M. Datsenko & W. Karlén 2005. Highly variable Northern Hemisphere temperatures reconstructed from low- and high-resolution proxy data. *Nature* 433/7026: 613-617.
- Molen D.T. van der (red.) 2004. Referenties en maatlatten voor meren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water.
- Moorsel, G.W.N.M. van, A. Bak & R. Munts 2001. Status van de Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) in de randmeren in 2000. Bureau Waardenburg bv, rapp. nr. 01-009, Culemborg
- Mörzer Bruijns M.F. & A. Timmerman 1953. Het Zwarte Meer. *De Levende Natuur* 56: 161-166.
- Mous P.J. 2000. Interactions between fisheries and birds in IJsselmeer, The Netherlands. Thesis Wageningen Universiteit. ISBN 90-5808-183-4.
- Mous P.J., W Dekker, J.J. de Leeuw, M.R. van Eerden & W.L.T. van Densen 2003. Interactions in the utilisation of small fish by piscivorous fish and birds, and the fishery in IJsselmeer. In: IG Cowx (Ed) Interactions between Fish and Birds: implications for management. Fishing News Books, Blackwell Science.
- Mulderij G., R. Bijkerk, E. van Donk & B.W. Ibelings 2008. Sieralgen en biodiversiteit – Maatregel-effectrapportage 2008. Rapport 2008-096, Koeman en Bijkerk bv, Haren.
- Nieuwenhuizen W., M.J.J. la Haye & F. Mertens 2000. De Noordse Woelmuis in Fryslân. Naar een duurzame instandhouding. Alterra rapport 149, Wageningen.
- Niewold F.J.J., D.R. Lammertsma, H.A.H. Jansman & A.T. Kuiters 2003. De Otter terug in Nederland. Eerste fase van de herintroductie in Nationaal Park De Weerribben in 2002. Alterra-rapport 852, Wageningen.
- Nijhof B.S.J. & R.C. van Apeldoorn 2001. De Noordse Woelmuis in Noord-Holland Midden. Heden en toekomst. Alterra rapport 576, Wageningen
- Nõges T. (ed.) 2001. Lake Peipsi. Meteorology, hydrology, hydrochemistry. Sulemees Publishers, Tartu.
- Nolet B.A., V.N. Fuld & M.E.C. van Rijswijk 2006. Foraging costs and accessibility as determinants of giving-up densities in a swan-pondweed system. *Oikos* 112: 353–362.
- Nolte A.W., J. Freyhof, K.C. Stenshorn & D. Tautz 2005. An invasive lineage of sculpins, *Cottus* sp. (Pisces, Teleostei) in the Rhine with new habitat adaptations has originated from hybridization between old phylogeographic groups. *Proc Biol Sci.* 2005 November 22; 272(1579): 2379–2387.

- Noordhuis R. (red.) 1997. Biologische monitoring zoete rijkswateren. Watersysteemrapportage Randmeren. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapport 95.003, Lelystad.
- Noordhuis R. (red.) 2000. Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteemrapportage IJsselmeer en Markermeer. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapport 2000.050, Lelystad.
- Noordhuis R. 2003. Afname van de Driehoeksmossel in het Markermeer. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapport 2003.016, Lelystad.
- Noordhuis R. 2007. Ontwikkelingen in de aquatische ecologie van het Zwarte Meer. RIZA rapport 2007.007, Lelystad.
- Noordhuis R. 2009. Tweekleppigen in IJsselmeer en Markermeer, 2006-2008. Rapport RWS Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- Noordhuis R., M.R. van Eerden & M. Roos 2009. Crash of zebra mussel, transparency and water bird populations in Lake Markermeer. In: G van der Velde, S Rajagopal & M Roos (eds), The Zebra Mussel in Europe. Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim.
- Noordhuis R. & E.J. Houwing 2003. Afname van de Driehoeksmossel in het Markermeer. RIZA rapport 2003.016. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Noordhuis R. & K. Koffijberg 2004. Watervogels als indicatoren: presentatie van trends in relatie tot beleidsdoelstellingen. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapport 2004.003, Lelystad.
- Noordhuis R., M. Kolen & R. Scheper 2003. De rol van vis, watervogels, sediment en zaadbanken voor watervegetatie in het Gooimeer. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, rapport 2003.200X, Lelystad.
- Noordhuis, R, D.T. van der Molen & M.S. van den Berg, 2000. WAVOMIJ - voorspellingsmodel voor watervogels, rekenregels Veluwemeer. RIZA werkdokument 2000.093X, Lelystad.
- Noordhuis R, D.T. van der Molen & M.S. van den Berg 2002. Response of herbivorous waterbirds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands. Aquatic Botany 72/3-4: 349-367.
- Noordhuis R. & H.H. Reeders 1992. Oorzaken van het ontbreken van de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* in de Veluwerandmeren. RIZA nota 92.020, Lelystad.
- Noordhuis R., H.H. Reeders & E.C.L. Martijn 1994. Inzet van Driehoeksmosselen bij biologisch waterbeheer; resultaten van veldexperimenten. H₂O 27: 150-155, 160.
- Noordhuis R. & M. van Roomen 2007. Het IJsselmeergebied: natuurdoelen voor een ecosysteem in beweging. De Levende Natuur 108: 242-247.
- Noordhuis R., M. van Roomen, R. Zollinger, J. Tempel en W. Bouwe 1997. Watervogels in de randmeren in historisch perspectief. De Levende Natuur, 98: 25-34.
- Noordhuis R. & P.S. Ruiters 1994. Krooneenden in de Gouwzee. De Graspieper 14: 113-117.
- Noordhuis R. & J. van Schie 2007. Vooroevers Houtribdijk: toestand ecologie en waterkwaliteit 2006. Inventarisatie van waterplanten, watervogels, Driehoeksmosselen, fysische en chemische parameters. RIZA rapport 2007.006, Lelystad.
- Noordhuis R., J. van Schie & N. Jaarsma 2009. Colonization patterns and impacts of the invasive amphipods *Chelicorophium curvispinum* and *Dikerogammarus villosus* in the IJsselmeer area, The Netherlands. Biological Invasions 11: 2067-2084.
- Noordhuis R. & Tulp I. 2002. Kleine Zwanen *Cygnus bewickii* in het IJsselmeergebied na Brouwer en Tinbergen. Is de beste tijd voorbij? Limosa 75: 13-24.

- Overzee H.M.J. van, I.J. de Boois, O.A. van Keeken & J.J. de Leeuw 2008. Vismonitoring IJsselmeer en Markermeer in 2007. IMARES rapport C028/08.
- Overzee H.M.J. van, I.J. de Boois, O.A. van Keeken, B. van Os-Koomen & J. van Willigen 2009. Vismonitoring in het IJsselmeer en Markermeer in 2008. Wageningen Imares, rapport C029/09, IJmuiden.
- Petersen K.S., K.L. Rasmussen, J. Heinemeler & N. Rudd 1992. Clams before Columbus? *Nature (Lond.)* 359: 679.
- Piersma T. 1985. Biometrie, concitie en rui van Futen (*Podiceps cristatus*) in het IJsselmeergebied. RIJP rapport 1985-27 abw, Lelystad.
- Piersma T., R. Lindeboom & M.R. van Eerden 1988. Foraging rhythm of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* adjusted to diel variations in the vertical distribution of their prey *Osemerus eperlanus* in a shallow eutrophic lake in the Netherlands. *Oecologia* 76: 481-486.
- Piersma T., J.J. Vlug & J.H.P. Westhof 1986. Twintig jaar ruiende Futen *Podiceps cristatus* bij de Mokkebank, 1966-1985. *Vanellus* 34: 27-37.
- Piersma T., P. Wiersma & M.R. van Eerden 1997. Seasonal changes in the diet of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* indicate the constraints on prey choice by solitary pursuit-diving fish-eaters. In: M.R. van Eerden (ed.) *Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands. Van Zee tot Land* 65: 351-376. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Pihu E. & J. Haberman 2001. Lake Peipsi. Flora and fauna. Sulemees Publishers, Tartu.
- Pinkster S., M. Scheepmaker, D. Platvoet & N. Broodbakker 1992. Drastic changes in the amphipod fauna (Crustacea) of Dutch inland waters during the last 25 years. *Bijdragen tot de dierkunde* 61: 193-204.
- Platteeuw M. 1985. Voedseloecologie van de Grote (*Mergus merganser*) en de Middelste Zaagbek (*Mergus serrator*) in het IJsselmeergebied 1979/1980 en 1980/1981. RIJP rapport 1985-48 Abw. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Platteeuw M. 1995. De ecologische draagkracht van IJsselmeer en Markermeer in relatie tot het gebruik door de watersport. Intern rapport 9 Lip. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad
- Platteeuw M., J.H. Beekman, K. van de Guchte & J.P.M. Vink 1993. Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Een kwantitatieve analyse van het ecosysteem Ketelmeer. Deel III. Ecotoxicologische effecten en risico's van de verontreinigingen van het sediment voor het leven in het Ketelmeer. Rijkswaterstaat, Projectgroep Ketelmeer, Lelystad.
- Platteeuw M, J.H. Beekman, T.J. Boudewijn & E.C.L. Martelijn 1992. Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het Ketelmeer buiten de broedtijd: aantallen, prooikeuze en voedselaanbod. *Limosa* 65: 93-102
- Platteeuw M. & M.R. van Eerden 1995. Time and energy constraints of fishing behaviour in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, The Netherlands. *Ardea* 83: 223-234.
- Platteeuw M. & M.R. van Eerden 1997. Sex-dependent differences in exploitation of fish stocks in Red-breasted Mergansers *Mergus serrator* utilizing a two-prey system in winter. In: M.R. van Eerden (ed.) *Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands. Van Zee tot Land* 65: 401-420. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Platteeuw M., M.R. van Eerden & J.H. Beekman 1997. Social fishing in wintering Smew *Mergus albellus* enhances prey attainability in turbid waters. In: M.R. van Eerden (ed.) *Patchwork. Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands. Van Zee tot Land* 65: 377-400. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

- Platteeuw M., S. Lauwaars & R. Doef 2001. Tien jaar natuurontwikkeling in het Natte Hart. De Levende Natuur 102: 58-61.
- Platteeuw M., U. Menke & J. van der Winden 2002. Natuurontwikkeling Naviduct Krabbersgat. Een gronddepot als waardevolle natuur? RIZA werkdokument 2002.034X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Platteeuw M., M. Spierings, R. van Hoogenhuizen, J. Doze, R. Boertje & E. Scheper 2002. Watervogels in het IJsselmeergebied, wanneer verstoord? RIZA werkdokument. 2002.061X, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Platvoet D., G. van der Velde & J.A. Dick 2009. Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda). Crustaceana 82 (in press).
- Portielje R., E. Lammens, L. van Ballegooijen & R. Noordhuis 2005. Vergaand defosfateren RWZI Harderwijk onder de loep. RIZA werkdokument 2005.062X, Lelystad.
- Prins K.H., M. Klinge, M. Ligtoet & J. de Jonge 1995. Biologische monitoring zoete rijkswateren: watersysteemrapportage IJsselmeer en Markermeer 1992. RIZA rapport 94.060, Lelystad.
- Rabaey S. 2001. Het dieet van baars *Perca fluviatilis* L. en snoekbaars *Stizostedion lucioperca* L. in relatie tot het voedselaanbod in het IJsselmeer en Markermeer. Studentrapport Wageningen Universiteit/RIVO nr 1618.
- Raspopov O.M., O.I. Shumilov, V.A. Dergachev, B. van Geel, N.A. Morner & J. van der Plicht 2000. Abrupt Climate Change around 2700-2800 years BP as Example of Existence of 2400 year Periodicity in Solar Activity and Solar Variability. Proceedings of the 1st Solar and Space Weather Euroconference, 25-29 September 2000, Santa Cruz de Tenerife, Tenerife, Spain. A. Wilson, Noordwijk, Netherlands: ESA Publications Division, 2000 xi, 680 p. ESA SP, Vol. 463, p.513
- Redeke H.C. (red.) 1922. Flora en fauna der Zuiderzee. De Boer Jr., Den Helder.
- Reeders H.H. 1989. De Driehoeksmossel en actief biologisch beheer. In situ metingen van de filtratie-snelheid in het Wolderwijd – 1988. DBW/RIZA nota 89.030, Lelystad.
- Reeders H.H. & A. bij de Vaate 1992. Bioprocessing of polluted suspended matter from the water column by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas). Hydrobiologia 239: 53-63.
- Reeders H.H., A. bij de Vaate & F.J. Slim 1989. The filtration rate of *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) in three Dutch lakes with reference to biological water quality management. Freshwater Biology 22: 133-141.
- Reynolds C.S. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 24: 417-428.
- Reynolds C.S. & A.E. Walsby 1975. Waterblooms. Biol Rev 50: 437-481.
- Riel M.C., van, G. van der Velde & A. Bij de Vaate 2007. Dispersal of invasive species by drifting. In: MC van Riel 2007. Interactions between crustacean mass invaders in the Rhine food web. Proefschrift Univ. Nijmegen.
- Rijn S. van 1998. Watervogels in IJsselmeer en Markermeer: seizoensverslag 1997/98. RIZA werkdokument 98.177X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Rijn S. van 2002a. Watervogels in IJsselmeer en Markermeer; seizoensverslag 2000/01. RIZA werkdokument 2002.029X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Rijn S. van 2002b. Watervogels in IJsselmeer en Markermeer; seizoensverslag 2001/2002. RIZA werkdokument 2002.215X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

- Rijn S.H.M. van & M.R. van Eerden 2002. Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? Vogels, vissen en visserij in duurzaam evenwicht. RIZA rapport 2001.058. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Rijn S. van, M. Kolen, M. Roos, M. van Eerden & P. Cornelissen 2004. Bergen van baggerspecie in Flevopot 12A. Gevolgen voor vogels? RIZA werkdocument 2004.076X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Rijn S. van & M. Platteeuw 1996. Watervogels in IJsselmeer en Markermeer: seizoensverslag 1994/95. RIZA werkdocument 96.194X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Rijn S. van & M. Platteeuw 2003. Extra Spui Afsluitdijk: Ecologische effecten op Afsluitdijk, IJsselmeer en omgeving. RIZA rapport nr. 2003.033 ISBN 90-369-5652-8 RIZA, Lelystad.
- Rijsdijk R.E. & B.F. Michiels 1998. Balansen voor de Veluwerandmeren: resultaten en analyse voor de periode 1990-1997. BOVAR rapport 98.09, Rijkswaterstaat Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- Rijsdorp A.A., J.W.C. Bruggenkamp, J. Oosterbaan & M. Platteeuw 1997. Project Enkhuizerzand – Ntuurontwikkeling in de openheid. Een integrale ontwerpstudie naar de versterking van de natuur in het hart van het Natte Hart. RIZA-nota 97.045. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Roomen M.W.J. van, A. Boele, M.J.T. van der Weide, E.A.J. van Winden & D. Zoetebier 2000. Belangrijke vogelgebieden in Nederland, 1993-97. Actueel overzicht van Europese vogelwaarden in aangewezen en aan te wijzen speciale beschermingszones en belangrijke gebieden. SOVON-informatierapport 2000/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Roomen M.W.J. van, E.A.J. van Winden, K. Koffijberg, R. Kleefstra, G. Ottens, B. Voslamber & SOVON Ganzen- en zwanenwerkgroep 2003. Watervogels in Nederland in 2001/2002. SOVON-monitoringsrapport 2004/01, RIZA-rapport BM04/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Roomen M.W.J. van, E.A.J. van Winden, K. Koffijberg, B. Voslamber, R. Kleefstra, G. Ottens en de SOVON Ganzen- en Zwanenwerkgroep 2002. Watervogels in Nederland in 2000/2001. SOVON monitoringsrapport 2002/04, RIZA-rapport BM02.15. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen
- Royal Haskoning 2006. Verdiepingsslag en maatregelen slibproblematiek Markermeer - Analyse kennisleemten en inventarisatie maatregelen. Auteurs: Van Ledden, e.a..
- Ruiters P.S., R. Noordhuis & M.S. van den Berg 1994. Kranswieren verklaren aantalsfluctuaties van Krooneenden *Netta rufina* in Nederland. Limosa 67: 147-158.
- RWS Dir. Noord Holland 1979. Doorspoeling Markermeer in 1978. Rapport WDIJ 79.05, IJmuiden.
- Santamaría L. 2002. Selective waterfowl herbivory affects species dominance in a submerged plant community. Archiv für Hydrobiologie 153: 353–365.
- Scheffer M. 2009. Critical Transitions in Nature and Society. Princeton University Press, Princeton.
- Scheffer M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke & B. Walker 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413: 591-596.
- Schijfsma K. 1954. Amphipoda. In: L.F. de Beaufort (red.), Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932, p. 195-204, De Boer, Den Helder.
- Schobben H.P.M., B. Winters, & C.C. Karman 1995. Het Balgzand als slaapplek voor ruiende Zwarte Sterns. De Graspieper 15: 159-166.

- Schouten C. 1982. Het IJsselmeergebied als ruiplaats voor de Zwarte Stern (*Chlidonias niger*). Een onderzoek naar de conditie, rui en doortrek van de Zwarte Stern in het IJsselmeergebied. RIJP-rapport 33Abw. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Sigmond P. & W. Kloek 2007. Zeeslagen en zeehelden in de Gouden Eeuw. Rijksmuseum, Amsterdam.
- Slager H. & G.F.J. Smit 1988. De buitendijkse natuurgebieden langs de Friese IJsselmeerkust: bodem, grondwater en vegetatie. Flevovericht nr. 287.
- Soes M. & R. van Eekelen 2006. Rivierkreeften, een oprukkend probleem? De Levende Natuur 107: 56-59.
- Soesbergen M. 2008. De opmerkelijke biotoopkeuze van de Zwartkoppissebed (*Porcellio spinicornis*). Lokvogeltje 34(4): 15-17.
- Soest R.W.M. van 1970. Aspecten van de oecologie van de Driehoeksmossel, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Lamellibranchiata) in het IJsselmeer. Doctoraalscriptie
- Sovon & CBS 2005. Trends van vogels in het Nederlandse Natura 2000 netwerk. Sovon informatierapport 2005/09. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Spaans A.L., J. van der Winden, R. Lensink, L.M.J. van den Bergh & S. Dirksen 1998. Vogelhinder door windturbines. Landelijk Onderzoekprogramma, deel 4: nachtelijke vliegbewegingen en vlieghoogtes van vogels langs de Afsluitdijk. Bureau Waardenburg, rapport 98.015, Culemborg. DLO- Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Steinmetz B., E.H.R.R. Lammens & W.L.T. van Densen 1990. Management problems with the different allocation of fishing rights to sport and commercial fishermen in the Frisian lakes, The Netherlands. Proc. Symp. European Inland Fisheries Advisory Commission, Göteborg, Sweden 1988. WLT van Densen, B Steinmetz, RH Hughes (eds.), Pudoc, Wageningen.
- Straat De Milieuadviseurs BV 2004. De waterkwaliteit in het stroomgebied Vecht/Zwarte Water. Problemen, oorzaken en situatie 2015 bij ongewijzigd beleid. De Straat, Delft.
- Swennen C. & R. Dekker 1995. *Corambe batava* Kerbert, 1886 (Gastropoda: Opisthobranchia), an immigrant in The Netherlands, with a revision of the family Corambidae. J. Molluscan Studies 61: 97-107.
- Tanger D. 1981. Verslag van een Zwarte Stern telling in het IJsselmeergebied op 16 augustus 1980. Watervogels 6: 73-76.
- Ten Kate C.G.B. 1967. Ornithologie van Nederland, 1965. Limosa 40: 18.
- Timmerman A. 1962. De Krooneend (*Netta rufina*) als broedvogel in Nederland (in verband met het Europese optreden). Limosa 35: 28-39.
- Timmerman A. & J.A.F. Koridon 1963. Veranderingen in vegetatie en vogelbevolking van het Zwarte Meer. De Levende Natuur 66: 227-232.
- Timmerman H. 2009. Lichenen in het nieuwe land. Natura 2009/6: 176-178.
- Tottrup A.P., K. Thorup & C. Rahbek 2006. Patterns of change in timing of spring migration in North European songbird populations. Journal of Avian Biology 37: 84-92.
- Tulp A.S. 2001. Over *Eucheilota flevensis* Van Kampen, 1992 en enige andere hydromedusen (deel 2). Het Zeepaard 61(2): 33-43.
- Tulp A.S. 2002. Waarnemingen aan de hydromedusen *Nemopsis bachei* (L. Agassiz) en *Eucheilota flevensis* Van Kampen. Het Zeepaard 62(3): 89-96.
- Tulp I. & J. van Willigen 2004. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2003. Wageningen IMARES, rapport C089/04, IJmuiden.
- Turnhout C. van, M. van der Weide, G. Kursjens & Leuven R. 2007. Natuurontwikkeling in rivieruiterwaarden: hoe reageren broedvogels? De Levende Natuur 108 (2): 52-57.

- Turnhout C. van, E. van Winden, G. Troost, K. Koffijberg & F. Hustings 2009. Veranderingen in timing van zichtbare najaarstrek over Nederland: een pleidooi voor hernieuwde standaardisatie van trektellingen. *Limosa* 82: 68-78.
- Urk G.M. van 1976. De Driehoeksmossel, *Dreissena polymorpha* in de Rijn. *H₂O* 9: 327-329.
- Urk G.M. van & J.M. Marquenie 1989. Environmental behaviour of cadmium: who are at risk and why. Proc. Int. Conf. On Heavy Metals in the Environment, Geneva 1989. Vol. 2: 456-459.
- Vaate A. bij de 2006. De quaggamossel, *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897), een nieuwe zoetwater mosselsoort voor Nederland. *Spirula* 353: 143-144.
- Vaate A. bij de 1983. Een bijdrage tot de kennis van de hydrobiologie van de Gouwee. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, rapport 1983-25abw, Lelystad.
- Vaate A. bij de, B. Jansen & R. Noordhuis 2010. Recolonization of Lake IJsselmeer, The Netherlands, by *Theodoxus fluviatilis* (Gastropoda: Neritidae)? *Lauterbornia* 69: 59-65.
- Vaate A. bij de, K. Jazdzewski, H. Ketelaars, S. Gollasch & G. van der Velde 2002. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1159-1174.
- Veerkamp P.R. & J.W. Duinker 1995. Een geomorfologische kartering van drie natuurontwikkelingsgebieden in het IJsselmeergebied. Rijkswaterstaat Meetkundige Dienst, Rapport MD-GAT-95-35.
- Vendrig K., R. Portielje, M. van den Berg & K. Oostinga 2003. Eem- en Gooimeer in 2015: minimaal realiseerbare waterkwaliteit en doelstellingen. BEZEM deelrapport 11, RDIJ rapport 2003-12. Rijkswaterstaat Dir. IJsselmeergebied, Lelystad.
- Verdugt N. 1981. De gevolgen van de afsluiting van de Zuiderzee en de inpoldering van Flevoland voor de waterkwaliteit in het IJsselmeergebied. RIJP Rapport 1981-305 Abw., Lelystad.
- Verkuil Y.I., J.J. Wijmenga, J.C.E.W. Hooijmeijer & T. Piersma 2010. Spring migration of Ruffs *Philomachus pugnax* in Fryslân: estimates of staging duration using resighting data. *Ardea* 98: 21-33.
- Vijverberg T. 2008. Mud dynamics in the Markermeer – Silt traps as a mitigation measure for turbidity. MSc thesis, Delft University of Technology.
- Vijverberg T. & P. Boderie 2008. Analyse scenarioberekeningen Markermeer. Deltares, Delft. Rapport Q4613.
- Visser M.E., A.J. van Noordwijk, J.M. Tinbergen & C.M. Lessells 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*) *Proc Biol Sci.* 1998 October 7; 265(1408): 1867-1870.
- Vlug J.J. 1974. Zomerconcentraties van de Fuut *Podiceps cristatus* van de Friese kust tussen Staveren en Lemmer. *Limosa* 47: 17-22.
- Vlug J.J. 1976. Het IJsselmeer als rui- en broedgebied van de Fuut (*Podiceps cristatus*). *Watervogels* 1: 15-22.
- Voslamber B. 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers (*Phalacrocorax carbo*) in het IJsselmeergebied in 1982. *Flevobericht* 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Voslamber B. 1991. Meeuwen in het IJsselmeergebied. Voedseloecologie van zeven op het meer voorkomende soorten. Intern rapport 9 Liw. Rijkswaterstaat Directie Flevoland, Lelystad.
- Voslamber B., M. Platteeuw & M.R. van Eerden 1995. Solitary foraging in sand pits by breeding cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: does specialised knowledge about fishing sites and fish behaviour pay off? *Ardea* 83: 213-222.
- Waardenburg H.G. 1827. Commentatio ad quaestionem propositam: Historia naturalis animalium molluscorum regno Belgico indigenorum, Dissertatie, Leiden.

- Wahl J. 2008. Global warming causes rapid changes in the distribution and
- Wal R.J. van der 1981. De duikeenden van het IJsselmeer. Een inleidend onderzoek van het belangrijkste overwinteringsgebied voor duikeenden in West-Europa, 1975-1977. Rapport Inst. Tax. Zoölogie, Amsterdam en RIN, Leersum.
- Wal R.J. van der & P.J. Zomerdijk 1979. The moulting of Tufted Duck and Pochard on the IJsselmeer in relation to moult concentrations in Europe. Wildfowl 30: 99-108.
- Weeda E.J., J.H.J. Schaminee & L. van Duren 2000. Atlas van plantengemeenschappen in Nederland. Deel 1; wateren, moerassen en natte heiden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Weeda E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra 1991. Nederlandse oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties 4. Uitg. IVN i.s.m. VARA en Vewin.
- Weijerman W., H.J. Lindeboom & A. Zuur 2005. Regime shifts in marine ecosystems of the North Sea and Wadden Sea. Mar. Ecol. Progr. Series 298: 21-39.
- Wesenbeeck B. van, A. Nolte, S. Bouma, W. Lengkeek, A. Joosten & P. Herman 2009. Witte bacteriematten als indicator voor de achteruitgang van de Grevelingen. De Levende Natuur 110: 357-360.
- Wiegerinck J.A.M., I.J. de Boois, O.A. van Keeken & H.J. Westerink 2008. Jaarrapportage Passieve Vismonitoring Zoete Rijkswateren: fuik- en zalmsteekregistraties in 2007. IMARES rapport C025/08.
- Wielakker D. & A. Bak 2007. Driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*) in de Randmeren. Rapport 07-038, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Wiersma P. 1996. Dieet en conditie van overwinterende Middelste en Grote Zaagbekken in het IJsselmeergebied, 1979-1987. RIZA werkdocument 96.086X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Wiersma P., T. Piersma & M.R. van Eerden 1995. Food intake of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* wintering on cold water as a function of various cost factors. Ardea 83: 339-350.
- Wijngaarden A. & K. Zimmerman 1965. Zur Kenntnis von *Microtus oeconomus arenicola* (de Selys Longchamps, 1841). Zeitschrift für Säugetierkunde 30: 129-136.
- Willet H. & A. bij de Vaate 2004. Beheersadvies voor de optimalisatie van visintrek door de bestaande spuisluisen in de Afsluitdijk. RWS Dir. IJsselmeergebied, RDIJ werkdocument 2004.01, Lelystad.
- Winden J. van der 2002. The odyssey of the Black Tern *Chlidonias Niger*: migration ecology in Europe and Africa. Ardea 90: 421-435.
- Winden J. van der, S. Dirksen & M.J.M. Poot 2009. Laag broedsucces visdieven op de Kreupel in 2009. Bureau Waardenburg bv, rapport nr. 09-202, Culemborg.
- Winden J. van der, R.M.G. van der Hut, P.W. van Horssen & L.S.A. Anema 2003. Huidige omvang rietooft in Nederlandse moerassen en verbetering van rietbeheer voor moerasvogels. Bureau Waardenburg, rapport 03-042, Culemborg.
- Winden J. van der & O. Klaassen 2008. Totaal aantallen sterns in het IJsselmeergebied in heden en verleden aan de hand van slaapplaatstellingen. Bureau Waardenburg bv, rapport 08-047, Culemborg / SOVON onderzoeksrapport 2008/04, Beek-Ubbergen.
- Winden J. van der, M. Poot, M.S. van den Berg, T.J. Boudewijn & S. Dirksen 1997. Kranswieren: voedsel voor grote aantallen watervogels. De Levende Natuur 98: 34-41.
- Winden J. van der & H.P.M. Schobben 2001. Zwarte Stern *Chlidonias Niger* profiteert van nieuwe slaappleaats in het IJsselmeergebied. Limosa 74: 87-94.
- Winkelman J.E. 1989. Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

- Winkelman J.E. 1992. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels, 1: aanvaringsslachtoffers. RIN-rapport 92/2. DLO- Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Winter E. 1994. Verspreiding in ruimte en tijd van visetende vogels in het IJsselmeergebied in relatie tot de visstand. Intern rapport 1994-6 Lio. Rijkswaterstaat Directie Flevoland, Lelystad.
- Wit M. de, H. Buiteveld & W. van Deursen 2007. Klimaatverandering en de afvoer van Rijn en Maas. RIZA memo WRR/2007-006, Arnhem.
- Witte van den Bosch R. & D. Bekker 2009. Verdwijnt de oer-Hollandse lemming? Zoogdier 20/4: 3-7.
- Witteveen+Bos 2004. Quick scan slibproblematiek Markermeer en Eem- en Gooimeer. Auteur: Van Leeuwen. Witteveen+Bos project nummer Rw1390-1, Deventer.
- Wolff W.J. 2005. Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. Zool. Med. Leiden 79.
- Zomerdijk P.J. 1979. Ruiende Toppereenden (*Aythya marila*) op het IJsselmeer. Watervogels 4: 157-161.
- Zwarteveen J. 1948. Malaria in de Noordoostelijke polder, Onderzoek en bestrijding in de jaren '42-'47'. Proefschrift. D. Rutgers, Varsseveld.
- Zwarts L., R.G. Bijlsma, J. van der Kamp & E. Wymenga 2009. Living on the Edge, Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV uitgeverij, Utrecht.