



# Integraal Waterbeheerproject het Nannewijd: na 10 jaar de balans opgemaakt.

overzicht en analyse van  
monitoringresultaten  
uit de periode 1991 – 2004.

Peter Tydeman.





**Doelstelling van het Integraal Waterbeheerproject het Nanneveld was om de natuur in deze vervuilde veenpolderplas te herstellen en de plas weer aantrekkelijk te maken voor recreatie en (sport)visserij (plaquette uit 1995 aangeboden aan mensen en instanties die zich in het bijzonder voor het project hadden ingezet).**

# Inhoudsopgave

Inhoudsopgave .....	2
Samenvatting .....	5
1. Inleiding .....	7
2. Probleem, doelstelling, maatregelen .....	9
2.1 Probleem .....	9
2.2 Doelstelling .....	10
2.3 Maatregelen .....	11
3. Waterkwaliteitsnormen en streefbeelden .....	15
4. Gebiedsbeschrijving .....	19
5. Data-analyse .....	21
5.1 Kwaliteit .....	21
5.1.1 Abiotische parameters .....	22
5.1.1.1 Zichtdiepte .....	22
5.1.1.2 Nutriënten .....	24
5.1.1.3 Chlorofyl-a .....	28
5.1.1.4 Zwevende stof .....	30
5.1.1.5 Zuurstof .....	31
5.1.1.6 Zuurgraad .....	32
5.1.1.7 Bicarbonaat .....	34
5.1.1.8 Chloride .....	35
5.1.1.9 Sulfaat .....	37
5.1.1.10 Electrisch geleidend vermogen .....	38
5.1.2 Biotische parameters .....	39
5.1.2.1 Fytoplankton .....	39
5.1.2.2 Zoöplankton .....	45
5.1.2.3 Macrofauna .....	47
5.1.2.4 Macrofyten .....	50
5.1.2.5 Vissen .....	54
5.1.3 Onderlinge relaties .....	58
5.1.3.1 Relatie doorzicht en chlorophyl-a .....	58
5.1.3.2 Relatie zwevende stof en doorzicht .....	59
5.1.3.3 Relatie zwevende stof en chlorofyl .....	60
5.1.3.4 Relatieve bijdrage afzonderlijke troebelingscomponenten ..	62
5.1.3.5 Relatie chlorofyl-a en fosfaat / stikstof .....	62
5.1.3.6 Relatie stikstof en fosfaat (N/P-ratio) .....	64
5.1.3.7 Relatie zuurgraad en bicarbonaat .....	65
5.1.4 Toetsingen op waterkwaliteit .....	66
5.1.4.1 Zwemwaternorm .....	66
5.1.4.2 STOWA (EBEO) beoordeling voor de waterkwaliteit .....	68
5.1.4.3 Streefbeeld voor veenpolderplassen .....	70
5.1.5 Enten Kranswieren .....	72
5.2 Kwantiteit .....	73
5.2.1 Peilbeheer .....	73
5.2.2 Baggeren / aanslibbing .....	74
6. Helofytenfilter .....	76

7.	Discussie / Effecten van genomen maatregelen .....	79
7.1	Doelstelling 1: Schoner water .....	79
7.2	Doelstelling 2: Gezonde visstand .....	82
7.3	Doelstelling 3: Betere bevaarbaarheid en verbetering situatie voor recreanten .....	82
7.4	Doelstelling 4: Goede kwantitatieve waterhuishouding .....	82
8.	Conclusies en aanbevelingen .....	84
	Nawoord .....	87
	Literatuur .....	88
	Bijlagen	
	Rapportstatus	



## Samenvatting

In de periode 1993-1995 werd in het Nanneveld, een veenpolderplas ten westen van Heerenveen, een groot aantal maatregelen uitgevoerd met het doel het ecologisch evenwicht in dit natuurgebied te herstellen en de situatie voor recreatie en sport- en beroepsvisserij te verbeteren.

Eutrofiëring in de tweede helft van de vorige eeuw leidde tot een sterke achteruitgang van de waterkwaliteit. Overmatige algenbloei in voorjaar en zomer maakten het water groen en troebel en de algen overgroeiden de waterplantenvegetatie. Resuspensie uit de dikke sliblaag op de bodem, door wind en golfslag, verhoogde de troebeling in de ondiepe plas. Ook de bodemwoelende brasems, die door de achteruitgang van de snoek niet meer in aantal werden gereguleerd, verergerden de troebeling. De dikke sliblaag werd door recreanten als ongewenst ervaren.

De waterhuishouding van het Nanneveld werd gescheiden van die van het omringende agrarische gebied, zodat de toevoer werd opgeheven van fosfaat en stikstof via de uitgespoelde meststoffen. Hiermee werd tevens tegemoetgekomen aan de wens van de agrariërs om het waterpeil in hun gebied te kunnen verlagen ten behoeve van het gebruik van zware landbouwmachines. Het inlaatwater vanuit de Tjonger naar het Nanneveld werd gezuiverd van nutriënten (voedingsstoffen) door het over een ca 18 ha groot rietveld te leiden. De bodem van de plas werd geïnjecteerd met ijzerchloride, waardoor het in de bodem aanwezige fosfaat werd gebonden tot ijzerfosfaat. Zo werd voorkomen dat fosfaat vanuit de bodem in het water terecht kon komen en als voedingsstof voor de groei van algen zou dienen. Ook werd Actief Biologisch Beheer toegepast, waarbij ca 80% van de dominerende brasempopulatie werd weggevangen.

Door de maatregelen namen fosfaat- en stikstofconcentratie af, waardoor minder vaak algenbloeien optraden in voorjaar en zomer. Het doorzicht in de plas nam geleidelijk toe, maar dit leidde nog niet tot het verwachte herstel van de watervegetatie, nodig voor de ontwikkeling van een gezonde visstand. In 2002 bleek de brasemstand nagenoeg weer op het oude niveau van vóór de uitvoering van het visstandsbeheer in 1995. In 1995 werd tevens ca 100.000m<sup>3</sup> baggerslib uit de plas verwijderd. Desondanks sedimenteerde tussen 1998 en 2004 alweer slib over een groot oppervlak van de bodem. Door de aanwonenden wordt de aanslibbing in de opvaarten als problematisch ervaren. Rond de zwemlocatie is het doorzicht verbeterd. Het is de vraag of een verdere verbetering tot de wettelijke norm van >1m zichtdiepte hier haalbaar is.

Mogelijk ontwikkelt de watervegetatie zich pas als het water nog helderder wordt. Daarvoor zou de achtergrondstroebeling (troebeling bij afwezigheid van algen) verder moeten verminderen. Verlaging van de troebeling als gevolg van algen lijkt minder rendabel, aangezien het systeem fosfaat gelimiteerd is en de concentratie aan fosfaat al onder de streefwaarde (voor veenpolderplassen) is gedaald. Verdere reductie van het fosfaatgehalte lijkt moeilijk, mede gezien het magere zuiveringsrendement dat de laatste jaren door het helofytenfilter voor fosfaat wordt bereikt.

Ook het enten van waterplanten is een mogelijkheid om de ontwikkeling van de watervegetatie op gang te brengen. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van de kennis opgedaan bij lopende projecten in andere Friese meren. Aanbevolen wordt om allereerst de potenties voor waterplanten in het Nanneveld te onderzoeken met speciale aandacht voor de samenstelling van de bodem en de relatief hoge zuurgraad van het water in het Nanneveld. Om op de ontwikkelingen te kunnen inspelen is een frequentere monitoring van de visstand gewenst.





# 1. Inleiding

In de jaren '60 en '70 van de vorige eeuw werd het oppervlaktewater van veel rivieren, meren, plassen, vaarten en sloten in Nederland vervuild onder invloed van eutrofiëring. Het oppervlaktewater werd verrijkt met fosfaten en nitraten afkomstig van huishoudelijk afvalwater met o.a. restanten van fosfaathoudende wasmiddelen en van uitgespoelde meststoffen van landbouwgronden. De achteruitgang van de kwaliteit van het oppervlaktewater had negatieve gevolgen voor de natuur en daarmee ook voor recreatie en visserij.

Ook in het natuurgebied het 'Nannewijd', ten westen van Heerenveen, had men met deze problemen te maken. Toenemende concentraties nutriënten (fosfaat, nitraat) veroorzaakten overmatige algengroei in voorjaar en zomer, waardoor het water groen kleurde en een onaangename reuk kreeg. De overmatige algenbloeien gingen ook ten koste van de groei van water- en oeverplanten en daarmee veroorzaakte het de achteruitgang van de snoekstand, hetgeen op zijn beurt weer tot gevolg had dat de brasemstand bovenmatig ontwikkelde wat voor een éézijdige vispopulatie zorgde. Op de bodem van de plas ontstond een dikke sliblaag. De verondieping van de vaarroutes vormde een probleem voor de plaatselijke beroepsvisser, de sportvissers en de recreanten.

De plaatselijke actiegroep "t Nannewijd" uit Oudehaske (gemeente Skarsterlân, Friesland) bewoog de lokale overheden er aan het eind van de jaren '80 toe, om gezamenlijk de problemen rond het vervuilde water in de ondiepe veenplas te lijf te gaan. Dit vormde de opmaat voor het Nannewijdproject, een integraal waterbeheerproject, waarbij tevens de wens van betrokken agrariërs ter harte werd genomen om de waterhuishouding in het omliggende landbouwgebied te verbeteren.

Binnen het project werd samengewerkt door de overheidsorganen Waterschap Friesland, Waterschap Boarnferd, Staatsbosbeheer, Gemeente Skarsterlân en de Landinrichtingsdienst. Door de Grontmij werd in 1989 een beheersplan opgesteld met daarin maatregelen ten gunste van recreatie, natuur, landbouw en visserij in dit gebied. Uitvoering van de verschillende maatregelen vond plaats in 1993, 1994 en 1995.

Om te kunnen bepalen of de maatregelen ook tot de gewenste verbeteringen zouden leiden, werd een meetprogramma uitgevoerd. Zo werd informatie verzameld over onder meer zichtdiepte, nutriëntconcentraties, chlorofyl-a gehalten, zuurgraad en samenstelling van fytoplankton, zoöplankton, macrofauna, water- en oevervegetatie en vispopulatie. Om de ontwikkeling van de laagdikte van het slib op de bodem te kunnen volgen, werd de dikte van de sliblaag in diverse jaren gemeten.

Bij de afdeling Beleids evaluatie en Peilbeheer (BEP) van het Wetterskip Fryslân bestond de behoefte om de verzamelde gegevens te bundelen, en de resultaten te analyseren en te presenteren. De voorliggende rapportage is daarvan het uitvloeisel. In verschillende documenten werd reeds eerder verslag gedaan van onderdelen van het integrale waterbeheerproject Nannewijd. Waar van toepassing wordt in deze rapportage verwezen naar deze documenten met uitgebreidere informatie.

## Leeswijzer

Deze leeswijzer geeft in het kort de opbouw van deze rapportage weer en met enkele woorden de inhoud van elk van de hoofdstukken.

In **hoofdstuk 2** worden in het kort de problemen geschetst die hebben geleid tot de vervuiling van het Nanneveld. De vastgestelde doelen om de natuur in dit gebied weer te herstellen en de situatie voor recreanten en omliggende agrarische bedrijven te verbeteren, worden genoemd en tevens de genomen maatregelen om die doelen te bereiken. Aan het eind van dit hoofdstuk is een lijst opgenomen met rapporten en verslagen, waarin uitgebreidere informatie is te vinden over aanleiding en opzet van het waterbeheerproject Nanneveld en over de uitvoering van de maatregelen.

In **hoofdstuk 3** worden de verschillende waterkwaliteitsnormen en ecologische streefwaarden genoemd die als uitgangspunt dienen voor het waterkwaliteitsbeheer in het Nanneveld.

Een korte beschrijving van het Nanneveld wordt in **hoofdstuk 4** gegeven.

**Hoofdstuk 5** (Data-analyse). Dit hoofdstuk omvat de presentatie en de analyse van alle monitoringgegevens.

In de onderdelen 5.1.1 en 5.1.2 worden de resultaten gepresenteerd en toegelicht van langjarige meetreeksen van resp. fysisch-chemische parameters, zoals zichtdiepte, nutriëntenconcentraties, zuurgraad en chlorofylgehalte en biologische parameters, waaronder fytoplankton, micro- en macrofauna en macrofyten. Ook de resultaten van het wegvangen van witvis in het kader van de maatregel 'Actief Biologisch Beheer' worden besproken.

Omdat niet alleen de gesteldheid en het verloop van de afzonderlijke fysische, chemische en biologische componenten inzicht geeft in de voortgang van het herstelproces, maar evenzeer hun onderlinge samenhang, worden in onderdeel 5.1.3 een aantal relevante relaties tussen de verschillende parameters belicht.

De kwaliteit van het milieu in het Nanneveld wordt in 5.1.4 getoetst aan landelijk en regionaal (Provincie Friesland) vastgestelde waterkwaliteitsnormen en aan het streefbeeld voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994).

Kwantitatieve zaken zoals de verspreiding van het slib en het peilbeheer komen aan bod in onderdeel 5.2.

Eén van de maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit van het Nanneveld was de aanleg van het helofytenfilter (het grote rietveld waar het inlaatwater naar het Nanneveld overheen wordt geleid). Gegevens over het rendement van het rietfilter in het onttrekken van zwevende stof en de voedingsstoffen fosfaat en stikstof aan het inlaatwater, worden gepresenteerd in **hoofdstuk (6)**.

In **hoofdstuk 7** (Discussie) is geprobeerd om de veelheid aan gegevens uit de meetreeksen met elkaar in verband te brengen. Nagegaan wordt in hoeverre de doelen zijn verwezenlijkt die bij de start van het project waren vastgesteld.

Conclusies en aanbevelingen zijn verwoord in **hoofdstuk 8**.

In de **bijlagen** zijn veel van de verzamelde analyseresultaten in tabellen bijeen gezet.

## 2. Probleem, doelstelling, maatregelen.

In dit hoofdstuk worden de problemen die zich in het Nanneveld voordeden besproken en de doelstellingen en maatregelen die werden geformuleerd om deze problemen op te lossen. In tabel 1 is de samenhang tussen de verschillende problemen, doelstellingen en maatregelen ook schematisch weergegeven.

### 2.1 Probleem

De verrijking van het water met voedingsstoffen zoals fosfaat en stikstof (eutrofiëring), zoals die plaatsvond in de jaren 60 en 70 van de vorige eeuw, leidde tot overmatige algengroei in voorjaar en zomer. Daardoor verslechterde de waterkwaliteit, wat negatieve gevolgen had voor natuur, recreatie en visserij.

#### 1. Algensoep

Door recreanten werd het vieze water als een probleem ervaren. Dit vieze water was het gevolg van de hoge concentraties fosfaat en stikstof in het water. De aanwezigheid van deze voedingsstoffen zorgde ervoor dat plantaardig plankton tot overmatige groei kon komen waardoor het water er in voorjaar en zomer uitzag als een groene algensoep. Dat water had een onplezierige geur.

De slechte waterkwaliteit had ook gevolgen voor de natuurontwikkeling. Voor veel Nederlandse wateren gold, dat submerse<sup>1</sup> planten door de overmaat aan algen overgroeid werden en door troebeling van het water onvoldoende (zon)licht kregen voor hun groei. De waterplanten moesten met de algen concurreren om voedsel. Resultaat was dat de watervegetatie in omvang afnam of verdween. Alhoewel kwantitatieve informatie over de omvang van de watervegetatie in het Nanneveld vóór de periode van eutrofiëring ontbreekt, is de veronderstelling dat ook in het Nanneveld de watervegetatie onder invloed van de eutrofiëring is achteruitgegaan.

#### 2. Eenzijdige vispopulatie

Met het verdwijnen van de waterplanten ging de snoek in aantal achteruit, want waterplanten vormen een schuilplaats voor de jonge snoek en een paaiplaats voor de volwassen exemplaren. Omdat de snoek een belangrijke roofvis is, profiteerden andere soorten van zijn achteruitgang. Er ontwikkelde zich een éenzijdige vispopulatie gedomineerd door brasem. Brasems eten het dierlijke plankton (zoöplankton). Zoöplankton leeft op zijn beurt weer van het plantaardige plankton en voorkomt in een natuurlijke, evenwichtige situatie dat overmatige algenbloei optreedt. Grotere brasem woelt de bodem om, wat troebeling van het water veroorzaakt doordat fijne slibdeeltjes vanuit de bodem in het water terecht komen.

De vermeting met fosfaat en stikstof zorgde er dus voor dat een natuurlijke, evenwichtige situatie volledig uit balans raakte. De eenzijdige vispopulatie maakte het gebied onaantrekkelijk voor sportvissers en was slecht voor de in het Nanneveld werkzame beroepsvisser omdat de commerciële vissoorten (paling, zeelt) sterk in aantal afnamen.

#### 3. Sliblaag

Afgestorven algen zakten naar de bodem. Hoge concentraties algen, zoals in de 'algensoep', droegen dan ook bij aan de vorming van een laag bodemslib. De vaarten aan de noordzijde van het Nanneveld slibden dicht en ook langs de randen van het meer hoopte het slib zich op.

Vaarroutes werden moeilijker begaanbaar.

#### 4. Conflicterend peilbeheer

Het peilbeheer in het natuurgebied conflicteerde met het door de agrariërs gewenste peilbeheer voor de omliggende agrarische gebieden. Een betere ontwatering van het agrarisch gebied, gewenst voor het werken met zware landbouwmachines, zou door het instellen van een lager waterpeil mogelijk worden. Voor een goede natuurontwikkeling in het Nanneveld was echter een hoger, en liefst variabel waterpeil gewenst.

---

<sup>1</sup> plantensoorten die onder het wateroppervlak groeien

**Tabel 1.** Overzicht van de problemen die in het natuurgebied het Nanneveld een rol speelden en de doelstellingen en maatregelen die werden geformuleerd om deze problemen tegen te gaan.

<b>Probleem</b>	<b>Doelstelling</b>	<b>Maatregel</b>
1. algensoep  <u>probleem voor:</u> <i>natuur</i> <i>recreanten</i>	1. schoner water - terugdringen algenbloeien - zichtdiepte 1m (zwemwater-kwaliteit)	<u>verlagen nutriëntenconcentratie:</u> I. hydrologische isolatie Nanneveld a. aanleg omleiding waterafvoer vanuit agrarisch gebied b. aanpassing gemaal De Foarûtgong II. zuiveren inlaatwater vanuit de Tjonger a. aanleg 18 ha helofytenfilter b. chemische defosfatering III. fosfaatfixatie (vastleggen van fosfaat in de bodem mbv ijzerchloride (FeCl <sub>3</sub> )) <u>reductie bodemomwoeling door vissen:</u> IV. Actief Biologisch Beheer (ABB): wegvangen 80% van brasemstand
2. eenzijdige vispopulatie  <u>probleem voor:</u> <i>natuur</i> <i>beroepsvisser</i> <i>sportvissers</i>	2. herstel van een gezonde visgemeenschap van het voor veenpolderplassen typerende snoek-zeeltype - hiervoor is de terugkeer van (onder)waterplanten nodig	IV. Actief Biologisch Beheer (ABB): wegvangen 80% van brasemstand VI. enten van kranswieren
3. sliblaag  <u>probleem voor:</u> <i>gebruik vaarroutes</i> <i>recreanten</i> <i>natuur</i>	3a. verbeteren bevaarbaarheid 3b. verbeteren situatie voor recreanten	V. baggeren - ca 5 cm van de toplaag in de plas - in vaarten realiseren van een vaardiepte van ca 1m
4. conflicterend peilbeheer  <u>probleem voor:</u> <i>natuur</i> <i>agrariërs</i>	4. gescheiden peilbeheer: - hoger peil in Nanneveld - lager peil in omringend agrarisch gebied	I. hydrologische isolatie Nanneveld a. aanleg omleiding waterafvoer vanuit agrarisch gebied b. aanpassing gemaal De Foarûtgong

## 2.2 Doelstelling

Met het Integrale Waterbeheerproject Nanneveld (Grontmij, 1989) werd een viertal doelstellingen nagestreefd:

### 1. Schoner water

Het water in het Nanneveld diende helder te worden en zonder overmatige algenbloeien in voorjaar en zomer. Streven naar herstel van de randvoorwaarden voor terugkeer van de voor deze veenpolderplas kenmerkende flora en fauna.

### 2. Gezonde visstand

Verkrijgen van een gevarieerde en evenwichtige vispopulatie, aantrekkelijk voor zowel beroepsvisser als sportvissers en bijdragend aan de vorming / het behoud van een natuurlijke evenwichtssituatie in het ecologische systeem van het Nanneveld.

### 3. Betere bevaarbaarheid / verbetering situatie voor recreanten

Verwijderen van baggerslib met het doel de bevaarbaarheid in de vaarten en op de plas te verbeteren en de aantrekkelijkheid voor recreëren te vergroten.

### 4. Goede kwantitatieve waterhuishouding

Waterhuishouding zodanig in te richten, dat het waterpeil in natuurgebied en omringend agrarisch gebied onafhankelijk van elkaar kan worden beheerd.

## 2.3 Maatregelen

Om de doelstellingen te bereiken werden de volgende maatregelen uitgevoerd:

I. Hydrologische isolatie Nannewijk

a. Aanleg omleiding waterafvoer vanuit agrarisch gebied

De waterhuishouding van het Nannewijk en de waterhuishouding van het omliggende agrarische gebied werden van elkaar gescheiden. Dit werd bewerkstelligd door de waterafvoer van het agrarische gebied om het Nannewijk heen te leiden via een nieuw gegraven omleiding. Deze omleiding eindigt bij het gemaal De Foarûtgong. Dit gemaal pompt vervolgens het water in het Nieuw Heerenveens kanaal. Daarnaast werd water voor het voeden van het Nannewijk alleen nog aangevoerd vanuit de Tjonger via de Rotstersloot (zie fig. 1). Wateraanvoer voor het agrarisch gebied vond na de 'scheiding' plaats vanuit het Tjeukemeer. Door deze scheiding van de waterhuishouding kon in beide gebieden een in hoogte verschillend waterpeil worden aangehouden en werd tevens voorkomen dat het met meststoffen (nutriënten) verrijkte water uit het agrarische gebied eerst door het Nannewijk moest stromen.

b. Aanpassing gemaal De Foarûtgong.

De verlaging van het grondwaterpeil in de agrarische gebieden kon worden bereikt door het gemaal De Foarûtgong aan te passen, zodat een dieper peil kon worden bemalen. Tevens werd de capaciteit vergroot.

II. Zuiveren inlaatwater vanuit de Tjonger

a. Aanleg helofytenfilter

Om het water in het Nannewijk helder te krijgen was het nodig om de gehalten aan nutriënten, met name fosfaat (P) en stikstof (N), te verlagen. Vermindering van de hoeveelheid nutriënten betekent namelijk vermindering van voedingsstoffen voor algen en dus minder overmatige algengroei in voorjaar en zomer. Door de hydrologische isolatie van het Nannewijk (zie maatregel I) werd de aanvoer afgesneden van nutriëntenrijk water, afkomstig van de uitgespoelde meststoffen van de omliggende agrarische gebieden. Het Nannewijk kreeg (naast regenwater) nu alleen nog water vanuit de Tjonger aangevoerd, via de Rotstersloot. De nutriëntconcentraties in het water van de Tjonger waren echter nog te hoog voor de gewenste nutriëntenreductie in het Nannewijk. Daarom werd dit water eerst 'gefilterd' door het over een rietveld te leiden. Dit rietfilter of helofytenfilter is ca 18 ha groot en werd in het eerste halfjaar van 1994 aangeplant.

Om het inlaatwater door het rietveld te laten stromen, moest het vanuit de Rotstersloot worden opgepompt. Hiervoor werd een opvoergemaal aangelegd.

b. Chemische defosfatering

Omdat het rietveld in het eerste jaar nog niet geheel volgroeid was, werd aan het water dat het rietveld was gepasseerd nog een chemische stof toegediend in de vorm van ijzerchloride ( $\text{FeCl}_3$ ). Deze stof bindt het in het water nog aanwezige fosfaat (P) tot  $\text{FePO}_4$ , waardoor het fosfaat niet meer als voedingsstof gebruikt kan worden door algen. De toediening van dit bindmiddel voor fosfaat wordt ook wel chemische defosfatering genoemd.

III. Fosfaatfixatie

Als extra ondersteuning bij de pogingen om tot fosfaatreductie en fosfaatlimitatie in het Nannewijk te komen, werd de toplaag van de bodem van de plas geïnjecteerd met ijzerchloride ( $\text{FeCl}_3$ ). Het in de bodem aanwezige fosfaat werd daardoor gebonden tot ijzerfosfaat ( $\text{FePO}_4$ ). Op deze manier werd voorkomen dat alsnog fosfaat in het water terecht kon komen door nalevering vanuit de bodem. Uit experimenten van het Rijksinstituut voor Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA ter bepaling van de gewenste ijzerdosering bleek, dat de pH sterk daalde onder invloed van de ijzerdosering. Om dat ongewenste neven-effect te reduceren, werd tezamen met het ijzerchloride ook kalkmelk geïnjecteerd.

#### IV. Actief Biologisch Beheer

Een andere voorwaarde bij het verkrijgen van helder water is, dat het aandeel bodemwoelende (wit)vis in de vispopulatie niet te groot mag zijn. Bodemwoelende vissoorten zoals brasem en karper dragen bij aan:

1. een verminderde graas op fytoplankton door het zoöplankton, omdat brasem en karper het zoöplankton als voedsel hebben;
2. de vertroebeling van het water door tijdens het zoeken naar voedsel voortdurend in de slibrijke bodem te woelen;
3. een geringe kans op vestiging van wortelende waterplanten door de voortdurende bodemomwoeling.

In het Nanneveld was vooral brasem in overmaat aanwezig. Daarom werd besloten om ongeveer 80% van de brasempopulatie weg te vangen. Deze ingreep is ook wel bekend onder de naam Actief Biologisch Beheer (ABB).

#### V. Baggeren Nanneveld en Kleine Wijd

Ter verbetering van de bevaarbaarheid en ter vergroting van de aantrekkelijkheid voor recreanten, werden de opvaarten en delen van de grote en kleine plas uitgebaggerd. Ongeveer 100.000m<sup>3</sup> slib werd verwijderd. Het slib werd opgeslagen op speciale depots in de directe omgeving van de plas.

#### VI. Enten van kranswieren

In een latere fase (maart 1999) werd in het Nanneveld een experiment uitgevoerd met het enten van kranswieren, om na te gaan of met behulp van deze methode de ontwikkeling van waterplanten gestimuleerd kon worden. De terugkeer van waterplanten is belangrijk, omdat:

1. waterplanten een schuilplaats bieden aan met name jonge snoek en een paaiplaats vormen voor de volwassen exemplaren. Een verbetering van de snoekstand is gewenst om de aanwas van brasem te reguleren;
2. waterplanten de waterbeweging dempen, waardoor fijne slibdeeltjes kunnen bezinken. Hierdoor wordt het water helderder;
3. waterplanten om voedsel concurreren met de algen. Hierdoor zullen de algen minder snel kunnen groeien.

De genoemde maatregelen werden uitgevoerd in de periode 1993-1995 (+1999). In tabel 2 is voor elk van de maatregelen aangegeven wanneer de uitvoering daarvan plaats had.

**Tabel 2.** Tijdschema van de belangrijkste maatregelen uit het Integrale Waterbeheerproject het Nanneveld.  
1\* = 1<sup>e</sup> kwartaal; 2\* = 2<sup>e</sup> kwartaal; 3\* = 3<sup>e</sup> kwartaal; 4\* = 4<sup>e</sup> kwartaal.

	1993				1994				1995	1999
	1*	2*	3*	4*	1*	2*	3*	4*	1*	1*
Ia. Isolatie Nanneveld										
Ib. Gemaal De Foarútgong										
extra gemaal O&R										
IIa. aanleg Helofytenfilter										
proef rietveld										
aanleg opvoergemaal										
IIb. chemische defosfatering										
III. Fosfaatfixatie										
IV. Actief Biologisch Beheer										
V. Baggerwerk										
VI. Enten kranswieren										

Meer informatie over aanleiding en verloop van het Integraal Waterbeheerproject het Nanneveld en over de opzet en uitvoering van de maatregelen is te vinden in:

- Anonymus (1990): Projectvoorstel voor uitvoerings- en beheersplan Nanneveld. Provinciale Staten van Friesland.
- Bakker, N.J.; Blok, D.; van den Dungen, M. (1994): Beheersplan Nanneveld 1994-2004. Buro Bakker. 62p + bijl. In opdracht van Staatsbosbeheer regio Friesland-zuid.
- Dalstra, T. (1994): Bepaling Nulsituatie Nanneveld. Stageverslag, periode Maart-Juli 1994. Waterschap Friesland, afdeling Watersystemen. 43 p. + bijl.
- Grontmij (1994): Ecologisch beheersprogramma voor veenpolderplassen in Friesland. Grontmij, in opdracht van Waterschap Friesland. Rapport ongenumm., 71 p + bijl.
- Noordenbos, F.; Spriensma, S. (1994): Fosfaatfixatie Nanneveld. Waterschap Friesland. Stageverslag opleiding MBO Milieukunde aan het Agrarisch Onderwijs Centrum te Leeuwarden. 32p.
- Veeningen, R. (1994): Het Schone Nanneveld in Wording. Waterschap Friesland. 6 p. + foto's en bijl. Bundel t.g.v. het afscheid van ir. J. van den Kerckhoff als voorzitter van het Waterschap Friesland en als lid van de Stuurgroep van het REGIWA-project Nanneveld.
- Bezuijen, C. (1996): Evaluatie van het REGIWA-project Nanneveld. Het verloop van een integraal waterbeheerproject bij Oudehaske (Fr.) uitgedrukt in werk, resultaat, tijd, kosten en effect. Waterschap Friesland. Stageverslag. 99p + bijl.
- REGIWA project Nanneveld. (1996). Informatiefolder over het Nanneveld project door BoWa (Grontmij Groep).
- Hosper, S.; Meijer, M.-L.; Walker, P.A. (Red.) (1992): Handleiding Actief Biologisch Beheer. Beoordeling van de mogelijkheden van visstandsbeheer bij het herstel van meren en plassen. RIZA/OVB. 102 p.

Voor uitgebreidere informatie over de achtergronden en toepassing van Actief Biologisch Beheer in Nederland en de uitvoering ervan in het Nanneveld wordt verwezen naar de volgende literatuur:

- Hosper, S.; Meijer, M.-L.; Walker, P.A. (Red.) (1992): Handleiding Actief Biologisch Beheer. Beoordeling van de mogelijkheden van visstandsbeheer bij het herstel van meren en plassen. RIZA/OVB. 102 p.
- Kamphuis, M. (1996): Actief Biologisch Beheer Nanneveld. Intern rapport ongenumm. Waterschap Friesland, afdeling Watersystemen. 22 p + bijl.
- Hosper, H. (1997): Clearing Lakes. An ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Proefschrift. Landbouwwuniversiteit Wageningen. 168p.





### 3. Waterkwaliteitsnormen en streefbeelden

Voor de beoordeling van de waterkwaliteit van het Nanneewijd zijn verschillende beoordelingssystemen toegepast:

1. MTR-waarden (**M**aximaal **T**oelaatbaar **R**isico) Landelijke norm voor oppervlaktewater in Nederland (Min. V & W.: 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding, 1998), voorheen basiskwaliteit genoemd.
2. GMK (**G**edifferentieerde **M**ilieu**K**waliteitsnormen) (Provincie Friesland, 1990). Normen opgesteld voor de verschillende watertypen door de Provincie Friesland.
3. Zwemwaternorm (WVO).
4. Ecologisch streefbeeldsoorten voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994).
5. STOWA (EBEO) beoordeling (Franken *et al.*: Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen (concept, ongedat.).
6. IBI-score (**I**ndex **B**iotische **I**ntegriteit) voor viswater (afgeleid van Karr, 1981)

Deze beoordelingssystemen en streefbeelden worden hierna toegelicht. Ter aanvulling is in tabel 3 een overzicht opgenomen van de kwaliteitsdoelen in relatie tot de verschillende (gebruiks)functies van watersystemen.

**Tabel 3.** Overzicht van de kwaliteitsdoelen in relatie tot de verschillende functies van watersystemen.

MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico; GMK = Gedifferentieerde MilieuKwaliteitsnormen.

Onderstaand schema is een aanpassing van eerder gepubliceerde schema's uit Claassen (1987) en Provincie Friesland (1990).

menselijk gebruik		aquatisch ecosysteem										
	<table border="1"> <tr> <td>drink water</td> <td>zwem water</td> <td>vis water</td> <td>schelp dier water</td> </tr> </table>	drink water	zwem water	vis water	schelp dier water	<table border="1"> <tr> <td>ecologische doelstelling per water of beheersgebied</td> <td>hoogste niveau</td> </tr> <tr> <td>ecologische doelstelling per water of beheersgebied</td> <td>middelste niveau</td> </tr> <tr> <td>ecologische doelstelling per water of beheersgebied (MTR / GMK)</td> <td>Laagste niveau</td> </tr> </table>	ecologische doelstelling per water of beheersgebied	hoogste niveau	ecologische doelstelling per water of beheersgebied	middelste niveau	ecologische doelstelling per water of beheersgebied (MTR / GMK)	Laagste niveau
drink water	zwem water	vis water	schelp dier water									
ecologische doelstelling per water of beheersgebied	hoogste niveau											
ecologische doelstelling per water of beheersgebied	middelste niveau											
ecologische doelstelling per water of beheersgebied (MTR / GMK)	Laagste niveau											
land bouw water	basiskwaliteit (MTR / GMK)											

#### Ad.1. MTR (**M**aximaal **T**oelaatbaar **R**isico)

In de vierde Nota Waterhuishouding (Min. V en W, 1998) zijn MTR-waarden vastgelegd voor het oppervlaktewater in Nederland. Voorheen werd dit kwaliteitsniveau aangeduid als "basiskwaliteit".

#### Ad.2. GMK (**G**edifferentieerde **M**ilieu**K**waliteitsnormen)

Om recht te doen aan de regionale differentiatie, is de basiskwaliteit voor meerdere parameters voor 13 onderscheiden watertypen in Fryslân gedifferentieerd. Het Nanneewijd valt onder het watertype 'veenpolderplas'. De Gedifferentieerde Milieukwaliteitsnormen zijn vastgelegd in het Waterkwaliteitsplan 1989-1995 (Provincie Friesland, 1990).

#### Ad.3. Zwemwaternorm

Het Nanneveld is aangewezen als een officiële zwemplaats. Deze functie is ook onderscheiden in de provinciale waterhuishoudingsplannen.

De waterkwaliteitsnorm voor zwemwater (WVO) beoogt met name de bacteriële verontreiniging te reguleren. Een maat voor de bacteriële verontreiniging is de hoeveelheid bacteriën behorend tot de groep der coli-achtigen (kortweg coli's). Verder worden eisen gesteld aan onder meer zichtdiepte en zuurgraad (pH). De badzone aan het Nanneveld nabij Oudehaske valt, als zwemwater, onder het regime van de wet WHVBZ (Wet Hygiëne en Veiligheid Badinrichtingen en Zwemgelegenheden).

#### **Ad.4, 5 en 6. Ecologische beoordeling**

##### **Ecologisch streefbeeldsoorten voor veenpolderplassen**

Voor de ecologische beoordeling van oppervlaktewateren zijn onder regie van de waterkwaliteitsbeheerder ecologische beheersprogramma's opgesteld. Deze zijn per watertype opgesteld. Het Nanneveld valt onder het watertype 'veenpolderplassen'. Voor diverse groepen organismen zijn streefbeelden opgesteld. In bijlage 1 en 2 zijn de normen vermeld voor respectievelijk het biotisch streefbeeld en het abiotisch streefbeeld voor veenpolderplassen.

In het eerste waterhuishoudingsplan (Provincie Fryslân, 1991) was de functie met bijzondere kwaliteitdoelstellingen opgenomen. Daarbij werd onderscheid gemaakt in laagste, middelste en hoogste niveau voor de ecologische doelstellingen. In het tweede waterhuishoudingsplan is dit onderscheid vervallen en zijn de wateren met een specifieke ecologische doelstelling vervangen door 'water voor natuur'.

##### **STOWA (EBEO) beoordeling**

Om de ecologische normdoelstellingen ook op landelijk niveau toetsbaar te maken en voor de praktijk van het waterbeheer hanteerbaar, is door de **Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA, voorheen STORA)** een beoordelingssysteem ontwikkeld, waarbij fysische, chemische en biologische gegevens van het onderzochte watersysteem volgens een aantal stappen worden geanalyseerd, met als eindresultaat de toewijzing tot één van de vijf ecologische kwaliteitsniveaus.

De uitwerking van dit beoordelingssysteem is vervat in het Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen (EBEO-systemen), wat uit een aantal delen is samengesteld.

Het handboek bestaat alleen in conceptvorm. Dit vanwege het feit dat ondertussen ook in Europees verband is gestart met de ontwikkeling van richtlijnen voor de waterkwaliteit. Dit gebeurt binnen het project **Kader Richtlijn Water (KRW)**. De kennis opgedaan bij de ontwikkeling van het Nederlandse beoordelingssysteem wordt nu ingezet bij de ontwikkeling van een Europees beoordelingssysteem voor de waterkwaliteit. Aangezien de uitwerking van dit beoordelingssysteem nog niet is afgerond, is in onderhavige rapportage de ecologische beoordeling uitgevoerd volgens de methode omschreven in het Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen.

##### **IBI-score**

Voor de ecologische beoordeling van oppervlaktewater aan de hand van de visstand wordt tegenwoordig de zgn. IBI-score gebruikt. IBI betekent **I**ndex **B**iotische **I**ntegriteit. De methode is ontwikkeld door Karr (1981).

Voor de vergelijking van de toestand in het Nanneveld en de beoordeling van de ontwikkelingen worden in voorliggend rapport met name de MTR-normen en de streefwaarden voor veenpolderplassen gebruikt. Tabel 4 geeft een overzicht van de daarbij gehanteerde normen en streefwaarden. De STOWA (EBEO) beoordeling voor het Nanneveld is in 5.1.4.2. uitgewerkt.

**Tabel 4.** Overzicht van de in dit rapport gehanteerde normen en streefwaarden voor tien fysisch-chemische parameters in het oppervlaktewater en twee bacteriologische parameters in zwemwater. De MTR-waarden zijn overgenomen uit de vierde Nota Waterhuishouding (Min. V & W, 1998); de streefwaarden voor veenpolderplassen zijn afkomstig uit het Ecologisch beheersprogramma voor veenpolderplassen in Friesland (Grontmij, 1994). De bacteriologische normen voor zwemwater zijn verkregen uit de Wet Hygiëne en Veiligheid Badinrichtingen en Zwemgelegenheden (WHVBZ).

parameter	eenheid	zwem- water	MTR- norm	jaar- waarde	zomer- waarde (apr-sep)	streefwaarde voor veenpolderplassen	jaar- waarde	zomer- waarde (apr-sep)
<u>fysisch-chemisch:</u>								
stikstof (N)	mg/l		< 2,2*		X	< 1,5		X
fosfaat (P)	mg/l		< 0,15**		X	< 0,08		X
chlorofyl-a	µg/l		< 100		X	< 25		X
zichtdiepte	cm		> 40		X	> 50	X	
zuurgraad (pH)	-		6,5 - 9	X		7,2 - 8,1		X
zuurstof (O <sub>2</sub> )	mg/l		> 5	X		> 6	X	
chloride (Cl)	mg/l		< 200	X		50-150	X	
sulfaat (SO <sub>2</sub> )	mg/l		< 100	X		50 - 90	X	
bicarbonaat (HCO <sub>3</sub> )	meq/l					0,5 – 2,0	X	
EGV	µS/cm					< 350	X	
<u>bacteriologisch:</u>								
totaal coli-achtigen	kve/100ml	<10.000						
thermotolerante coli's	kve/100ml	< 2.000						

\* landelijke streefwaarde is 1 mg N/liter

\*\* landelijke streefwaarde is 0,05 mg P/liter



## 4. Gebiedsbeschrijving

Het Nannewijd is een natuurgebied nabij het dorp Oudehaske, ten westen van Heerenveen. Het natuurgebied zelf is ongeveer 115 ha groot. Het bestaat uit open water, rietland, struwelen, broekbos en schraalgraslanden. De randen van de meren bevatten veel natuurwaarden. De grote plas heeft een oppervlak van ca 100 ha en is ontstaan door veenaafgraving. De gemiddelde diepte bedraagt ca 80cm. De grote plas is met een kleinere plas, het 'Kleine Wijd' (ca 20 ha), verbonden door een vaart, de Veenscheiding.

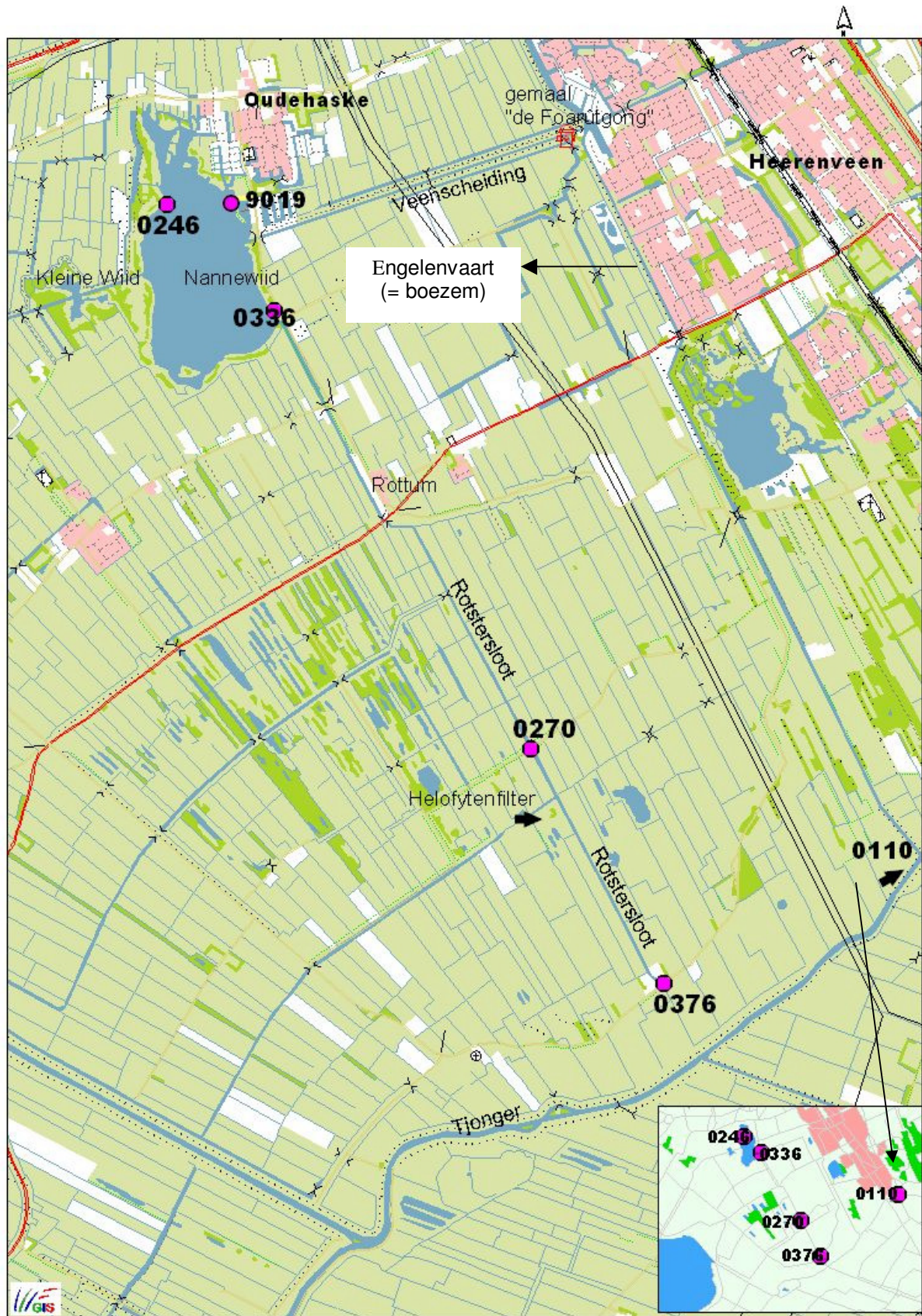
Langs de noordgrens ligt de bebouwde kom van Oudehaske. Het stadswater van deze plaats staat in open verbinding met het meer.

Het Nannewijd is in de tachtiger jaren tot natuurgebied bestempeld. Het gebied heeft ook de status van 'bijzondere ecologische betekenis'. Verder is het ook belangrijk als recreatiegebied (zwemmen, surfen, zeilen, vissen en schaatsen). Er is één beroepsvisser in het gebied actief. De waterhuishouding in het aangrenzende, lager gelegen agrarische gebied heeft een landbouwfunctie. Het Nannewijd is belangrijk als broedgebied en pleisterplaats voor diverse (water-)vogels. De schraallanden (voedselarme graslanden) tussen Nannewijd en Kleine Wijd zijn van belang voor de flora. Verder groeit in de opvaarten van het Nannewijd Krabbescheer, hetgeen een karakteristieke plant is voor langzaam dichtgroeïende laagveenplassen. Sporadisch komt in de plas Fonteinkruid voor. Vroeger kwam naast Fonteinkruid ook Groot nymphkruid in het water voor en er leefden otters en vissoorten als blei, kwabaal en kleine modderkruiper.

Het beheer van het gebied is grotendeels in handen van Staatsbosbeheer. Deze instantie is tevens eigenaar. In het "Beheersplan 1994-2004" (Bakker *et al.*, 1994) is het gevoerde beheer beschreven. Er wordt een nieuw beheersplan voorbereid.



Het Nannewijd (foto: RIZA)



**Figuur 1.** Overzicht van het Nanneveld met omgeving en de situering van de verschillende bemonsteringslocaties. De meetlocatie 0110 ligt buiten het kader van deze overzichtskaart. De globale positie van deze meetlocatie in de Tjonger is in de inzet aangegeven.

## 5. Data-analyse

### 5.1 Kwaliteit

Van 1991 tot 2004 zijn tal van fysisch-chemische en biologische bepalingen uitgevoerd in het watersysteem van het Nanneveld. In verband met de controle op de waterkwaliteit op de zwemlocatie, die aan de oostkant van het Nanneveld is gelegen, werden op dit punt al metingen uitgevoerd vanaf het jaar 1981. Alhoewel deze metingen vaak minder frequent werden uitgevoerd dan de metingen gestart binnen het Nanneveld-project, is vanwege hun langjarige karakter toch gebruik gemaakt van de resultaten.


In 5.1.1 zullen de resultaten worden gepresenteerd van een aantal fysisch-chemische parameters (abiotisch). In 5.1.2 komen de resultaten van de verschillende biologische componenten aan bod.

**Tabel 5.** Overzicht van uitgevoerde analyses (chemisch, fysisch, biologisch of anderszins) op zes locaties (soms: de gehele plas) in het Nanneveld en omgeving in de periode 1981-2004.

	<b>chemisch - fysisch</b>	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04
9019	a,b,c, e,f, - x,y,z																								
0246	a,b,c,d,e,f,g,h - x,y,z																								
0336	a,b,c,d,e,f,g,h - x,y,z																								
0270	a,b,c,d,e,f,g,h - x,y,z																								
0376	a,b,c,d,e,f,g,h - x,y,z																								
0110	a,b,c,d,e,f,g,h - x,y,z																								
	<b>biologisch</b>	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04
0246	fytoplankton											6	6	6	6	4	6	6	6	6	8	6	9		
0246	zooplankton											5	6	6	6	3	6	6	6	6	3	2	3		
0246	macrofauna															1	2	1	1	1					
0246	macrofyten											1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1		
0246	diatomeeën															1	1		1	1					
plas	vis															1							1		
	<b>overig</b>	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04
plas	slibdikte Nanneveld																								
	vegetatie rietveld																								
plas	fosfaat-fixatie																								

 en  = metingen uitgevoerd

 6 = aantal metingen per jaar

 situatie rond meetpunt 0270 is veranderd na 1994 (door omlegging wateraanvoer Nanneveld).

#### chemisch-fysische parameters:

- a. fosfaat (P)
- b. stikstof (N)
- c. chlorofyl-a (chl-a)
- d. zwevende stof (ZS)
- e. zuurstof (O<sub>2</sub>)
- f. chloride (Cl)
- g. bicarbonaat (HCO<sub>3</sub>)
- h. sulfaat (SO<sub>4</sub>)

#### biologische parameters:

- x. zichtdiepte
- y. zuurgraad (pH)
- z. elektrisch geleidend vermogen

#### codering meetlocaties (zie ook figuur 1):

- 9019 Nanneveld, zwemlocatie (noord-oostzijde)
- 0046 Nanneveld, westzijde
- 0036 Nanneveld, oostzijde
- 0270 Rotstersloot (Oosterschar), nà het rietfilter
- 0376 Rotstersloot (Schoterweg), vóór het rietfilter
- 0110 Tjonger

Tabel 5 laat zien welke analyses werden uitgevoerd op welke locaties en in welke jaren. In de tabel zijn alleen die analyses opgenomen, die in voorliggende rapportage worden besproken. De analyses van metingen op vijf andere locaties (0096-Veenscheiding, 0258-brug Badweg Rotstersloot, 0319-kruising omleiding Rotstersloot, 377-Rotstersloot ten noorden van Eureka en 95-Nieuw Heerenveens kanaal) zijn hier buiten beschouwing gelaten, omdat voor het uitwerken van de analyseresultaten meer tijd nodig zou zijn geweest. Ook de analyseresultaten van bijvoorbeeld de mineralen, zoals Kalium, Natrium, Calcium en Magnesium worden hier niet besproken. Deze elementen kunnen mogelijk wel een rol spelen bij de beoordeling van de vestigings- en groeimogelijkheden van macrofyten.

Toegespitst is op de belangrijkste chemisch-fysische en biologische elementen, die zijn gerelateerd aan de in het project geformuleerde doelstellingen.

### 5.1.1 Abiotische parameters

Overzichten van de gemiddelde waarden, de standaarddeviaties en het aantal uitgevoerde metingen van de verschillende fysisch-chemische parameters zijn in bijlage 11 (A t/m K) bij elkaar gezet.

#### 5.1.1.1 Zichtdiepte

Het voldoende diep doordringen van (zon)licht in het oppervlaktewater is van belang voor de groei van waterplanten. Deze bieden een schuilplaats voor o.a. jonge snoeken, dempen de invloed van wind en stroom waardoor slib kan bezinken en vormen door het onttrekken van stikstof aan hun omgeving een concurrent voor algen.

Als maat voor de helderheid is onder meer de zichtdiepte te gebruiken. Informatie over de zichtdiepte in het Nannewijd is bekend vanaf 1981. Vanaf dat jaar werden bij de plaatselijke zwemlocatie (locatie 9019, zie figuur 1) frequent metingen verricht om de kwaliteit van het zwemwater in de gaten te kunnen houden.

De zomergemiddelde waarde (april t/m september) voor de zichtdiepte lag op locatie 9019 vóór de beheersmaatregelen van 1994 rond 20 cm (fig. 2, links). Vanaf 1995 is een duidelijke toename opgetreden. De gemiddelde zichtdiepte ligt dan tussen 30 en 40 cm. De spreiding in de metingen is vrij groot. Ook is het zo dat in de jaren 1981 t/m 1990 slechts 2x per jaar de zichtdiepte werd gemeten, terwijl dat vanaf 1991 minstens 8x per jaar werd gedaan.

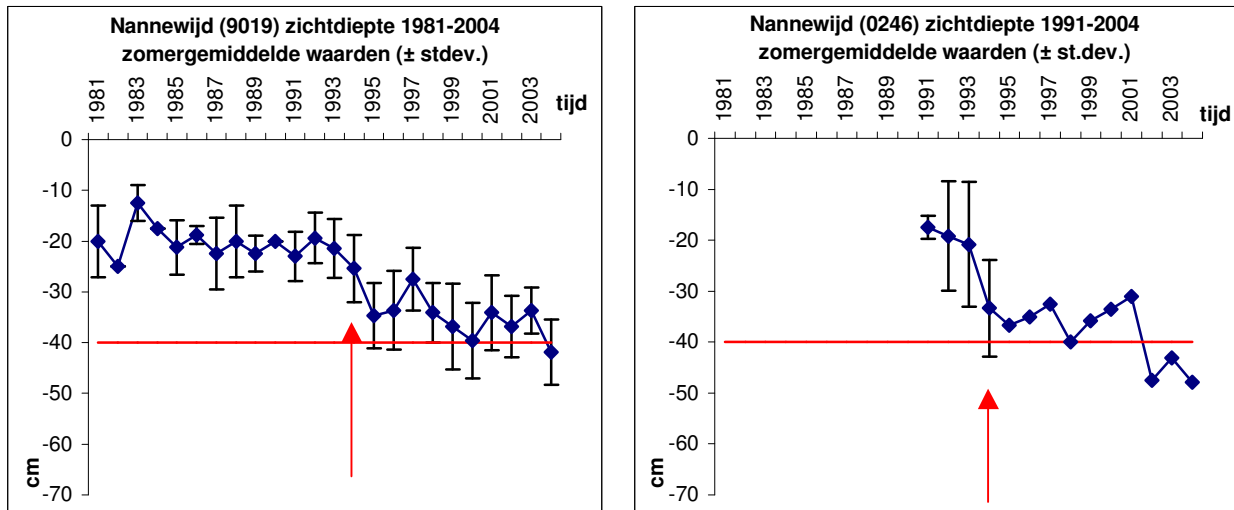
De toename in zichtdiepte vanaf 1994 is ook duidelijk in het verloop van de meetreeks op locatie 0246 (fig. 2, rechts). Op deze locatie is bovendien een nieuwe toename zichtbaar vanaf 2001. Het zicht bereikte daar in 2004 een gemiddelde waarde van ca 50 cm.

In figuur 3 is het verloop van de jaargemiddelde zichtdiepte in het Nannewijd van zowel locatie 9019 als van locatie 0246 tezamen met het zichtdiepteverloop van een derde locatie in het Nannewijd, locatie 0336, gelegen aan de oostzijde van de plas (zie figuur 1), in één figuur bijeen gezet.

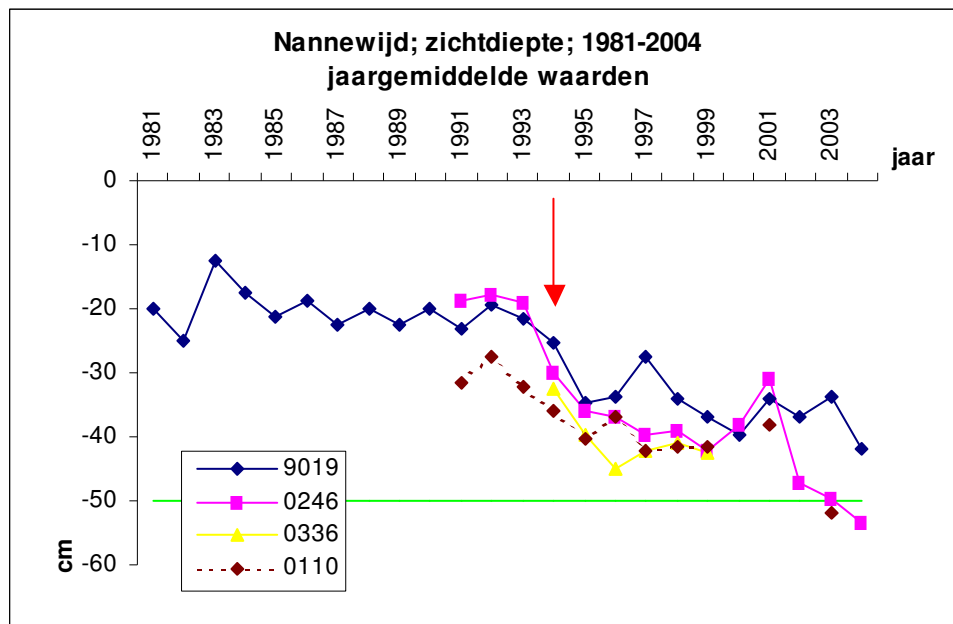
De zichtdiepte op de drie locaties verloopt in de jaren waarin op meerdere locaties tegelijk is gemeten, parallel, met hier en daar kleine niveauverschillen. Duidelijk is de sprongsgewijze toename van de zichtdiepte na de beheersmaatregelen in 1994. Daarna is sprake van een geringe verslechtering in '95-'97. De verschillende fluctuaties in de navolgende jaren (1997-2004) resulteren uiteindelijk in een lichte verbetering van de zichtdiepte, waarbij in 2003 en 2004 op locatie 0246 de streefwaarde voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994), zijnde >50cm, wordt bereikt resp. wordt overschreden.

Ook de zichtdiepte in de Tjonger (locatie 0110), waarvandaan inlaatwater naar het Nannewijd wordt opgepompt, is in figuur 3 ingetekend. Te zien is, dat de zichtdiepte in de jaren '91-'95 nog wel groter is dan in het Nannewijd, maar vanaf 1996 verlopen de zichtdieptes in Tjonger en Nannewijd vrijwel gelijk.





**Figuur 2 :** verloop zichtdiepte in het Nanneveld op locatie 9019 (links) in de periode 1981 t/m 2004 en op locatie 0246 (rechts) in de periode 1991 t/m 2004; gebruikte waarden zijn zomergemiddelden (april t/m september); weergegeven spreidingsmaat is de standaarddeviatie. De rode doorgetrokken lijn geeft het niveau van de vastgestelde MTR-waarde voor oppervlaktewateren in Nederland aan ( $>40$ cm zichtdiepte; MTR = *Maximaal Toelaatbaar Risico*). De pijlen geven het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993-1995).



**Figuur 3.** Verloop van de zichtdiepte in het Nanneveld op de lokaties 9019, 0246, 0336 en op locatie 0110 (Tjonger) in de periode 1981-2004. Gebruikt zijn de jaargemiddelde waarden (cm). De groene doorgetrokken lijn geeft de streefbeeldwaarde voor veenpolderplassen aan ( $>50$ cm zichtdiepte). De rode pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993-1995).

### 5.1.1.2 Nutriënten

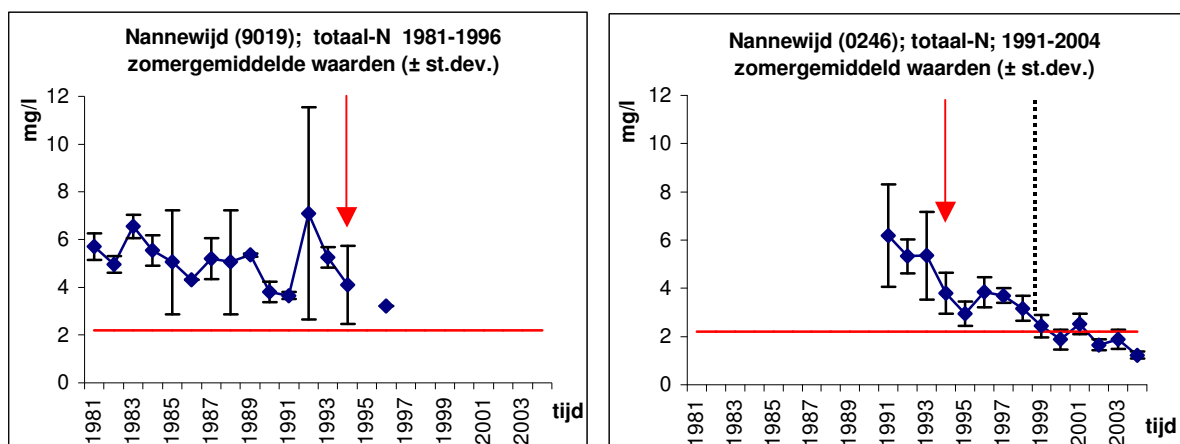
De beschikbaarheid van macro-nutriënten (fosfaat, stikstof) wordt wel aangeduid met voedselrijkdom. Het nutriënt dat verhoudingsgewijs het minste voor de plantengroei in opneembare vorm beschikbaar is, bepaalt de voedselrijkdom. Een overmaat aan nutriënten kan leiden tot een overmatige groei van micro-planten (algen).

Overmatige algenbloeien dragen bij aan de verstoring van het natuurlijke evenwicht in watersystemen. Het water vertroebelt, waardoor waterplanten slechter groeien en zichtjagers hun prooi minder goed zien. Ook moeten de waterplanten concurreren om het limiterende nutriënt (stikstof of fosfaat). Het terugdringen van de concentraties aan stikstof en fosfaat is daarom een belangrijke doelstelling bij het plegen van milieuherstelmaatregelen.

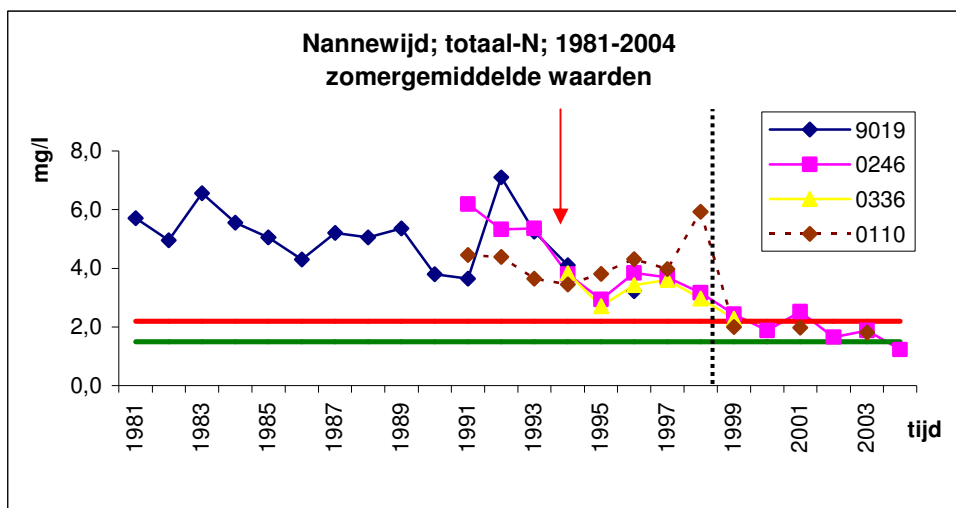
#### Stikstof

Net zoals van het doorzicht bestaat ook een lange reeks metingen (v.a. 1981) op lokatie 9019 (zwemlokatie) van totaal-stikstof (ook wel totaal-N). Het verloop van de zomergemiddelde waarden is uitgezet in figuur 4 (links). De metingen op deze lokatie zijn gestopt na 1996. Dat betekent dat er van de periode ná de ingreep in 1994 onvoldoende waarnemingen beschikbaar zijn, om op basis van deze reeks een trend in de stikstofconcentratie te kunnen vaststellen. Over het tijdstraject 1981-1994 is geen afnemende trend zichtbaar. De zomerconcentratie aan totaal-stikstof in het oppervlaktewater schommelt in deze periode rond 6 mg/l.

Een kortere meetreeks (1991-2004) bestaat van lokatie 0246 (westzijde Nannewijd, zie figuur 1). Figuur 4 (rechts) bevat de grafiek met de zomergemiddelde waarden van de totaal-stikstof concentraties op deze locatie vanaf 1991 t/m 2004. Tussen 1993 en 1995 treedt een verlaging op van het niveau van de stikstofconcentraties. Vóór 1994 bedragen de zomergemiddelde waarden ongeveer 6 mg/l. Dat stemt overeen met het niveau op lokatie 9019 in de periode vóór 1994. Ná 1994 daalt het niveau op locatie 0246 tot waardes rond 3 mg/l. Vanaf 1999 dalen de zomergemiddelden nog verder met waardes tussen 2,5 en 1,5 mg/l. Hierbij speelt mogelijk nog wel een rol dat vanaf 1999 een gewijzigde analysemethode werd gevolgd. De norm NVN6645 / NEN6646 voor de Kjeldahl-stikstof bepaling werd door het Laboratorium van Waterschap Friesland vervuld voor een methode gebaseerd op de NEN-norm 6643. Beide methoden verschiden met name in de destructiemethodiek. De spreiding in meetresultaten binnen de jaren neemt af en is in de laatste zes jaren (1999 t/m 2004) het kleinst. Vanaf 2002 blijft de zomergemiddelde concentratie aan totaal stikstof onder de vastgestelde MTR-norm van 2,2 mgN/l (MTR = *Maximaal Toelaatbaar Risico*).



**Figuur 4.** Verloop van de concentratie stikstof (totaal-N) in het Nannewijd op locatie 9019 (links) in de periode 1981-1996 en op locatie 0246 (rechts) in de periode 1991-2004; weergegeven zijn de zomergemiddelde waarden (± st.dev.). Van lokatie 9019 is in 1995 geen totaal-N waarde bekend. De doorgetrokken rode streep geeft het niveau van de wettelijk bepaalde MTR-waarde aan (2,2 mg N per liter; MTR = *Maximaal Toelaatbaar Risico*). De pijlen geven het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993-1995). Vanaf 1999 werd een gewijzigde analysemethode gehanteerd. De stippellijn in de rechter figuur geeft dat moment aan.



**Figuur 5.** Verloop van de stikstofconcentratie (totaal-N) in het Nannewijk op de locaties 9019, 0246, 0336 en op lokatie 0110 (Tjonger) in de periode 1981-2004. Gebruikt zijn de zomergemiddelde waarden (mgN/l). De groene doorgetrokken lijn geeft de streefbeeldwaarde weer voor veenpolderplassen (<1,5 mgN/l) (Grontmij, 1994). De rode lijn is het niveau van de wettelijk bepaalde MTR-waarde (2,2 mgN/l; MTR = *Maximaal Toelaatbaar Risico*). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995). De zwarte stippellijn duidt het moment aan (1999) waarop de analysemethode voor stikstof werd aangepast.

De resultaten van de stikstofconcentratie-metingen van locatie 9019 en 0246 zijn nogmaals uitgezet, nu in één grafiek (fig. 5) tezamen met de resultaten van de metingen uit de periode 1994-1999 van locatie 0336 (oostzijde Nannewijk). De op deze laatste locatie gemeten waarden komen goed overeen met die van locatie 0246.

Uit het parallelle verloop van de stikstofconcentraties gedurende de jaren met meetgegevens van twee of drie van deze locaties tegelijk, mogen we afleiden, dat de drie afzonderlijke meetreeksen tezamen een betrouwbaar beeld geven van het verloop van de stikstofconcentraties in het Nannewijk over de gehele periode van 1981 tot 2004.

In 2004 onderschrijft de stikstofconcentratie op locatie 0246 voor het eerst de streefwaarde voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994), groot 1,5 mgN/l. De eerder genoemde MTR-waarde wordt op deze locatie al eerder onderschreden.

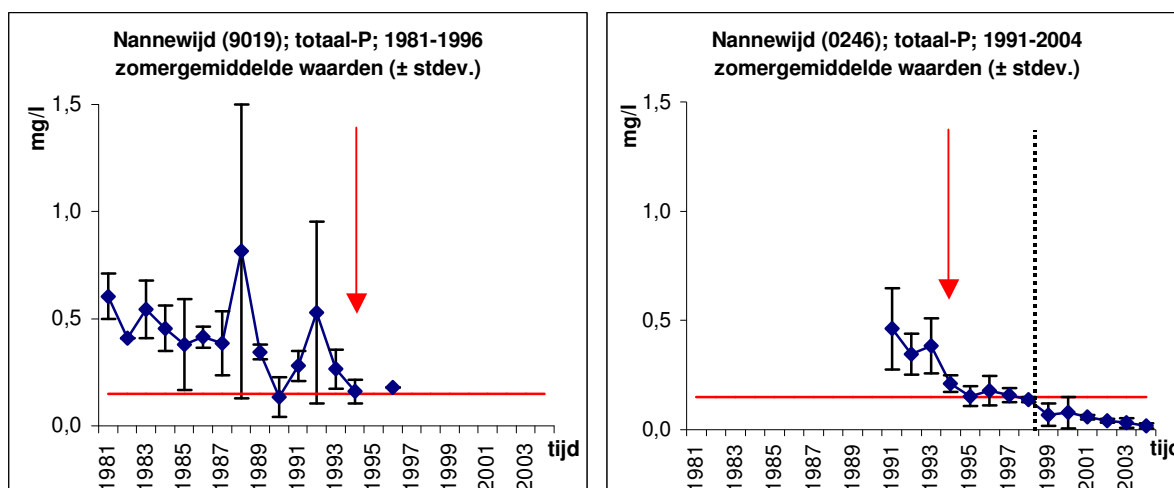
In figuur 5 is ter vergelijking met het boezemwater tevens het verloop uitgezet van de stikstofconcentratie in de Tjonger (0110, zie figuur 1). Van dit kanaal is het inlaatwater van het Nannewijk afkomstig dat vanuit de Rotstersloot wordt opgepompt in het rietfilter. De stikstofconcentratie in de Tjonger is in de jaren '91-'94 gemiddeld lager dan de concentratie in het Nannewijk, maar vanaf 1996 zijn de concentraties juist iets hoger dan in het Nannewijk totdat vanaf 1999 de concentraties in het Nannewijk en de Tjonger vrijwel gelijk verlopen op een niveau van ca 2 mg/l. Dit zou kunnen betekenen, dat het rietfilter vanaf 1999 weinig of geen nitraat meer uit het inlaatwater van de Tjonger verwijderde. Dit stemt echter niet overeen met het relatief hoge rendement (15 – 40%) van het rietfilter in het verwijderen van stikstof (zie hfdst. 6).

## Fosfaat

Evenals stikstof vormt ook fosfaat een belangrijk bestanddeel voor de groei van algen.

In het Nannewijk is de concentratie aan fosfaat in het water op drie locaties gevolgd.

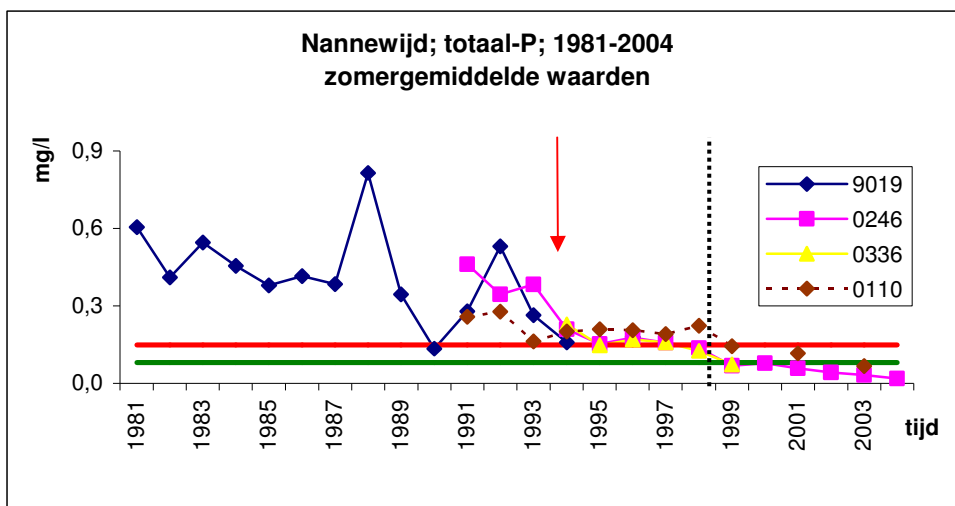
De zomergemiddelde concentraties van de locaties 9019 en 0246 zijn weergegeven in figuur 6. In de reeks van locatie 0246 (fig. 6, rechts) is een dalende trend te zien. Bij de langste van de twee meetreeksen, die van locatie 9019 (fig. 6, links), is van een duidelijk afnemende trend geen sprake. Er zijn wel twee duidelijke afnames zichtbaar, nl. na 1988 en na 1994. Op deze locatie werd de fosfaatconcentratie in elk zomerseizoen tweemaal gemeten (in tegenstelling tot locatie 0246 waar in de regel 6x in elk zomerseizoen werd gemeten). Daarom hebben de uitbijters in de meetresultaten op locatie 9019 een grote invloed op het patroon van het concentratieverloop. Uitbijters waren er in 1988 (een waarde van 1,3 mgP/l) en in 1992 (een waarde van 0,83 mgP/l). Van 1995 is op locatie 9019 geen fosfaatconcentratie bekend. Na 1996 stopt op deze locatie de bepaling van de fosfaatconcentratie.



**Figuur 6.** Verloop van de concentraties totaal-P in het Nanneveld op de lokaties 9019 (links) en 0246 (rechts). Gepresenteerd zijn de zomergemiddelde waarden ( $\pm$  st.dev.). Op lokatie 9019 werden gegevens verzameld in de jaren 1981-1996, op lokatie 0246 werd dat gedaan vanaf 1991. De rode doorgetrokken lijn geeft het niveau aan van de vastgestelde MTR-waarde (0,15 mgP/l; MTR = *Maximaal Toelaatbaar Fisico*). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995). De zwarte stippellijn duidt het moment aan (1999) waarop de analysemethode voor fosfaat werd aangepast.

In figuur 7 is het verloop weergegeven van de concentraties aan totaal-fosfaat op de drie meetlokaties (0919, 0246 en 0336) in het Nanneveld. Door het parallelle verloop van de P-waarden in de jaren waarin simultaan werd gemeten, valt af te leiden dat de combinatie van de drie afzonderlijke meetreeksen een betrouwbaar beeld geeft van het verloop van de fosfaatconcentraties in het Nanneveld gedurende de gehele periode van 1981 tot 2004. Er is een duidelijk niveauverschil in de P-waarden ná 1993, het jaar waarin met de beheersmaatregelen werd begonnen. Vanaf 1999 is nogmaals sprake van een (geringere) niveaudaling in de meetwaarden. Hierbij speelt mogelijk een rol, net zoals dat bij de totaal-stikstof waarden het geval was, dat vanaf 1999 een gewijzigde analysemethode werd gevolgd. De NEN-norm 6663 werd vervuld voor een andere methode (ISO 15681-2). Beide methoden verschilden met name in de destructiemethodiek.

Vanaf 1999 komt de zomergemiddelde fosfaatconcentratie in het Nanneveld onder de streefwaarde voor veenpolderplassen (< 0,08 mgP/l). De landelijke *streefwaarde* voor oppervlaktewater in Nederland (in de WVO aangegeven naast de vastgestelde MTR-norm) ligt met 0,05 mgP/l (Min. V&W, 1998) voor fosfaat overigens nog iets lager dan de streefwaarde voor veenpolderplassen. Al eerder is in het Nanneveld de MTR-norm voor totaal-fosfaat (rode lijn in figuur 7) onderschreden. Vóór uitvoering van de beheersmaatregelen is de fosfaatconcentratie in het Nanneveld relatief hoog in vergelijking met het boezemwater in de Tjonger (locatie 0110). Na de ingreep worden de fosfaatgehalten in het Nanneveld lager dan die in de Tjonger. Gemiddeld is het verschil ca 0,05 mg/l P. Deze fosfaatreductie zou veroorzaakt kunnen worden door de filterwerking van het rietfilter. De daling die na 1998 te zien is in het fosfaatgehalte treedt zowel op in de Tjonger als in het Nanneveld. Het niveau komt in 2003 zowel onder dat van de MTR-norm als onder dat van de streefwaarde voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994).



**Figuur 7.** Verloop van de fosfaatconcentratie (totaal-P) in het Nanneveld op de locaties 9019, 0246, 0336 en op lokatie 0110 (Tjonger) in de periode 1981-2004. Gebruikt zijn de zomergemiddelde waarden (mg/l). De groene doorgetrokken lijn geeft de streefbeeldwaarde voor veenpolderplassen aan (<0,08 mgP/l). De doorgetrokken rode streep geeft het niveau van de vastgestelde MTR-waarde aan (0,15 mgP/l; MTR = *Maximaal Toelaatbaar Fisico*). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995). De zwarte stippellijn duidt het moment aan (1999) waarop de analysemethode voor fosfaat werd aangepast.

### 5.1.1.3 Chlorofyl-a

Chlorofyl-a wordt onder invloed van nutriënten en licht gevormd door algen. De concentratie chlorofyl-a kan dan ook gebruikt worden als een maat voor de hoeveelheid algen. Zeer hoge concentraties chlorofyl-a duiden op een overmaat aan algen (algenbloei) hetgeen gepaard gaat met troebeling van het water en dus met ongunstige lichtomstandigheden voor de groei van waterplanten en voor zichtjagers zoals de snoek.

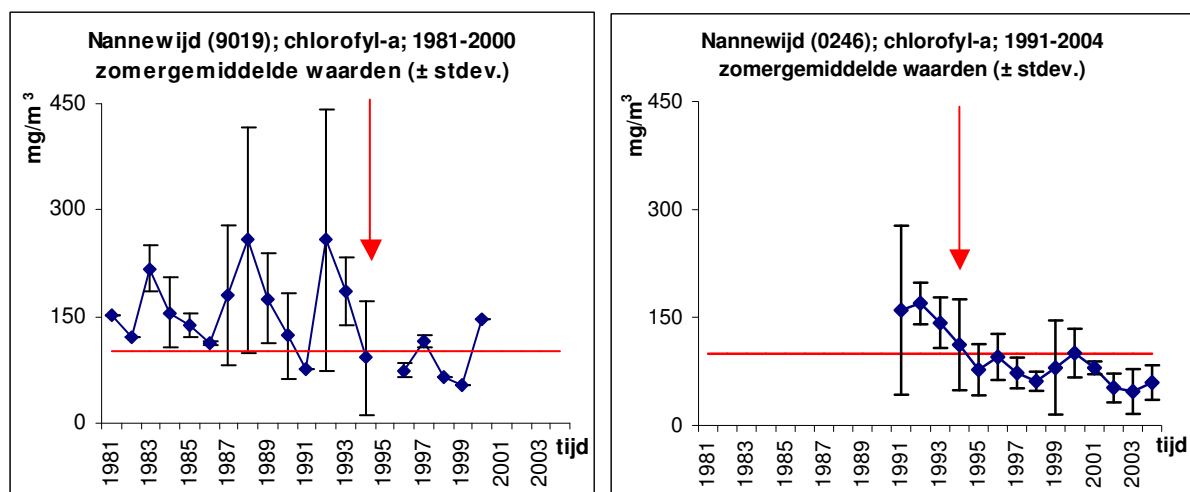
Chlorofyl-a metingen zijn in het Nanneveld ook weer op drie locaties uitgevoerd.

Voor de locaties 9019 en 0246 is het chlorofyl-a gehalte voor de periode 1981-2004 resp 1991-2004 uitgezet in figuur 8. Op locatie 9019 is slechts 2x per jaar (in de zomerperiode) bemonsterd. De spreiding in de meetwaarden is soms groot (fig. 8, links). Na 1994 is de spreiding veel minder groot, waarschijnlijk omdat, als gevolg van de beheersmaatregelen, minder vaak algenbloeien optreden. Vóór 1994 lag de chlorofyl-a concentratie gemiddeld boven de MTR waarde van  $100\text{mg/m}^3$ . Van 1996 tot 2000 varieerde het chlorofyl-a gehalte globaal rond het MTR-niveau. Van 1995 is op locatie 9019 geen meetwaarde bekend. Na het jaar 2000 werden de chlorofyl-metingen op dit punt gestopt.

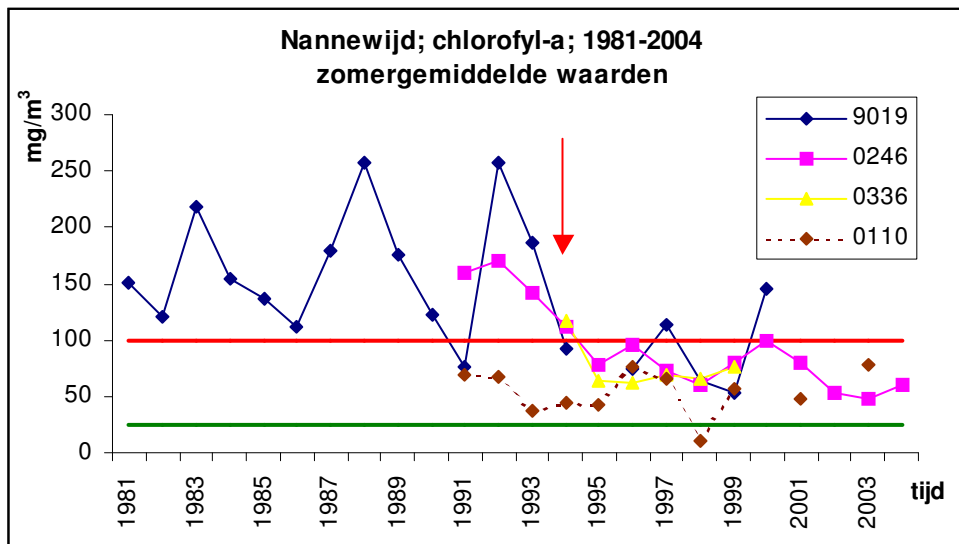
Op locatie 0246 (fig. 8, rechts) is na 1994 een niveauperandering te zien in het verloop van de jaargemiddelde waarde voor chlorofyl-a. Vóór de beheersmaatregelen schommelde die waarde rond ongeveer  $155\text{mg/m}^3$ , terwijl die na de ingreep niet meer boven  $80\text{mg/m}^3$  uitkomt. In 2003 en 2004 worden de laagste waarden vastgesteld: ca  $50\text{mg/m}^3$ .

In figuur 9 zijn de zomergemiddelde chlorofylgehalten van drie locaties in het Nanneveld bijeengevoegd. De gemiddelde concentratie aan chlorofyl-a in de zomermaanden daalde van meer dan  $150\text{ }\mu\text{g/l}$  in 1991 tot ca  $50\text{ }\mu\text{g/l}$  in 2004. De MTR-norm voor chlorofyl-a ( $100\text{ }\mu\text{g/l}$ ) is dan ook duidelijk onderschreden, maar de streefwaarde voor veenpolderplassen ( $<25\text{ }\mu\text{g/l}$ ) werd nog niet gehaald. Voor watersystemen ondieper dan 1,5 m wordt door van der Molen *et al.* (1998) een chlorofyl-a gehalte genoemd van  $<50\text{ }\mu\text{g/l}$  om 0,4 m doorzicht te halen.

In het boezemwater van de Tjonger (locatie 0110) varieert de chlorofylconcentratie tussen 10 en  $80\text{mg/m}^3$ . De concentratie chlorofyl-a in het Nanneveld is na de beheersmaatregelen een fractie hoger ( $10\text{-}50\text{mg/m}^3$  meer) dan in de Tjonger. Vergelijking tussen Tjonger en Nanneveld is voor het chlorofyl-a gehalte verder minder relevant, omdat de verblijftijd van het water in een plas als het Nanneveld veel langer is dan de verblijftijd van het stromende water in de Tjonger. De productie van fytoplankton (en daarmee de vorming van chlorofyl-a) is mede afhankelijk van de verblijftijd van het water.



**Figuur 8.** Verloop van de concentraties chlorofyl-a ( $\text{mg/m}^3$ ) in het Nanneveld op locatie 9019 (links) in de periode 1981-2000 en op locatie 0246 (rechts) in de periode 1991-2004. Gebruikte waarden zijn zomergemiddelden ( $\pm$  st dev.). De pijlen geven het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).



**Figuur 9.** Verloop concentratie chlorofyl-a ( $\text{mg/m}^3$ ) op drie lokaties in het Nanneveld (9019, 0246, 0336) en op lokatie 0110 in de Tjonger in de periode 1981-2004. Waarden van het zomerhalfjaar (apr-sept). Rode lijn: MTR-waarde ( $100 \text{ mg/m}^3$  o.b.v. zomerwaarden; MTR = *Maximaal Toelaatbaar Fisico*). Groene lijn: streefwaarde voor veenpolderplassen ( $<25 \text{ mg/m}^3$  o.b.v. zomerwaarden). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).

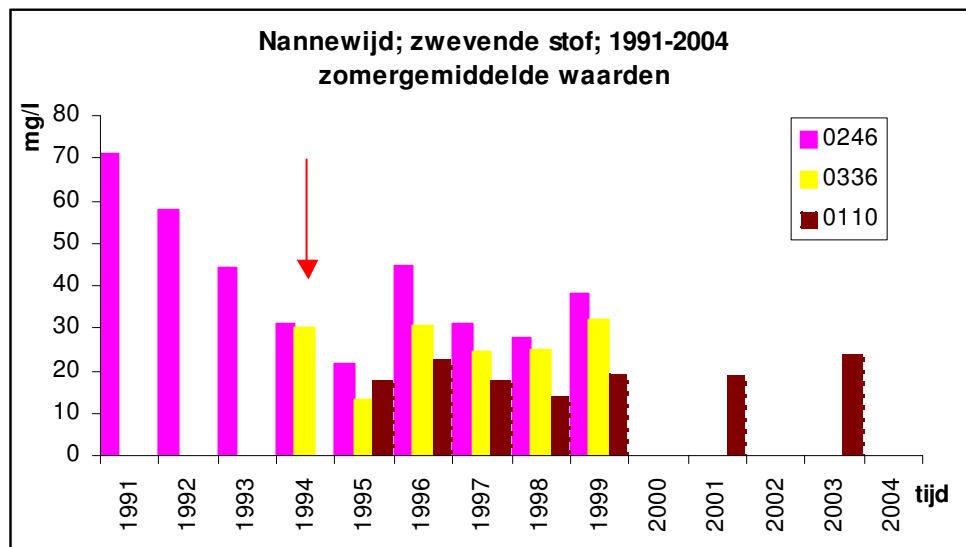
#### 5.1.1.4 Zwevende stof

Het zwevende stof, ofwel de onopgeloste zwevende bestanddelen, beïnvloedt het lichtklimaat in het oppervlaktewater. Evenals een overmaat aan chlorofyl-a veroorzaakt een overmaat aan zwevende bestanddelen een troebeling van het water met als gevolg ongunstige lichtomstandigheden voor de groei van waterplanten en een minder goed zicht voor de zichtjagers onder de vissen.

Concentraties aan onopgeloste bestanddelen zijn gemeten op de locaties 0246 (1991-1999) en 0336 (1994-1999). Van 1991 tot 1995 neemt het gehalte aan zwevende stof op locatie 0246 sterk af (figuur 10). De afname lijkt al in te zetten vóór de start van de beheersmaatregelen in 1993.

In het boezemwater van de Tjonger (locatie 0110) is het gehalte aan zwevende stof gemeten in de jaren 1995-1999 (zes maal in het zomerhalfjaar) en in 2001 en 2003 (telkens één maal in het zomerhalfjaar). Uit de periode vóór 1995 is dus geen vergelijking mogelijk met de sterke afname die het zwevend stofgehalte vertoont in het Nanneveld.

De concentratie aan zwevende stof varieert in de Tjonger tussen ca 15 en 25 mg/l en is daarmee gemiddeld lager dan in het Nanneveld.



**Figuur 10.** Verloop van het gehalte aan onopgeloste zwevende bestanddelen (mg/l) op de locaties 0246 en 0336 in het Nanneveld en 0110 in de Tjonger gedurende de periode 1991-1999. Gebruikt zijn de gemiddelde waarden in het zomerhalfjaar (apr-sept). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).

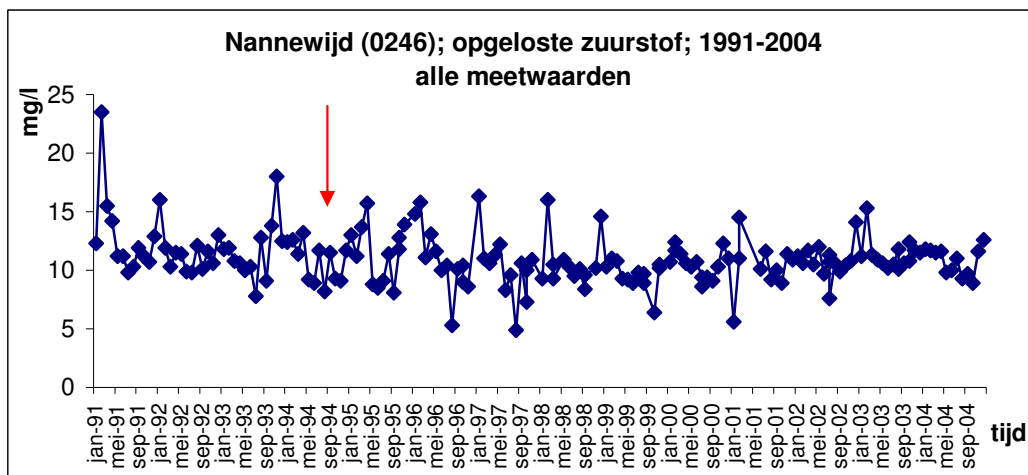


### 5.1.1.5 Zuurstof

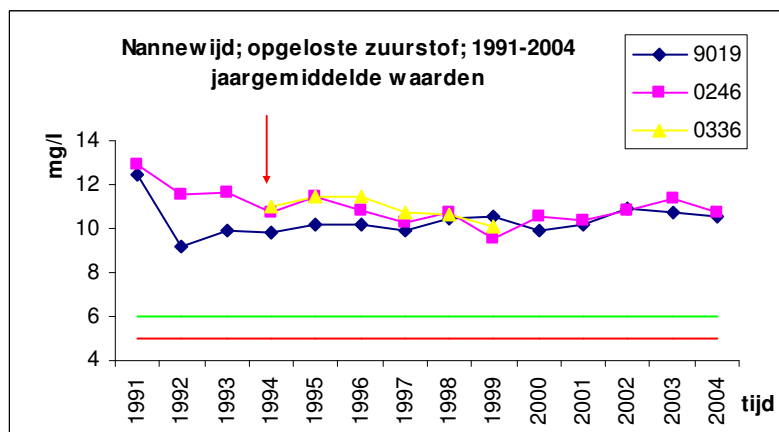
De zuurstofgehalten in het Nanneveld schommelen in het algemeen rond de waarde van 11 mg/l (figuur 11). Tijdens de bloei in voorjaar en zomer, wordt door de algen overdag zuurstof geproduceerd onder invloed van zonlicht en 's nachts weer verbruikt ten behoeve van de assimilatie. Daardoor kunnen de zuurstofconcentraties sterk variëren en is de bepaling van de concentratie ook afhankelijk van het tijdstip waarop dit wordt gedaan. Bij hogere watertemperaturen kan ook minder zuurstof in het water worden opgelost. Het verloop in figuur 11 laat geen duidelijke trend zien. Wel neemt de spreiding in meetwaarden af, met name na 1997. Omdat het aantal metingen per jaar nauwelijks verandert, is de conclusie dat de zuurstofhuishouding stabiel is geworden.

In figuur 12 zijn de zuurstofconcentraties van de drie monsterlocaties (9019, 0246 en 0336) in één grafiek bijeen gezet. Duidelijk is dat het zuurstofregime in het oppervlaktewater van het Nanneveld voldoet aan de MTR-norm van 5mg/l (ingetekende rode lijn) en de concentratie van 6 mg/l die wordt genoemd in het streefbeeld voor veenpolderplassen (groene lijn). In het Nanneveld zijn geen situaties bekend waarin tekorten aan zuurstof in het water tot problemen hebben geleid.

Er is geen effect te constateren van de beheersmaatregelen rond 1994 in het zuurstofverloop op locatie 0246 in het Nanneveld.



**Figuur 11.** Verloop van de concentratie opgeloste zuurstof (mg/l) op locatie 0246 in het Nanneveld in de jaren 1991-2004. Weergegeven zijn alle waarden. De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).



**Figuur 12.** Verloop van de concentratie opgeloste zuurstof (mg/l) op de locaties 9019, 0246 en 0336 in het Nanneveld in de jaren 1991-2004. Weergegeven zijn de jaargemiddelde waarden. Rode lijn: MTR-waarde (5 mg/l; MTR = *Maximaal Toelaatbaar Risico*). Groene lijn: streefwaarde voor veenpolderplassen (6 mg/l). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).

### 5.1.1.6 Zuurgraad

De zuurgraad is voor het watersysteem van belang ivm de beschikbaarheid van koolstof voor de groei van waterplanten. Bij een pH < 6 is koolstof in het water vrijwel uitsluitend aanwezig in de vorm van CO<sub>2</sub>. Bij een zuurgraad van > 11 is vooral CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> aanwezig. In de tussenliggende range komt voornamelijk bicarbonaat voor (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Bloemendaal *et al.*, 1988).

Voor het berekenen van de gemiddelde pH-waarden is uitgegaan van het rekenkundig gemiddelde. In figuur 13 is het verloop van de gemiddelde waarde van de zuurgraad (pH) van het oppervlaktewater in het zomerhalfjaar weergegeven voor drie locaties in het Nanneveld (9019, 0246 en 0336) en twee locaties in de aanvoerroute van het inlaatwater (0376 en 0270).

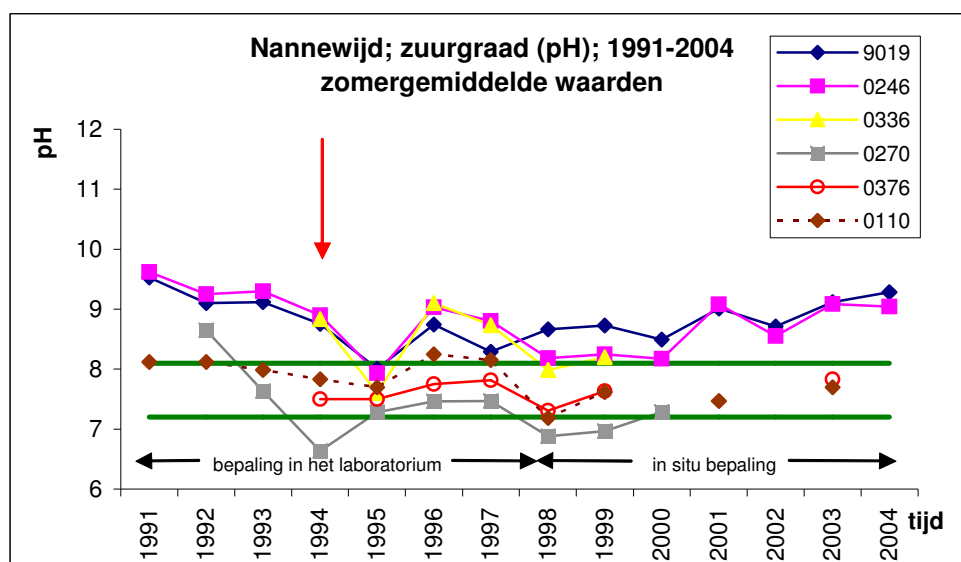
Na de beheersmaatregelen rond 1994 stijgt de zuurgraad (pH daalt) op de drie locaties in het Nanneveld in 1995 tot rond de waarde pH=8 en daalt vervolgens (pH stijgt) in 1996 weer naar het niveau van vóór 1995.

Deze tijdelijke inzinking van de pH is te wijten aan de fosfaatfixatie die eind 1994/begin 1995 werd uitgevoerd. Uit experimenten van het RIZA ter bepaling van de gewenste ijzer-dosering bleek, dat de pH sterk daalde onder invloed van de ijzer-dosering. Om dat ongewenste neven-effect te reduceren, werd tezamen met het ijzerchloride ook kalkmelk in de bodem geïnjecteerd. Uit metingen bleek, dat ondanks de toediening van de kalkmelk, de pH aanvankelijk toch daalde, waarbij in februari 1995 de laagste pH waarden werden gemeten. Na verhoging van de kalkmelk-dosering ging de pH weer omhoog (Kamphuis, 1995).

Na een lichte daling vertoont de pH op de locaties 9019 en 0246 een geleidelijk stijgende trend tot waarden van ± pH=9 in 2004. Daarmee ligt de zuurgraad in het Nanneveld buiten de streefwaarde-range (7,2<pH>8,1) voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994). Deze range, geldend voor de zomergemiddelde waarde, is middels twee groene lijnen in figuur 13 ingetekend.

Gerekend over de jaren 1991 t/m 2004 schommelt de gemiddelde pH in het zomerhalfjaar in het Nanneveld rond de waarde van pH = 8,8 op zowel locatie 0246 (stdev = ±0,5) als op locatie 9019 (stdev ±0,4).

Claassen (1987) vond dat de gemiddelde pH in het zomerhalfjaar over de jaren 1981 t/m 1983 voor het meerendeel van de door hem onderzochte Friese meren lag in de range van pH 7,8 tot pH 9,7. Voor veenpolderplassen vond hij pH waarden van pH=6,1-8,3. Vergeleken met deze meren is de



**Figuur 13.** Verloop van de gemiddelde waarde van de zuurgraad (pH) in het zomerhalfjaar op de locaties 9019, 0246 en 0336 in het Nanneveld, op de locaties 0376 en 0270 in de Rotstersloot (resp. vóór en na het rietfilter; zie figuur 1) en op locatie 0110 in de Tjonger, in de periode 1991-2004. Vanaf maart 1998 werd de zuurgraad in situ bepaald. De doorgetrokken groene lijnen markeren de streefwaarde-range voor veenpolderplassen (7,2<pH>8,1). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).

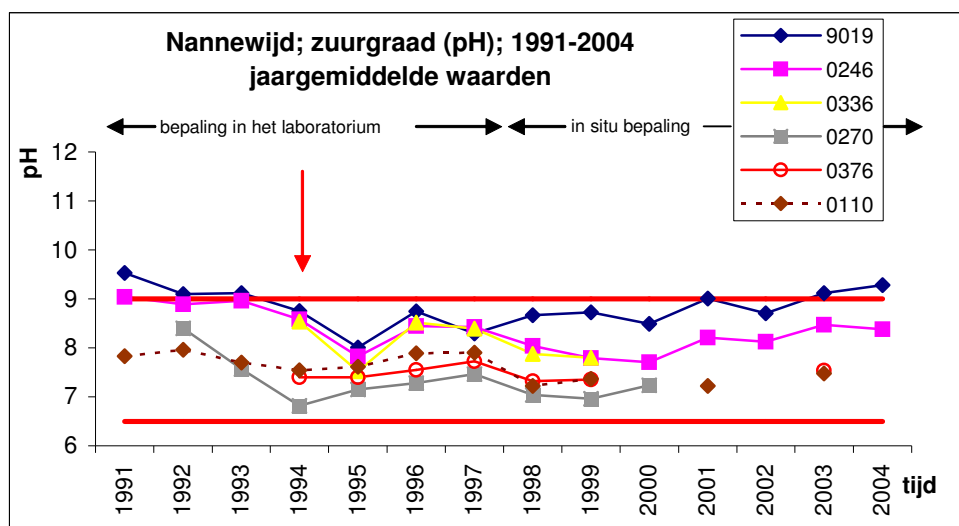
zuurgraad in het Nanneveld aan de basische kant te noemen, vergelijkbaar met het Brandemeer, de Groote Brekken, het Piekemeer en het IJsselmeer bij Lemmer, die in het onderzoek van Claassen een pH scoorden van 8,5 – 9.

Het vanuit de Rotstersloot aangevoerde inlaatwater voor het Nanneveld had in de periode 1991-2003 een zuurgraad die varieerde tussen pH=7 en pH=8. Dit is te zien in figuur 14, waarin het verloop van de zuurgraad op locatie 0110 in de Tjonger is weergegeven naast die van de drie locaties in het Nanneveld en de locaties 0376 en 0270 in de Rotstersloot. De gemiddelde zomerwaarden (zie fig. 13) komen op locatie 0110 in sommige jaren net even boven pH=8 uit. De zuurgraad in de Tjonger ligt gemiddeld dus hoger (pH lager) dan die in het Nanneveld. Als het boezemwater uit de Tjonger het punt bereikt in de Rotstersloot, waar het water naar het rietfilter wordt opgepompt (locatie 0376) is de zuurgraad nog op hetzelfde niveau of een fractie hoger (zie fig. 13 en 14). Opmerkelijk is dat, in vergelijking met de andere locaties, de zuurgraad relatief het hoogst is (pH het laagst) als het water het rietfilter weer verlaat (locatie 0270) om vervolgens in het Nanneveld weer te zakken tot de relatief laagste waarde.

In figuur 14 wordt de pH in het Nanneveld vergeleken met de geldende MTR-norm voor Nederlandse oppervlaktewateren. Bij de MTR-norm wordt uitgegaan van de jaargemiddelde pH-waarde. De ondergrens van het toegestane risicogebied voor de zuurgraad is gesteld op pH=6,5 en de bovengrens op pH=9,0. In figuur 14 is te zien dat de pH in het Nanneveld (locatie 0246 en 0336) binnen die grenzen blijft.

De jaargemiddelde waarde van de pH lag in de periode 1991-2004 gemiddeld ongeveer 0,5 lager dan de gemiddelde waarde in het zomerhalfjaar (fig. 13 en 14). Het patroon waarmee de pH varieert, is overeenkomstig. De zomergemiddelde-waarden van locatie 9019 (fig. 13) zijn dezelfde als de jaargemiddelde waarden (figuur 14), omdat de pH op deze locatie alleen in de zomermaanden werd bepaald.

Voor de goede orde dient te worden vermeld, dat vanaf 1998 de zuurgraad in situ werd bepaald, terwijl dit vóór 1998 in het laboratorium geschiedde.



**Figuur 14.** Verloop van de jaargemiddelde waarde van de zuurgraad (pH) op de locaties 9019, 0246 en 0336 in het Nanneveld, op de locaties 0376 en 0270 in de Rotstersloot (resp. vóór en na het rietfilter; zie figuur 1) en op locatie 0110 in de Tjonger, in de periode 1991-2004. Vanaf maart 1998 werd de zuurgraad in situ bepaald. De doorgetrokken rode lijnen markeren de range van het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) voor Nederlandse oppervlaktewateren. De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).

### 5.1.1.7 Bicarbonaat

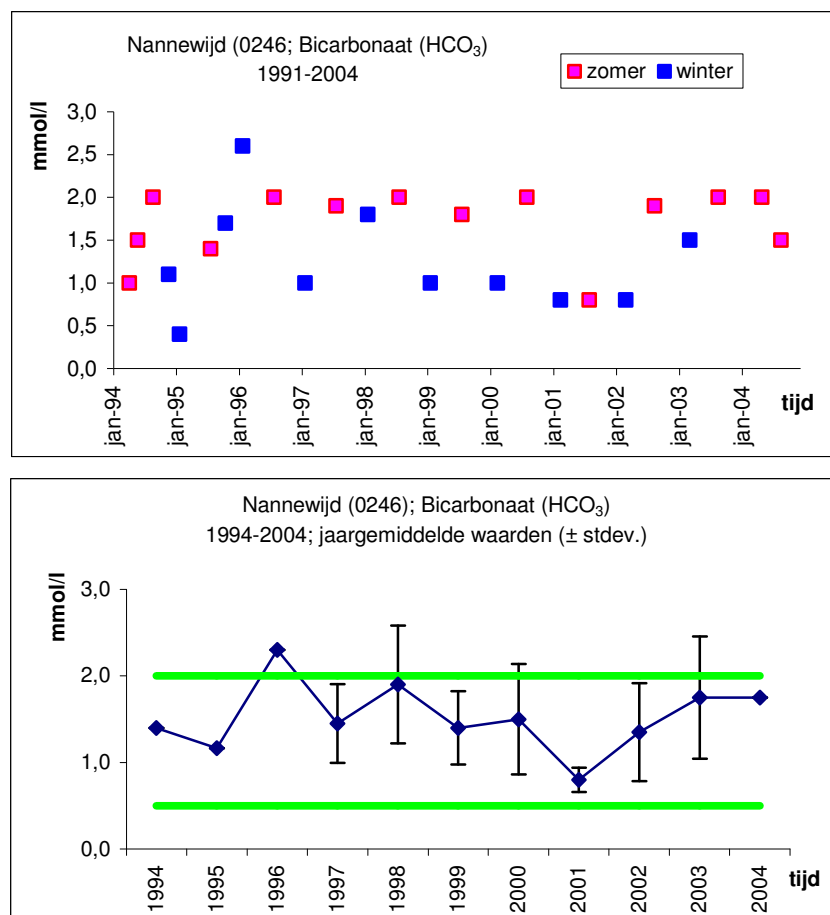
In aquatische systemen hangt de zuurgraad direct samen met de hoeveelheid bicarbonaat, die voor ondergedoken waterplanten tevens de belangrijkste bron van koolstof vormt. Basische wateren hebben een bicarbonaatgehalte van meer dan 1 mmol/l (= 1 meq/l).

Bicarbonaatgehalten zijn in het Nanneveld minder frequent gemeten, in de regel twee maal per jaar (meestal in februari en in aug/sept), met uitzondering van 1994 (4x) en 1995 (3x). Met een jaargemiddeld bicarbonaatgehalte variërend tussen 0,5 en 2 mmol/l (figuur 15, onder) valt het Nanneveld in de categorie zwak tot matig gebufferde en zacht tot matig harde wateren (Bloemendaal & Roelofs, 1988). De laagste jaargemiddelde waarde bedroeg 0,8 mmol/l (2001) en de hoogste jaargemiddelde waarde 1,9 mmol/l (1998). Het Nanneveld valt dus binnen de streefwaarde-range voor veenpolderplassen.

Het bicarbonaatgehalte bereikt meestal in het zomerhalfjaar hogere waarden dan in het winterhalfjaar (figuur 15, boven). Uitzondering vormen 1995 en 1996, omdat in oktober 1995 en februari 1996 relatief hoge concentraties  $\text{HCO}_3^-$  werden gemeten (resp. 1,7 en 2,6 mmol/l.).

Als referentiekader voor veenpolderplassen kunnen de gegevens gebruikt worden van Claassen (1987). Voor de Friese veenpolderplassen geeft hij een jaargemiddeld bicarbonaatgehalte op van 1,4 mmol/l. Als laagste jaargemiddelde waarde vond hij 0,5 mmol/l en als hoogste 2,3 mmol  $\text{HCO}_3^-$  per liter. Hij verzamelde deze gegevens in de periode 1981-1983.

Beschouwd over de jaren 1994 t/m 2004 valt het Nanneveld binnen deze voor de Friese veenpolderplassen gemeten waarden.



**Figuur 15.** Het verloop van de concentratie bicarbonaat ( $\text{HCO}_3^-$ ) in mmol per liter in het water van het Nanneveld op locatie 0246 gedurende de periode 1994-2004. Boven: alle waarden, waarvan de zomerwaarden in rood en de winterwaarden in blauw. Onder: de jaargemiddelde waarden ( $\pm$  stdev.). Binnen het gebied van de groene lijnen geldt de streefwaarde voor veenpolderplassen (0,5-2mmol/l) (Grontmij, 1994).

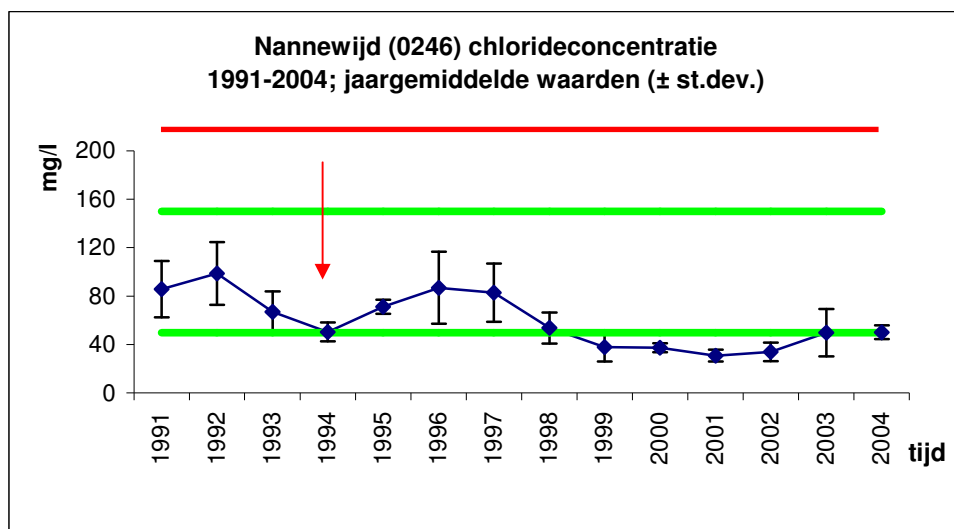
### 5.1.1.8 Chloride

In figuur 16 is het verloop uitgezet van de chloride-concentratie op locatie 0246 in het Nanneveld in de periode 1991-2004. De jaargemiddelde waarden variëren tussen 31 en 99 mg/l. Daarmee blijft het chloride gehalte ruim onder de vastgestelde norm (MTR-waarde) van 200 mg/l. en binnen de streefwaarde-range voor veenpolderplassen (50-150 mg/l.).

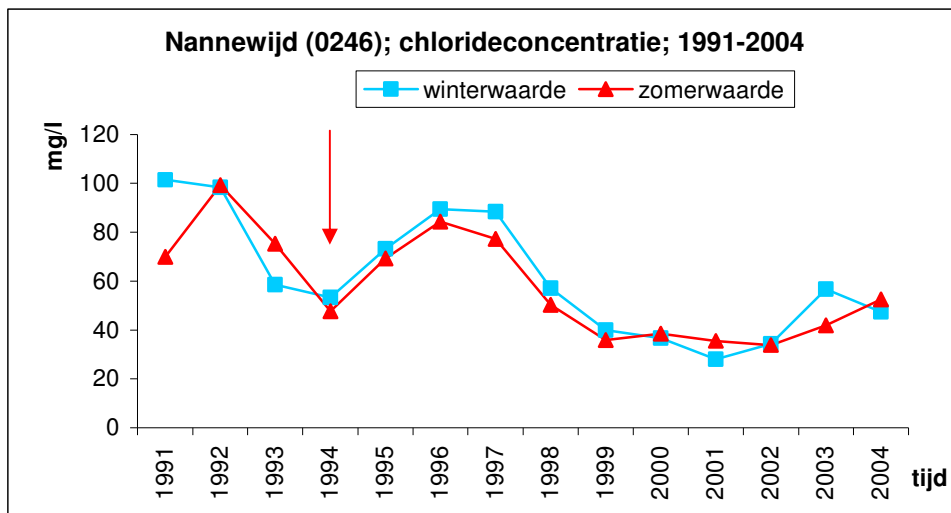
De variatie in spreiding van de meetresultaten is toe te schrijven aan periodiek opgetreden verhogingen in de chloride gehalten. Periodes met opeenvolgende chloride-concentraties van meer dan 100 mg/l waren er van oktober t/m december 1991, van juli t/m november 1992 en van augustus '96 t/m januari '97.

De spreiding in chloride-waarden in 1996 is toe te schrijven aan beïnvloeding door de inlaat van water uit de Tjonger ivm de langdurig droge zomer van dat jaar. Dit water was afkomstig van het IJsselmeer, waar het chloridegehalte in het water hoger is.

Het verschil in de chlorideconcentraties tussen zomerhalfjaar en winterhalfjaar op locatie 0246 is te zien in figuur 17. Gemiddeld bedraagt het verschil ca 4 mg/l. In tien jaren is de chlorideconcentratie in de winter hoger dan in de zomer. In vijf jaren is dat andersom. Inlaat van water naar het Nanneveld gebeurt vrijwel uitsluitend in het zomerhalfjaar. Het inlaatwater wordt aangevoerd vanuit het IJsselmeer, via het Tjeukemeer en de Tjonger naar de Rotstersloot. Als er veel water vanuit het IJsselmeer naar het Tjeukemeer wordt geleid, kan het chloridegehalte in het water van de Tjonger stijgen, en dientengevolge (met name in het zomerhalfjaar) ook in het Nanneveld.



**Figuur 16.** Het verloop van de chlorideconcentratie (mg Cl per liter) in het oppervlaktewater van het Nanneveld op locatie 0246 gedurende de periode 1991-2004. Gebruikt zijn de jaargemiddelde waarden. De rode lijn geeft het niveau aan van de vastgestelde MTR-norm (*Maximaal Toelaatbaar Risico*). De streefwaarde voor veenpolderplassen bevindt zich binnen het gebied tussen de groene lijnen (50-150 mg/l). De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).

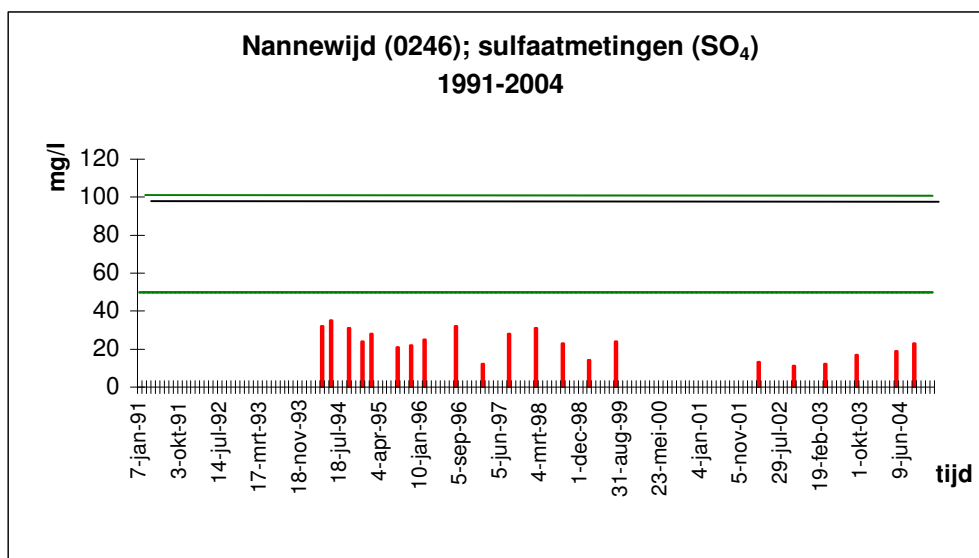


**Figuur 17.** Het verloop van de chlorideconcentratie (mg Cl/l) in het oppervlaktewater van het Nanneveld op locatie 0246 in het zomerhalfjaar en in het winterhalfjaar gedurende de periode 1991-2004. De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).

### 5.1.1.9 Sulfaat

Sulfaat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) kan worden omgezet in sulfide ( $\text{S}^{2-}$ ). Voor planten is sulfide een giftige stof. Sulfaat is in het oppervlaktewater van het Nanneveld op locatie 0246 met onregelmatige tussenpozen gemeten. Uitgaande van de veronderstelling dat tussen de waterfase en bodem een evenwichtssituatie bestaat, kunnen hoge sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater een indicatie zijn voor hoge sulfaatconcentraties in de bodem, en mogelijk voor de vorming van sulfideverbindingen. De vorming van sulfide in de bodem is afhankelijk van de omstandigheden in de bodem (met name de aan- of afwezigheid van zuurstof). De vorming van sulfide is ook van invloed op de nalevering van fosfaat door de bodem. Sulfide onttrekt namelijk ijzer aan ijzerfosfaatverbindingen. Daarbij komt het fosfaat vrij.

In figuur 18 zijn de afzonderlijke meetresultaten van de uitgevoerde sulfaatanalyses in de periode 1991-2004 op locatie 0246 weergegeven. De maximum concentraties liggen rond 35 mg/l  $\text{SO}_4$ . In het abiotisch streefbeeld voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994; zie bijlage 2) wordt als streefwaarde voor sulfaat een concentratie aangehouden van 50-100 mg/l. Er is op locatie 0246 dus geen sprake van een overschrijding van de streefwaarde voor sulfaat.



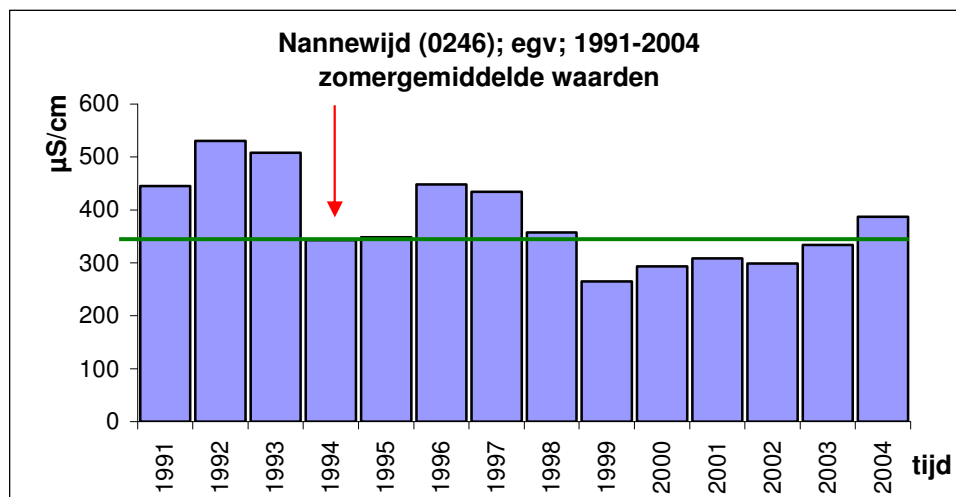
**Figuur 18.** Meetresultaten van sulfaatanalyses, uitgevoerd in het oppervlaktewater van locatie 0246 in het Nanneveld in de periode 1991-2004.

### 5.1.1.10 Elektrisch geleidend vermogen

Het elektrisch geleidend vermogen (egv) is een indicatie voor de totale hoeveelheid opgeloste vaste stoffen (zouten/ionen) die in het water aanwezig zijn en wordt uitgedrukt in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (micro Siemens per cm). Water met weinig zouten heeft een lage EGV (weinig zouten), zout water heeft een hoge EGV.

In het Nanneveld is het EGV van het oppervlaktewater in de periode 1991-2004 in principe maandelijks gemeten. De gemiddelde waarden van het zomerhalfjaar (apr-sept) zijn in figuur 19 bij elkaar gezet.

De streefwaarde voor het EGV in veenpolderplassen is gesteld op  $350 \mu\text{S}/\text{cm}$  (Grontmij, 1994). Op locatie 0246 in het Nanneveld wordt deze waarde in de jaren '91-'93, '96-'97 en 2004 overschreden.



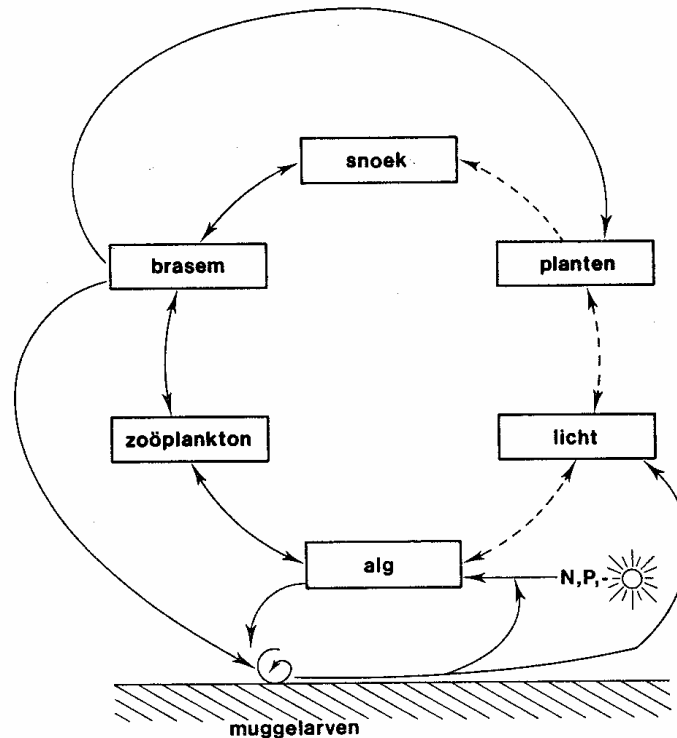
**Figuur 19.** Verloop van het elektrisch geleidend vermogen (egv) ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) van het oppervlaktewater op locatie 0246 in Nanneveld in de periode 1991-2004. Gebruikte waarden zijn zomergemiddelden. De pijl geeft het midden aan van de periode waarin uitvoering van de beheersmaatregelen plaatsvond (1993 – 1995).



## 5.1.2 Biotische parameters

### 5.1.2.1 Fytoplankton

Het fytoplankton, ofwel de microscopische planten, vormt de basis van de voedselketen in het watersysteem. In onderstaand schema wordt de voedselketen in het water vereenvoudigd voorgesteld (figuur overgenomen uit "Waterkwaliteitsplan 1989-1995 (Provincie Friesland, 1990)").



Als het fytoplankton ("alg" in de figuur) maar voldoende nutriënten, zoals fosfaat (P) en stikstof (N), in het water tot haar beschikking heeft, en als het voldoende licht krijgt en een voldoende lange verblijftijd en niet wordt begraasd door zoöplankton, kan het in principe tot ongebreidelde groei komen (algen'bloei'). Dat gebeurt dan meestal in het voorjaar of in de zomer. Bij zo'n overmatige aanwas van algen vertroebelt het water, waardoor slechte lichtcondities ontstaan voor de groei van waterplanten (macrofyten) en voor de in het water levende roofdieren die op zicht jagen, zoals de snoek. Deze kunnen hun prooi (o.a. brasem) niet goed meer bejagen. Brasem kan dan in aantal toenemen. Bovendien onttrekt een grote hoeveelheid fytoplankton ook een grote hoeveelheid nutriënten aan het water, waardoor er voor de waterplanten minder nutriënten beschikbaar zijn. Het zoöplankton eet het fytoplankton, maar de dichte kluiten van lange, slijmerige draden die door sommige fytoplanktonsoorten worden gevormd tijdens een algenbloei, zijn slecht eetbaar en verteerbaar voor het zoöplankton. Dan kan het zoöplankton, en met name de watervlooien, de algengroei niet in toom houden. Sommige blauwalgen zijn giftig. Zij produceren microcystines, giftige stoffen, die zelfs voor mensen gevaar kunnen opleveren. Brasems voeden zich o.a. met zoöplankton. Omdat er meer brasems komen, blijft er minder zoöplankton over om het fytoplankton te begrazen. Er blijft dus meer fytoplankton (alg) in het water. Bovendien woelt de brasem in de grond, op zoek naar voedsel, zoals muggelarven, en vertroebelt daarbij het water nog eens extra.

#### analysemethode

Fytoplankton is microscopisch klein. De determinatie van de vele soorten gebeurt dan ook onder het microscoop. Met behulp van aangepaste methoden is het mogelijk om de onder het microscoop getelde, en gedetermineerde individuen te herleiden tot een dichtheid per volume-eenheid, bijvoorbeeld 1 liter. Maar deze methode neemt wat meer tijd in beslag. Een goed alternatief is om uit een monster een voldoende groot aantal aselekt gekozen individuen (bv 200) te determineren en per soort het aantal te tellen. De relatieve abundantie van elke soort, ofwel het percentage van het totaal

aantal in het monster getelde individuen, is dan een maat voor het vóórkomen van die soort op de bemonsterde locatie. Deze relatieve maat is gehanteerd bij de analyse van fytoplanktonmonsters in het Nanneewijd.

### gegevens

Voor het Nanneewijd zijn fytoplanktonanalyses uitgevoerd op locatie 0246 gedurende de jaren 1991-2002. In de meeste jaren werd zes maal een bemonstering uitgevoerd gedurende de maanden april t/m september. In 1995 werd vijfmaal bemonsterd en in 2000 en 2002 resp. acht en negen maal. De analysesresultaten zijn in bijlage 3 bijeengebracht. Per soort of eventueel een hogere taxonomische eenheid, en per datum zijn de gevonden aantallen genoteerd.

Voor de overzichtelijkheid is voor enkele hoofdgroepen van algen het relatieve aandeel (percentage van het totaal aantal algenindividuen) berekend. De vier hoofdgroepen zijn:

- kiezelalgen (of diatomeeën)
- groenalgen
- blauwalgen
- overige microscopische algen

De hierboven aangehouden rangschikking van de hoofdgroepen (voor de eerste drie groepen) weerspiegelt grofweg de algenperiodiciteit, ofwel de chronologische volgorde van opbloei in het watersysteem: de kiezelalgen in het voorjaar (maart/april), de groenalgen in mei/juni, gevolgd door de blauwalgen (juli/augustus).

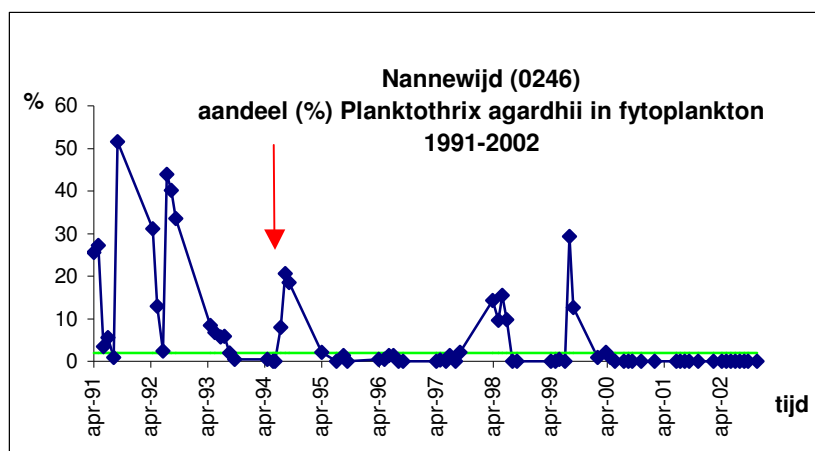
### sieralgen

Onder de overige macroscopische algen zijn ook de sieralgen gerangschikt. Veel soorten behorend tot de sieralgen of desmidiaceeën zijn indicatoren voor relatief schone watersystemen. De verwachting is dat in watersystemen waar herstelmaatregelen met succes zijn uitgevoerd, een toename te zien zal zijn van het aandeel sieralgen binnen de fytoplanktongemeenschap. Voor veenpolderplassen is een aandeel van  $\geq 2\%$  van het totaal aantal algenindividuen gewenst waaronder *Staurastrum gracile* en *Cosmarium*soorten (Grontmij, 1994; zie bijlage 1).

In het Nanneewijd werden wel sieralgen aangetroffen (zie bijlage 3), maar nog niet de soorten van het streefbeeld voor veenpolderplassen. Aangetroffen sieralgsoorten waren *Staurastrum cuspidatum*, *Staurastrum* sp., *Staurodesmus* sp. en *Xanthidium* sp. (zie bijlage 3-g t/m 3-i). Ze hadden dan een lage relatieve abundantie ( $< 1\%$ ).

### blauwalgen

Positief is, dat de ontwikkeling van de 'negatieve' blauwalgsoort in het streefbeeld voor veenpolderplassen, *Planktothrix agardhii*, gunstig verloopt. Vanaf mei 2000 werd deze soort niet meer in de monsters aangetroffen (figuur 20). Daarmee voldoet *Planktothrix agardhii* aan het streefbeeld voor veenpolderplassen, waarbij het aandeel van deze soort op  $\leq 2\%$  van het totaal aantal algenindividuen wordt gesteld.



**Figuur 20.** verloop van het aandeel *Planktothrix agardhii* in het fytoplankton (% van het totaal aantal algenindividuen) op lokatie 0246 in het Nanneewijd in de periode 1991-2002.

De groene lijn geeft het niveau aan van de streefwaarde voor veenpolderplassen ( $\leq 2\%$  van totaal aantal fytoplankton individuen) (Grontmij, 1994). Pijl: uitvoering herstelmaatregelen.

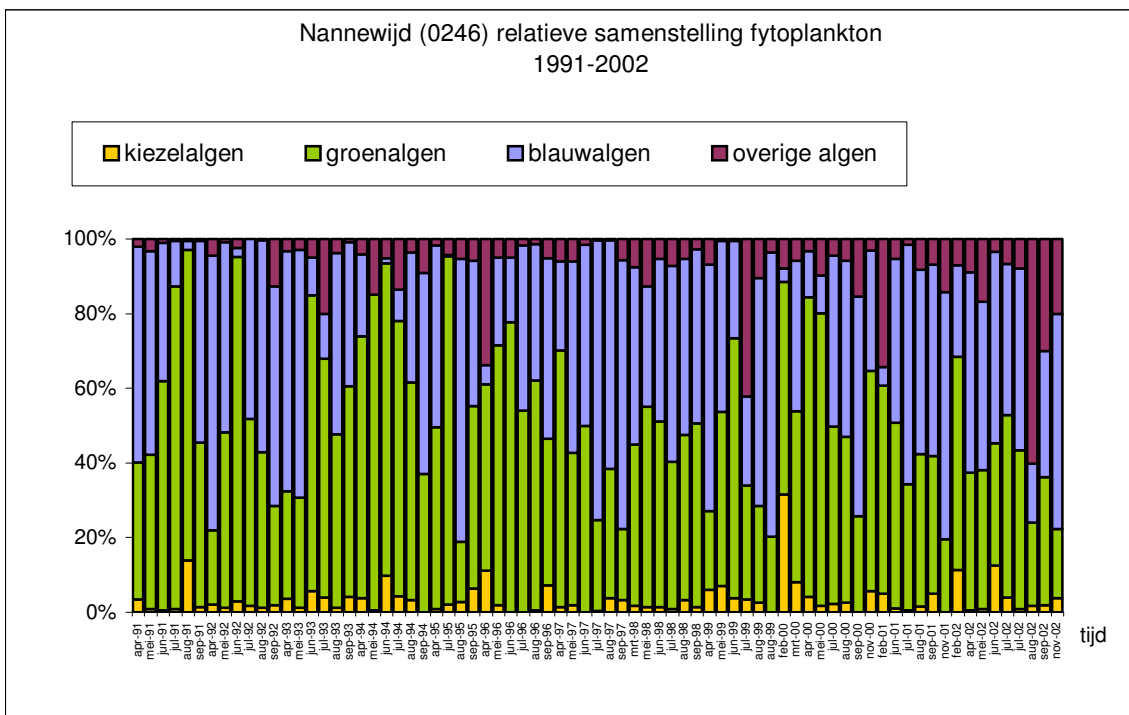
In figuur 20 is te zien dat in de jaren 1991 t/m 1993, dus vóór de beheersmaatregelen, het aandeel van deze draadvormende blauwalg regelmatig hoger was dan in de periode ná de ingreep. De meeste pieken ('bloeien') zien we rond april en augustus. Het kan zijn dat de monsterfrequentie (ca 1 x per maand in het zomerseizoen) onvoldoende hoog is geweest om elke optredende algenbloei te detecteren.

Met het verdwijnen van *Planktothrix agardhii* is overigens het aandeel van de blauwalgen als geheel niet verminderd. In figuur 21 is te zien dat het aandeel blauwalgen, vertegenwoordigd door het oppervlak aan blauwe balkjes, in de richting van het jaar 2002 niet of nauwelijks kleiner wordt.

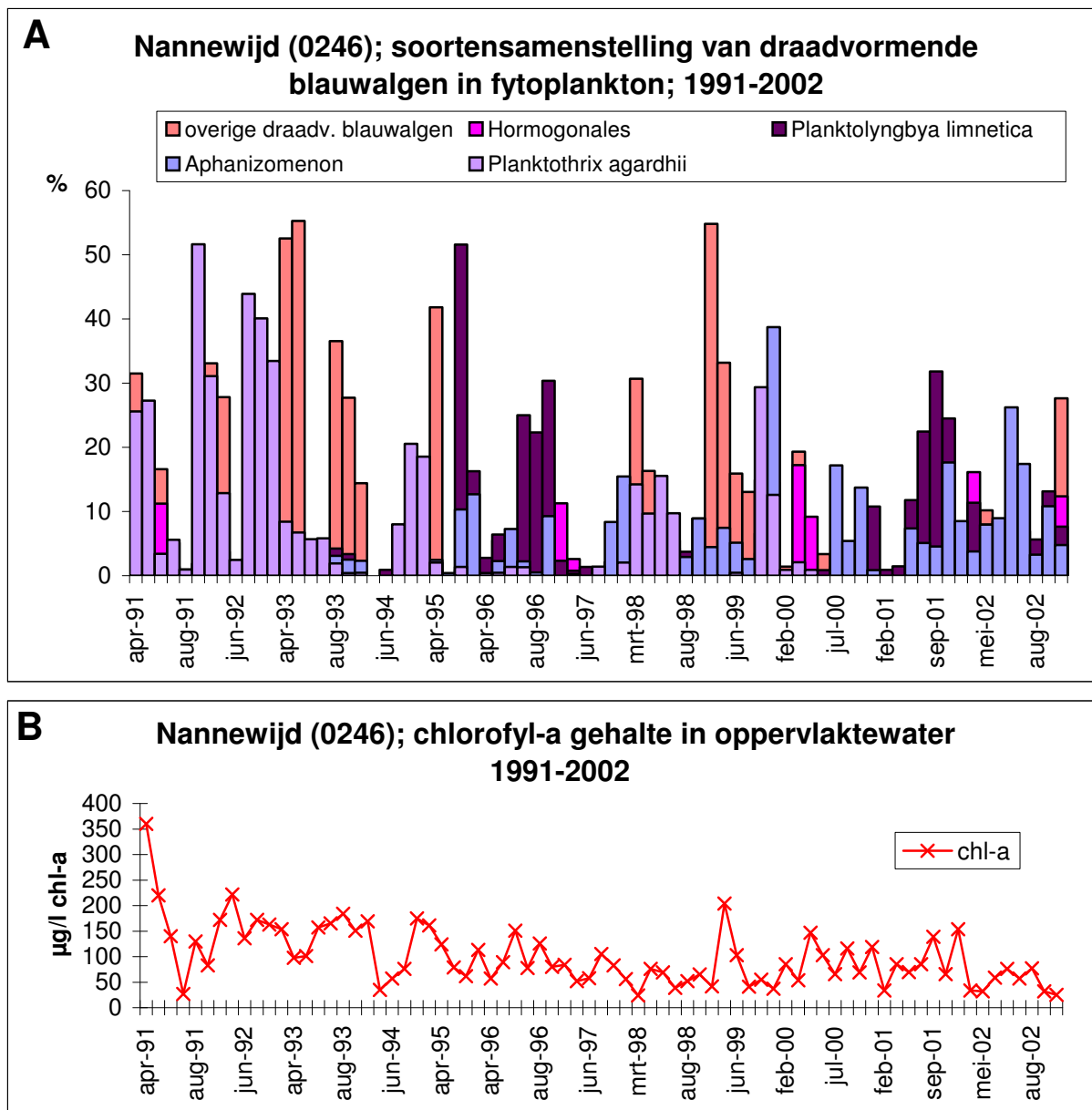
Om na te gaan of mogelijk andere (draadvormende) blauwalgen de plaats van *Planktothrix agardhii* hebben ingenomen, is in figuur 22-A de samenstelling van de groep der draadvormende blauwalgen weergegeven, gesplitst naar vijf soorten en groepen van soorten. In de jaren 1991 t/m 1993 vormt *Planktothrix agardhii* nog een belangrijk aandeel. Daarna lijken periodiek *Planktolyngbya limnetica* en de *Aphanizomenon* soorten relatief toe te nemen. Er is echter niet een duidelijk beeld van soortsverdringing uit het verloop van de samenstelling van de draadvormende algen op te maken.

Omdat het hier handelt om een relatieve dichtheidsmaat is in figuur 22-B tevens het chlorofyl-a verloop uitgezet. Het gehalte aan chlorofyl-a mag immers als een afspiegeling worden beschouwd van de hoeveelheid fytoplankton die in het watersysteem aanwezig is. Zoals al eerder geconcludeerd werd (5.1.1.3), is het chlorofyl-a gehalte in het Nanneveld in de periode 1991-2004 geleidelijk gedaald. Het betekent, dat de hoeveelheid fytoplankton als geheel is verminderd. De samenstelling van het resterende fytoplankton is voor wat de vier genoemde hoofdgroepen betreft nauwelijks veranderd en de plaats van de verdwenen draadvormende blauwalg *Planktothrix agardhii* is vermoedelijk door verschillende andere blauwalgsoorten overgenomen.

De niet-draadvormende blauwalg *Microcystis* sp., die in staat is het giftige microcystine te vormen, kwam slechts een enkele maal in de fytoplanktonmonsters van locatie 0246 voor. In 75 monsters, verzameld in de jaren 1991-1999 en 2002 werd slechts zeven maal *Microcystis aeruginosa* of *M. sp.* in een monster aangetroffen. Daarbij was de relatieve dichtheid niet hoger dan 1% (zie bijlagen 3-A t/m 3-C).



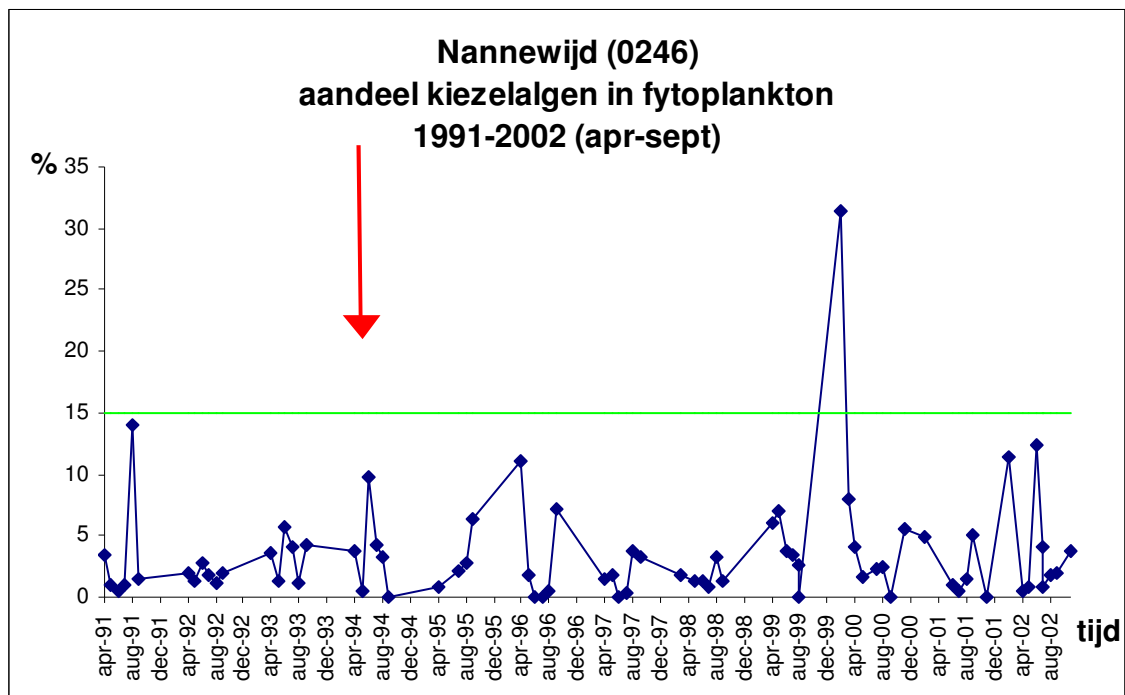
**Figuur 21.** relatieve samenstelling (% van totaal aantal algenindividuen) van vier hoofdgroepen van het fytoplankton in het oppervlaktewater van het Nanneveld op locatie 0246 in de jaren 1991-2002.



**Figuur 22. A:** Soortensamenstelling van draadvormende blauwalgen in het fytoplankton van het Nannevijd (locatie 0246) gedurende de jaren 1991-2002. Weergegeven zijn de percentages van het totaal aantal algenindividuen.  
**B:** Ter vergelijking is hier het verloop van het chlorofyl-a gehalte weergegeven op locatie 0246. Het chlorofyl gehalte is een maat voor de totale hoeveelheid aan algen in het oppervlaktewater. Gebruikt zijn die chlorofyl-a waarden, die gemeten werden op overeenkomstige data als waarop de soortensamenstelling van het fytoplankton werd bepaald.

### kieselalgen

In het streefbeeld voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994) wordt als streefwaarde voor kiezelalgen (diatomeeën) een aandeel van  $\geq 15\%$  van het totaal aantal algenindividuen genoemd. In figuur 23 is te zien dat in het Nanneveld (locatie 0246) slechts één keer meer dan 15% van het totaal aantal algenindividuen uit kiezelalgen bestaat (ook: bijlage 3J-3L). De verwachte seizoensinvloed, met relatieve toenames in het voorjaar (maart-april) is in de figuur maar ten dele terug te vinden. Naast de duidelijke bloei in februari 2000 zijn er ook wel toenames in juni en augustus aan te wijzen. Mogelijk zijn wel vroege voorjaarsbloei gemist, bijvoorbeeld vóór het jaar 2000, toen pas met de monsternamen werd begonnen in de maand april.



**Figuur 23.** Verloop aandeel kiezelalgen in het fytoplankton (% van totaal aantal individuen) op locatie 0246 in het Nanneveld in de periode 1991-2002. De groene lijn geeft de streefwaarde voor veenpolderplassen aan van  $\geq 15\%$  kiezelalgen in het totaal aantal algenindividuen. Rode pijl: uitvoering herstelmaatregelen.

De voor het streefbeeld gewenste pennate diatomeeën, waarvan in het bijzonder *Asterionella formosa* en de soorten van het geslacht *Pinnularia* en *Diatoma*, komen nog niet of slechts in geringe mate voor in de monsters van het Nanneveld (zie bijlagen 3J-3L). Dat geldt ook voor de tot de centrale diatomeeën behorende soorten van het geslacht *Melosira*. Deze worden na 1996 niet meer aangetroffen. *Diatoma* sp. juist wel.

### flagellaten

Volgens het streefbeeld zou de flagellaat *Ceratium hirundinella* (dinophyceae) in veenpolderplassen tenminste met een aandeel van  $\geq 2\%$  voor moeten komen in het fytoplankton. Deze soort komt in de monsters van het Nanneveld vanaf augustus 1994 vijf maal voor als zgn. 0-soort, dat wil zeggen, dat de soort wel in het monster onder het microscoop is waargenomen, maar niet tijdens de telling voor het bepalen van de relatieve samenstelling. De monsters waarin de soort werd gezien zijn die van augustus '94, augustus en september '95, augustus '96 en september '97).

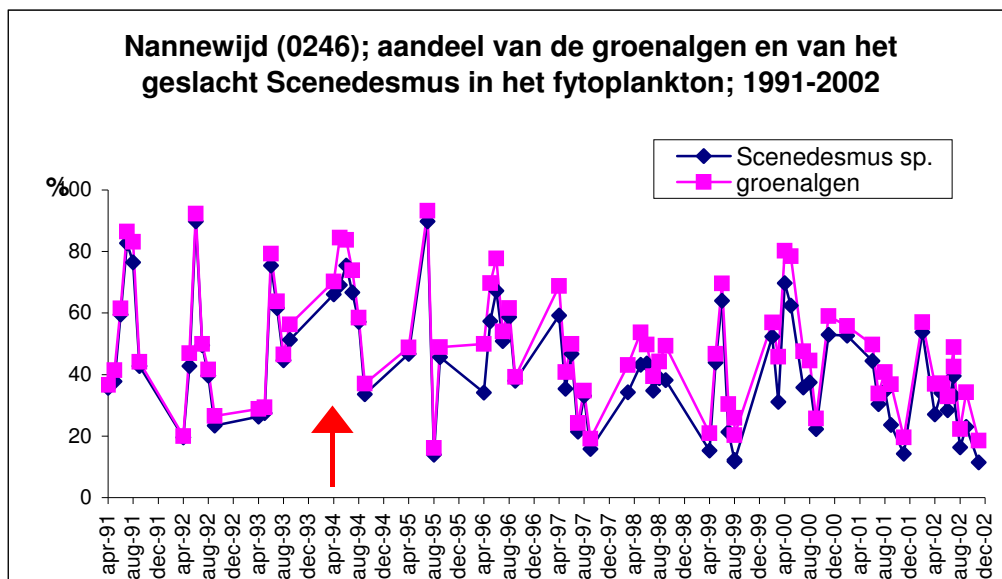
### groenalgen

Het aandeel groenalgen in het totaal aantal algencellen van het Nanneveld is met gemiddeld bijna 50% aanzienlijk. In de grote variatie in het percentage (ca 16 – 93%; zie figuur 24) is de invloed van het seizoen terug te vinden. In de meeste jaren is het aandeel groenalgen in juni maximaal. Het aantal aangetroffen soorten groenalgen in de monsters van het Nanneveld is groot ( $> 100$ ; zie bijlage 3d-3i). Er zijn geen dominante soorten. Wel is het zo, dat veruit de meeste groenalgen behoren tot de uitgebreide groep van soorten van het geslacht *Scenedesmus*. Dit is in figuur 24 duidelijk te zien. Individuen van het geslacht *Scenedesmus* werden voor een deel tot op soort gedetermineerd. Van

een groot aantal individuen kon echter niet met zekerheid worden vastgesteld tot welke soort zij behoorden.

### historische data

In excursie-rapporten uit 1955 en 1956 over het Nannewijd en het Haskerwijd (Leentvaar, 1955; Mörzer Bruijns & Leentvaar, 1956), afkomstig uit het Natuur-Wetenschappelijk Archief van Staatsbosbeheer, wordt de aanwezigheid genoemd van de volgende fytoplanktonsoorten: “zeer veel draden” van het diatomeeën-geslacht *Melosira*, “vrij veel *Asterionella formosa*” (een pennate diatomee), *Ceratium hirundinella* (flagellaat). De blauwalgen *Microcystis aeruginosa* (“vrij veel”) en *Merismopedia elegans*. En van de groenalgen *Pediastrum boryanum* en “vrij veel” *P. duplex* en *Scenedesmus quadricauda*. Tenslotte ook *Cladophora*- en *Spirogyra* draden. De blauwalg *Microcystis aeruginosa* is een algensoort die in staat is het giftige microcystine te vormen. Deze soort kwam dus halverwege de jaren '50 “vrij veel” in het Nannewijd voor. Zoals hiervoor al werd vermeld, is deze soort echter nauwelijks aangetroffen in de routinemonsters van 1991-2002.



**Figuur 24.** Verloop van het aandeel (% van totaal aantal algenindividuen) groenalgen en daarvan de tot het geslacht *Scenedesmus* behorende soorten in het fytoplankton op lokatie 0246 in het Nannewijd in de periode 1991-2002. De pijl geeft het midden aan van de periode waarin de beheersmaatregelen werden uitgevoerd (1993-1995).

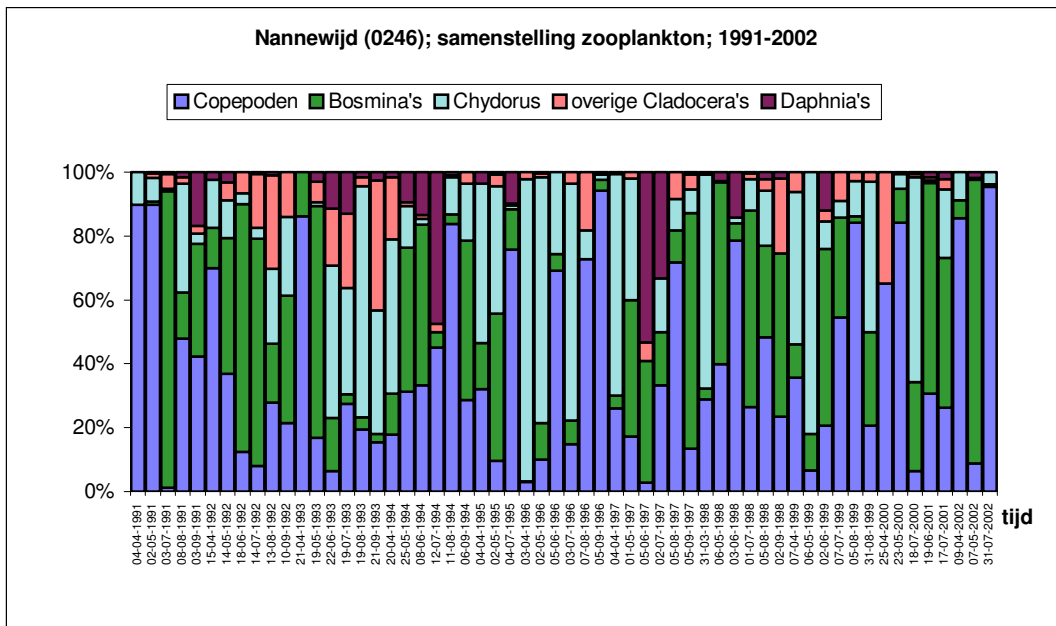
### 5.1.2.2 Zoöplankton

De rol van het zoöplankton is met name belangrijk in verband met het reguleren van de fytoplanktonpopulatie en als voedsel voor planktivore vissen. Bij een overmaat aan fytoplankton (algenbloei) zorgt het dierlijke plankton of zoöplankton ervoor dat het plantaardige plankton wordt weggevangen ("begrazing") en zodoende voor het herstel van het biologisch evenwicht in het watersysteem. Vooral de grotere exemplaren van de watervlooien (*Daphnia*) consumeren belangrijke hoeveelheden fytoplankton. Wanneer de concentratie fytoplankton toeneemt kunnen de *Daphnia*'s hard groeien, waardoor de begrazingsnelheid toeneemt.

Is de aanwas van fytoplankton echter te groot, zoals in eutrofe wateren het geval kan zijn, dan vormen vooral de dichte concentraties van draadvormige blauwalgen een probleem. De slijm laag van de algen is moeilijk verteerbaar en de lage draden zijn te lang voor de darmen van de watervlo. De overmaat aan plantaardig plankton wordt dan niet meer door het zoöplankton gereguleerd en de balans in het watersysteem raakt verstoord.

Op hun beurt dienen watervlooien ook weer als voedsel. Vooral jonge vissen eten bij voorkeur *Daphnia*'s. De grootste exemplaren worden het eerst weggevangen. Jonge brasem en blankvoorn kunnen de *Daphnia* populatie sterk onderdrukken (Hosper *et al.*, 1992). Ook de aasgarnaal *Neomysis* en het glaskreeftje *Leptodora* eten *Daphnia*.

In figuur 25 is de relatieve samenstelling van het zoöplankton in het Nanneewijd op locatie 0246 gepresenteerd. Het aandeel der copepoden is relatief groot. Hierbij inbegrepen is echter ook het nauplius-stadium, het larvale stadium van de diverse copepodesoorten. Deze zijn weliswaar talrijk, maar voor het reguleren van het fytoplankton van weinig betekenis. Relatief rijk vertegenwoordigd is ook het geslacht *Bosmina* en het geslacht *Chydorus*. De *Bosmina*soorten zijn detritus-eters en als zodanig minder belangrijk voor de regulering van het fytoplankton. Het voor de regulatie van fytoplankton belangrijke geslacht *Daphnia* is slechts een enkele maal relatief goed vertegenwoordigd.



**Figuur 25.** Relatieve samenstelling van het zoöplankton in de monsters van het Nanneewijd op locatie 0246 in de jaren 1991-2004. Weergegeven zijn percentages van het totaal aantal individuen.

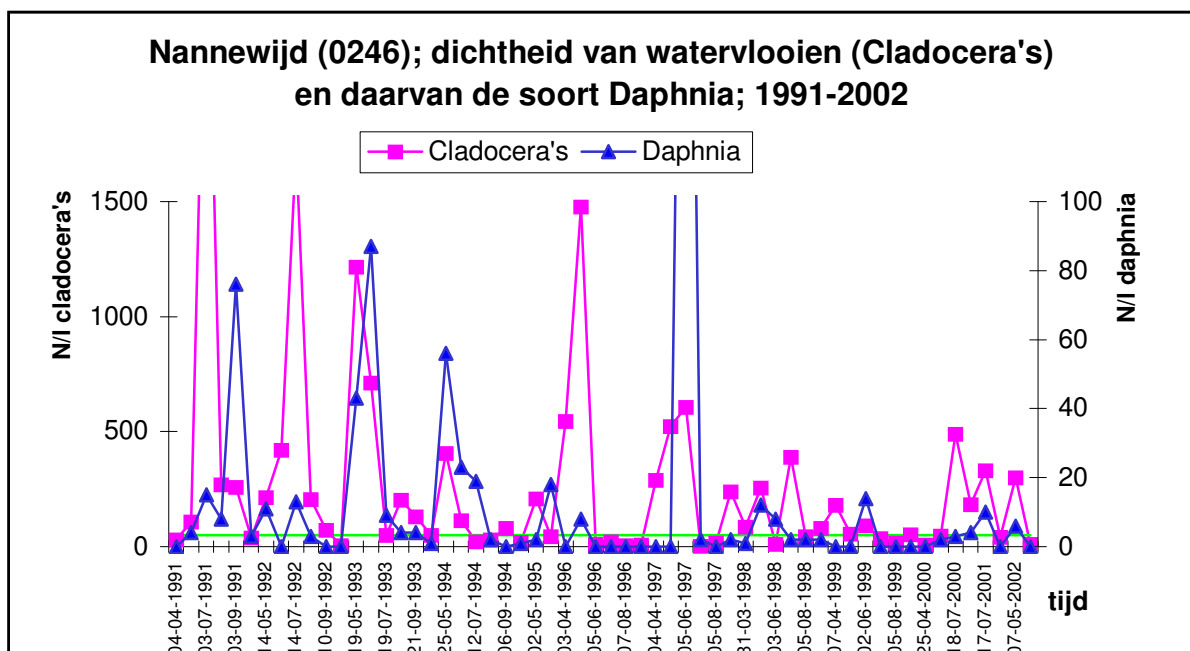
De absolute hoeveelheden watervlooien (Cladocera's), inclusief het geslacht *Daphnia*, uitgedrukt in aantal per liter watermonster, zijn in figuur 26 uitgezet. Uit de figuur blijkt dat de dichtheid aan Cladocera's regelmatig >50 individuen per liter bedraagt en daarmee voldoet aan de streefwaarde voor Veenpolderplassen (Grontmij, 1994). Het zijn echter meestal andere dan de gewenste soorten die bijdragen aan deze dichtheid. De streefbeeldsoort *Simocephalus vetulus* wordt in het geheel niet gevonden en *Polyphemus pediculus* maar op één datum. *Alona* sp. komt zo nu en dan in de monsters voor, doch grotere dichtheden (>10 ex/l) alleen in mei 1992 en in september 1993. De laatste streefbeeldsoort, *Chydorus sphaericus*, is alleen in 1993 enkele malen in hoge dichtheden (53 tot 296 ex/l) aanwezig, maar in andere jaren worden wel regelmatig hogere dichtheden gevonden van *Chydorus* sp., waarvan het dus onzeker is of hierbij ook exemplaren van *Chydorus sphaericus* zitten.

Overigens is *Daphnia* geen streefbeeldsoort voor veenpolderplassen. Omdat daphnia's wel belangrijk zijn voor het begrazen van fytoplankton (Hosper *et al.*, 1992), is het verloop van hun dichtheid nog eens apart weergegeven in figuur 26, naast dat van alle Cladocera's tezamen. In verband met het grote verschil in dichtheid tussen de Cladocera's als totaalgroep en de *Daphnia*'s, zijn in figuur 26 twee Y-assen gebruikt. Het aandeel *Daphnia*'s binnen de groep der Cladocera's is niet groot. Zelden worden meer dan 20 exemplaren per liter aangetroffen. Vanaf 1998 is er, zowel bij de *Daphnia*'s als bij de Cladoceren als geheel, veel minder spreiding in de dichtheid. De *Daphnia*-pieken (zie fig. 26) treden op rond einde mei / begin juni ('93, '94, '97), maar ook wel in juli ('95) of september ('91).

In de bijlagen 4a, 4b en 4c zijn de gevonden soorten en hun dichtheden in tabellen bijeen gezet.

Gezien het feit dat *Daphnia*'s 's nachts actief zijn, is het de vraag of de bemonsteringsmethode voor deze groep wel juist is voor een goede kwantitatieve beoordeling. Dit feit wordt ook genoemd in andere onderzoeken (van Scheppingen, website "Shallowlakes.net").

Vanaf 2000 worden de in de watermonsters aangetroffen *Daphnia*'s ingedeeld in grootteklassen. Omdat het aantal gevonden *Daphnia*'s gedurende de jaren 2000, 2001 en 2002 gering was, is het weinig zinvol de grootteklassieverdeling van de *Daphnia*'s uit deze jaren hier nader te beschouwen.



**Figuur 26.** Verloop van de dichtheid aan Cladoceren (watervlooien) met apart daarvan het geslacht *Daphnia* in het Nannewijd (lokatie 0246) in de periode 1991-2002. Ingetekend is het niveau van de streefwaarde voor Cladocera's voor veenpolderplassen, zijnde >50 individuen per liter (groene lijn). Let op: de twee Y-assen hebben een verschillende schaal.



### 5.1.2.3 Macrofauna

Afgaande op de geraadpleegde literatuur, is voor de macrofauna in het zoete water, althans gezien in het licht van het herstel van natuurwaarden, geen prominente rol weggelegd. Mogelijk gaat dit veranderen met de invoering van de nieuwe Europese Kaderrichtlijn Water, waarbij monitoring van de macrofauna in meren verplicht wordt gesteld.

Wat wel als een belangrijk aspect wordt genoemd, is de populatiedichtheid van de aasgarnaal *Neomysis integer*. Het belang zit hem in het feit dat een hoge dichtheid van *Neomysis* een aanslag kan plegen op de populatie van *Daphnia*'s. Deze zijn daardoor niet in staat voldoende algen weg te vangen met als gevolg dat de kans op algenbloei toeneemt.

De aasgarnaal voedt zich met fytoplankton, zoöplankton en dood materiaal. Grotere watervlooiën, zoals *Daphnia*, kunnen door volwassen aasgarnalen worden gegeten. Overdag zoekt *Neomysis* voedsel op de bodem. 's Nachts verspreiden de aasgarnalen zich over de gehele waterkolom. Een betrouwbare dichtheidsschatting van de aasgarnaal is moeilijk te bepalen, omdat deze soort in scholen leeft en door zijn snelheid kan ontkomen aan het relatief traag door het water voortbewogen macrofaunenet. Evenals opgemerkt voor de watervlooiën zou de bemonstering van aasgarnalen ook beter 's nachts kunnen geschieden, wanneer de dieren in de waterkolom actief zijn.

Bij een dichtheid van 100 aasgarnalen per m<sup>2</sup> kan een negatieve invloed op de populatiedichtheid van *Daphnia*'s worden verwacht (Hosper *et al.*, 1992).

Van de macrofauna zijn in het Nanneveld gegevens verzameld gedurende de jaren 1995 t/m 1999. Daarom is er geen vergelijking mogelijk met de situatie zoals die gold vóór de periode waarin de beheersmaatregelen plaatsvonden.

Per jaar werd één monsternamen uitgevoerd, telkens in de periode april – juni. De monsternamen geschiedde door een schepnet over een bepaalde afstand door het water te halen tussen de watervegetatie door (indien aanwezig) en daarnaast ook nog met het net over de bodem te slepen. De gevonden aantallen van de diverse macrofaunasoorten zijn niet zonder meer naar een standaard monstergrootte te herleiden. Zo is de bemonsterde afstand langs de oever en over de bodem niet elke keer overeenkomstig. Afhankelijk van de hoeveelheid aanwezige vegetatie langs de oever en in het water, en bijvoorbeeld ook afhankelijk van de in het net zichtbare hoeveelheid macrofauna en de hoeveelheid 'bijvangst' (veel of weinig detritus, draadalgen of anderszins) werd besloten de afstand die in eerdere jaren werd bemonsterd gelijk te houden, te vergroten of te verkleinen. Bij het vergelijken van de gevonden aantallen tussen de verschillende bemonsteringen en jaren moet daarmee rekening worden gehouden. In bijlage 5 zijn de aangehouden afstanden voor de verschillende bemonsteringen aangegeven.

Het verloop van het aantal soorten en van het totaal aantal individuen is in figuur 27 te zien. Beide parameters verlopen synchroon in de tijd. Men lette op het feit dat de schaal op de beide Y-assen verschilt. De afname van het aantal soorten en individuen in 1996 kan te maken hebben met de relatief strenge winterperiode vroeg in dat jaar.

In figuur 28 is in een staafdiagram het relatieve aandeel van de verschillende hoofdgroepen aangegeven voor de vijf monsternamen (1995 t/m 1999). De tweevleugeligen (Diptera) hebben een belangrijk aandeel in het aantal soorten. Dit aandeel is in 1995 (vlak na de bevissingen in het kader van Actief Biologisch Beheer) geringer dan in de navolgende jaren. Mogelijk is het wegvangen van een groot deel van de brasempopulatie in het Nanneveld in 1995 van invloed geweest op de samenstelling van de macrofauna.

De gevonden macrofaunasoorten en hun aantallen zijn voor de vijf monsternamen (1995-1999) bij elkaar gezet in bijlage 5.

Regelmatig aangetroffen soorten of groepen van soorten met meer dan 10 individuen per monster zijn *Stylaria* sp. (Annelida of borstelwormen), *Hydrachnellae* indet (Arachnida of watermijten), *Cladotanytarsus*, *Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes*, en *Polypedilum sordens*, (Diptera),

#### **Annelida** (borstelwormen):

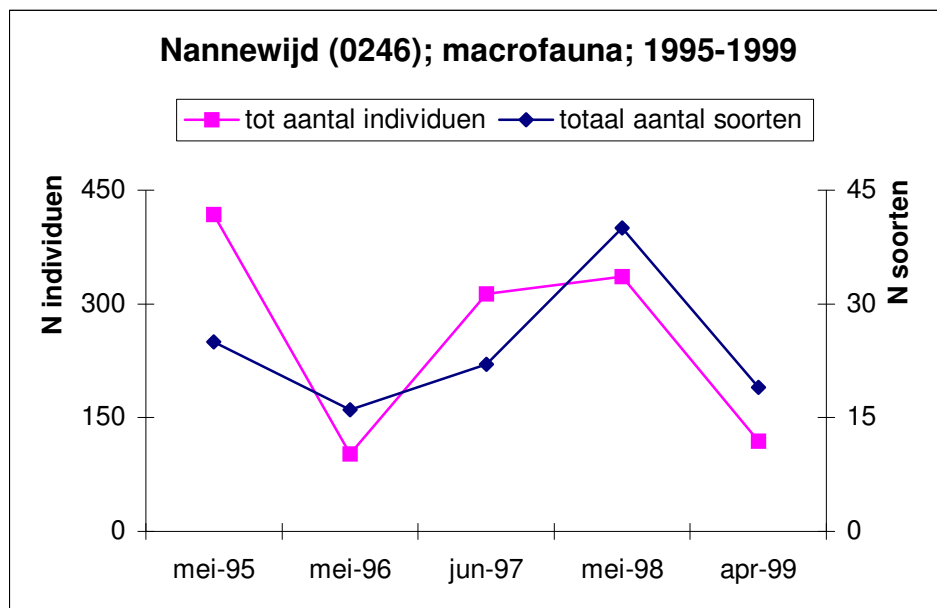
De meest aangetroffen borstelworm is *Stylaria* sp. Deze soort bewoont de bodem van ondiepe meren en de bewortelde randzones daarvan. Het is een kleine, doorschijnende worm die zeer goed kan zwemmen en soms in strengen van vegetatief gevormde dieren voorkomt.

### Hydrachnellae (watermijten):

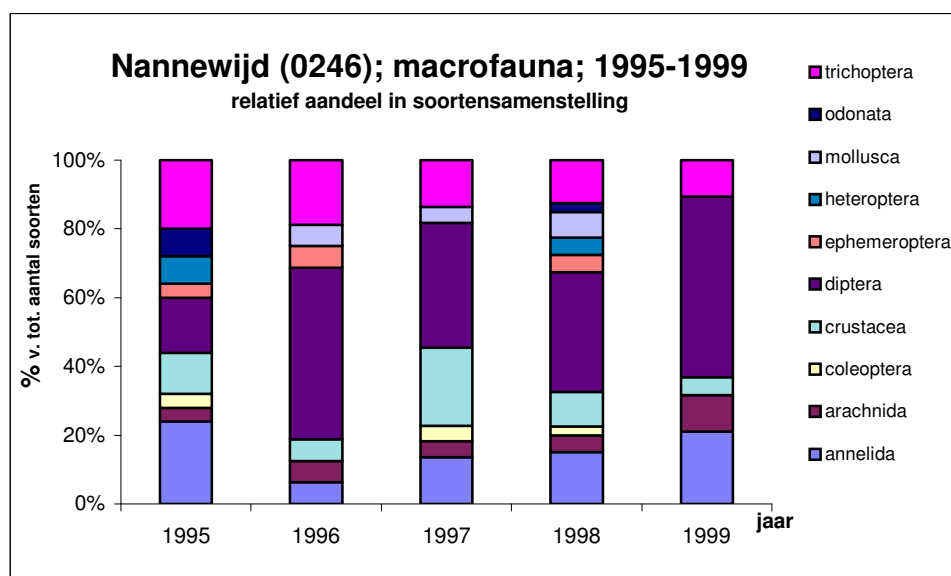
Van Hydrachnellae indet worden in vier van de vijf bemonsterde jaren aantallen van meer dan 25 stuks gevonden. De aanwezigheid van watermijten hangt samen met die van hun gastheer, meestal een insectensoort. Soms is de relatie gastheer-parasiet soortspecifiek. Dit bemoeilijkt de bepaling van de waterkwaliteit aan de hand van mijten. Bovendien werden de watermijten niet tot op de soort gedetermineerd. Veel watermijtensoorten zijn gevoelig voor eutrofiëring en toxische stoffen.

### Trichoptera (kokerjuffers):

Een enkele maal zaten er meer dan 10 exemplaren (29) van *Mystacides longicornis/nigra* in de monsters.



**Figuur 27.** Verloop van het aantal soorten en het totaal aantal individuen van de macrofauna in het Nanneveld (locatie 0246) in de jaren 1995-1999.



**Figuur 28.** Soortensamenstelling van de macrofauna in het Nanneveld (locatie 0246) in de jaren 1995-1999, gegroepeerd naar klassen.

**Muggelarven:**

De soms aangetroffen muggelarf *Endochironomus albipennis* is een algemene voorkomende soort.

**Crustaceeën:**

De tot de kreeftachtigen (Crustacea) behorende aasgarnaal (*Neomysis integer*) werd niet in de monsters aangetroffen. Aangezien de monstermethode met het macrofaunanet mogelijk minder geschikt is voor een betrouwbare dichtheidsschatting, is het niet goed te beoordelen of de geringe dichtheid van *Daphnia*'s in het water is te wijten aan de predatie door aasgarnalen. In de zoöplanktonmonsters werden wel aasgarnalen aangetroffen, maar slechts in lage dichtheden.

Het Biotisch streefbeeld voor veenpolderplassen (milieutype D) geeft voor wat de macrofauna betreft de in tabel 6 weergegeven verwachting aan. Alleen de vlokreeft *Gammarus pulex* is in 1995 en 1998 aangetroffen. Het ging in beide gevallen om slechts twee exemplaren.

**Tabel 6.** Doelsoorten en hun dichtheden voor wat betreft de bodemfauna in het streefbeeld voor veenpolderplassen (Grontmij, 1994). Onderstreept: het betreft het larvale stadium van deze insecten.

soort	latijnse naam	aantal	eenheid
vlokreeft	<i>Gammarus pulex</i>	≥ 20	ind. / monster
<u>vedermug</u>	<i>Einfeldia carbonaria</i>	≥ 10	ind. / monster
<u>libel</u>	<i>Aeshna virides</i>	≥ 10	ind. / 100 m oeverlengte

#### 5.1.2.4 Macrofyten

De aanwezigheid van waterplanten draagt bij aan een stabiele ecologische toestand van het watersysteem.

Waterplanten bieden een schuilplaats voor verschillende diersoorten. Zo is de watervegetatie belangrijk voor de opgroei van jonge snoeken. Ze kunnen zich er aan predatie onttrekken en vinden er voedsel. Andere dieren vinden er een gelegenheid om zich voort te planten. Waterplanten hebben een remmende werking op de algengroei door uitscheiding van groeiremmende stoffen en door competitie om stikstof (Hosper *et al.*, 1992).

Bij een voldoende hoge bedekkingsgraad dempen waterplanten de golfwerking onder invloed van de wind. Slibdeeltjes en andere zwevende partikels krijgen de gelegenheid te bezinken, waardoor het water helder is. Waterplanten dragen bij aan de zuurstofvoorziening in het water.

Van 1991-2000 zijn jaarlijks de water- en oeverplanten in het Nanneveld geïnterviewd. Telkens éénmalig in juni, juli of augustus. Ook in 2002 vond een inventarisatie plaats. Belangrijk om te vermelden is dat vanaf 1995 een wijziging in de methode van inventariseren is aangebracht.

Gebeurden de opnames in het begin te voet vanaf de oever, waarbij ter hoogte van locatie 0246 ongeveer 100 meter oever op waterplanten werd geïnterviewd, met ingang van 1995 werd dit gedaan vanaf het water met behulp van een kleine boot. Hierbij werd de gehele oever van de plas (naar schatting > 2km) geïnterviewd.

De soorten werden benoemd en per soort werd de abundantie bepaald. De abundantie is een maat voor de hoeveelheid van voorkomen van planten. De abundantie wordt uitgedrukt in een score aan de hand van het coderingsysteem volgens Tansley. Daarbij loopt de codering van 1 (slechts enkele planten, niet meer dan 4 in een opname) tot 9 (dominant, 50% of meer van het beschouwde vegetatieoppervlak). Van verschillende groepen planten werd bovendien de bedekkingsgraad vastgesteld (het percentage van bodem- of wateroppervlak dat door de groep planten wordt bedekt).

In figuur 29 zijn de resultaten van de elf inventarisaties in grafiekvorm gepresenteerd. Na 1994 lijkt met name van de emerse planten<sup>2</sup> en de oeverplanten het aantal soorten spectaculair toe te nemen (zie fig. 29, boven). Deze toename moet worden toegeschreven aan de wijziging in de methode van inventariseren en niet of nauwelijks aan de in 1994/1995 uitgevoerde beheersmaatregelen. Door het gebruik van een bootje kon een veel groter deel (> 2km, zie hierboven) van de oeverzone op macrofyten (hogere planten) worden geïnterviewd dan in eerdere jaren werd gedaan, toen ca 100 meter oeverlengte al lopend vanaf de kant werd geïnterviewd. Ook konden submerse<sup>3</sup> planten gemakkelijker worden opgemerkt. Dit laatste leidde echter niet tot een toename in het aantal submerse soorten (zie fig. 29, boven).

In figuur 29 (onder) is het verloop van de totale bedekkingsgraad en de bedekkingsgraad voor een drietal groepen van de macrofyten grafisch uitgezet. De totale bedekkingsgraad fluctueert in de periode 1991 tot 2002 tussen 1 en 6%. De emerse plantensoorten laten de hoogste bedekkingsgraad zien, maar deze kan wel van jaar tot jaar verschillen. De drijvende en de submerse macrofyten scoren slechts een marginale bedekkingsgraad. Als ze al aanwezig zijn is de bedekkingsgraad in de meeste gevallen <1%. Dat de totale bedekking in 9 van de 11 jaren gelijk is aan die van de emerse planten, komt omdat in de grafiek geen verschil is gemaakt tussen een bedekkingsgraad van <1% en 1%. Ook kan het zijn dat op bepaalde plaatsen submerse planten zich onder de drijvende planten bevonden. Bijlage 6 geeft een overzicht van de resultaten van de macrofyten-inventarisaties. Per soort is daar voor elke inventarisatie de Tansley-score aangegeven.

*Phragmites australis* (Riet) is zowel vóór als ná 1994 de belangrijkste soort in het Nanneveld wat abundantie betreft. Al vanaf 1995 is riet 'abundant' aanwezig (Tansley-score 6). Vóór 1995 is riet al 'lokaal abundant' (5) aanwezig en zelfs dominant (9) en co-dominant (8) in resp. 1992 en 1993, maar omdat vóór 1995 nog vanaf de oever werd geïnterviewd, is het beter om riet in 1992 en 1993 als abundant (6) voorkomend te beschouwen (pers. med. Marianne Thannhauser, Wetterskip Fryslân). De Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) neemt gestaag toe ná 1994 en is vanaf 1998 zelfs constant 'lokaal abundant' (score 5) aanwezig. Opmerkelijk is, dat de soort vóór 1995 sterk wisselt in abundantie: in 1992 en 1994 ontbreekt de soort geheel, maar in het tussenliggende jaar 1993 is het een co-dominante soort (score 8).

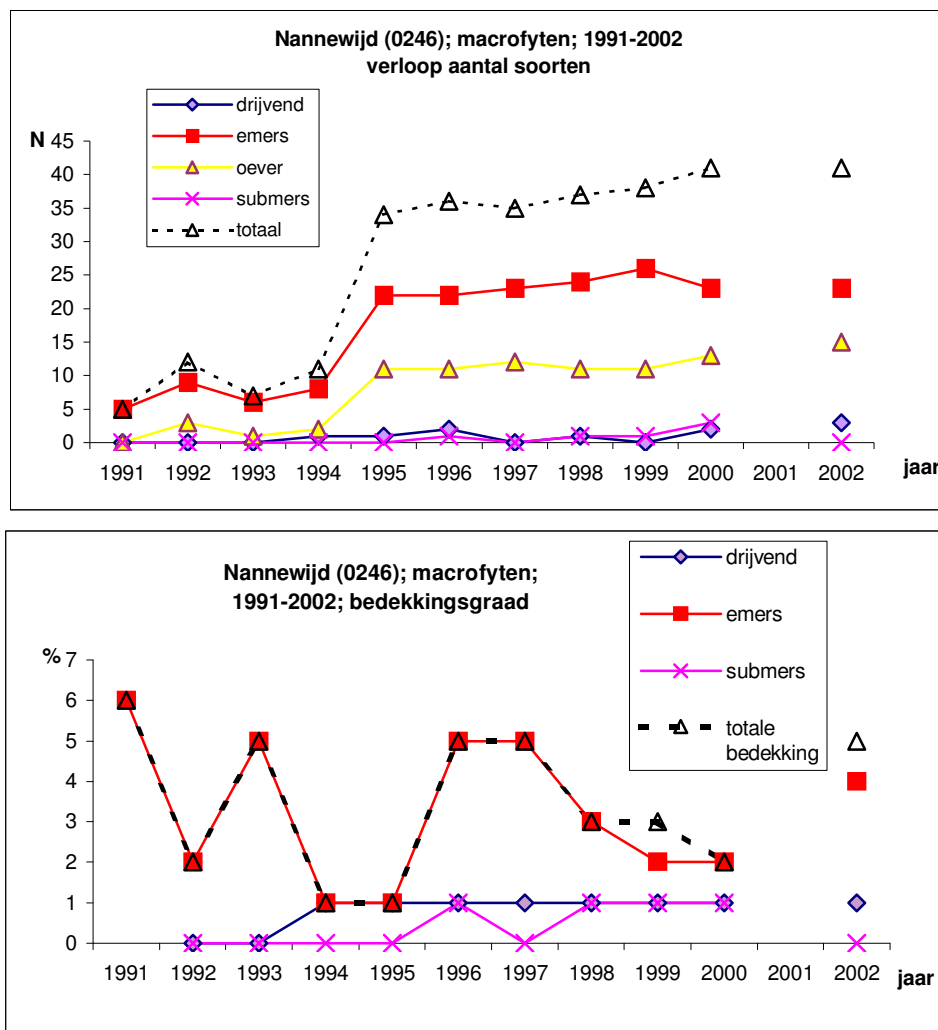
De trofie-indicator *Glyceria maxima* (Liesgras) blijft onveranderd aanwezig met scores van 1 en 2.

<sup>2</sup> emerse of emergente planten: in het water staande of drijvende planten waarvan de vegetatieve spruit en de bloeiwijzen boven het water uitsteken, of planten die op de oever staan, direct grenzend aan het water.

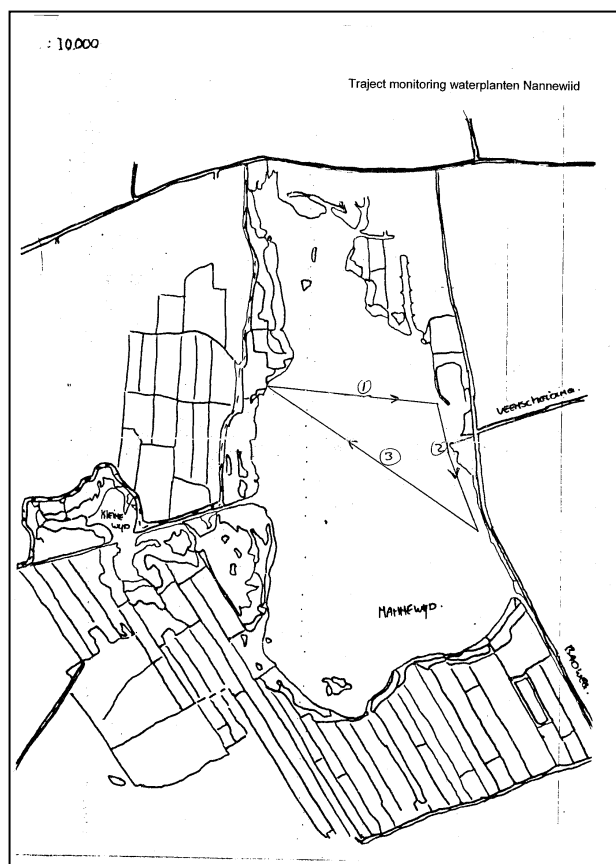
<sup>3</sup> submerse planten: planten waarvan de vegetatieve delen zich onder het wateroppervlak bevinden.

Drijvende macrofyten komen vóór de uitvoering van de beheersmaatregelen nauwelijks in het Nanneveld voor. Alleen in 1993 wordt Klein kroos (*Lemna minor*) in een 'toevallige' hoeveelheid (score 2) aangetroffen. Na de ingreep handhaaft deze soort zich en wordt éénmalig in 1996 vergezeld door het Veelwortelig kroos (*Spirodela polyrhiza*). In 2000 en 2002 wordt Gele plomp (*Nuphar lutea*) gezien (Tansley-scores resp. 1 en 2) en tijdens de laatste inventarisatie (2002) wordt voor het eerst Kikkerbeet (*Hydrocharis morsus-ranae*) gesignaleerd (score 2), een soort die op meerdere plaatsen toeneemt.

Medewerkers van Waterschap Friesland karteerden op 7 juli 1999 op zeven plaatsen in de grote plas *Potamogeton crispus* (Gekroesd fonteinkruid; zie foto op p. 53) en op één plaats *Polygonum amphibium* (ongepubl. gegevens Wetterskip Fryslân).



**Figuur 29.** verloop van het aantal soorten macrofyten (boven) en de bedekkingsgraad (onder) in het Nanneveld in de periode 1991-2002. Naast het totale aantal macrofyten is ook het verloop weergegeven per groep van planten. In 2001 vond geen inventarisatie plaats.



S. Bakker (Staatsbosbeheer, Oudemirdum) houdt sinds een aantal jaren de ontwikkeling bij van de watervegetatie in de grote plas. Hij trof op 7 augustus 2003 op ca 20 plaatsen langs een vast traject van ca 1,7 km dwars door de grote plas (fig. 30) Gekroesd fonteinkruid aan. Op geen van deze plaatsen bereikte de planten het wateroppervlak. Op 5 augustus 2004 vond hij langs hetzelfde traject op 22 plaatsen Gekroesd fonteinkruid en op 22 augustus 2005 op 30 plaatsen. In tabel 7 is aangegeven hoe vaak een bepaalde clustergrootte van Gekroesd fonteinkruid tijdens de inventarisaties door S. Bakker werd aangetroffen. Het traject werd door hem in deze jaren telkens blootsvoets afgelegd, omdat volgens hem de trefkans bij het waarnemen van onderwaterplanten daardoor groter werd dan door alleen zichtwaarneming vanuit een kano, zoals hij dat in voorafgaande jaren pleegde te doen. De heer Bakker meldt zichtdieptes van 25 cm (2003 en 2004) en 32 cm (2005) tijdens de inventarisatierondes. Vooral op traject 1 lijkt sprake van een toename van het aantal clusters met Gekroesd fonteinkruid. In 2005 zag de heer Bakker op zeven plaatsen in de plas ook drijvend Aarvederkruid aan de wateroppervlakte.

**Figuur 30.** Situering van het door S. Bakker (SBB, Oudemirdum) in 2003, 2004 en 2005 op waterplanten geïnventariseerde traject in het Nanneewijd.

Meer details, b.v. over de grootte van de planten en de bodemsamenstelling ter plaatse, zijn te vinden in de door hem opgestelde monitoringsverslagen dd. 14-08-03, aug. 2004 en 24-08-05.

**Tabel 7.** Aantal aangetroffen clusters van *Potamogeton crispus* (Gekroesd fonteinkruid) tijdens inventarisaties van waterplanten in het Nanneewijd in 2003, 2004 en 2005 door S. Bakker van Staatsbosbeheer te Oudemirdum.

cluster-grootte	Traject 1			Traject 2		Traject 3	
	aug '03	aug '04	aug '05	aug '03	aug '04	aug '03	aug '04
1-4 exemplaren	5	6	12	1	3	7	9
5-15 exemplaren	1	0	3	2	1	3	1
>15 exemplaren	1	1	0	0	0	0	1

In 1996 is op zes plaatsen in het Nanneewijd slib verzameld en in kweekbakken gebracht. In twee bakken kwam een kranswier op *Nitella flexilis* var. *flexilis* (buigzaam glanswier). Kleine kiemen konden mogelijk *Potamogeton pectinatus* (Schedefonteinkruid) zijn. Deze planten waren evenwel te klein om goed te kunnen determineren.

Hiermee werd geconstateerd dat het aantal in het slib aanwezige zaden gering was danwel de kiemkracht van de aanwezige zaden gering.



*Potamogeton crispus* (Gekroesd fonteinkruid), een onderwaterplant die in het Nanneewijd groeit.

Sinds de zomer van 2002 groeit in een aantal opvaarten aan de noordzijde van het Nanneewijd Krabbescheer (*Stratiotes aloides*). In enkele jaren tijds heeft deze waterplant zich plaatselijk zeer sterk ontwikkeld (pers. med. J. de Jong, Wetterskip Fryslân te Leeuwarden), zoals te zien is op onderstaande foto. De dichte concentraties van deze snelle groeier vormen daarbij in de zomer een belemmering bij de doorvaart voor bijvoorbeeld de kano's.

Krabbeschieren groeien bij voorkeur in rustig, altijd voedselrijk water, en bijna altijd boven een weke sapropelium-laag, waarin de wortels los verankerd zijn. In optimaal rustig water komen de planten met hun stijve donkergroene bladen boven het water uit. In iets minder rustige omstandigheden, maar nog wel in bijvoorbeeld luwe hoeken en bochten van een plas, blijven de bladeren van de Krabbescheerplanten ondergedoken. De bladeren zijn daarbij tamelijk slap en vaak min of meer roodachtig aangelopen (Westhoff *et al.*, 1971).



Krabbescheer (*Stratiotes aloides*) in de opvaarten aan de noordzijde van het Nanneewijd (foto: Jolle de Jong, Wetterskip Fryslân).

### 5.1.2.5 Vissen

Bodemwoeling door vissen veroorzaakt troebeling van het water. Uit het opgewervelde slib komt fosfaat vrij in het water.

Planktivore vissen (vissen die plankton eten) hebben een grote invloed op de stand van watervlooien. Watervlooien zijn belangrijk voor het begrazen van de in het water zwevende algen.

Grotere brasems (*Abramis brama*) vanaf ca 2 jaar zoeken hun voedsel, zoals muggelarven, in de bodem en woelen daarbij veel bodemmateriaal op. Daarom is wegvangen van een overmaat aan deze vissen een manier om de troebeling van het water mee te helpen terug te dringen. Bovendien vermindert hierdoor de predatiedruk van deze vissen op de algen-etende watervlooien.

In het kader van de maatregel 'Actief Biologisch Beheer' zijn in 1995 (in de periode januari-maart) in het Nanneewijd bevissingen uitgevoerd om tot een reductie van de hoeveelheid bodemwoelende witvis te komen. Daarbij werd ca 80% weggevangen van de populatie aan brasem, de meest talrijke van de bodemwoelende vissoorten in het Nanneewijd. Van de Karper, eveneens een bodemwoelende soort, bleek de dichtheid zo gering, dat een reductie van 80% van de Karperpopulatie geen reële optie meer was, uitgaande van de beoogde visserij-inspanning. De gegevens van de bevissingen in 1995 zijn door Kamphuis (1996) gerapporteerd.

In 2002 is door de Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVb) een nieuwe inventarisatie van de vispopulatie in het Nanneewijd uitgevoerd. Ook daarvan zijn de resultaten gerapporteerd (OVb, Visplatform Fryslân, 2003).

Tabel 8 geeft de stand van brasem en Karper weer vóór en ná de bevissing in 1995 en in 2002. Vóór de bevissing bedroeg de hoeveelheid brasem in het Nanneewijd ca 180 kg per hectare en ná de bevissing ca 31 kg/ha. Voor de karper werd geschat dat vóór bevissing ca 3 kg/ha aanwezig was en ná bevissing minder dan 1 kg/ha. In 2002 is de brasemstand alweer toegenomen tot 140 kg/ha.

**Tabel 8.** Stand van de populatie van brasem en karper in kg/ha in het Nanneewijd vóór en ná bevissing in 1995 en tijdens de herhaalde inventarisatie in het jaar 2002.

	1995		2002
	vóór bevissing (kg/ha)	ná bevissing (kg/ha)	(kg/ha)
Brasem	181,6	30,6	140,3
Karper	3,0	0,8	-

Omdat in 1995 alleen van brasem en karper dichtheden (kg/ha) konden worden berekend (middels het voor deze soorten uitgevoerde merk- en terugvangst onderzoek), kan voor de overige soorten geen directe vergelijking van de visstand tussen de jaren 1995 en 2002 worden gemaakt. Wel is het mogelijk de *relatieve* samenstelling van de vangsten te vergelijken.

De relatieve gewichtssamenstelling van de vangst tijdens de bevissingen in de periode januari – maart 1995 is in het taartdiagram in figuur 31 te zien. In het diagram ontbreekt een taartstuk voor de groep 'overige soorten'. Van deze restgroep (bestaande uit riviergrondel, ruisvoorn, 3-doornige stekelbaars en maankarper) werd het gewicht tijdens de bevissingen in 1995 niet bepaald.

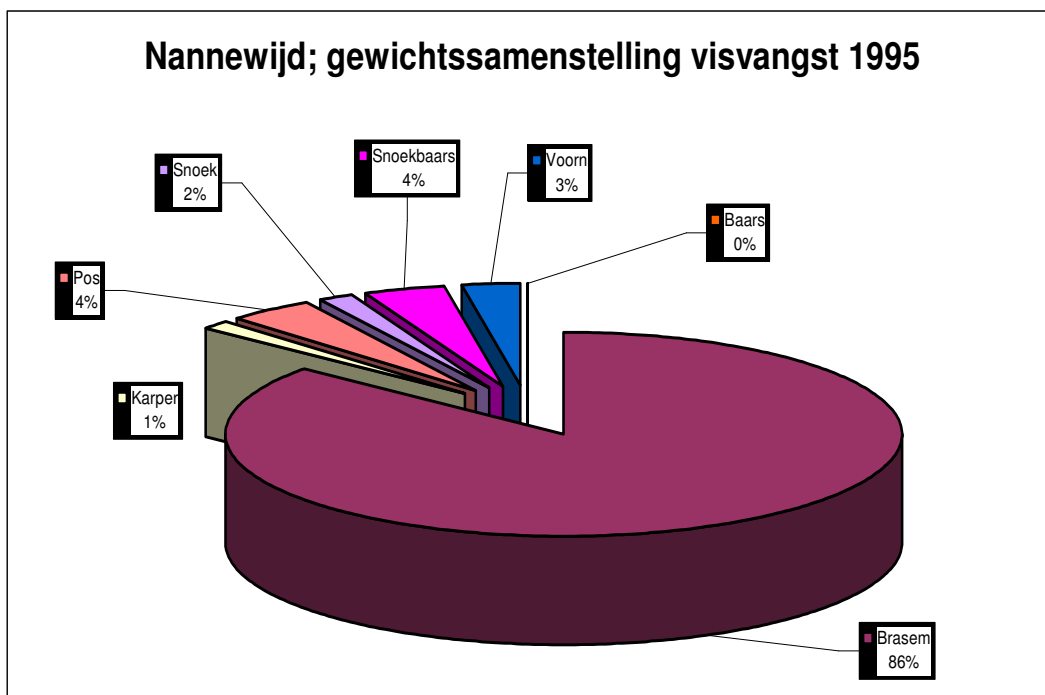
Brasem neemt bijna 90% van de totale hoeveelheid gevangen vis voor zijn rekening.

Tijdens de bevissingen in 1995 zijn gewichtshoeveelheden en aantallen van gevangen vis genoteerd, en van sommige soorten ook de leeftijdsopbouw aan de hand van lengtemetingen. In bijlage 7 zijn in tabelvorm overzichten opgenomen van de gewichten en aantallen van de in de vangsten aangetroffen soorten. Naast brasem werden ook karper, pos, voorn, baars, riviergrondel en ruisvoorn gevangen en in geringe hoeveelheden snoek, snoekbaars, driedoornige stekelbaars en maankarper.

Voor meer informatie wordt verwezen naar de rapportage van Kamphuis (1996).

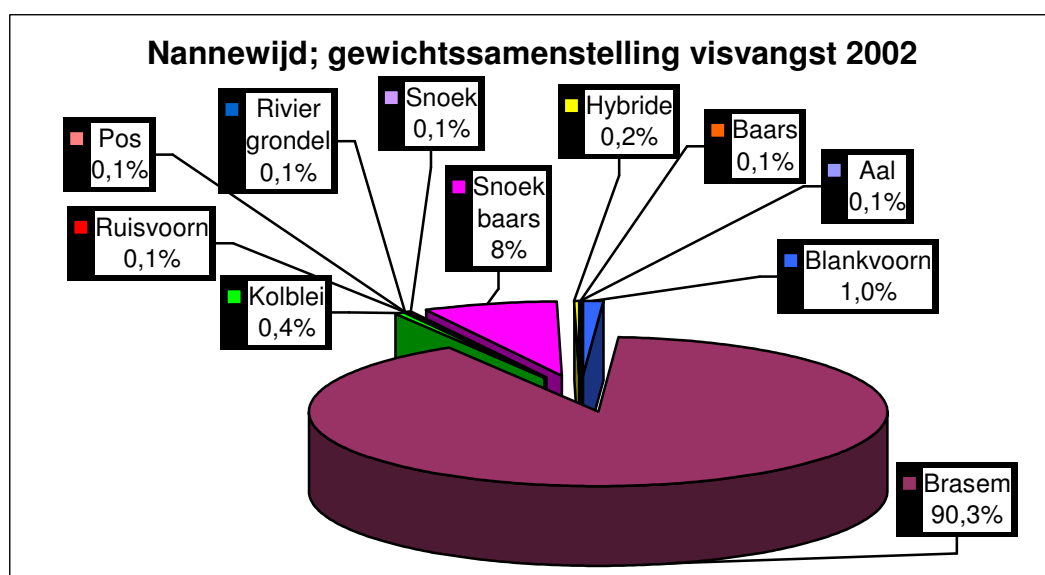
Informatie over gewichten en aantallen van de gevangen vissoorten tijdens de uitgevoerde inventarisatie in 2002 zijn eveneens in tabellen in bijlage 7 opgenomen. Het blijkt dat in 2002 een hoeveelheid van 155 kg vis per ha aanwezig is. Met 140 kg/ha is brasem daarbij de dominante soort (OVb, 2003).





**Figuur 31.** Relatieve gewichtssamenstelling in kg vis van de vangsten tijdens de bevissingen in het kader van de Actief-Biologisch-Beheer maatregel in het Nannewijd in de periode januari-maart 1995. Let op: in het diagram ontbreekt een 'taartstuk' voor de 'overige soorten'. Voor deze restgroep (bestaande uit riviergrondel, ruisvoorn, driedoornige stekelbaars en maankarper) werd tijdens de vangsten in 1995 geen gewicht bepaald.

Ook de *relatieve* samenstelling van de visvangst in 2002 is middels een taartdiagram in beeld gebracht (figuur 32). Opnieuw heeft de brasem met ca 90% van het totale gewicht het grootste aandeel in de vangst. De snoekbaars, eveneens een bodemwoelende vissoort, heeft met een aandeel van 8% een relatief groot aandeel in vergelijking met de overige soorten.



**Figuur 32.** Relatieve gewichtssamenstelling in kg vis van de vangsten tijdens de inventarisatie in 2002 (gegevens Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij OVB).

Voor de samenstelling van de vispopulatie wordt in het bijlagenrapport van de monitoringsrapportage over de visstand in de Friese wateren in 2002 (OVV, 2003) in tabel 4.3.3. de zgn IBI-score weergegeven. De totaalscore daarbij bedraagt 24 (maximale score = 63) en wordt als 'ontoereikend' bestempeld. De IBI score geeft aan in hoeverre een water voldoet aan het streefbeeld. Het is daarmee een beoordeling van de toestand van het watersysteem. De IBI methode geeft een indicatie voor zowel de toestand van de visstand als voor die van andere delen van het watersysteem, die zijn af te leiden van de visstand. De door de OVB toegepaste IBI gaat uit van een algemeen landelijk streefbeeld van een ecologisch duurzame visgemeenschap voor ondiepe meren in Nederland, haalbaar bij een optimale waterkwaliteit en inrichting (OVV, 2003, hoofd rapport). In bijlage 12 is de tabel uit het bijlagenrapport van de OVB (2003) overgenomen.

### *Intermezzo*

De snoek is een roofvis. Hij is een zichtjager. Prooi wordt gelokaliseerd op het gezicht en met de zijlijn. In troebel water is de snoek dus gehandicapt bij het opsporen en vangen van zijn prooi. Voor het voorkomen van de snoek (*Esox lucius*) zijn waterplanten van levensbelang. Geen waterplanten .... geen snoek! Wateren waarin de snoek leeft zijn dan ook tamelijk helder en hebben een gevarieerde begroeiing. Bij een waterplantenbedekking van meer dan 30% (oever-, drijfblad- en onderwaterplanten) heeft de snoek een optimaal leefgebied. De achteruitgang van de snoek in ons land is dan ook een direct gevolg van de eutrofiëring. Voordat de eutrofiëring toesloeg, kwam de snoek in vrijwel alle Nederlandse meren en plassen voor.

Bij een lengte van 30-45cm wordt de snoek geslachtsrijp. Dit is meestal in het derde levensjaar. Snoek paait van half maart tot eind april in water tot een diepte van maximaal 1 meter. De eieren worden afgezet op plantenmateriaal. De waterplanten dienen ook als aanhechtingsplaats voor het "hangende broed". Als bij een lengte van ca 12mm de dooierzak is verteerd, gaat het snoekje vrij zwemmen.

Jonge snoekjes eten dierlijk plankton. Bij een lengte van ca 4cm schakelt het snoekje over op vis. Jonge vis-etende snoekjes kunnen prooien eten met een lengte van 70% van de eigen lichaamslengte. Als geschikt voedsel en schuilplaatsen ontbreken, komt kannibalisme veelvuldig voor.

Blankvoorn en brasem vormen de belangrijkste prooi. De eerstejaars snoek wordt doorgaans 15-35cm lang. Tot een lengte van 40-60cm blijft de snoek in de beschutting van de begroeide oeverzones. Het risico van vraat door grote snoek op open water, speelt hierin een grote rol.

De snoek regelt de soort samenstelling van de visgemeenschap door wegvraat van witvisbroed en een regulering van de eigen stand. Voor de controle van broed van brasem is vooral een hoge dichtheid van kleine snoek noodzakelijk.

De snoek speelt dus een belangrijke rol als roofvis in het ecosysteem.

(bron: Hoper, S.H., M-L. Meijer en P.A. Walker (1992): Handleiding Actief Biologisch Beheer).



Snoek (*Esox lucius*). (foto: [www.aquariaroden.nl](http://www.aquariaroden.nl)).



### 5.1.3 Onderlinge relaties

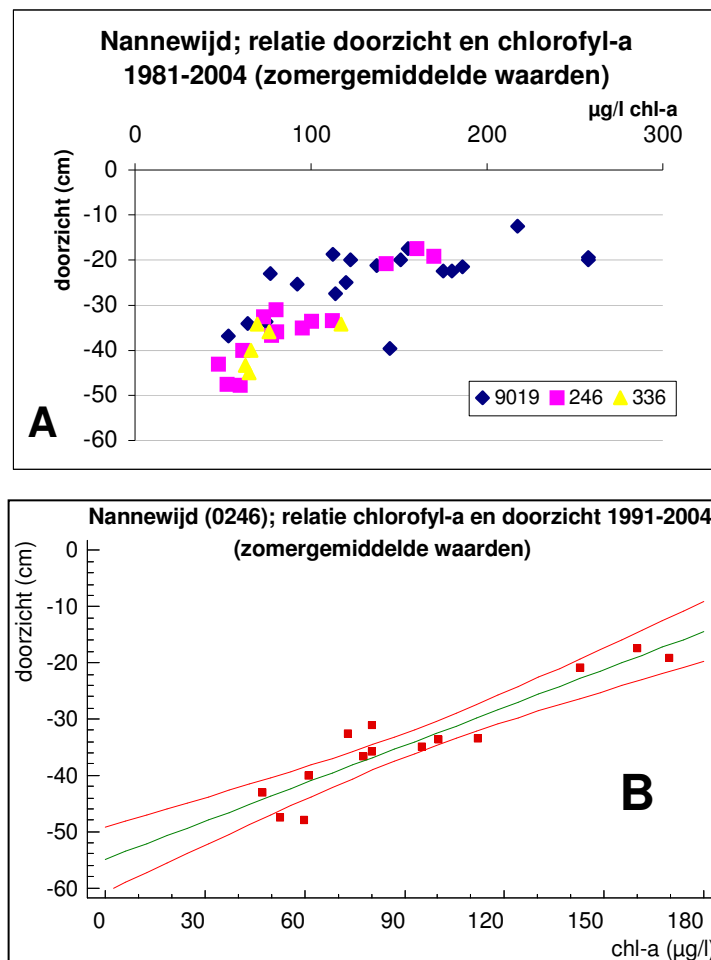
#### 5.1.3.1 Relatie doorzicht en chlorofyl-a

Hoe meer algen in het water, hoe troebeler het water wordt en hoe geringer het doorzicht. Omgekeerd neemt bij een afname van het gehalte aan chlorofyl-a de helderheid weer toe.

De relatie tussen deze twee grootheden voor het oppervlaktewater in het Nanneveld is in figuur 33-A in beeld gebracht door de gemiddelde waarden van zichtdiepte en chlorofyl-a concentratie van de verschillende jaren tegen elkaar uit te zetten. Hierbij zijn de gemiddelde waarden gebruikt berekend over de zomerperiode (april t/m september). Voor de locaties 9019, 0246 en 0336 werden daarvoor de gegevens gebruikt van resp. 20, 14 en 6 jaren.

De zichtdiepte lijkt bij hogere chlorofyl-a concentraties dan ca 100 - 150 µg/l nauwelijks meer af te nemen. Het doorzicht blijft dan steken op ongeveer 20cm. Tot nog toe werden de grootste zichtdieptes bereikt bij chlorofyl-a gehalten van ca 50 µg/l. Daarbij lijkt de zichtdiepte op locatie 0246 (westzijde van de plas) iets groter te zijn dan op locatie 9019 (NO zijde van de plas).

Er blijkt een lineair verband te bestaan tussen het doorzicht en het gehalte chlorofyl-a. Dit verband is in figuur 33-B uitgewerkt voor locatie 0246. Het verband ( $y = -54,9361 + 0,2251x$ ) is significant. De correlatiecoëfficiënt ( $r^2$ ) bedraagt 0,86.



**Figuur 33.** Relatie tussen doorzicht en chlorofyl-a concentratie in het oppervlaktewater van het Nanneveld.

**A:** De gebruikte gegevens zijn de zomergemiddelde waarden van locatie 9019 (1981-2000), locatie 0246 (1991-2004) en locatie 0336 (1994-1999). Het doorzicht is uitgedrukt in cm en de chlorofyl-a concentratie in µg/l.

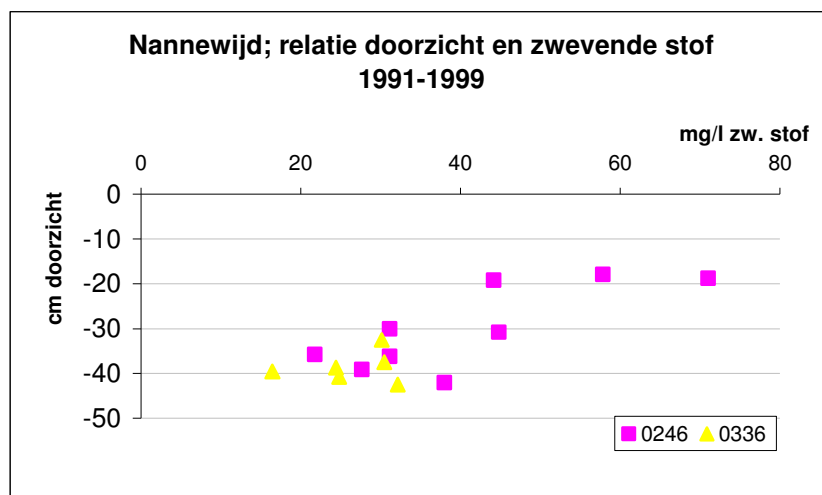
**B:** lineair verband tussen chlorofyl-a en zichtdiepte voor locatie 0246. Groene lijn: lineaire regressielijn; rode lijnen: 95% betrouwbaarheidsgrens.

#### 5.1.3.2 Relatie zwevende stof en doorzicht

Wat voor de algen geldt, geldt ook voor het zwevende stof in het water: hoe meer zwevende bestanddelen in het water, hoe troebeler het water wordt en hoe geringer het doorzicht. Omgekeerd neemt bij een afname van het gehalte aan zwevende stof de helderheid weer toe.

Ook nu is de relatie tussen de twee grootheden weer in beeld gebracht door de gemiddelde waarden, berekend over de zomerperiode in een grafiek tegen elkaar uit te zetten. Dit is gedaan in figuur 34 voor de locaties 0246 (1991-1999) en 0336 (1994-1999). Na 1999 zijn van deze locaties geen concentraties aan onopgeloste zwevende bestanddelen bepaald. Deze parameter werd op locatie 9019 evenmin bepaald.

Evenals bij de relatie tussen zichtdiepte en chlorofyl-a concentratie, lijkt ook hier de zichtdiepte nauwelijks verder af te nemen bij relatief hoge concentraties van zwevende bestanddelen. De grootste zichtdiepte (ca 40 – 45 cm) lijkt te worden bereikt bij concentraties van ca 25 mg/l zwevende stof (gegevens t/m 1999).

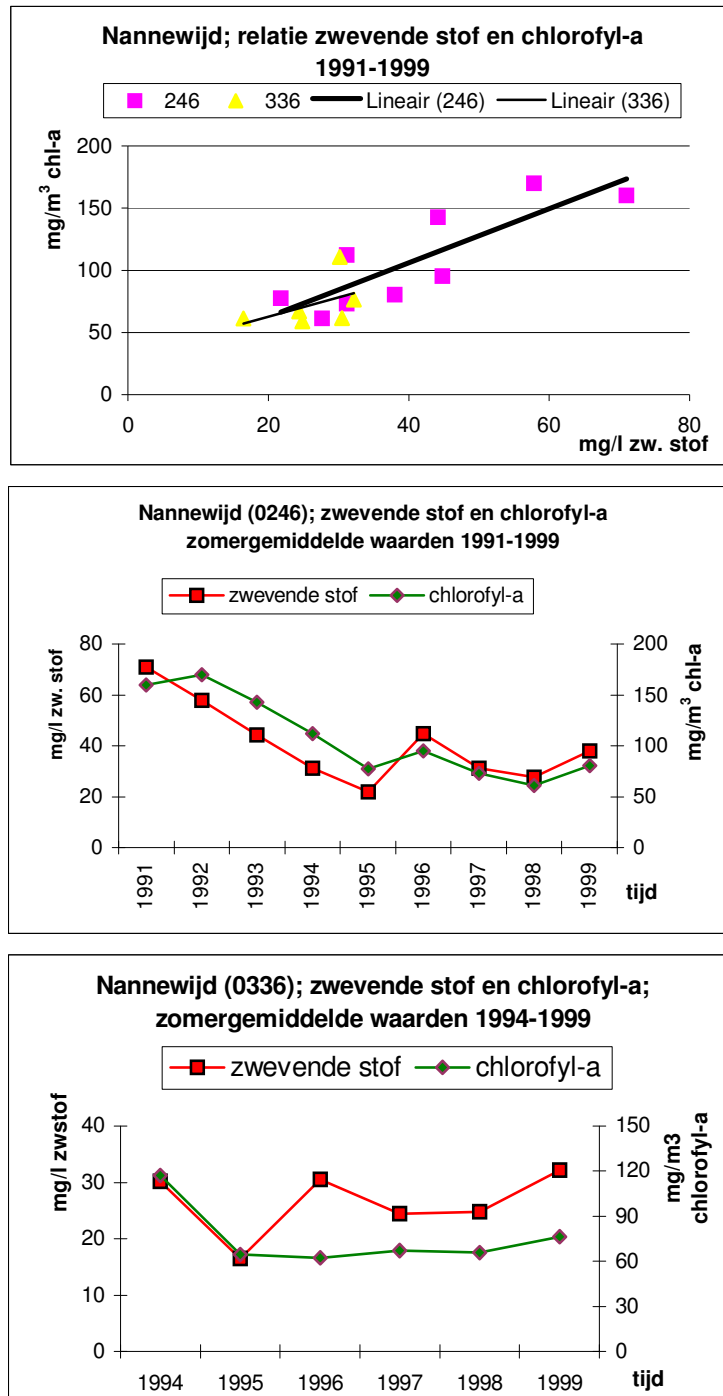


**Figuur 34.** Relatie tussen doorzicht en onopgeloste zwevende bestanddelen in het oppervlaktewater van het Nanneewijd. gebruikte gegevens zijn de jaargemiddelde waarden van locatie 0246 (1991-2004) en locatie 0336 (1994-1999). Het doorzicht is uitgedrukt in cm en het zwevende stof gehalte in mg/l.

### 5.1.3.3 Relatie zwevende stof en chlorofyl-a

Zowel chlorofyl-a (algen) als andere zwevende bestanddelen zorgen voor een vermindering van het doorzicht in het water. Hun onderlinge relatie wordt in figuur 35 weergegeven.

Op locatie 0246 is het verloop van de concentraties van chlorofyl-a en zwevende stof overeenkomstig (fig. 35 midden). Tussen beide parameters lijkt een lineair verband te bestaan (fig. 35 boven). De correlatiecoëfficiënt ( $r^2$ ) bedraagt voor locatie 0246: 0,7113. Voor locatie 0336 geldt:  $r^2 = 0,1625$ . Het verband tussen zwevende stof en chlorofyl-a is daarmee op locatie 0336 gering.



**Figuur 35.** Relatie tussen chlorofyl-a gehalte en % onopgeloste zwevende bestanddelen in het oppervlaktewater van het Nanneveld. Gebruikte gegevens zijn de zomergemiddelde waarden van locatie 0246 (1991-2004) en locatie 0336 (1994-1999).

#### 5.1.3.4 Relatieve bijdrage afzonderlijke troebelingscomponenten

De zichtdiepte wordt beïnvloed door de hoeveelheid algen (chlorofyl-a concentratie), de hoeveelheid (resterende) onopgeloste zwevende bestanddelen (zoals slibdeeltjes, humus en detritus) en door het water zelf met de daarin opgeloste stoffen.

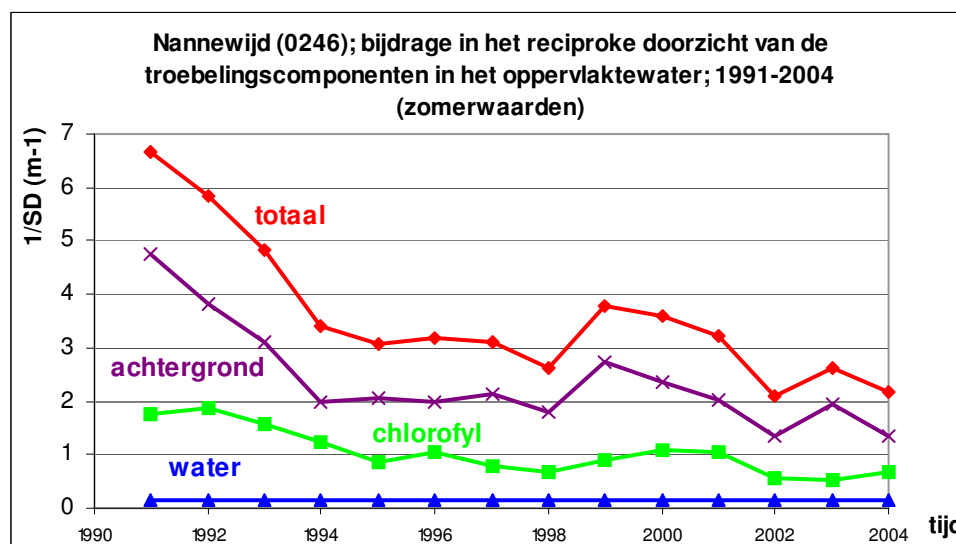
De bijdrage die deze componenten ieder afzonderlijk hebben in de totale lichtuitdoving van het water zijn met behulp van de methode van de reciproke zichtdiepte na te gaan (Portielje & van der Molen, 1998).

Uitgaande van de zomergemiddelden van doorzicht en chlorofyl-a gehalte zijn de bijdragen in de lichtuitdoving berekend van chlorofyl-a, achtergrondstroebelung en het water zelf via het reciprook doorzicht volgens

$$1/SD = 1/SD_{\text{water}} + 1/SD_{\text{chlorofyl-a}} + 1/SD_{\text{achtergrond}}$$

In bijlage 10 zijn de berekende waarden opgenomen. Het verloop van de afzonderlijke bijdragen en van het totale reciproke doorzicht is te zien in figuur 36

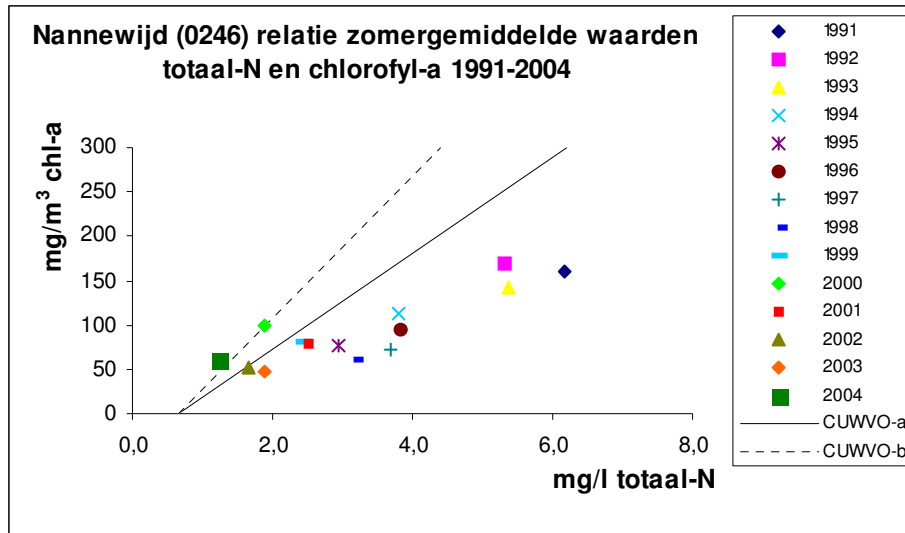
Uit deze figuur blijkt dat de achtergrondstroebelung ( $1/SD_{\text{achtergrond}}$ ) de grootste bijdrage levert in de lichtuitdoving en dat deze tussen 1991 en 1994 fors is afgenomen. Opmerkelijk is dat deze afname al inzette voordat met de beheersmaatregelen in 1993 was begonnen. De achtergrondstroebelung is vervolgens een aantal jaren stabiel, waarna deze weer verder lijkt af te nemen. De lichtuitdoving door algen neemt in het begin (1992-1995) eveneens af en zakt vanaf 2002, na een vrij stabiele periode van 7 jaar, opnieuw naar een lager niveau.



**Figuur 36.** Aandeel van de achtergrondstroebelung (door niet levende algen en anorganische stof), de troebelung onder invloed van algen (chlorofyl) en de door de chemische samenstelling van het water zelf veroorzaakte troebelung, uitgedrukt als reciproke zichtdiepte ( $1/SD$ ), in het oppervlaktewater van het Nanneewijd gedurende de periode 1991-2004.

### 5.1.3.5 Relatie chlorofyl-nitraat en chlorofyl-fosfaat

Uit de maximale verhoudingswaarden tussen de zomergemiddelde concentratie van chlorofyl-a en totaal-nutriënt concentraties, verkregen uit een grote dataset van Nederlandse meren, zijn door de CUWVO lijnen bepaald die de grens markeren van verhoudingswaarden waarbij een gegeven samenstelling van fytoplankton nog kan worden aangetroffen (CUWVO, 1987).



**Figuur 37.** Relatie tussen chlorofyl-a- en totaal-stikstofconcentratie voor locatie 0246 in het Nanneveld. In de figuur is de (doorgetrokken) lijn ingetekend die het berekende maximum gehalte aan chlorofyl-a weergeeft voor ondiepe meren en plassen waarin géén dominantie aanwezig is van draadvormende blauwalgen. De gestippelde lijn geeft het berekende maximum gehalte aan chlorofyl-a weer voor ondiepe meren en plassen waarin > 30% van het fytoplankton wordt gevormd door draadvormende blauwalgen. Deze lijnen zijn de zogenoemde CUWVO-lijnen: zie Portielje & van der Molen, 1998).

De in het Nanneveld (0246) gevonden relaties tussen totaal-N en chlorofyl-a liggen in de recentere jaren dicht bij de CUWVO-lijn dan in eerdere jaren (zie figuur 37).

Het is gebleken dat in meren met een dominantie van draadvormige blauwalgen het chlorofylgehalte (indicatief voor de *hoeveelheid* algen in het water) nog lange tijd op eenzelfde niveau kan blijven, terwijl het fosfaatgehalte afneemt, bijvoorbeeld nadat beheersmaatregelen zijn genomen. Met andere woorden: er blijven evenveel algen, ondanks dat hun voedselhoeveelheid afneemt. Het chlorofylgehalte gaat pas dalen wanneer het punt wordt bereikt waarop de verhouding tussen de concentratie totaal-P en chlorofyl-a de waarde op de CUWVO-lijn bereikt (Portielje & van der Molen, 1998; zie gestippelde lijn 'CUWVO-b' in figuur 38). Als verklaring hiervoor wordt gegeven dat blauwalgen in staat zijn om efficiënter met het aanwezige fosfaat om te gaan wanneer de concentratie daarvan in hun milieu vermindert.

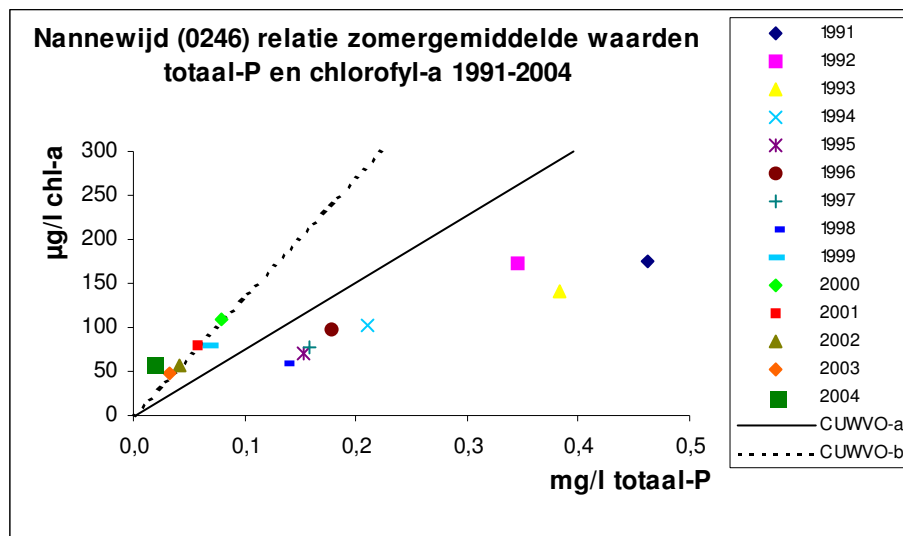
In meren waarin blauwalgen niet domineerden daalt het chlorofylgehalte relatief eerder, dus bij een andere verhouding tussen chlorofyl-a en totaal-P concentraties, en wel bij waarden die liggen op een andere door de CUWVO (1987) berekende lijn (zie de ononderbroken lijn 'CUWVO-a' in figuur 38). Andere algen, zoals groenalgen, zijn dus minder goed in staat tot het efficiënt omgaan met fosfaat in 'slechtere tijden' dan blauwalgen.

In figuur 38 zien we bovenbeschreven beeld terug. De fosfaatgehalten nemen af en het chlorofylgehalte volgt in de laatste jaren (vanaf 1999) de CUWVO-lijn voor door draadvormige blauwalgen gedomineerde watersystemen, met uitzondering van 2004.

In de grote dataset van Nederlandse meren kwam dominantie van draadvormige blauwalgen (dat wil zeggen > 30% draadvormige blauwalgen van het totaal aantal algenindividuen) niet voor bij totaal-P gehalten kleiner dan 0,05 mg/l (zomergemiddelde waarde). Op locatie 0246 in het Nanneveld is dat fosfaatgehalte inmiddels tot rond 0,05 mg/l teruggebracht (met resp. 0,04, 0,03 en 0,02 mgP/l in 2002, 2003 en 2004; zie fig 6).



Conclusie: totaal-P en totaal-N concentraties zijn inmiddels gezakt tot onder de maximale chlorofyl-a concentraties gevonden bij door draadvormige blauwwieren gedomineerde open wateren en wateren zonder deze dominantie. Perspectief zou zijn dat bij een verdere fosfaatreductie het gehalte aan chlorofyl-a zou dalen volgens de doorgetrokken CUWVO-lijn in figuur 38. In figuur 22 is te zien dat het Nannewijd in 1991 en 1992 regelmatig gedomineerd werd (> 30%) door draadvormige blauwalgen. In latere jaren was dit veel minder vaak het geval.



**Figuur 38.** Relatie tussen chlorofyl-a- en totaal-fosfaatconcentratie voor locatie 0246 in het Nannewijd. In de figuur is de (doorgetrokken) lijn ingetekend die het berekende maximum gehalte aan chlorofyl-a weergeeft voor ondiepe meren en plassen waarin géén dominantie aanwezig is van draadvormende blauwalgen. De gestippelde lijn geeft het berekende maximum gehalte aan chlorofyl-a weer voor ondiepe meren en plassen waarin > 30% van het fytoplankton wordt gevormd door draadvormende blauwalgen. Deze lijnen zijn de zogenoemde CUWVO-lijnen: zie Portielje & van der Molen, 1998).

### 5.1.3.6 Relatie stikstof en fosfaat (N/P-ratio)

Voor wat betreft de verhouding tussen de concentraties aan stikstof en fosfaat (de zogenoemde N/P-ratio) is bekend dat deze van invloed is op de groei van algen. De groei van algen wordt in watersystemen begrensd op het moment dat één der componenten niet meer in voldoende mate beschikbaar is voor de groei.

Voor deze groei-limitatie geldt het volgende:

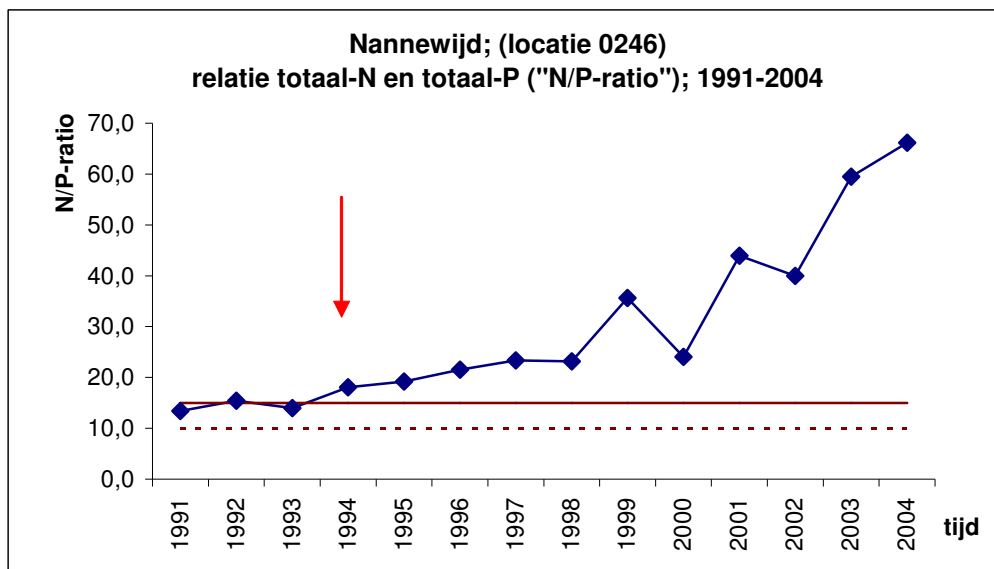
Bij  $N/P > 15$ , dan P-limitatie

Bij  $N/P < 10$ , dan N-limitatie

Bij  $10 < N/P < 15$ , dan P- of N-limitatie

In figuur 39 is de N/P-ratio voor locatie 0246 uitgezet voor de periode 1991-2004.

Te zien is dat het verhoudingsgetal N/P na 1994 groter wordt dan 15 en dat ná 1994 dus sprake is van een fosfaat-gelimiteerde voedselsituatie.

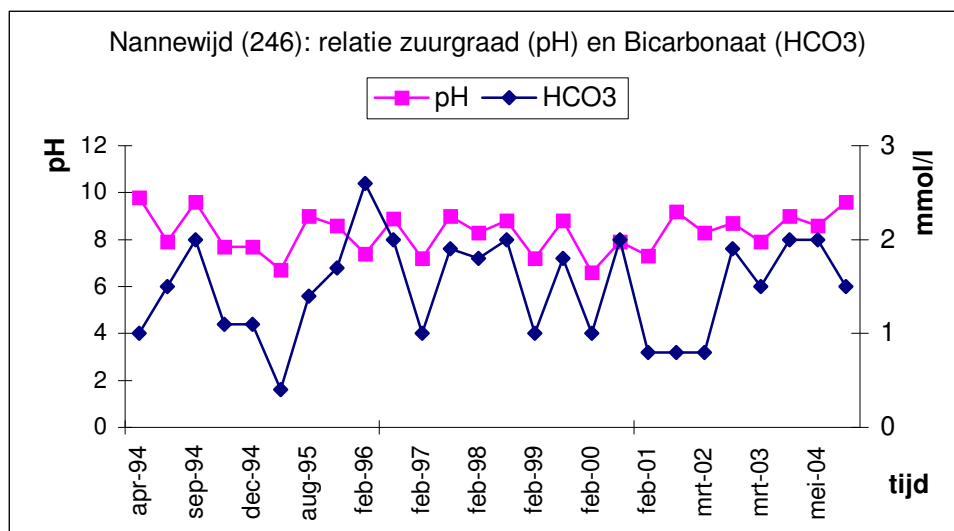


**Figuur 39.** De N/P ratio voor de situatie op locatie 0246 in het Nanneveld in de jaren 1991-2004; de gebruikte N- en P-concentraties zijn jaargemiddelde waarden mg/l. Ingetekend is de lijn  $N/P = 15$  (doorgetrokken lijn) en  $N/P = 10$  (gestippelde lijn), zijnde de situatie ( $N/P > 15$ ) waarboven P limiterend is voor algengroei danwel N ( $N/P < 10$ ) limiterend is. De pijl geeft het midden aan van de periode waarin de beheersmaatregelen werden uitgevoerd (1993-1995).

### 5.1.3.7 Relatie zuurgraad en bicarbonaat

In aquatische systemen hangt de zuurgraad direct samen met de hoeveelheid bicarbonaat, die voor ondergedoken waterplanten tevens de belangrijkste bron van koolstof vormt. Basische wateren hebben een bicarbonaatgehalte van meer dan 1 meq/l.

In figuur 40 is het verloop van zowel zuurgraad als bicarbonaat weergegeven van locatie 0246 in het Nanneveld. Alleen die waarden zijn in de grafiek gebruikt, die op overeenkomstige data werden bepaald. Over het algemeen verlopen beide parameters parallel, maar dit is niet altijd het geval.



**Figuur 40.** Verloop van zowel zuurgraad (pH) als Bicarbonaat (HCO<sub>3</sub>) op locatie 246 in het Nanneveld in de periode 1994-2004. Alleen de waarden van beide parameters zijn gebruikt die op overeenkomstige dagen werden gemeten.

## 5.1.4 Toetsingen op waterkwaliteit

### 5.1.4.1 Zwemwaternorm

Voor zwemwater in badinrichtingen en zwemgelegenheden in Nederland gelden onder meer de volgende normen:

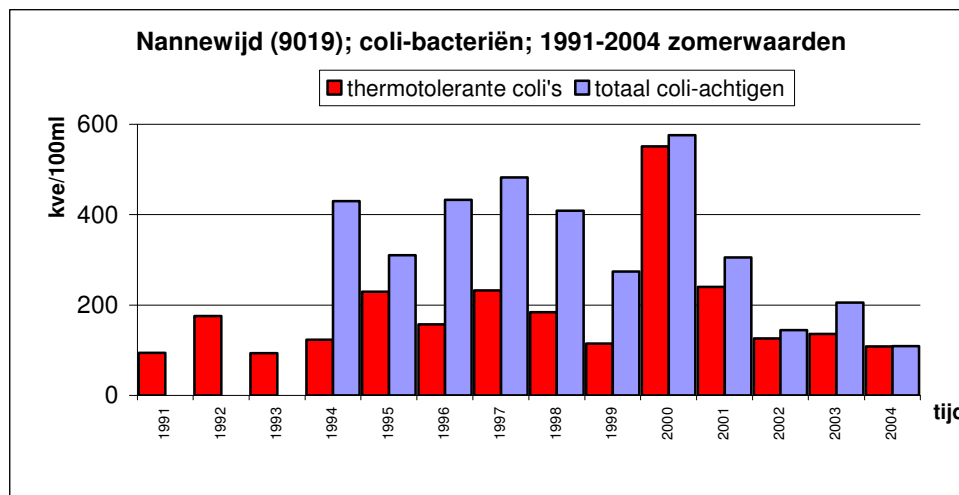
- bacteriën van de coligroep	(aantal <sup>4</sup> per 100 ml)	≤ 10.000
- thermotolerante bacteriën (coligroep)	(aantal aantal per 100 ml)	≤ 2.000
- doorzicht	m	≥ 1
- zuurgraad	-	6,5 ≤ Ph ≤ 9

Normen voor pH en doorzicht zijn WVO-normen, en zijn beschreven in de Vierde Nota waterhuishouding (Min. V&W, 1998). De bacteriologische normering is omschreven in de Wet Hygiëne en Veiligheid Badinrichtingen en Zwemgelegenheden (Min. VROM).

Met maximaal ca 50 cm voldoet het doorzicht in het Nanneveld niet aan de zwemwater-norm. Deze afwijking van de wettelijke eis wordt echter toegeschreven aan de natuurlijke gesteldheid van de bodem en wordt daarom niet beschouwd als overschrijding. De pH voldoet met ca 8,5-9.0 wel aan de zwemwater-norm.

Het verloop van twee bacteriologische parameters in het Nanneveld, gemeten op locatie 9019 nabij de zwemzone, gedurende de periode 1991-2004 is weergegeven in figuur 41.

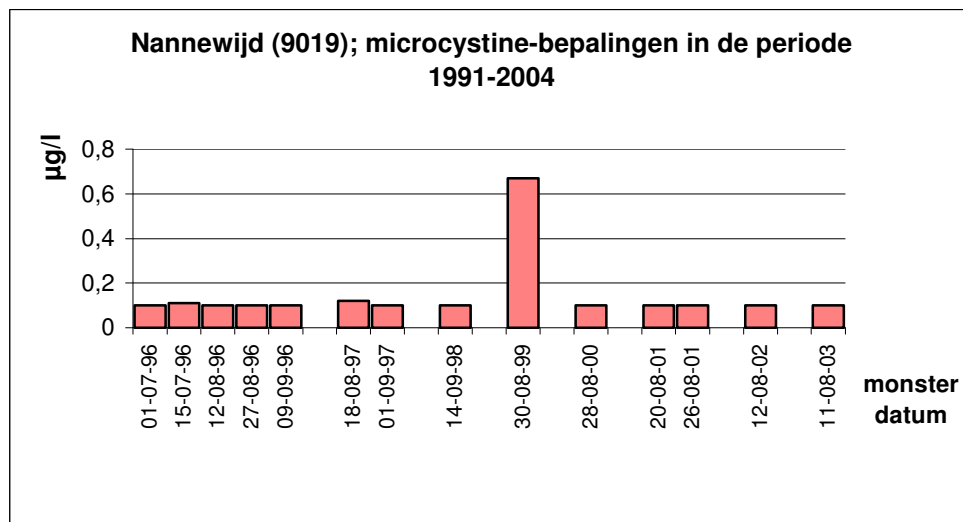
De concentratie van zowel thermotolerante colibacteriën als van het totaal aan colibacteriën blijft onder het niveau van 600kve per 100ml (kve=kolonievormende eenheid). De norm voor ieder van deze parameters, resp. < 2.000 en < 10.000 kve/100ml) wordt dus in geen enkel jaar overschreden.



**Figuur 41.** Verloop van de concentraties van thermotolerante coli's en van het totaal aan colibacteriën op locatie 9019 (zwemzone) in het Nanneveld in de periode 1991-2004.

<sup>4</sup> aantal uitgedrukt in kve per 100 ml; kve = kolonievormende eenheid.

Tot het jaar 2000 werd in de fytoplanktonmonsters van het Nanneveld de blauwalg *Planktothrix agardhii* aangetroffen (zie fig. 20). Deze draadvormende alg is één van de blauw-algen waarvan bekend is dat zij in staat zijn het giftige microcystine te vormen. In zogenoemde drijfalg kunnen deze algen hoge dichtheden bereiken waarbij de kans aanwezig is op hogere concentraties microcystines. Bij >20 microgram per liter van deze stof wordt geadviseerd niet in het water te gaan zwemmen of de zwemgelegenheid te sluiten. Ook de niet draadvormende blauwalg *Microcystis aeruginosa* kan microcystine produceren. In de routinematige monsters van het Nanneveld werd deze alg echter maar enkele keren aangetroffen en dan nog in lage concentraties. De microcystineconcentratie wordt gemeten op het moment dat in het water overmatige bloei van (blauw)algen optreedt of wanneer een drijfslag wordt gesignaleerd. In de periode 1991-2004 is veertien keer een microcystinebepaling uitgevoerd in het oppervlaktewater van locatie 9019 (zie fig. 42). Daarbij is de concentratie van 2 µg/l, waarbij geadviseerd wordt om niet in het water te gaan zwemmen, geen enkele keer overschreden.








**Figuur 42.** Resultaten van de microcystinebepalingen (µg/l) in het oppervlaktewater van het Nanneveld op locatie 9019 bij de zwem-zone, uitgevoerd in de periode 1991-2004.

### 5.1.4.2 STOWA (EBEO) beoordeling voor de waterkwaliteit






De milieukwaliteit van de diverse typen oppervlaktewateren in Nederland kan worden getoetst met behulp van een beoordelingsstelsel, uitgewerkt in het concept Handboek Nederlandse Beoordelingsstelsels (Franken *et al.*, onged.). Voor wat dit beoordelingsstelsel betreft valt het Nanneveld in de categorie veenpolderplassen. Bij de beoordeling van de waterkwaliteit wordt de toestand van macrofyten, chlorofyl, fytoplankton, zuurgraad en, indien hierover gegevens bekend zijn, de visstand beschouwd.

**Tabel 9.** Oecologische beoordeling van de milieu-kwaliteit van het Nanneveld met behulp van de STOWA-toets: ecologische profiel van een aantal jaren in de periode 1992-2002.




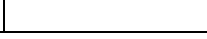

kleur-code milieukwaliteitsniveau's:

beneden laagste niveau	I	
laagste niveau	II	
middelste niveau	III	
bijna hoogste niveau	IV	
hoogste niveau	V	




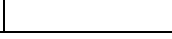

ecologisch profiel Nanneveld 1997-1e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	III	
verzuring	V	
visstand	-	
eindoordeel	III	




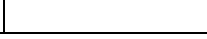

ecologisch profiel Nanneveld 1992-2e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	II	
verzuring	V	
visstand	-	
eindoordeel	III	




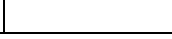

ecologisch profiel Nanneveld 1998-2e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	III	
verzuring	V	
visstand	-	
eindoordeel	III	




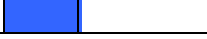

ecologisch profiel Nanneveld 1994-2e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	II	
verzuring	V	
visstand	-	
eindoordeel	III	




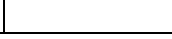

ecologisch profiel Nanneveld 1999-1e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	III	
verzuring	V	
visstand	-	
eindoordeel	III	




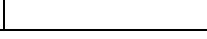

ecologisch profiel Nanneveld 1995-2e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	III	
verzuring	V	
visstand	V	
eindoordeel	IV	






ecologisch profiel Nanneveld 2000-2e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	III	
verzuring	V	
visstand	-	
eindoordeel	III	

ecologisch profiel Nanneveld 1996-2e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	II	
verzuring	V	
visstand	-	
eindoordeel	III	

ecologisch profiel Nanneveld 2002-2e halfjaar

variant-eigen karakter	III	
trofie	III	
verzuring	V	
visstand	II	
eindoordeel	III	

De laatste stap in de uitwerking van deze toets is de opstelling van het zogenoemde ecologische profiel. Hierbij wordt aan een aantal kenmerken een ecologisch kwaliteitsniveau toegekend. Elk niveau heeft een bijbehorende kleurcode.

In tabel 9 is de samenstelling van het ecologisch profiel van het Nanneveld aangegeven voor een aantal jaren in de periode 1992-2002. Het zijn de jaren waarin de gegevens zijn verzameld, benodigd voor het uitwerken van de toets. Gegevens over de visstand zijn alleen bekend uit de jaren 1994 en 2002. Te zien is in de tabel dat het Nanneveld bij de eindbeoordeling, waarbij de niveaus van de afzonderlijke kenmerken worden gemiddeld, vrijwel in alle jaren een milieukwaliteitsniveau III scoort, het middelste niveau. Uitzondering is 1995 wanneer een niveau IV wordt gescoord (bijna hoogste niveau). Deze verbetering wordt teweeg gebracht door de positieve bijdrage van het lage aandeel brasem in de visstand. In 1995 is 80% van de brasemstand weggevisd in het kader van de Actief Biologisch Beheer maatregel.

Op basis van deze STOWA-toets is er nauwelijks enige verbetering te constateren in de ecologische kwaliteit van het Nanneveld terwijl op het gebied van voedingsstoffen (P, N), zichtdiepte en algenbloeien duidelijk verbeteringen zijn opgetreden. Oorzaak ligt in het feit dat de STOWA-toets de nodige detaillering mist.

Voor meer informatie omtrent achtergronden en toepassing van de STOWA-toets voor ondiepe meren/veenpolderplassen, wordt verwezen naar het volgende rapport:

Franken, RJM; Gardeniers, JJP; Peeters, ETHM (ongedateerd): Handboek Nederlandse Ecologische Beoordelingssystemen (EBEO-systemen), Deel A. Filosofie en beschrijving van de systemen. Leerstoel Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer Wageningen Universiteit.

#### 5.1.4.3 Streefbeeld voor Veenpolderplassen

Door de Grontmij werden in 1994, in opdracht van Waterschap Friesland, streefbeelden opgesteld voor de verschillende biologische componenten in veenpolderplassen (Grontmij, 1994). Een overzicht van de daarbij horende streefwaarden is opgenomen in bijlage 1. De meest recente meetresultaten uit het Nanneveld worden in tabel 10 ('resultatenmatrix') voor een aantal parameters vergeleken met hun streefwaarden.

Verbeterdoelen zijn bereikt voor wat betreft:

- fosfaatreductie
- stikstofreductie
- verlagen relatieve concentratie van de blauwalg *Planktothrix agardhii*

Verbeterdoelen zijn bijna bereikt voor wat betreft:

- vergroten zichtdiepte
- reductie chlorofyl-a gehalte

Verbeterdoelen zijn nog niet bereikt voor wat betreft:

- toename van het aandeel in het fytoplankton van
  - \* de flagellaat *Cirratium hirundinella*
  - \* kiezelalgen (diatomeeën)
  - \* sieralgen (desmidiaceae)
- toename van het aandeel grote Daphnia's in het zoöplankton
- verhogen dichtheid *Gammarus pulex*
- toename van de dichtheid van de vedermug *Einfeldia gr. Insolita f.l. reducta* (= *E. carbonaria*)
- verhogen diversiteit en bedekkingsgraad van submerse macrofyten
- terugkeer kranswieren
- verbeteren vispopulatie:
  - \* verkleinen brasemstand
  - \* vergroten snoekstand
  - \* vergroten diversiteit

Voor meer informatie omtrent biotische en ook abiotische kenmerken van veenpolderplassen in Friesland en de aan de hand van deze kenmerken vastgestelde streefbeelden, wordt verwezen naar het volgende rapport:

Grontmij (1994): Ecologisch beheersprogramma voor veenpolderplassen in Friesland. Grontmij, in opdracht van Waterschap Friesland. Rapport ongenumm., 71 p + bijl.



**Tabel 10.** Resultatenmatrix verbetering waterkwaliteit

Overzicht van de verbeterdoelen in verband met het herstel van de waterkwaliteit in het Nanneveld. Per doelstelling de streefwaarde, het resultaat na uitvoeren van de maatregelen en mate van succes

Doelstelling / parameter	streefwaarde	resultaat	succes
vergroten doorzicht	> 0,50 m.	± 0,50 m.	+/-
verlagen totaal-P concentratie	< 0,05 mg/l **	<0,05mg/l	+
verlagen totaal-N concentratie	< 1,5 mg/l	< 1,5 mg/l	+
verlagen chlorofyl concentratie	< 25 µg/l	± 50 µg/l	+/-
<u>fytoplankton:</u> - verlagen relat. conc. blauwalg <i>Planktothrix (Oscillatoria) agardhii</i> - verhogen rel. conc. flagellaat <i>Ceratium hirundinella</i> - verhogen relat. conc.: * kiezelalgen (diatomeeën) * sieralgen (desmidiaceeën)	≤ 2% v. tot. N ≥ 2% v. tot. N ≥ 15% v. tot. N ≥ 2% v. tot. N	0% ('00t/m'02) < 1% v. tot. N < 5% ('00t/m'02) ± 0%	+ - - -
<u>zoöplankton:</u> - meer Cladocera's - Daphnia's	≥50 ind./l	regelmatig ≥50 ind./l <20 ind/l	-
<u>macrofauna:</u> - <i>Neomysis integer</i>  verhogen dichtheid Gammarus pulex vedermug <i>Einfeldia gr. Insolita f.l. reducta</i> (= <i>E. carbonaria</i> ) libel <i>Aeshna virides</i>	(beperken ivm Daphniavraat)  >20 ind/monster ≥ 10 ind. per monster ≥10 ind. per 100m oeverlengte	minder goede monstermethode ?  2 (na 1999 geen gegevens!) 0 0	?  - - -
<u>water- en oeverplanten:</u> - verhogen bedekkingsgraad  - terugkeer kranswieren  - vergroten diversiteit, o.a. Fonteinkruiden ( <i>Potamogeton lucens</i> en <i>P. perfoliatus</i> )	zie bijl. 6 ≥ 30% *** ≥ 5% open wateropp.  ≥10 % open wateropp.	(is gering)  0  op enkele plaatsen	-  -  -
<u>vispopulatie:</u> - verkleinen brasemstand - vergroten snoekstand - vergroten diversiteit	≤ 40 kg/ha ≥20 kg/ha o.a. zeelt, ruisvoorn	140 kg/ha 0,2 kg/ha lage diversiteit (zie tabel)	- - -

\*\* naar Hosper *et al.* (1992).

\*\*\* voor voldoende grote snoekstand (Hosper *et al.*, 1992)

### 5.1.5. Enten Kranswieren

Om na te gaan of de ontwikkeling van waterplanten in het Nanneveld gestimuleerd zou kunnen worden door het uitzetten (enten) van waterplanten uit andere gebieden, werd in 1999 een proef gedaan met het enten van kranswieren.

De keuze viel op kranswieren, omdat deze in staat zijn onbegroeide plaatsen snel te koloniseren (van Raam, 1998) en omdat zij in het algemeen minder snel een obstakel vormen voor de recreanten dan bijvoorbeeld drijvende plantensoorten als waterlelie en gele plomp. Het in de ent-proef gebruikte kranswier betrof *Chara aspera* (Ruw kransblad).

*Chara aspera* groeit gewoonlijk in ondiepe (tot 4m), heldere, voedselarme meren, plassen en sloten met veen- of zandbodem en komt voor in zoet tot zwak brak water (Moore, 1986; van Raam, 1998). De soort houdt van een alkalisch milieu maar tolereert een zuurgraad van ongeveer pH=6 tot pH=9. Bij hoge carbonaatgehalten kan neerslag van calcium een witte waas veroorzaken op de bladeren. *Chara aspera* kiemt in het voorjaar (maart/april). Bij vertroebeling van het water verdwijnt de soort al gauw en is daardoor gevoelig voor eutrofiëring.

Tijdens kiemexperimenten in 1999 bleek dat in het sediment van het Nanneveld weinig of geen zaden van waterplanten aanwezig waren (van den Berg, 1999). Tevens werd, op 29 maart 1999, in het Nanneveld een zaadbankintroductie uitgevoerd. Daartoe werd een grote hoeveelheid sporen van het kranswier *Chara aspera* uitgezet op één locatie in de zuid-oost hoek van het Nanneveld. De geografische coördinaten van deze locatie zijn bij benadering: X = 187 600 en Y= 550 700. Een grote hoeveelheid bodemmateriaal (totaal ca 1m<sup>3</sup>), rijk aan kranswiersporen, was daartoe in emmers verzameld in de Veluwerandmeren. De inhoud van deze emmers werd nog dezelfde dag in het Nanneveld uitgezet op een diepte van 60 cm onder het wateroppervlak binnen een vak van 20 bij 20 meter.

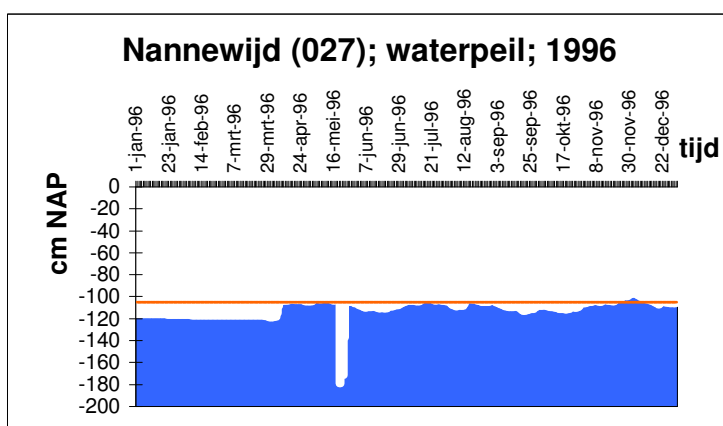
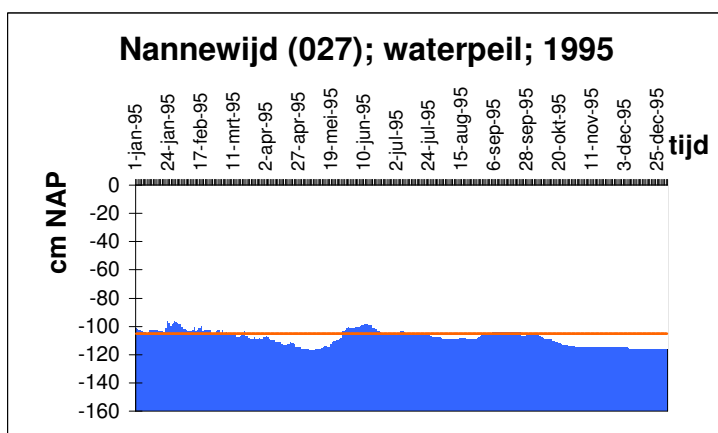
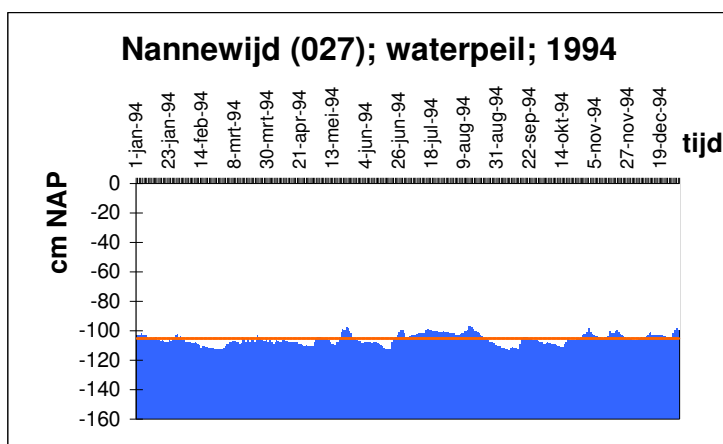
De entproef bleek echter niet succesvol. Op de entlocatie werden bij controles in 1999 en in september 2000 geen kranswieren aangetroffen. Een controle groei-experiment liet zien dat kranswieren in het sediment en het water van het Nanneveld bijna de helft minder snel groeiden dan in sediment en water van het Veluwemeer. Het introduceren van een andere soort kan daarom volgens van den Berg de kans op succes vergroten. Hij adviseerde dan ook, om bij herhaling van het ent-experiment voor een andere kranswiersoort te kiezen.

## 5.2. Kwantiteit

### 5.2.1 Peilbeheer

Het waterpeil van het Nannewijd is in figuur 43 grafisch uitgezet voor een aantal jaren (1994 t/m 1996). Het betreft de automatische registratie bij de overstort van de Veeenscheiding nabij het gemaal de Foarûtgong.

In de figuur is te zien, dat het waterniveau fluctueert rond het streefpeil van NAP – 105cm. Na een lange, droge periode in 1996 is enkele dagen water ingelaten via de Veeenscheiding. Dit is te zien aan een plotselinge verhoging van het waterpeil in april 1996.



**Figuur 43.** Waterpeilgegevens van het Nannewijd (locatie 027) voor de jaren 1994, 1995 en 1996. De ingetekende oranje lijn geeft het streefpeil aan van NAP – 105cm.

### 5.2.2. Baggeren / Aanslibbing

In 1994 is 100.000m<sup>3</sup> baggerslib uit het Nannewijd verwijderd. Doel van het verwijderen van slib uit het Nannewijd was:

- tegengaan van troebeling als gevolg van opwerveling
- verminderen nalevering N en P vanuit opgewerveld slib
- negatieve beleving door recreanten te verminderen
- verbeteren bevaarbaarheid
- wateraan en –afvoer te verbeteren

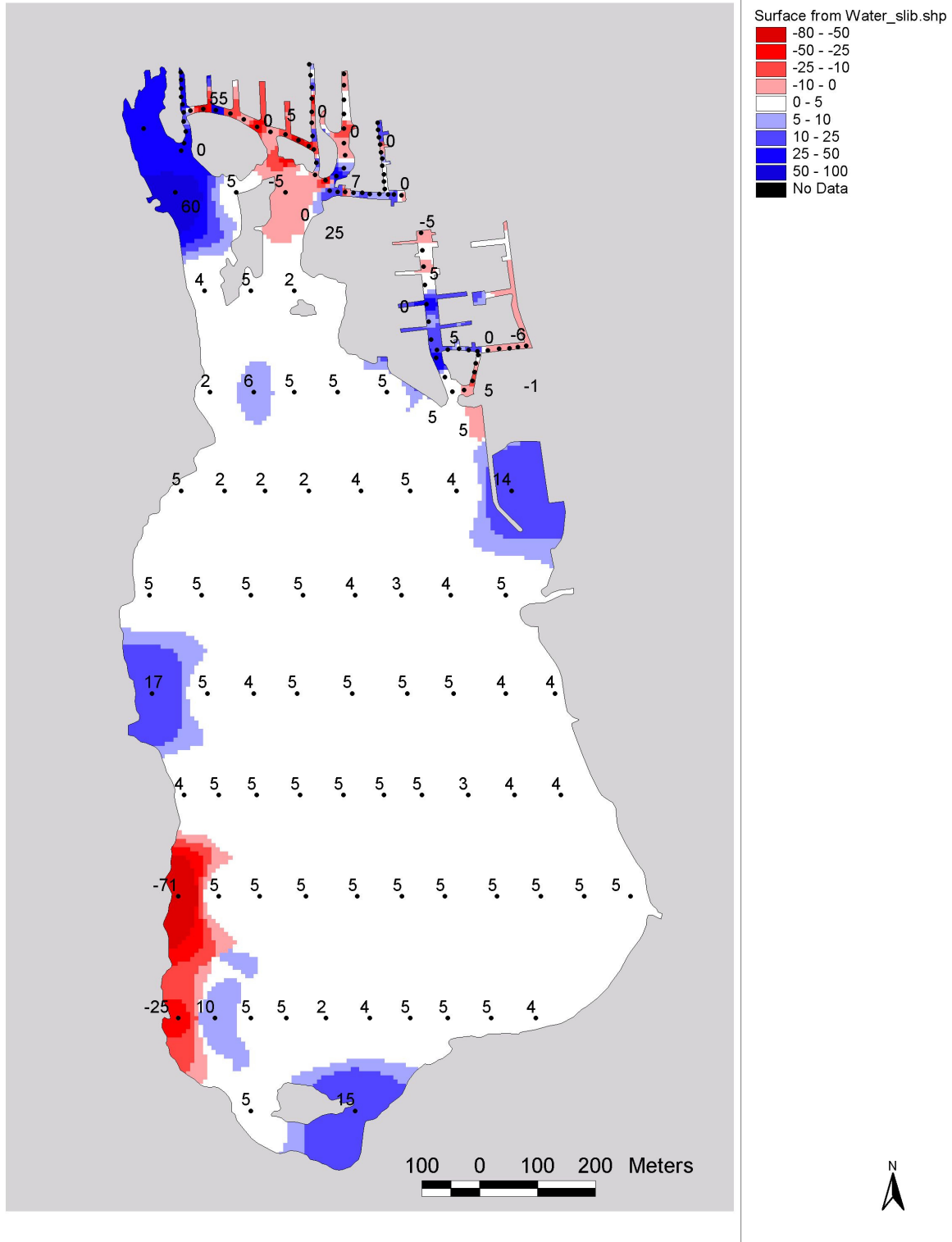
De gemiddelde diepte na het baggeren van de plas in 1994 was enkele centimeters toegenomen (Bezuijen, 1996).

In 1995, 1998, 1999 en 2004 is in het Nannewijd op een groot aantal punten de slibdikte en de waterdiepte gemeten. In bijlage 8 is voor deze jaren de geografische verspreiding van de slibdikte aangegeven. De gegevens zijn hiervoor met behulp van een GIS-applicatie bewerkt.

In figuur 44 is het verschil in slibdikte (erosie / sedimentatie) in het Nannewijd tussen de opnames van 1998 en 2004 in kaart gebracht. Weergegeven eenheid is in centimeters. Te zien is dat over het grootste oppervlak van de plas, in het centrale gedeelte, een sedimentatie plaatsvond van 0-5 cm. Meer sedimenteert in het noord-westelijke deel en gedeeltes aan de oost- en westoever. Verwacht was dat met name de noordelijk gelegen opvaarten sedimentatie zouden vertonen, maar het blijkt dat in een deel daarvan (centraal-noord) ook erosie heeft plaatsgevonden.

Voor uitgebreidere informatie over organisatie en uitvoering van de baggerwerkzaamheden wordt verwezen naar hoofdstuk 6 in Bezuijen (1996): Evaluatie van het REGIWA-project Nannewijd. Stageverslag Van Hall Instituut. Waterschap Friesland.

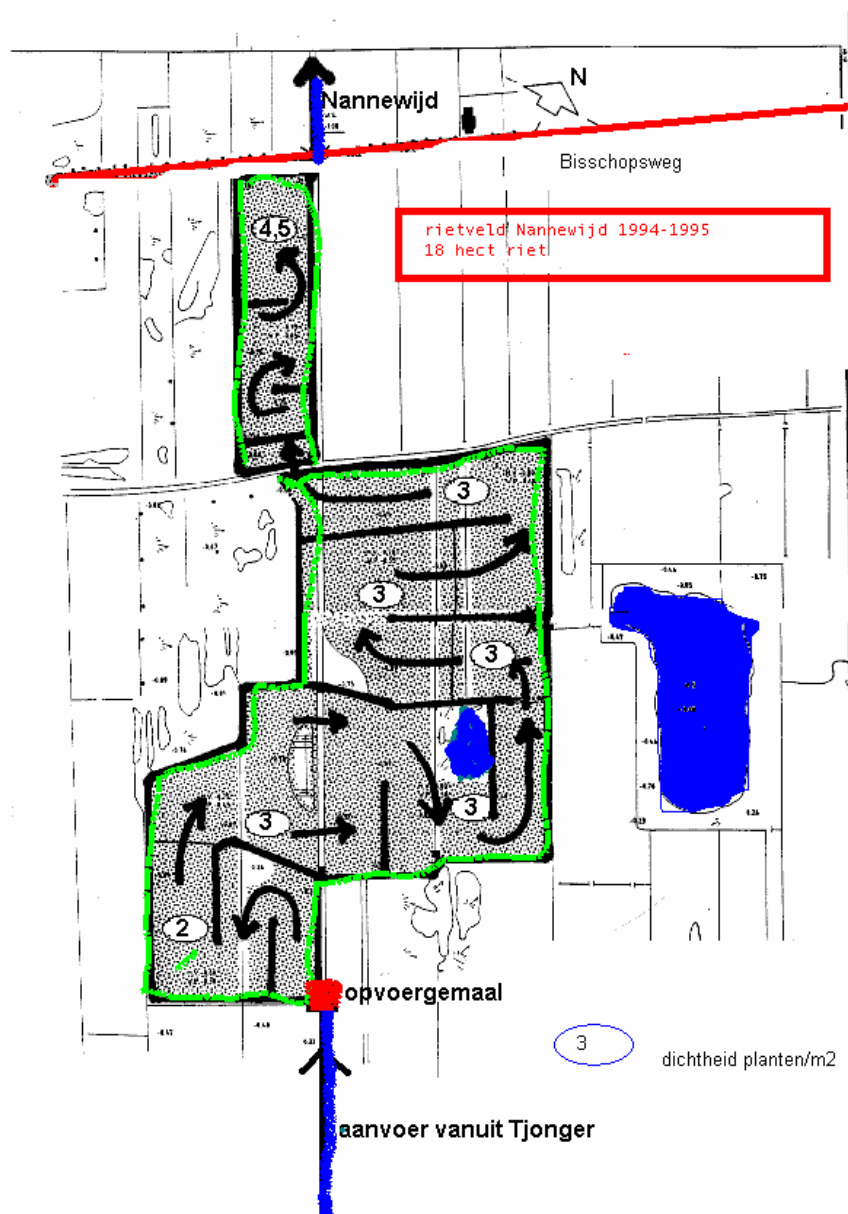
Vershil in slibdiktes 1998 - 2004  
Nanneviid



**Figuur 44.** Slibdikte-vershil kaart van het Nanneviid. Weergegeven is de sedimentatie en erosie berekend over de periode 1998-2004. Weergegeven eenheid is in cm.

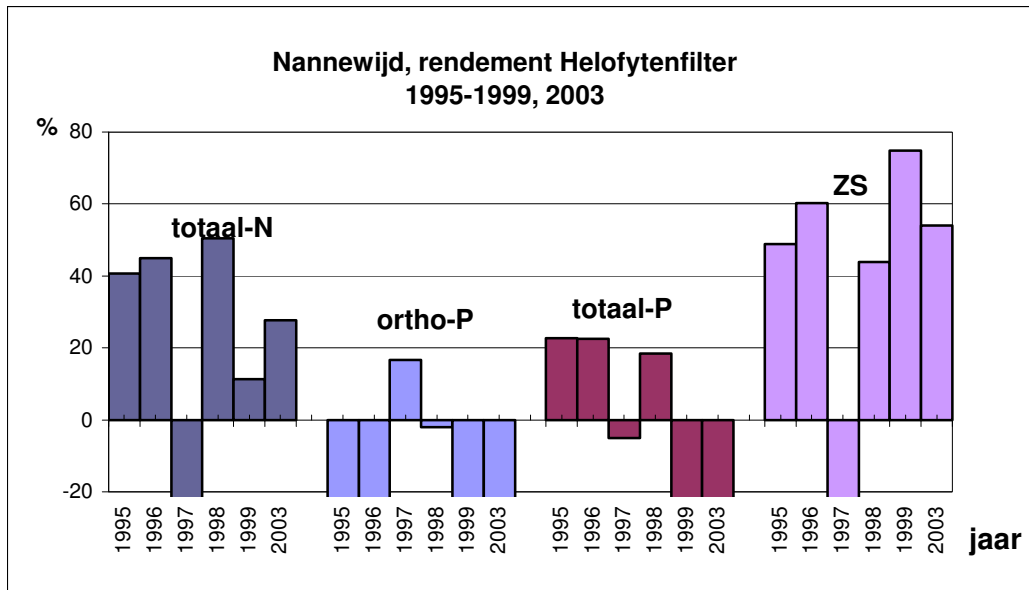
## 6. Helofytenfilter

Om het water in het Nannewijd helder te krijgen was het nodig om de gehalten aan nutriënten (P, N) te verlagen. Daarom werd het inlaatwater van het Nannewijd, afkomstig van de Tjonger en aangevoerd via de de Rotstersloot, eerst gefilterd door een rietveld. Dit rietfilter of helofytenfilter is ca 18 ha groot en werd in het eerste halfjaar van 1994 aangeplant. Om het inlaatwater door het rietveld te laten stromen, moest het vanuit de Rotstersloot worden opgepompt. Hiervoor werd een opvoergemaal aangelegd met een capaciteit van 7 m<sup>3</sup> per minuut. Later werd de capaciteit opgevoerd, waardoor de capaciteit vanaf 1 januari 1998 10 m<sup>3</sup> p/min. bedroeg. Vooral in voorjaar en zomer is de pomp actief. In najaar- en winterperiode wordt het waterpeil in het Nannewijd voldoende hoog gehouden door de toevoer van regenwater. De situering van het rietfilter en de route van het water zijn in figuur 45 schematisch weergegeven.



**Figuur 45.** Situering van het rietveld tussen de Rotstersloot en de grote plas van het Nannewijd.

De effectiviteit van de filterwerking kan worden bepaald door de concentraties in het aangevoerde water aan het begin van het rietveld (locatie 0376) te vergelijken met die van het uitstromende water aan het einde ervan (locatie 0270). In bijlage 9 zijn deze concentraties voor een aantal gemeten componenten opgenomen voor de jaren 1995 t/m 1999 en 2003, toen op deze locaties metingen werden uitgevoerd. Het rendement van het rietfilter in de verwijdering van de componenten zwevend stof, totaal stikstof (N) en totaal fosfaat (P) is voor deze jaren weergegeven in figuur 46. Het rendement is uitgedrukt als de relatieve afname in de concentratie van elke component. Voor de berekening van het rendement zijn de gemiddelde gehalten van een component gebruikt in de periodes waarin het opvoergemaal actief was. Dit zijn de periodes waarin het water uit de Rotstersloot ook daadwerkelijk door het rietveld stroomde (in het algemeen gedurende de maanden april t/m september). Voor de overzichtelijkheid zijn in figuur 46 kolommen met waarden lager dan minus 20% niet in hun geheel weergegeven.



**Figuur 46.** rendement (%) in de verwijdering van totaal stikstof (totaal N), ortho-fosfaat (ortho-P), totaal fosfaat (totaal P) en zwevende stof (ZS) door het helofytenfilter van het Nanneewijd in de jaren 1994 t/m 1999 en 2003. Kolommen van negatieve waarden lager dan minus 20% zijn niet in hun geheel weergegeven (zie voor de bijbehorende waarden bijlage 9).

Grofweg wordt ca 30% van de hoeveelheid zwevende stof door het rietfilter ingevangen. Het rendement is zelfs meer dan 50% als de grote negatieve uitschieter van 1997 (-85,4%) niet wordt meegerekend. In dat jaar was het gehalte aan zwevende stof van het inlaatwater (Rotstersloot, locatie 0376) laag in vergelijking met andere jaren: ca 8,4 mg/l in zomerhalfjaar 1997 tegen 11,1 – 24,7 in de jaren 1994-'96 en 1998-'99: zie bijlage 9. Mogelijk werd hierdoor minder zwevend materiaal door het rietfilter ingevangen in vergelijking tot de hoeveelheid materiaal die door het rietfilter werd afgegeven.

Voor wat betreft stikstof (tot N) draagt het rietfilter gemiddeld genomen met zo'n 25% bij aan een verlaging van de gehalten.

Fosfaat (totaal P) wordt minder effectief verwijderd: maximaal 22% in de eerste jaren (1995 en 1996). In latere jaren (1999 en 2002) was het rendement in de fosfaatverwijdering negatief.

Mogelijke is nalevering vanuit de bodem van het rietveld oorzaak van dit negatieve rendement.

Verondersteld kan worden dat in de beginjaren fosfaat in de bodem van het rietveld wordt opgenomen. Na verloop van tijd ontstaat een evenwichtsituatie tussen het fosfaat in de bodem en het fosfaat in de waterfase en komt er ook weer fosfaat vanuit de bodem in het water terecht. Deze veronderstelling wordt ondersteund door het feit dat met name de concentraties ortho-fosfaat (niet organisch gebonden fosfaat) hoger waren nadat het water het rietveld was gepasseerd.

Wellicht is ook het mairegime van invloed geweest. Vanwege de lage kwaliteit van het riet is het (laten) maaien en afvoeren relatief duur. Maaien en afvoeren van het riet werd de laatste jaren dan ook minder frequent uitgevoerd. De door het riet vastgelegde hoeveelheden fosfaat en nitraat bleven daarmee in het milieu aanwezig.





## 7. Discussie / effecten van genomen maatregelen

### 7.1 Doelstelling 1: Schoner water

#### **nutriënten**

De doelstelling "schoner water" is voor een deel bereikt. Na de beheersmaatregelen in de jaren '93, '94 en '95 zijn verbeteringen opgetreden in de trofiegraad van het watersysteem in het Nanneveld. De fosfaatconcentratie (P) is inmiddels lager dan de streefwaarde voor veenpolderplassen; die van stikstof (N) is de streefwaarde dicht genaderd. Daardoor is het chlorofylgehalte inmiddels beneden het MTR-niveau (<100µg/l) gekomen. Van problematische algenbloeien is dan ook geen sprake meer. Een halvering van de huidige chlorofyl-a concentratie is nodig om de streefwaarde van 25 µg/l te halen.

Door het Nanneveld waterhuishoudkundig te scheiden van de omgeving stopte de aanvoer naar het Nanneveld van nutriëntenrijk water afkomstig van de uitgespoelde meststoffen van het omliggende agrarische gebied.

Wateraanvoer kwam, buiten het regenwater, nu uit de Tjonger via de Rotstersloot. Door dit water over het aangelegde helofytenfilter te leiden, werd een verdere reductie gerealiseerd van fosfaat en nitraat in het aangevoerde water naar het Nanneveld. In droge zomers moest enkele malen boezemwater uit de Engelenvaart (fig 1) worden ingelaten, om het water in het Nanneveld op 'peil' te houden.

#### **zichtdiepte**

Gezien over de jaren tussen 1993 en 2004 is de zichtdiepte toegenomen van 20cm tot ca 50cm. Gedurende een korte periode (april/mei 1995) na de Actief-Biologisch-Beheer ingreep was er sprake van bodemzicht. Volgens de routinemetingen bedroeg het doorzicht toen 60 cm. Daarna nam de zichtdiepte snel weer af. Noordenbos & Spriestra (1994) veronderstellen een mogelijk positief effect van fosfaatfixatie op het doorzicht, doordat ijzerchloride de bezinking van zwevend materiaal zou bevorderen. Het is moeilijk na te gaan in hoeverre de fosfaatfixatie in 1994/1995 nog een rol heeft gespeeld (al of niet in combinatie met de visactiviteiten in begin 1995) in het optreden van de korte periode met helder water in april/mei 1995.

De zichtdiepte was in 2004 ongeveer 50 cm en voldoet dus aan het wettelijk minimum (MTR-waarde = 40cm), maar het water zou nog helderder moeten worden voor de gewenste terugkeer van waterplanten. Het doorzicht zou kunnen toenemen bij een verdere reductie van het chlorofyl-a gehalte. Gezien de duidelijke fosfaat-limitatie (zie figuur 39) zou hiervoor het fosfaatgehalte nog verder omlaag moeten.

De zichtdiepte wordt echter niet alleen beïnvloed door de hoeveelheid algen (chlorofyl-a concentratie), maar ook door de hoeveelheid (resterende) onopgeloste zwevende bestanddelen en door de chemische samenstelling van het water zelf.

De bijdrage die deze componenten ieder afzonderlijk hebben in de totale troebeling van het water zijn met behulp van de methode van de reciproke zichtdiepte na te gaan.

In een recent verschenen rapport van Portielje *et al.* (2004) wordt gesteld, na analyse van de gegevens van een groot aantal Nederlandse meren en plassen, dat "door de relatief sterke afname van chlorofyl-a de bijdrage van de achtergrondtroebeling (door niet levende algen en anorganische stof) steeds meer de beperkende factor is geworden voor een verdere verbetering van de helderheid van het water". Uit die landelijke analyse blijkt, dat deze achtergrondtroebeling pas haar maximum bereikte op een moment dat chlorofyl-a alweer aan het afnemen was. Gesteld wordt dat de eutrofiëring een algenbiomassa veroorzaakt, waardoor geleidelijk een pool van gemakkelijk opwervelbaar materiaal ontstaat, die nog geruime tijd in het watersysteem aanwezig kan blijven. Visstandsbeheer, met name van bodemwoelende vissoorten, en stimulering van waterplanten zou reductie van deze achtergrondtroebeling kunnen versnellen.

#### **overige zwevende bestanddelen**

Hoeveel zwevende bestanddelen er in het water verblijven, wordt onder meer bepaald door bodemsamenstelling, bodemwoelende activiteiten en invloed van wind en golven. De mate van invloed van de wind is uit te drukken in de strijklengte. Deze wordt berekend door de afstand (m.) van de west-zuid-west oever tot de oost-noord-oost oever te halveren (Hosper *et al.*, 1992). De strijklengte is aldus voor het Nanneveld ca 375 m. De strijklengte van Zwemlust, een ondiepe plas van ca 1,5ha nabij Utrecht, bedroeg 70 m. Nadat hier Actief-Biologisch-Beheer was toegepast bleef het water

jarenlang helder, zelfs bij relatief hoge nutriëntgehaltenes en een sterke toename van ruisvoorn (Hosper *et al.*, 1992).

De bodem van het Nanneveld is voor een groot deel vrij zandig, maar er zijn ook delen waar een laag slib aanwezig is, dit ondanks de verwijdering van ca 100.000m<sup>3</sup> baggerslib in 1993. In de loop der jaren is vrijwel overal in het Nanneveld weer slib gesedimenteed. Bij opwerveling (door golven en bodemwoelende vissen) zorgt dit slib uiteraard weer voor troebelings.

Het is moeilijk in te schatten wat het positieve aandeel is geweest van de chlorofylreductie op de zichtdiepteverbetering en wat het negatieve aandeel daarop van de hernieuwde sedimentatie.

Ook de bodemwoelende activiteiten van vissen brengen slibdeeltjes en detritus in het water. Hosper *et al.* (1992) noemen een biomassa van meer dan 150 kg/ha bodemwoelende vis als grens waarbij een duidelijke verhoging van de troebelheid merkbaar is. Dit geldt voor ondiepe, kleine vijvers met kleibodem. Bij een meer zandige bodem zoals die van een groot deel van het Nanneveld zal die grens mogelijk hoger liggen omdat de zwaardere zandkorrels sneller weer uitzakken naar de bodem, maar de veel grotere invloed die wind en golven hebben op de opwerveling bij deze grote plas (ca 100 ha), zal dit waarschijnlijk weer compenseren.

Bij de brasemstand van 140 kg/ha in 2002 is de troebelingsgrens mogelijk dus alweer dicht genaderd. Voor brasem ligt het streefniveau voor veenpolderplassen op 40 kg/ha. De snoek is met maar 1% van de gewenste hoeveelheid (> 20kg/ha) niet in staat om de aanwas van het planktonetende brasembroed te reguleren.

### **algensamenstelling**

Zoals gezegd is de hoeveelheid algen in het Nanneveld afgenomen. Wat de *samenstelling* van de algenpopulatie betreft is er geen grote verandering opgetreden. Het aandeel groenalgen en het aandeel blauwalgen varieerde, maar beide vertoonden geen duidelijke trend. Een positieve verandering is de verdwijning van de draadvormige blauwalg *Planktothrix agardhii*. Deze voor veenpolderplassen negatieve indicatorsoort werd sinds maart 1999 niet meer aangetroffen in de monsters. De voor veenpolderplassen positieve streefbeeldsoorten (kiezelalgen, waaronder *Melosira*-soorten en *Asterionella formosa*, sialalgen of desmidiaceeën en de flagellaat *Ceratium hirundinella*) voldeden in geen enkel jaar (1991-2002) aan de gestelde norm. Groenalgen waren voor ca 30% samengesteld uit soorten van het geslacht *Scenedesmus*.

Uit gegevens van Leentvaar (1956) blijkt dat het water van het Nanneveld in 1955 "zeer veel draden" van het diatomeeën-geslacht *Melosira* bevatte, en "vrij veel *Asterionella formosa*" (een pennate diatomee). Ook *Ceratium hirundinella* (flagellaat) werd gevonden. Aan blauwalgen vond Leentvaar de soorten *Microcystis aeruginosa* ("vrij veel") en *Merismopedia elegans*. Van de groenalgen *Pediastrum boryanum* en "vrij veel" *P. duplex* en *Scenedesmus quadricauda*. Tenslotte ook Cladophora- en Spirogyra draden.

### **waterplanten**

Terugkeer van de watervegetatie is belangrijk voor het herstel van het ecologisch evenwicht. Staatsbosbeheer streeft er als beheerder van het gebied dan ook naar om te komen tot een bedekkingspercentage van waterplanten van ca 40% (pers. med. H. Hut, hydroloog, Staatsbosbeheer Friesland).

Een snelle kolonisatie van waterplanten na de ingrepen in de periode 1993-1995 is in het Nanneveld uitgebleven. En nog steeds is er zo goed als geen ontwikkeling in het herstel van de watervegetatie waar te nemen. Uitzondering hierop vormt het aantal vindplaatsen van Gekroesd fonteinkruid in de plas, dat sinds 2003 een lichte toename vertoont.

Gedurende de periode 1991-2002 waren drijvende en submerse soorten nauwelijks aanwezig en de totale bedekkingsgraad bleef gering (1-6%). Voor een optimaal leefgebied voor de snoek (*Esox lucius*) wordt door Hosper *et al.* (1992) een waterplantenbedekking genoemd van > 30%.

Streefbeeldsoorten voor veenpolderplassen als Krabbescheer (*Stratiotes aloides*), Watergentiaan (*Nymphoides peltata*) en Waterviolier (*Hottonia palustris*) ontbraken in de plas, evenals kranswieren. Krabbescheer wordt sinds 2002 wel aangetroffen in de opvaarten aan de noordzijde van de plas en in de toevoersloot van water naar het Nanneveld. De meeste wél aanwezige streefbeeldsoorten voldeden niet aan de norm. Overigens is de streefbeeldseenheid voor oeverplanten (% oeverlengte) niet één op één vergelijkbaar met de klasse-indeling van de Tansley-methode (% bedekking). In 2003 en 2004 werd op tenminste 20 plaatsen in de plas de aanwezigheid van *Potamogeton crispus* gemeld (Bakker, 2003, 2004) en groeide er in 2000 en 2002 hier en daar Gele plomp (*Nuphar lutea*). Rietgras (*Phalaris arundinacea*) was afwezig na 1995 (mogelijk houdt dit verband met de gewijzigde methodiek van inventariseren, nl. vanaf het water).

In het Noorddiep, een ondiepe plas in Overijssel, ontwikkelde de waterplantenvegetatie zich na een ABB-ingreep tot een gevarieerde begroeiing (Hosper *et al.*, 1992). Evenals de eerder genoemde plas Zwemlust betreft het hier een plas met een veel geringer oppervlak dan het Nannewijd.

Eén van de mogelijke oorzaken van het uitblijven van de kolonisatie van waterplanten zou kunnen zijn, dat met het baggeren in 1994 veel zaden en sporen zijn verwijderd. Uit een onderzoek in 1999 bleek dat de hoeveelheid in de bodem aangetroffen zaad minder dan 0,1 g/m<sup>2</sup> bedroeg (onderzoeksresultaten M.S. van den Berg, RIZA). Deze dichtheid bleek gering in vergelijking met andere ondiepe meren.

Met ca 60% kieming (onder laboratorium-omstandigheden) was de kiemkracht van de verzamelde zaden relatief goed. Tot welke plantensoorten de kiemende zaden behoorden kon niet goed worden vastgesteld.

Uit een entproef met *Chara aspera* in 1999 kwamen slechts twee planten voort. Deze waren een jaar later alweer verdwenen. Van den Berg (1999) verwacht dat meer succes valt te verwachten bij een hogere dichtheid van de geënte zaden (> 3 gr/m<sup>2</sup>). Bij een controle groei-experiment bleek *Chara aspera* minder goed te groeien in sediment en water van het Nannewijd dan in dat van de overige onderzochte meren. Reden waarom Van den Berg aanbeveelt om bij herhaling van het ent-experiment voor een andere kranswiersoort te kiezen.

Er is weinig geschreven over de bodemsamenstelling van het Nannewijd. Vermoedelijk is de ondergrond van deze uitgeveende plas zandig, en bestaat de erop liggende sliblaag voornamelijk uit organisch materiaal (sapropeliumlaag). In hoeverre deze bodemgesteldheid van invloed is op de beperkte vestiging van wortelende waterplanten, zou nader onderzocht kunnen worden.

### **alkaliniteit**

Wat het Nannewijd van de meeste andere meren in Friesland onderscheidt, is de relatief hoge pH (8,5-9,0). Bij deze pH is de voor de groei van planten benodigde koolstof vooral aanwezig in de vorm van HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (bicarbonaat) en minder in de vorm van CO<sub>2</sub>. Planten die bicarbonaat kunnen gebruiken om in hun koolstofbehoefte te voorzien zijn dan in het voordeel ten opzichte van planten die daarvoor juist CO<sub>2</sub> gebruiken (Bloemendaal & Roelofs, 1988).

Met bicarbonaatgehalten tussen 1,5 en 2 meq/l (in 2003 en 2004) behoort het Nannewijd tot de matig gebufferde of matig harde wateren. Volgens Bloemendaal & Roelofs (1988) zijn bij dergelijke omstandigheden soorten te verwachten als Drijvend fonteinkruid (*P. natans*), Stomp fonteinkruid (*P. obtusifolius*), Plat fonteinkruid (*P. compressus*), Ongelijkbladig fonteinkruid (*P. gramineus*), Waterviolier (*Hottonia palustris*) en *Chara globularis*. De laatste twee soorten zijn ook streefbeeldsoorten voor veenpolderplassen. Van *Chara globularis* vond Krause (1997) dat deze soort "wordt benadeeld in water met een fosfaatconcentratie van meer dan 20 microgram per liter". Dit fosfaat-niveau werd in het Nannewijd voor het eerst gerealiseerd in 2004 (zomergemiddelde waarde).

Uit historische documenten (Leentvaar, 1956) blijkt dat in 1956 geen groei van waterplanten in het Nannewijd werd waargenomen. De waarneming dateert echter van 14 april 1955 en is dus relatief vroeg in het jaar om daarmee een goede indruk te verkrijgen van de samenstelling van de watervegetatie.

### **graas door watervlooien**

Het wegvangen van 80% van de populatie aan brasem veroorzaakte kortstondig een heldere situatie in het Nannewijd. Nog dezelfde zomer trad echter alweer vertroebeling op. Mogelijk hebben jonge brasems verhinderd, dat de populatie van watervlooien zich in de zomer kon herstellen van de, vaak gebruikelijke, ineensstorting na de voorjaarspiek. Hierdoor kon de zomerbloei van algen niet meer door de watervlooien worden onderdrukt.

Of er in het Nannewijd voldoende watervlooien aanwezig zijn, die kunnen zorgen voor de noodzakelijk begrazing van algen, is onduidelijk. Het totaal aantal watervlooien (Cladocera) overschrijdt in de jaren 1991-2002 veelal de streefwaarde van >50 ind./l. De grotere exemplaren van het geslacht Daphnia, die verondersteld worden de belangrijkste "grazers" onder de watervlooien te zijn (Hosper *et al.*, 1992), bereiken echter zelden een dichtheid van meer dan 20 individuen per liter. Mogelijk zijn ze wel aanwezig, maar worden ze onvoldoende gedetecteerd met de huidige vangstmethode, waarbij overdag met een schepnet wordt gemonsterd, terwijl deze dieren juist 's nachts in de waterkolom verschijnen (zie ook van Scheppingen, [www.shallowlakes.net](http://www.shallowlakes.net): website van het platform ecologisch herstel meren en plassen). Maar het is ook mogelijk dat ze ten prooi vallen aan de brasems. Vooral de grotere brasems (>20cm), zijn in staat grote hoeveelheden watervlooien te prederen. Ook de volwassen exemplaren van de aasgarnaal (*Neomysis integer*) eten watervlooien. Alhoewel geen

aasgarnalen zijn aangetroffen in de macrofaunamonsters, is ook hier de vraag of de gebruikte monstermethode geschikt is voor een goede dichtheidsschatting.

Vanaf 1998 treedt minder spreiding in de dichtheden van watervlooien op. Dit lijkt eerder verband te houden met een afname van de algenbloeien dan met een toename van het aantal brasems. Immers, vóór de ABB-maatregel in 1995 waren er grote dichtheidsfluctuaties van watervlooien, terwijl de brasemstand toen minstens zo aanzienlijk was als rond het jaar 2002.

### **brasem en snoek**

Mede doordat de watervegetatie zich niet ontwikkelde, kon brasem in de jaren na de ABB-ingreep opnieuw de overhand krijgen. In 2002 was de brasemstand met 140 kg/ha bijna vervijfvoudigd vergeleken met de situatie na de bevissingen in 1995. De brasemstand is dus alweer bijna op het oude niveau. Met 0,2 kg/ha was de hoeveelheid snoek in het Nannewijd in 2002 slechts 1% van de streefbeeldwaarde voor veenpolderplassen (> 20kg/ha).

## **7.2 Doelstelling 2: gezonde visstand**

Na verwijdering van ca 80% van de aanwezige brasem in 1995 was er in het Nannewijd nog ca 30 kg/ha van deze bodemwoelende vissoort aanwezig. Ruim beneden de grenswaarde van 50kg/ha waarbij geen waarneembare invloed is van de vis op de troebelheid van het water (Hosper *et al.*, 1992). In de jaren na het wegvangen van de witvis is de brasemstand toch weer aanzienlijk toegenomen. De snoekstand vertoonde geen herstel, nodig om de aanwas van brasembroed te kunnen reguleren. Bij de in 2002 gevonden biomassa van ca 140 kg/ha brasem is het te verwachten dat het water vertroebelt.

In het streefbeeld voor Veenpolderplassen past een visgemeenschap van het snoek-zeelttype. Naast snoek (*Esox lucius*) en zeelt (*Tinca tinca*) zijn daarbij ruisvoorn (*Scardinius erythrophthalmus*), baars (*Perca fluviatilis*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*), karper (*Cyprinus carpio*) en aal (*Anguilla anguilla*) karakteristieke soorten.

Deze diversiteit was in 2002 geenszins bereikt. De visstand in dat jaar wordt gekarakteriseerd als een snoekbaars-brasem watertype (OVb, 2003).

## **7.3 Doelstelling 3: verbeteren bevaarbaarheid en situatie voor recreanten**

Ter verbetering van de bevaarbaarheid is in 1994 100.000m<sup>3</sup> slib uit het Nannewijd verwijderd. Uit slibdiktemetingen uitgevoerd in 2004 en 1998 blijkt dat in de tussenliggende jaren de slibdikte vrijwel over het gehele oppervlak van het Nannewijd is toegenomen. In grote delen, met name in het gehele centrale deel van de grote plas, is er tot 5 cm slib bijgekomen. In het noord-westelijk deel is fors slib gesedimenteerd. In delen van de opvaarten heeft eveneens sedimentatie plaatsgehad, doch in de centraal-noordelijk gelegen opvaarten is ook sprake van erosie. Langs de zuid-westelijke oever is een gedeelte waar erosie heeft plaatsgehad. Verwacht was dat dit gedeelte door de beschutte ligging t.o.v. de zuid-westelijke winden juist sedimentatie te zien zou geven.

## **7.4 Doelstelling 4: goede kwantitatieve waterhuishouding**

Door de waterhuishouding van het natuurgebied Nannewijd te scheiden van het omringende agrarische gebied, werd het mogelijk om een lager waterpeil in het agrarische gebied te realiseren. Hierdoor kon dit gebied beter worden ontwaterd ten behoeve van het gebruik van landbouwmachines. Het peilbeheer is er zodanig geregeld, dat het peil in de sloot gemiddeld 95 cm beneden het maaiveld staat. Deze 95 cm is daarbij een absolute waarde: ten opzichte van NAP kan dat in het gebied dus variëren.

In het natuurgebied werd een waterpeil gehandhaafd van ca 105 cm beneden NAP.

In een in maart 2005 gehouden overleg spraken medewerkers van Staatsbosbeheer de wens uit om te komen tot een variabel peilbeheer in het Nannewijd, om zo de verzuring van schraalgraslanden in het Kleine Wijd tegen te kunnen gaan. Het relatief basische water van het Nannewijd zou dan bij hoge peilen deze graslanden kunnen overspoelen. Een dergelijk variabel peilbeheer zou, mits uitgevoerd in de paaitijd van de snoek, tevens kunnen bijdragen aan het periodiek vergroten van het paaigebied

voor de snoek. De snoeken kunnen hun eieren dan afzetten op de bladeren van de in de overspoelde graslanden groeiende planten. Het is dan wel gewenst dat de watervegetatie in het Nanneveld voldoende is ontwikkeld om de jonge snoekjes in hun opgroeifase voldoende schuilgelegenheid te kunnen bieden (zie ook p 57: *Intermezzo*).

## 8. Conclusies en aanbevelingen

### Conclusies

#### Doelstelling 1: schoner water:

- Het optreden van overmatige algenbloeien is verminderd.
- Het doorzicht is verbeterd, maar nog onvoldoende voor de ontwikkeling van watervegetatie; de zichtdiepte bedraagt nu ca 0,5m; de ontwikkeling is positief. Vraag is of de zichtdiepte nog valt te verbeteren door verder verlagen van het chlorofyl-a gehalte. Mogelijk is het gehalte aan overige onopgeloste zwevende bestanddelen een limiterende factor geworden voor reductie van het doorzicht.
- De concentratie aan totaal-P is verminderd tot onder de streefwaarde van 0,08mg/l. Die van totaal-N ligt nu rond de streefwaarde van 1,5mg/l. Fosfaat is de limiterende factor geworden voor de groei van algen.
- Het chlorofyl-a gehalte onderschrijft inmiddels de MTR-norm; halvering van het gehalte is noodzakelijk voor het bereiken van de streefwaarde van 25mg/l.
- Fytoplankton: het aandeel van de negatieve indicator *Planktothrix agardhii* (draadvormige blauwalg) is inmiddels nihil en voldoet aan de streefwaarde; De relatieve abundantie van sieraalgen en kiezelalgen ligt nog altijd onder de streefwaarde; hierin is vooralsnog geen positieve ontwikkeling zichtbaar.
- Zoöplankton: Daphnia's lijken onvoldoende aanwezig; monstermethode evalueren. Het totaal aan watervlooien (Cladoceren) voldoet in >50% van de monsternames aan het streefbeeld (>50 ind./l).
- Macrofauna: De dichtheid van *Gammarus pulex* bereikt niet de streefwaarde voor veenpolderplassen (> 20 individuen per liter); van de Daphnia-predator *Neomysis integer* (aasgarnaal) is mogelijk geen betrouwbare conclusie te trekken: monstermethodiek evalueren.
- Watervegetatie: er is geen aantoonbare ontwikkeling; er zijn nauwelijks drijvende en submerse soorten aanwezig; de bedekkingsgraad is met 1-6% onvoldoende.

#### Doelstelling 2: gezonde visstand

- De brasemstand was met 30 kg/ha ná de ABB ingreep onder de streefwaarde van 40 kg/ha; door hernieuwde toename is de dichtheid in 2002 met 140 kg/ha bijna het viervoudige van de streefwaarde.
- De snoekstand is onveranderd op ca 1% van de streefwaarde (>20kg/ha); hierdoor wordt de aanwas van brasembroed onvoldoende gereguleerd. De diversiteit is niet verbeterd; vergeleken met de gewenste visgemeenschap van het snoek/zeelt type (streefbeeld voor veenpolderplassen) komt er weinig aal, baars en ruisvoorn voor; zeelt ontbreekt. Nog altijd overheerst het brasem-snoekbaars biotoop.
- Er is, met uitzondering van de lichte toename in het aantal vindplaatsen in de plas van Gekroesd fonteinkruis en de sterke ontwikkeling van Krabbescheer in de opvaarten in het noorden, nauwelijks of geen ontwikkeling van de watervegetatie. Deze is nodig om de snoekstand te verbeteren en te komen tot een meer diverse vispopulatie. De bedekkingsgraad van waterplanten ligt in het Nannewijd met 1-6% ver onder de aanbevolen waarde van 30% (Hosper *et al.*, 1992) voor een goed snoekbiotoop.

#### Doelstelling 3: betere bevaarbaarheid en verbeteren situatie voor recreanten:

- Door verwijdering van slib is de bevaarbaarheid verbeterd. Tussen 1998 en 2004 is evenwel weer slib gesedimenteerd: ca 5cm in de grote plas, behoudens delen van de oeverzone; in de noord-west hoek was de sedimentatie groete: ±50cm en meer; erosie vond plaats in de centrum-noord gelegen opvaarten en langs een deel van de zuid-westelijke oever.

#### Doelstelling 4: goede kwantitatieve waterhuishouding

- Door de aangelegde omleiding kon in agrarisch gebied een lager waterpeil worden gerealiseerd en in het natuurgebied Nannewijd een peil van ca NAP – 105cm.
- De wateraanvoer via de Rotstersloot en het helofytenfilter (rietveld) leverde een nutriëntenreductie op in Nannewijd.
- In droge perioden was nog wel inlaat nodig van minder schoon water uit de Engelvvaart.

## Aanbevelingen

### Nader onderzoek:

- Controle op zaadbankbiomassa in de waterbodem van het Nanneveld en testen kiemkracht van het aanwezige zaad.
- Uitvoeren van groei-experimenten met verschillende kranswieren / waterplanten in water en sediment van Nanneveld (testen potentiële groeikansen).
- Onderzoek naar de fysische en chemische samenstelling van het bodemmateriaal in relatie tot de mogelijkheden tot vestiging/handhaving van verschillende soorten waterplanten.
- Onderzoek in het Kleine Veld naar het mogelijke gebruik als paaiplaats door de snoek van de ondiepe gedeelten.
- Evalueren methodiek bemonsteren Daphnia's (is dichtheid Daphnia's echt gering?)
- Evalueren methodiek bemonsteren aasgarnalen (*Neomysis integer*) en glaskreeftje (*Leptodora* sp.) ivm info over lage dichtheid Daphnia's.

### Monitoring:

- Regelmatig(er) monitoren van de visstand om beter de ontwikkelingen te kunnen volgen. Kwantitatieve informatie over de visstand is nu alleen bekend uit 1995 en 2002. Ook in het licht van de Kaderrichtlijn Water is deze informatie in de toekomst gewenst.
- Naast de bestaande meting m.b.v. de secchi-schijf het doorzicht bepalen door de *extinctie* te meten. Deze meting is objectief en niet afhankelijk van verschillen in de waterdiepte in plaats en in tijd (bij dit laatste valt ook te denken aan eventueel toekomstig variabel peilbeheer).
- Monitoren van het gehalte aan onopgeloste zwevende bestanddelen, als controle op de theoretisch te bepalen achtergrondtroebelingsmiddelen (Portielje *et al.*, 1998).

### Maatregelen:

- Hernieuwd afvissen van de overmaat aan bodemwoelende witvis (ABB).
- Verbeteren van het doorzicht middels reductie van de overige zwevende bestanddelen, b.v. door:
  1. graven van een slibvang'put' (kom- of trechtervormige uitdieping in de bodem)
  2. aanleggen van ondiepe vooroeverzones
- Afscheiden van 'proefvijvers' om het effect van leegvissen op de helderheid na te gaan; dit eventueel combineren met het enten van waterplanten (vgl. voorbeeld Breukeleveense plas in Hosper *et al.*, 1992)





## Nawoord

Van 1 juli 2004 tot 1 juli 2005 maakte ik gebruik van de mogelijkheid een interimfunctie (IF) te vervullen bij het Laboratorium van Wetterskip Fryslân te Leeuwarden. De uitlenende dienst hierbij was het Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ te Haren.

De uitwerking van de fysisch-chemische en biologische monitoringresultaten van het Integrale Waterbeheerproject het Nanneewijd, over de periode 1991-2004, was een deelopdracht, die ik uitvoerde voor de afdeling Beleidsevaluatie en Peilbeheer (BEP).

Met veel plezier heb ik mij bezig gehouden met de analyse en de interpretatie van de verzamelde gegevens, temidden van enthousiaste collega's van het cluster Hydrobiologie van het Laboratorium van Wetterskip Fryslân. Zij stonden open voor al mijn vragen en ik kon steeds gebruik maken van hun specialistische kennis op het gebied van de hydrobiologie en de informatie die zij hebben door hun grote ervaring in het veld. Daarvoor dank ik Birgitta Brans, Arjen Reitsma, Marianne Thannhauser en Minke de Vries.

Veel heb ik gehad aan de uitgebreide kennis en adviezen van Theo Claassen, senior medewerker beleidsevaluatie van de afdeling BEP. Mede door zijn informatie kreeg ik meer inzicht in de onderlinge samenhang tussen de vele afzonderlijke componenten in het watersysteem.

Vraagbaak en kennisdepôt bij uitstek was mijn begeleider Roelof Veeningen ("Mr. Nanneewijd"), senior beleidsmedewerker watersystemen van de afdeling Integraal Waterbeleid. Hij gaf mij structuur bij het verwerken van de stroom aan gegevens en begeleidde mij ook letterlijk langs water en riet van het Nanneewijd.

Elena Uibel van de afdeling BEP ben ik dank verschuldigd voor haar inzet met name bij het verwerken van waterdiepte- en slibdiktegegevens tot overzichtelijke GIS-kaarten.

De Heer H. Vink van het Natuurwetenschappelijk Archief van Staatsbosbeheer leverde kopieën aan van oude excursieverslagen met informatie over het Nanneewijd.

De vele fysisch-chemische analyses, waarvan de resultaten in deze rapportage zijn verwerkt, werden uitgevoerd door de medewerkers van het Laboratorium van Wetterskip Fryslân (voorheen Waterschap Friesland).

De biologische analyses werden uitgevoerd door de medewerkers van het cluster Hydrobiologie van het Laboratorium van Wetterskip Fryslân (voorheen Waterschap Friesland).

De veldmedewerkers van het Laboratorium tekenden voor de aanlevering van alle voor deze analyses benodigde monsters en de in situ metingen.

Ik ben Rob van der Meer (Hoofd Laboratorium Wetterskip Fryslân) erkentelijk voor het feit dat hij mij de gelegenheid gaf om meer tijd en prioriteit te geven aan onderhavige rapportage dan aanvankelijk bij de start van mijn IF-periode was overeengekomen.

Theo Claassen, Roelof Veeningen, de collega's van het cluster Hydrobiologie (allen Wetterskip Fryslân) en Gerard Janssen (Rijksinstituut voor Kust en Zee te Haren) gaven mij waardevol commentaar op de diverse concepten van deze rapportage.

Ik hoop dat de in deze rapportage uitgewerkte monitoringresultaten kunnen bijdragen aan de onderbouwing van verdere milieuherstelmaatregelen in het Nanneewijd.

## Literatuur

- Anonymus (2001): Evaluatie integraal waterbeheerproject Nanneewijd 1993-2000. Stuurgroep Nanneewijd. 13p.
- Bakker, N.J.; Blok, D.; van den Dungen, M. (1994): Beheersplan Nanneewijd 1994-2004. Buro Bakker. 62p + bijl. In opdracht van Staatsbosbeheer regio Friesland-zuid.
- Bakker, S. (2003, 2004): Verslagen van waterplantinventarisaties in het Nanneewijd. Staatsbosbeheer.
- Bal, D.; Beije, H.M.; Fellingier, M.; Haveman, R.; van Opstal, A.J.F.M.; van Zadelhoff, F.J. (2001): Handboek Natuurdoeltypen. 2<sup>e</sup> geheel herziene editie. Min. LNV, Expertisecentrum. 832 p.
- Berg, M.S. van den (1999): Onderzoek naar zaadbanken en kolonisatie van waterplanten in Zuidlaardermeer, Binnenschelde, Nanneewijd, Volkerak-Zoommeer en Wolderwijd. Verslag van de twaalfde bijeenkomst van het Platform Ecologisch Herstel Meren d.d. 11 november 1999, te Nieuwersluis. 3p.
- Bloemendaal, F.H.J.L.; Roelofs, J.G.M. (Red) (1988): Waterplanten en Waterkwaliteit. KNNV Utrecht en vakgroep Aquatische oecologie en biogeologie KUN Nijmegen. 189p. Natuurhistorische bibliotheek KNNV nr. 45.
- Bezuijen, C. (1996): Evaluatie van het REGIWA-project Nanneewijd. Het verloop van een integraal waterbeheerproject bij Oudehaske (Fr.) uitgedrukt in werk, resultaat, tijd, kosten en effect. Waterschap Friesland. Stageverslag. 99p + bijl.
- Claassen, T.H.L. (1987): Typologie en normstelling. Een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Proefschrift. Katholieke Universiteit Nijmegen. 238p.
- CUWVO (1987): Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringsequete. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, Werkgroep VI.
- Dalstra, T. (1994): Bepaling Nulsituatie Nanneewijd. Stageverslag, periode Maart-Juli 1994. Waterschap Friesland, afdeling Watersystemen. 43 p. + bijl.
- Grontmij (1989): Uitvoerings- en beheersplan Nanneewijd en Kleinewijd Gemeente Skarsterlân. Doc. nr. Gt3.1142 en O.N. 81745. 13p + bijl. + krt.
- Franken, RJM; Gardeniers, JJP; Peeters, ETHM (ongedat.): Handboek Nederlandse Beoordelingssystemen (EBEO-systemen), Deel A. Filosofie en beschrijving van de systemen. Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit. Concept versie. 222 p.
- Grontmij (1994): Ecologisch beheersprogramma voor veenpolderplassen in Friesland. Grontmij, in opdracht van Waterschap Friesland. Rapport ongenumm., 71 p + bijl.
- Hosper, S.; Meijer, M.-L.; Walker, P.A. (Red.) (1992): Handleiding Actief Biologisch Beheer. Beoordeling van de mogelijkheden van visstandsbeheer bij het herstel van meren en plassen. RIZA/OVB. 102 p.
- Hosper, H. (1997): Clearing Lakes. An ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Proefschrift. Landbouwniversiteit Wageningen. 168p.
- Karr, J.R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6):21-27.
- Kamphuis, M. (1995): Evaluatie Fosfaatfixatie Nanneewijd. Waterschap Friesland, rapport ongenumm. 90 p. + bijl.
- Kamphuis, M. (1996): Actief Biologisch Beheer Nanneewijd. Intern rapport ongenumm. Waterschap Friesland, afdeling Watersystemen. 22 p + bijl.
- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). In: Ettl, H., Gartner, G., Heynig, Mollenhauer, D. (Eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, deel 18. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- Leentvaar (1955): Verslag van een planktononderzoek van het Nanneewijd op 14-4-1955. Excursierapport. 2p. (Via het Natuur-Wetenschappelijk Archief van Staatsbosbeheer).
- Min. Verkeer en Waterstaat (1998): WATERKADER, Vierde Nota waterhuishouding. Regeringsbeslissing. 162p.
- Molen, D.T. van der; Portielje, R.; Klapwijk, S.P. (1998): Vierde eutrofiëringsequete van de Nederlandse meren en plassen. *H2O* nr 11. p 16-22.
- Moore, J.A. (1986): Charophytes of Great Britain and Ireland. B.S.B.I. Handbook No. 5. Botanic Society of the British Isles, London. 141p.
- Mörzer Bruijns & Leentvaar, P. (1956). Excursie-rapport Haskerwijd en Nanneewijd dd 23 maart 1956. 1p. (Via het Natuur-Wetenschappelijk Archief van het Staatsbosbeheer).
- Noordenbos, F.; Spriensma, S. (1994): Fosfaatfixatie Nanneewijd. Waterschap Friesland. Stageverslag opleiding MBO Milieukunde aan het Agrarisch Onderwijs Centrum te Leeuwarden. 32p.

- OVB (2003): Monitoring visstand Friese wateren 2002. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVB), Visplatform Fryslân. Bijlagenrapport.
- Portielje, R.; van der Molen, D.T. (1998): Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA rapportnr. 98.007, Deelrapport II voor de Vierde Eutrofiëringsenquête. 98p.
- Portielje, R.; van Ballegooijen, L.; Griffioen, A. (2004): Eutrofiëring van landbouwbeïnvloede wateren en meren in Nederland – toestanden en trends. RIZA-rapport nr 2004.009. 48p.
- Provincie Friesland (1990): Waterkwaliteitsplan 1989-1995. Beleid en Beheer. 95 pp + bijl.
- Provincie Fryslân (1991): Eerste Waterhuishoudingsplan Friesland 1992-1995.
- Raam, J.C. van (1998): Handboek Kranswieren. Chara boek, Hilversum. 200 p + afb.
- REGIWA project Nanneewijd. (1996). Informatiefolder over het Nanneewijd project door BoWa (Grontmij Groep).
- STOWA (1993-a): Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor meren en plassen op basis van vegetatie en fytoplankton. Rapport nr. 93-16. 36 p.
- STOWA (1993-b): Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen. Rapport nr. 93-17. 73 p. + bijl.
- Veeningen, R. (1994): Het Schone Nanneewijd in Wording. Waterschap Friesland. 6 p. + foto's en bijl. Bundel t.g.v. het afscheid van ir. J. van den Kerkhoff als voorzitter van het Waterschap Friesland en als lid van de Stuurgroep van het REGIWA-project Nanneewijd.
- Westhoff, V.; Bakker, P.A.; van Leeuwen, C.G.; van der Voo, E.E.; Westra, R. (1971): Wilde Planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2: Het lage land. Ver. tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland. 304p.

## Bijlagen

- Bijlage 1 Biotisch streefbeeld voor veenpolderplassen
- Bijlage 2 Abiotisch streefbeeld voor veenpolderplassen
- Bijlage 3 Overzicht van relatieve samenstelling van het fytoplankton in het  
A t/m K Nanneveld op locatie 0246 in de periode 1991-2002
- Bijlage 4 Overzicht van soortensamenstelling en dichtheid (N/l) van het  
a t/m c zoöplankton in het Nanneveld op locatie 0246 in de periode 1991-2002
- Bijlage 5 Overzicht van soortensamenstelling en dichtheid (N/l) van de macrofauna in het  
A, B Nanneveld op locatie 0246 in de periode 1991-2002
- Bijlage 6 Overzicht van het voorkomen van macrofyten in het Nanneveld in de periode 1991-2002
- Bijlage 7 Overzicht van de samenstelling van de visvangsten uitgevoerd in het Nanneveld in 1995 en 2002
- Bijlage 8 Geografische verspreiding van slibdiktes in het Nanneveld in de jaren 1995, 1998, 1999 en 2004.
- Bijlage 9 Overzicht van de gemiddelde concentraties (mg/l) van nutriënten (P, N en ortho-P) en zwevende stof in aangevoerd water (locatie 0376) en afgevoerd water (locatie 0270) van het Helofytenfilter en het hieruit berekende rendement in de jaren 1995-1999 en 2003.
- Bijlage 10 Bijdrage van de afzonderlijk troebelingscomponenten in de lichtuitdoving van het oppervlaktewater van het Nanneveld (locatie 0246) in de periode 1991-2004.
- Bijlage 11 Overzicht van de jaargemiddelde waarden, de gemiddelde waarde van het  
A t/m K zomerhalfjaar (apr t/m sept), de standaarddeviatie en het aantal metingen van de verschillende abiotische parameters op de locaties 9019, 0246 en 0336 in het Nanneveld en locatie 0110 in de Tjonger.
- Bijlage 12 IBI score voor de kwaliteit van de visstand in het Nanneveld in 2002.