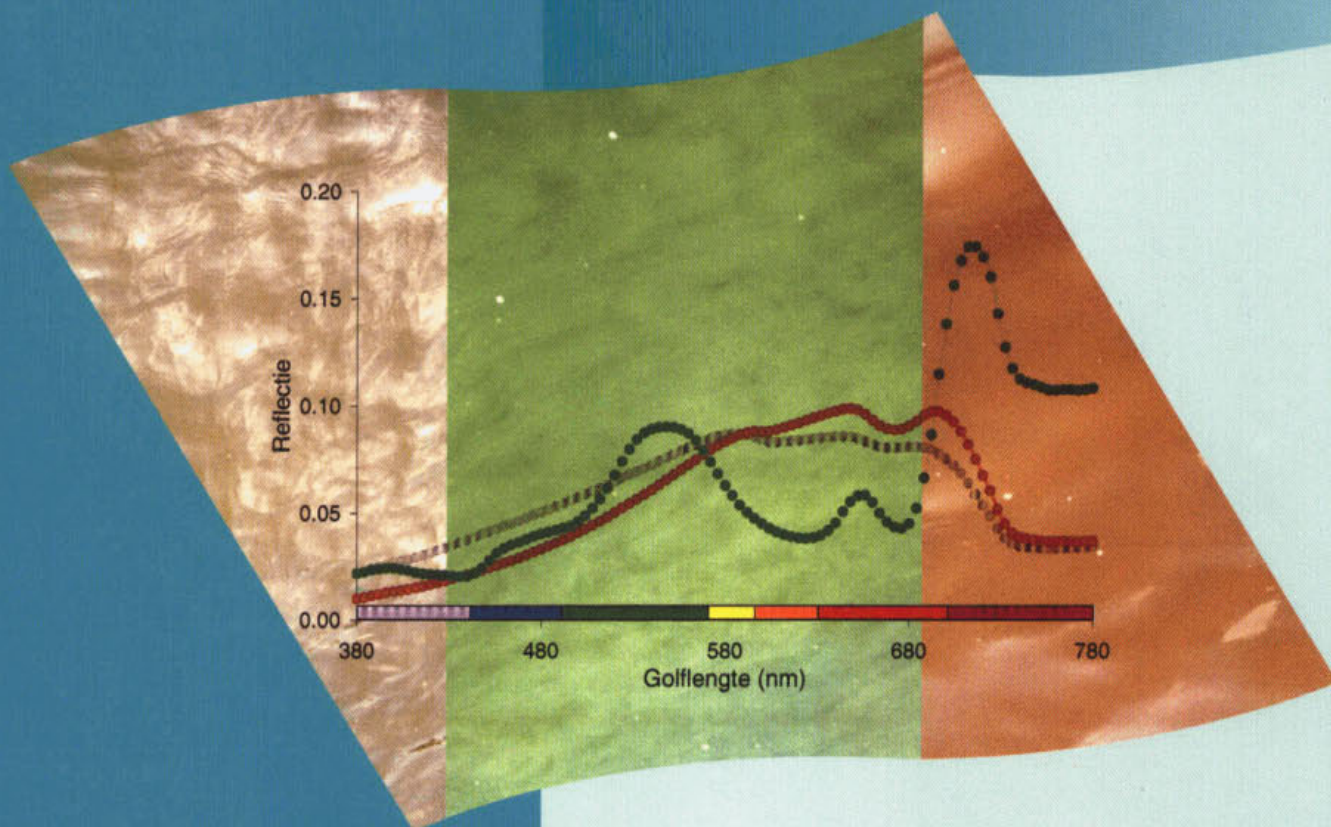


Kleurenanalyse van Nederlandse wateren ten behoefte van waterkwaliteitsonderzoek

*Optische classificatie
van Nederlandse wateren*



**Kleurenanalyse van Nederlandse wateren ten
behoefte van waterkwaliteitsonderzoek**

*Optische classificatie
van Nederlandse wateren*

99

12

Arthur van Schendelstraat 816

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht

Telefoon 030 232 11 99

fax 030 232 17 66

E-Mail stowa@stowa.nl

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:

Hageman Verpakkers BV

Postbus 281

2700 AC Zoetermeer

Tel. 079 - 347 00 11

Tel. 079 - 361 39 27

o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.

ISBN 90.5773.044.8

Inhoud

Ten geleide	iii
Samenvatting	v
Leeswijzer	ix
Lijst van symbolen en hun eenheden	xi
Lijst van begrippen	xiii
1. Inleiding	1
1.1 Aanleiding van dit onderzoek	1
1.2 Doelstelling van deze rapportage	2
1.3 Belang voor de waterbeheerder	2
1.4 De kleur van water	3
1.5 Optische classificatie van Nederlandse wateren	4
1.6 Raamwerk: Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren	4
2. Materiaal en methode	7
2.1 Kleur van water en reflectiemetingen	7
2.2 Veldmeting met de PR-650 veldspectroradiometer	8
2.3 Overige veldmetingen	10
2.4 Waterkwaliteitsparameters	10
2.5 Reflectiemetingen	11
2.6 Monsterlocaties	12
2.7 Gegevens verwerking en clusteranalyses voor de optische classificatie	12
3. Resultaten van de dataset gebruikt voor de optische classificatie	17
3.1 Waterkwaliteitsparameters	17
3.2 Clusteranalyse op basis van optische WQP's en spectrale eigenschappen	19
3.3 Optische classificatie van Nederlandse wateren	26
4. Verslag van de demonstratie van de meetmethode met de PR-650	31
4.1 Demonstratie	31
4.2 Doelstelling	31
4.3 Methode	31
4.4 Resultaten	33
4.5 Conclusie	35
5. Conclusies	37
5.1 Optische classificatie van Nederlandse wateren	37
5.2 Werkmethode met de PR-650	38
5.3 Belang voor de waterbeheerder	39

6. Aanbevelingen	41
6.1 Algemene aanbevelingen om optische teledetectie van waterkwaliteits-parameters (WQP's) voor waterbeheerders mogelijk te maken	41
6.2 Stappenplan voor implementatie veldspectroradiometrische meetmethode voor WQP bepaling in het waterbeheer	42
Literatuur	45
Bijlage I. Tabellen en kaarten	49
Bijlage II. Meten met PR-650	57
II.1 Theoretische achtergrond bij de PR-650 meetmethode	57
II.2 Meetprotocol voor gebruik PR-650 in het veld	60
Bijlage III. Inherente optische eigenschappen en het gemodelleerde reflectiespectrum	63
III.1 Inherente optische eigenschappen	64
III.2 Reflectiespectra	66

Ten geleide

Bij het opzetten van een effectief waterkwaliteitsmeetnet, is het belangrijk om inzicht te hebben in de variatie van de te meten waterkwaliteitsparameters, zowel tussen watersystemen als binnen watersystemen. Nieuwe technieken zoals optische teledetectie van oppervlaktewater kunnen hierbij gebruikt worden. Vanuit het *remote sensing* onderzoek zijn methoden ontwikkeld om optische parameters, zoals algenconcentratie of zwevende stofconcentratie te schatten aan de hand van metingen van het gereflecteerde licht uit het water vanuit satellieten of vliegtuigen. Het beschikbaar komen van een veldradiometrische methode waarmee direct in het veld gereflecteerd licht gemeten kan worden opent een nieuwe weg in deze ontwikkelingen voor waterbeheerders.

Dit was voor de STOWA aanleiding om het Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM/VU) te Amsterdam opdracht te geven om een studie uit te voeren, waarbij twee doelstellingen centraal stonden.

- Het opstellen van een optische classificatie voor de belangrijkste Nederlandse wateren op basis van eerder verzamelde metingen uit de Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren.
- De introductie van een optische teledetectie meetmethode met een veldspectroradiometer voor het meten van de optische waterkwaliteit (deze rapportage en in de vorm van een demonstratie in het veld voor waterbeheerders).

Het onderzoek is uitgevoerd door drs. M. Rijkeboer en dr. A.G. Dekker (IVM/VU). Het onderzoek is begeleid door een door de STOWA ingestelde begeleidingscommissie, bestaande uit drs. J.A. van Berkum (Waterschap Groot Salland), dr. B. Ibelings (RIZA), dr. L. Van Liere (RIVM), mevr. drs. Y. Scheffer (DWR), mevr. ir. M.J.G. Talsma (STOWA) en drs. B. v.d. Wal (STOWA).

De demonstratie voor waterbeheerders werd georganiseerd door het Instituut voor Milieuvraagstukken in samenwerking met het Centrum voor Limnologie, Meetstrategie 2000+, RWS directie IJsselmeergebied en STOWA.

Utrecht, Juli 1999

De directeur van de STOWA,

ir. J.M.J. Leenen

Samenvatting

In routine monitoringsprogramma's worden in het algemeen op een beperkt aantal locaties in een watersysteem *in situ* metingen en monsters genomen om inzicht te krijgen in de waterkwaliteitsparameters (WQP's). Impliciet wordt er daarbij van uitgegaan dat een enkel monsterpunt voldoende representatief is om de waterkwaliteit in het hele watersysteem vast te stellen. Om meer zekerheid met betrekking tot representativiteit te krijgen zouden veel meer monsterlocaties nodig zijn. Het nemen en verwerken van grotere hoeveelheden monsters is arbeidsintensief en kostbaar. Om toch een zo representatief mogelijk beeld te krijgen is het voor de waterbeheerder van groot belang om een goede strategie te volgen bij het opzetten van een waterkwaliteitsmeetnet. Hierbij is het belangrijk om ruimtelijk inzicht te hebben in de variatie van de te meten WQP's, zowel tussen watersystemen als binnen watersystemen.

Nieuwe technieken kunnen hierbij helpen. Vanuit het *remote sensing* onderzoek zijn methoden ontwikkeld om een aantal optische waterkwaliteitsparameters, zoals algen concentratie of zwevende stofconcentratie te schatten aan de hand van metingen van het gereflecteerde licht uit het water. Dit kan gedaan worden met behulp van satellieten of vliegtuig *remote sensing*. Deze technieken hebben het grote voordeel dat de informatie ruimtelijk dekkend is. Huidige beperkende factoren bij het gebruik van vliegtuig *remote sensing* voor routine metingen zijn o.a. het gebrek aan een volledige vliegtuig *remote sensing* infrastructuur, hierdoor zijn de kosten nog relatief hoog, de mate van specialistische kennis voor het verwerken van de beelden en de weersafhankelijkheid. Voor satelliet beelden liggen de kosten aanzienlijk lager, echter er kunnen hiermee minder waterkwaliteitsparameters worden bepaald in kleinere watersystemen. Een voor de waterbeheerders aantrekkelijk alternatief als tussenvorm voor het nemen van watermonsters en het hieraan in het laboratorium bepalen van de WQP's enerzijds en het gebruik van vliegtuig en satelliet *remote sensing* anderzijds, wordt gevormd door het gebruik van een veldspectroradiometer. Recent is een methode ontwikkeld om met behulp van een veldspectroradiometer het gereflecteerde licht te meten, waarbij door aansluiting op een computer optische waterkwaliteitsparameters direct in het veld (of aansluitend aan de veldmetingen) kunnen worden bepaald.

Voor het omrekenen van de gemeten optische parameters zoals gereflecteerd licht naar optische waterkwaliteitsparameters zoals chlorofyl concentratie, zwevende stofconcentratie etc. zijn betrouwbare rekenmodellen (algoritmen) nodig. De verwachting is dat algoritmen betrouwbaarder zijn wanneer ze ontwikkeld worden voor specifieke optische watertypen, dan wanneer gerekend wordt met één voor alle Nederlandse wateren geldend rekenmodel. Daarom is het ontwikkelen van een classificatie van Nederlandse wateren op basis van optische parameters van essentieel belang bij het toepassen van boven beschreven nieuwe technieken.

Voortvloeiend uit het voorafgaande komen in deze rapportage twee aspecten aan de orde:

1. Het opstellen van een optische classificatie van de belangrijkste Nederlandse wateren op basis van optische data die verzameld zijn met de nieuwe veldmethode.

2. De introductie van deze nieuwe veldmeetmethode voor het meten van optische waterkwaliteitsparameters en het belang hiervan voor de waterbeheerder.

De optische classificatie

In 1995 ging het project "Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren" van start. Dit project had als doelstelling het opzetten van een databestand van simultaan gemeten optische parameters en optische waterkwaliteitsparameters in Nederlandse wateren, ter ondersteuning van de ontwikkeling, de validatie en calibratie van modellen voor het bepalen van de waterkwaliteit met behulp van *remote sensing* technieken. In dit databestand zijn gegevens opgeslagen van metingen van optische waterkwaliteitsparameters, zoals pigment concentratie, zwevende stofconcentratie en doorzicht, optische parameters zoals de kleur (ofwel het reflectiespectrum) van het water, alsook de optische eigenschappen van fytoplankton, het zwevende stof en gekleurde opgeloste organische stoffen in het water. Deze metingen zijn afkomstig uit talrijke meren en plassen in de provincies Noord-Holland, Zuid-Holland, Groningen, Friesland, Limburg en Brabant. Tevens werden gegevens verzameld in het IJsselmeer, het Markermeer en in alle Randmeren. Daarnaast werden metingen verricht in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse wateren en enkele rivieren. In deze rapportage is op basis van metingen in 124 optisch diepe wateren, dus wateren zonder bodemzicht, uit de Spectrale Bibliotheek een optische classificatie opgesteld. De 124 wateren waren volgens de CUWVO-indeling te relateren aan 11 hoofdtypen, namelijk meren en plassen (68); petgaten (10); vennen (2); zand-, grind- en kleigaten (11); rivieren (10); kanalen (5); sloten (2); getijde wateren (4); krekens (9); zoute meren (2); wieden (1).

Statistische clusteranalyse technieken zijn gebruikt om de wateren in te delen op grond van vier aan veldmonsters gemeten waterkwaliteitsparameters, te weten chlorofyl concentratie, zwevende stofconcentratie, percentage organisch stofgehalte en gekleurde opgeloste organische stoffen. Hierbij werden zeven watertypen onderscheiden. Omdat optische parameters in de toekomst een steeds belangrijker rol zullen spelen in het waterbeheer, werden de 124 wateren met behulp van dezelfde clusteranalyse technieken ook ingedeeld op grond van hun spectrale eigenschappen. Hierbij werden 3 verschillende sets van invoerparameters gebruikt, i.e. het reflectie ($R(0-)$) spectrum, de afgeleide van het $R(0-)$ spectrum en ratio's uit het $R(0-)$ spectrum. Hoewel de verschillen in uitkomst niet groot waren, bleek de clusteranalyse op grond van de ratio's uit het $R(0-)$ spectrum het meest consistente resultaat te geven. Op basis van deze spectrale invoerdata is de optische classificatie opgezet. Hierbij werden zeven optische watertypen herleid.

- Eutrofe kleine veenplassen;
- Hypertrofe kleine plassen;
- Boezemwateren;
- Eutrofe grote veenplassen;
- Slibrijke rivieren en slibrijke grote ondiepe meren;
- Diepe, heldere meren en getijde wateren;
- Eutrofe vennen.

Tevens is er onderzocht of er een relatie bestond met geografische gebieden, zoals de hydrologische districten in Nederland. Er werd geen significante relatie gevonden.

De introductie van de meetmethode

De reflectiemetingen in het veld zijn uitgevoerd met een draagbare veldspectroradiometer van het type PR-650. Deze apparatuur ter grootte van een videocamera, is éénvoudig (zelfs tijdens het varen) te bedienen in het veld. In principe kan er gemeten worden vanaf ieder platform. Door aansluiting op een computer kunnen de waterkwaliteitsparameters al in het veld worden afgelezen. De meetmethode is in principe handzaam, schoon, milieuvriendelijk, direct en op termijn kostenbesparend. De gebruikelijke meetfouten inherent aan het nemen van *in situ* monsters, transport en opslag in het laboratorium worden voorkomen. Op deze wijze is op een snelle manier inzicht te krijgen in de ruimtelijke variatie van een aantal WQP's binnen en tussen watersystemen. De mogelijkheden zijn zo ver ontwikkeld dat er een goede potentie bestaat om deze methode binnen het waterbeheer in te zetten, in samenhang met lopend veld- en laboratoriumonderzoek en met *remote sensing* opnamen. De verkregen optische *in situ* veldmetingen sluiten aan bij de ontwikkelingen op het gebied van *remote sensing*. Op de korte termijn zullen vergelijkbare hoge resolutie scanners in vliegtuigen en op de middellange termijn in satellieten beschikbaar komen. Deze methode zal het operationeel toepassen van *remote sensing* kunnen bevorderen en vice versa, zodat optische velddata voor de waterbeheerders beschikbaar komen. De verkregen informatie is digitaal en kan ingebracht worden als informatielaag in een Geografisch Informatie Systeem (GIS) en gebruikt worden in Beslissing Ondersteunend Systeem (BOS). Met name het gebruikersvriendelijke karakter en de hoge snelheid in de metingen maken de methode zeer robuust en toepasbaar onder bijna alle weersomstandigheden. Op grond van de uitgebreide meetervaring in het veld is gebleken dat het meten van gereflecteerd licht met een compacte en snel werkende veldspectroradiometer zeer betrouwbare resultaten oplevert. Tijdens een demonstratie voor waterbeheerders van deze meetmethode, onder ongunstige weersomstandigheden, bleek dat chlorofyl concentraties berekend op grond van de reflectiemetingen met de veldspectroradiometer goed overéénkwamen met chlorofyl metingen volgens het NEN-voorschrift.

Voor verdere introductie van deze meetmethode voor de waterbeheerder is een stappenplan opgesteld.

Leeswijzer

In dit rapport komen twee aspecten aan de orde. Het opstellen van een optische classificatie voor Nederlandse wateren en de introductie van een nieuwe veldmeetmethode voor het meten van optische waterkwaliteitsparameters. Sommige hoofdstukken zijn voor beide aspecten van belang, in andere wordt slechts één aspect uitgebreid behandeld.

Hoofdstuk 1 bevat een aantal paragrafen die van belang zijn om de context van dit rapport te begrijpen. Paragraaf 1 t/m 3 geven inzicht in de reden van dit onderzoek en het belang hiervan voor de waterbeheerder. Paragraaf 4 en 5 presenteren in vogelvlucht wat er nodig is om de kleur van water om te rekenen naar waterkwaliteitsparameters. In paragraaf 6 worden een aantal ontwikkelingen geschetst die in Nederland gaande zijn op het gebied van optische teledetectie van waterkwaliteit.

Hoofdstuk 2 behandelt hoe de diverse veld- en laboratoriummetingen uitgevoerd zijn in het kader van de meetcampagne voor het opzetten van de Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren. Dit hoofdstuk is vooral van belang om inzicht te krijgen in de totstandkoming en de gegevensverwerking voor de dataset in het algemeen en voor de optische classificatie in het bijzonder. Paragraaf 2.1 staat hier in principe los van. Deze paragraaf gaat kort in op de relatie tussen de kleur van water en reflectiemetingen en hoe dit te meten is.

In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de veld- en laboratoriumgegevens die gebruikt zijn voor het opzetten van een optische classificatie. Paragraaf 1 beschrijft de gemeten data met betrekking tot waterkwaliteitsparameters. Paragraaf 2 beschrijft de uitkomst van de diverse clusteranalyses die gedaan zijn om tot een optische classificatie van wateren te komen. Paragraaf 3 behandelt de uiteindelijke optische classificatie.

In hoofdstuk 4 wordt verslag gedaan van een demonstratie voor waterbeheerders van de meetmethode met de veldspectroradiometer voor het schatten van waterkwaliteitsparameters. Hier worden resultaten gepresenteerd van het schatten van chlorofyl concentraties met de veldspectroradiometer direct in het veld. Deze resultaten zijn vergeleken met chlorofyl concentraties die bepaald zijn in het laboratorium volgens het NEN-voorschrift aan watermonsters die simultaan aan de metingen met de veldspectroradiometer zijn verzameld. Een groot deel van deze informatie is al gepubliceerd in H2O (Rijkeboer e.a.1998).

Hoofdstuk 5 bevat de conclusies, terwijl in hoofdstuk 6 aanbevelingen voor verder onderzoek gedaan worden, inclusief een concreet stappenplan voor implementatie van de beschreven meetmethode in het waterbeheer. Het rapport sluit af met een overzicht van de geraadpleegde literatuur en de bijlagen.

Bijlage I bevat tabellen en kaarten met betrekking tot gemeten waterkwaliteit op de diverse monsterlocaties en de opgestelde optische classificatie.

Bijlage II geeft de achtergrond informatie over de PR-650 meetmethode. Tevens is een eerste opzet voor een meetprotocol voor waterbeheerders en monsternemers beschreven.

Bijlage III geeft de achtergrond informatie over het meten van inherente optische eigenschappen en het modelleren van reflectiespectra op basis hiervan.

Lijst van symbolen en hun eenheden

<i>Symbol of afkorting</i>	<i>Verklaring</i>	<i>Eenheden</i>
a	absorptiecoëfficiënt	m^{-1}
b_b	terugwaartse verstrooiingscoëfficiënt	m^{-1}
C	coëfficiënt in relatie tussen $R(0_-)$ en a en b_b	
$CDOM$	gekleurde opgeloste organische stoffen	m^{-1}
CPC	Cyanofycocyanine concentratie	$\mu\text{g l}^{-1}$
CPE	Cyanofycoërythrine concentratie	$\mu\text{g l}^{-1}$
E_{ad}	neerwaartse irradiantie vlak boven water	$\text{W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$
E_{au}	opwaartse irradiantie vlak boven water	$\text{W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$
E_{wd}	neerwaartse irradiantie vlak onder het wateroppervlak	$\text{W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$
E_{wu}	opwaartse irradiantie vlak onder het wateroppervlak	$\text{W m}^{-2} \text{ nm}^{-1}$
F	fractie diffuus licht van neerwaartse irradiantie	
f	constante voor omrekening van L_{au} naar L_{wu}	
ISM	anorganische zwevende stofconcentratie	mg l^{-1}
$IOP's$	inherente optische eigenschappen	
L_{42}	opwaartse radiantie boven het wateroppervlak bij nadirhoek van 42°	$\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \text{ nm}^{-1}$
L_{ar}	gereflecteerde radiantie op overgang lucht naar water	$\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \text{ nm}^{-1}$
L_{au}	aan het wateroppervlak uittredende opwaartse radiantie	$\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \text{ nm}^{-1}$
L_{sky}	radiantie van hemellicht bij zenithhoek van 42°	$\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \text{ nm}^{-1}$
L_{wu}	opwaartse radiantie vlak onder het wateroppervlak	$\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \text{ nm}^{-1}$
Lr_p	radiantie gereflecteerd door diffuse plaat	$\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \text{ nm}^{-1}$
Lr_{pd}	radiantie gereflecteerd door diffuse plaat, waarbij invloed direct zonlicht geblokkeerd is	$\text{W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \text{ nm}^{-1}$
n	brekingsindex van water	
Q	coëfficiënt voor omrekening van L_{wu} naar E_{wu}	sr
$R(0_-)$	irradiantiereflectie vlak onder het wateroppervlak	
r_θ	Fresnel reflectiecoëfficiënt voor zonlicht	
r_{dif}	gemiddelde Fresnel reflectiecoëfficiënt voor diffuus licht	

r_{sky}	Fresnel reflectiecoëfficiënt bij een zenithoek van 42°	
<i>SIOP</i>	specifieke inherente optische eigenschappen	
<i>SOM</i>	organische zwevende stofconcentratie	mg l ⁻¹
<i>TCHL</i>	Chlorofyl concentratie (inclusief Faeopigment)	µg l ⁻¹
<i>TSM</i>	totaal zwevende stofconcentratie	mg l ⁻¹
<i>WQP's</i>	waterkwaliteitsparameters	

Lijst van begrippen

apparente optische eigenschappen	optische eigenschappen van water met de daarin aanwezige opgeloste en gesuspendeerde stoffen, die afhangen van de samenstelling en concentratie van de componenten in het water en die afhankelijk zijn van de richting en/of intensiteit van het licht. De <i>AOP's</i> zijn o.a. irradiantiereflexie, doorzicht en verticale lichtuitdoving
cosinuscollector	een lichtsensor waarmee invallend licht gemeten wordt onder een hoek van 180°
donkerstroom	de achtergrond ruis van het instrument zonder dat er licht gemeten wordt
fytoplankton	levende deeltjes met fotosynthetische pigmenten
inherente optische eigenschappen	optische eigenschappen van water met de daarin aanwezige opgeloste en gesuspendeerde stoffen, die afhangen van de samenstelling en concentratie van de componenten in het water en die onafhankelijk zijn van de richting en intensiteit van het licht. De <i>IOP's</i> zijn o.a. de absorptie- en de verstrooiingscoëfficiënt
irradiantie (<i>E</i>)	radiantie geïntegreerd over de ruimtehoeken
optische waterkwaliteitsparameters	waterkwaliteitsparameters die met behulp van teledetectie bepaald kunnen worden, zoals algenpigmenten, zwevende stofconcentratie, doorzicht en verticale lichtuitdoving
optische teledetectie	waarneming op afstand van optische parameters, waarbij afstand kan variëren tussen enkele cm's boven het wateroppervlak (veldmethode) tot en met 800 km (polaire satellieten)
radiantie (<i>L</i>)	in- of uitstraling in een ruimtehoek
reflectiespectrum	de verhouding tussen het uittrekkende en invallende licht net onder het water onder het wateroppervlak
remote sensing	opnamen vanuit vliegtuigen en satellieten, die een ruimtelijk dekkende registratie van de optische parameters leveren
seston	alle zwevende deeltjes in de waterkolom, bestaande uit fytoplankton en tripton

tripton

dode organische deeltjes en anorganische deeltjes

De richting van de lichtradiantie wordt aangegeven met de volgende hoeken.

 Θ

neerwaarts gericht licht wordt uitgedrukt in de zenithhoek, d.i. de hoek ten opzichte van de verticaal.

 Θ_n

opwaarts gericht licht wordt uitgedrukt in de nadirhoek, d.i. de hoek ten opzichte van de verticaal. Deze hoek is gelijk aan de zenithhoek van $(180^\circ - \Theta_n)$.

 ϕ

de azimuthhoek is de hoek tussen twee verticale vlakken die bepaald worden door a) het vlak van de zon en de waarnemer en b) het vlak van de waarnemer en het punt van meting aan het wateroppervlak.

1. Inleiding

Dit hoofdstuk bevat een aantal paragrafen die van belang zijn om de context van dit rapport te begrijpen. Paragraaf 1 t/m 3 geven inzicht in de reden van dit onderzoek en het belang hiervan voor de waterbeheerder. Paragraaf 4 en 5 presenteren in vogelvlucht wat er nodig is om de kleur van water om te rekenen naar waterkwaliteitsparameters. In paragraaf 6 worden een aantal ontwikkelingen geschetst die in Nederland gaande zijn op het gebied van optische teledetectie van waterkwaliteit.

1.1 Aanleiding van dit onderzoek

In 1994 en 1995 zijn een aantal projecten van start gegaan, geïnitieerd vanuit de REWANET (REmote sensing of WATer quality in the NETHERlands) werkgroep van het Nationale Remote Sensing Programma. Het uiteindelijke doel van deze projecten was een aantal liefst analytische rekenmethoden of algoritmen te ontwikkelen om waterkwaliteitsgegevens met behulp van *remote sensing* technieken doeltreffend te kunnen monitoren en te verwerken. Voor het succesvol toepassen van *remote sensing* technieken voor het bepalen van waterkwaliteitsparameters is het van belang om de relatie tussen het *remote sensing* signaal (bijv. de kleur van water), de optisch actieve componenten (zoals algenpigmenten, zwevende stofconcentratie, gekleurde opgeloste stoffen) en de optische eigenschappen van deze componenten te weten. Als deze relaties niet of onvoldoende bekend zijn is een analytische aanpak in algoritme ontwikkeling niet goed mogelijk. Dit inzicht resulteerde in de vraag naar een goed gedocumenteerd software bibliotheek voor optische - en waterkwaliteitsdata (Krijgsman, 1994; Hakvoort, 1994; Dekker, 1995).

In diezelfde periode werd op het Centrum voor Limnologie (KNAW) geëxperimenteerd met een nieuwe meetmethode, waarbij de kleur van water met een veldspectroradiometer gemeten werd en dit signaal vervolgens vertaald werd in *o.a.* chlorofyl concentratie in het water.

De vraag naar een database van optische- en waterkwaliteitsdata, tezamen met het beschikbaar komen van een veldmethode (Gons, 1998/1999) om de kleur van water direct in het veld te meten resulteerde in het uitvoeren van een veldmeetcampagne gedurende de zomermaanden van 1995. Op basis van deze metingen werd de Spectrale bibliotheek van Nederlandse wateren opgezet (Rijkeboer *et al.*, 1997).

Tijdens de meetcampagne in 1995 werd duidelijk dat het meten van de waterkleur met een veldspectroradiometer voor de waterbeheerder een interessante aanvulling op de bestaande veldmethoden zou kunnen betekenen. Tevens werd duidelijk dat het opstellen van een optische classificatie van wateren een belangrijk instrument is bij het opstellen van betrouwbare algoritmen om via optische veldmeetmethoden of via *remote sensing* technieken waterkwaliteitsparameters te kunnen bepalen. Op basis hiervan werden onderstaande doelstellingen geformuleerd.

1.2 Doelstelling van deze rapportage

- Het opstellen van een optische classificatie voor de belangrijkste Nederlandse wateren gebaseerd op metingen uit de Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren (Rijkeboer *et al.*, 1997; Rijkeboer *et al.*, 1998).
- Het introduceren van de meetmethode met een veldspectroradiometer voor het meten van optische waterkwaliteitsparameters zoals chlorofyl-*a*.

1.3 Belang voor de waterbeheerder

De kwaliteit van het oppervlaktewater moet voldoen aan een breed scala van milieunormen. Naast controle van de waterkwaliteit, is het meten en volgen van de kwaliteit van water in de tijd een belangrijke informatiebron bij het opstellen van streefbeelden en bij het maken van prognoses ten behoeve van het beleid. Dit vereist efficiënte en routinematige meetcampagnes van de waterkwaliteit, zoals uitgevoerd onder verantwoordelijkheid van de waterschappen, provinciale overheden en rijkswaterstaat. Naast de invloed van componenten zoals zware metalen, organische microverontreinigingen en bestrijdingsmiddelen in het water, wordt de waterkwaliteit ook bepaald door de aard en kwantiteit van de biologische componenten in het water tengevolge van nutriëntenbelasting. Eutrofiëring (vermesting) is een te hoge toevoer van voedingsstoffen (m.n. fosfor en stikstof) in het water, waardoor een ontregeling van ecologische processen ontstaat. Een voorbeeld hiervan zijn ondiepe, heldere, door waterplanten gedomineerde watersystemen die sinds de jaren vijftig zijn veranderd in troebele, door algen gedomineerde systemen. Dit is nog steeds één van de grootste problemen voor vele watersystemen en watertypen (vierde milieuverkenning, 1997). Om uitspraken te doen over de mate van eutrofiëring en om inzicht te krijgen in o.a. nutriënten emissiereductie worden parameters zoals de chlorofylconcentratie, de zwevende stofconcentratie en het doorzicht gemeten in diverse monitoringsprogramma's. In deze rapportage worden de termen waterkwaliteit en (optische) waterkwaliteitsparameters (WQP's) gebruikt in het kader van eutrofiëring.

In routinematige monitoringsprogramma's is het gebruikelijk om op een beperkt aantal locaties in een watersysteem *in situ* metingen en monsternamen te doen om inzicht te krijgen in de WQP's. Impliciet wordt er van uitgegaan dat één of enkele meetpunt(en) voldoende representatief is (zijn) om de waterkwaliteit in het hele watersysteem vast te stellen. Het nemen en verwerken van grote hoeveelheden monsters is arbeidsintensief en kostbaar. Daarom is het voor de waterbeheerder van groot belang om een goede strategie te volgen bij het opstellen of bijstellen van de monitoringsprogramma's. Bij het opzetten van een effectief waterkwaliteitsmeetnet, is het belangrijk om inzicht te hebben in de variatie van de te meten WQP's, zowel tussen watersystemen als binnen watersystemen.

Nieuwe technieken kunnen hierbij helpen. Vanuit het *remote sensing* onderzoek zijn methoden ontwikkeld om een aantal optische parameters, zoals algenconcentratie of zwevende stofconcentratie te schatten aan de hand van metingen van het gereflecteerde licht uit het water. Dit kan gedaan worden met behulp van satellieten of vliegtuig *remote sensing*. Deze technieken hebben het grote voordeel dat de informatie ruimtelijk dekkend is. Huidige nadelen bij het gebruik van vliegtuig technieken voor routinemetingen zijn o.a. de nu nog hoge kosten, de mate van specialistische kennis voor het verwerken van de beelden en de weersafhankelijkheid. Voor satellietbeelden liggen de kosten aanzienlijk la-

ger, echter er kunnen hiermee minder WQP's worden bepaald in kleinere watersystemen. Een voor de waterbeheerders aantrekkelijk alternatief als tussenvorm voor het nemen van watermonsters (en het hieraan in het laboratorium bepalen van de WQP's) enerzijds en het gebruik van vliegtuig en satelliet *remote sensing* anderzijds, wordt gevormd door het gebruik van een veldspectroradiometer. Recent is een methode ontwikkeld om met behulp van een veldspectroradiometer het gereflecteerde licht te meten, waarbij door aansluiting op een computer, optische waterkwaliteitsparameters direct in het veld (of aansluitend aan de veldmetingen) kunnen worden bepaald. De veldspectroradiometer, ter grootte van een videocamera, kan relatief eenvoudig (en tijdens het varen) bediend worden. De meetmethode is in principe handzaam, schoon, milieuvriendelijk, robuust, direct en mogelijk op termijn zeer kostenbesparend. Deze methode kan een alternatief bieden aan de waterbeheerder om naast bestaande *in situ* monitoringmetingen, de waterkleur en de daarvan afgeleide optische waterkwaliteitsparameters zoals o.a. chlorofyl- en zwevende stofconcentratie direct in het veld te meten. Deze methode is zeer geschikt om makkelijk en snel inzicht te krijgen in de ruimtelijke variatie van deze WQP's in watersystemen.

1.4 De kleur van water

De kleur van water wordt bepaald door de veranderingen in de spectrale samenstelling van het licht onderwater, ten gevolge van de optisch actieve componenten in het water. De belangrijkste componenten hierbij zijn het fytoplankton, de niet-levende zwevende partikels (tripton), de gekleurde opgeloste organische stoffen of aquatische humus (CDOM) en het water zelf. De spectrale veranderingen in het onderwaterlichtklimaat worden veroorzaakt door absorptie- en verstrooiingsprocessen. Bij absorptie verdwijnt er licht en ten gevolge van verstrooiing verandert de richting van het licht. De waterkleur kan geregistreerd worden als een reflectiespectrum, i.e. de verhouding tussen het uittrekkende licht en het invallende licht als functie van de golflengte (Kirk, 1994). Dit reflectiespectrum kan gereconstrueerd worden via optische teledetectie of *remote sensing* vanuit satellieten, vliegtuigen of met behulp van een veldspectroradiometer.

Voorwaarde voor het succesvol toepassen van optische *remote sensing* technieken bij het schatten van waterkwaliteitsparameters is de beschikbaarheid van geschikte rekenmodellen (algoritmen) om het reflectiespectrum te vertalen in waterkwaliteitsparameters. De inherente optische eigenschappen (absorptie en verstrooiing) zijn fysisch gerelateerd aan het reflectiespectrum vlak onder het wateroppervlak $R(0^-)$. Daarmee is het reflectiespectrum de parameter die de optische eigenschappen van de componenten *in* het water koppelt met het *boven* water gemeten (*remote sensing*) signaal. De relaties tussen het reflectiespectrum of waterkleur en waterkwaliteitsparameters hebben algemene geldigheid, aangezien $R(0^-)$ relatief stabiel blijft bij variërende zonnestand, atmosferische condities en wateroppervlak (Dekker *et al.*, 1996).

Optische *remote sensing* technieken hebben bewezen betrouwbare schattingen te leveren van optische waterkwaliteitsparameters zoals concentraties van algenpigmenten (chlorofyl-a en faeopigment; cyanofycocyanine en cyanofycocerythrine), seston drooggewicht (zwevende stofconcentratie), doorzicht (Secchi-schijf) en verticale lichtuitdovingscoëfficiënt (Dekker, 1993; Kirk, 1994; Moen *et al.*, 1997; Gons, 1999). Toch bestaan er nog een aantal onzekerheden omtrent de betrouwbaarheid van empirische en semi-analytische algoritmen ontwikkeld voor bepaalde watertypen (Dekker *et al.*, 1995;

Lathrop and Lillesand, 1986; Kirk, 1994). Er zijn algoritmen ontwikkeld om een aantal waterkwaliteitsparameters te schatten in oceaan water (Morel and Prieur, 1977; Viollier *et al.*, 1980; Gordon *et al.*, 1983), kustwater (Gordon *et al.*, 1983; Bricaud and Morel, 1986; Holligan *et al.*, 1989), voor ondiepe, eutrofe meren (Lathrop and Lillesand, 1986; Dekker *et al.*, 1991; Mittenzwey, 1992; Dekker, 1993; Gons *et al.*, 1998) en voor grote stromende wateren (Dekker, 1993; Dekker and Hoogenboom, 1993; Jupp *et al.*, 1994).

1.5 Optische classificatie van Nederlandse wateren

Het opstellen van een optische classificatie is een belangrijk instrument voor een aantal toepassingen van optische veldmeetmethoden en van *remote sensing* voor waterkwaliteitsbepaling.

- Een optische classificatie is een onmisbaar instrument bij het ontwikkelen van verbeterde algoritmen. De verwachting is dat het ontwikkelen van algoritmen voor het schatten van waterkwaliteitsparameters in optisch gedefinieerde watertypen betrouwbaarder resultaten oplevert dan het toepassen van een algemeen algoritme. Er zijn betrouwbare algoritmen ontwikkeld voor o.a. zeewater en troebele, ondiepe meren. Maar voor een aantal andere optische watertypen ontbreekt dit nog.
- Een optische classificatie vormt een basis om veranderingen in wateren te kunnen opsporen en te volgen via *remote sensing* technieken. Indien van een watersysteem is vastgesteld tot welk type het behoort, kunnen gemakkelijk en snel afwijkingen van het type worden opgespoord en in de tijd gevolgd worden, bijvoorbeeld tengevolge van veranderingen in het watersysteem door restauratie ingrepen, rampen of klimaatsverandering.
- In toenemende mate vervult ecologische modellering een belangrijke rol bij het begrijpen van ingrepen in het ecosysteem zoals aanpak van nutriëntstromen of biomaniipulatie. Voor het opstellen van prognoses en doorrekenen van scenario's is dit één van de fundamenteën. Te denken valt o.a. aan modellen zoals PC-lake (Janse *et al.*, 1990); PC-Ditch (Janse *et al.*, 1998); Uitzicht (Buiteveld, 1995). De verwachting is dat er steeds meer ecologische modellen ontwikkeld worden die gebruik maken van optische parameters als invoer (Dekker *et al.*, 1996). Vooral de geïntegreerde aanpak van *remote sensing*, *in situ* monitoring en ecologische modellering zal steeds belangrijker worden voor het waterbeheer (REWANET groep, 1994; Allewijn *et al.*, 1995; Vos *et al.*, 1998). Zeker wanneer optische parameters makkelijker toegankelijk worden voor o.a. de waterbeheerders, is het belangrijk wateren in te kunnen delen op grond van optische eigenschappen.

1.6 Raamwerk: Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren

Er zijn diverse ontwikkelingen in Nederland gaande op het gebied van optische teledetectie en optische waterkwaliteitsbepaling.

- Via de (semi)-empirische aanpak worden algoritmen ontwikkeld voor het bepalen van (optische) waterkwaliteitsparameters voor bepaalde watertypen. Op grond van grote hoeveelheden spectrale en WQP metingen is het mogelijk om betrouwbare algoritmen te ontwikkelen voor bepaalde watertypen. Een goed voorbeeld van deze aanpak is het werk van Gons (1998; 1999). Hij heeft op basis van veldspectroradiometrische data

voor ondiepe, troebele wateren, zoals het IJsselmeer een goed werkend algoritme voor o.a. chlorofyl concentraties en de verticale uitdoving van licht (i.e. K_d) ontwikkeld. Algoritmen in ontwikkeling zijn die voor o.a. zwevende stofconcentratie en bacterieconcentratie.

- Een tweede lijn is die van de spectrale herkenning van wateren. Belangrijke activiteiten in dit kader zijn o.a. het verzamelen van reflectie en absorptie gegevens en hieraan geassocieerde waterkwaliteitsgegevens van enkele getijdenwateren en een groot aantal binnenwateren (Rijkeboer *e.a.* 1997). Vervolgens het valideren en archiveren van de verkregen data in een toegankelijk databestand (Rijkeboer *e.a.* 1997; Rijkeboer *et al.*, 1998). En tenslotte het opstellen van een optische classificatie van wateren op basis van de spectrale signaturen (dit rapport).
- Een belangrijke lijn uitgezet op het Instituut voor Milieuvraagstukken in samenwerking met de REWANET (*Remote sensing of Water quality in the NETHERlands*) werkgroep van het Nationale Remote sensing Programma betreft de fysische modellering. Het uiteindelijke doel is een aantal, liefst analytische methoden te ontwikkelen om waterkwaliteitsgegevens met behulp van *Remote sensing* technieken adequaat en accuraat te monitoren en te verwerken. Voorbeelden hiervan zijn de inverse en voorwaartse modellering (Hoogenboom *et al.*, 1998a; Hoogenboom *et al.*, 1998b). Doelstellingen hierbij zijn o.a. het ontwikkelen van een geïntegreerd systeem van waterkwaliteitsalgoritmen, die toepasbaar zijn op alle getijde- en binnenwateren in Nederland, en die zo onafhankelijk mogelijk van *in situ* metingen zijn. Tevens ligt een sterk accent op het operationaliseren, standaardiseren en stroomlijnen van de productie van waterkwaliteitskaarten gebaseerd op *remote sensing* gegevens (Dekker *et al.*, 1997).
- Een laatste lijn in de ontwikkeling is het werken met neurale netwerken (Buckton *et al.*, 1995; All Fours NeuralTech, 1996; All Fours NeuralTech, 1997), waarbij deze netwerken getraind worden met fysische gemodelleerde reflectiespectra, naast gemeten reflectiespectra.

2. Materiaal en methode

Hoofdstuk 2 behandelt hoe de diverse veld- en laboratoriummetingen uitgevoerd zijn in het kader van de meetcampagne voor het opzetten van de Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren. Dit hoofdstuk is vooral van belang om inzicht te krijgen in de totstandkoming en de gegevensverwerking voor de dataset in het algemeen en voor de optische classificatie in het bijzonder. Paragraaf 2.1 staat hier in principe los van. Deze paragraaf gaat kort in op de relatie tussen de kleur van water en reflectiemetingen en hoe dit te meten is.

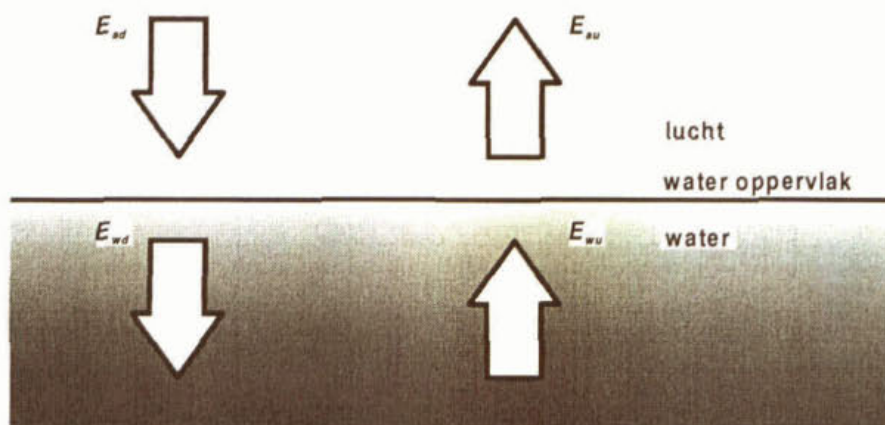
2.1 Kleur van water en reflectiemetingen

De kleur van natuurlijk water wordt bepaald door de in het water opgeloste organische stoffen, fytoplankton en andere zwevende deeltjes. De kleur van het water komt tot stand door een aantal processen; de belangrijkste zijn absorptie en verstrooiing. Met teledetectie wordt getracht zo goed mogelijk het licht, zoals dat in opwaartse richting vlak onder het wateroppervlak voorkomt te reconstrueren; om uit de kleuren en intensiteitsvariaties de optische waterkwaliteitsparameters af te leiden.

Teledetectie is de verzamelnaam voor alle waarnemingstechnieken op afstand. Voor optische waterkwaliteitsbepaling varieert deze afstand van enkele cm's boven het wateroppervlak (veldspectroradiometer) tot en met waarnemingen vanaf een hoogte van enkele km's (vliegtuigen) tot ca. 800 km (polaire satellieten). *Remote sensing* opnames worden vaak vanuit vliegtuigen en satellieten gemaakt en leveren een ruimtelijk dekkende registratie van de kleur van het water. Metingen met een veldspectroradiometer vanaf boten, steigers en bruggen, zoals verricht in dit onderzoek leveren een lokale registratie van de kleur. De methode om van ruwe meetgegevens (radiantie) tot schattingen van waterkwaliteitparameters te komen is identiek voor de diverse waarnemingstechnieken.

De kleur van het water ontstaat doordat de spectrale samenstelling van het invallend licht (direct zonlicht en diffuse hemelstraling) in het water verandert. Invallend licht E_{ad} komt bij het wateroppervlak aan. Aan het grensvlak lucht-water treedt of reflectie (weerskaatsing) of bij doordringing van de grenslaag, refractie (lichtbreking) op. Het gerefracteerde deel van het invallende licht verandert onder water van kleur en intensiteit. Twee optische eigenschappen van het water en de daarin voorkomende componenten veroorzaken deze veranderingen: de absorptie, uitgedrukt in een absorptiecoëfficiënt a , en de verstrooiing, uitgedrukt als verstrooiingscoëfficiënt b . Bij absorptie verdwijnt er licht; bij verstrooiing verandert de richting van het licht. Als de richting van de fotonen zodanig wijzigt dat ze een opwaartse richting krijgen, is er sprake van terugverstrooiing b_b . Uit het water afkomstig licht dat we boven het wateroppervlak waarnemen E_{au} , is dus een functie van (figuur 2.1):

- het invallend licht vlak boven het wateroppervlak E_{ad} ;
- de refractie en reflectie aan de grenslaag lucht/water en water/lucht;
- de absorptie door alle componenten in het water en het water zelf;
- de verstrooiing en de terugverstrooiing door de deeltjes in het water en
- (eventueel) de bodem of submerse waterplanten.



Figuur 2.1 Schematische voorstelling van de neerwaartse irradiantie boven het wateroppervlak E_{ad} en onderwater E_{wd} en de opwaartse irradiantie boven het wateroppervlak E_{au} en onderwater E_{wu} .

Voor waterkwaliteitsbepalingen op basis van kleur, wordt het licht, zoals dat in opwaartse richting vlak onder het wateroppervlak voorkomt gereconstrueerd, teneinde uit de kleuren en intensiteitsvariaties de waterkwaliteitsparameters af te leiden. Omdat de intensiteit en spectrale verdeling van het onderwaterlicht ook bepaald worden door zonnestand, heiligheid en bewolking, wordt de kleur van het water doorgaans beschreven met een reflectiespectrum, omdat deze normeert voor instralingveranderingen. De irradiantierreflectie vlak onder het wateroppervlak is gedefinieerd als:

$$R(0-) = E_{wu} / E_{wd} \quad (2.1)$$

2.2 Veldmeting met de PR-650 veldspectroradiometer

In theorie is de meting van het reflectiespectrum $R(0-)$ in buitenwater eenvoudig. Een geschikte sensor wordt vlak onder het wateroppervlak eerst loodrecht naar boven gericht om neerwaartse irradiantie (E_{wd}) te meten, vervolgens wordt de sensor omgekeerd om de opwaartse irradiantie (E_{wu}) te meten. Het meest optimale is om gelijktijdig E_{wd} en E_{wu} te meten. $R(0-)$ is het quotiënt van de opwaartse en neerwaartse irradiantie (vgl. 2.1). Er zijn echter een aantal versturende factoren. Deze meting dient op open water plaats te vinden omdat zij beïnvloed wordt door schaduwwerking van de omgeving (bomen, oever, steiger). Op open water kan de invloed van schaduwwerking van de boot of het meetplatform (Gordon, 1985) ondervangen worden door de sensor te monteren aan een hengel, waarbij de meetrichting van de sensor nog steeds loodrecht omlaag dan wel omhoog is. Een andere factor betreft zelfschaduw van de sensor bij loodrechte metingen. Vooral in sterk absorberend water is deze factor belangrijk, zelfs bij een doorsnede (inclusief vatting) van de sensor van slechts enkele cm (Gordon and Ding, 1992). Ten slotte

worden metingen sterk bemoeilijkt of onmogelijk door golven bij harde wind, juist op open water.

Veel van de hiervoor genoemde storende factoren kunnen vermeden worden door $R(0^-)$ te berekenen vanuit lichtmetingen *bovenwater* met een veldspectroradiometer, die uitgevoerd worden onder een schuine hoek en deze om te rekenen naar een verticale meting. Op deze wijze kan vanaf ieder meetplatform, zoals boot, steiger, brug en oever gemeten worden. Tevens betekent het werken met een *bovenwater* methode dat onder vrijwel alle weersomstandigheden gewerkt kan worden, mits de meetmethode snel genoeg is om effecten van wisselende bewolking te minimaliseren.

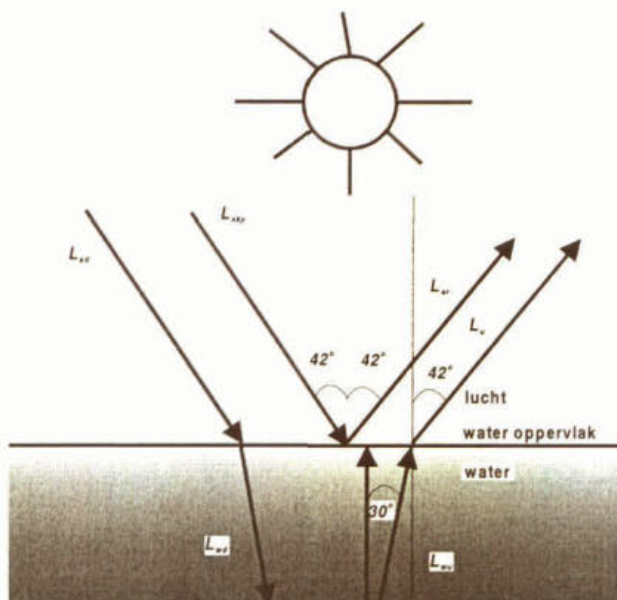
De spectroradiometrische meetmethode met de PR-650 veldspectroradiometer zoals gebruikt in het veld en de berekeningen om reflectiespectra te krijgen worden in dit bestek kort beschreven (zie bijlage II voor uitgebreide beschrijving). Het irradiantie reflectie-spectrum vlak onder het wateroppervlak $R(0^-)$ werd verkregen op basis van radiantie metingen bovenwater met een PR-650 veldspectroradiometer vanaf een boot of incidenteel vanaf een steiger of een brug (Gons, 1999; Rijkeboer *et al.*, 1998.)

De PR-650 (Photo Research, Chatsworth, CA, USA) lijkt op een videocamera en meet radiantie binnen een hoek van 1° . Met het objectief kan nauwkeurig worden ingesteld op een doelwit. Het totale spectrum met een golflengtebereik van 380 tot 780 nm wordt in één keer opgenomen en in stappen van 4 nm weergegeven. De bandbreedte is 8 nm.

Voorafgaand aan iedere meting wordt gecorrigeerd voor donkerstroom (interne achtergrond ruis). De bijbehorende integratietijd van de metingen wordt automatisch ingesteld. Calibratie is volgens de fabrikant 'traceable to NIST standards' (National Institute of Standardization). Het objectief kan vervangen worden door een cosinuscollector (een lichtsensor waarmee het invallende licht onder een hoek van 180° wordt gemeten). Bij dit meetsysteem hoort een bijna 100% reflecterende diffuse plaat (halon). De voeding komt van een snel verwisselbare oplaadbare batterij. Directe communicatie met een computer is mogelijk via een seriële kabel aansluiting.

De opwaartse radiantie boven het wateroppervlak (L_{au} of L_{42}) en de neerwaartse radiantie van het hemellicht (L_{sky}) worden gemeten onder respectievelijk een nadir en zenithhoek van 42° (figuur 2.2). Deze hoek wordt gebruikt om invloed van reflectie en schaduw van de boot te vermijden. De gemeten opwaartse radiantie is inclusief het aan het wateroppervlak gereflecteerde hemellicht, dat hiervan afgetrokken moet worden (vgl 2.2). Voor het berekenen van de neerwaarts gerichte irradiantie (E_{sd}) en om onderscheid te maken tussen direct zonlicht en de diffuse straling, wordt de radiantie gemeten aan een gekalibreerd diffuus reflectie paneel voor (L_{r_p}) en na beschaduwing van het paneel ($L_{\text{r}_{pd}}$) (vgl 2.2). Op grond van praktisch en theoretisch overwegingen is de meetrichting 90° in het vlak van de zon. Op deze wijze wordt zonneschittering zoveel mogelijk vermeden.

Afhankelijk van watertype en lichtomstandigheden duurt één meting in de zomer rond het middaguur ca. 0.1 tot 1 seconde. Iedere meting is in 10-voud gedaan en direct gemiddeld. De meetserie (respectievelijk L_{42} , L_{sky} , L_{r_p} en $L_{\text{r}_{pd}}$) is driemaal achter elkaar uitgevoerd. Bij stabiele weers- en werkomstandigheden is de meetsessie in minder dan 3 minuten voltooid.



Figuur 2.2 Schematische voorstelling van metingen van radiantie vanaf het wateroppervlak met de PR-650. L_{42} en L_{sky} worden bij een nadirhoek en een zenithoek van 42° bepaald. Zie tekst voor nadere uitleg.

2.3 Overige veldmetingen

Aansluitend aan de veldspectroradiometrische metingen is een oppervlaktemonster genomen voor de laboratoriumanalyses. De monsters zijn in liter flessen vervoerd in een koelbox met ijs. De temperatuur bij binnenkomst op het laboratorium varieerde tussen de 4 en 10 °C. Overige bepalingen ter plaatse waren: doorzicht; bodemdiepte ter plekke; temperatuur van het oppervlaktewater en positiebepaling. De positie van de monsterlocatie is meestal vastgelegd met Digital Global Position System-apparatuur (SERCEL), met een nauwkeurigheid van 2 m. Soms werd de locatie vastgelegd aan de hand van kaartcoördinaten. Tevens is geregistreerd: tijdstip van meting, bewolking, golfhoogte en golflengte, hoek van meting ten opzichte van golfrichting.

2.4 Waterkwaliteitsparameters

Chlorofyl-*a* en faecopigment zijn spectrofotometrisch bepaald volgens het NEN-voorschrift (NEN 6520, 1981), door middel van extractie in 80% ethanol bij een temperatuur van 75 °C. De totale chlorofyl concentratie (TCHL) wordt uitgedrukt als de som van beide componenten. Het drooggewicht of zwevende stofconcentratie (TSM) is bepaald na filtratie over Whatman GF/F filters en drogen bij 80 °C (NEN 6484, 1982). De asrest (ISM) is bepaald door de filters vervolgens bij 550 °C uit te gloeien. Het organisch gesuspendeerde materiaal (SOM) is gedefinieerd als TSM - ISM. Alle bepalingen zijn in triplo uitgevoerd.

2.5 Reflectiemetingen

Op basis van de radiantie metingen met de veldspectroradiometer boven het wateroppervlak, is het onderwater reflectiespectrum $R(0-)$ berekend (zie voor achtergrond informatie: Gons, 1999; Bijlage II).

De berekening van het onderwater reflectie spectrum is als volgt: (vgl.2.2)

$$R(0-) = \frac{Qf(L_{au} - r_{sky}L_{sky})}{[E_{ad} - r_{\Theta}(1-F)E_{ad} - r_{dif}FE_{ad}] + (0.48E_{wu})} \quad (2.2)$$

waarbij:

- Q = de omzettingscoëfficiënt voor L_{wu} in E_{wu}
- f = de omzettingscoëfficiënt voor L_{au} in L_{wu}
- L_{au} = de opwaartse radiantie boven het water bij een nadirhoek van 42°
- L_{sky} = de radiantie van het hemellicht bij een zenithhoek van 42°
- r_{sky} = de Fresnel reflectiecoëfficiënt bij een zenithhoek van 42°
- E_{ad} = de neerwaartse irradiantie vlak boven water
- r_{Θ} = de Fresnel reflectiecoëfficiënt voor zonlicht
- r_{dif} = de Fresnel reflectiecoëfficiënt voor diffuus licht
- F = de fractie diffuus licht van E_{ad}
- E_{wu} = de opwaartse irradiantie vlak onder het wateroppervlak

De volgende omzettingswaarden zijn gebruikt:

Voor f zijn de waarden 1.82 of 1.84 voor respectievelijk zoet water (Dekker, 1993) en voor zout water (Austin, 1980) gebruikt. Als Fresnel reflectiecoëfficiënt r_{dif} is de waarde 0.06 (Jerlov, 1976) gebruikt. De Fresnel reflectiecoëfficiënt voor zonlicht r_{Θ} is berekend op grond van de Juliaanse dagaanduiding, tijd en de geografische positie. De neerwaartse irradiantie E_{ad} is verkregen door radiantie metingen aan een gekalibreerd reflectiepaneel (Spectralon 100 % en 10 %). De fractie diffuus licht (F) is de ratio tussen E_{ad} metingen verkregen met het reflectiepaneel voor (L_{rp}) en na beschaduwning (L_{rpd}).

De waarde van de geometrische factor Q is nog steeds een punt van discussie in de literatuur. Voor de berekening van de Q verwijzen we naar Gons (1999). De waarde is afhankelijk van de zenithhoek van de zon en de fractie totale instraling en diffuse instraling, Q varieerde hier van 2.8 tot 4.5. Voor r_{sky} is de gemodelleerde waarde 0.0293 ingevoerd (Gons, 1999), alleen wanneer er sprake was van een vlak wateroppervlak (zonder golven) is de theoretische waarde van 0.0256 gebruikt (Kirk, 1994).

2.6 Monsterlocaties

In 1995 is het project "Spectrale Bibliotheek van Nederlandse wateren" gestart waarbij waterkwaliteitsgegevens en optische parameters simultaan gemeten werden van circa 120 Nederlandse wateren, zowel in het veld als in het laboratorium. Om een zo representatief mogelijk beeld van de optische waterkwaliteit in de Nederlandse wateren te krijgen, is getracht de meest voorkomende watertypen in Nederland te bemonsteren. Er

zijn metingen verricht in talrijke meren en plassen in de provincies Noord-Holland, Zuid-Holland, Groningen, Friesland, Limburg en Brabant. Tevens is een set gegevens verzameld in het IJsselmeer, het Markermeer en in alle Randmeren. Daarnaast zijn metingen verricht in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse wateren en enkele rivieren (Rijkeboer *e.a.*, 1997; Rijkeboer *et al.*, 1998). De gegevens zijn verzameld tussen 1 mei en 15 september 1995. Deze metingen zijn aangevuld met zeventien locaties in Zeeuwse binnenwateren waarbij op vergelijkbare wijze data zijn verzameld. Deze data zijn verzameld in augustus 1997, in het kader van een *remote sensing* vliegtuigvlucht voor de Zeeuwse waterbeheerder (Moen *et al.*, 1999). In Bijlage I worden per provincie de namen van de monsterlocaties plus de bijbehorende codering vermeld.

De wateren zijn allen éénmalig in de monsterperiode bezocht en in het algemeen is slechts op één monsterpunt per water gemonsterd en werd tegelijkertijd een reflectiespectrum opgenomen. Alleen in geval van grotere wateren is op meerdere punten bemonsterd, zoals het IJsselmeer (2*), het Markermeer (2*), de Westerschelde (2*), de Oosterschelde (2*), het Veerse meer (3*), de Rijn en de Maas. De spectrale opnamen met de veldspectroradiometer zijn in de periode mei-september 1995 opgenomen ongeacht de weersomstandigheden. Het aantal veldwerkdagen in deze periode bedroeg 43. Alleen bij zware regenval is niet gemeten. In 1997 was de periode van spectrale opnamen gekoppeld aan een vliegtuig *remote sensing* campagne, toen bedroeg het aantal veldwerkdagen 3 en waren de weersomstandigheden gunstig. Figuur. 2.3 geeft een overzicht van de in deze rapportage geanalyseerde locaties.

2.7 Gegevens verwerking en clusteranalyses voor de optische classificatie

In deze rapportage is uitgegaan van de optisch, diepe wateren. Wateren uit de Spectrale Bibliotheek waarin sprake was van bodemzicht en/of aanwezigheid van ondergedoken waterplanten zijn niet betrokken in de analyses om te komen tot een optische classificatie, omdat er nog onvoldoende inzicht is in de effecten van bodem en planten op het reflectiespectrum. In totaal 124 wateren zijn in de analyse verwerkt (figuur.2.3).

Kernvraag bij het opstellen van een optische classificatie is of het herkennen van trofische en eventueel morfometrische staat van wateren op basis van spectrale signaturen mogelijk is. Als uitgangspunt voor de indeling van Nederlandse wateren zijn waterkwaliteitsparameters gekozen, die routinematig door waterbeheerders gemeten worden en die via optische teledetectie gemeten kunnen worden. Met behulp van clusteranalyse technieken is getracht relevante clusters van watertypen te benoemen (i) op grond van waterkwaliteitsparameters en (ii) op grond van spectrale eigenschappen om vervolgens deze met elkaar in verband te brengen.

Om inzicht te krijgen in de dataset en daaruit een werkbaar aantal groepen van wateren te krijgen zijn met behulp van het programma STATISTICA (StatSoft, Tulsa, OK, USA) een tweetal rekenmethoden toegepast op de dataset. In de dataset van 124 wateren waren volgens de CUWVO-indeling (1988) 11 watertypen op grond van een combinatie van mn. morfometrische en hydrologische eigenschappen te onderscheiden, namelijk meren en plassen (68); petgaten (10); vennen (2); zand-, grind- en kleigaten (11); rivieren (10); kanalen (5); sloten (2); getijde wateren (4); krekens (9); zoute meren (2); wielen (1).



Figuur.2.3 Overzicht van monsterlocaties betrokken in de analyses voor de optische classificatie.

Deze watertypen zijn niet evenredig verdeeld over de hier gepresenteerde wateren. In de hier beschreven analyse is er voor gekozen niet méér clusters te onderscheiden dan het aantal dat volgens de CUWVO (*i.e.* 11 clusters maximaal) in de dataset aanwezig is.

Eerst werd met behulp van de Ward's methode voor clusteranalyse een hiërarchisch boomdiagram gemaakt. Met behulp van het boomdiagram kan snel een indruk gekregen worden van het aantal te onderscheiden clusters. Het niveau waarop nog clusters onderscheiden worden is subjectief: Om tot een werkbaar aantal clusters te komen zijn de volgende criteria gebruikt:

1. Het aantal moet niet tot te gedetailleerde clusters leiden als dit niet echt noodzakelijk is en niets toevoegt aan inzicht.
2. Het aantal clusters moet niet te gering zijn, aangezien dan niet voldaan wordt aan het doel van het opstellen van een optische classificatie van Nederlandse wateren.

3. De te onderscheiden typen moeten voor de waterbeheerders herkenbaar zijn.

Op grond van deze criteria werd gestreefd naar een classificatie die voor deze dataset tot maximaal 11 watertypen zou leiden, waarbij gestreefd werd naar een aantal van minimaal 5.

In principe bepaalt de gebruiker met de Ward-methode zelf het niveau van nog te onderscheiden relevante clusters. Daarom is ervoor gekozen om een tweede rekenmethode erbij te gebruiken als ondersteuning bij het vaststellen van het definitieve onderscheidingsniveau en dus het aantal clusters. Hiertoe werd de k-means methode gebruikt, waarbij op grond van een door de gebruiker zelf te bepalen aantal clusters de onderlinge verwantschap tussen de ingevoerde eigenschappen van de wateren berekend en gegroepeerd worden. Door vergelijking van de uitkomst van beide methoden, kan de gebruiker dan het definitieve aantal clusters en de bijbehorende cases vaststellen. Bij het vergelijken van beide methoden hebben we gescreend wat het optimale aantal clusters was waarbij het hoogste percentage wateren in dezelfde groep geplaatst werd met beide methoden. Uiteraard met in acht neming van de eerder genoemde criteria. De laatste methode dient dus alleen als extra ondersteuning van het aantal clusters dat met de Ward-methode (dus in het boomdiagram) herkend wordt. De uitkomsten uit het boomdiagram zijn in deze rapportage gebruikt om de cases of wateren definitief in te delen.

De volgende clusteranalyses zijn uitgevoerd:

1. **De wateren zijn geclusterd op basis van vier, voor de waterbeheerders relevante en vaak routinematig gemeten (optische) waterkwaliteitsparameters**, namelijk totaal chlorofyl-a concentratie (TCHL), zwevende stofconcentratie (TSM), het percentage organische fractie van de zwevende stofconcentratie (% SOM) en de absorptie van opgeloste organische stoffen bij 440 nm (CDOM₄₄₀).

2. **De wateren zijn geclusterd op basis van spectrale eigenschappen te weten:**

- **Het reflectiespectra tussen 380 en 780 nm.** Dit is het gewone reflectiespectrum zoals verkregen uit vgl. 2.2. De absolute hoogte van het spectrum is gerelateerd aan de concentraties van de optische componenten in het water. Nadeel hierbij is dat de spectrale ligging van de maxima en minima in reflectiewaarden niet precies vast te stellen zijn. Daarvoor is het noodzakelijk het afgeleide spectrum te nemen. Tevens kunnen meetfouten ten gevolge van de meetmethode een effect hebben op de absolute hoogte van het reflectiespectrum en dus impliciet op de concentraties.
- **Het afgeleide reflectiespectra tussen 380 en 780 nm.** Het afgeleide spectrum is verkregen door de eerste afgeleide te nemen van het gewone spectrum. (Malthus and Dekker, 1995) Dit spectrum geeft via het vaststellen van de buigpunten, de exacte spectrale ligging van de maxima en minima in reflectie aan. Op deze wijze wordt informatie verkregen over de aard van de componenten (zoals welke pigmenten spelen een rol etc.), in het water. Tevens is het afgeleide spectrum minder gevoelig voor meetfouten. Een nadeel van deze aanpak is dat de informatie over de concentraties van de WQP's verloren gaat.
- **Een aantal spectrale ratio's** van het reflectiespectrum, die op grond van variabele clustering het meest verwant blijken met de onder 1 genoemde WQP's. Voor operationele doeleinden is het gebruik van spectrale ratio's voordelig omdat effecten

van meetfouten minder belangrijk zijn. Dit maakt de methode van meten robuuster.

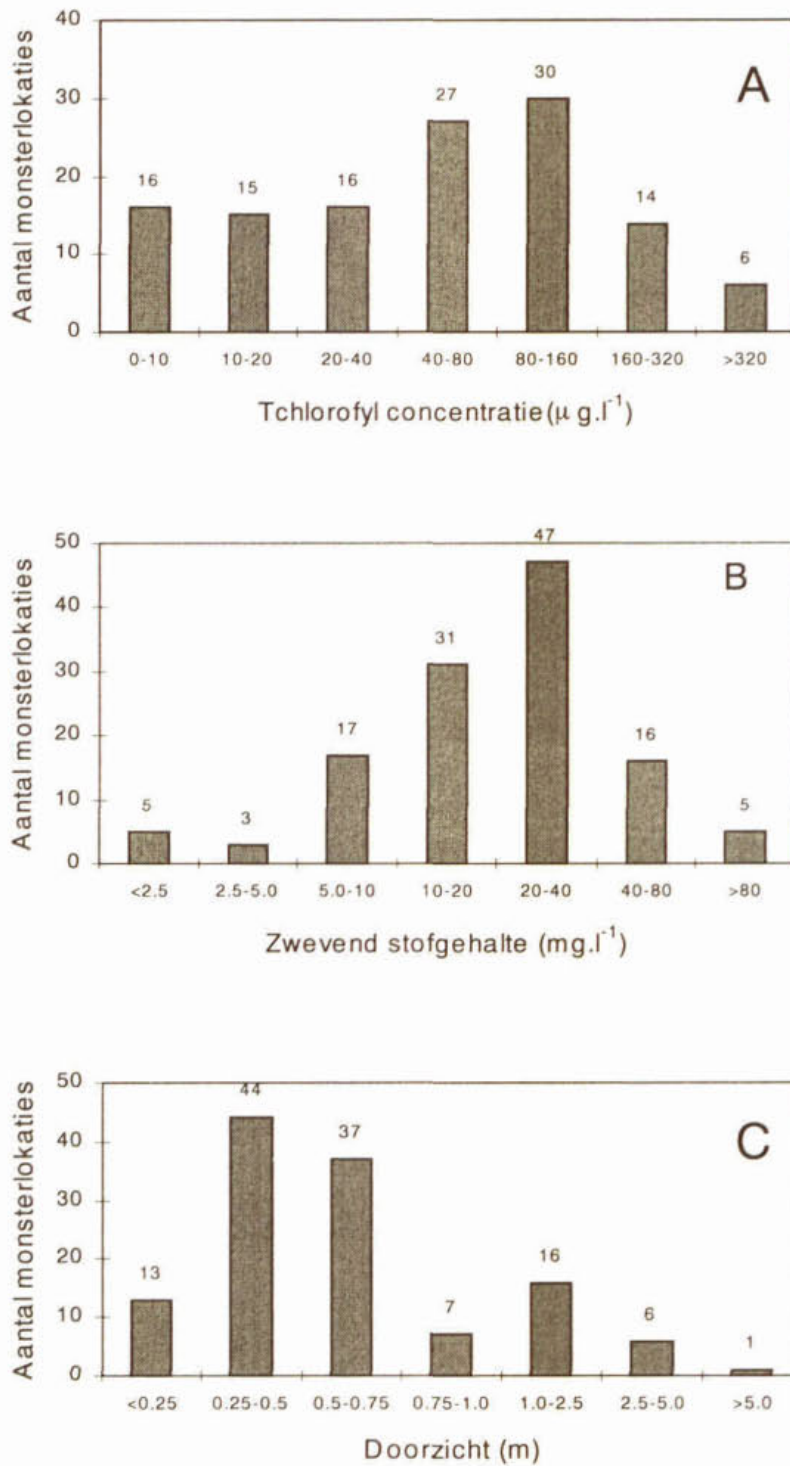
3. Resultaten van de dataset gebruikt voor de optische classificatie

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de veld- en laboratoriumgegevens die gebruikt zijn voor het opzetten van een optische classificatie. Paragraaf 1 beschrijft de gemeten data met betrekking tot waterkwaliteitsparameters. Paragraaf 2 beschrijft de uitkomst van de diverse clusteranalyses die gedaan zijn om tot een optische classificatie van wateren te komen. Paragraaf 3 behandelt de uiteindelijke optische classificatie.

3.1 Waterkwaliteitsparameters

Een groot aantal wateren (140) in Nederland (Spectrale Bibliotheek project 1995 plus meetcampagne in Zeeland 1997) zijn bemonsterd om inzicht te krijgen in de variatie van de optische data in relatie tot de samenstelling van het water. Voor het opstellen van de optische classificatie is de dataset in deze rapportage gereduceerd tot 124 optisch diepe wateren, dus zonder bodemzicht, waarvan de wateren volgens de CUWVO-indeling samenvallen met 11 typen (zie 2.6 monsterlocaties). Het aantal wateren per type is sterk variabel; m.n. troebele ondiepe meren ($N=68$) zijn oververtegenwoordigd.

De totaal chlorofylconcentratie (chlorofyl-*a* plus faeopigment) varieerde tussen 1 en 900 $\mu\text{g l}^{-1}$. De totale zwevende stofconcentratie varieerde tussen 1 en 98 mg l^{-1} . De variatie in het doorzicht bedroeg 0,2 tot 5,50 m. De diepte op de monsterlocaties varieerde tussen 0,4 en 40 m. Om een indruk te krijgen van de frequentieverdeling van de chlorofylconcentratie, de zwevende stofconcentratie en het doorzicht over de locaties, zijn de data weergegeven in grootteklassen (figuur 3.1). De klassengrenzen zijn logaritmisch gekozen (dus niet ecologisch). De chlorofylconcentratie van meer dan de helft van de monsterlocaties was hoger dan 40 $\mu\text{g l}^{-1}$, bij éénderde van de locaties werd meer dan 80 $\mu\text{g l}^{-1}$ gemeten. Deze relatief hoge gehalten zijn kenmerkend voor de hoge graad van vermesing van veel Nederlandse oppervlaktewateren. Voor de zwevende stofconcentratie werd een vergelijkbaar beeld verkregen, het merendeel van de locaties werd gekenmerkt door hoge concentraties ($\text{TSM}>20 \text{ mg l}^{-1}$). Figuur 3.1C voor het doorzicht leverde een vergelijkbaar beeld, het merendeel van de bemonsterde locaties voldeed niet aan de zwemwaternorm van 1 m doorzicht. Deze metingen zijn slechts een indicatie voor de huidige waterkwaliteit in het Nederlandse oppervlaktewater op de diverse locaties omdat éénmalig per monsterpunt gemeten is. De monsterperiode in 1995 werd gekenmerkt door gunstige groeiomstandigheden voor het fytoplankton; de zomer van 1995 was warm, zonnig en droog. Het aantal uren zonneshijns in De Bilt bedroeg 1814 tegen 1477 normaal. Hiermee behoort 1995 tot de vijf zonnigste jaren van de eeuw. Met een gemiddelde temperatuur over de zomermaanden juni, juli en augustus van 18.2 °C staat de zomer van 1995 op de derde plaats in de rij van warmste zomers van de eeuw. (Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, 1995). De week voorafgaand aan de monsterdata in de augustus 1997 werd gekenmerkt door droog, warm weer.



Figuur 3.1 De verdeling in grootteklassen van de in deze rapportage geanalyseerde locaties met betrekking tot de chlorofyl-a concentratie (A), de zwevende stofconcentratie (B) en het doorzicht (C).

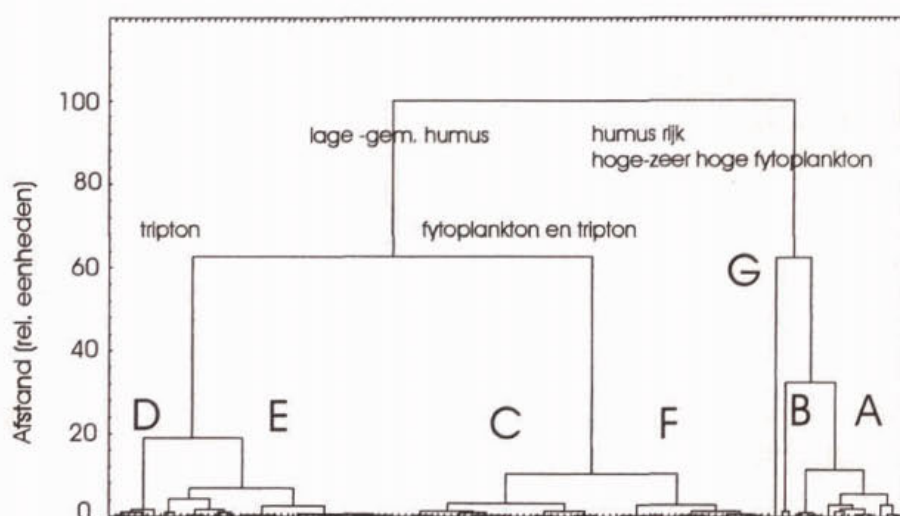
Ondanks het gegeven dat het merendeel van de locaties uit troebele, eutrofe watertypen bestond, was het gemeten bereik van de waterkwaliteitsparameters groot genoeg om inzicht te krijgen in de variatie van optische data gerelateerd aan de WQP's. Belangrijke componenten voor het bepalen van de waterkleur zijn de totaal chlorofyl concentratie (TCHL), zwevende stofconcentratie (TSM), het aandeel fytoplankton (levend en dood) in de zwevende stofconcentratie (% SOM), het opgeloste organische stofgehalte (CDOM₄₄₀). De concentratie van deze parameters plus het doorzicht (SD) worden gepresenteerd op kaarten in de bijlage I (Kaart 1 t/m 5)

3.2 Clusteranalyse op basis van optische WQP's en spectrale eigenschappen

Clusteranalyses zijn uitgevoerd voor (1) vier optische waterkwaliteitsparameters en voor een aantal verschillende spectrale eigenschappen, namelijk (2) het gewone reflectie spectrum, (3) het afgeleide reflectiespectrum en (4) voor significante ratio's in het reflectiespectrum. De uitkomst van alle vier de clusteranalyses wordt hier behandeld.

1. Optische waterkwaliteitsparameters

De vier optische waterkwaliteitsparameters waren totaal chlorofyl-a concentratie (TCHL), zwevende stofconcentratie (TSM), het percentage organische fractie van de zwevende stofconcentratie (%SOM) en de absorptie van gekleurde opgeloste organische stoffen bij 440 nm (CDOM₄₄₀).



Figuur 3.2 Hiërarchische clusteranalyse (Ward-methode) van 124 locaties in Nederland met betrekking tot de optische waterkwaliteitsparameters (zie tekst). De Y-as is geschaald in relatieve eenheden (Euclideanse afstanden tot de macht 2).

In het boomdiagram (figuur 3.2) was op hoog niveau (dus zeer significant) een splitsing zichtbaar tussen wateren met een relatief hoge humus concentratie en wateren met lagere

humus concentraties. Vervolgens werden deze groepen verder uitgesplitst naar wateren gedomineerd door hoge fytoplankton concentraties en wateren met ofwel tripton (niet-levende deeltjes) dominantie ofwel een gemengde samenstelling. Op grond van het boomdiagram werden 7 clusters onderscheiden. Dit werd ondersteund door de k-means methode. 90 % van alle wateren werd op grond van beide methoden in dezelfde groep geplaatst. In Tabel 3.I zijn de gemiddelde waarden van de *gemeten* WQP concentraties van de wateren uit het boomdiagram per cluster aangegeven. De namen van de betrokken wateren staan in Tabel I.1(Bijlage I) vermeld. De verspreiding van de clusters is aangegeven op kaart 6.(Bijlage I).

Tabel 3.I Gemiddelde concentraties van gemeten chlorofyl (TChl-a: $\mu\text{g l}^{-1}$), zwevende stofconcentratie (TSM: mg l^{-1}), het percentage organische stof (% SOM) en de absorptie van opgeloste organische stoffen bij 440 nm (CDOM₄₄₀: m^{-1}) voor de verschillende clusters van wateren bepaald op grond van de aan veldmonsters gemeten WQP's.

Cluster	TChl-a			TSM			SOM			CDOM ₄₄₀			N
A	254	±	85	50	±	20	79	±	13	7.6	±	5.3	20
B	792			88			82			5.4			2
C	82	±	25	23	±	7	80	±	9	4.5	±	2.2	31
D	58	±	52	59	±	12	34	±	5	1.7	±	0.9	7
E	40	±	44	18	±	9	37	±	12	2.7	±	2.9	38
F	35	±	39	9	±	6	67	±	10	1.7	±	1.2	25
G	142			9			98			65.5			1

NB. In deze rapportage worden de clusters op basis van de gemeten WQP's aangeduid met de codering A t/m G. De latere clusters 1.1 t/m 3.7 slaan op de clusteranalyses op grond van de spectrale eigenschappen.

De betekenis van de clusters op grond van hun WQP's en hydromorfologische kenmerken zijn als volgt:

Cluster A: Humusrijke*, ondiepe meren en petgaten met een hoge chlorofyl concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte).

Cluster B: Ondiepe wateren met een zeer hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte).

Cluster C: Wateren met een gemiddelde tot hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, met zowel fytoplankton en tripton partikels.

Cluster D: Wateren met een gemiddelde chlorofyl concentratie, met relatief lage humus concentratie en een hoge zwevende stofconcentratie, bestaande uit veel anorganische partikels.

Cluster E: *M.n.* stromende wateren met lage tot gemiddelde chlorofyl concentratie, gemiddelde humus concentratie, en relatief veel anorganische partikels.

Cluster F: Diepe en ondiepe plassen met lage tot gemiddelde chlorofyl concentratie en lage humus concentratie.

Cluster G: Vennen met hoge chlorofyl concentratie en met extreem hoge humus concentratie, gedomineerd door partikels met een hoog organisch stofgehalte.

*NB: We hebben de volgende globale definities gehanteerd bij de termen met betrekking tot gemeten chemisch-fysische parameters als chlorofyl en humus concentratie:

Definitie	Parameter		Eenheden
Lage chlorofyl conc.	Tchlorofyl	< 20	$\mu\text{g l}^{-1}$
Gemid. chlorofyl conc.	Tchlorofyl	20 - 80	$\mu\text{g l}^{-1}$
Hoge chlorofyl conc.	Tchlorofyl	80 - 320	$\mu\text{g l}^{-1}$
Zeer hoge chlorofyl conc.	Tchlorofyl	> 320	$\mu\text{g l}^{-1}$
Lage humus conc.	CDOM ₄₄₀	< 2	m^{-1}
Gemid. humus conc.	CDOM ₄₄₀	2 - 8	m^{-1}
Humusrijk	CDOM ₄₄₀	> 8	m^{-1}

2. Gewone reflectiespectrum

De clusteranalyse met de Ward-methode, op grond van de reflectiespectra tussen 380 en 780 nm, resulteerde ook in zeven duidelijk te onderscheiden clusters. Dit werd ondersteund door de k-means methode. 93 % van de 124 wateren werden op grond van beide methoden in dezelfde cluster geplaatst. Voor ieder onderscheiden cluster zijn de gemiddelden WQP's van de betreffende wateren uitgerekend en in Tabel 3.II geplaatst. De bijbehorende wateren staan vermeld in Tabel I.1 (Bijlage I)

Tabel 3.II: Gemiddelde concentraties van gemeten chlorofyl (TChl-a: $\mu\text{g l}^{-1}$), zwevende stofconcentratie (TSM: mg l^{-1}), het percentage organische stof (% SOM) en de absorptie van opgeloste organische stoffen bij 440 nm (CDOM₄₄₀: m^{-1}) voor de verschillende clusters van wateren bepaald op grond van het gewone reflectiespectrum.

Cluster	TChl-a			TSM			SOM			CDOM ₄₄₀			N
1.1	258	±	82	51	±	24	74	±	12	9.4	±	4.6	11
1.2	684	±	177	79	±	13	83	±	3	5.2	±	0.6	3
1.3	71	±	43	27	±	14	58	±	22	4.4	±	3.0	32
1.4	86	±	53	22	±	12	62	±	22	3.5	±	3.6	25
1.5	16	±	8	41	±	25	27	±	6	1.2	±	0.3	6
1.6	55	±	70	12	±	9	68	±	19	5.1	±	11.2	34
1.7	69	±	84	28	±	16	51	±	22	1.5	±	1.0	13

De betekenis van de clusters zijn als volgt:

Cluster 1.1: Humusrijke, ondiepe meren en petgaten, met een hoge chlorofyl concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte).

Cluster 1.2: Ondiepe wateren met een zeer hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte).

Cluster 1.3: Wateren met een gemiddelde tot hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, met zowel fytoplankton als tripton partikels.

Cluster 1.4: Wateren met een gemiddelde tot hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, met zowel fytoplankton als tripton partikels.

Cluster 1.5: Wateren met een lage chlorofyl concentratie, met relatief lage humus concentratie en met relatief veel anorganische partikels (hoog anorganisch stofgehalte).

Cluster 1.6: Wateren met lage tot hoge chlorofyl concentratie, met een lage humus concentratie en ondiepe vennen met extreem hoge humus concentratie.

Cluster 1.7: *M.n.* stromende wateren met lage tot hoge chlorofyl concentratie en met een lage humusconcentratie.

3. Afgeleide reflectiespectrum

Ook op grond van het afgeleide reflectiespectrum werden zeven clusters onderscheiden. Op basis van deze spectrale eigenschappen werden 86 % van de 124 wateren op grond van de zowel de Ward als de k-means methoden in dezelfde cluster geplaatst. Voor ieder verkregen cluster zijn de gemiddelden WQP's van de betreffende wateren uitgerekend en in Tabel 3.III geplaatst. De bijbehorende wateren staan vermeld in Tabel I.1 (Bijlage I).

Tabel 3.III Gemiddelde concentraties van gemeten chlorofyl (TChl-a: $\mu\text{g l}^{-1}$), zwevende stofconcentratie (TSM: mg l^{-1}), het percentage organische stof (% SOM) en de absorptie van opgeloste organische stoffen bij 440 nm (CDOM₄₄₀: m^{-1}) voor de verschillende clusters van wateren bepaald op grond van het afgeleide reflectiespectrum.

Cluster	TChl-a			TSM			SOM			CDOM ₄₄₀			N
2.1	243	±	80	47	±	23	75	±	14	9.4	±	4.7	14
2.2	684	±	177	79	±	13	83	±	3	5.2	±	0.6	3
2.3	76	±	53	21	±	8	63	±	23	4.5	±	3.3	33
2.4	83	±	32	27	±	15	68	±	17	3.6	±	1.9	23
2.5	123	±	83	46	±	20	59	±	21	2.2	±	1.0	10
2.6	30	±	55	10	±	7	58	±	20	4.8	±	12.6	28
2.7	22	±	17	22	±	13	37	±	19	1.2	±	0.4	14

De betekenis van de clusters zijn als volgt:

Cluster 2.1: Humusrijke, ondiepe meren en petgaten, met een hoge chlorofyl concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte)

Cluster 2.2: : Ondiepe wateren met een zeer hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte).

Cluster 2.3: Wateren met een gemiddelde tot hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, met zowel fytoplankton als tripton partikels.

Cluster 2.4: Wateren met een gemiddelde tot hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, met zowel fytoplankton als tripton partikels.

Cluster 2.5: Wateren met een hoge chlorofyl concentratie, een gemiddelde humus concentratie met zowel fytoplankton als tripton partikels.

Cluster 2.6: Wateren met lage tot gemiddelde chlorofyl concentratie met een lage humus concentratie en ondiepe vennen met extreem hoge humus concentratie.

Cluster 2.7: Met name stromende wateren met lage chlorofyl concentratie, met relatief veel anorganische partikels en een lage humus concentratie.

4. Aantal spectrale ratio's

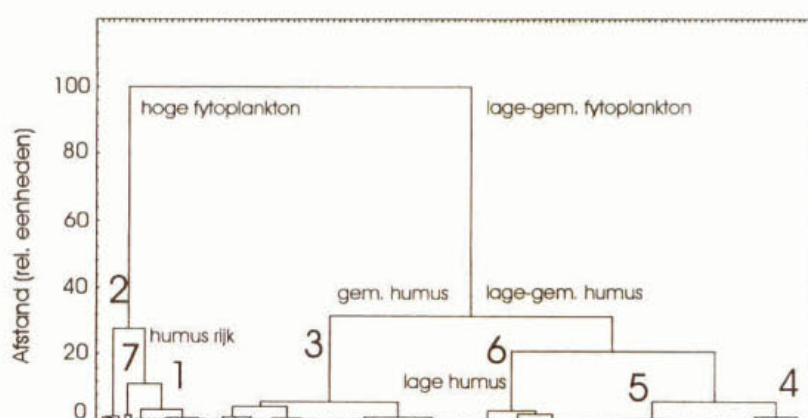
Aansluitend op de clusteranalyses met het gewone en afgeleide reflectiespectrum, zijn een aantal spectrale ratio's uit het reflectiespectrum gelicht. Om te bepalen welke ratio's de beste correlatie met de WQP's vertoonden werd een variabele clustering uitgevoerd. Hiertoe werden in de eerste plaats alle mogelijke ratio's genomen van de reflectiewaarden bij respectievelijk de reflectie maxima (576 nm -gem. geel-groene reflectiepiek-; 648 nm; 700 nm -gem. rode reflectiepiek-), de reflectie minima (624 nm -CPC absorptie maximum-; 672 nm -Chlorofyl absorptie maximum-) en de reflectiewaarden bij 380 nm; 440 nm en 780 nm). Deze ratio's werden in een variabele clustering (Ward-methode) tezamen met de vier WQP's (TCHL; TSM; SOM en CDOM₄₄₀) geclusterd. De ratio's die het meest verwant bleken met de WQP's zijn uitgekozen om in de ratio clustering (clustering 4) te gebruiken.

Tabel 3.IV De ratio's die het meest verwant leken met de WQP's (zie tekst).

780 vs 700				
780 vs 672	700 vs 672			
780 vs 648	700 vs 648	672 vs 648		
780 vs 624	700 vs 624	672 vs 624	648 vs 624	
780 vs 576	700 vs 576	672 vs 576	648 vs 576	624 vs 576
780 vs 440				

De bovengenoemde spectrale ratio's uit de 124 reflectiespectra werden vervolgens gebruikt om op grond van spectrale ratio's de wateren te clusteren. Ook op grond van deze spectrale gegevens werden 7 duidelijke clusters van wateren onderscheiden (figuur 3.3).

Dit werd ondersteund door de clusteranalyse met de k-means methode, onder aanname van 7 clusters, werd een maximum van 90 % van de wateren met de k-means methode in dezelfde cluster geplaatst als op grond van het boomdiagram (Ward-methode). In het boomdiagram werd als eerste een splitsing verkregen in wateren met spectrale ratio's die gerelateerd waren aan zeer hoge fytoplankton concentraties en wateren met spectrale ratio's in samenhang met een veel lagere fytoplankton concentratie. Vervolgens vond een splitsing plaats die globaal gerelateerd was aan de humus concentratie.



Figuur 3.3 Hiërarchische clusteranalyse (Ward-methode) van 124 locaties in Nederland met betrekking tot de spectrale reflectie ratio's (zie tekst). De Y-as is geschaald in relatieve eenheden (Euclideanse afstanden tot de macht 2).

Tabel 3.V Gemiddelde concentraties van gemeten chlorofyl (TChl-a: $\mu\text{g l}^{-1}$), zwevende stofconcentratie (TSM: mg l^{-1}), het percentage organische stof (% SOM) en de absorptie van opgeloste organische stoffen bij 440 nm (CDOM₄₄₀: m^{-1}) voor de verschillende clusters van wateren bepaald op grond van spectrale ratio's.

Cluster	TChl-a		TSM		SOM		CDOM ₄₄₀		N
3.1	234	± 80	48	± 24	81	± 8	10.6	± 4.2	13
3.2	601	± 210	67	± 24	78	± 9	4.7	± 0.9	4
3.3	55	± 37	22	± 9	57	± 23	4.3	± 2.9	43
3.4	132	± 71	37	± 19	64	± 21	2.7	± 1.1	15
3.5	72	± 43	24	± 18	62	± 20	2.2	± 1.2	23
3.6	14	± 11	11	± 11	51	± 19	1.0	± 0.6	24
3.7	207	± 65	23	± 14	98	± 0	41.3	± 24	2

De betekenis van de verkregen clusters zijn op grond van hun bijbehorende WQP's als volgt omschreven:

Cluster 3.1: Humusrijke, ondiepe meren en petgaten, met een hoge chlorofyl concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte).

Cluster 3.2: Ondiepe wateren met een zeer hoge chlorofyl concentratie en een gemiddelde humus concentratie, gedomineerd door fytoplankton partikels (hoog organisch stofgehalte).

Cluster 3.3: Wateren met een lage tot hoge chlorofyl concentratie, een gemiddelde humus concentratie en met fytoplankton en tripton partikels.

Cluster 3.4: Wateren met een hoge chlorofyl concentratie, een gemiddelde humus concentratie en met fytoplankton en tripton partikels.

Cluster 3.5: Wateren met een gemiddelde tot hoge chlorofyl concentratie, een lage tot gemiddelde humus concentratie, met fytoplankton en tripton partikels.

Cluster 3.6: Met name diepe plassen en stromende wateren, met een lage chlorofyl concentratie en een lage humus concentratie.

Cluster 3.7: Vennen met hoge chlorofyl concentratie en met extreem hoge humus concentratie, gedomineerd door partikels met een hoog organisch stofgehalte.

Uit het voorgaande volgt (Tabel 3.I) dat de wateren uit de Spectrale Bibliotheek op grond van de vier (eutrofiërings-) waterkwaliteitsparameters in te delen zijn in zeven clusters. Voor de omschrijving van deze clusters wordt de gemiddelde concentratie van de betreffende WQP's per groep genomen met referentie naar de hydromorfologische en hydrologische kenmerken.

De clusteranalyses op grond van de drie verschillende spectrale invoer parameters leveren ieder ook zeven herkenbare clusters op (Tabellen 3.II, 3.III en 3.V). De verkregen clusters per type spectrale invoer lijken wat betreft de WQP's sterk op elkaar, er is een grote mate van overlap tussen clusters (Tabel I.1 Bijlage I). Bijv. de WQP's van Cluster A lijken in hoge mate op die van cluster 1.1, 2.1 en 3.1. Een goed voorbeeld hiervan zijn een aantal wateren (D1 t/m D4) uit het petgatengebied "de Deelen"; deze hebben een spectrale signatuur die onafhankelijk van het type invoer (i.e. het R(0-) spectrum, ofwel het afgeleide spectrum, of de kenmerkende ratio's) altijd terechtkomt in de cluster van hypertrofe, humusrijke ondiepe wateren (1.1; 2.1; 3.1). Met andere woorden sommige wateren komen altijd in een bepaalde cluster voor, onafhankelijk van de gebruikte invoer.

Er zijn echter ook wateren die afhankelijk van het type spectrale invoer in een andere cluster terechtkomen. Dit is te verklaren doordat alle drie de clusteranalyses uitgaan van een ander aspect van de spectrale eigenschappen. Zoals eerder vermeld geeft input van het gehele reflectiespectrum, m.n. informatie over de concentratie van de optische componenten, en in veel mindere mate over de aard van de componenten. Terwijl juist het afgeleide spectrum informatie levert over de aard van de componenten en niet over de concentratie. De ratio's die gebruikt werden, zijn vooraf geselecteerd door hun verwantschap met de WQP's en leveren een combinatie van informatie van de twee voorgaande spectrale eigenschappen. Zij bevatten dus informatie over zowel aard als concentratie van de componenten.

De conclusie blijft overeind staan dat, ongeacht de exacte invoer in de clusteranalyse, óók op grond van de optische eigenschappen de wateren uit de Spectrale Bibliotheek in 7 clusters te verdelen zijn net als op grond van hun WQP's en de overeenkomst van de clusters is groot. Hoewel de overeenkomst tussen de verschillende clusters op basis van optische eigenschappen en op basis van de indeling in WQP's groot is, zijn er ook verschillen. Verschil in clusteruitkomst op basis van WQP invoer enerzijds of spectrale invoer anderzijds heeft te maken met 1) het percentage organische stof. Voor deze parameter wordt wel duidelijk gediscrimineerd in de clusteranalyse met betrekking tot WQP's, maar niet op grond van de spectrale invoer, 2) aanwezigheid van blauwalgen. Deze worden niet herkend op basis van de gebruikte WQP's, maar in principe wel op basis van de spectrale invoer.

3.3 Optische classificatie van Nederlandse wateren

Eén van de uitgangspunten van deze rapportage is het opstellen van een optische classificatie. Een optische classificatie wordt beschouwd als een belangrijk instrument voor een aantal toepassingen van *remote sensing* en optische veldmeettechnieken (zoals met een veldspectroradiometer) voor waterkwaliteitsbepaling.

In de eerste plaats is optische classificatie nodig voor de ontwikkeling van betrouwbare algoritmen, om waterkwaliteitsparameters op basis van optische metingen te berekenen. De verwachting is dat het ontwikkelen van algoritmen bij het schatten van waterkwaliteitsparameters voor optisch gedefinieerde watertypen betrouwbaardere resultaten oplevert dan het toepassen van een algemeen algoritme.

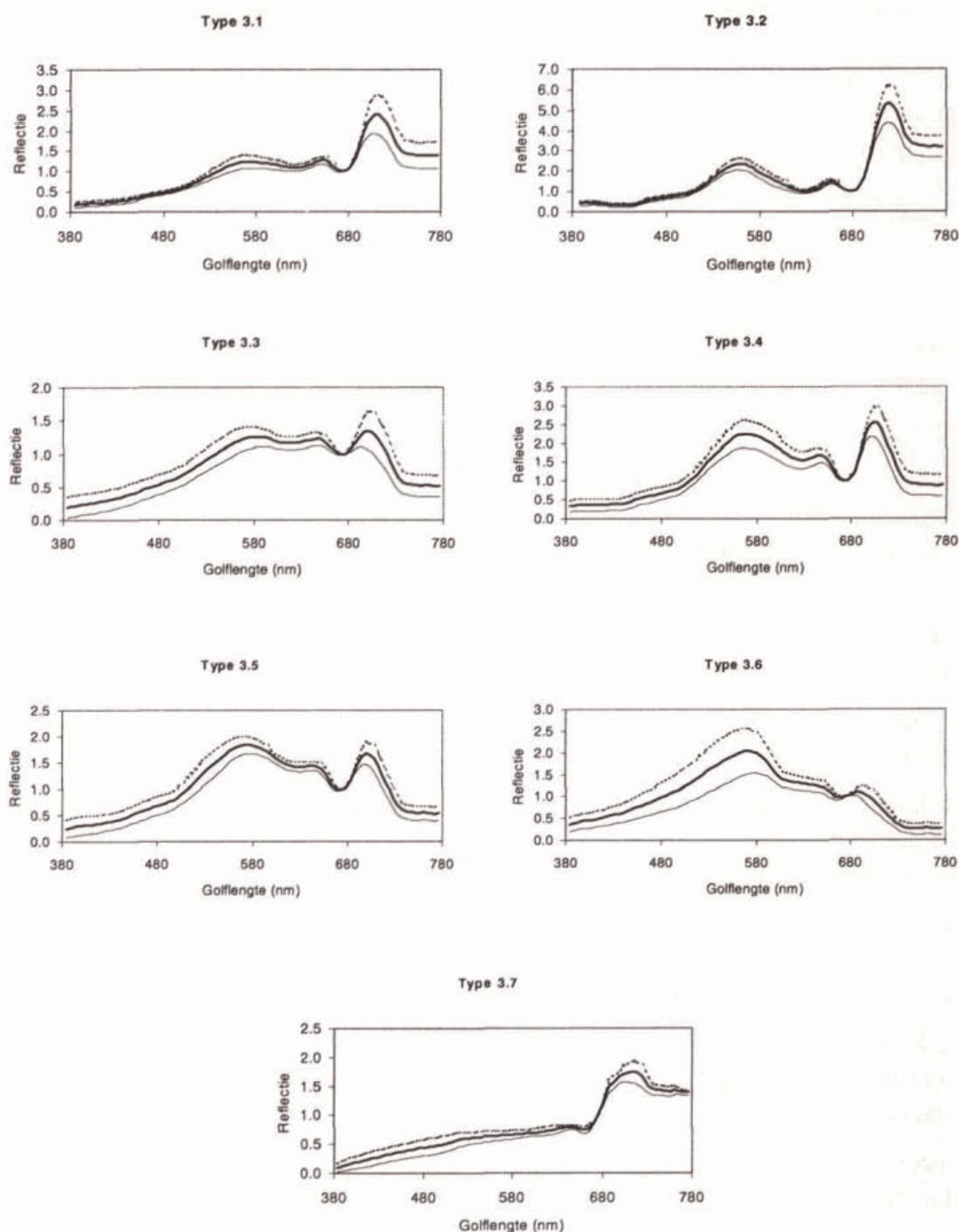
Een tweede aspect betreft het monitoren van veranderingen in wateren via *remote sensing* technieken. Een optische classificatie vormt hierbij een basis.

Onder andere voor het opstellen van prognoses en doorrekenen van scenario's speelt de ecologische modellering een steeds prominentere rol. Hierbij zullen optische eigenschappen van wateren als invoerparameters een belangrijke rol gaan spelen.

Op grond van de gepresenteerde gegevens is één van de drie beschreven sets van spectrale invoerparameters uitgekozen om verder te gebruiken voor een optische classificatie. Hiertoe werd in de eerste plaats op grond van Tabel I.1 (Bijlage I) nagegaan bij welke invoerparameters het hoogste aantal kenmerkende wateren per cluster werd verkregen. Dus voor de diverse sets van spectrale invoerparameters werd vastgesteld welk cluster het beste overeenkwam met de indeling op grond van de WQP's en hoeveel wateren dit betrof. Zo bleek dat cluster 1.1 (gewone spectrum) met een hoogste score van 9 wateren het beste overeenkwam met cluster A, ingeval van cluster 2.1 (afgeleide spectrum) bedroeg de score 11 wateren evenals bij cluster 3.1 (ratio's). In principe leveren het afgeleide spectrum en het werken met ratio's met betrekking tot cluster A geen verschil op. Dit zelfde werd voor alle WQP-clusters nagegaan en daaruit bleek dat hoewel de verschillen niet groot waren, toch de analyse op basis van de spectrale ratio's het meest consistente beeld opleverde.

Een belangrijk tweede argument voor het gebruik van de spectrale ratio's was het feit dat zowel op grond van het gewone reflectiespectrum als op grond van het afgeleide spectrum de extreem humusrijke vennen samen clusterden met de groep van relatief heldere, fytoplankton-arme (lage chlorofyl concentratie) wateren. Dit was niet in overeenstemming met onze voorkennis en kwam ook niet overeen met de gemeten WQP's in deze wateren. Ook het gemeten normale reflectiespectrum (figuur 3.4, type 3.7) was verschillend van de heldere, fytoplankton-arme wateren (figuur 3.4, type 3.6). Toch werd dit onderscheid niet onderkend op grond van de clusteranalyse met het gewone en met het afgeleide spectrum. Dit onderscheid kwam wel tot uiting op grond van de spectrale ratio's.

Op grond van de spectrale ratio's is dus een indeling gemaakt voor de Nederlandse wateren. In figuur 3.4 worden de reflectiespectra gepresenteerd voor de wateren die in de groepen 3.1 t/m 3.7 zijn ingedeeld.



Figuur 3.4 Het gemiddelde reflectiespectrum (dikke lijn) plus standaardafwijking per watertype, zoals opgesteld op grond van de spectrale ratio clustering. Voor de beschrijving van de diverse watertypen wordt verwezen naar Tabel 3.V.

Uit deze figuren blijkt dat de spectrale signatuur van de diverse optische typen duidelijk verschillend zijn. De verkregen vorm en hoogte van het reflectiespectrum wordt bepaald door de concentraties en optische eigenschappen van de optische componenten in het water (Bijlage III). Type 3.1, 3.2 en 3.7 vertonen o.a. een prominent reflectiemaximum in het rode of infra-rode spectrale gebied. Terwijl de wateren uit cluster 3.6 een duidelijk

reflectiemaximum in het geelgroene spectrale gebied hebben. Een sterke rode piek in het spectrum is gerelateerd aan de relatief hoge chlorofyl concentratie (Gitelson, 1992; Dekker, 1993; Gons, 1999) en relatief hoge humus concentratie. De geel-groene piek uit cluster 3.6 is gerelateerd aan relatief lage chlorofyl concentraties, in combinatie met een relatief hogere concentratie van anorganisch gesuspendeerd materiaal. Bij Clusters 3.3 t/m 3.5 is zowel sprake van reflectiepieken in het geel-groene als in het rode of infra-rode spectrale gebied.

Om tot een beschrijving van de gevonden clusters te komen, zijn alle clusters ingedeeld op de trofische staat plus hydromorfometrische en morfologische elementen. Onderzocht is hoe het merendeel van de wateren binnen een cluster scoorde met betrekking tot trofie-graad, helderheid, verblijftijd, diepte en oppervlakte.

Deze werkwijze levert de volgende namen op voor de betreffende clusters:

Cluster 3.1 is geassocieerd met wateren die een hoge chlorofyl concentratie, een hoge humus concentratie en een gemiddelde verblijftijd hebben. Tevens zijn ze klein en ondiep. Dit zijn de **eutrofe kleine veenplassen**.

Cluster 3.2 is geassocieerd met wateren die extreem hoge chlorofyl concentraties hebben en afgesloten zijn, en dus een lange verblijftijd hebben. Ze zijn tevens klein en ondiep. Dit zijn **hypertrofe kleine plassen**.

Cluster 3.3 is geassocieerd met wateren met een gemiddelde chlorofyl concentratie, met een redelijk korte verblijftijd en een variabele diepte. Dit zijn de **boezemwateren**.

Cluster 3.4 is geassocieerd met wateren met een hoge chlorofyl concentratie, met een gemiddelde humus concentratie en een wat langere verblijftijd dan bij cluster 3.3 en variabele diepte. Dit zijn de **eutrofe grote veenplassen**.

Cluster 3.5 is geassocieerd met wateren met een gemiddelde chlorofyl concentratie en met veel anorganische partikels, met een korte verblijftijd en een groot oppervlak. Dit zijn de **slibrijke rivieren en slibrijke grote ondiepe meren**.

Cluster 3.6 is geassocieerd met relatief heldere wateren, met een gemiddelde verblijftijd, een relatief groot oppervlak en grote diepte. Dit zijn de **diepe, heldere meren en getijde wateren**.

Cluster 3.7 is geassocieerd met zeer humusrijke, kleine, ondiepe wateren met een hoge chlorofyl concentratie en met een redelijk lange verblijftijd. Dit zijn de **eutrofe vennen**.

Opvallend is dat er geen relatie te vinden was met de geografie. Voor de optische eigenschappen van de wateren is het dus niet zo relevant om de clusters te koppelen aan hydrologische districten in Nederland, zoals in het verleden bij classificaties wel gebruikelijk was, bijv. van Schroevers en Dresscher (1977), waarop Suykerbuyk en Roijackers (1988) met hun indeling in fytoplanktongemeenschappen aansluiten.

De optische classificatie, zoals hier beschreven, is alleen gekoppeld aan de optisch, diepe wateren. De optisch ondiepe meren (dus met bodemzicht) zoals het Naardermeer en het Duinigermeer zullen ongetwijfeld binnen de Spectrale Bibliotheek een 8ste groep vormen. Wellicht zijn deze optisch ondiepe meren te splitsen in meren met bodemzicht en meren met ondergedoken waterplanten op de bodem.

Verschillen in spectra zijn ook gekoppeld zijn aan blauwalgen dominantie (Dekker *et al.*, 1992; 1993; Hoogenboom, 1998; Jupp *et al.*, 1994). In deze analyse waren te weinig Cyanofycocyanine (CPC) en Cyanofycoerythrine (CPE) concentraties gemeten om deze pigmenten mee te nemen in de analyse. Wel gaf het gebruik van het algoritme van Dekker (1993) om cyanofycocyanine (CPC) te berekenen aanwijzingen dat in cluster 3.1, 3.2 en 3.4 mogelijk sprake was van blauwalgen dominantie.

4. Verslag van de demonstratie van de meetmethode met de PR-650

In het onderstaande hoofdstuk wordt verslag gedaan van een demonstratie voor waterbeheerders van de meetmethode met de veldspectroradiometer voor het schatten van waterkwaliteitsparameters. Hier worden resultaten gepresenteerd van het schatten van chlorofyl concentraties met de veldspectroradiometer direct in het veld. Deze resultaten zijn vergeleken met chlorofyl concentraties die bepaald zijn in het laboratorium volgens het NEN-voorschrift aan watermonsters die simultaan aan de metingen met de veldspectroradiometer zijn verzameld. Een groot deel van deze informatie is al gepubliceerd in H₂O (Rijkeboer e.a., 1998).

4.1 Demonstratie

Op 29 augustus 1997 is op het IJsselmeer een demonstratie gegeven voor waterbeheerders waarin de introductie centraal stond van een snelle en objectieve methode voor de bepaling van optische waterkwaliteitsparameters zoals doorzicht, verticale uitdoving, biomassa van algen en de concentraties van slib. In deze demonstratie werd de op het Centrum voor Limnologie ontwikkelde methode van optische teledetectie met een PR-650 veldspectroradiometer voor de bepaling van de concentratie van chlorofyl-*a* in buitenwater vergeleken met laboratorium analyses van chlorofyl-*a* aan oppervlaktewatermonsters en getest op operationaliteit (Gons, 1996; Gons, 1999). Gekozen is voor een demonstratie op het IJsselmeer omdat voor dit watertype een goed werkend algoritme voor bepalen van de chlorofyl concentratie met de PR-650 veldspectroradiometer beschikbaar was (Gons, 1999).

De demonstratie vond plaats aan boord van het onderzoeksvoertuig 'IJsselmeer' van de RWS-Directie IJsselmeergebied te Lelystad.

4.2 Doelstelling

- Het introduceren van een '*near-real time*' veldmethode voor de bepaling van *o.a.* chlorofyl-*a* in het veld.
- Het enthousiast en vertrouwd maken van waterbeheerders met deze veldtechniek en het gebruik van *remote-sensing* technieken in het algemeen als meetinstrument bij het monitoren van de waterkwaliteit.

4.3 Methode

veldmetingen

Het reflectiespectrum van het oppervlaktewater werd verkregen door met de PR-650 bovenwater een aantal metingen te verrichten (Figuur II-1; Bijlage II). Het principe van de meting is vergelijkbaar aan het nemen van een foto. Dus met behulp van de zoeker wordt de veldspectroradiometerlens gericht naar het te meten oppervlak en vervolgens wordt een opname gemaakt door op de meetknop te drukken. De noodzakelijke metingen betreffen het meten van de opwaartse radiantie (L_{42}) van het wateroppervlak, van de radi-

antie van het hemellicht (L_{sky}), van de totaal neerwaartse irradiantie (L_{rp}) en indien er sprake is van direct zonlicht ook de fractie van diffuus licht van de totale neerwaartse irradiantie (L_{pd}). Deze laatste twee worden verkregen uit metingen van invallend licht dat reflecteert aan een referentiepaneel en een beschaduwde referentiepaneel. Deze set van 4 metingen vormt een afzonderlijke meetcyclus. Iedere meting wordt in 10-voud gedaan en direct intern in de veldspectrometer gemiddeld. Op iedere locatie werd de meetcyclus in principe driemaal achter elkaar uitgevoerd. Door aansluiting op de computer was het mogelijk direct na afloop van de metingen aan dek, de reflectiespectra te berekenen en op grond daarvan chlorofyl-*a* en faecopigment concentraties af te leiden. Tijdens de lichtmetingen werd een oppervlaktewatermonster genomen voor laboratorium analyses. Voor meer gedetailleerde informatie over de meetmethode en het chlorofyl algoritme (rekenmodel) wordt verwezen naar Gons (1999) en Bijlage II.

Locaties en meetomstandigheden

Een drietal locaties werd bezocht. Twee locaties in het IJsselmeer; locatie 'Urk' (gelegen ten zuidwesten van Urk) en locatie 'Ketelbrug' (ca. 5 km ten westen van de Ketelbrug) en een locatie op het Ketelmeer (ca. 2 km ten oosten van de Ketelbrug).

Bij Urk verzeilde de boot in een zware bui, waarna op grond van het radarbeeld een zuidwestelijke koers werd gekozen. De demonstratie vond plaats zodra het weer droog was. Door de stevige wind (kracht 5 tot 6) stonden er flinke golven, die echter volgens eerdere simulaties (Gons, 1996; 1999) niet zo belangrijk zijn voor de metingen. Bovendien kon met recht aangenomen worden dat de waterkolom volledig gemengd was. De lichtomstandigheden waren echter ongunstig. Het was onmogelijk een periode te kiezen waarbij -gedurende de benodigde tijd van ca. 1 min voor een complete meetcyclus- de zon bleef schijnen, of achter een wolk bleef. Het licht veranderde zo snel dat er vanaf werd gezien om de referentie ook na beschaduwning van het paneel te meten. Aangezien de meting van de radiantie vanaf het water relatief lang duurt, kan bij deze spectra een wisselende verhouding van het signaal uit het water en vanaf de hemel zijn opgetreden.

De eerdergenoemde meetsequentie kon op de locatie 'Urk' niet worden aangehouden. De eerste meting aan de hemel werd overgedaan omdat het licht te sterk veranderde. De tweede meetcyclus werd de meting van het hemellicht afgebroken. Een vierde poging om een complete meetcyclus te verkrijgen werd ook gestaakt door het fluctueren van het licht. Het zag ernaar uit dat binnen redelijke termijn geen verbetering van de lichtomstandigheden zou optreden. Hoewel er niet in geslaagd werd, drie complete meetcycli te verkrijgen en er vraagtekens konden worden gezet bij de wel verkregen gegevens moest er worden doorgevaaren naar het volgende monsterpunt.

Op de locatie 'Ketelbrug' waren de lichtomstandigheden beter dan op de vorige locatie, maar stabiele perioden van voldoende duur konden ook hier niet worden afgewacht. De meetcycli werden zonder op de bewolking te letten uitgevoerd. Bij de eerste twee metingen stond een ijle zon. Tijdens de derde meetcyclus kwam de zon even geheel te voorschijn.

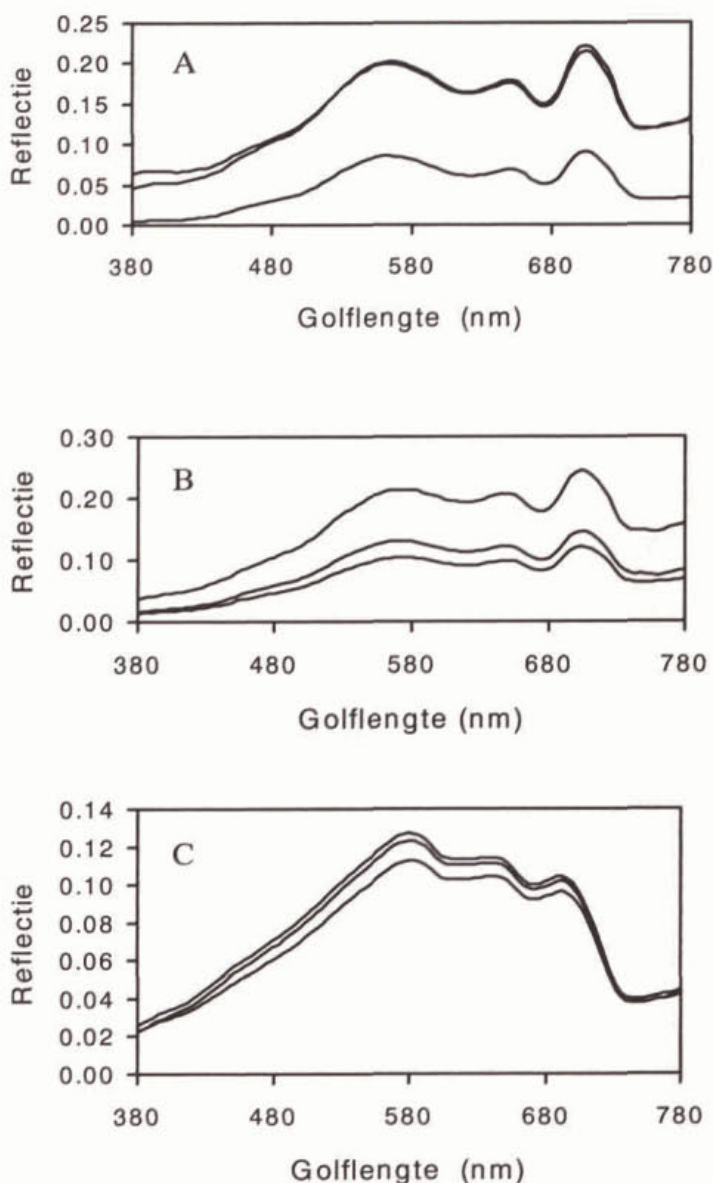
Op het Ketelmeer werden de metingen uitgevoerd onder een heldere hemel tussen de omringende bewolking.

laboratorium analyses

Chlorofyl-*a* en feapigment werden bepaald volgens het NEN-voorschrift (NEN 6520,1981), d.m.v. extractie in 80% ethanol bij een temperatuur van 75 °C. Deze analyses werden in 6-voud gedaan.

4.4 Resultaten

Figuur 4.1 geeft de reflectiespectra vlak onder het wateroppervlak weer zoals berekend uit de veldradiometrische metingen. De relatief grote spreiding in de waarden van de spectra op de monsterlocaties 'Urk' en 'Ketelbrug' zijn te wijten aan de zeer instabiele lichtomstandigheden op de demonstratiedag.



Figuur. 4.1 De reflectiespectra vlak onder het wateroppervlak op locatie Urk (A), Ketelbrug (B) en Ketelmeer (C).

Op grond van deze gemeten reflectiespectra en het algoritme voor chlorofyl-*a* en faeopigment (Gons, 1996; 1999) werden de concentraties berekend voor de 3 locaties.

De geschatte concentratie chlorofyl-*a* en faeopigment op de locatie 'Urk' varieerden respectievelijk van 57 tot 86 $\mu\text{g l}^{-1}$ en van 17 tot 32 $\mu\text{g l}^{-1}$. Gemiddelde en standaardafwijking waren respectievelijk 76 ± 16 en $27 \pm 8 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabel 4.I). Op grond van de standaardafwijking is er geen reden de schatting volgens het lage reflectiespectrum te verwerpen (Figuur 4.1A). De geschatte concentraties chlorofyl-*a* en faeopigment op de locatie 'Ketelbrug' varieerden respectievelijk van 55 tot 85 $\mu\text{g l}^{-1}$ en van 16 tot 30 $\mu\text{g l}^{-1}$. Gemiddelde en standaardafwijking waren respectievelijk 66 ± 17 en $21 \pm 8 \mu\text{g l}^{-1}$ (Tabel 4.I). Op grond van de standaardafwijking is er geen reden de schatting volgens het hoge reflectiespectrum te verwerpen (Figuur 4.1B). De drie verkregen reflectiespectra (Figuur 4.4.1C) van de locatie 'Ketelmeer' verschilden weinig van elkaar en leidden tot identieke schattingen van Chl-*a* en faeopigment van respectievelijk 13 en 4 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Naast de geschatte chlorofyl concentraties op basis van de veldspectroradiometer metingen werden deze ook bepaald op de klassieke wijze (NEN 6520) aan een oppervlakte-watermonster, genomen ten tijde van de lichtmetingen.

Tabel 4.I De geschatte concentraties chlorofyl a en faeopigment op grond van gemeten in situ reflectiespectra met de veldspectroradiometer (veld) en gemeten in oppervlaktemonsters volgens de klassieke (NEN 6520) methode (lab). -N geeft aan het aantal berekende chlorofyl concentraties per locatie.

Locatie	Chl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	Faeop. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N	TChl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	N
Urk-veld	76 ± 16	3	27 ± 8	3	102 ± 25	3
Urk-lab	64 ± 2	6	23 ± 2	6	87 ± 3	6
Ketelbrug-veld	66 ± 17	3	21 ± 8	3	87 ± 24	3
Ketelbrug-lab	59 ± 3	6	29 ± 3	6	89 ± 5	6
Ketelmeer-veld	13 ± 0	3	4 ± 0	3	17 ± 0	3
Ketelmeer-lab	8 ± 1	6	9 ± 1	6	17 ± 1	6

Wanneer we de resultaten uit Tabel 4.I vergelijken kunnen we concluderen dat de uitkomsten verkregen via optische teledetectie voor de 'Ketelbrug' en het 'Ketelmeer' goed overeenkomen met die verkregen op basis van pigment extractie. Vooral op de locatie 'Urk' is de spreiding groot, doch de gemiddelde waarden zijn nog steeds goed vergelijkbaar. Een verklaring voor de spreiding zijn de zeer variabele lichtomstandigheden. Eerdere ervaring met PR-650 metingen in het veld heeft geleerd dat er zelden sprake is van dermate instabiel weer, dat er niet binnen een kwartier betrouwbaar gemeten kan worden. Over het algemeen is de spreiding binnen een triplo set van spectra gering. Ter illustratie: van 113 monsterpunten die in de zomer van 1995 in verschillende Nederlandse wateren zijn opgenomen als triplo meting, was er op 31 locaties sprake van een of meerdere spectra die meer dan éénmaal de standaard deviatie afweken van het gemiddelde. Hiervan betrof het 21 monsterpunten waarbij twee spectra dicht bij elkaar lagen en 1 duidelijk hoger of lager was (Rijkeboer *e.a.*, 1997).

Essentieel voor het verkrijgen van betrouwbare meetresultaten en het succesvol inzetten van optische teledetectie bij waterkwaliteitsmonitoring is het ontwikkelen van bruikbare rekenmethoden of algoritmen, zoals gebruikt voor het IJsselmeer. Deze rekenmethodes zijn ingewikkelder naarmate er meer van een analytisch fysisch model van het onderwaterlichtklimaat gebruik wordt gemaakt. Empirische en statistische modellen zijn eenvoudiger, maar uiteindelijk zullen algoritmen op basis van analytisch fysische modellen betrouwbaarder en multi-temporeel geldig zijn. Vooralsnog zullen empirische en analytische modellering naast elkaar nodig zijn. Het door Gons (1999) beschreven semi-analytische model bleek ook adequaat te zijn bij de schatting van chlorofyl-*a* de Wester Schelde en het Chinese meer Taihu.

De belangrijkste stap in de ontwikkeling van algoritmen is het kiezen van de juiste (combinatie van) spectrale banden uit het reflectiespectrum. De gekozen spectrale banden maken het mogelijk een absorptie kenmerk (bijv. chlorofyl-*a*) of een verstrooiingskenmerk (bijv. verstrooiing door zwevend stof) te bepalen. In deze demonstratie lag het accent op het bepalen van de chlorofylconcentratie in ondiepe gemengde ecosystemen. Er worden echter al meerdere algoritmen succesvol toegepast bij satelliet en vliegtuig *remote sensing* van waterkwaliteit (Dekker, 1993; Claassen, 1998). Voor meer uitgebreide informatie over algoritme ontwikkeling wordt verwezen naar (Dekker and Hoogenboom, 1996; Hoogenboom, 1996; Gons, 1998; 1999 en Moen *et al.*, 1997).

4.5 Conclusie

De verkregen resultaten waren goed, ondanks de zeer ongunstige meetomstandigheden. Dit onderstreept nog eens de robuustheid van de methode. Het gebeurt maar zelden dat de lichtomstandigheden zo ongunstig zijn als bij deze demonstratie en derhalve de metingen onderling zulke spreiding vertonen (pers. med. H.J. Gons; Rijkeboer *e.a.*, 1997). De metingen zijn simpel en snel, in principe is de meting zo makkelijk als het maken van een foto. Ervaring van H.J. Gons en M. Rijkeboer met deze methode in het veld heeft tevens uitgewezen dat de methode in het algemeen gebruiksvriendelijk is. De gebruiksvriendelijkheid en de bij deze omstandigheden verkregen resultaten maken de conclusie gerechtvaardigd dat het gebruik van de beschreven optische teledetectie methode voor monitoring van de waterkwaliteit veelbelovend is. Bijkomend voordeel van deze methode is onder andere de mogelijkheid dat er varende langs transecten gemeten kan worden. Op deze wijze kan de waterbeheerder snel inzicht krijgen in de ruimtelijke variatie binnen en tussen watersystemen. Door het meten onder een hoek tot max. 42° naar het wateroppervlak worden schaduweffecten vermeden en is de methode toepasbaar vanaf een boot, brug, dam of steiger.

5. Conclusies

Dit hoofdstuk geeft de conclusies weer van de belangrijkste resultaten uit dit onderzoek.

5.1 Optische classificatie van Nederlandse wateren

Statistische clusteranalyse technieken zijn gebruikt om 124 optisch diepe wateren uit de Spectrale Bibliotheek (Rijkeboer *e.a.*, 1997) in te delen op grond van vier aan veldmonsters gemeten waterkwaliteitsparameters. Hierbij werden zeven watertypen onderscheiden. Omdat optische parameters in de toekomst een steeds belangrijker rol zullen spelen in het waterbeheer, werden de 124 wateren met behulp van dezelfde cluster analyse technieken ook ingedeeld op grond van hun spectrale eigenschappen. Hierbij werden 3 verschillende sets van invoerparameters gebruikt, *i.e.* het R(0-) spectrum, het afgeleide spectrum en ratio's uit het R(0-) spectrum. Hoewel de verschillen in uitkomst niet groot waren, bleek de clusteranalyse op grond van de ratio's uit het R(0-) spectrum het meest consistente resultaat te geven. Op basis van deze spectrale invoerdata is de optische classificatie opgezet.

Hierbij werden zeven optische watertypen herleid. De zeven typen zijn achtereenvolgens;

- Eutrofe kleine veenplassen;
- Hypertrofe kleine plassen;
- Boezemwateren;
- Eutrofe grote veenplassen;
- Slibrijke rivieren en slibrijke grote ondiepe meren;
- Diepe, heldere meren en getijde wateren;
- Eutrofe vennen.

Wateren met bodemzicht of ondergedoken waterplanten (uit de Spectrale Bibliotheek) zijn in deze optische classificatie buiten beschouwing gelaten.

Er is geen duidelijke relatie aantoonbaar met de geografische gebieden in Nederland. Voor de optische eigenschappen van de wateren is het dus niet zo relevant om de clusters te koppelen aan hydrologische districten in Nederland.

Op basis van deze optische classificatie kunnen wateren optisch ingedeeld worden, zodat er voor deze watertypen algoritmen (rekenmodellen) gemaakt kunnen worden om optische waterkwaliteitsparameters op basis van optische teledetectie te schatten.

Conclusie: De 124 optisch diepe wateren uit de Spectrale Bibliotheek zijn zowel op grond van vier standaard optische waterkwaliteitsparameters (TCHL, TSM, SOM en CDOM₄₄₀) als op grond van hun spectrale signatuur in 7 herkenbare clusters in te delen. De overeenkomst in indeling van wateren op grond van de drie verschillende spectrale invoerparameters is groot, en vertoont ieder een goede overeenkomst met de indeling op grond van de vier WQP's.

De verschillen in clusteruitkomst op basis van WQP invoer enerzijds of spectrale invoer anderzijds hebben te maken met 1) het percentage organische stof. Voor deze parameter

wordt wel duidelijk gediscrimineerd in de clusteranalyse met betrekking tot WQP's, maar niet op grond van de spectrale invoer. 2) Aanwezigheid van blauwalgen. Deze worden niet herkend op basis van de gebruikte WQP's, maar in principe wel op basis van de spectrale invoer.

5.2 Werkmethode met de PR-650

Tijdens de demonstratie van 28 augustus 1997 op het IJsselmeer werden chlorofyl concentraties berekend op grond van PR-650 metingen en vergeleken met de volgens het NEN-voorschrift gemeten concentraties. De overeenkomst tussen beide methoden was goed.

Het algoritme gebaseerd op IJsselmeer metingen, gaf ook betrouwbare resultaten voor het schatten van chlorofyl concentraties in andere ondiepe troebele systemen zoals het Chinese meer Taihu of de Wester Schelde (Gons, 1999). Ook het algoritme voor de schatting van lichtuitdoving onderwater voor het IJsselmeer gaf betrouwbare waarden (Gons *et al.*, 1998). In principe betekent dit impliciet dat reflectiespectra zoals gemeten met de veldspectroradiometer betrouwbaar zijn en over voldoende potentie beschikken om te dienen als basis voor het schatten van optische waterkwaliteitsparameters.

De methode heeft bewezen zeer robuust te zijn en kan onder bijna alle weertypen (met uitzondering van regen) gebruikt worden. Over het algemeen is de spreiding binnen een triplo set van spectra gering (Rijkeboer *e.a.*, 1997).

Inmiddels zijn er ook metingen op het Belgisch continentaal plat verricht en op de Westerschelde onder zeer wisselende lichtomstandigheden en bij grote verschillen in *o.a.* golfhoogte. Deze metingen leverden een betrouwbaar resultaat ten aanzien van de reflectie waarden en de spectrale vorm. Ook hierbij was de spreiding binnen triplo sets van metingen gering (pers. med. M. Rijkeboer).

Ervaring van H.J. Gons en M. Rijkeboer met deze methode in het veld, (onder diverse weerstypen en vanaf diverse vaartuigen) heeft tevens uitgewezen dat de methode in het algemeen gebruiksvriendelijk is. De metingen zijn simpel en snel, in principe is de meting zo makkelijk als het maken van een foto. De verwachting is dat na een korte en degelijke instructieperiode, assisterend personeel gemakkelijk met deze apparatuur in het veld overweg kan.

Bijkomende voordeel van deze meetmethode is *o.a.* de mogelijkheid dat er varende langs transecten gemeten kan worden. Deze methode lijkt daarmee uitermate geschikt voor de waterbeheerder om op een snelle manier inzicht te krijgen in ruimtelijke variatie binnen en tussen watersystemen.

Conclusie: Het meetgemak om met behulp van een snelle compacte veldspectroradiometer, zoals de PR-650, betrouwbare reflectiespectra te meten om die vervolgens te gebruiken voor het bepalen van waterkwaliteitsparameters, rechtvaardigt de conclusie dat het gebruik van de hier beschreven optische teledetectie methode voor monitoring van de waterkwaliteit veelbelovend is.

5.3 Belang voor de waterbeheerder

Bij het opzetten van een effectief waterkwaliteitsmeetnet, is het belangrijk om ruimtelijk inzicht te hebben in de variatie van de te meten waterkwaliteitsparameters, zowel tussen watersystemen als binnen watersystemen.

Nieuwe technieken kunnen hierbij helpen. Vanuit het veldspectroradiometrisch en het *remote sensing* onderzoek zijn methoden ontwikkeld om een aantal optische parameters, zoals algen concentratie of zwevende stofconcentratie te schatten aan de hand van metingen van het gereflecteerde licht uit het water. De parameters die al bepaald kunnen worden in een aantal watertypen zijn; concentraties van algenpigmenten (chlorofyl *a* en faeopigment; cyanofycocyanine en cyanofycoerythrine), seston drooggewicht (zwevende stofconcentratie), doorzicht (Secchi-schijf) en verticale lichtuitdovingscoëfficiënt. In ontwikkeling zijn o.a. nog het bepalen van aquatische humus concentratie (CDOM), het aanbrengen van een opdeling van de zwevende stofconcentratie in een organische en een anorganische fractie en het onderscheiden van waterplanten.

Remote sensing metingen kunnen uitgevoerd worden met behulp van satellieten of vliegtuig *remote sensing* (Dekker *et al.*, 1994; Moen *et al.*, 1997; Moen *et al.*, 1999). Deze technieken hebben het grote voordeel dat de informatie ruimtelijk dekkend is (zie voorbeeld vliegtuig *remote sensing*, Bijlage I).

De apparatuur voor het meten van het gereflecteerde licht is inmiddels geminiaturiseerd tot een veldspectroradiometer ter grootte van een videocamera, die zeer eenvoudig (en tijdens het varen) bediend kan worden. Door aansluiting op een computer kunnen de waterkwaliteitsparameters al in het veld worden afgelezen. De meetmethode is in principe handzaam, schoon, milieuvriendelijk, direct en op termijn kostenbesparend. De gebruikelijke meetfouten inherent aan het nemen van *in situ* monsters, alsmede transport en opslag van de monsters in het laboratorium worden voorkomen. De mogelijkheden zijn zover ontwikkeld dat er een goede potentie bestaat om deze methode binnen het waterbeheer in te zetten, in samenhang met lopend veld- en laboratoriumonderzoek en met *remote sensing* opnamen. De verkregen optische *in situ* veldmetingen sluiten aan bij de ontwikkelingen op het gebied van *remote sensing*. Op de korte termijn zullen vergelijkbare hoge-resolutie scanners in vliegtuigen en op de middellange termijn in satellieten beschikbaar komen. Deze methode zal het operationeel toepassen van *remote sensing* kunnen bevorderen en vice versa, zodat optische velddata voor de waterbeheerders beschikbaar komen. De verkregen informatie is digitaal en kan ingebracht worden als informatielaag in een Geografisch Informatie Systeem (GIS) en gebruikt worden in een Beslissing Ondersteunend Systeem (BOS).

Conclusie: Gebruik van een veldspectroradiometer zoals in deze rapportage beschreven kan voor de waterbeheerders een snelle meetmethode betekenen voor het in kaart brengen of inzichtelijk maken van ruimtelijke variatie in wateren met betrekking tot optische waterkwaliteitsparameters zoals chlorofyl-*a*, zwevende stofconcentratie etc.

De beschreven optische veldmeettechniek geeft een digitale objectieve maat voor de waterkwaliteit, die direct aansluit op metingen met *remote sensing* technieken. Een extra voordeel van deze digitale informatie is de directe verwerkingsmogelijkheid in een GIS omgeving.

6. Aanbevelingen

6.1 Algemene aanbevelingen om optische teledetectie van waterkwaliteitsparameters (WQP's) voor waterbeheerders mogelijk te maken

Voor implementatie van de beschreven veldmeetmethode binnen het waterbeheer is het volgende van belang:

- Er moeten betrouwbare algoritmen beschikbaar zijn. Er bestaan al goed werkende algoritmen *met betrekking tot* satelliet en vliegtuig *remote sensing* om optische waterkwaliteitsparameters zoals chlorofyl concentratie, cyanofycocyanine en cyanofycocerythrine concentratie, zwevende stofconcentratie, lichtuitdovingscoëfficiënt, doorzicht en watertemperatuur te bepalen. Deze zijn in het algemeen opgesteld voor wateren met een doorsnede > dan 8 m. Voor de veldspectroradiometrische metingen zullen de bestaande algoritmen vergelijkbaar zijn. Voor een aantal optische watertypen zijn nog geen algoritmen ontwikkeld zoals sloten, vennen, beken. Voor de splitsing van het zwevend stofconcentratie in het organische en inorganische stofgehalte, en de concentratie gekleurde opgeloste stoffen is algoritme ontwikkeling gaande. Naast het ontwikkelen van algoritmen voor de optische WQP's kunnen deze ook ontwikkeld worden voor stoffen die een relatie vormen met eerder genoemde optische waterkwaliteitsparameters. Een voorbeeld hiervan is het berekenen van PCB concentraties in de waterkolom via de zwevende stofconcentratie, TCHL en CDOM in de provincie Friesland (Hoogenboom and Leonards, 1997). Aanbevolen wordt algoritmen op basis van de veldspectrometrische methode nader uit te werken en te toetsen voor watertypen waarin de waterbeheerders op korte termijn de veldspectroradiometrische methode willen toepassen.
- Er is nog een gebrek aan kennis *met betrekking tot* seizoendynamiek van de inherente optische eigenschappen (IOP's) en de concentratie gerelateerde inherente optische eigenschappen (SIOP's), die nodig zijn in de optische modellering. De meeste modellen (en dus algoritmen) zijn gebaseerd op metingen in het zomerseizoen. De optische eigenschappen van de componenten in het water in de periode van respectievelijk voorjaar- dan wel najaarsbloei zijn tot nu toe onvoldoende bekend. Aanbevolen wordt om hier onderzoek naar te doen.
- In de beschreven optische classificatie zijn wateren met ondergedoken waterplanten en bodemzicht niet verwerkt omdat er nog onvoldoende bekend is over de effecten hiervan op het reflectiespectrum. Verwacht wordt echter dat de veldmeetmethode een goede potentie heeft voor het karteren van ondergedoken waterplanten. Hiervoor is gericht onderzoek nodig. Met name wordt aangeraden het analytische onderwaterlichtklimaat model "Hydrolight" hiervoor te gebruiken.
- De bestaande software behorend bij de veldspectroradiometer en de programmatuur voor het omrekenen van reflectiemetingen naar gewenste WQP's moet omgezet worden naar voor de waterbeheerders gebruikersvriendelijke software.

- Aanbevolen wordt om enkele gerichte demonstraties met betrekking tot de veldmeetmethode, in samenhang met laboratoriummetingen in een aantal proefgebieden (met verschillende watertypen) uit te voeren. Voorwaarde hierbij is het beschikken over betrouwbare algoritmen voor de te toetsen watertypen. Deze moeten voor een deel nog ontwikkeld worden.
- Aanbevolen wordt om in samenwerking met een aantal waterbeheerders een haalbaarheidsstudie op te zetten naar de meerwaarde van het inzetten van de beschreven veldspectroradiometrische meetmethode ten behoeve van een nieuw monitoringsplan of ter verificatie van een bestaand monitoringsprogramma.
- In 1995 zijn simultaan aan de WQP bepalingen ook bepalingen met de Optical Plankton Analyser (OPA) uitgevoerd en fytoplanktonfixatiemonsters genomen. Deze metingen zijn nog niet uitgewerkt. Aanbevolen wordt om dit alsnog te doen, om op deze wijze meer inzicht te krijgen in de dominante fytoplankton groepen in de diverse watertypen.

Naast toepassing als een directe veldmethode is de veldspectroradiometrische methode ook zeer geschikt voor de integratie met satelliet en vliegtuig *remote sensing* technieken. Naast het gebruik van deze technieken voor het opzetten van meetplannen en directe ruimtelijke monitoring van de waterkwaliteit, is een interessante optie het gebruik van satellietbeelden om o.a. terug te kijken in het verleden van watersystemen in ieder geval vanaf 1984.

6.2 Stappenplan voor implementatie veldspectroradiometrische meetmethode voor WQP bepaling in het waterbeheer

Voortvloeiend uit bovenstaande kan een concreet stappenplan voor implementatie van de beschreven meetmethode in het waterbeheer er als volgt uitzien:

Stap 1: Algoritme ontwikkeling (tijdsduur ca. 6 maanden)

- a. Het uitkiezen op basis van de optische classificatie van een paar relevante watertypen samen met de waterbeheerder.
- b. Het bepalen van de voorjaars-, zomer- en najaarsdynamiek van de inherente optische eigenschappen voor deze watertypen.
- c. Het ontwikkelen van algoritmen voor relevante waterkwaliteitsparameters per onderzocht watertype en seizoen.

Stap 2: Implementatie meetmethode voor onderzoeksdoeleinden en opstellen meetstrategieën (tijdsduur ca. 6 maanden).

- a. Het maken van eenvoudige software om reflectiespectra te berekenen en om deze direct om te zetten in gewenste WQP's (Excell- sheets met macro's).
- b. Het opstellen van een beslisprogramma (inbouwen in Excell macro's), om op basis van gemeten optische eigenschappen (reflectiespectra) te bepalen tot welk watertype een watersysteem behoort en dus welk algoritme van toepassing is om de WQP's te berekenen.
- c. Het nader aantonen van de robuustheid van de methode in veld (*m.n.* het aantonen van de betrouwbaarheid van de resultaten).

- d. Het opzetten en uitvoeren van een demonstratie voor waterbeheerders.

Stap 3: Implementatie van meetmethode voor routine bemonsteringprogramma (ca. 1 jaar).

- a. Het ontwikkelen van geavanceerde software en verdergaande automatisering van metingen.
- b. Het ontwikkelen van een meetprotocol (voor monsternemers) in samenwerking met monsternemers.
- c. Het organiseren van een cursus voor monsternemers.

Stap 1 en 2 kunnen in 1 jaar tijd gerealiseerd worden. Stap 1 is seizoensafhankelijk en kan het beste plaatsvinden in de periode april tot en met september. Voor het opzetten van een betrouwbaar algoritme is een vaartocht met ca. 20 meetlocaties in een watersysteem van één bepaald type, per seizoen voldoende. Stap 2 kan vervolgens afgerond worden en eindigen in een demonstratie voor waterbeheerders in het voorjaar volgend op stap 1.

Stap 3 kan hierop volgend in een periode van één jaar gerealiseerd worden.

Literatuur

- All Fours NeuralTech (1996). *De inzetbaarheid van Neurale netwerken voor de bepaling van slib en chlorofyl-gehalte uit reflectiespectra*. RIKZ, 70 p.
- All Fours NeuralTech (1997). *Neurale Netwerken voor de bepaling van de concentraties TSM en CHL uit reflectiespectra*. RIKZ, 50 p.
- Allewijn, R., J.M.M. Kokke, A.G. Dekker, R.J. Vos (1995). Remote sensing and water quality in the Netherlands. In: Askne, J. (Ed.), *Sensors and environmental applications of remote sensing*. A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands, p. 273-280.
- Austin, R.W. (1980). Gulf of Mexico, ocean-color surface-truth measurements. *Boundary-Layer Meteorology*, Vol. 18, No. 3, p. 269-285.
- Bricaud, A., A. Morel (1986). Light attenuation and scattering by phytoplanktonic cells: a theoretical model. *Appl. Opt.*, Vol. 25, p. 571-580.
- Buckton, D., S. Danaher, and E. O'Mongain. (1995). *Simulation of the MERIS instrument and constituent estimation*. 1995, SPIE Proceedings, Paris.
- Buiteveld, H., F. de Jong, R. Spanhoff, & M. Donze (1986). Shape and variability of the absorption spectrum of aquatic humus. In: Damen, M.C.J., G.S. Smit & H.T.A. Verstappen (Eds.), *Proceedings of the 7th International Symposium*. Commission VII: Interpretation of Photometric and Remote Sensing Data. (Remote Sensing for resources Development and Environment management) A.A. Balkema, Rotterdam, Boston 703-705.
- Buiteveld, H. (1995). A model for calculation of diffuse light attenuation (PAR) and secchi depth. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, Vol. 29, No. 1, p. 55-65.
- Bukata, R.P., J.H. Jerome, J.E. Bruton (1988). Particulate concentrations in Lake St. Clair as recorded by a shipborne multispectral optical monitoring system. *Remote Sens. Environ.*, Vol. 25, p. 201-299.
- Claassen, T.H.L. (1998). Meerwaarde van remote sensing voor het waterbeheer. *H₂O*, Vol. 31, No. 4, p. 18-22.
- CUWVO (1988). *Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlakte wateren*. Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, Nota nr. 267, 's-Gravenhage.
- Dekker, A.G. (1993). *Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing*. PhD. Thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands; 240 p.
- Dekker, A.G., T.J.M. Malthus, E. Seyhan (1991). Quantitative modelling of inland water quality for high resolution MSS-systems. *IEEE Trans. Geosci. Remote sens.*, Vol. 29, No. 1, p. 89-95.
- Dekker, A.G., T.J.M. Malthus, and L.M. Goddijn (1992). Monitoring cyanobacteria in eutrophic waters using airborne imaging spectroscopy and multispectral remote sensing systems. *Proceedings 6th Australasian Remote Sensing Conference, 11 -1992, Wellington, New Zealand*, p. 204-214.
- Dekker, A.G., H.J. Hoogenboom (1993). *Remote sensing met hoge resolutie van Vecht en Amsterdam-Rijn Kanaal*. Initiatiefgroep Restauratieplan Vecht/per adres: Rijkswaterstaat, Directie Noord-Holland, Haarlem, 68 p.
- Dekker, A.G., H.J. Hoogenboom and P. Moen (1994). *Implementation of high resolution airborne remote sensing in inland water management*. EARSeL Workshop on Remote Sensing and GIS for Coastal Zone Management, Rijkswaterstaat, Survey Department, Delft, The Netherlands, p. 94-103.

- Dekker A.G., T.J. Malthus and H.J. Hoogenboom (1995). The remote sensing of inland water quality. In: Danson, F.M. and S.E. Plummer (Eds.), *Advances in Environmental Remote Sensing*. John Wiley and sons, West Sussex (UK), p. 123-142.
- Dekker, A.G., H.J. Hoogenboom (1996). *Operational tools for remote sensing of water quality: a prototype Toolkit*. BCRS report 96-18, BCRS, Delft, The Netherlands, 66 p.
- Dekker, A.G., Z. Zamurovic-Nenad, H.J. Hoogenboom, S.W.M. Peters (1996). Remote sensing, ecological water quality modelling and in situ measurements: a case study in shallow lakes. *Hydrol. Sci. J.*, Vol. 41, No. 4, p. 531-547.
- Dekker, A.G., H.J. Hoogenboom, M. Rijkeboer, and H. Buiteveld (1997). Estimation of water quality parameters of inland waters with the use of a toolkit for processing of remote sensing data. *Remote Sensing for Marine and Coastal Environments: Technology and Applications*, 3 - 1997, ERIM, Michigan, USA, p. 1-269-1-275.
- Gilijamse, L.I. (1994). *Absorptiecoëfficiënten van de fytoplankton en tripton in enkele Nederlandse meren*, NIOO, Nieuwersluis, 53 p.
- Gitelson, A. (1992). The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *Int. J. Remote Sensing*, Vol. 13, No. 17, p. 3367-3373.
- Gons, H.J. (1999). Optical teledetection of chlorophyll a in turbid waters. *Environmental Science Technology*, Vol. 33 (7), p. 1127-1132.
- Gons, H.J. (1996). Microbial communities in a bird's view. *Nieuwsbrief Functionele Ecologie*, p. 5-7
- Gons, H.J., J. Ebert, J. Kromkamp (1998). Optical teledetection of the vertical attenuation coefficient for downward quantum irradiance of photosynthetically available radiation in turbid waters. *Aquat. Ecol.*, Vol. 31, p. 299-311.
- Gordon, H.R. (1985). Ship perturbations of irradiance measurements at sea. 1: Monte Carlo simulations. *Appl. Opt.*, Vol. 24, p. 4172-4182.
- Gordon, H.R., O.B. Brown, M.M. Jacobs (1975). Computed relationships between the inherent and apparent optical properties of a flat homogeneous ocean. *Appl. Opt.*, Vol. 14, No. 2, p. 417-427.
- Gordon, H.R., D.K. Clark, et al. (1983). Phytoplankton pigment concentrations in the Middle Atlantic Bight: comparison of ship determinations and CZCS estimates. *Appl. Opt.*, Vol. 22, No. 1, p. 20-36.
- Gordon, H.R., K.Y. Ding (1992). Self-shading of in-water optical instruments. *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 37, No. 3, p. 491-500.
- Hakvoort, J.H.M. (1994). *Absorption of light by surface water*. PhD. Thesis, Delft University Press;
- Holligan, P.M., T. Aarup, S.B. Groom (1989). The North Sea: satellite colour atlas. *Continental Shelf Res.*, Vol. 9, p. 667-765.
- Hoogenboom, H.J., A.G. Dekker, J.F. De Haan (1998a). *InveRSion: assessment of water composition from spectral reflectance: a feasibility study to the use of the matrix inversio method*. NRSP-2 98-15, Netherlands Remote Sensing Board, Programme Bureau, Rijkswaterstaat Survey Department, Delft, The Netherlands, 48 p.
- Hoogenboom, H.J., A.G. Dekker, J.F. De Haan (1998b, in press). Retrieval of chlorophyll and suspended matter in inland waters from CASI data by matrix inversion. *Can. J. Remote Sensing*.
- Hoogenboom, H.J., P.E.G. Leonards (1997). *Schatten van mobiliteit en beschikbaarheid van PCB's met behulp van remote sensing*, IVM W-97/01, IVM, Amsterdam, 29 p.

- Janse, J.H. & T. Aldenberg (1990). *PCLoos: a eutrophication model of the Loosdrecht Lakes*. RIVM, report nr. 714502001 Bilthoven.
- Janse, J.H. & van Puijenbroek, P.J.T.M. (1997). *PCDutch, een model voor eutrofiering en vegetatieontwikkeling in sloten*. RIVM, rapport nr. 703715 004, Bilthoven.
- Jerlov, N.G. (1976). *Marine Optics*, Amsterdam, the Netherlands.,
- Jupp, D.L.B., J.T.O. Kirk, G.P. Harris (1994). Detection, identification and mapping of cyanobacteria-using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 45, p. 801-828.
- Kirk, J.T.O. (1994). *Light & photosynthesis in aquatic ecosystems*, 2 ed., 509 p.
- Kishino, M., M. Takahashi, N. Okami, S. Ichimura (1985). Estimation of the spectral absorption coefficients of phytoplankton in the sea. *Bull. Mar. Sci.*, Vol. 37, No. 2, p. 634-642.
- KNMI (1995). *Jaaroverzicht van het weer in Nederland: jaar 1995*. De Bilt, 92^e jaargang no:13 KNMI ISSN: 167.8248.
- Krijgsman, J. (1994). *Optical remote sensing of water quality parameters: interpretation of reflectance spectra*. PhD. Thesis, Delft University Press, Delft University of Technology; 198 p.
- Lathrop, R.G.J., T.M. Lillesand (1986). Use of Thematic Mapper data to assess water quality in Green Bay and Central Lake Michigan. *Photogr. Eng. and Remote Sens.*, Vol. 52, No. 5, p. 671-680.
- McNiel GT (1977). Metrical fundamentals of underwater lens systems. *Optical Engineering*, Nr. 16, p. 128-139.
- Malthus, T.J. & Dekker, A.G. (1995). First derivative indices for the remote sensing of inland water quality using high spectral resolution reflectance. *Environm. Internat.* Nr. 21, p. 221-232.
- Mittenzwey, K.H. (1992). Determination of chlorophyll a of inland waters on the basis of spectral reflectance. *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 1, No. 37, p. 147-149.
- Moen, J.P., E.J. Kootwijk, A.G. Dekker, H.J. Hoogenboom, J.D. van Setten, E. Daemen (1999). *De waterkwaliteit van de Zeeuwse wateren gemeten met vliegtuig remote sensing (1997)*, NRSP, Delft, The Netherlands,
- Moen, J.P., J.D. van Setten, E.J. van Kootwijk, A.G. Dekker, H.J. Hoogenboom, G.A. van Berkum, T.H.L. Claassen, B. van der Veer (1997). *De kwaliteit van Nederlandse binnenwateren gemeten met vliegtuig remote sensing (1995)*, NRSP-2 96-27, BCRS-PB, Survey Department, Rijkswaterstaat, The Netherlands, Delft, The Netherlands, 61 p.
- Morel, A., B. Gentili (1993). Diffuse reflectance of oceanic waters. II. Bidirectional aspects. *Appl. Opt.*, Vol. 32, No. 33, p. 6864-6879.
- Morel, A., L. Prieur (1977). Analysis of variations in ocean colour. *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 22, No. 4, p. 709-722.
- NEN 6484 (1982). *Water: Determination of the content of not dissolved material and its ignition residue*. Nederlandse Norm.
- NEN 6520, (1981) *Water: Spectrophotometric determination of chlorophyll a content*. Nederlandse Norm.
- Petzold, T.J. (1972). *Volume scattering functions for selected ocean waters*, San Diego: Scripps Inst. Oceanogr. Visibility Lab.,
- REWANET groep (1994). *REWANET fase 1; Inventarisatie van remote sensing toepassingen voor waterkwaliteit*, NRSP-2 94-23, BCRS-PB, Delft, The Netherlands, 126 p.
- Rijkeboer, M., A.G. Dekker, H.J. Gons (1998). Subsurface irradiance reflectance spectra of inland waters differing in morphometry and hydrology. *Aquat. Ecol.*, Vol. 31, p. 313-323.

- Rijkeboer, M., A.G. Dekker, J.M.M. Kokke (1997). *Kleurmetingen van Nederlandse oppervlaktewateren*, NRSP-2 96-14, BCRS-PB, Survey Department, Rijkswaterstaat, Delft, The Netherlands, 57 p.
- Rijkeboer, M., H.J. Gons, A.G. Dekker (1998). Optische teledetectie van waterkwaliteitsparameters: demonstratie voor het waterbeheer. *H₂O*, Nr. 15, p. 19-21.
- Schroevers, P.J. & Dresscher Th.G.N. (1977). Typologie. In: Lange, L. de & M.H. De Ruiter, M.H. (Eds), *Biologische waterbeoordeling: methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlakte water op biologische grondslag*. Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek TNO, Delft, p. 57-79.
- Suykerbuyk, R.E.M. & R.M.M. Roijackers (1988). Typologie van Nederlandse zoete en brakke oppervlakte wateren op basis van het fytoplanktonbestand. In: R.M.M. Roijackers (Ed), *Hydrobiologisch Onderzoek in Nederland, fundamentele en toepassingsgerichte aspecten*. Hydrobiologische vereniging publ. 6, Amsterdam, p. 105-116.
- Tyler, J.E. (1960). Radiance distribution as a function of depth in an underwater environment. *Bull. Scripps. Inst. Oceanogr.* Nr. 7, p. 363-411.
- Vierde Nationale Milieuverkenning 1997-2020 (1997). RIVM, ISBN 90 4220 1371, Bilthoven, p. 389
- Trüper, H.G., C.M. Yentsch (1967). Use of glass fiber filters for the rapid preparation of in vivo absorption spectra of photosynthetic bacteria. *J. Bact.*, Vol. 94, p. 1255-1256.
- Viollier, M., D. Tanre, P.Y. Deschamps (1980). An algorithm for remote sensing of water color from space. *Boundary-Layer Meteorology*, Vol. 18, No. 3, p. 247-267.
- Vos, R.J., M. Villars, H. Roozkrans, S.W.M. Peters, W.v. Raaphorst (1998). *RESTWAQ2, Part 1. Integrated monitoring of total suspended matter in the Dutch Coastal Zone*, NRSP-2 98-08, Netherlands Remote Sensing Board, Delft, 4-4 p.

Bijlage I. Tabellen en kaarten

Tabel I.A

code	R-ratio's	WQP	R(0-)	Afgeleide	g440 (m ⁻¹)	TCHL (mg m ⁻³)	TSM (g m ⁻³)	SOM (%)	Z _{SD} (m)	Dept h (m)
95174UD	3.1	A	1.1	2.1	8.6	235	98	68	0.2	0.8
95174KI	3.1	A	1.1	2.1	5.9	250	59	80	0.3	0.8
95230D1	3.1	A	1.1	2.1	15.0	244	36	83	0.3	1.1
95230D2	3.1	A	1.1	2.1	15.8	270	41	86	0.3	1.0
95166PL	3.1	A	1.1	2.1	5.0	374	98	74	0.2	1.3
95230D3	3.1	A	1.1	2.1	13.2	344	53	78	0.2	0.8
95230D4	3.1	A	1.1	2.1	14.4	307	44	92	0.2	1.4
95230D5	3.1	A	1.4	2.1	16.5	157	26	91	0.4	1.0
95230D6	3.1	A	1.4	2.3	12.5	132	30	85	0.3	0.4
95244RH	3.1	A	1.6	2.3	6.4	275	31	94	0.5	0.8
95236LY	3.1	A	1.7	2.5	4.5	222	53	77	0.3	1.3
95201ZU	3.1	C	1.1	2.1	8.1	123	23	75	0.3	0.8
95230GM	3.1	C	1.1	2.1	6.5	113	31	71	0.4	2.4
95233SD	3.2	A	1.1	2.1	3.4	352	31	64	0.4	5.0
95205RO	3.2	A	1.2	2.2	4.7	468	60	85	0.2	1.4
97225CK	3.2	B	1.2	2.2	6.0	901	86	78	0.2	1.5
97225GE	3.2	B	1.2	2.2	4.8	682	90	85	0.2	<4
95163BR	3.3	C	1.3	2.3	3.9	79	22	82	0.6	1.9
95163VU	3.3	C	1.3	2.3	3.0	67	19	91	0.6	2.0
95229P6	3.3	C	1.3	2.3	9.0	64	27	79	0.5	1.2
95236ZA	3.3	C	1.3	2.3	4.6	81	35	58	0.4	1.4
95228HG	3.3	C	1.3	2.4	6.0	75	26	75	0.4	1.7
95228TJ	3.3	C	1.3	2.4	3.4	103	28	71	0.4	2.4
95229NW	3.3	C	1.3	2.4	6.4	91	31	85	0.2	0.7
95229P5	3.3	C	1.3	2.4	8.2	56	21	87	0.5	1.3
95233TK	3.3	C	1.3	2.4	5.6	71	25	74	0.4	2.3
95236BG	3.3	C	1.3	2.4	6.5	81	28	67	0.4	2.0
95149LV	3.3	C	1.4	2.3	2.7	73	23	85	0.4	2.5
95228LW	3.3	C	1.4	2.3	2.3	77	32	67	0.3	2.0
95230SC	3.3	C	1.4	2.3	4.1	75	20	76	0.4	1.0
95233R2	3.3	C	1.6	2.3	8.1	64	21	94	0.5	1.1
95233R1	3.3	C	1.6	2.3	8.1	87	25	92	0.4	0.6
95244LK	3.3	C	1.6	2.6	5.4	24	7	83	0.8	1.2
95142WS	3.3	D	1.5	2.7	1.2	5	45	32	0.5	14.7
95174ZA	3.3	E	1.3	2.3	3.3	55	36	42	0.5	3.8
95192BF	3.3	E	1.3	2.3	1.2	19	17	28	0.7	3.0
95171AR	3.3	E	1.3	2.3	1.9	8	20	22	0.6	3.2
95191UI	3.3	E	1.3	2.3	3.1	44	19	44	0.7	3.0
95198ZM	3.3	E	1.3	2.3	4.9	94	26	38	0.3	3.1
95201BG	3.3	E	1.3	2.3	15.3	25	9	40	0.6	5.0
95201HH	3.3	E	1.3	2.3	8.8	26	22	23	0.5	0.8
95201SC	3.3	E	1.3	2.3	7.5	11	13	25	0.6	1.4
95228SO	3.3	E	1.3	2.4	3.4	98	36	75	0.4	1.8
97225SK	3.3	E	1.4	2.1	6.8	172	37	52	0.3	1

Tabel I.A (vervolg)

code	R-ratio's	WQP	R(0-)	Afgeleide	g440 (m ⁻¹)	TCHL (mg m ⁻³)	TSM (g m ⁻³)	SOM (%)	Z _{SD} (m)	Depth (m)
95193NH	3.3	E	1.4	2.3	4.1	50	34	24	0.5	3.0
95132Y1	3.3	E	1.5	2.7	1.9	11	21	32	0.4	6.3
95170BM	3.3	E	1.5	2.7	1.0	12	25	16	0.5	6.6
95170HD	3.3	E	1.5	2.7	0.9	22	12	26	0.5	5.3
95149RV	3.3	E	1.6	2.6	1.5	22	13	36	0.9	
95178KA	3.3	E	1.6	2.6	4.8	62	13	48	0.9	2.6
95172MA	3.3	E	1.7	2.7	1.1	14	24	22	0.4	7.7
95198KM	3.3	E	1.7	2.7	1.1	34	18	24	0.5	4.5
95257LU	3.3	F	1.3	2.4	5.2	91	16	67	0.5	11.5
95215RB	3.3	F	1.4	2.3	0.8	130	17	72	0.5	7.0
95228SK	3.3	F	1.4	2.3	3.5	62	22	64	0.5	2.3
95191AL	3.3	F	1.4	2.3	2.5	43	8	59	1.0	12.5
95201PW	3.3	F	1.6	2.6	3.1	28	7	60	0.6	1.0
95178WE	3.3	F	1.6	2.6	3.3	24	7	61	1.2	3.5
95130HA	3.3	F	1.6	2.6	3.1	7	12	61	0.7	1.4
95130SA	3.3	F	1.6	2.6	3.1	4	9	72	0.9	1.9
95121EM	3.4	A	1.1	2.1	3.2	229	51	46	0.2	2.5
95180LA	3.4	A	1.3	2.4	2.9	126	52	78	0.3	2.3
97219R5	3.4	A	1.3	2.5	3.4	154	69	57	0.2	>3
95177KV	3.4	A	1.3	2.5	3.0	167	40	84	0.3	1.7
95177GK	3.4	A	1.4	2.1	4.6	225	34	92	0.3	2.8
95215SN	3.4	A	1.7	2.5	2.3	276	57	62	0.3	3.5
95151WG	3.4	C	1.3	2.5	2.7	143	30	78	0.3	1.4
95180NZ	3.4	C	1.4	2.4	3.4	115	21	85	0.4	3.0
95219VK	3.4	C	1.6	2.3	4.9	76	14	70	0.6	16.0
95163LO	3.4	C	1.6	2.4	2.4	104	23	88	0.5	2.2
95122NN	3.4	C	1.7	2.5	1.6	116	28	77	0.3	4.5
97223OW	3.4	D	1.3	2.4	2.0	101	52	34	0.3	>3
97223OZ	3.4	D	1.4	2.4	2.0	126	65	32	0.4	>3
95157VZ	3.4	E	1.3	2.4	2.3	4	3	42	2.4	10.0
95158GR	3.4	E	1.7	2.5	0.6	18	17	33	1.6	17.9
95193AM	3.5	C	1.3	2.4	1.9	90	15	82	0.5	13.0
95230BW	3.5	C	1.4	2.3	5.0	72	14	82	0.5	2.2
95180GE	3.5	C	1.4	2.4	2.5	54	11	79	0.7	2.5
95177GB	3.5	C	1.4	2.4	2.3	88	25	73	0.5	2.5
95177NB	3.5	C	1.4	2.4	3.6	107	30	91	0.4	2.3
95223BH	3.5	C	1.6	2.3	2.8	36	12	85	0.9	2.5
95180NN	3.5	C	1.6	2.3	3.6	59	16	93	0.5	3.0
95122WO	3.5	C	1.7	2.5	1.2	83	27	68	0.3	4.4
97223DG	3.5	D	1.3	2.4	3.6	121	55	44	0.4	>3
95132M1	3.5	D	1.5	2.5	1.3	28	84	27	0.2	4.1
95132M4	3.5	D	1.5	2.5	1.1	20	59	30	0.2	4.5
95179BO	3.5	E	1.4	2.3	1.5	80	22	34	0.6	5.4
97223OO	3.5	E	1.4	2.4	3.3	68	21	45	0.6	>3
95193MN	3.5	E	1.6	2.3	3.4	207	31	64	0.4	5.0
95178BA	3.5	E	1.6	2.3	4.0	73	12	54	0.9	5.0
95132Y2	3.5	E	1.7	2.7	1.8	11	20	46	0.5	4.7
95192TO	3.5	E	1.7	2.7	0.9	64	28	26	0.7	4.5

Tabel I.A (vervolg)

code	R-ratio's	WQP	R(0-)	Afgeleide	g440 (m ⁻¹)	TCHL (mg m ⁻³)	TSM (g m ⁻³)	SOM (%)	Z _{SD} (m)	Depth (m)
95121GM	3.5	F	1.3	2.4	2.5	59	13	64	0.4	3.9
95143DM	3.5	F	1.3	2.4	1.7	8	20	58	0.5	3.2
95215BD	3.5	F	1.4	2.3	1.1	134	16	73	0.5	4.0
95215AS	3.5	F	1.4	2.4	0.6	64	13	55	0.6	6.0
95215SL	3.5	F	1.6	2.3	0.8	92	14	70	0.6	3.0
95215GH	3.5	F	1.6	2.3	0.8	44	6	76	1.3	15.0
95142WV	3.6	D	1.7	2.7	0.5	4	53	41	0.9	17.8
95171HV	3.6	E	1.3	2.7	1.1	22	8	33	0.7	11.1
95179PU	3.6	E	1.3	2.7	0.8	47	21	24	0.6	9.2
95192GR	3.6	E	1.4	2.6	0.7	15	9	32	1.0	6.9
95199KZ	3.6	E	1.4	2.6	1.1	16	7	28	1.5	4.2
95215PH	3.6	E	1.4	2.6	0.1	4	2	40	2.6	40.0
95159OS	3.6	E	1.4	2.6	0.5	15	21	36	1.7	34.5
95199BL	3.6	E	1.6	2.6	1.2	21	7	40	1.1	5.0
95159LG	3.6	E	1.6	2.6	0.6	9	13	45	2.7	22.3
97219KM	3.6	E	1.6	2.6	1.1	9	9	38	2.5	>3
97219VD	3.6	E	1.6	2.6	1.1	11	18	40	1.6	>3
97219ZK	3.6	E	1.6	2.6	1.1	13	18	36	1.6	>3
95121YM	3.6	E	1.7	2.7	1.6	22	15	37	0.5	2.9
95219VZ	3.6	F	1.6	2.6	2.9	19	8	72	1.3	14.0
95144M1	3.6	F	1.6	2.6	0.0	1	1	72	5.0	26.0
95144M2	3.6	F	1.6	2.6	0.8	1	1	81	3.4	4.5
95149WL	3.6	F	1.6	2.6	0.5	1	1	68	5.5	9.0
95151WB	3.6	F	1.6	2.6	1.0	9	5	88	1.8	30.0
95158VM	3.6	F	1.6	2.6	1.7	14	8	51	2.0	19.3
95193NO	3.6	F	1.6	2.6	1.2	24	9	61	1.1	1.8
95219VN	3.6	F	1.6	2.6	2.3	8	2	76	3.0	59.0
97223SC	3.6	F	1.6	2.6		20	5	44	1.2	>3
95143V8	3.6	F	1.7	2.7	1.2	4	12	71	0.7	3.3
95205ZV	3.6	F	1.7	2.7	1.2	29	6	85	1.5	25.0
95243GV	3.7	A	1.6	2.6	17.0	273	36	98	0.3	1.5
95243PL	3.7	G	1.6	2.6	65.5	142	9	98	0.2	0.8

Tabel I.B Overzicht van de monsterlocaties ingedeeld volgens de ontwikkelde optische classificatie (zie Hoofdstuk 3).

code	naam	provincie
eutrofe kleine veenplassen		
95230D1	De Deelen (DE370)	Friesland
95230D2	De Deelen (DE369)	Friesland
95230D3	De Deelen (DE368)	Friesland
95230D4	De Deelen (DE218)	Friesland
95230D5	De Deelen (DE268)	Friesland
95230D6	De Deelen (DE220)	Friesland
95236LY	De Leijen	Friesland
95201ZU	Zuidlaardermeer	Groningen
95166PL	Jisperveld (De Poel)	Noord-Holland
95174KI	Kinselmeer	Noord-Holland
95174UD	Uitdammer Die	Noord-Holland
95230GM	Giethoornse Meer	Overijssel
95244RH	Weerribben (Riethove)	Overijssel
hypertrofe kleine plassen		
95233SD	Sondelerleien	Friesland
97225CK	Canisvlietsche Kreek	Zeeland
97225GE	Groot Eiland (Luntershoek)	Zeeland
95205RO	Rottmeren (Noordplas)	Zuid-Holland
boezemwateren		
95132Y1	IJsselmeer	Flevoland
95198KM	Ketelmeer	Flevoland
95198ZM	Zwarte Meer	Flevoland
95228HG	Heegermeer	Friesland
95228LW	Langweerderwielen	Friesland
95228SK	Sneekermeer	Friesland
95228SO	Slotermeer	Friesland
95228TJ	Tjeukermeer	Friesland
95229NW	Nanneveld	Friesland
95229P5	Polderhoofd kanaal	Friesland
95229P6	Polderhoofd kanaal	Friesland
95233R1	Rottige Meenthe	Friesland
95233R2	Rottige Meenthe	Friesland
95233TK	Terkaplesterpoelen	Friesland
95236BG	Bergumermeer	Friesland
95236ZA	Zandmeer	Friesland
95201BG	Borgmeer	Groningen
95201HH	Hondshalstermeer	Groningen
95201PW	Paterswoldermeer	Groningen
95201SC	Schildmeer	Groningen
95257LU	Lauwersmeer	Groningen
95192BF	Maas (Belfeld)	Limburg
95215RB	Rijkselse Bemden	Limburg
95130HA	Hollands Ankeveense Plas	Noord-Holland

Tabel I.B Overzicht van de monsterlocaties ingedeeld volgens de ontwikkelde optische classificatie (zie Hoofdstuk 3) (vervolg).

code	naam	provincie
95130SA	Stichts Ankeveense Plas	Noord-Holland
95174ZA	De Zaan (Julianabrug)	Noord-Holland
95178WE	Westeinder Plas (RO284)	Noord-Holland
95191AL	Alkmaarder Meer	Noord-Holland
95191UI	Uitgeestermeer	Noord-Holland
95193NH	Noordhollandskanaal (St.Maartensvlotbrug)	Noord-Holland
95230SC	Schutsloter Meer	Overijssel
95244LK	Weerribben (Lokkepolder)	Overijssel
95149LV	Loenderveense Plas	Utrecht
95149RV	Vecht	Utrecht
95163BR	Breukeleveense Plas	Utrecht
95163VU	Vuntus	Utrecht
95171AR	Amsterdam-Rijnkanaal	Utrecht
95142WS	Westerschelde (Schaar voor Doel)	Zeeland
97225SK	Stierskreek (Heillesluis)	Zeeland
95170BM	Beneden Merwede	Zuid-Holland
95170HD	Hollands Diep (Bovensluis)	Zuid-Holland
95172MA	Oude Maas/Nieuwe Waterweg	Zuid-Holland
95178KA	Kager Plassen (Kever)	Zuid-Holland
eutrofe grote veenplassen		
95121EM	Eemmeer	Flevoland
95122NN	Nulder nauw	Flevoland
95215SN	Sneppen	Limburg
95151WG	Kortenhoeftsche Plassen (Wijde Gat)	Noord-Holland
95163LO	Loosdrechtsche Plassen	Utrecht
95219VK	Vinkeveense Plassen (Kleine Plas)	Utrecht
95157VZ	Volkerak-Zoommeer	Zeeland
95158GR	Grevelingen	Zeeland
97219R5	Rammekens Kreek 5	Zeeland
97223OW	Ouwerkerkse Kreek (west)	Zeeland
97223OZ	Ouwerkerkse Kreek (zuid)	Zeeland
95177GK	Reeuwijksche Plassen ('s-Gravenkoop)	Zuid-Holland
95177KV	Reeuwijksche Plassen (Klein Vogelenzang)	Zuid-Holland
95180LA	Langerlaarsche Plassen (Noordplas)	Zuid-Holland
95180NZ	Nieuwkoopse Plassen (Zuideinderplas)	Zuid-Holland
slibrijke rivieren en slibrijke grote ondiepe meren		
95121GM	Gooimeer	Flevoland
95122WO	Wolderwijd	Flevoland
95132M1	Markermeer	Flevoland
95132M4	Markermeer	Flevoland
95132Y2	IJsselmeer	Flevoland
95143DM	Drontermeer	Flevoland
95121YM	IJmeer	Flevoland
95192TO	Rijn (Lobith)	Gelderland

Tabel I.B Overzicht van de monsterlocaties ingedeeld volgens de ontwikkelde optische classificatie (zie Hoofdstuk 3) (vervolg).

code	naam	provincie
95215AS	Asseltse Plas	Limburg
95215BD	Brand	Limburg
95215GH	De Grote Heg	Limburg
95215SL	De Slaag	Limburg
95179BO	Brabantse Biesbosch (Rietplaat)	Noord-Brabant
95193AM	Amstelmeer	Noord-Holland
95193MN	Mooie Nel	Noord-Holland
95230BW	Beulakker Wijde	Overijssel
95223BH	Botshol	Utrecht
97223DG	Diepe Gat (Ouwerkerk)	Zeeland
97223OO	Ouwerkerkse Kreek (oost)	Zeeland
95177GB	Reeuwijksche Plassen ('s-Gravenbroek)	Zuid-Holland
95177NB	Reeuwijksche Plassen (Nieuwenbroek)	Zuid-Holland
95178BA	Braassemmermeer	Zuid-Holland
95180GE	Geerpolderplas	Zuid-Holland
95180NN	Nieuwkoopse Plassen (Noordeinderplas)	Zuid-Holland
diepe, heldere meren en getijde wateren		
95143V8	Veluwemeer	Flevoland
95192GR	Maas (Grave)	Gelderland
95199BL	Andelse Maas (Brakel)	Gelderland
95215PH	Panheel (fase III)	Limburg
95199KZ	Bergse Maas (Keizerveer)	Noord-Brabant
95151WB	Kortenhoefsche Plassen (Wijde Blik)	Noord-Holland
95193NO	Noordzeekanaal (Buitenhuizen)	Noord-Holland
95144M1	Maarsseveense Plas I	Utrecht
95144M2	Maarsseveense Plas II	Utrecht
95149WL	Waterleiding Plas	Utrecht
95219VN	Vinkeveense Plassen (Noordplas)	Utrecht
95219VZ	Vinkeveense Plassen (Zuidplas)	Utrecht
95142WV	Westerschelde (Vlissingen)	Zeeland
95158VM	Veerse Meer	Zeeland
95159LG	Oosterschelde (Lodijkse Gat)	Zeeland
95159OS	Oosterschelde (Stormvloedkering)	Zeeland
97219KM	Veersemeer (Kanaalmonding)	Zeeland
97219VD	Veersemeer (Dam)	Zeeland
97219ZK	Veersemeer (Zandkreekdam)	Zeeland
97223SC	Schelphoek (Schouwen)	Zeeland
95171HV	Haringvliet (Haringvlietsluis)	Zuid-Holland
95179PU	Oude Maas (Puttershoek)	Zuid-Holland
95205ZV	Zevenhuizerplas	Zuid-Holland
eutrofe vennen		
95243PL	Groote Peel	Limburg
95243GV	Oisterwijkse Vennen (Goorven)	Noord-Brabant

Legenda bij gepresenteerde kaarten:

- Kaart 1: Overzicht van de gemeten concentratie totaal chlorofyl (chlorofyl-*a* plus faecopigment).
- Kaart 2: Overzicht van de gemeten concentratie zwevende stof.
- Kaart 3: Overzicht van het gemeten percentage organische stof.
- Kaart 4: Overzicht van de absorptie bij 440 nm van opgeloste organische stof.
- Kaart 5: Overzicht van het gemeten doorzicht.
- Kaart 6: Overzicht van de clusterindeling van de geanalyseerde wateren op grond van de gemeten optische waterkwaliteitsparameters .
- Kaart 7: Overzicht van de clusterindeling van de geanalyseerde wateren op grond van de spectrale reflectie ratio's.
- Kaart 8: Voorbeeld van informatie verkregen met vliegtuig *remote sensing* technieken (uit Claassen, 1998).

Legenda bij fotoserie:

Figuur II.1 Lichtmetingen met de PR-650 nodig voor het berekenen van een reflectiespectrum ; de opwaartse radiantie van het wateroppervlak (links boven), radiantie van het hemellicht (rechts boven), de totaal neerwaartse irradiantie gemeten aan een referentie paneel (links beneden) en als er sprake is van zonlicht de fractie diffuus licht van de totale neerwaartse irradiantie door meting aan een beschaduwd referentiepaneel (recht beneden).



40 0 40 80 Kilometers

Kaart 1

TCHL (mg m-3)

- <10
- 10-20
- 20-40
- 40-80
- 80-160
- 160-320
- >320



vrije Universiteit *amsterdam*
Instituut voor Milieuvraagstukken



Kaart 2

TSM (g m⁻³)

- <2.5
- 2.5-5.0
- 5.0-10.0
- 10.0-20.0
- 20.0-40.0
- 40.0-80.0
- >80.0



vrije Universiteit *amsterdam*
 Instituut voor Milieuvraagstukken



Kaart 3

SOM (%)

- <20
- 20-30
- 30-40
- 40-50
- 50-60
- 60-80
- >80



vrije Universiteit amsterdam
Instituut voor Milieuvraagstukken



 Stedelijk gebied

40 0 40 80 Kilometers



Kaart 4

CDOM-440 (m-1)

- <0.5
- 0.5-1.0
- 1.0-2.0
- 2.0-4.0
- 4.0-8.0
- 8.0-16.0
- >16.0



vrije Universiteit amsterdam
Instituut voor Milieuvraagstukken



Kaart 5

SD (m)

- <0.25
- 0.25-0.5
- 0.5-0.8
- 0.8-1.0
- 1.0-2.5
- 2.5-5.0
- >5.0



vrije Universiteit amsterdam
Instituut voor Milieuvraagstukken



Kaart 6

WQP

- | | |
|---|---|
| ● | A |
| ● | B |
| ● | C |
| ● | D |
| ● | E |
| ● | F |
| ● | G |



vrije Universiteit amsterdam
 Instituut voor Milieuvraagstukken



■ Stedelijk gebied

40 0 40 80 Kilometers

Kaart 7

R(0-) Ratio

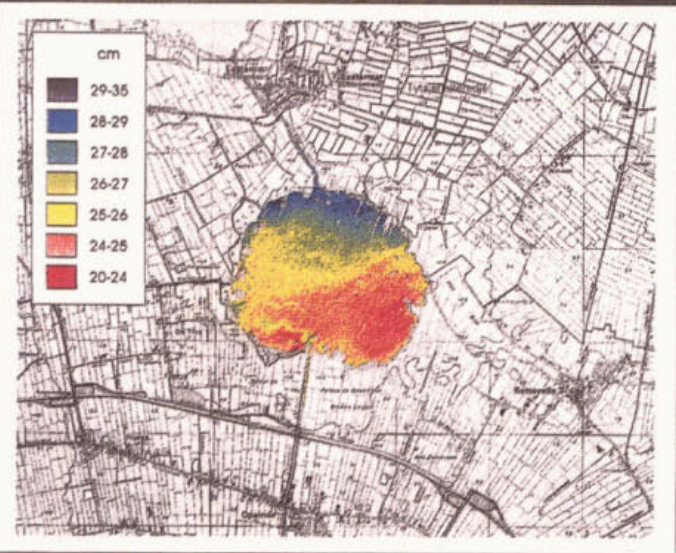
- 1
- 2
- 3
- 4
- 5
- 6
- 7



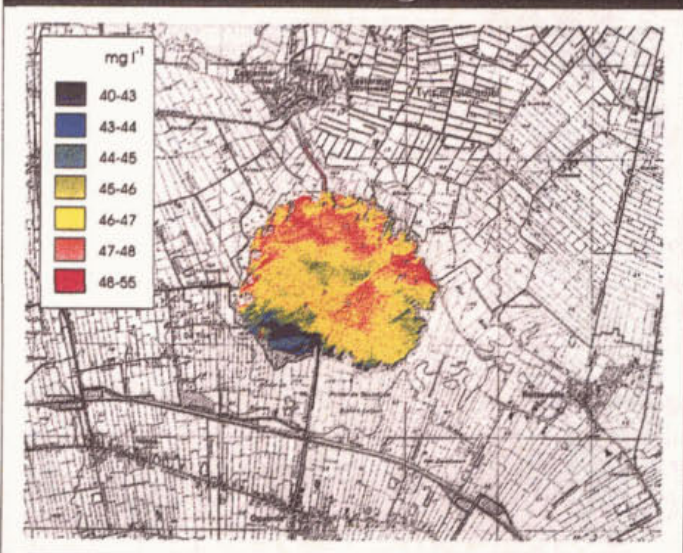
vrije Universiteit *amsterdam*
Instituut voor Milieuvraagstukken

Waterkwaliteit van de Leijen gemeten door middel van Remote Sensing

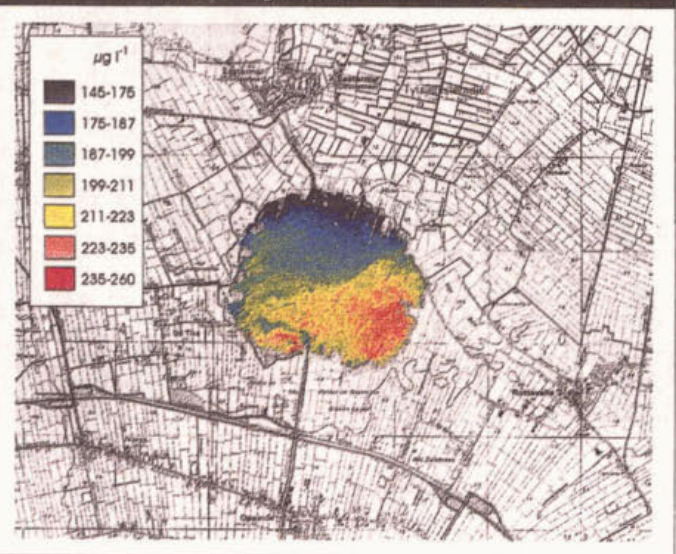
Doorzicht



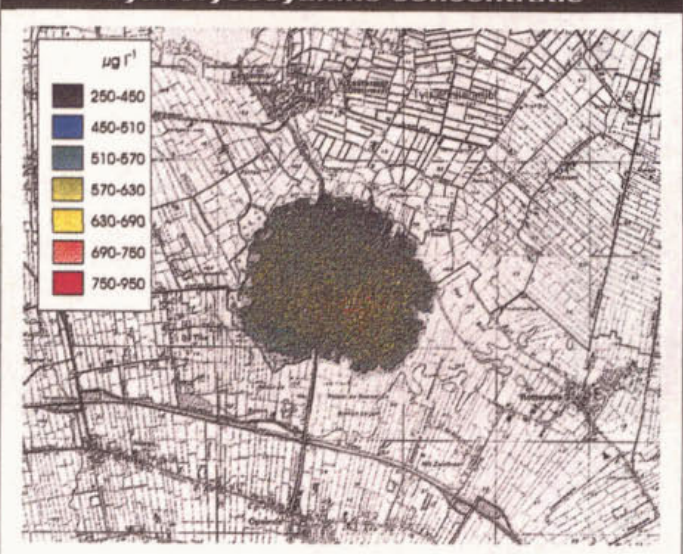
Zwevend stof-gehalte



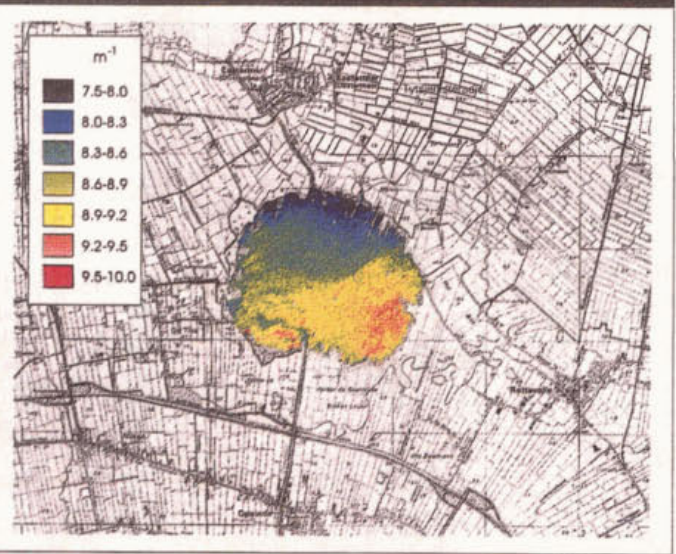
Chlorofyl-a concentratie



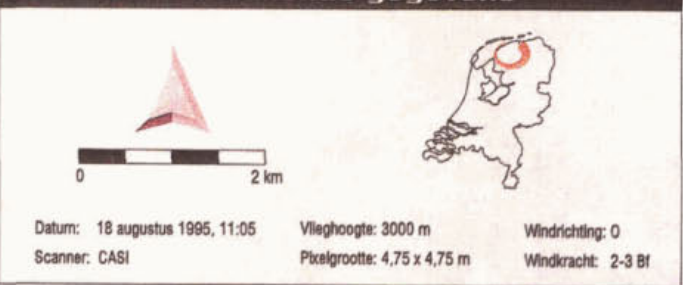
Cyanofycocyanine concentratie



Vertikale extinctiecoëfficiënt



Aanvullende gegevens

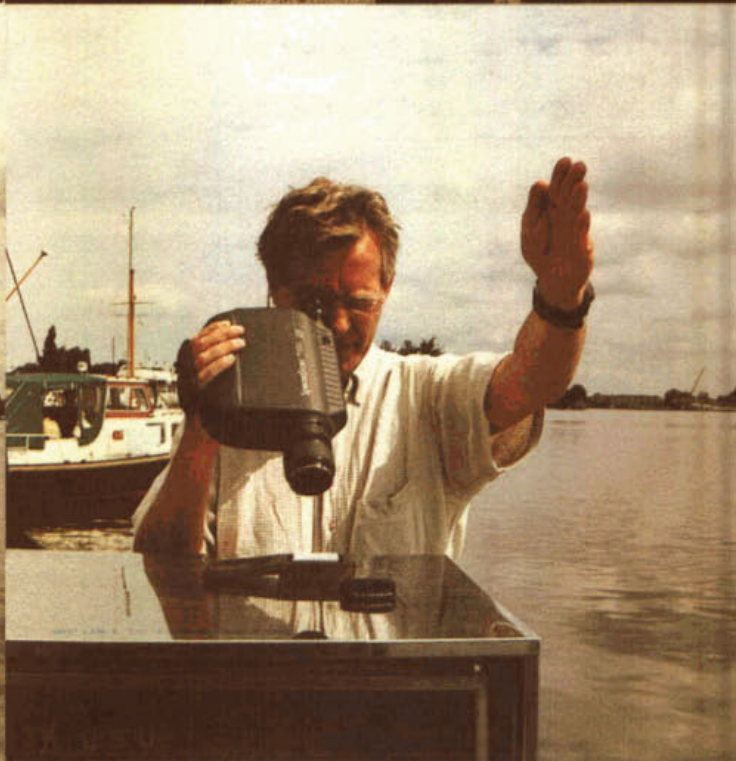
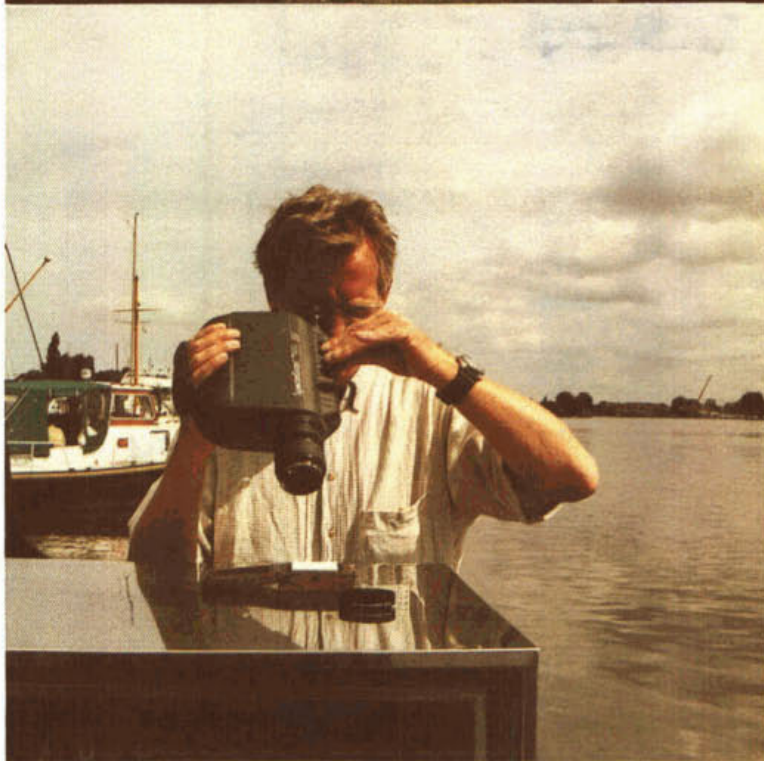
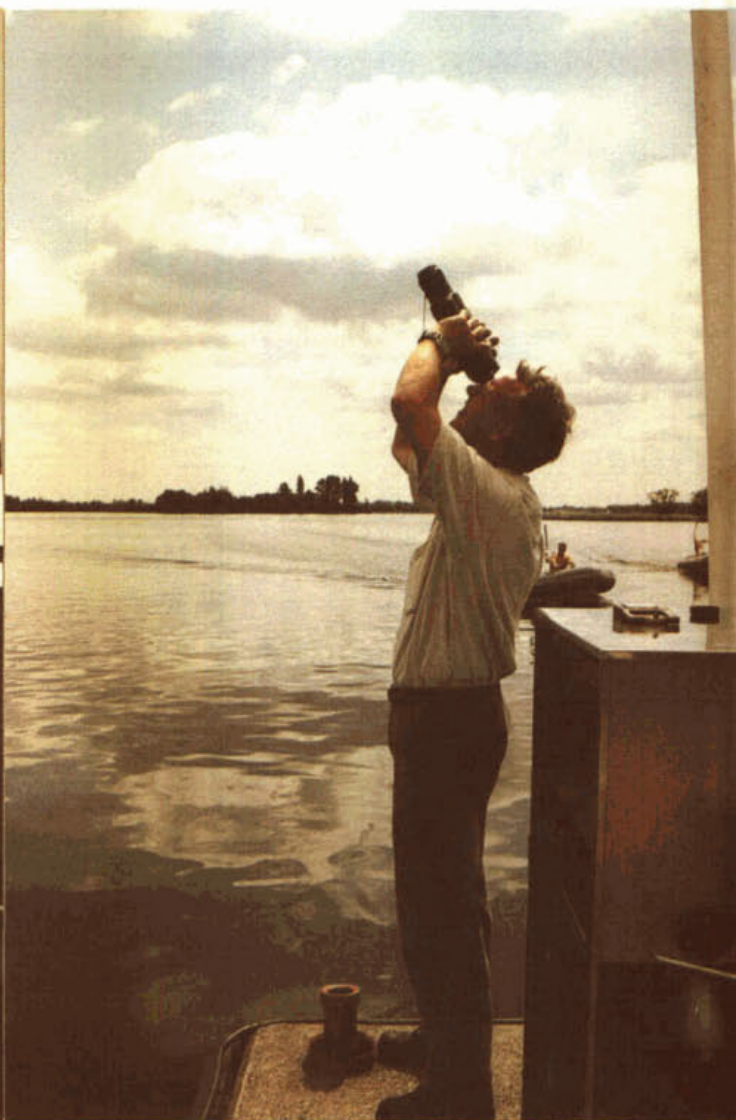
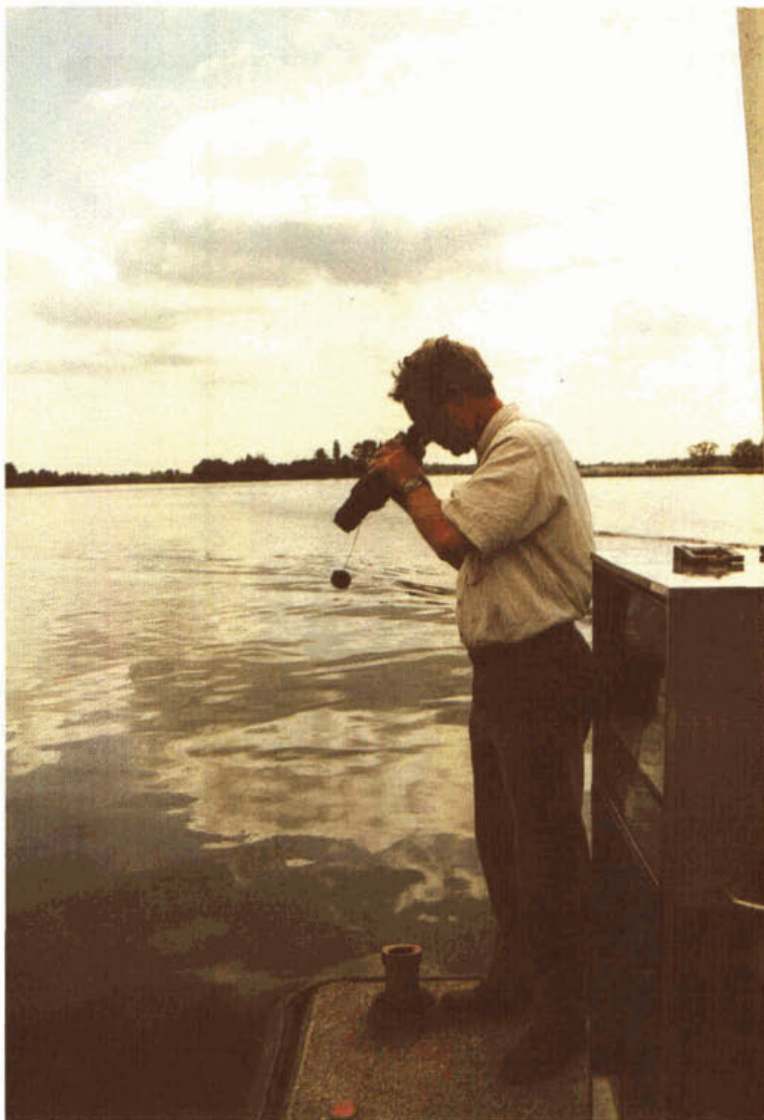


K&M

K&M GIS and remote sensing consultants



Instituut voor Milieuvraagstukken
vrije Universiteit amsterdam



Bijlage II. Meten met PR-650

II.1 Theoretische achtergrond bij de PR-650 meetmethode

Hier wordt aanvullende informatie met betrekking tot veldmetingen met de PR-650 veld-spectroradiometer en met betrekking tot het berekenen van het reflectiespectrum $R(0-)$ op basis van deze metingen. Deze methode is ontwikkeld door H.J. Gons (Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Centrum voor Limnologie, Nieuwersluis). Voor meer informatie en theoretische achtergrond wordt verwezen naar Gons (1999).

Voor bepaling van $R(0-)$ met de PR-650 worden de volgende metingen verricht (zie Figuur II.1):

1. De opwaartse radiantie boven het wateroppervlak onder een hoek van 42° ($L_{au}(42,90)$) of afgekort (L_{42}).
2. De radiantie van hemellicht bij een zenithhoek van 42° ($L_{ad}(42,f)$) of afgekort (L_{sky}).
3. Reflectie van radiantie vanaf diffuse plaat (L_{rp})
4. Reflectie van radiantie vanaf diffuse plaat, waarbij invloed van direct zonlicht geblokkeerd is ($L_{r_{fp}}$).

Wanneer de azimuth- (90°) en nadirhoek (42°) van de meting goed zijn gekozen, (dwz. er is geen direct gereflecteerd zonlicht) bestaat de opwaartse radiantie gemeten boven het wateroppervlak ($L_{au}(42,90)$) uit twee componenten, n.l. (i) hemellicht dat op de overgang lucht-water wordt gereflecteerd ($L_{ar}(42,90)$) en (ii) opwaarts onderwaterlicht dat aan het wateroppervlak uittreedt ($L_u(42,90)$):

$$L_{au}(42,90) = L_{ar}(42,90) + L_u(42,90) \quad (\text{vgl. II.1})$$

Door het apparaat onder een hoek van 42° in plaats van loodrecht op het wateroppervlak te richten kunnen twee voordelen worden behaald. Ten eerste kan buiten de invloed van schaduw en reflectie van het meetplatform (meestal een boot) worden gemeten. Ten tweede kan het meten van glinstering van de zon worden geminimaliseerd door hierbij een azimuthhoek t.o.v. de zon van ongeveer 90° te kiezen.

Op grond van de gemeten verdeling van opwaartse radiantie (Tyler, 1960) en Monte Carlo simulaties concludeerde Kirk (1994), dat, indien de nadirhoek van een instrument boven water niet groter is dan ongeveer 42° (i.e. dit correspondeert met nadirhoek van 30° onderwater), de geschatte radiantie onderwater (verkregen na aftrek van gereflecteerd licht op de overgang lucht-water) gelijkgesteld kan worden aan de radiantie in de verticaal opwaartse richting (L_{wu}) (nadirhoek = 0°). Een hoek van ongeveer 42° kan dus als bovengrens voor de PR-650 metingen worden gekozen. Wanneer het instrument in een lage boot wordt gehanteerd kan men richten op het water tot 1,5 á 2 m vanaf de kant van de boot, voldoende ver om effecten van bootschaduw en -reflectie te kunnen verwaarlozen.

De zenithhoek voor meting van het hemellicht is complementair: *ca.* 42°. Berekening van het gereflecteerde hemellicht aan het grensvlak lucht-water volgt uit de Fresnel reflectiecoëfficiënt (r_{42}):

$$L_{ar} = r_{42} L_{sky} \quad (\text{vgl. II.2})$$

Bij totaal vlak water heeft r de waarde 0,026 voor 42°. In de praktijk zal het gemeten aandeel gereflecteerd licht fluctueren door golven. Onderzoek van Gons (1999) wees uit voor r de waarde 0,029 beter voldeed wanneer het watervlak niet totaal vlak was.

Voor omrekening van de bovenwater radiantie naar de onderwater radiantie dient rekening te worden gehouden met de effecten van breking van uittredend licht aan het wateroppervlak (Austin, 1980):

$$L_{wu} = f L_{au} \quad (\text{vgl. II.3a})$$

$$\text{waarbij } f = n^2 / (1 - r) \quad (\text{vgl. II.3b})$$

De brekingsindex (n) is een functie van golflengte, temperatuur, zoutgehalte en druk. Er zijn verschillende vergelijkingen voor de brekingsindex bepaald (Buiteveld, 1995). De vergelijking van Mc.Niel (1977) (II.3c) geniet de voorkeur, omdat deze het grootste golflengtegebied (350-800 nm) bestrijkt.

$$n(\lambda, T_c, S) = 1,3247 + 3,3 \cdot 10^3 \lambda^{-2} - 3,2 \cdot 10^7 \lambda^{-4} - 2,5 \cdot 10^{-6} T_c^2 + (5 - 2 \cdot 10^{-2} T_c) 4 \cdot 10^{-5} S \quad (\text{vgl. II.3c})$$

waarbij

$n(\lambda, T_c, S)$ de brekingsindex,

S het zoutgehalte (0/00) en

T_c de temperatuur (°C) is.

Voor zoet water varieert de factor f tussen 1,809 en 1,852 voor respectievelijk 800 en 400 nm (bij 25 °C). De variatie wordt voornamelijk bepaald door de golflengteafhankelijkheid van de brekingsindex. Hier wordt volstaan met een gemiddelde omrekeningsfactor (f) respectievelijk 1,82 (zoet water: Dekker, 1993) en 1,84 (zeewater: Austin, 1980), waarbij geen rekening gehouden is met het golflengte effect.

Omrekening van opwaartse radiantie naar opwaartse irradiantie onder water wordt gegeven door:

$$E_{wu} = Q L_{wu} \quad (\text{vgl. II.4})$$

De waarde van Q is vooralsnog onderwerp van discussie binnen de literatuur, de opgegeven waarden variëren van $<\pi$ tot >5 . Als het stralingsveld vlak onder het wateroppervlak totaal diffuus is, geldt $Q=\pi$. Echter afhankelijk van *o.a.* de richting het licht (zenithhoek

van de zon), de mate van bewolking en de verstrooiingseigenschappen van de componenten in het water zal het stralingsveld onderwater variëren en dus de waarde van Q . Het al of niet representatief zijn van de volumeverstrooiingscoëfficiënt zoals bepaald door Petzold (1972) voor de hier beschreven wateren speelt hierbij een belangrijke rol. Voor Q wordt vaak de waarde 5 aangehouden die op grond van Tyler's (1960) metingen en Monte Carlo simulaties bepaald werd (Kirk, 1994). Morel and Gentili (1993) voorspellen op grond van Monte Carlo simulaties een waarde van *ca.* 3,5 voor troebel zee-water. Siegel (1984) rapporteerde vergelijkbare waarden. Bij metingen in Nederland zal in de periode mei tot september de zenithhoek van de zon rond het middaguur 30 tot 45° bedragen. Volgens Bukata en medewerkers (1988) kan de waarde van Q dan dalen tot een minimum van 3,5. Recent onderzoek met betrekking tot de vergelijking van reflectiemetingen op basis van PR-650 metingen en op basis van onderwaterlichtmetingen in o.a. het IJsselmeergebied geeft aan dat Q varieerde tussen 2.7 en 4.6 (Gons, 1999). Voor de berekening van de reflectiespectra gebruikt in dit rapport werd de methode van Gons aangehouden om Q te bereken (Gons, 1999), hierbij werd rekening gehouden met de zonnestand en de fractie totaal licht ten opzicht van diffuus licht (F).

De neerwaarts gerichte irradiantie kan met de PR-650 direct worden gemeten bij gebruik van de cosinuscollector, hiervoor moeten echter de objectieven verwisseld worden, waardoor de duur van de meting verlengd wordt. In de praktijk wordt daarom de neerwaartse irradiantie berekend vanuit radiantie metingen aan een diffuse plaat. Voor omrekening van neerwaartse radiantie gemeten aan de diffuse plaat naar irradiantie werden deze metingen gecalibreerd met metingen met de cosinuscollector. De PR-650 is door de fabrikant geijkt voor de cosinuscollector.

$$Lr_p = \pi * E_{ad} \quad (\text{vgl. II.5})$$

Als tevens de fractie diffuus licht (F) bekend is, kan irradiantie net onder het wateroppervlak worden berekend: De irradiantie onderwater wordt bepaald door 1) het aandeel direct zonlicht met reflectie bij de zenithhoek van de zon (r_θ) en door 2) het aandeel diffuus licht met de gemiddelde reflectie (r_{dif}):

$$E_{wd} = E_{ad} - r_\theta(1-F)E_{ad} - r_{dif}FE_{ad} \quad (\text{vgl. II.6})$$

Volgens berekeningen van Preisendorfer (1957, cit. in Jerlov, 1976) en Jerlov (1976) varieert r_{dif} voor vlak water tussen 0,052 en 0,066. De waarden corresponderen met respectievelijk een totaal bewolkte (totaal diffuus) hemel en een totaal onbewolkte hemel. In de berekening is de gemiddelde waarde van 0,06 gebruikt. Deze waarde heeft nauwelijks invloed op de totale berekening van $R(0-)$. De reflectiecoëfficiënten in Vgl. II.6 kunnen ook bij golven worden aangehouden wanneer de integratietijd van de meting voldoende lang is.

Als correctie op het licht dat tegen de onderkant van het wateroppervlak terugkaatst wordt de factor $E_{wu} * 0.48$ afgetrokken. Uit combinatie van Vgl. II.1 t/m II.6 volgt de berekening van onderwater irradiantiereflectie $R(0-)$:

$$R(0-) = \frac{Qf(L_{au} - r_{sky}L_{sky})}{[E_{ad} - r_\theta(1-F)E_{ad} - r_{dif}FE_{ad}] + (0.48E_{wu})} \quad (\text{vgl. II.7})$$

II.2 Meetprotocol voor gebruik PR-650 in het veld

Onderwerp

Dit meetprotocol beschrijft de uitvoering van de metingen in het veld met behulp van de PR-650.

Toepassingsgebied

De methode is van toepassing bij onderzoek van al het oppervlaktewater. De methode kan gebruikt worden vanuit een boot, brug, dam of steiger indien de directe omgeving voldoende open is met betrekking tot het invallende hemellicht. Tevens dient de diepte ter plekke van de meting het doorzicht te overschrijden.

Documentatie

- SpectralColorimeter™ Operating Manual (Photo Research)
- Kleurmetingen van Nederlandse oppervlaktewateren ((Rijkeboer and Dekker, 1996) *e.a.*, 1996)
- **Apparatuur**
- PR-650 veldspectroradiometer in draagtas
- reflectiepaneel (10 en 100 %)
- reserve batterij

Uitvoeringsopdracht

Een werkopdracht-/meetformulier met aanwijzing van:

- naam/coördinaten van de meetlocatie
- datum en lokale tijd
- wolkenbedekking (0 - 8/8)
- nummer van metingen
- zichtbaarheid algen (gemengd; drijfslagen etc.)
- opmerkingen

Werkwijze

Controles vooraf:

- Zorg dat batterij in PR-650 opgeladen is en zorg dat er een volle reserve batterij meegaat.
- Controleer programma van PR-650 via display instellingen *met betrekking tot* datum; tijd; sensor (ms-75).
- Zorg dat eerder opgenomen data uitgelezen zijn op computer *i.v.m.* automatische overschrijving oude data.

Opmerking: Trek nooit aan de RAM-card in de PR-650

Bepaal voorafgaand aan de meetserie de richting van de zon (indien mogelijk). Zorg dat de meetrichting haaks op de zon is (hoek van 90° tov. van de zon). Op deze wijze wordt voorkomen dat de uitvoerder in zijn/haar eigen schaduw meet (bij zon in de rug) en er wordt voorkomen dat er verstoringen optreden door zonneschittering aan het wateroppervlak (bij metingen tegen zon in).

Metingen (zie Figuur II.1):

Meet in een vaste volgorde en voer de metingen direct na elkaar uit. Schrijf de bijbehorende nummers op het meetformulier direct na afloop van de metingen op. Mislukt één van de metingen, dan dient de hele serie opnieuw uitgevoerd te worden.

1. Richt PR-650 onder een hoek van *ca.* 42° naar het wateroppervlak en druk meetknop in (L_{42}). Zorg dat schaduw van boot vermeden wordt.
2. Richt PR-650 onder een hoek van *ca.* 42° naar hemel en druk meetknop in (L_{sky}).
3. Richt PR-650 naar reflectiepaneel en druk meetknop in (L_r).
4. Richt PR-650 naar reflectiepaneel, terwijl de invloed van direct zonlicht geblokkeerd is, door bijv. met de hand een schaduwbeeld op het reflectiepaneel te maken en druk meetknop in (L_{rpd}).

Opmerking 1: Zorg dat reflectiepaneel min of meer waterpas staat op een plaats (in de boot) waarbij in principe hemellicht uit alle richtingen opgevangen kan worden op het reflectiepaneel.

Opmerking 2: Voer de meting L_{rpd} alleen uit indien een schaduwbeeld mogelijk is.

Opmerking 3: Als er een "overload" waarschuwing optreedt, wordt de L_r -meting uitgevoerd aan het 10 % reflectiepaneel *i.p.v.* het standaard reflectiepaneel van 100 %. De L_{rpd} -meting wordt altijd uitgevoerd aan het 100 % reflectiepaneel.

Data opslag

De data worden automatisch opgeslagen op RAM-card van de PR-650. Lees na afloop van veldtocht de data uit op computer (zie Dataverwerking van PR-650 metingen).

Bijlage III. Inherente optische eigenschappen en het gemodelleerde reflectiespectrum

Volledige analyse van reflectiespectra levert in principe de samenstelling en de concentratie van waterkwaliteitsparameters van natuurlijke wateren op. Hiervoor is het noodzakelijk dat van deze componenten de inherente optische eigenschappen (*i.e.* de coëfficiënten voor spectrale absorptie en (zo mogelijk) terugverstrooiing) bekend zijn. Inzicht in de absorptie en verstrooiing van de componenten in het water als functie van de golflengte van het licht wordt verkregen door met een spectrofotometer in het laboratorium, golflengte-afhankelijke (=spectrale) absorptie, de som van absorptie en verstrooiing (en uit het verschil de verstrooiing) van de afzonderlijke componenten te bepalen.

De irradiantiereflectie vlak onder het wateroppervlak is gerelateerd aan met de waterkwaliteitsparameters via de inherente optische eigenschappen absorptie (a) en terugverstrooiing (b_b) volgens de vergelijking (Gordon *et al.*, 1975; Dekker, 1993; Krijgsman, 1994):

$$R(0-) = C * b_b / (a + b_b) \quad (\text{vgl. III.1})$$

De coëfficiënt C wordt bepaald door de manier waarop de deeltjes in het water het licht verstrooien en de gemiddelde richting van het licht. De coëfficiënten a en b_b kunnen beschreven worden als som van de deelcoëfficiënten van de componenten in het water.

Voor absorptie geldt:

$$a = a_w + a_{ph} + a_t + a_{CDOM} \quad (\text{vgl. III.2})$$

waarbij

- a_w is de absorptie van water
- a_{ph} is de absorptie van fytoplankton
- a_t is de absorptie van tripton
- a_{CDOM} is de absorptie van aquatische humus of gekleurde opgeloste organische stoffen (CDOM)

Voor terugverstrooiing geldt:

$$b_b = b_{bw} + b_{bph} + b_{bt} \quad (\text{vgl. III.3})$$

- b_{bw} is de terugverstrooiing door water
- b_{bph} is de terugverstrooiing door fytoplankton
- b_{bt} is de terugverstrooiing door tripton

*NB. De terugverstrooiing door water is met uitzondering van hele heldere wateren te verwaarlozen ten opzichte van de verstrooiing ten gevolge van deeltjes.

Dezelfde watermonsters als gebruikt voor de waterkwaliteitsparameters kunnen geanalyseerd worden om de inherente optische eigenschappen van de componenten in het water vast te stellen. Spectraal analyse van wel en niet gefiltreerde watermonsters in het laboratorium levert inzicht in de optische eigenschappen van de opgeloste en particuliere bestanddelen.

De spectrale eigenschappen, gearhiveerd in de Spectrale Bibliotheek, zijn bepaald in een Philips PU8800 UV/VIS spectrofotometer. De spectra zijn gemeten van 350 tot 750 nm met een stapgrootte van 1 nm. Het bundelverzwakkingsspectrum van het watermonster en het absorptiespectrum van opgeloste organische stoffen (CDOM) zijn bepaald in een 5 cm cuvet. CDOM is verkregen na filtratie over een 0,45 μm Wattman GF/F filter. De absorptiespectra van seston (alle partikels) en tripton (detritus en anorganisch materiaal) zijn bepaald via de 'filterpad' methode (Trüper and Yentsch, 1967; Gilijamse, 1994). Bij deze methode is het watermonster in een dunne laag afgefiltreerd op een voorbewerkt 0,45 μm Wattman GF/F filter en doorgemeten in vergelijking met een blanco filter. Voor de betrouwbaarheid van de meting, in verband met het standaardiseren van effecten van meervoudige verstrooiing, is het verkrijgen van een optische dichtheid bij 440 nm tussen 0,4 en 0,5 een voorwaarde. Dit is bereikt door iteratief aanpassen van de hoeveelheid afgefiltreerd watermonster. Het absorptiespectrum van tripton is verkregen door de pigmenten te extraheren uit het sestonfilter (Kishino *et al.*, 1985) met behulp van hete ethanol (80%, 75°C). De extinctie bij 750 nm is lineair van het gehele spectrum afgetrokken, als eerste orde correctie voor restverstrooiing. Het fytoplankton spectrum is verkregen door het tripton spectrum af te trekken van het seston spectrum.

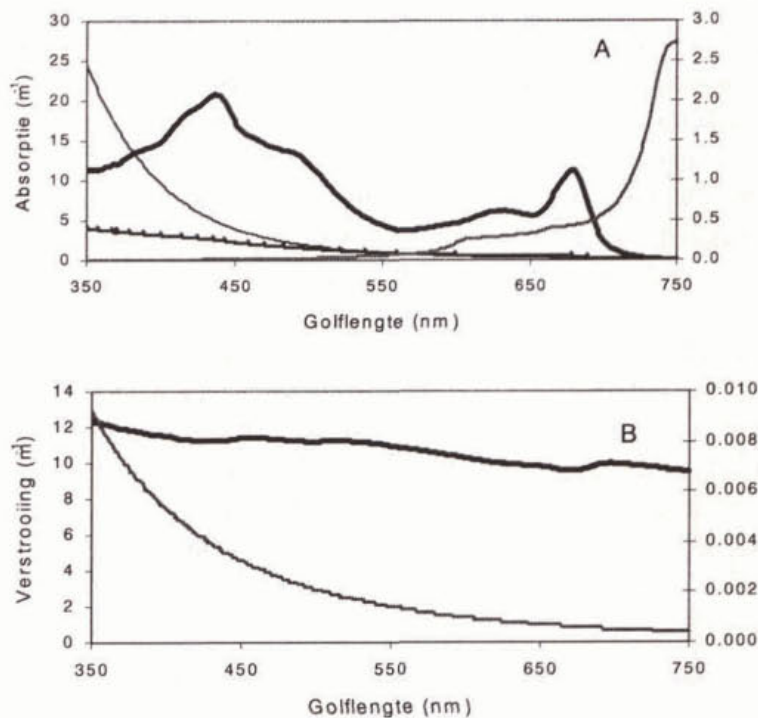
III.1 Inherente optische eigenschappen

Metingen van de inherente optische eigenschappen van de diverse componenten in het water worden gebruikt als invoer parameters in de bio-optische modelering van reflectie-spectra en in de modellen voor het schatten van optische waterkwaliteitsparameters ((Hoogenboom *et al.*, 1998a, 1998b). De absorptie coëfficiënt a en de verstrooiings coëfficiënt b kunnen uitgesplitst worden voor de belangrijkste componenten in het water (vgl. III.2 en III.3).

Ter illustratie is hier een gemiddelde set van absorptie (en verstrooiings-) spectra van de diverse optische componenten zoals gevonden in een hypothetisch ondiep meer (zoals gevonden in cluster C) weergegeven in Figuur III.1.

Het absorptiespectrum van gekleurde opgeloste organische stof (CDOM) vertoont een exponentiële afname met toenemende golflengte (Figuur III.1A). Dit is een karakteristiek beeld van een humusspectrum (Buiteveld *et al.*, 1986; Dekker, 1993; Kirk, 1994; Krijgsman, 1994). Het verloop en de hoogte van het spectrum is afhankelijk van de concentratie opgeloste stoffen. Doordat het CDOM of humus-spectrum zo'n karakteristiek verloop vertoont, wordt als maat voor deze absorptie de waarde CDOM_{440} , d.i. de absorptie bij 440 nm, gebruikt. Gekleurde opgeloste organische stof ontstaat door het weglekken van opgeloste gekleurde verbindingen uit plantaardig materiaal. *O.a.* doordat er veel bladafval in een wateroppervlak terecht komt, door autochtone aanmaak via afsterven van fytoplankton en macrofyten of doordat kwelwater door een veenrijke bodem sijpelt en zo het water bereikt. Ondiepe wateren in veenrijke gebieden worden geken-

merkt door hoge concentraties aan CDOM zoals in delen van Friesland, Groningen en in Brabantse vennen.



Figuur III.1: De absorptie- (A) en verstrooiingspectra (B) van componenten in het water (IOP's). De absorptie van tripton (stippellijn), van opgeloste organische stof (dunne lijn) en de spectrale verstrooiing van seston (dikke lijn) staan op de linker as. De absorptie van water (grijze lijn) en van fytoplankton (dikke lijn) alsook de verstrooiing van water (grijze lijn) zijn uitgezet op de rechter Y-as.

De tripton absorptie a_{tr} (Figuur III.1A) vertoont over het algemeen een vergelijkbaar spectraal patroon als het CDOM spectrum, dus een exponentiële afname met toenemende golflengte (Dekker, 1993; Kishino *et al.*, 1985; Kirk, 1994). De absorptie van het totale tripton wordt grotendeels bepaald door de detritus fractie, ofschoon ook inorganische partikels als het ware een buitenlaagje van humusachtig materiaal kunnen hebben en dan als zodanig ook kunnen bijdragen aan de totale tripton absorptie. (Kirk, 1994).

De vorm van het fytoplankton absorptie spectrum a_{ph} is afhankelijk van de fytoplankton soortensamenstelling en de concentratie en verdeling van de fotosynthetiserende pigmenten in de cellen (Kirk, 1994). Fytoplankton absorptiespectra worden gekenmerkt door lokale absorptiemaxima van de diverse pigmenten bij specifieke golflengten. Chlo-rofyl-*a* vertoont *in vivo* absorptie maxima bij 438 en 676 nm. Cyanobacteriepigmenten zoals cyanofycocerythrine en cyanofycocyanine absorberen maximaal bij respectievelijk 565 nm en 625 nm *in vivo*.

De spectrale verstrooiing b_{ses} vertoont over het algemeen een afname bij toenemende golflengte (Figuur III.1B)

III.2 Reflectiespectra

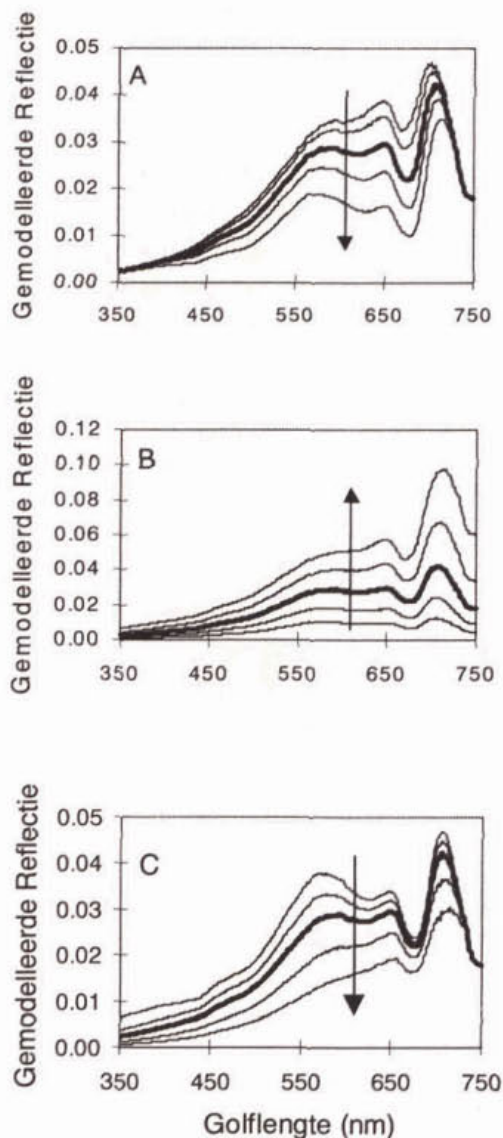
Het reflectiespectrum (vgl. III.1) is proportioneel aan de ratio tussen de spectrale terugverstrooiing en de spectrale absorptie van water en de diverse componenten in het water. De lokale reflectiemaxima en -minima (Figuur III.2) zijn omgekeerd gerelateerd aan de absorptie spectra van het fytoplankton, tripton, CDOM en water (Figuur III.1A). Bij een lokaal reflectiemaximum hoort een lokaal minimum in absorptie. Bij een lokaal reflectieminimum hoort een maximum in absorptie. In het algemeen zijn er drie reflectiemaxima te onderscheiden nl. 1) de geel-groene piek, rond 570 nm; 2) een piek rond 650 nm en 3) de rode of infra-rode piek tussen 700 en 715 nm. Voor 570 nm absorberen pigmenten (m.n. chlorofyl-*a*), tripton en CDOM. Bij golflengtes groter dan 570 nm, spelen tripton en CDOM absorptie geen dominante rol meer (Figuur III.1A). Tussen 570 en 650 nm absorberen m.n. de accessoire pigmenten, zoals cyanofycocyanine (CPC). Tussen 650 en 700 speelt m.n. de absorptie van Chlorofyl-*a* een rol, terwijl bij golflengtes boven 715 nm absorptie van de watermoleculen van belang is (Figuur III.1A). Het niveau van reflectie in het nabije infrarood is afhankelijk van de verstrooiings eigenschappen van het seston, aangezien bij golflengten > 750 nm alleen water zelf nog significant licht absorbeert.

Met behulp van de gemeten inherente optische eigenschappen kunnen de reflectiespectra (Hoogenboom *et al.*, 1998) gemodelleerd worden. Dit is essentieel voor het afleiden van algoritmen om optische waterkwaliteitsparameters te bepalen op grond van de spectra. Tevens levert deze aanpak, nader inzicht in de effecten op het spectrum als gevolg van veranderingen in de component samenstelling van het water. In de volgende voorbeelden wordt het effect van variatie in de concentratie van de diverse componenten op het reflectiespectrum geïllustreerd. Uitgaande van een hypothetisch ondiep meer met gemiddelde set WQP -waarden zoals gevonden in het gebruikte databestand (zie cluster C op grond van de WQP's) werd het reflectiespectrum gemodelleerd. Het hypothetische meer bevat een chlorofyl concentratie van $88 \mu\text{g l}^{-1}$, een zwevende stofconcentratie van 25 mg l^{-1} en de CDOM concentratie is 4.6 m^{-1} .

Dekker *et al.* (1994) stelde vast dat het terugverstrooiingsmodel (zoals gedefinieerd door Krijgsman, 1994) het meest geschikte model was voor troebele, eutrofe wateren:

$$R(0-) = C * b_b / (a + b_b) \quad (\text{vgl. III.4})$$

De waarde voor de C-coëfficiënt voor 18 wateren in het Vechtplassengebied varieerde tussen 0,12 en 0,56 afhankelijk van het watertype (Dekker, 1993). Aangezien de volgende voorbeelden slechts als illustratie dienen van de veranderingen in piekhoogte en pieklocaties in de reflectiespectra ten gevolge van veranderingen in waterkwaliteit, werd volstaan met het gebruik van een gemiddelde waarde voor $C = 0,34$ (Dekker, 1993). In dit model werd tevens aangenomen dat de algemeen gebruikte volumeverstrooiings coëfficiënt van Petzhold (1972) geldig is in dit type meren, en werd de waarde $b_b = 0,019 * b$ gebruikt (Kirk, 1994).



Figuur III.2 Het gemodelleerde effect van veranderingen in concentraties van TChlorofyl (A), TSM (B) en CDOM (C) in een hypothetische ondiep troebel meer met betrekking tot het reflectiespectrum. De uitgangssituatie in het hypothetische meer bedroeg $88 \mu\text{g l}^{-1}$ TCHL; 25 mg l^{-1} TSM en CDOM-absorptie bij 440 nm van 4.6 m^{-1} (dikke doorgetrokken lijn). De concentratie TCHL (A) bedroeg respectievelijk 20, 40, 88, 160 en $320 \mu\text{g l}^{-1}$. De concentratie TSM (B) bedroeg respectievelijk 6, 12.5, 25, 50 en 100 mg l^{-1} . De absorptie bij 440 nm van CDOM bedroeg respectievelijk 1, 2.5, 4.6, 10 en 20 m^{-1} . De toename in concentratie wordt aangegeven door de richting van de pijl.

Voorbeeld A vertoont het effect van variatie in phytoplankton concentratie in ondiepe meren op de piekhoogten en lokale piekpositie in het reflectiespectrum (Figuur III.2A.). In dit voorbeeld is alleen de absorptie van phytoplankton gevarieerd. De overige variabele IOP's, (i.e. voor terugverstrooiing, CDOM en tripton absorptie) zoals in ondiepe

meren gevonden, zijn constant gehouden. Naast de gemiddelde TCHL concentratie van $88 \mu\text{g l}^{-1}$, werden de TCHL concentraties respectievelijk met een factor 1 en 2 verlaagd en met een factor 1 en 2 verhoogd. De concentraties TSM en CDOM zijn hierbij constant gehouden. De gemodelleerde reflectiespectra (Figuur III.2A) laten de drie kenmerkende pieken zoals eerder vermeld duidelijk zien. De eerste (gele) piek neemt af bij toenemende fytoplankton concentratie en de pieklocatie verschuift richting lagere golflengten. Zowel de piek bij ca. 640 nm en de piek in het rode deel van het spectrum verschuiven van een lagere golflengte positie naar een hogere golflengte. Tevens werd de rode piek relatief duidelijker bij hogere fytoplankton concentraties. De ratio rode piek vs. chlorofyl minimum neemt toe bij toenemende TCHL concentratie, dit is een bekend fenomeen (Gitelson, 1992; Gons, 1999). Deze ratio speelt een belangrijke rol in het algoritme voor het bepalen van de chlorofyl concentratie met behulp van reflectie spectra (Dekker, 1993; Dekker *et al.*, 1994, Moen *et al.*, 1997; Gons, 1999). Toename in TCHL-concentratie heeft overigens nauwelijks invloed op de reflectie bij 350 en 750 nm.

In voorbeeld B is de TSM concentratie gevarieerd (Figuur III.2B), terwijl de TCHL-concentratie en de CDOM concentratie constant bleven en overeenkomstig waren met de gemiddelde waarden in het hypothetische meer. Toename in TSM concentratie komt *m.n.* tot uiting in een hogere reflectie door de hogere mate van terugverstrooiing. Dit effect is groter bij de hogere golflengten. Het effect bij 750 nm is het sterkst en de ratio 750 vs 350 nm neemt toe bij toename in TSM. De rode piek lijkt op het oog meer gepro-
nonceerd bij hogere TSM waarden, maar dit is niet zo, de ratio rode piek vs chlorofyl minimum (672nm) blijft constant, zoals te verwachten was aangezien de chlorofyl concentratie constant bleef.

In voorbeeld C (Figuur III.2C) wordt het effect van variatie in CDOM geïllustreerd. CDOM heeft de grootste invloed in het blauwe golflengte gebied en toename in CDOM concentratie heeft duidelijk een nivelerend effect op de gele piek. De ratio gele piek (576 nm) vs 350 nm neemt af. Bij de hele hoge concentraties CDOM verdwijnt de piek rond 570 zelfs geheel.

Door op basis van gemeten inherente optische eigenschappen het reflectiespectrum te modelleren wordt inzicht gekregen in de effecten van veranderingen in componenten in de waterkolom. Dit stelt de grenzen vast waarbinnen reflectiespectra kunnen veranderen. Deze wijze van voorwaarts modelleren wordt gebruikt om algoritmen voor waterkwaliteitsparameters te ontwikkelen.

