

'Duikers in de mist'

**Wetenschappelijk onderzoek naar de mate van doorzicht
rondom onderwaterhuis 'Aquavilla' in een diepe duikplas.**

Ir. M. van Hal & Dr.ir. M. Lürling

Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer
Wageningen Universiteit en Researchcentrum

Wetenschapswinkel Wageningen UR
maart 2004

Rapport 195

Colofon

'Duikers in de mist'
Ir. M. van Hal & Dr.Ir. M. Lüring
Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer Wageningen UR

Wetenschapswinkel Wageningen UR, rapportnummer 195
maart 2004

ISBN : 90-6754-755-7
Omslag : Andrew Zeegers, Domino Design
Lay-out : Vormgeving, Plant Sciences Group
Foto's : Guy Ackermans
www.wur.nl/wewi

'Duikers in de mist'

Rapportnummer 195

Ir. M. van Hal & Dr.Ir. M. Lüring, Wageningen, maart 2004

Duikteam De Kaaiman

Clubhuis Dennenstraat
Dennenstraat 17
6543 JN Nijmegen
telefoon: 024 3772888

e-mail: info@kaaiman.nl
website: www.kaaiman.nl

Duikteam De Kaaiman duikt sinds 1969 in de omgeving van Nijmegen en heeft in 1988 een onderwaterhuis in de Berendonck geplaatst. De vereniging is aangesloten bij de NOB en heeft in totaal ongeveer 200 leden. Gekwalificeerde instructeurs leiden op tot gebrevetteerd 1*, 2*, 3* duikers.

Wageningen Universiteit LSG Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer

Postbus 8080
6700 DD Wageningen
telefoon: 0317 483898
fax: 0317 484411
e-mail: Marijke.Kuipers@wur.nl (secretariaat)
website: www.wur.nl

De leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer biedt onderwijs aan en verricht onderzoek gericht op het genereren van kennis rond de centrale thema's van de leerstoelgroep. De centrale thema's zijn:

- het aquatische ecosysteem
- het ecologisch functioneren van meren en rivieren
- de fysisch-chemische kwaliteit van zoet water en sedimenten
- de invloed van waterkwaliteit op het menselijke gebruik van oppervlaktewater
- het modelleren van ecosysteem relaties en het lot en effect van chemische stoffen

Wetenschapswinkel Wageningen UR

Postbus 9101
6700 HB Wageningen
telefoon: 0317 484661
e-mail: wetenschapswinkel@wur.nl
website: www.wur.nl/wewi
www.wetenschapswinkels.nl

Maatschappelijke organisaties zoals verenigingen en belangengroepen, die niet over voldoende financiële middelen beschikken, kunnen met onderzoeksvragen terecht bij de Wetenschapswinkel Wageningen UR. Deze biedt ondersteuning bij de realisatie van onderzoeksprojecten. Aanvragen moeten aansluiten bij de werkgebieden van Wageningen UR: duurzame landbouw, voeding en gezondheid, een leefbare groene ruimte en maatschappelijke verandingsprocessen.

Voorwoord

'Halveer je snelheid, verdubbel je afstand'. Met die slogan probeert de overheid automobilisten duidelijk te maken wat te doen met slecht zicht op de weg ten gevolge van mist. Maar over die vorm van slecht zicht gaat dit rapport niet. Dat gaat over slecht zicht onder de waterspiegel, in de recreatieplas de Berendonck in Wijchen. Daar heeft Duikteam De Kaaiman sinds meer dan 10 jaar een onderwaterhuis staan, dat door duikers bezocht kan worden. Een uniek duik-object, dat echter door slecht zicht vaak grotendeels aan het oog van de duikers onttrokken is. Vanuit het onderwaterhuis, al dan niet onder het genot van een kop koffie met een koekje, zie je slechts schimmen van de duikers die langs de ramen zwemmen.

Kortom, zowel het duikgenot als de duikveiligheid zijn gebaat met een beter zicht onder water. Binnen ons Duikteam zijn de afgelopen jaar diverse ideeën aangedragen om het zicht te verbeteren, zoals het afzuigen van de sliblaag en het storten van vele kuubs grind. Dat De Kaaiman niet voor een kleintje vervaard is, moge blijken uit het feit dat voor de uitvoering van die plannen ook al verschillende zaken geregeld waren, zoals toestemming van het Recreatieschap en het Waterschap. Toch zijn die plannen niet uitgevoerd, omdat we twijfelden of de ingrepen wel langdurig het zicht zouden verbeteren en we eigenlijk de oorzaak niet kenden.

Begin 2002 werd contact gezocht met de Wetenschapswinkel van Wageningen Universiteit en Researchcentrum, met de vraag of er onderzoek gedaan kon worden naar de oorzaken van het slechte doorzicht in de Berendonck en hoe deze oorzaken weg te nemen zouden zijn. Ons voorstel werd gehonoreerd en de Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer voerde het onderzoek uit. Van juni 2002 tot juni 2003 is er een jaar lang gemeten in en rond onze plas. Het resultaat van dit jaar onderzoek ligt nu voor u.

In deze periode ben ik, als doorsnee duiker, veel meer te weten gekomen over alles wat zich onder water afspeelt en zo het onderwaterleven in de ruimste zin des woords beïnvloedt. Dat is in ieder geval al een positieve uitkomst van dit onderzoek! Hopelijk biedt dit rapport voor andere duikclubs of beheerders van plassen met soortgelijke problemen een handreiking om de oorzaken in kaart te brengen en zomogelijk op te lossen.

Namens Duikteam De Kaaiman wil ik iedereen die aan de totstandkoming van dit rapport heeft bijgedragen hartelijk danken. Met name wil ik noemen Elsje Oosterkamp van de Wetenschapswinkel, voor haar uitstekende management van het project en de goede bijeenkomsten die we met alle betrokkenen hebben gehad, en Dr. Miquel Lüring, Ir. Laurens Zaal, Ir. Marije van Hal en Ir. Josien Steenbergen van de Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer voor de enthousiaste wijze waarop ze hun onderzoek in weer en wind (van -10°C met ijs op de plas tot $+30^{\circ}\text{C}$ in de stromende regen) hebben uitgevoerd. Moge dit verslag een aanzet zijn tot een beter doorzicht in de Berendonck!

Namens Duikteam De Kaaiman,

Erik Hamann
Vz. Onderwaterhuiscommissie

Dankwoord

Een voorwaarde voor dit rapport, die mij het meeste aansprak, was dat het leesbaar moest zijn voor het geïnteresseerde publiek dat onbekend is met het gehanteerde vakjargon binnen waterkwaliteitsbeheer en aquatische ecologie. Het rapport schrijven in leesbare stijl voor leken heeft voor mij een uitdaging gevormd. Ik hoop dan ook dat de moeite die er in gestoken is zijn vruchten heeft afgeworpen. Ik wil echter wel vermelden dat het niet altijd een makkelijk te lezen rapport zal zijn daar er voor leken erg veel nieuwe informatie in kan staan waardoor het geheel ineens moeilijker te verwerken kan zijn.

Dit rapport heeft zijn bestaan te danken aan vele mensen mede omdat het gebaseerd is op ruim een jaar onderzoek uitgevoerd door verschillende studenten. Mijn dank gaat dan ook ten eerste uit naar de organisatie die dit onderzoek heeft geïnitieerd en mede heeft mogelijk gemaakt; de Wetenschapswinkel in Wageningen. Mijn dank gaat met name uit naar de bijdrage van de projectleidster E. Oosterkamp. Haar grote betrokkenheid en inzet heeft bijgedragen aan het succesvol afronden van de onderzoeksfase.

Daarnaast gaat mijn dank uit naar de bijdrage die de leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer van de Wageningen Universiteit heeft geleverd. Zonder hun steun en inzet zou dit project niet in deze mate van de grond hebben kunnen komen.

Tevens is de inzet en hulp van duikvereniging de Kaaiman onmisbaar geweest. Zonder de inzet van een aantal van hun duikers zou het niet mogelijk zijn geweest de dataset onderwater gegevens compleet te krijgen. Twee duikers wil ik expliciet bedanken voor hun inzet onder water en daarnaast hun grote mate van betrokkenheid; bedankt Erik en Hein!

Daarnaast wil graag mijn voormalige medestudenten bedanken voor hun grote inzet en betrokkenheid. Bedankt Laurens voor het opzetten van de pilot-studie en het gezelschap tijdens de lange dagen in het lab! Josien bedankt voor het invullen van de laatste data-sets en het verrichtte werk met SPSS. Mohamed wil ik graag bedanken voor zijn nutriëntanalyses en het plezierige gesprek.. eh geroei in het bootje!

Tot slot, maar zeker niet als laatste is dit onderzoek grote dank verschuldigd aan M. Lüring, begeleider van zowel Laurens, als Josien als mijzelf. Mede dankzij zijn inzet en inzicht ligt nu dit rapport voor u.

Daarnaast dank voor alle anderen die een steentje hebben bijgedragen aan dit onderzoek zoals verschillende duikers al dan niet lid van de Kaaiman en Ir. J. de Klein voor de wetenschappelijke supervisie bij de nutriëntanalyses.

Ik denk dat de resultaten en het inzicht verschaft uit dit onderzoek vele mogelijkheden kunnen bieden voor de Kaaiman en mogelijk zelfs een aanzet kan zijn voor het kritisch bekijken van het onderwater lichtklimaat in andere diepe (duik)plassen.

Marije van Hal

LEESTIP: gebruik de verklarende woordenlijst.

Inhoudsopgave

	Pagina
Voorwoord	
Dankwoord	
Inhoudsopgave	
Woordenlijst	1
Samenvatting	7
1. Inleiding	11
1.1 Duiksport in Nederland	11
1.2 De Berendonck	11
1.3 Het ontstaan van de Berendonck	12
1.4 Het lichtklimaat in de Berendonck	13
1.5 Duikteam De Kaaiman	14
1.6 Definiëring zicht	14
1.7 Opzet onderzoek	14
1.7.1 Aanleiding en probleemstelling	14
1.7.2 Doelstelling	15
1.7.3 Veronderstellingen	15
1.7.4 Onderzoeksvragen	16
1.7.5 Betrokken partijen	16
1.7.6 Fasering project	17
2. Het lichtklimaat in diepe plassen	19
2.1 Inleiding	19
2.1 Stratificatie	19
2.3 Het lichtklimaat onder water	22
2.3.1 Absorptie en verstrooiing	22
2.3.2 Uitdoving	24
2.3.3 Turbiditeit	24
2.3.4 Secchi diepte	25
2.3.5 Sedimentatie en resuspensie	25
2.4 De rol van nutriënten	28
2.4.1 Eutrofiëring	28
2.4.2 Fosfor	29
2.4.3 Stikstof	30
2.5 Fytoplankton	31
2.5.1 Kenmerken van fytoplankton	31
2.5.2 Fotosynthese	31
2.5.3 Het voorkomen van algen	32
2.5.4 Natuurlijke successie	33
2.6 DOM en humuszuren	35
2.7 Anorganisch materiaal	37
3. Materialen en Methoden	39
3.1 Inleiding	39
3.2 Monsternamen	40
3.2.1 Fysische parameters	40
3.2.2 Troebelheid en doorzicht bepalende parameters	41
3.2.3 Sediment en sedimentvallen	43
3.2.4 Chemische parameters	44
3.2.5 Biologische parameters	46
3.2.6 Overige parameters	46

	Pagina	
3.3	Verwerking van de gegevens	47
3.3.1	Directe en indirecte factoren	47
3.3.2	Humuszuren/ DOC-gehalte	47
3.3.3	Sedimentatie	47
3.3.4	Nutriënten	48
4.	Resultaten	49
4.1	Inleiding	49
4.2	Fysische parameters	49
4.2.1	pH en EGV	49
4.2.2	Temperatuur en Zuurstof	49
4.3	Troebelheid en doorzicht bepalende parameters	52
4.3.1	Extinctie	52
4.3.2	Troebelheid	54
4.3.3	Horizontaal doorzicht	57
4.3.4	Chlorofyl- <i>a</i>	59
4.3.5	Zwevend stof	60
4.3.6	Humuszuren	62
4.4	Sediment en sedimentvallen	62
4.4.1	Bodemsamenstelling	62
4.4.2	Sedimentatie	63
4.4.3	Morfometrische ' <i>funneling</i> '	65
4.4.4	Jaarlijkse sedimentatie	67
4.5	Chemische parameters	67
4.5.1	Nutriëntconcentraties	67
4.5.2	Sediment release experimenten	70
4.5.3	Nutriëntenbalans	72
4.6	Biologische parameters	74
4.6.1	Fytoplankton	74
4.6.2	Bodemwoelende vis	78
4.7	Overige parameters	78
4.7.1	Observaties onder water	78
4.7.2	Bezoekersaantal duikers	78
4.8	Afzonderlijke onderzoeken	78
5.	Toetsing aan normen en streefwaarden	81
5.1	Inleiding	81
5.2	Normen	81
5.3	Typering van diepe plassen	82
5.4	Karakterisering van de duik- en referentieplas	83
6.	Discussie	85
6.1	Troebel water rondom onderwaterhuis	85
6.2	Sediment en sedimentatie	87
6.3	Nutriënten	88
6.4	Gering zicht	90
7.	Conclusies	91
8.	Opzet naar mogelijke oplossingen	93
8.1	Inleiding	93
8.2	Mogelijke oplossingen	93

	Pagina	
Bijlage 4.1	pH over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende de periode juni 2002- juli 2003	97
Bijlage 4.2	pH in de verschillende grondwaterpijpen op 19 november 2002	98
Bijlage 4.3	Elektrisch geleidingsvermogen ($\mu\text{S cm}^{-1}$) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juni 2002- juli 2003	98
Bijlage 4.4	Anorganische fractie van het zwevend stof (mg l^{-1}) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli 2002- juni 2003	99
Bijlage 4.5	Organische fractie zwevend stof (mg l^{-1}) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli 2002- juni 2003	100
Bijlage 4.6	Humuszuurratio λ 250/365 nm over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende augustus 2002-juni 2003	101
Bijlage 4.7	Percentage organisch materiaal in de bovenste centimeters (0-5; 5-10; 0-22,5 cm) van het sediment in de duikplas en de referentieplas gedurende juni-november 2002.	102
Bijlage 4.8	Fysisch-chemische parameters en nutriëntconcentraties in de vijvers op en rondom het golfterrein in juli en november 2002.	102
Bijlage 4.9	Totaal-stikstof (mg N l^{-1}) en totaal fosfor (mg P l^{-1}) in de vijvers op en rondom het golfterrein in juli en november 2002.	103
Bijlage 4.10	pH, EGV en nutriëntgehalten in het grondwater op verschillende locaties in het stroomgebied van de Berendonck op 19 november 2002.	103
Bijlage 4.11	Berekening nutriëntenbalans duikplas Berendonck	104
Bijlage 4.12	Atmosferische stikstof depositie (mol ha^{-1}) in Nederland in 2001(RIVM)	105
Literatuurlijst		107

Woordenlijst

Aërobe processen	Processen die verlopen in de aanwezigheid van zuurstof als electronenacceptor.
Aerosol	Een zeer fijne verdeling van vaste of vloeibare deeltjes in lucht, meestal onzichtbaar; gedraagt zich als een damp.
Anaërobe processen	Processen die verlopen in de afwezigheid van zuurstof, waarbij een andere stof dan zuurstof wordt gebruikt als electronenacceptor.
Anorganisch materiaal	Zouten en mineralen. In de tekst wordt altijd verwezen naar opgelost anorganisch materiaal.
Atmosferische depositie	Het met regen en stofdeeltjes 'neerslaan' van stoffen.
Autotrofe organismen	Primaire producenten. Zij zijn als enige in staat anorganisch koolstof te gebruiken voor hun stofwisseling waarbij ze organisch materiaal produceren.
Bentisch	Op de bodem levend.
Bioturbatie	De verplaatsing van water en deeltjes door benthische fauna.
Chlorofylla	Het belangrijkste pigment voor fotosynthese. Het pigment kan licht in een bepaald gedeelte van het spectrum (660-665 nm en rond 430 nm) absorberen en is aanwezig in alle algen en cyanobacteriën.
Clear water fase	Periode, meestal begin zomer in gematigde gebieden, waarin de algenpopulatie drastisch in aantal afneemt onder condities van toenemende temperatuur, optredende stratificatie, hoge lichtinstraling, opvallende afname van de nutriëntconcentratie en hoge concentratie herbivoor zoöplankton.
Compensatieniveau	De diepte waarop de lichtintensiteit 1% bedraagt van de lichtintensiteit net onder het wateroppervlak. Op deze diepte is de zuurstofproductie door fotosynthese gelijk aan de zuurstofconsumptie door respiratie.
Denitrificatie	Onder zuurstofloze omstandigheden kan nitraat worden gereduceerd tot stikstofgas door denitrificerende bacteriën.
Detritus	zie DOM
DOC	Opgelost organisch koolstof (Dissolved Organic Carbon). DOC is onderdeel van het DOM.
DOM	Opgelost organisch materiaal. (Dissolved Organic Matter)
EGV	Het elektrische geleidingsvermogen is de mate waarin een vloeistof zich verzet tegen elektrische stroming. Hoe hoger de saliniteit, des te hoger het EGV.

Epilimnion	De warmere waterlaag boven op het metalimnion gedurende de stratificatie periode. Deze laag kan relatief makkelijk gemixt worden bijvoorbeeld door de wind.
Eufotische diepte	De grens waar nog ongeveer 1% van de lichtintensiteit zoals aan het wateroppervlak aanwezig is. Beneden deze grens zijn niet genoeg fotonen aanwezig voor een netto productie door fotosynthese.
Eutrofiëring	Verrijking van het ecosysteem met nutriënten. (Er vindt een verandering plaats in de productiviteit van een meer langs een continuüm van een lage naar een hoge productiviteit, van oligotroof naar eutroof).
Eutroof	Voedselrijk wateren met een hoge productiviteit gekenmerkt door de aanwezigheid van veel fytoplankton. Tolerante soorten komen meestal in grote getale voor.
Extinctie coëfficiënt	Oftewel de 'netto neerwaartse uitdoving coëfficiënt' beschrijft de fractie lichtenergie die wordt omgezet in een andere vorm van energie over de diepte en is afhankelijk van de golflengte en karakteristieken van het water.
Foto-autotroof	Organismen in staat tot het omzetten van anorganisch koolstof in organisch materiaal met behulp van energie uit zonlicht.
Foto-inhibitie	Wanneer fotosynthetiserende organismen enige tijd in de bovenste centimeters van een water verblijven, worden zij te lang blootgesteld aan UV straling, waardoor hun metabolisme ernstig beschadigt kan raken. Hierdoor kan een enorme reductie in fotosynthese activiteit en chlorofyl- <i>a</i> ontstaan.
Foton	Fotonen zijn energie pakketjes waaruit licht is opgebouwd. Fotonen vormen de energiebron voor autotrofe organismen die fotonen gebruiken voor de fotosynthese.
Fotosynthese	Het proces waarbij organisch materiaal wordt geproduceerd en anorganisch koolstof wordt gereduceerd onder invloed van zonne-energie; koolstofdioxide wordt met behulp van zonlicht omgezet in organische verbindingen en zuurstof.
Fytoplankton	Zie plankton.
Gelbstoff	In het water opgeloste geel/bruine materie zoals humuszuren.
Herbivoor	Organisme die zich voedt met plantenmateriaal
Heterotrofe organismen	Gebruiken het organisch materiaal geproduceerd door autotrofe organismen voor hun stofwisseling.
Humuszuren	Zijn een belangrijk onderdeel van DOC. Humuszuur is de fractie van humusachtige substanties die neerslaan in water na verzuring wanneer de bodem wordt geëxtraheerd met verdunde alkali. Humusachtige substanties ontstaan door microbiële afbraak van lignine.
Hypolimnion	De koudere waterlaag onder het metalimnion gedurende de stratificatie periode in de zomer. In deze laag vindt bijna/geen

	menging plaats, er vindt geen uitwisseling met het epilimnion plaats.
Internal loading	Interne belasting: het opnieuw beschikbaar komen van nutriënten al in het systeem aanwezig door processen binnen het systeem, bijvoorbeeld vanuit de bodem.
Interne seiche	Een waterbeweging die optreedt in een gestratificeerd meer wanneer het metalimnion gaat oscilleren als een interne staande golf. Deze staande golf heeft een relatief grote amplitude.
ISO	Een mondiale norm uitgegeven door ISO (International Standardisation Organisation).
Isotherm	Punten van gelijke temperatuur met elkaar verbonden.
Mesotroof	Middelmatig voedselrijk. de productiviteit van een water ligt tussen oligotroof en eutroof in. een watersysteem met deze trofiegraad bevat veel algemene soorten, tolerante soorten komen ook voor maar in geringere aantallen.
Metabolisme	Grondstofwisseling.
Metalimnion (spronglaag)	De waterlaag tussen het epi- en hypolimnion met een sterke thermische gradiënt.
Mineralisatie	Reductieprocessen (aëroob en anaëroob) waarbij zuurstof wordt verbruikt en waarbij organisch materiaal wordt omgezet in anorganisch materiaal.
Morfomologische funneling	Het proces waarbij deeltjes zich concentreren als gevolg van de morfologie van een meer.
MTR	Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau is de wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die aangeeft bij welke concentratie geen nadelig effect van die stof is te verwachten. Voor stoffen die van nature voorkomen wordt rekening gehouden met achtergrondniveaus. Het beleid richtte zich er in 2000 op overall in zoete wateren het MTR te hebben gerealiseerd.
NEN	Nederlandse norm, uitgegeven door het NNI (Nederlands Normalisatie Instituut).
Nutriënten	Voedingsstoffen voor flora en fauna zoals nitraat en fosfaat. Een teveel aan nutriënten in het water kan zorgen voor extreme groei van algen.
Oligotroof	(Zeer) Voedselarme wateren met een lage productiviteit, gekenmerkt door de trage groei van fytoplankton. Oligotrofe wateren bevatten veel specifieke soorten en enkele algemene soorten. Tolerante soorten komen bijna niet voor.
Oppervlaktewater	Binnenwateren, met uitzondering van grondwater, overgangswateren en kustwateren.
Organisch materiaal	Levende materie. Belangrijk bestanddeel is organisch koolstof.

pH	Betekent letterlijk 'de negatieve logaritme van de concentratie H ⁺ - ionen in een waterige vloeistof'. Hoe kleiner het getal hoe hoger de zuurgraad.
Plankton	Verzamelnaam voor vrij in het water voorkomende organismen zonder of met beperkt vermogen tot voortbeweging, waardoor hun verspreiding hoofdzakelijk door waterbewegingen wordt bepaald. De algen, dieren en bacteriën die hiertoe behoren worden respectievelijk fyto- zoö- en bacterioplankton genoemd.
Primaire productie	Door autotrofe organismen (zoals algen) in een bepaalde tijd gevormde hoeveelheid organisch materiaal uit anorganisch materiaal.
Resuspensie	Het opnieuw in de waterfase komen van gesedimenteerde deeltjes.
Sediment focusing	Door opwerveling in de ondiepere delen en de zwaartekracht zullen alle zwevende deeltjes uiteindelijk in het diepste punt van een meer terecht komen.
Sedimentatie	Het uitzakken van deeltjes in de waterkolom naar de bodem als gevolg van de zwaartekracht en het 'ophopen' van een deel van dit materiaal op de bodem.
Streefwaarde	Waarde die het kwaliteitsniveau aangeeft waarbij de functionele eigenschappen van een bepaald compartiment voor mens, plant en dier zijn veiliggesteld. Deze waarde wordt meestal afgeleid van het MTR; voor stoffen die van nature voorkomen wordt rekening gehouden met achtergrondniveaus. Het beleid is er voor de zoete wateren op gericht zo mogelijk in 2010 de streefwaarde te hebben gerealiseerd. Voor zoute wateren is de streefwaarde nu al het doel.
Thermische stratificatie	Temperatuurgelaagdheid van een meer. Proces wat optreedt in diepe meren (>6m).
Thermocline	Het gedeelte in de temperatuurgradiënt waar de temperatuur het sterkst afneemt met respect tot de diepte (meer dan 1°C per meter). Deze valt in het metalimnion.
Trofiesysteem	Watersystemen kunnen op grond van hun voedselrijkdom worden ingedeeld in verschillende categorieën. Een juiste maat is de beschikbaarheid per tijdseenheid van voedingsstoffen voor algen, zoals fosfaat en nitraat. Omdat deze beschikbaarheid in de natuur erg moeilijk meetbaar is en de op een bepaald moment aanwezige concentratie erg weinig zegt, wordt de wel meetbare snelheid van de primaire productie van algen als maat voor de voedselrijkdom en criterium voor het trofiesysteem gebruikt. Een globale indeling in trofiegraden van voedselarm tot voedselrijk is: oligotroof, mesotroof, eutroof en hypertroof water.
Trofogene laag	De bovenste waterlaag waarin productie door fotosynthese de overhand heeft.

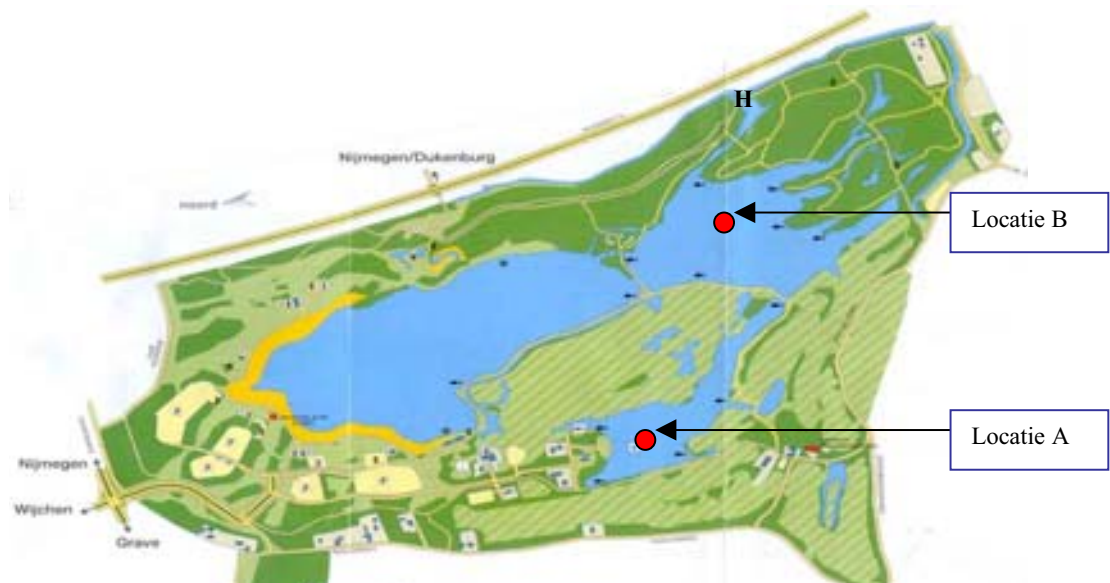
Trofolytische laag	De waterlaag onder de trofogene zone waar voornamelijk afbraak van organisch materiaal plaatsvindt.
Turbiditeit	De troebelheid van water. Een hoge turbiditeit duidt op een afname in helderheid van een water als een gevolg van de aanwezigheid van zwevende of opgeloste deeltjes.
Turnover	Het mengen van de waterlagen als gevolg van het verminderen van de stratificatie waardoor het dichtheidsverschil tussen de waterlagen kleiner wordt.
Viswaternorm	Kwaliteitsniveau waaraan oppervlaktewater moet voldoen als het de functie viswater heeft.
Voedselketen	Keten van organismen die op één volgend door elkaar worden gegeten. Nutriënten en energie worden grotendeels doorgegeven aan de volgende in de keten. Onderaan de keten staan de primaire producenten die worden geconsumeerd door primaire consumenten en herbivoren. Bovenaan de keten staan de carnivoren.
Voorjaarsbloei	Toename in de groei van algen in het voorjaar door stijgende temperatuur, lichtinstraling en voedingsstoffen in het water.
Waterkolom	De hele waterlaag van het oppervlak tot de bodem, die niet onder invloed staat van de oeverzone.
Warm monomictisch	Meren waarvan het water gedurende de winter circuleert met een temperatuur van 4°C of meer en die in de zomer gestratificeerd zijn. De temperatuur komt nooit beneden de 4°C.
Watersysteem	Het samenhangende geheel van grond- en oppervlaktewater, waterbodem en oever.
Zichtdiepte	Eenvoudige maatstaf voor de doordringbaarheid van oppervlaktewater voor licht: de afstand tot het wateroppervlak waarover een verzwaard zwart/witte schijf met een diameter van 20 cm zichtbaar is (Secchi methode, zie hoofdstuk 3).
Zwemwaternorm	Kwaliteitsniveau waaraan oppervlaktewater dat wordt gebruikt als zwemwater moet voldoen.

Samenvatting

De duiksport is een van de snelst groeiende manieren van ontspanning. Steeds meer wordt er, naast buitenlandse tropische duikreizen, gedoken in de Nederlandse wateren. Het zicht onder water speelt een belangrijke rol in het duikplezier en de veiligheid van de duikers en is niet in elk water hetzelfde. Een door duikvereniging De Kaaiman aangegeven problematisch zicht rondom hun onderwaterhuis 'Aquavilla' vormt de basis voor dit onderzoek waarin het helder krijgen van het 'geringer zicht' probleem centraal staat.

De duikplas waarin duikteam De Kaaiman al ruim 30 jaar duikt, is onderdeel van het recreatiepark de Berendonck in de gemeente Wijchen bij Nijmegen. Het park beslaat een oppervlakte van 170 ha en biedt onder andere een recreatieplas, wandelpaden en een golfterrein. De recreatieplas is in de jaren '70 ontstaan door zandwinning en bestaat uit drie met elkaar verbonden delen waarvan de duikplas (Figuur 1.1) de kleinste is met een oppervlakte van 20.000 m² en een diepte van 17 meter. De naast gelegen grotere plas met ongeveer dezelfde diepte en verbonden met de duikplas, is geschikt als referentieplas (Figuur 1.1). Het verbindingsstuk tussen de duikplas en de referentieplas is smal en ondiep. Het park is grotendeels omringd door een golfterrein en wat bos. Het 18 holes golfterrein heeft 27 ha aan baanoppervlakte.

De Berendonck ligt 7-7,5 meter boven NAP en heeft een klein stroomgebied dat grotendeels bestaat uit landbouwgebieden en het naastgelegen golfterrein. De waterhoogte in de plas wordt op peil gehouden door een sluisje in een smal kanaal dat uitkomt in de referentieplas (fig 1.1, H). De stroming van het grondwater is van zuid naar noord (Grontmij, 1975).



Figuur 1.1. Plattegrond van recreatiepark de Berendonck. Locatie A: Onderwaterhuis Kaaiman, locatie B: referentieplas, H: water in- en uitlaat d.m.v een sluisje.

In een diepe plas zoals de Berendonck spelen twee factoren of processen een belangrijke rol in de mate van doorzicht onder water. Deze zijn 1) thermische stratificatie en 2) factoren die het lichtklimaat onder water beïnvloeden.

1. Onder thermische stratificatie wordt het proces verstaan waarbij in een meer horizontale waterlagen van verschillende temperaturen ontstaan. Er wordt een bovenste waterlaag onderscheiden (epilimnion), een tussenlaag (metalimnion) en een onderste waterlaag (hypolimnion). Over het algemeen geldt dat thermische stratificatie in plassen dieper dan 6 meter kan worden waargenomen. Door de stratificatie verschillen de waterlagen onder

andere in temperatuur en dichtheid (fysisch) en in zuurstofgehalte en concentratie voedingsstoffen (chemisch).

2. De tweede factor is het lichtklimaat onder water. Factoren die het lichtklimaat in een diepe plas beïnvloeden zijn ten eerste de mate van instraling. De instraling is onder andere afhankelijk van de mate van bewolking, beschaduwing en golfslag. Wanneer licht eenmaal in het water is gedrongen kan het of geabsorbeerd worden door bijvoorbeeld algen, of het kan verstrooid worden door bijvoorbeeld klei. In het kort zijn de lichtklimaat bepalende componenten in het water:
 - het water zelf
 - algen
 - detritus (dode organische deeltjes)
 - humuszuren
 - anorganisch zwevend materiaal

Reden voor dit onderzoek is dat duikteam De Kaaiman de laatste jaren bemerkt dat het water in hun duikplas, en dan met name de onderste waterlagen van 12 tot 17 meter diepte, steeds troebeler wordt. Volgens De Kaaiman duikers varieert het doorzicht over de diepte en is het tussen 12 en 17 meter niet altijd even troebel. Op deze diepte is volgens De Kaaiman het doorzicht onder water soms minder dan een halve meter. Hierdoor kan de veiligheid van de beginnende duiker in gevaar komen. Tevens wordt het duikplezier een stuk minder.

Dit onderzoek heeft als doel te achterhalen welke factoren en/of processen een belangrijke bijdrage leveren aan de troebelheid in het meer. Dit zal onder andere gerealiseerd worden door het in kaart brengen van het lichtklimaat in de plas, het bepalen van de samenstelling van de bovenste sedimentlaag, het analyseren van het water, het bestuderen van de sedimentatie- en resuspensie processen en het bepalen van nutriëntgehalten in het water van de plas, in het grondwater en in de vijvers op het golfterrein. Het uiteindelijke doel is helder krijgen of, waar en wanneer zich situaties met water met een hoge troebelheid voordoen, wat de belangrijkste causale factoren zijn en wat mogelijke oplossingen zijn.

- Kan het doorzicht onder water daadwerkelijk teruglopen tot een halve meter of minder zoals
- Duikteam De Kaaiman aangeeft? Op welke diepte(n) of in welke waterlagen?
- Welke factoren beïnvloeden het lichtklimaat in deze plas?
- Is er een verschil in sedimentatie tussen de duikplas en de referentieplas?
- Is er sprake van eutrofiëring in de duikplas als gevolg van de input van nutriënten?
- Input kan plaatsvinden via:
 - grondwaterstroming
 - afwatering van het oppervlak van het golfterrein
 - afwatering van het oppervlak van het stroomgebied
 - atmosferische depositie
 - 'internal loading'
- Wat, of welke combinatie van oorzaken, veroorzaakt een doorzicht van een halve meter of minder onder water?
- Wat zijn mogelijke oplossingen?

Het project bestaat uit drie fasen. Dit onderzoek omvat alleen fase 1 en een opzet naar fase 2. Het doel van de fasen is:

Fase 1. Inzicht krijgen in het door duikers beschreven probleem

Fase 2. Concrete oplossingsmogelijkheden inhoudelijk analyseren

Fase 3. Plan van aanpak

Uit de resultaten is gebleken dat er variatie in doorzicht over de diepte en in de tijd in de duikplas aanwezig is. In de bovenste 10 meter varieert het doorzicht tussen de 1,5 en 7,5 meter. Vanaf 15 meter diepte kan het zicht teruglopen tot minder dan 50 centimeter.

Verschillende factoren spelen een rol in deze ruimtelijke en temporele variatie. Periodes met een horizontaal doorzicht van een halve meter of minder komen op drie verschillende diepte strata (waterlagen) voor in de Berendonck:

1. Lente: in de bovenste waterlaag (het latere epilimnion) neemt het zicht af gedurende een voorjaarsbloei van algen.
2. Eind zomer: in het metalimnion vormt zich een laag met een hoge dichtheid aan micro-organismen.
3. Met name tijdens de stratificatieperiode: een troebele zone rondom het onderwaterhuis beneden een diepte van 15 meter.

Jaarlijks sedimenteert rondom het onderwaterhuis ongeveer 1000 g m² wat betekent dat de sliblaag ongeveer 5 mm per jaar toeneemt. Deze 5 mm per jaar kan als redelijk gemiddeld worden gezien wanneer vergeleken met andere diepe plassen. Het materiaal wat van bovenaf de plas inkomt en wordt opgevangen in sedimentvallen net onder het metalimnion is significant minder dan de hoeveelheid in de sedimentvallen op de bodem. De sedimentatieflux nabij de bodem is gemiddeld 5 maal hoger dan de flux net onder het metalimnion wat duidt op opwerveling.

Humuszuren dragen weliswaar bij aan een verminderd zicht, maar zijn niet de hoofdreden voor een troebele zone rondom het onderwaterhuis aangezien de gemeten concentratieverschillen over de diepte zeer gering zijn.

De troebele zone rondom het onderwaterhuis wordt veroorzaakt door een combinatie van factoren, zoals de aanwezigheid van slib in de diepere delen van de plas, de jaarlijkse aanwas van de sliblaag, de plaatsing van het onderwaterhuis in een diep deel van de plas waar slib zich als gevolg van sediment focusing verzamelt, de zwembewegingen die duikers veroorzaken nabij de bodem, en het frequente bezoek van duikers.



Duiker in de bovenste waterlaag van de duikplas, 5 november '02.

Uit het nutriëntenonderzoek is gebleken dat nalevering uit eigen systeem, de internal loading, de grootste bijdrage levert aan het totaal-stikstof en totaal-fosfor gehalte in de duikplas. Met name in de totaal-fosfor belasting lijkt de bijdrage van het golfterrein aanzienlijk. Uitgebreider onderzoek is nodig om de precieze belasting op de plas door het golfterrein te bepalen. Uit lab-experimenten met testalgen in water uit de duikplas blijkt dat algen in het epilimnion amper in hun groei gestimuleerd kunnen worden in tegenstelling tot de testalgen in het hypolimnion water. Daar er tevens sprake is van een summiere onderwatervegetatie, kan het zijn dat er algemeen plantremmende stoffen in het water aanwezig zijn. Uit onderzoek is gebleken dat het golfterrein bepaalde herbiciden en bestrijdingsmiddelen gebruikt die zowel de onderwatervegetatie als algen in hun groei kunnen remmen. Echter, meer onderzoek is nodig om hier concrete uitspraken over te doen.

BERENDONCK

Universiteit onderzoekt troebel onderwaterhuis

Het onderwaterhuis in De Berendonck in Wijchen ligt in onverklaarbaar troebel water. De Wageningen Universiteit gaat onderzoeken hoe dat komt.

Door onze verslaggever

WIJCHEN • In 1988 konden de leden van de Nijmeegse/Wijchense duikvereniging De Kaalman zich trots op de borst slaan. Na drie jaar hard werken lieten ze *Aquasilla* te water in recreatieplas de Berendonck. Daarmee beschikten de duikers over het grootste onderwaterhuis in Nederland. Alleen de beste duikers van het land mochten sindsdien een kijkje nemen in de kantine onder het wateroppervlak, want alleen met de hoogste duikbrevetten mag de ingang op zeventien meter diepte worden opgezocht.

Een beetje huldig voor de fiere flipperars was altijd wel dat de onzichtbare verblijfsruimte ook van onder water onzichtbaar is. Is het zicht in de zwempas over het algemeen twee à drie meter, juist rond de duik attractie zie je zelfs niet verder dan een centimeter of vijftig.

De *Aquasilla* werd vorig jaar nog extra wit geschilderd, omdat de bezoeker hem anders niet eens kon vinden. En een potje ping-pong in de luchtbel is natuurlijk wel leuk, maar zonder een beetje uitzicht gaat het al snel vervelen.

De Kaalman wil nu eindelijk wel eens een oplossing voor haar troebele visitekaartje. De afgelopen veertien jaar bezochten zo'n tweeduizend duikers van buiten de regio het huis.

Dat lijken er niet veel, maar dan heb je het wel over de nationale elite. Die horen het beste van het beste te krijgen, vinden ze bij De Kaalman.

Vandaar dat een vertegenwoordiger van de Wageningen Universiteit volgende maand in De Berendonck aan de slag gaat om te bekijken wat er nou precies aan de hand is.

Doel van de vakgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer, en daarnaast ook van de Nederlandse Onderwater Bond, is uiteindelijk natuurlijk het vinden van een (betaalbare) oplossing van de problemen. De kennis uit Wijchen kan ook bij andere (kleinere) onderwaterhuizen worden toegepast.

Wat in elk geval vaststaat, is dat het slechte zicht wordt veroorzaakt door het feit dat het huis in een gat staat dat nog vijf meter dieper ligt dan de rest van de recreatievijver.

Maar waarom is het water in dat gat dan zo troebel? De nabijheid van de golfbaan heeft er in elk geval niets mee te maken, weet waterhuisbeheerder Erik Hamann van De Kaalman.

"Dat is al eens bekeken. Er bestond het vermoeden dat de besmetting van de baan zorgde voor irris algengroei, maar dat bleek niet zo te zijn", zegt Hamann. "In flessen komt het allemaal al door turbulentie. Er wordt zuurstof in het huis gepompt, en dat bubbelt er via de onderkant er uit."

Bij andere watermonsters - te duiken op verschillende dieptes - moeten een verklaring worden te geven. En misschien ook een oplossing. "Wie weet moeten daar wel speciale visser uitroepen, ofzo."

Student helpt duikers in troebel water



Milieuhygiëne-student Laurens Zaal heeft de eerste duiken genomen in de plas de Berendonck, in het land van Maas en Waal bij Nijmegen. Dat doet hij in opdracht van de lokale duikvereniging die wil laten uitzoeken waarom het water zo troebel is geworden.

Zaal heeft al eerder gedoken in de kustwateren van Caracao en hij voelt zich thuis in het water. Het is wat koud in de Berendonck, een plas die is ontstaan door zandwinning, maar het is de moeite waard om er te duiken, vindt de student. "Er liggen wat oude autowrakken op de bodem en duikteam De Kaalman heeft hier een onderwaterhuis geplaatst." Het onderwaterhuis is een container van 2,5 bij 2,5 bij 6 meter van waaruit duikers het water op een comfortabele manier kunnen bekijken. In de container wordt zuurstof toegevoerd, zodat de duikers vrij kunnen ademen.

"Het water is de laatste paar jaar steeds troebeler geworden. Soms is er slechts dertig centimeter doorzicht. Dit komt het duikplezier niet ten goede. In andere plaatsen kan je vaak meer dan een meter vooruit kijken. Daarom wil het duikteam graag weten wat er aan de hand is", zegt Zaal. Samen met docent dr. Miguel Lurling van de leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer voert hij de benodigde duiken uit en neemt hij water- en bodemonsters. Studenten Marije van Hal en

Duiken in de Berendonck. || FOTO LAURENS ZAAL

Mohammed Abdel Rahman werken mee aan het onderzoek maar duiken niet zelf.

De studenten hebben al een idee wat de oorzaak kan zijn van het slechte doorzicht onder water. Op de bodem van de plas ligt een sliblaag en die is makkelijk op te wervelen door duikers zelf, bijvoorbeeld als ze naar de ingang van het onderwaterhuis zwemmen, die is gelegen op zestien meter diepte, dicht bij de bodem. "Nadat wij hadden gedoken, zagen we ook stofwolken in het water", zegt Zaal. Hij heeft echter geen zekerheid dus wil hij de komende maanden nog heel wat duiken nemen in de oude zandwinningsput. | H.B.

WB '02

De Gelderlander

1. Inleiding

1.1 Duiksport in Nederland

De duiksport is een van de snelst groeiende manieren van ontspanning. Steeds meer mensen kiezen geregeld het water om te genieten van al het moois wat de onderwaterwereld hen te bieden heeft. Veelal komen mensen tijdens een vakantie naar bekende bestemmingen in aanraking met het fascinerende onderwaterleven, hetzij door snorkelen hetzij door een duikcursus in exotisch water. Nieuwsgierigheid naar het onbekende op grotere diepten is vaak een reden om een duikopleiding te volgen. Naast de groeiende buitenlandse markt neemt de interesse in de Nederlandse onderwaterwereld toe. Men beperkt zich steeds minder vaak tot exotische oorden en koraalriffen en bezoekt de Nederlandse kust- en binnenwateren talrijk.

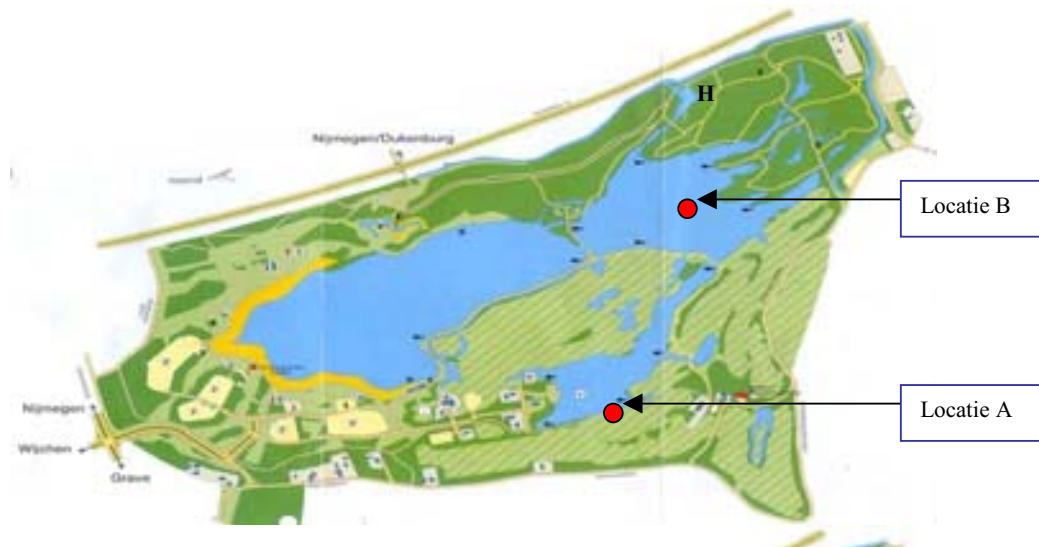
Voor velen is het ontdekken van de onderwaterwereld een hele nieuwe ervaring. Naast de kick van het kunnen bereiken van (on)bereikbare diepten, kan het totaal omringd zijn door water volledige rust veroorzaken daar het stiller is onder water en geluiden onbegrijpelijk en zonder richting zijn. Sportduiken werd pas mogelijk na de uitvinding van de ademautomaat. In 1944 ontwierp de Fransman Jaques Cousteau de eerste ademautomaat. Dit was een mijlpaal in de ontwikkeling van het sportduiken en tevens het begin van de sportduikerij.

In Nederland zijn een aantal (diepe) plassen te vinden interessant voor de duiksport. Op talloze plaatsen zijn allerlei attributen te water gelaten en afgezonken om de aantrekkelijkheid van onze wateren voor de duikers te vergroten. Auto-, sloop- en vliegtuigwrakken, boomstronken, buizen, beelden, onderwatertuinen en -parcours, zelfs vissen worden uitgezet om de duikers te plezieren. De belangrijkste voorwaarde echter om te kunnen genieten van al het moois, natuurlijk of door de mens gemaakt, is een goed zicht onder water. De mate van zicht onder water in een diepe duikplas staat centraal in dit onderzoek: een door duikteam De Kaaiman aangegeven problematisch zicht rondom hun onderwaterhuis 'Aquavilla' vormt de basis voor dit onderzoek waarin het helder krijgen van het 'geringe zicht' probleem ten doel is gesteld.

1.2 De Berendonck

De duikstek van duikteam De Kaaiman is onderdeel van Recreatiepark de Berendonck. Dit recreatiepark ligt in de gemeente Wijchen bij Nijmegen en heeft een oppervlak van ongeveer 170 ha. Het park biedt onder andere een recreatieplas, waarvan zwemmers, surfers, vissers en duikers gebruik kunnen maken, stranden en weiden, wandel- en fietspaden en een golfterrein (het gearceerde gedeelte in Figuur 1.1). De plas, bestaande uit drie met elkaar in verbinding staande gedeelten (Figuur 1.1), is in de jaren '70 ontstaan door zandwinning. Het onderzoek betreft het duikgedeelte van de plas. Dit gedeelte is maximaal 17 meter diep en wordt als een diepe plas gekarakteriseerd.

De Berendonck ligt 7-7,5 meter boven NAP en heeft een klein stroomgebied dat grotendeels bestaat uit landbouwgebieden en het naastgelegen golfterrein. De waterhoogte in de plas wordt op peil gehouden door een sluisje in een smal kanaal dat uitkomt in de referentieplas (Figuur 1.1, H). De stroming van het grondwater is van zuid naar noord (Grontmij, 1975). Het ondiepe grondwater ligt op een diepte van 6,5-7 meter +NAP. Het meer ontvangt water via neerslag (gemiddeld 800 mm per jaar), grondwater en oppervlakte afstroming. Wanneer het waterpeil in de plas zakt wordt via de sluis water de plas ingelaten. Het verbindingsstuk tussen de duikplas en de referentieplas is smal en ondiep. Het park is grotendeels omringd door een golfterrein en wat bos. Het 18 holes golfterrein heeft 27 ha aan baanoppervlak en is voorzien van een drainagesysteem. Dit drainage systeem heeft meerdere uitmondingspijpen in alle drie de plassen van het park. In de duikplas monden ongeveer 15 drainagebuizen uit.



Figuur 1.1. Plattegrond van recreatiepark de Berendonck. Locatie A: duikplas met onderwaterhuis Kaaiman, locatie B: referentieplas, H: water in- en uitlaat d.m.v een sluisje.

1.3 Het ontstaan van de Berendonck

De eerste schetsen voor het recreatiepark de Berendonck zijn in 1969 gemaakt. Redenen voor het ontwerpen van het recreatiegebied waren de ligging nabij de bevolkingskernen van Nijmegen in de richting van Wijchen en de goede verkeerssituatie aan de Graafseweg. Daarnaast bleek het noodzakelijk geworden het kwetsbare vennengebied met een zeldzame voedselarme biotoop te ontlasten van het massaal geworden bezoek op mooie dagen. Ook is er een economisch motief geweest: het zand dat werd gewonnen, werd gebruikt voor de aanleg van de rijksweg 73. Deze weg loopt momenteel vlak langs het recreatiegebied. Het bovenstaande heeft ervoor gezorgd dat uitvoering van het plan Berendonck een hoge prioriteit heeft gekregen.

Het bestemmingsplan voor de Berendonck werd in 1972 grotendeels goedgekeurd waarna het Recreatieschap Nijmegen en Omstreken is opgezet dat werd gesubsidieerd door het Ministerie van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk en de Provincie Gelderland. Het Recreatieschap heeft zich beziggehouden met de aankoop van de gronden binnen het plangebied. In 1973 is het programma van eisen door het Recreatieschap vastgesteld waardoor nog datzelfde jaar met de werkzaamheden voor het inrichtingsplan gestart kon worden. De resultaten van de inventarisaties van bodem, reliëf, begroeiing, bebouwing en landschap zijn in 1974 in een rapport samengevoegd. Bij het ontwerp van de plas is hiermee rekening gehouden. Tevens is bij de keuze van begroeiing en bebouwing rekening gehouden met de natuurlijke omgeving. 'Met uiterste zorg zijn alle bruikbare aanwezige, natuurlijke en historische elementen, als aanleiding voor het ontwerp gebruikt en versterkt' (Grontmij, 1975). Ook hebben er onderzoeken plaatsgevonden naar de recreatieve functie en de meest wenselijke verkeersstructuur.

Het recreatieschap Nijmegen en Omstreken (betreft de gemeenten: Beuningen, Groesbeek, Heumen, Millingen a/d Rijn, Mook en Middelaar, Ubbergen en Wijchen) is in 2002 opgegaan in RGV Holding B.V. De Berendonck is één van de vier parken welke onder het beheer vallen van RGV Holding B.V. De andere drie parken zijn 'de Groene Heuvels' te Bergharen, 'de Mookerplas' in Plasmolen en 'het Wylbergmeer' in Beek/Ubbergen. Tot de taak van het RGV Holding behoort het behartigen van het gemeenschappelijk belang van de betrokken gemeenten op het gebied van de recreatie en het beheer van recreatieve/toeristische voorzieningen in de regio. Bescherming van natuur en landschap staat daarbij voorop.

In Nederland liggen naar schatting 500 ontgrondingsplassen buiten het rivierengebied (IWACO, 1994). Het betreft grotendeels diepe zandwinplassen, zoals de Berendonck. Wingaten kunnen een diepte van 50 meter of meer bereiken (Witteveen & Bos, 1995). De meeste zandwinplassen zijn na 1945 ontstaan en zijn machinaal gegraven. Het zand uit de plassen is gebruikt voor de aanleg van wegen en voor het opzanden van nieuwbouwwijken en bedrijventerreinen (Jaarsma & Verdonschot, 2001). Veel zandwinplassen worden dan ook gevonden in de buurt van snelwegen en woonkernen. Veel van deze plassen worden gebruikt voor recreatie. Een groot aantal diepe plassen in Nederland wordt gebruikt voor de duiksport.

1.4 Het lichtklimaat in de Berendonck

Twee factoren of processen spelen in een diepe plas als de Berendonck een belangrijke rol. Deze zijn thermische stratificatie en factoren die het lichtklimaat onder water beïnvloeden. Over het algemeen geldt dat thermische stratificatie in plassen dieper dan 6 meter kan worden waargenomen (Wetzel, 2001). Onder thermische stratificatie wordt het proces verstaan waarbij in een meer waterlagen van verschillende temperaturen ontstaan. Warm water heeft een lagere dichtheid dan koud water en is daarom lichter dan koud water. Water heeft haar grootste dichtheid bij 4°C (Figuur 2.2). Er bestaan twee soorten stratificatie: een zomer- en een winterstratificatie. In de zomer kan een diep meer stratificeren doordat in de lente de bovenste waterlagen sneller opwarmen dan de onderste. Het gevolg is dat het water onderin het meer een grotere dichtheid heeft dan het water bovenin met het resultaat dat menging niet mogelijk is. Vervolgens koelen in de herfst de bovenste waterlagen weer af waardoor de watertemperatuur over het hele meer gelijk kan worden, verschillen in dichtheid nemen af en het water kan mixen. Meer over stratificatieprocessen is te vinden in hoofdstuk 2.

De tweede belangrijke factor in dit onderzoek en belangrijk voor De Kaaiman, is het lichtklimaat onder water. Factoren die het lichtklimaat in een diepe plas beïnvloeden zijn ten eerste de mate van *instraling*. De instraling is onder andere afhankelijk van de bewolking, beschaduwing en golfslag. Als licht eenmaal in het water is gedrongen kan het of *geabsorbeerd* worden door bijvoorbeeld algen, of het kan *verstrooid* worden door bijvoorbeeld detritus (dode organische deeltjes) (Wetzel, 2001). De lichtklimaat bepalende componenten in het water zijn: het water zelf, algen (fytoplankton), detritus, humuszuren en anorganisch zwevend materiaal. Hoofdstuk 2 gaat dieper in op bovengenoemde componenten en processen.

De hoeveelheid algen is afhankelijk van de concentratie aan nutriënten (voedingsstoffen). Eutrofiëring is het proces waarbij een water wordt verrijkt met nutriënten; over het algemeen zijn stikstof en fosfaat de belangrijkste nutriënten. Wanneer hoge concentraties nitraat en fosfaat aanwezig zijn, kan de algengroei explosief stijgen. Met name blauwgroene algen zullen gaan domineren. Wanneer een grote concentratie algen in de bovenste waterlaag aanwezig is, kan minder licht diep in het water doordringen waardoor tevens het doorzicht in diepere delen van de plas afneemt. Als algen sterven zakken zij uit naar de bodem. Dit dode organische materiaal kan het zicht onder water op grote diepte nadelig beïnvloeden. Paragraaf 2.4.1 gaat dieper in op eutrofiëring. Naast de invloed van nutriëntconcentraties zijn andere, zowel fysische als biologische factoren van invloed op het voorkomen van algen. Gedurende een jaar maakt een algengemeenschap in een diep meer in een gematigd klimaat een soort natuurlijke successie door. Deze natuurlijke successie kan een (gedeeltelijke) verklaring bieden voor het al dan niet voorkomen van bepaalde algensoorten, de populatiedichtheid en biomassa. Deze successie is modelmatig beschreven en getoetst in andere onderzoeken. Paragraaf 2.5.4 gaat hier dieper op in.

1.5 Duikteam De Kaaiman

Duikteam De Kaaiman duikt sinds 1969 in de omgeving van Nijmegen. Het duikteam heeft in totaal zo'n 200 leden. Zij heeft haar eigen instructeurs die gekwalificeerd zijn in het opleiden van 1-, 2- en 3-sters duikers. De Kaaiman is aangesloten bij de Nederlandse Onderwatersportbond. In 1988 heeft De Kaaiman een onderwaterhuis in de Berendonck geplaatst (Figuur 1.2). Dit huis, 'de Aquavilla', is een op poten geplaatste zeecontainer die voorzien is van ramen, verlichting, videocamera, intercom en luchttoevoer. De plas is op deze plaats 17 meter diep. Het huis staat op ongeveer 2 meter hoge poten zodat de ingang zich op ongeveer 15 meter diepte bevindt. Van buitenaf wordt er lucht in het huis gepompt waardoor er binnen zonder duikapparatuur rondgelopen kan worden. Er is zelfs een kleine pingpong tafel aanwezig en middels de intercom kan met mensen op de kant gesproken worden. Ontluchting vindt plaats door middel van vier pijpen op vijftien meter diepte op de vier hoeken van de container. De bovenzijde van de container bevindt zich op 10 meter diepte waarop een platform is gebouwd van waaraf 1-sters brevet opstijgingen geoefend kunnen worden. Het onderwaterhuis is ontworpen met als doel het mogelijk maken van observaties op grotere diepte onder water en het realiseren van een trainingsplateau onder water. Tegenwoordig geniet de Aquavilla internationale bekendheid.



Figuur 1.2. Model van het onderwaterhuis 'Aquavilla'.

1.6 Definiëring zicht

In dit rapport zal regelmatig over 'zicht' gesproken worden. Omdat dit onderzoek is uitgevoerd in het belang van de duiksport, wordt met zicht of doorzicht het *horizontale* doorzicht onder water bedoeld zoals duikers dit ervaren. Dit in tegenstelling tot de aquatische wetenschappelijke onderzoeken en literatuur waar wanneer gesproken wordt over doorzicht, over het algemeen het verticale doorzicht wordt bedoeld zoals gemeten met de Secchi schijf (hoofdstuk 3).

Zicht, zeker zoals ervaren door duikers, is erg subjectief. Een duiker die enkel in tropische oorden heeft gedoken met over het algemeen een zicht van tientallen meters zal een zicht van 8 meter als slecht ervaren. Een duiker die lange tijd in water met een zicht van minder dan een meter heeft vertoefd zal 8 meter zicht als een openbaring ervaren. Tijdens een nachtduik wordt het zicht over het algemeen als minder ervaren dan in hetzelfde water overdag. Omdat goed en slecht menselijke waardeoordelen zijn zal er in dit rapport geen uitspraak worden gedaan over goed of slecht zicht. Er zijn geen wetenschappelijke criteria op basis waarvan een bepaald doorzicht als goed of slecht beoordeeld kan worden; dit wordt overgelaten aan de individuele lezer/duiker.

1.7 Opzet onderzoek

1.7.1 Aanleiding en probleemstelling

De kleinste plas in recreatiepark de Berendonck, zoals te zien is in Figuur 1.1, is de duikplas. Deze heeft een oppervlakte van 20.000 m² en een diepte van maximaal 17 meter. Duikteam De Kaaiman duikt hier al ruim 20 jaar. De laatste jaren hebben zij bemerkt dat het water in de plas, en dan met name de onderste waterlagen van 12 tot 17 meter diepte, steeds troebeler wordt. Volgens De Kaaiman duikers varieert de mate van zicht onder water en in de onderste waterlagen, van 12 tot 17 meter, kan het zicht soms teruglopen tot minder dan een halve meter. Hierdoor kan de veiligheid van de beginnende duiker in gevaar komen. Tevens wordt

het duikplezier een stuk minder. Al ruim drie jaar geleden zijn leden van De Kaaiman begonnen met het zoeken naar mogelijke oplossingen voor hun probleem. Uiteindelijk zijn zij bij de Wetenschapswinkel in Wageningen terechtgekomen. De Wetenschapswinkel heeft vervolgens de Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer van de Wageningen Universiteit ingeschakeld. De Leerstoelgroep heeft een onderzoek op poten gezet om het probleem van het duikteam helder te krijgen en mogelijke oplossingen te kunnen aandragen.

1.7.2 Doelstelling

Dit onderzoek heeft als doel te achterhalen welke factoren en/of processen een belangrijke bijdrage leveren aan de troebelheid in het meer. Dit zal onder andere gerealiseerd worden door het in kaart brengen van het lichtklimaat in de plas, het bepalen van de samenstelling van de bovenste sedimentlaag, het analyseren van het water, het bestuderen van bezinking- (sedimentatie) en opwerveling (resuspensie) processen en het bepalen van nutriëntgehalten in het water van de plas, in het grondwater en in de vijvers op het golfterrein. Het uiteindelijke doel is helder krijgen of, waar en wanneer zich situaties met water met een hoge troebelheid voordoen, wat de belangrijkste causale factoren zijn en wat mogelijke oplossingen zijn.

1.7.3 Veronderstellingen

Uit de probleemstelling en doelstelling zijn een aantal veronderstellingen of hypothesen naar voren gekomen. Het verwoorden van deze veronderstellingen draagt bij aan het vergroten van inzicht in de opgestelde onderzoeksvragen (paragraaf 1.7.4) en de onderzoekslijn verweven in dit rapport. In de discussie (hoofdstuk 6) worden de veronderstellingen verworpen wanneer blijkt dat zij onjuist zijn of aangenomen wanneer de onderzoeksresultaten de veronderstellingen ondersteunen.

1. Troebel water wordt alleen aangetroffen in de onderste waterlaag van 14-17 meter rondom het onderwaterhuis en varieert in de tijd.
2. In de zomer treedt stratificatie op. Door de lage temperatuur en daarmee samenhangende grote dichtheid van het hypolimnion (onderste waterlaag) vindt door de relatief lage bezinksnelheid ophoping van deeltjes plaats.
3. Het lichtklimaat onder water wordt, naast het water zelf, bepaald door de volgende componenten: algen, dood organisch materiaal (DOM), humuszuren (gelbstoff) en anorganisch materiaal.
4. Diepere punten in de plas fungeren als sedimentval, het onderwaterhuis staat in een dergelijke sedimentval.
5. In de 30 jaar dat de Berendonck bestaat, heeft er ophoping van dood organisch materiaal (DOM) op de bodem plaatsgevonden dat zich heeft verzameld in de diepere delen van de plas.
6. DOM bestaat uit relatief licht materiaal.
7. In de bovenste bodemlaag is klei aanwezig dat voor een fijne troebeling zorgt wanneer het in oplossing komt.
8. De combinatie van de punten 3 t/m 7 betekent dat de bovenste bodemlaag in de diepere delen van de plas gevormd wordt door een sliblaag die makkelijk op te wervelen is door bijvoorbeeld waterverplaatsing en relatief langzaam zal sedimenteren (bezinken).
9. Opgelost organisch materiaal, waaronder humuszuren, veroorzaken een bruin/gele kleur waardoor het zicht minder wordt.
10. De mate van sedimentatie op de bodem van de duikplas is gelijk aan die in de referentieplas.
11. De stroming van het grondwater is van zuid naar noord waardoor grondwater uit de richting van een zuurder gebied, de Wijchense Vennen en de Hatertse Vennen, richting Berendonck stroomt. In de Berendonck treedt kwel op waardoor er een pH verlaging optreedt.

12. Gedurende de stratificatie is de concentratie opgeloste nutriënten in het epilimnion (bovenste waterlaag) laag en in het hypolimnion relatief hoog. De totaal gehalten aan stikstof en fosfor zijn hoog.
13. Atmosferische depositie van stikstof draagt in grote mate bij aan het totaal-stikstof gehalte in de duikplas.
14. Door de ophoping van dood organisch materiaal in de loop der jaren zal gedurende de stratificatie de internal loading (het opnieuw beschikbaar worden van nutriënten door processen binnen het systeem) van nutriënten hoog zijn door mineralisatie wanneer het hypolimnion (onderste waterlaag) zuurstofloos wordt.

1.7.4 Onderzoeksvragen

- Kan het zicht onder water daadwerkelijk teruglopen tot een halve meter of minder zoals duikteam De Kaaiman aangeeft? Op welke diepte(n) of in welke waterlagen?
- Welke factoren beïnvloeden het lichtklimaat in deze plas?
- Is er een verschil in sedimentatie tussen de duikplas en de referentieplas?
- Is er sprake van eutrofiëring in de duikplas als gevolg van de input van nutriënten en wat is (zijn) de belangrijkste bron(nen)?
Input kan plaatsvinden via:
 - grondwaterstroming
 - afwatering van het oppervlak van het golfterrein
 - afwatering van het oppervlak van het stroomgebied
 - atmosferische depositie
 - 'internal loading' als gevolg van verrijking uit het verleden
- Wat, of welke combinatie van oorzaken, veroorzaakt een doorzicht minder dan een halve meter onder water?
- Wat zijn mogelijke oplossingen?

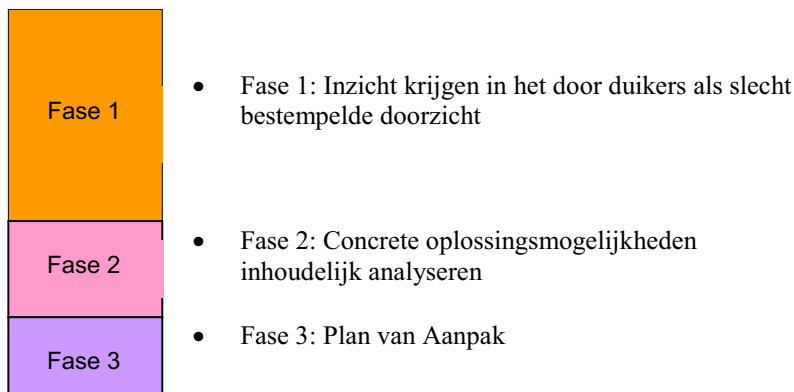
1.7.5 Betrokken partijen

Vanaf de start van het onderzoek in juni 2002 is er contact gezocht met verschillende partijen die in meer of mindere mate belang (kunnen) hebben bij het uiteindelijke resultaat van het Berendonck project. Gedurende de meetperiode is drie keer een voorlichtingsbijeenkomst georganiseerd in de vorm van een presentatie waarin ruimte was voor discussie. De hiervoor uitgenodigde partijen waren: RGV Holding B.V., de Nederlandse Onderwatersportbond (NOB), Waterschap Rivierenland, de hengelsportfederatie Veluwezoom en golfvereniging Burggolf Wijchen. Tevens was een vertegenwoordiger van duikteam De Kaaiman aanwezig, de betreffende student-onderzoeker, de wetenschappelijk begeleider en de projectleidster van de Wetenschapswinkel.

Om de kwaliteit en de maatschappelijke relevantie van het onderzoek te waarborgen, is er, naast de voorlichtingsbijeenkomsten, een begeleidingscommissie opgezet. De begeleidingscommissie bestaat uit een vertegenwoordiger van De Kaaiman, de NOB, de Wetenschapswinkel Wageningen UR en de LSG Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer van de Wageningen Universiteit.

1.7.6 Fasering project

Om de vraag van De Kaaiman kwalitatief goed te kunnen beantwoorden, is besloten om minstens gedurende één jaar te monstereën in zowel de duik- als de referentieplas. Het gehele project is opgedeeld in drie fasen zoals Figuur 1.3 laat zien. De eerste fase omvat een periode van ruim één jaar waarin wetenschappelijk onderzoek heeft plaatsgevonden. Gedurende dit jaar is het doel geweest inzicht te krijgen in het door duikers als slecht bestempelde doorzicht. Fase 1 is uitgevoerd door vier verschillende doctoraal studenten. Het project is gestart met een pilotstudie, uitgevoerd door Laurens Zaal (Zaal, 2003). Op 25 juni '02 zijn de metingen gestart en op 30 juli ditzelfde jaar zijn de metingen voor de pilot beëindigd. Het aansluitende doctoraalonderzoek door Marije van Hal heeft plaatsgevonden van 2 juli tot en met 19 november 2002 (Hal, 2003). Vervolgens heeft Josien Steenbergen het onderzoek overgenomen en is begonnen met monstereën in december '02 en is geëindigd op 27 juni 2003 (Steenbergen, 2003). De studenten hebben naast het monstereën verscheidene andere experimenten uitgevoerd. Tevens is enige aandacht aan fase 2 besteed en zijn er bruikbare suggesties met betrekking tot mogelijke oplossingen gedaan. Mohamed Abdelrahman heeft van 2 juli tot en met 17 november 2002 onderzoek verricht naar de nutriëntenbalans in de duikplas (Abdelrahman, 2003).



Figuur 1.3. Fasering van de opbouw van het onderzoek.

In dit rapport zijn de verslagen en de data van alle vier de onderzoeken verwerkt. Na een analyse van de resultaten van het hele jaar (juni '02 t/m juni '03) en de afzonderlijk uitgevoerde experimenten ligt nu een samenbundeling van fase 1 voor u met een opzet richting fase 2.

2. Het lichtklimaat in diepe plassen

2.1 Inleiding

De mate van lichtinstraling speelt een belangrijke rol in een diep meer. Licht zorgt simpelweg voor een beter zicht, zowel boven als onder water. Hoe meer zonlicht aanwezig is, hoe beter het zicht. Zonlicht kan echter niet ongehinderd een water indringen. In elk water zijn, in een bepaalde concentratie, deeltjes aanwezig die licht (fotonen) absorberen en/of verstrooien in een andere richting. Deze deeltjes hebben een directe invloed op het lichtklimaat. Hoe diep licht in water kan doordringen is afhankelijk van de hoeveelheid absorberende deeltjes. Invallend licht zal de bodem van een diep meer alleen bereiken als het water extreem helder is. Wanneer bijvoorbeeld de bovenste waterlaag erg troebel is, zal weinig licht door kunnen dringen naar de onderste waterlaag. Het lichtklimaat in de onderste waterlaag speelt in dit onderzoek een centrale rol. De bepalende lichtabsorberende en verstrooiende componenten in water zijn:

- water
- fytoplankton (algen)
- detritus (dood organisch materiaal)
- humuszuren
- anorganisch materiaal

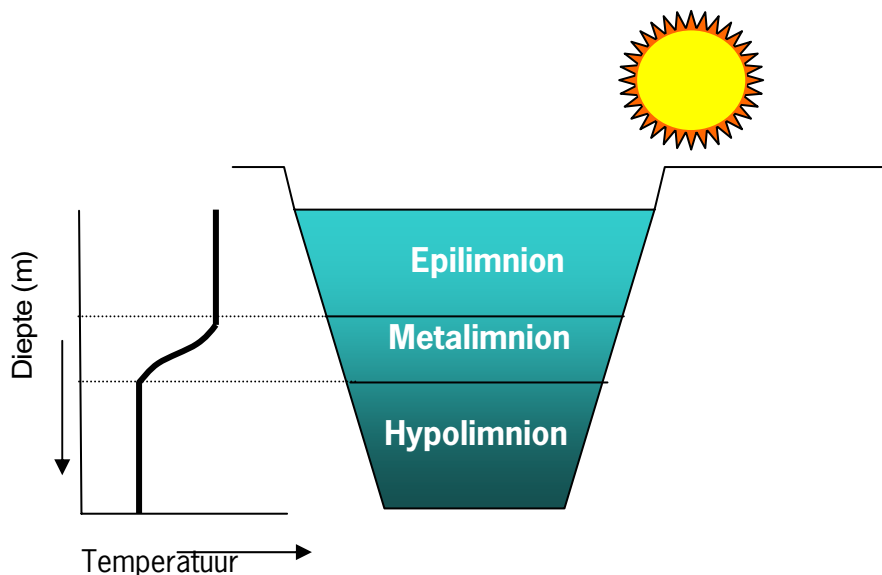
De concentratie en verdeling van bovengenoemde componenten is onder andere afhankelijk van de mate van bezinking (sedimentatie) en opgewerveling (resuspensie), nutriëntconcentraties en de aanwezigheid van een stabiele stratificatie. Stratificatie is een situatie kenmerkend voor diepe plassen waarbij waterlagen van verschillende temperaturen ontstaan die niet mengen. In het algemeen geldt dat wanneer meren dieper dan 6 meter zijn, zoals de Berendonck, zij als een diepe plas gekarakteriseerd kunnen worden (Wetzel, 2001). Door de vorming van waterlagen (Figuur 2.1) is de verdeling van deeltjes anders dan wanneer een waterkolom volledig gemengd zou zijn. De energie afkomstig van op- en invallend licht zorgt voor de opwarming van het water. Gedurende de stratificatie wordt de bovenste waterlaag het epilimnion genoemd, de middelste het metalimnion en de onderste het hypolimnion (Figuur 2.1). In de zomer zal het epilimnion warmer zijn dan het hypolimnion. De volgende paragraaf zal dieper ingaan op stratificatie.

De invloed van sedimentatie- en resuspensieprocessen komt aan bod in paragraaf 2.3. Op de invloed van de concentratie opneembare voedingsstoffen wordt in paragraaf 2.4 ingegaan. Met name stikstof en fosfaat zijn belangrijke voedingsstoffen omdat hogere concentraties hiervan kunnen zorgen voor een explosieve groei van algen (fytoplankton). Belangrijk is dat het voorkomen van algen in wateren een natuurlijk verschijnsel is. Aangezien algen met name voorkomen in de bovenste waterlaag en licht absorberen, geldt dat hoe meer algen aanwezig zijn, des te minder diep licht het water indringt en er dus minder licht beschikbaar is voor de groei van bijvoorbeeld waterplanten en minder licht eventueel de bodem kan bereiken. De algenbiomassa fluctueert met de tijd van het jaar (successie). Paragraaf 2.5 gaat dieper in op deze successie van algen. Tevens gaat paragraaf 2.5 in op de fotosynthese (de omzetting van anorganisch koolstof in organisch koolstof onder invloed van lichtenergie waarbij zuurstof ontstaat) en het voorkomen en de ontwikkeling van verschillende algensoorten gedurende een jaar. Vervolgens komen de componenten DOM (dood organisch materiaal) en humuszuren aan bod in paragraaf 2.6 en het anorganisch materiaal, ten slotte, komt kort aan bod in paragraaf 2.7.

2.1 Stratificatie

Stratificatie is een verschijnsel dat typerend is voor diepe meren in gebieden met een gematigd klimaat. Stratificatie is het proces waarbij verschillende horizontale waterlagen ontstaan door verschillen in temperatuur en daaraan gerelateerde verschillen in dichtheid. Water met een lagere dichtheid drijft boven op water met een hogere dichtheid. Water bereikt haar

grootste dichtheid bij 4°C (Figuur 2.2). Hoe warmer of kouder het water wordt, hoe lager de dichtheid. Licht bevat (electromagnetische) energie in de vorm van fotonen. Deze energie zorgt simpel gezegd voor de opwarming van water en is een voorwaarde voor stratificatie. Stratificatie is seizoensgebonden en komt in principe alleen voor in diepe meren. Een waterkolom kan in theorie geheel gemengd worden door de wind. Gedurende een windstille periode of een minder winderige periode zal echter geen menging respectievelijk minder diepe menging plaatsvinden. Hierdoor kan in de zomer het bovenliggende water sneller opwarmen dan het onderliggende. Op den duur kunnen verschillende horizontale waterlagen worden onderscheiden: een warme bovenlaag, het epilimnion, een koude onderlaag, het hypolimnion en een tussenlaag, het metalimnion. In Figuur 2.1 zijn schematisch het epi-, meta- en hypolimnion weergegeven. De waterlagen verschillen tevens in zuurstofconcentratie en chemische samenstelling. Het schema rechtsonder in Figuur 2.1 geeft de temperatuurgradiënt, het niveau van de maximale temperatuurafname over de diepte (Wetzel, 2001), van een diep meer in de zomer weer. Te zien is dat in de zomerperiode de temperatuur snel daalt in het metalimnion. Dit wordt de thermocline of de spronglaag genoemd. In de spronglaag vindt een temperatuurverandering van meer dan 1°C per meter plaats (Jaarsma & Verdonchot, 2000; Wetzel, 2001).



Figuur 2.1. Stratificatie in diepe meren.

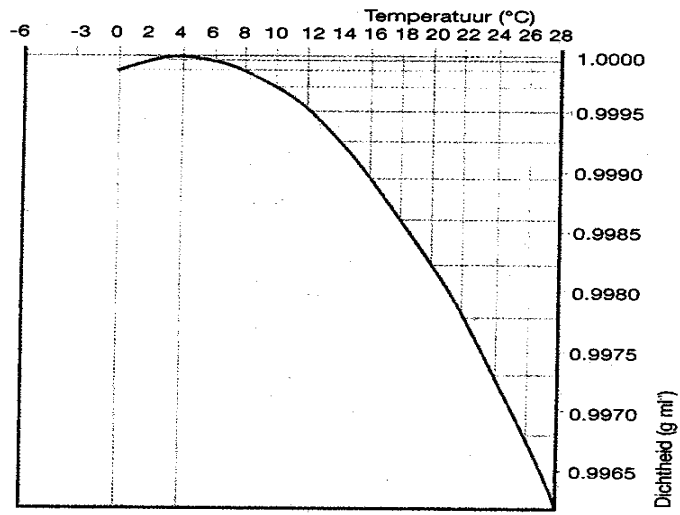
Er zijn twee soorten stratificatie te onderscheiden: een zomer- en een winterstratificatie. De eerste situatie ontstaat doordat in de lente de bovenste waterlagen sneller opwarmen dan de onderste. In de zomer is het water in de duikplas van de Berendonck ongeveer 20°C, terwijl de watertemperatuur in de onderste waterlagen kan dalen tot ongeveer 7°C. Het resultaat is dat de onderste waterlagen een veel grotere dichtheid hebben dan de bovenste (Figuur 2.2) met het gevolg dat menging, onder invloed van wind, van beide lagen heel moeilijk is. Door de stratificatie kunnen deeltjes die van bovenaf in het water terechtkomen of in de bovenste waterlagen ontstaan, als gevolg van de zwaartekracht wel naar beneden zinken (sedimentatie, paragraaf 2.3.5), maar eenmaal in de onderste waterlaag, niet meer naar het epilimnion terugkeren. In het geval van de Berendonck zou enige uitwisseling tussen beide lagen kunnen plaatsvinden door de beluchting van het onderwaterhuis, waarbij op 15 meter diepte grote hoeveelheden lucht in het water ontsnappen.

Als vervolgens in de herfst de buitenluchttemperatuur daalt, zal ook de bovenste waterlaag van de plas afkoelen. Dit heeft tot gevolg dat dichtheidsverschillen tussen beide lagen afnemen en het water kan mixen onder invloed van de wind. Dit proces wordt een turnover genoemd. Een turnover kan zowel in de herfst als in de lente optreden. In deze periode zullen algen, zwevend materiaal, humuszuren en andere in het water aanwezige stoffen en deeltjes zich anders gaan verdelen in het water.

Diepe plassen in ons klimaat worden monomictische meren genoemd wat betekent dat deze plassen met enige regelmaat één keer per jaar volledig mengen (Nijburg & Verhoeven, 1999). Tijdens zachte winters daalt de temperatuur in de plas tot ongeveer 4°C en blijft de hele waterkolom gemengd. In strenge winters kan een omgekeerde stratificatie ontstaan wanneer de bovenste waterlaag een lagere temperatuur heeft dan de onderste. Een winterstratificatie bestaat uit een dunne ijsbedekking van 0°C, het epilimnion heeft een temperatuur van enkele graden boven nul en de temperatuur van het hypolimnion is 4°C. De ijslaag beschermt het onderliggende water tegen windinvloeden. Wanneer een plas ook in de winter regelmatig gestratificeerd is, wordt gesproken van een dimictisch meer met na de zomer- en winterstratificatie een complete turnover (Nijburg & Verhoeven, 1999). Deze omgekeerde stratificatie is meestal minder sterk dan een zomerstratificatie en kan gemakkelijk verstoord worden door wind energie. Doordat de weercondities in dit jaargetijde in ons klimaat erg winderig kunnen zijn, komt het vaak voor dat meren continu circuleren.

Wanneer voldoende licht aanwezig is, wordt door het proces fotosynthese naast nieuwe biomassa, zuurstof in het water geproduceerd. Fotosynthese is het proces waarbij onder invloed van lichtenergie (fotonen) organisch materiaal (biomassa) en zuurstof (O₂) geproduceerd worden uit de omzetting van anorganisch materiaal en koolstofdioxide. Tijdens afbraakprocessen van biomassa wordt zuurstof verbruikt. Een lage zuurstofconcentratie in het water duidt erop dat afbraakprocessen de overhand hebben. De waterlaag waar een netto productie van biomassa plaatsvindt wordt de trofogene laag genoemd en de waterlaag waar netto afbraak van biomassa plaatsvindt wordt de trofolytische laag genoemd. De diepte van deze lagen is afhankelijk van de lichtinstraling en de mate van fotosynthese. De spronglaag (metalimnion) kan in het ene geval tot de trofogene laag behoren en in het andere geval tot de trofolytische laag. Het hypolimnion maakt meestal deel uit van de trofolytische laag. Het compensatieniveau is de laag waar de overdag opgenomen koolstofdioxide gelijk is aan de 's nachts afgestane hoeveelheid (Nijburg & Verhoeven, 1999). Voor fotosynthese is het compensatieniveau het punt in de waterkolom waar de geproduceerde O₂ gelijk is aan de geconsumeerde.

Tijdens de stratificatie periode verschilt de chemische waterkwaliteit van de waterlagen. In het hypolimnion vindt een toename van nutriënten plaats door sedimentatie van materiaal uit bovenliggende lagen, zoals algen, waterplanten en afbraak van dit organisch materiaal. Uit het epilimnion verdwijnt juist organisch materiaal (onder invloed van de zwaartekracht zakken deeltjes uit naar de bodem) en kan de nutriëntconcentratie als gevolg van opname door algen afnemen. Gedurende de stratificatie kan het hypolimnion door afbraak van organisch materiaal zuurstofarm of zelfs zuurstofloos worden (Wetzel, 2001). Door het gebrek aan zuurstof en gebrek aan licht (paragraaf 2.3) vormt deze waterlaag een ongeschikte leefomgeving voor de meeste aquatische organismen. Wanneer in het najaar de waterlagen gaan mengen, bestaat er in sommige meren het gevaar dat in de totale waterkolom een kritieke zuurstofconcentratie ontstaat voor de aanwezige soorten. Afhankelijk van de volumeverhouding tussen de lagen en het zuurstofgehalte in het hypolimnion kunnen er problemen optreden in de zuurstofhuishouding. Hoe groter het volume van het zuurstofarme hypolimnion ten opzichte van zuurstofrijke epilimnion, des te groter de kans op zuurstofproblemen tijdens de turnover (Jaarsma & Verdonschot, 2000). Wanneer de zuurstofconcentratie teveel daalt, kan er onder andere massale vissterfte optreden (Jaarsma & Verdonschot, 2000).



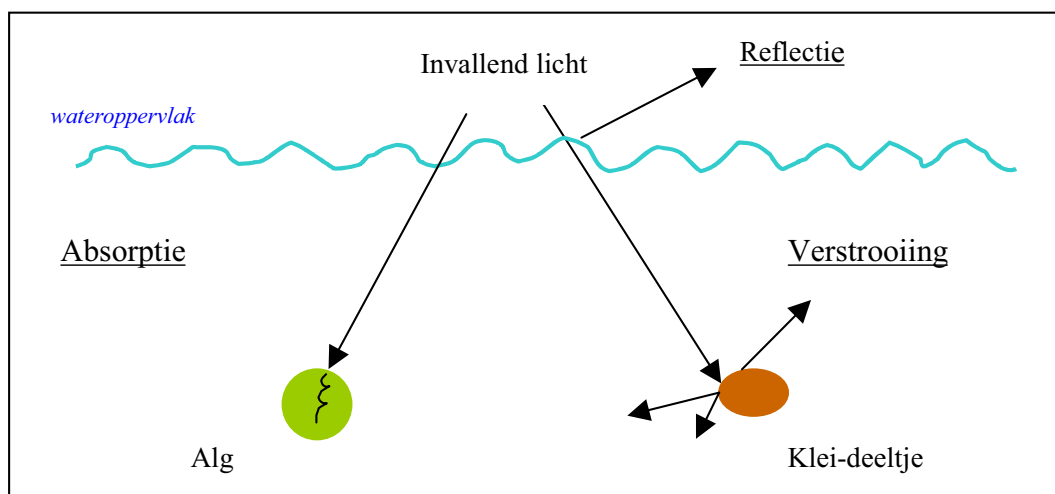
Figuur 2.2. De dichtheid van water (g ml^{-1}) als functie van temperatuur ($^{\circ}\text{C}$).

2.3 Het lichtklimaat onder water

2.3.1 Absorptie en verstrooiing

Als het zonlicht het wateroppervlak bereikt kunnen er twee dingen gebeuren; het licht wordt gereflecteerd door het wateroppervlak of dringt in het water door. De mate van reflectie is afhankelijk van de hoek tussen het wateroppervlak en de lichtstralen, ofwel reflectie wordt bepaald door de hoogte van de zon en door eventuele golven op het wateroppervlak.

Nadat het licht het waterlichaam is binnengedrongen kunnen fotonen worden geabsorbeerd of verstrooid in verschillende richtingen. Dit wordt weergegeven in Figuur 2.3. Een belangrijk verschil tussen absorptie en verstrooiing is dat door absorptie fotonen 'verdwijnen'. Bij absorptie worden fotonen opgenomen door de absorberende substantie en worden bijvoorbeeld gebruikt in fotosynthetische processen of omgezet in warmte. Verstrooiing zorgt voor een verlenging van de weg die het foton aflegt en vergroot de kans op absorptie. Absorptie wordt veroorzaakt door al het gekleurd materiaal en is afhankelijk van de golflengte van licht.



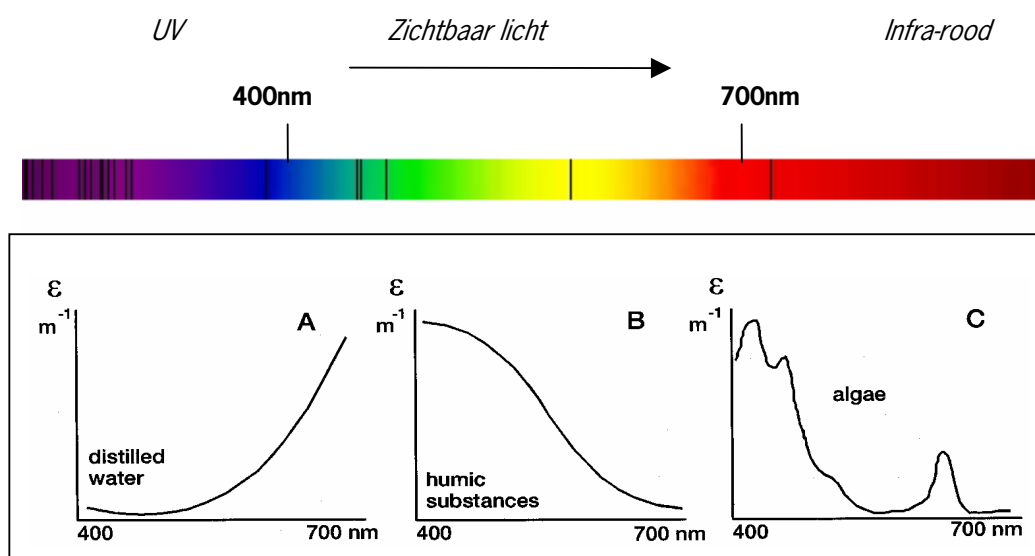
Figuur 2.3. Reflectie, absorptie en verstrooiing van invallend licht in water.

Iedere component heeft zijn eigen karakteristieke absorptiespectrum. Op deze eigenschap zijn de spectrofotometingen gebaseerd waarmee de concentratie van een component, zoals algen of humuszuren, vastgesteld wordt. De bepalende licht absorberende en verstrooiende componenten in water zijn (Kirk, 1994):

- water (§2.3.1)
- algen (fytoplankton) (§2.5)
- detritus (dood organisch materiaal: DOM) (§2.6)
- humuszuren (§2.6)
- anorganisch materiaal (§2.7)

Paragraaf 2.4 gaat uitgebreid in op nutriëntconcentraties en de invloed van nutriënten (voedingsstoffen) op de component algen. Maar nu eerst de component water. Puur water kan licht absorberen. Puur water is niet, zoals het vaak lijkt, kleurloos maar een blauwe vloeistof. Water heeft deze kleur doordat het rood licht absorbeert en voornamelijk het blauwe en groene gedeelte (350-550 nm) van het spectrum, dat wij opvangen op ons netvlies (Figuur 2.4 A), terugkaatsst. In het rode gedeelte van het spectrum is de absorptie van water belangrijk: een laag van één meter puur water absorbeert ongeveer 35% van het binnenvallende licht bij een golflengte van 680 nm (Kirk, 1994). Humusachtige substanties absorberen vooral in het blauwe gedeelte van het lichtspectrum (Figuur 2.4 B). Algen hebben een hoge absorptiecoëfficiënt rond 400-480 nm en de absorptiecurve vertoont een kleinere piek rond 620-700 nm waardoor zij voornamelijk groen licht terugkaatsen (Figuur 2.4 C).

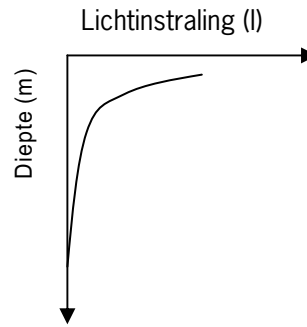
Verstrooiing wordt voornamelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van algen en tripton (anorganische opgeloste deeltjes en detritus) en is afhankelijk van de golflengte van licht en de grootte van de opgeloste deeltjes. Verstrooiing in meren heeft nauwelijks iets te maken met de kleur van het licht (Kirk, 1994). In het water aanwezige deeltjes verschillen sterk in hun relatieve bijdrage aan verstrooiing en absorptie. Zo zorgen bijvoorbeeld opgeloste kleideeltjes hoofdzakelijk voor verstrooiing van licht terwijl opgeloste organische deeltjes alleen absorberen en fytoplankton bijdraagt aan zowel verstrooiing als absorptie.



Figuur 2.4. Lichtspectrum met een indicatie van de photosynthetische actieve straling (boven) en absorptiecurven (onder) voor A. gedistilleerd water, B. Humuszuren en C. algen.

2.3.2 Uitdoving

De uitdoving van licht is afhankelijk van de mate van absorptie en verstrooiing, maar is niet simpelweg de som van deze twee. Zoals hierboven beschreven zorgt verstrooiing niet voor het weghalen van fotonen uit het waterlichaam zoals absorptie maar geeft het fotonen een andere richting en verlengt zo de af te leggen weg. In het water invallend licht dooft exponentieel uit over de diepte en wordt beschreven door Lambert-Beer (hoofdstuk 3) zoals weergegeven in Figuur 2.5. Groen licht dringt over het algemeen dieper door in de waterkolom dan andere kleuren welke gebruikt kunnen worden voor de fotosynthese. Meestal wordt de lichtuitdoving of lichtintensiteit over de diepte gemeten voor het spectrum van licht dat gebruikt kan worden door planten voor de fotosynthese. Dit spectrum, 400-700 nm, wordt 'Photosynthetic Active Radiation' (PAR) genoemd (Kirk, 1994). Als gevolg van de verschillen in lichtuitdoving voor verschillende golflengten, is de uitdovings coëfficiënt gemeten over het PAR spectrum niet constant over de diepte. Er zijn spectrale verschillen over de diepte waarneembaar. De kleuren welke het meest geabsorbeerd worden doven het eerst uit met als gevolg dat het resterende licht beter, dus dieper, in het water kan dringen. In de literatuur worden verscheidene bewoordingen en symbolen gebruikt voor de uitdoving van licht. In dit rapport zult u twee termen tegenkomen: uitdoving en extinctie. De extinctie (E) is hetzelfde als de verticale uitdovingcoëfficiënt (K_d).



Figuur 2.5. Lichtuitdoving (K_d) over de diepte.

2.3.3 Turbiditeit

De turbiditeit is een maat voor de troebelheid in het water. Turbiditeit wordt veroorzaakt door organische- en anorganische deeltjes, zoals klei, slib, carbonaatdeeltjes, fijn zwevend stof, plankton en andere kleine organismen. Deze deeltjes zorgen ervoor dat het licht dat het water binnendringt wordt verstrooid of geabsorbeerd (Wetzel & Likens, 1991). De troebelheid in een meer is afhankelijk van verschillende variabelen en is niet constant over de tijd. Alhoewel de turbiditeitsmetingen, denk aan de Secchi schijf methode (paragraaf 2.3.4), simpel zijn uit te voeren, is de correlatie met de concentratie deeltjes niet altijd significant. De turbiditeit is van groot belang voor waterzuiveringsinstallaties waar de zwevende deeltjes moeten worden verwijderd voordat het water aan huizen of industrieën geleverd kan worden. Daarnaast kunnen veel aquatische organismen, vooral de filter feeders, aanzienlijke hoeveelheden anorganische zwevende deeltjes niet tolereren (Wetzel & Likens, 1991). Dankzij zogenaamde turbiditeitsmeters kan de turbiditeit wel nauwkeurig worden bepaald. Hierover is meer te lezen in paragraaf 3.2.2 onder het kopje turbiditeit. Er kan een groot verschil in turbiditeit optreden tussen het epi- en het hypolimnion tijdens de zomerstratificatie. Onder andere door de invloed van wind wordt het epilimnion ook wel de 'menglaag' genoemd. In deze bovenste waterlaag kunnen algen voorkomen. Wanneer zij in aantal toenemen kunnen algen, met name in de zomer, zorgen voor een grote toename in troebelheid. Doordat veel deeltjes uitzinken naar de bodem kan het epilimnion relatief helder worden. De turbiditeit in het epilimnion is dus veranderlijk in de tijd.

Dicht bij de bodem is meestal sprake van verandering van waterkleur door de toenemende turbiditeit en in het bijzonder door stijgende concentraties van ijzercomplexen in oplossing (Elorante, 1999). De ijzerconcentratie neemt toe door de afname van de zuurstofconcentratie, onder zuurstofrijke omstandigheden wordt ijzer (Fe^{2+}) spontaan geoxideerd (Wetzel, 2001). Door de lage zuurstofconcentratie en een verlaging van de redox potentiaal, komen redox gevoelige stoffen uit het sediment vrij in het hypolimnion water. Ook sulfatbacteriën kunnen hoge turbiditeit veroorzaken in gestratificeerde eutrofische meren. Bacteriën kunnen in grote getale vanuit de diepte opkomen naar het anoxische hypolimnion (Elorante, 1999). Door de toename in turbiditeit en de daarmee afnemende lichthoeveelheid, wordt het zicht of de kleur

voor duikers onder water grijzer. In het metalimnion en het bovenste gedeelte van het hypolimnion kan, wanneer de pH neutraal is, ijzer (Fe^{2+}) geoxideerd worden door ijzerbacteriën. Door dit oxidatieproces slaat Fe^{3+} neer op de buitenkant van de bacterie en bedekt de celwand. Meerdere bacteriesoorten vormen ketens van celwanden bedekt met Fe^{3+} . Deze filamenteuze vormen van ijzer-oxiderende bacteriën vormen een morfologisch diverse groep (Wetzel, 2001). In het water vormen zij een rood-bruine troebelings in het metalimnion of bovenin het hypolimnion.

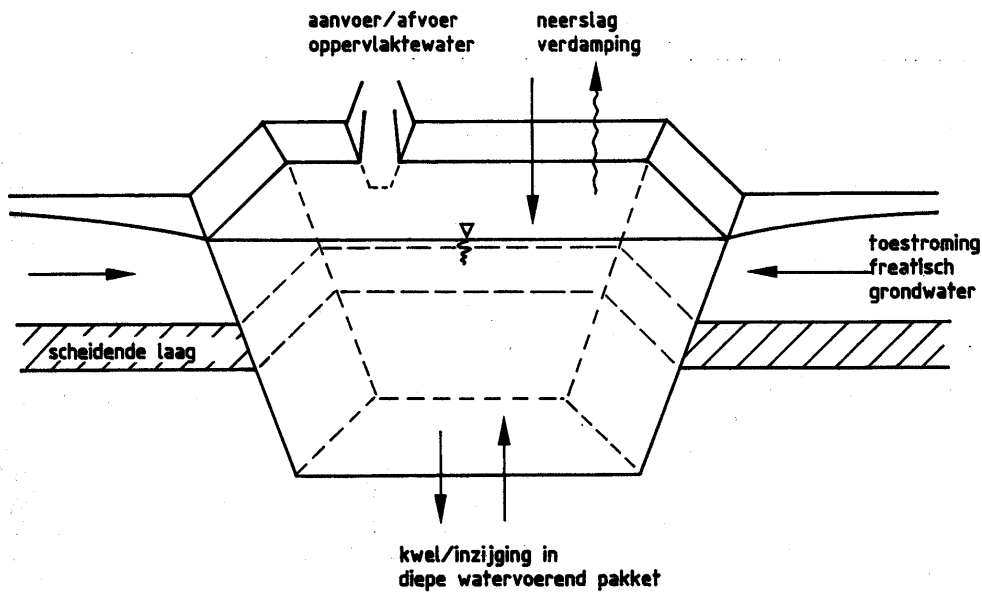
2.3.4 Secchi diepte

Een veelgebruikte maat voor het verticale doorzicht in een water is de zogenaamde Secchi diepte. Deze wordt bepaald met behulp van een verzwaarde ronde schijf met een diameter van 20 cm en is verdeeld in vier gelijkwaardige vlakken waarvan er twee wit en twee zwart zijn (Wetzel & Likens, 1991). De diepte waarop de zwarte vlakken niet meer te onderscheiden zijn van de witte wordt de Secchi diepte genoemd. Deze methode is vrij subjectief en geeft slechts een indicatie van het doorzicht. Aanvullende metingen met een fotometer zijn nodig om de extinctie (uitdoving-coëfficiënt) en andere spectrale karakteristieken van de straling onder water te bepalen. De Secchi diepte is hoofdzakelijk het resultaat van reflectie van het licht dat van boven het water op de schijf komt. Deze is dan ook afhankelijk van de absorptie karakteristieken van het water en de hoeveelheid opgeloste en zwevende deeltjes in het water. Alhoewel een hoge concentratie opgeloste organische deeltjes in het water zorgt voor een niet lineaire afname van het doorzicht zoals men meet met de Secchi schijf, wordt de afname van de lichtweg sterk beïnvloed door een toename in de verstrooiing van het licht door aanwezige zwevende deeltjes. De diepte van het verticale doorzicht is grotendeels onafhankelijk van de lichtintensiteit aan het oppervlak, maar wordt veranderlijk naarmate het tijdstip van meten dicht bij zonsopgang of zonsondergang ligt. Het beste kan er dus overdag rond het middaguur gemeten worden (Wetzel & Likens, 1991). De Secchi diepte kan variëren van een paar centimeters in hele troebele wateren tot over de 40 meter in heel extreem heldere meren zoals in het Crater Lake, Oregon USA. Meestal varieert de Secchi diepte in diepe meren tussen de 2 en 10 meter. De Secchi schijf wordt eigenlijk alleen gebruikt voor de bepaling van het verticale doorzicht. Tijdens dit onderzoek is de schijf tevens gebruikt om het horizontale doorzicht, dat wat duikers ervaren onder water, te bepalen (paragraaf 3.2.2).

2.3.5 Sedimentatie en resuspensie

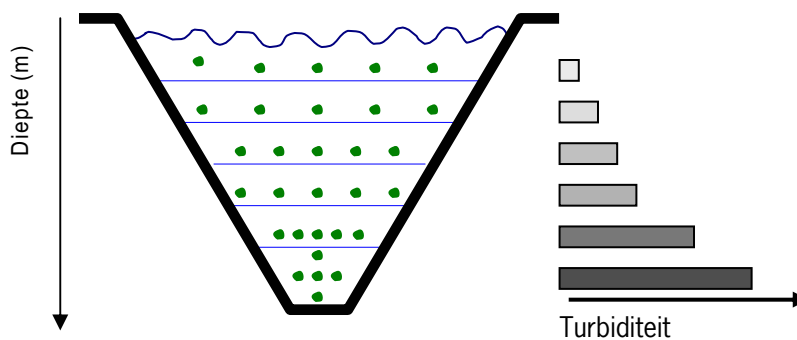
Sedimentatie is een natuurlijk proces dat plaatsvindt in alle wateren. Sedimentatie is het proces waarbij deeltjes in het water als gevolg van de zwaartekracht naar de bodem zinken. Deeltjes kunnen op verschillende manieren in een plas terechtkomen of in een plas ontstaan. Voorbeelden zijn afstromingen van oppervlaktewater en atmosferische depositie (Figuur 2.6), inval van bladeren en de productie van algen. Met uitzondering van enkele algensoorten die kunnen zwemmen of zelf hun drijfvermogen kunnen regelen, zinken uiteindelijk alle deeltjes naar de bodem. De bezink- of sedimentatiesnelheid van een deeltje is afhankelijk van het specifieke gewicht, van de grootte en van de vorm van dat deeltje. Deeltjes met een laag gewicht en een onregelmatige vorm zullen relatief langzaam sedimenteren. Wanneer er geen activiteit van wind of vissen zou zijn, kan een waterkolom van een ondiep meer in principe in een paar dagen helder worden (Scheffer, 1998). In de praktijk is er echter wel sprake van invloed van wind en vissen. Wanneer een diep meer volledig gemengd is, zijn de in het water aanwezige deeltjes verdeeld over de hele waterkolom. Gedurende de stratificatieperiode kunnen deeltjes zich gaan ophopen in één van de waterlagen. Doordat deeltjes in het epilimnion onder invloed van de wind gecirculeerd kunnen worden, kan het relatief lang duren voordat deeltjes uitzakken naar de bodem. Uiteindelijk zullen de meeste deeltjes toch als gevolg van de zwaartekracht door het epi- en metalimnion naar het hypolimnion zakken. In het hypolimnion van een diep meer is er geen of nauwelijks directe invloed van de wind en gezien de zuurstofloosheid van het water zullen ook vissen deze waterlagen mijden. Wanneer de

stratificatie in de zomer stabiel is, kan in het hypolimnion ophoping van deeltjes en nutriënten plaatsvinden.



Figuur 2.6. Schematische waterbalans van een diepe plas (dwarsdoorsnede) (IWACO, 1992).

Een belangrijk aspect bij sedimentatie is de morfologie (de vorm) van een meer. De meeste meren hebben een vorm die het best benaderd wordt door een elliptische sinusoïde (Figuur 2.7). Veelal heeft een diep meer nabij de bodem een beduidend geringere doorsnede dan aan de oppervlakte. Vanwege deze morfologie vindt er een accumulatie van over het algemeen anorganisch materiaal plaats nabij de bodem (Figuur 2.7). Met name anorganisch materiaal zal accumuleren doordat het in de trofogene (productieve) zone gevormde materiaal tijdens bezinking zal worden omgezet. Oftewel: van het gevormde materiaal wordt het organisch deel afgebroken. Bij omzetpercentages van 75 tot meer dan 99% resulteert dit in een hoofdzakelijk anorganische restfractie. De concentratie van deeltjes ten gevolge van de morfologie van een meer wordt morfometrische funneling genoemd. Dit proces in een recht elliptisch kegelvormig meer is schematisch weergegeven in Figuur 2.7 en laat zien dat met toenemende diepte de troebelheid toeneemt doordat de deeltjes in kleiner volume water worden samengepakt.



Figuur 2.7. Schematische weergave van het proces morfometrische funneling in een meer (links) en de schematische vertaling van concentratie deeltjes in turbiditeit (rechts).

Wanneer deeltjes gesedimenteerd zijn kunnen deze weer opnieuw in de waterfase komen door opwoeling van het bodemmateriaal. Dit wordt resuspensie genoemd. Meestal wordt alleen de niet compacte toplaag van het sediment geresuspendeerd. Resuspensie kan een biologische en een fysische oorzaak hebben:

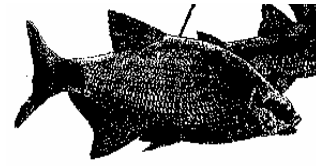
Biologisch

- Opwerveling door vissen
- Bioturbatie

Fysisch

- Directe wind- of golf activiteiten
- Interne seiches en interne progressieve golven
- Instroom van rivier- en grondwater
- Bootverkeer

De opwerveling van materiaal door vissen gebeurt in diepe meren meestal in de ondiepere delen van de plas omdat hier de zuurstofconcentratie voor vissen toereikend is. Wanneer het hypolimnion tijdens de stratificatie zuurstofloos wordt, kan hier geen directe opwerveling door vissen plaatsvinden. Brasem (*Abramis*

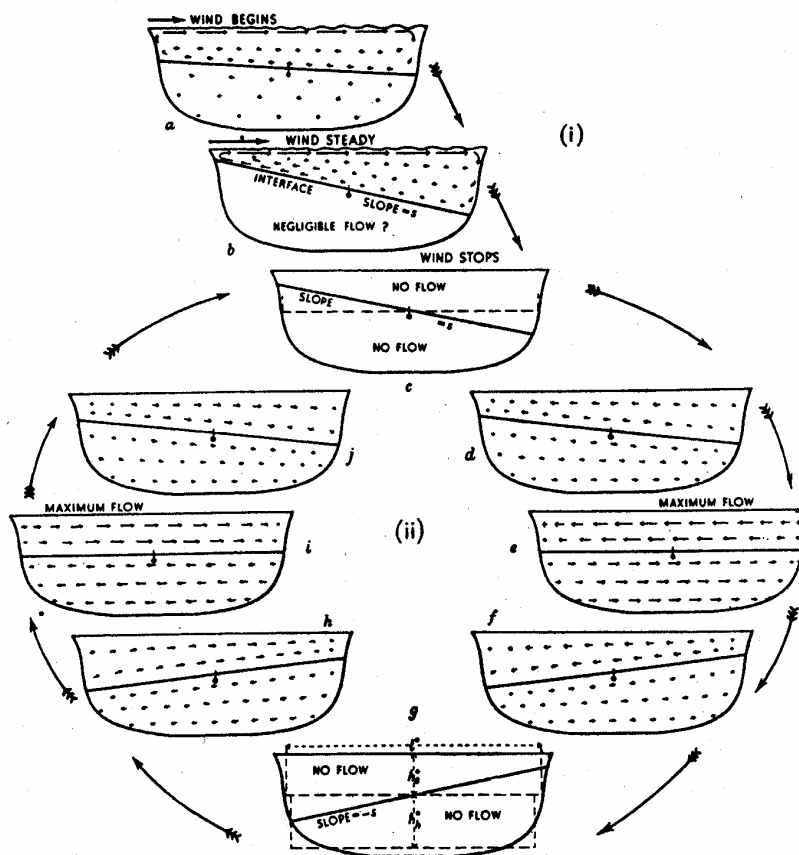


Figuur 2.8. *Abramis brama* (brasem).

brama, Figuur 2.8) is een vissoort die veel voorkomt in Nederlandse wateren, zo ook in de Berendonck. De brasem heeft een grote invloed op het in stand houden van troebel water doordat de vis in het sediment naar voedsel zoekt waarbij sediment wordt opgewerveld. Deze vis laat een spoor van zuiggaten achter in de bodem met een doorsnede van 2-4 centimeter (Scheffer, 1998). Een ander bijkomend effect van het gewoel in het sediment is een gestimuleerde nutriënten stroom van de bodem naar het water wat de groei van algen kan stimuleren. Een andere biologische oorzaak is bioturbatie: de verplaatsing van water en deeltjes door benthische fauna (Wetzel, 2001). Fysische resuspensie treedt op wanneer de waterbeweging aan het sediment-watergrensvlak groot genoeg is om de kritieke drempel te overschrijden waar opwerveling plaatsvindt (Scheffer, 1998). Deze kritische drempel kan overschreden worden door 1) directe wind- of golf activiteiten, 2) interne seiches en interne progressieve golven, 3) instroom van rivier- en grondwater, 4) bootverkeer (Weyhenmeyer, 1998).

1. Wind heeft direct invloed op de bovenste waterlagen waar het golven en stromingen kan veroorzaken. De golven en stromingen kunnen in de ondiepere delen materiaal opwerpen.
2. Interne seiches kunnen gedefinieerd worden als staande golven en worden indirect door de wind veroorzaakt. Onder invloed van de wind komt het water in de bovenste waterlagen in beweging. Doordat het bovenste water wordt verplaatst, bewegen de onderste waterlagen mee (Figuur 2.9). Door herhaling van deze 'schoffel' beweging kan er in de onderste waterlaag een interne staande golf ontstaan met een amplitude veel groter dan de amplitude van een seiche aan het wateroppervlak. Deze relatief grote waterbewegingen kunnen sediment in diepe delen van een plas opwerpen. De mate waarin interne seiches voorkomen is afhankelijk van de verhouding oppervlak, diepte en mate van beschutting van de plas. Interne seiches zullen relatief weinig voorkomen wanneer een plas een relatief klein oppervlak heeft ten opzichte van de diepte en beschermt wordt door bijvoorbeeld bomen.
3. Wanneer grondwater via kwel de plas indringt, kan deze waterbeweging een verplaatsing van sediment tot gevolg hebben. Binnenstromend rivier- en grondwater neemt deeltjes met zich mee en wervelt door de stroming sediment op.
4. Bootverkeer zorgt voor waterverplaatsing waardoor in de ondiepere delen van een plas sediment opgewerveld kan worden.

De mate waarin resuspensie optreedt is onder andere afhankelijk van de samenstelling van het bodemmateriaal. Slib zal eerder opwervelen dan grof zand en zand zal minder lang dan slib in de waterkolom blijven. Wanneer een plas stabiel gestratificeerd is, zullen deeltjes, in het hypolimnion geresuspendeerd, door de thermische gelaagdheid daar blijven. Het is voor deeltjes wel mogelijk om onder invloed van de zwaartekracht vanuit het epilimnion naar het hypolimnion uit te zakken maar een omgekeerde beweging is niet mogelijk. Deeltjes, die geresuspendeerd worden in de ondiepere gedeelten van een plas, komen uiteindelijk onder invloed van de zwaartekracht terecht in de diepere gedeelten van de plas. Dit verschijnsel wordt 'sediment focusing' genoemd (Ohle, 1962) en kan een aanzienlijke bijdrage leveren aan de jaarlijkse sedimentatie. Uiteindelijk zullen de meeste deeltjes zich verplaatsen naar het diepste punt van een plas en zich daar ophopen. Deze ophoping van sedimentdeeltjes is een natuurlijk proces. Dit diepste punt van een diepe plas wordt ook wel een 'sedimentval' genoemd. Het onderwaterhuis van de Berendonck is gebouwd in een dergelijke sedimentval.



Figuur 2.9. Waterverplaatsing veroorzaakt door wind (i) en een daardoor geïnduceerde interne seiche (ii) in een hypothetisch gelaagd meer, wrijving genegeerd. De richting en snelheid van de waterstroom wordt weergegeven door de pijlen in het meer (Wetzel, 2001).

2.4 De rol van nutriënten

2.4.1 Eutrofiëring

Eutrofiëring wordt gedefinieerd als 'de verrijking van het ecosysteem met nutriënten'. De term eutroficatie heeft betrekking op een toename in productiviteit, afname in soortenrijkdom en een reductie in het vermogen van organismen om hun metabolisme (stofwisseling) aan te passen aan verschillende concentraties nutriënten (Wetzel, 2001). Hogere concentraties

nutriënten zorgen voor een toename in productiviteit, met name een toename in de productie van algen. De algengroei kan explosief toenemen wanneer onder andere concentraties stikstof en fosfaat hoog zijn en de lichtinstraling voldoende is. Door de dichte bedekking van algen aan het wateroppervlak wordt licht verhinderd in het water door te dringen. Minder licht betekent onder andere dat er minder/geen fotosynthese in de onderliggende waterlagen kan plaatsvinden waardoor er minder zuurstof in het water wordt geproduceerd. Door de massale algengroei kan de zuurstofconcentratie in de bovenste waterlaag drastisch afnemen (ondiepe meren kunnen geheel zuurstofloos worden). De dichte algenbedekking heeft uiteindelijk een afname in soortenrijkdom van een water tot gevolg. Door de lage zuurstofconcentratie kunnen vissen niet overleven. In het hypolimnion vindt een ophoping van nutriënten plaats, er ontstaat zwavelsulfide en ammoniumionen en niet gemineraliseerde organische deeltjes hopen er zich op (Vollenweider, 1969). De verrijking van wateren met nutriënten kan in snel tempo gebeuren door toedoen van de mens. Culturele eutroficatie, eutrofiëring door verontreiniging uit menselijke bronnen, is een probleem dat op wereldschaal voorkomt in meren, rivieren, estuaria en kustgebieden (Behrendt & Bachor, 1998; Smith *et al.*, 1999). Bronnen van antropogene verontreiniging zijn onder andere puntbron lozingen van steden (riolering) en industrieën en diffuse bronnen door de landbouw (Carpenter *et al.*, 2000).

Met name fosfor en stikstof zijn belangrijk voor de productiviteit van een meer. Beide moeten aanwezig zijn voor een hoge productiviteit. In Nederlandse meren geldt meestal dat fosfor de limiterende factor is voor een hoge productiviteit. Stikstof wordt onder andere veelvuldig aangevoerd door atmosferische depositie. De productiviteit is een maat voor de toename in biomassa van nieuw organisch materiaal in een bepaalde tijdsperiode en omvat verlies door respiratie, excretie, secretie, beschadiging, dood en begrazing (Wetzel, 2001). Doordat (dood) organisch materiaal bezinkt naar de bodem en daar afgebroken wordt, kunnen nutriënten zich in de loop der jaren ophopen in het sediment. Deze nutriënten kunnen opnieuw in de waterfase terecht komen door resuspensie door vissen, bioturbatie, mineralisatie, interne seiches en verstoring door wind of scheepvaart.

2.4.2 Fosfor

Fosfor speelt een belangrijke rol in het metabolisme van organismen. Orthofosfaat is de enige direct voor organismen bruikbare vorm van opgelost fosfor. Fosfaat is erg reactief en kan interacties aangaan met onder andere ijzer en aluminium. Tevens kan de beschikbaarheid van fosfaat verminderen door de absorptie aan anorganische colloïden en zwevende deeltjes (bijvoorbeeld klei, aanwezig in de Berendonck). Oligotrofe meren vertonen meestal niet een groot verschil in fosforconcentratie over de diepte in tegenstelling tot eutrofe meren, waar de fosforconcentratie nabij de bodem in het hypolimnion toeneemt (Wetzel, 2001). Gedurende de stratificatieperiode blijven de op grote diepte opgewervelde deeltjes en nutriënten in het hypolimnion van de plas en zijn dus niet beschikbaar voor de primaire productie door bijvoorbeeld algen in het epilimnion. Organismen die actief kunnen migreren tussen het epi- en metalimnion kunnen wel profiteren van de hogere nutriëntconcentraties (Weyhenmeyer, 1998). Doordat deeltjes als gevolg van de zwaartekracht vanuit het epilimnion naar het hypolimnion uitzakken, treedt er een constant verlies van fosfor op in de bovenste waterlagen en wordt het hypolimnion constant verrijkt. Om het verlies aan te vullen moet er een toevoer van fosfor plaatsvinden wil de productiviteit gehandhaafd worden. Fosfor komt een water binnen via atmosferische depositie en via grondwater of oppervlakte afstroming. De mate van toevoer is o.a. erg afhankelijk van het landgebruik van de omliggende gebieden, geologie en morfologie van het stroomgebied, productiviteit van de bodem, menselijke activiteiten en daaraan gerelateerde vervuiling (Wetzel, 2001). De directe 'omliggende gebieden' in de situatie van de duikplas worden met name gevormd door een golfsterrein.

Door verschillende processen is fosfor in sedimentbodems opgeslagen. De hoeveelheid zal verschillen per locatie. Fosfaat kan onder bepaalde omstandigheden neerslaan met ijzer, calcium of aluminium. In de Berendonck waar de pH nabij de bodem rond de 7 ligt, kan het oplosbare fosfaat met ijzer neerslaan (Meijer, 1981). De sedimentbodem kan onder anaërobe

(zuurstofloze) omstandigheden fosfaat afgeven aan het bovenstaande water. Deze situatie kan in de Berendonck optreden gedurende de zomermaanden. De uitwisseling van fosfaat tussen het sediment-water oppervlak wordt gereguleerd door oxidatie-reductie reacties. Onder zuurstofrijke omstandigheden treden er oxidatie reacties op aan het sediment-wateroppervlak en onder zuurstofarme omstandigheden reductie reacties. Naast de zuurstofconcentratie zijn deze processen afhankelijk van de oplosbaarheid van mineralen en hun sorptie mechanismen; metabolische activiteit van bacteriën en schimmels; turbulentie door fysische of biotische factoren (Wetzel, 2001). De reductieprocessen hebben als resultaat dat er in een zuurstofloos water-sediment oppervlak veel meer oplosbaar fosfaat en ijzer vrijkomt dan wanneer er wel zuurstof aanwezig zou zijn. Onder anaërobe omstandigheden kan een sediment 50x zoveel fosfaat vrijgeven als onder aërobe omstandigheden (Fillos & Molof, 1972). Het vrijkomen van fosfaat kan versterkt worden door sediment versturende processen, zoals zwembewegingen nabij het bodemoppervlak. De bodem wordt dan zodanig verstoord dat fosfaathoudende deeltjes gaan zweven en versnelde diffusie optreedt. Ook een verhoging van de temperatuur doet de diffusie versnellen.

2.4.3 Stikstof

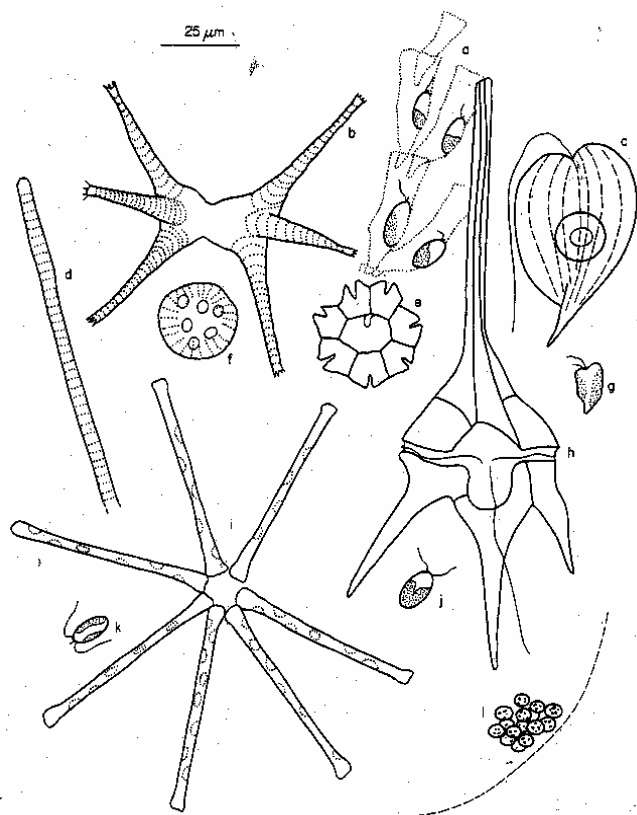
Stikstof vormt, net zoals koolstof, waterstof en fosfaat, een van de belangrijkste bestanddelen van het protoplasma van organismen. Stikstof beïnvloedt de productiviteit van zoete wateren. Een grote bron van anorganisch stikstof is de atmosfeer. De Berendonck ligt in een gebied waar de atmosferische stikstofdepositie erg hoog is (Bijlage 4.12). Door fixatie kan stikstof in het water oplossen. Meestal is er een evenwicht tussen de concentratie in de atmosfeer en in het water. Tevens kan stikstof een meer verrijken door toevoer via oppervlakte- en grondwater (Wetzel, 2001). De stikstofconcentratie in oppervlaktewater kan toenemen door landbouwactiviteiten, lozingen van riolen en antropogene atmosferische depositie. Een proces dat de beschikbaarheid van stikstof in een systeem verhoogt is stikstof-mineralisatie; de afbraak van organisch materiaal waarbij stikstof vrijkomt (Nijburg & Verhoeven, 1999). Niet al het aanwezige stikstof kan door organismen worden opgenomen. Sommige cyanobacteriën zijn weliswaar in het bezit van heterocysten waarmee ze stikstofgas kunnen fixeren, maar de belangrijkste opneembare, opgeloste vormen van stikstof zijn nitraat en ammonium. Deze vormen kunnen uit het systeem verdwijnen of tijdelijk niet meer beschikbaar zijn voor opname door organismen wanneer het 1) het systeem uitstroomt, 2) gereduceerd wordt van nitraat tot stikstofgas door bacteriële denitrificatie, 3) ammonium gebonden wordt aan bodem en kleideeltjes (ammonium-immobilisatie) die vervolgens sedimenteren, 4) wordt opgenomen door bacteriën, fytoplankton en macrofyten voor de groei (nitraat-assimilatie) (Nijburg & Verhoeven, 1999).

Wanneer een waterkolom volledig gemengd is, zijn de concentraties nitraat en ammonium in de meeste gevallen laag, met uitzondering van sterk eutrofe diepe plassen. Tijdens de opbouw van de stratificatie in het voorjaar en de vroege zomer worden in het epilimnion ammonium en nitraat opgenomen door primaire producenten t.b.v. fotosynthetische processen. De concentraties van deze stikstofverbindingen nemen gedurende deze periode in de bovenste waterlaag sterk af, terwijl de concentratie ammonium in het hypolimnion toeneemt. De concentratie ammonium neemt in het hypolimnion toe door zowel de afgifte tijdens de afbraak van dood organisch materiaal als afgifte uit het sediment. Onder aërobe omstandigheden zal sediment ammonium absorberen. Gedurende de zomer is het hypolimnion zuurstofloos en zal ammonium juist vrijkomen uit het sediment (Wetzel, 2001). In het anaërobe hypolimnion wordt nitraat snel afgebroken tot stikstofgas. Dit stikstofgas stijgt of op en verdwijnt uit het water naar de atmosfeer of wordt vastgelegd in het sediment. Wanneer een meer productiever wordt als gevolg van een toename in stikstof, dan neemt in het epilimnion de concentratie ammonium en nitraat af door fotosynthetische reacties. De omzetting van ammonium door nitrificatie kost zuurstof waardoor zuurstofgebrek in een plas kan optreden.

2.5 Fytoplankton

2.5.1 Kenmerken van fytoplankton

Onder fytoplankton, ofwel algen, wordt het plantaardige, levende en zwevende materiaal in het aquatisch milieu verstaan. Een fytoplanktonorganisme is over het algemeen klein en niet direct met het blote oog te zien. Determinatie gebeurt dan ook met behulp van een microscoop. De verschijningsvormen zijn zeer divers (Figuur 2.10). Algen nemen een zeer belangrijke positie in: zij staan aan de basis van de voedselketen in het open water van meren en plassen en alleen dankzij hun vermogen zonlicht en opgeloste voedingsstoffen om te zetten in biomassa kunnen hogere organismen zoals water-vlooien en vissen bestaan. Een fytoplanktongemeenschap groeit door deling van de aanwezige algen. Onder gunstige omstandigheden, zoals hoge nutriëntconcentraties, is een snelle deling mogelijk en dus een snelle groei van de populatie waardoor er binnen een week een drastische verandering in soortensamenstelling van de fytoplanktongemeenschap kan optreden. Een ander kenmerk van fytoplankton is het bezit van fotosynthetische pigmenten. Met name chlorofyl-*a* is kenmerkend voor alle algengroepen. Algen gebruiken fotonen voor het aanmaken van energie. Chlorofyl-*a* heeft de eigenschap om, na excitatie van het molecuul bij een bepaalde golflengte, licht van een andere golflengte uit te zenden (fluorescentie). In de volgende paragraaf zal ingegaan worden op de fotosynthese en de rol van chlorofyl-*a*. Een ander kenmerk van fytoplankton is dat zij kosmopoliet (over de hele wereld voorkomend) zijn. In paragraaf 2.5.3 wordt het voorkomen van algen in een diep meer besproken.



Figuur 2.10. Enkele fytoplanktonsoorten. (a) *Dinobryon*; (b) *Staurostrum (desmide)*; (g) *Rhodomonas*; (h) *Ceratium*; (i) *Asterionella (diatomee)*; (j) *Chlamydomonas*; (l) enkele cellen van *Microcystis* (Moss, 1998).

2.5.2 Fotosynthese

Algen zijn, net zoals alle organismen met bladgroenkorrels (bladgroenkorrels bevatten chlorofyl-*a*), in staat zonne-energie biochemisch via fotosynthese om te zetten naar potentiële chemische energie. Algen hebben licht van bepaalde golflengten, 400-700 nm oftewel de Photosynthetically Active Radiation (PAR) (Kirk, 1994), nodig voor de fotosynthese. Ongeveer 45% van de inkomende straling heeft een golflengte die binnen het zichtbare gedeelte van het spectrum valt welke bijna gelijk is aan de PAR. Fotosynthese kan omschreven worden als het proces waarbij uit koolstofdioxide, met behulp van de instralingenergie en het chlorofyl-*a* molecuul, organische materiaal ontstaat en waarbij zuurstof vrijkomt.

Fytoplankton is dus verantwoordelijk voor de fotosynthetische assimilatie van anorganisch koolstof en de primaire productie van organisch materiaal in de pelagiale zone (open water zone) van meren (Arvola *et al.*, 1999). In feite geeft de concentratie van de fotosynthetisch actieve pigmenten in de algen de potentie tot het vormen van nieuwe biomassa aan. De concentratie chlorofyl-*a* is dan ook een veel gebruikte indicator voor de hoeveelheid algen in een water. De bepaling van het gehalte aan chlorofyl-*a* met een spectrofotometer is gebaseerd op het verschil in absorptie spectrum van chlorofyl-*a* dat niet alleen in het blauwe gedeelte van het spectrum absorbeert (400-500 nm) zoals carotenoïden, flucoxantine, e.d., maar ook nog in het rode deel van het spectrum (660-665 nm).

2.5.3 Het voorkomen van algen

De algenbiomassa en de samenstelling van de algengemeenschap wordt door verscheidene factoren beïnvloed. Zo zijn onder andere de nutriëntconcentraties, de golflengte van het licht, de lichtintensiteit, de aanwezigheid van watervlooien



Figuur 2.11. Daphnia, behoort tot het zoöplankton en wordt in de volksmond 'watervlo' genoemd. De lengte van de schaallijn vertegenwoordigt 100 µm (Moss, 1998).

(Figuur 2.11), temperatuur en bezinking van grote invloed op de groei van de algen en de biomassa. Begrazing van algen door watervlooien en sedimentatie zijn de belangrijkste verliesposten (Reynolds, 1984). De diepte van het meer of ander water waarin de algen voorkomen is van invloed op het verlies van algen aan bezinking. In ondiepe meren is er kans op resuspensie onder invloed van wind of vissen. Een voorwaarde voor het voorkomen van algen is voldoende lichtinstraling. Doordat de PAR (oftewel 'downward irradiance') afneemt met de diepte, is het voor algen alleen mogelijk voor te komen in de bovenste waterlagen van een diep meer. Het punt waarop er minder dan 1% van de totale lichtintensiteit aan het oppervlak aanwezig is, wordt de eufotische diepte genoemd. Op dit punt is er voor de algen te weinig licht aanwezig om een positieve netto fotosynthese te halen. Het mag duidelijk zijn dat dit een ruwe bepaling is voor het voorkomen van algen aangezien de absolute straling op de eufotische diepte afhankelijk is van de intensiteit aan het oppervlak en doordat verschillende algensoorten verschillende hoeveelheden licht nodig hebben (Kirk, 1994).

Het epilimnion (de productieve laag) is niet hetzelfde als de eufotische zone, alhoewel ze kunnen samenvallen. De eerste is afhankelijk van koolstofmetabolisme en de tweede van lichtinval en uitdoving. In heldere meren kan licht soms tot in het bovenste gedeelte van het hypolimnion vallen, wat het voorkomen van fytoplankton en dus fotosynthese en primaire productie mogelijk maakt in deze laag. In humusrijke meren kan de helft van het epilimnion beneden de eufotische zone liggen wat zorgt voor een afname van het effectieve lichtklimaat.

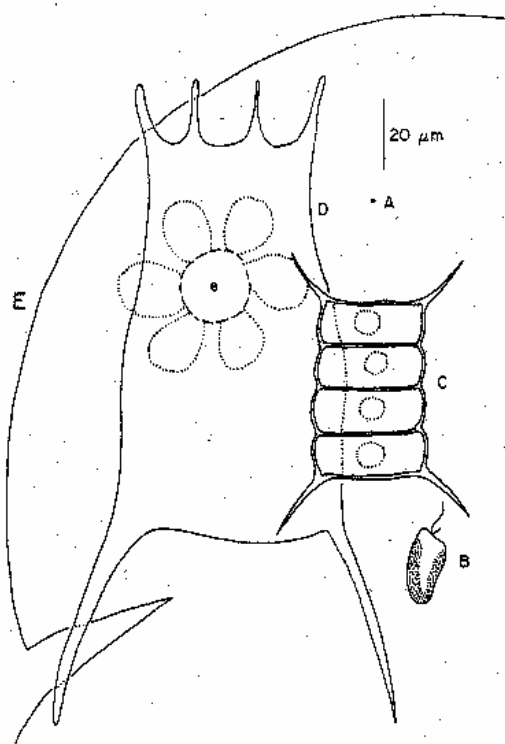
Over het algemeen bevindt fytoplankton zich dus in de eufotische zone. Wanneer er geen sprake is van menging kunnen sommige algen zich relatief lang in de bovenste paar centimeters bevinden. Als er tegelijkertijd sprake is van een grote lichtintensiteit, kan er foto-inhibitie in deze algen optreden. Onder bepaalde omstandigheden, zoals een schaarste aan nutriënten of de aanwezigheid van watervlooien in het epilimnion, kunnen sommige algen actief migreren naar het nutriëntrijke hypolimnion. Onder anoxische omstandigheden wordt het hypolimnion verrijkt met nutriënten, met name van fosfaat, vrijgekomen uit het sediment. Als in de nazomer de thermocline langzaam zakt, kunnen nutriënten vanuit het metalimnion of het bovenste hypolimnion zorgen voor een toename van de algenpopulaties (Arvola *et al.*, 1999).

2.5.4 Natuurlijke successie

De diversiteit, biomassa en populatiedichtheid van een fytoplanktongemeenschap in een water veranderen in de tijd. In het voorjaar bijvoorbeeld komen andere fytoplanktonsoorten voor dan in de zomer of in de winter, tevens fluctueert de dichtheid en de biomassa van de gemeenschap door wisselende omgevingsfactoren. Deze veranderingen in de fytoplanktongemeenschap worden veroorzaakt door fysische-chemische veranderingen, zoals veranderingen van temperatuur, lichtintensiteit of nutriënt-concentraties en biologische factoren zoals de invloed van zoöplankton op het fytoplankton. Sommer (Sommer *et al.*, 1986) heeft een belangrijke bijdrage geleverd aan het in kaart brengen van de algensuccessie door het ontwerpen van het PEG-model. Dit model, gebaseerd op langdurig onderzoek, geeft een nauwkeurige beschrijving van de seizoensvariatie in fytoplankton- en zoöplanktongemeenschappen in een 'standaard' meer. Naast de bijdrage van het PEG-model zijn er in de literatuur andere, soortgelijke beschrijvingen van de algensuccessie te vinden, bijvoorbeeld door Wetzel (2001) die een beschrijving geeft van de successie van fytoplankton in dimictische meren in een gematigd klimaat. Daar het voorkomen van algen in een water van groot belang is voor de waterkwaliteit, zal hieronder kort worden ingegaan op de beschrijving van de algensuccessie gebaseerd op waarnemingen uit 24 meren in gematigde streken en zoals beschreven in het PEG-model (Sommer *et al.*, 1986). In de discussie (hoofdstuk 6) zullen de observaties in de Berendonck vergeleken worden met de beschreven successiepatronen.

De punten hieronder beschrijven de natuurlijke successie van algen in een diep gestratificeerd meer in een gematigd gebied. Voor de duidelijkheid is het nodig de relaties tussen fytoplankton, zoöplankton en planktivore vissen te verduidelijken. Fytoplankton, of algen, worden gegeten door herbivore zoöplankton. Dit wordt begrazing genoemd. Zoöplankton filtert water waarbij bepaalde algen in het filterapparaat achterblijven en geconsumeerd worden door het zoöplankton. Andere algensoorten kunnen door hun grootte niet geconsumeerd worden en worden 'oneetbaar' genoemd. Sommige algensoorten kunnen kolonies of stekels vormen (Figuur 2.12C) waardoor zij tevens tijdelijk oneetbaar worden. De relatieve grootte van onder andere verschillende soorten algen en verschillende zoöplanktonsoorten (zoals Daphnia) wordt weergegeven in Figuur 2.12. Zoöplankton wordt op hun beurt gegeten door planktivore vissen. Voor zoöplankton geldt tevens dat zij door hun grootte of afwijkende vorm niet door vissen geconsumeerd worden.

Het PEG-model begint met een situatie zoals deze in de winter voorgesteld kan worden en zal doorgaan met de situaties in de daaropvolgende seizoenen. Er wordt ingegaan op de samenstelling van fytoplankton, zoöplankton, nutriëntgehalten en het lichtklimaat.



Figuur 2.12. Relatieve grootte van enkele (plankton)soorten. (A) bacterie; (B) *Cryptomonas*, een relatief kleine alg; (C) *Scenedesmus*, een grotere alg; (D) *Keratella*, een klein zoöplanktonorganisme; (E) omtrek van het hoofd met oog (e) van een *Daphnia*, een groot zoöplanktonorganisme. Het hoofd van een *Daphnia* vormt een kwart tot een vijfde deel van de totale lichaamsgrootte (Moss, 1998).

- Midden in de winter zijn de watertemperaturen in meren in gematigde klimaten over de hele waterkolom laag. Tevens kan er, al dan niet tijdelijke, reductie van lichtinval plaatsvinden door de bedekking van een meeroppervlak met ijs of sneeuw. Gedurende deze periode zijn de fytoplankton- en zoöplanktonpopulaties klein. De lage fytoplanktonconcentratie wordt gedomineerd door ultraplankton ($< 20 \mu\text{m}$) zoals flagellaten (Chrysophyceae, Cryptophyceae). Het systeem wordt beperkt door de lage lichtintensiteit. Anorganische nutriëntconcentraties (bijvoorbeeld nitraat of fosfaat) kunnen relatief hoog zijn, met name door microbiële remineralisatie in de bovenste laag van het sediment.
- Aan het einde van de winter is er nog steeds sprake van lage temperaturen over de hele waterkolom, nutriëntconcentraties en zoöplanktonconcentraties zijn laag. De lichtintensiteit neemt echter toe door zowel de verandering van seizoenen als door de minder frequente bedekking door ijs of sneeuw. Ondanks de lage temperaturen neemt de fytoplanktonbiomassa snel toe, met name de dinoflagellaten, die verticaal kunnen migreren (verplaatsing van boven naar beneden en omgekeerd), en smalle centrische diatomeeën nemen snel in aantal toe. In monomictische meren waar gedurende de winter meestal een continue circulatie van de waterkolom plaatsvindt, is de toename van fytoplankton erg weinig. Door de circulatie komt fytoplankton voor een langere periode in de diepere delen van een plas voor, waar de lichtintensiteit te laag is voor fotosynthese.
- Gedurende de lente turnover is de watertemperatuur stijgende maar nog steeds laag. De lichtintensiteit is erg variabel maar over het algemeen laag. Door de inzet van de stratificatie echter, zijn algen in staat langer in de eufotische zone te verblijven. De beschikbaarheid van nutriënten is relatief hoog waardoor een snelle groei en toename in biomassa van fytoplankton mogelijk wordt, en dan met name in de diatomeeënpopulatie. Deze groei resulteert meestal in de grootste hoeveelheid biomassa fytoplankton op jaarbasis. De begrazing van fytoplankton door zoöplankton is nog steeds laag. Dit natuurlijke proces wordt de voorjaarsbloei van algen genoemd.
- De voorjaarsbloei van algen verdwijnt doordat zij worden gegeten door herbivoor zoöplankton. Het herbivoor zoöplankton neemt toe door het uitkomen van 'overwintering' eieren en door een toename in groei als gevolg van een hogere temperatuur en meer beschikbaar voedsel.
- De herbivore zoöplanktongemeenschap neemt exponentieel toe en uiteindelijk wordt hun dichtheid zo hoog dat de gemeenschappelijke filtratiesnelheid de reproductiesnelheid van fytoplankton overtreft.
- Begin zomer neemt vervolgens, als een gevolg van begrazing door zoöplankton, de fytoplanktonbiomassa snel af tot zeer lage concentraties. Er treedt een evenwichtsfase van helder water ('clear water phase') op totdat oneetbare algensoorten zich in grote getallen gaan ontwikkelen. Een snelle ontwikkeling van een clear water phase is hoofdzakelijk waargenomen in mesotrofe en eutrofe waterlichamen in een gematigd klimaat (Sommer *et al.*, 1986).
- Het voedselaanbod voor herbivoor zoöplankton wordt limiterend waardoor uiteindelijk de populatiedichtheid en biomassa afneemt.
- Het inmiddels in grote getallen aanwezige visbroed decimeert het herbivoor zoöplankton en zorgt voor een snelle afname naar zeer lage zoöplankton concentraties.
- De zomer wordt gekarakteriseerd door hoge watertemperaturen, stabiliteit van de waterkolom, een langzaam zakkend metalimnion, nog steeds hoge maar afnemende lichtintensiteit en lage nutriëntbeschikbaarheid. Doordat herbivoor zoöplankton in aantal achteruitgaat wordt de graasdruk op fytoplankton minder. Doordat het metalimnion afneemt en naar beneden zakt, wordt het epilimnion rijker aan nutriënten wat tot gevolg heeft dat de fytoplanktongemeenschap in populatiedichtheid, biomassa en diversiteit kan toenemen. Gedurende de zomer gebeurt het volgende:
 - In eerste instantie zullen de groenalgen domineren in het water (eetbare Cryptophyceae en oneetbare koloniën groenalgen). Zij nemen het aanwezige oplosbaar reactief fosfor op tot het niet meer te detecteren is in het water. De omwoeling van sediment door vissen draagt bij aan een permanente afgifte van nutriënten aan het water.

- Er kan een nutriëntlimitatie voor de groenalgen optreden waardoor er geen explosieve groei optreedt. Er is een balans tussen de begrazing door herbivore zoöplankton op algen en de nutriëntgelimiteerde groei van groenalgen.
- Competitie om het weinige oplosbare fosfor leidt tot een afname van groenalgen en een geringe toename van diatomeeën. Diatomeeën zijn slechts gedeeltelijk geschikt als voedsel voor herbivore zoöplankton.
- Door de toename van diatomeeën neemt de concentratie silica af. Diatomeeën worden vervangen door grote dinoflagellaten en cyanobacteriën (blauwalgen).
- Er treedt stikstoflimitatie op waardoor stikstoffixerende soorten zich het best kunnen handhaven zoals blauw-groene algen/cyanobacteriën.

In het algemeen geldt dat een grote zomerbloei van algen duidt op nutriëntrijk water. Belangrijk is echter de mate van begrazing door herbivore zoöplankton in ogenschouw te nemen. Wanneer geen grote zomerbloei te zien is, kan relatief veel alg weggegeten worden en is een meer toch heel productief.

In de herfst treden veranderingen van fysische factoren op zoals een lage en afnemende lichtintensiteit, daling van de temperatuur, het mixen van de waterkolom en daarmee samenhangende toename van nutriëntbeschikbaarheid door het vrijkomen van hypolimnion water in de waterkolom.

- In deze periode vindt eerst een kleine reductie van de algenbiomassa plaats waarna zich een algengemeenschap ontwikkelt die is aangepast aan het circuleren van de hele waterkolom. Dominantie van eencelligen en filamenteuze algen, met name diatomeeën komen in het water voor.
- In het water komen nu zowel eetbare als oneetbare algen voor. Door deze samenstelling en door het feit dat de predatie door vis afneemt, ontstaat er in de herfst een hoge concentratie zoöplankton waaronder zich grote vormen en soorten bevinden.
- Door de afname van de lichtintensiteit zal de primaire productie van fytoplankton erg laag of zelfs negatief zijn waardoor de biomassa afneemt richting het winter minimum.
- De herbivore zoöplanktonbiomassa zal afnemen door het wegvallen van voedsel, de eetbare algen, en door de lage temperaturen. Sommige soorten zoöplankton komen nu in hun 'overwinterings' stadia.
- Andere soorten, zoals sommige cyclopoïde soorten, komen juist uit hun rustfase en dragen bij aan de wintersamenstelling van de zoöplanktongemeenschap.

In het kort: Tijdens de winter zijn de alg- en zoöplanktonconcentraties laag, net zoals de nutriëntgehalten. In de lente neemt de algengemeenschap toe waardoor er een voorjaarsbloei ontstaat. Uiteindelijk wordt deze bloei weggegeten door herbivore zoöplankton totdat er bijna geen algen meer in het water aanwezig zijn: een periode van helder water (clear water phase) treedt op. Wanneer er bijna geen algen meer in het water aanwezig zijn, treedt er een voedselschaarste op voor het herbivore zoöplankton (bijvoorbeeld watervlooien) en in combinatie met een toegenomen aantal vijanden (vissen), neemt het herbivore zoöplankton drastisch in aantal af. Door een toename van licht en nutriënten zal de algengemeenschap gedurende de zomer weer toenemen. In de zomermaanden zijn er verschillende algensoorten dominant. In de herfst daalt de temperatuur en neemt de lichtintensiteit af waardoor de algenconcentratie afneemt, net zoals de zoöplanktongemeenschap, tot een winterminimum.

2.6 DOM en humuszuren

Dood plantenmateriaal kan in de bodem of in het water, onder invloed van microbiële activiteit, in enkele dagen of weken worden afgebroken. Van alle aquatische systemen, vormen meren de groep met de meest complexe combinaties van dood organisch materiaal (DOM): een meer vormt een beperkte, min of meer besloten ruimte, waarin organisch materiaal van verschillende allochtone en autochtone bronnen accumuleert (Buffle, 1990). Wetzel (1975) beschrijft de voornaamste bronnen van DOM in een meer:

- Autochtoon aquatisch organisch materiaal, afkomstig van plankton, het metabolisme van aquatische bacteriën en degradatie.
- Allochtoon organisch materiaal afkomstig van organisch bodemmateriaal. Dit organisch bodemmateriaal kan door uitloggen van de grond, bijvoorbeeld door regenwater, in een meer, rivier of oceaan terechtkomen.
- Afstroming van DOM vanaf de oever. Een meer is omringd door haar specifieke oeverbegroeiing wat resulteert in een specifieke aanvoer van organisch materiaal. Hoe kleiner het waterlichaam, hoe groter de invloed van deze factor is.
- Het gesedimenteed organisch materiaal kan opnieuw in de waterkolom terechtkomen, meestal door waterbewegingen aan het sedimentoppervlak. Het organisch materiaal kan dan al aan bodemreacties onderhevig zijn geweest. Deze factor speelt voornamelijk een rol in ondiepe meren.
- In het algemeen is de invloed van atmosferische depositie verwaarloosbaar (Buffle, 1990).

De origine van DOM in meren is meestal vrij lastig te achterhalen. Hoe groot het aandeel van één van bovenstaande bronnen is, kan zeer verschillen per meer. Daarnaast spelen andere factoren een rol zoals het feit dat wanneer autochtoon en allochtoon organisch materiaal in een waterlichaam met elkaar in aanraking komen, zij verbindingen met elkaar aangaan waardoor het één niet meer van het ander te onderscheiden valt.

Bij de afbraak van dood organisch materiaal kunnen humusachtige substanties gevormd worden. Deze humusachtige substanties hebben ingewikkelde, van elkaar verschillende, structuren. Momenteel zijn er nog veel onzekerheden omtrent de vorming en opbouw. Er bestaan meerdere theorieën over het ontstaan van humus die min of meer ingedeeld kunnen worden in twee categorieën (Buffle, 1990):

1. De resistente delen worden langzaam door microben afgebroken in moleculen welke in toenemende mate worden geoxideerd en in mindere mate worden gepolymeriseerd.

Plantmateriaal → Humic compounds → Fulvic compounds → CO₂

2. Dood plantenmateriaal en microbiële afbraakproducten worden afgebroken in kleine moleculen (suikers, fenolen, aminozuren). Deze moleculen spelen een rol in een snelle cyclus voor de productie van micro-organismen in de bodem, analoog aan de processen in de bovenste laag van de oceaanbodem. Sommige van deze kleine moleculen kunnen echter worden geoxideerd en gecondenseerd zodat gepolymeriseerde humusdeeltjes gevormd worden. Dit proces is analoog aan het proces in de oceaan waarbij aquatisch organisch materiaal, resistent tegen degradatie, ontstaat.

Waarschijnlijk spelen beide processen een rol in de formatie van humus, maar welke dominant is, is moeilijk te bepalen.

Volgens Thurman (1985) kan DOM in twee groepen worden verdeeld. De eerste groep vormen de 'niet-humuszuren' zoals aminozuren, vetten, harsen, organische zuren met laag moleculair gewicht, etc. De tweede groep wordt gevormd door 'humic substances' (Peuravuori & Pihlaja, 1999). Studies hebben aangetoond dat 'humic substances' complexen polymeren zijn die bestaan uit aromatische ringen aan elkaar zittend door lange alkylketens waardoor een flexibel netwerk wordt gevormd (Kirk, 1994). Humic substances verschillen in grootte hetgeen resulteert in een groot verschil in oplosbaarheid. Er kunnen drie soorten humic substances onderscheiden worden met een methode waarbij een bodem geëxtraheerd wordt met verdunde alkali. De fractie die niet oplost wordt *humic* genoemd. Van het gedeelte dat oplost in alkali, slaat een bepaalde fractie neer na verzuring: de humuszuren. De fractie die na verzuren nog in oplossing blijft worden de fulvic zuren genoemd. Alle fracties lijken chemisch erg op elkaar en verschillen hoofdzakelijk in moleculair gewicht. De humuszuren zijn groter dan de fulvic zuren, zijn geel tot bruin van kleur en zorgen in oplossing voor de geel-bruinige kleur van het water. Humuszuren absorberen niet of bijna niet in het rode gedeelte van het zichtbare spectrum.

Daarentegen absorberen zij steeds meer naarmate de golflengten in het blauwe spectrum komen te liggen.

Hoewel humuszuren chemisch gezien vrij stabiel zijn, de concentratie in een opgeslagen monster verandert nauwelijks in de tijd, verandert de concentratie in een waterlichaam wel in de tijd door bijvoorbeeld regenval. Tevens worden zij onder invloed van intens zonlicht afgebroken. Dit proces wordt fotochemische afbraak genoemd en komt alleen voor in de eerste paar centimeter van de waterlaag, daar waar UV licht met een golflengte <320 nm kan doordringen. Fotochemische degradatie kan optreden om de mineralisatie af te maken of kan resulteren in de productie van DOC (opgelost organisch koolstof) met een laag moleculair gewicht welke weer kan worden gemineraliseerd door microbiële decompositie. Beide processen hebben als resultaat dat de transmissie van ultraviolet licht (280-400nm) in de waterkolom toeneemt (De Haan, 1993). Op een heel zonnige zomerdag kan de mate van fotodegradatie van humusachtige substanties van dezelfde orde van grootte zijn als de gemiddelde dagelijkse fotosynthetische fixatie van opgelost anorganisch koolstof in het pelagiale deel van een typisch oligotroof humusrijk meer. De gemeten fotochemische afbraak op jaarbasis is echter erg klein vergeleken met de jaarlijks primaire productie van fytoplankton en ondergedoken waterplanten in een gemiddeld meer onder voedingsrijke omstandigheden. De tot nu toe gemeten fotochemische afbraak van humusachtige substanties suggereren een hogere turnover van organisch koolstof in humusrijke wateren dan eerder aangenomen (De Haan, 1993).

De concentratie humus in water is erg lastig te bepalen. Aangezien humus een groot aantal verschillende chemische verschijningsvormen heeft, is er geen eenduidige methode beschikbaar voor het aantonen van de concentratie humus. Deze concentratie in water kan alleen worden vastgesteld na isolatie van water en gravimetrische determinatie van het gedroogde isolaat. Aangezien dit een complexe procedure is worden er als alternatief simpele analytische methoden gebruikt (Hautala *et al.*, 2000). Opgelost humus kan de chemische en fysische eigenschappen van een systeem beïnvloeden.

2.7 Anorganisch materiaal

Onder anorganisch materiaal worden zouten en mineralen verstaan. Zo is zand of klei anorganisch maar ook de producten die overblijven na volledige afbraak van organisch materiaal (DOM). Anorganisch koolstof vormt een belangrijke groep. Bronnen van opgelost anorganisch koolstof zijn atmosferische depositie en mineralen. Neerslag in de vorm van regen, sneeuw of hagel bevat een variatie aan gassen, aerosolen en stofdeeltjes (Wetzel, 2001). Via neerslag kunnen deze anorganische deeltjes in planten of een water terecht komen. In een water, zoals een meer, lost hoofdzakelijk koolstofdioxide op dat kan zorgen voor verzuring. Via precipitatie reacties kan opgelost koolstof op het sediment neerslaan en zo uit de waterfase verdwijnen. Als gekeken wordt naar de koolstof fluxen in water op wereldschaal dan verplaatst 18% zich in de vorm van zwevende organische deeltjes, 37% in de vorm van opgeloste organisch koolstof en 45% als opgeloste anorganisch koolstof (Meybeck, 1993).

Organisch en anorganisch koolstof zijn onderdeel van de koolstofkringloop. Aan de basis van de voedselketen staan autotrofe organismen (primaire producenten). Autotrofe organismen zijn als enige in staat anorganisch koolstof te gebruiken voor hun stofwisseling waarbij ze organisch materiaal produceren (voorbeeld: algen zijn in staat met behulp van licht anorganisch koolstof om te zetten in organisch koolstof (paragraaf 2.5.2). Dit organisch materiaal vormt de energiebron voor alle overige (heterotrofe) organismen. Nadat de levende materie afsterft wordt zij (het organische koolstof) door bacteriën afgebroken en omgezet in anorganisch materiaal. Het anorganisch materiaal is opnieuw een bron van voedsel voor de autotrofe organismen en de kringloop is rond.

3. Materialen en Methoden

3.1 Inleiding

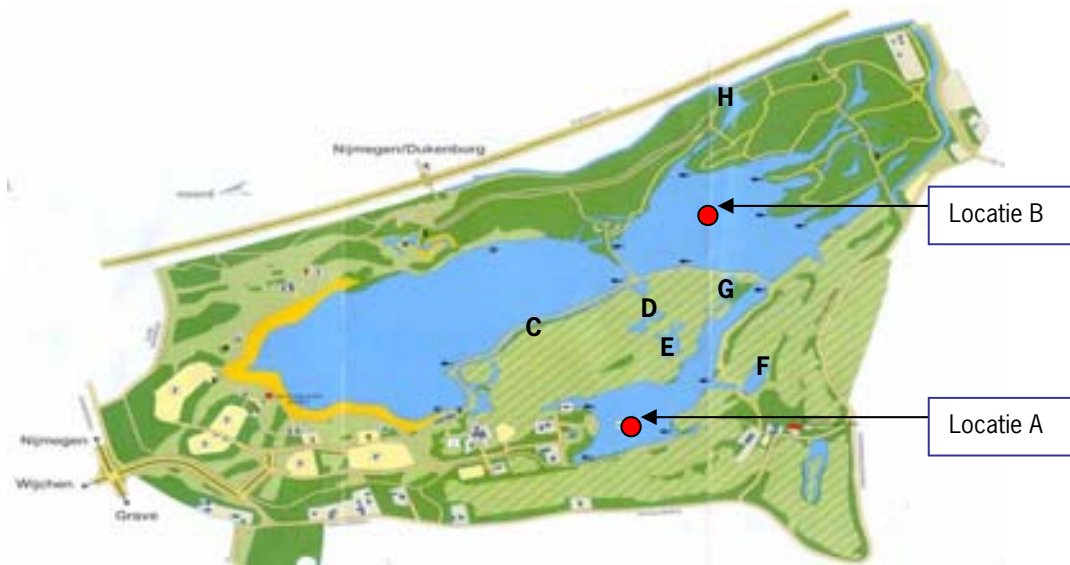
Voor een periode van ruim één jaar zijn twee plassen van de Berendonck, de duikplas en de referentieplas, intensief bemonsterd. Locatie A (Figuur 3.1) geeft de plek van het onderwaterhuis aan; de monsterlocatie in de duikplas. Locatie B is de plek van monsternamen in de referentieplas. Vanaf dinsdag 25 juni tot en met 8 oktober 2002 is er in beide plassen wekelijks gemonsterd. Vanaf 8 oktober tot en met 19 november is één keer in de twee weken op dinsdag gemonsterd. In de hierop volgende maanden is er tot 7 april 2003 gemiddeld één keer per maand gemonsterd. Vanaf 14 april tot en met 4 juni '03 is er één à twee keer in de twee weken gemonsterd. De bemonsteringen hebben zowel in de duikplas als in de referentieplas, waar niet gedoken wordt, plaatsgevonden.

Om een zo compleet mogelijk beeld te schetsen van het probleem is het noodzakelijk, naast de intensieve bemonsteringen vanuit een boot, de situatie onder water te bekijken. Om deze reden is regelmatig gedoken in de plas waardoor het onder andere mogelijk werd sedimentmonsters en watermonsters op grote diepte te nemen en het horizontaal doorzicht op diepte te bepalen. In de duikplas is constant vanaf een vaste locatie gemonsterd. In de referentieplas ontbrak een vast meetpunt. Op 10 september 2002 is ongeveer in het midden van de plas op ruim 16 meter diepte een boei geplaatst die als vast meetpunt heeft gediend. Oorspronkelijk is in beide plassen tot op de bodem gemonsterd. Door de enigszins variërende hoogte van het sediment in de duikplas, konden niet genoeg correcte watermonsters nabij de bodem worden genomen. De turbiditeit-, doorzicht en zwevend stof gehalten op 17 meter diepte zijn buiten beschouwing gelaten. De monsters zijn geanalyseerd op:

pH (zuurgraad)	Doorzicht
EGV (elektrisch geleidingsvermogen)	Chlorofyl- <i>a</i>
Zuurstof	Zwevend stof
Temperatuur	Humuszuren
Extinctie (uitdoving van licht)	Sedimentatie
Turbiditeit (troebelheid)	Nutriënten

Een korter durend nutriëntenonderzoek heeft plaatsgevonden van 1 juli tot en met 19 november 2002. Monsteringen hebben plaatsgevonden in beide plassen, in het oppervlaktewater nabij de plassen en in het ondiepe grondwater. In zowel de Duik- als de referentieplas is wekelijks gemonsterd over de diepte (Figuur 3.1, respectievelijk locatie A en B). Daarnaast zijn er één keer in de zomer, 2 juli '02, en één keer in het najaar, 19 november '02, watermonsters genomen op de locaties C, D, E, F, G en H (Figuur 3.1). Deze locaties betreffen kleine vijvers op het golfterrein, locatie H betreft de water in- en uitlaat van de Berendonck via een sluisje en locatie C betreft een indirect afwateringskanaal van het golfterrein. Eenmalig is het ondiepe grondwater bemonsterd, op 19 november '02. Het ondiepe grondwater bevindt zich op 6,5-7 m+NAP en stroomt van zuid naar noord, richting de Berendonck.

Naast de watermonsters zijn een aantal keren sedimentmonsters gestoken op verschillende locaties in beide plassen. Met deze steekbuizen zijn 'sediment release' experimenten uitgevoerd om de nutriënt afgifte van het sediment te bepalen. Van alle genomen monsters zoals hier net beschreven zijn de gehalten aan ammonium-N, nitraat-N en ortho-fosfaat bepaald. Van de locaties C-H zijn tevens de temperatuur, pH, EGV en zuurstof bepaald. Van het grondwater zijn tevens de pH en het EGV gemeten. Van een selectie van de monsters is het totaal-N en totaal-P gemeten. Paragraaf 3.2 beschrijft de methode waarop gemonsterd en geanalyseerd is.



Figuur 3.1. Monsterlocaties in de Berendonck
A: duikplas
B: referentieplas
C: drainage slootje langs de golfbaan
D, E, F, G: kleine vijvers op het golfterrein
H: water in- en uitlaat d.m.v een sluisje

3.2 Monsternamen

3.2.1 Fysische parameters

Waterhapper

Met een waterhapper van 1 liter (Rüttner fles) (Figuur 3.2) worden er watermonsters genomen op 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 en 17 meter diepte. Voor de te verrichten experimenten is per diepte 2 liter water nodig. Ter plekke wordt per monster de turbiditeit, pH en EGV bepaald. In het laboratorium worden per diepte de chlorofyl-*a* concentraties, zwevend stof concentraties, humuszuur- en nutriëntconcentraties gemeten.



Figuur 3.2. Waterhapper (Rüttner fles).

pH

De zuurgraad van het water wordt direct nadat een watermonster genomen is gemeten met een pH meter (WTW-pH320 meter). Met de pH electrode wordt voorzichtig door de fles met water geroerd net zolang totdat de pH stabiel is.

Elektrisch geleidingsvermogen

Het EGV wordt direct gemeten ($\mu\text{S cm}^{-1}$) met een WTW-LF191 EGV meter door de electrode in het watermonster te houden.

Zuurstof en temperatuur

De WTW-OXI196 zuurstof- en temperatuurmeter is aan de kabel met electrode (WTW-EOT196) en roerder (WTW-BR190) bevestigd. Om de meter wordt vanaf het wateroppervlak zowel het zuurstofgehalte (mg l^{-1}) als de temperatuur ($^{\circ}\text{C}$) tot op de bodem gemeten.

3.2.2 Troebelheid en doorzicht bepalende parameters

Extinctie

Per monsterplek wordt de lichtintensiteit (LiCor-Li185B lichtmeter) van 0 tot 9 meter diepte gemeten: in de periode 25 juni t/m 19 november '02 wordt er van 0 tot 2 meter om de 20 centimeter gemeten en vanaf 2 meter diepte om de 50 centimeter. Na 19 november is dezelfde lichtmeter en electrode gebruikt maar met een andere kabel waarmee vanaf het wateroppervlak tot 4,5 m om de 30 cm is gemeten. Vanaf 4,5 m is om de 50 cm de lichtintensiteit gemeten. Vanaf 9 meter en dieper zijn geen lichtmetingen uitgevoerd. De sensor meet in de PAR range, van 400-700 nm. Met de wet van Lambert-Beer kan vervolgens de extinctiecoëfficiënt (E) berekend worden:

$$E = \frac{\ln(I_0) - \ln(I_z)}{z}$$

Waarbij

z : diepte (m)

I_z : lichtintensiteit op diepte z ($\mu\text{mol quanta m}^{-2}\text{s}^{-1}$)

I_0 : lichtintensiteit net boven wateroppervlak ($\mu\text{mol quanta m}^{-2}\text{s}^{-1}$)

Turbiditeit

De troebelheid van het water (turbiditeit) wordt direct gemeten met een HACH 2100P turbiditeitsmeter. De turbiditeit wordt uitgedrukt in 'Nephelometric Turbidity Units' (NTU). Een klein glazen cuvet wordt gevuld met water uit het meer. In de turbiditeitsmeter wordt een lichtstraal door het cuvet gestuurd. Een lichtcel aan de zijkant van het cuvet meet de hoeveelheid licht die door verstrooiing loodrecht afwijkt van de oorspronkelijke richting van de uitgezonden lichtstraal. Hoe groter de verstrooiing, des te hoger de turbiditeit. In de praktijk is gebleken dat de nephelometrische turbiditeit nauw overeenkomt met de verstrooiingscoëfficiënt (Kirk, 1994).

Verticaal doorzicht

Het verticaal doorzicht wordt bepaald door de Secchi schijf in het water te laten zakken totdat deze niet meer te zien is en vervolgens ophalen totdat de schijf weer zichtbaar is (Wetzel & Likens, 1991). Deze diepte wordt genoteerd als de Secchi diepte (S_d) en is gerelateerd aan het doorzicht. Uit de Secchi diepte kan een verticale uitdovingscoëfficiënt berekend worden (Kirk, 1994):

$$S_d = \frac{1.44}{K_d}$$

Waarbij

S_d : Secchi diepte (m)

K_d : verticale uitdovingscoëfficiënt (m^{-1})

Horizontaal doorzicht

Met hulp van duikers is de Secchi 'diepte' horizontaal op de volgende manier bepaald: op een bepaalde diepte zal één duiker met de Secchi schijf blijven terwijl een tweede duiker met het touw, op dezelfde diepte blijvend, wegzwemt totdat deze de zwarte vlakken niet meer van de witte kan onderscheiden. Dit is herhaald op verschillende diepten op verschillende monsterdagen. In het pilotonderzoek is op deze manier een relatie gelegd ($r^2=0,65$) tussen de turbiditeit en het horizontale doorzicht onder water (Zaal, 2003). Het horizontale doorzicht kan uitgerekend worden aan de hand van de turbiditeitgegevens met behulp van de volgende relatie:

$$Sd_{(m)} = Sd_{(0)} + a * e^{(-b * NTU)}$$

Waarbij:

$Sd_{(m)}$: doorzicht met Secchi in meters

$Sd_{(0)}$: 0.19 meter

a: 4.79

b: 0.22

NTU: turbiditeit

Chlorofyl-a

Tijdens de bepaling is gehandeld volgens NEN 6520 (NEN: Nederlands Normalisatie-instituut). Van elk monster wordt 500 ml water gefiltreerd over een Schleicher&Schuell GF52 glasvezel-filter. Het filter wordt direct ingepakt in folie en opgeslagen bij -20°C zodat chlorofyl niet kan degraderen. De glasvezelfilters worden vervolgens gedurende 5 minuten geëxtraheerd in warme ($70-75^{\circ}\text{C}$) ethanol (80% v/v) waarna de absorptie wordt gemeten bij een golflengte van 750 en 665 nm (maximale piek)(Beckman DU 530). Het chlorofyl-a gehalte ($\mu\text{g l}^{-1}$) wordt vervolgens berekend met de onderstaande formule volgens NEN 6520:

$$\text{Chlorofyl} - a = 29.6 \left[\left(E_{665}^0 - E_{750}^0 \right) - \left(E_{665}^a - E_{750}^a \right) \right] * \frac{V}{V * l}$$

Waarbij

v : volume van het pigment extract (ml)

l : weglengte van het licht door het cuvet (cm)

V : volume watermonster (l)

⁰ en ^a staan respectievelijk voor niet aangezuurd en aangezuurd monster

Zwevend stof

De bepaling van het zwevende stofgehalte wordt uitgevoerd volgens NEN 6484. Van elk monster wordt een bekende hoeveelheid gefiltreerd over een Whatman GF/F filter. De filters worden een uur lang gedroogd in kroesjes bij een temperatuur van 105°C . Vervolgens worden ze, na afkoelen, gewogen en daarna verast in een oven bij een temperatuur van 550°C . Het drooggewicht (DW) is het gewicht van zowel de organische als de anorganische deeltjes samen. Na de behandeling in de oven bij 550°C blijven alleen de anorganische fracties (AW) over. Het asvrij drooggewicht (AFDW), $\text{AFDW} = \text{DW} - \text{AW}$, is dan het gewicht van de organische fractie aanwezig in het water. De zwevende stofconcentratie (SS) kan gemakkelijk worden bepaald uit de drooggewichten en het bekende watervolume volgens:

$$\text{SS} = \frac{(m_d - m_0) - (bl_d - bl_0)}{V_m}$$

$$\text{O}_{\text{SS}} = \frac{(m_d - m_v) - (bl_d - bl_v)}{V_m}$$

Waarbij:

SS : zwevende stof concentratie (mg l^{-1})

O_{SS} : organische fractie van zwevend stof concentratie (mg l^{-1})

m_d : gewicht van het filter en de deeltjes na tweede keer drogen (mg)

m_0 : gewicht van het lege filter (nulgewicht) na eerste keer drogen (mg)

m_v : gewicht van het filter en de deeltjes na verassen (mg)

bl_d : gewicht blanco filter na tweede keer drogen (mg)

bl_0 : gewicht blanco filter na eerste keer drogen (mg)

bl_v : gewicht blanco filter na verassen (mg)

V_m : volume monster (l)

Humuszuren

Absorptie

Honderd ml watermonster wordt gefiltreerd door een Whatman GF/C filter waarbij het filtraat per diepte wordt opgevangen in een 100 ml erlenmeyer. Vervolgens wordt met behulp van een 5 cm cuvet de absorptie bepaald met een spectrofotometer (Beckman DU 530) bij de volgende golflengten: 380, 440, 250 en 365 nm. De golflengtes van 380 nm en 440 nm worden veel gebruikt. In humusrijke binnenwateren wordt meestal een golflengte van 440 nm gebruikt (Kirk, 1994). Als de humuszuurconcentratie laag is, zoals in de meeste mariene wateren, dan wordt gemeten in de range van 350-400 nm.

Indicatie grootte van complex

Additioneel wordt gemeten bij de golflengten 250 en 365 nm. Uit onderzoek is gebleken dat de ratio E250nm/ E365nm een indicatie is voor de grootte van humuszuur moleculen (De Haan & De Boer, 1986; De Haan, 1993). Wanneer de grootte van de ratio toeneemt, komt dit door een afname van het moleculair gewicht van het DOC (opgelost organisch koolstof). Afname van de molecuul grootte kan onder ander onder invloed van licht plaatsvinden (Morris & Hargreaves, 1997). De grootte van humuszuur moleculen is vervolgens te relateren aan het stadium van afbraak waarin de deeltjes zich bevinden wat misschien iets kan zeggen over leeftijd, afbraaksnelheid en absorptie.

Concentratie DOC

Omdat het bepalen van de humuszuurconcentratie vrij complex is, is besloten het DOC gehalte als indicatie te nemen. DOC, Dissolved Organic Carbon, is de hoeveelheid opgelost organisch koolstof in het water en is gemeten gedurende maart-april '03. Watermonsters van elke twee meter worden gefiltreerd door een Whatman GF/F filter. Eenmalig zijn de monsters door zowel GF/F als membraan filters gefiltreerd om het verschil tussen beide filters te testen. Het filtraat wordt vervolgens overgegoten in een 80 ml flesje en wordt bewaard bij -20°C . Tegen de tijd van meten wordt het filtraat ontdooid en kan het DOC gehalte gemeten worden met de 'TOC analyser OIC model 700'.

3.2.3 Sediment en sedimentvallen

Sediment

Van een aantal sedimentkolommen (Figuur 3.5) is het percentage organisch materiaal bepaald volgens NEN 6620. Het bovenstaande water is verwijderd waarna het sediment is opgedeeld in plakken van 0-5 en 5-10 cm diep. Het sediment is gedroogd bij 105°C . Het gedroogde sediment is fijngemaakt en gewogen. De monsters zijn verast in een moffeloven bij 550°C . Daarna zijn de monsters opnieuw gewogen waarna het percentage (an)organisch materiaal bepaald is.

Sedimentvallen

Gedurende het hele jaar zijn er in de duikplas op verschillende diepten sedimentvallen (Figuur 3.3) geplaatst. Twee soorten sedimentatie kunnen worden onderscheiden: natuurlijke sedimentatie en extra sedimentatie. Natuurlijke sedimentatie valt of stroomt van bovenaf het meer in of wordt geproduceerd in de bovenste waterlagen en zakt door de zwaartekracht uit naar de bodem. Dit materiaal wordt opgevangen door de sedimentvallen geplaatst in het epi- en metalimnion. Extra sedimentatie ontstaat door opwerveling van bodemmateriaal. De vallen geplaatst in het hypolimnion vangen zowel de natuurlijke als de extra sedimentatie op. De eerste 11 weken zijn drie sedimentvallen op de bodem van



Figuur 3.3.
Sedimentval (8 m diepte)
in de duikplas.

de plas geplaatst en vier op 10 meter diepte, net onder het metalimnion. De gemiddelde verblijftijd is twee weken. De daaropvolgende 10 weken zijn er op 2,2; 8; 10 en 17 (bodem) meter diepte drie sedimentvallen per diepte in de duikplas geplaatst met een gemiddelde verblijftijd van 2-4 weken. Eenmalig zijn er in april voor een periode van twee weken vallen geplaatst op 10 en 17 meter. In totaal zijn er 8 keer vallen geplaatst in de duikplas. In april 2003 zijn er voor een periode van twee weken tevens sedimentvallen in de referentieplas geplaatst op 6 en 16 meter diepte (2 keer 3 vallen). Met behulp van deze gegevens kan de sedimentatie in beide plassen vergeleken worden. Nadat de vallen twee weken in het water hebben gestaan worden zij omhoog gehaald door duikers en voorzichtig gelegeerd in 250 ml flessen. De resuspensie in de stratificatieperiode kan als volgt worden berekend:

Resuspensie = sedimentatie in de spronglaag – sedimentatie op de bodem

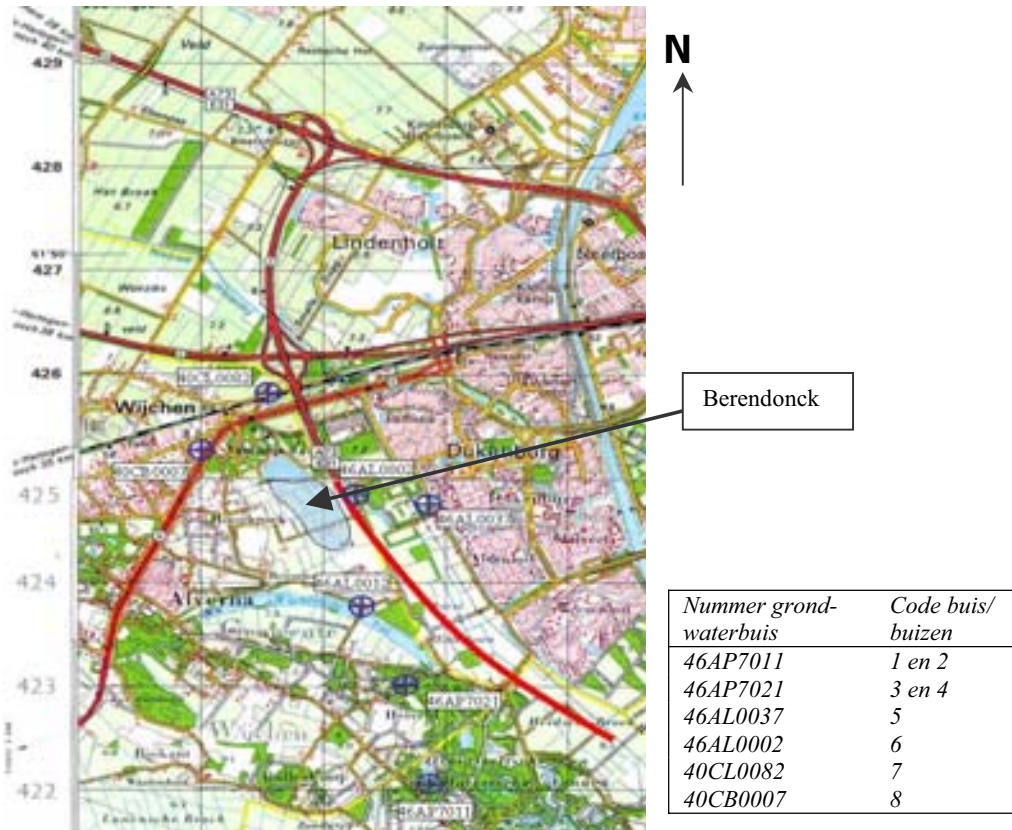
Aanwas sliblaag

De mate waarin natuurlijke sedimentatie plaatsvindt bepaalt de jaarlijkse aanwas van de sliblaag. Uit de gegevens van de sedimentvallen net onder het metalimnion kan berekend worden hoeveel materiaal per m² vanuit het epi- en metalimnion bezinkt (natuurlijke sedimentatie). Bekend is dan hoeveel jaarlijks per m² bezinkt. Wanneer het droge stof gehalte van de sliblaag bekend is, kan een schatting gemaakt worden van de jaarlijkse aanwas van de sliblaag. Het droge stofgehalte van de bovenste sliblaag rondom het onderwaterhuis is bepaald gedurende een labexperiment. Het materiaal is gedroogd in een stoof (104 °C) gedurende een uur.

3.2.4 Chemische parameters

Nutriëntconcentraties in de plas, vijvers en het grondwater

- De watermonsters in de duik- en referentieplas zijn wekelijks genomen met de waterhapper zoals hierboven beschreven (zie kopje *waterhapper*) op locatie A en B (Figuur 3.1). Een kleine hoeveelheid van de watermonsters per diepte is apart genomen voor de nutriëntanalyses.
- De vijvers en locaties rondom de Berendonck zijn handmatig bemonsterd. De pH en het EGV zijn gemeten zoals hierboven beschreven. Temperatuur en zuurstof zijn met losse meters gemeten (WTW OXI-196).
- Het ondiepe grondwater is bemonsterd met behulp van een kogelkleppompje op zes locaties (Figuur 3.4). In totaal zijn acht grondwaterbuizen bemonsterd. Grondwaterbuis 1 en 2 staan naast elkaar op dezelfde locatie, ditzelfde geldt voor grondwaterbuis 3 en 4. Als eerste is het niveau van het grondwater bepaald door een akoestische waterniveau indicator in de buis te laten zakken. Deze maakt geluid wanneer het water geraakt wordt. Nu de waterstand is vastgesteld worden watermonsters genomen door het kogelkleppompje, dat aan de slang bevestigd is, tot net onder het waterniveau te laten zakken. De pH en het EGV zijn gemeten zoals hierboven beschreven.



Figuur 3.4. Locatie van de grondwaterpijpen in het studiegebied.

De chemische analyses van zowel het grondwater, de vijvers, als het water in beide plassen zijn uitgevoerd met een segmented flow analyser (Skalar). Concentraties totaal-stikstof en totaal-fosfaat zijn volgens respectievelijk de NEN 6642 en NEN 6663 bepaald (Skalar 2000). Concentraties van ammonium-N, nitraat-N en ortho-fosfaat zijn gemeten, volgens respectievelijk NEN 6472, NEN 6440 en NEN 6663 (Skalar 5100) na filtratie van het watermonster over een Whatman GF/C glasvezelfilter (0,45 µm).

Nutriëntafgifte sediment

Sedimentmonsters zijn gestoken door duikers m.b.v. plastic buizen welke aan boven- en onderzijde afgesloten worden door een rubberen stop. De buizen worden voorzichtig in het sediment gedrukt tot er nog klein laagje water (± 10 cm) boven staat (Figuur 3.5). De buizen worden door de duikers recht op naar boven gehaald. Op deze manier wordt een zo onverstoord mogelijk sediment monster verkregen, inclusief het bovenstaande water. De monsters zijn op verschillende locaties op verschillende diepten in de duikplas en de referentieplas genomen. De buizen zijn zo snel mogelijk weggezet in een donkere ruimte bij een temperatuur van ongeveer 5°C. In augustus 2002 is er een 'sediment nutriënt release' experiment uitgevoerd. Het experiment heeft plaatsgevonden met vijf buizen uit de duikplas en één uit de referentieplas. De maximale afgifte van het sediment is gedurende vier dagen gemeten bij kamertemperatuur en een opgelost zuurstofgehalte in het bovenstaande water tussen 0,5-0,8 mg l⁻¹. Het bovenstaande gedemineraliseerde water had een kolomhoogte van 10 cm en werd elke 24 uur vervangen. Het verwijderde water is, op dezelfde methode als hierboven beschreven voor de watermonsters (segmented flow analyser, Skalar), geanalyseerd op concentraties ammonium-N, nitraat-N en ortho-fosfaat. De afgiftesnelheid kan als volgt worden uitgerekend:



Figuur 3.5. Sedimentmonsters

$$R=C*H*1000*24*I^l$$

Waarbij:

- R: afgifte snelheid (mg m² dag⁻¹)
C: concentraties bovenstaand water na 1 dag incubatie (mg l⁻¹)
H: lengte van de waterkolom (m)
I: lengte van de incubatieperiode (uur)

Nutriëntenbalans

De opgestelde balans vormt een schatting van de jaarlijkse belasting aan fosfor en stikstof in de duikplas. De balans bestaat uit de volgende vijf componenten:

'Interne' belasting door:

- internal loading

'Externe' belasting door:

- stroomgebied
- grondwater
- atmosferische depositie
- golfterrein

3.2.5 Biologische parameters

Algengroeioproef

In de periode juli 2002 – juli 2003 zijn 11 bio-toetsen uitgevoerd met gefiltreerd water uit de Berendonck met als doel een indruk te krijgen van de potentiële algengroei. Hiervoor is in het laboratorium aan 50 ml filtraat een bekende hoeveelheid testalg toegevoegd en is de toename in algenbiomassa gedurende een week gevolgd. Als test alg is de groenalg *Scenedesmus obliquus* gekozen. *Scenedesmus* soorten behoren tot de meest wijdverbreide algengeslachten en kunnen worden aangetroffen in alle zoetwatersystemen of zelfs in de grond. In het laboratorium van de leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer wordt deze testalg reeds vele jaren gekweekt in continue kweekreactoren met een volume van 1 liter op een kunstmatig medium onder gestandaardiseerde condities (constante temperatuur van 20°C, continu licht van 120 µmol quanta m⁻²s⁻¹, constante groeisnelheid van 1.0 dag⁻¹).

De bio-toetsen zijn in drievoud uitgevoerd in gesteriliseerde 100 ml Erlenmeyers met een totaal volume van 50 ml. De Erlenmeyers waren afgesloten met een cellulose plug en zijn gedurende een week op een roterende schudtafel geplaatst in een geklimatiseerde ruimte bij 20°C en in continu licht van 120 µmol quanta m⁻²s⁻¹. De concentratie aan algen is bepaald met behulp van een elektronische deeltjesteller (Coulter® Multisizer II). De groeisnelheid μ is berekend uit lineaire regressie van natuurlijk-logaritmisch getransformeerde algenbiomassa versus de tijd. De berekende groeisnelheden zijn statistisch geanalyseerd met een repeated measure ANOVA (SPSS versie 10.1).

3.2.6 Overige parameters

Aantal duikers

De Berendonck is een openbare plas, zo ook het duikgedeelte. Dit betekent dat er geen overzicht is van het aantal bezoekers en hun activiteiten. Het totaal aan duikers dat in de duikplas komt is onbekend. Er wordt onderscheid gemaakt tussen Kaaimanduikers, bezoekende duikverenigingen en particuliere duikers. Duikteam De Kaaiman registreert hoeveel mensen, zowel van andere verenigingen als eigen duikers, wanneer het onderwaterhuis bezoeken. Tevens

hebben zij een redelijk goed overzicht over het aantal Kaaimanduikers dat in de duikplas duikt zonder het onderwaterhuis in te gaan. Gedurende het onderzoek is er geen mogelijkheid gebleken om de particuliere duiker te registreren. Hoeveel particuliere duiken er worden gemaakt is seizoensafhankelijk en moeilijk te schatten. Er is gekeken of het geregistreerde aantal duikers overeenkomsten vertoont met de mate van sedimentatie op de bodem. Er is aangenomen dat iedere geregistreerde duiker tijdens zijn duik langs de bodem duikt nabij het onderwaterhuis.

3.3 Verwerking van de gegevens

Om uiteindelijk te komen tot een antwoord op de hoofdvraag en de deelvragen zijn enige analyses noodzakelijk. Voor de hoofdvraag wordt kort besproken welke variabelen nader onderzocht zullen worden. Op de variabelen, betrekking hebbend op de deelvragen, wordt daarna ingegaan.

3.3.1 Directe en indirecte factoren

De variabelen pH, zuurstof, temperatuur en EGV zullen niet verder worden geanalyseerd. Om een idee te krijgen van een seizoensinvloed van deze variabelen is het voldoende deze uit te zetten in plots met het programma Surfer (versie 7.0, 1999). Voor het zwevende stof, horizontaal doorzicht en chlorofyl-*a* is besloten een repeated measures ANOVA uit te voeren (SPSS versie 10.1). Zo kan voor ieder van deze variabelen worden bepaald of er een verschil bestaat in tijd, over de diepte en tussen de plassen. Door een onderscheid te maken in seizoenen kan een eventueel verschil in tijd worden aangetoond.

3.3.2 Humuszuren/ DOC-gehalte

Zoals aangeven in paragraaf 3.2.2 wordt de grootte van de humuszuurdeeltjes geschat met behulp van de ratio E250nm/ E365nm. Deze wordt uitgezet in een surferplot (Surfer 7.0) om een indicatie te geven van waar de deeltjes van verschillende grootte zich bevinden. De DOC bepalingen zijn vijf keer uitgevoerd in maart en april. Dit gehalte is belangrijk om te kijken hoe humuszuurrijk de plassen zijn en of er een verschil in DOC gehalte is tussen de duikplas en de referentieplas. Er wordt een repeated measures ANOVA uitgevoerd om te testen of er een verschil is tussen beide plassen (SPSS versie 10.1).

3.3.3 Sedimentatie

Verwacht wordt dat in de duikplas meer sedimentatie plaatsvindt als gevolg van resuspensie dan in de referentieplas. Als dit zo is dan moet er een verschil aan te tonen zijn tussen de resuspensie in beide plassen. Eerst moet worden uitgerekend welk deel van het gesedimenteerde materiaal in de sedimentvallen sedimenteert als gevolg van resuspensie. De resuspensie kan in de stratificatieperiode worden berekend als volgt;

Resuspensie = sedimentatie in de spronglaag - de sedimentatie op de bodem

Het materiaal wat onderin de spronglaag wordt opgevangen bestaat uit deeltjes die van buitenaf op het meer oppervlak vallen en bezinken en uit deeltjes die intern zijn ontstaan door biologische activiteit (Weyhenmeyer, 1998). Wanneer geen resuspensie optreedt zal de sedimentatie in de spronglaag ongeveer gelijk zijn aan de sedimentatie op de bodem aangezien in het hypolimnion geen productie plaatsvindt. Wanneer er wel resuspensie optreedt zal, doordat gedurende de zomerstratificatie geen menging van de waterlagen plaatsvindt, het geresuspendeerde sediment in het hypolimnion blijven en opnieuw bezinken. Of er werkelijk een verschil is tussen de sedimentatie op de spronglaag en op de bodem, wordt getoetst met behulp van repeated measures ANOVA (SPSS versie 10.1). Er is een twee-weg ANOVA uitgevoerd met de

diepte en plas als 'fixed factor' om de sedimentatie tussen beide plassen statistisch te vergelijken. Een ruwe schatting van het aantal centimeters waarmee de sliblaag jaarlijks toeneemt wordt gemaakt door de jaarlijkse sedimentatie (g m^{-2}) te delen door het droge stofgehalte (g m^{-3}) van het sediment.

3.3.4 Nutriënten

De nutriëntconcentraties zijn uitgezet in plots (Surfer 7.0). Tevens zijn voor de nutriëntconcentraties univariate analyses (SPSS 10.1) uitgevoerd waardoor gekeken kan worden of er een verschil in concentratie is over de diepte en tussen de plassen.

4. Resultaten

4.1 Inleiding

Per paragraaf zijn de resultaten van zowel de duikplas als de referentieplas grotendeels in plots weergegeven. Voor elke plot geldt dat de variabele, bijvoorbeeld de temperatuur of het zuurstofgehalte, uitgezet is over de diepte; de y-as, in de tijd; de x-as. De meetdiepte in de duik- en referentieplas gaat respectievelijk tot en met 17 en 16 meter. Op de x-as staan de weken weergegeven. Om het lezen te vergemakkelijken staan onder de x-as tevens de maanden vermeld. In week 1 heeft de eerste monsterring plaatsgevonden (dinsdag 18 juni 2002) en in week 51 heeft op 4 juni 2003 de laatste bemonsterring plaatsgevonden. Dankzij een ander onderzoek kon de dataset van de pH, EGV, zuurstof, temperatuur en turbiditeit in de duikplas worden aangevuld tot week 59, de laatste week van juli 2003. Boven elke serie plots staat de bijbehorende index welke de kleuren vertaalt in de specifieke waarden. De intensiteit van de bemonsteringen is afhankelijk geweest van de tijd van het jaar. In de zomer is intensief, wekelijks, gemonsterd in beide plassen. In het najaar en in de lente is ongeveer één keer in de twee weken gemonsterd en in de winterperiode hebben de bemonsteringen plaatsgevonden op 17 december, 3 en 24 februari. Vanaf 24 maart nam de intensiteit van bemonsteren weer toe. Voor de parameters horizontaal doorzicht, zwevend stof en chlorofyl-*a* zijn de seizoensinvloeden bepaald met behulp van ANOVA.

4.2 Fysische parameters

4.2.1 pH en EGV

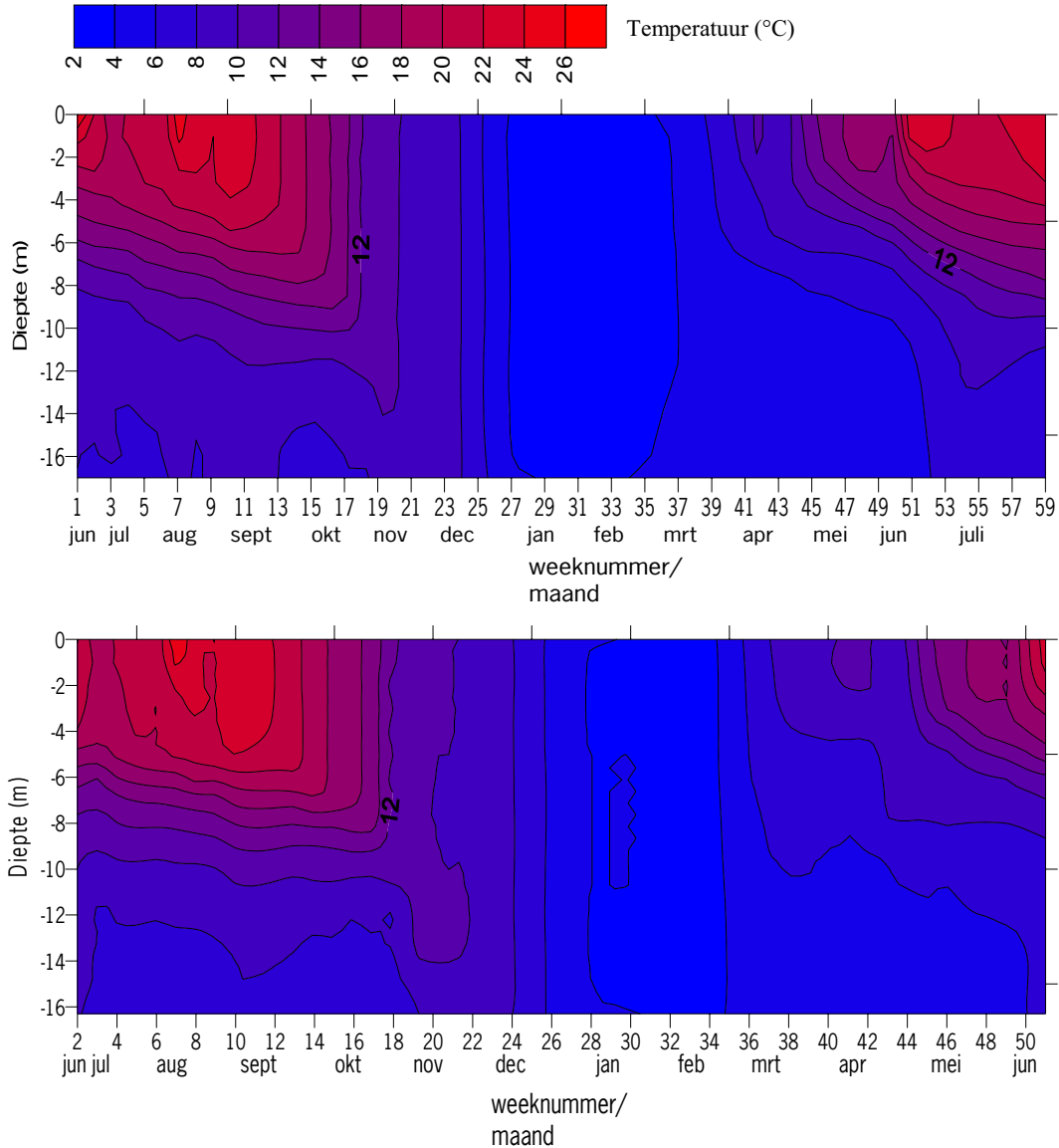
De gemeten pH (zuurgraad) en EGV (elektrisch geleidingsvermogen) in zowel de duik- als de referentieplas zijn uitgezet in twee plots, respectievelijk Bijlage 4.1 en 4.3. Te zien is dat de pH veranderd over de diepte en in de tijd. Tijdens de stratificatie in de zomer is de pH in het epilimnion hoger dan in het hypolimnion. Bijlage 4.2 geeft de pH in het grondwater op verschillende locaties weer.

Het EGV van een water geeft informatie over de hoeveelheid opgeloste deeltjes die zelf een positieve of negatieve lading hebben of geladen kunnen worden en daardoor stroom kunnen geleiden. Het EGV wordt gemeten in $\mu\text{S cm}^{-1}$ en is afhankelijk van de concentratie opgeloste zouten zoals fosfaat, nitraat, ammonium, (bi)carbonaat en calcium sulfaat en zuurstof (Jaarsma & Verdonchot, 2000). Hoe hoger het EGV, des te meer opgeloste geleidende deeltjes aanwezig zijn. De gemeten EGV waarden zijn geplott en te vinden in Bijlage 4.3. Het EGV in de wateren op en nabij het golfterrein en in het grondwater zijn te vinden in respectievelijk Bijlage 4.8 en 4.10.

4.2.2 Temperatuur en Zuurstof

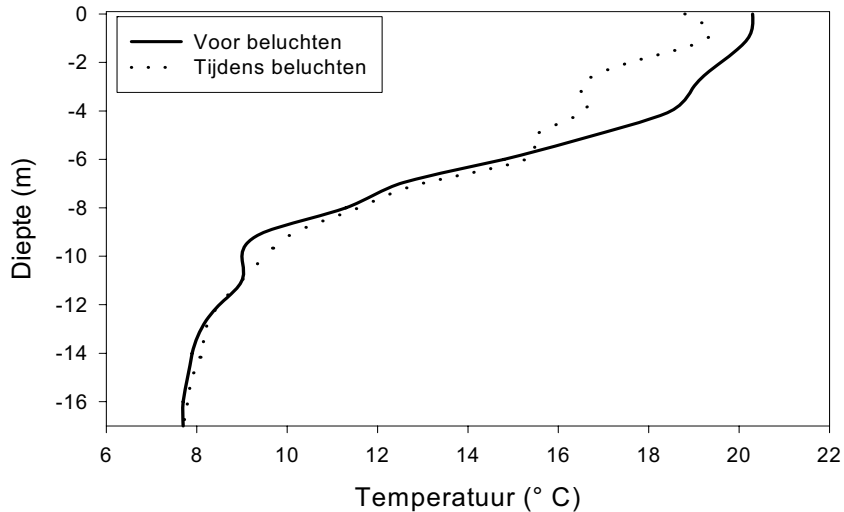
In beide plassen is gedurende de zomer/herfst in 2002, vanaf week 1 tot week 18, duidelijk dat een warme waterlaag boven in de waterkolom op een koude onderlaag ligt (Figuur 4.1). Een verschil in temperatuur is heel duidelijk te zien tussen beide lagen. In de zomer vormen ongeveer de bovenste vijf meter het epilimnion van de duikplas. Het meta- en hypolimnion bevinden zich respectievelijk op een diepte van ongeveer 5 tot 8 meter en van 8 tot 17 meter. In het metalimnion, oftewel de spronglaag, neemt de watertemperatuur snel af met de diepte. Het metalimnion valt duidelijk op in beide grafieken doordat de isothermen (lijnen die punten van gelijke temperatuur met elkaar verbinden) dicht op elkaar liggen. Hoe dichter de isothermen op elkaar liggen, hoe sterker de stratificatie is. In de herfst, vanaf week 14/15 koelen de bovenste waterlagen in enkele weken ongeveer 10 graden af. Door het kleiner wordend verschil in temperatuur tussen de waterlagen kan een turnover optreden. Pas begin november, in week 21, zijn de waterlagen in beide plassen volledig gemengd. De gemeten temperatuur over de hele waterkolom is dan $9,2^{\circ}\text{C}$. De temperatuur van het water in de onderste water-

lagen van beide plassen is gedurende de hele meetperiode, tot de turnover, heel stabiel wat erop duidt dat er nauwelijks menging optreedt in de onderste waterlagen. In de winter is de temperatuur in beide plassen erg laag, tussen de 2 en 4°C. Er wordt geen omgekeerde stratificatie gemeten. De bovenste waterlaag begint opnieuw op te warmen vanaf maart (referentieplas) en april (duikplas).



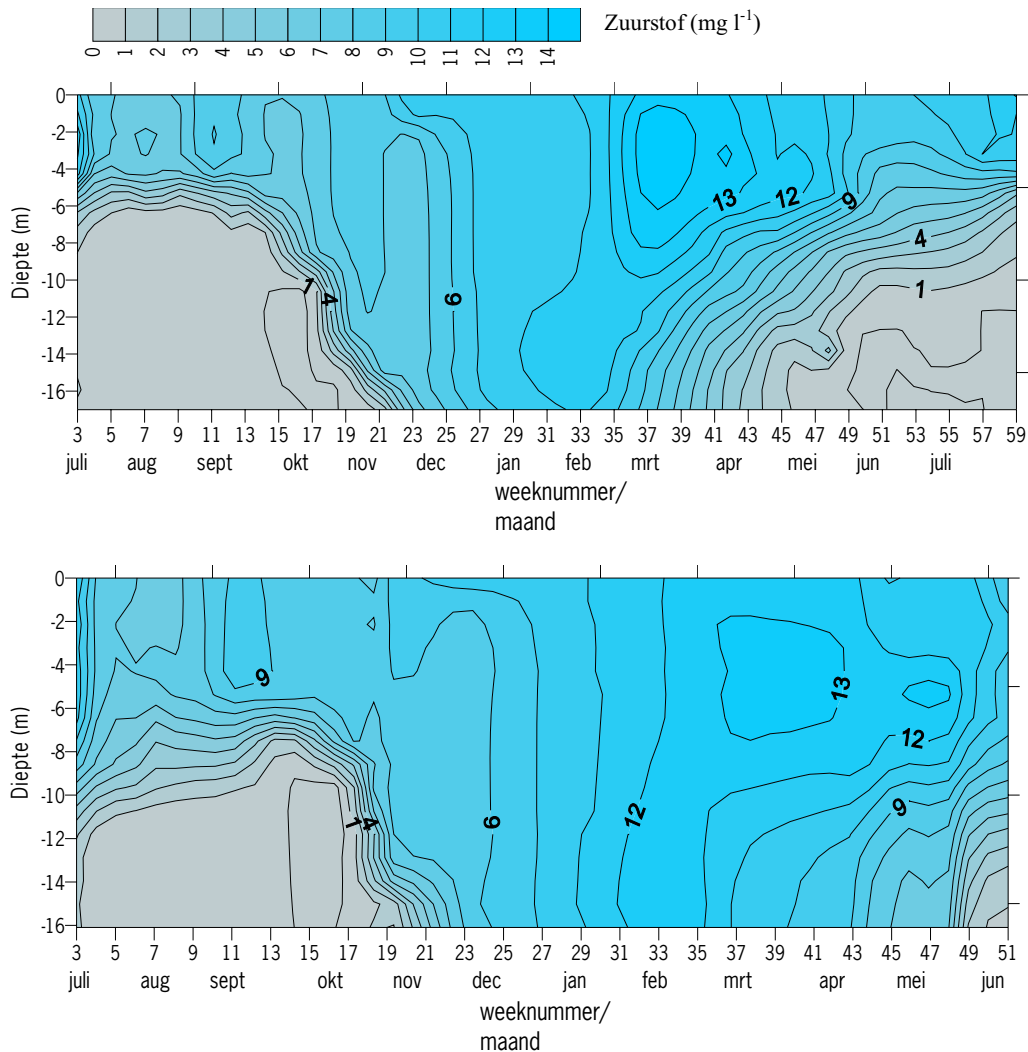
Figuur 4.1. *Temperatuur (°C) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juni 2002-juli 2003.*

Tevens is de temperatuur in de duikplas gemeten voor en tijdens het beluchten van het onderwaterhuis (Zaal, 2003). Figuur 4.2 laat zien dat de beluchting een effect heeft op de temperatuur in de bovenste waterlaag. Met name in het epilimnion daalt de temperatuur wat het gevolg is van een aanvoer van kouder water wat door luchtbelletjes vanuit het hypolimnion wordt meegenomen. Dit kan betekenen dat beluchten van het onderwaterhuis enige menging van de waterkolom tot gevolg kan hebben. Het effect is echter afhankelijk van de regelmaat waarmee belucht wordt en het debiet van de luchttoevoer. Hier wordt in de discussie (hoofdstuk 6) op terug gekomen.



Figuur 4.2. *Temperatuur (°C) in de duikplas voor en tijdens beluchting van het onderwaterhuis op 16 juli 2002 (Zaal, 2003).*

In de Berendonck is de temperatuur van de bovenste waterlagen in de zomer rond de 20°C, terwijl het water onder in de plas een gemiddelde temperatuur van 7°C heeft. Bij een hogere temperatuur heeft het water een lagere dichtheid (Figuur 2.2) waardoor er meer zuurstof in op kan lossen. Daarbij komt dat deze waterlagen in direct contact staan met de lucht. Uit de zuurstofplots (Figuur 4.3) is makkelijk af te lezen dat de onderste waterlagen van beide meren in de zomer volkomen zuurstofloos zijn. In de duikplas begint het zuurstofloze gedeelte op ongeveer 7 meter diepte. In de referentieplas begint dit gedeelte pas rond de 10 meter diepte wat betekent dat hier relatief gezien een grotere waterlaag aanwezig is waarin waterleven, zoals bijvoorbeeld verschillende vissoorten, kan voorkomen. De laagste zuurstofconcentratie waarbij vissen nog kunnen leven, ligt tussen de 3-5 mg l⁻¹ (Everards, 1978). Zowel in de duik- als in de referentieplas ondersteunen de data de theorie dat er een volledige turnover optreedt: door het mixen van alle waterlagen wordt de hele waterkolom zuurstofrijk en van gelijke temperatuur. In beide plassen is na menging, vanaf november, geen verschil in zuurstofgehalte meer meetbaar. In het voorjaar is het zuurstofgehalte in de duik- en referentieplas hoog, zelfs rond 14 mg l⁻¹ als gevolg van algengroei (paragraaf 4.3.4). Heel mooi is te zien hoe het hypolimnion van de duikplas eerder zuurstofloos wordt (eind april) dan het hypolimnion van de referentieplas (begin juni).

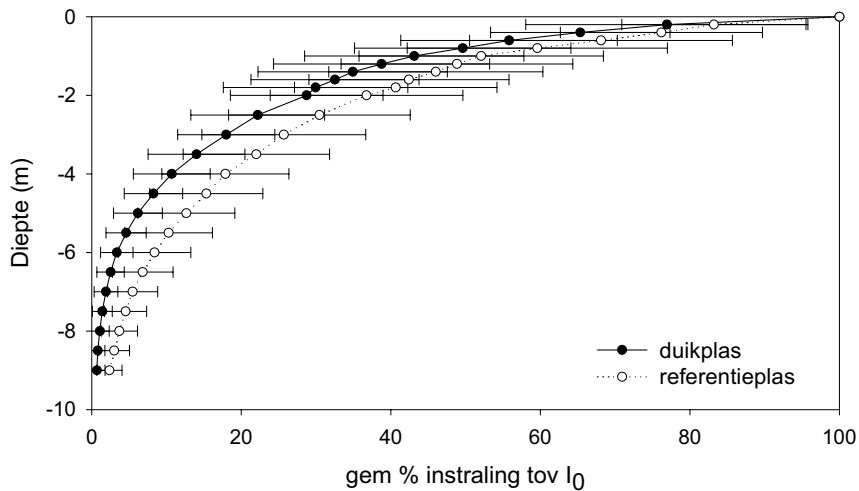


Figuur 4.3. Zuurstof (mg l^{-1}) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juni 2002-juli 2003.

4.3 Troebelheid en doorzicht bepalende parameters

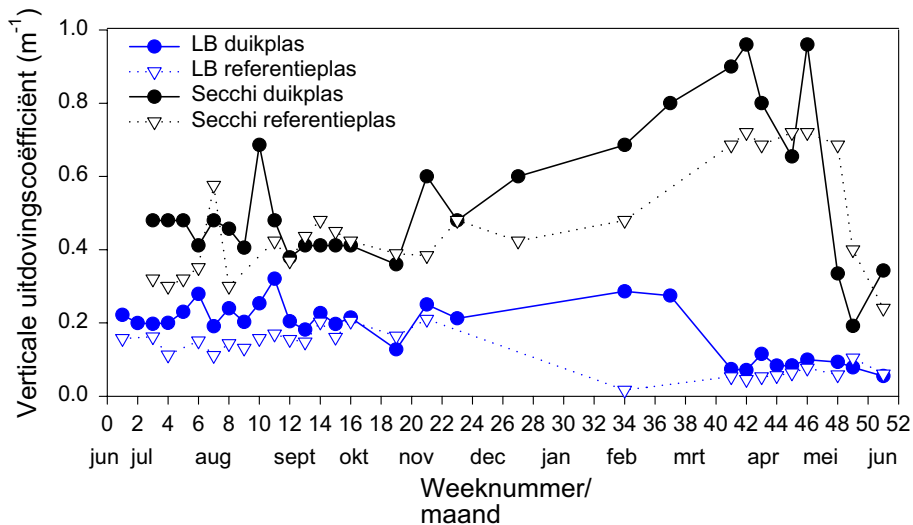
4.3.1 Extinctie

De lichtintensiteit, gemeten in $\mu\text{mol quanta m}^{-2}\text{s}^{-1}$, neemt exponentieel af met de diepte en neemt gedurende de zomerperiode in de duikplas sneller af dan in de referentieplas (Figuur 4.4). Met behulp van de lichtintensiteit kan de eufotische diepte bepaald worden. De eufotische diepte is de grens waar ongeveer 1% van de lichtintensiteit aan het wateroppervlak aanwezig is (Kirk, 1994). De eufotische diepte is van belang omdat hier beneden niet genoeg fotonen aanwezig zijn voor een netto productie door fotosynthese. De eufotische diepte ligt in beide plassen gemiddeld rond de 9 meter. Gedurende de periode juni-november '02 is op 9 meter diepte in de duikplas nog een percentage van 0,7% van I_0 over, in de referentieplas is dit 2,4%.



Figuur 4.4. Exponentiële afname lichtinstraling (% van I_0) over de diepte (gemiddeld ± 1 SD) voor de periode juni-november 2002.

Er worden twee methoden gebruikt om de verticale uitdovingscoëfficiënt te berekenen: Lambert-Beer (LB) en Secchi. Gebleken is dat de K_d berekend uit Secchi hoger uitvalt dan berekend uit Lambert-Beer (Figuur 4.5). De K_d (LB) in de duikplas varieert tussen de $0,06 \text{ m}^{-1}$ in juni 2003 en $0,32 \text{ m}^{-1}$ in augustus 2002 (Figuur 4.5).

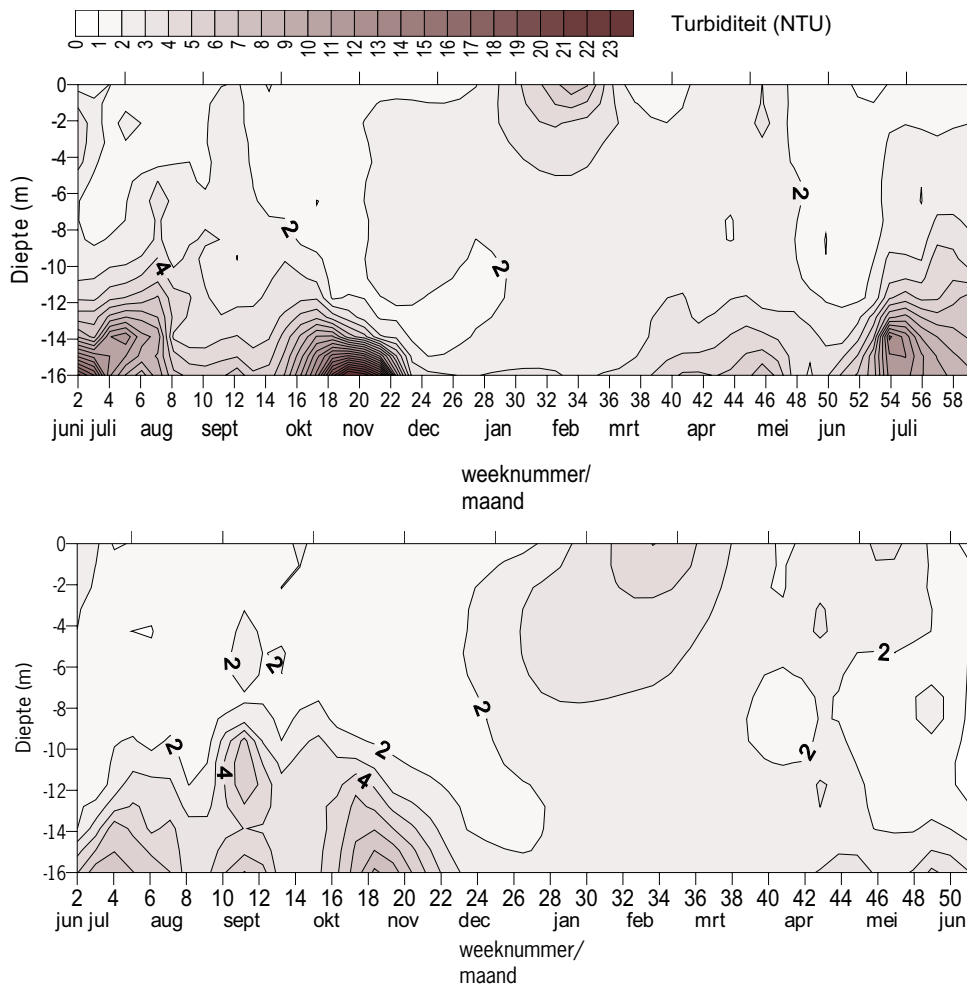


Figuur 4.5. Verticale uitdovingcoëfficiënt (K_d in m^{-1}) berekend met Lambert-Beer (LB) in de duikplas (●) en de referentieplas (▽) en met Secchi in de duikplas (●) en in de referentieplas (▽) gedurende juni 2002-juni 2003.

De uitdovingcoëfficiënt uitgerekend uit Secchi ligt in de duikplas tussen de $0,19$ en de $0,96 \text{ m}^{-1}$ en in de referentieplas tussen de $0,24 \text{ m}^{-1}$ eind mei en $0,72 \text{ m}^{-1}$ in april. In de lente neemt de K_d gemeten met de Secchi schijf relatief gezien veel toe. De uitdovingcoëfficiënten in beide plassen is niet hoog, er wordt dus niet heel snel veel licht uitgedoofd, zoals bijvoorbeeld in de Loosdrechtse plassen of in een meer in Australië; Lake George, met een $K_d > 2,0 \text{ m}^{-1}$ (Kirk, 1994).

4.3.2 Troebelheid

De turbiditeit, gemeten in NTU, is een maat voor de troebelheid van water. Hoe hoger de waarde in NTU, des te troebeler het water. In beide plassen is de troebelheid gedurende het hele jaar in de bovenste 10-12 meter niet hoog (Figuur 4.6). In de maanden juni-november is het water in de duikplas op 14-16 meter diepte erg troebel, de turbiditeit ligt dan tussen de 8 en 24,5 NTU.



Figuur 4.6. Turbiditeit (NTU) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juni 2002-juli 2003.

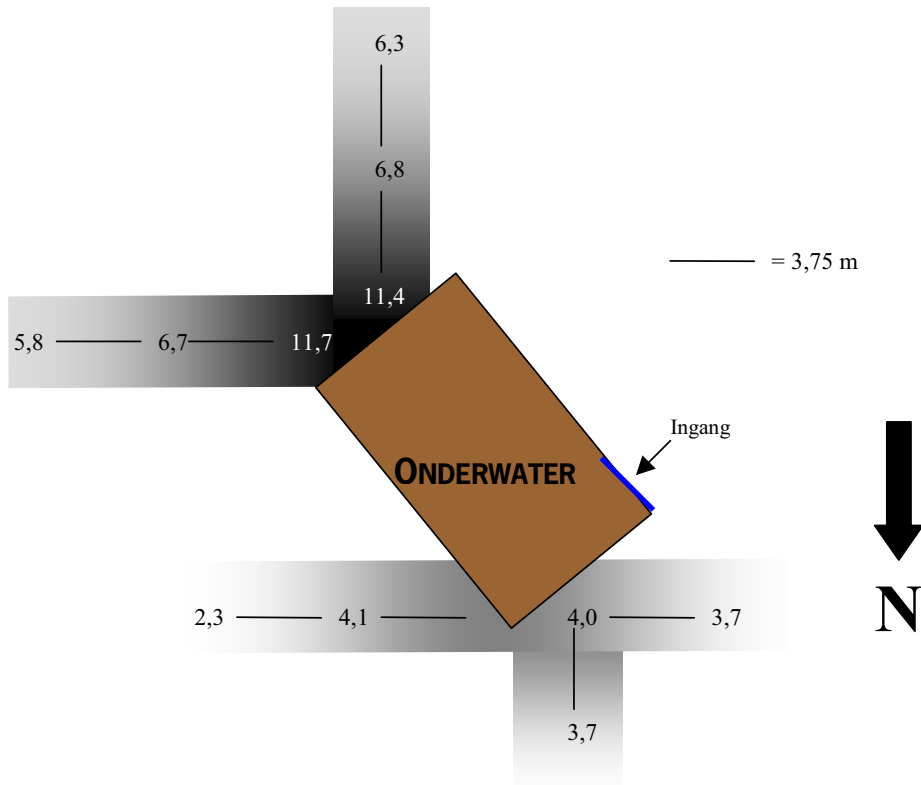
In de referentieplas is slechts een kleine verhoging van de NTU op deze diepte gemeten (Figuur 4.6), tot maximaal 8,3 NTU, ten opzichte van zowel de bovenliggende waterlagen als de duikplas. Vanaf december is de turbiditeit in de hele waterkolom rond de 2 NTU.

In de eerste maanden van de stratificatie, gedurende mei, juni en juli neemt de turbiditeit in het hypolimnion aanzienlijk toe met de diepte (Figuur 4.7). Er geldt in deze periode hoe dieper hoe troebeler het water is.



Figuur 4.7. Filters (Whatman GF/F) waarover 2 liter water van verschillende diepten uit de duikplas is gefiltreerd.

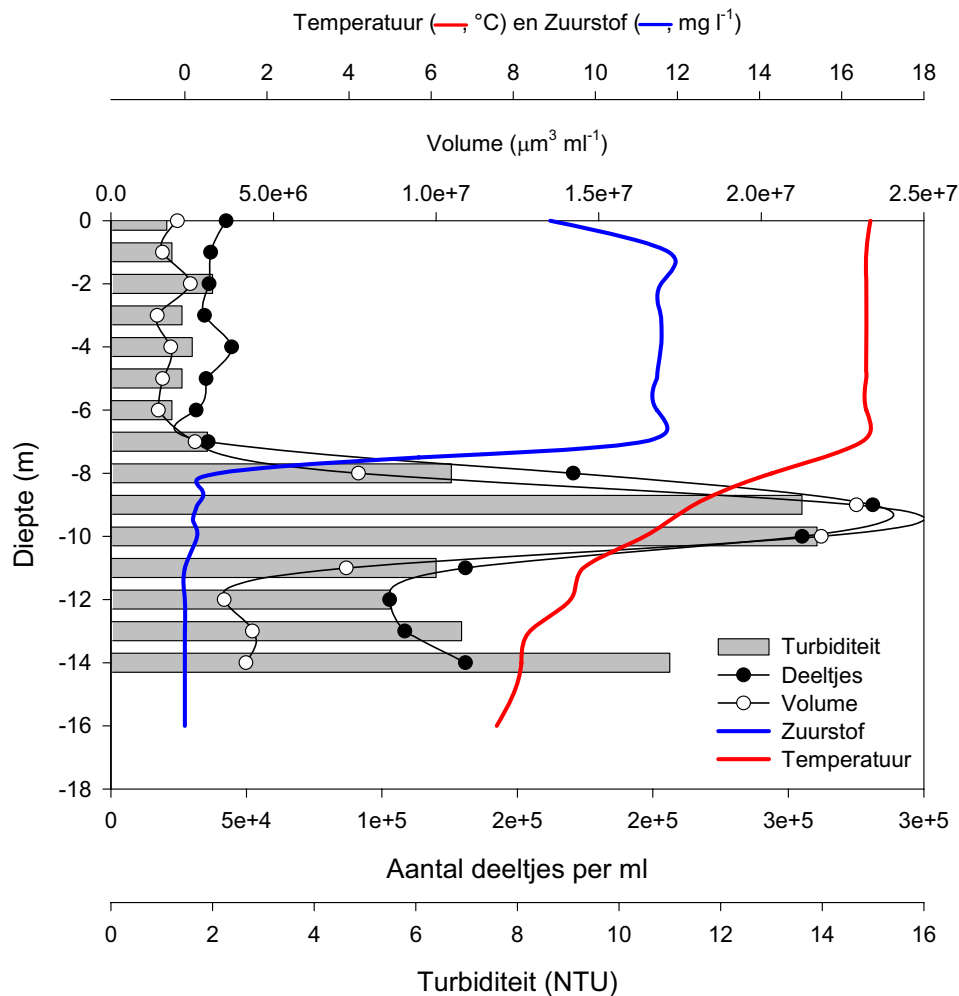
Om een indruk te krijgen van de horizontale variatie in de troebelheid zijn er op 15 meter diepte op een aantal posities rondom het onderwaterhuis watermonsters genomen waarvan de turbiditeit is bepaald. Opvallend aan deze monsters, die genomen zijn op 3 september, is dat de troebelheid aan de zuidzijde van het onderwaterhuis groter is dan aan de noordzijde (Figuur 4.8).



Figuur 4.8. Turbiditeit (NTU) op 15 meter diepte op verschillende afstanden rondom het onderwaterhuis 'Aquavilla'.

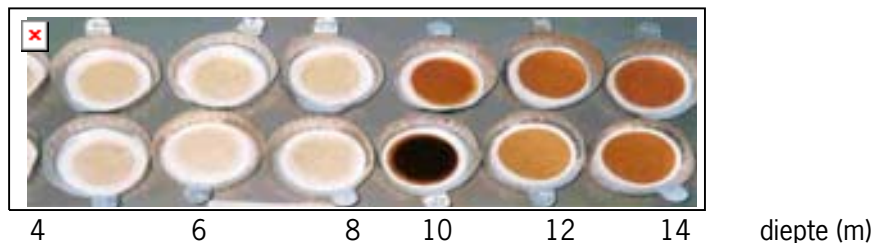
Tevens valt op dat de turbiditeit afneemt met een geringe afstand tot het onderwaterhuis. Aan de zuidzijde blijkt op 3,75 meter afstand van het onderwaterhuis de turbiditeit ruim 40% minder te zijn dan vlak naast het onderwaterhuis. De afname tussen 3,75 meter en 7,5 meter van het onderwaterhuis is veel geringer (8-13%). Aan de noordzijde en noordwest kant is deze afname ook ongeveer 8%, aan de noordoostzijde daarentegen ruim 40% (Figuur 4.8).

Het is niet altijd zo dat geldt 'hoe dieper des te troebeler'. In de maanden september en oktober '02 is onderin het metalimnion van de duikplas een roodbruine troebele laag waargenomen. Deze troebele laag wordt gevormd door ketens van ijzer-oxiderende bacteriën met hun celwanden bedekt door ijzer (Fe^{3+}) (hoofdstuk 2).



Figuur 4.9. Verloop van de aantallen deeltjes (ml^{-1}), het totale volume van de deeltjes ($\mu m^3 ml^{-1}$), de turbiditeit, het zuurstofgehalte ($mg l^{-1}$) en de temperatuur ($^{\circ}C$) over de diepte in de duikplas op 30 september 2003.

Wanneer 2 liter van dit metalimnion water gefiltreerd wordt (Whatmann GF/F), is het resultaat zoals het derde filter vanaf rechtsonder (Figuur 4.10). De ketens van bacteriën en ijzer zijn in september waargenomen op 8 meter, in oktober is de laag naar 10 meter diepte gezakt.



Figuur 4.10. Filters na filtratie van 2 liter water van verschillende diepte uit de duikplas (onder) en de referentieplas (boven) op 8 oktober 2002.

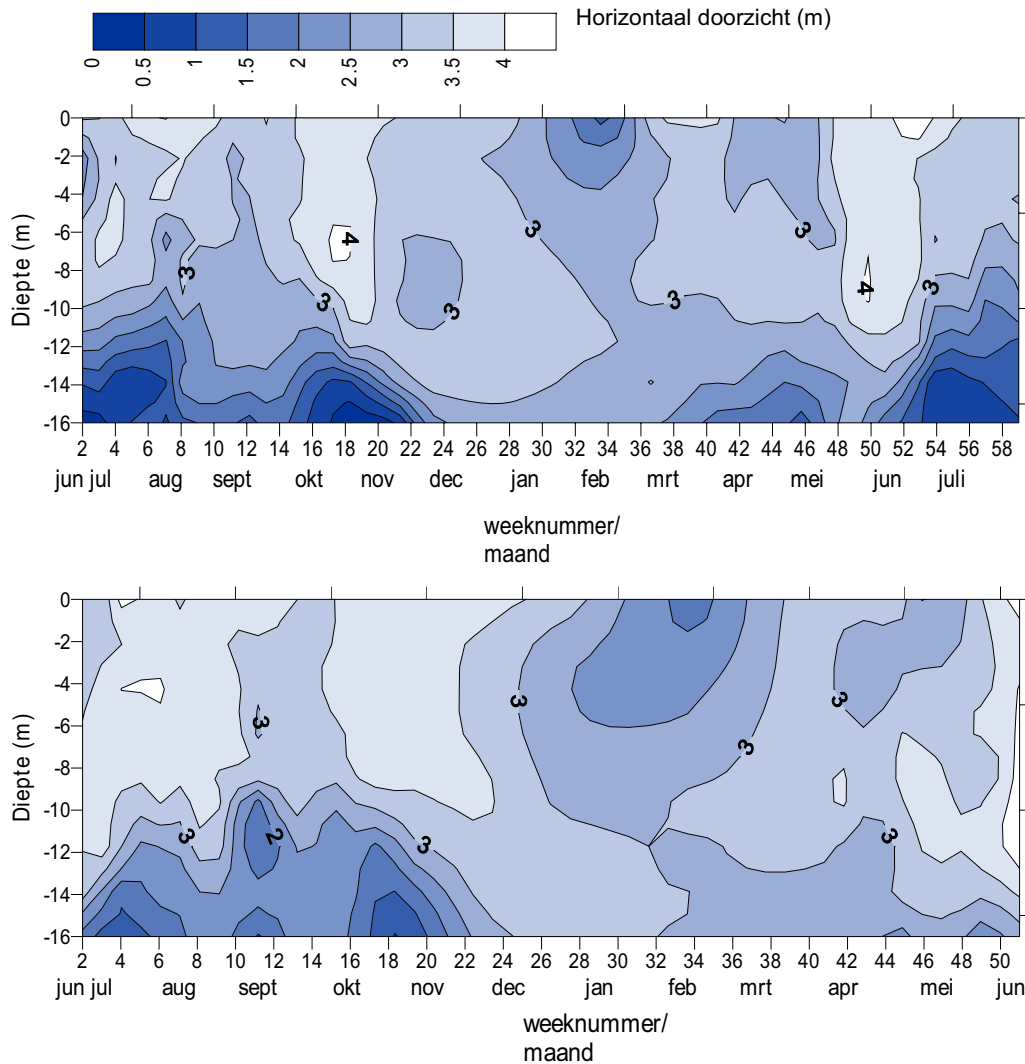
Gedurende de zomerstratificatie is de spronglaag vaak zichtbaar door een roodbruin gekleurde laag. Deze laag bestaat uit micro-organismen die of zelf gekleurd zijn zoals purperen zwavelbacteriën of die door neerslag van mangaan- en ijzeroxides op de cel gekleurd raken.

De fysische- en chemische gradiënten tijdens de stratificatie resulteren in een laag of stratum geschikt voor massale bacteriële populatiebloei. Vanwege deze deeltjes kan de troebelheid aanzienlijk toenemen en daarmee het zicht sterk gereduceerd worden. In september 2003 is tweemaal (op 3 en 30 september) een aanvullende bemonstering uitgevoerd om de observaties uit 2002 te verifiëren. Wederom werd een troebele zone aangetroffen rond 8-9 meter diepte op 3 september en rond 9-10 meter op 30 september (Figuur 4.9). Door de aanwezigheid van deze zone zal de hoeveelheid licht invallend in de diepere lagen aanzienlijk gereduceerd worden zodat de beleving van de duik in de diepere waterlaag verandert en de duiker over het algemeen een minder zicht zal ervaren.

4.3.3 Horizontaal doorzicht

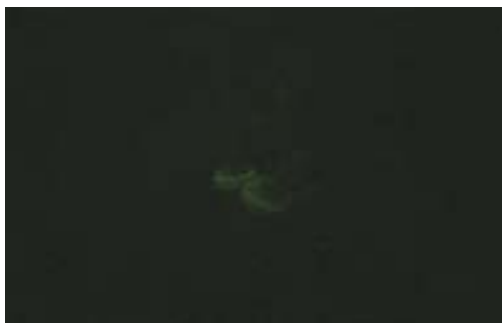
Om de troebelheid te vertalen naar het zicht onder water is, is er in de pilotstudie (Zaal, 2003) een relatie gelegd tussen de turbiditeit en het horizontale doorzicht onder water. Verscheidene malen is onder water door duikers op verschillende diepte zowel het horizontale doorzicht met behulp van de Secchi schijf gemeten, als de turbiditeit bepaald aan de hand van watermonsters. Vervolgens zijn deze waarden tegen elkaar uitgezet. Met behulp van de gevonden relatie ($r^2=0,65$) is het doorzicht berekend uit de gemeten turbiditeitswaarden per diepte.

Hieronder (Figuur 4.11) is te zien dat het horizontale doorzicht in de bovenste waterlagen van beide plassen rond de 3 à 4 meter ligt wat goed is. Ter verduidelijking: bepaalde vissen, zoals de snoek, hebben een horizontaal zicht van minimaal 1 meter nodig om goed te kunnen jagen op andere vissen. Beide plassen hebben een doorzicht van 2 meter of meer tot een diepte van ruim 12 meter. Met name in de duikplas geldt dat het zicht hoofdzakelijk zeer gering is in de onderste waterlagen (14-16 meter diep) in de periode juni tot en met november. Deze periode noemt De Kaaiman 'de duikperiode' omdat juist dan naar eigen zeggen de meeste duikers actief zijn.



Figuur 4.11. Doorzicht (m) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) berekend uit de turbiditeit gedurende juni 2002-juli 2003.

Om een beeld te geven van het zicht wat een duiker onder water in duikplas kan hebben, zijn onderstaande foto's geplaatst (Figuur 4.12 en 4.13). Beide foto's zijn genomen op 5 november 2002 nabij het onderwaterhuis. De foto links is genomen op 8 meter diepte en de foto rechts is genomen in de bovenste paar meters van de duikplas.



Figuur 4.12. Sedimentvallen (met witte piepschuim rand) nabij onderwaterhuis op 8 m diepte, 5 november 2002.



Figuur 4.13. Duiker van onderaf in de bovenste meters van de duikplas, 5 november 2002.

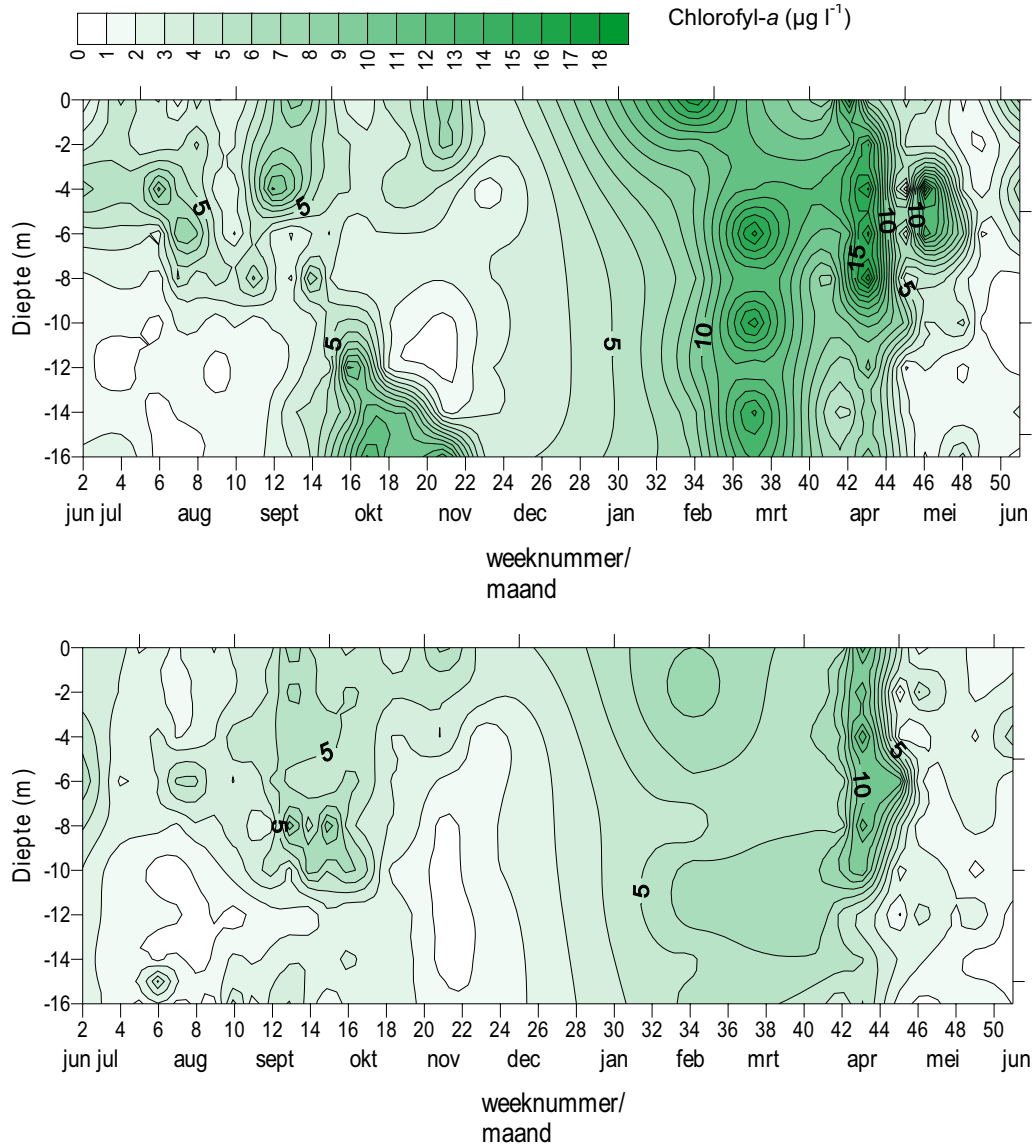
4.3.4 Chlorofyl-*a*

Zoals uitgelegd in paragraaf 2.5, is chlorofyl-*a* een belangrijk bestanddeel van alle foto-autotrofe organismen. De concentratie chlorofyl-*a* is een indicatie voor de hoeveelheid algen. Met behulp van repeated measures ANOVA is gekeken of er een verschil in chlorofyl-*a* bestaat tussen de duikplas en de referentieplas op verschillende diepten per tijd van het jaar. Het jaar is ingedeeld in vier perioden: januari t/m maart, april t/m juni, juli t/m september en oktober t/m december. Uit de test is gebleken dat er geen significant verschil in chlorofyl-*a* gehalte over de diepte is. Wel is er een verschil tussen de plassen waargenomen ($p < 0,001$) en is er een verschil in chlorofyl-*a* gehalte in de verschillende perioden van het jaar ($p < 0,001$).

Tabel 4.1. Gemiddelde chlorofyl-*a* waarden over de waterkolom ($\mu\text{g l}^{-1} \pm$ standaarddeviatie (SD)) voor de duikplas en de referentieplas over de gehele meetperiode (gemiddeld) en over vier kwartalen per jaar.

periode	duikplas	SD	referentieplas	SD
gemiddeld	6,1	0,3	3,9	0,4
januari-maart	10,2	1,4	5,7	1,7
april-juni	6,3	2,8	4,4	3,3
juli-september	2,8	0,7	2,0	0,9
oktober-december	5,0	1,0	3,6	1,2

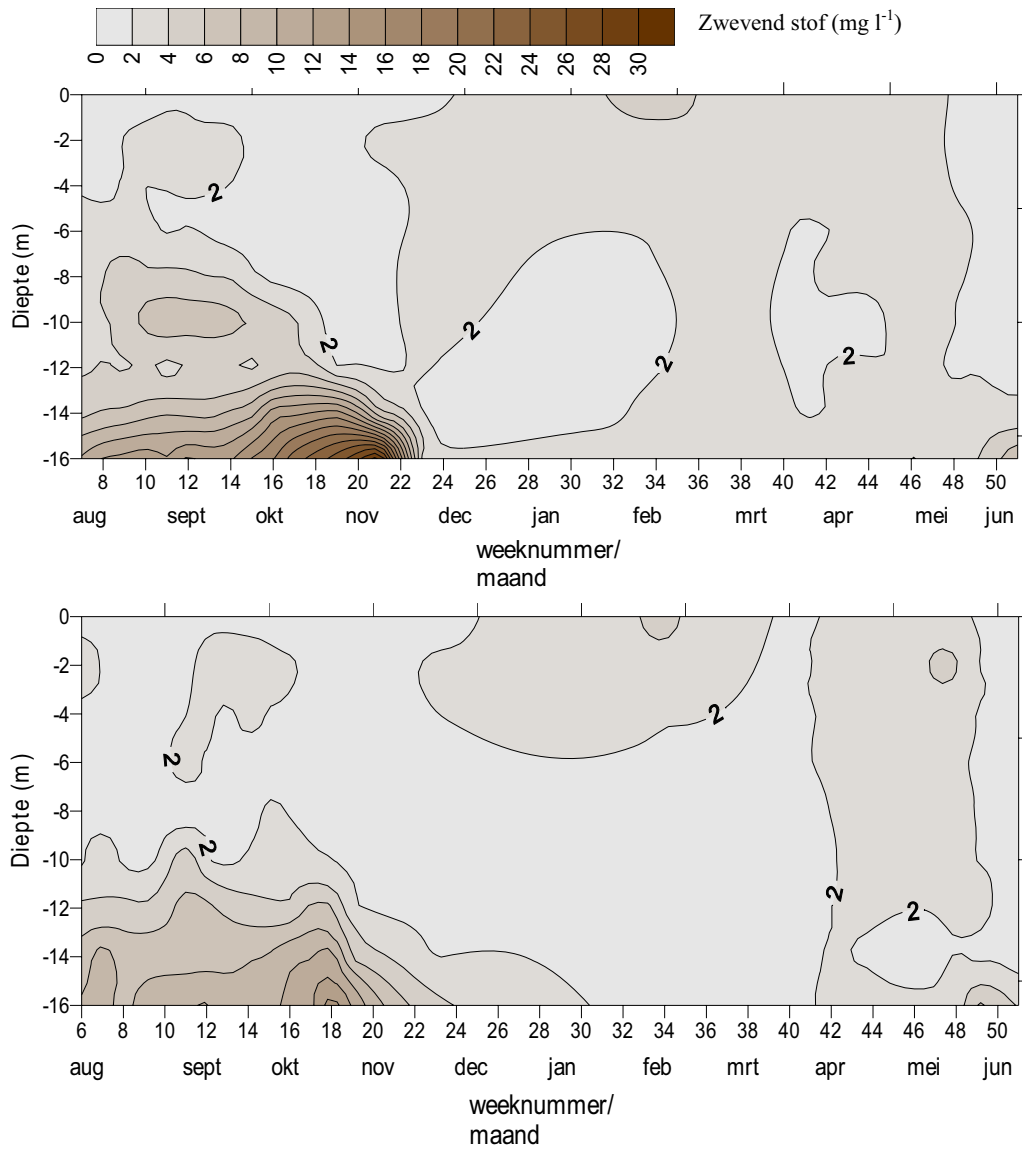
Voor beide plassen en voor de vier perioden in het jaar zijn de gemiddelde chlorofyl-*a* gehalten over de waterkolom in de tijd te zien in Tabel 4.1. De duikplas heeft gedurende het jaar een hogere chlorofyl-*a* concentratie dan de referentieplas maar de concentraties zijn relatief laag. De hoogste gemiddelde chlorofyl-*a* concentratie is weliswaar gemeten in de periode januari tot maart, echter de voorjaarsbloei treedt op in de periode maart - mei. Omdat de voorjaarsbloei gevolgd wordt door een clear water phase in juni is de gemiddelde chlorofyl-*a* concentratie over de periode april –juni lager dan die over januari – maart (Tabel 4.1). In Figuur 4.14 is te zien dat in de duikplas de grootste hoeveelheid chlorofyl-*a* in april tussen de 2 en de 8 meter gemeten wordt. De referentieplas heeft in de plots zichtbaar constant een lager chlorofyl-gehalte dan de duikplas. Opvallend is de grote hoeveelheid chlorofyl-*a* in oktober in de duikplas rond de 14-16 meter. Deze toename kan veroorzaakt worden door algen. Onder invloed van de zwaartekracht en door het dalen van de thermocline, zakken algen makkelijker uit naar de bodem. Eind februari worden er hogere concentraties algen in de duikplas gevonden. Dit wordt veroorzaakt door het begin van de voorjaarsbloei van algen (diatomeeën), die duurt tot in mei. Vanaf begin mei neemt de concentratie algen in beide plassen af tot zeer lage waarden. Dit wordt veroorzaakt door de toename van begrazing van algen door watervlooien. Deze periode wordt een 'clear water phase' genoemd (paragraaf 2.5.4).



Figuur 4.14. Chlorofyl-a concentratie ($\mu\text{g l}^{-1}$) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juni 2002-juni 2003.

4.3.5 Zwevend stof

De duikplas heeft in totaal een significant hoger zwevend stof gehalte ($p = 0,002$) dan de referentieplas. Ook in de tijd zijn er statistisch significante verschillen ($p < 0,001$). De gemiddelde waarden over de hele waterkolom gedurende de meetperiode worden getoond in Tabel 4.2. Per diepte stratum toonde een Tukey post-hoc test aan dat er geen significante verschillen in zwevende stof concentraties zijn tussen 0 en 12 meter diepte ($p > 0,05$). Dezelfde test liet zien dat de zwevende stof concentratie op 14 meter diepte significant hoger was dan die tussen 0 en 12 meter, terwijl de zwevende stof concentratie op 16 meter diepte wederom significant ($p < 0,05$) hoger was dan op 14 meter diepte. Zowel in de plots als in Tabel 4.2 is duidelijk te zien wanneer de herfstturnover optreedt. Dit is met name in de plot van de duikplas goed te zien aan de hand van de toenemende hoeveelheid zwevend stof nabij de bodem rond week 20. In Tabel 4.2 is te zien dat de hoeveelheid zwevend stof toeneemt vanaf de periode juli-september. De plots in Bijlage 4.4 en 4.5 beschrijven zowel de anorganische als de organische fracties van het zwevend materiaal. Het zwevend materiaal bestaat in beide plassen met name in de onderste meters voor een groot gedeelte uit anorganische deeltjes, zoals kleideeltjes en zand.



Figuur 4.15. Zwevend stof (mg l^{-1}) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli 2002-juni 2003.

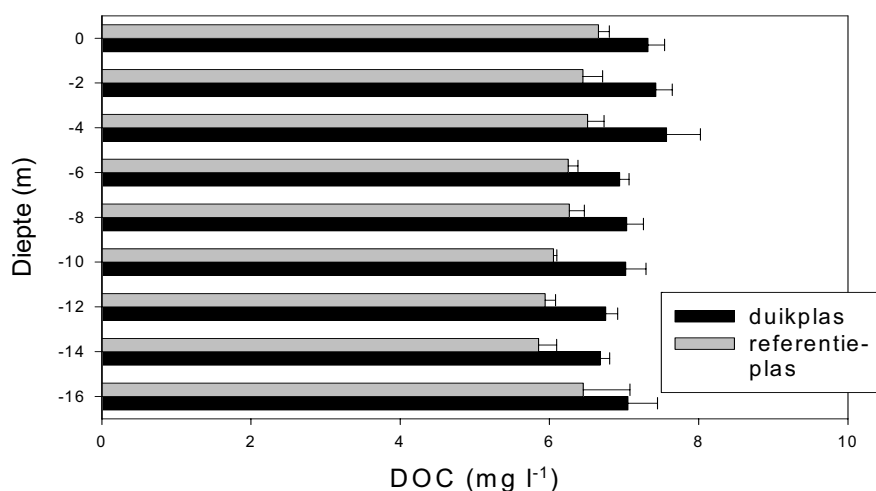
Tabel 4.2. Gemiddelde zwevend stof gehalten over de waterkolom ($\text{mg l}^{-1} \pm$ standaarddeviatie (SD)) voor de duikplas en de referentieplas over de gehele meetperiode (gemiddeld) en over vier kwartalen per jaar.

periode	duikplas	SD	referentieplas	SD
gemiddeld	3,7	0,2	2,9	0,2
januari-maart	2,9	0,6	2,0	0,5
april-juni	2,4	0,3	2,5	0,2
juli-september	4,0	1,8	2,8	2,3
oktober-december	5,5	0,7	4,3	0,6

4.3.6 Humuszuren

Vanaf augustus 2002 tot en met juni 2003 is de ratio λ 250/365 nm bepaald. Deze geeft een beeld van de grootte van de humuszuurmoleculen wat een indicatie kan zijn voor de leeftijd van deze. Humuszuurmoleculen worden na enig tijd afgebroken onder invloed van licht met een golflengte kleiner dan 320 nm (wat alleen in de bovenste centimeters van een water voorkomt omdat het relatief snel wordt uitgedoofd). Kleinere moleculen zouden kunnen duiden op in leeftijd oudere moleculen. Wanneer de ratio toeneemt, neemt de concentratie van relatief kleine moleculen toe (De Haan, 1993). De resultaten zijn uitgezet in Bijlage 4.6.

De grootte van de humuszuren geeft een indicatie over hun rol in het lichtklimaat, maar zegt niets over hoeveelheden. Daarom is besloten om enkele weken, in maart en april, de concentratie DOC te bepalen als indicatie voor de humuszuurconcentratie. Tevens is een vergelijking gemaakt tussen plassen en is gekeken of er een verschil in humuszuurconcentratie op verschillende diepte aanwezig is. De gemiddelde DOC concentratie van de duikplas is met $7,1 \text{ mg l}^{-1}$ significant hoger ($p < 0,001$) dan die in de referentieplas, met $6,3 \text{ mg l}^{-1}$. In Figuur 4.16 staan de DOC concentraties de verschillende diepten op een rijtje, hiertussen bestaat geen significant verschil.

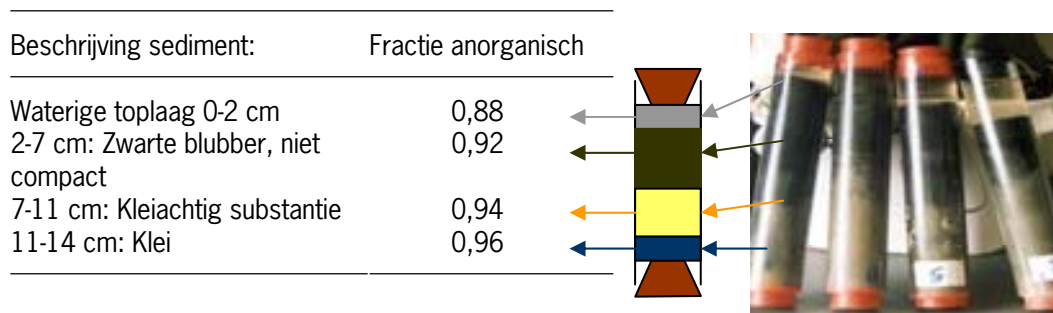


Figuur 4.16. Gemiddelde DOC-gehalten (mg l^{-1}) per meetdiepte voor de duikplas (zwart) en de referentieplas (grijs) gedurende maart-april 2003.

4.4 Sediment en sedimentvallen

4.4.1 Bodemsamenstelling

In de duikplas zijn door duikers verschillende keren bodemmonsters gestoken. Om een idee te geven van de samenstelling van het sediment laat de foto (Figuur 4.17) duidelijk de verschillende lagen bodemmateriaal zien. De rechterbuis is direct onder de ingang van het onderwaterhuis gestoken. De zwarte sliblaag is veel minder dik dan in de overige monsters. De andere drie buizen zijn gestoken rondom het onderwaterhuis. De organische en anorganische fractie is van de verschillende bodemlagen bepaald. Percentages (an)organisch materiaal in de bovenste 10 centimeter van het sediment van enkele locaties in de duikplas, staan in Bijlage 4.7. De bodemmonsters bestaan voor het merendeel uit anorganisch materiaal. De organische fractie op 16 meter diepte is groter dan op 4 meter diepte. Op vier meter diepte in de duikplas bevat de bovenste 10 cm van het sediment nagenoeg geen organisch materiaal.



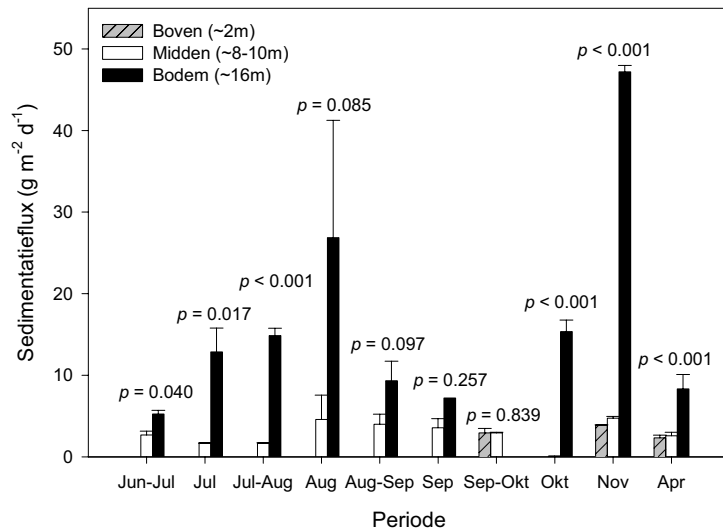
Figuur 4.17. Foto sedimentmonsters (rechts) en schematische weergave analyse sedimentmonster (links).

4.4.2 Sedimentatie

Gedurende juli tot en met november 2002 zijn er in de duikplas op 2,2; 8 of 10 meter en op de bodem sedimentvallen geplaatst. Wanneer materiaal uit de vallen verzameld werd in polyethyleen potten viel op het oog het grote verschil in concentratie van ingevangen materiaal op (Figuur 4.18). In het midden van de plas werd veel minder materiaal ingevangen dan in vallen die net boven de bodem waren geïnstalleerd (Figuur 4.18 en 4.19). Figuur 4.19 toont een relatief grote variatie over de tijd in sedimentatiefluxen bepaald nabij de bodem. Tevens blijkt dat er een groot verschil in variatie is tussen de verschillende data, wat wordt geïllustreerd door de zogeheten error-bars (Figuur 4.19). Uit een F_{\max} -test bleek dan ook dat er geen homogeniteit in variantie is. De sedimentatiefluxen zijn vervolgens log-getransformeerd en de waarnemingen over de twee-wekelijkse periode van juni tot en met oktober 2002 zijn afzonderlijk getest met een t -test. Voor november 2002 en april 2003 zijn de sedimentatiefluxen vergeleken met behulp van een one-way ANOVA. Een significant verschil tussen het midden (8 meter diepte) en de bodem bestaat voor de maanden juni tot augustus, oktober en november 2002 en april 2003. Voor de maanden augustus en september is geen statistisch significant verschil in sedimentatie tussen het midden van de plas en de bodem aangetoond. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat de interne variatie van de metingen in augustus erg hoog is, en er in september een aantal replica's verloren is gegaan. Desalniettemin valt op dat de gemeten sedimentatiefluxen in vallen nabij de bodem aanzienlijk hoger is dan die gemeten in het midden van de plas (Figuur 4.19). Gemiddeld wordt een 5 (range 2 – 10) maal hogere flux nabij de bodem gemeten dan tijdens dezelfde periode in het midden van de plas. Vergelijking van alle sedimentatiefluxen bepaald in het midden van de waterkolom leverde dat alleen de waarden verkregen in oktober 2002 significant lager waren dan de andere sedimentatiefluxen. Dit betekent dat de sedimentatie van materiaal uit de bovenste waterlaag gedurende de gehele periode vrijwel constant was met een gemiddelde sedimentatieflux van $2,9 (\pm 0,4) \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. De drie periodes waarin eveneens de sedimentatie op 2,2 meter diepte is gemeten gaf als resultaat dat sedimentatie op 2,2 meter diepte en 8-10 meter diepte niet van elkaar verschilden (Figuur 4.19). Omissie van de enkelvoudige waarneming van de sedimentatieflux nabij de bodem in september 2002 maakte vergelijking van sedimentatiefluxen nabij de bodem mogelijk en gaf als resultaat dat alleen de sedimentatie in november 2002 en april 2003 significant van elkaar verschilden ($F_{7,15} = 4,21$; $p = 0,009$).

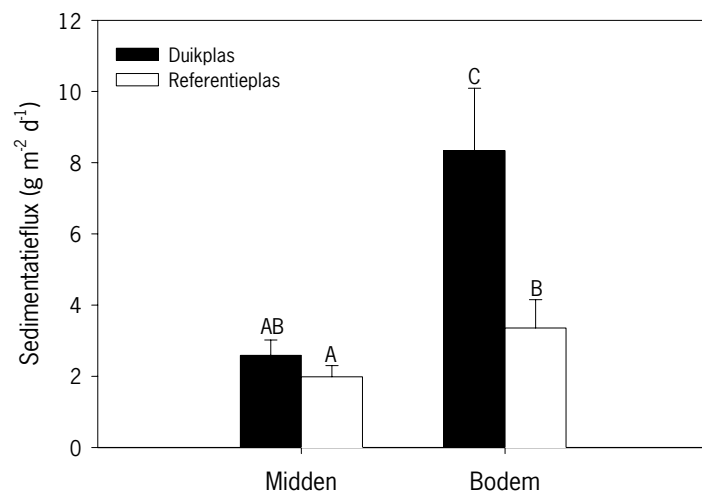


Figuur 4.18. Materiaal uit sedimentval op 10 m diepte (links) en net boven de bodem (rechts).

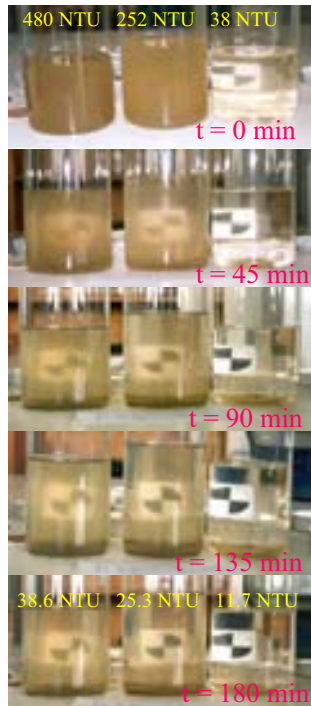


Figuur 4.19. Sedimentatiefluxen ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$) in de duikplas in het midden van de plas (zwart) en op de bodem (wit) in verschillende perioden van het jaar.

In april 2003 zijn er naast sedimentvallen in de duikplas ook sedimentvallen in de referentieplas geplaatst in het midden van de waterkolom (ongeveer 7 meter diepte) en op de bodem (ongeveer 16 meter). Een two-way ANOVA toonde aan dat de sedimentatiefluxen tussen beide significant van elkaar verschilden ($F_{1,8} = 23,4$; $p = 0,001$), dat de sedimentatiefluxen tussen het midden en de bodem significant van elkaar verschilden ($F_{1,8} = 38,0$; $p < 0,001$) en dat er een significante interactieterm was ($F_{1,8} = 14,4$; $p = 0,005$). Dit laatste betekent dat het verschil tussen midden en bodem significant verschild per plas (Figuur 4.20). De sedimentatie in het midden van de waterkolom bleek in beide plassen gelijk ($p = 0,121$). Wel bleek een significant verschil te bestaan in de sedimentatie op de bodem van beide plassen. De sedimentatie op de bodem van de duikplas is significant hoger dan de sedimentatie op de bodem in de referentieplas. In beide plassen is er een verschil tussen de sedimentatie in het midden en op de bodem (Figuur 4.20). In de duikplas is de sedimentatieflux nabij de bodem $3,2 (\pm 0,3)$ maal die in het midden, terwijl in de referentieplas de sedimentatieflux nabij de bodem $1,7 (\pm 0,3)$ hoger was dan die in het midden van de plas.



Figuur 4.20. Sedimentatieflux ($g\ m^{-2}\ dag^{-1}$) in de duikplas (zwart) en de referentieplas (wit) in het midden (8m) en op de bodem van de plas (16m) gedurende 2 weken in april 2003. A, B, C geven groepen aan die significant van elkaar verschillen ($p < 0,05$).



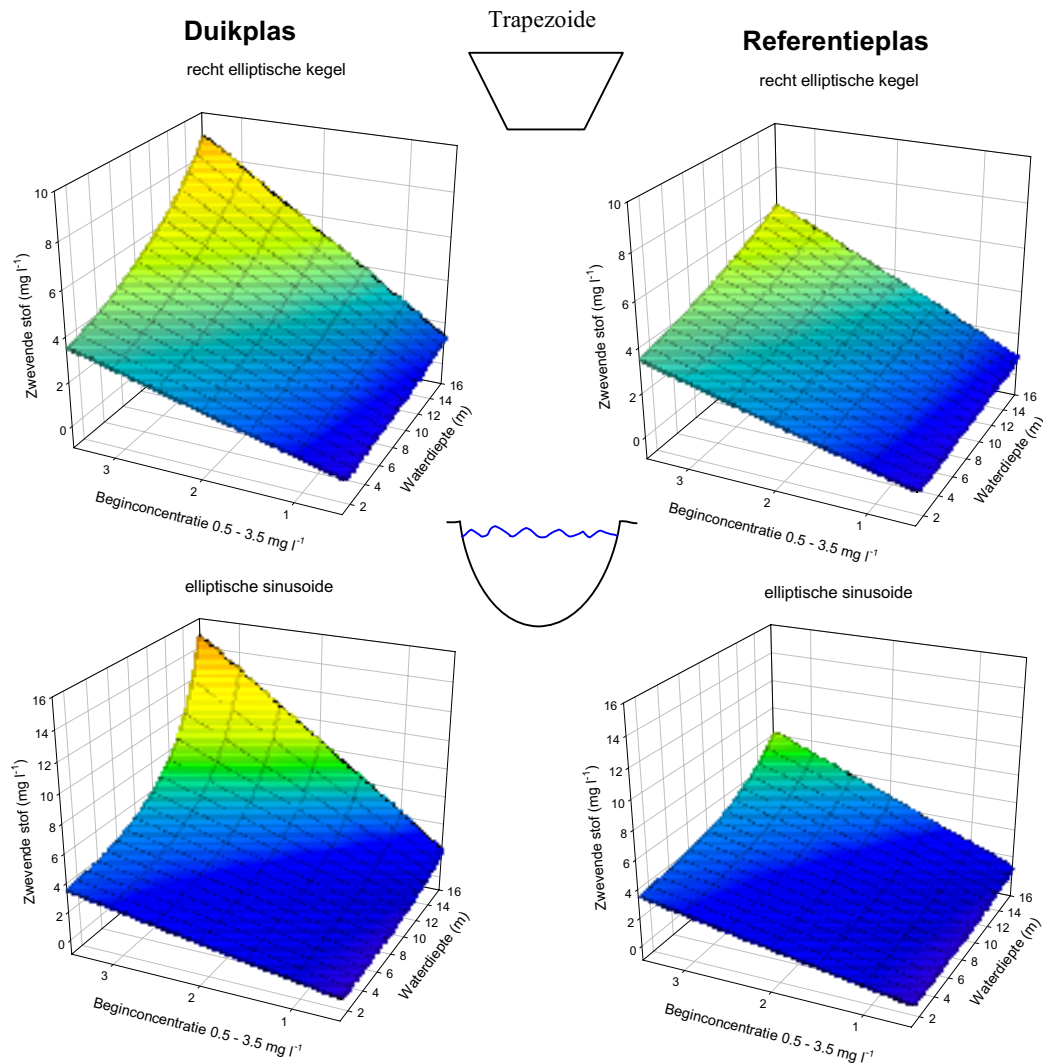
Figuur 4.21.

Bezinkreeks van materiaal uit de sedimentvallen geplaatst in de duikplas. Op $t=0$ zijn de bekeerglazen geschud. Het bekeerglas links (480 NTU) bevat de inhoud van een sedimentval die gedurende 4 weken op de bodem van de plas heeft gestaan. Het middelste bekeerglas (252 NTU) bevat de inhoud van een sedimentval die gedurende 2 weken op de bodem van de plas heeft gestaan. Het rechter bekeerglas (38 NTU) bevat de inhoud van een sedimentval die gedurende 2 weken op 10 meter diepte heeft gestaan.

Wanneer materiaal uit sedimentvallen nabij de bodem en in het midden van de plas in verschillende bekeerglazen wordt gebracht, blijkt de relatieve afname in de troebelheid ($\pm 90\%$) het grootst in vallen die nabij de bodem hebben gestaan (Figuur 4.21). De reductie in de drie uur durende observatieperiode voor een materiaal uit een val uit het midden van de waterkolom is $\pm 70\%$. Deze aanzienlijke reductie wordt veroorzaakt door aggregaten en deeltjes met een relatief hoge sedimentatiesnelheid. Let wel, een overblijvende turbiditeit van 11,7 NTU in het bekeerglas met materiaal uit de 10 meter val lijkt vanwege de geringe diameter van de waterkolom vrij helder, maar komt in praktijk neer op een doorzicht van slechts 56 cm.

4.4.3 Morfometrische 'funneling'

Eén van de kenmerken van een diepe plas is dat de diameter nabij het diepste punt veelal geringer is dan die aan de oppervlakte. Deze morfologie van het bassin heeft een belangrijke invloed op vrijwel alle fysische-, chemische-, and biologische parameters van een meer. De gemiddelde vorm van een bassin benadert een elliptische sinusoïde (Wetzel, 1975). Het effect van morfometrische funneling op de concentratie van zwevende stof is voor zowel de duikplas als de referentieplas geëvalueerd. Hiertoe zijn beide plassen als trapezoïde (recht elliptische kegelvorm) en als een elliptische sinusoïde gemodelleerd. Het oppervlak van de duikplas is op 20000 m² gesteld, die van de referentieplas op 45000 m². Voor beide plassen is het scenario van een lineaire afname van de straal van de plas met 2 m per meter diepte voor de trapezoïde weergegeven en voor de elliptische sinusoïde het scenario waarbij de afname in straal het best beschreven wordt door een continu cumulatief afnemende straal met 0.25 m per meter (Figuur 4.22).



Figuur 4.22. Berekende zwevende stof concentraties over de diepte voor zowel de duikplas (links) als de referentieplas (rechts) onder aanname van een trapezoïde (boven) en elliptisch sinusoïde (onder) morfologie van de plas.

Aangenomen is een constante sedimentatiesnelheid over de diepte en geen productie of afbraak van het in de bovenste waterlaag van 1 meter gevormde materiaal. De gemiddelde hellingshoek (α_m) voor de bodem van de gesimuleerde meren kan bepaald worden met behulp van de volgende formule (Blais & Kalff, 1995):

$$\alpha_m = (l_0/2 + l_1 + l_2 + \dots + l_{n-1} + l_n/2)Z_{\max}/10nA_m$$

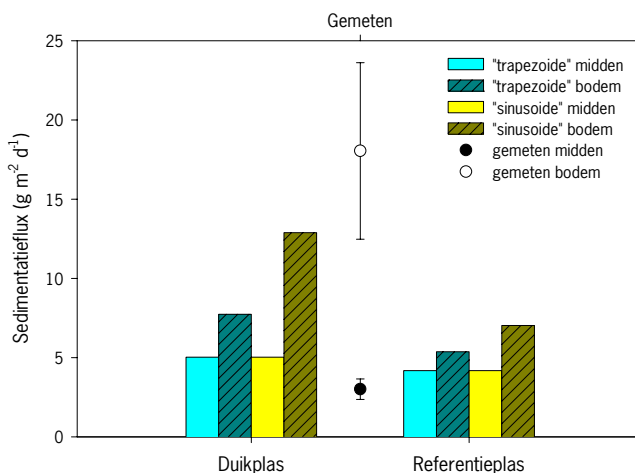
waarin l_i de lengte van de diepte contourlijnen is (km), l_0 de oeverlijn (km), Z_{\max} is de maximale diepte (m), n het aantal contourlijnen en A_m de oppervlakte van het meer (km²). Voor de weergegeven simulaties bedraagt de gemiddelde hellingshoek 30% in de duikplas en 22% in de referentieplas.

De simulaties van de zwevende stof laten zien dat de morfologie van de plas een belangrijke invloed op de concentraties van zwevend materiaal kan hebben. Vanwege het geringere oppervlak van de duikplas ten opzichte van de referentieplas, maar de vergelijkbare diepte wordt in de simulaties voor de duikplas een 40 tot 85% hogere zwevende stof concentratie in de onderste waterlaag gevonden dan in de referentieplas (Figuur 4.22). Ter vergelijking de gemeten zwevende stof concentraties op 16 meter diepte in de duikplas in de periode juni tot

december 2002 zijn 57% hoger dan die in de referentieplas. Met behulp van de berekende zwevende stof concentraties (ZS) en de aanname van een gemiddelde sedimentatiesnelheid (V_{sed}) van 10^{-5} m d^{-1} kan ook een schatting worden verkregen van de sedimentatiefluxen (Φ_{sed}) volgens de vergelijking:

$$\Phi_{sed} = V_{sed} \times ZS \text{ (Sheng \& Lick, 1979).}$$

Voor de referentieplas levert dit een sedimentatieflux aan de bodem op die 1,3 maal (trapezoïde) tot 1,7 maal (sinusoïde) hoger is dan in het midden van de waterkolom (Figuur 4. 23). Voor de duikplas is dit 1,5 maal en 2,5 maal, wat beduidend lager is dan de gemiddeld 5 maal hogere gemeten sedimentatieflux nabij de bodem in vergelijking met de flux in het midden van de kolom. Dit betekent dat funneling weliswaar een bijdrage aan de hogere sedimentatie kan leveren, maar dat het niet de hoofdoorzaak zal zijn.



Figuur 4.23. Berekende sedimentatiefluxen in het midden en nabij de bodem van de duikplas en de referentieplas op basis van geschatte zwevende stof concentraties verkregen uit twee simulatiescenario's (trapezoïde vorm voor de plas en een elliptische sinusoïde vorm).

4.4.4 Jaarlijkse sedimentatie

De gemiddelde sedimentatieflux op 10 meter diepte, dus net onder het metalimnion, is $2,7 \text{ g m}^{-2}$ per dag. Dit betekent dat in de duikplas per jaar gemiddeld 1000 g m^{-2} materiaal zal bezinken waarvan gemiddeld ongeveer de helft uit anorganisch materiaal bestaat. De anorganische fractie zal echter vanwege de mineralisatie toenemen tot 90% of meer. Met behulp van het droge stof gehalte van de bovenste sliblaag (bepaald in een labexperiment) kan een schatting gemaakt worden hoe dik de laag zal zijn die dit nieuw gesedimenteerd materiaal jaarlijks zal vormen. Op basis van het aangenomen droge stof gehalte wordt geschat dat de sliblaag in de duikplas rondom het onderwaterhuis met 0,5 cm per jaar zal toenemen. Bij deze schatting is geen rekening gehouden met het verschijnsel morfometrische funneling en sediment focussing waardoor de sliblaag in werkelijkheid jaarlijks meer zal toenemen dan geschat.

4.5 Chemische parameters

4.5.1 Nutriëntconcentraties

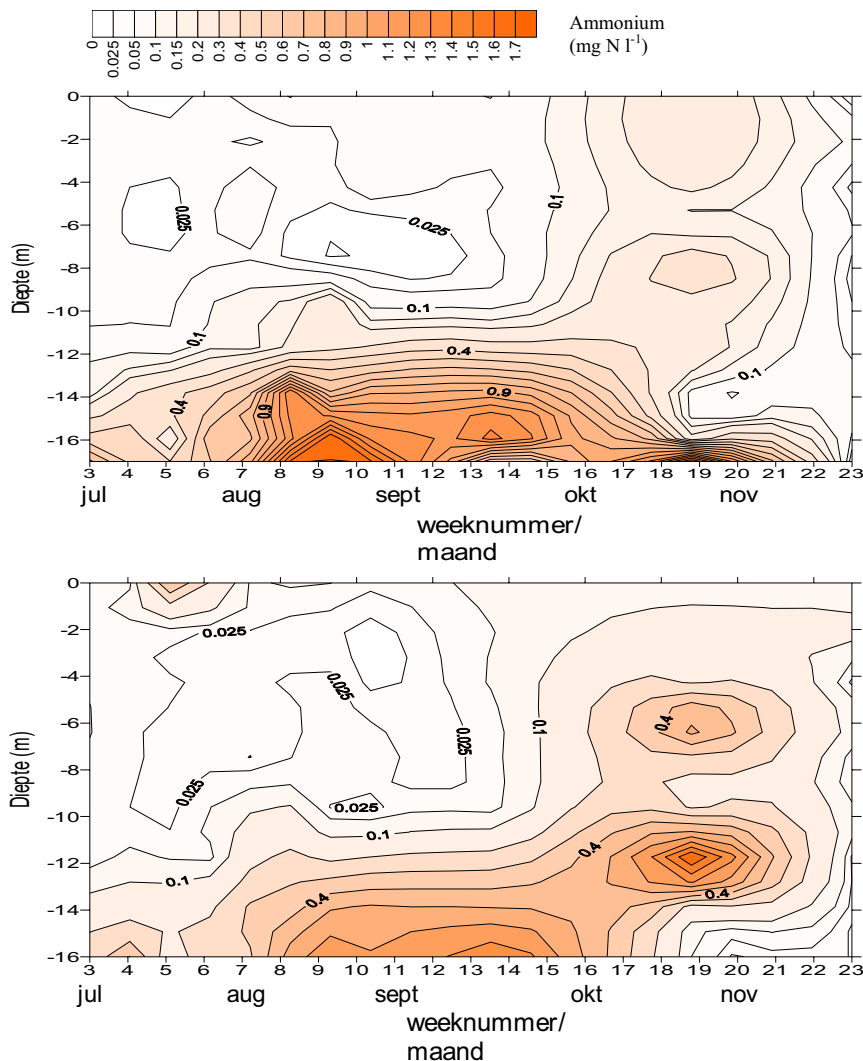
Het nutriëntenonderzoek heeft plaatsgevonden van eind juni tot en met half november '02 (Abdelrahman, 2003). Er is niet een volledig jaar gemonsterd. Er is wel in een relatief belangrijke periode gemonsterd daar met name gedurende de stratificatie in het zuurstofloze hypolimnion processen kunnen plaatsvinden waarbij nutriënten in oplossing komen. Na de

turnover in de herfst is de hele waterkolom gemengd en treedt een dergelijke periode van zuurstofloosheid nabij het sediment niet op.

De nutriëntconcentraties zijn bepaald in a) de duik- en referentieplas over de diepte, b) het grondwater en in c) de vijvers op het golfterrein. Van de vijvers, locaties C tot en met H (Figuur 3.1) op en rondom het golfterrein, zijn gegevens bekend van 7 juli en 19 november '02. De gemeten data zijn terug te vinden in Bijlage 4.8. De gegevens van de grondwatermetingen zijn bekend van 19 november '02 en staan in een tabel in Bijlage 4.10. Gedurende juni tot en met november '02 zijn in zowel de duik- als in de referentieplas de concentraties ammonium, nitraat, fosfaat, totaal-stikstof en totaal-fosfor bepaald. Hieronder zal hierop verder worden ingegaan.

Ammonium-N

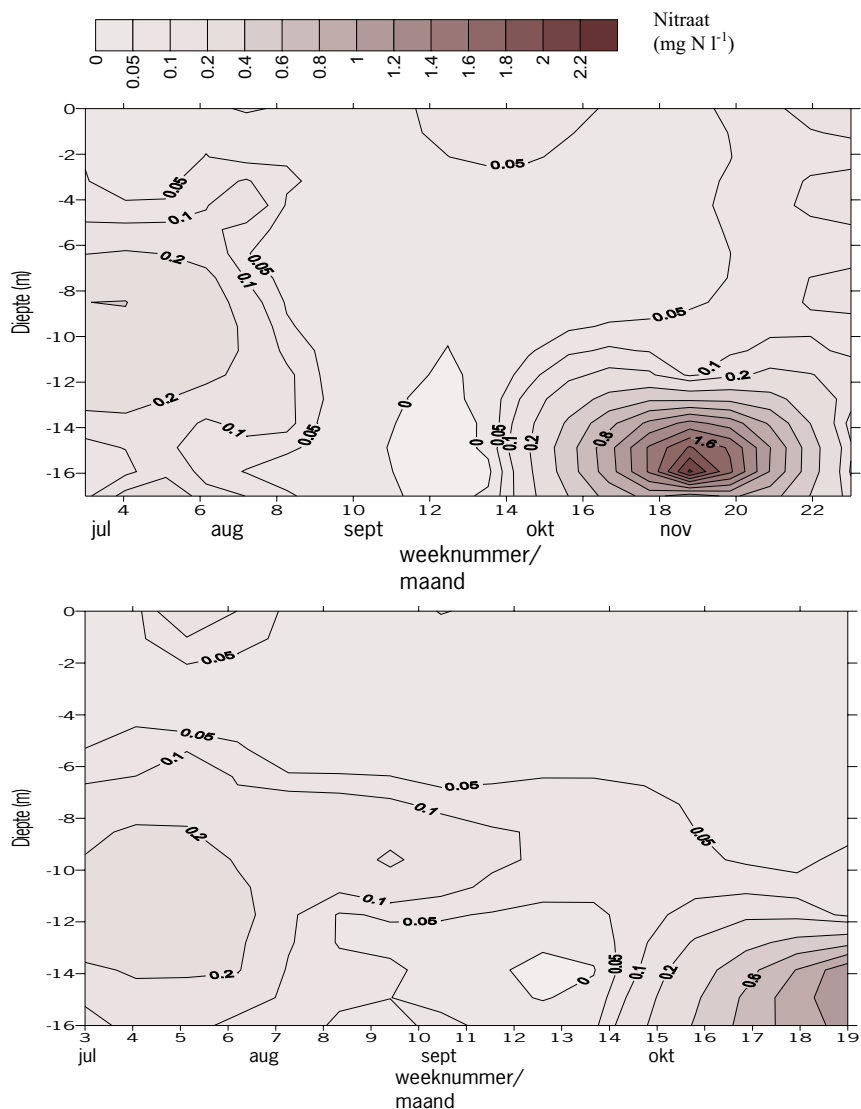
Uit Figuur 4.24 blijkt dat in de bovenste waterlagen van de duikplas geen hoge concentraties ammonium-N zijn gevonden. Vanaf ongeveer 12 meter neemt de concentratie toe. De concentratie in het hypolimnion van de duikplas loopt in week 9 op tot bijna 2 mg l⁻¹. In de referentieplas komt de concentratie niet boven de 0,8 mg l⁻¹. De ammonium-N concentraties in het grondwater op 19 november 2002 varieert tussen de 0,1 en 0,8 mg l⁻¹. De concentratie in de vijvers op het golfterrein kan oplopen tot 0,13 mg l⁻¹. De concentratie ammonium bij het sluisje is 0,1 mg l⁻¹. De detectielimiet voor ammonium is 0,01 mg N l⁻¹.



Figuur 4.24. Ammoniumconcentratie (mg N l⁻¹) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli-november 2002.

Nitraat-N

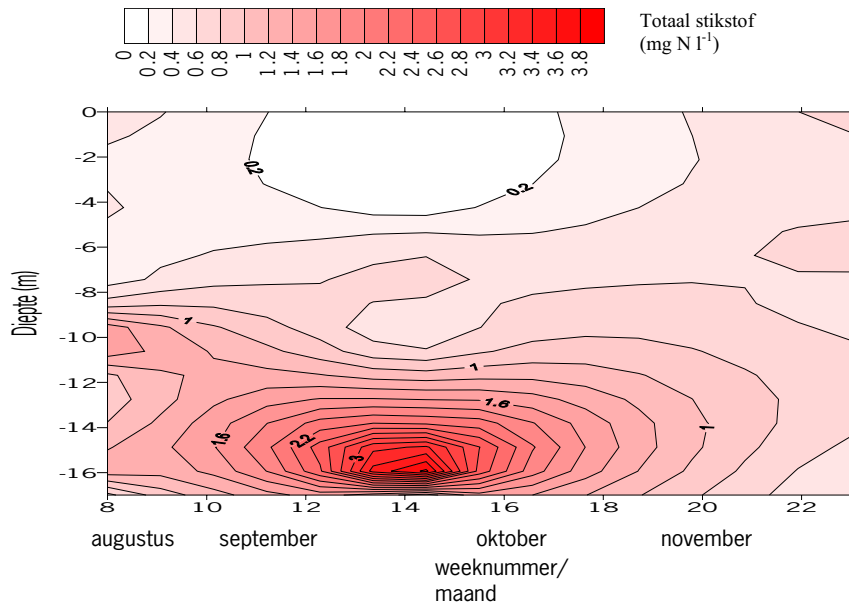
Het verloop van de concentratie nitraat-N gedurende de meetperiode wordt voor beide plassen beschreven in de plots in Figuur 4.25. In week 17, wanneer de waterlagen beginnen te mengen (begin herfstturnover), neemt de concentratie nabij de bodem in beide plassen toe tot 2,2 mg l⁻¹ in de duikplas en 1,23 mg l⁻¹ in de referentieplas. In het grondwater varieert de concentratie nitraat-N op 19 november tussen de 0,06 en 0,8 mg l⁻¹. In grondwaterpijp 4 is de concentratie nitraat-N opmerkelijk hoog, 2,1 mg l⁻¹ (Bijlage 4.10), in vergelijking met de andere meetpunten. In de vijvers op het golfterrein en de waterlopen H en J varieert de concentratie nitraat-N. Uit een labexperiment met algen in Berendonck water is gebleken dat op 30 juli het systeem stikstoflimiterend is (paragraaf 4.6.1). De detectielimiet voor nitraat is 0,01 mg N l⁻¹.



Figuur 4.25. Nitraatconcentratie (mg N l⁻¹) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli-oktober 2002.

Totaal-stikstof

Totaalgehalten stikstof zijn in de duikplas bepaald op 6 augustus, 17 september en 19 november '03, respectievelijk weeknummer 8, 14 en 23. Voor de tussenliggende weken vormt de plot (Figuur 4.26) een indicatie van de werkelijke situatie. In de plot is te zien dat gedurende de stratificatie het totaal-N toeneemt met de diepte. Met name in week 14 is de concentratie hoog. In week 14 zijn de gehalten totaal-N in de bovenste 4 meter te laag om te meten (de detectielimiet is 0,1 mg N l⁻¹).



Figuur 4.26. Een indicatie van de concentratie totaal stikstof (mg N l^{-1}) over de diepte in de duikplas gedurende augustus-november 2003.

Fosfaat-P

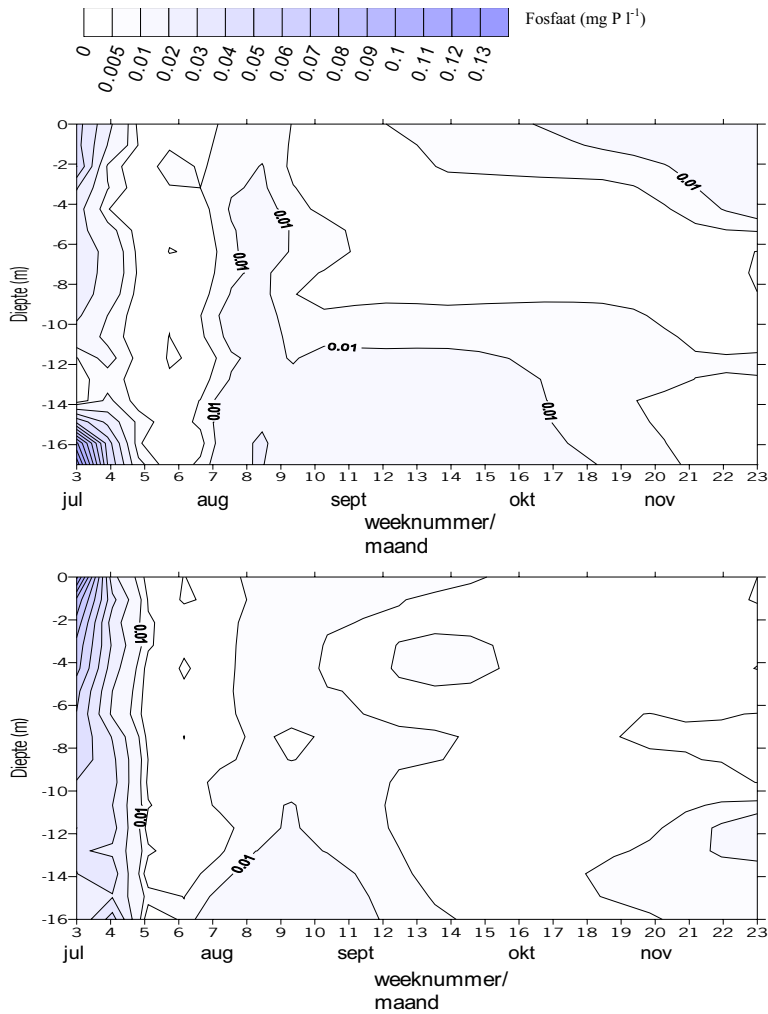
De fosfaatconcentratie is laag in beide plassen met uitzondering van de periode begin juli '02 (week 3 en 4) (Figuur 4.27). In de duikplas wordt dan in de onderste waterlaag een gehalte van $0,14 \text{ mg P l}^{-1}$ gemeten. In deze week is in de referentieplas de concentratie juist bovenin hoger. De detectielimiet voor ortho-fosfaat is $0,04 \text{ mg P l}^{-1}$.

Totaal-fosfor

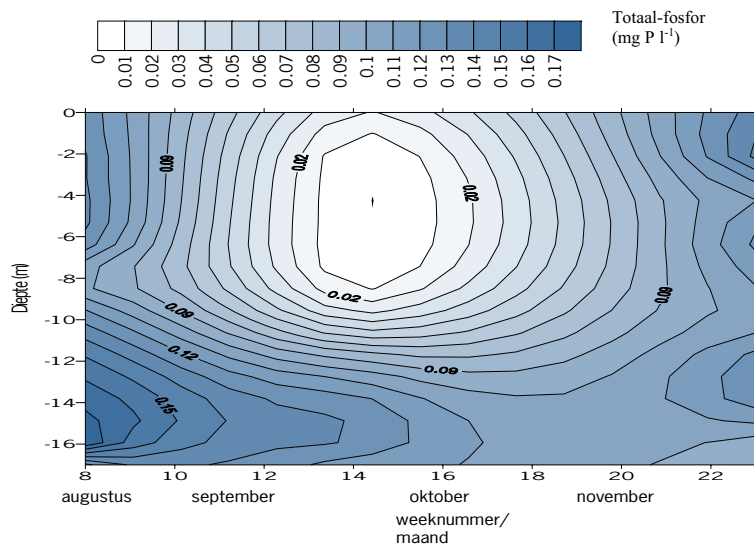
De totaal-fosfor gehalten in de duikplas zijn bepaald voor week 8, 14 en 23 waardoor onderstaande plot (Figuur 4.28) een indicatie voor de werkelijke situatie vormt. De totaal gehalten zijn vrij hoog in alle waterlagen gedurende de stratificatie. In week 14 is concentratie totaal-fosfor van 2 tot 8 meter zo laag dat deze niet meer gemeten kan worden (de detectielimiet is $0,04 \text{ mg P l}^{-1}$).

4.5.2 Sediment release experimenten

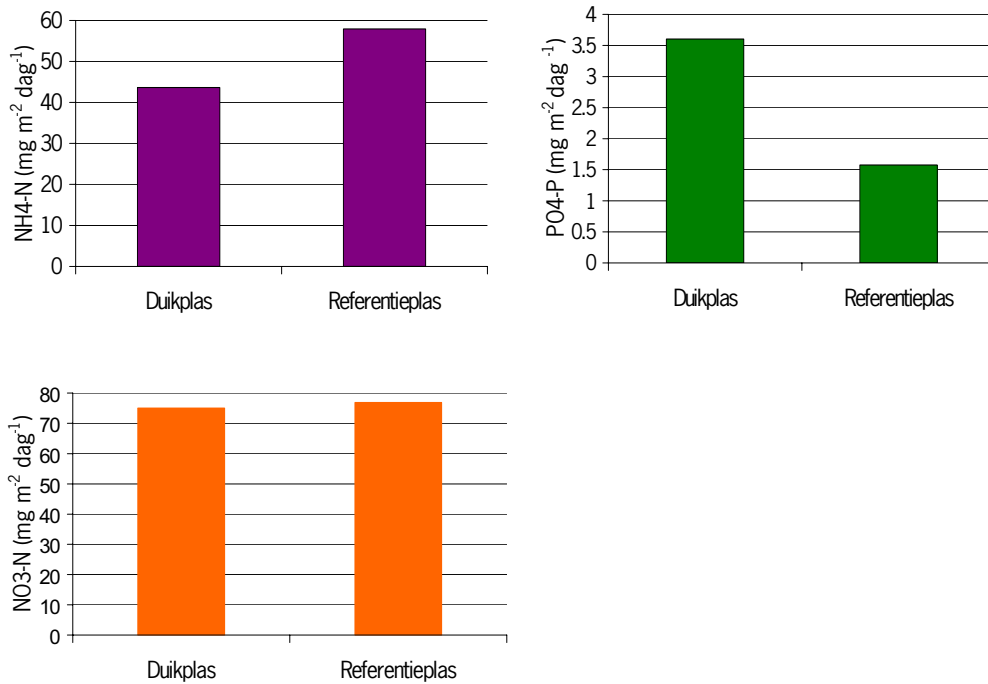
De resultaten van het vierdaagse sediment release experiment zijn weergegeven in de volgende drie figuren (Figuur 4.29). Door de opzet van het experiment is de *maximale* nutriëntafgifte door het sediment bepaald. In werkelijkheid zal de nutriëntafgifte lager liggen. Dit verschil ontstaat doordat in het experiment gedemineraliseerd water is gebruikt. In werkelijkheid bevat het bovenstaande water een bepaalde (toenemende) concentratie nutriënten wat de uitwisseling van nutriënten vanuit het sediment naar het bovenstaande water vertraagt. In Figuur 4.29 is te zien dat de afgifte van nitraat tussen de bodem van de duik- en de referentieplas bijna niet verschilt. De orthofosfaat afgifte daarentegen verschilt wel degelijk en is beduidend lager in de referentieplas.



Figuur 4.27. Fosfaatconcentratie (mg P l⁻¹) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli-oktober '02.



Figuur 4.28. Een indicatie van de concentratie totaal fosfaat (mg P l⁻¹) over de diepte in de duikplas gedurende augustus-november 2002.



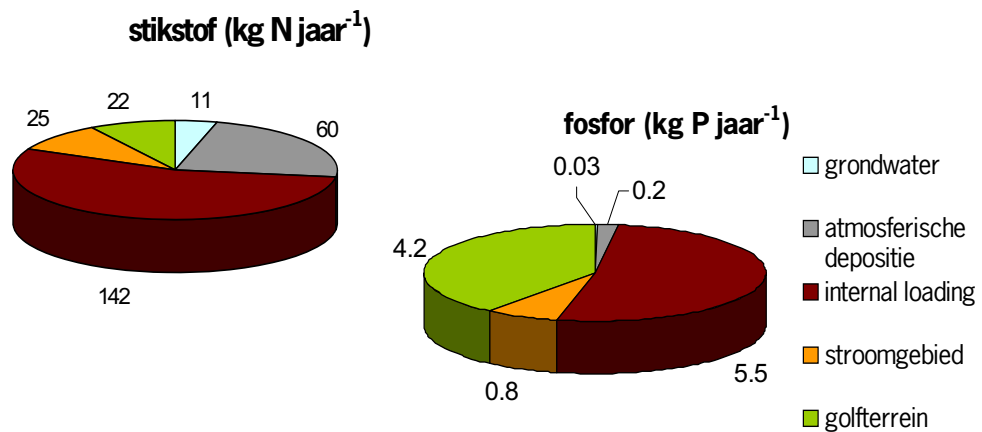
Figuur 4.29. Maximale nutriëntafgifte van het sediment ($\text{mg m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) voor respectievelijk ammonium (paars), fosfaat (groen) en nitraat (oranje) in het midden van de duik- en referentieplas tijdens de stratificatieperiode '02.

4.5.3 Nutriëntenbalans

Voor het duikgedeelte van de Berendonck is een nutriëntenbalans opgesteld (Tabel 4.3). Hoeveel stikstof of fosfor er in totaal het systeem (de plas) binnenkomt of er in totaal uit verdwijnt kan berekend worden door de totale input te verminderen met het totaal wat verloren gaat. Bij het bekijken van de tabel is het belangrijk voor ogen te houden dat de input door interne afgifte van nutriënten uit het sediment (internal loading), een overschatting is van de werkelijke waarde (de maximale afgifte is gemeten). Deze overschatting zorgt voor een aanzienlijke verhoging van de totale input stikstof en fosfor en verandert het beeld van de bijdrage in percentage van elke post. In totaal komt maximaal 260 kg stikstof per jaar de duikplas in en 10,6 kg fosfor. Een gedeelte van het aanwezige stikstof verdwijnt uit het systeem door denitrificatie processen. In beide gevallen levert de internal loading verreweg de grootste bijdrage aan de toename. Uiteindelijk wordt berekend dat de duikplas jaarlijks met zowel stikstof als fosfor verrijkt wordt met respectievelijk $0,08 \text{ g m}^{-3}$ en $0,05 \text{ g m}^{-3}$. In Figuur 4.30 staan de resultaten weergegeven in een diagram. Balansberekeningen staan in Bijlage 4.11. Voor de bepaling van atmosferische stikstofdepositie is uitgegaan van gegevens van het RIVM (Bijlage 4.12).

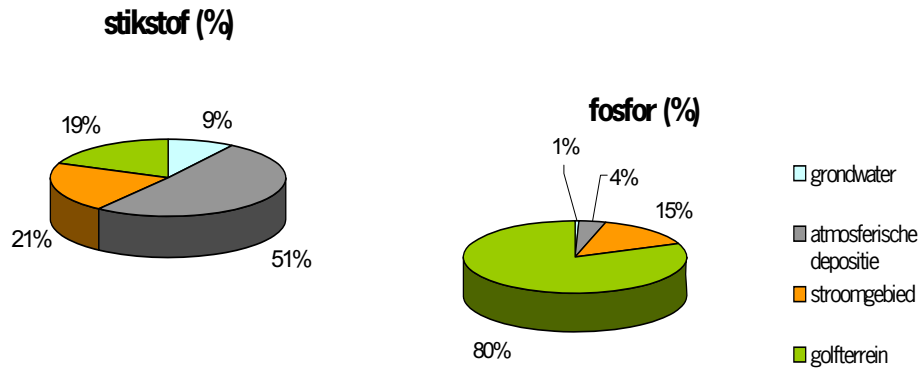
Tabel 4.3. Nutriëntenbalans van de duikplas.

input	Stikstof (N)		Fosfor (P)	
	kg jaar ⁻¹ in duikplas	%	kg jaar ⁻¹ in duikplas	%
grondwater	11	4	0,03	0,3
atmosferische depositie	60	23	0,2	1,9
internal loading	142	55	5,5	51,5
stroomgebied	25	10	0,8	7,0
golfterrein	22	9	4,2	39,3
totale input	260	100	10,6	100
verliespost				
denitrificatie	0,1	mmolN m ² uur ⁻¹		
verlies door denitrificatie	12 245	g m ² jaar ⁻¹ kg jaar ⁻¹		
volume duikplas	200000	m ³	200000	m ³
oppervlakte duikplas	20000	m ²	20000	m ²
delta concentratie input	0,08	g m⁻³ jaar⁻¹	0,05	g m⁻³ jaar⁻¹



Figuur 4.30. Globale stikstof belasting (kg N jaar⁻¹) (links) en de globale fosfor belasting (kg P jaar⁻¹) (rechts) in de duikplas berekend over de periode augustus-november 2002.

Te zien is dat wanneer de interne belasting (internal loading) buiten beschouwing wordt gelaten en alleen wordt gekeken naar de externe posten, dat met name in de mate van de fosforbelasting het golfterrein een grote bijdrage levert. Atmosferische depositie levert de grootste bijdrage aan stikstofbelasting in de duikplas.



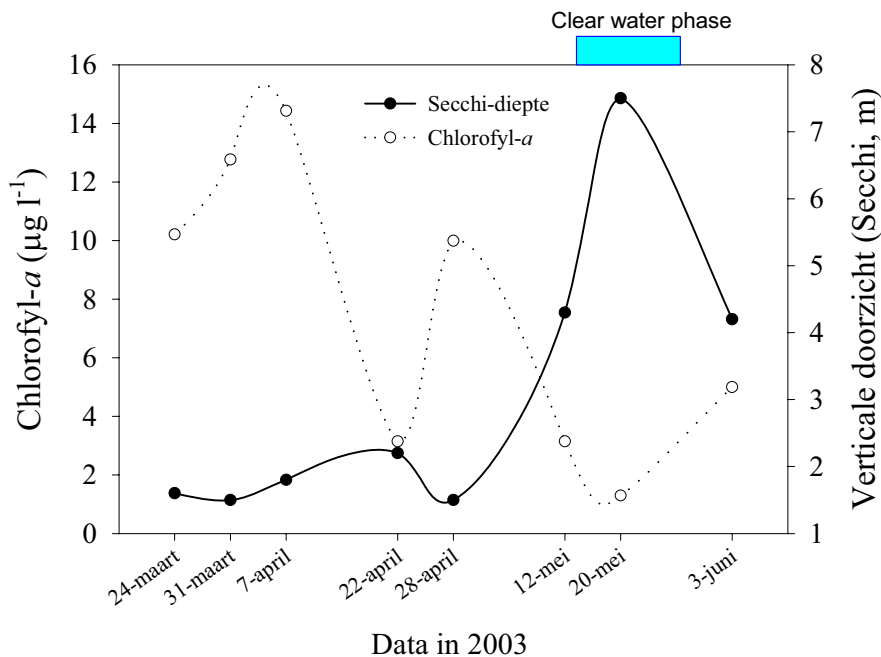
Figuur 4.31. Procentuele bijdrage van verschillende externe bronnen aan de stikstof belasting (links) en de fosforbelasting (rechts) in de duikplas berekend over de periode augustus-november 2002.

4.6 Biologische parameters

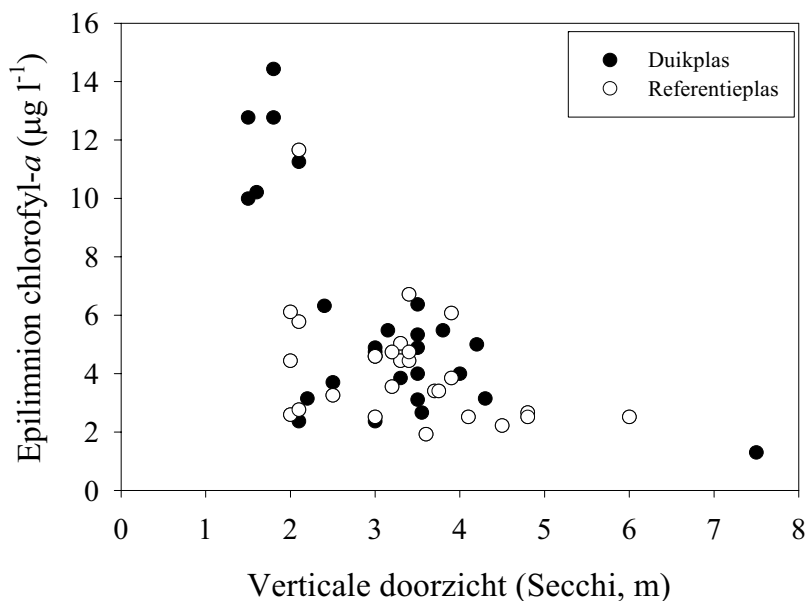
4.6.1 Fytoplankton

Veldmetingen

Een belangrijke lichtklimaat bepalende component is de hoeveelheid algen (fytoplankton). Gedurende het jaar is er in de bovenste waterlaag een variatie in algendichtheid en samenstelling te zien. (Als maat voor de algendichtheid wordt vaak de chlorofyl-*a* concentratie genomen. Strikt genomen is dit niet de meest accurate maat voor de algenconcentratie, omdat het chlorofyl-*a* gehalte kan fluctueren per cel door wisselende omgevingsfactoren en kan variëren per soort). In de winter is de algenbiomassa (en chlorofyl-*a* concentratie) laag, in de lente neemt de algenbiomassa explosief toe. In de Berendonck waren in april en mei 2003 *Asterionella*, *Chroomonas*, *Dinobryon*, *Fragellaria* en *Kephirion* de meest dominante algen wat volgens het PEG-model een karakteristieke voorjaarsbloei van voornamelijk diatomeeën (kiezelwieren) is. In de zomer van 2003 zijn kolonievormige groenalgen (bijvoorbeeld *Desmodesmus*) en cyanobacteriën (*Microcystis*) waargenomen. De laatst genoemde is in potentie toxisch. De voorjaarsbloei gaat gepaard met een hoge uitdoving van licht wat gereflecteerd wordt in een gering vertikaal doorzicht (Secchi-diepte). Het verticale doorzicht in de duikplas varieert van 1,5 tot 7,5 meter, waarbij geringe Secchi-dieptes corresponderen met hoge chlorofyl-*a* concentraties en hoogste doorzicht met de laagste chlorofyl-*a* concentraties (Figuur 4.32 en 4.33).



Figuur 4.32. Relatie tussen chlorofyl-a concentratie en het verticaal doorzicht in de tijd.

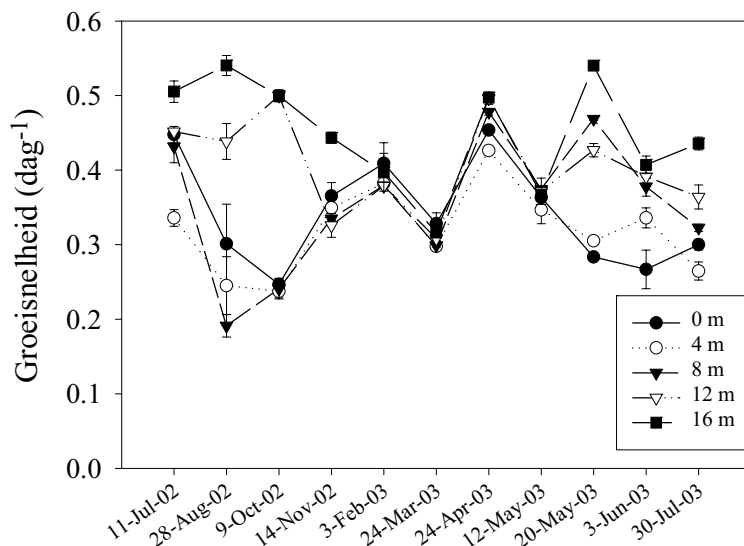


Figuur 4.33. Relatie tussen de concentratie chlorofyl-a in het epilimnion en het verticaal doorzicht.

De clear water phase in mei/juni valt samen met de toename van het aantal watervlooien. Deze watervlooien begrazen de algen en zijn op te vatten als kleine biologische filtertjes. De graasactiviteit wordt meestal uitgedrukt in clearance rate wat een maat is voor de hoeveelheid water die per tijdseenheid door een individu van algen wordt ontdaan. Een veel voorkomende soort watervlooien zijn de *Daphnia*. Voor een gemiddelde lichaamsgrootte van 1,2 mm voor de *Daphnia* (medio mei 2003 in de Berendonck) zal de clearance rate ongeveer 1 ml per uur bedragen. Er worden *Daphnia* dichtheden van meer dan 50 individuen per liter gevonden. Dit impliceert dat deze organismen in 24 uur 1,2 liter water van algen kunnen ontdoen wat neerkomt op 1,2 maal het volume waarin zij zich bevinden.

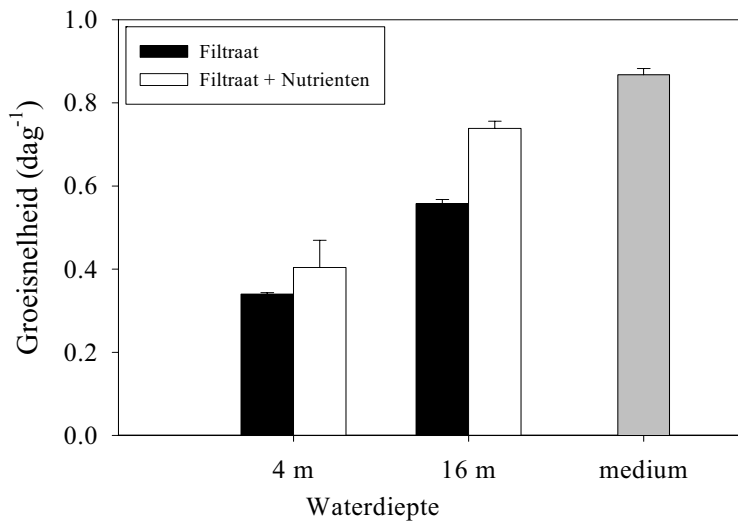
Lab experimenten

In het voedingstofrijke kunstmatige medium is de groeisnelheid van de testalg *Scenedesmus* over de incubatieperiode van een week gemiddeld $0,87 (\pm 0,01) \text{ dag}^{-1}$ (Figuur 4.35). Dit is hoger dan de maximale groei van $0,54 \text{ dag}^{-1}$ gemeten in gefiltreerd water uit de Berendonck. Ten tijde van de zomerstratificatie zijn de groeisnelheden in filtraat uit de bovenste waterlagen beduidend lager dan de groeisnelheden in water uit de diepere waterlagen (Figuur 4.34). Dit betekent dat de bovenste waterlagen gedurende de zomerstratificatie minder voedingsstoffen bevatten dan het water uit de diepte. Gedurende de periode van menging zijn de groeisnelheden van de testalg in filtraat van de verschillende dieptes gelijk (Figuur 4.34). De RM-ANOVA geeft aan dat de groeisnelheden significant verschillen tussen de biotoetsen ($F_{10,100} = 137,0$; $P < 0,001$), dat er significante verschillen zijn met de diepte ($F_{4,10} = 2529$; $P < 0,001$), maar ook dat er een significante interactie is tussen beide ($F_{40,100} = 46,6$; $P < 0,001$). Dit laatste betekent dat de verschillen per diepte afhangen van de periode waarin de biotoets is uitgevoerd. Een Bonferroni post-hoc test liet zien dat gedurende de zomerstratificatie de groeisnelheden in filtraat van iedere diepte significant ($P < 0,05$) verschillend zijn van elkaar. Gefiltreerd water van 4 meter diepte en 16 meter diepte, verzameld in 2002 tijdens de zomerstratificatie, wat verrijkt is met voedingsstoffen (K_2HPO_4 ,

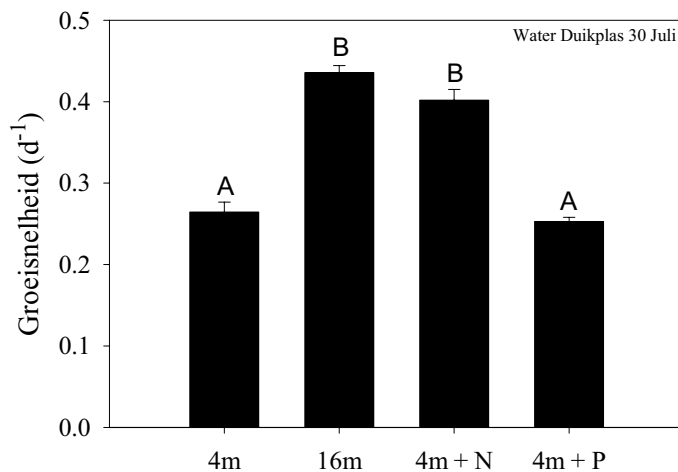


Figuur 4.34. Gemiddelde groeisnelheid (dag^{-1} ; $n = 3$) van de testalg *Scenedesmus obliquus* in gefiltreerd water van verschillende dieptes uit de Berendonck in de periode juli 2002 – juli 2003.

NaNO_3 , MgSO_4 en sporenelementen met een concentratie gelijk aan die in het kunstmatige kweekmedium) resulteert in een significant ($F_{1,8} = 38,1$; $P < 0,001$), hogere algengroeisnelheid dan onverrijkt filtraat (Figuur 4.35). De gevonden groeisnelheden verschillen significant per diepte ($F_{1,8} = 193,5$; $P < 0,001$), en ook de interactieterm is significant ($F_{1,8} = 8,68$; $P = 0,019$) wat betekent dat nutriëntentoediening een verschillend effect heeft in filtraat van de verschillende dieptes. De toename in filtraat van 16 m is beduidend groter dan die in water van 4 meter diepte en de groeisnelheid van de algen in verrijkt water van 16 meter diepte benaderd die van algen in het kunstmatige medium. De groei van algen in water uit de bovenste waterlagen wordt derhalve niet gelimiteerd door macronutriënten en sporenelementen, maar door een andere factor. Dit kunnen bijvoorbeeld groeiremmende uitscheidingsproducten van in de plas aanwezige algen zijn (allelochemicaliën) of antropogene stoffen zoals herbiciden.



Figuur 4.35. Gemiddelde groeiselheid (dag⁻¹; n = 3) van de testalg *Scenedesmus obliquus* in gefiltreerd water van 4 m en 16 m diepte uit de Berendonck (augustus/september 2002).



Figuur 4.36. Gemiddelde groeiselheid (dag⁻¹; n = 3) van de testalg *Scenedesmus obliquus* in gefiltreerd water van 4 m diepte (4m), 16 m diepte (16m), 4 m diepte en verrijkt met nitraat (4m + N) en 4 m diepte en verrijkt met fosfaat (4m + P) in de zomer van 2003.

In de zomer van 2003 blijkt gefiltreerd water van 4 meter diepte verrijkt met nitraat (NaNO₃) een significant hogere groeiselheid in de testalg te bewerkstelligen dan onverrijkt filtraat of filtraat verrijkt met fosfaat (K₂HPO₄). De groeiselheid in nitraat verrijkt filtraat wordt verhoogd tot de groeiselheid gemeten in onverrijkt filtraat van 16 m diepte (Figuur 4.36). Statistische analyse (one-way ANOVA $F_{3,8} = 251,2$; $P < 0,001$) geeft aan dat de verschillen significant zijn en dat er twee groepen zijn die van elkaar verschillen (Bonferroni post-hoc test; groep 1 = filtraat 4 m & filtraat 4 m + fosfaat, groep 2 = filtraat 16 m & filtraat 4 m + nitraat). Dit betekent dat in de zomer van 2003 de algen in het epilimnion geconfronteerd waren met een stikstoflimitatie.

4.6.2 Bodemwoelende vis

Tijdens de onderwaterobservaties zijn in de ondiepe delen van de plas, alsmede in het ondiepe verbindingsdeel tussen beide plassen, geregeld locaties met gering zicht aangetroffen. Deze troebele wolken zijn veroorzaakt door bodemwoelende vissen, zoals de Chinese graskarper en de Brasem. Deze vissen zoeken naar voedsel in de onderwaterbodem en nemen hiertoe happen uit het sediment wat vervolgens, nadat het van voedsel ontdaan is, richting waterkolom wordt verplaatst. De bodem is over vrijwel het volledige ondiepe deel van de plas bezocht door deze vissen wat duidelijk waarneembaar is aan de achtergebleven putjes van 5-10 cm doorsnede in de bodem. In hoeverre deze resuspensie van bodemmateriaal door vis bijdraagt aan het transport van fijn materiaal naar de diepere delen van de plas is in dit onderzoek niet gekwantificeerd.

4.7 Overige parameters

4.7.1 Observaties onder water

Een belangrijk aantal observaties zijn onder water gemaakt. Ten eerste ligt er een sliblaag van enkele centimeters rondom het onderwaterhuis. Meer naar de oever toe vormt zand de top laag van de bodem. Met name bij de ingang van het onderwaterhuis is de sliblaag dunner of soms helemaal weg. In de duikplas bleek de zanderige bovenlaag in de ondiepe delen na opwerveling snel te bezinken, in tegenstelling tot het opgewervelde slib van de bodem op 17 meter diepte. Tijdens duiken in de referentieplas, waarbij voorzichtig is afgedaald, was het zicht nabij de bodem zonder kunstmatige verlichting goed, ruim een meter. Na een voorzichtige aanraking van de bodem wervelde veel materiaal op. Er ontstond 'een enorme stofwolk' waardoor het zicht terug liep tot een paar decimeters en beide duikers elkaar niet meer konden zien. Deze troebeling bleef lang in het water hangen. Tijdens een aantal duiken zijn stukken klei op de bodem gevonden.

4.7.2 Bezoekersaantal duikers

Gedurende de onderzoeken bleek dat gegevens betreffende het totaal aan duikers dat de plas bezoekt niet compleet is. Duikteam De Kaaiman registreert weliswaar haar eigen duikers en bezoekende groepen die het onderwaterhuis betreden, maar de tijdsduur per duik, de activiteiten en de afgelegde route onder water zijn veelal niet bekend. Daarbij komt dat het aantal particuliere duikers onbekend is. Ondanks dat er geen correlatie tussen de geregistreerde duikersaantallen en de mate van sedimentatie gevonden is (Hal, 2003), hebben *in situ* activiteiten nabij de bodem laten zien dat duikbewegingen onomstotelijk in een toename in de troebelheid kunnen resulteren. De groep van particuliere duikers heeft een onbekende invloed op de mate van opwerveling van bodemmateriaal. Gedurende de loop van dit onderzoek is geen mogelijkheid gebleken om de particuliere duiker te registreren.

4.8 Afzonderlijke onderzoeken

In de vier deelonderzoeken zijn verscheidene experimenten uitgevoerd die alleen hebben plaatsgevonden gedurende het desbetreffende onderzoek. Niet al deze deelexperimenten worden in dit rapport besproken. Hieronder wordt kort ingegaan op de resultaten en conclusies van de deelexperimenten. Voor gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar het desbetreffende rapport.

In de pilotstudie (Zaal, 2003) is gekeken naar mogelijkheden voor een modelmatige beschrijving van het lichtklimaat in de Berendonck. Er is gekeken naar de bruikbaarheid van het model UITZICHT. Dit computermodel berekent de extinctie (UITdoving) en doorZICHT uit de componenten die de absorptie en verstrooiing van licht bepalen met een niet-lineaire relatie

(Buiteveld, 1994). Tevens is onderzocht of de lineaire relatie die volgens De Lange (1999) de extinctie bepaalt, bruikbaar is. De relaties zijn opgesteld voor ondiepe plassen. De uiteindelijke conclusie is dat de relaties van Buiteveld en De Lange niet geschikt zijn om de situatie in de Berendonck te beschrijven. Van de drie onderzochte lichtrelaties (Buiteveld, De Lange en het model UITZICHT) benadert UITZICHT de werkelijkheid van het lichtklimaat onder water het meest. Het doorzicht volgens Secchi komt aardig overeen met de werkelijke waarden alhoewel op grotere diepte de verschillen groter worden. De uitdoving wordt overschat in UITZICHT maar niet in die mate dat Buiteveld en De Lange dat doen. Een waarschijnlijke verklaring is dat de Berendonck te helder is voor de lineaire relaties die zijn gemaakt door Buiteveld en De Lange.

Met behulp van een opgezet laboratoriumexperiment is gekeken of de pH van invloed is op de troebelheid van klei-humuszuooplossingen van verschillende concentraties. Verandering van pH heeft geen effecten op de troebelheid. Er treedt geen vlokvorming op of verandering in turbiditeit. Er wordt geen significant verband gevonden tussen verandering van pH en de turbiditeit van klei-humuszuooplossingen (Hal, 2003).

5. Toetsing aan normen en streefwaarden

5.1 Inleiding

In het vorige hoofdstuk zijn de resultaten van een aantal parameters aan bod gekomen. Voor sommige van deze parameters, zoals het chlorofyl-*a* gehalte of het totaal-fosfor gehalte, zijn op landelijk niveau normen vastgesteld waaraan wateren moeten voldoen, zo ook de Berendonck. Er wordt onderscheid gemaakt tussen een aantal wateren. Voor een plas als de Berendonck gelden de normen voor oppervlaktewater en grondwater. In de volgende paragraaf komt de huidige normering, volgens de Vierde Nota Waterhuishouding, aan bod waar de Berendonck momenteel aan moet voldoen.

Naast de normen waaraan wateren op dit moment of vrij recent aan moeten voldoen, zijn er streefwaarden opgesteld waaraan wateren in de toekomst moeten voldoen. Voor zoete wateren geldt dat de streefwaarden in 2010 gerealiseerd moeten zijn. Om uitvoering van het beleid te vergemakkelijken zijn er natuurdoeltypen opgesteld. De (aquatische) natuurdoeltypen geven richting aan het streefbeeld voor de veldsituatie. Een dergelijke bepaling van het 'type' water kan belangrijk zijn bij eventuele toekomstige beleid- en beheervorming. In paragraaf 5.4 zal een indicatietynologie van de duikplas gegeven worden aan de hand van abiotische toetsingsvariabelen.

5.2 Normen

Nederlandse wateren moeten aan een bepaald landelijke waterkwaliteitsniveau voldoen. Zo zijn er wettelijke normen vastgesteld voor grondwater en oppervlaktewater. De kwaliteitsniveaus worden beschreven in de Vierde Nota Waterhuishouding. De normering voor het waterbeheer is verder uitgewerkt in 'Normen voor het waterbeheer' (Guchte *et al.*, 2000). Voor het oppervlakte- en grondwater zijn er in dit rapport streefwaarden en MTR's (Maximaal Toelaatbaar Risico) vastgesteld, echter nog niet voor alle stoffen. 'De MTR's gelden nu (2000) en geven het minimaal te bereiken kwaliteitsniveau aan. Streefwaarden geven het kwaliteitsniveau aan dat op de lange(re) termijn, zo mogelijk voor 2010, bereikt moet worden' (Guchte *et al.*, 2000). Voor oppervlaktewater en grondwater gelden onder andere MTR's zoals in Tabellen 5.1 en 5.2 weergegeven. Naast de MTR's voor het oppervlaktewater zijn de waarden gevonden in de duikplas gezet.

Voor een compleet overzicht wordt verwezen naar het rapport 'Normen voor het waterbeheer' (Guchte *et al.*, 2000). Wettelijk gezien mag de concentratie van totaal- fosfaat of totaal-stikstof niet boven het MTR uitkomen. Deze wettelijke normering geldt ook voor de Berendonck. Wanneer bovenstaande MTR's voor het oppervlaktewater naast de resultaten uit hoofdstuk 4 worden gelegd, blijkt dat beide plassen voldoen aan het minimale kwaliteitsniveau met uitzondering van het zuurstofgehalte in het hypolimnion gedurende de stratificatie, het totaal-stikstofgehalte in het hypolimnion in week 14 en het totaal-fosforgehalte in het hypolimnion in augustus. In de vijvers van het golfterrein (Bijlage 4.9) worden de MTR's voor het totaal-stikstof en totaal-fosfor verscheidene malen overschreden.

Tabel 5.1. Maximaal toelaatbare risico's (MTR) voor totaal-fosfaat (mg P l⁻¹), totaal stikstof (mg N l⁻¹) en chlorofyl-a (µg l⁻¹) in het oppervlaktewater in vergelijking met de resultaten gevonden in de duikplas.

Parameters	MTR	opmerking bij MTR	Berendonck duikplas
nutriënten			
totaal-fosfaat (mgP l ⁻¹)	0,15	maximum	0-0,18
totaal-stikstof (mg N l ⁻¹)	2,2	maximum	0-4,8
chlorofyl-a (µg l ⁻¹)	100	zomerwaarde; april-september, maximum	19,24 (max)
Algemene parameters			
kleur, geur, schuim, vast afval, troebelings	het water mag niet zichtbaar of ruikbaar verontreinigd zijn	-	niet aanwezig
temperatuur (°C)	25	maximum	26 (max)
zuurstof (mg l ⁻¹)	5	(meting in de ochtend) minimum	0 (min)
zuurgraad (pH)	6,5-9	-	6,9-8,6
doorzicht (m)	0,4	minimum	0,2 (min)

Tabel 5.2. Maximaal toelaatbare risico's (MTR) voor totaal fosfaat (mg P l⁻¹), nitraat (mg N l⁻¹) en ammoniumverbindingen (mg N l⁻¹) in het grondwater.

Parameters	MTR	Opmerking bij MTR
nutriënten		
totaal-fosfaat (mg P ⁻¹)	0,4 3	zandgebieden, maximum klei- en veengebieden, maximum
nitraat (mg N l ⁻¹)	5,6	-
ammoniumverbindingen (mg N l ⁻¹)	2,0 10	zandgebieden, maximum klei- en veengebieden, maximum

5.3 Typering van diepe plassen

Ter ondersteuning van het beleid en wetgeving is het Handboek Natuurdoeltypen ontwikkeld (Bal *et al.*, 2001). Natuurdoeltypen zijn ontwikkeld als centrale taal voor het natuurbeleid (Bal *et al.*, 2001). Met dit doel voor ogen zijn tevens de Nederlandse wateren onderverdeeld in verschillende watertypen. Elk watertype beschrijft in principe de natuurlijke ecologische situatie van (een deel van) een watersysteem. De beschrijving fungeert daarmee als referentie voor zo'n watersysteem (Jaarsma & Verdonschot, 2000). Met behulp van de typering kunnen toetsbare doelstellingen voor gebieden geformuleerd worden (Bal *et al.*, 2001). Aan de hand van deze doelstellingen kan een beheersplan worden opgesteld. De meeste diepe plassen in Nederland zijn echter ontstaan door ingrepen van de mens waardoor in strikte zin kan niet gesproken kan worden van een 'natuurlijke situatie'. Dit betekent dat wanneer wordt gekeken naar de waterkwaliteit, er geen oorspronkelijke referentiewaarden bestaan. Daarom is het beter om te spreken van een ecologisch optimale situatie: een situatie waarin zo weinig mogelijk beïnvloeding van de mens aanwezig is en de soortensamenstelling een afspiegeling is van een gezonde leefomgeving (Jaarsma & Verdonschot, 2000). Om het duikgedeelte van de

Berendonck en de referentieplas te kunnen typeren, is gebruik gemaakt van de typologie zoals beschreven in het Aquatisch Supplement deel 8 van het Handboek Natuurdoeltypen (Jaarsma & Verdonschot, 2000). Het supplement beschrijft watertypen van voormalige wingaten, deze geven richting aan het streefbeeld voor de deze veldsituatie. Aan de hand van de onderzoeksresultaten kan een typologische indicatie worden gegeven aan de hand van de abiotische ('niet levend') toetsvariabelen (bijvoorbeeld pH, EGV, fosfaat) zoals beschreven in het aquatisch supplement (Jaarsma & Verdonschot, 2000).

5.4 Karakterisering van de duik- en referentieplas

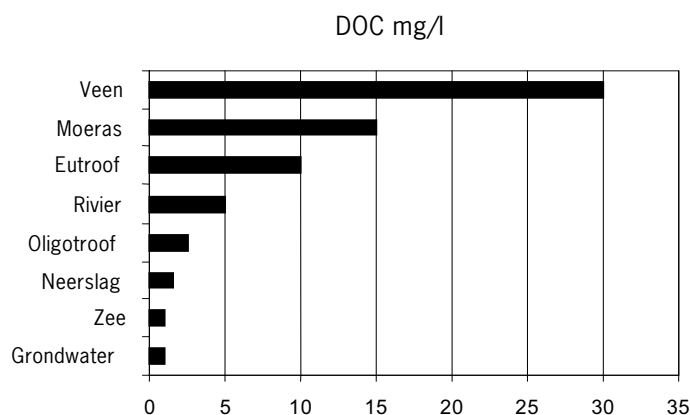
Er zijn verschillende parameters waaruit de voedselrijkdom van een water kan worden afgeleid. Hieronder zullen verschillende abiotische parameters één voor één besproken worden. Aangezien de relatief korte periode van het nutriëntonderzoek vormen deze resultaten slechts een indicatie van de werkelijke situatie.

De pH van beide plassen varieert tussen de 6,9 en de 8,5 wat duidt op een matige tot sterke buffering.

Beide plassen worden gekenmerkt door een minerale tot matig organische zand- of kleibodem. In het algemeen geldt dat water in dit soort plassen helder is.

Aan de hand van het chlorofyl-*a* gehalte kan gezegd worden hoe voedselrijk een plas is. Meren met een chlorofyl-*a* gehalte tussen de 0,3-4,5 worden als oligotroof (voedselarm) gekarakteriseerd en meren met een chlorofyl-*a* gehalte tussen de 3-11 $\mu\text{g l}^{-1}$ als mesotroof (matig voedselrijk) (Wetzel, 2001). Aan de hand van deze indeling is volgens Wetzel de duikplas te karakteriseren als een overwegend mesotrofe en de referentieplas als een oligo-mesotrofe plas.

De DOC concentratie zegt tevens iets over de trofiegraad. Een oligotroof meer heeft een DOC gehalte van gemiddeld 2,5 mg DOC l^{-1} , een eutroof meer heeft een DOC gehalte rond de 10 mg l^{-1} . De gemiddelde DOC concentratie in de duikplas gedurende maart-april '03 bedroeg 7,1 mg l^{-1} en in de referentieplas 6,3 mg l^{-1} . DOC kleurt een water bruin. Hoe hoger het DOC gehalte, hoe bruiner het water (Kortelainen, 1999). De duikplas heeft een significant hoger DOC gehalte dan de referentieplas, over de diepte per plas is er geen significant verschil aangetoond (Steenbergen, 2003). Volgens onderstaand schema is zowel de duik- als de referentieplas mesotroof.



Figuur 5.1. Globale concentraties van opgelost organische koolstof (DOC in mg l^{-1}) in natuurlijke wateren (Thurman, 1985).

Epilimnion

De nutriëntenconcentraties in het epilimnion zijn over het algemeen lager dan in het hypolimnion. Nutriëntenconcentraties zijn alleen bekend van de periode juli-november '02. In het epilimnion van beide plassen is de ammoniumconcentratie $< 0,08 \text{ mg N l}^{-1}$, de nitraatconcentratie is $< 0,35 \text{ mg N l}^{-1}$ en de fosfaatconcentratie is $< 0,017 \text{ mg P l}^{-1}$. Het horizontaal doorzicht in beide plassen is meestal $> 3 \text{ m}$ en de zuurstofverzadiging ligt tussen de 70-120%. Deze getallen duiden op een karakterisering als grote, diepe *oligo-mesotrofe* matig tot sterk gebufferde wingaten. Het EGV is echter $> 250 \mu\text{S cm}^{-1}$ wat duidt op een mesotroof karakter (Jaarsma & Verdonschot, 2000).

Hypolimnion

In het hypolimnion, met name in de onderste paar meters, verschilt de situatie van het epilimnion. Zo is de turbiditeit er hoger en komen er hogere concentraties ammonium voor. De concentratie ammonium onderin de plas is $> 0,4 \text{ mg N l}^{-1}$ wat een indicatie voor eutroof water is. De nitraatconcentratie is echter meestal $< 0,35 \text{ mg N l}^{-1}$ en de concentratie fosfaat is $< 0,034 \text{ mg P l}^{-1}$. Het EGV is $< 500 \mu\text{S cm}^{-1}$. Wanneer beide meren gestratificeerd zijn, duiden de toestandsvariabelen in het hypolimnion op een karakterisering als een gemeenschap grote, diepe *mesotrofe* matig tot sterk gebufferde wingaten (Jaarsma & Verdonschot, 2000).

Uit de karakterisering met behulp van de verschillende abiotische parameters zoals beschreven door Jaarsma & Verdonschot (2000), kan de duikplas uiteindelijk als een groot, diep oligo-mesotroof matig tot sterk gebufferd wingat wordt getypeerd waarbij de plas sterk naar de mesotrofe kant neigt.

6. Discussie

6.1 Troebel water rondom onderwaterhuis

'Is het doorzicht in de duikplas van 14 tot 17 meter daadwerkelijk een halve meter of minder zoals de Kaaiman aangeeft en zo ja, wat zijn de processen of factoren die ten grondslag liggen aan het geringere zicht?' Deze hoofdvraag en de andere onderzoeksvragen zoals beschreven in hoofdstuk 1 komen in deze discussie aan bod. Daarbij worden tegelijkertijd de aangenomen hypothesen kritisch belicht.

De duikplas kent met name tijdens de zomerstratificatie periodes waarin het water uiterst troebel is op een diepte vanaf ongeveer 15 m. Het verticale doorzicht in de bovenste 10 meter varieert gedurende het meetjaar tussen de 1,5 en 7,5 meter. De veronderstelling van gering zicht op diepte, gebaseerd op eerdere waarnemingen van Kaaimanduikers, wordt derhalve ondersteund. Horizontaal zicht van minder dan 1 meter of zelfs minder dan 50 cm op diepte duidt op voor onervaren duikers minder geschikte duikomstandigheden. Echter tijdens de winter en ten tijde van de clear water phase (eind mei/begin juni) kan het zicht meer dan 3 meter bedragen. Er is duidelijk sprake van zowel ruimtelijke als temporele variatie in het doorzicht. De ruimtelijk variatie is vooral langs de verticale as over de diepte in kaart gebracht, doch ook horizontale variatie is gevonden, waarbij water rondom het onderwaterhuis beduidend troebeler was dan water enige meters ervan verwijderd. De troebelheid op diepte kan veroorzaakt worden door:

- 1) productie van deeltjes (bijvoorbeeld groei van algen),
 - 2) accumulatie van uit de bovenste waterlaag afkomstige deeltjes,
 - 3) opwerveling van bezonken deeltjes (resuspensie),
 - 4) sediment focusing,
 - 5) humuszuur(-interacties).
1. Omdat de hoeveelheid invallend licht op diepte tijdens de zomerstratificatie ontoereikend is voor fotosynthese wordt het troebele water niet veroorzaakt door groei van algen. Dit wordt bevestigd door chlorofyl-*a* analyses. Vanwege de sterke fysische- en chemische gradiënten over de spronglaag tijdens de stratificatie ontstaat er een stratum dat zeer geschikt is voor massale bacteriële populatiebloei (Moss, 1998; Wetzel, 2001). Deze laag bevindt zich hoger in de waterkolom rondom de bovenzijde van het onderwaterhuis (9-11 meter). De troebelheid kan hier vanwege deze deeltjes aanzienlijk toenemen en daarmee kan het zicht sterk gereduceerd worden. Omdat dit gepaard gaat met een reductie van de hoeveelheid invallend licht in de diepere lagen kan de beleving van de duik in deze waterlaag veranderen. Productie van mangaan- en ijzeroxides op de grens van de sponglag is zeer goed mogelijk (Wetzel, 2001). Bijvoorbeeld in het meer van Lugano (Zwitserland, Italië) werd op de oxidisch-/anoxische interface een verhoogde turbiditeit gevonden die direct gerelateerd was aan ijzer en mangaan redox processen (Hofmann & Fillella, 1999). Kleeberg & Schubert (2000) vonden eveneens een maximum aan deeltjes in het metalimnion en top van het hypolimnion. Zij verklaarden dit uit een accumulatie van zeer kleine deeltjes met een daaruit afgeleide zeer geringe sedimentatiesnelheid van minder dan 0,09 m d⁻¹ (Kleeberg & Schubert, 2000). Deze deeltjes hadden een gemiddelde diameter van 12 µm, terwijl in de duikplas de deeltjes in het maximum een diameter hadden van 10,3 µm. Deze deeltjes zouden dan volgens Kleeberg & Schubert (2000) accumuleren in het metalimnion en top van het hypolimnion (*zie volgende punt 2*).
 2. Gedurende de stratificatie in de zomer zou accumulatie van deeltjes uit de bovenste waterlaag kunnen optreden, omdat het diepere koudere water een hogere dichtheid heeft waardoor de bezinksnelheid afneemt en deeltjes niet of nauwelijks terug kunnen naar de bovenste waterlaag. De troebele zone die rond de bovenzijde van het onderwaterhuis bleef hangen duidt op een dergelijke accumulatie. Een hogere concentratie van zwevend zinkend materiaal in het diepe hypolimnion kan ook veroorzaakt worden door een afnemend watervolume met de diepte. Deze morfometrische funneling lijkt volgens een

modelsimulatie een deel van het verschil in sedimentatie tussen de duikplas en referentieplas te kunnen verklaren. Echter enige voorzichtigheid is hierbij geboden. De gehanteerde invoergegevens in het model zijn slechts een grove benadering van de situatie *in situ*, omdat accurate bathymetrische gegevens (diepteprofiel van de plassen) ontbreken. Op de gekozen helling van 30% in de duikplas en 22% in de referentieplas blijft geen materiaal liggen (Håkanson, 1977; Blais & Kalff, 1995) en daardoor accumuleert alles in de onderste zone. Echter in de duikplas blijkt zelfs op 9 meter diepte al materiaal te sedimenteren wat geïllustreerd wordt door de samenstelling van de sedimentmonsters die genomen zijn op verschillende dieptes. Dergelijke verliesposten zijn in de simulatie niet meegenomen en resulteren in een overschatting van de concentratie in het diepe hypolimnion en een overschatting van het verschil tussen duikplas en referentieplas. De grote verschillen in ingevangen materiaal in de sedimentvallen duiden op resuspensie van bodemmateriaal. Dit wordt ondersteund door de sterke gelijkenis in samenstelling van bodemmateriaal en gesedimenteerd materiaal ingevangen op diepte en het verschil met ingevangen materiaal uit de bovenste waterlaag, alsmede door de aanwezigheid van een grote fractie relatief zware deeltjes met een hoge bezinksnelheid in de vallen nabij de bodem.

3. Resuspensie (opwerveling) van bodemmateriaal kan een biologische en een fysische oorzaak hebben. Gezien de zuurstofloosheid van het diepere water kan opwerveling door vissen en bioturbatie door bodemfauna uitgesloten worden. Daar bootverkeer niet voorkomt op de duikplas, kan tevens deze oorzaak worden uitgesloten. In de Berendonck stroomt geen rivierwater binnen wat materiaal mee de plas in zou kunnen voeren. De drainagepijpen van het golfterrein monden echter wel uit in de Berendonck, zo ook in de duikplas, en het is mogelijk dat deeltjes via deze weg in de duikplas terecht komen. Deze mogelijkheid is echter niet in dit onderzoek meegenomen. Directe windinvloeden resulteren in menging van de bovenste waterlagen, maar hebben geen effect op opwerveling in de diepe delen van de plas (Weyhenmeyer, 1998). Grondwater dat via kwel de plas voedt kan een verplaatsing van sediment tot gevolg hebben. Ook interne seiches behoren theoretisch tot de mogelijk oorzaak, doch zullen relatief weinig voorkomen wanneer een plas een relatief klein oppervlakte heeft ten opzichte van de diepte en beschermt wordt door bijvoorbeeld bomen (Wetzel, 2001). In grotere meren zoals het 10,2 km² Zwitserse Hallwil meer met een gemiddelde diepte van 29 meter en een maximum van 48 meter, wordt gedurende het gehele jaar een troebele zone tot 5 à 8 meter boven de bodem waargenomen (Bloesch & Uehlinger, 1986). Het is onduidelijk of deze troebele zones die ook in grotere zoetwatersystemen, zoals de Amerikaanse Great Lakes, voorkomen veroorzaakt worden door resuspensie ter plekke of horizontaal transport van waterstromingen nabij de bodem (Bloesch & Uehlinger, 1986). In alle diepe delen van de oceaan wordt eveneens een sterke toename in lichtverstrooiing en uitdoving gevonden wat veroorzaakt wordt door kleine deeltjes. In oceanen wordt deze laag aangeduid met de term Bodem Nepheloïde Laag (McCave, 2001). Vergelijking met de op diepte beduidend minder troebele referentieplas, die groter, minder beschermt en even diep is, suggereert dat zowel grondwaterstroming als interne seiches niet de causale factor zijn.

De geregelde beluchting van het onderwaterhuis, waarbij iedere zondag tijdens het duikseizoen (mei – oktober) gedurende een paar uren lucht vanaf 15 meter diepte het onderwaterhuis verlaat, zou door middel van convectiestroming en trilling van het huis sediment kunnen doen opwerpen. Ondanks een relatief gering beluchtingdebiet (100 liter per minuut), kan ook beluchting een factor zijn die bijdraagt aan de opwerveling van bodemmateriaal door het opwekken van een waterstroom. Beluchting zal eveneens, al is het maar tijdelijk, bijdragen aan het in de waterkolom houden van zinkende deeltjes, en zal dus enigszins een sedimentatievertragende werking hebben. Omdat de beluchting plaatsvindt nadat er gedoken is (pers. meded. H. van Hoogen & E. Hamann) kan er opgewerveld materiaal verder in de waterkolom worden verplaatst.

Een ander natuurlijk verschijnsel wat kan bijdragen aan de resuspensie van sediment is gas ebullitie (Saarijärvi & Lappalainen, 2001). In het zuurstofloze sediment kan door

verdere afbraak van organisch materiaal methaan gevormd worden. Methaan bellen kunnen sediment omhoog transporteren, kunnen binnenin deeltjes gevormd worden en kunnen zinkend materiaal in de waterkolom houden (Saarijärvi & Lappalainen, 2001). Omdat temperatuur, de hoeveelheid organisch materiaal en de afwezigheid van zuurstof de belangrijkste methaanproductie regulerende factoren zijn (Kelly & Chynoweth, 1981), en al deze factoren gelijk zijn in zowel de duikplas als de referentieplas is het zeer onwaarschijnlijk dat het opvallende verschil in resuspensie door gasproductie verklaard kan worden. Duikactiviteiten in beide plassen indiceren dat het bewegen van duikers nabij de bodem voldoende is om fijn materiaal in de waterkolom te brengen. Tot slot wordt er in meren geregeld een hogere sedimentatieflux gemeten aan het begin van de herfst-turnover. De volledige menging en de ermee gepaard gaande waterbeweging rijkt tot het sediment en wervelt materiaal op (Reynoldson Jr. & Hamilton, 1982; Rosa, 1985).

4. In diepe plassen is het een algemeen en natuurlijk verschijnsel dat het sediment zich verzamelt in de diepste delen van de plas: sediment focusing (Hilton *et al.*, 1986). Bodemmateriaal opgewerveld in de ondiepere delen van de plas door vis- en windinvloed, kan onder invloed van de zwaartekracht en waterstromingen naar diepere delen getransporteerd worden. Al naar gelang de hellingshoek van de bodem kunnen zinkende deeltjes erop blijven liggen of er langs glijden naar diepere delen. Accumulatie op de bodem is vrijwel afwezig bij hellingspercentages van meer dan 14% (Håkanson, 1977). Tevens kunnen bij steile hellingen en instabiele sedimentformaties lawines optreden die een behoorlijke turbiditeitgolf teweeg kunnen brengen (Hilton *et al.*, 1986). Het is mogelijk dat sporadisch een lawine van relatief geringe omvang optreedt in de duikplas op locaties met een steile helling. Een studie van Blais & Kalff (1995) liet zien dat de methode van Håkanson (1977) een overschatting van de accumulatiezone kan inhouden. Zij vonden een accumulatiezone van <5% bij gemiddelde bassinhellingen van 17 tot 20%, waarbij de accumulatiezone wordt aangeduid met die regio waar van nature geen resuspensie van bezonken materiaal meer zal optreden. Het onderwaterhuis van duikteam De Kaaiman is in een dergelijke 'sediment val' geplaatst.
5. Het gehalte aan DOC (opgelost organisch koolstof) is gebruikt als indicatie voor de concentratie humuszuur. De aanwezige DOC zorgt voor een bruine kleur van het water. Daar er geen significant verschil is aangetoond tussen de concentraties DOC over de diepte, is de concentratie DOC niet de hoofdreden voor het geringe zicht op diepte maar zal er wel aan bijdragen. Het verschil in geschatte molecuulgrootte op basis van absorptie eigenschappen is veel te gering om het grote verschil in turbiditeit te kunnen verklaren.

6.2 Sediment en sedimentatie

De sedimentatie van materiaal uit de bovenste waterlaag rondom het onderwaterhuis gedurende de gehele periode was vrijwel constant met een gemiddelde sedimentatieflux van $2,9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, de gemiddelde sedimentatieflux nabij de bodem was $17,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, maar fluctueerde tussen $4,5$ en $48,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Deze waarden vertonen grote gelijkenis met de variatie in de sedimentatiefluxen ($\sim 3 - 45 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) gemeten in Lake Erken, Zweden (Wehenmeyer, 1996). Koski-Vähälä *et al.* (2000) geven van 12 meren de gemiddelde sedimentatiefluxen die variëren tussen $3,1$ en $68,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Een intensieve studie in 9 Zweedse meren leverde gemiddelde sedimentatiefluxen van $0,5 - 33 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in vallen 3 meter onder het wateroppervlak en fluxen van $0,5 - 76 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in vallen 1 meter boven de bodem (Weyenmeyer *et al.*, 1997). Dit resulteerde in een gemiddelde sedimentaccumulatie van $0,43$ tot $7,47 \text{ mm}$ per jaar, met uitschieters naar $7,6$ en $14,5 \text{ mm}$ per jaar in de diepste delen van de meren. In het Engelse Esthwaite Water werd een slibaanwas van 6 mm per jaar gevonden en werd op het diepste punt van 15 meter een sliblaag met een dikte van ongeveer 40 cm aangetroffen (Hilton *et al.*, 1986). Vaak wordt een algemeen gemiddelde van 2 mm slibaanwas per jaar gehanteerd wat enigszins aan de conservatieve kant lijkt (Håkanson & Jansson, 1983). De voor de duikplas gevonden 5 mm per jaar kan als redelijk gemiddeld worden gezien.

Rechtstreeks volgend uit het voorgaande blijkt dat ook de jaarlijkse sedimentatie van 1000 g m^{-2} in de duikplas goed overeenkomt met waarden die elders gevonden zijn. Zo bleek de jaarlijkse sedimentatie in Lake Esrom 635 g m^{-2} (Lastein, 1976), in het meer van Luzern 400 tot 1000 g m^{-2} (Bloesch & Evans, 1982), in Lake Erken 811 g m^{-2} (Weyenmeyer *et al.*, 1997), in het Hallwil meer 887 g m^{-2} (Bloesch & Uehlinger, 1986). Echter ook 10 maal hogere waardes zijn bekend, zoals 7112 g m^{-2} in het Finse Lankiluoto bassin gebaseerd op sedimentprofielen (Liukkonen *et al.*, 1997).

De sedimentatiefluxen op 2,2 meter diepte bleken niet te verschillen van die net onder het metalimnion op 8-10 m, maar ze waren significant lager dan de fluxen gemeten nabij de bodem. Hetzelfde is gevonden in aantal Finse meren waar er geen verschil tussen epilimnion en metalimnion vallen werd gevonden, maar gedurende een periode van twee jaar gemiddeld een 2,1 tot 2,8 maal hogere sedimentatieflux nabij de bodem (Koski-Vähälä *et al.*, 2000). Ook in Zweedse meren bleek de sedimentatieflux nabij de bodem tijdens de stratificatie 7 maal hoger en tijdens menging 1,25 maal hoger dan sedimentatieflux op 3 meter diepte (Wehenmeyer, 1996). Deze auteurs verklaren de gevonden verschillen door het optreden van resuspensie wat veroorzaakt zou worden door interne seiches en waterstromingen in het hypolimnion. In de duikplas kunnen interne seiches worden uitgesloten. Het gemeten verschil van een gemiddeld 5 maal hogere sedimentatieflux nabij de bodem in vergelijking met de flux net onder het metalimnion blijkt ook niet verklaard te kunnen worden uit morfometrische funneling. De aanwezigheid van deeltjes met een relatief grote sedimentatiesnelheid duidt op resuspensie in de nabijheid van de geplaatste vallen. Het ophalen en plaatsen van de vallen gebeurde door duikers, die zo voorzichtig mogelijk te werk gingen, maar desalniettemin bodemmateriaal opwervelden. De gemeten fluxen zijn derhalve deels veroorzaakt door een bemonsteringsartefact, maar illustreren tegelijkertijd het gemak waarmee het bodemmateriaal in de duikplas opwervelt. De hoogste sedimentatieflux ($47,2 \pm 1,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) werd gemeten in de periode eind-oktober/begin-november (Figuur 4.19). Deze periode valt samen met de herfst-turnover. Door de optredende volledige menging en de ermee gepaard gaande waterbeweging kan sediment opgewerveld worden wat tot een hogere sedimentatieflux leidt (Reynoldson Jr. & Hamilton, 1982; Rosa, 1985). Dit lijkt ten dele ook te gebeuren, omdat tegelijkertijd in de referentieplas een verhoogde turbiditeit op diepte wordt gemeten. Echter de verhoging in troebelheid in de referentieplas is veel kleiner dan in de duikplas. De sedimentmonsters uit beide plassen lieten zien dat het sediment nagenoeg identiek is (bijvoorbeeld Bijlage 4.7). Op basis van de geringere afmeting van de duikplas zou dan juist een lagere turbiditeit worden verwacht dan in de referentieplas. Nu het omgekeerde het geval blijkt, lijkt opwerveling ten gevolge van de herfst-turnover niet de belangrijkste causale factor.



Figuur 6.1. Duiker brengt sedimentval omhoog in duikplas. Foto gemaakt rond 8m.

De vallen hingen gedurende 14 dagen in het water, en ondanks dat er verschillen in degradatie van organisch materiaal in aërobe en anaërobe zones bestaat, wordt er geen groot effect hiervan verwacht vanwege de afbraak van <1% organisch C per dag (Gardner *et al.*, 1983; Knauer *et al.*, 1984).

6.3 Nutriënten

Er zijn drie belangrijke bronnen van sedimentarend materiaal te onderscheiden: primaire productie, instroom vanaf het land en sediment resuspensie (Weyhenmeyer, 1996). Zoals al eerder aangegeven speelt de instroom van deeltjes vanaf het land geen belangrijke rol in de

duikplas (de mogelijke aanvoer van zwevend stof door het drainagesysteem van het golfterrein is hier niet onderzocht). De opwervbare deeltjes zijn het resultaat van verwatering van de toplaag van de onderwaterbodem en accumulatie van elders geproduceerd materiaal. Dit van elders afkomstig materiaal wordt veelal geproduceerd in de trofogene zone en is direct te herleiden tot de primaire productie. Belangrijke voorwaarden voor primaire productie zijn de aanwezigheid van anorganische nutriënten en licht; de algen doen vervolgens de rest. In het algemeen geldt des te meer nutriënten, des te groter de kans op een algenbloei en de ermee samenhangende onwenselijke uitdoving van licht. Ondanks dat de duikplas op dit moment nog niet als geëutrofiëerd kan worden bestempeld, vindt er wel verrijking van de duikplas met nutriënten (eutrofiëring) plaats. De atmosferische depositie van stikstof in het onderzoeksgebied is $> 3500 \text{ mol/ha}$ (RIVM, 2002) (Bijlage 4.12), wat betekent dat de Berendonck in een gebied ligt met een relatief hoge stikstofdepositie. Uit experimenten met algen en water uit de Berendonck in 2003 is gebleken dat het systeem periodiek stikstof gelimiteerd is. Dit betekent dat door de netto toevoer van stikstof ($0,08 \text{ g N m}^{-3} \text{ jaar}^{-1}$) en fosfaat ($0,05 \text{ g P m}^{-3} \text{ jaar}^{-1}$) geleidelijke eutrofiëring van het oligo-mesotrofe systeem niet uit te sluiten is. Er dient hierbij opgemerkt te worden dat de invoer- en verliesprocessen gedurende een relatief korte periode zijn bekeken. Desalniettemin geven zij een indicatie dat er zowel voor stikstof als fosfaat een netto accumulatie optreedt.

Nalevering uit eigen systeem, de internal loading, blijkt de grootste bijdrage te leveren aan de totaal-stikstof en totaal-fosfor gehalten in het water. Dit betekent dat er veel nutriënten in de bodem zijn opgehoopt. Hoe langer de zuurstofloze periode in het hypolimnion gedurende de zomerstratificatie is, des te hoger de totale sediment afgifte van nutriënten. Een kleine fractie van deze nutriëntenpool zal tijdens de beluchting van het onderwaterhuis in het epilimnion geraken en kan daar opgenomen worden door de aanwezige algen. Daarnaast is de bijdrage van het golfterrein aanzienlijk, met name in de totaal-fosfor belasting. Meer onderzoek is nodig om de precieze belasting van het golfterrein te bepalen. Dit wordt onderstreept door een interview wat gehouden is met de hoofd- greenkeeper van Burggolf te Wijchen. Vier à vijf maal per jaar gedurende het groeiseizoen van april tot en met september wordt er volgens deze persoon kunstmest toegediend ('Spring and Summer', 'Autumn' en 'Floerid Master') met een totale stikstofvracht van ongeveer 140 g N m^{-2} . Over fosfaat is niets bekend, alleen dat sinds 4 à 5 jaar het middel 'Zero Phosphate' niet meer gebruikt wordt vanwege ongunstige pH verlaging in de bodem. Onderzoeken beschreven in de literatuur laten zien dat water wat van een golfterrein afstroomt hoge concentraties aan nutriënten kan bevatten. Zo vonden Casey & Klaine (2001) nitraatconcentraties van $0,1$ tot $7,7 \text{ mg l}^{-1}$ en fosfaatconcentraties van $0,03$ tot $10,7 \text{ mg l}^{-1}$. Hierbij werd in 4 van de twaalf afwateringspieken de door USEPA opgenomen richtlijn voor nitraat overschreden en in 11 van de 12 gevallen die voor fosfaat (Casey & Klaine, 2001). Kunimatsu *et al.* (1999) registreerden de verschillen in nutriëntenconcentraties in een beek voor en na passeren over een golfterrein. Zij vonden een jaargemiddelde verhoging van 2,5 maal voor totaal stikstof (van $5,4 \text{ mg l}^{-1}$ naar $13,5 \text{ mg l}^{-1}$) en van 23 maal voor totaal fosfor (van $0,133 \text{ mg l}^{-1}$ tot $3,04 \text{ mg l}^{-1}$). Ook de gemiddelde zwevende stof concentratie was 5 maal hoger (Kunimatsu *et al.*, 1999). Ryals *et al.* (1998) vonden juist extreem lage fosfaatconcentraties in vijvers op drie golfterreinen, maar registreerden verscheidene bestrijdingsmiddelen met jaargemiddelde concentraties tot $0,35 \mu\text{g l}^{-1}$ voor 2,4-D (codering terrein). Gebruik van kunstmest en bestrijdingsmiddelen lijkt noodzaak voor greenkeepers om zowel de esthetische waarde als de kwaliteit van een golfterrein te waarborgen (Davis & Lydy, 2002). Keerzijde hiervan is dat het omringende water verontreinigd kan raken wat in een aantal studies reeds naar voren is gekomen (Ryals *et al.*, 1998; Cohen *et al.*, 1999; Davis & Lydy, 2002; Lewis *et al.*, 2002). Of een verontreiniging met bestrijdingsmiddelen ook in de Berendonck plaatsvindt kan niet worden vastgesteld op basis van de beschikbare gegevens. Er zijn geen analyses uitgevoerd om dergelijke componenten en hun afbraakproducten te meten.

In de zomer van 2002 bleken de testalgen in water uit het epilimnion, relatief nutriëntarm, amper in hun groei gestimuleerd te kunnen worden door toevoeging van nutriënten. Dit in tegenstelling tot algen in water uit het relatief nutriëntrijkere hypolimnion. De significant achterblijvende groei doet sterk vermoeden dat een andere factor dan nutriënten de algen in

hun groei remde. Natuurlijke groeiremmers (allelopathische stoffen) en antropogene stoffen (herbiciden) behoren tot mogelijke factoren. Ondanks dat natuurlijke groeiremmers niet kunnen worden uitgesloten doet de slechte conditie van de aanwezige waterplanten (een potentiële bron van natuurlijke algen groeiremmers) sterk vermoeden dat er mogelijk algemeen plantremmende substanties in het water aanwezig waren. Uit het eerder genoemde interview kwam behalve de mededeling dat er geen bestrijdingsmiddelen worden gebruikt naar voren dat bij het onderhoud aan het golfterrein 'Roundup' (Monsanto) wordt gebruikt. Het betreft hier een herbicide met als actieve ingrediënt 41% glyphosate (N-(phosphonomethyl)glycine als isopropylamine zout). De doses, frequentie en wijze van gebruik zijn onbekend, zodat nader onderzoek, zoals voorheen aangegeven, tot de aanbeveling strekt.

6.4 Gering zicht

Uit bovenstaande blijkt dat de bijdrage van een aantal mogelijke factoren aan de troebelheid rondom het onderwaterhuis kan worden uitgesloten. Zo is bijvoorbeeld de groei van algen in de onderste meters van de duikplas niet mogelijk en is er, gezien de zuurstofloze toestand in het hypolimnion, geen sprake van opwoeling door vissen of bioturbatie. Gebleken is dat een aantal natuurlijke factoren, zoals bijvoorbeeld sediment focusing en de natuurlijke sedimentatie, bijdragen aan het geringe zicht probleem maar er niet de belangrijkste oorzaak van zijn. Uit bovenstaande lijkt het erop dat naast natuurlijke factoren die bijdragen aan het geringe zicht, tevens zwembewegingen nabij de bodem een belangrijke rol spelen. De bijdrage van beweging nabij de bodem hangt echter nauw samen met het soort bodemmateriaal. Het onderzoek heeft aangetoond dat de bodem van de duikplas is bedekt met een laag makkelijk op te wervelen materiaal, met name slib en klei, wat tevens lang in de waterkolom blijft hangen. Uit het onderzoek blijkt dat het slib zich in de diepste delen van een plas verzamelt en dat het onderwaterhuis in zo'n sedimentval geplatst is. Daarbij komt dat de sliblaag jaarlijks toeneemt. Het toenemen van de sliblaag is een van nature optredend verschijnsel in (diepe) plassen. Geschat wordt dat de sliblaag in de duikplas nabij het onderwaterhuis met ongeveer een 0,5 centimeter per jaar zal toenemen. In de toekomst zal rekening moeten worden gehouden van dit van nature optredende proces.

In het kort kan gezegd worden dat periodes met geringer doorzicht op drie verschillende diepte strata (waterlagen) voorkomen in de Berendonck:

1. In de bovenste waterlaag (het latere epilimnion) gedurende de voorjaarsbloei van algen kan het zicht tot minder dan 2 meter gereduceerd worden. Dit is een natuurlijk verschijnsel waardoor ook het invallende licht op diepte sterk wordt gereduceerd doordat het geabsorbeerd wordt door de massaal aanwezige algen in de bovenste waterlaag.
2. Tijdens de zomerstratificatie ontstaat er vanwege de sterke fysische- en chemische gradiënten over de spronglaag een laag met een hoge dichtheid aan micro-organismen. Deze laag bevindt zich rondom de bovenzijde van het onderwaterhuis (9-11 meter). Ook hier gaat het om een natuurlijk verschijnsel met als nadelen een geringe zicht rondom het als platform fungerende dak van het onderwaterhuis en sterk gereduceerd licht wat in diepere waterlagen kan doordringen.
3. Een troebele zone rondom het onderwaterhuis beneden een diepte van 15 meter.

Aanpassing van duikactiviteiten zal alleen invloed hebben op de derde zone. De troebele zone rondom het onderwaterhuis beneden een diepte van 15 meter is in belangrijke mate het gevolg van de combinatie van 1) de aanwezigheid van slib in de diepere delen van de plas, 2) het feit dat sedimentatie van deeltjes en sediment focusing een natuurlijk en niet te voorkomen proces is waardoor de sliblaag jaarlijks dikker wordt, 3) de zwembewegingen die duikers veroorzaken nabij de bodem en 4) het frequente bezoek van duikers. Door de frequentie waarmee gedoken wordt en door het soort bodemmateriaal blijft er altijd materiaal in de waterkolom zweven. Belangrijke bestanddelen van de bovenste sedimentlaag die zorgen voor een fijne, bruin grijze troebeling, zijn fijne slibdeeltjes, waaronder humuszuren, en klei.

7. Conclusies

Het doorzicht in de duikplas kan daadwerkelijk teruglopen tot een halve meter of minder. Er is echter sprake van zowel ruimtelijke als temporele variatie in het doorzicht onder water:

- Het verticaal doorzicht (S_d) in de bovenste 10 meter varieert van 1,5 tot 7,5 meter.
- Periodes met een horizontaal doorzicht van een halve meter of minder komen op drie verschillende diepte strata (waterlagen) voor in de Berendonck:
 - 1) Lente: in de bovenste waterlaag (het latere epilimnion) neemt het zicht af gedurende een voorjaarsbloei van algen.
 - 2) Eind zomer: in het metalimnion vormt zich een laag met een hoge dichtheid aan micro-organismen.
 - 3) Met name tijdens de stratificatieperiode: een troebele zone rondom het onderwaterhuis beneden een diepte van 15 meter.
- DOC draagt bij aan verminderd zicht maar is niet de hoofdreden gezien de concentraties en de geringe verschillen over de diepte.

Sedimentatie

- De sliblaag neemt in de duikplas rondom het onderwaterhuis toe met ongeveer 0,5 cm jaar⁻¹. Er sedimenteert jaarlijks aan deeltjes ongeveer 1000 g m⁻².
- Door morfometrische funneling in de duikplas en sediment focusing concentreren deeltjes zich in het diepste punt. Beide, van nature voorkomende, processen dragen bij aan het geringere zicht probleem maar zijn niet de hoofdoorzaak.
- In de duikplas vindt significant meer sedimentatie plaats dan in de referentieplas. Dit is het resultaat van resuspensie in de duikplas.

Belasting door nutriënten:

- Er is sprake van een netto toevoer van stikstof en fosfaat in de duikplas waardoor er sprake is van geleidelijke eutrofiëring.
- De internal loading is de grootste post in zowel de stikstof als de fosfor belasting. Wanneer deze buiten beschouwing wordt gelaten, is de atmosferische depositie de belangrijkste post in de stikstofbelasting (51%) en levert het golfterrein het grootste aandeel (80%) in de fosforbelasting.
- De precieze invloed van het golfterrein dient nader onderzocht te worden, zowel de nutriëntenbelasting als een effect door herbicidegebruik, voordat uitspraken gedaan kunnen worden.
- De duikplas is een voedselarm (oligotroof) tot matig voedselrijk (mesotroof) systeem.

Troebele water rondom het onderwaterhuis:

Van de drie onderscheiden periodes waarin doorzicht van een halve meter of minder optreedt (zie bovenstaande), zijn de eerste twee (algenbloei in het epilimnion gedurende de lente en hoge dichtheid aan micro-organismen eind zomer) van nature voorkomende processen in (diepe) wateren. Aanpassingen van duikactiviteiten zullen alleen effect hebben op het derde punt: de periode van een troebele zone rondom het onderwaterhuis gedurende de zomerstratificatie. Deze periode wordt veroorzaakt door onderstaande combinatie van factoren:

- 1) de aanwezigheid van slib in de diepere delen van de plas,
- 2) de jaarlijkse aanwas van de sliblaag,
- 3) de plaatsing van het onderwaterhuis in een diep deel van de plas waar slib zich als gevolg van sediment focusing verzamelt,
- 4) de zwembewegingen die duikers veroorzaken nabij de bodem, en
- 5) het frequente bezoek van duikers.

8. Opzet naar mogelijke oplossingen

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk staan een aantal mogelijke oplossingen beschreven. De oplossingen hier gepresenteerd vertegenwoordigen niet 'de' oplossing maar dienen als een handreiking. Het kan effectief blijken niet één maar meerdere mogelijkheden te combineren in een toekomstige aanpak. Uiteindelijke keuzes zijn onder meer afhankelijk van persoonlijke voorkeur en financiële mogelijkheden. Daarnaast moet bij alle mogelijke maatregelen nadrukkelijk vermeld worden dat de duikplas een diepe put blijft waar sediment zich via een natuurlijk proces ophoopt en een aanwas van slib plaats zal vinden.

In dit hoofdstuk komen ten eerste mogelijke oplossingen aan bod die de voedselverrijking van een plas kunnen tegengaan of vertragen, waaronder biomanipulatie en visstandbeheer. Daarna wordt ingegaan op mogelijkheden ter preventie van opwerveling van bodemmateriaal. Vervolgens wordt een kunstmatige methode besproken waar ijzerchloride aan het water wordt toegevoegd en tot slot wordt ingegaan op de mogelijkheid de sliblaag af te zuigen.

8.2 Mogelijke oplossingen

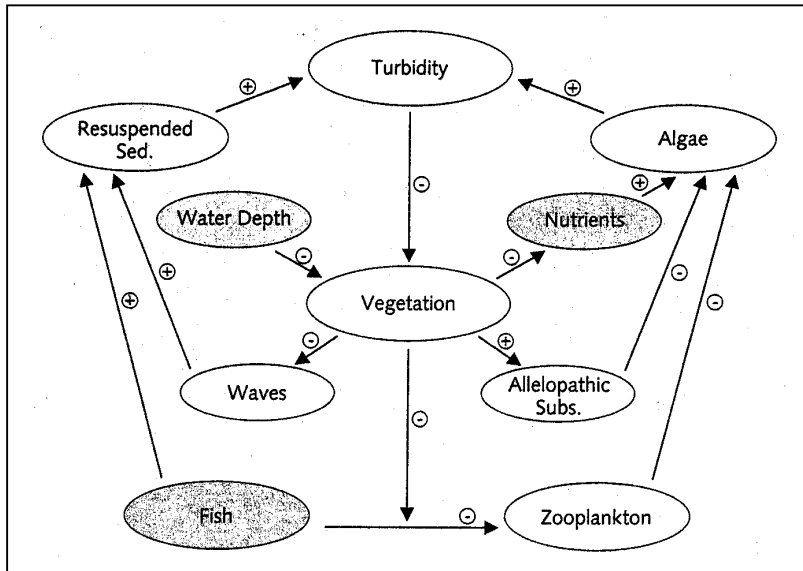
De sliblaag op de bodem in de duikplas is het gevolg van een aantal processen, zoals beschreven in de discussie. De ophoping van organisch materiaal (voedselverrijking van de plas) kan in zekere mate beperkt worden waardoor een hoge productie van de plas voorkomen kan worden. Bij mogelijkheden omtrent het tegengaan van voedselverrijking kan gedacht worden aan (Jaarsma & Verdonschot, 2000):

- Het voorkomen van inval van blad en ander organisch materiaal, door bijvoorbeeld het verwijderen van omringende begroeiing, om voedselverrijking in het water te voorkomen. Tevens kan gedacht worden aan het eventueel periodiek baggeren om te voorkomen dat een sterke ophoping van organisch materiaal plaatsvindt waardoor slechte zuurstofcondities (zuurstofloosheid) ontstaan. Bij de inrichting van deze wingaten is het creëren van voldoende ondiepe delen en variatie in structuur van groot belang.
- Om een hoge productiviteit van een plas te voorkomen is het belangrijk dat er geen voedselverrijkende bronnen aanwezig zijn. In het geval van de duikplas zou het golfterrein een bron van voedselverrijking kunnen zijn door oppervlakkige afstroming en het drainagewater wat in de plas uitmondt. Om de invloed van het golfterrein te achterhalen strekt verder onderzoek tot de aanbeveling.

Biomanipulatie is een andere mogelijkheid om een uiteindelijke hoge productie van de plas te voorkomen en is een mogelijkheid waarvan de effecten op de langere termijn te merken zijn. Biomanipulatie betekent het beïnvloeden van het ecosysteem waardoor bepaalde relaties en evenwichten verschuiven. Daar de onderwatervegetatie in de duikplas vrij summier is, is het een mogelijkheid om deze te stimuleren. Voordeel van een gezonde oevervegetatie is dat zij bijdraagt aan helder water op de volgende manieren (Nijburg & Verhoeven, 1999):

- Minder resuspensie en sedimentatie van zwevend materiaal in deze ondiepere gedeelten. Het water tussen waterplanten is minder vatbaar voor windinvloeden waardoor deeltjes sneller bezinken en het achterwege blijven van watercirculatie zorgt ervoor dat de bodem niet of nauwelijks wordt geresuspendeerd (Figuur 8.1).
- Geen afslag van de oever - minder erosieverschijnselen.
- Paa- en voedselplaats voor vissen. Naast een beschutte paaplaats leggen verscheidene vissoorten zoals bijvoorbeeld de snoek, leggen hun eitjes tussen de waterplanten. Tevens bieden waterplanten een schuilplaats voor jonge vis, bijvoorbeeld jonge karper en snoek. Het zwevend en vastgehechte plankton tussen de waterplanten vormt een belangrijke voedselbron voor jonge vissen. Wormpjes en slakken tussen de waterplanten vormen een voedselbron voor oudere vissen.

- Opname van voedingsstoffen door waterplanten waardoor het water zelf minder voedselrijk wordt (nutriëntarmer waardoor minder kans op algenbloei) (Figuur 8.1).
- Eventuele uitscheiding van stoffen door waterplanten (allelopathische stoffen) waardoor de groei van algen in het water geremd wordt (Figuur 8.1).

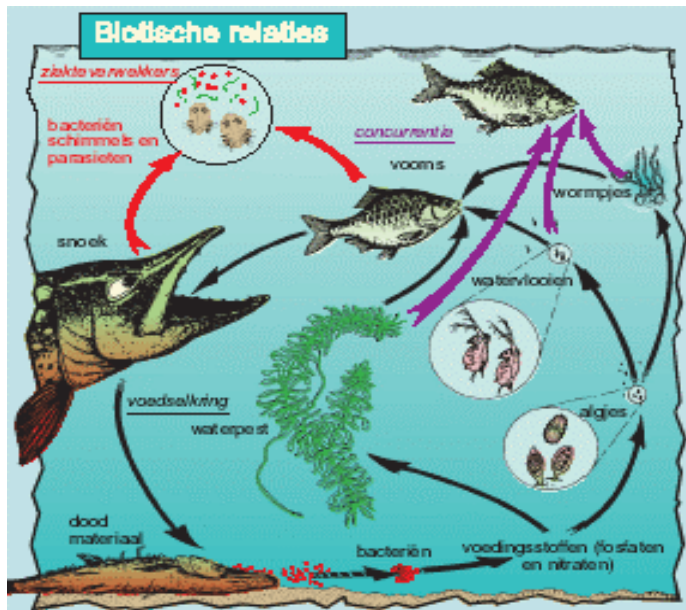


Figuur 8.1. Enkele relaties die (in)direct de turbiditeit van een systeem beïnvloeden, zowel positief als negatief (Scheffer, 1998).

In dit onderzoek is niet onderzocht waarom de huidige onderwatervegetatie in de duikplas zo summier is ontwikkeld. Groei van waterplanten zou geremd kunnen worden door afspoeling van bestrijdingsmiddelen van het golfterrein en door vraat van de aanwezige vissen.

Naast het stimuleren van de onderwatervegetatie, wat een indirect effect heeft op de visstand, kan de visstand zelf direct beïnvloedt worden door bijvoorbeeld het uitzetten van bepaalde soorten.

- De visstand in een plas is van grote invloed op de voedselrijkdom van een water. Door de visstand te manipuleren kan gepoogd worden om bijvoorbeeld een matig voedselrijk water tot een voedselarm water te laten ontwikkelen. In de duikplas komt veel baars, ruisvoorn en brasem voor. Tevens komt er in mindere mate snoek voor. In een systeem zijn alle biotische (levende) en abiotische (niet-levende) factoren met elkaar verweven. De biotische relaties kunnen beschreven worden in een voedselweb (Figuur 8.2) waardoor duidelijk wordt waarop een bepaalde ingreep invloed kan hebben. Bijvoorbeeld: de brasem is een vis waarvan jonge individuen zich voeden met zoöplankton. Zoöplankton graast algen wat betekent dat wanneer er meer jonge brasem in een water aanwezig zijn, de algenpopulatie zich kan uitbreiden. Volwassen individuen zoeken hun voedsel in de bodem waarbij bodemmateriaal wordt omgewoeld. Naast het effect dat materiaal in de waterkolom wordt gebracht, wordt het heel lastig voor waterplanten om zich te ontwikkelen wanneer zij in de bodem wortelen. Sommige vissen, zoals de snoek, hebben een onderwatervegetatie nodig om zich voort te planten. Wanneer er meer brasem in een meer aanwezig is, zal de populatie snoek dus kunnen afnemen. In de duikplas aanwezige ruisvoorn voedt zich onder andere met watervlooien (Daphnia), waterplanten en muggelarven. Ook door deze vis wordt indirect de groei van algen bevorderd. Baars is een roofvis, en voedt zich in de eerste paar dagen van zijn leven, net zoals de snoek, met zoöplankton.



Figuur 8.2. Weergave van een deel van een voedselweb waarin de snoek als toppredator aanwezig is.

Mogelijke oplossingen om de mate van opwerveling te verminderen zijn:

- Het afdekken van de sliblaag met 1) geotextielen of 2) grof wit grind.
 - 1) Een geotextiel dat geschikt is voor de oplossing van dit probleem is 'wit vlies'. Wit vlies is een non-woven thermisch gebonden vlies, zanddicht en waterdoorlatend. De plaatsing van het vlies op een manier dat geen/weinig slib wordt opgewerveld is echter problematisch, daarbij vormt het onderwaterhuis een opstakel bij het aanbrengen van het vlies. Sedimenterende deeltjes zullen bovenop het wit vlies vallen waarbij het de vraag is hoelang het vergrootte zicht onder water blijft. Daar tegenover staat dat wit vlies een relatief goedkopere tijdelijke oplossing kan zijn.
 - 2) Grof wit grind of grotere lichtgekleurde blokken steen is tevens een goedkopere tijdelijke oplossing. Het voordeel van grof wit grind is dat sedimenterende deeltjes in eerste instantie tussen het grind gaan zitten waardoor deze deeltjes minder snel opgewerveld kunnen worden door waterbewegingen. Het is echter lastig om het grind zodanig aan te brengen op de bodem dat er niet of nauwelijks bodemmateriaal wordt opgewerveld.

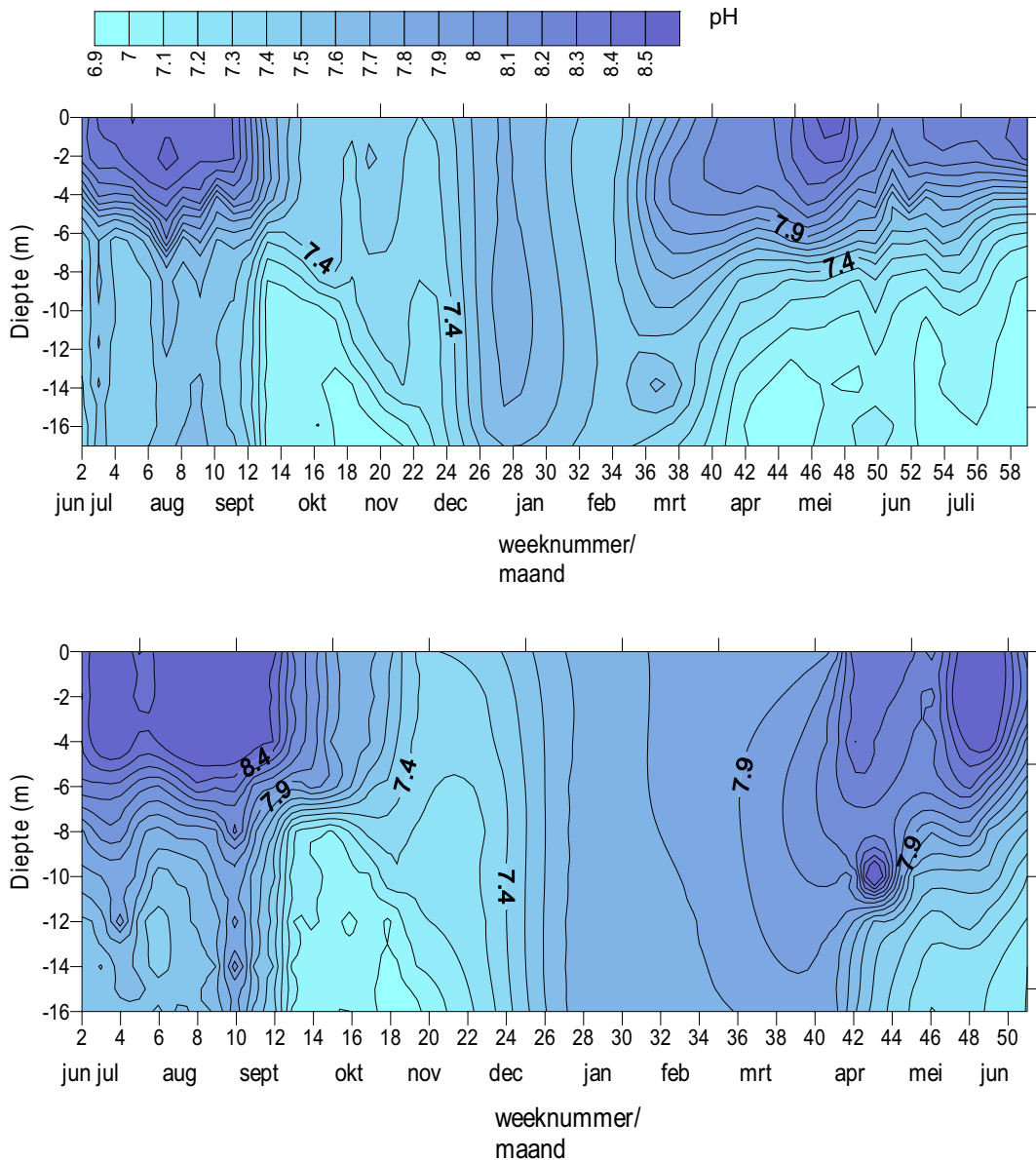
Het effect van verschillende afdektechnieken en materialen op de resuspensie kan experimenteel onderzocht worden met behulp van een zogeheten hydrokopter (Scheffer *et al.*, 2003).

- Het creëren van een sedimentval dieper dan 17 meter. Door het graven van een diepere put in de duikplas, zal het merendeel van het sediment zich in deze put verzamelen en in mindere mate rondom het onderwaterhuis.
- Het ophogen of verplaatsen van het onderwaterhuis. Er zullen altijd deeltjes op de bodem rondom het onderwaterhuis blijven liggen die ter plekke opgewerveld kunnen worden waardoor verplaatsing of ophoging van het onderwaterhuis een mogelijkheid is. Met verplaatsen wordt bedoeld verhuizen naar een hoger gelegen deel in de plas waar de bovenste bodemlaag voornamelijk uit zand bestaat. Zand bezinkt relatief snel wanneer het geresuspendeerd wordt. Een bijkomend effect is dat het zicht uit het onderwaterhuis verandert doordat de lichtintensiteit hoger is en het hogere zuurstofgehalte het voorkomen van onderwaterleven mogelijk maakt.
- Een andere, 'kunstmatige', manier om een water helder te krijgen, is ervoor te zorgen dat het dode organische materiaal (DOM) verwijderd wordt. DOM geeft het water een bruine kleur. Bijvoorbeeld waterzuiveringen willen graag de bruine kleur uit het water verwijderen.

Een manier om DOM uit een water te kunnen verwijderen is door het toevoegen van ijzerchloride (FeCl_3). Het principe is dat ijzerchloride neerslaat (vlokvorming) met de organische deeltjes. Deze vlokken kunnen vervolgens via bijvoorbeeld filtratie worden verwijderd. De efficiëntie waarmee dit proces verloopt is onder andere afhankelijk van de pH en de hoeveelheid toegediend ijzerchloride. In sommige natuurlijke situaties wordt tevens ijzerchloride toegepast om de turbiditeit te verminderen. Zo is in Lake Allatoona in Georgia geprobeerd de concentratie DOM door toevoeging van ijzerchloride te verlagen. In Lake Allatoona was de concentratie DOM niet hoog (2-4 mg l^{-1}) (Denneth *et al.*, 1996) (DOC concentratie in de duikplas is gemiddeld 7 mg l^{-1}). Uit resultaten bleek dat de toevoeging van ijzerchloride in dit meer geen efficiënte verlaging van DOM (30-35% reductie) tot gevolg had. Volgens Denneth *et al.* (1996) is de efficiëntie van ijzerchloride afhankelijk van de samenstelling van DOM. Dit komt doordat ijzerchloride niet coaguleert met al het DOM. Meestal bestaat ongeveer 50% uit humusachtige substanties en het overige deel bestaat onder andere uit aminozuren, suikers, aromatische zuren etc. Moleculaire deeltjes laag in gewicht, niet polair en neutrale deeltjes onderdeel van DOC worden meestal niet effectief verwijderd door coagulatie. Het is bij deze mogelijkheid belangrijk voor ogen te houden dat een plas zoals bijvoorbeeld de duikplas, een zeer complex systeem is. In welke mate toedienen van ijzerchloride of een dergelijk stof effect heeft is moeilijk in te schatten. Daarnaast zijn eventuele negatieve effecten op het ecosysteem niet uit te sluiten. Belangrijk is dat, zoals uit de resultaten is gebleken, de gemeten DOC concentratie niet de hoofdreden is voor geringer zicht maar er wel aan zal bijdragen.

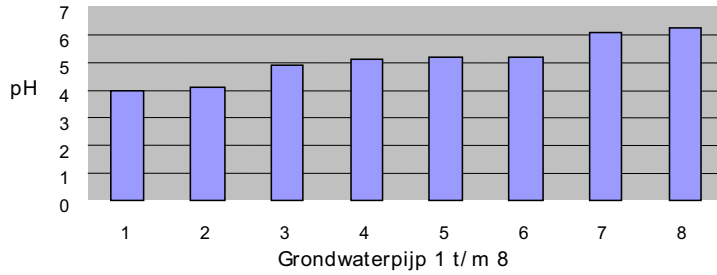
- Het afzuigen van de sliblaag kan geopperd worden als mogelijke oplossing. Deze methode op zichzelf is echter niet geschikt daar al binnen een dag na afzuiging de bovenste laag van het onderliggende sediment 'verwatert' hetgeen betekent dat de top-laag opnieuw makkelijk opwervelbaar wordt. Hoeveel slib ook weggehaald wordt, dus tot de harde onderlaag, deze situatie doet zich altijd voor en is een natuurlijk proces. Bijhorend nadeel is dat door zuigactiviteiten relatief veel slib in de waterkolom kan raken. De mogelijkheid van afzuiging kan gecombineerd worden met andere mogelijke oplossingen zoals bijvoorbeeld het aanleggen van een diepere put, het blijft echter een risico dat gedurende de zuigactiviteiten relatief veel slib in de waterkolom kan raken waarbij dan rekening gehouden moet worden met dat het zicht gedurende enige tijd gering kan zijn.
- Een voorbeeld van een combinatie van de voorgestelde mogelijkheden is het zowel graven van een diepere put als het verplaatsen of ophogen van het onderwaterhuis. Door het graven van een diepere put zullen minder deeltjes rondom het onderwaterhuis sedimenten en zal de sliblaag rond het onderwaterhuis minder snel toenemen. Tevens zal de straal van de sliblaag minder snel uitbreiden.

Bijlage 4.1 pH over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende de periode juni 2002- juli 2003

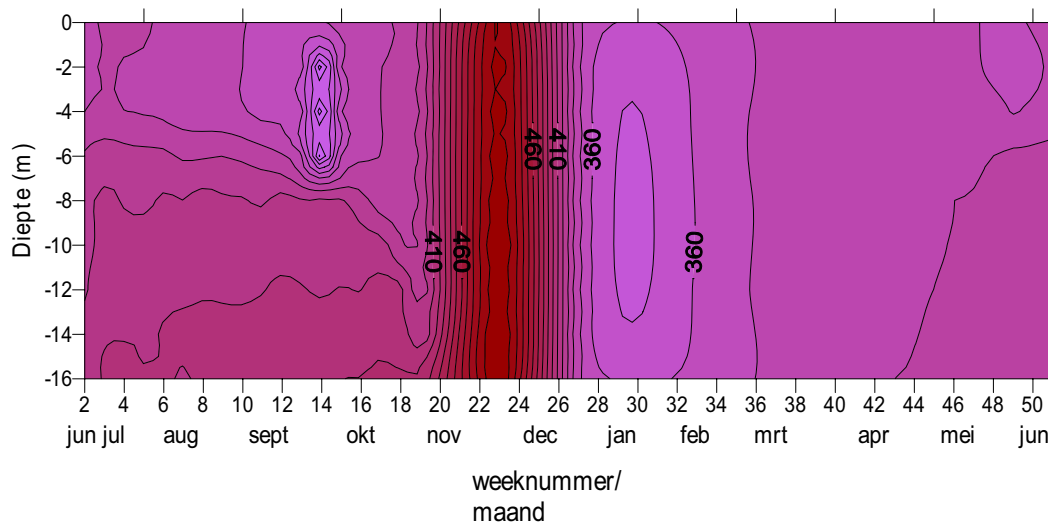
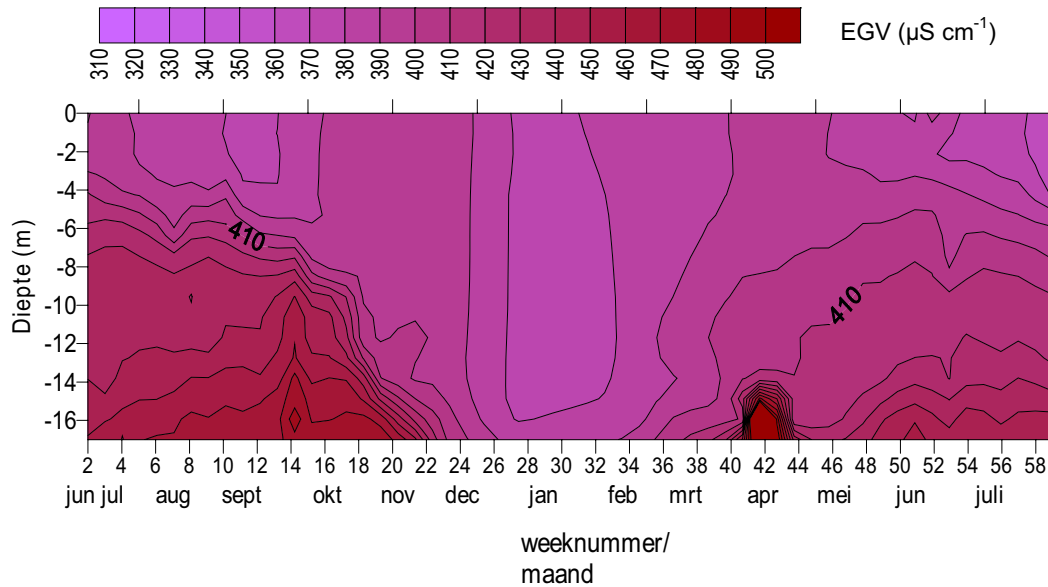


Het verschil in pH tussen beide waterlagen heeft onder andere te maken met fotosynthese (treedt met name in de zomer op, hoofdstuk 2) door bijvoorbeeld algen. Tijdens de fotosynthese wordt CO_2 verbruikt waardoor een pH verhoging in het water optreedt. De pH kan ook verhoogd worden door het metabolisme (stofwisseling) van heterotrofe organismen (heterotrofe organismen hebben organisch materiaal nodig voor hun stofwisseling). In het hypolimnion daalt de pH onder andere door afbraak van organisch materiaal waarbij CO_2 vrijkomt in het water.

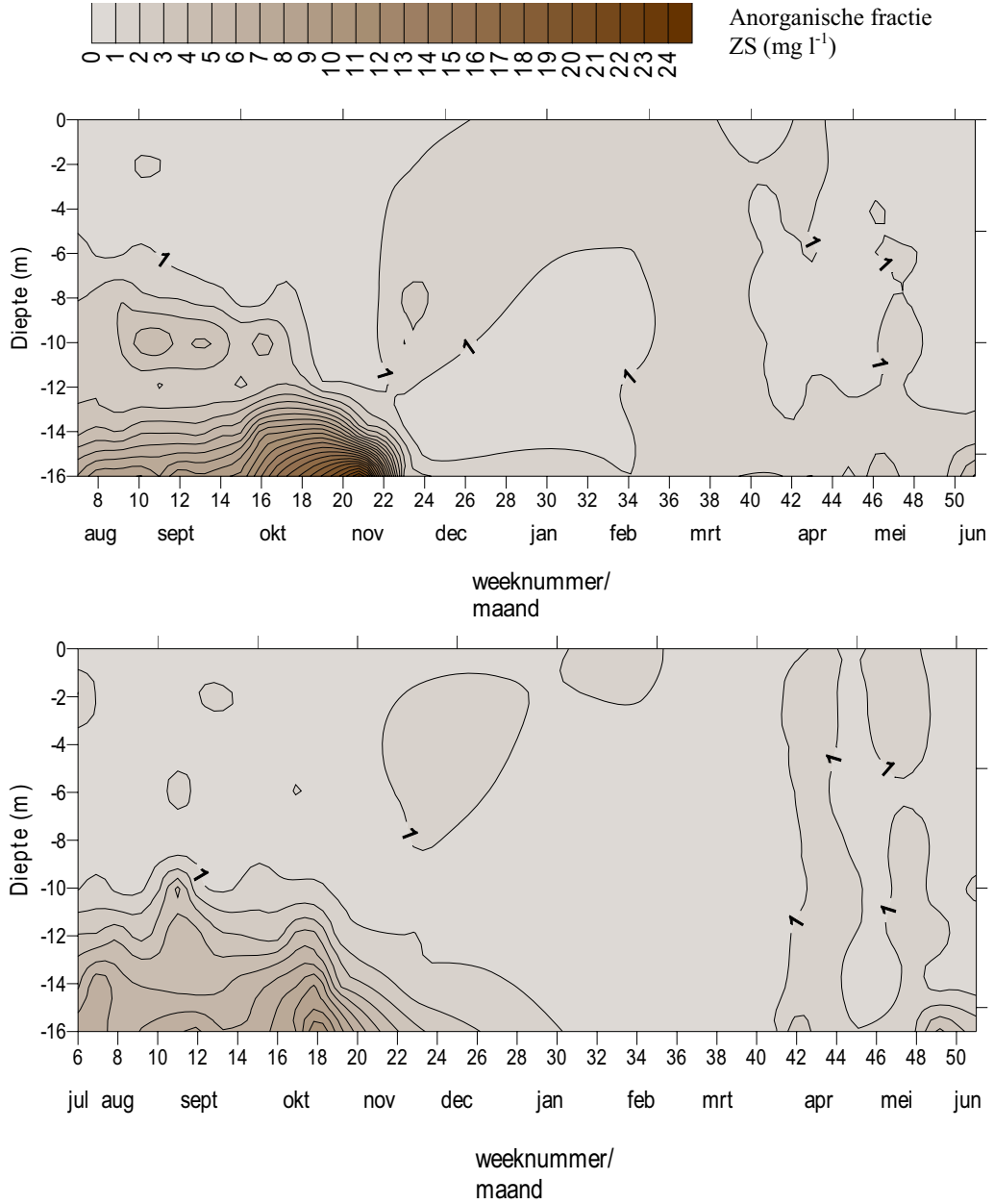
Bijlage 4.2 pH in de verschillende grondwaterpijpen op 19 november 2002



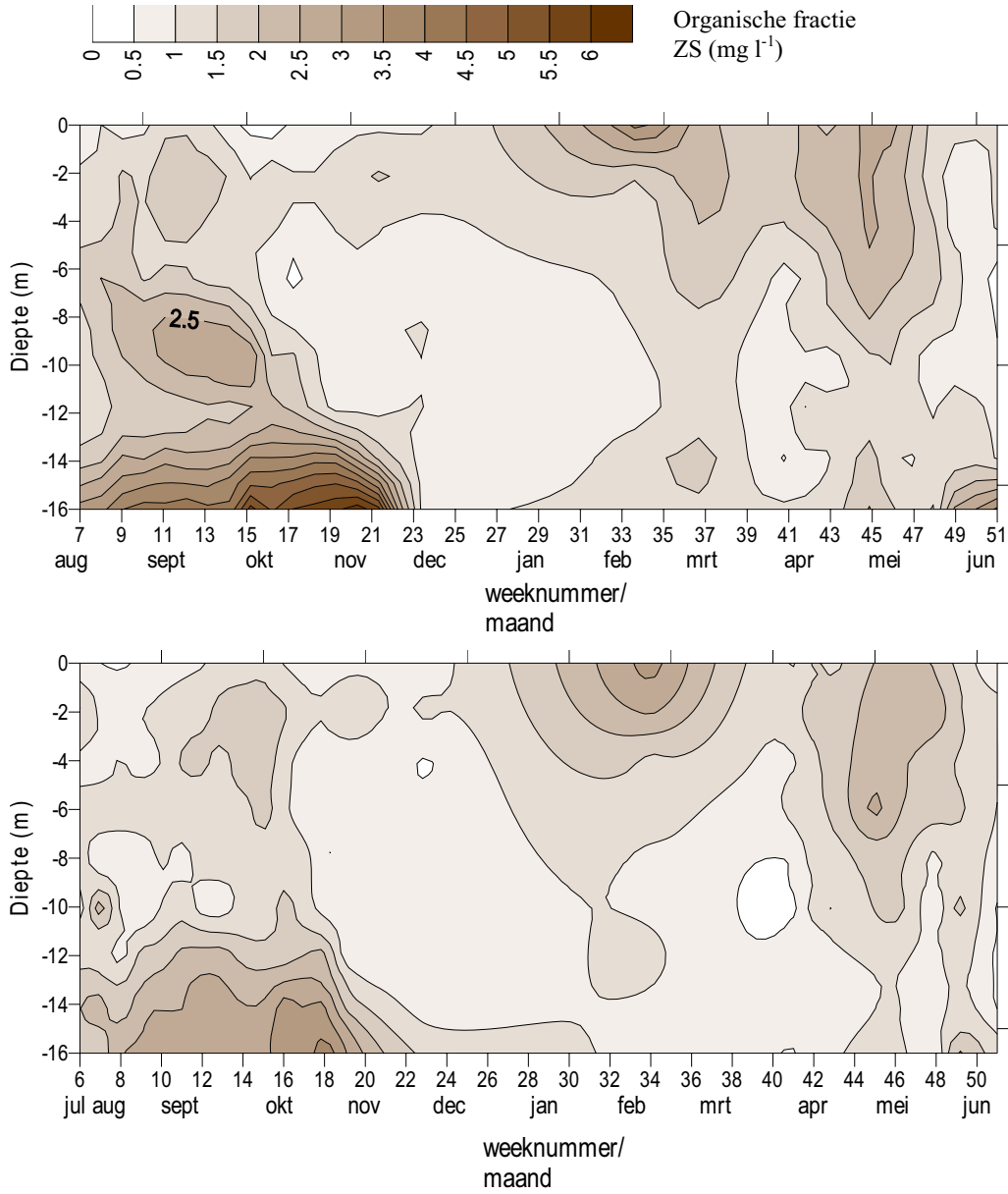
Bijlage 4.3 Elektrisch geleidingsvermogen ($\mu\text{S cm}^{-1}$) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juni 2002-juli 2003



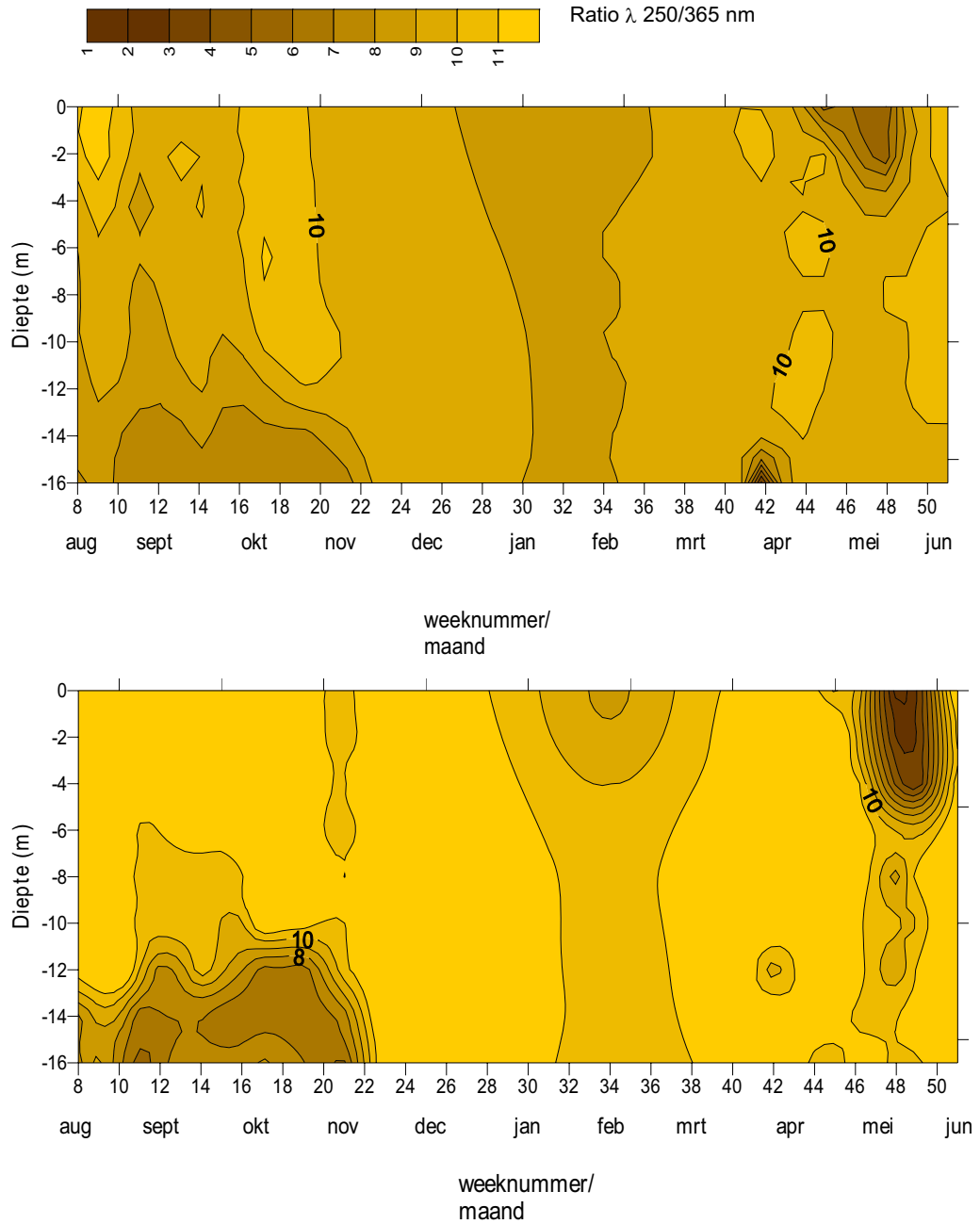
Bijlage 4.4 Anorganische fractie van het zwevend stof (mg l⁻¹) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli 2002- juni 2003



Bijlage 4.5 Organische fractie zwevend stof (mg l^{-1}) over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende juli 2002-juni 2003



Bijlage 4.6 Humuszuurratio λ 250/365 nm over de diepte in de duikplas (boven) en de referentieplas (onder) gedurende augustus 2002-juni 2003



Bijlage 4.7 Percentage organisch materiaal in de bovenste centimeters (0-5; 5-10; 0-22,5 cm) van het sediment in de duikplas en de referentieplas gedurende juni-november 2002.

Locatie (diepte)	Sediment (cm)	% org. materiaal
duikplas onderwaterhuis	0 - 5	10.45
duikplas onderwaterhuis	5 - 10	9,07
referentieplas 16m	0 - 5	10.38
referentieplas 16m	5 - 10	8.62
duikplas 4m	0 - 5	0.95
duikplas 4m	5 - 10	0.26
duikplas 3,8 m	0 - 5	0.79
duikplas 3,8 m	5 - 10	0.56
duikplas 9.0 m zuidkant	0 - 2.5	3.74
duikplas 9.0 m zuidkant	2.5 - 9.5	2.59
duikplas 9.0 m zuidkant	9.5 - 22.5	0.28
duikplas 5.4 m oostkant	0 - 5	0.58
duikplas 5.4 m oostkant	5 - 10	0.31

Bijlage 4.8 Fysisch-chemische parameters en nutriënt-concentraties in de vijvers op en rondom het golfterrein in juli en november 2002.

Locatie	Datum	Temperatuur (°C)	pH	EGV (µS m ⁻¹)	O ₂ (mg l ⁻¹)	NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	PO ₄ -P (mg l ⁻¹)
C	2-7-02	21,2	8,6	176	1,6	0,08	0,032	0,099
D	2-7-02	23	7,5	171	5,9	0,048	0,023	0,003
E	2-7-02	23,7	8,9	137	11	0,061	0,026	0,006
F	2-7-02	21,4	7,1	258	5,6	0,063	0,018	0,004
G	2-7-02	22,1	7,5	191	3,6	0,066	0,034	-0,001
H	2-7-02	21,5	9,4	226	10,3	0,058	0,015	0,002
C	19-11-02	8,4	6,41	535	0,97	0,022	0,094	0,226
D	19-11-02	8,5	6,72	429	3,63	0,058	0,005	-0,01
E	19-11-02	8,2	6,92	365	6,25	0,059	0,049	-0,013
F	19-11-02	9	6,61	397	5,63	0,127	0,043	-0,007
G	19-11-02	8,2	6,77	487	5,57	0,023	0,017	-0,007
H	19-11-02	8,9	6,27	391	7,11	0,102	0,092	-0,006

Locatie D, E, F en G betreffen vijvers op het golfterrein (Figuur 3.1). Locatie D ligt op een ander deel van het golfterrein dan de andere drie. Locatie H betreft de water in- en uitlaat van de plas. Locatie C betreft een sloot langs het golfterrein, het golfterrein watert hier indirect op af. Negatieve fosfaat gehalten worden veroorzaakt doordat de concentraties in het watermonster te laag om te meten zijn (detectielimiet ortho-fosfaat is 0,04 mg P l⁻¹).

Bijlage 4.9 Totaal-stikstof (mg N l⁻¹) en totaal fosfor (mg P l⁻¹) in de vijvers op en rondom het golfterrein in juli en november 2002.

datum	locatie	TOTAAL-N mg N l ⁻¹	Totaal-P mg P l ⁻¹
16-7-'02	D	0.407	0.129
16-7-'02	E	1.409	0.119
16-7-'02	F	0.552	0.086
16-7-'02	G	1.316	0.232
16-7-'02	H	2.334	0.124
5-11-'02	C	0.272	0.082
5-11-'02	D	1.069	0.121
5-11-'02	E	0.849	0.137
5-11-'02	F	1.180	0.126
5-11-'02	G	2.351	0.632
5-11-'02	H	0.289	0.156

Bijlage 4.10 pH, EGV en nutriëntgehalten in het grondwater op verschillende locaties in het stroomgebied van de Berendonck op 19 november 2002.

Nummer pijp	Locatie	pH	EGV	NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	PO ₄ -P (mg l ⁻¹)
46AP7011	1	3,99	93	0,545	0,061	0
46AP7011	2	4,1	44	0,898	0,206	0
46AP7021	3	4,91	106	0,808	0,272	-0,013
46AP7021	4	5,08	187	0,109	2,096	-0,002
46AL0037	5	5,19	471	0,017	0,796	-0,009
46AL0002	6	5,22	180	0,007	0,17	-0,023
40CL0082	7	6,08	345	0,23	0,057	-0,005
40CB0007	8	6,25	388	0,05	0,226	0,008

De locaties 1 t/m 8 zijn te vinden in Figuur 3.4.

Bijlage 4.11 Berekening nutriëntenbalans duikplas Berendonck

Een uitgebreidere berekening/beschrijving van de nutriëntenbalans zoals hieronder, is te vinden in nutriënten deelonderzoek (Abdelrahman, 2003).

Grondwaterstroming

A (permeabiliteit)	10000 m ²	schatting 1 km, 10 m diepte
I (hydraulische gradiënt)	0,00046 (-)	van Lanen
Q grondwater	253 m ³ dag ⁻¹ 92345 m ³ jaar ⁻¹	
N in grondwater	2,9 g m ³	maximum (metingen in buizen)
P in grondwater	0,008 g m ³	
input N	267,8 kg jaar ⁻¹ 10,7 kg jaar ⁻¹	Berendonck als geheel alleen de duikplas
input P	0,74 kg jaar ⁻¹ 0,03 kg jaar ⁻¹	Berendonck als geheel alleen de duikplas

Atmosferische depositie

N-depositie (RIVM, 2002)	30 kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹
P=depositie (Lijklema, 1994)	0,1 kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹
oppervlakte duikplas	2 ha
belasting duikplas door atmosferische depositie	60 kg N jaar ⁻¹ 0,2 kg P jaar ⁻¹

Internal loading

afgifte snelheid N	0,065 g m ² dag ⁻¹
oppervlakte duikplas	20000 m ²
% sediment	30%
internal loading N	6000 m ² 142350 g jaar ⁻¹ 142,35 kg jaar ⁻¹
afgifte snelheid P	0,0025 g m ² dag ⁻¹ 0,9125 g m ² jaar ⁻¹
oppervlakte duikplas	20000 m ²
% sediment	30%
internal loading P	6000 m ² 5475 g jaar ⁻¹ 5,475 kg jaar ⁻¹

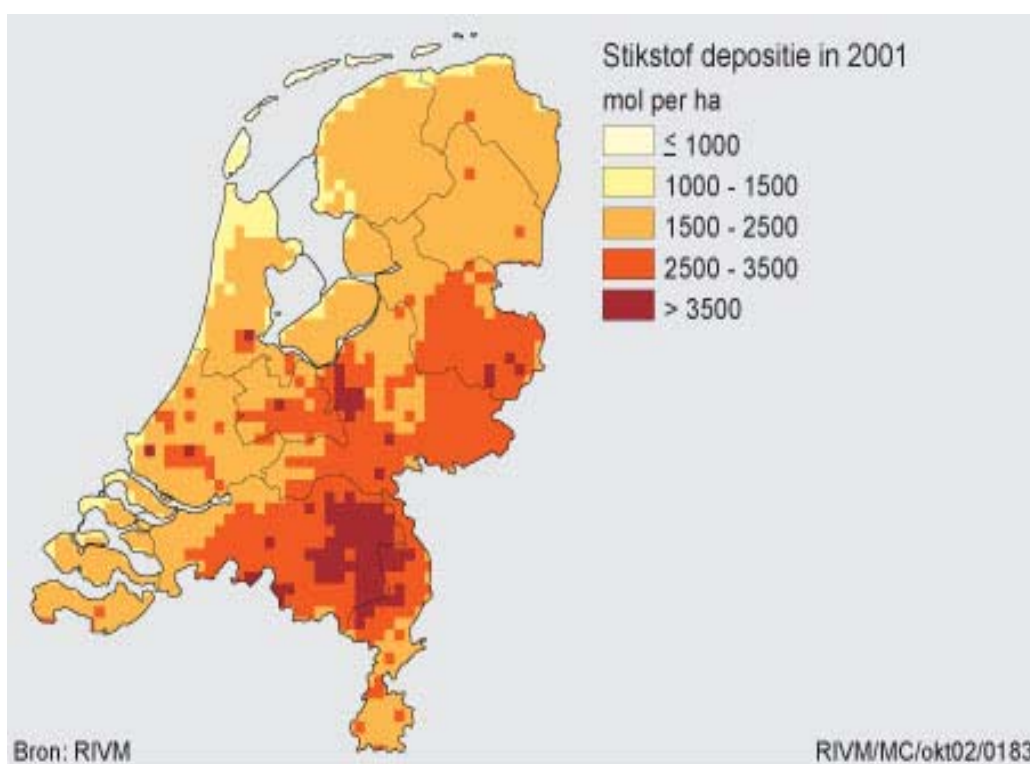
Diffuse input vanuit stroomgebied

stroomgebied Berendonck	50 ha
% afspoeling in duikplas	5%
emissie van bos/bebost gebied (Oenema&Roest, 1997)	10 kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹ 0,3 kg P ha ⁻¹ jaar ⁻¹
belasting van de duikplas door diffuse emissie	25 kg N jaar ⁻¹ 0,75 kg P jaar ⁻¹

Golfterrein

oppervlakte golfterrein		27 ha
% afspoeling in duikplas	20%	5,2 ha
gemiddelde neerslag surplus		350 mm 3500 m ³ ha ⁻¹
jaarlijkse afspoeling golfterrein in duikplas		18200 m ³ jaar ⁻¹
gemiddelde concentratie P in vijvers golfbaan		0,23 g P m ⁻³
gemiddelde concentratie N in vijvers golfbaan		1,23 g N m ⁻³
belasting duikplas door golfterrein		4,186 kgP jaar ⁻¹ 22,386 kgN jaar ⁻¹

Bijlage 4.12 Atmosferische stikstof depositie (mol ha⁻¹) in Nederland in 2001(RIVM)



Literatuurlijst

- Abdelrahman, M., 2003.
Nutrients in the Berendonck, related to turbidity. Wageningen Universiteit, LSG Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen. 44 pp.
- Arvola, L., P. Eloranta, M. Järvinen, J. Keskitalo & A. Holopainen, 1999.
Food webs of humic waters. In: Keskitalo, J. & Eloranta, P. [eds.] Limnology of humic waters. Backhuys Publishers, Leiden, pp 137-171.
- Behrendt, H. & A. Bachor, 1998.
Point and diffuse load nutrients to the Baltic sea by river basins of north east Germany. *Wat. Sci. Tech.* 38: 147-155.
- Blais, J. & J. Kalff, 1995.
The influence of lake morphometry on sediment focusing. *Limnol. Oceanogr.* 40: 582-588.
- Bloesch, J. & Uehlinger, U. (1986). Horizontal sedimentation differences in a eutrophic Swiss lake. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1094-1109.
- Buffle, J., 1990.
Complexation reactions in aquatic systems, an analytical approach. Ellis Horwood, New York. 237 pp.
- Caset, R. & S. Klaine, 2001.
Nutrient attenuation by a riparian wetland during natural and artificial runoff events. *J. Environ. Qual.* 30: 1720-1731.
- Carpenter, S., D. Ludwig & W. Brock, 2000.
Management of eutrophication in lakes subject to potentially irreversible change. *Ecol. Appl.* 9: 751-771.
- Cohen, S., A. Svrjcek, T. Durborow & N. Barnes, 1999.
Water quality impact by golf courses. *J. Environ. Qual.* 28: 798-809.
- Davis, N. & M. Lydy, 2002.
Evaluating best management practices at an urban golf course. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 1076-1084.
- De Haan, H., 1993.
Solar UV-light penetration and photodegradation of humic substances in peaty lake water. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1072-1076.
- De Haan, H. & T. de Boer, 1987.
Applicability of light absorbance and fluorescence as measures of concentration and molecular size of dissolved organic carbon in humic lake Tjeukemeer. *Water Res.* 21: 731-734.
- Denneth, K., A. Amirtharajah, T. Moran & J. Gould, 1996.
Coagulation: its effect on organic matter. *J. Am. Water Works Ass.* 88: 129-142.
- Everards, K., 1978.
Biologisch, chemisch en fysische waarnemingen in de Sloterplas 1975-1976. Deel 1. Gemeentelijk Centraal Milieulaboratorium. 59 pp.
- Fillos, J. & A. Molof, 1972.
Effects of benthal deposits on oxygen and nutrient economy of flowing waters. *J.W.P.C.F.* 44: 644-662. Grontmij (1975). Inrichtingsplan Berendonck. Recreatieschap Nijmegen en omstreken. 105 pp.
- Guchte, C., M. Beek, J. Tuinstra & M. Rossenberg, 2000.
Normen voor het waterbeheer, achtergronddocument NW4, Commissie Integraal Waterbeheer, Den Haag. 184 pp.
- Hal, M. van, 2003.
Aquavilla in de Wolken. Onderzoek naar de helderheid van het water rondom het onderwaterhuis voor duikers in recreatieplas de Berendonck te Wijchen. Wageningen Universiteit, LSG Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen. 53 pp.

- Hautala, K., J. Peuravuori & K. Pihlaja, 2000.
Measurements of aquatic humus content by spectroscopic analyses. *Water Res.* 34: 246-258.
- Håkanson, L., 1977.
The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.* 14: 397-412.
- Hilton, J., J. Lishman & V. Allen, 1986.
The dominant processes of sediment distribution and focusing in a small, eutrophic, monomictic lake. *Limnol. Oceanogr.* 31: 125-133.
- IWACO, 1994.
Ecologisch beheersprogramma voor diepe plassen in Friesland. IWACO, Groningen. 101 pp.
- IWACO, 1992.
Normstelling en beheer van Friese zandwinplassen, eindrapportage 22.1918.0. Provincie Friesland. 35 pp.
- Jaarsma, N. & P. Verdonschot, 2000.
Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 8, Wingaten. Rapport EC-LNV, nr.AS-08, Wageningen. 64 pp.
- Kelly, C. & D. Chynoweth, 1981.
The contributions of temperature and the input of organic matter in controlling rates of sediment methanogenesis. *Limnol. Oceanogr.* 26: 891-897.
- Kirk, J., 1994.
Light and Photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge. 509 pp.
- Kortelainen, P., 1999.
Occurrence of humic waters. In: Keskitalo, J. & Eloranta, P. [eds.] *Limnology of humic waters*. Backhuys publishers, Leiden. pp 41-57.
- Kunimatsu, T., M. Sudo & T. Kawachi, 1999.
Loading rates of nutrients discharging from a golf course and a neighboring forested basin. *Wat. Sci. Tech.* 39: 99-107.
- Lastein, E., 1976.
Recent sedimentation and resuspension of organic matter in eutrophic Lake Esrom, Denmark. *Oikos* 27: 44-49.
- Lewis, M., R. Boustany, D. Dantin, R. Quarles, J. Moore & R. Stanley, 2002.
Effects of a coastal golf complex on water quality, periphyton, and seagrass. *Ecotox. Environ. Saf.* 53: 154-162.
- Liukkonen, M., T. Kairesalo & E. Haworth, 1997.
Changes in the diatom community, including the appearance of *Actinocyclus normanii* f. *subsalsus*, during the biomanipulation of Lake Vesijärvi, Finland. *Eur. J. Phycol.* 32: 353-361.
- McCave, I., 2001.
Nepheloid layers. In: Steele, J., Turekian, K. & Thorpe, S. [eds.] *Encyclopedia of Ocean Sciences Vol. 4*. Academic Press, San Diego, pp 1861-1870.
- Meijer, M., 1981.
Beschikbaarheid van sedimentfosfaten voor algengroei. Rapport Hydrobiologie 323, Rijksuniversiteit Leiden. 146 pp.
- Meybeck, M., 1993.
Riverine transport of atmospheric carbon: Sources, global typology and budget. *Water Air Soil Pollut.* 70: 443-463.
- Morris, D. & B. Haargreaves, 1997.
The role of photochemical degradation of dissolved organic carbon in regulating the UV transparency of three lakes on the Pocono Plateau. *Limnol. Oceanogr.* 42: 239-249.
- Moss, B., 1998.
Ecology of fresh waters. Man and medium, past to future. Blackwell Science Ltd, Londen. 557 pp.

- Nijburg, J. & E. Verhoeven, 1999.
Effecten van stratificatie in ontgrondingsplassen op de waterkwaliteit. Spookbeeld of te controleren natuurverschijnsel? Adviesburo De Meent b.v., Boxtel. 117 pp.
- Ohle, W., 1962.
Der Stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfynamik der Gewässer. Kieler Meeresforschungen 18: 107-120.
- Peuravuori, J. & K. Pihlaja, 1999.
Some approaches for modelling dissolved aquatic organic matter. In: Keskitala, J. & Eloranta, P. [eds.] Limnology of humic waters. Backhuys Publishers, Leiden. pp 11-39.
- Reynolds, C., 1984.
The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. 384 pp.
- RIVM, 2002.
Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2001. Rapport 725301009/2002. Laboratorium voor milieumetingen, Bilthoven. 120 pp.
- Ryals, S., M. Genter & R. Leidy, 1998.
Assessment of surface water quality on three eastern North Carolina golf courses. Environ. Toxicol. Chem. 17: 1934-1942.
- Saarijärvi, E. & K. Lappalainen, 2001.
Flotation-like gas ebullition as a mechanism for sediment resuspension. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 4093-4096.
- Scheffer, M., 1998.
Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, Londen. 357 pp.
- Scheffer, M., R. Portielje & L. Zambrano, 2003.
Fish facilitate wave resuspension of sediment. Limnol. Oceanogr. 48: 1920-1926.
- Sheng, Y. & W. Lick, 1979.
The transport and resuspension of sediments in a shallow lake. J. Geophys. Res. 84: 1809-1826.
- Smith, V., G. Tilman, & J. Nekola, 1999.
Eutrophication: impacts of excess nutrient input on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Environ. Pollut. 100: 179-196.
- Sommer, U., M. Gliwicz, W. Lampert & A. Duncan, 1986.
The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv Hydrobiol. 106: 433-471.
- Steenbergen, J., 2003.
De Berendonck; troebel voor en door duikers? Onderzoek naar de troebele onderlaag van een diepe plas. Wageningen Universiteit, LSG Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen. 33 pp.
- Thurman, E., 1985.
Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff/Dr.W. Junk Publishers, Dordrecht. 497 pp.
- Vollenweider, R. [ed.], 1969.
A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Blackwell Scientific, Oxford. 213 pp.
- Wetzel, R., 2001.
Limnology. Lake and river ecosystems. Academy Press, San Diego, Californië. 1006 pp.
- Wetzel, R., 1975.
Limnology. Saunders, Philadelphia. 743 pp.
- Wetzel, R. & G. Likens, 1991.
Limnological analyses. Springer, New York. 391 pp.
- Weyhenmeyer, G., 1998.
Resuspension in lakes and its ecological impact-a review. Adv. Limnol. 51: 185-200.

- Weyhenmeyer, G., 1996.
The influence of stratification on the amount and distribution of different settling particles in Lake Erken. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1254-1262.
- Weyhenmeyer, G., L. Håkanson & M. Meili, 1997.
A validated model for daily variations in the flux, origin and distribution of settling particles within lakes. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1517-1529.
- Witteveen & Bos, 1995.
Beheersprogramma wateren voor karperachtigen. Zandwinplassen. Witteveen & Bos, Deventer. 128 pp.
- Zaal, L., 2003.
Licht onder water. Pilot studie naar het doorzicht voor duikers in recreatieplas De Berendonck. *Wetenschapswinkel Rapport 184*, Ernsting, Wageningen. 49 pp.