

stowa

KENNISDOCUMENT DIEPE MEREN EN PLASSEN:
ECOLOGISCHE SYSTEEMANALYSE, DIAGNOSE EN MAATREGELEN

EEN HELDERE KIJK OP DIEPE PLASSEN

2010

38



watemozaïek



KENNISDOCUMENT DIEPE MEREN EN PLASSEN:
ECOLOGISCHE SYSTEEMANALYSE, DIAGNOSE EN MAATREGELEN

EEN HELDERE KIJK OP DIEPE PLASSEN



COLOFON

Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort

Auteurs Arnold Osté (RPS BCC), Nico Jaarsma (Witteveen+Bos), Frank van Oosterhout (Wageningen Universiteit / Stichting Nederlandse Onderwaterparken)

Met bijdragen van Mike van der Linden en Oscar van Dam (RPS BCC), Bob Brederveld, Sebastiaan Schep, Arie Biesheuvel, Timo Worm en Marcel Klinge (Witteveen+Bos), Matthijs Buurman (Buurman-Water)

Begeleidingscommissie Bas van der Wal (STOWA), Arjan Verhoeff (Waterschap Groot Salland), Ben Eenkhoorn (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier), Johan Oosterbaan (Hoogheemraadschap van Rijnland), Jasper Stroom (Waternet)

Redactie & eindredactie Bert-Jan van Weeren, Deventer

Vormgeving Shapeshifter, Utrecht

Fotografie

Nico Jaarsma, Witteveen+Bos (Cover, blz. 02, 10, 16, 22, 32, 56, 66, 75, 76, 110, 118 en samenvatting blz. 2), Arnold Osté, RPS BCC (blz. 06, 13, 84, 87 en 123), Istockphoto (blz. 18 - zwemmers en 20), Frank van Oosterhout (blz. 18 - duiker, 34, 69 en 129), Miquel Lurling, Wageningen Universiteit (blz. 46), Koeman en Bijkerk (blz. 61 - fytoplankton), Maarten Schloeser (blz. 146), Ron Offermans (blz. 136) en Christophe Brochard (blz. 61 - zoöplankton en 67),

Druk Libertas, Bunnik

STOWA-rapportnummer 2010-38

ISBN 978.90.5773.502.8

STOWA Amersfoort, november 2010

Copyright Teksten uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Disclaimer *De in dit document gepresenteerde kennis en diagnosemethoden zijn gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.*

STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) is het kenniscentrum van regionale waterbeheerders in Nederland. STOWA ontwikkelt, verzamelt en implementeert kennis die nodig is om de opgaven waar de waterbeheerders voor staan, goed uit te voeren. Denk aan goede afvalwaterzuivering, klimaatadaptatie, het halen van chemische en ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen en veilige regionale waterkeringen. De kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch en sociaal-wetenschappelijk gebied.

Voor het bepalen van de kennisdoelen stelt STOWA samen met de waterbeheerders periodiek een strategienota op. Hierin worden voor een periode van vijf jaar de hoofdlijnen van kennisontwikkeling vastgesteld. Deze worden uitgewerkt in een aantal kennisprogramma's. Het voor deze programma's benodigde onderzoek laat STOWA uitvoeren door gespecialiseerde instituten en bureaus. Jaarlijks wordt de strategienota op relevantie getoetst en zonodig herzien. Programma- en begeleidingscommissies - bemenst met vertegenwoordigers uit de achterban - spelen binnen STOWA een belangrijke rol. Programmacommissies als medebepalers van kennisprogramma's, begeleidingscommissies als begeleiders van uit te voeren onderzoek. Op deze manier waarborgt de stichting de kwaliteit en toepasbaarheid van de ontwikkelde en bijeengebrachte kennis.

STOWA werkt samen met ministeries (LNV, V&W, VROM) en instellingen om onderzoek op elkaar af te stemmen, of gezamenlijk uit te voeren. Dat gebeurt bijvoorbeeld binnen het kennisplatform NBW (Nationaal Bestuursakkoord Water) en binnen grote kennisprogramma's als 'Kennis voor Klimaat'. Op waterketengebied werkt de stichting nauw samen met KWR Watercycle Research Institute, stichting Rioned en Rijkswaterstaat Waterdienst. STOWA zoekt ook internationaal naar samenwerking. Onder meer binnen de Global Water Research Coalition, een wereldwijd onderzoeksplatform op waterketengebied. De redenen voor samenwerking zijn grotere wetenschappelijke slagkracht, synergie en financiële voordelen.

Naast het ontwikkelen en bijeenbrengen van kennis, werkt STOWA actief aan het ontsluiten, verspreiden, delen en verankeren ervan. Dat gebeurt via het uitgeven van kennisrapporten, handreikingen, modelinstrumenten, stappenplannen, wegwijzers, e.d. Maar ook door publicaties in vakbladen en via de eigen website, speciale themasites, (digitale) nieuwsbrieven, databases, folders en brochures. We

organiseren bijeenkomsten over specifieke kennisonderwerpen. Verder faciliteert de stichting deskundigenplatforms waar STOWA-deelnemers en vertegenwoordigers van kennisinstututen, universiteiten en andere externe adviseurs kennis en ervaringen kunnen uitwisselen.

Deelnemers aan STOWA zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, provincies en Rijkswaterstaat. Gezamenlijk brengen zij het benodigde geld bijeen voor het werk van de stichting.

In 2009 bedroeg het totale budget 9,6 miljoen euro. 6,9 miljoen daarvan bestond uit bijdragen van de STOWA-deelnemers. De resterende 2,7 miljoen kwam binnen via subsidies en bijdragen van derden in projecten.

 **DE MISSIE VAN STOWA**

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften en kennisleemten op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen en verankeren van de benodigde kennis.

 **STOWA**

Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

Bezoekadres

Stationsplein 89, vierde etage
3818 LE Amersfoort

t. 033 460 32 00
e. stowa@stowa.nl
i. www.stowa.nl



VOORWOORD

Diepe plassen staan volop in de belangstelling, vooral sinds het van kracht worden van de Kaderrichtlijn Water en het Besluit bodemkwaliteit. Her en der worden herinrichtingsmaatregelen voorbereid ter verbetering van de ecologische kwaliteit. In een aantal gevallen – zoals bij het verondiepen met grond of baggerspecie om ecologische habitats te verbeteren – zetten omwonenden, maar ook ecologen vraagtekens bij de voorgenomen maatregelen. Dit vanwege mogelijke negatieve gevolgen voor mens en milieu. Deze twijfels komen onder meer voort uit het ontbreken van (samenhangende) kennis over het ecologisch functioneren van diepe meren en plassen. Er is wel veel expertise beschikbaar en gedocumenteerd, maar er ontbreekt een overzichtelijke bundeling van deze kennis.

Het voorliggende rapport *Een heldere kijk op diepe plassen* bundelt de huidige kennis over het functioneren van diepe meren en plassen, opgedaan in (inter)nationale onderzoeken, en vertaalt deze kennis naar praktijkgerichte maatregelen en beoogde effecten. Het is een logisch vervolg op de ecologische systeemanalyse van ondiepe meren en plassen, zoals die is verwoord in het STOWA-rapport *Van helder naar troebel... en weer terug* (2008-04). Dit document ondersteunt beheerders van diepe plassen bij het maken van beleid- en beheerkeuzes om de waterkwaliteit van diepe plassen te verbeteren, of ten minste op hetzelfde peil te behouden.

Tot slot: diepe plassen kennen naast hun ecologische waarde een grote diversiteit aan functies en gebruik. Denk aan recreatie, waterberging, ‘woonomgeving’ en koudewinning. De opgaven voor waterbeheerders en de beoordeling van initiatieven van derden om de kwaliteit van diepe plassen te verbeteren, zijn hierdoor soms complex. Dit maakt het optimaal inrichten en beheren van diepe plassen in Nederland de komende jaren tot een grote uitdaging. Dit rapport kan een belangrijke bijdrage leveren aan het tot een goed einde brengen van deze uitdaging.

JACQUES LEENEN,

Directeur STOWA



	INHOUD	
	STOWA in het kort	04
	Voorwoord	07
1	INLEIDING	10
1.1	Aanleiding	11
1.2	Definitie en afbakening	11
1.3	Totstandkoming en gebruik	12
1.4	Communicatie en participatie	13
1.5	Leeswijzer	14
2	DE BETEKENIS VAN DIEPE Plassen: FUNCTIE EN GEBRUIK	16
2.1	Inleiding	17
2.2	Recreatief gebruik	17
2.3	Verwerken van grond en baggerspecie	18
2.4	Koudewinning	19
2.5	Wonen aan het water	20
2.6	Functie binnen een groter watersysteem	20
2.7	Onderlinge beïnvloeding functies	21
3	HET FYSISCH-CHEMISCHE MILIEU	22
3.1	Ontstaan en typologie	23
3.2	Fysische kenmerken	24
3.3	Hydrologie	36
3.4	Chemie	38
3.5	Sediment en nutriëntenretentie	50

4	ECOLOGISCHE KWALITEIT EN NATUURWAARDEN	56
4.1	Ecologische zones van diepe plassen	57
4.2	Levensgemeenschappen van diepe plassen	58
4.3	Levensgemeenschappen van zure en brakke plassen	70
4.4	Ecologische waarde van diepe plassen	71
<hr/>		
5	DIAGNOSE: HOE WORDT HET SYSTEEM BEOORDEELD?	76
5.1	Doelstellingen en ambities voor diepe plassen	77
5.2	Diagnostisch kader: actuele versus toelaatbare nutriëntenbelasting	78
5.3	Bestaande beoordelingssystemen	82
5.4	Stappen in de diagnose	85
5.5	Samenvattend overzicht indicatoren voor diagnose	107
5.6	Van diagnose naar maatregelen	109
<hr/>		
6	MAATREGELEN EN EFFECTEN	110
6.1	Typen maatregelen en keuze	111
6.2	Bronmaatregelen extern	117
6.3	Bronmaatregelen intern	124
6.4	Systeemmaatregelen	132
6.5	Voedselwebmaatregelen	136
6.6	(Her)inrichtingsmaatregelen	141
6.7	Maatregelen ter vergroting van de connectiviteit	151
<hr/>		
	LITERATUUR	152

H1 INLEIDING

1.1 AANLEIDING EN DOEL

Diepe plassen krijgen op dit moment veel aandacht. Op veel locaties worden, onder meer vanwege de Kaderrichtlijn Water, maatregelen voorgesteld om de ecologische kwaliteit ervan te verbeteren. De doelstellingen en ambities voor diepe plassen zijn echter niet altijd helder. Wat is de (gewenste) ecologische kwaliteit? Wat voor functies moet een diepe plas vervullen? Welke kansen bieden maatregelen en welke mogelijke risico's kleven eraan?

Veel diepe plassen zijn te klein om als KRW-waterlichaam te worden aangewezen. Desondanks kunnen ook hier verbeteringsmaatregelen wenselijk zijn, bijvoorbeeld vanwege de gewenste natuur- of zwemwaterfunctie op grond van de Natuurbeschermingswet (Natura-2000-gebieden) of Zwemwaterrichtlijn. Ook met de komst van het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) is er veel te doen op het gebied van herinrichting van diepe plassen.

De kennis over diepe meren en plassen is binnen Nederland sterk verspreid aanwezig. Ook is op een aantal aspecten nog onvoldoende kennis beschikbaar. Dit rapport bundelt de belangrijkste kennis over het ecologisch functioneren van diepe meren en plassen, evenals kennis over de maatregelen die waterbeheerders kunnen nemen om de ecologische kwaliteit te verbeteren. Het rapport bevat onder meer een systeemanalyse, een beoordelingskader (sleutelparameters) en een overzicht van mogelijke maatregelen om de ecologische kwaliteit te verbeteren. Het is een praktijkgericht document, bestemd voor gebruik door waterbeheerders en andere belangstellenden.

1.2 DEFINITIE EN AFBAKENING

De termen meren en plassen worden vaak door elkaar gebruikt. Een meer kan worden gedefinieerd als een door land omringde natuurlijke watervlakte, meestal met een 'voedende' en soms ook een 'afwaterende' rivier. Verreweg de meeste diepe watersystemen in ons land zijn plassen. Plassen zijn veelal door de mens gegraven watersystemen, vaak voor de winning van delfstoffen, zoals zand, klei en grind. In dit rapport spreken we hoofdzakelijk van diepe plassen. In het buitenland is dat anders, daar is veelal sprake van meren.

Onder diepe plassen verstaan we niet-lijnvormige watersystemen die stratificeren. Stratificatie is het optreden van gelaagdheid in de waterkolom, waarbij water met

een lage dichtheid drijft op water met een hogere dichtheid. De stratificatie ontstaat door temperatuurverschillen in het water, water heeft namelijk een temperatuursafhankelijke dichtheid (zie [paragraaf 3.3.2](#)). Stabiele temperatuurstratificatie kan in kleine plassen (enkele hectares) al vanaf een diepte van vier tot zes meter ontstaan.

In dit rapport ligt de nadruk op zoete diepe plassen. Brakke plassen met een chloridegehalte vanaf circa 1.000 mg/l en zure plassen (pH < 5,5) worden minder diepgaand behandeld. In deze wateren zijn de chemische eigenschappen namelijk in sterke mate sturend voor de levensgemeenschappen. Daardoor functioneren ze in ecologisch opzicht anders dan zoete diepe plassen.

Diepe meren en plassen gedragen zich in ecologisch opzicht anders dan ondiepe meren en plassen. In ondiepe meren en plassen zijn ondergedoken waterplanten een belangrijke sturende factor, terwijl in diepe meren en plassen de diepte en de waterbodem een sturende rol hebben. Om het ecologisch functioneren van diepe plassen beter te begrijpen, maken we soms een vergelijking met ondiepe meren en plassen. Rode draad in het document is de nutriëntenbelasting en 'structuur' van diepe plassen.

Diepe plassen kennen vaak verschillende functies en verschillend gebruik. Die kunnen soms conflicterend zijn. In dit rapport staat de ecologische toestand centraal, de voorgestelde maatregelen zijn derhalve hierop gericht. Verder komt het herinrichten van plassen aan bod, omdat hier veel aandacht naar uitgaat in waterbeherend Nederland.

1.3 TOTSTANDKOMING EN GEBRUIK

Dit rapport vormt de weerslag van de huidige kennis over het ecologisch functioneren van diepe meren en plassen. Wereldwijd zijn de meeste meren diep. Vandaar dat veel van de kennis in dit rapport afkomstig is van onderzoek naar buitenlandse meren. Het rapport ondersteunt beheerders van diepe plassen bij het maken van beleids- en beheerkeuzes die tot doel hebben de waterkwaliteit en ecologie van diepe plassen te verbeteren of ten minste te behouden. Het rapport zet enerzijds de fysisch-chemische processen en ecologische verbanden in diepe plassen uiteen. Aan de andere kant heeft het een praktijkgerichte insteek door de beschrijving van mogelijke maatregelen en de te verwachten effecten. Zo wordt bijgedragen

aan het faciliteren van de kennisstroom van wetenschap naar praktijk. Het uitgangspunt is de ecologie, zoals beschreven voor ondiepe meren en plassen in het STOWA-rapport 'Van helder naar troebel...en weer terug' [Jaarsma *et al.*, 2008].

1.4 COMMUNICATIE EN PARTICIPATIE

Diepe plassen worden vaak intensief gebruikt voor recreatieve doeleinden. Omwonenden en gebruikers hebben derhalve belangen bij de locatie. Dit betekent dat communicatie en participatie nodig zijn om tot overeenstemming te komen over de aard en de uitvoering van maatregelen. Daar komt steeds meer bij kijken, want de burger wordt alsmaar mondiger. Waterschappen krijgen ook steeds vaker te maken met belangengroepen die via wettelijke procedures, acties of de inschakeling van de media hun gelijk willen halen. Om de communicatie met belanghebbenden te verbeteren, is in het Leven-met-Waterproject 'WaterTekens' een praktische, driedelige handreiking opgesteld voor professionals in het waterbeheer (zie literatuurlijst achterin dit rapport). Naast een technische analyse van het watersysteem, kan deze handreiking bijdragen aan een betere uitvoer van het waterbeheer.

GANZEN IN ZANDWINPLAS



Hoofdstuk 2 gaat dieper in op de mogelijke functies en gebruiksvormen van diepe plassen en de specifieke eisen die deze stellen aan het watersysteem en het beheer.

Hoofdstuk 3 gaat in op de fysisch-chemische karakteristieken van diepe plassen en de kenmerkende fysische processen zoals stratificatie en sedimentatie, het lichtklimaat, de hydrologie, de waterchemie en de rol van het sediment.

Hoofdstuk 4 geeft een overzicht van de ecologische zones van diepe plassen en de bijbehorende levensgemeenschappen. Ook kenmerkende soorten en soortgroepen komen hier aan bod. Tevens wordt ingegaan op de randvoorwaarden voor een gezond ecosysteem en op het begrip biodiversiteit.

Hoofdstuk 5 gaat in op de sleutelparameters van het watersysteem en hoe deze te gebruiken zijn om de huidige toestand te beoordelen. Ook komen de doelstellingen en ambities voor diepe plassen ter sprake.

Hoofdstuk 6 geeft een overzicht van maatregelen om de ecologische kwaliteit en de combinatie met andere functies te verbeteren. Rode draad zijn de hoofdtypen van maatregelen en de strategische keuzes.



H2 DE BETEKENIS VAN DIEPE PLASSEN: FUNCTIE EN GEBRUIK

Aan de basis van referentiebeelden, randvoorwaarden en kwaliteitsnormen voor diepe plassen staan de diverse gebruiksvormen. In dit hoofdstuk geven we een toelichting op deze gebruiksvormen en de bijbehorende specifieke eisen die ze stellen aan het watersysteem en het beheer. Ook wordt ingegaan op de onderlinge beïnvloeding van functies.

2.1 INLEIDING

Aan openwatergebieden in Nederland is veelal een hoofdfunctie toegekend, die aangeeft waar het beheer op gericht is. Deze functie kan variëren van ‘recreatief’, ‘stiltegebied voor vogels’, ‘industriële proceswater’ tot ‘scheepvaart’. Diepe plassen vormen hierop geen uitzondering. Van oudsher wordt het gebruik van meren en plassen verdeeld tussen recreatie, sportvissen en natuur. Diepe plassen zijn in het verleden vaak gebruikt om grond en baggerspecie in te storten. Dat gebeurt soms nog. Door de sterke opkomst van het recreatief duiken, hebben diepe plassen de afgelopen jaren een extra recreatieve functie gekregen. Ook de nieuwe trend ‘wonen aan het water’ mag tot de jongere gebruiksvormen worden gerekend. Koudewinning is de meest recente gebruiksvorm van diepe plassen.

Voor iedere gebruiksvorm bestaan verwachtingen of eisen van gebruikers ten aanzien van de water(bodem)kwaliteit. De wettelijke milieukwaliteitseisen zijn vastgelegd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw). De combinatie van gebruik en de hiervoor vastgestelde kwaliteitseisen bepalen of er sprake is van een probleem. In verreweg de meeste gevallen ontstaan waterkwaliteitsproblemen door eutrofiëring, met bloei van blauwalgen (cyanobacteriën) als gevolg. Ook het niet naar wens kunnen vangen van voldoende vis door sportvissers of het wegblijven dan wel wegtrekken van doelsoorten uit een natuurgebied kunnen tot dergelijke problemen gerekend worden.

2.2 RECREATIEF GEBRUIK

Door hun omvang en diepte zijn diepe plassen vaak aantrekkelijk voor recreatief gebruik. Dankzij de grote diepte groeien diepe plassen niet helemaal dicht met waterplanten. Hierdoor zijn ze bij uitstek geschikt voor zwemmers, surfers en zeilers. Door de grote diepte en het heldere water wordt er ook veel gedoken. Duikers stellen hoge eisen aan zowel de helderheid van het water als aan de diversiteit van het leven onder water. Voor zwemmen is een doorzicht van één meter acceptabel.

Recreatief duiken wordt pas interessant bij een doorzicht van 6 meter. In verhouding tot ondiepe plassen komen in diepe plassen relatief weinig vissen voor, maar vaak wel grotere exemplaren. Dit maakt diepe wateren soms geschikt als visplas.

DUIKER EN ZWEMMERS IN DIEPE PLAS



2.3

VERWERKEN VAN GROND EN BAGGERSPECIE

Sinds het van kracht worden van het Besluit bodemkwaliteit is het herinrichten van diepe plassen met grond en baggerspecie in sommige gevallen toegestaan. Als het toegepaste materiaal fosfaatrijk is, kan dit een behoorlijke belasting vormen. Bij het inbrengen van grond en baggerspecie in diepe plassen zijn dan ook maatregelen nodig om ongewenste effecten te voorkomen. Fosfaatvervuiling met blauwalgenbloei als gevolg is een zeer reëel gevaar. Ook bestaat het risico van (tijdelijke) vertroebeling en vermindering van de voordelen van een diep systeem, zoals bezinking van materiaal in de diepte. Daarnaast is het de vraag of het inbrengen van voedselrijk materiaal niet conflicteert met ander gebruik zoals zwemmen.

In de afvalstoffenregelgeving wordt onderscheid gemaakt tussen enerzijds het *storten* van grond en baggerspecie en anderzijds het nuttig *toepassen* ervan. Bij *storten* gaat het om het ontdoen van afvalstoffen zoals ernstig verontreinigde baggerspecie. Dit valt onder de Wet milieubeheer (Wm) en de Waterwet (Wtw). Het valt buiten de context van dit document. Het *toepassen* van grond en baggerspecie is echter een herinrichtingsmaatregel om een bestaande plas van vorm en diepteprofiel te veranderen ten behoeve van de ecologie. Deze maatregel wordt

besproken in [hoofdstuk 6](#). Gelijktijdig met het opstellen van dit kennisdocument is de 'Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen' opgesteld. Hierin is het beleid voor herinrichting van diepe plassen uitgewerkt.

2.4 **KOUDEWINNING**

Koudewinning behelst het oppompen van koud water van grote diepte, waarna dit water als koelwater gebruikt wordt. De (opgewarmde) retourstroom wordt doorgaans geloosd aan het oppervlak van de plas. Het idee achter deze methode is dat in de zomer, wanneer er grote vraag naar koeling is, er op grote diepte koud water beschikbaar is. Het gebruik van dit water als koelwater is hierdoor efficiënter dan het gebruik van ander ondiep oppervlaktewater. Een groot deel van de terugstromende warmte wordt aan de lucht afgestaan. Koudewinning vindt plaats in het Nieuwe Meer, de Ouderkerkerplas, bij de universiteit van Eindhoven en in het Eesermeer. In dit meer (actieve zandwinning, nog geen recreatie) wordt koelwater verpompt met een maximaal debiet op jaarbasis van 1,7 miljoen m³. Dit gebeurt vooral tijdens de zomerstratificatie [Otte, A en J. van Grootheest, 2006]. Dit veroorzaakt een verdieping van de spronglaag tot maximaal twee meter.

Verdieping van de spronglaag leidt tot een groter zuurstofrijk leefgebied en daarmee potentieel tot meer biomassa (bodemwoelende vis, maar ook blauwalgen die kunnen gaan drijven). Aan de andere kant is er ook meer mogelijkheid tot verdunning van algenbiomassa door een groter leefgebied. Verder kan temperatuurverhoging door koelwaterlozing grote effecten hebben op de overleving en reproductie van vis en de blauwalgenbloei [Osté *et al.*, 2010]. Temperatuurverlaging van de bovenlaag is echter ook mogelijk indien het retourwater een lagere temperatuur heeft.

Het belangrijkste effect van koudewinning op de waterkwaliteit is dat gedurende de zomer fosfaatrijk water uit het hypolimnion (de onderste waterlaag) wordt verwarmd en wordt toegevoegd aan het epilimnion, de bovenste waterlaag (zie [hoofdstuk 3](#) en [figuur 3.2](#) voor een toelichting van de termen in een diepe plas). Onder voedselarme omstandigheden hoeft dit niet bezwaarlijk te zijn. Echter, onder voedselrijke omstandigheden kan koudewinning op deze manier bijdragen aan het voeren van blauwalgen. Hier staat echter tegenover dat, omdat men al water verpompt, er een mogelijkheid is actief te defosfateren.

PLAS IN STEDELIJKE OMGEVING



2.5 WONEN AAN HET WATER

Veel diepe plassen functioneren tegenwoordig als stadswateren, omdat er vaak woningen aan de oevers worden gebouwd. Dit betekent dat er vaker dan elders 'stedelijk' watergebruik plaatsvindt, zoals sportvissen en eenden voeren, maar ook dat er vaker exoten in terechtkomen. Het woongenot kan ernstig aangetast worden (stank, beleving, zwemmen niet mogelijk) door de aanwezigheid van blauwalgen. Overlast door drijfslagen wordt het meest ervaren door waterrecreanten en mensen die direct aan het water wonen.

2.6 FUNCTIE BINNEN EEN GROTER WATERSYSTEEM

Diepe plassen kunnen een bredere functie vervullen in het watersysteem, bijvoorbeeld als onderdeel van de boezem of rivieren. Plassen dragen bij aan waterberging en het bufferen van zoet water. Ook geïsoleerde plassen worden steeds vaker benut als waterberging, bijvoorbeeld voor het water van afgekoppelde woonwijken of bedrijventerreinen. Verder kunnen plassen een rol spelen als de 'nieren' van het hoofdsysteem, door het 'vangen' van nutriënten en slib. Voor organismen uit het hoofdsysteem kunnen plassen ook relevant zijn als refugium of paaiplaats voor vis (zie [paragraaf 6.7](#)).

2.7 ONDERLINGE BEÏNVLOEDING FUNCTIES

Uiteenlopende functies en gebruiksvormen stellen vaak identieke eisen aan het watersysteem. Zwemmen, duiken, wonen aan het water en ecologie in het algemeen gedijen allemaal bij een goede waterkwaliteit (helder water zonder problemen). Maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit pakken veelal ook goed uit voor andere functies. De aanwezigheid van diepe delen is eveneens voor meerdere functies van belang.

Enkele functies gaan minder goed samen, omdat ze verschillende eisen stellen. Zonering van het gebruik en het beheer van openwatergebieden kan dan een oplossing bieden. Zo zijn waterplanten op een zwemlocatie om esthetische en veiligheidsredenen niet gewenst. In het verleden zijn dergelijke lastige waterplanten regelmatig bestreden door graskarpers uit te zetten. Dit is een voorbeeld van een beheersmaatregel die zich niet tot een deel van de plas beperkt. De begrazing door deze vissen gaat op den duur ten koste van de vegetatie in het gehele meer en daarmee van de waterkwaliteit. Uiteraard kan een dergelijk bezwaar ook gelden voor het uitzetten van andere soorten, zoals bodemwoelende vis (brasem en karper). In onderstaande tabel is een overzicht gegeven van de functies en gebruiksvormen en de eisen die zij stellen aan een diepe plas.

Tabel 2.1 OVERZICHT GEBRUIKSVORMEN EN EISEN DIE ZIJ STELLEN AAN EEN DIEPE PLAS

+ / - / 0: resp. goed / negatief / neutraal voor gebruiksvorm. Met een veilig talud wordt een flauwe helling (1:10) bedoeld, grote ondiepe zones hebben een veel groter areaal ondiep water dan voor een flauw talud noodzakelijk is. Het toepassen van grond en baggerspecie bij herinrichting is geen gebruiksvorm en is daarom niet in deze tabel opgenomen.

	HELDER WATER	GROTE DIEPTE	VEILIGE TALUDS	GROTE ONDIEPE ZONES
zwemmen	+	- (veiligheid)	+	0
duiken	+	+	+	0
windsurfen/zeilen	+	+ (geen waterplanten)	+	-
sportvissen	0	- (lage biomassa)	+	+
koudewinning	0	+	0	-
wonen aan het water	+	0	+	0
ecologie	+	+ (sedimentatie)	0	+

H3 HET FYSISCH-CHEMISCHE MILIEU

In dit hoofdstuk gaan we dieper in op het ontstaan van diepe plassen en de typen plassen die je kunt onderscheiden en op de bijbehorende kenmerkende fysische processen zoals stratificatie en sedimentatie, het lichtklimaat, de hydrologie, de waterchemie en de rol van het sediment.

3.1 ONTSTAAN EN TYPOLOGIE

3.1.1 Ontstaanswijze

Nederland is een delta. Kenmerkend voor een delta zijn ondiepe, breed uitwaaiende watersystemen. Diepe meren komen hier van nature dan ook weinig voor. De plassen die worden aangetroffen, zijn overwegend kunstmatig. Ze zijn machinaal gegraven voor de winning van delfstoffen, vooral zand, klei en grind. Er liggen naar schatting vijfhonderd tot duizend van deze plassen verspreid over het land.

Pingoruïnes zijn diepe wateren die van nature zijn ontstaan. Ze zijn gevormd door het smelten van een ijslens die zich tijdens de laatste ijstijd heeft gevormd. Een voorbeeld is het Uddelermeer. Wielen zijn voorbeelden van semi-natuurlijke diepe plassen. Deze plassen zijn uitgesleten door het kolkende water tijdens een dijkdoorbraak.

3.1.2 Typologie in relatie tot het ecologisch functioneren

Diepe plassen kunnen op basis van diverse kenmerken - ontstaanswijze, dimensie, waterkwaliteit, e.d. - worden ingedeeld in typen. In dit rapport worden deze typologieën grotendeels losgelaten omdat we vooral inzoomen op het ecologisch functioneren van diepe plassen. De meest recente typologieën op basis van ecologische kenmerken zijn te vinden in Jaarsma & Verdonschot (2000) en in Van der Molen & Pot (2007).

Bij het ecologisch functioneren gaat het vooral om de verschijningstoestand van een diepe plas en de factoren die dit bepalen. Qua verschijningstoestand zitten aan de 'goede' kant de plassen met helder water en een gezonde levensgemeenschap. Aan de 'verkeerde' kant zitten de troebele plassen die al vroeg in het jaar een zuurstofloos diep gedeelte hebben (het hypolimnion), en periodieke blauwalgenproblemen kennen. Belangrijke factoren die daarmee samenhangen zijn:

- *morfologie*: oppervlakte, diepte en diepteverloop van de plas, talud, areaal ondiepe zones;
- *hydrologie*: verhouding tussen voeding met neerslag, grondwater en oppervlaktewater, mate van hydrologische isolatie en verblijftijd;

-
- *geologie*: bodemtype zand, klei, veen en grind, specifieke lagen zoals ijzer- of kalkhoudende sedimenten;
 - *chemie*: nutriëntengehalte, sulfaat, ijzeraanvoer, ionenratio, chloridegehalte, buffering en pH.

De genoemde factoren zijn van invloed op de ecologische toestand van een diepe plas in termen van helderheid en plantenrijkdom. Daarnaast kunnen door menselijk handelen hydrologie, morfologie, chemie en in mindere mate geologie worden beïnvloed. In dit rapport kijken we vooral naar de mechanismen die een rol spelen bij het bepalen van de verschijningsstoestand. Deze mechanismen verschillen voor zure (pH < 5,5), brakke (chloride > 1000 mg/l) en zoete plassen. Deze indeling in hoofdtypen (zoet, zuur en brak) wordt door het rapport heen aangehouden, waarbij de nadruk ligt op de zoete plassen.

3.2 FYSISCHE KENMERKEN

3.2.1 Diepte en diepteprofiel

De diepte van diepe, stratificerende plassen in Nederland varieert van circa zes (voor de kleinste plassen) tot meer dan vijftig meter. Ze kenmerken zich door steile onderwatertaluds en een diepe bodem zonder uitgesproken reliëf. Het ondiepe deel van een diepe plas, het deel dat door ondergedoken waterplanten begroeid kan raken, wisselt qua grootte. Vroeger was dit met het oog op de delfstofwinning (meer zand of grind) meestal zo klein mogelijk. De laatste jaren wordt bij de aanleg meestal wel rekening gehouden met het creëren van ondiepe zones. De specifieke vorm van een diepe plas is in belangrijke mate bepalend voor vrijwel alle fysische, chemische en biologische processen die er zich in afspelen.

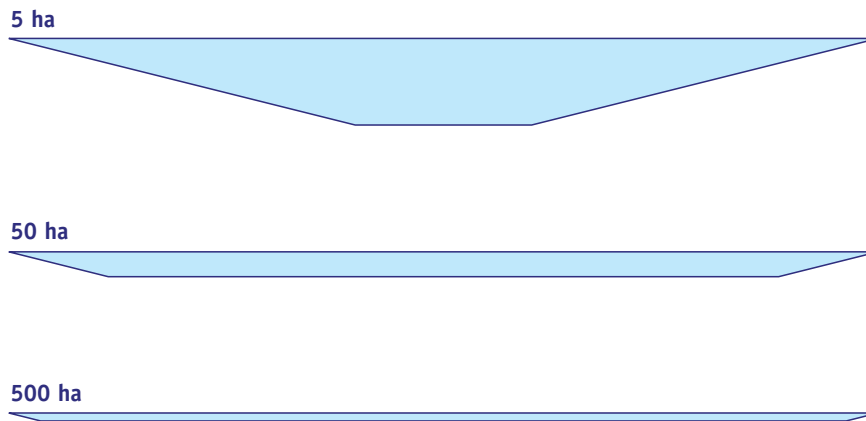
De weergave van diepe plassen is in figuren en schema's vaak sterk vertekend. In [figuur 3.1](#) daarom ter illustratie een weergave van een aantal plassen van 20 meter diep, waarbij breedte en diepte in verhouding zijn weergegeven.

3.2.2 Temperatuurstratificatie en de gevolgen daarvan

Stratificatie is het optreden van gelaagdheid in de waterkolom, waarbij water met een lage dichtheid drijft op water met een hogere dichtheid. Deze gelaagdheid ontstaat doordat water een temperatuurafhankelijke dichtheid heeft. In brakke of zoute plassen spelen ook dichtheidsverschillen onder invloed van zout een rol, daarop wordt hier niet verder ingegaan.

Fig 3.1 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE VORM VAN EEN DIEPE PLAS

Met een diepte van 20 meter en een talud van 1:4, bij verschillende oppervlakten.



Ontstaan

Stratificatie ontstaat in diepe plassen wanneer het water onder invloed van zonne-energie opwarmt. Negentig procent van de zonnewarmte (infrarood) wordt in de eerste meter van de waterkolom geabsorbeerd [Kirk, 1983]. De slechte warmtegeleiding van water zorgt ervoor dat er in het water temperatuurverschillen en daarmee dichtheidsverschillen ontstaan.

Zoet water heeft zijn hoogste dichtheid bij 4 °C. Naarmate de watertemperatuur verder van 4 °C afwijkt, neemt de dichtheid van het water per graad temperatuurstijging, sneller af. Het dichtheidsverschil tussen water van 20 °C en 25 °C is dus groter dan tussen 5 °C en 10 °C. Tussen waterlagen van verschillende temperatuur bestaat weerstand tegen menging. Deze weerstand neemt toe naarmate het temperatuurverschil (dichtheidsverschil) tussen de lagen groter is. De stabiliteit van de stratificatie hangt dus in hoge mate af van het temperatuurverschil tussen de waterlagen.

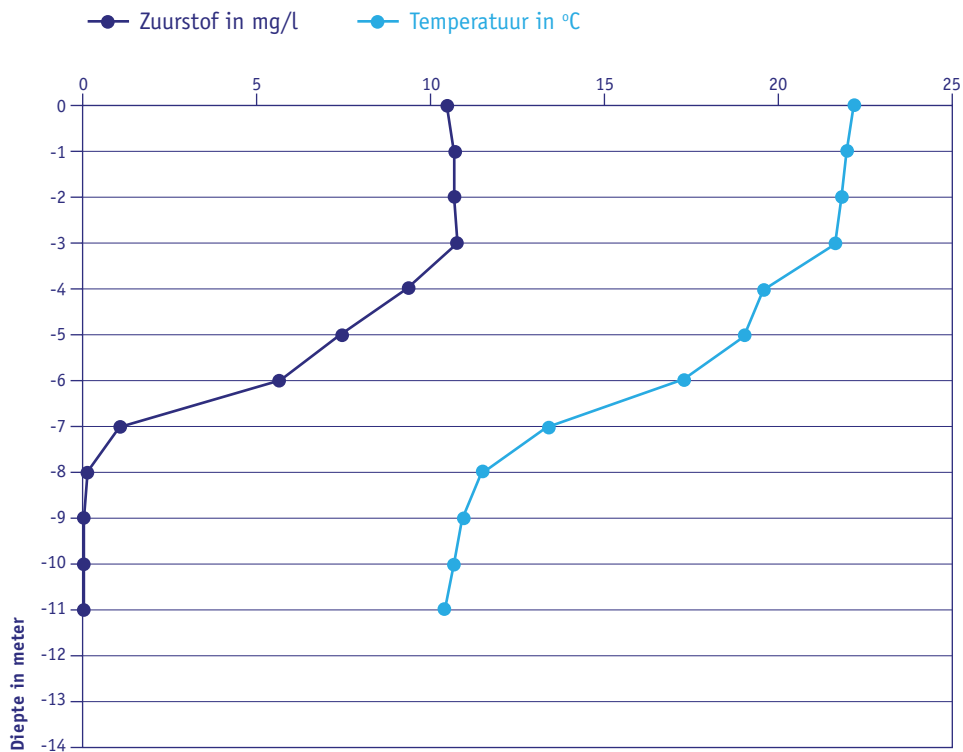
Klimaatverandering kan, via een hogere luchttemperatuur, de vorming en stabiliteit van de spronglaag beïnvloeden. Mogelijk dat hierdoor de spronglaag vroeger in het seizoen zal ontstaan, hoger zal liggen en stabielere zal zijn.

Windwerking

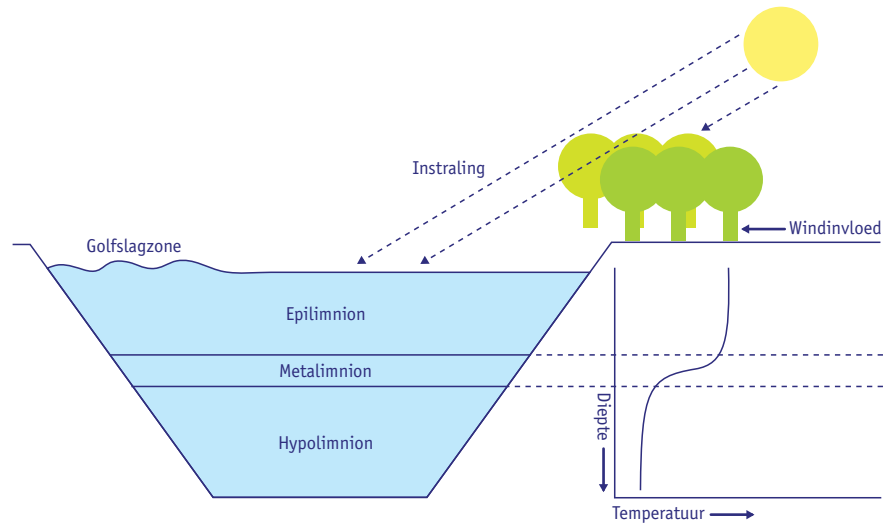
De wind veroorzaakt beweging (menging en stroming) van het water. Hoe groot de invloed van de wind op het water is, wordt bepaald door de windkracht en de strijk lengte. De strijk lengte is de lengte waarop de wind vat heeft op het wateroppervlak. Dit is afhankelijk van de grootte van de plas, de vorm en de ligging ten opzichte van de heersende windrichting. Hierbij is ook de beschutting van belang: een wiel in de luwte van een dijk of bomerij zal minder beïnvloed worden door de wind dan een grote, onbeschutte zandwinplas.

Fig 3.2 STRATIFICATIE VAN EEN DIEPE PLAS

In de afbeelding rechts is het temperatuurverloop uitgezet tegen de diepte, in het metalimnion vindt een sterke daling van de temperatuur plaats (naar Jaarsma & Verdonshot, 2000). Het zuurstofgehalte volgt vaak het verloop van de temperatuur, zie afbeelding hieronder van de zandwinplas PG Otterweg (Wetterskip Fryslân in juli 1992) [Claassen en De Vries, 2008].



Vervolg figuur 3.2



Onderscheiden lagen

De dikte van de verschillende waterlagen wordt in zoete plassen bepaald door de menging van de bovenste laag onder invloed van wind, in combinatie met de dichtheidsverschillen onder invloed van temperatuur (figuur 3.2). De bovenste gemengde laag wordt het epilimnion genoemd, de diepste laag is het hypolimnion. Hiertussen bevindt zich het metalimnion of spronglaag, deze laag kenmerkt zich door een scherpe temperatuurgradiënt. Er is sprake van een spronglaag wanneer de temperatuurgradiënt groter is dan $1^{\circ}\text{C}/\text{m}$ [Wetzel, 2001]. Tijdens een stabiele stratificatie treedt nauwelijks uitwisseling van water op tussen de verschillende waterlagen.

Seizoenscyclus

In Nederland (gematigde klimaatzone) is temperatuurstratificatie een seizoensafhankelijk verschijnsel. Dit komt doordat zonschijn (hoek van inval en duur van beschijning) en wind (kracht en richting) per seizoen sterk verschillen. In de winter (weinig zon en veel wind), is het water in een diepe plas volledig gemengd. Meestal heeft het water aan het eind van de winter een temperatuur van circa 4°C .

Het volgende patroon kan gedurende het jaar worden waargenomen (zie ook [figuur 3.7](#)):

- a** De eerste temperatuurstratificatie ontstaat vaak in de loop van april op een zonnige en windstille dag, hierbij warmt het water net onder het oppervlak sterk op. Door het wisselvallige weer kan deze stratificatie een aantal keer verdwijnen en weer terug komen.
- b** Naarmate het seizoen vordert neemt de zon in kracht toe, terwijl de windkracht afneemt. In de zomer ontstaat er tussen zonnearmte en windwerking een evenwicht waardoor de temperatuurstratificatie zich op een bepaalde diepte blijvend manifesteert. Dit noemt men stabiele zomerstratificatie.
- c** In de nazomer-herfst neemt de zon in kracht af evenals de luchttemperatuur, waardoor het warme epilimnion afkoelt. Hierdoor vermindert het temperatuurverschil tussen epilimnion en hypolimnion en vindt, onder invloed van najaarswind, een geleidelijke menging van de waterlagen plaats [Nijburg & Verhoeven, 1999]. Het epilimnion beslaat hierdoor een steeds groter deel van de waterkolom en het metalimnion komt steeds dieper te liggen. Dit proces treedt jaarlijks op en is vrij langdurig (weken).

Door verdere afkoeling in de herfst in combinatie met najaarsstormen kan de stratificatie vrij plotseling verdwijnen. Dit wordt najaarsomkering of destratificatie genoemd [Wetzel, 2001]. Het optreden van grootschalige zuurstofloosheid en vissterfte wordt vaak genoemd in combinatie met destratificatie, maar is slechts van enkele gevallen daadwerkelijk bekend. Er zijn onder andere waarnemingen van vissterfte in plassen in Noord-Holland (Ursemmerplas en Heemtmeertje). Mogelijk spelen hierbij toxische metaboliëten, zoals H_2S of NH_3 , een rol. H_2S uit het hypolimnion na destratificatie wordt ook door Benndorf (1990) genoemd als oorzaak van regelmatig terugkerende vissterfte in een Duits meer.

- d** In sommige winters kan bij strenge vorst het meer dichtvriezen waardoor er (omgekeerde) stratificatie plaats kan hebben.

Plassen die eenmaal in het jaar (de)stratificeren, zijn monomictisch. Indien dit tweemaal gebeurt (extra stratificatie onder invloed van ijs) is een meer dimictisch. De seizoenscyclus in stratificatie heeft ook grote invloed op de nutriënten- en zuurstofdynamiek van een diepe plas. Hier gaan we in [paragraaf 3.4](#) dieper op in.

Vuistregel: diepte van de spronglaag

In het voorgaande is uitgelegd dat de spronglaag niet altijd op dezelfde diepte ligt. De diepte van de spronglaag is afhankelijk van de invloed van wind op de plas, de strijklengte. Dit is door Ragotzkie (1978) aangetoond voor meren in Noord-Amerika en Canada. Hij vond dat de diepte van de spronglaag kon worden voorspeld met de formule: $\text{diepte spronglaag} = 4 \cdot \sqrt{\text{strijklengte (km)}}$.

Voor min of meer ronde plassen neemt de strijklengte evenredig toe met de wortel van het oppervlak. Op grond van deze relatie heeft Oskam (1981, in Nijburg & Verhoeven, 1999) voor grote diepe plassen (strijklengte tot 25 km) de volgende formule afgeleid: $\text{diepte spronglaag} = 1,5 \cdot \sqrt[3]{\text{oppervlak (ha)}}$.

Hierbij wordt de diepte van de spronglaag berekend als functie van de derdemachts (kubische) wortel van het oppervlak van het meer. Tijdens de stabiele zomerstratificatie (het moment waarop de plas zijn maximale warmte-inhoud heeft) kan de diepteligging van de spronglaag daarom bij benadering bepaald worden aan de hand van het oppervlak van de plas. Voor Nederlandse plassen is deze relatie vergeleken met de beschikbare data van diepe plassen in Friesland [Claassen en De Vries, 2008] en in het beheersgebied van Hoogheemraadschap van Rijnland. Daarbij is voor de ligging van de spronglaag de diepte aangehouden vanaf het punt waar de temperatuur in de maand juli met 1 °C/meter of meer afneemt. [Figuur 3.3](#) laat het resultaat zien. Er lijkt sprake te zijn van een 'minimumrelatie'. De waarnemingen liggen in de figuur op of boven de lijn van Oskam (1981). Dit wil zeggen dat de spronglaag vaak dieper ligt dan dat volgens Oskam mag worden verwacht.

Uiteraard spelen bij de exacte diepte van de spronglaag ook factoren als vorm (rond of langwerpig), oriëntatie ten opzichte van de wind, diepte, verbinding met andere wateren en beschutting een rol. Maar via deze relatie kan ook zonder metingen aardig worden geschat wat de volumeverhouding is tussen het epilimnion en het hypolimnion.

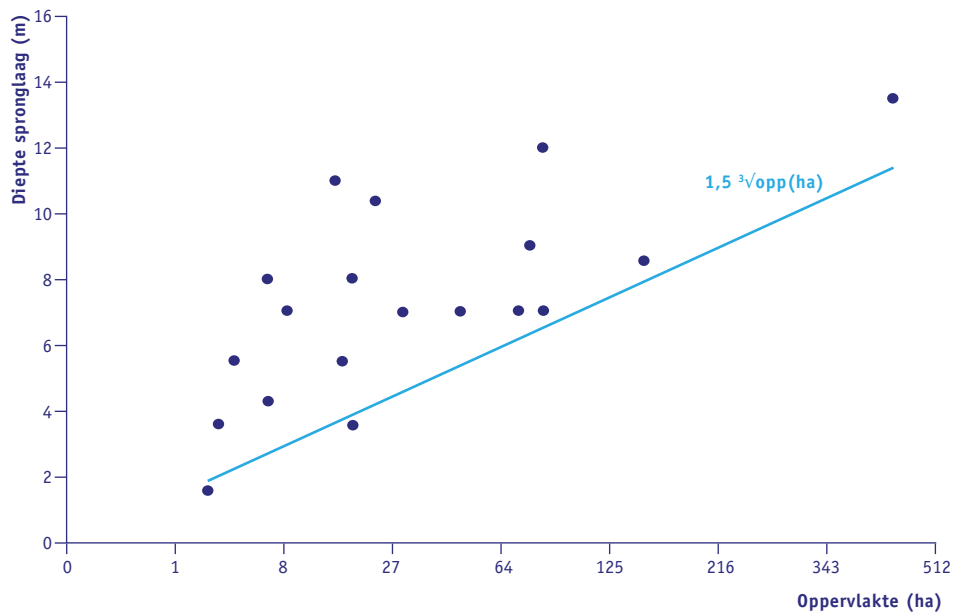
Gevolgen van temperatuurstratificatie

In diepe plassen vindt in de zomer netto bezinking van zwevend materiaal plaats van de bovenste waterlaag, het epilimnion, naar de diepe waterbodem (zie [paragraaf 3.2.3](#)). Hierdoor is het water relatief helder. Door de afwezigheid van menging tijdens temperatuurstratificatie heeft deze bezinking uiteindelijk ook een netto transport van nutriënten naar de diepte tot gevolg. Hierdoor kan het epilimnion in de loop van de zomer voed-

selarmer worden. Dit verschijnsel wordt wel de 'nutriëntenval' genoemd [OVb, 1997]. Het draagt bij aan de goede waterkwaliteit die voor diepe plassen kenmerkend is.

Fig 3.3 DIEPTELIGGING VAN DE SPRONGLAAG

Diepteligging van de spronglaag als functie van het oppervlak volgens Oskam ($1,5 \cdot \sqrt[3]{\text{opp}}$ oppervlak in ha), afgezet tegen de werkelijk aangetroffen diepte in diverse Nederlandse plassen.



In de diepe waterlagen overtreft het verbruik van zuurstof door afbraakprocessen in het sediment gewoonlijk de productie van zuurstof door fytoplankton. Hierdoor (en door de beperkte aanvoer vanuit ondiepere waterlagen) neemt in de loop van de zomer het zuurstofgehalte onder de spronglaag af. Bij zuurstofgehalten beneden circa 3 mg/l zijn de diepere waterlagen geen geschikte leefomgeving meer voor vissen. Wanneer dit leidt tot zuurstofloze omstandigheden, komen alleen nog aan zuurstofloosheid aangepaste organismen voor. Tevens treedt er een omslag in waterchemie op, waarbij (ijzergebonden) fosfaat in versterkte mate uit de diepe waterbodem vrij komt (zie [paragraaf 3.5](#)).

3.2.3 Erosie, sedimentatie en resuspensie

In diepe plassen is voortdurend sprake van verplaatsing van materiaal zoals bodemdeeltjes, slibdeeltje en algen. De processen die hierbij een rol spelen zijn erosie, sedimentatie en resuspensie.

Deze processen vinden deels ruimtelijk gescheiden plaats en variëren onder invloed van de waterbeweging ook in de tijd. De volgende zones worden onderscheiden:

- *Erosiezone*: golven die ontstaan onder invloed van de wind kunnen afslag van de oever of erosie van de ondiepe waterbodem veroorzaken [Hakanson, 1977, Blais & Kalff, 1995]. Hierdoor worden vooral (anorganische) bodemdeeltjes, zoals zand- of kleideeltjes, getransporteerd. Erosie vindt vooral plaats op de meest aan de wind blootgestelde plaatsen. Gezien de heersende windrichting is dit vaak de noordoostoever.
- *Sedimentatiezone*: bezinking van zwevend materiaal vindt overal in de plas plaats. Het meest echter op de luwste plekken, zoals in het zuidwestelijke deel van de plas. De samenstelling van het materiaal is wisselend en varieert van organisch (algen en detritus) tot anorganisch materiaal.
- *Resuspensiezone*: hierbij is sprake van opwerveling van eerder bezonken organische en anorganische deeltjes. Resuspensie vindt vooral plaats in de ondiepe delen onder invloed van wind, zwemmers, vis, etc.

In een diepe plas ontstaan (ondiepe) zones waar overwegend erosie en resuspensie plaatsvinden, en (diepe) zones waar overwegend sedimentatie plaatsvindt. Daarnaast kan er transport van materiaal over de bodem plaatsvinden, bijvoorbeeld transport van afgestorven plantenmateriaal onder invloed van stroming. Op steile taluds kan het sediment zich ook rechtsreeks naar de diepte verplaatsen.

Door het lagere zuurstofgehalte op grotere diepte (het gevolg van stratificatie) vindt op de diepe waterbodem geen of nauwelijks bioturbatie (menging en verplaatsing van sediment) door foeragerende vissen plaats. Voor vissen is het zuurstofarme of zelfs zuurstofloze milieu als leefgebied namelijk ongeschikt. In de Grote Maarsseveense plas is overigens waargenomen dat vis ook beneden de spronglaag nog foerageert op de daar aanwezige muggenlarven. Uit maagonderzoek van brasems en de daarin aanwezige muggenlarven bleek dat de vis afwisselend (in het tijdsbestek van uren) in het littoraal en in het hypolimnion foerageerde [ongepubliceerde data Klinge en Heinis, 1988].

In een diepe plas is de netto-sedimentatie – de sedimentatie minus erosie en resuspensie – van zwevend materiaal groter dan in een ondiepe plas. Dit geldt niet alleen

voor een groot gedeelte van het geproduceerde organisch materiaal (o.a. algen en detritus), maar ook voor de anorganische fractie (o.a. klei- en leemdeeltjes).

3.2.4 Doorzicht en lichtklimaat

De hogere netto-sedimentatie in diepe plassen dan in ondiepe plassen heeft positieve gevolgen voor het lichtklimaat. Naarmate er minder zwevende deeltjes zoals algen in het water zijn, neemt de helderheid van het water toe. De helderheid van het water is hierdoor een goede indicator voor de waterkwaliteit. In de praktijk wordt de helderheid gemeten met behulp van een Secchi-schijf (doorzicht [m]). Doorzicht wordt in de literatuur [o.a. Wetzel, 2001; Scheffer, 1998] gezien als een belangrijke bepalende abiotische factor voor de ecologische kwaliteit.

Door nutriëntenval (waardoor algen in hun groei beperkt worden) en de geringe resuspensie van bodemmateriaal kunnen diepe plassen zeer helder zijn. Het doorzicht in diepe plassen kan hierdoor meer dan tien meter bedragen. Hier staat tegenover dat er ook diepe plassen zijn met een geringer doorzicht. Tijdens een bloei van blauwalgen kan het doorzicht teruglopen tot minder dan een meter. Andere plassen zijn tijdens de winning van grondstoffen troebel door klei- en leemdeeltjes in het proceswater, maar ook daarna door opwerveling van deze deeltjes onder invloed van wind en golven.

SCHOOL BAARSJES



Net als in ondiepe plassen is de hoeveelheid licht die de bodem bereikt, mede bepalend voor de groeipotentie van ondergedoken waterplanten. Hierdoor is de helderheid van het water één van de zaken die zowel de kwaliteit bepaalt als het voor ondergedoken waterplanten begroeibare areaal van de oeverzone (via de maximale groeidiepte; zie ook KRW-beoordeling [paragraaf 5.3](#)).

Lichtklimaat theoretisch: wet van Lambert-Beer

Het lichtklimaat heeft betrekking op de hoeveelheid licht die doordringt op een bepaalde diepte. Dit wordt bepaald door reflectie van licht aan het wateroppervlak, absorptie en verstrooiing. Onder water bepalen de laatste beide factoren de lichtuitdoving of extinctie. De uitdovingcoëfficiënt (extinctiecoëfficiënt, ϵ) is wetenschappelijk gezien de juiste grootte om het lichtklimaat te beschrijven.

Het lichtklimaat in de waterkolom kan worden beschreven met de wet van Lambert-Beer. Deze wet laat zien dat bij een bepaalde extinctie de lichtsterkte exponentieel afneemt met de diepte volgens:

$$I_z = I_0 e^{-\epsilon z}$$

waarbij I_z de lichtintensiteit is op diepte z , I_0 de lichtintensiteit direct onder het wateroppervlak en ϵ de extinctie (absorptie plus verstrooiing). De extinctie wordt bepaald door de fysische en chemische eigenschappen van het water. Tevens is de extinctie afhankelijk van de kleur licht (golflengte). Rood licht wordt bijvoorbeeld sterker geabsorbeerd dan blauw licht. Behalve het eerder genoemde effect hiervan op temperatuurstratificatie (zie [paragraaf 3.2.2](#)), heeft dit ook gevolgen voor de concurrentiekracht van verschillende fytoplanktongroepen op grotere diepte (zie [paragraaf 4.2.1](#)).

De totale extinctie is de som van de extinctie veroorzaakt door:

- opgeloste stoffen, dit zijn vooral humuszuren; organische stoffen die vrijkomen bij de afbraak van plantaardig materiaal en het water een geelbruine kleur geven;
- zwevende deeltjes zoals algen en kleideeltjes;
- de achtergrondextinctie, dit is de extinctie door het water zelf.

$$\epsilon = \epsilon_{\text{achtergrond}} + \epsilon_{\text{zwevende deeltjes}} + \epsilon_{\text{opgeloste stoffen}} \quad [\text{Kirk, 1994}]$$

De diepte waarop de lichtintensiteit nog één procent bedraagt van de intensiteit aan het wateroppervlak, wordt de *eufotische diepte* genoemd. Dit is in ecologisch opzicht relevant, omdat de eufotische diepte als ondergrens wordt verondersteld voor een netto positieve fotosynthese voor algen en waterplanten. De eufotische diepte kan als volgt globaal worden ingeschat aan de hand van de extinctiecoëfficiënt:

$$Z_{\text{eu}} \approx 4,6/\varepsilon \text{ [Scheffer, 1998]}$$

Overigens wordt in de praktijk meestal de secchi-diepte gemeten en is onderstaande formule de praktische tegenhanger van deze relatie:

$$Z_{\text{eu}} \approx 1,7 * \text{secchi-diepte [Scheffer, 1998]}$$

De eufotische diepte en de helling van het talud bepalen samen de grootte van het met ondergedoken waterplanten begroeide deel van een diep meer (zie ook [hoofdstuk 4](#)).

SECCHI SCHIJF IN WATER



Lichtklimaat praktisch: model UITZICHT

Zoals gezegd wordt in de praktijk meestal niet de extinctie maar het doorzicht gemeten met behulp van de secchi-schijf. Daarom wordt hier ook een model gepresenteerd waarmee het doorzicht kan worden voorspeld. De secchi-diepte is overigens ook een prima indicator voor de helderheid, zei het wat minder nauwkeurig dan de extinctie. Het is vooral representatief voor het golflengtegebied van het menselijk oog. Buiteveld (1990) stelde een regressiemodel op om het doorzicht te beschrijven aan de hand van de volgende componenten:

- humuszuren, met als maat de absorptie van licht met een golflengte van 380 nm (eenheid m^{-1}) in het filtraat na filtratie over een 0,45 μm membraanfilter;
- algen, met chlorofyl-a ($\mu g/l$) als maat voor de algenbiomassa;
- detritus, zwevende organische deeltjes met als maat het asvrij drooggewicht (mg/l) na filtratie over filter > 0,45 μm ;
- anorganische stof, met als maat de gloeirest van deeltjes (mg/l) na filtratie over filter > 0,45 μm .

Wanneer metingen van deze componenten beschikbaar zijn, kan de relatie tussen het doorzicht en de concentraties van deze componenten in het oppervlaktewater worden onderzocht. Voor de randmeren is hiervoor het model UITZICHT ontwikkeld en gekalibreerd [Buiteveld, 1990]. Dit model heeft de volgende algemene opbouw:

$$1/\text{Secchi-diepte (m)} = a + b * ah(380) + c * \text{chlorofyl-a } (\mu g/l) + d * \text{gloeirest (mg/l)} + e * \text{detritus (mg/l)}$$

Ieder water heeft zijn eigen coëfficiënten, deze zijn afhankelijk van de specifieke samenstelling van het water wat betreft de humuszuren, algen, gloeirest en detritus. Voor de Veluwerandmeren is aan de hand van meetgegevens bijvoorbeeld het volgende model afgeleid:

$$1/\text{Secchi-diepte (m)} = 0,254 + 0,012 * ah(380) + 0,011 * \text{chlorofyl-a } (\mu g/l) + 0,063 * \text{gloeirest (mg/l)} + 0,066 * \text{detritus (mg/l)}$$

In dit model is het doorzicht, naast bovengenoemde componenten, afhankelijk van de grootte van de constante (in het geval van de randmeren 0,254), deze maximizeert het doorzicht (in dit geval $1/0,254$ is circa vier meter).

Het achtergronddoorzicht van een water wordt per definitie bepaald door de constante plus de absorptie van de humuszuren bij 380 nm (ah(380)). Voor een specifiek water kunnen de coëfficiënten worden bepaald aan de hand van data-analyse. Dit geeft inzicht in de bijdrage van de verschillende factoren in het doorzicht.

3.3 HYDROLOGIE

De hydrologie (waterhuishouding) van een diepe plas wordt bepaald door de bijdragen van de verschillende aan- en afvoerposten. Belangrijk zijn neerslag en verdamping, oppervlakkige toestroom van ondiep grondwater, aanvoer van diep grondwater, wegzijging en - vooral in laag-Nederland - toestroom van oppervlaktewater en afvoer naar het oppervlaktewater (zie [figuur 3.4](#)). Kennis van de hydrologie is van belang omdat dit inzicht geeft in veel factoren die van belang zijn voor de ecologie. Voorbeelden daarvan zijn de verhouding tussen de verschillende waterstromen, de verblijftijd, het waterpeil en fluctuaties daarin. Tevens vormt de waterbalans de basis voor de stoffenbalans. In- en uitstroom van water en de kwaliteit daarvan vormen belangrijke posten op de nutriëntenbalans van een diepe plas.

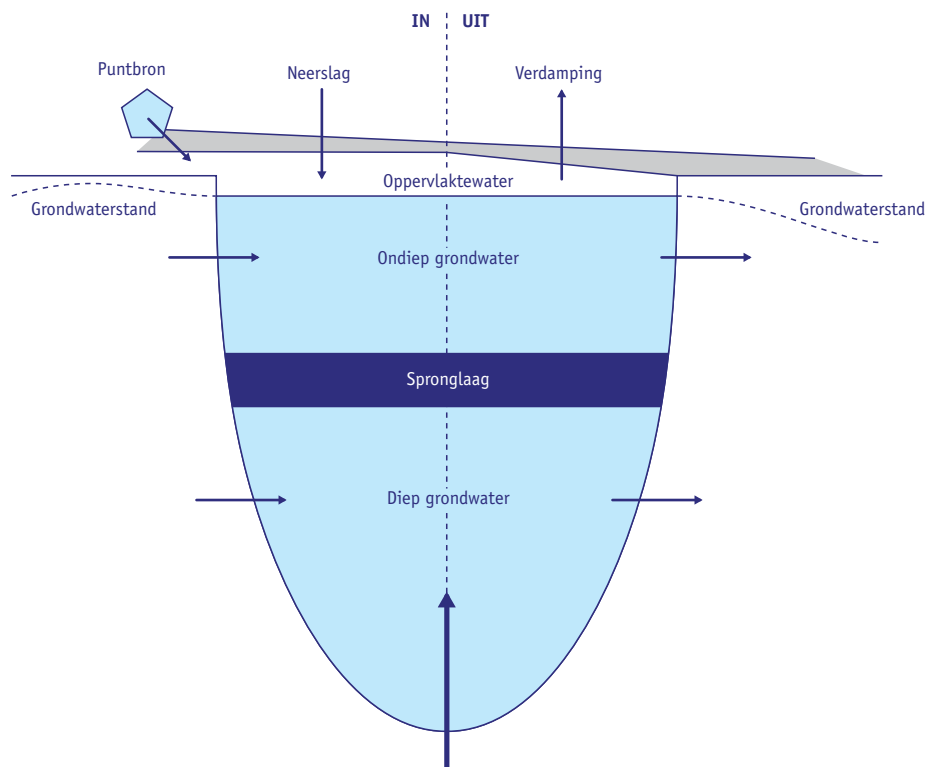
Het bepalen van de bijdrage van de verschillende posten is vaak lastig vanwege het ontbreken van goede gegevens over grondwaterstroming of aan- en afvoer van oppervlaktewater. Grondwatermodellen kunnen hier meer inzicht in verschaffen, maar worden soms als te grof ervaren om deze stromingen goed in beeld te brengen. Goede kennis van de grondwaterstanden in de omgeving en de samenstelling van de ondergrond is echter een vereiste. De aanwezigheid van scheidende lagen en de heterogeniteit daarin maakt de hydrologie van een diepe plas complex. Een studie naar de hydrologie van de Ouderkerkerplas laat bijvoorbeeld grote lokale verschillen zien in bodemopbouw, zoutgehalte en grondwaterstroming nabij de plas [Stroom *et al.*, 2010].

Een ander punt is dat er sprake kan zijn van doorstroming van een diepe plas met grondwater onder invloed van verschillen in grondwaterstanden. Voorbeelden zijn plassen in hellend gebied, of plassen die in de invloedssfeer van grondwateronttrekkingen liggen. Vanuit hydrologisch perspectief zijn dergelijke posten vaak niet zo relevant, omdat men daarbij alleen geïnteresseerd is in de netto toestroom (instroom minus uitstroom). Maar vanuit waterkwaliteit en ecologie is de bruto toestroom (alleen instroom) juist zeer belangrijk. De netto toestroom kan nihil

zijn, terwijl de bruto toestroom een belangrijke balanspost is. In dat geval heeft het grondwater een niet te verwaarlozen invloed op de waterkwaliteit.

Het peilverloop in een diepe plas wordt ook bepaald door de hydrologie. Een seizoensmatige fluctuatie, met 's winters een hoog en 's zomers een laag peil, is voor de ecologie een belangrijke parameter. Voor de ontwikkeling van de vegetatie in de oeverzone is peilfluctuatie (afwisseling van droogval en inundatie) in sterke mate sturend. Ook voor de overige soortgroepen zijn deze milieus van belang, bijvoorbeeld als paaigebied voor vis. Delen die 's zomers droogvallen en begroeid raken, kunnen in het voorjaar uitstekende paaiplaatsen vormen voor bijvoorbeeld snoek. Bij een vast waterpeil kan de inlaat van oppervlaktewater om de plas op peil te houden, een grote post op de nutriëntenbalans zijn.

Fig 3.4 DE HYDROLOGIE VAN EEN DIEPE PLAS



Om eenvoudig een eerste inschatting te krijgen van de bijdrage van verschillende bronnen, kan ook worden uitgegaan van de waterkwaliteit in de plas zelf in relatie tot de waterkwaliteit van de bronnen. Hulpmiddelen hierbij zijn het EGV-IR diagram (van Wirdum-diagram, zie [kader](#) op pagina 42), of een eenvoudig chloridemodel (zie [kader](#) op pagina 93). Het idee hierachter is dat de samenstelling van het water een resultante is van de bijdrage van de verschillende bronnen die ieder hun eigen chemische samenstelling hebben. Om de samenstelling in de plas te verklaren moet er sprake zijn van een bepaalde verhouding in de bijdragen van de afzonderlijke bronnen.

Verblijftijd

De verblijftijd is hier gedefinieerd als het inkomende debiet gedeeld door het volume; Q_{in}/V . De aanvoerposten samen bepalen dus de verblijftijd van het water, de tijd die nodig is om het hele volume van de plas te vullen. Dit is overigens niet hetzelfde als de verblijftijd van een 'individueel waterdeeltje', dat kan veel langer zijn. Bij een verblijftijd van een jaar zit er in een volledig gemengde plas naar schatting nog zo'n 37 procent van het initiële water, na twee jaar nog ongeveer 14 procent.

De verblijftijd is een belangrijke karakteristiek voor het ecologisch functioneren van een diepe plas en voor de toelaatbare nutriëntenbelasting. In [hoofdstuk 5](#) gaan we hierop uitgebreid in. Globaal betekent een langere verblijftijd een lagere toelaatbare belasting, omdat stoffen zich ophopen. Een langere verblijftijd betekent echter ook vaak een lagere externe belasting, omdat er minder water (met nutriënten) wordt aangevoerd.

3.4 CHEMIE

De chemische samenstelling van het oppervlaktewater wordt voor een groot deel bepaald door de samenstelling van het inkomende water. Daarnaast spelen fysische, chemische en biologische processen in diepe meren en plassen een belangrijke rol. Bij het interpreteren van waterkwaliteitsmetingen is het daarom van belang kennis te hebben van de herkomst van het water en de relevante processen.

Onderstaand gaan we eerst in op de herkomst van het water in een diepe plas. Vervolgens kijken we naar de meest relevante parameters voor de drie hoofdtypen van diepe plassen. Voor zure en brakke plassen zijn dit de zuurgraad en het zoutgehalte. Voor gebufferde plassen, waarbij fluctuaties in de zuurgraad door (calcium)

bicarbonaat worden 'gebufferd', zijn vooral nutriënten en zuurstof bepalend voor het ecologisch functioneren. Overigens kan de mate van buffering of hardheid ook weer van invloed zijn op de trofiegraad (zie [paragraaf 3.4.2](#)).

We gaan tevens in op de interne processen die ingrijpen op de chemische samenstelling. Belangrijk zijn primaire productie, respiratie, afbraak van organisch materiaal, stratificatie evenals sedimentatie en de invloed daarvan op de zuurgraad (bicarbonaat-evenwicht), de nutriëntenhuishouding (o.a. nutriëntenval) en de zuurstofhuishouding (o.a. zuurstofloosheid). Hier noemen we de interactie van nutriënten met de bodem (binding of nalevering) slechts kort. Daarop wordt in [paragraaf 3.5](#) dieper ingegaan. Daarbij spelen sulfaat en ijzer een belangrijke rol.

3.4.1 **Kwaliteit van het water in relatie tot de herkomst**

De chemische samenstelling van het oppervlaktewater in een diepe plas is afhankelijk van de herkomst van de verschillende waterstromen en de verhouding hier-tussen. Elke bron heeft een eigen samenstelling die ook ruimtelijk varieert. Daarvan hieronder enkele voorbeelden.

- *Directe neerslag* heeft een laag fosfaatgehalte en is licht zuur, dit wordt *atmotroof* genoemd. De kwaliteit wisselt en lokaal worden hogere stikstof- en chloridegehaltes gemeten. Hiervan zijn landelijke kentallen beschikbaar.
- *Afstromend regenwater en ondiep grondwater* zijn eerst als regen op het land gevallen, waarna het oppervlakkig afstroomt en uitspoelt naar de plas. De samenstelling van dit water is sterk afhankelijk van het gebruik van het omliggende gebied (landbouwgrond, bosgebied, sportvelden, etc.). De nutriëntengehaltes kunnen als gevolg van bemesting hoog zijn.
- *Het diepe grondwater in West-Nederland* is vaak voedselrijk (zie [figuur 3.5](#)), het fosfaatgehalte is erg hoog. De mariene geschiedenis (periodieke overstromingen met zee-water) en de aanwezigheid van zeeklei en veenlagen spelen hierbij waarschijnlijk een rol. Lokaal is het diepe grondwater brak en zijn het calcium- en sulfaatgehalte hoog. Dit wordt *thalassotroof* grondwater genoemd. In hoog Nederland is de kwaliteit juist goed. Het fosfaatgehalte is laag en het grondwater heeft een *lithotroof* karakter (hoog calciumgehalte, laag chloridegehalte). Lokaal komt ook zeer zuur grondwater voor (zie [paragraaf 3.4.2](#)).

-
- Van *toestromend oppervlaktewater* kan algemeen worden gezegd dat het de kwaliteit van een diepe plas negatief beïnvloedt. Dit kan in veel gevallen van meetgegevens worden afgeleid.
 - Diepe plassen in het rivierengebied worden vaak direct of indirect (via het grondwater) beïnvloed door rivierwater. De kwaliteit hiervan is wisselend: van relatief goed voor Rijnwater dat via bodempassage wordt aangevoerd, tot slecht voor plassen die in open verbinding staan met een rivier (vooral de Maas) of periodiek inunderen met rivierwater.

Een hulpmiddel bij de analyse van de grond- en oppervlaktewaterstromingen is een EGV-IR diagram (zie [kader](#) op pagina 42).

3.4.2 Zuurgraad en buffering

Nederland kent een aantal zure plassen. Als zuur wordt hier aangehouden een pH van 5,5 of lager. De zuurgraad van een diepe plas wordt vooral bepaald door de zuurgraad en mate van buffering van het aanvoerwater. Neerslag is zwak zuur en zwak gebufferd, oppervlaktewater is vaak sterker gebufferd en grondwater soms zuur en zwak gebufferd en soms sterk gebufferd.

Afhankelijk van de mate van buffering, kunnen processen in de plas zelf de zuurgraad ook in meer of mindere mate sturen. Productie en consumptie van CO₂ door algen beïnvloedt de zuurgraad via het koolzuurbicarbonaat-evenwicht. Deze processen zorgen daarmee voor fluctuaties in de pH gedurende een etmaal.

Aanvoer zuur grondwater

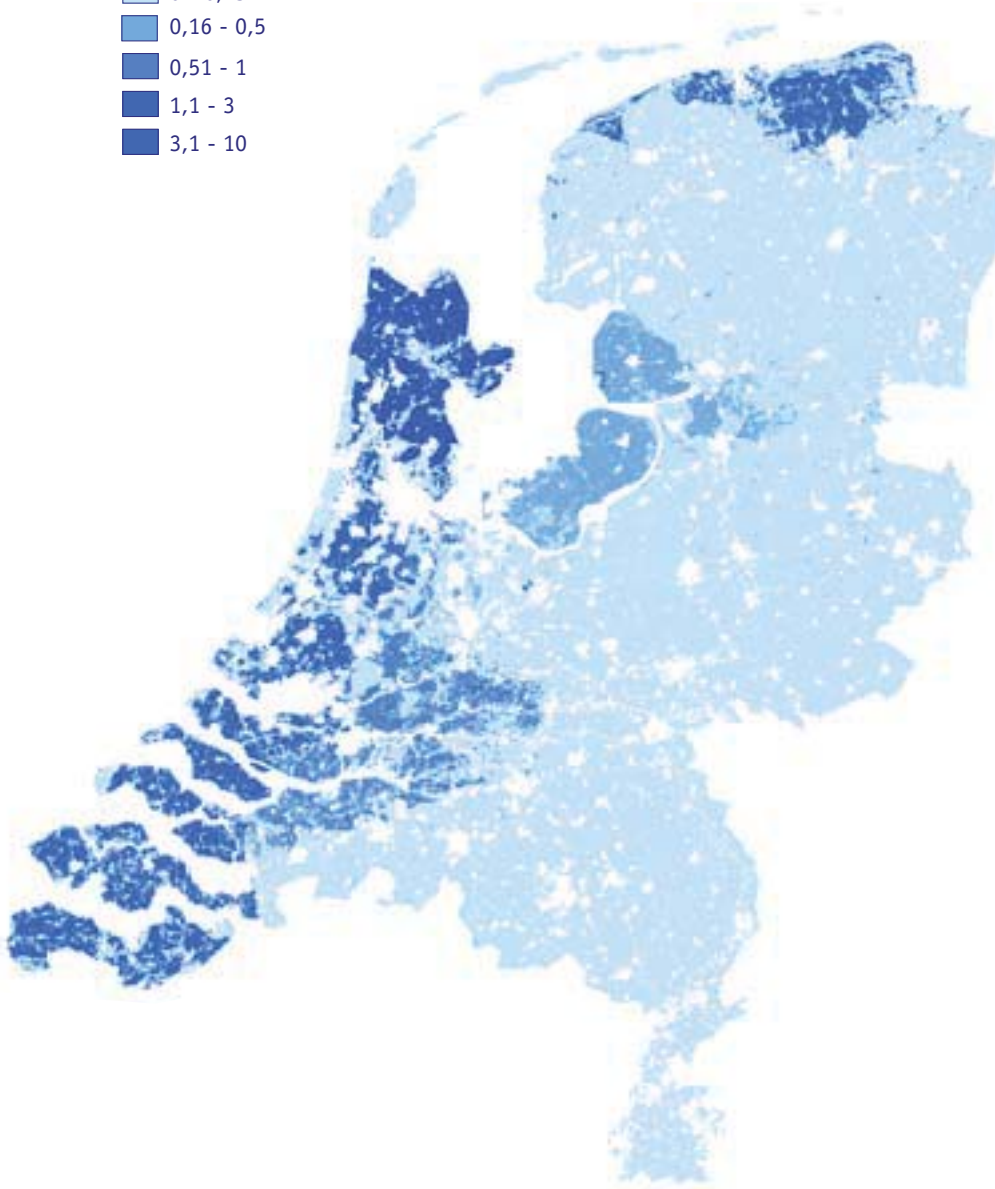
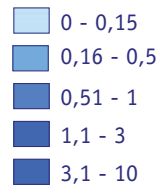
De lage pH in zeer zure plassen (pH <5) komt in hoofdzaak tot stand doordat dergelijke plassen gevoed worden door zuur grondwater. Atmosferische depositie van verzurende stoffen en het uitrijden van mest dragen bij aan de verzuring van het grondwater (Werkgroep Pyriet Nederland).

Een belangrijke oorzaak van verzuring is pyrietoxidatie door zuurstof of nitraat. Dit kan zowel verzuring van diepe plassen als mobilisatie van sulfaat tot gevolg hebben. Beide kunnen ongunstig zijn, zowel voor de water- als ecologische kwaliteit van een diepe plas. Of er in een specifiek geval daadwerkelijk een verzurend effect optreedt, hangt af van de bodemprocessen. Zie het [kader](#) op pagina 43.

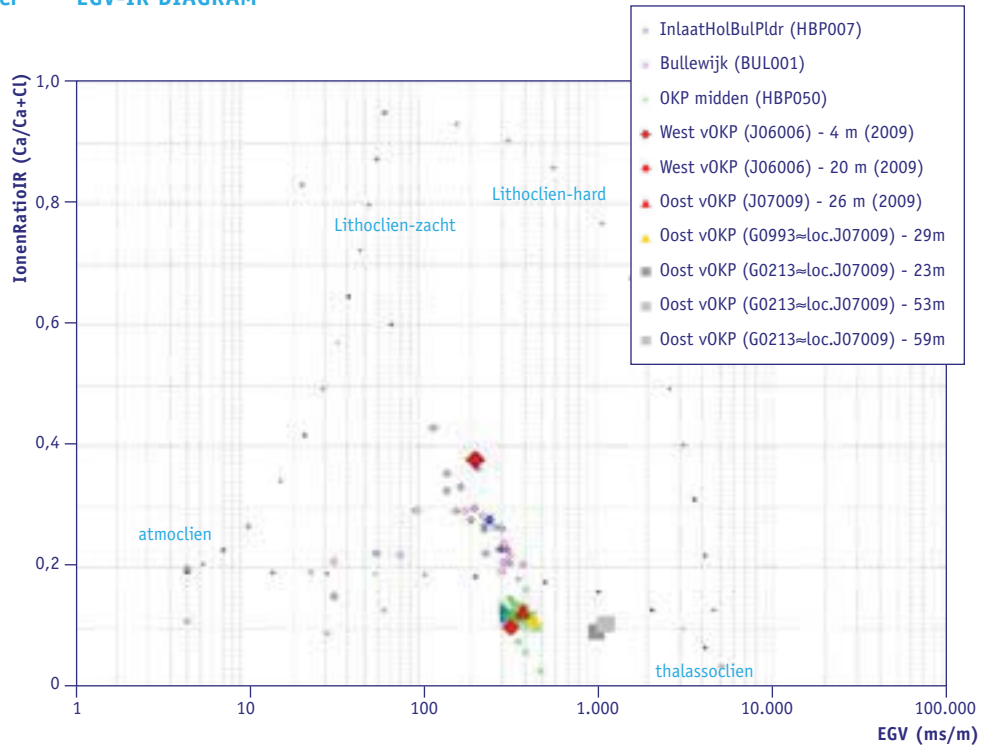
Fig 3.5 P-GEHALTE VAN HET GRONDWATER IN DE DIEPE ONDERGROND (13M)

Basiskaart STONE 2.0.

P-concentratie in mg/l



Kader EGV-IR DIAGRAM



Een EGV-IR diagram - ook wel bekend als Van Wirdum diagram - heeft twee assen. Op de x-as staat het elektrisch geleidend vermogen van het water (EGV, conductiviteit, mS/m). Dit is een maat voor het aantal ionen in de oplossing. Op deze as ligt regenwater uiterst links en zeewater uiterst rechts. Op de y-as is een ionenratio uitgezet. De ionenratio geeft de verhouding tussen calcium en chloride weer: $IR = Ca/(Ca+Cl)$; gehalten in meq/l. Een hoge IR waarde wijst op veel calcium en weinig chloride. Op deze as staat grondwater bovenaan en zeewater onderaan. Het doel van een EGV-IR diagram is inzicht te krijgen in de samenstelling van het oppervlaktewater in termen van regenwater (atmoctien), grondwater (lithoclien) en zeewater (thallasoclien).

In het diagram staan referentiepunten weergegeven, dit zijn specifieke monsters [Van Wirdum,1981]. Dit zijn de uitgangspunten in de grafiek.

De figuur laat het diagram zien van de Ouderkerkerplas (hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vecht), samen met het inlaatwater en het grondwater op verschillende locaties.

Opvallend is dat in 1958 het diepe grondwater direct ten oosten van de plas (vierkant) nog thalassoclien was, terwijl het grondwater in 1994 en 2009 veel weg heeft van het plaswater (groene kruisjes). De plas is in 1972 aangelegd waarbij in oostwaartse richting het oorspronkelijke grondwater is verdrongen door plaswater. Aan de westzijde (ruitjes) is iets vergelijkbaars te zien, al lijkt het water uit de ondiepe peilbuis (NAP -4 m) niet op het plaswater (open ruitjes). Deze peilbuis staat dan ook in een slecht doorlaatbare deklaag [Stroom *et al.*, 2010].

Kader

PYRIETOXIDATIE

Pyriet kan door oxidatie zowel verzurend werken als sulfaat mobiliseren en is daarom relevant voor de waterkwaliteit in brede zin. Het wordt bij voldoende Fe, S en organisch stof, in een reducerend milieu gevormd. De vorming en het voorkomen hangen dan ook samen met het grondwatersysteem en de geologische opbouw van de ondergrond. In de diepere ondergrond en in kwelgebieden, waarbij klei en veen aanwezig zijn, is pyriet gevormd. In eeuwenoude, zandige, infiltratiegebieden zijn de omstandigheden voor pyrietvorming niet optimaal, en hier komt dan ook (vrijwel) geen pyriet voor. In fluviaatiele afzettingen kan pyriet voorkomen in gehalten van maximaal enkele gewichtspercentages (in formaties met een hoog organisch stofgehalte). In mariene formaties kunnen deze gehalten hoger zijn.

De afbraak van pyriet wordt veroorzaakt door wijzigingen in het grondwatersysteem (bijvoorbeeld omslag van kwel naar infiltratiegebied) en door belasting van het grondwatersysteem met bijvoorbeeld nitraat of zuurstof. De afbraaksnelheid van pyriet verschilt sterk en is afhankelijk van zowel de hydrochemische omstandigheden als van de geologische samenstelling van de doorstroomde formaties.

Afbraak pyriet door zuurstof:



Deze reactie is sterk verzurend en er komt sulfaat bij vrij.

Afbraak pyriet door nitraat:



De mate waarin het ijzer (uit vergelijking 2a) weer neerslaat bepaalt of er juist zuurproductie of buffering optreedt; reactie [2a] verbruikt zuur, reactie [2b] produceert zuur. Het oxideren van ijzer, en daarmee het neerslaan gebeurt volgens reactie 2b. Deze reactie verloopt relatief traag, waardoor een deel in gereduceerde vorm (Fe^{2+}) in oplossing blijft. Deze reactie is verzurend, waardoor vervolgens als buffering kalk kan oplossen. Er kan ook buffering optreden door kationuitwisseling. Er komt ook sulfaat vrij.

In een kalkloze bodem zal een verlaagde pH als gevolg van pyrietoxidatie niet alleen een chemische rem vormen voor ijzeroxidatie, maar ook de bacteriële activiteit beïnvloeden. Wanneer nitraat optreedt als oxidator ligt volgens Kölle et al. (1985) het ecologisch optimum voor de gecombineerde activiteit van de twee bacteriepopulaties die de respectieve sulfide- en ijzeroxidatie verzorgen bij een pH van 6,5. Wanneer zuurstof optreedt als oxidator wordt de bacteriële activiteit juist gestimuleerd door een (zeer) lage pH, zodat in dit geval vrijwel altijd volledige pyrietoxidatie optreedt.

Bij pyrietoxidatie komen overigens ook nog zware metalen vrij (pyriet is geen zuiver FeS_2). In het kristalrooster van pyriet kunnen zich sporenelementen bevinden als nikkel (Ni), kobalt (Co), arseen (As) en zink (Zn). Deze elementen komen vrij bij pyrietafbraak.

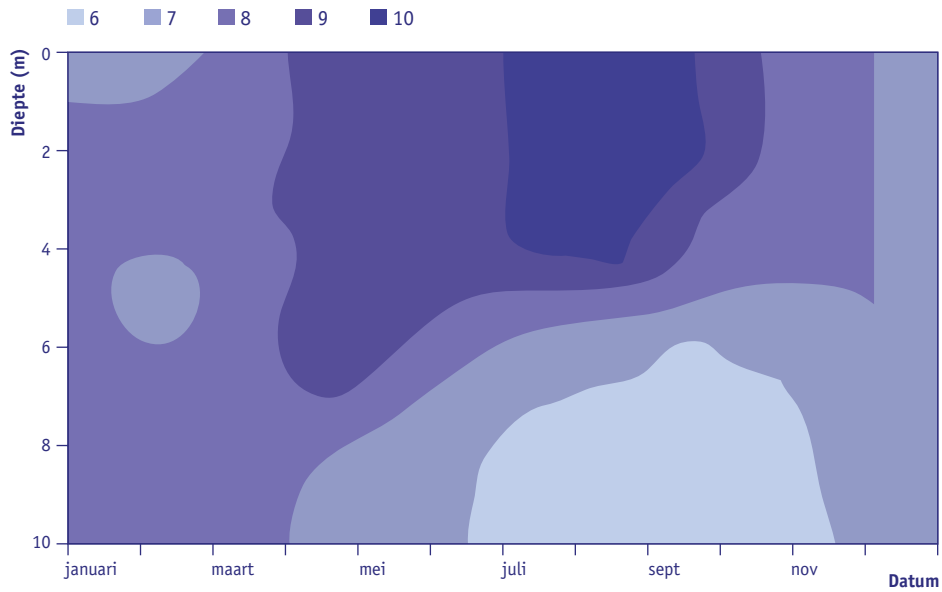
Wijziging van de hydrologische omstandigheden kan verder bijdragen aan pyrietoxidatie en verzuring. Zo kan door ingrepen in de waterhuishouding (die leiden tot verdroging) een kwelgebied veranderen in een infiltratiegebied. Dit betekent dat zuurstofrijk water in het bodemprofiel infiltreert. Bij aanwezigheid van pyriet in de bodem leidt dit tot afbraak van pyriet, waardoor het grondwater sterk verzuurt en het sulfaatgehalte toeneemt.

Fluctuatie van de zuurgraad onder invloed van biologische processen

In zwakgebufferde meren kan de zuurgraad onder invloed van biologische processen variëren tussen een pH van circa 6,5 en 10. Lagere pH's treden vooral op als gevolg van productie van CO_2 door afbraakprocessen op grotere diepte en 's nachts door respiratie (met name algen). Hoge pH's worden veroorzaakt door algengroei. Op dagen met sterke fotosynthese (veel licht) kan de pH hierdoor oplopen tot circa 10 [Wetzel, 2001]. Als voorbeeld is in [figuur 3.6](#) het verloop van de pH over tijd en diepte in de Rauwbraken gegeven.

Fig 3.6 CONTOURPLOT PH RAUWBRAKEN 2006

Hoge pH veroorzaakt door blauwalgen [Van Oosterhout, 2007].



Buffering en trofie

De mate van buffering kan van invloed zijn op de trofiegraad van een water. Zo kan neerslag van calciumverbindingen onder invloed van plantengroei in harde wateren trofieverlagend werken. Planten nemen HCO_3^- op en verhogen daarmee de pH. Hierdoor slaat calcium, vaak samen met fosfaat, neer als calciumcarbonaat of calciumhydroxide.

In harde (gebufferde) wateren verloopt de afbraak van organisch materiaal vaak sneller. De reden hiervoor is dat er voldoende buffercapaciteit is om de pH-daling bij de afbraak van organisch materiaal te bufferen. De afbraak wordt dan niet geremd door een lage pH. Dit werkt juist weer trofieverhogend [Bloemendaal en Roelofs, 1988].

3.4.3 Zoutgehalte

Het zoutgehalte, uitgedrukt in mg Cl/l, wordt volledig bepaald door de herkomst van het water. Chloride wordt in het oppervlaktewater beschouwd als een inerte stof. Dit

wil zeggen dat deze niet wordt geproduceerd of verdwijnt door chemische of biologische processen in het systeem zelf. Er moet dus sprake zijn van aanvoer van brak of zout grond- of oppervlaktewater. Daarom kan het zoutgehalte informatie geven over de herkomst van het water (zie [kader](#) op pagina 93). Voor het ecologisch functioneren is het zoutgehalte sterk bepalend, hierop gaan we in [hoofdstuk 4](#) dieper in.

3.4.4 Nutriënten en zuurstof

De nutriënten- en zuurstofgehalten in een diepe plas kunnen niet los worden gezien van de erin voorkomende processen. Eerder al noemden we het effect van stratificatie en sedimentatie op het nutriëntengehalte (nutriëntental) en het effect van stratificatie en afbraakprocessen op de zuurstofconcentratie in het hypolimnion. Zuurstofloosheid heeft op zijn beurt weer gevolgen voor tal van chemische processen die zich in het water en het sediment kunnen afspelen (zie [paragraaf 3.5.1](#)). Deze fysische, chemische en biologische processen zijn slechts enkele voorbeelden van de wisselwerking tussen fysische chemie en biologie. Algenbloei kan bijvoorbeeld juist weer leiden tot extreme oververzadiging van het water met zuurstof.

TOENAME VAN HET NUTRIËNTENGEHALTE KAN LEIDEN TOT BLAUWALGENBLOEI



Het nutriëntengehalte is sterk bepalend voor de biologische waterkwaliteit. Uitgaande van een voedselarme situatie, neemt bij een toename van het nutriëntengehalte de productiviteit (groei van fytoplankton en waterplanten) toe. Dit leidt tot vertroebeling van het water, toename van de biomassa van hogere organismen en een toename van de kans op problemen zoals blauwalgenbloei. Daarbij is in het zoete oppervlaktewater in het bijzonder fosfaat en in mindere mate stikstof van belang (zie onderstaand [kader](#)).

Kader

FOSFAATLIMITATIE VERSUS STIKSTOFLIMITATIE

In *niet-geëutrofeerde* zoete oppervlaktewateren is fosfaat gewoonlijk het limiterende nutriënt. In brakke of mariene systemen is dat juist stikstof. Een belangrijk verschil tussen zoete en brakke systemen is de mate waarin fosfaat wordt gebonden aan het sediment. Onder zoete omstandigheden wordt fosfaat grotendeels gebonden aan ijzer in het sediment, onder brakke, ionenrijke condities wordt het ijzer 'weggevangen' door zwavel. Brakke bodems hebben daarom een geringe bindingscapaciteit voor P.

Door menselijke beïnvloeding is er sprake van een toename van de belasting met zowel N als P. Fosfaat hoopt zich daarbij, veel meer dan stikstof, op in het systeem. N is veel mobieler en kan verdwijnen door biologische processen zoals denitrificatie. Aan de andere kant kan N door blauwalgen worden opgenomen in de vorm van N_2 , luchtstikstof [Schindler *et al.*, 2008]. Nutriëntenlimitatie is dan ook vaak goed te zien in de algensamenstelling.

In diepe plassen raakt in die gevallen opgelost stikstof (ammonium en nitraat) wel op maar is dit door stikstoffixatie nauwelijks limiterend voor algengroei. Dit is bijvoorbeeld te zien in de Ouderkerkerplas, waar (pseudo)*anabaena* en *aphanizomenon* dominant kunnen zijn. De snelheid van de blauwalgengroei wordt daar gestuurd door de actuele fosfaatbelasting in de zomer. Het systeem is daarom toch fosfaatgelimiteerd, terwijl ammonium- en nitraatconcentraties al in de lente naar nul gaan (Stroom *et al.*, 2010). Kanttekening hierbij is dat luchtstikstof niet de preferente N-vorm is omdat stikstoffixatie minder efficiënt is. In de cel moet N_2 worden omgezet in ammoniak. Dit kost energie waardoor de totale biomassa (er van uitgaande dat er voldoende fosfaat beschikbaar is) lager zal zijn dan bij aanwezigheid van ammonium en/of nitraat.

Ook zijn er aanwijzingen dat voor een hoge biodiversiteit en ontwikkeling van waterplanten ook het stikstofgehalte op orde moet zijn [Loeb *et al.*, 2009].

Het nutriënten- en zuurstofgehalte dat we meten in een diepe plas is naast aanvoer, zoals gezegd afhankelijk van processen in de plas zelf. De belangrijkste zijn:

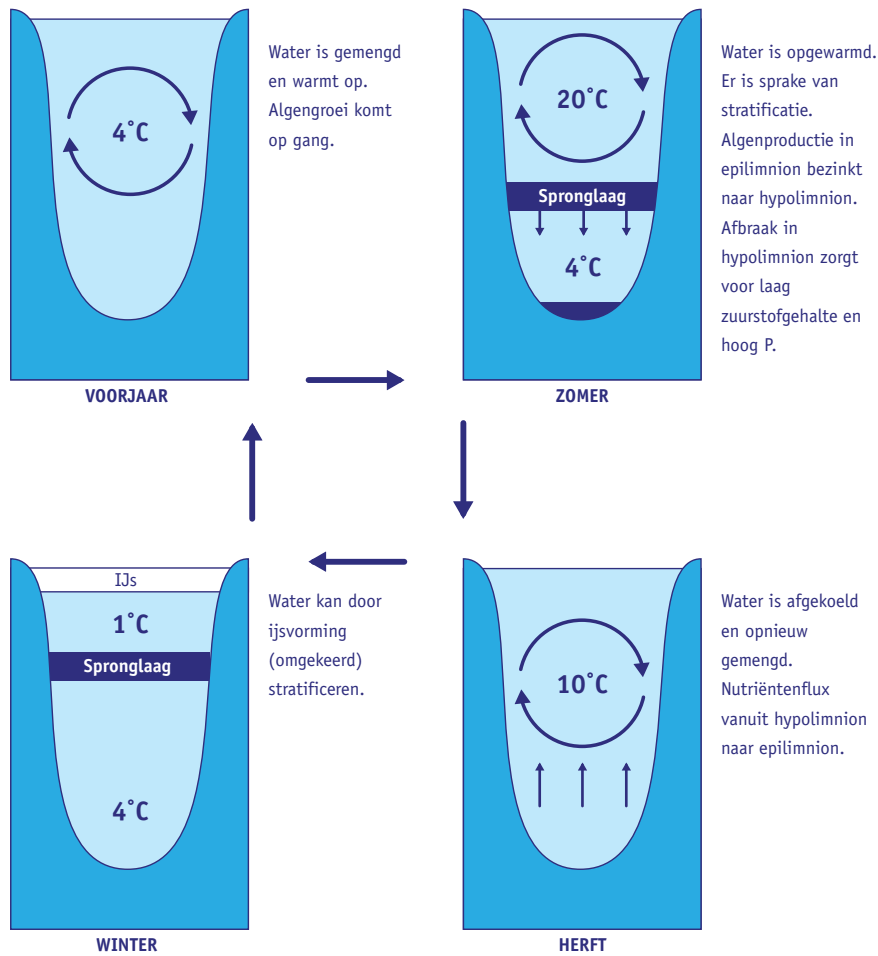
- primaire productie: omzetting van nutriënten en CO₂ in algen, planten en zuurstof;
- consumptie en respiratie: afbraak van voedingsstoffen door het voedselweb (algen, zoöplankton, macrofauna en vis);
- bezinking van particulier materiaal, met geassocieerde nutriënten, naar het hypolimnion (nutriëntenval) en ophoping van organisch materiaal en nutriënten in het diepe sediment;
- afbraak van bezonken organisch materiaal in het hypolimnion;
- binding van fosfaat aan het sediment (bijvoorbeeld aan ijzer en aluminium) en het vrijkomen hiervan;
- destratificatie-flux: flux van nutriënten van het hypolimnion naar het epilimnion tijdens najaarsomkering;
- (de)nitrificatie: omzetting van nitraat in luchtstikstof (N₂).

Zoals het bovenstaande laat zien zijn nutriënten- en zuurstofgehalten de resultante van een complex samenspel van uiteenlopende processen. Dit maakt het niet zo eenvoudig te begrijpen wat je op een bepaald moment nu precies meet. Vooral het tijdstip gedurende het jaar waarop wordt gemeten, maakt nogal uit. Na destratificatie is in hoogbelaste plassen het nutriëntengehalte het hoogst, dit daalt weer door opname van nutriënten door algen en bezinking van particulier materiaal. De mate van daling is ook een indicatie voor de actuele belasting. Wanneer in de zomerperiode constant voedingsstoffen worden aangevoerd zal het P-gehalte minder en minder snel dalen. [Figuur 3.7](#) laat het mechanisme zien, zie [figuur 5.3](#) voor een voorbeeld van het verloop van het P-gehalte in de Ouderkerkerplas.

Voor een goed inzicht in de nutriëntenhuishouding wordt een diepe plas idealiter zowel tijdens de zomerstratificatie als daarbuiten over de gehele diepte bemonsterd. Omdat het diepe sediment een sturende rol heeft in het fosfaatgehalte van de waterkolom, dient ook dit bemonsterd te worden. Het voorjaars-P-gehalte in het epilimnion blijkt een redelijke tot goede voorspeller (zie [paragraaf 5.4.4](#)), als men op basis van één meting een beeld wil krijgen van de ecologische kwaliteit in termen van algenbiomassa (chlorofyl-a) in de zomer.

Fig 3.7 SEIZOENSMATIGE VERANDERINGEN IN STRATIFICATIETOESTAND

En de nutriëntenfluxen die daarmee samenhangen.



De in [figuur 3.7](#) afgebeelde ontwikkeling geldt voor geïsoleerde meren en plassen. Als meren of plassen 's zomers worden gevoed door oppervlaktewater is het weer anders. Door de constante aanvoer van voedingsstoffen vindt dan geen uitputting plaats van het epilimnion door nutriëntenval. Deze plassen zijn dan ook vaak troebel door algengroei of helder met blauwalgenbloei.

[Figuur 3.8](#) geeft een ruimtelijk beeld van de zomergemiddelde fosfaatgehalten van een aantal diepe plassen in Nederland. Er blijkt een ruimtelijk patroon te bestaan, waarbij de hoogste zomergemiddelde P-gehalten (>0,16 mg P/l) worden gevonden in de diepe plassen in West-Nederland en in enkele plassen in Limburg langs de Maas. Diepe plassen in Brabant en Gelderland lijken juist de laagste P-gehalten te hebben. Het patroon vertoont sterke gelijkenis met dat van de P-gehalten van het diepe grondwater ([figuur 3.5](#)), met uitzondering van de Limburgse Maasplassen. Overigens moet worden vermeld dat in [figuur 3.8](#) zowel geïsoleerde plassen staan, als plassen die zijn verbonden met het oppervlaktewater. Voor de laatste zal het oppervlaktewater ook zeker bijdragen aan de voedselrijkdom.

3.4.5 IJzer en sulfaat

IJzer en sulfaat spelen vooral een belangrijke rol bij de binding van fosfaat aan het sediment. In grote lijnen kan worden gezegd dat aanvoer van ijzer gunstig is en aanvoer van sulfaat ongunstig. Hierop gaan we in [paragraaf 3.5](#) dieper in. Aanvoer van ijzer vindt vooral plaats via het grondwater, dit is dus afhankelijk van de toestroom van grondwater en de ijzerrijkdom daarvan. Soms kan het grondwater tot wel tientallen milligrammen ijzer per liter bevatten. In extreme gevallen kan daardoor het water vertroebelen en zelfs zuurstofloos worden. Dit is waargenomen bij een diepe plas met een zeer sterke toestroom van ijzer- en ammoniumrijk grondwater door onttrekking van oppervlaktewater [Witteveen+Bos, 2009]. Sulfaat speelt daarnaast nog een rol in de afbraak van organisch materiaal. Het kan worden aangevoerd via grond- of oppervlaktewater. Vooral in brakke gebieden en in gebieden met pyriet in de ondergrond kan met het grondwater veel sulfaat worden aangevoerd. Voor ondiepe veenplassen wordt een sulfaatgehalte van 10 mg SO₄/l of lager als gunstig gezien met het oog op veenafbraak. Bij gehalten van meer dan 20 mg/l is het risico op veenafbraak groot [Jaarsma *et al.*, 2008]. Mogelijk dat sulfaat ook een belangrijke rol speelt bij afbraak van organisch materiaal in diepe plassen. Of dergelijke grenswaarden hier ook gelden, is echter niet bekend.

3.5 SEDIMENT EN NUTRIËNTENRETENTIE

Het sediment (de bodem) van een diepe plas speelt een belangrijke rol in het ecologisch functioneren. Voor ondiepe plassen is dat uitgebreid behandeld in Jaarsma *et al.* (2008). De processen die daar spelen, zijn ook van toepassing op diepe plassen. Het belangrijkste verschil zit vooral in de rol van de diepte. Deze zorgt voor stratificatie en beïnvloedt de (netto) sedimentatie en het zuurstofgehalte,

3.5.1 Sediment

Direct na de aanleg van een diepe plas, weerspiegelt de bodem gewoonlijk de lokaal aanwezige bodemsoorten en -kwaliteit. Wel kan er sprake zijn van een afwijking ten opzichte van de gemiddelde samenstelling wanneer de ontginners ‘onbruikbaar’ materiaal in de plas hebben teruggebracht. Voorbeelden daarvan zijn de oorspronkelijke bouwvoor, veenlagen of materiaal met een hoog klei- dan wel lutumgehalte dat zich met het proceswater heeft afgezet. Wat betreft de eigenschappen van deze bodems geldt in het algemeen dat:

- *klei en leem vaak een relatief grote bindingscapaciteit hebben voor P (gunstig). Dit geldt niet alleen voor de capaciteit (het aantal bindingsplaatsen), maar ook voor de sterkte van de binding. Klei en leem binden P sterker vanwege binding van P aan bijvoorbeeld aluminium in plaats van ijzer. Deze binding blijft ook onder zuurstofloze omstandigheden intact. Klei en leem kunnen wel zorgen voor veel vertroebeling door opwerveling in de ondiepe delen (ongunstig);*
- *veen juist een potentiële bron van nutriënten is en kan afbreken, waardoor zowel nutriënten vrijkomen als zuurstof wordt verbruikt (dus ongunstig);*
- *zand zowel qua troebeling als nutriëntennalevering vrij neutraal is.*

Na de aanleg zal de bodem zich verder ontwikkelen onder invloed van allerlei materiaal dat zich in de plas zelf vormt of wordt ingebracht. In de diepe delen verzamelt zich in de loop van de tijd anorganisch en organisch (afbreekbaar) materiaal zoals (deels afgebroken) algen, planten en blad. Hiermee komen ook nutriënten mee, die kunnen zorgen voor een oplading van het sediment met P en N.

3.5.2 Binding of nalevering van nutriënten door het sediment (retentie)

Organisch materiaal in het hypolimnion zorgt voor een zuurstofvraag. Wanneer tijdens de zomerstratificatie het chemisch/biologisch zuurstofverbruik toeneemt, kan dit leiden tot zuurstofloosheid. Dit verschijnsel treedt op in de meeste Nederlandse plassen.

Onder zuurstofloze omstandigheden verliest ijzer het vermogen om fosfaat te binden, waardoor ijzergebonden fosfaat vrijkomt uit het sediment. Of dit ijzer daadwerkelijk aanwezig is om fosfaat te binden is, naast de aanwezigheid van ijzer in het sediment en de aanvoer van ijzer via het grondwater, sterk afhankelijk van de aanwezigheid van zwavel. Dit wordt samen met ijzer, vastgelegd als ijzersulfide (FeS) in het sediment.

Retentie

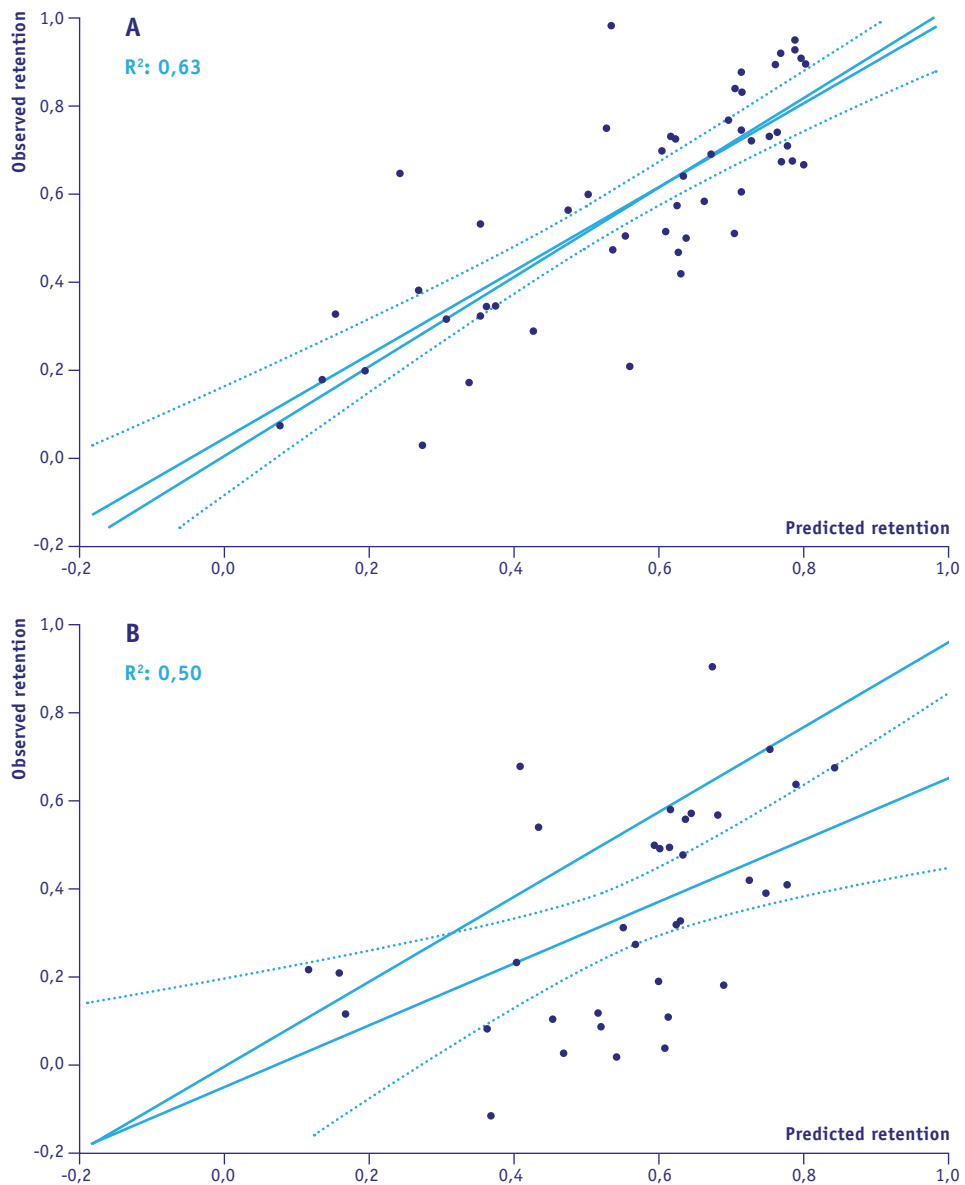
Retentie kan worden omschreven als het vasthouden of vastleggen van nutriënten in de chemische en biologische kringlopen van meren en plassen. Opname van nutriënten door biota, bezinking en binding zijn de belangrijkste processen. In diepe meren wordt de retentie volgens Nürnberg (1984) vooral bepaald door de factoren diepte en verblijftijd. Het belangrijkste retentieproces is sedimentatie, hoe dieper het meer hoe groter de netto sedimentatie. Daarnaast geldt: hoe langer de verblijftijd hoe hoger de retentie, feitelijk doordat er meer tijd is voor omzetting van opgeloste nutriënten (o.a. in algen) en bezinking.

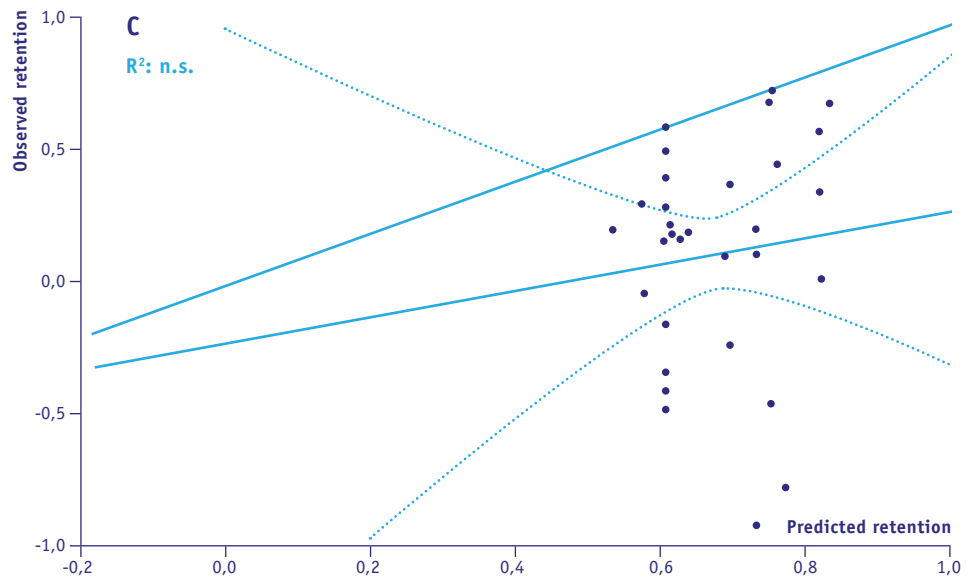
Retentie van fosfaat kan worden gemeten door het verschil tussen inkomende en uitgaande vracht te bepalen ($R_{\text{gemeten}} = (P_{\text{in}} - P_{\text{uit}})/P_{\text{in}}$). Het kan ook worden geschat aan de hand van een empirische relatie op basis van de ratio diepte/verblijftijd ($R_{\text{voorspeld}} = 15/(18+qs)$) [Nürnberg, 1984]. Hier wordt in [paragraaf 5.4.2](#) verder op ingegaan. Bij een waarde van 1 is de retentie volledig (alles blijft achter), bij een waarde van 0,5 blijft 50 procent achter.

Let op: de relatie gaat uit van oxische (zuurstofhoudende) omstandigheden in het hypolimnion. Onder anoxische (zuurstofloze) omstandigheden kan de retentie negatief zijn (nalevering). De vergelijking van de voorspelde retentie ($R_{\text{voorspeld}} = 15/(18+qs)$) op de x-as en waargenomen retentie ($R_{\text{gemeten}} = (P_{\text{in}} - P_{\text{uit}})/P_{\text{in}}$) op de y-as is voor enkele situaties weergegeven in [figuur 3.9](#). Het belangrijkste verschil tussen de drie deel-figuren is de toestand van het hypolimnion. In de bovenste figuur is dit oxisch (zuurstofhoudend gedurende de gehele stratificatieperiode), in de beide onderste figuren is het hypolimnion anoxisch. In de meren met een anoxisch hypolimnion wordt nalevering van P door het sediment waargenomen. In de derde groep, met een hoge belasting in het verleden, is dat het sterkst. Deze bevindingen kunnen worden gebruikt om een inschatting te maken van de interne belasting. Dit werken we in hoofdstuk vijf verder uit.

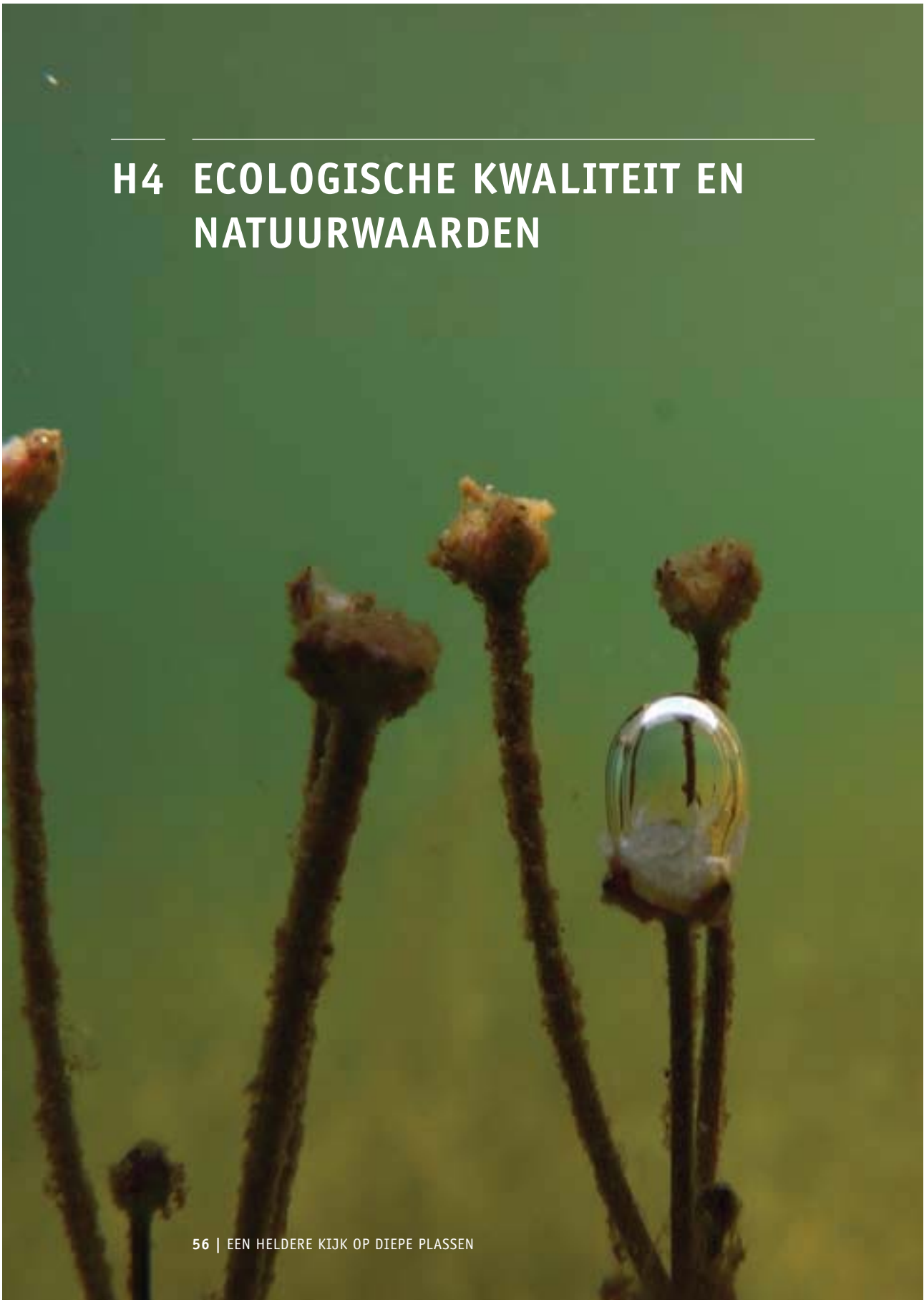
Fig 3.9 VOORSPELDE EN WAARGENOMEN RETENTIE VAN DIEPE MEREN

Voorspelde (predicted) en waargenomen (observed) retentie van diepe meren met een oxisch hypolimnion (A), een anoxisch hypolimnion (B) en van diepe meren die in het verleden hoogbelast werden door afvalwater (C). Naar Nürnberg, 1984.





H4 ECOLOGISCHE KWALITEIT EN NATUURWAARDEN



In dit hoofdstuk gaan we dieper in op de ecologische zones die voorkomen in diepe plassen en de levensgemeenschappen die daar kunnen worden aangetroffen. Daarna komen de ecologische kwaliteit en natuurwaarden van diepe plassen aan bod. Ook gaan we in dit hoofdstuk in op de randvoorwaarden voor een gezond ecosysteem en op het begrip biodiversiteit.

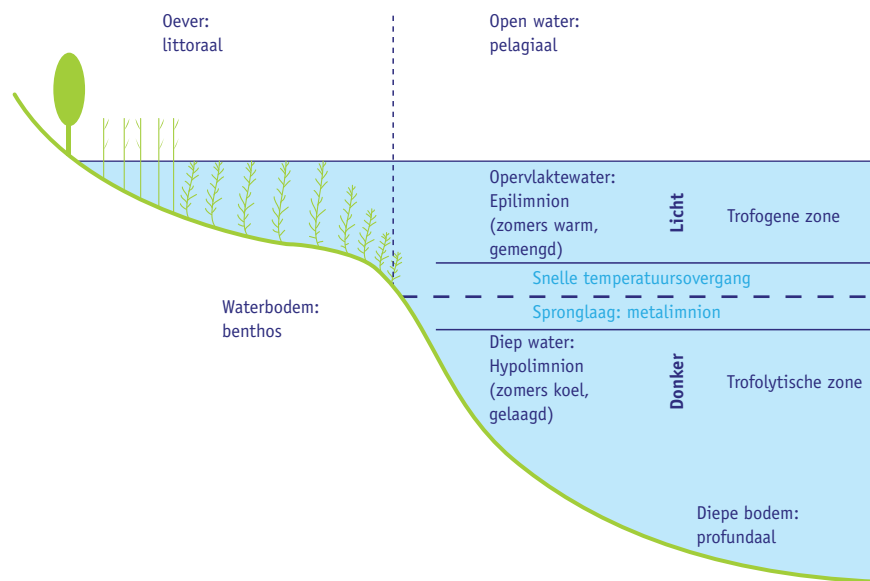
4.1 ECOLOGISCHE ZONES VAN DIEPE Plassen

In het voorgaande hoofdstuk hebben we de zonering van diepe plassen door temperatuurstratificatie beschreven. Een vanuit de ecologie vaak gehanteerde zonering is de verdeling van een plas in littoraal, profundaal en pelagiaal [Wetzel, 2001]. Deze zonering is afhankelijk van de ligging van de zogenoemde eufotische zone, de diepte waarop nog één procent van het zonlicht doordringt, en van de bodem.

- De *littorale zone* is de door de zon verwarmde productieve zone langs de rand van een meer of plas. Hier komt voldoende licht op de bodem voor groei van ondergedoken waterplanten.
- De *pelagische zone* is de productieve openwaterzone buiten het littoraal. De begrenzing in de diepte wordt gevormd door het niveau tot waar voldoende zonlicht doordringt voor algengroei, maar waar het zonlicht niet de bodem bereikt. Het oppervlakkige open water is qua areaal veruit het grootste deel van een diepe plas. Hier vindt de primaire productie door algen plaats. Afhankelijk van de voedselrijkdom is het laagproductief en helder of juist troebel en algenrijk. De verdeling van het open water over pelagiaal en littoraal is dus afhankelijk van helderheid en bodemligging.
- De *profundale zone* is de donkere, vaak koudere en dieper gelegen zone. Hier vindt geen primaire productie plaats, maar domineren afbraakprocessen. Organisch materiaal (detritus) afkomstig van de bovenliggende waterlagen vormt hier de basis van het voedselweb. De macrofauna wordt grotendeels gevormd door detrivore soorten, zoals wormen en muggenlarven die tolerant zijn voor lage zuurstofgehalten. Vissen mijden de zuurstofarme diepte, hoewel er waarnemingen van vissen (brasems en karpers) zijn die er foerageren. Omdat predatoren (vissen) hier weinig voorkomen, kan de diepte zoöplankton (o.a. Copepoda, Cladocera) een refugium bieden tegen predatie [Wetzel, 2001]. Het profundaal is in de zomer arm aan hogere organismen, in de winter worden deze diepe plaatsen juist als overwinteringsplaats gebruikt.

In de internationale literatuur komen veel variaties voor op de bovengenoemde terminologie, zoals limnetische- of trofogene zone voor de pelagische zone en bathypelagische- of trofolytische zone voor het profundaal. De verschillen zijn marginaal en niet direct relevant. [Figuur 4.1](#) geeft de verschillende zones weer.

Fig 4.1 ZONES IN STRATIFICERENDE DIEPE MEREN EN Plassen



4.2 LEVENSGEMEENSCHAPPEN VAN DIEPE Plassen

4.2.1 Fyto- en zoöplankton

Het pelagiaal wordt gedomineerd door plankton, een verzamelnaam voor microscopisch kleine organismen die vrij zwevend of drijvend in grote aantallen in het oppervlaktewater leven. Het omvat:

- fytoplankton, primaire producenten die over fotosynthetische pigmenten (o.a. chlorofyl-a) beschikken. Dit zijn de algen en blauwalgen (cyanobacteriën);
- zoöplankton, dierlijk plankton met als belangrijkste groepen de Protozoa (één-celligen), Rotiferen, Cladoceren en Copepoden. Het bekendste zijn de Cladoceren, waartoe bijvoorbeeld de watervlooien *Daphnia* en *Bosmina* behoren.

Fytoplankton

In diepe plassen speelt het fytoplankton een centrale rol in de waterkwaliteit. Zo is de dichtheid van het fytoplankton direct bepalend voor de helderheid van het water. Fytoplankton omvat bovendien potentieel giftige en drijfvaagvormende genera/families, met name onder de blauwalgen, waarvan de dichtheid een directe indicator is voor de waterkwaliteit. Van de giftige fytoplanktonsoorten in Nederland, krijgen blauwalgen de meeste aandacht. Maar ook binnen andere groepen, zoals dinoflagellaten en goudalgen, bevinden zich giftige vertegenwoordigers.

Algen staan aan de basis van het voedselweb. De productiviteit van een diepe plas wordt in sterke mate bepaald door de algengroei, als functie van onder meer nutriënten, temperatuur en licht.

In (het eufotische deel van) de waterkolom stuurt het fytoplankton zowel de productie als het verbruik van zuurstof. In zwak gebufferde plassen wordt de zuurgraad in sterke mate gestuurd door fotosynthese van fytoplankton. De geur van water is ten slotte mede afkomstig van de erin levende fytoplanktonsoorten. Naast blauwalgen bestaan er ook binnen de groep van de diatomeeën onwelriekende soorten [Robertson *et al.*, 2006].

Fytoplankton kan alleen in het water zweven dankzij menging van het water [Reynolds, 1984; Reynolds, Oliver en Walsby, 1987]. Zonder menging zinkt het fytoplankton naar de diepte, waar het door gebrek aan licht niet kan groeien. Sommige blauwalgenera/families zoals *Microcystis* en *Anabaena*, en in mindere mate *Aphanizomenon* en *Planktothrix*, beschikken echter over eigen zweefvermogen, dat gevormd wordt door minuscule gasblaasjes [Walsby, 1994]. Door dit zweefvermogen hebben blauwalgen juist in stagnante en diepe wateren (meren met een lange verblijftijd) een concurrentievoordeel ten opzichte van andere fytoplanktonsoorten. Dit geldt in het bijzonder voor diepe plassen, waar sprake is van een hoge en in de zomermaanden stabiele waterkolom, en waar gesedimenteerde overige algensoorten niet meer kunnen resuspendieren na een periode van hoge turbulentie, bijvoorbeeld een storm. Eenmaal in de diepte bezonken algen komen niet meer terug in de waterkolom, waardoor de 'levensduur' van een alg in sterke mate wordt bepaald door de sedimentatiesnelheid. Deze is uiteraard geringer voor algen met zweefvermogen, zodat deze een voordeel hebben. De perioden van menging en stratificatie bepalen hierdoor in belangrijke mate de samenstelling van het fytoplankton.

Behalve door waterbeweging, wordt het voorkomen van plankton in diepe meren en plassen gestuurd door nutriënten, temperatuur en beschikbaarheid van zonlicht. Hierdoor vertoont fytoplankton een seizoensafhankelijke successie. Tijdens de gestratificeerde periode is sprake van een ruimtelijke verdeling over het epilimnion, het metalimnion en het hypolimnion (zie [figuur 4.1](#)). De Plankton Ecology Group (PEG) heeft voor deze successie en ruimtelijke verdeling een model beschreven, het PEG-model [Sommer *et al.*, 1986].

De eenvoudigste manier om de samenstelling van het fytoplankton te kwalificeren, is op grond van het relatieve voorkomen van groenalgen, diatomeeën en blauwalgen. Het domineren van één van deze groepen zegt echter weinig of niets over de kwaliteit. Blauwalgen kunnen domineren, terwijl de totale biomassa zeer laag is en er geen waterkwaliteitsprobleem is. Omgekeerd kan een waterkwaliteitsprobleem voortkomen uit een hoge dichtheid van bijvoorbeeld diatomeeën (gering doorzicht en onaangename geur). Ook het tijdstip in het jaar is van belang, er is gewoonlijk sprake van een seizoensmatige opeenvolging van algengroepen, periodiciteit genoemd (zie het kopje ‘Seizoensdynamiek’ op pagina 62).

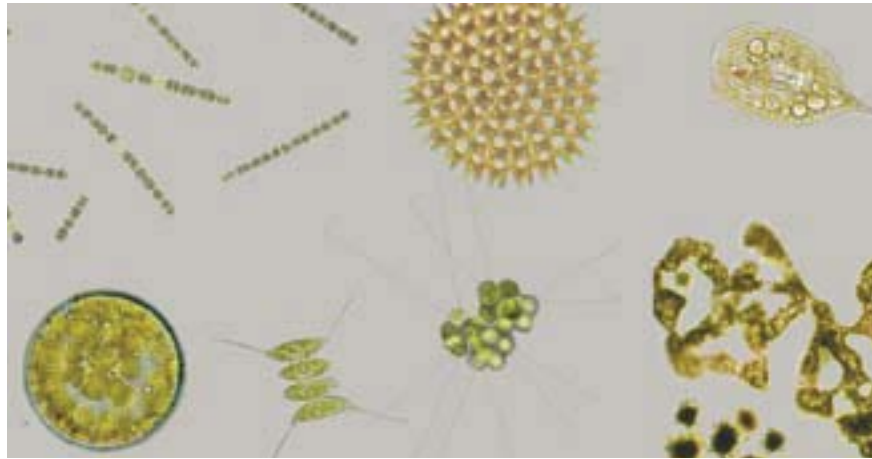
Soorten die tot het fytoplankton behoren, leven niet alleen in de waterkolom. Er bestaat een belangrijk verband tussen het voorkomen van algensoorten in de waterkolom en het voorkomen van dezelfde soorten op de waterbodem [o.a. Verspagen *et al.*, 2005; Preston *et al.*, 1980]. Migratie vanuit het sediment zou het plotseling opkomen van bijvoorbeeld *Microcystis* kunnen verklaren. Het verdwijnen van waterplanten wordt toegeschreven aan troebel water. Onder voedselrijke omstandigheden kunnen waterplanten echter ook begroeid raken met algensoorten waardoor de planten aan een gebrek aan licht lijden.

Zoöplankton

Anders dan in ondiepe plassen kan het zoöplankton in diepe meren en plassen over grote diepte migreren. Er is sprake van een dag-nachtritme in het verticale migratiepatroon. Waarnemingen in het epilimnion overdag laten dan een lage dichtheid aan Cladocera en Copepoda zien. ‘s Nachts komen deze dieren vanuit de diepte naar het epilimnion waar ze foerageren. Er zijn waarnemingen van *Daphnia* sp. in Lake Michigan die over 24 meter diepte migreren, door de spronglaag heen, met een snelheid van 10 meter per uur [Wetzel, 2001].

Over de redenen voor deze lichtgestuurde migratie bestaan diverse hypothesen, zoals een hogere predatie onder lichte condities of lichtgestuurde variaties in voedselkwaliteit en -kwantiteit (algen). Tijdens de zomerstratificatie kunnen de diepere delen (spronglaag en hypolimnion) mogelijk een refugium vormen voor zoöplankton tegen de predatie door vissen.

FYTOPLANKTON (BOVEN) EN ZOÖPLANKTON



Seizoensdynamiek van plankton en variatie in de diepte

Meestal beginnen beschrijvende modellen van de planktonsamenstelling en dichtheid met de wintersituatie. Dit wekt de indruk dat er in de winter een reset van het systeem plaatsvindt. Dit is echter niet het geval: fytoplanktonsoorten die al in de voorgaande zomer aanwezig waren, kunnen in de winter dominerend aanwezig zijn.

- In de winter is er door de sterke menging van het water sprake van een gelijkmatige verdeling van het fytoplankton over de hele waterkolom. Terwijl het nutriëntaanbod hoog is, blijven - door de geringe hoeveelheid licht en lage watertemperatuur - de dichtheden van het fytoplankton en het zoöplankton relatief laag. Veelal wordt het fytoplankton gedomineerd door kleine en eencellige soorten. Echter, draadvormige blauwalgsoorten die onder relatief koude en donkere omstandigheden kunnen groeien, zoals *Planktothrix rubescens*, kunnen in de winter de waterkolom domineren. Op windstille, winterse dagen kunnen deze blauwalgen zelfs drijfvlagen vormen, of zijn ze als vlokken onder het ijs waarneembaar.
- Bij een toenemende daglengte kan het fytoplankton zich snel ontwikkelen, het grazende zoöplankton is nog in te geringe aantallen aanwezig om deze groei te kunnen onderdrukken. Bij een toenemende daglengte profiteren vooral diatomeeën van de omstandigheden (toenemend licht, hoge nutriëntenconcentraties en menging van de hele waterkolom door de wind).
- Wanneer de zomerstratificatie inzet, heeft het fytoplankton meestal zijn hoogste dichtheid bereikt. Doorgaans is dit duidelijk meetbaar als afnemend doorzicht. De begrazing door de snel opkomende zoöplanktonpopulatie overtreft de aanwas van het fytoplankton. Hierdoor treedt een zogenoemde *clear water phase* op, in dit geval meetbaar als een toenemend doorzicht.
- Begrazing door zoöplankton is niet altijd de oorzaak van de clear water phase. Ook bezinking en verticale migratie van fytoplankton, alsmede drijfvaagvorming (blauwalgen) kunnen tot helder water leiden. In voedselarme plassen, die relatief rijk zijn aan organisch materiaal kunnen mixotrofe soorten zoals *Dinobryon* (Dinoflagellata) een kortstondige oppervlakkige bloei laten zien. Mixotrofe organismen kunnen zich voeden met organisch materiaal, terwijl ze ook primaire productie (fotosynthese) vertonen. Een dergelijke bloei verdwijnt door bezinking.

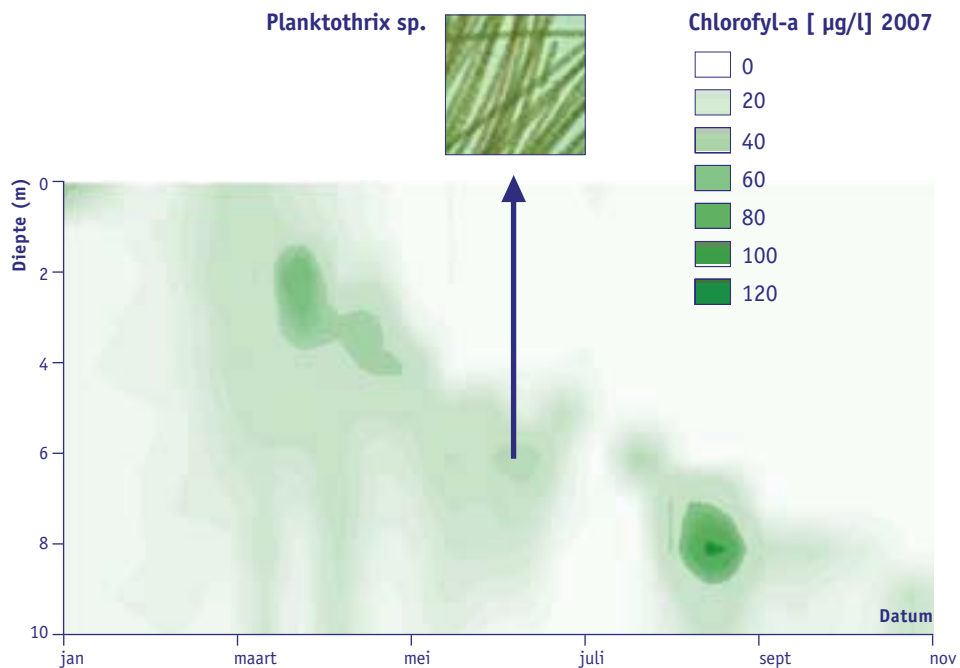
Onder voedselrijke omstandigheden kunnen juist blauwalgen zoals *Planktothrix* zich in het epilimnion ophopen, terwijl onder het epilimnion het water kraakhelder is. Een vroege bloei (onder andere bekend van *Planktothrix* en *Aphanizomenon*) kan eindigen in een drijfslag. Doordat de hele biomassa zich daarbij op één plaats concentreert, wordt de rest van het meer helder.

- Gaandeweg het seizoen raakt het fytoplankton als voedsel voor het zoöplankton uitgeput. Het visbroed (overwegend jonge baars) brengt het zoöplankton terug tot lage dichtheden.
- Tijdens de zomerstratificatie kan, indien de plas niet extreem hoog belast is, het verschijnsel nutriëntenuitputting optreden (zie [paragraaf 3.4.4](#)). Hierdoor nemen de nutriëntenconcentratie en de fytoplanktondichtheid in het epilimnion aanvankelijk af. Echter, door aanvoer van voedingsstoffen via oppervlaktewater, afstromend regenwater, ondiep grondwater, en eventueel watervogels kunnen met name blauwalgen blijven groeien. Ze groeien dan op de actuele belasting, en in het geval van stikstof kan stikstoffixatie een rol spelen. Hierdoor en door een lagere begrazing door zoöplankton, kan het fytoplankton in het epilimnion weer tot ontwikkeling komen. Afhankelijk van de omstandigheden wordt het fytoplankton dan gedomineerd door groenalgen, cryptophyceae of warmte- en lichtminnende blauwalgsoorten (*Microcystis*, *Woronichinia*, *Anabaena*). De hogere watertemperaturen en het feit dat blauwalgen een voorraad nutriënten kunnen opslaan, zorgen voor steeds betere voorwaarden voor blauwalgenbloeien. In warme en zonnige lentes komen lokaal ook blauwalgenbloeien voor, maar de grote dominanties zijn over het algemeen later in de zomer.
- Tijdens de stabiele zomerstratificatie ontwikkelt zich aan de onderzijde van de spronglaag vaak een relatief hoge fytoplanktondichtheid (een 'diep chlorofylmaximum' [Cullen, 1982]). Het doorzicht reikt dan juist tot in dit maximum. Het diep chlorofylmaximum kan zich zowel onder voedselarme als voedselrijke omstandigheden ontwikkelen. Hoewel in het diep chlorofylmaximum verschillende fytoplanktonsoorten kunnen voorkomen, wordt het veelal gedomineerd door blauwalgen, bijvoorbeeld *Planktothrix* (voedselrijk) of *Cyanobium/Cyanobacter* (voedselarm) [Lüring & Van Oosterhout, 2009]. Het eigen zweefvermogen van deze soorten draagt bij aan het behoud van hun positie in dit niet bewegende water. Het diep chlorofylmaximum is meetbaar als piek (over de diepte) in de zuurstofconcentra-

tie en pH. Tijdens een bloei van blauwalgen kan hierdoor extreme zuurstofoververzadiging en hoge pH optreden. In de loop van de zomer verdiept het metalimnion zich. Doordat het diep chlorofylmaximum mee naar beneden verplaatst, neemt het doorzicht toe ([figuur 4.2](#)). In [paragraaf 3.2.4](#) werd het verschil in absorptiespectra van het chlorofyl van verschillende planktongroepen benoemd. Rood licht (lange golflengte) wordt door water sterker geabsorbeerd dan blauw licht (kortere golflengte). Op grotere diepte wordt de kleur van het licht hierdoor door blauw gedomineerd. Het chlorofyl van blauwalgen vertoont een sterkere absorptie voor blauw dan het chlorofyl van diatomeeën of groenalgen. Bovendien heeft het chlorofyl van blauwalgen een bredere piek rond het rode deel van het spectrum.

- Na afloop van de gestratificeerde periode zijn de groeiomstandigheden voor fytoplankton gering door lage temperatuur en lichtlimitatie (afnemende daglengte). Het fytoplankton neemt in dichtheid af, waardoor het water zeer helder (hoog doorzicht) kan worden.

Fig 4.2 SEIZOENSPATROON CHLOROFYL-A OVER DE DIEPTEGRADIËNT IN RAUWBRAKEN IN 2007



4.2.2 Macrofyten

Onder macrofyten verstaan we hier ondergedoken, drijvende en emergente hogere planten en kranswieren. Ook sommige algen worden tot de macrofyten gerekend, zoals draadalgen (flab) van het geslacht *Cladophora* of darmwier (*Enteromorpha*) en mossen, zoals veenmossen en het watervorkje.

Zonering

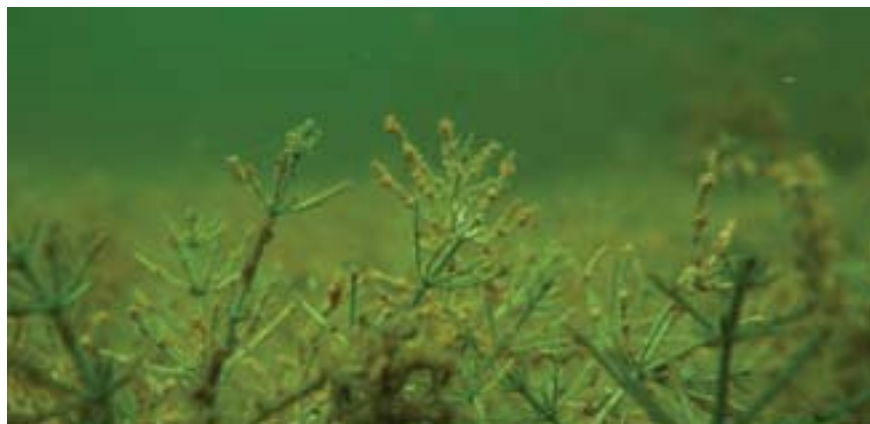
Macrofyten groeien volgens een natuurlijke zonering. Deze komt tot stand door een samenspel van factoren waaronder waterdiepte, seizoensafhankelijk waterpeil, lichtregime, windwerking (golven) en verspreiding en kieming van zaden [Coops, 1996]. In de meeste gevallen overlappen de zones. Globaal kunnen de volgende groepen met bijbehorende zones worden onderscheiden:

- *Emergenten*, ook wel helofyten genoemd, wortelen in de bodem maar groeien boven het water uit. In de helofytenzone komen soorten als riet, lisdodde, mattenbies en egelskop voor. Riet en mattenbies kunnen vanaf de oeverlijn (of daarboven) tot een diepte van twee meter of dieper groeien.
- *Wortelende Drijfbladplanten*, zoals gele plomp, witte waterlelie en watergentiaan kunnen groeien tot een diepte van circa drie meter. Drijfbladplanten die niet wortelen, zoals kroos en krabbescheer, worden weinig aangetroffen in diepe plassen.
- *Ondergedoken waterplanten* komen voor tot een diepte van zo'n zes meter. Onder gunstige omstandigheden kunnen ze tot grotere diepte voorkomen, zoals waterpest op negen meter diepte in de Rauwbraken. Veelvoorkomende soorten zijn glanzig fonteinkruid, gekroesd fonteinkruid, waterpest en aarvederkruid. Ook kranswieren zijn karakteristiek voor diepe plassen. Vaak bedekken ze grote arealen van de bodem met een dichte laag.
- *Overig*. In de zure Wijckerplas wordt tot achttien meter diepte veenmos aangetroffen. De ondergrens van het littoraal gaat over in een gebied waar nog wel voldoende licht voor benthische (bodembewonende) algen doordringt.

Door een seizoensmatig fluctuerend waterpeil kan een deel van de oeverzone in de loop van het groeiseizoen droog vallen. Vanaf een peilvariatie van 0,5 tot één meter is dit overwegend gunstig voor de ontwikkeling van oeverplanten. In uitzonderlijke gevallen kan het echter ook beperkend zijn voor de vegetatie (zowel voor water- als oeverplanten). Zo zet een (seizoensmatig) sterk variërend waterpeil van circa twee meter in de Rauwbraken een flinke rem op de groei en overleving van planten. Bovendien moeten waterplanten bij een dalend waterpeil concurreren

met landplanten (zoals wolfspoot en tandzaad). Bij een dalend waterpeil verlegt de door watervogels begraasde zone zich naar het diepere deel van de oeverzone, wat tot minder overleving van de waterplanten kan leiden.

KRANSWIER



Kenmerkende soorten en gemeenschappen

In de zeer zwak gebufferde wateren worden soorten aangetroffen die fysiologisch zijn aangepast aan een zwak zuur tot zuur milieu waarin koolstof, stikstof en fosfaat in beperkte mate aanwezig zijn. Dit zijn soorten met een isoëtide groeivorm (zoals het geslacht *Isoetes* (biesvaren): klein, sprietig, stevig, langzaam groeiend) en een goed ontwikkeld wortelstelsel voor de opname van voedingsstoffen uit de bodem. De associatie van veelstengelige waterbies (*Eleocharitetum multicaulis*) met *Hypericum elodes* is een karakteristieke gemeenschap. Voor de soorten uit deze gemeenschappen is een mineraal substraat belangrijk, wat in stand gehouden kan worden door windwerking.

Het water van meso-eutrofe, gebufferde plassen is vaak erg helder. Door de buffering en hogere trofiegraad zijn de groeiomogelijkheden voor ondergedoken waterplanten goed. De vegetatie wordt daarom gekenmerkt door een grote diversiteit aan ondergedoken waterplanten. Deze plassen worden gekarakteriseerd door vegetaties van kranswieren en fonteinkruiden. Karakteristiek zijn soorten van het waterlelieverbond

(*Nymphaeion*), zoals gele plomp (*Nuphar lutea*), glanzig fonteinkruid (*Potamogeton lucens*), gekroesd fonteinkruid (*Potamogeton crispus*), doorgroeid fonteinkruid (*Potamogeton perfoliatus*) en stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*). Begeleidende soorten die vaak over grote oppervlakten domineren, zijn schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*). Bijzonderheden zijn smalle waterweegbree (*Alisma gramineum*), groot nimfkruid (*Najas marina*) in brakke plassen, naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) en diverse kranswieren zoals teer kransblad (*Chara virgata*). Op plaatsen waar kwelwater uittreedt, blijft de bodem mineraal, waardoor soorten als bronmos en lidsteng zich kunnen handhaven.

4.2.3 Macrofauna

Macrofauna is de verzamelnaam voor ongewervelde dieren die met het blote oog waarneembaar zijn. De macrofauna van diepe plassen is vrij uitgebreid onderzocht in Overijssel [Hokken, 1987; Huls, 1987]. Daarbij is geconstateerd dat er een duidelijke zonering is waar te nemen. De littorale zone is het soortenrijkst. Karakteristiek zijn (minerende) vedermuggen, watermijten en driehoeksmosselen. In de golfslagzone komt een aantal oxofiele (zuurstofminnende) en rheofiele (stromingsminnende) soorten voor. Hier kunnen soorten worden aangetroffen als de slak *Theodoxus fluviatilis* en de kokerjuffers van het geslacht *Lype* en *Tinodes waeneri*. Een kenmerkende libellensoort van diepe plassen is de plasrombout (*Gomphus pulchellus*).

PLASROMBOUT (MACROFAUNA)



De macrofauna van de diepe delen is soortenarm. Door de zuurstofloze omstandigheden die 's zomers heersen in het hypolimnion van de meeste diepe plassen, kunnen hier alleen soorten voorkomen die zijn aangepast aan dit milieu. Dit zijn vooral vedermuggen en oligochaeten, zoals *Chironomus sp.* Dit is een muggenlarve, die door een verhoogde hoeveelheid hemoglobine (waaraan het zijn rode kleur dankt) is aangepast aan zuurstofarme omstandigheden.

4.2.4 Vis

Diepe plassen zijn minder productief dan ondiepe plassen. De reden hiervoor is het 'ontbreken' van de bodem in een groot deel van de plas. Daarbij komt dat door de nutriëntenval de trofiegraad van het water lager is. Dit weerspiegelt zich in de samenstelling en biomassa van de visgemeenschap.

In diepe plassen kunnen verschillende visgemeenschappen worden onderscheiden, afhankelijk van de trofische status, het voorkomen van waterplanten en de zichtdiepte [OVB, 2002]:

- Baars-Blankvoorn-diepwatertype: voedselarm en helder water. Doorzicht > 4 meter, totaal-P < 0,01 mg P/l;
- Blankvoorn-Brasem-diepwatertype: matig voedselrijk tot zeer voedselrijk water. Doorzicht 1 - 4 meter, totaal-P 0,01 - 0,1 mg P/l;
- Brasem-Snoekbaars-diepwatertype: zeer voedselrijk en troebel water. Doorzicht < 1 meter, totaal-P > 0,1 mg P/l.

De visgemeenschap in het open water van diepe plassen wordt gedomineerd door eurytope soorten. Dit zijn soorten die niet heel kieskeurig zijn wat betreft hun leefomgeving, ze kunnen in veel biotopen leven. Baars en blankvoorn domineren in de heldere meren; brasem en snoekbaars domineren in troebele meren en plassen. De ondiepe (oever)zones met aquatische vegetatie bevatten een gevarieerde visstand met een belangrijke functie als paai- en opgroeigebied voor het broed van eurytope soorten en als leefgebied voor limnofiele (plantminnende) soorten. De verhouding diep:ondiep bepaalt voor een belangrijk deel de ontwikkelingsmogelijkheden voor de vegetatie en de samenstelling van de visgemeenschap.

Soorten als zeelt, grote modderkruiper en kroeskarper zijn gebaat bij een goede waterkwaliteit en een goed ontwikkelde oever. De rivierdonderpad is afhankelijk van stenig substraat in combinatie met waterturbulentie (stroming, branding).

Voor de bittervoorn is de aanwezigheid van zoetwatermosselen noodzakelijk voor voortplanting. De karperpopulatie kan zichzelf alleen in stand houden als er voldoende paai- en opgroeigebied (plantenrijk, ondiep water met weinig roofvis) aanwezig is. Een volwassen karper kan zich in alle watertypen handhaven.

Specifiek voor diepe plassen is de vaak moeizame rekrutering van vis. De (wit)vis krijgt later in het jaar te maken met een afnemend voedselaanbod, doordat de nutriënten in de loop van de zomer afnemen. Aan het eind van de zomer is de beschikbaarheid van voedingsstoffen het laagst. De conditie van de witvis is in het najaar dan ook duidelijk minder goed dan gedurende de zomer. Tijdens visstandbemonsteringen in het najaar ziet men in diepe wateren meestal snel groeiende vissen met een onvoldoende conditie [OVB, 2002].

ZEELT IN DE RAUWBRAKEN



Zoals eerder opgemerkt zijn zure plassen in ecologisch opzicht heel anders dan gebufferde zoete plassen. Plassen met een zuurgraad van 5,5 of lager worden als een apart hoofdtype gezien, zie Jaarsma & Verdonschot, 2000. Beneden een zuurgraad van circa 5,5 komen bepaalde groepen zoals slakken en vissen vrijwel niet meer voor. Alleen het Amerikaanse hondsvijze wordt nog aangetroffen [Van der Molen & Pot, 2007]. Kenmerkende vegetaties zijn soortenarm en bestaan uit zuurtolerante soorten als knolrus en veenmos.

Ook brakke plassen zijn vaak armer aan soorten dan gebufferde zoete plassen. Bij een toename van het zoutgehalte verdwijnen zoetwatersoorten met een lage chloridetolerantie ten gunste van tolerantere soorten en uiteindelijk brakwater- en mariene soorten. Afhankelijk van het chloridegehalte kunnen juist kenmerkende brakwatersoorten, zoals bepaalde kranswieren, voorkomen.

Bij een chloridegehalte van enkele duizenden milligrammen per liter treedt er een 'soortminimum' op tussen soortenrijker zoetwater en zeewater [Remane & Schlieper, 1958].

Bij een chloridegehalte boven circa 1.000-1.500 mg/l maken grotere watervlooiën (Daphnia-soorten) plaats voor kleinere zoöplanktonsoorten [o.a. Jeppesen *et al.*, 1994; Moss, 1980; Scheffer, 1998]. De kleinere soorten begrazen minder efficiënt het fytoplankton. Verzilting kan via het verschuiven van de zoöplanktonsamenvatting dus tot vertroebeling leiden.

De macrofaunagemeenschap van licht brakke wateren wordt vaak gedomineerd door kreeftachtigen, waaronder de aasgarnaal *Neomysis integer*. Vanwege de predatie op het zoöplankton door deze garnaal, speelt *Neomysis* een centrale rol in het voedselweb en de helderheid van brakke wateren.

Van de zoetwatervissen zijn brasem en snoekbaars de meest chloridetolerante soorten. Maar in een geïsoleerd brak water is ook zoet water (indicatie chloride < 1.000 mg/l) nodig om te paaien [Jaarsma *et al.*, 2007]. Daar waar in zoete wateren een positief verband bestaat tussen visbiomassa en voedselrijkdom, lijkt dit in brakke wateren juist omgekeerd te zijn. Het is niet precies bekend wat hiervan de oorzaak is. Volgens Jeppesen *et al.* (1994) speelt hierbij mogelijk het voorkomen van de toxische goudalg *Prymnesium parvum* in voedselrijke brakke

wateren een rol. Deze soort - ook bekend van licht brakke Nederlandse wateren als de Binnenschelde (circa 600 mg Cl/l) - heeft in het voorjaar van 2000 tot vissterfte geleid. Of deze alg ook in andere gevallen verantwoordelijk is voor de lage visbiomassa in Nederlandse voedselrijke brakke wateren, is echter niet bekend.

4.4 ECOLOGISCHE WAARDE VAN DIEPE PLASSEN

De ecologische toestand van een diepe plas kan worden bepaald aan de hand van maatlatten, zoals de KRW-maatlatten. Hierop gaan we in het volgende hoofdstuk dieper in. De ecologische waarde van een diepe plas is echter een subjectief begrip. Want wat is ecologisch het meest waardevol? Wordt dit afgeleid van de natuurlijke referentie, die de KRW als uitgangspunt neemt? Zo ja, wat is dit dan voor een specifieke, kunstmatig aangelegde plas? Is dit een voedselarme, heldere plas, zonder waterkwaliteitsproblemen? Is dit een plas met een zo hoog mogelijke diversiteit aan soorten en/of habitats? Of is dit juist een (productieve) plas met een grote ondiepe zone? Kijken we alleen naar de plas zelf, of ook naar de plas in samenhang met de omgeving? Hier geven we geen oordeel over. Wel wordt hieronder ingegaan op de randvoorwaarden voor een gezond ecosysteem en op het begrip biodiversiteit.

4.4.1 Randvoorwaarden voor een gezond ecosysteem

Op basis van de voorgaande hoofdstukken kunnen we stellen dat een goede waterkwaliteit in diepe plassen de belangrijkste randvoorwaarde is voor een gezond ecosysteem. Diepe plassen hebben voor Nederlandse begrippen vaak een relatief goede waterkwaliteit. Toch zijn er ook plassen met waterkwaliteitsproblemen. De oorzaak ligt in een te hoge interne en/of externe nutriëntenbelasting. Wanneer deze bij elkaar opgeteld de toelaatbare belasting (zie [paragraaf 5.2](#)) van een systeem overschrijden, kun je vroeg of laat waterkwaliteitsproblemen verwachten, zoals een zuurstofloos hypolimnion en blauwalgenproblemen. Hoe groter de overschrijding, des te eerder (na aanleg) de problemen optreden en des te groter deze kunnen zijn.

Een analyse van de externe en interne belasting en een vergelijking van deze belastingen met de toelaatbare belasting, laten zien in hoeverre de randvoorwaarden voor een goede waterkwaliteit aanwezig zijn. Hoe dat bepaald kan worden, wordt in het volgende hoofdstuk uitgelegd.

4.4.2 Biodiversiteit

Het aantal soorten (planten, dieren, etc.) dat zich blijvend in een gebied kan vestigen, is in beginsel een goede maat voor de biodiversiteit. Veel verschillende soorten betekent een hogere biodiversiteit. Naast soortendiversiteit wordt er ook wel gesproken van habitatdiversiteit: hoe groter de habitatdiversiteit, des te meer soorten er voor kunnen komen.

Naast het aantal soorten, worden in de ecologie ook indices gebruikt als maat voor de biodiversiteit. De bekendste zijn de Simpsonindex en Shannonindex [o.a. Begon *et al.*, 1996]. Beide houden rekening met het feit dat sommige soorten zeldzaam zijn en andere algemeen. In die context is het begrip *evenness* van belang, wat zoiets betekent als 'evenredigheid'. Dit slaat op de verdeling van individuen of biomassa over de aanwezige soorten. Hoe evenrediger de verdeling, hoe hoger de diversiteit.

Dit laatste is zowel een zinvolle toevoeging als een lastig interpreteerbare maat. In sommige milieus is namelijk van nature sprake van een onevenredige verdeling van individuen over de soorten. Een voorbeeld is een bosbeek met een sterke dominantie van knippers (bijvoorbeeld bladetende vlokreeften). In andere gevallen is een onevenredige verdeling een aanwijzing voor verstoring. Bijvoorbeeld een ondiep meer met tien vissoorten, waarbij 95 procent van de biomassa bestaat uit brasem. Een meer evenredige verdeling is dus niet per definitie beter.

Ten opzichte van ondiepe meren en plassen kennen diepe plassen in potentie een grotere habitatdiversiteit. Diepe plassen hebben een profundaal, dit ontbreekt in ondiepe plassen. Diepe (geïsoleerde) plassen met een seizoensmatige peilfluctuatie kunnen daarnaast ('s zomers) ook nog droogvallende oevers hebben. Als deze zones in het voorjaar onder water staan, kunnen ze dienen als paaiplaats voor (plantminnende) vis, zoals snoek en zeelt. Vanwege de geïsoleerde ligging vertonen diepe plassen, ten opzichte van ondiepe wateren, waarschijnlijk relatief vaker een seizoensmatig fluctuerend peil. Er liggen dan ook goede kansen om de peilfluctuatie in diepe plassen te benutten voor het ontwikkelen van oevers en moeraszones. In vrijwel alle ondiepe plassen is het waterpeil vast of zelfs tegen-natuurlijk als gevolg van peilbeheersing.

De meeste diepe plassen in Nederland bestaan overwegend uit diep, open water

(pelagiaal en profundaal); het oevermilieu (littoraal) beslaat meestal slechts een beperkt oppervlak. Dit milieu herbergt weliswaar de grootste soortenrijkdom aan planten en dieren, maar soorten van het open water zullen door het relatief grotere oppervlak open water in de plas als geheel snel dominant aanwezig zijn. De verdeling van soorten en habitats is in een diepe plas dus veelal onevenredig.

Zo kan het zijn dat diepe plassen méér soorten herbergen dan ondiepe plassen, maar dat de verdeling van individuen over die soorten onevenrediger is als gevolg van een onevenredige verdeling van habitats. Hierdoor kan de diversiteit, uitgedrukt in een diversiteitsmaat als Shannon of Simpson, lager uitpakken.

Kader **TALUDS IN DIEPE Plassen**

Het beeld van de dwarsdoorsnede van een diepe plas is dat van een diepe kom met een steil talud en een smalle ondiepe zone. Is dat beeld echter wel algemeen geldig? Navraag bij enkele waterbeheerders leert dat er zowel in de tijd als ook regionaal verschillen lijken te zijn. Zo hebben plassen in het beheersgebied van Rijnland vaak taluds die variëren tussen 1:5 à 1:10, daarbij variëren de taluds ook binnen een plas [Stroom, 2006]. In sommige gevallen is er sprake van steilere taluds van 1:3 of juist flauwe taluds van 1:30. In Oost-Nederland (Overijssel) is het beeld wat anders. Hier zijn de taluds veelal steiler met 1:3 à 1:5. Er is in de loop van de jaren wel wat veranderd. Voor 1990 werden vaak steile taluds (1:3) aangelegd. Enkele incidenten met inschurende (uitslijtende/ondermijnde) oevers hebben sindsdien geleid tot de aanleg van flauwere en/of getrapt aangelegde taluds (1:5). Ten aanzien van de stabiliteit van de taluds zijn aanbevelingen opgesteld door de CUR [CUR, 2008]. Naast de veiligheid is er bij de aanleg van nieuwe plassen ook al jaren meer aandacht voor de ecologie en worden met het oog daarop (ruime) ondiepe zones aangelegd.

Hieronder gaan we dieper in op factoren die gewoonlijk leiden tot een hogere biodiversiteit in diepe plassen. Met biodiversiteit doelen we in dit geval vooral op diversiteit in soorten via de kwaliteit en diversiteit van habitats.

a *Helderheid leidt tot hogere biodiversiteit*

Het voorkomen van ondergedoken waterplanten in een diepe plas is direct gekoppeld aan de helderheid. Vrijwel alle waterdieren zijn op enig moment in hun

levenscyclus afhankelijk van waterplanten, dan wel tijdelijk ondergedoken landplanten: als voedsel, schuilplaats, paaiplaats, etc.. Het grootste deel van de biomassa planten en geassocieerde vissen en macrofauna (ook vogels) van een diep meer of diepe plas bevindt zich in de oeverzone (zie [paragraaf 4.1](#)). Dit benadrukt het belang van de helderheid van een diep meer voor de ontwikkeling van de oeverzone en daarmee de biodiversiteit.

b *Matige voedselrijkdom leidt tot hogere biodiversiteit*

De ervaring leert dat matig voedselrijke systemen een hogere biodiversiteit hebben dan voedselarme of voedselrijke systemen. In voedselarme systemen zijn nutriënten beperkend voor de primaire productie en komen alleen soorten voor die deze nutriënten efficiënt kunnen benutten. In voedselrijke diepe en ondiepe plassen concurreren snelle groeiers, zoals waterpest, andere soorten uiteindelijk weg. Een hoge voedselrijkdom leidt tot een hoge dichtheid (bloei) van oneetbare blauwalgen, die op zijn beurt sterk selectieve beperkingen aan het zoöplankton oplegt (ten gunste van kleine zoöplanktonsoorten (*Copepoda*) met een geringe voedingswaarde). Los van de afgenomen helderheid en overleving van waterplanten, zet een hoge voedselrijkdom - via blauwalgen - een proces in dat leidt tot verlies aan biodiversiteit.

c *Een zuurstofrijk hypolimnion leidt tot hogere biodiversiteit*

In het buitenland komen voedselarme plassen voor die wel stratificeren, maar waar in het hypolimnion het gehele jaar zuurstof aanwezig is. Hier is de diversiteit veel hoger en komen ook andere macrofaunagroepen en vissen voor [Wetzel, 2001]. Afhankelijk van voedselrijkdom en helderheid wordt de visstand gedomineerd door baars en blankvoorn (helder en laagproductief) of juist brasem en snoekbaars (troebel en hoogproductief).

d *Grotere diversiteit aan habitats leidt tot hogere biodiversiteit*

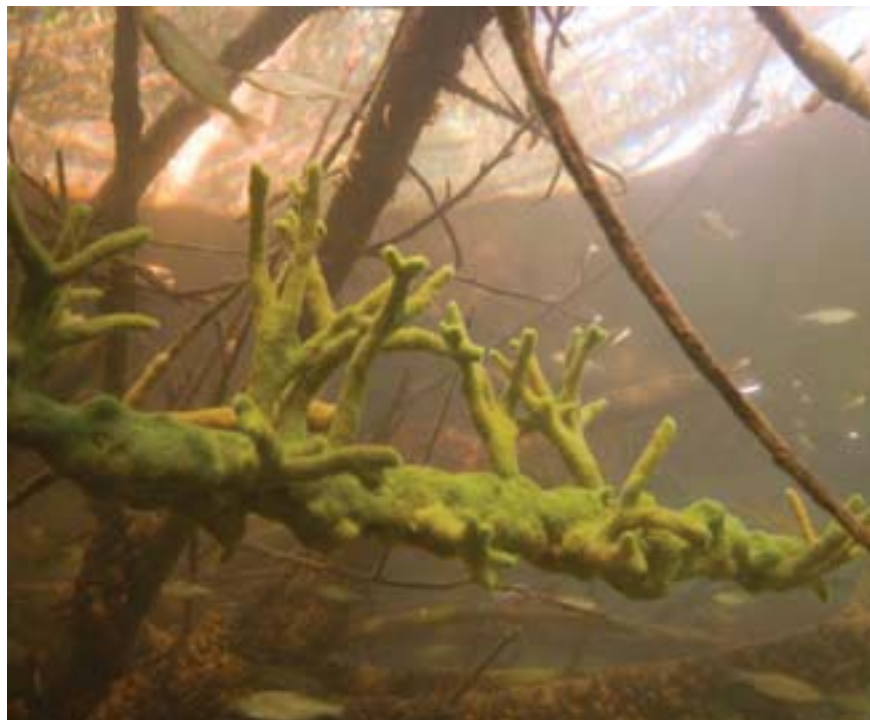
Hoe meer verschillende habitats een plas herbergt, hoe meer soorten er een plek kunnen vinden. Zoals hierboven is aangegeven leidt een goede waterkwaliteit tot een grotere soortenrijkdom en habitatdiversiteit (meer planten, verschillende soorten planten met geassocieerde dieren en een zuurstofrijk hypolimnion).

Belangrijke habitats voor de soorten van diepe plassen zijn moeraszones en ondergelopen oevers. In het voorjaar kunnen deze als paaigebieden voor vis dienen.

Door hun geïsoleerde karakter zijn de kansen voor dergelijke habitats in diepe plassen vrij groot.

Daarnaast zijn vooral specifieke omstandigheden van belang, zoals schone minerale bodems, uittredend, 'gerijpt' grondwater en/of zwak gebufferde omstandigheden. In dergelijke milieus kunnen bijzondere soorten voorkomen. Zo kunnen de oeverzones van zwakgebufferde diepe plassen een venachtig karakter hebben met isoëtide planten zoals oeverkruid (*Littorella uniflora*). In meer gebufferde plassen zijn kranswieren en fonteinkruiden karakteristiek. Zure plassen zijn daarentegen soortenarm met knolrus vaak als enige soort. In brakke plassen kunnen, afhankelijk van het chloridegehalte, vooral zoetwatersoorten of juist kenmerkende brakwatersoorten voorkomen, zoals bepaalde kranswieren.

TAKKEN VORMEN SUBSTRAAT VOOR ZOETWATERSPONS EN DRIEHOEKSMOSSELEN



H5 DIAGNOSE: HOE WORDT HET SYSTEEM BEOORDEELD?

In dit hoofdstuk maken we een analyse van het watersysteem van een diepe plas om te begrijpen hoe het ecologisch functioneert en om een diagnose te stellen. Dit vormt de basis voor het bepalen van knelpunten en het formuleren van maatregelen. Allereerst gaan we in op de doelstellingen en ambities die een waterbeheerder kan hebben voor diepe plassen. Vervolgens worden de sleutelparameters van het watersysteem benoemd en wordt ingegaan op de vraag hoe je deze kunt gebruiken om de huidige toestand te beoordelen en te diagnosticeren. Dergelijke parameters hebben onder meer betrekking op de nutriëntenbelasting, fysisch-chemische parameters en ecologische parameters. Daarbij gaan we ook kort in op bestaande ecologische beoordelingsystemen. Uiteindelijk leidt dit tot een overzicht van relevante indicatoren voor de diagnose.

5.1 DOELSTELLINGEN EN AMBITIES VOOR DIEPE Plassen

Bij de diagnose en beoordeling van diepe plassen horen doelstellingen. Belangrijke uitgangspunten bij het formuleren van deze doelstellingen zijn wettelijke verplichtingen, de functies en het gebruik van diepe plassen en de ambities van de waterbeheerders. In [hoofdstuk 2](#) zijn we al ingegaan op functies en gebruik. Hieruit blijkt dat de doelstellingen voor diepe plassen divers kunnen zijn. Het kan hierbij zowel gaan om herstel als verandering (zie [kader](#) op pagina 78).

In dit document gaan we als doel uit van een gezond (o.a. geen blauwalgenoverlast), helder en habitatdivers watersysteem. Op basis daarvan kunnen twee belangrijke beoordelingsgrondslagen voor de diagnose van een diepe plas worden gedefinieerd:

- 1 *Een goede waterkwaliteit*
Deze grondslag komt voort uit de eisen die de Kaderrichtlijn Water stelt en uit de gebruiksfuncties die helder en gezond water vereisen zoals zwemmen, duiken en wonen aan het water.
- 2 *Een diverse inrichting*
Deze grondslag komt voort uit de wens om te komen tot een hogere biodiversiteit of een groter areaal van een goede biodiversiteit, vanuit ecologische motieven of belevingswaarde.

Deze grondslagen worden in de volgende paragrafen als leidraad gebruikt bij het uitwerken van de diagnose.

Kader

HERSTEL VERSUS VERANDERING VAN DE ECOLOGISCHE TOESTAND

In beginsel betekent 'herstellen' terugkeren naar de oorspronkelijke toestand [Bradshaw, 1996]. Hier tegenover staat de wens om een verandering aan te brengen die niet terugleidt naar een oorspronkelijke toestand, maar een geheel nieuwe doet ontstaan.

Herstellen richt zich ook op het wegnemen van een oorzaak die eerder niet aanwezig was. Wanneer zich op zeker moment een eutrofiëringsprobleem voordoet, bijvoorbeeld de bloei van blauwalgen, betekent herstellen het wegnemen van (de bron van) de overmaat aan voedingsstoffen. In zo'n geval is het ook mogelijk het probleem te verlichten (mitigeren), bijvoorbeeld het tegengaan van de vorming van drijfvlagen door het inzetten van menginstallaties. Indien men hetzelfde probleem met een maatregel verhelpt, zoals doorspoelen, ontstaat een nieuwe situatie. Hoewel doorspoelen het probleem (bloei van blauwalgen) kan wegnemen is er in dit geval geen sprake van herstel, maar is er een ander systeem gemaakt waarin bloei van blauwalgen (mogelijk) niet optreedt.

Naast de aanpak van de nutriëntenbelasting zijn hydromorfologische maatregelen veel besproken in het waterkwaliteitsbeheer. In ondiepe systemen zou een (plaatselijke) verdieping de waterkwaliteit kunnen verbeteren, in diepe systemen zouden juist ondiepe zones aangelegd kunnen worden. In beide gevallen is er geen sprake van herstel, maar van het ingrijpend veranderen van het systeem.

5.2

DIAGNOSTISCH KADER: ACTUELE VERSUS TOELAATBARE NUTRIËNTENBELASTING

In diepe plassen is, net als in ondiepe plassen, sprake van het optreden van groot-schalige veranderingen in het ecosysteem bij overschrijding van bepaalde waarden voor de nutriëntenbelasting. Daarbij kijken we vooral naar fosfaat (zie ook het kader onder [3.4.4](#)). In ondiepe plassen wordt dit de kritische belasting genoemd, de grens ligt bij de omslag van een heldere en plantenrijke toestand naar een troebele, algengedomineerde toestand [o.a. Scheffer, 1998; Jaarsma *et al.*, 2008]. In diepe plassen is dit anders (zie het [kader](#) op pagina 79). De belasting waarboven problemen optreden, wordt de toelaatbare belasting genoemd.

VERSCHIL KRITISCHE BELASTING ONDIEPE MEREN EN TOELAATBARE BELASTING DIEPE MEREN

Diepe meren functioneren in ecologisch opzicht duidelijk anders dan ondiepe meren. Belangrijk is vooral het ontbreken van het stabiliserende effect van het voedselweb (met name planten en vissen) op de ecologische toestand. Door de diepe ligging van de bodem spelen ondergedoken waterplanten en benthivore vissen (bodemvoedselende vissen als brasem) een veel minder grote rol.

Er is in diepe plassen geen sprake van een plotselinge omslag van een heldere naar een troebele toestand bij een bepaalde nutriëntenbelasting, zoals in ondiepe plassen. Daar spreken we om die reden van een kritische belasting. Bij overschrijding van een bepaalde nutriëntenbelasting in diepe meren en plassen, is geen sprake van een plotselinge omslag, maar neemt de kans op waterkwaliteitsproblemen, zoals algenbloei, snel toe. In dit geval spreken we van toelaatbare belasting.

Respons op toename van de nutriëntenbelasting

Bij toename van de nutriëntenbelasting treden de grootste veranderingen in een diepe plas op in de diepe delen, het hypolimnion. Bij een hoge nutriëntenbelasting is de belasting van het hypolimnion met organisch materiaal (bezinkende algen) hoog en wordt deze in de zomer door afbraakprocessen zuurstofloos of anoxisch [Nürnberg, 1984]. Hoe hoger de belasting, hoe vroeger in het seizoen dit optreedt. Een neveneffect hiervan is een verhoogde nalevering van voedingsstoffen vanuit de bodem in het hypolimnion. Nürnberg (1984) heeft dit aangetoond aan de hand van een verminderde P-retentie voor meren met een anoxisch hypolimnion (zie [paragraaf 3.5.2](#)). Door de afbraak zelf en bijbehorende zuurstofloze condities komt (ijzergebonden) fosfaat vrij. Het hypolimnion is onder anoxische condities dan ook vaak fosfaatrijk door afbraak van organisch materiaal en nalevering uit de bodem. Bij destratificatie in het najaar komt dit fosfaat weer in het epilimnion (productieve zone) terecht. Het jaagt daarmee de productiviteit in het volgende groeiseizoen op (zie ook [paragraaf 2.4.4](#)).

Dit gegeven wordt in de internationale literatuur gebruikt om grenswaarden voor de fosfaatbelasting te bepalen. Men maakt hierbij onderscheid tussen 'toelaatbare belasting' en 'excessieve belasting' (zie [kader](#) op pagina 80). Indien de fosfaatbelasting lager is dan de toelaatbare belasting, is de kans op problemen zoals algenbloei

en anoxische condities klein, daarboven neemt deze toe. Bij excessieve belasting treedt anoxiciteit van het hypolimnion op en wordt de interne fosfaatnalevering versterkt.

Kader TOELAATBARE EN EXCESSIEVE BELASTING VOOR DIEPE MEREN EN Plassen

In laagbelaste diepe plassen heersen heldere omstandigheden en is het lichtklimaat voor plantengroei goed. Een toename van voedselrijkdom leidt tot meer algengroei, een afname van de helderheid en het verdwijnen van karakteristieke vegetaties. Bij een te hoge nutriëntenbelasting gaan ook problemen ontstaan. Het eerste probleem dat optreedt is het zuurstofloos worden van het hypolimnion. In de internationale literatuur wordt als vuistregel een fosfaatgehalte van 0,01 mg P/l in het epilimnion als grens aangehouden [Sawyer, 1947]. De nutriëntenbelasting die leidt tot dit gehalte wordt de *toelaatbare belasting* genoemd. *Excessieve belasting* is gedefinieerd als tweemaal die belasting [Vollenweider, 1968] en komt dus ongeveer overeen met 0,02 mg P/l. De kans op problemen met zuurstofloosheid en blauwalgen neemt bij excessieve belasting sterk toe.

In Nederland kennen we vooral diepe plassen die zomers stratificeren en zuurstofloos worden. De meeste plassen zitten naar verwachting ruim boven de grens van excessieve belasting. Het overzicht van fosfaatgehalten van diepe plassen ([figuur 3.8](#)) laat dat ook zien. Dat Nederland als delta voedselrijkere watersystemen heeft, is niet verwonderlijk. De invloed van de rivieren en de zee is zichtbaar in de voedselrijkdom. Deels heeft dat dus een 'natuurlijke' oorzaak, deels is het een gevolg van menselijke beïnvloeding. De komende jaren moet worden bezien in hoeverre de belastingsgrenzen haalbaar en relevant zijn. Vooralsnog houden we hier echter deze grenzen aan. Desondanks zijn er nog veel plassen die, naar onze maatstaven, een goede kwaliteit hebben. Dit zijn vooral de plassen op de hogere (zand)gronden.

Net als in ondiepe meren en plassen, is in een diepe plas de weg terug (van 'troebel naar helder') niet dezelfde als de weg heen (van 'helder naar troebel'). Bij afname van de externe belasting kan de interne belasting, als erfenis uit het verleden, het herstel in de weg staan. In dat opzicht kan er, net als in ondiepe meren en plassen, bij eenzelfde externe nutriëntenbelasting toch sprake zijn van alternatieve stabiele toestanden, kortom: helder óf troebel. De mechanismen zijn echter anders.

In ondiepe plassen speelt het voedselweb een belangrijke stabiliserende rol in de troebele toestand. De voedingsstoffen uit de waterbodem vertalen zich in een hoge visbiomassa. De vis houdt via bodemwoeling en predatie op zoöplankton de troebele toestand in stand. Omgekeerd geldt dat planten de heldere toestand in stand houden via de opname van nutriënten, het beperken van opwerveling en de toename van bezinking van zwevend stof.

In diepe plassen daarentegen is het de jaarlijkse flux van nutriënten vanuit het hypolimnion - de diepe waterlaag - die de algengroei aanjaagt. Ook dit is een toestand die zichzelf in stand houdt. De nutriëntenflux stimuleert de algengroei, wat leidt tot een toename van de bezinking van organisch materiaal, afbraak daarvan en het zuurstofloos worden van het hypolimnion. Dit leidt weer tot nalevering van (ijzergebonden) fosfaat vanuit de waterbodem, enzovoort. De belasting uit het verleden blijft dus 'rondzingen' in de plas en leidt tot hoge nutriëntengehalten in de bovenlaag. Carpenter (2005) heeft dit ook modelmatig aangetoond, hoewel hij de mechanismen (het anoxisch worden van het hypolimnion en de invloed daarvan op P-nalevering) niet expliciet benoemt.

[Figuur 5.1](#) illustreert het concept van alternatieve stabiele toestanden voor diepe meren en plassen. De figuur is een aanpassing van de figuur uit Carpenter (2005), waarbij de interne mobilisatie van nutriënten onder anoxische omstandigheden, zoals beschreven door Nürnberg (1984), fungeert als 'motor' voor de omslag.

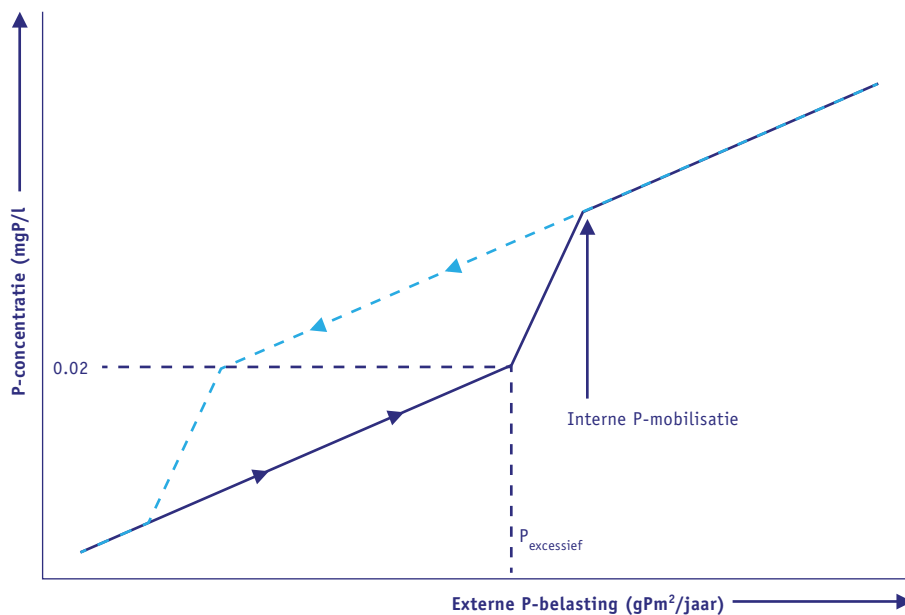
Diagnostisch kader

Zoals uit [figuur 5.1](#) blijkt, is het concept van alternatieve stabiele toestanden ook van toepassing op diepe plassen. Er is sprake van grenswaarden en omslagpunten (toelaatbare- en excessieve belasting). Deze kunnen worden gekwantificeerd (zie [paragraaf 5.4.3](#)).

Dit betekent dat de diagnosemethodiek, zoals gebruikt voor ondiepe plassen in het STOWA-rapport 'Van helder naar troebel...en weer terug' (2008), in grote lijnen eveneens toepasbaar is op diepe plassen. Daarbij wordt de actuele nutriëntenbelasting vergeleken met de belasting die nog toelaatbaar is voor een goede ecologische toestand (kritische belasting). Deze vergelijking biedt niet alleen inzicht in de staat waarin een meer of plas zich bevindt, maar ook in de bronnen die de belasting veroorzaken.

Fig 5.1 ONTWIKKELING VAN DE FOSFAATCONCENTRATIE

Theoretische weergave van ontwikkeling van de fosfaatconcentratie in het epilimnion (donkerblauwe lijn) onder invloed van de externe P-belasting. Wanneer de externe belasting de toelaatbare belasting overschrijdt (P-excessief), wordt het hypolimnion anoxisch en wordt de interne P-voorraad gemobiliseerd. Hierdoor stijgt de P-concentratie van het epilimnion (na destratificatie). Bij een afname van de externe P-belasting kan de interne belasting het herstel in de weg staan. De weg terug is daardoor niet gelijk aan de weg heen (lichtblauwe lijn).



5.3 BESTAANDE BEOORDELINGSSYSTEMEN

Er bestaan natuurlijk al ecologische beoordelingssystemen voor diepe plassen. De belangrijkste zijn de KRW-maatlatten en het STOWA-beoordelingssysteem. Daarnaast zijn er bijvoorbeeld de Utrechtse typologieën en normdoelstellingen en het Noord-Hollandse normstelsel (SEND). Onderstaand gaan we dieper in op de beoordelingssystemen van KRW en STOWA.

5.3.1 Maatlatten Kaderrichtlijn Water

Voor de natuurlijke diepe plassen zijn KRW-maatlatten opgesteld voor de soortgroepen vis, macrofauna, macrofyten en fytoplankton [Van der Molen en Pot (red), 2007].

Binnen de KRW-typologie vallen diepe plassen onder de typen matig grote en grote plassen met een gemiddelde diepte van drie meter of meer, respectievelijk type M20 en M21. Onderstaand wordt ingegaan op M20, van type M21 kennen we in Nederland alleen het Markermeer en het IJsselmeer. Binnen de groep van M20-wateren bestaat onderscheid tussen stratificerende en niet-stratificerende plassen, dit komt in de beoordeling overigens niet terug.

Referentie

De referentiebeschrijving van een diep meer is als volgt: *'Het water is helder met een zomergemiddelde chlorofyl-a van 3 µg/l. In het zomerhalfjaar treedt geen algenbloei op. Ondergedoken waterplanten groeien tot een diepte van circa 4,5 meter en hebben een bedekking van ten minste vijftig procent van het begroeibare areaal. Kenmerkend zijn diverse kranswieren en fonteinkruiden zoals sterkranswier, breekbaar kransblad, gewoon kransblad, glanzig fonteinkruid en doorgroeid fonteinkruid. Emergenten zijn vooral mattenbies, riet en kleine lisdodde. De macrofaunagemeenschap in de diepe delen bestaat uit soorten die tolerant zijn voor lage zuurstofgehalten, zoals muggenlarven van het geslacht Chironomus en wormen van de geslachten Tubifex en Aulodrilus. De macrofaunagemeenschap in de oever is vergelijkbaar met die van een ondiep meer (M14). De visgemeenschap van het open water wordt gedomineerd door baars en blankvoorn, in de oever komen vooral plantminnende vissen zoals ruisvoorn en snoek voor [van der Molen & Pot (red.), 2007].'*

Maatlatten

De maatlatten [van der Molen & Pot (red.), 2007] beoordelen de toestand van de verschillende soortgroepen waarbij moet worden opgemerkt dat:

- er bij de beoordeling geen onderscheid wordt gemaakt tussen stratificerende en niet-stratificerende plassen;
- de maatlat voor het fytoplankton vooral hangt op het chlorofyl-a-gehalte en dat het daarmee een goede indicator is voor de trofiegraad en de productiviteit;
- er bij de abundantie maatlat van de macrofyten wordt beoordeeld op de mate van vegetatiebedekking van het 'begroeibaar areaal'. Voor submerse (ondergedoken) vegetatie is dit de zone tussen 0,5 meter en 4,5 meter diepte, voor emergenten de zone tussen de gemiddelde hoog- en laagwaterlijn. Dit is dus plasspecifiek.
- er voor de macrofaunamaatlat eigenlijk geen onderscheid wordt gemaakt tussen een diep en een ondiep meer;
- bij de vis de verdeling van habitats (emergenten, ondiepe en diepe delen) in sterke mate bepalend is voor het eindoordeel van de maatlat. Er is uitgegaan van een

gering deel ondiep water (ter indicatie maximaal 1-2 procent emergenten en 5-10 procent ondiep water) in de referentie van een diepe plas.

Diagnostische waarde

De KRW-beoordeling van diepe plassen stoelt in belangrijke mate op de beoordeling van de trofiegraad en productiviteit *via* de maatlatten voor fytoplankton, i.c. het chlorofyl-a-gehalte, vegetatie en vis (indirect). Bij een goede waterkwaliteit zal het water helder zijn en zullen de ondiepe zones plantenrijk zijn. In het open water domineren baars en blankvoorn. Onder voedselrijke omstandigheden neemt chlorofyl-a toe, verdwijnen planten door lichtlimitatie en zal de visstand meer en meer opschuiven naar dominantie door brasem. Chlorofyl-a is de meest directe indicator voor productiviteit en wordt ook als zodanig gebruikt (zie [paragraaf 5.5](#)).

De visstand in een diepe plas heeft een duidelijke relatie met de arealen aan emergente en submerse vegetaties. Deze zones zijn vooral voor plantminnende vissen van belang als paai-, opgroei- en leefgebied. Hoe groter het aandeel van deze zones, des te groter het aandeel plantminnende en zuurstoftolerante vis.

ZANDWINPLAS KOORNWAARD



Let op: een groot aandeel ondiepe zones is niet per se nodig om goed te scoren op de maatlaten. Deze gaan er namelijk al vanuit dat het aandeel plantminnende en zuurstoftolerante vis in diepe plassen beperkt is, respectievelijk tien en twee procent.

5.3.2 STOWA-beoordelingssysteem

Het STOWA-beoordelingssysteem voor diepe plassen maakt onderscheid tussen zoete en zure diepe plassen. Als belangrijkste beïnvloedingsfactoren voor diepe plassen worden gezien: eutrofiëring, saprobiëring (organische belasting), verzilting, verzoeting, verzuring, alkalisering en inrichting.

De beïnvloedingsfactor *eutrofiëring* staat voor verrijking van het ecosysteem met nutriënten. Dit kan het gevolg zijn van mineralisatie van de bodem (intern) of externe aanvoer van nutriënten, bijvoorbeeld door afspoeling van landbouwmeststoffen of het inlaten van nutriëntenrijk water.

De beïnvloedingsfactor *saprobiëring* staat voor verrijking van het ecosysteem met organisch materiaal. Dit kan het gevolg zijn van externe aanvoer, of een afgeleide zijn van eutrofiëring.

De beïnvloedingsfactor *verzuring* staat voor verstoring van de oorspronkelijke alkaliniteit door verrijking met H⁺-ionen en *alkalisering* staat voor verstoring door verrijking met OH⁻-ionen. De beïnvloedingsfactor *inrichting* heeft betrekking op de morfologie van de diepe plas.

Het STOWA-beoordelingssysteem voor diepe plassen streeft naar een situatie waar het fysische milieu gekenmerkt wordt door een bepaalde mate van variatie, vooral in de oeverzone. De inrichting van diepe plassen is zodanig, dat flauwere taludhellingen worden afgewisseld met steilere, waardoor het aantal habitats groot is. Dit leidt tot een gevarieerde samenstelling van de levensgemeenschap. De diepte van de plas is zodanig dat stratificatie optreedt, zonder dat zuurstofloosheid in het hypolimnion optreedt. De plassen worden gevoed door regen- en grondwater met een goede kwaliteit.

5.4 STAPPEN IN DE DIAGNOSE

Het vaststellen van de ecologische toestand van een watersysteem hoeft niet moeilijk te zijn. Tijdens een veldbezoek kan aan de helderheid, de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten, blauwalgenbloeien, draadwieren of flab al veel worden

afgelezen. Waterkwaliteitsmetingen kunnen dit beeld kwantitatief ondersteunen. Maar voor een goede ecologische diagnose en het bepalen van knelpunten in een watersysteem, is meer nodig.

Het doel van de diagnose is het begrijpen van het ecologisch functioneren. Eigenlijk gaat het om de vraag: *waarom neem je waar wat je waarneemt?* Zoals gezegd speelt de belasting van diepe plassen met nutriënten daarbij een centrale rol. Maar ook de chemische samenstelling van het water, het bodemtype en de morfologie van een plas zijn van belang. Een en ander kan niet los van elkaar worden gezien.

Kader **BELASTING VERSUS CONCENTRATIE**

Waarom kijken we bij de diagnose vooral naar de belasting en in mindere mate naar de gemeten concentratie van nutriënten? De reden hiervoor is dat de concentratie een afgeleide is van de toevoer van nutriënten (belasting) en de processen die zich in een plas afspelen. Om goede maatregelen te kunnen nemen moeten we begrijpen hoe de concentratie die we meten uiteindelijk tot stand komt. Er zijn diverse factoren die bepalend zijn voor de concentratie. Enkele voorbeelden van factoren die bij eenzelfde belasting leiden tot verschillende concentraties:

- *Bodem*: in plassen met een kleibodem is de P gebonden aan de kleideeltjes, het meer is voedselrijk maar dat meet je vaak niet in de waterfase.
- *Verblijftijd*: in meren met een korte verblijftijd worden veel nutriënten aangevoerd maar ook weer afgevoerd. De verblijftijd is bepalend voor de concentratie.
- *Diepte*: in diepe, stratificerende meren leidt eenzelfde belasting bij een toename van de gemiddelde diepte tot lagere concentraties (o.a. door verdunning).

En (voor ondiepe wateren):

- *Voedselweb*: in ondiepe meren kan bij eenzelfde belasting de concentratie laag of hoog zijn, afhankelijk van de toestand (helder en plantenrijk of troebel en algenrijk). Hiervoor zijn voedselwebprocessen verantwoordelijk.

Bepalen van de actuele interne en externe belasting, en van de toelaatbare belasting

Een belangrijke eerste stap is het bepalen van de actuele belasting, zowel intern als extern. Hiervoor is het opstellen van een water- en stoffenbalans nodig (zie kader 'Balansen op dagbasis'). De actuele belasting (intern+extern) kan vervolgens worden afgezet tegen de toelaatbare belasting.

Kader

BALANSEN OP DAGBASIS

Water- en stoffenbalansen moeten bij voorkeur op dagbasis worden opgesteld. De reden hiervoor is dat dagelijkse variaties in neerslag en verdamping leiden tot peilveranderingen, die vaak worden gecompenseerd door inlaat of aflat van water. Inlaat en aflat kunnen elkaar op korte tijd (enkele dagen) afwisselen, zodat de netto waterstroom over een langere periode kleiner is dan de bruto stroom. Om deze posten goed in te schatten is het dus nodig een balans op dagbasis te maken, met het vigerende peilbeheer daarin als randvoorwaarde.

ZANDWINPLAS KOORNWAARD



Voor deze analyse moeten de volgende stappen worden doorlopen:

1 *Bepalen externe belasting (paragraaf 5.4.1)*

De externe belasting wordt bepaald aan de hand van een water- en stoffenbalans. Voor het bepalen van de externe belasting zijn in feite alleen de inkomende posten van belang. In het kort komt het op het volgende neer:

- bepaal de inkomende vracht van fosfaat in kg P van alle bronnen;
- bepaal op basis hiervan de externe belasting voor de plas als geheel in kilogrammen P per dag en reken dit om naar de externe belasting per vierkante meter (L_{ext}) in mg P/m²/dag.

2 *Bepalen interne belasting (paragraaf 5.4.2)*

Er zijn verschillende manieren om de interne P-belasting van een plas te schatten, maar het is in alle gevallen lastig een nauwkeurige schatting te geven. Het belangrijkste is te bepalen of een bodem al dan niet een belangrijke bron van P is. Vaak is dat in onze (in het verleden hoogbelaste) plassen het geval.

In dit rapport presenteren we een relatief eenvoudige methode om de interne belasting (L_{int}) af te leiden uit het verschil tussen het gemeten, jaargemiddelde P-gehalte in het epilimnion en het voorspelde P-gehalte in het epilimnion. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in een bruto flux (alleen nalevering) en een netto flux (saldo van nalevering en binding).

3 *Bepalen toelaatbare belasting (paragraaf 5.4.3)*

De toelaatbare belasting wordt als volgt bepaald:

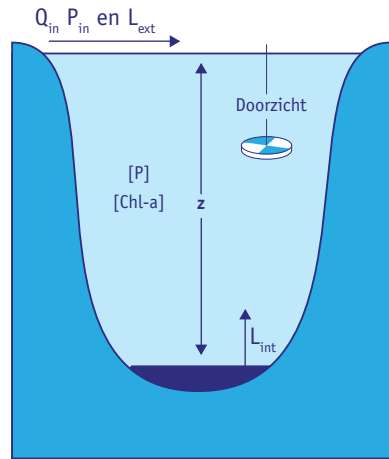
- bepaal de gemiddelde diepte (z) in meters;
- bepaal de verblijftijd T in dagen, dit is het volume van de plas gedeeld door het inkomende debiet;
- leidt de waarden voor de toelaatbare en excessieve belasting vervolgens af via een empirische relatie afgeleid van diepte en verblijftijd.

Schematisch overzicht van relaties

In [figuur 5.2](#) staan de genoemde stappen schematisch en in formulevorm weergegeven. In [tabel 5.1](#) op pagina 90 worden de parameters kort toegelicht. In de volgende paragrafen wordt de toepassing van deze relaties verder uitgelegd.

Fig 5.2 **SYSTEEMKENMERKEN VOOR DIAGNOSE VAN DE NUTRIËNTBELASTING**

Overzicht van te bepalen systeemkenmerken voor diagnose van de nutriëntenbelasting.



MEETBARE SYSTEEMKENMERKEN

- Verblijftijd:**
 $T = Q_{in}/V$
- Gemiddelde diepte:**
 z
- Hydraulische belasting:**
 $q_s = z/T$
- Externe P-belasting:**
 $L_{ext} = Q_{in} * [P_{in}]$
- Waargenomen P-gehalte:**
 $[P_{jaar, epi, voorjaar, herfst}]$
- Chlorofyl-a**
- Doorzicht**

AFGELEIDE SYSTEEMKENMERKEN

- Toelaatbare P-belasting:**
 $L_t(P) = 100 + 10(z/T)$
- Overmatige P-belasting:**
 $L_o(P) = 200 + 20(z/T)$
- Retentie:**
 $R_{gemeten} = (P_{in} - P_{uit})/P_{in}$ of
 $R_{voorspeld} = 15/(18+q_s)$
- Voorspelde P-gehalte:**
 $[P_{jaar}] = L_{ext} (1-R_{gemeten})/q_s$ of
 $[P_{jaar}] = L_{ext} (1-R_{voorspeld})/q_s$
 $[P_{jaar}] = L_{ext}/q_s (1-R_{voorspeld}) + netto L_{int}/q_s$
 $[P_{jaar}] = (L_{ext} + bruto L_{int})/q_s (1-R_{voorspeld})$
 $[P_{herfst}] = L_{ext}/q_s (1-R_{voorspeld}) + bruto L_{int}/q_s$
- Interne P-belasting:**
 $L_{int} = ([P] - [P_{voorspeld}]) * q_s$

Tabel 5.1 TOELICHTING BIJ HET BEPALEN VAN DE NUTRIËNTENBELASTING

Toelichting op de parameters, de eenheid en de bepalingswijze.

PARAMETER	TOELICHTING	EENHEID	BEPALINGSWIJZE
P_{jaar}	jaargemiddelde totaal-P-gehalte	mgP/l	gemiddelde van jaarrondmetingen
P_{epi}	zomergemiddelde totaal-P-gehalte in het epilimnion	mgP/l	gemiddelden van de maanden april t/m september
P_{herfst}	totaal-P-gehalte na destratificatie in de herfst (max. totaal-P gehalte)	mgP/l	meting vlak na najaarsomkering (volledige menging)
P_{voorjaar}	totaal-P-gehalte in het voorjaar (stratificatie)	mgP/l	meting het ontstaan van temperatuurgelaagdheid in het voorjaar
z	gemiddelde diepte	m	meting diepteprofiel
T	verblijftijd	dagen	waterbalans
Q_{in}	inkomend debiet	m^3/dag	metingen, berekeningen, schattingen
P_{in}	P-gehalte van het inkomende water	mgP/l	metingen, kentallen
P_{uit}	P-gehalte van het uitgaande water	mgP/l	metingen
qs	hydraulische belasting	m/dag	gemiddelde diepte / verblijftijd (z/T)
L_{ext}	externe belasting	$\text{mgP}/\text{m}^2/\text{dag}$	water- en stoffenbalans
L_{int}	interne belasting	$\text{mgP}/\text{m}^2/\text{dag}$	meten (naleveringsexperimenten) of schatten aan de hand van massabalans P
R_{gemeten}	waargenomen retentie	(-)	verschil tussen in- en uitstromende P-vracht
$R_{\text{voorspeld}}$	voorspelde retentie	(-)	empirisch model: $15/(18+qs)$

Benodigde data voor de diagnose van een diepe plas

Hieronder wordt een overzicht gegeven van data (niet uitputtend) die relevant zijn bij de diagnose van diepe plassen:

Fysische kenmerken

- diepteprofiel;
- stratificatiepatroon (O₂, temperatuur; in relatie tot de seizoenen);
- lichtklimaat (secchi diepte);
- bodemtype.

Hydrologie

- verblijftijd;
- retentie (praktisch alleen haalbaar bij niet-geïsoleerde plassen);
- debieten (van de verschillende in- en uitgaande waterstromen).

Chemische kwaliteit

- zuurgraad;
- zoutgehalte (chloride);
- nutriënten (P, N, S);
- ijzer (Fe).

Biologische kwaliteit

- chlorofyl-a-concentratie;
- samenstelling fytoplankton (hoofdgroepen: groenalgen, blauwalgen en diatomeeën);
- aanwezige vegetatie.

5.4.1 Water- en stoffenbalans en externe nutriëntenbelasting

Eigenlijk zijn we bij het bepalen van de externe nutriëntenbelasting alleen geïnteresseerd in de inkomende posten van nutriënten. In de praktijk komen de meeste nutriënten binnen via waterstromen. We moeten dus de inkomende waterstromen en hun kwaliteit kennen. De waterstromen zijn ook nodig om de verblijftijd te bepalen. Bepaalde posten van de waterbalans die moeilijk te bepalen zijn, worden vaak gebruikt als sluitpost van een waterbalans. De meeste aandacht moet uitgaan naar de belangrijkste (nutriënten)bronnen, omdat afwijkingen in deze posten grote fouten kunnen veroorzaken. Belangrijke posten die in iedere water- en stoffenbalans behoren, zijn in ieder geval:

-
- inlaat en uitlaat oppervlaktewater;
 - ondiep en diep grondwater (zie ook het [kader](#) op de pagina hiernaast);
 - neerslag (direct) en verdamping;
 - lozingen en overstorten;
 - vogels.

Bij diepe plassen is het belangrijk dat we de traditioneel moeilijk in te schatten waterstromen zoals kwel, wegzijging e.d. *niet* als sluitpost gebruiken. Deze kunnen namelijk zeer grote invloed hebben op de waterkwaliteit, vooral in geïsoleerde diepe plassen.

Om een beter gefundeerde schatting te maken, kan gebruik worden gemaakt van EGV-IR diagrammen (zie pagina 42), of een chloridemodel voor het schatten van het belang van het grondwater. Zie ook het [kader](#) op de pagina hiernaast.

Ook de openwaterverdamping is een belangrijke verliespost. In 2009 verscheen de STOWA-publicatie 'Verbetering bepaling actuele verdamping voor het strategisch waterbeheer'. Hierin worden verschillende methoden om de verdamping te bepalen, met elkaar vergeleken. Het blijkt dat de keuze van de methode nogal uitmaakt. Stroom (2010) heeft hier voor de Ouderkerkerplas een vergelijking van gemaakt. Zie het kader 'Verdampingsmodellen' op pagina 94.

Belasting door vogels

De belasting door vogels kan in bepaalde gevallen substantieel zijn. Veel plantenetende watervogels zoeken hun voedsel op het land, in weilanden en hooilanden. Als ze 's avonds terugkeren naar de meren, verplaatsen ze voedingsstoffen (nutriënten) van het land naar het water. Deze nutriëntenstroom kan worden geschat met *Waterbirds 1.1*. Dit is een computerprogramma waarmee de aanvoer van voedingsstoffen door verschillende soorten watervogels in zoetwaterhabitats in Europa kan worden gekwantificeerd.

Alle berekeningen van het model zijn gebaseerd op publicaties van Hahn, Bauer & Klaassen (2007 en 2008), zowel voor plantenetende als vleesetende vogels. Het programma kan worden gedownload op de website van het NIOO.

HET INSCHATTEN VAN DE GRONDWATERSTROOM

Uit een goed opgestelde, sluitende waterbalans kan worden afgeleid wat de water- en stofstromen zijn die een diepe plas binnegaan. Een moeilijk te bepalen externe bron is de grondwaterstroom die naar of zelfs door een diepe plas kan stromen. Doorstroming is voor de waterbalans niet zo relevant (netto stroom = 0). Voor het bepalen van de nutriëntenbelasting is dit echter van groot belang omdat er sprake is van een constante toevoer van voedingsstoffen. Doorstroming vindt met name plaats in hellend gebied en is vooral problematisch bij systemen met een slechtere grondwaterkwaliteit. Als de fosfaatconcentraties in het grondwater hoog zijn, dan is zelfs een geringe doorstroming van grote invloed op de totale belasting.

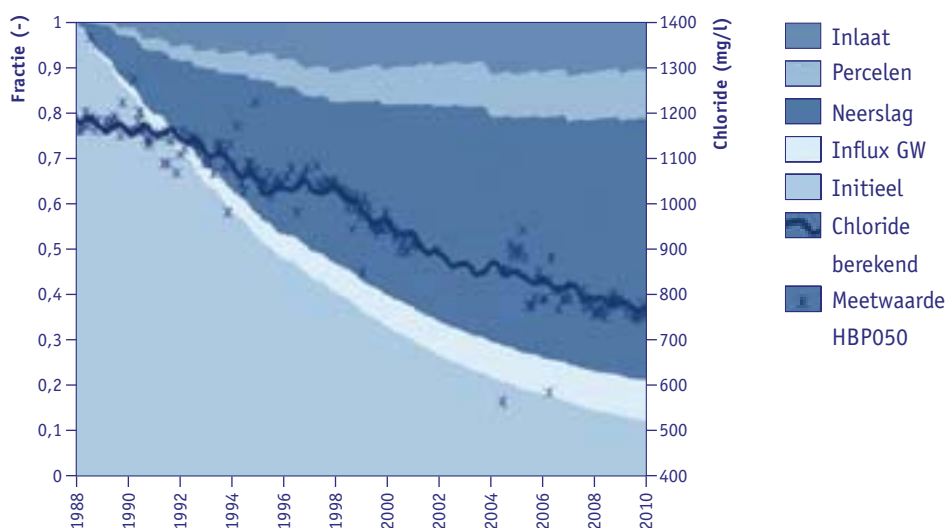
Vaak is het moeilijk in te schatten hoe groot de bruto ingaande grondwaterstroom is en daarmee de bijdrage van het grondwater. Het EGV-IR diagram (zie [kader](#) op pagina 42) geeft inzicht in de herkomst van het water op een bepaald tijdstip. Met behulp hiervan kan in gebieden waar de verschillende bronnen uiteenlopende chlorideconcentraties hebben, met een eenvoudig chloridemodel de ordegrrootte worden afgeleid van de grondwaterstroom. Chloride wordt gewoonlijk als inerte stof beschouwd. Het wordt nauwelijks gebruikt of omgezet in biologische processen, daarom is dit een goede indicator om stofstromen mee te kalibreren.

De chlorideconcentraties van de verschillende waterstromen moeten bekend zijn en voldoende van elkaar verschillen (als alternatief zou op andere tracers overgestapt kunnen worden). De bijbehorende waterstromen zijn bekend uit de waterbalans, behalve de grondwaterstroom. Het verloop van de chloride-concentratie in de plas wordt beïnvloed door de vrachten (debiet * concentratie) van de verschillende bronnen. Deze waterstromen worden gemengd met het in de plas aanwezige water, wat een nieuwe concentratie oplevert. Het wateroverschot, met de nieuwe concentratie, wordt afgevoerd of leidt tot peilstijging. Het grondwaterdebiet kan worden bepaald door te zoeken naar het debiet waarbij metingen en modelwaarden gelijk zijn.

Onderstaand een voorbeeld voor de Ouderkerkerplas [Stroom *et al.*, 2010]. In de figuur staat tevens de verhouding van water van verschillende herkomst in de plas (1998 = 100 procent initieel water). Hier is ook goed te zien dat de berekening van de verblijftijd (13,6 jaar in de Ouderkerkerplas) via Q/V niet aangeeft dat het water in de plas geheel vervangen is, er is dan nog 1/3 over, als gevolg van de jaarlijkse opmenging.

Te zien is dat het chloridegehalte in de loop van de tijd daalt en dat metingen en berekende waarden elkaar goed volgen. Uitschieters in de metingen worden veroorzaakt doordat het water in de plas niet altijd volledig gemengd is. In dit geval is neerslag de belangrijkste component in de waterbalans, het aandeel (brak) grondwater is vrij gering. Het chlorideverloop laat ook zien dat in de tijd de grondwatercomponent (initieel na aanleg was de plas vooral gevuld met grondwater) afneemt.

Belangrijk bij de calibratie van de balans is dat niet alleen de juiste eindconcentratie gemodelleerd wordt, maar juist ook specifieke periodes. In onderstaande figuur is bijvoorbeeld 1995 – 1997 (een periode waarin de chlorideconcentraties in de plas niet afnemen) belangrijk geweest om de grondwaterinflux en de chlorideconcentratie in het grondwater te bepalen.



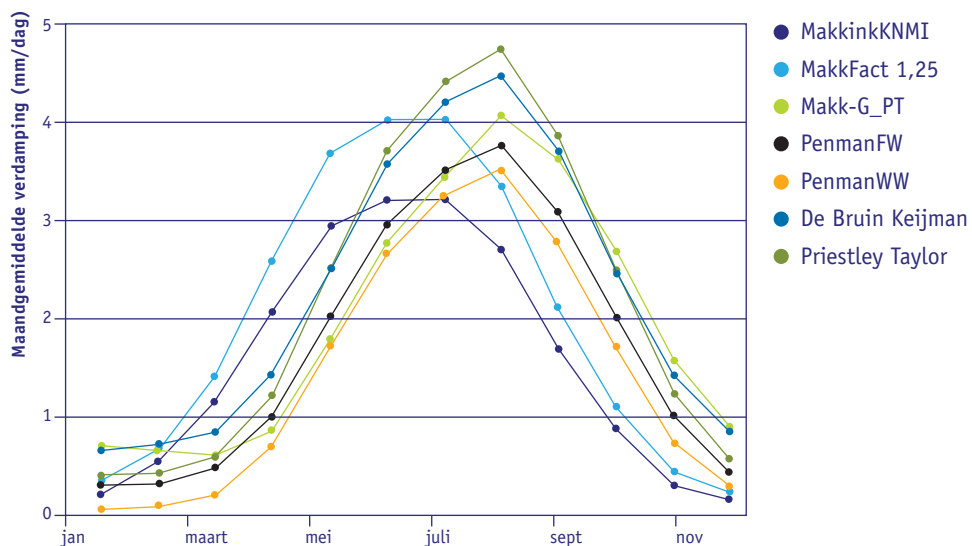
Kader VERDAMPINGSMODELLEN

In onderstaande figuur voor de Ouderkerkerplas is per maand weergegeven wat uiteenlopende berekeningswijzen van verdamping over 22 jaar (1988-2009) gemiddeld opleveren. Daarbij is 'Makkink' de referentiegewasverdamping zoals het KNMI die levert. 'Makk-Fact1,25' betreft de verdamping via een constante gewasfactor van 1,25 die wel gebruikt wordt voor open water. 'Makkink-G_PT' is Makkink (incl. gewasfactor 1,25) gecorrigeerd voor opslag van warmte in de waterkolom, berekend volgens de methode van Priestley-

Taylor. 'PenmanFW' en 'PenmanWW' betreffen beide de Penmanformule inclusief correctie van warmteopslag, maar ieder met een iets andere parametrisatie. Verder zijn de methoden van 'De Bruin & Keijman' en 'PriestleyTaylor' toegepast. Dit zijn meer empirische formules.

De methode Makkink is een betrekkelijk eenvoudige berekening, maar hij is niet specifiek ontwikkeld voor open water. Het verwaarloost een aantal zaken, waaronder langgolvlige straling, wind en bodemwarmteflux. Dit laatste is de instralingsenergie die gebruikt wordt om de bodemtemperatuur te doen stijgen en dus niet gebruikt wordt voor het verdampen van water. Dit wil zeggen dat de 'berging' van instraling die opgeslagen wordt in de 'bodem' - in dit geval oppervlaktewater - niet wordt meegenomen in de methode Makkink. Dit maakt de methode Makkink beperkt en zeker voor wat dieper water minder geschikt. De andere methoden zijn gezien hun opzet geschikter om openwaterverdamping te berekenen. In het STOWA-rapport (2009) wordt voor open water de methode van De Bruin & Keijman aanbevolen.

De Ouderkerkerplas is gemiddeld 19 meter diep, waardoor de potentiële bodemwarmteflux hoog is. De invloed van het meenemen van de bodemwarmteflux blijkt uit de verschuiving van maximale verdamping richting het najaar. De bodemwarmteflux zorgt ervoor dat in het voorjaar minder verdampt dan voorspeld volgens de methode Makkink. Er wordt dan energie opgeslagen in de waterkolom wat de verdamping vermindert. In het najaar werkt het andersom: de opgeslagen energie in de waterkolom zorgt voor extra verdamping.



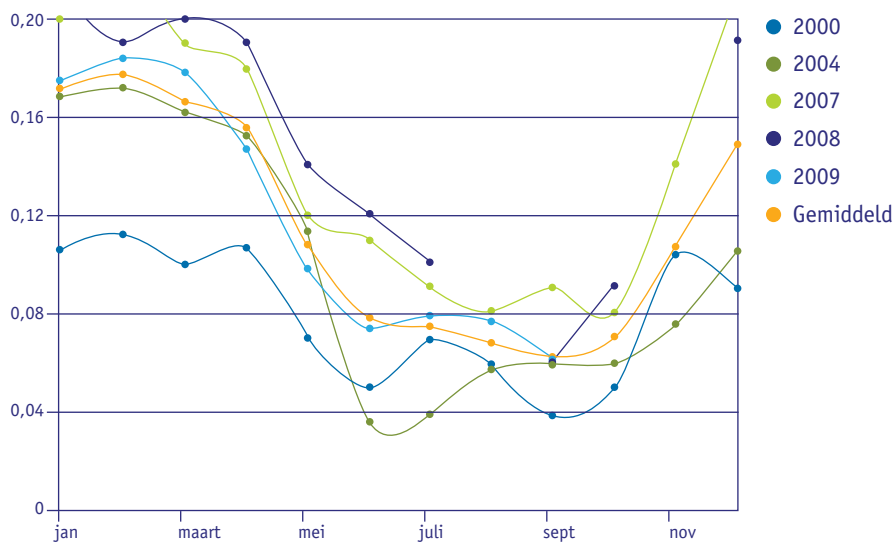
Opvallend is dat als in de berekeningen grotere dieptes (h) worden gebruikt, de verdamping steeds verder naar achter in het jaar wordt geschoven, maar dat de totale jaarlijkse verdamping (oppervlak onder de curve) nauwelijks verandert.

Voor meer uitleg over verschillen tussen de methoden wordt verwezen naar STOWA, 2009 en Stroom *et al.*, 2010.

5.4.2 Retentie van nutriënten en interne nutriëntenbelasting

In [hoofdstuk 3](#) hebben we geschreven dat er onder invloed van wind en instraling een seizoenscyclus bestaat in de stratificatiepatronen en - daarmee samenhangend - in de nutriëntendynamiek. Een illustratie hiervan wordt gegeven in [figuur 5.3](#). In de figuur is te zien dat tijdens de stratificatieperiode de P-concentraties afnemen en relatief laag zijn, maar dat er flinke stijging is aan het einde van de stratificatie. Aan het begin van de lente neemt de P-concentratie weer af doordat het fosfaat opgenomen wordt door diatomeeën, die vervolgens weer uitzinken naar het hypolimnion. De jaarcyclus begint opnieuw.

Fig 5.3 VERLOOP VAN HET MAANDGEMIDDELTE FOSFAAT VOOR DE OUDERKERKERPLAS
Verloop voor enkele jaren gedurende de periode 2000 - 2009.



Aan de hand van de P-concentratie en het verloop hiervan in de bovenlaag, kan een inschatting worden gemaakt van de bijdrage die de interne belasting levert aan de totale nutriëntenbelasting. Natuurlijk moet daarbij de externe belasting (bijvoorbeeld af- en uitspoeling van nutriënten) bekend zijn. Ook moet rekening worden gehouden met bijvoorbeeld (blauw)algen die periodiek de kop opsteken en in het epilimnion kunnen leiden tot een toename van totaal-P.

Methodiek voor het bepalen van de interne belasting

Nürnberg (1984) leidde met behulp van een dataset van diepe meren een empirische relatie af voor de retentie van nutriënten in een diepe plas (fractie nutriënten die achterblijft). Ze vond daarbij een duidelijk verschil tussen meren met oxische en met anoxische hypolimnia. In meren met oxische hypolimnia kon de retentie goed worden beschreven met de afgeleide relatie; in meren met anoxische hypolimnia was de retentie soms zelfs negatief. Hierbij is sprake van netto-nalevering van nutriënten. Deze wetenschap kan gebruikt worden voor het bepalen van de interne belasting.

Voor het bepalen van de retentie en de interne P-belasting worden de volgende stappen genomen:

- bepaal de te verwachten retentie van P in het systeem aan de hand van de empirische relatie van Nürnberg. Dit is de retentie die wordt verwacht indien het een plas met een oxisch hypolimnion betreft;
- bepaal de werkelijke retentie van P op basis van de stoffenbalans;
- schat de interne belasting aan de hand van het verschil tussen berekende en gemeten P-retentie;

Als alternatief voor retentie:

- bepaal de P-concentratie die mag worden verwacht bij de heersende externe belasting en de verwachtte retentie in een plas met een oxisch hypolimnion;
- schat de interne belasting aan de hand van het verschil tussen berekende en gemeten P-concentratie.

Het bepalen van de retentie

De retentie kan op de volgende wijzen worden bepaald [Nürnberg, 1984]:

- 1 berekend (werkelijk) op basis van de stoffenbalans: $R_{\text{gemeten}} = (P_{\text{in}} - P_{\text{uit}})/P_{\text{in}}$, of
- 2 voorspeld (te verwachten) op basis van een empirische relatie: $R_{\text{voorspeld}} = 15/(18+qs)$

Waarbij:

P_{in} = inkomende P-concentratie (naar debiet gewogen gemiddelde concentratie) of vracht;

P_{uit} = uitgaande P-concentratie (naar debiet gewogen gemiddelde concentratie) of vracht;

$qs = z/T$ (m/jaar)

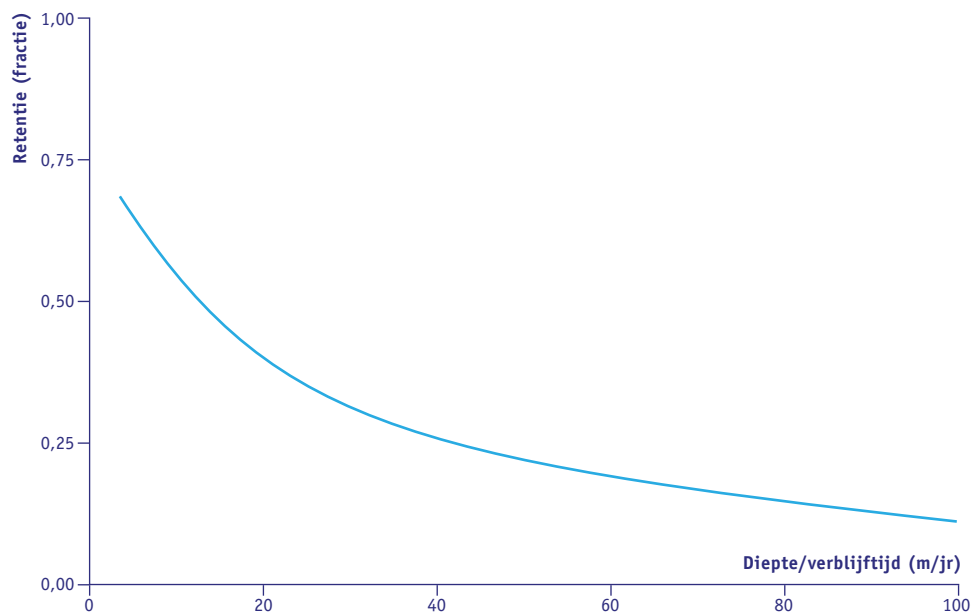
$z =$ gemiddelde diepte (m);

$T =$ verblijftijd (jaar).

De voorspelde retentie op basis van de ratio diepte/verblijftijd is weergegeven in [figuur 5.4](#). Bij een waarde van 1 is de retentie volledig (alles blijft achter), bij een waarde van 0,5 blijft 50 procent achter. Let op: deze relatie gaat uit van oxische omstandigheden in het hypolimnion. Onder anoxische omstandigheden gaat de relatie niet meer op en kan de retentie zelfs negatief zijn (nalevering). Zie ook [paragraaf 3.5.2](#).

Fig 5.4 EMPIRISCHE RELATIE TUSSEN DIEPTE/VERBLIJFTIJD

En de voorspelde retentie bij een oxisch hypolimnion.



Kader RETENTIE OUDERKERKERPLAS

Voor de Ouderkerkerplas zijn R_{gemeten} en $R_{\text{voorspeld}}$ bepaald. Hoewel er geen fosfaatbalans gemaakt is (alleen de inkomende posten van de waterbalans zijn gebruikt voor de fosfaatbelasting op dagbasis) kan de fosfaatretentie in de Ouderkerkerplas grofweg berekend worden.

- Voor P_{in} is de gemiddelde belasting op de plas van 1,1 mg P/m²/d gebruikt. Deze is omgerekend naar het aantal kilogrammen dat per jaar op de plas komt: $P_{\text{in}} = 290$ kg P/j.
- Voor de uitgaande vracht is uitgegaan van de aanname dat in het winterhalfjaar water wordt uitgelaten. De P-concentraties in de plas zijn significant hoger in de zomer dan in de winter. Er is 0,18 mg P/l gebruikt. Per jaar wordt 320.000 m³ uitgelaten. Hierin is ook de geringe watervraag vanuit omliggende percelen meegenomen. De concentratie van de uitflux van grondwater is in de anoxische periode (vier maanden) op 0,5 mg P/l gezet, en de overige acht maanden op 0,20 mg P/l. De grondwater-uitflux bedraagt per jaar 105.000 m³. In totaal is de uitgaande vracht: $P_{\text{uit}} = 90$ kg P/j. Dit maakt de retentie $R_{\text{gemeten}} = 0,69$ (ofwel 69 procent).
- De voorspelde retentie op basis van een oxische plas is berekend met een gemiddelde diepte van 19 meter en een verblijftijd van 13,6 jaar: $R_{\text{voorspeld}} = 0,77$ (ofwel 77 procent).

De waargenomen retentie is dus wat lager dan de voorspelde retentie, het verschil is echter vrij gering. Het systeem houdt dus wat minder van het inkomende P vast dan verwacht op basis van oxische omstandigheden. Uitgaande van een kloppende balans, wijst dit op een beperkte nalevering vanuit de waterbodem. Theoretisch is dit 8 procent (77 procent - 69 procent) van 1,1 mg P/m²/d, ofwel 0,1 mg P/m²/d. Overigens is het verschil in dit geval zo klein dat het valt binnen de foutenmarge van de water- en stoffenbalansen. De conclusie van deze analyse is dat de interne nalevering (vanuit de bodem) in de Ouderkerkerplas naar verwachting vrij gering is ten opzichte van de externe belasting.

Verwachte P-concentratie voor plassen met een oxisch hypolimnion

Aan de hand van de opgestelde water- en stoffenbalans kan een verwachting worden gegeven van de P-concentratie in het epilimnion. Deze is gebaseerd op de aanvoer (externe belasting), verliestermen (retentie) en hydraulische belasting (debiet). Aan de hand van de volgende relaties kan een schatting worden gemaakt van het totaal-P-gehalte (jaargemiddelde) voor plassen met een oxisch hypolimnion:

- $P_{\text{jaar}} = L_{\text{ext}} / qs(1 - R_{\text{gemeten}})$ [Dillon & Rigler, 1974]
- $P_{\text{jaar}} = L_{\text{ext}} / qs(1 - R_{\text{voorspeld}})$ [Nürnberg, 1998]

Dit is als volgt te zien: de P-concentratie (mg P/l) die je meet in een plas, is gelijk aan de inkomende P-vracht (gram P) gedeeld door het inkomende debiet (m³). In de vergelijking zijn deze termen naar oppervlak en tijd gestandaardiseerd (L_{ext} in mg P/m²/dag en q_s in m/dag). In werkelijkheid verdwijnt echter een deel van het inkomende P uit de waterfase en wordt vastgelegd in bodem, planten, etc. Daarom moet de berekende concentratie nog worden verminderd met de fractie van het P die in het systeem achterblijft. Dit is de retentie (R), die kan worden gemeten of kan worden voorspeld aan de hand van de empirische relatie van Nürnberg.

Verwachte P-concentratie voor plassen met een anoxisch hypolimnion

Voor plassen met een anoxisch hypolimnion gaan bovenstaande relaties tussen externe belasting en P-concentratie maar ten dele op. De reden daarvoor is dat de bodem P gaat naleveren. De retentie neemt daarom af. Nürnberg heeft relaties afgeleid die rekening houden met deze interne nutriëntenflux. De volgende relaties kunnen worden gebruikt om een schatting te geven van het totaal-P gehalte (voor verschillende seizoenen) voor plassen met een anoxisch hypolimnion:

- $P_{\text{epi}} = L_{\text{ext}}/q_s(1-R_{\text{voorspeld}})$ [Nürnberg, 1998]
- $P_{\text{jaar}} = L_{\text{ext}}/q_s(1-R_{\text{voorspeld}}) + \text{netto } L_{\text{int}}/q_s$ [Nürnberg, 1984]
- $P_{\text{jaar}} = (L_{\text{ext}} + \text{bruto } L_{\text{int}})/q_s(1-R_{\text{voorspeld}})$ [Nürnberg, 1998]
- $P_{\text{herfst}} = L_{\text{ext}}/q_s(1-R_{\text{voorspeld}}) + \text{bruto } L_{\text{int}}/q_s$ [Nürnberg, 1998]

In de vergelijkingen wordt onderscheid gemaakt tussen het jaargemiddelde fosfaatgehalte (P_{jaar}), het zomergemiddelde gehalte in het epilimnion (P_{epi}) en het gehalte in de herfst na destratificatie (P_{herfst}). Zoals [figuur 5.3](#) op pagina 96 laat zien, zijn die gehalten sterk verschillend en hebben ze ieder een eigen betekenis. Ook wordt onderscheid gemaakt tussen bruto en netto interne belasting.

Werkwijze schatten interne belasting

De eerste methode om de netto interne belasting te schatten is om het verschil in verwachte en gemeten retentie te vermenigvuldigen met de externe belasting. Immers, wanneer sprake is van een anoxisch hypolimnion zal de bodem P gaan naleveren. Dit uit zich in een lagere retentie.

- $L_{\text{int}} = -L_{\text{ext}} * (R_{\text{gemeten}} - R_{\text{voorspeld}})$ [Nürnberg, 1984]

Echter ook het P-gehalte zelf kan worden gebruikt (dit is feitelijk dezelfde relatie). Het verschil tussen het P-gehalte dat wordt verwacht in plassen met een oxisch en een anoxisch hypolimnion wordt, net als het verschil in retentie, veroorzaakt door de interne nalevering van nutriënten. Door de verwachte concentratie op basis van de externe belasting en verwachte retentie te vergelijken met de gemeten P-concentratie, kan een inschatting worden verkregen van de bijdrage van de interne belasting.

De grootte van de interne flux kan als volgt worden geschat uit de jaargemiddelde P-concentratie:

- $$P_{\text{jaar gemeten}} - L_{\text{ext}}/qs(1-R_{\text{voorspeld}}) = P_{\text{intern}}$$

De interne belasting kan vervolgens worden berekend door P_{intern} te vermenigvuldigen met de hydraulische belasting van de plas (qs). Dit is als volgt te zien: P_{intern} is de concentratietoename van P als gevolg van interne belasting. De eenheid is mg P/l. Om dit om te rekenen naar g P/m²/dag moet het worden vermenigvuldigd met het volume op 1 vierkante meter en gedeeld door de verblijftijd ofwel vermenigvuldigd met qs in m/dag. Naar mg/m²/dag betekent nog vermenigvuldigen met een factor 1000.

- interne belasting = $P_{\text{intern}} * 1000 * qs$ (mg P/m²/dag)

Naast deze relaties kan ook een inschatting worden gemaakt van de interne belasting aan de hand van de eigenschappen van de bodem. Hierop gaan we dieper in in het kader 'Indicatoren voor interne belasting'.

Kader **INDICATOREN VOOR INTERNE BELASTING**

Ook meten aan de bodem zelf kan inzicht geven in de toestand. In het kennisdocument 'Van helder naar troebel... en weer terug' is hier al ruimschoots op ingegaan. De daarin opgenomen indicatoren gelden ook voor diepe plassen. De werking van diepe plassen is echter anders, doordat er vaak langdurig sprake is van een anoxisch hypolimnion, waardoor ijzergebonden fosfaat wordt gemobiliseerd. Overigens kan ook sulfaat het aanwezige ijzer binden, waardoor de bodem een geringe bindingscapaciteit heeft voor P. Het inschatten van de interne P-belasting aan de hand van bodemindicatoren, zoals totaal-P, Fe:P ratio's etc., is echter nog niet mogelijk. Het in 2010 gestarte onderzoek BAGGERNUT moet hier handvatten voor geven voor ondiepe wateren. Deze zullen wellicht ook bruikbaar zijn voor diepe plassen.

5.4.3 Toelaatbare belasting van diepe plassen

Het bepalen van toelaatbare belastingen voor diepe plassen (vergelijk met kritische belastingen voor ondiepe meren) heeft een lange historie. In het algemeen wordt verondersteld dat de studies van Vollenweider (1968, 1976) hieraan ten grondslag liggen. Hierin werden grenzen voor de belastingen van diepe meren afgeleid op basis van waargenomen verschillen in trofische niveaus (oligotroof, mesotroof en eutroof). Later werden deze modellen uitgebreid door andere onderzoekers. In de meest recente modellen wordt gebruikgemaakt van gegevens over diepte, verblijftijd en retentie. De toelaatbare belasting hangt dus, net als in ondiepe meren en plassen, af van systeemspecifieke parameters en is daarmee ook systeemspecifiek. Onderstaand presenteren we kort enkele belangrijke modellen.

Modellen van Vollenweider

Een van de eerste onderzoekers die kwantitatieve relaties heeft gelegd tussen de nutriëntenbelasting en de toestand van een meer was Vollenweider. Als eerste stap ontwikkelde hij in 1968 een empirisch model dat de relatie beschreef tussen de 'permissible load' of toelaatbare belasting en de diepte van een meer. Hoe groter de diepte hoe hoger de toelaatbare belasting.

Al snel bleek dat het model in bepaalde gevallen slecht voorspelde, in meren met eenzelfde belasting kon de toestand sterk verschillen [Dillon, 1975]. De verblijftijd bleek de verklarende factor te zijn voor de waargenomen verschillen. In meren met lange verblijftijden werden veel hogere chlorofylgehalten aangetroffen dan in de meren die snel werden doorgespoeld.

Dit heeft geleid tot een aangepast model waarin ook de verblijftijd werd meege-
nomen [Vollenweider, 1975]. Om de toelaatbare belasting te bepalen nam Vollen-
weider een toelaatbare P-concentratie van 10 µg/l (ofwel 0,01 mg P/l) aan. Dit is de
voorjaars P-concentratie (vóór stratificatie) waarboven de kans op algenbloei in de
zomer sterk toeneemt [Sawyer, 1947]. Het model is als volgt:

$$Lt(P) = 100 + 10(z/Tw)$$

Waarbij:

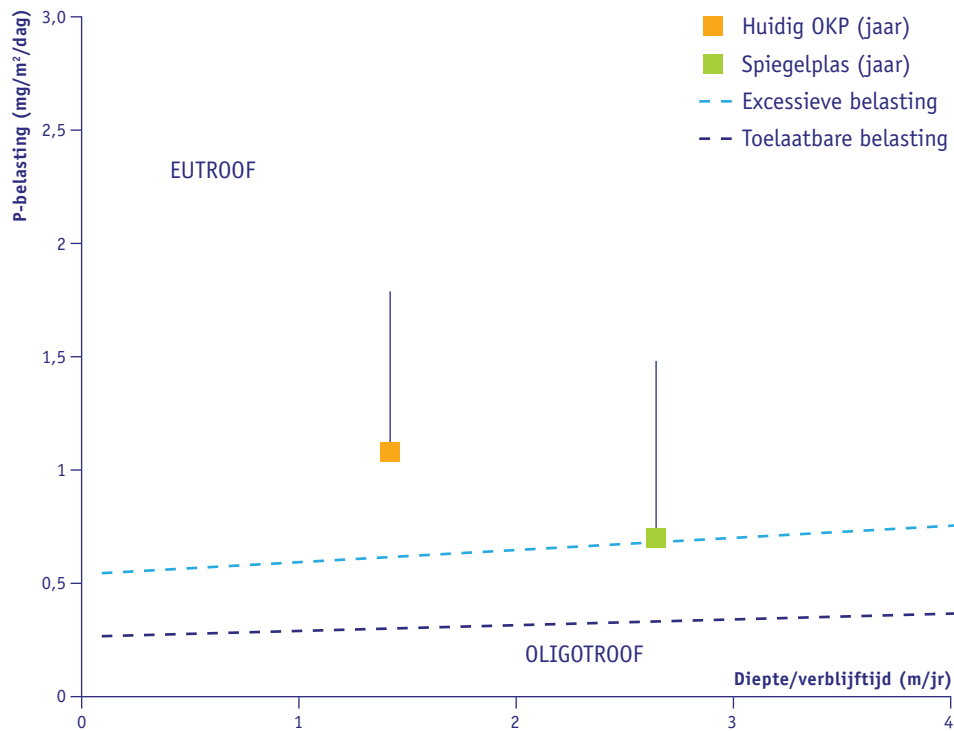
$Lt(P)$ = toelaatbare P-belasting in mg P/m²/dag;

z = gemiddelde diepte (m);

Tw = verblijftijd (jaar).

Vollenweider leidde eveneens een relatie af voor de ‘excessive loading’ ofwel de excessieve belasting [Vollenweider, 1975, 1976]. Dit definieerde hij als de belasting waarbij het optreden van overlast veroorzakende algenbloei waarschijnlijk is [Rast & Thornton, 2005]. Deze is tweemaal de toelaatbare belasting: excessieve belasting = $(200 + 20(z/Tw))$. Beide zijn in [figuur 5.5](#) schematisch weergegeven voor de Ouderkerkerplas en de Spiegelplas. Zie ook [figuur 5.1](#).

Fig 5.5 TOELAATBARE EN EXCESSIEVE NUTRIËNTENBELASTING VOLLENWEIDER 1975, 1976 en waarden voor de Ouderkerkerplas (OKP) en de Spiegelplas [Stroom et al., 2010].

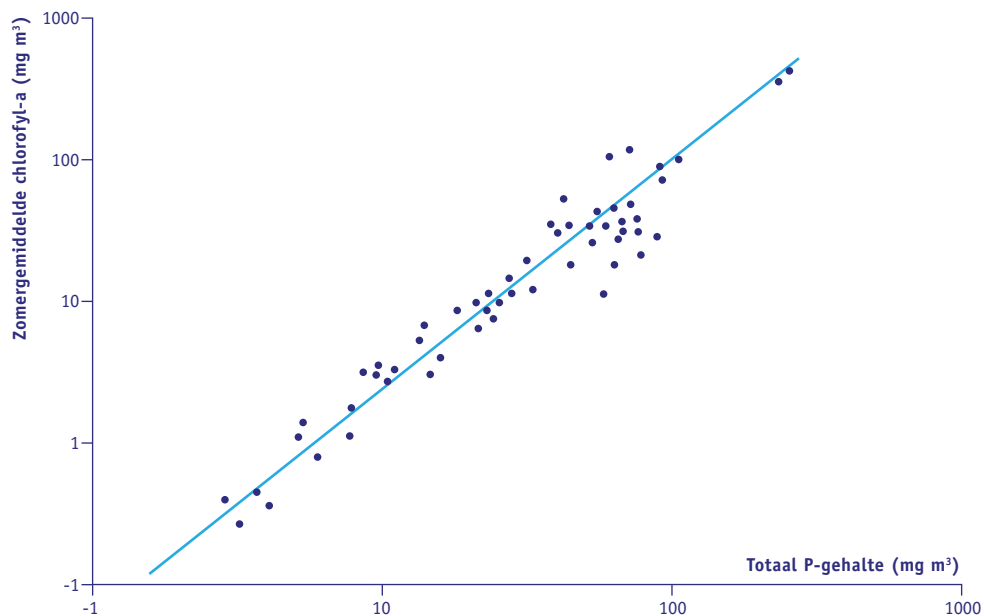


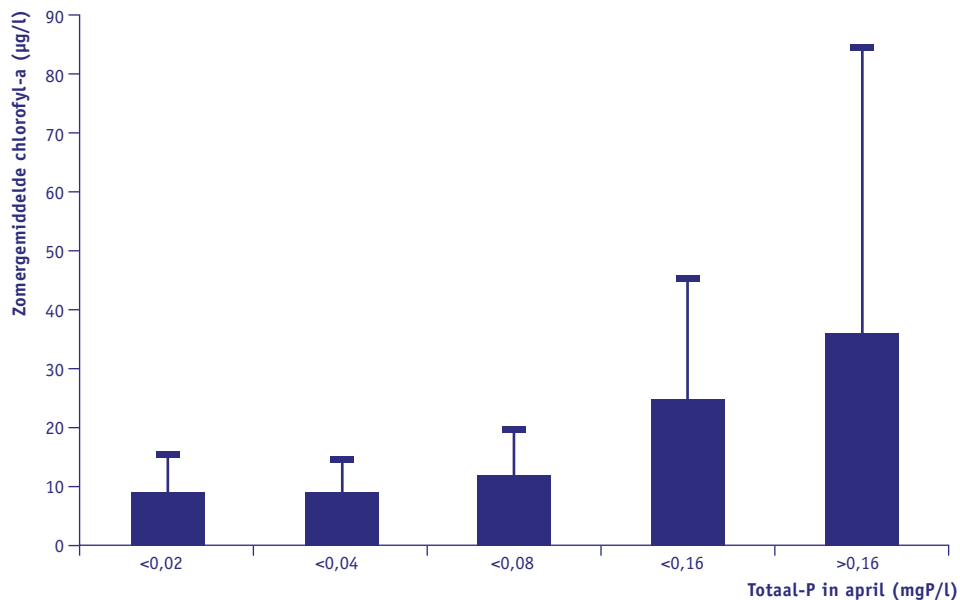
5.4.4 Voorjaarsfosfaatgehalte als voorspeller voor chlorofyl-a-gehalte

Van veel diepe plassen in Nederland bestaan geen meetgegevens. Soms zijn er beperkt gegevens beschikbaar, slechts enkele plassen zijn goed bemeten. Meestal is een enkele meting weinig informatief, voor diepe plassen is dat - mogelijk - anders.

Vaak zijn we vooral geïnteresseerd in de zomergemiddelde situatie, vooral wat betreft helderheid, nutriënten en algen (chlorofyl-a). In de internationale literatuur is het voorjaars totaal-fosfaatgehalte (vóór stratificatie) geïdentificeerd als een goede voorspeller voor het zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte. [Figuur 5.6](#) laat dat zien. De onderstaande figuur is afkomstig uit Dillon & Rigler (1974). De figuur rechts laat dat zien voor de Nederlandse meren aan de hand van de data uit de Limnodata Neerlandica. De P-gehalten zijn de waarden in april. De relaties zijn (lang) niet zo duidelijk als in de literatuur. Er is echter wel duidelijk zichtbaar dat lage voorjaars P-gehalten (< 0,04 mg P/l) altijd leiden tot vrij lage zomergemiddelde chlorofyl-a gehalten. Dit is ook aannemelijk indien je bedenkt dat het P-gehalte in het voorjaar, direct voorafgaand aan het optreden van stratificatie, bepalend is voor de P-voorraad in het epilimnion. Samen met de eventuele externe aanvoer van fosfaat en nalevering uit de waterbodem is deze voorraad bepalend voor de algengroei. Een laag P-gehalte in het voorjaar leidt dus tot weinig algengroei. Alleen voor plassen waarbij ook gedurende de zomer nog (veel) P van elders wordt aangevoerd, gaat dit niet op.

Fig 5.6 RELATIE VOORJAARS TOTAAL-P-GEHALTE EN ZOMERGEMIDDELDE CHLOROFYL-A





5.4.5 Overige indicatoren

De basis voor de diagnose, en daarmee voor het begrijpen van het functioneren van het systeem, is de analyse van de actuele belasting versus de toelaatbare belasting. In deze paragraaf noemen we nog enkele andere relevante indicatoren voor de analyse en diagnose van diepe plassen. Deels is er daarbij overlap met de indicatoren uit de KRW-maatlatten en de STOWA-beoordelingssystemen. Hier worden echter alleen de indicatoren genoemd die daadwerkelijk een diagnostische waarde hebben. Daarmee bedoelen we dat ze inzicht geven in het ecologisch functioneren en helpen om het systeem te begrijpen en knelpunten te identificeren.

a Doorzicht

Voor diepe plassen is helderheid kenmerkend. De mate van helderheid is een goede indicator voor de waterkwaliteit. Het doorzicht is dan ook een goede, eenvoudig te bepalen parameter om de kwaliteit te beoordelen. Vaak is chlorofyl-a de bepalende factor voor de helderheid, maar ook troebeling door leemdeeltjes of ijzer komt voor. Plassen kunnen dus ‘van nature’ een geringere helderheid hebben. Dit moet in de interpretatie van de beoordeling worden meegenomen, bijvoorbeeld door toepassing van het model ‘Uitzicht’ (zie [paragraaf 3.2.4](#)).

Plassen met een geringe helderheid hebben geringere potenties voor plantengroei en daarmee een geringere ecologische waarde. Globaal kan worden gezegd dat een doorzicht van vier meter of meer goed is, doorzichten van minder dan twee meter zijn voor diepe systemen gering. Deze waarden komen ongeveer overeen met de normen voor Utrechtse en Noord-Hollandse diepe plassen [IWACO, 1996; Witteveen+Bos, 2003].

b *Indicatoren voor interne belasting van (ondiepe) plassen*

In het kader van het OBN-laagveenwaterenonderzoek [Lamers *et al.*, 2010] zijn indicatoren ontwikkeld die inzicht geven in de risico's van interne eutrofiering. Dit zijn de Fe:PO₄- en Ca:PO₄-ratio's van het bodemvocht. Deze zijn ontwikkeld voor ondiepe wateren en eerder reeds toegelicht in 'Van helder naar troebel...en weer terug' [Jaarsma *et al.*, 2008]. Hun toepasbaarheid is nog niet bewezen voor diepe plassen. Ook moet worden vastgesteld of ze voor alle bodemtypen bruikbaar zijn. Het verdient echter aanbeveling hier de komende jaren naar te kijken. Voor ondiepe wateren zal het in 2010 gestarte onderzoeksproject BAGGERNUT (kijk voor meer informatie op www.watermozaiek.nl) expliciet kijken naar geschikte indicatoren voor het kwantificeren van de interne fosfaatbelasting.

c *Sulfaatgehalte en hardheid (alkaliniteit) van het (inlaat)water*

Het sulfaatgehalte van het inlaatwater van diepe plassen is in bepaalde gevallen ook een belangrijke indicator. Sulfaat bindt namelijk het beschikbare ijzer in de bodem (ijzersulfiden), wat leidt tot een afname van P-binding door ijzer. Ook kan sulfaat de anaerobe afbraak van organisch materiaal (detritus of veen) katalyseren. Sulfaatrijke plassen zijn daarom ook vaak P-rijk. Afhankelijk van de herkomst van het sulfaat (grondwater of oppervlaktewater) en de gevoeligheid van de plas voor sulfaat (ijzervoorraad, organische stof, reeds geaccumuleerd zwavel) heeft het verminderen van de sulfaatbelasting via het oppervlaktewater wel of geen zin. Bij hoge sulfaatgehalten in het inlaatwater, is het in ieder geval zinvol een analyse te maken van het sulfaatprobleem.

d *Algen en waterplanten*

De overige indicatoren zijn vooral gerelateerd aan de KRW-maatlatten voor fytoplankton en macrofyten. Dit betreft het zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte en de vegetatiebedekking. Deze laatste is uitgedrukt als percentage van het begroeibare areaal (zie ook [paragraaf 5.3](#)). Deze indicatoren komen overigens ook

in enigerlei vorm terug in het STOWA-beoordelingssysteem en in andere beoordelingssystemen (SEND, UTRECHT). Ze zijn afgeleiden van onder andere nutriëntenbelasting en helderheid en laten zien in hoeverre voedingsstoffen in de plas worden omgezet in primaire productie. Ook dit helpt bij het verder begrijpen van het ecologisch functioneren van een diepe plas.

5.5 **SAMENVATTEND OVERZICHT INDICATOREN VOOR DIAGNOSE**

In [tabel 5.2](#) op pagina 108 en 109 presenteren we grenswaarden voor de indicatoren die we hebben toegelicht in de voorgaande paragrafen. In de eerste plaats is er de toetsing van de actuele belasting aan de toelaatbare belasting. Deze methode is afkomstig uit de internationale wetenschappelijke literatuur (zie [paragraaf 5.2](#)). Dit is ook de indicator die de beste koppeling heeft met waterkwaliteitsmaatregelen. We gaan in [hoofdstuk 6](#) dieper in op deze maatregelen.

Ook het voorjaars P-gehalte is afkomstig uit de internationale literatuur. Deze is als voorspeller van het zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte, indirect een indicator voor de productiviteit (zie [paragraaf 5.4.4](#)). De andere indicatoren hangen samen met de interne belasting of met factoren die de interne belasting beïnvloeden en met helderheid en plantengroei (zie [paragraaf 5.4.5](#)).

Tabel 5.2

OVERZICHT VAN INDICATOREN

Samenvattend overzicht van indicatoren voor de diagnose van diepe plassen en de bijbehorende grenswaarden voor de goede, matige en slechte toestand.

Nutriëntenbelasting

<p>Actuele belasting kleiner dan toelaatbare belasting</p> <p>$P_{act} < P_{toelaatbaar}$</p>	<p>Actuele belasting tussen toelaatbare en excessieve belasting</p> <p>$P_{toelaatbaar} < P_{act} < P_{excessief}$</p>	<p>Actuele belasting groter dan excessieve belasting</p> <p>$P_{act} > P_{excessief}$</p>
<p>Voorjaars P-gehalte goed</p> <p>$P_{voorjaar} < 0.04$</p>	<p>Voorjaars P-gehalte matig</p> <p>$0.04 < P_{voorjaar} < 0.08$</p>	<p>Voorjaars P-gehalte slecht</p> <p>$P_{voorjaar} > 0.08$</p>
<p>Interne P-mobilisatie gering</p> <p>Fe:PO₄ (mol/mol) > 10 Ca:PO₄ (mol/mol) > 100</p>	<p>Interne P-mobilisatie matig</p> <p>Fe:PO₄ (mol/mol) 1 - 10 Ca:PO₄ (mol/mol) 10 - 100</p>	<p>interne P-mobilisatie hoog</p> <p>Fe:PO₄ (mol/mol) < 1 Ca:PO₄ (mol/mol) < 10</p>

Kwaliteit aanvoerwater

<p>Sulfaat + alkaliniteit (inlaat)water goed</p> <p>SO₄: < 100 μmol/l (<10 mg/l) Alkaliniteit: < 1 meq/l</p>	<p>Sulfaat + alkaliniteit (inlaat)water voldoende</p> <p>SO₄: 100-200 μmol/l (10-19 mg/l) Alkaliniteit: 1 - 2 meq/l</p>	<p>Sulfaat + alkaliniteit (inlaat)water slecht</p> <p>SO₄>200 μmol/l (19 mg/l) Alkaliniteit: > 2 meq/l</p>
---	---	--

Helderheid en plantengroei

Helderheid goed Zichtdiepte > 4 meter	Helderheid matig Zichtdiepte 2-4 meter	Helderheid slecht Zichtdiepte < 2 meter
Productiviteit gering ZGM chl-a < 10 µg/l	Productiviteit matig ZGM chl-a 10 - 20 µg/l	Productiviteit hoog ZGM chl-a > 20 µg/l
Bedekking submerse vegetatie goed > 25% begroeibare areaal	Bedekking submerse vegetatie matig 5 - 25 % begroeibare areaal	Bedekking submerse vegetatie slecht < 5% begroeibare areaal

5.6

VAN DIAGNOSE NAAR MAATREGELEN

In het voorgaande hebben we handreikingen gedaan voor het stellen van een diagnose: hoe staat een plas er voor en wat zijn mogelijke knelpunten in het ecologisch functioneren? De volgende stap is het nemen van maatregelen. Moeten er maatregelen worden genomen, en zo ja: welke dan? Het diagnostisch kader in [paragraaf 5.5](#) kan als basis gebruikt worden voor het identificeren van maatregelen ten behoeve van de waterkwaliteit en inrichting. Dit werken we in [hoofdstuk 6](#) verder uit.



H6 MAATREGELEN EN EFFECTEN

Eutrofiëring, met algenbloei als gevolg, vormt op dit moment wereldwijd de grootste bedreiging voor de waterkwaliteit en, daaruit voortvloeiend, de biodiversiteit van diepe plassen [Smith & Schindler, 2009]. Daarnaast bestaat er vanuit verschillende gebruikersgroepen (o.a. natuur- en landschapsbeherende instanties, duikers, sportvissers) behoefte om diepe plassen een hogere beleevingswaarde te geven.

Dit hoofdstuk gaat in op mogelijke maatregelen om de ecologische kwaliteit te verbeteren, en daarmee vaak ook de voorwaarden voor andere functies (bijvoorbeeld zwemwater). Rode draad zijn vier hoofdtypen van maatregelen. Deze grijpen respectievelijk in op de externe en interne nutriëntenbelasting (bronmaatregelen), de hydromorfologie (systeemmaatregelen), het voedselweb en de connectiviteit (verbinding/isolatie). Vertrekpunt voor deze maatregelen zijn de doelstellingen en ambities zoals beschreven in [paragraaf 5.1](#).

We richten onze aandacht vooral op de meest kansrijk geachte maatregelen in diepe plassen, waarbij we ingaan op effectiviteit, voordelen en beperkingen. Sommige maatregelen kunnen ook worden toegepast bij ondiepe meren en plassen, andere zijn specifiek gericht op diepe plassen. We gaan uitgebreid in op morfologische maatregelen, zoals uitbreiding van een diepe plas met ondiepe zones, verondiepen en verdiepen. We illustreren dit met praktijkvoorbeelden van uitgevoerde maatregelen.

6.1 TYPEN MAATREGELLEN EN KEUZE

Maatregelen ter verbetering van de ecologische toestand richten zich enerzijds op het aanpakken van de nutriëntenbelasting en de gevolgen daarvan, anderzijds op het verbeteren van de 'structuur' in combinatie met beheer. De maatregelen zijn, zoals reeds aangegeven, in te delen in de volgende vier hoofdtypen (in [figuur 6.1](#) aangeduid als type 1 t/m 4):

- 1 *Bronmaatregelen*: maatregelen ter vermindering van de externe en interne belasting;
- 2 *Systeemmaatregelen*: maatregelen om de toelaatbare belasting te vergroten via hydromorfologische ingrepen;
- 3 *Voedselwebmaatregelen*: maatregelen die ingrijpen op het voedselweb;
- 4 *Inrichtings- dan wel herinrichtingsmaatregelen*: maatregelen gericht op het creëren of versterken van habitats en op het verbeteren van de connectiviteit.

De type 1, 2 en 3 maatregelen grijpen direct of indirect in op de nutriëntenbelasting van een diepe plas en de wijze waarop deze zich vertaalt in de interne processen en het voedselweb. Type 4 maatregelen richten zich op het verbeteren van de situatie voor specifieke soorten of soortgroepen.

De keuze voor het toepassen van een maatregel hangt af van de toestand waarin een systeem zich bevindt, en van de knelpunten en verbeterpunten met het oog op de ecologische toestand. Er zijn uiteraard ook andere redenen om maatregelen te nemen. De visie op wat je als waterbeheerder wilt met een plas, is hierbij erg belangrijk. Dit dient, samen met andere belanghebbenden, te worden bepaald. In dit rapport beperken we ons echter tot de ecologie. De beslisboom in [figuur 6.1](#) op pagina 116 kan worden gebruikt als leidraad bij de keuze van maatregelen ter verbetering van de ecologische toestand.

De beslisboom (eerste kolom) gaat uit van de volgende aanpak bij de beoordeling van ecologische aspecten:

- I** zet de externe belasting af tegen de toelaatbare belasting en neem zo mogelijk maatregelen om de externe belasting terug te brengen;
- II** zet de externe plus interne belasting af tegen de toelaatbare belasting en neem zo mogelijk maatregelen om de interne belasting terug te brengen;
- III** kijk of de toelaatbare belasting vergroot kan worden (verdiepen of verblijftijd verkorten);
- IV** kijk of het voedselweb (reeds) op orde is (algenbloeien, flab, gering doorzicht door algen, etc.);
- V** kijk of bepaalde habitats ontbreken of kunnen worden versterkt;
- VI** beoordeel of verbetering van de connectiviteit gewenst is.

Het beoordelen van deze aspecten geeft de onderbouwing voor het selecteren van maatregelen. Per ecologisch aspect zijn de volgende hoofdtypen van maatregelen mogelijk (zie tweede kolom [figuur 6.1](#)).

TYPE 1 *Bronmaatregelen, maatregelen gericht op het terugdringen van de externe en interne belasting*

Het toetsen en, indien nodig, terugdringen van de externe belasting via bronaanpak is de eerste belangrijke stap ([paragraaf 6.2](#)). Ten aanzien van de toestroom van nutriënten via het oppervlaktewater geldt de volgende voorkeursaanpak: hydrologisch isoleren - inlaat beperken - voorzuivering van inlaatwater. Hydrologi-

sche isolatie in combinatie met natuurlijke peilfluctuatie is in het algemeen de meest gewenste situatie, omdat er dan ook kansen zijn voor oeverontwikkeling. Ook de toestroom via grondwater kan zorgen voor een grote belasting en is een aandachtspunt bij de keuze van maatregelen.

Door interne recycling van nutriënten in een plas kan de verlaging van de externe nutriëntenbelasting onvoldoende zijn om de doelstellingen te behalen. Er zijn daarnaast dan ook verschillende maatregelen mogelijk die zijn gericht op het verlagen van de interne fosfaatbeschikbaarheid ([paragraaf 6.3](#)). Aanpak van de interne belasting is echter weinig zinvol (alleen tijdelijk) als de externe belasting te hoog blijft. Verder geldt dat niet elke nutriëntenreducerende maatregel een stap in de goede richting is. Bij een beperkte aanpak bestaat het risico op vergroting van de blauwalgenproblematiek (zie kader “Ecologisch herstel en blauwalgen”).

Kader

ECOLOGISCH HERSTEL EN BLAUWALGEN

Bepaalde toxische en drijfvaagvormende blauwalgen gedijen goed in diepe wateren. De geslachten die de meeste overlast veroorzaken, zijn maatgevend in het blauwalgenprotocol dat gebruikt wordt om zwemmers te beschermen: *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix* en *Woronichinia*. Dit zijn met *Gloeotrichia* meteen ook de dominantste bloeivormers [Lurling en Van Dam, 2009].

Maatregelen om de belasting van een plas te verminderen kunnen in bepaalde gevallen onbedoelde neveneffecten hebben op het voorkomen van blauwalgen. Door de lagere belasting kan het water bijvoorbeeld helderder worden en/of stikstofgelimiteerd raken. Beide veranderingen kunnen het risico op het optreden van blauwalgenbloeien vergroten. Omgekeerd kan een bepaalde (blauw)algensamenstelling ook informatie geven over de huidige toestand en de weg naar ecologisch herstel. Van beide situaties een voorbeeld:

- In het (overigens ondiepe) Terra Nova was *Planktothrix* jaren dominant en *Aphanizomenon* periodiek dominant. *Planktothrix* heeft weinig licht nodig en doet het goed in relatief troebel water. Na het wegvissen van bodemwoelende vissen verbeterde het lichtklimaat. Met dominanties van *Anabaena* als gevolg. *Anabaena* is net als *Microcystis* een toxische drijfvaagvormer. Het verder verlagen van het stikstofgehalte, zo is de verwachting, zal deze dominantie doen toenemen.

-
- Bij dominanties van de stikstoffixeerders (pseudo)*Anabaena* en *Aphanizomenon* is de kans groot dat het watersysteem (periodiek) stikstofgelimiteerd is. Dit is het geval in de Ouderkerkerplas. Waarschijnlijk wordt in dit watersysteem *Microcystis* dominant indien de belasting van nitraat en ammonium toeneemt. *Microcystis* zal eerder en persistentere drijfslagen vormen dan de huidige populatie in de plas. Laag stikstof is hier dus goed.

Iedere plas is anders, en er is vooralsnog onvoldoende kennis om algenpopulaties goed te kunnen voorspellen. Het verdient aanbeveling om zowel bij de analyse als bij de beoordeling van maatregelen rekening te houden met de aanwezige en te verwachten blauwalgenpopulaties. In het algemeen kan worden gezegd dat het verstandig is in te zetten op een pakket aan herstelmaatregelen dat zowel de externe als de interne belasting aanpakt om de kans op blauwalgenproblemen te verkleinen.

TYPE 2 *Systeemmaatregelen, maatregelen gericht op het vergroten van de toelaatbare belasting*

Als het verlagen van de nutriëntenbelasting niet zinvol is of niet lukt, komen systeemmaatregelen in beeld ([paragraaf 6.4](#)). Dit zijn maatregelen die de verblijftijd verkorten of de diepte vergroten (zie modellen voor bepaling toelaatbare belasting [paragraaf 5.4.3](#)).

TYPE 3 *Maatregelen die ingrijpen op het voedselweb*

Nadat het systeem voedselarm is geworden door de uitvoering van maatregelen (belastingreductie), kan het gewenst zijn het voedselweb hiermee in evenwicht te brengen, bijvoorbeeld door het wegvangen van vis of het uitvlokken van blauwalgen via toediening van aluminium ([paragraaf 6.5](#)). In dit geval zijn deze ingrepen in principe eenmalig. Door bepaalde onderdelen van het voedselweb (continu) te ‘verstoren’ worden ongewenste omstandigheden (zoals blauwalgenbloei, flabontwikkeling, etc.) voorkomen of beperkt. Voorbeelden zijn mengen of het toedienen van waterstofperoxide. Dit betreft dus ook de ‘effectgerichte maatregelen’ indien de bronaanpak tekortschiet.

TYPE 4 *(Her)inrichtingsmaatregelen: maatregelen gericht op het vergroten van de habitatdiversiteit of het verbeteren van de connectiviteit*

Het veranderen van de inrichting van een plas om de habitatdiversiteit te vergroten, kan zowel door het creëren van nieuwe habitats als door het versterken van bestaande habitats (soms alleen areaal vergroten). Voorbeelden zijn het uitbreiden van ondiepe zones of het (gedeeltelijk) verondiepen van een plas ([paragraaf](#)

6.6). In potentie is er grote winst te boeken door het aanleggen van moerassige zones (paaigebieden) in combinatie met waterpeilfluctuatie.

Het verbeteren van de connectiviteit betekent het ontsluiten van habitats door het verbinden van watersystemen (paragraaf 6.7). Veelal is het gewenst plassen met een goede ecologische kwaliteit te isoleren van het omringende oppervlaktewater. Soms kunnen diepe plassen echter een refugium vormen voor bijvoorbeeld vissen in boezemsystemen of rivieren. Vooral in de winter en tijdens extreme omstandigheden zoals extreme warmte, piekafvoeren en lozingen, kunnen diepe plassen een belangrijke functie hebben binnen een groter watersysteem.

Tabel 6.1 geeft per hoofdtype een overzicht van mogelijke maatregelen in diepe plassen. Het doel van dit overzicht is het geven van inzicht in maatregelen die een waterbeheerder kan nemen aan de randen van, of in een diepe plas. De primaire taak van waterbeheerders zou echter moeten zijn het omlaag brengen van de nutriëntenbelasting uit het stroomgebied. Het gaat daarbij zowel om puntbronnen (bijvoorbeeld rwzi's) als diffuse bronnen (bijvoorbeeld uitspoeling uit landbouwgronden). Maatregelen op stroomgebiedniveau vallen buiten het bestek van dit rapport.

Het uiteindelijke effect van maatregelen is afhankelijk van diverse omstandigheden en van de kennis van de specifieke waterkwaliteitssituatie. Grondig onderzoek is veelal nodig om vooraf de mogelijke effectiviteit van een maatregel te kunnen beoordelen. Zie het kader 'Oorzaken interne nutriëntenbelasting'.

Kader **OORZAKEN INTERNE NUTRIËNTENBELASTING**

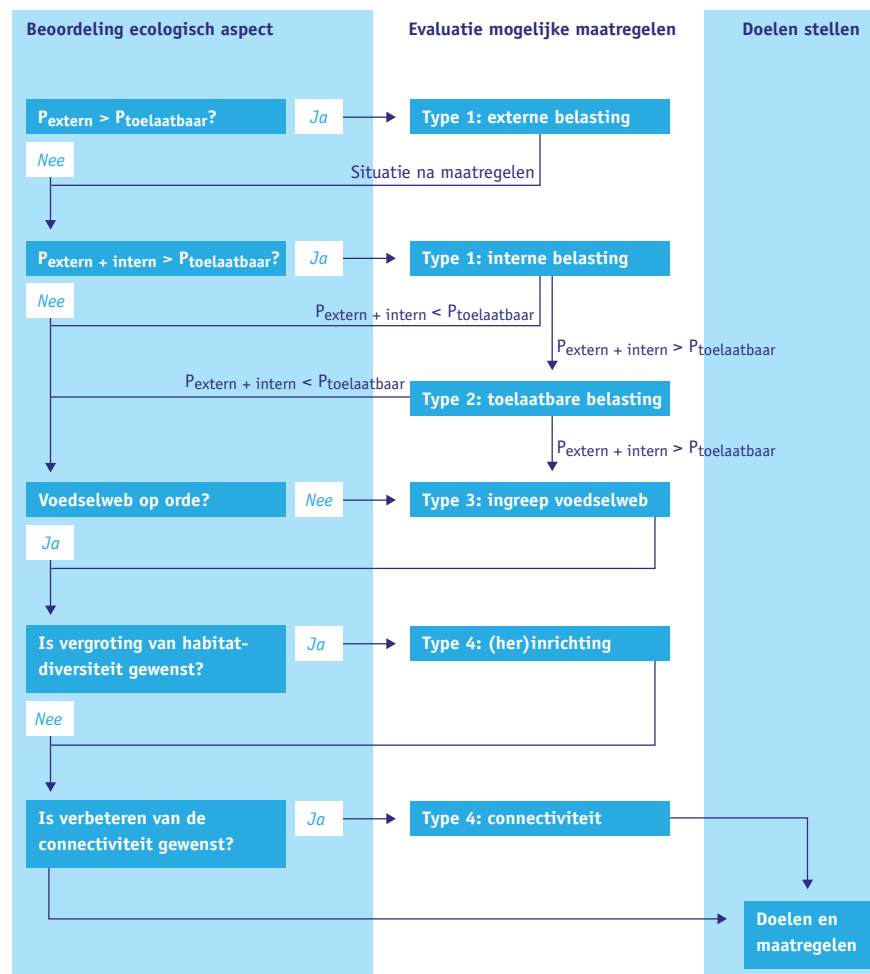
Het aanpakken van de nutriëntenbelasting betekent meestal eerst het beperken van de externe instroom van nutriënten, waarna maatregelen kunnen volgen om de interne belasting aan te pakken. Of die kansrijk zijn, is veelal afhankelijk van de oorzaak van de belasting. Oorzaken van een hoge interne belasting zijn:

- vrijkomen van ijzergebonden fosfaat;
- afbraak van organisch materiaal (algen, blad etc.);
- afbraak van veenbodems.

Bij afbraak van veenbodems kunnen maatregelen weinig effectief zijn vanwege de continue aanvoer van P. Het is dus van groot belang de bron van interne belasting scherp te krijgen.

Fig 6.1 **BESLISBOOM VAN MAATREGELEN**

Beslisboom om onderbouwd maatregelen te nemen om de ecologische kwaliteit van diepe plassen te verbeteren. Type 1 t/m 4 zijn de genoemde hoofdtypen van maatregelen, resp. bron-, systeem-, voedselweb- en (her) inrichtingsmaatregelen.



Tabel 6.1 **OVERZICHT VAN MAATREGELEN**
Overzicht van maatregelen om de ecologische kwaliteit van diepe meren en plassen te verbeteren.

HOOFDTYPEN MAATREGELEN	CONCRETE MAATREGELEN
1. Bronmaatregelen	
<ul style="list-style-type: none"> • externe belasting 	<ul style="list-style-type: none"> • isoleren van omringend oppervlaktewater • inlaatwater beperken door toelaten peilfluctuatie • voorzuiveren van inlaatwater • beperken uitwisseling grondwater • beperken overige inkomende nutriëntenstromen (watervogels, bladinal, etc.)
<ul style="list-style-type: none"> • interne belasting 	<ul style="list-style-type: none"> • baggeren • afdekken met zand • Fe/Al-additie • flock & lock • zuurstofinjectie
2. Systeemmaatregelen (vergroten toelaatbare belasting)	<ul style="list-style-type: none"> • verblijftijd verkorten via doorspoelen • hypolimnische retractie • verdiepen
3. Voedselwebmaatregelen	<ul style="list-style-type: none"> • visstandbeheer • diepe menging ter bestrijding van blauwalgen
4. (Her)inrichtingsmaatregelen	<ul style="list-style-type: none"> • creëren van ondiepe zones / verondiepen • verbeteren van de connectiviteit

6.2 BRONMAATREGELEN EXTERN
 Externe bronmaatregelen dienen om de instroom van nutriënten (vooral fosfaat) te beperken. Dit is belangrijk om waterkwaliteitsproblemen te voorkomen. Of een bepaalde instroom van nutriënten daadwerkelijk tot waterkwaliteitsproblemen leidt, hangt af van het vermogen van de plas om de nutriënteninstroom te verwer-

ken. Dit hangt weer af van de kenmerken van de plas, zoals diepte en verblijftijd maar ook het vermogen van de diepe waterbodem (sediment) om nutriënten permanent te binden. Inzicht hierin is van belang om verzadiging te voorkomen. Eenmaal voorbij het omslagpunt (zie [figuur 5.1](#)), wordt het lastig weer in een goede toestand terecht te komen (hysteresis-effect).

Behalve de nutriënten zelf, komen er stoffen een plas binnen die tijdelijk nutriënten kunnen binden (zoals ijzer) of de binding van fosfaat juist tegenwerken (zwavel). Daarnaast kunnen de zuurgraad en het chloridegehalte van externe bronnen een belangrijke rol spelen. De belangrijkste bronnen hebben we beschreven in [hoofdstuk 5](#). Kansrijke maatregelen die ingrijpen op de externe belasting, staan hieronder uitgebreid beschreven.

HELOFYTENFILTER



6.2.1 Isoleren van omringend oppervlaktewater

Isoleren betreft het (al dan niet volledig) tegengaan van oppervlakkige toestrooming van eutroof water vanuit omliggend gebied, bijvoorbeeld via het afkoppelen van watergangen. Volledig geïsoleerde plassen worden alleen nog gevoed door neerslag en grondwater. Afvoer van gebiedseigen water op het omringende watersysteem dient veelal wel mogelijk te blijven (doorstroming) vanwege het neerslagoverschot.

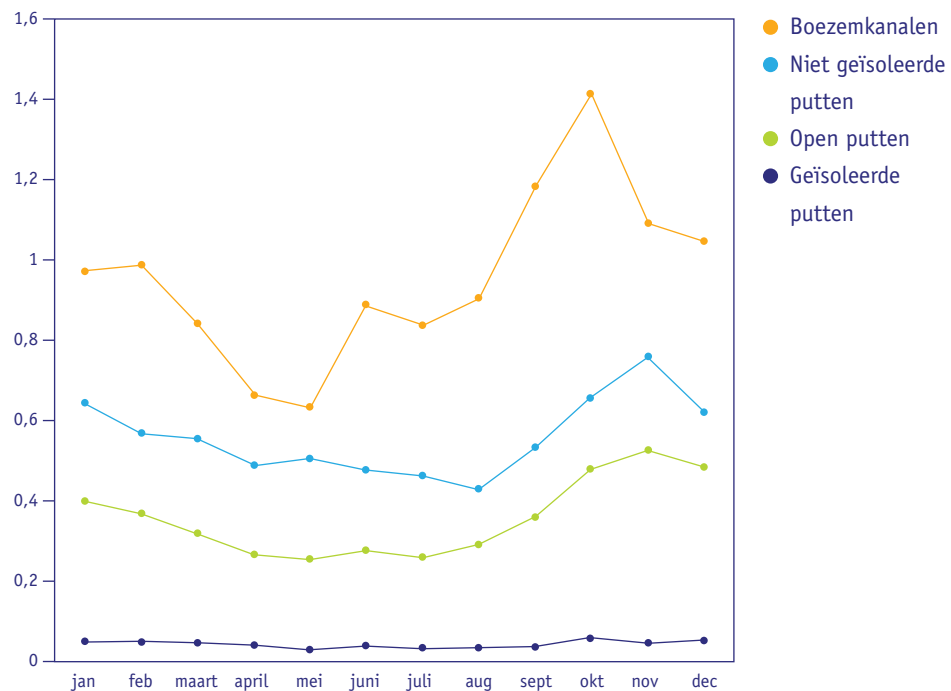
Geïsoleerde plassen hebben niet te maken met toestroom van voedselrijk oppervlaktewater. Ze hebben ook een langere verblijftijd dan niet-geïsoleerde plassen. Dit is de reden dat geïsoleerde diepe plassen veelal het hoogste doorzicht hebben, de laagste nutriëntenconcentraties en de laagste algenbiomassa. In niet-geïsoleerde plassen vindt continu aanvoer van nutriënten plaats, terwijl in geïsoleerde plassen gedurende de zomer juist uitputting van nutriënten optreedt door algen-groei en sedimentatie (zie [hoofdstuk 3](#)). Ter illustratie is in [figuur 6.2](#) het verschil weergegeven tussen fosfaatgehalten van geïsoleerde en niet-geïsoleerde plassen binnen Rijnland. Hierin is te zien dat het fosfaatgehalte in geïsoleerde plassen vele malen lager ligt dan in niet-geïsoleerde plassen.

Isoleren is vooral zinvol als het toestromend oppervlaktewater de grootste bijdrage levert aan de totale belasting. Als de belasting vooral wordt veroorzaakt door andere bronnen zoals de waterbodem of toestromend grondwater, kan isoleren ook averechts werken. Doorspoeling van nutriënten is dan namelijk niet meer mogelijk. Isoleren en eventuele omdijking van de plas bieden de mogelijkheid een natuurlijk peilverloop tot stand te brengen.

Van diepe plassen in Nederland zijn voorbeelden bekend waar isoleren heeft geleid tot nutriëntenreductie, zoals in plas Geestmerambacht (Noord-Holland). Hier zijn door afsluiting van het Noord-Hollandsch kanaal in 2003 de fosfaat-, stikstof- en chlorofylconcentraties verminderd. In het buitenland zijn ook voorbeelden bekend waar het omleggen van de instroom in diepe meren succesvol is toegepast, zoals bij Lake Washington (VS) [Edmondson & Lehman, 1981]. Het afleiden van waterstromen is echter niet altijd eenvoudig te realiseren. Plassen die deel uitmaken van het boezemsysteem, hebben een belangrijke functie in de regionale afwatering. Om de plassen bereikbaar te houden voor recreatievaart kan een sluis, automatische klepstuw of door-

vaarbare rubberen kering een oplossing bieden. Verder is afwenteling een aandachtspunt bij het omleggen van waterstromen. Een ander aandachtspunt is de rol van de plas als refugium voor bijvoorbeeld vissen in het grotere watersysteem (zie [paragraaf 6.7](#)). Dat kan een reden zijn om een plas niet te isoleren.

Fig 6.2 GEMIDDELD VERLOOP VAN OPGELOST FOSFAAT DOOR HET JAAR HEEN IN RIJNLAND
'Open putten' bevinden zich in een ander oppervlaktewater, het betreft de diepe delen van boezemmen. Niet-geïsoleerd betekent dat enige uitwisseling mogelijk is met overig oppervlaktewater [Michielsen en Ibelings, 2002].



6.2.2 Inlaatwater beperken door het toestaan van peilfluctuatie

Door het toestaan van peilfluctuatie kan het inlaten van water voor peilbeheersing beperkt worden. Omdat inlaat voor peilbeheersing vooral 's zomers plaatsvindt, kunnen de nutriënten in het inlaatwater zich direct vertalen in algengroei.

Daarnaast heeft inlaatwater vaak een andere chemische samenstelling dan het plaswater en kan het de nalevering van fosfaat uit de waterbodem bevorderen. Dit zal vooral het geval zijn indien de concentraties sulfaat en bicarbonaat van het inlaatwater hoger zijn dan die van het ontvangende water.

Net als bij isoleren is het beperken van inlaatwater (of defosfatering ervan) mogelijk weinig effectief als andere nutriëntenstromen een grote bijdrage leveren aan de totale belasting. De interne nalevering door de bodem kan bijvoorbeeld verreweg de belangrijkste oorzaak zijn. Aan de hand van onderzoek aan de waterbodem kan het risico op interne eutrofiëring in combinatie met de kwaliteit van het inlaatwater vooraf ingeschat worden (zie [paragraaf 5.4](#)).

Naast het beperken van de externe nutriëntenbelasting via inlaat, bevordert een natuurlijk waterpeilverloop met een hoge waterstand in de winter en een lagere waterstand in de zomer de spontane ontwikkeling van emerse vegetatie. Ook kunnen droogvallende dan wel onderlopende oevers een positieve bijdrage leveren aan het verwijderen van N (via denitrificatie) of het binden van P in de oever. Fosfaat blijft echter wel in het systeem en kan door veranderende omstandigheden weer vrijkomen.

Het is nog onduidelijk wat de kwantitatieve effecten zijn van droogvallende/onderlopende oevers wat betreft opname en afgifte van nutriënten [Coops, 2002]. Wel is duidelijk dat grote oppervlakten nodig zijn wil dit een substantieel effect hebben op het watersysteem.

In een diepe plas met alleen steile oevers is de oppervlakte droogvallende/onderlopende oevers beperkt en zal de invloed van het peil op deze oevers gering zijn. Het waterpeil is met name een stuurknop voor plassen met flauwere taluds. Daar kan een relatief geringe peilverandering een aanzienlijke verschuiving in de verhouding tussen de arealen van verschillende diepteklassen bewerkstelligen. Voor meer informatie verwijzen we naar 'Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht' [Coops, 2002].

6.2.3 Voorzuiveren van inlaatwater

Een mogelijkheid om de externe nutriëntenbelasting te verminderen, is het zuiveren van inlaatwater vóór het in de plas terechtkomt. Dit kan door een helofytenfilter of chemische precipitatie (defosfatering).

In een helofytenfilter vindt verwijdering van nutriënten en slib plaats met behulp van vegetatie (helofyten). De verwijderende werking berust zowel op biologische (opname en bacteriële omzettingen) als fysisch-chemische processen (bezinking en adsorptie). Helofytenfilters vangen vooral particulier materiaal in en denitrificeren goed. Verder is deze vorm van zuivering vrij goedkoop, mede door de beperkte energiebehoefte en de relatief eenvoudige bedrijfsvoering [Rijdsdijk, 1996]. Het zuiveringsrendement van een helofytenfilter is echter op voorhand niet goed te voorspellen en voor fosfaat en stikstof sterk wisselend. Het hangt erg af van de hydraulische belasting en verschilt per situatie (samenstelling inlaatwater, aandeel opgelost en particulier). Daarnaast is een nadeel van helofytenfilters de benodigde oppervlakte (grondverwerving). Om te voorkomen dat de opgenomen nutriënten weer vrijkomen, dienen in het systeem planten en het eventuele slib verwijderd te worden.

Als een zeker rendement gewenst is, of er te weinig ruimte is voor het aanleggen van een helofytenfilter, kan fosfaatverwijdering plaatsvinden via chemische defosfatering met ijzerzouten. Na flocculatie bezinken de deeltjes en het behandelde water stroomt verder. Het afgescheiden slib dient vervolgens te worden afgevoerd. Deze methode is enorm effectief en kan de P-concentratie in het aanvoerwater verlagen tot 0,005 mg/l [Bernhardt, 1980; Clasen and Bernardt, 1987]. In Nederland wordt het op verschillende locaties toegepast, bijvoorbeeld bij de Bergse Achterplas (hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard) en de Loosdrechtse plassen (hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vecht). Het betreft een relatief dure maatregel, waarbij de kosten sterk afhankelijk zijn van de locatie.

6.2.4 Beperken van de uitwisseling van (on)diep grondwater

Kwel wisselt sterk van kwaliteit. Afhankelijk van de herkomst ervan (ondiep of diep grondwater) kan kwel zowel een bijdrage leveren aan een goede waterkwaliteit als verantwoordelijk zijn voor sterke eutrofiëring.

De rol van het diepe grondwater is in diepe plassen veel belangrijker dan in ondiepe. Veel putten staan onderin direct in contact met een watervoerend pakket (zie ook [paragraaf 3.3](#)). Waar het diepe grondwater brak en/of nutriëntenrijk is (vooral laag-Nederland), kan men kiezen voor bodemafsluiting met een slecht doorlatend materiaal (bijvoorbeeld kleilaag). Praktijkvoorbeelden waarin dit specifiek is toegepast, zijn niet bekend. Ook het verondiepen van plassen kan bijdragen aan het

beperken van de toestroom van voedselrijk diep grondwater. Verondiepen kan in die gevallen dus ook gunstig zijn voor de waterkwaliteit. Deze maatregel wordt beschreven in [paragraaf 6.6](#).

Het ondiepe grondwater is doorgaans rijk aan nutriënten en veelal afkomstig van landbouwgronden. Ook in dat geval is het beperken van grondwatertoestroming wenselijk. Dit kan bijvoorbeeld door het peil in de plas op te zetten.

DRIUKBEVOLKTE ZANDWINPLAS MET WATERVOGELS



6.2.5 Beperken van overige nutriëntenstromen

Externe-bronmaatregelen kunnen ook gericht zijn op het verminderen van de nutriënteninstroom door het gebruik in en om de plas te veranderen. Bekende nutriëntenbronnen zijn landbouw, industrie en huishoudens (rwzi's). Andere nutriëntenstromen die een plas kunnen verrijken, zijn onder meer:

-
- aangevoerd materiaal voor taludaanpassingen (grond, baggerspecie);
 - organische belasting vanuit groenstroken (bemesting van aanliggende sportvelden of golfbanen, hondenpoep, bladnval);
 - uitwerpselen van watervogels;
 - belasting door zwemmers (vooral opwoeling bodem);
 - recreatievaart;
 - eendenvoer en lokvoer voor sportvisserij.

Het effect van elke afzonderlijke instroom, is sterk afhankelijk van de lokale situatie. Het onvoldoende rekening houden met bovenstaande nutriëntenstromen kan tot onderschatting leiden van te nemen maatregelen om specifieke nutriëntenbronnen aan te pakken.

6.3 BRONMAATREGELEN INTERN

6.3.1 Baggeren

Baggeren kan fosfaatnalevering uit de bodem en lage zuurstofconcentraties beneden de spronglaag voorkomen of verminderen. Het gehalte aan fosfaat, de afgiftesnelheid van fosfaat en de sedimentdiepte bepalen waar en hoe diep er gebaggerd moet worden [Rijsdijk, 1996]. Ook de ent (of 'zaadbank') van blauwalgen die zich in het sediment bevindt, wordt met baggeren verwijderd [Drabkova, 2007].

Baggeren lijkt voor veel diepe plassen op voorhand niet de meeste geschikte maatregel. Technisch is het baggeren van diepe plassen wel mogelijk. Maar er blijft vaak enige centimeters aan 'mors' achter. Hierdoor kan de nalevering op hetzelfde niveau blijven als vóór de ingreep. Baggeren kan daarnaast averechts werken, indien een laag met een hoger gehalte aan gemakkelijk afbreekbaar materiaal en mogelijk ook hoge fosfaatconcentraties bloot komt te liggen [Michielsen *et al.*, 2007]. Bovendien is baggeren een zeer dure ingreep in vergelijking met andere maatregelen zoals afdekken met zand (zie [paragraaf 6.3.2](#)) of *flock & lock* (zie [paragraaf 6.3.4](#)). Op basis van een grove schatting bedragen de kosten voor het verwijderen van slib 20-40/m³ (prijspeil 2010, inclusief btw), waarbij de afvoer- en stortkosten het meest bepalend zijn.

Baggeren is kortom een grote ingreep in het plasecosysteem met mogelijk negatieve effecten. Baggeren kan veel troebelheid, resuspensie en dispersie van stoffen veroorzaken [Rijsdijk, 1996]. Verstoring van bodemflora en -fauna is echter beperkt

in diepe plassen, omdat deze onder zuurstofarme omstandigheden (in hypolimnion ligt het meeste bagger) weinig voorkomen. De omstandigheden kunnen juist verbeteren door het aanpakken van de waterbodem.

Vanwege de hoge kosten is baggeren alleen een reële maatregel als het gaat om relatief kleine hoeveelheden (beperkte voedselrijke toplaag). Door het verwijderen van de losse sliblaag in de ondiepe delen kan tevens de kwaliteit van het bodemhabitat voor vissen, macrofauna en vegetatie verbeteren. Daarnaast kan kleinschalig baggeren bij zwemlocaties de bodemwoeling beperken.

Nederlandse voorbeelden van baggeren om de waterkwaliteit in diepe plassen te verbeteren, zijn niet bekend. In ondiepe meren en plassen wordt baggeren met wisselend succes toegepast. Bij baggeren van diepe plassen in het buitenland zijn wisselende resultaten behaald. De slechte resultaten zijn vaak te wijten aan onvoldoende vooronderzoek of simpelweg omdat men onvoldoende sediment verwijderde [Cooke *et al.*, 2005]. Goed vooronderzoek bestaat uit een analyse van de nutriëntenbalans, het gedrag van het sediment, de historische sedimentopbouw en de onderliggende bodem. Dit helpt om de haalbaarheid van baggeren vast te stellen en geeft inzicht in de te verwachten effecten op langere termijn. Bij een onveranderde hoge externe nutriëntenbelasting heeft baggeren geen of slechts tijdelijk effect.

6.3.2 Afdekken van het sediment

Een goedkoop alternatief voor baggeren is *sediment capping*, ofwel het afdekken van het sediment met een fysieke of chemische barrière (zie [paragraaf 6.3.3](#)) waardoor het vrijkomen van fosfaat (interne nalevering) of andere vervuilingen tegengegaan wordt. Oorspronkelijk bestaat het idee uit het aanbrengen van een afdeklaag (30-40 cm) van zand [UNEP-IETC, 1999]. Voor diepe plassen lijkt afdekken met zand soms een goede oplossing, vooral in combinatie met verdere zandwinning. De afdeklaag vormt eenvoudigweg een fysieke barrière voor het sediment. De fosfaatflux uit het sediment van het (zuurstofloze) hypolimnion wordt hiermee beperkt. In ondiepe zones vindt beperking plaats van de fosfaatflux via het voedselweb (denk aan nutriëntenpomp waterplanten en bodemwoelende vis). Tevens kunnen waterplanten makkelijker wortelen in de zandlaag en vindt minder opwerveling van slibdeeltjes plaats door golfslag.

De effectiviteit van sediment capping hangt sterk af van de (snelheid van) toevoer van nutriënten in het systeem. Naast opwaartse diffusie vanuit de waterbodem, kan bij het optreden van kwel ook fosfaattoevoer plaatsvinden via de kwelwaterstroom. Bij een hoge toevoer zal het effect eerder verdwenen zijn, dan bij een lage toevoer van nutriënten. Verder is de effectiviteit afhankelijk van het gebruikte materiaal [Rijsdijk, 1996]. Zand met een hoge fosfaatbindingscapaciteit en een laag fosfaat- en organische-stofgehalte heeft de voorkeur ([paragraaf 6.6.3](#)). Veen en klei bevatten veelal hogere fosfaat- en organische-stofgehalten. Bijkomend voordeel van het gebruik van zand is de geringe vertroebeling van het water tijdens de toepassing.

De methode is voor zover bekend niet toegepast in diepe plassen in Nederland. Ook in het buitenland vindt toepassing nauwelijks plaats, waarschijnlijk vooral omdat het lastig is onder water een stabiele en aaneengesloten laag aan te brengen. In de ondiepe Bergse Achterplas (HHSK) is wel ervaring opgedaan met sediment capping. Daar werd in 2002 met succes een zandlaag van minimaal 25 centimeter aangebracht. De zandlaag die in dunne lagen (3 tot 6 cm) is aangebracht, blijkt goed in stand te blijven en de resultaten ten aanzien van de waterkwaliteit zijn positief.

De plas is aanzienlijk minder productief geworden dan de Voorplas waar de bodem niet is afgedekt [Klinge, 2008]. De langetermijneffecten zijn echter nog niet bekend. De kosten voor het afdekken met zand bedragen circa € 6/m² (prijsspeil 2010, incl. BTW). De kosten verschillen echter per locatie en zijn onder meer afhankelijk van de aanvoermogelijkheden en aanvullende eisen aan het materiaal. Het is goedkoper om zand in dezelfde plas te winnen en dat te gebruiken voor het afdekken van de voedselrijke waterbodem.

Verondiepen kan soms ook gunstig zijn voor de waterkwaliteit door het afdekken van voedselrijke slielagen. In [paragraaf 6.6](#) gaan we dieper in op deze maatregel.

6.3.3 Chemische barrière door aanbrengen ijzer- en aluminiumzouten

Het afdekken van het sediment kan ook door het aanbrengen van een chemische barrière met zogenaamde coagulanten, zoals ijzer- en aluminiumzouten. Deze stoffen binden fosfaat en vormen vlokken in de waterkolom. Tijdens de vlokvorming worden ook kleine deeltjes inclusief blauwalgen ingesloten, die hiermee dus

ook uit de waterkolom verdwijnen. Na bezinking van de vlokken is het fosfaat opgesloten in het sediment, door een 'deken' van aluminium of ijzer.

De binding door coagulanten van opgelost fosfaat is sterker dan de binding van particulier fosfaat (onopgeloste deeltjes fosfaat). Dit betekent dat behandeling veelal het meest effectief is in de winterperiode, als het opgelost fosfaat nog niet is opgenomen door algen [Wolter, 1994; Sondergaard *et al.*, 2002]. Vooral in diepe plassen is dit een geschikte maatregel, omdat in tegenstelling tot ondiepe meren en plassen geen resuspensie van fosfaat plaatsvindt door wind- en golfwerking. In diepe plassen met een lange verblijftijd (> 1 jaar), gereduceerde externe belasting en/of hoge fosfaataflevering uit het sediment, kan deze maatregel effectief zijn [Cooke *et al.*, 2005; Welch en Cooke, 1999].

Het nadeel van binding van fosfaat aan ijzer- en aluminiumzouten is dat de binding niet voor eeuwig is. Ijzerzouten verliezen hun bindingscapaciteit onder zuurstofloze omstandigheden. Daarmee zijn deze zouten minder geschikt voor fosfaatbinding in diepe plassen (met een zuurstofloos hypolimnion). Om dit effect te voorkomen, kan gelijktijdig zuurstofinjectie toegepast worden ([paragraaf 6.3.5](#)). Aluminiumzouten hebben als voordeel dat de bindingscapaciteit voor fosfaat behouden blijft onder zuurstofloze omstandigheden [Welch *et al.*, 1988]. Aluminium verliest echter bindend vermogen bij een pH die van neutraal (pH 6 tot 8) afwijkt. Bovendien vormt aluminium op de lange termijn een soort gel, die ook geen fosfaat meer bindt.

Belangrijk is dat door toevoeging van aluminium de pH daalt. Normaal gesproken is deze daling zeer tijdelijk en neemt deze na de vlokvorming weer toe. Als de pH lager dan 6 wordt (bij overdosering in systemen met een lage alkaliniteit), kan het toxische aluminium in oplossing komen of blijven [Rijsdijk, 1996]. Het tegelijkertijd met het aluminium toevoegen van een buffer (calciumhydroxyde) kan dit probleem oplossen. Indien de juiste dosering wordt toegepast en geen verzuring optreedt, is het gebruik van aluminium veilig [Cooke *et al.*, 2005].

Het toedienen van coagulanten is een snelle en goedkope methode om de interne aflevering van fosfaat te reduceren. Maar waterbeheerders moeten zich er wel van bewust zijn dat het toedienen van chemicaliën aan een watersysteem gevoelig kan liggen bij het publiek.

6.3.4 Flock & Lock

De zogenoemde *Flock & Lock* methode is ontwikkeld door de leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitbeheer van de Wageningen Universiteit, om in zwemplas de Rauwbraken (een diepe zandwinning) een voortdurende bloei van blauwalgen te verhelpen [Lurling & van Oosterhout, 2009]. De methode bestaat uit het toedienen van een lage dosering vlokmiddel, waarmee de bestaande bloei van blauwalgen gedwongen wordt op de bodem te bezinken. Hierna wordt de waterbodem afgedekt (sediment capping) met Phoslock®. Phoslock werd ontwikkeld door de Australian Water and Rivers Commission (WRC) samen met onderzoekspartner de Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO).

Phoslock behoort tot een nieuwe generatie afdekmiddelen met sterke fosfaatfixerende eigenschappen. Andere zijn Social en ESCal (beide op basis van calciumcarbonaat). Phoslock is een gemodificeerd kleiproduct waar het element lanthaan aan is toegevoegd [Robb *et al.*, 2003; Douglas, Adeney & Robb, 1999]. Het is het enige praktisch en succesvol toegepaste product dat nu bekend is. De langetermijneffecten zijn echter nog niet bekend.

De werking van Phoslock berust op de onomkeerbare binding van lanthaan met fosfaat. Daar waar gangbare defosfateringsmiddelen, zoals aluminium- en ijzerzouten, hun fosfaatbindend vermogen kunnen verliezen, blijft het bindend vermogen van lanthaan onveranderd. Bij toediening van alleen Phoslock wordt wel het ortho-fosfaat, maar niet de fosfaatfractie in de aanwezige (blauw)algen gebonden. Hierdoor kan een aanwezige bloei nog lange tijd aanhouden. Door het toepassen van Phoslock vooraf te laten gaan door een lage dosering vlokmiddel worden de (blauw)algen naar de bodem gedwongen en vervolgens door Phoslock afgedekt. Na toediening via het wateroppervlak bezinkt Phoslock als een dunne laag van enkele millimeters op de waterbodem.

Kader FLOCK & LOCK IN RAUWBRAKEN

De Flock & Lock methode werd in april 2008 met succes toegepast in de Rauwbraken. Sinds de behandeling is de plas vrij van blauwalgen (zie [figuur 6.4](#)). Het succes van deze methode bestaat uit het onmiddellijke positieve effect en het voorkomen van de terugkeer van blauwalgen door fosfaat als voedingsstof weg te nemen. Uitgebreide monitoring vindt plaats in de Rauwbraken om inzicht te krijgen in de langetermijneffecten van de ingreep.

De Rauwbraken is een geïsoleerde zandwinning, met een oppervlak van vier hectare en een maximumdiepte van vijftien meter. De plas heeft een volume van ongeveer 400.000 m³. In de Rauwbraken duurde de totale behandeling drie dagen. Alle toedieningen vonden vanaf het wateroppervlak plaats. Op de eerste dag werd 2 ton Phoslock ingebracht. Hiermee werd het aanwezig ortho-fosfaat uit de waterkolom verwijderd, wat de werking van het vlokmiddel Polyalumiunchloride (PAC, 2 ton 37 procent, gebufferd met 50 kg calciumhydroxide) op de tweede dag verbeterde. Tevens diende de ingebrachte klei als bezinkgewicht bij het vlokken. Sediment capping vond plaats door in totaal 18 ton Phoslock toe te passen, waarvan 16 ton op derde dag van de behandeling.

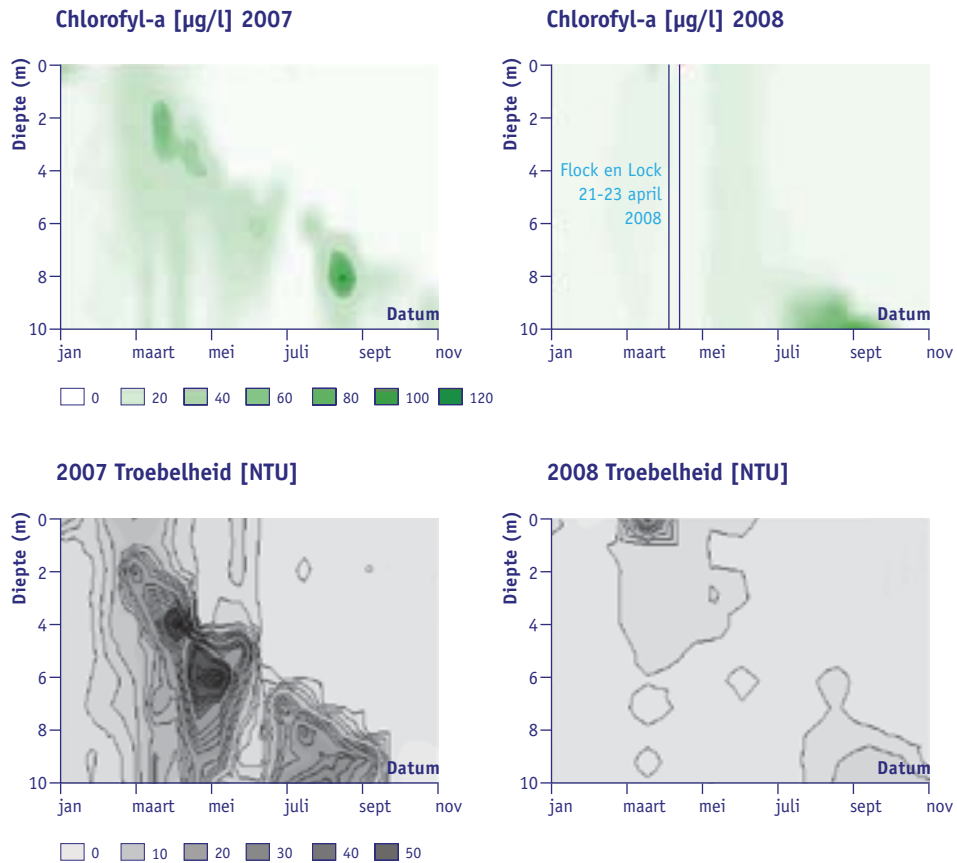
De kosten van de Phoslock-behandeling in de Rauwbraken waren in 2008 circa 50 duizend euro, inclusief btw (2,5 duizend per ton inclusief behandeling en na-monitoring). De dosering is afhankelijk van de totale fosfaatinhoud van het te behandelen watersysteem (waterkolom en sediment). Je kunt de kosten van een Phoslock-behandeling dus niet zomaar per ha berekenen. De behandeling is vele malen goedkoper dan baggeren. Het baggeren van de Rauwbraken werd destijds ingeschat op een half miljoen euro, een factor tien duurder dan Flock & Lock. Het afvoeren van de baggerspecie was hierbij de grootste kostenpost.

BEHANDELING VAN DE PLAS RAUWBRAKEN MET FLOCK & LOCK



Fig 6.4 CONTOURPLOT CHLOROFYL-A EN TROEBELHEID VAN DE RAUWBRAKEN

Vóór en na toediening van Phoslock, 21, 22 en 23 april 2008.



6.3.5 Zuurstofinjectie

Het idee achter zuurstofinjectie is het continu handhaven van een voldoende zuurstofrijke omgeving op de bodem van een diepe plas voor de binding van fosfaat aan ijzer (zie [hoofdstuk 3](#)). De beluchting draagt tevens bij aan een snellere afbraak van organisch sediment door aerobe bacteriën.

Zuurstofinjectie vindt in het algemeen plaats door compressors die via geperfo-

reerde buizen lucht in de bodem brengen. Er zijn specifieke beluchtingsystemen ontwikkeld om de zuurstofconcentratie in het hypolimnion te verhogen zonder de stratificatie in de waterkolom op te heffen. In Cooke *et al.* (2005) staat een overzicht van verschillende systemen voor zuurstofinjectie.

Zuurstofinjectie werkt mogelijk niet goed als een meer te ondiep is, ook als deze wel stratificeert. Zuurstofinjectie in het hypolimnion wordt niet aanbevolen als de maximale diepte minder dan twaalf tot vijftien meter bedraagt [Cooke *et al.*, 2005]. Beluchters worden meestal aangezet gedurende het groeiseizoen tussen de voorjaars- en najaarscirculatie. Het ontwerp van het beluchtingssysteem dient altijd te worden afgestemd op de specifieke condities van betreffende diepe plas. Vanwege het energieverbruik zijn de operationele kosten van een dergelijk systeem relatief hoog. In principe moet deze ingreep continu (elk jaar) blijven plaatsvinden. Daarmee is het geen duurzame maatregel en komt het fosfaat alsnog vrij zodra de zuurstofinjectie stopt.

Er zijn niet veel nadelige ecologische effecten beschreven in de literatuur. In sommige gevallen kan de oververzadiging in het hypolimnisch water met N₂ mogelijk leiden tot gasbelziekte bij vis [Kortmann *et al.*, 1994]. Indien het beluchtingssysteem onvoldoende werkt, kan het zijn dat het sedimentoppervlak niet zuurstofrijk genoeg wordt, waardoor P onvoldoende gebonden wordt. In sommige gevallen is toegenomen diffusie van nutriënten naar het epilimnion geconstateerd, hoewel de stratificatie gehandhaafd bleef [Steinberg and Arzet, 1984]. De neveneffecten van beluchten zijn eerder voordelig voor de waterkwaliteit [Prepas and Burke, 1997]. De beluchting biedt de mogelijkheid voor zoöplankton om gedurende de dag naar de diepere donkere delen te zwemmen waar zij kunnen schuilen voor op zicht jagende predatoren [McComas, 2002]. Bovendien neemt door vergroting van het zuurstofrijke habitat het aantal grotere zoöplanktonexemplaren toe, evenals de groei en verspreiding van (koudeminnende) vis [Cooke *et al.*, 2005].

Er zijn aanwijzingen dat zuurstofinjectie om fosfaat vast te leggen in bepaalde gevallen niet werkt. In het Sempach meer in Zwitserland heeft de praktijk uitgezeten dat ijzer waarschijnlijk wordt afgevangen door sulfide, zodat geen binding van P plaatsvindt (zie [kader](#) op pagina 132). Overigens is sulfaat ook opgenomen als indicator bij de diagnose (zie [paragraaf 5.5](#)). In een diepe plas met sulfaatrijk water is het toepassen van deze maatregel mogelijk dus niet effectief.

Kader **ZUURSTOFINJECTIE IN SEMPACH, ZWITSERLAND**

Dat zuurstofinjectie in bepaalde gevallen mogelijk niet werkt is beschreven door Gachter en Muller [Gachter en Muller, 2003]. In het Sempach meer in Zwitserland hebben zij onderzoek gedaan naar het kunstmatig toevoegen van zuurstof aan het hypolimnion om de interne nalevering van fosfaat omlaag te brengen. Tegen de verwachting in namen zij geen reductie van P-nalevering uit het sediment waar, en geen toename van permanente P-retentie. Om P-binding door zuurstofinjectie te laten werken, moet er voldoende ijzer in de waterkolom zijn.

De hypothese is dat onder zuurstofloze omstandigheden dieper in het sediment ijzer (na verbreken Fe-PO₄ binding) al wordt afgevangen door het neerslaan van FeS. Dit betekent dat er tijdens het vrijkomen van fosfaat uit het sediment niet evenredig veel ijzer mee de waterkolom in diffundeert. Toevoegen van zuurstof zou hierdoor geen zin hebben. Deze observaties vragen om een hernieuwde evaluatie van de algemeen geaccepteerde strategie om de interne P-nalevering te verminderen door het handhaven van een zuurstofrijk hypolimnion en sedimentoppervlak. In de Oudekerkerplas (Ouderkerk aan de Amstel) wordt zuurstofinjectie uitgevoerd. Mogelijk kunnen we in de toekomst leren van de daar opgedane ervaringen.

6.4 **SYSTEEMMAATREGELEN**

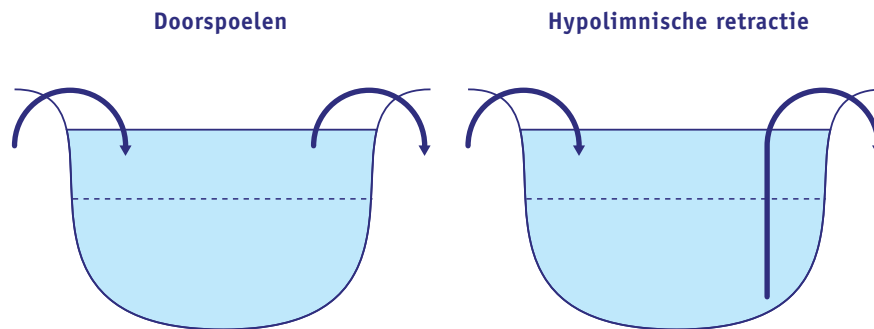
Systeemmaatregelen zijn gericht op het vergroten van de toelaatbare belasting. Er zijn drie mogelijke maatregelen. Twee daarvan betreffen in feite doorspoelen van het systeem (zie [figuur 6.5](#)), de andere is verdiepen.

6.4.1 **Verblijftijd verkorten met doorspoelen**

Doorspoelen met nutriëntenarm water is vooral relevant, indien de interne belasting een relatief grote bijdrage levert aan de totale belasting van een plas. Doorspoelen is het doorstromen met extra water en/of het vergroten van de afvoercapaciteit van het systeem om een versnelde uitspoeling van nutriënten en fytoplankton (ook blauwalgen) te bewerkstelligen [Rijdsdijk, 1996]. Bij doorspoelen wordt meer water toegevoerd dan nodig is voor peilhandhaving. Het effect van doorspoelen is:

- verdunning van het ontvangende water;
- afvoer van algen en nutriënten als gevolg van uitspoeling vanuit het water en het sediment.

Fig 6.5 VERGELIJKING VAN DOORspoelen EN HYPOLIMNISCHE RETRACTIE



In het buitenland zijn diverse succesvolle ervaringen opgedaan met doorspoelen in diepe meren (veelal met rivierwater) [Cooke *et al.*, 2005]. In Nederland zijn geen voorbeelden bekend van doorspoelen van diepe plassen, wel van ondiepe meren en plassen. Met succes, zoals het Veluwemeer [Hosper en Meyer, 1986; Jagtman *et al.*, 1992].

Het doorspoelen van diepe plassen met oppervlaktewater is niet zonder risico's. Veel van de aangevoerde deeltjes in het doorspoelwater zullen bij een lagere stroomsnelheid in de plas bezinken. Dat betekent dat naast de afvoer van nutriënten als gevolg van doorspoelen, het systeem zich kan opladen met nutriëntenrijk sediment (beperkt indien maatregel tijdelijk is). Voor doorspoelen heb je dus water nodig van goede kwaliteit. Voorafgaand moet er bovendien een toetsing plaatsvinden van de belasting en toelaatbare belasting in de nieuwe situatie (zie [hoofdstuk 5](#)). De belasting mag wel enigszins toenemen want de toelaatbare belasting neemt ook toe (door kortere verblijftijd). Netto moet er echter wel winst zijn doordat de belasting onder de toelaatbare belasting komt. Mogelijk kan ook doorgespoeld worden met nutriëntenrijk water, indien het alleen te doen is om het afvoeren van algen.

Een ander aandachtspunt ten aanzien van de kwaliteit van het doorspoelwater is het risico van interne nalevering door water in te laten met hoge sulfaat- en bicarbonaatgehalten (zie [paragraaf 6.2.2](#)). Ook dient niet onvermeld te blijven dat bij deze maatregel feitelijk sprake is van afwenteling van nutriënten en algen naar

het benedenstrooms gelegen watersysteem. De maatregel is verder doorgaans tijdelijk en aanvullend op het saneren van externe bronnen. Omdat doorspoeling inspeelt op uitputting van de bodem (interne belasting), kan het vlak na destratificatie (in de herfst/winterperiode) het meest effectief zijn. Doorspoelen in de zomer (groeiseizoen) is daarnaast minder wenselijk vanwege de aanvoer van nutriënten.

De kosten van doorspoelen kunnen zeer verschillend zijn per meer, afhankelijk van de mogelijkheden voor wateraan- en afvoer. Belangrijkste kosten zijn eventuele benodigde pompen, pijpleidingen en hydrologische aanpassingen. Bij vrij verval (met inlaatkunstwerk als duiker of stuw) kan deze maatregel vrij goedkoop worden toegepast. Door de grote hoeveelheid water die ervoor nodig is, is doorspoelen echter in veel gevallen niet mogelijk.

6.4.2 Hypolimnische retractie

Hypolimnische retractie is gebaseerd op het selectief afvoeren van het water uit de onderste laag van de plas (met hoge fosfaat- en lage zuurstofgehalten), in plaats van het afvoeren van de bovenste waterlaag met relatief lage concentraties. Kortom: instroom van doorspoelwater via het oppervlak (epilimnion) en uitstroom uit de diepte (hypolimnion). Het toepassen van deze maatregel kan ook het herstel versnellen nadat de externe nutriëntenbelasting is gesaneerd.

De afvoer van het hypolimnische water kan plaatsvinden via een siphon of door middel van een pomp. Gedurende de hypolimnische retractie moet destratificatie worden vermeden, omdat anders het transport van nutriëntenrijk en zuurstofloos water naar het epilimnion toeneemt. Verder is deze techniek alleen mogelijk indien er voldoende instroomwater van goede kwaliteit is, dat het afgevoerde water kan vervangen in verband met peilhandhaving van de plas [Cooke *et al.*, 2005]. Ook hier geldt (net als bij gewoon doorspoelen) dat de belasting wel iets mag toenemen door de kortere verblijftijd, maar er netto wel winst moet zijn. Dit betekent dat schoon water nodig is, bijvoorbeeld voedselarm kwelwater.

Hypolimnische retractie kost relatief weinig geld. Het gebruik is echter beperkt tot de kleinere diepe plassen. In grote plassen (> 2,5 miljoen m³ ofwel 12,5 ha bij 20 meter diepte) is de retractie mogelijk niet voldoende voor een afname in fosfaatconcentratie en zuurstofloosheid in het hypolimnion [Nürnberg, 1987]. Succesvolle voorbeelden van toepassing van dit principe zijn beschreven voor diverse diepe

meren en plassen in de Amerika, Canada, Finland, Duitsland en Polen [Nurnberg, 1987; Dunalska *et al.*, 2001; Cooke *et al.*, 2005]. Mogelijk is door het verpompen van water een win-win-situatie te behalen in combinatie met koudewinning (er is dan al stromend water).

De negatieve effecten vinden mogelijk benedenstrooms plaats door de afvoer van water met een lage temperatuur, hogere nutriëntenconcentraties, waterstofsulfide of andere toxische componenten (afwentelen). Om dit negatieve effect te beperken, kan het mengen met epilimnionwater, voorafgaand aan afvoer, een oplossing zijn.

6.4.3 Verdiepen

Het extra uitdiepen van een diepe plas kan bijdragen aan een verbetering van de waterkwaliteit van het systeem. In theorie geldt: hoe dieper een plas, hoe robuuster het ecologische systeem. Een plas met een groter volume en een grotere diepte heeft een hogere toelaatbare belasting. Dit is ook wel logisch, door het grotere volume vindt bij dezelfde belasting namelijk meer verdunning plaats (zie [hoofdstuk 5](#)). Ook vindt er minder opwerveling plaats van slib, wanneer het areaal aan diepe zones toeneemt.

De maatregel kan dus op twee manieren bijdragen aan de helderheid van een plas: er wordt minder slib opgewerveld en het nog aanwezige slib wordt meer verdund. Aangezien slib meestal veel nutriënten bevat, worden deze zo ook aan de waterkolom onttrokken. Daadwerkelijke uitbreiding van het diepe areaal (groter oppervlak diep water) heeft waarschijnlijk de meeste invloed op de slibvangfunctie. Overigens is de slibdynamiek in en rondom verdiepingen complex, zoals ook bleek bij een studie naar de aanleg van verdiepingen in de Loosdrechtse Plassen [Waternet, 2008].

Bij het verdiepen van een plas is het vanwege de habitatdiversiteit wenselijk om (boven de spronglaag) gradiënten aan te brengen in de taludhellingen (dus ook ondiepe zones creëren of behouden, zie [paragraaf 6.6](#)). Verdiepen is vooral een reële maatregel als het ook iets oplevert, namelijk goed zand. Bij zandwinningen kunnen de opbrengsten (deels) benut worden voor de inrichting van de plas. Tevens is het mogelijk bij verdere zandwinning de oude voedselrijke waterbodem af te dekken met zand ([paragraaf 6.3.2](#)).

Overwegingen om een plas niet te verdiepen, hangen vooral samen met de ondergrond. De grondwatertoestand is in dit verband heel belangrijk. Het aansnijden van voedselrijke grondlagen (veen) of een eutroof watervoerend pakket is niet wenselijk. Ook bij de ontwikkeling van nieuwe zandwinplassen is het voor de ecologie niet gewenst deze te plannen in een gebied met voedselrijke grond of een voedselrijke kwelstroom.

6.5 VOEDSELWEBMAATREGELEN

Soms is het verbeteren van de ecologische kwaliteit van een water gebaat bij het ingrijpen in één of enkele soorten. Het gaat vaak om soorten die een cruciale negatieve rol spelen in de balans van het voedselweb en door hun activiteiten herstel van deze balans onmogelijk maken. In diepe plassen richten voedselwebmaatregelen zich vooral op de algen, omdat waterplanten veelal een geringe bedekkingsgraad hebben.

DRIEHOEKSMOSSEL



Bij voedselwebmaatregelen wordt vaak gedacht aan het beperken van negatieve soorten, zoals brasem of blauwalgen. Maar ook het tegenovergestelde is mogelijk: de introductie of versterking van soorten die een verbeterde toestand kunnen stabiliseren en instandhouden. Bij introductie van soorten die verbeteringsprocessen vanuit een slechte toestand in gang kunnen zetten, heb je een geschikt habitat nodig. Driehoeksmosselen hebben bijvoorbeeld substraat nodig. Als ze zich eenmaal hebben gevestigd, kunnen ze zich snel uitbreiden. Het creëren van geschikte habitats werkt overigens vaak beter dan de opzettelijke introductie van dergelijke soorten. Voor veel soorten geldt dat ze vanzelf verschijnen dan wel zich uitbreiden als de omstandigheden verbeteren.

6.5.1 Visstandbeheer

In diepe plassen zijn de werkingsmechanismen van visstandbeheer anders dan in ondiepe plassen. Het belangrijkste verschil ligt in de rol van de planten. In ondiepe systemen leidt visstandbeheer (mits goed uitgevoerd) tot een verschuiving van algen naar ondergedoken waterplanten. Deze planten stabiliseren de heldere toestand. Hierbij speelt vooral benthivore (bodemvoedsel-etende) vis een belangrijke rol. Echter ook reductie van de planktivore (zoöplankton-etende) vis draagt bij aan een heldere en plantenrijke toestand, omdat dit leidt tot het afnemen van de predatie op zoöplankton. Met name watervlooien zijn effectief in het filteren van algen en zorgen zo voor helder water.

Dit laatste mechanisme is vooral van belang in diepe plassen, want door de diepe ligging van de bodem spelen ondergedoken planten en benthivore vis hier een ondergeschikte rol. In ondiepe systemen heeft biomanipulatie daarom veelal een groter effect [Lammens *et al.*, 1990]. Dit wordt mogelijk anders wanneer diepe plassen een groter aandeel ondiepe zones hebben (zie [paragraaf 6.6](#)).

Los daarvan kan benthivore vis wel een rol spelen in het beperken van de ontwikkeling van planten in de ondiepe delen van de plas. De ervaring bij visstandonderzoek in diepe plassen is namelijk ook dat de vis 's nachts naar de oeverzone trekt om te foerageren.

Enkele lange-termijnervaringen (circa 5 jaar) met visstandbeheer in diepe systemen zijn beschreven door Benndorf (1990). Daaruit kwam een wisselend beeld naar voren wat betreft de resultaten van het reduceren van de planktivore visstand

(door inzet van roofvis). In enkele gevallen werd een duidelijk effect gevonden op de zoöplanktongemeenschap (hogere biomassa, grotere dieren) en op het gedrag (minder verticale migratie om aan predatoren te ontsnappen). De algenbiomassa nam echter niet af door de biomanipulatie, wel veranderde de algensamenstelling naar een groter aandeel slecht eetbare soorten.

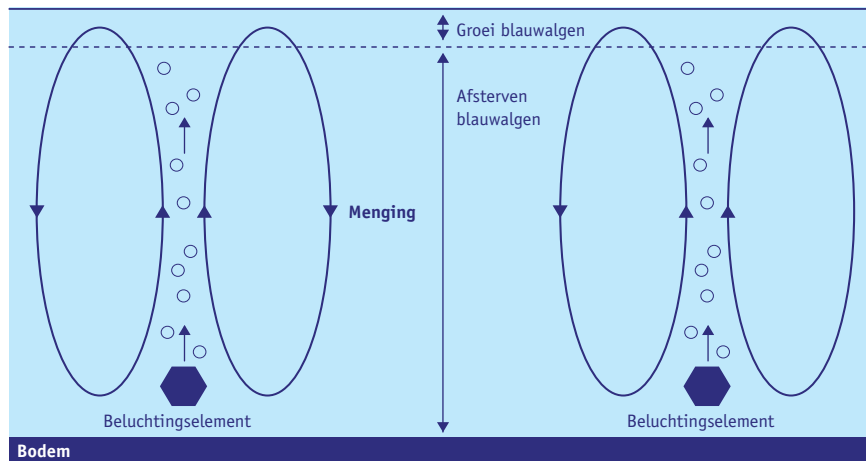
In deze gevallen was de bottom-up sturing door nutriënten bepalend, het systeem was te voedselrijk en herstelde zich niet. Sterker nog: de kans op (blauw)algenproblemen nam volgens Benndorf zelfs toe. In een ander geval werd echter wel een positief effect op helderheid en algenbiomassa gevonden. Dit betrof een lager belast systeem. Ook Cooke *et al.* (2005) noemen enkele voorbeelden van diepe plassen (Lake Mendota, VS en Bautzen Reservoir, Duitsland) waar verwijdering van planktivore vis heeft geleid tot een beter doorzicht, echter niet zonder bijna continu beheer.

Benndorf (1990) noemt als concrete voedselwebmaatregelen: vergiftiging (!), uitzetten van roofvis, vangstbeperkingen voor roofvis, wegvangen van ongewenste (planktivore) vis, verbeteren van de paai- en opgroeicondities van roofvis en het verslechteren van de condities voor reproductie en overleving van ongewenste vis. In Nederland nemen we (in ondiepe meren) als maatregel vaak het wegvangen van ongewenste vis. Praktisch gezien is dit in diepe plassen moeilijker dan in ondiep water. Vis kan relatief eenvoudig ontsnappen naar de diepte. 's Nachts vissen leidt tot de beste resultaten omdat vis dan naar de ondiepe oeverzone trekt en het net in het heldere water in dit geval minder snel ziet aankomen.

Het verminderen van de biomassa aan planktivore vis kan ook plaatsvinden door het bevorderen van het aandeel piscivore vis via het creëren van een goed habitat (met name paaiplekken en goede oevers). Het gaat om predatoren als snoek, snoekbaars, baars (en paling) die de biomassa van zoöplanktonetende soorten onder de duim kunnen houden. Baars is mogelijk effectiever in diepe plassen omdat deze zich ook in het ondiepe open water begeeft.

Het lijkt erop dat visstandbeheer in diepe plassen alléén niet tot herstel leidt, maar dat het in combinatie met andere (belastingreducerende) maatregelen wel effectief kan zijn [Benndorf, 1990].

Fig 6.6 PRINCIPE VERTICAAL MENGEN



6.5.2 Diepe menging ter bestrijding van blauwalgen

Een specifieke maatregel ter bestrijding van blauwalgen in diepe plassen is watermenging met behulp van lucht. Andere maatregelen ter bestrijding van blauwalgen, vaak ook toegepast in ondiepe meren, worden hier niet behandeld. Een overzicht van mogelijke maatregelen wordt bijvoorbeeld gegeven in het rapport 'Beheermaatregelen ter bestrijding van blauwalgenoverlast' [Koolmees, E.M., 2007].

Het effectief mengen van de hele waterkolom vindt plaats door het inblazen van luchtballen vanaf de bodem via puntbeluchters of lijnbeluchters (geperforeerde buizen). De werking berust op een aantal principes:

- mengen betekent 'verdunnen' van biomassa en door de waterbeweging vindt geen drijfslagvorming plaats;
- lichtlimitatie in de diepte en daardoor vermindering van de totale fytoplanktonbiomassa (zie [figuur 6.6](#)). Wanneer onvoldoende licht beschikbaar is, zal netto groei omslaan in netto sterfte. In het algemeen betekent dit een minimaal benodigde diepte van zo'n twintig meter (indicatief). In sommige gevallen kan het ook werken in ondiepere plassen met een hoge troebelheid en daardoor een grotere lichtextinctie;
- destratificatie, waarmee het voordeel voor blauwalgen (licht en nutriënten door verticale migratie) wegvalt ten gunste van sneller groeiende groenalgen;

-
- de watertemperatuur ligt na menging enigszins lager (ordegrootte 1 à 2 °C), dit is in het nadeel van blauwalgen [Visser *et al.*, 1996; Jungo *et al.*, 2001; Cooke *et al.*, 2005; Stroom en Van Schaik, 2007].

Het meest bekende voorbeeld van succesvolle toepassing van kunstmatige menging op langere termijn (vanaf 1993) is de Nieuwe Meer (Hoogheemraadschap van Rijnland). Tijdens de mengperiode verschoof de dominantie van blauwalgen (80 procent) naar 5-25 procent, terwijl het aandeel aan groenalgen, flagelaten en diatomeeën toenam [Visser *et al.*, 1996]. De biomassa's blauwalgen en chlorofyl-a in de Nieuwe Meer blijven erg laag, en drijflagen komen nauwelijks voor [Stroom en Van Schaik, 2007]. In de diepe plas Vlietland (Hoogheemraadschap van Rijnland) vindt sinds 2008 een pilot plaats naar optimalisatie van deze methode. De energiekosten bedragen ongeveer € 25.000/km² per jaar. De aanlegkosten variëren afhankelijk van het type en de capaciteit van de installatie, maar bedragen gemiddeld genomen circa € 750.000/km² [bron: praktijkcijfers Rijnland 2008].

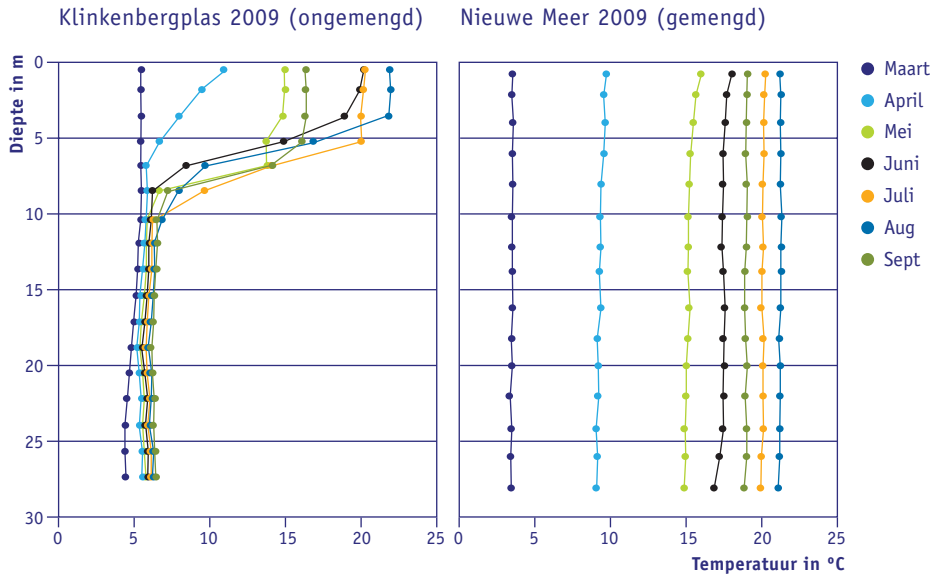
Over de nadelige ecologische effecten van kunstmatig mengen is beperkt kennis beschikbaar. Verticaal mengen leidt tot een uniforme watertemperatuur (ongeveer 20 °C in de zomer, zie [figuur 6.7](#)) en uniforme lage zuurstofconcentratie (ongeveer 5 O₂ mg/l). Nadeel hiervan is dat deze omstandigheden vooral in het voordeel zijn van minder gunstige vissen zoals brasem. Menging kan ook de samenstelling van zoöplanktongemeenschappen beïnvloeden [Pastorak *et al.*, 1980]. Voortdurend mengen van de waterkolom houdt bovendien meer zwevend stof in suspensie. In de Nieuwe Meer is het doorzicht juist verbeterd sinds de menging. Blijkbaar wordt het lichtklimaat hier gecompenseerd door een afname van algenbiomassa. Verder is het een aandachtspunt dat oevers afdoende moeten meemengen (idealiter heeft het watersysteem voor deze maatregel een 'emmerprofiel').

Verticaal mengen vermindert niet noodzakelijkerwijs de aanwezige biomassa van blauwalgen. Menging kan in sommige gevallen de algengroei juist stimuleren door het omhoog brengen van nutriëntenrijk water naar het epilimnion.

Kunstmatige menging is - hoewel vrij effectief tegen drijflagen - niet erg duurzaam (jaarlijkse symptoombestrijding). De gewenste inzet hiervan hangt grotendeels af van de mate van overlast door blauwalgen en kan toegepast worden als het nutriëntenspoor niet haalbaar is.

Fig 6.7 VERSCHILLEN IN TEMPERATUURVERTICALEN

Verschillen tussen een ongemengde (Grote Klinkenbergerplas) en een gemengde plas (Nieuwe Meer), Hoogheemraadschap van Rijnland.



6.6 (HER)INRICHTINGSMaatregelen

De tot nu toe beschreven maatregelen betreffen het tegengaan van eutrofiëringverschijnselen. Een beperkte habitatdiversiteit kan echter ook aanleiding zijn maatregelen uit te voeren. (Her)inrichtingsmaatregelen zijn ingrepen waarbij een bestaande plas van vorm en diepteprofiel verandert. Het gaat zowel om het creëren van nieuwe habitats als om het versterken van bestaande habitats. Voorbeelden van dergelijke ingrepen zijn:

- aanleg van flauwe oevers en verflauwing van bestaande oevers;
- vergroting van de totale oeverlengte in de plas;
- aanleg van 'onderwatereilanden' boven het niveau van de spronglaag, tot in de eufotische zone;
- verondiepen (volumeverkleining), dit is het opvullen van een bestaande put al dan niet met behoud van de diepe-putfuncties;
- maatregelen in de nabije, aan de plas aansluitende omgeving, zoals aanleg of uitbreiding van een moeras- en rietzone of andere (semiterrestrische) elementen.

6.6.1 **Waarom (her)inrichten?**

Het creëren van nieuwe habitats of het versterken van bestaande habitats kan, afhankelijk van de specifieke situatie, bijdragen aan een grotere biodiversiteit en belevingswaarde (zie [paragraaf 4.4](#)). De ecologisch gezien rijkste omstandigheden komen voor in gradiëntsituaties. Herinrichting moet dan ook gericht zijn op het aanbrengen van meer variatie in de ondiepe taludhellingen, verschillende overgangssituaties van nat naar droog, of op het op andere wijze inbrengen van structuur. Kortom: meer ondiepe zones aanleggen.

Ook vanuit specifieke gebruiksvormen kan er behoefte zijn in een bestaande diepe plas meer ondiepe zones aan te leggen. Vanuit de sportvisserij kan dit zijn om de draagkracht van een diep meer te vergroten ten aanzien van vis (meer biomassa), voor recreatieve duikers of wandelaars kan dit zijn om het interessante deel van een diepe plas te vergroten. In andere gevallen kan het omwille van veiligheid noodzakelijk zijn steile taluds te verflauwen.

Volgens de 'Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen' moet de herinrichting van een plas nuttig zijn en passen binnen een bredere omgevingsvisie [Min. V&W *et al.*, 2010]. Die bredere visie, vanuit het oplossen van een maatschappelijk probleem of wens voor ontwikkeling van een gebied, moet centraal staan.

6.6.2 **Het principe**

De aanleg van flauwe oevers, verflauwing van oevers of vergroting van de oeverlengte in een bestaande diepe plas kan op verschillende manieren plaatsvinden. Door de plas met een gesloten grondbalans te vergraven, kan plaatselijk het talud verflauwd worden door materiaal weg te nemen (de plas qua oppervlak te vergroten). Het weggenomen materiaal kan binnen het gebied gebruikt worden om oevers te verflauwen met gebiedseigen materiaal. Een alternatieve manier is oevers te verflauwen door inbreng van gebiedsvreemd materiaal.

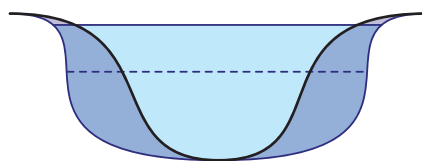
Uitgangspunt bij (her)inrichten is het behoud of verbetering van de waterkwaliteit. Daarbij moet onderscheid worden gemaakt tussen diepe en ondiepe systemen. Indien wordt verondiept tot boven de spronglaag, en er dus een ondiep systeem ontstaat, kunnen er wellicht hogere nutriëntengehalten worden toegestaan. Een ondiep systeem heeft namelijk een andere nutriëntenhuishouding (met veelal een

wat hogere trofiegraad) dan een diep systeem. Vooral de waterbodem speelt via chemische en biologische (naleverings)processen en opwerveling van slib een belangrijke rol in de nutriëntenhuishouding.

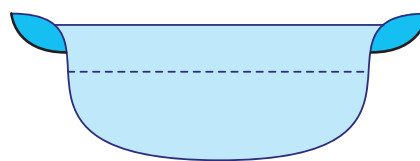
Voor een groot aantal diepe plassen geldt dat het creëren van ondiepe zones (oevers) niet gaat zonder verondiepen (van het diepe deel), maar er zijn ook een groot aantal plassen waar dit wel kan. Het verondiepen onder de spronglaag zonder aanleg van flauwe oevers levert geen bijdrage aan het vergroten van de habitatdiversiteit. Soms kan verondiepen echter gunstig zijn voor de waterkwaliteit door het beperken van de toestroom van voedselrijk diep grondwater ([paragraaf 6.2.4](#)) of het afdekken van voedselrijke sliblagen ([paragraaf 6.3.2](#)). De belangrijkste mogelijkheden zijn schematisch weergegeven in [figuur 6.7](#).

Fig 6.7 MOGELIJKHEDEN VOOR HERINRICHTING

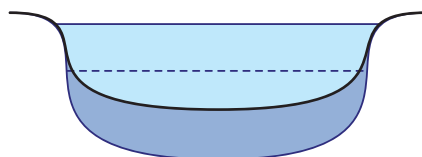
**Aanleg flauwe oevers
(behoud diep deel)**



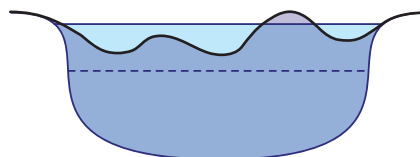
Vergraven bestaande oever



**Verondiepen zonder
aanleg flauwe oevers**



Verondiepen tot boven spronglaag



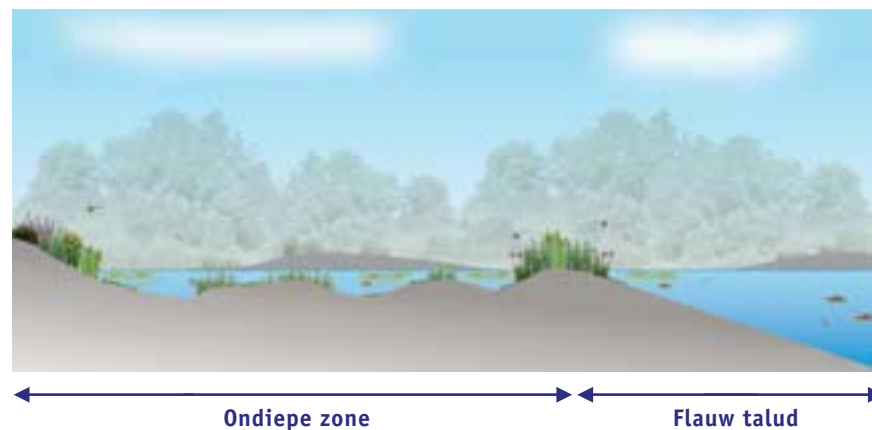
In voorgaande hoofdstukken is uitgelegd dat:

- de oeverzone een centrale rol speelt in de belevingswaarde en biodiversiteit van een diep meer;
- diepe plassen hun goede waterkwaliteit danken aan het verschijnsel slib- en nutriëntenval, dat alleen kan optreden dankzij de grote diepte;
- de toelaatbare belasting van een diep meer toeneemt met de diepte.

Alles wijst er op dat de ecologische kwaliteit van een diep meer bestaat uit combinatie van een ‘rijke’ oeverzone met een in positieve zin sturend diep deel op de waterkwaliteit. Het behoud van het diepe deel en stratificatie zijn zeer belangrijk voor het behoud van de waterkwaliteit. Het is aan te bevelen de maximale diepte volledig te behouden. Wat de meest gunstige verhouding is tussen oeverzone en het diepe deel, is echter niet bekend.

In Nederland zijn geen studies gedaan op grond waarvan een betrouwbaar model gebouwd kan worden voor het voorspellen van de effecten van hydromorfologische ingrepen op de waterkwaliteit, dan wel de biodiversiteit. Op ondiepe systemen gestoelde vuistregels zoals ‘ten minste een kwart tot een derde deel van de oppervlakte dient met planten begroeid te zijn’ kunnen niet zomaar vertaald worden naar diepe systemen.

Fig 6.8 VOORBEELD VAN DE INRICHTING VAN EEN OEVERZONE VAN EEN DIEPE PLAS



Om een voldoende lang uitgestrekte gradiënt tussen droog en nat te verkrijgen, kan een gemiddelde helling van 1:20 worden gehanteerd. Een vlakke oever die alleen geleidelijk afloopt, is meestal ecologisch weinig interessant. Genoemde hellingshoek dient dan ook te worden opgevat als een gemiddelde. De aanleg van poeltjes, bulten en steilrandjes boven en onder het gemiddelde wateroppervlak levert habitatdifferentiatie op, bijvoorbeeld in bodemtextuur, waterdiepte en waterbeweging. Onder de spronglaag - waar lichtbeperking, zuurstofloosheid en hypertrofie overheersende factoren zijn - is een uitgestrekte gradiënt niet relevant.

Het creëren van ondiepe zones gaat heel goed samen met het instellen van een meer natuurlijk peilregime. Bij voldoende peilverschil ontstaan in ondergelopen gebieden en rietlanden paai- en opgroeigebieden voor bijvoorbeeld snoek.

6.6.3 Aandachtspunten bij verondiepen

Plasspecifieke eigenschappen moeten nadrukkelijk worden betrokken in de afweging om te verondiepen. Dit is ook het advies geweest van de commissie Verheijen (2009) en een onderdeel van de 'Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen'. Per plas moet worden bekeken of herinrichting een goede maatregel kan zijn. In sommige situaties zal verondiepen wel, in andere situaties niet leiden tot een betere waterkwaliteit of ecologische winst in termen van helder en gezond water zonder algenbloei. De inrichting kan mogelijk wel voordelen opleveren voor andere dan ecologische doelen. Enkele aandachtspunten zijn hieronder benoemd.

Toename waterplanten

Verondiepen vergroot het begroeibare areaal voor ondergedoken waterplanten. Alhoewel waterplanten in brede zin een gunstige werking op de waterkwaliteit hebben [Bloemendaal & Roelofs, 1988], kunnen planten ook als nutriëntenpomp werken [Brock, 1985; Stephen et al., 1997], bijvoorbeeld Aarvederkruid in de Zevenhuizerplas (hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard). Nutriënten worden door de wortels uit de bodem opgenomen, worden omgezet in plantaardig materiaal en komen na afsterven, decompositie en mineralisatie deels terecht in de waterkolom. Door verondiepen gaat de bodem, via de planten, naleveren naar de waterkolom en daarmee als extra nutriëntenbron meedoen in het pelagische voedselweb. Naarmate er meer waterplanten in een diep meer groeien, neemt dit nutriëntentransport toe. De basis voor het pelagische voedselweb zijn de opgeloste

nutriënten, met als eerste stap het hiervan levende fytoplankton. In een heldere plas kan een toename van waterplanten zodoende een risico zijn voor de afname van de helderheid (waterkwaliteit).

ELODEA IN DE RAUWBRAKEN



Hoe dit in een diep systeem precies zal uitpakken, is niet eenvoudig te beoordelen. Er zijn namelijk meerdere mechanismen die hier een rol bij spelen. In een ondiep systeem geldt dat een toename van waterplanten juist het ecosysteem in een stabiele heldere fase kan brengen dan wel houden. De mogelijke impact van de nutriëntenpomp zou hier juist sterker zijn (vanwege kleiner watervolume). In een diep systeem is er jaarlijks sprake van een cyclus in stratificatie en daarmee samenhangend in nutriëntenfluxen. De productie en decompositie van de planten in de ondiepe zones zal hierin een plek krijgen. Netto zal verondieping waarschijnlijk wel leiden tot een grotere flux naar de diepe delen, wat eerder tot oplading van het hypolimnion zal leiden. In dat opzicht bestaat er een risico. Op dit moment kan echter niet voorspeld worden of in een diep systeem de uitbreiding van ecolo-

gische oeverzones een (netto) positief of juist negatief effect op de helderheid van het water zal hebben. Daarbij is uiteraard ook de voedselrijkdom van het materiaal van belang. Bij toepassing van (zeer) nutriëntenarm materiaal zijn de risico's gering. Ook het areaal speelt een rol, bij geringe uitbreiding van ecologische oevers (bijvoorbeeld vijf procent van de plas) zullen de effecten, ook bij wat voedselrijker materiaal, waarschijnlijk beperkt zijn. Richtwaarden voor de voedselrijkdom zijn daarbij op dit moment nog niet te geven.

Bestrijding eutrofiëring

Het stabiliserende effect van een rijk begroeide oeverzone op de heldere toestand van een ondiepe plas mag niet naar eenzelfde effect in een diepe plas vertaald worden. De belangrijkste reden hiervoor is dat de waterkwaliteit in een diepe plas niet gestuurd wordt door waterplanten, maar door processen die zich buiten de oeverzone afspelen. Recent onderzoek in de Rauwbraken laat zien dat een rijk begroeide oeverzone geen garantie is voor een goede waterkwaliteit. Door afname van het graskarperbestand, keerde in de Rauwbraken de ondergedoken waterplanten (waterpest, Elodea) terug, waarbij het begroeide oppervlak ruimschoots aan genoemde stelregel (> 1/3 begroeid oppervlak) voor ondiepe meren en plassen voldeed. Toch deed zich in deze situatie nog bloei van blauwalgen voor, die pas verdween na krachtige fosfaatreductie (Flock & Lock). De bedekkingsgraad met waterplanten is in zichzelf onvoldoende om bloei van blauwalgen te voorkomen.

Toelaatbare belasting

Tot op welke diepte verondieping mogelijk is, is afhankelijk van de specifieke put-dimensies en dient van tevoren nauwgezet bepaald te worden. Diep versus ondiep bepaalt ook de gemiddelde diepte en daarmee de toelaatbare belasting. Daarnaast heeft verondiepen invloed op de verblijftijd. In dat opzicht kan dus worden bekeken in hoeverre verondieping leidt tot een overschrijding van de toelaatbare belasting. Daarbij moet zowel naar de externe (verandert door verandering geohydrologie) als interne belasting (nieuwe bodem) gekeken worden.

Kwaliteit materiaal

De toepassing van materiaal dient te worden afgestemd op het gewenste watersysteem na herinrichting. De nutriënteneisen die worden gesteld aan het toe te passen materiaal kunnen van plas tot plas verschillen. De potentie van een plas voor goede waterkwaliteit en ecologische kwaliteit is afhankelijk van de kenmerken

van de plas, zoals waterdiepte, verblijftijd, mate van isolatie, peilfluctuatie, externe belasting en kwaliteit van de waterbodem. Afhankelijk hiervan én afhankelijk van de gewenste toestand kun je meer of minder voedselrijk materiaal toestaan. Een en ander dient dus in onderlinge samenhang te worden bekeken. Dit maakt het lastig generieke normen te geven. Wel geldt dat voedselarme (oligotrofe) plassen kwetsbaarder zijn voor inbreng van nutriëntrijk materiaal dan voedselrijke (eu- of hypertrofe) plassen. Dit betekent echter niet dat in een voedselrijke plas altijd voedselrijker materiaal gebruikt kan worden.

Als de externe belasting is gereduceerd en/of kwaliteitsverbetering gewenst is, zal ook hier kritisch naar de nutriënten gekeken moeten worden. Verder zijn de eisen aan de afdeklaag (nog) belangrijker voor de waterkwaliteit dan de eisen aan de grond of bagger waarmee verondiept wordt [Verheijen, 2009].

Het aanbrengen van een afdeklaag is noodzakelijk bij herinrichting met grond en baggerspecie. Juist de bovenste centimeters van de waterbodem zijn van cruciaal belang voor de kringloop van nutriënten. Om de kansen op eutrofiëring tot een minimum te beperken, heeft een zandgrond met een hoge fosfaatbindingscapaciteit, een laag fosfaatgehalte en een laag organisch-stofgehalte de voorkeur. Hoe kleiner de organische fractie (maximaal 10 procent, maar beter 5 procent), hoe geschikter het materiaal, omdat afbraak van organische stof kan bijdragen aan nalevering van fosfaat [Jaarsma, 2008].

Welke (plasspecifieke) eisen gesteld moeten worden aan het in te brengen materiaal, moet blijken uit nader onderzoek. Relevante parameters zijn naar verwachting het totaal-fosfaatgehalte, de Fe/P-ratio, de Fe/S-ratio, (Fe-S)/P-ratio, Ca/P-ratio en Al/P-ratio van het toe te passen materiaal. Om te bepalen of de huidige toestand niet achteruit gaat en het doel van de maatregel bereikt wordt, is monitoring van de fysisch-chemische en ecologische effecten en het vastleggen van de nulsituatie (minimaal één jaar voor ingreep) gewenst.

Kader

FOSFAATNALEVERING EN VERTROEBELING

Toepassing van grond of baggerspecie in een diep meer of diepe plas betekent doorgaans (extra) fosfaatbelasting. Hiervan is allereerst sprake tijdens het inbrengen, wanneer door diffusie het opgeloste en dus biologisch beschikbare fosfaat in de waterkolom terecht-

komt. Ook tijdens de consolidatie (inklinken) van het materiaal komt vooral in de eerste jaren fosfaat vrij. Tijdens dit proces wordt het poriewater met de daarin opgeloste stoffen uit het materiaal gedrongen en raakt het toegepaste materiaal gezet [Steenkamp *et al.*, 1994; Oirschot, 1990]. Ten slotte kan fosfaat vrijkomen na beëindiging van de toepassing als gevolg van de dan heersende biologische, fysische en chemische omstandigheden in en nabij de waterbodem. Zuurstofloosheid, afbraak van organisch materiaal en zuurgraadveranderende (afwijken van neutraal) processen spelen hierbij een belangrijke rol (zie [hoofdstuk 3](#)). Het is belangrijk niet alleen naar de chemische nalevering te kijken, maar ook naar de biologische route. Die vindt bijvoorbeeld plaats via planten, bodemalgen of andere biota die hun voedingsstoffen rechtstreeks uit de bodem halen en uiteindelijk naar de waterkolom brengen.

Verder is de mogelijke toename van vertroebeling en daarmee afname van het doorzicht tijdens het toepassen van grond en baggerspecie een aandachtspunt. Het effect van vertroebeling kan tijdelijk zijn door bezinking van het materiaal. Het aanbrengen van een afdeklaag is echter gewenst om opwerveling van slibdeeltjes te voorkomen.

Leeflaag

De afdeklaag heeft, al dan niet samen met een techniek als Flock & Lock (zie [paragraaf 6.4.4](#)), nog een functie: die van 'leeflaag' voor allerlei soorten. Om het risico te vermijden dat de vegetatieontwikkeling gestuurd wordt door de hoge voedselrijkdom van het toegepaste materiaal, moet de afdeklaag dikker zijn dan de worteldiepte van planten (overal minimaal 0,5 meter conform Besluit bodemkwaliteit). Hiermee wordt ook voorkomen dat bodemwoelende vissen en bentische macrofaunasoorten tot in het toegepaste materiaal kunnen geraken.

Voedselrijk aanvoerwater (niet-geïsoleerde plas)

Ook in voedselrijke omstandigheden (eu- of hypertroof water) kan herinrichting bijdragen aan het vergroten van de habitatdiversiteit. De ecologische winst is echter gering als de ondiepe zone niet begroeid raakt als gevolg van eutrofiëring. Tevens bestaat het risico op toename van de biomassa-productie door het voedselrijke water, terwijl dood organisch materiaal minder efficiënt kan worden afgevoerd naar de diepe delen van de plas. Voorwaarde voor een effectieve ingreep in niet-geïsoleerde diepe plassen kan dus zijn, dat er mogelijkheden bestaan om tegelijk de kwaliteit van het instromend water te verbeteren tot een acceptabel niveau.

Alternatief is dat er min of meer van de plas gescheiden ondiepe (moeras)zones worden ontwikkeld. Deze kunnen dienst doen als specifieke habitats voor planten of dieren, zoals paaigebied voor vis. Voorwaarde is wel dat ze (vispasseerbaar) verbonden zijn met de plas en dat een goede waterkwaliteit gegarandeerd is, bijvoorbeeld door aanvoer van regenwater en een voedselarme afdeklaag.

Afsluiting voedselarme grondwaterstroom

Het zoete diepe grondwater kan (afhankelijk van de locatie) van nature voedselarm zijn en bovendien rijk aan zuurgraadbufferende en fosfaatbindende stoffen, zoals ijzer en kalk (zie [paragraaf 3.4](#)). Die eigenschappen heeft het opgedaan tijdens de doorgaans decennia-, zo niet eeuwenlange doorstroming van de (diepere) bodem (vooral Hoog-Nederland). Daarmee is dit water een zeer waardevolle factor, die vanuit ecologisch perspectief behouden dient te worden.

Door volledige verondieping (verondieping over het gehele oppervlak van de plas) kan deze factor verdwijnen. Ook rivierkwel in de zone achter de dijk kan na bodempassage van relatief goede kwaliteit zijn ten opzichte van de trofiestatus van de plas. Onderzoek naar hoe en waar dit een rol speelt, is nodig om te bepalen of verondieping gewenst is.

Vergroting erosiezone

Het aanleggen van ondiepe zones betekent een vergroting van de erosiezone. In ondiepe zones worden gesedimenteerde deeltjes onder invloed van de wind weer in oplossing gebracht (zie [hoofdstuk 3](#)). Dit betekent een toename van de achtergrondtroebelheid. Bovendien kunnen golven veroorzaakt door de wind eraan bijdragen dat vegetatie niet tot ontwikkeling komt. Bij de veelal overheersende zuidwestenwind is het daarom aan te bevelen waar mogelijk de verondieping in de zuidwesthoek te realiseren [Van der Linden, 2007]. De zuidwesthoek betreft de natuurlijke sedimentatiezone en op deze manier wordt de strijklengte minimaal gehouden. Dit effect wordt ook bereikt door de aanleg van eilandjes (vooroevers) in de plas.

Toename ongewenste soorten

De oeverzone wordt ook bewoond door soorten die een ongunstige invloed hebben op de waterkwaliteit. Karperachtigen dragen door bodemwoeling bij aan vertroebeling. Areaalvergroting kan leiden tot een ongewenste toename van watervogels

zoals grazende ganzen, waarvan de fecaliën zorgen voor E. coli verontreiniging, nutriëntenbelasting en hoog zuurstofverbruik bij afbraak. Maar bijvoorbeeld ook tot een toename van poelslakken en hun parasiet (Trichobilharzia, waarvan cercariën zwemmersjeuk veroorzaken).

KRW-doelen

De KRW-maatlat voor de abundantie van macrofyten gaat uit van de mate van vegetatiebedekking ten opzichte van het 'begroeibaar areaal'. Omdat met het creëren van ondiepe zones het begroeibaar areaal toeneemt, betekent dit dat ook de vegetatiebedekking moet toenemen. Het kan zijn dat het hierdoor moeilijker wordt om aan de KRW-maatlat te voldoen. Aan de andere kant kan het herinrichten ook juist een maatregel zijn om een bepaald KRW-doel te bereiken.

6.7 MAATREGELEN TER VERGROTING VAN DE CONNECTIVITEIT

Maatregelen ter vergroting van de connectiviteit, bestaan uit het maken van verbindingen tussen diepe plassen en het hoofdwatersysteem, bijvoorbeeld een boezem of rivier. Doel hiervan is het ontsluiten van habitats voor organismen. Diepe plassen kunnen bijvoorbeeld als paaiplaats fungeren voor vissen uit het hoofdsysteem. In boezems en rivieren zijn vaak geen geschikte paaiplaatsen aanwezig, of ze zijn niet bereikbaar vanwege barrières in het systeem.

Verbindingen kunnen ook van belang zijn als ontsluiting van een refugium voor organismen tijdens extreme omstandigheden (hoge temperatuur, verontreiniging, hoge afvoer, etc.). Organismen hebben dan een toevluchtsoord in diepe plassen. Denk aan vissen die een diepe plas opzoeken bij overschrijding van de maximumtemperatuur in de rivieren. Ook kan rekolonisatie plaatsvinden vanuit diepe plassen, indien organismen in het hoofdsysteem door extreme omstandigheden zijn verdwenen. In hoeverre organismen hiervan gebruik maken, is niet goed bekend. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen hoe belangrijk de rol van diepe plassen kan zijn voor organismen in het hoofdsysteem.

Het wel of niet verbinden van plassen is uiteraard ook van belang voor de waterkwaliteit. Geïsoleerde plassen hebben vaak de beste waterkwaliteit (zie [paragraaf 6.2.1](#)). Het maken van verbindingen met een voedselrijk watersysteem is een risico. Dit kan alleen als de belasting niet of nauwelijks toeneemt, bijvoorbeeld doordat het water altijd de plas uitstroomt (of door een kleine verbinding).

LITERATUUR

- Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend (1996): *Ecology. Individuals, populations and communities*. Third edition. Blackwell Science, London.
- Benndorf, J. (1990): *Conditions for effective biomanipulation: Conclusions Derived from Whole-Lake Experiments in Europe*. *Hydrobiologia*. 200/201: 187-203.
- Bernhardt, H. (1980): *Reservoir protection by in-river nutrient reduction*. In: *Restoration of Lakes and Inland Waters*. EPA 440/5-81-010. pp. 272-277.
- Blais, J. & J. Kalff (1995): *The influence of lake morphometry on sediment focussing*. *Limnology and Oceanography*, 40: 582-588.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.) (1988): *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV. ISBN 90-5011-014-2.
- Bradshaw, A.D. (1996): *Underlying principles of restoration*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1: 3-9.
- Brock, T.C.M. (1985): *Ecological studies on nymphaeid water plants*. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Buiteveld, H. (1990): *UITZICHT-model voor berekening van doorzicht en extinctie*. Nota 90.058, RIZA, Lelystad.
- Carpenter, S.R. (2005): *Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus*. *PNAS*. 102: 29 10002-10005.
- Claassen, T.H.L. & M.E.M. de Vries (2008): *Waterkwaliteitsonderzoek van diepe plassen in Friesland; Een overzicht van 25 jaar onderzoek 1981 – 2005*. Wetterskip Fryslân, Leeuwarden.
- Clasen, J. & H. Bernhardt (1987): *Chemical methods of P-elimination in the tributaries of reservoirs and lakes*. *Schweiz Z. Hydrol.* 49: 249-259.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., Nichols, S. A. (2005): *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 3rd edition. Editor - Cooke, G.D., Taylor an Francis, Boca Raton, Florida.
- Coops, H. (1996): *Helophyte zonation: impact of water depth and wave exposure*. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Coops, H. (2002): *Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht*. RIZA-rapport 2002.040.
- Cullen, John J. (1982): *The Deep Chlorophyll Maximum: Comparing Vertical Profiles of Chlorophyll a*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 791 – 803.
- CUR (2008): *Oeverstabiliteit bij zandwinputten*. CUR-Aanbeveling 113. Onderbouwing. Blik op de toekomst.
- Dillon, P.J. (1975): *The phosphorus budget of Cameron lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes*. *Limnology and Oceanography*, 29: 28-39.

-
- Dillon, P.J. & F.H. Rigler, (1974): *The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes*. Limnology and Oceanography, Vol. 19, No. 5, pp. 767-773
- Douglas, G.B., J.A. Adeney & M. Robb (1999): *A Novel Technique for Reducing Bioavailable Phosphorus in Water and Sediments*. International Association Water Quality Conference on Diffuse Pollution: 517-523.
- Drabkova, M. (2007): *Methods for control of the cyanobacterial blooms development in lakes*. Dissertation thesis. Masaryk University, Brno, Czech Republic.
- Dunalska, J., Wisniewski, G., Mientki, C. (2001): *Water balance as a factor determining the Lake Kortowskie restoration*. Limnological Review, 1, 65-72.
- Edmundson, W.T. & John T. Lehman (1981): *The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington*. Limnology and Oceanography, 26: 1-29.
- Gachter en Muller (2003): *Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface*. Limnology and Oceanography 48: 929-933.
- Hahn, Bauer & Klaassen (2007): *Estimating the contribution of carnivorous water birds to nutrient loading in freshwater habitats*. Freshwater Biology 52 (12): 2421-2433.
- Hahn, Bauer & Klaassen (2008): *Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds*. Freshwater Biology 53: 181-193.
- Hakanson, 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.
- Hokken, M.P. (1987): *Macrofaunagemeenschappen in zandwinplassen*. Basisrapport project E.E.K.O. nr. 19 deel 1. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Hosper, H. & M.L. Meyer (1986): *Control of phosphorus loading and flushing as restoration methods for Lake Veluwe*. Hydrobiologia 20: 183-194.
- Huls, R. (1987): *Macrofaunagemeenschappen in zandwinplassen*. Basisrapport project E.E.K.O. nr. 19 deel 3. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Iwaco (1996): *Typologie en ecologische normdoelstelling in de provincie Utrecht*. In opdracht van de Provincie Utrecht. Werkdocument zand-, grind- en kleigaten.
- Jaarsma, N.G. (2008): *Slibstort in diepe plassen in het beheersgebied van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier*. Witteveen+Bos, Deventer.
- Jaarsma, N.G. & P.F.M. Verdonschot (2000): *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 8. Wingaten*. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport AS-08, EC-LNV. Alterra, Wageningen.
- Jaarsma, N.G., M. Klinge & L. Lamers, (2008): *Van helder naar troebel... en weer terug. Een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de Kaderrichtlijn Water*. STOWA-rapport 2008-04.

-
- Jaarsma, N.G., M. Klinge & R. Pot (red.) (2007): *Achtergronddocument referenties en maatlatten vissen ten behoeve van de kaderrichtlijn Water*. Expertteams, 2007.
- Jagtman, E., D.T. van der Molen & S. Verij (1992): *The influence of flushing on nutrient dynamics, composition and densities of algae and transparency in Veluwemeer, The Netherlands*. *Hydrobiologia* 233: 187-196.
- Jeppesen, E., M. Sondergaard, E. Kanstrup, B. Petersen, R.B. Eriksen, M. Hammershoj, E. Mortensen, J.P. Jensen & A. Have (1994): *Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ?* *Hydrobiologia* 275/276: 15-30.
- Jungo, E., P.M. Visser, J. Stroom and L.R. Mur (2001): *Artificial mixing to reduce growth of the blue-green alga Microcystis in Lake Nieuwe Meer, Amsterdam: an evaluation of 7 years experience*. *Water Science and Technology: Water Supply*, 1: 17-23.
- Kirk, J.T.O (1983, 1994): *Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press.
- Klinge, M. et al. (2008): *Kosten en baten van actief visstandbeheer; Achtergrondrapport Ex-ante evaluatie KRW, Witteveen+ Bos en ATKB in opdracht van Milieu en Natuur Planbureau (MNP)*.
- Koolmees, E.M. & E. Kardinaal (2007): *Beheermaatregelen ter bestrijding van cyanobacteriënoverlast; Onderzoek naar effectiviteit en haalbaarheid; Literatuurstudie*. DHV in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst.
- Kortmann, R.W., Knoecklein, G.W, Bonnell, C.H. (1994): *Aeration of stratified lakes: Theory and practise*. *Lake and Reservoir Manage.* 8: 99-120.
- Lamers, L. (red.) (2010): *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2)*. LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede.
- Lammens, E.H.H.R. & Gulati, R.D. and Donk, E. van and Meijer, M.L. (1990): *The first biomanipulation conference: a synthesis*. In: *Hydrobiologia*, 200/201: 619-628.
- Loeb, R., Verdonschot, P.F.M., Kragt, F., Grinsven, J.J.M. van (2009): *Sturen op fosfor of stikstof voor verbetering ecologische kwaliteit van zoete wateren? H2O*, nr. 22.
- Lurling, M & H. van Dam (2009): *Blauwalgen: Giftig Groen*. STOWA publicatie 2009-43. STOWA, Utrecht.
- Lurling, M. & J.F.X. van Oosterhout (2009): *Flock & Lock in de Rauwbraken. Strand bad en Onderwaterpark. Een innovatief experiment om blauwalgenbloei te voorkomen door vastleggen van fosfaat*. Rapport M347. Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer. Wageningen Universiteit.
- Michielsen, B., L. Lamers & F. Smolders (2007): *Interne eutrofiëring van veenplassen*

-
- belangrijker dan voorheen erkend?* H2O, nr. 8.
- Michielsens, B. & B. Ibelings (2002): *Rijnlands diepe putten: drijfslagen van cyanobacteriën, ondanks goede waterkwaliteit?* H2O, nr. 17.
- Ministerie van V&W, VROM, LNV, Rijkswaterstaat, provincies, waterschappen, grondbranche, gemeenten en Bodem+ (2010): *Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen*. Werkgroep van het Implementatieteam Besluit Bodemkwaliteit.
- McComas, S. (2002): *Lake and Pond Management Guidebook*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Moss, B. (1980): *Ecology of fresh waters*. Blackwell Scientific. Oxford.
- Nürnberg, G.K. (1984): *The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia*. *Limnology and Oceanography* 29 (1): 111-124.
- Nürnberg, Gertrud K. (1998): *Prediction of Annual and Seasonal Phosphorus Concentrations in Stratified and Polymictic Lakes*. *Limnology and Oceanography* 43 (7): 1544-1552.
- Nürnberg, G.K. (1987): *Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique*. *Journal of environmental engineering*, 113: 1006-1017.
- Nijburg, J.W. & E.A.M. Verhoeven (1999): *Effecten van stratificatie op de waterkwaliteit in ontgrondings-plassen: spookbeeld of te 'controleren' natuurverschijnsel?* Adviesbureau De Meent b.v., Boxtel.
- Osté, A.J., M.G.A.M. van der Linden en M.P. van Tellingen (2010): *Koelwaterlozing in diepe plassen; Ecologische effecten en normstelling van temperatuursverandering*. RPS BCC, Leerdam, in opdracht van hoogheemraadschap van Rijnland.
- Otte, A. en J. van Grootheest (2006): *Hydrochemische aspecten Lake Source Cooling Eesermeer*. Royal Haskoning, Groningen.
- OVB (1997): *Diepe wateren en hun visstand*. OVB-bericht 1997 1, 2 ,3. Organisatie Verbetering van de Binnenvisserij.
- OVB (2002): *De OVB-viswatertypering. Deel 2: diepe wateren*. Themanummer Vis & water. Nieuwegein.
- Pastorak, R.A., T.C. Ginn, M.W. Lorenzen, (1980): *Review of aeration/circulation for lake management*. in: *Restoration of Lakes and Inland Waters*. US EPA, Washington, EPA 440/5-81-010: 123-133.
- Prepas, E.E. & J.M. Burke (1997): *Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality in Amisk Lake, Alberta, a deep, eutrophic lake with high internal phosphorus loading rates*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 2111-2120.
- Preston, T., W.D.P. Steard & C.S. Reynoldys (1980): *Bloom-forming cyanobacterium Microcystis aeruginosa overwinters on sediment surface*. *Nature*, 288: 365-367.

- Rast, W. and J.A. Thornton (2005): *The phosphorus loading concept and the OECD eutrophication pro-gramme: origin, application and capabilities*. The lakes handbook O'Sullivan, P.E. & Reynolds, C.S. (Eds.)
- Remane & Schlieper, (1958): *Die biologie des brackwassers*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Reynolds, C.S. (1984): *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Reynolds, C.S., R.L. Oliver & A.E. Walsby (1987): *Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in the dynamic lake environments*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 21: 379-390.
- Rijdsdijk, R.E. (1996): *Handleiding bestrijding eutrofiëring. Mogelijke maatregelen bij de bestrijding van eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen*. RIZA Nota nr. 96.049 C, Lelystad.
- Robertson, R.F., A Hammond, K. Jauncey, M.C.M. Beveridge & L.A. Lawton (2006): *An investigation into the occurrence of geosmin responsible for earthy-musty taints in UK farmed rainbow trout, Onchorhynchus mykiss*. Aquaculture 259: 153-163.
- Robb, M. B. Greenop, Z. Goss, G. Douglas & J. Adeney (2003): *Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings*. Hydrobiologia 494: 237-243.
- Sawyer, C.N. (1947): *Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage*. J. New England Water Works Assoc. 61:109-127.
- Scheffer, M. (1998): *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London.
- Schindler, D. W., R. E. Hecky, D. L. Findlay, M. P. Stainton, B. R. Parker, M. J. Paterson, K. G. Beaty, M. Lyng & S. E. M. Kasian (2008): *Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment*. PNAS, August 12, 2008. Vol. 105, 32: 11254–11258.
- Smith, V.H & D.W. Schindler (2009): *Eutrophication science: where do we go from here? Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 24. Issue 4: 201-207.
- 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.
- Sondergaard, M., K.D. Wolter, W. Riopl (2002): *Chemical treatment of water and sediments with special reference to lakes*. In: Perrow, M.R., Davy, A.J. (Eds.) Handbook of Ecological Restoration, Volume 1, Cambridge university press, 2002, p. 184-205.
- Steinberg, C. & A. Arzet (1984): *Impact of hypolimnetic aeration on abiotic and biotic conditions in a small kettle lake*. Eviron. Tech. Lett. 5, 151-162.
- Stephen, D., B. Moss & Geoff Phillips (1997): *De rooted macrophytes increase sediment*

-
- phosphorus release?* Hydrobiologia 342/343: 27-34, 1997.
- Stowa (2009): *Verbetering bepaling actuele verdamping voor het strategisch waterbeheer, defini-tiestudie*. STOWA rapport 2009-11
- Stroom, J.M. (2006): *Beleid diepe putten*. Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- Stroom, J.M., T.A.H.M. Pelsma, J.G.R. Beemster, J. Stoffels & C.A.G. Hogenes (2010): *Ouderkerkerplas: Systeemanalyse en onderzoek Flexibel Peil*. Waternet, Amsterdam.
- Stroom, J.M. en F. van Schaik (2007): *Beknopte evaluatie mengsystemen Bosplas en Nieuwe Meer*. Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- UNEP-IETC (1999): *Planning and Management of lakes and Reservoirs: An integrated approach to eutrophication*. Technical Publication Series [11]. International Environmental Technology Centre. UNEP. Osaka/Shiga.
- Van der Linden, M.G.A.M. (2007): *Alternatieven voor de ecologische functies van de zandwinput in het Gooimeer bij Naarden. Nadere uitwerking*. Slibbank Nederland, RPS BCC, Leerdam.
- Van der Molen, D.T. en R. Pot (red.) (2007): *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water - Aanvullingen kleine typen*. Expertteams. STOWA 2007-32 B.
- Van Oosterhout, J.F.X. (2007): *Rauwbraken, blauwalgen, herstel*. Wageningen Universiteit. rapport no. M340.
- Verheijen, L. (2009): *Verantwoord grootschalig toepassen van grond en baggerspecie; Rapport van de deskundigencommissie*. Hoofdrapport, MD-BO20092018.
- Verspagen, J.M.H., E.O.F.M. Snelder, P.M.Visser, K.D. Johnk, B.W. Ibelings, L.R. Mur & J. Huisman (2005): *Benthic-pelagic coupling in the population dynamics of the cyanobacterium Microcystis*. Freshwater Biology, 50: 854-867.
- Visser, P.M., B.W. Ibelings, B. van der Veer, J. Koedood, L.R. Mur (1996): *Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium Microcystis in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands*. Freshwater Biology, 36: 435-450.
- Vollenweider, R.A. (1968): *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. OECD, Paris. Tech. Rpt. DA 5/SCI/68.27. 250 pp.
- Vollenweider, R.A. (1976): *Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication*. Mem. 1st. Ital. Idrobiol. 33: 53- 83.
- Vollenweider, R. A. (1975): *Input-Output models, with special reference to phosphorus loading concept in limnology*. Conference paper (1975), Chemical-Ecological Considerations for defining the goals of water pollution control, Kastanienbaum, Switzerland, April 19-21, 1972

-
- Walsby, A.E. (1994): *Gas Vesicles*. Microbiological Reviews. Mar. 1994: 94-144.
- Waternet (2008): *Plan-MER Waterkwaliteitsverbetering Loosrechtse Plassen. Deel B, achtergrondrapport Milieueffectrapportage*. Amsterdam.
- WaterTekens (2008): Drie boekjes: Breman, B., M. Pleijte, S. Ouboter en A. Buijs, *Participatie in het waterbeheer*; S. Ouboter, *Beleefd praten over water*; Jacobs, M. en A. Buijs, *Het hoofd boven water*, www.watertekens.nl, Programmabureau Leven met Water.
- Welch, E.B. & G.D. Cooke (1999): *Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum*. Journal of Lake and Reservoir Management, 15: 5-7.
- Welch, E.B., L. DeGasperi, D.E. Spyridikas, T. Belnic (1988): *Internal phosphorus loading and alum effectiveness in shallow lakes*. Journal of Lake and Reservoir Management, 4: 27-33.
- Wetzel, R.G. (2001): *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press.
- Wolter, K.D. (1994): *Phosphorus precipitation*. In: Eiseltová, M. (Ed.) (1994): *Restoration of Lake Ecosystems - A Holistic Approach*. International Waterfowl and Wetlands Research bureau, Slimbrodage, Gloucester, UK, pp. 63-68.
- Witteveen+Bos (2003): *Ecologische normstelling zandwinplassen*. In opdracht van de provincie Noord-Holland (SEND). Deventer.

stowa

KENNISDOCUMENT DIEPE MEREN EN PLASSEN:
ECOLOGISCHE SYSTEEMANALYSE, DIAGNOSE EN MAATREGELEN

EEN HELDERE KIJK OP DIEPE PLASSEN

SAMENVATTING

2010

38



watemozaïek



KENNISDOCUMENT DIEPE MEREN EN PLASSEN:
ECOLOGISCHE SYSTEEMANALYSE, DIAGNOSE EN MAATREGELEN

EEN HELDERE KIJK OP DIEPE PLASSEN

SAMENVATTING



SAMENVATTING

1 INLEIDING

In dit rapport is de belangrijkste kennis over het ecologisch functioneren van (zoete) diepe meren en plassen bij elkaar gebracht. Het rapport bevat een systeem-analyse, een beoordelingskader (sleutelparameters) en een overzicht van mogelijke maatregelen om de ecologische kwaliteit te verbeteren. Het is een praktijkgericht document, bestemd voor gebruik door waterbeheerders en andere belangstellenden.

Diepe meren komen in Nederland van nature weinig voor. Verreweg de meeste diepe watersystemen in ons land zijn plassen, naar schatting vijfhonderd tot duizend. Ze zijn machinaal gegraven voor de winning van delfstoffen, vooral zand, klei en grind. In dit rapport spreken we daarom van diepe plassen. In het buitenland is dat anders, daar is veelal sprake van diepe meren.

Diepe meren en plassen kenmerken zich behalve door hun diepte, vooral door het ontstaan van onderling gescheiden waterlagen, ofwel stratificatie. Dit is het optreden van gelaagdheid in de waterkolom door temperatuurverschillen in de zomerperiode. Deze temperatuurstratificatie kan in kleine plassen (enkele hectares) al ontstaan vanaf een diepte van vier tot zes meter.

Diepe meren en plassen gedragen zich in ecologisch opzicht anders dan ondiepe. De diepte en de waterbodem vervullen in diepe meren en plassen een belangrijke sturende rol. Bij ondiepe meren en plassen zijn dit vooral ondergedoken waterplanten.

In dit rapport ligt de nadruk op zoete plassen. Brakke en zure plassen functioneren in ecologisch opzicht anders, omdat daar de chemische eigenschappen in sterke mate sturend zijn voor de levensgemeenschappen.

2 DE BETEKENIS VAN DIEPE Plassen: FUNCTIE EN GEBRUIK

Voor diepe plassen zijn met het oog op de Kaderrichtlijn Water doelen opgesteld ter verbetering van de ecologische kwaliteit. Bij het nemen van maatregelen om die doelen te bereiken, moeten waterbeheerders echter ook rekening houden met de functies die aan diepe plassen zijn toegekend en aan het gebruik ervan. Denk aan recreatie, koudewinning, waterberging en buffering van zoet water. Gelukkig hebben maatregelen om de ecologische kwaliteit te verbeteren vaak ook een positief effect op deze gebruiksfuncties. Zie de [tabel 2.1](#) in het rapport.

Aan de 'goede ecologische kant' zitten diepe plassen met helder water en een gezonde levensgemeenschap. Aan de 'slechte kant' zitten troebele plassen die al vroeg in het jaar een zuurstofloos, diep gedeelte hebben en periodiek blauwalgenproblemen kennen. Hieronder bespreken we kort de belangrijkste kenmerken van diepe meren en plassen en de invloed ervan op de ecologie.

Diepte en vorm

Diepe, stratificerende plassen in Nederland worden gekenmerkt door steile onderwatertaluds en een diepe bodem zonder uitgesproken reliëf. De diepte en specifieke vorm bepalen in hoge mate de fysische, chemische en biologische processen die zich in de plas afspelen.

Temperatuur- en zuurstofstratificatie

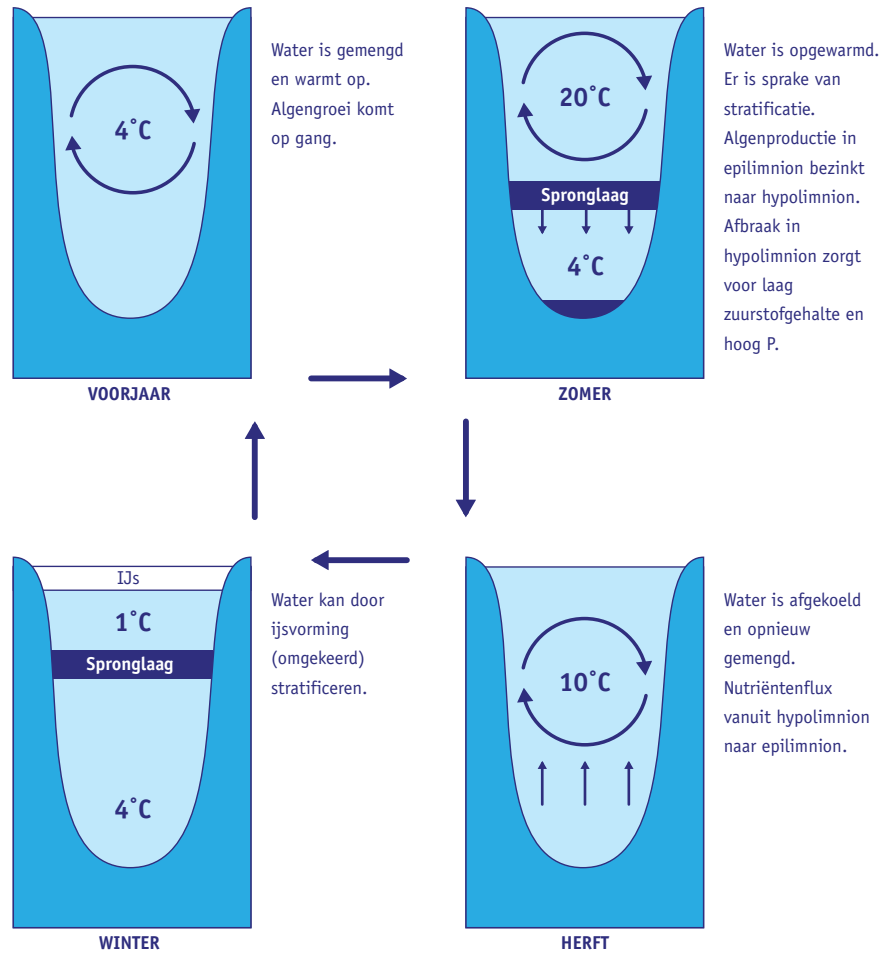
In diepe plassen treedt zoals gezegd temperatuurstratificatie op (zie [figuur 1](#)). Dit is het optreden van gelaagdheid in de waterkolom, waarbij water met een lage dichtheid drijft op water met een hogere dichtheid. Doordat water een temperatuursafhankelijke dichtheid heeft, leiden temperatuurverschillen in het water tot deze stratificatie. In de zomer - bij het opwarmen van het water - ontstaat de gelaagdheid, in de herfst mengen de waterlagen, in de winter is de gelaagdheid omgekeerd en in het voorjaar is het systeem weer gemengd.

De bovenste laag wordt het epilimnion genoemd, die diepste laag het hypolimnion. Hiertussen bevindt zich het metalimnion of de spronglaag. Deze kenmerkt zich door een scherpe temperatuurgradiënt. Tijdens een stabiele stratificatie treedt er nauwelijks uitwisseling van water op tussen de verschillende lagen.

Stratificatie heeft grote gevolgen voor de zuurstofhuishouding in diepe watersystemen. Het belemmert namelijk de aanvoer van (atmosferische) zuurstof naar de diepe delen. Het zuurstofverloop onder de spronglaag is hierdoor uitsluitend het resultaat van processen die zuurstof verbruiken en processen waarbij zuurstof vrijkomt. Bij grote voedselrijkdom worden de bacteriële afbraakprocessen in de diepere waterlaag sterk gevoed met bezonken organisch materiaal. Deze verbruiken daarbij veel zuurstof. Gedurende een gestratificeerde periode neemt de zuurstofconcentratie onder de spronglaag sterk af, hetgeen in hoogbelaste plassen veelal uitmondt in zuurstofloosheid. In de meeste Nederlandse plassen is dat het geval.

Fig 1

STRATIFICATIE TIJDENS DE SEIZOENEN IN DIEPE PLASSEN



Sedimentatie, helderheid & lichtklimaat

Door de grote afstand van het wateroppervlak naar de waterbodem is de invloed van wind op de waterbodem in diepe systemen veel geringer dan in ondiepe systemen. Hierdoor bezinken er in diepe plassen veel meer zwevende deeltjes dan in ondiepe. Dit heeft invloed op de helderheid en het lichtklimaat. Daar waar opwerveling van deeltjes (resuspensie) in ondiepe systemen een negatief effect op de helderheid van het water heeft,

worden de helderheid en het lichtklimaat in diepe plassen positief beïnvloed door bezinking. Diepe plassen vertonen hierdoor meestal een grotere helderheid dan ondiepe.

Door de grotere diepte treedt in diepe plassen wel lichtlimitatie van ondergedoken waterplanten op. Hierdoor komen ondergedoken waterplanten slechts in een beperkt deel van een diepe plas voor, gewoonlijk tot maximaal zes meter diep. Het stabiliserende effect van waterplanten op de heldere toestand, zoals in ondiepe meren plaatsvindt, is daarom in diepe plassen zeer gering.

Hydrologie & chemische watersamenstelling

Doordat diepe plassen diepere grondwaterlagen aansnijden, is dit grondwater vaak mede bepalend voor de samenstelling van het water. Als diepe plassen voedselarm, helder water hebben, is dit meestal terug te voeren op voeding met schoon, voedselarm diep grondwater. Er kan echter ook sprake zijn van een slechte waterkwaliteit door voeding met voedselrijk diep of ondiep grondwater.

De zuurgraad van een diepe plas wordt vooral beïnvloed door de herkomst van het water. Neerslag is zwak gebufferd, oppervlaktewater (in open watersystemen) vaak sterker gebufferd en grondwater soms zwak en soms sterk gebufferd. Afhankelijk van de mate van buffering kunnen processen in de plas zelf ook de zuurgraad in meer of mindere mate sturen.

Nutriëntenbelasting & nutriëntenbinding

De toelaatbare nutriëntenbelasting voor diepe plassen neemt toe met de diepte. Dit hangt onder meer samen met een groter volume van het hypolimnion (de diepere waterlaag), waardoor er verdunning optreedt en er meer zuurstof beschikbaar is. In ondiepe meren is dit juist andersom.

Diepe plassen kennen geen plotselinge omslag van helder en plantenrijk naar troebel en algenrijk water, zoals ondiepe meren. De reden hiervoor is dat de planten in diepe plassen een minder grote rol spelen in het stabiliseren van de heldere toestand. Een diepe plas kan net als een ondiepe plas wel een vertraagd herstel laten zien door nalevering van nutriënten uit de bodem.

Door het bezinken van deeltjes vindt transport van nutriënten plaats naar de diepe bodem. Deze nutriënten, zoals fosfaat, komen in opgeloste vorm deels weer vrij.

De binding van fosfaat door de waterbodem (het sediment) is sterk afhankelijk van de aanwezigheid van ijzer en zuurstof. Het sediment speelt dan ook een belangrijke rol in de nutriëntenhuishouding en bepaalt of er sprake is van binding door of nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem.

4 ECOLOGISCHE JAARCYCLUS

Door het jaar heen vinden onder 'normale omstandigheden' verschillende samenhangende ecologische processen plaats in diepe plassen. Deze jaarcyclus ziet er in het kort als volgt uit (zie ook [figuur 1](#)). In het voorjaar neemt de daglengte toe (meer licht) en warmt het water op. Deze opwarming leidt in de vroege zomer tot het ontstaan van de hierboven reeds genoemde temperatuurgelaagdheid in de waterkolom: stratificatie.

In de bovenste, warmere waterlaag verlopen de ecologische processen in grote lijnen hetzelfde als in ondiepe wateren. Warmte, licht en nutriënten leiden er tot de ontwikkeling van algen. In voedselarme plassen is de algendichtheid laag en blijft het water helder. In voedselrijkere plassen is de algengroei sterker, wat zich uit in een lager doorzicht.

De geproduceerde algen verdwijnen weer uit de bovenlaag als gevolg van begrazing door zoöplankton en door bezinking. Indien de plas niet extreem voedselrijk is en er gedurende de zomerperiode geen sprake is van continue nutriëntenaanvoer, treedt gedurende het seizoen nutriëntenuitputting op. Dit remt de algengroei en doet het doorzicht weer toenemen. De groei van ondergedoken waterplanten profiteert van het helder wordende water.

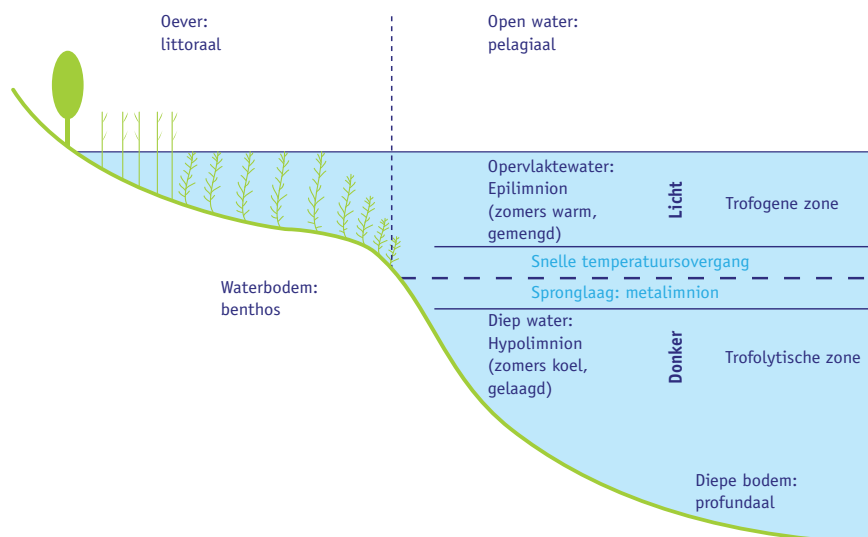
De hogere watertemperaturen in de bovenste laag en het feit dat bepaalde blauwalgen een voorraad nutriënten kunnen opslaan - en dus minder last hebben van mogelijke nutriëntenuitputting - zorgen in de loop van de zomer voor steeds betere voorwaarden voor blauwalgenbloei. Problemen met blauwalgen treden in het algemeen dan ook later in de zomer op.

In de onderste, koudere waterlaag verzamelt zich in de loop van het jaar organisch materiaal, met name algen en plantenresten uit de bovenlaag. Bij de afbraak hiervan wordt zuurstof verbruikt en komen de nutriënten uit dit materiaal vrij. Omdat de toevoer van zuurstof uit de bovenste laag door de zomerstratificatie ge-

remd is, treedt in de diepte zuurstofarmoede of zelfs zuurstofloosheid op. Door de zuurstofloze omstandigheden, komt ook ijzergebonden fosfaat uit de bodem vrij.

In de herfst vindt destratificatie plaats: de warme boven- en koude onderlaag mengen weer. Hierdoor vindt transport plaats van nutriënten vanuit de diepte naar de bovenlaag. Tegelijkertijd worden de groeiomstandigheden voor algen slechter door de afnemende watertemperatuur en de afnemende daglengte (lichtlimitatie). De algen nemen in dichtheid af, waardoor het water weer helderder kan worden. In het volgende voorjaar vindt nieuwe algengroei plaats op voedingsstoffen die in het najaar naar de bovenlaag zijn getransporteerd en start de gehele cyclus opnieuw.

Fig 2 ECOLOGISCHE ZONES



5 ECOLOGISCHE KWALITEIT EN NATUURWAARDEN VAN DIEPE PLASSEN

In diepe plassen zijn drie ecologische zones met bijbehorende levensgemeenschappen te onderscheiden. Het *littoraal* is de door de zon verwarmde productieve zone langs de rand van de plas (zie [figuur 2](#)). Het *pelagiaal* is de productieve openwaterzone buiten het littoraal. De begrenzing in de diepte wordt gevormd door het niveau

tot waar voldoende zonlicht doordringt voor algengroei (maar het zonlicht niet de bodem bereikt). Het *profundaal* is de donkere, vaak koudere en dieper gelegen zone. Hier vindt geen primaire productie plaats maar domineren afbraakprocessen.

Daar waar de levensgemeenschap in de oeverzone gedomineerd wordt door waterplanten en macrofauna, wordt die in het open water gedomineerd door fytoplankton (algen en blauwalgen, waaronder cyanobacteriën) en zoöplankton (raderdiertjes, watervlooien en roeipootkreeftjes). Door verschillen in samenstelling en biomassa van het fytoplankton en begrazing door zoöplankton varieert de hoeveelheid en daarmee de helderheid van het water gedurende het seizoen. Als er veel fytoplankton aanwezig is, betreft het vrijwel altijd blauwalgen. In diepe plassen komt meestal minder vis voor dan in ondiepe plassen, de reden hiervoor is het ontoegankelijk zijn van de bodem in een groot deel van de plas.

Ondiepe plassen kunnen – gemeten over het totale oppervlak – een hogere totale biomassa aan planten en zuurstofminnende diersoorten herbergen dan diepe plassen met hetzelfde oppervlak. De grotere dieptegradiënt van diepe plassen biedt echter meer verschillende leefomgevingen, waardoor een diepe plas een hogere biodiversiteit kan hebben (veelal wel in een klein areaal). De oeverzone is hierbij zowel bepalend voor de ecologie als voor de belevingswaarde. Zoals aangegeven hebben veel diepe plassen erg steile oevers, waardoor de oeverzone slechts klein is.

Waterkwaliteit, nutriëntenbelasting en ecologie

De belangrijkste voorwaarde voor een gezond ecosysteem voor diepe plassen is een goede waterkwaliteit. Dat is in hoog Nederland vaak het geval, vanwege de diepte en een lage nutriëntenbelasting door voeding met neerslag en kwalitatief goed, diep grondwater. In West-Nederland is het diepe grondwater en het instromende oppervlaktewater echter vaak voedselrijk. Waterkwaliteitsproblemen in diepe plassen worden veroorzaakt door een te hoge externe of interne nutriëntenbelasting.

Ecologie, zuurgraad en zoutgehalte

Zure plassen zijn in ecologisch opzicht heel anders dan gebufferde zoete plassen. Plassen met een zuurgraad van 5,5 en lager worden als een apart hoofdtype gezien. Ook brakke plassen zijn vaak armer aan soorten dan gebufferde zoete plassen. Bij een toename van het zoutgehalte verdwijnen zoetwatersoorten met een lage chloridetolerantie ten gunste van tolerantere soorten.

6 **DIAGNOSE: HOE WORDT HET SYSTEEM BEOORDEELD?**

De diagnose (wat is de feitelijke ecologische toestand?) en beoordeling van diepe plassen (wordt aan het doel voldaan?) zijn afhankelijk van wettelijke verplichtingen (KRW), van vastgelegde functies en gebruik en van de ambities van de betreffende waterbeheerder, de eigenaar en medeoverheden. Deze kunnen van plas tot plas verschillen.

In dit rapport gaan we uit van een niet-locatiespecifieke, algemene doelstelling voor diepe plassen: een gezond, helder en habitatdivers watersysteem. Hiervoor kunnen we twee belangrijke beoordelingsgrondslagen definiëren:

- De *waterkwaliteit*: vanuit de Kaderrichtlijn Water, maar ook vanuit functies die helder en gezond water vereisen (o.a. zwemmen, duiken en wonen aan het water) is een goede waterkwaliteit vereist.
- De *inrichting*: een goede inrichting bepaalt de mate van biodiversiteit en de grootte van het areaal van een goede biodiversiteit die je nastreeft vanuit ecologische motieven of vanuit belevingswaarde.

Bij het stellen van een diagnose van diepe plassen speelt de actuele belasting met nutriënten in relatie tot de toelaatbare belasting een centrale rol. Daarnaast zijn er enkele andere indicatoren die van belang zijn bij het bepalen van de feitelijke ecologische kwaliteit van een diepe plas, onder meer doorzicht, het voorjaarsfosfaatgehalte en het sulfaatgehalte van het inlaatwater. Deels is daarbij sprake van overlap met de indicatoren uit de KRW-maatlatten en de ecologische beoordelingsystemen van STOWA. Voor natuurlijke diepe plassen zijn maatlatten opgesteld voor de soortgroepen vis, macrofauna, macrofyten en fytoplankton.

7 **BELANGRIJKSTE MAATREGELLEN EN BEOOGDE EFFECTEN**

De belangrijkste maatregelen om de ecologische toestand van diepe plassen te verbeteren, richten zich op het verminderen van de nutriëntenbelasting en op het verbeteren van de structuur in combinatie met beheer. De maatregelen zijn in te delen in vier hoofdtypen (in [figuur 3](#) aangeduid als type 1 t/m 4):

- 1 *Bronmaatregelen*; maatregelen om de externe of interne nutriëntenbelasting te verminderen. Voorbeelden zijn het beperken van inlaatwater, het beperken van de uitwisseling met grondwater en het vastleggen van fosfaat in de waterbodem;
- 2 *Systeemmaatregelen*: maatregelen die zich richten op het vergroten van de toelaatbare belasting, zoals het verdiepen van een plas;

-
- 3 *Voedselwebmaatregelen*: maatregelen die ingrijpen op één of enkele soortgroepen (bijvoorbeeld vis of blauwalgen) met als doel de (interne) nutriëntenfluxen te veranderen en de balans in het voedselweb te herstellen;
 - 4 *(Her)inrichtingsmaatregelen*: maatregelen om nieuwe, ecologisch interessante habitats te creëren, bestaande habitats te versterken en de connectiviteit te verbeteren.

8 HET SELECTEREN VAN MAATREGELEN. EEN BESLISBOOM

Iedere plas is uniek en iedere situatie vraagt maatwerk. Bij het kiezen van maatregelen is het daarom wenselijk dat waterbeheerders de diepe plas in kwestie nader bestuderen voor het beste resultaat. Ter ondersteuning van deze keuzes, is een beslisboom opgesteld ([figuur 3](#)). Deze ziet er als volgt uit:

- a vergelijk de externe nutriëntenbelasting met de toelaatbare belasting en neem zo mogelijk maatregelen om de externe belasting te verminderen;
- b vergelijk de externe nutriëntenbelasting plus de interne belasting met de toelaatbare belasting en neem zo mogelijk maatregelen om de interne belasting te verminderen;
- c beoordeel of de toelaatbare belasting vergroot kan worden;
- d beoordeel het voedselweb: is het op orde, in evenwicht met de situatie na belastingreductie?;
- e beoordeel habitats: ontbreken bepaalde habitats of kunnen deze worden versterkt?;
- f beoordeel of verbetering van de connectiviteit gewenst is.

Als de externe belasting hoger is dan de toelaatbare belasting, kunnen waterbeheerders starten met het verminderen van deze belasting. Als dat onvoldoende is, zullen ze ook de interne belasting (belasting vanuit het systeem zelf via nalevering van fosfaat uit de waterbodem) moeten aanpakken. Is dit niet mogelijk, of biedt dit nog altijd onvoldoende soelaas, dan zijn er maatregelen mogelijk die de toelaatbare belasting van het systeem vergroten. Verder zijn er mogelijkheden om via het voedselweb in te grijpen in de nutriëntenbelasting, de aanwezige habitats te versterken of te vergroten en eventueel de connectiviteit van het systeem te verbeteren.

Tot slot: het ecologisch functioneren van diepe plassen is complex, maar wordt uiteindelijk vooral bepaald door twee factoren: de mate van nutriëntenbelasting en de inrichting van het watersysteem. Het in de vingers hebben van deze belas-

ting en het creëren van habitatdiversiteit geeft de beste kans op ecologische verbetering. Maatregelen zullen dus vooral daarop gericht moeten zijn. Dit rapport vormt een goede basis voor het opstellen van een diagnose om in diepe plassen de ecologische knelpunten te identificeren, alsook voor het bepalen van de meest kansrijke maatregelen om die knelpunten op te lossen.

Fig 3 **BESLISBOOM OM ECOLOGISCHE HERSTELMAATREGELN TE SELECTEREN**

Type 1 t/m 4 zijn de hoofdtypen van maatregelen.

