



Primaire productie in het waddengebied: meten en berekenen

Jacco C. Kromkamp, Catharina J.M. Philippart

Primaire productie in het waddengebied: meten en berekenen

Jacco C. Kromkamp, Catharina J.M. Philippart

Texel. November 2015
NIOZ Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee

In opdracht van RWS

Voorwoord.....	5
1. Introductie	6
2. Doelen van procesmetingen.....	7
2.1 Doelen van langjarige metingen	7
2.2 Tekortkomingen in huidige langjarige meetprogramma's.....	7
2.3 Procesmetingen	9
2.4 Status van technologie voor verbetering meetstrategie.....	9
3. Het belang van primaire productie (PP) metingen	10
4. Methoden voor bepaling primaire productie	15
4.1 Fotosynthese	15
4.2 Methoden gebaseerd op zuurstof	16
4.2.1 O ₂ -concentratie in watermonsters	16
4.2.2 Zuurstofmethode voor microfytobenthos	17
4.2.3 ¹⁸ O ₂ -concentratie in watermonsters	17
4.2.4 O ₂ -micro-elektroden	17
4.2.5 Planaire O ₂ -optodes.....	18
4.2.6 O ₂ /Ar ratio bepaling	18
4.2.7 O ₂ -eddy correlatie.....	19
4.2.8 O ₂ -Fourier methode.....	19
4.3. Methoden gebaseerd op koolstof	20
4.3.1 CO ₂ -concentratie in watermonsters	20
4.3.2 ¹⁴ C-fixatie	20
4.3.3 ¹³ C-fixatie	21
4.3.4 CO ₂ -eddy correlatie	21
4.3.5 Variabele fluorescentie (FRRF-PAM)	22
4.4 Methoden gebaseerd op optische signalen.....	26
4.4.1 Introductie.....	26
4.4.2 Hyperspectrale radiometers.....	26
4.4.3 Vliegtuigen.....	27
4.4.4 Satellieten	27
4.4.5 In situ sensoren: gliders/argofloats/smartbuoys.....	32
5. Rekentechnieken Primaire Productie	34
5.1 Statistische technieken.....	34
5.2 Interpolatiemethoden.....	34
5.2.1 Puntmetingen: interpolatie in de tijd.....	34
5.2.2 Biomass-Photic Zone-Irradiance (BPI)-modellen fytoplankton	35
5.2.3 BPI-modellen microfytobenthos	36
5.2.4 Statistische productiemodellen gebaseerd op absorptie van licht.....	37
5.3. Van FRRF naar C-fixatie - hoe ETR om te rekenen naar C-fixatie snelheden	38
5.4. Ecosysteem modellen Waddenzee.....	39
5.5. Normalisering primaire productie variabelen.....	44
6. Scenario's en aanbevelingen	46
6.1 Ruimtelijke variatie.....	46
6.2 Fytoplankton primaire productie monitoring	47
6.2.1 Scenario FYTO1	47
6.2.2 Scenario FYTO ₂	48
6.2.3 Scenario FYTO3	49
6.3 Microfytobenthos primaire productiemonitoring	49
6.3.1 Het meten van MPB biomassa.....	50
6.3.2 Het meten van MPB primaire productie	51
6.3.3 Scenario MFB1.....	52
6.3.4 Scenario MFB2.....	52
6.3.5 Scenario MFB3.....	52
6.3.6 Scenario MFB4.....	53
6.3.7 De noodzaak voor een simpel MPB droogvalduur model.....	54
6.3.8 CO ₂ eddy correlatie	55
7. Samenvattend advies innovatietraject.....	56
Referenties	59
Appendix 1	64

Voorwoord

De natuurwaarde van de Waddenzee wordt nationaal en internationaal erkend en geroemd. Om te bepalen of de chemische, fysische en ecologische doelen van de Waddenzee worden behaald, monitort Rijkswaterstaat deze doelen conform nationale en internationale afspraken en wetgeving, zoals OSPAR, Kaderrichtlijn Water en Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP) in het kader van het programma Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL).

Een belangrijke natuurwaarde in de Waddenzee is de draagkracht van het ecosysteem voor vissen en vogels. Deze wordt voor een belangrijk deel bepaald door de hoeveelheid CO₂ die wordt vastgelegd door algen en vervolgens als voedsel beschikbaar komt voor het voedselweb. Om te bepalen of de draagkracht van de Waddenzee voldoende is voor de instandhoudingsdoelen van Natura2000, of nog verbeterd dient te worden, is inzicht in de primaire productie van de Waddenzee noodzakelijk. Dit sleutelproces kan echter niet eenvoudig worden gemonitord. Om de primaire productie tijds- en gebiedsgeïntegreerd te kunnen kwantificeren, zijn metingen van verschillende variabelen nodig in combinatie met een berekening. Rijkswaterstaat heeft NIOZ hierover advies gevraagd. Centraal stond hierbij de vraag hoe tijds- en gebiedsgeïntegreerd de benthische en pelagische, bruto en netto primaire productie (in ton C per jaar) in het Waddengebied kosteneffectief kan worden bepaald. Rijkswaterstaat zal voorliggend advies gebruiken bij keuzes binnen het reguliere monitoring-programma (MWTL), maar ook bij de verdere ontwikkeling van meer innovatieve technieken (waaronder inzet van automatische meetapparatuur en nieuwe satellieten) om de benodigde informatie kosteneffectief te kunnen inwinnen.

Rijkswaterstaat Corporate Innovatieprogramma
November 2015

1. Introductie

Het doel van dit rapport is om een degelijk (o.a. wetenschappelijk) onderbouwd advies aan Rijkswaterstaat (RWS) te geven over waarom en hoe de benthische en pelagische primaire productie (PP) in het waddengebied (Waddenzee en Eems-Dollard) tijd- en gebiedgeïntegreerd kan worden bepaald, op basis van een (wetenschappelijke en praktische) beschouwing van beschikbare en/of veelbelovende technieken.

Deze technieken beslaan het gehele relevante spectrum van onderwerpen waaronder veldmetingen, remote sensing, volcontinu, puntmetingen, modelberekeningen en kombergingsgebieden. Daarbij is ook aandacht gegeven aan de praktische uitvoering en uitvoerbaarheid door RWS. Hierbij zijn expliciet meegenomen de recente KRW studies zoals uitgevoerd in opdracht van RWS (Verkenning slibhuishouding Waddenzee en Eems-Dollard) waarin methodieken zijn aangevoerd voor het meten en berekenen (EcoWasp en Delft3D-Bloom) van primaire productie.

Het rapport is opgesteld door het Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ), een instituut dat zowel fundamenteel als toegepast wetenschappelijk onderzoek verricht om kennis te verzamelen over estuaria, zeeën en oceanen. Het NIOZ is als multidisciplinair onderzoeksinstituut zeer actief in de Waddenzee en de Zeeuwse Delta en heeft daarin een lange historie. Het beheert de langste tijdserie van primaire productie in de Waddenzee, heeft een ruime ervaring in state-of-the-art monitoringtechnieken en is actief in de ontwikkelingen van autonoom opererende geautomatiseerde waarnemingstechnieken waaronder een aantal technieken speciaal gericht op het waarnemen met hoge temporele of ruimtelijke frequenties van waterkwaliteitsparameters als chlorofyl-a, gesuspendeerd materiaal en primaire productie.

Voor het verkrijgen van zoveel mogelijk kwaliteit en draagvlak (extern) is een concept advies voorgelegd aan externe deskundigen van relevante kennisinstituten (zie Appendix 1). Zij zijn gevraagd om inhoudelijk te reageren op het conceptadvies. Voor het verkrijgen van zoveel mogelijk draagvlak (intern) is het conceptadvies tevens voorgelegd aan betrokkenen binnen RWS, hiertoe uitgenodigd door RWS (zie Appendix 1). Het commentaar en de aanvullingen van de externe en interne deskundigen zijn verwerkt naar beoordeling van het NIOZ en in samenspraak met RWS.

Vragen waar het advies impliciet antwoord op diende te geven waren:

- Waarom heeft RWS informatie over primaire productie (PP) nodig (beredeneerd vanuit de verantwoordelijkheden en taken van RWS)
- Waar heeft RWS systeemkennis voor nodig
- Wat is de rol van PP in het functioneren van het ecosysteem/voedselweb
- Is het mogelijk om aan de hand van puntmetingen een directe uitspraak doen over primaire productie zonder model
- Is het mogelijk om vanuit metingen een directe uitspraak doen over secundaire productie o.b.v. primaire productie zonder model
- Hoe sluiten meetresultaten (eenheden etc.) aan op specifieke modellen
- Welke functie hebben meetwaarden bij calibratie van specifieke modellen
- Welk model sluit het beste aan op de informatiebehoefte van RWS
- Hoe dient een zinvolle monitoring er uit te zien

Samengevat wordt een advies geboden over het meten en het berekenen (gewenste model en modelformuleringen) van primaire productie in het water (pelagisch) en op de wadbodem (benthisch). Met het overzicht en de beoordeling van de verschillende meet- en rekentechnieken voor primaire productie in het waddengebied is er een handreiking gegeven van de beste (= meest relevante informatie voor de kosten) mogelijkheden bij verschillende kennisbehoeften.

2. Doelen van procesmetingen

2.1 Doelen van langjarige metingen

Het waddengebied geldt als één van de belangrijkste getijdegebieden van de wereld. In 2009 kreeg de Waddenzee een plek op de UNESCO Werelderfgoedlijst. De natuurwaarden van het gebied genieten speciale institutionele en juridische bescherming. De Waddenregio kent tegelijkertijd een intensief en gevarieerd gebruik door bewoners en bezoekers. Bestuur en beheer van de Wadden wordt voor een belangrijk deel bepaald door de vraag waar menselijk medegebruik (zoals visserij, recreatie, delfstoffenwinning en scheepvaart) strijdig is met het behoud van de Wadden als natuurgebied. De opgave is telkens weer te komen tot een goede afweging van ecologische en socio-economische belangen ten behoeve van duurzame en rechtvaardige plannen voor alle betrokkenen.

Het behoud van dit unieke en kwetsbare natuurgebied is daarom geen vanzelfsprekende zaak. Tal van bedreigingen liggen op de loer. Voorbeelden hiervan zijn de mogelijke 'verdrinking' van de wadplaten en kwelders als gevolg van de stijging van de zeespiegel, de gevolgen van de huidige onbalans tussen invoer van stikstof, fosfor en silicaat voor de kwaliteit van de microalgen als voedsel voor zoöplankton, macrozoöbenthos (waaronder schelpdieren) en de verdere mondiale homogenisering van de Waddenzee flora en fauna als gevolg van import en het binnendringen van exoten. Soms is duidelijk wat de grote bedreigingen zijn en waar ze vandaan komen, maar soms is niet duidelijk of er sprake is van een bedreiging of wat de oorzaak is van een ontwikkeling. Voorbeelden hiervan zijn het verlies van de functie van de Waddenzee als kraamkamer voor platvissen en de cumulatieve effecten van verschillende activiteiten (zoals delfstofwinning, visserij en baggerwerkzaamheden).

Om de bedreigingen het hoofd te bieden en het gebied haar waarde te laten behouden, wordt veel geïnvesteerd in projecten die functies van het gebied moeten versterken of waarborgen. Om de effecten van deze projecten te monitoren worden vaak afzonderlijke meetprogramma's opgesteld en uitgevoerd. De data die deze programma's opleveren geven de mogelijkheid om de vinger aan de pols te houden en, waar nodig, op lokaal of regionaal niveau bij te sturen. Het gevolg hiervan is een relatief grote meetinspanning rond het natuurlijk systeem. Gegevens worden verzameld door een groot aantal organisaties waaronder overheidsinstanties, onderzoeksinstituten, beheerinstanties, bedrijven en vrijwilligersorganisaties.

Samengevat worden langjarige metingen om de volgende redenen uitgevoerd:

- **In het kader van EU, trilaterale en internationale afspraken**, zoals de KaderRichtlijn Water (KRW), de KaderRichtlijn Marien (KRM), Natura2000 (Vogel- en Habitatrichtlijn), Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP) en de Oslo-Paris Convention (OSPAR)
- **Effectief beheer & beleidsondersteuning**, vaak nationaal of regionaal van aard, zoals de Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL); Deltares ondersteunt MWTL programma van RWS m.b.t. bathymetrie, kustmorfologie en slib; IMARES meet jaarlijks bestanden van schelpdieren, vissen en garnalen, en toxische algen
- **Effectenstudies**, voor het in kaart brengen van gevolgen van potentieel schadelijke activiteiten, bijvoorbeeld in opdracht van Groningen SeaPorts (GSP) in de Eems-Dollard en de Nederlandse Aardolie Maatschappij (NAM) in de oostelijke Waddenzee of van herstel-programma's, bijvoorbeeld zoals nu besproken in het kader van de VisMigratieRivier (VMR) als onderdeel van De Nieuwe Afsluitdijk (DNA); Deze effectstudies zijn niet altijd langjarig
- **Ecosysteembegrip**, bijvoorbeeld voedselaanbod voor wadvogels en sturende factoren voor de groei van microalgen, uitgevoerd door universiteiten en onderzoeksinstituten zoals de Rijksuniversiteit Groningen en het NIOZ

2.2 Tekortkomingen in huidige langjarige meetprogramma's

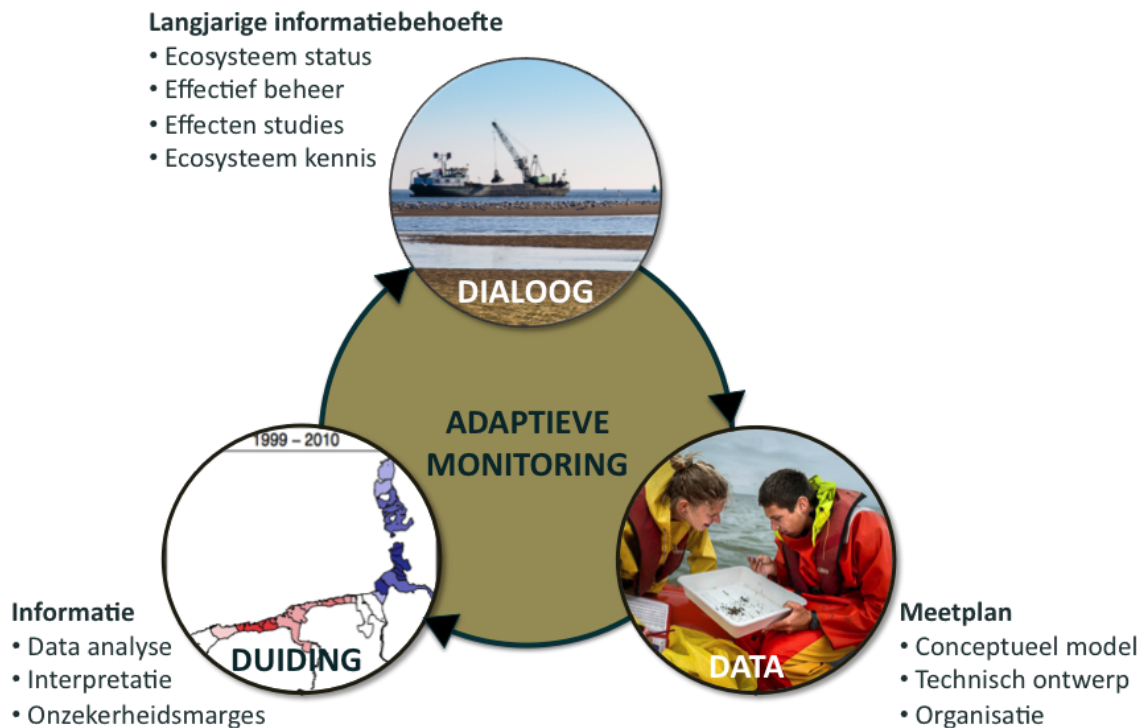
Dergelijke meetinspanningen hebben ons inmiddels een schat aan informatie opgeleverd over een aantal ecologische ontwikkelingen in het waddengebied. Men zou verwachten dat met al deze gegevens de bestuurders en beheerders zich een goed beeld kunnen vormen over het ecologisch functioneren van de Waddenzee en dat er voldoende indicatoren en parameters bekend zijn om de bedreigingen in beeld te krijgen. Dit is echter niet het geval.

De resultaten van de verschillende meetinspanningen in het waddengebied zijn onderling niet altijd of moeilijk vergelijkbaar. Dit komt omdat de metingen vaak in een zeer beperkt aantal geografische deelgebieden zijn uitgevoerd en het daardoor niet goed mogelijk is om een totale schatting voor het hele waddengebied te geven. Ook zijn metingen vaak op verschillende momenten uitgevoerd (verschillende jaren, seizoenen of momenten in het tij). Het kan ook zijn dat de temporele resolutie van bepaalde metingen (b.v. hoogte- en dieptebepalingen, sediment korrelgrootte) te beperkt is om

veranderingen voldoende duidelijk te volgen of om de relevante dynamiek van de processen goed te kunnen beschrijven. Daarnaast is de verandering van methodiek een potentieel probleem.

De lengte van tijdreeksen is vaak relatief kort zodat het niet mogelijk is om een lange-termijn ontwikkeling te onderscheiden van korte-termijn fluctuaties. Sommige karakteristieken die van groot belang zijn voor ecologische processen (bijvoorbeeld primaire productie, graas door zoöplankton, predatie, bodemverstoring) worden niet of op zeer beperkte wijze (b.v. op 1 station door het NIOZ voor primaire productie) gemeten. Hier moet ook bedacht worden dat de frequentie van het aantal metingen per jaar invloed heeft op de lengte van de tijdserie die nodig is om trends te analyseren. Om hoogdynamische processen goed te kunnen beschrijven (b.v. jaargemiddelden) is het nodig om frequent te meten, maar de benodigde frequentie wordt zelden gehaald. Dus, hoe minder waarnemingen per jaar, hoe langer de tijdseries moeten zijn om significante veranderingen te vinden. Daarnaast moet er rekening mee worden gehouden dat er langjarige cycli aanwezig kunnen zijn en om trends van cycli te onderscheiden moet de tijdserie vaak minstens 3x zo lang zijn als de duur van de cyclus.

Een andere tekortkoming is het feit dat de adaptieve meetcyclus (zie Fig. 2.1) vaak niet of niet volledig wordt doorlopen. Ook is er zelden (financiële) ruimte voor externe toetsing van de meet- en analysemethoden. De uitdaging hierbij is de kwaliteit van alle metingen en analyses zo goed mogelijk te garanderen. Er vindt geen optimale en/of geen tijdige terugkoppeling plaats tussen de informatiebehoefte en de meetresultaten, waardoor de investeringen in de meetprogramma's niet optimaal worden benut.



Figuur 2.1 Schets van een adaptieve meetcyclus, waarbij een continu terugkoppeling plaatsvindt tussen de informatiebehoefte en de meetresultaten waardoor optimalisatie van de inzet van de middelen continue wordt geoptimaliseerd. (Bron: WaLTER project team).

2.3 Procesmetingen

Veel van de langjarige metingen betreffen aantallen van organismen en oppervlaktes van habitats. Dit als gevolg van de overheidsdoelen (b.v. instandhoudingsdoelstellingen) maar ook als gevolg van de grotere logistieke uitdaging van het meten van processnelheden. Deze aanpak heeft twee tekortkomingen. Ten eerste zijn veranderingen in aantallen en oppervlaktes het gevolg van veranderingen in processnelheden. Zo kan een afname in een bepaalde soort vogels het gevolg zijn van een afname in reproductiesnelheid, een toename in sterfte snelheid en/of een toename in emigratie. Om de veranderingen in de aantallen te begrijpen is kennis over de processnelheden nodig. Ten tweede kan niet gestuurd worden op aantallen, maar alleen op processen. Bij een ongewenste achteruitgang in aantallen wadvogels kan, na identificatie van het meest sturende achterliggende proces, worden ingezet op bijvoorbeeld reductie van verstoring tijdens de reproductie van de desbetreffende soort.

Waar het monitoring ten behoeve van ecosysteembegrip en adaptief beleid betreft, zal gezocht moeten worden naar de meest efficiënte monitoringstrategie (de hoogste informatiedichtheid voor de laagste kosten) waar processnelheden een expliciet onderdeel zijn. Voor veel processen geldt dat de dynamiek in ruimte en tijd te groot is om te beschrijven met behulp van conventionele meettechnieken. Er wordt daarom continu gezocht naar nieuwe methodieken die met voldoende nauwkeurigheid de processen op de gevraagde tijd- en ruimteschaal kunnen volgen. Denk hierbij aan het gebruik van satellietbeelden voor de kartering van bodemtypen van de wadplaten of aan de inzet van automatische meetapparatuur voor het volgen van algenbloeien. Bij inzet van deze nieuwe technieken blijven de tijdrovende, handmatige metingen nodig voor ijking maar kan het aantal metingen gereduceerd worden terwijl de informatiestroom toeneemt. Ook al zijn de eerste resultaten veelbelovend, de technieken zijn zeker nog niet alle gebruiksklaar. Hier ligt een uitdaging om deze methodieken zo vroeg mogelijk in te zetten voor monitoring en, waar nodig, nog verder te ontwikkelen.

2.4 Status van technologie voor verbetering meetstrategie

Een meetstrategie dient ervoor om de informatiebehoefte zo goed mogelijk te voeden. Dit houdt in dat de informatiebehoefte/informatieverzamelstrategie eisen stelt aan die meetstrategie. Deze eisen bevatten onderwerpen als type parameter, frequentie van metingen, mate van ruimtelijke spreiding, interactie met modellen etc. Een optimale meetstrategie beantwoordt zo veel mogelijk vragen (beter, sneller) tegen zo laag mogelijke kosten. Momenteel staan vooral de kosten sterk in de belangstelling (Deltares 2015).

De gebruikelijke (tweewekelijkse tot maandelijkse) meetfrequentie in het waterkwaliteitsmeetnet van Rijkswaterstaat is niet per se representatief voor de periode tussen twee bemonsteringen in. Hierdoor is de onzekerheid over het verloop van de concentraties tussen monsternames erg groot (Deltares 2015). Ook is er nog geen goede methode ontwikkeld om met gebruik van puntmetingen tot een integraal ruimtelijk beeld van de desbetreffende waterkwaliteitsparameters te komen. Innovatie, waaronder nieuwe technologie, kan helpen om de kosten te drukken of om meer informatie te verzamelen voor dezelfde kosten. Echter, het is ongewenst dat er hierbij aan betrouwbaarheid van data wordt ingeboet (Deltares 2015).

Nieuwe technologie kan zich bevinden in een reeks stadia, variërend vanaf een definitie van uitgangspunten (stadium 1; DOD 2006), via een laboratorium opstelling onder gecontroleerde omstandigheden (stadium 5; DOD 2006) en een prototype in een operationele omgeving (stadium 6; DOD 2006) tot een uiteindelijk getest en wel operationeel systeem (stadium 9; DOD 2006). In dit rapport wordt per techniek aangegeven in hoeverre deze reeds inzetbaar is voor een operationeel systeem. In hoofdstuk 7 beschrijven we een mogelijke marsroute richting een operationeel systeem voor metingen van primaire productie van het water en de wadplaten van de Waddenzee.

3. Het belang van primaire productie (PP) metingen

Primaire productie, in dit geval alleen aquatische primaire productie, is het proces waarin algen d.m.v. fotosynthese CO₂ fixeren en de gefixeerde CO₂ omzetten in nieuwe algen-biomassa. Dit proces is belangrijk omdat het de basis vormt van het mariene voedselweb, en aldus de grenzen stelt aan de draagkracht van het systeem. De primaire productie in de Waddenzee zal vooral bepaald worden door volgende factoren: de beschikbare hoeveelheid licht in de waterkolom, de beschikbaarheid van nutriënten (beide bottom-up factoren) en de begrazing en eventuele lysis door virus infectie (top-down factoren). Daarnaast speelt de uitwisseling van algen in een bepaald gebied met andere gebieden een rol in de opbouw van lokale algenpopulaties.

In de Waddenzee spelen twee typen algen een rol: het fytoplankton; de algen in de waterkolom en het microfytobenthos; de microalgen die leven op de wadplaten en slikken. Daarnaast is er nog een derde, minder goed begrepen groep, het tychoplankton. Dit zijn algen met een gemengde, zowel pelagische als benthische levenswijze. Voorbeelden van deze groep zijn de kiezelwieren *Brockmanniella brockmanni*, *Phaeodactylum tricornutum*, *Odontella aurita*, *Plagiogramma vanheurckii* en diverse *Raphoneis* soorten. Voor de eenvoud scharen we deze algen bij het fytoplankton als ze worden aangetroffen in het water of bij het microfytobenthos als ze worden aangetroffen op het sediment.

Net als voor fytoplankton zijn ook licht, nutriënten en begrazing belangrijke sturende factoren voor het microfytobenthos (MPB). Echter, ook het type sediment, de droogvalduur en hydrodynamische energie spelen een rol. Intergetijde-sediment, bestaande uit fijn zand en slib, zal i.h.a. een hogere MPB biomassa hebben dan grover zand. Vooral epipelische diatomeeën komen voor in het slibrijke sediment. Dit zijn pennate diatomeeën die verticale migratie vertonen en omhoog migreren tijdens laag water, een proces gedreven door een interne klok (Serodio et al. 1997). Het grovere zand bevat meestal een lagere MPB biomassa, en bevat een groter aandeel episammische algen: algen die zich hechten aan de zandkorrels. Aangezien de hydrodynamische energie meestal groter is als er grover zand is, leidt de levenswijze van de episammische algen waarschijnlijk tot verliezen door resuspensie.

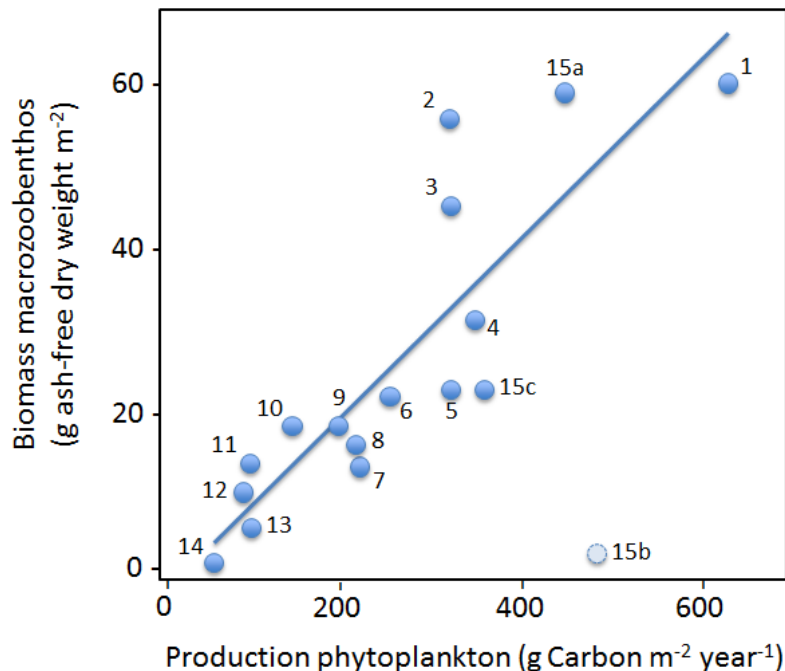
Zowel het fytoplankton als het microfytobenthos (MPB) zijn een belangrijke voedingsbron voor de hogere trofische niveaus, waarbij het belangrijk is te realiseren dat iedere groep zijn eigen deel van het voedselweb subsidieert. Het microfytobenthos is daarnaast een 'ecosystem engineer'. Doordat MPB extracellulaire polymeren (EPS) uitscheidt verhoogt het de cohesie van het sediment en dit gaat erosie tegen (Paterson, 1989; Paterson and Black 1999; Underwood & Kromkamp, 1999; Underwood and Paterson 2003). Het gevolg is dat het sediment wordt vastgelegd, vooral tijdens het groeiseizoen, en dat als gevolg hiervan de waterkolom helderder wordt. Zo beïnvloedt het MPB zijn eigen lichtklimaat positief.

De algenbiomassa (uitgedrukt als organisch C of CH_xON_xP_z) wordt vaak benaderd door de concentratie van het belangrijkste algenpigment, chlorofyl-a (chl), te meten. Bepaling van chlorophyll-a concentraties in het water is een relatief eenvoudige procedure, kan analytisch maar ook in situ, bijvoorbeeld via een chlorofyl-fluorescentiesensor (vaak gemonteerd op een CTD-sonde; zie hoofdstuk 4). Deze fluorescentie is echter een minder nauwkeurige methode om chlorofyl te bepalen dan analytische methoden die de pigmenten eerst extraheren en dan meten m.b.v. HPLC of spectrofotometrie (zie hoofdstuk 4). Hierbij wordt vaak aangenomen dat de ratio tussen chlorofyl-a en algenbiomassa constant is, maar dit is lang niet altijd het geval (b.v. Llewellyn et al. 2005) en de C/chl-ratio kan dan ook flink variëren als gevolg van milieuomstandigheden en dus groeisnelheden (Cloern et al. 1995), waarbij licht gelimiteerde condities zullen leiden tot een lage C/chl-ratio en hoge lichtintensiteiten, zeker in combinatie met nutriënt limitatie zullen leiden tot hoge C/Chl-ratio's. Omdat veranderingen in de intracellulaire C/chl-ratio dus ook veranderingen in aanpassing aan veranderende milieuomstandigheden kan reflecteren, kan dit betekenen dat bij veranderingen de chlorofylconcentratie niet noodzakelijkerwijs ook de primaire productie verandert (Behrenfeld et al. 2015).

Vanwege hun hoge groeisnelheid hebben algen een hoge turn-over snelheid, zeker in verhouding tot macroalgen en hogere planten. In een systeem waarin de algen zwaar worden begraasd, zal de groeisnelheid hoog zijn (anders zou de fytoplanktonpopulatie verdwijnen en de door graas geregenereerde nutriënten kunnen bij een laag nutriënt niveau de groei stimuleren), maar de nieuwe gevormde cellen worden onmiddellijk begraasd waardoor de chl-concentratie laag blijft. De situatie in de Oosterschelde is hiervan een voorbeeld.

Anderzijds, in eutrofe meren kunnen cyanobacteriën tot bloei komen. Omdat de biomassa hier hoog is maar de gemiddelde lichtintensiteit vaak laag, vertonen de algen een lage groeisnelheid. Omdat cyanobacteriebloei vaak nauwelijks begraasd worden, hebben we hier een systeem met een relatief lage productie maar een hoge biomassa. M.a.w. de biomassa is geen goede maat voor de

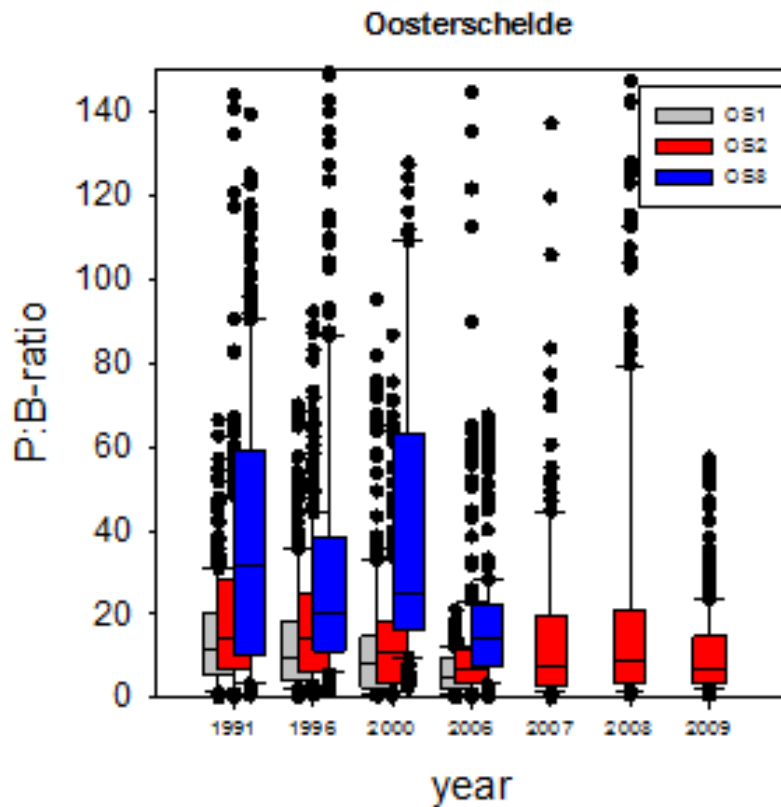
productie van organisch materiaal dat beschikbaar komt voor hogere trofische niveau's. De primaire productie is wel een goede maat. Dit wordt duidelijk geïllustreerd in Fig. 3.1. Hierin is duidelijk te zien dat er een koppeling bestaat tussen de biomassa van de benthische bodemdieren en primaire productie. Daarom is kennis van de primaire productie randvoorwaardelijk als het gaat om het functioneren van het ecosysteem en om veranderingen in de draagkracht te begrijpen.



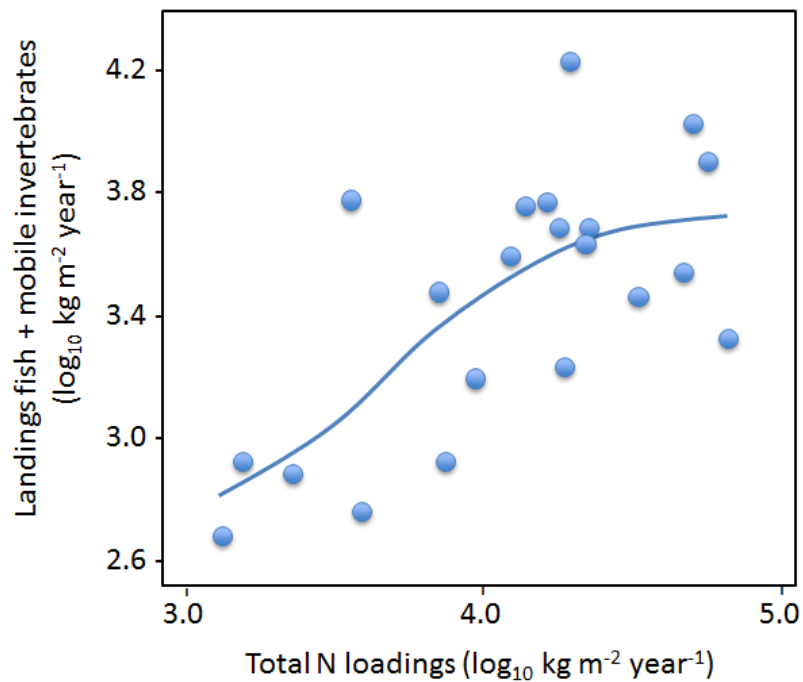
Figuur 3.1. Relatie tussen primaire productie van fytoplankton en biomassa van bodemdieren voor verschillende estuaria in de wereld (1. Ythan Estuary, 2 Grevelingen, 3 Oosterschelde, 4 Balgzand (1980's), 5 Veerse Meer, 6 Ems estuary (Wadden), 7 Lynher Estuary, 8 Long Island Sound, 9 San Francisco Bay, 10 Balgzand (1970's), 11 Bay of Fundy, 12 Westerschelde, 13 Ems Estuary (inner), 14 Columbia Estuary, 15 Upper (a), Mid (b) & Lower (c) Chesapeake Bay (data uit Herman et al. 1999; Kemp et al. 2005). De relatief lage biomassa van bodemdieren bij de relatief hoge primaire productie in de Mid-Bay van Chesapeake Bay is het gevolg van een periode van zuurstofgebrek.

Een nuttige indicator is de P:B-ratio. Dit is de ratio van de primaire productie van de waterkolom ($\text{gC m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) gedeeld door een schatter voor de biomassa (g Chla m^{-2}). De P:B-ratio wordt bepaald door de lichtbeschikbaarheid (wat een functie is van de troebelheid van het water en de (meng)diepte, de nutriëntenbeschikbaarheid, de fotosynthese-eigenschappen van de algen, de graasdruk en de retentietijd. De P:B ratio wordt ook gebruikt als indicator, als verklarende parameter, in de evaluatiemethodiek Westerschelde. Snelgroeiende algen hebben meestal een hoge P:B-ratio en sterk licht-gelimiterde algen (dit kunnen dezelfde zijn) hebben een lage P:B-ratio. In een systeem waarin nutriënten de groei van algen limiteren kan begrazing door bijvoorbeeld schelpdieren de turn-over van nutriënten versnellen en dit verhoogt de P:B-ratio, tot het niveau waarbij overbegrazing kan plaats vinden. Dit kan weer leiden tot een verlaging in de P:B-ratio. De P:B-ratio is dus een krachtige indicator voor veranderingen in het gedrag van de primaire producenten maar kan alleen worden begrepen in combinatie met de omgevingsvariabelen zoals hierboven vermeld.

Figuur 3.2 laat een voorbeeld zien van variatie in de P:B ratio's waargenomen in de Oosterschelde. Duidelijk is dat de P:B ratio in de het westelijk deel (OS1) veel lager is dan in de kom (OS3) of in het centrale deel (OS2), terwijl de chlorofylconcentraties op de stations vergelijkbaar zijn! Dit is het gevolg van zowel het feit dat het water troebeler is in OS1 dan in OS8 en het feit dat de gemiddelde diepte in het westelijk deel veel groter is (12 m) dan in de kom (4.1 m). Voor microfytobenthos gelden in principe dezelfde argumenten m.b.t. de P:B-ratio als voor fytoplankton. Er zijn echter veel minder data beschikbaar om te kijken of de P:B-ratio ook voor MPB als goede indicator kan worden gebruikt. Omdat nutriëntbeperking voor MPB minder vaak zal optreden (Underwood & Kromkamp 1999), zal de P:B-ratio in MPB minder beïnvloed worden door de beschikbaarheid aan nutriënten.



Figuur 3.2. Boxplot van P:B-ratio's gemeten voor de stations OS1 ('Roompot'), OS2 ('Zeelandbrug') en OS8 (kom). De box bevat de 25-75 percentiel-waarden gemeten gedurende het jaar, de whiskers de 95% en de punten zijn 'outliers', in dit geval meestal veroorzaakt door de fytoplanktonbloei (Underwood & Kromkamp 1999).



Figuur 3.3 Wereldwijde relatie tussen toevoer van stikstof en visserij aanvoer van vis en mobiele invertebraten (Levin et al. 2015).

Primaire productie kan onder meer worden beperkt door nutriënten. Essentiële nutriënten, stikstof en fosfor voor alle primaire producenten en kiezelzuur of silicium voor de kiezelwieren worden in de weefsels van de primaire producenten in min of meer vaststaande verhoudingen ingebouwd. Wanneer de verhoudingen van de nutriënten in het water niet overeenkomen met de verhoudingen waarmee ze worden ingebouwd, zal één van de nutriënten worden uitgeput en wordt de algengroei door deze nutriënt beperkt. De nutriëntenbeschikbaarheid is daarmee een randvoorwaarde voor de draagkracht van kustecosystemen d.w.z. de ruimte voor algengroei en organismen van hogere trofische niveaus (Figuur 3.3).

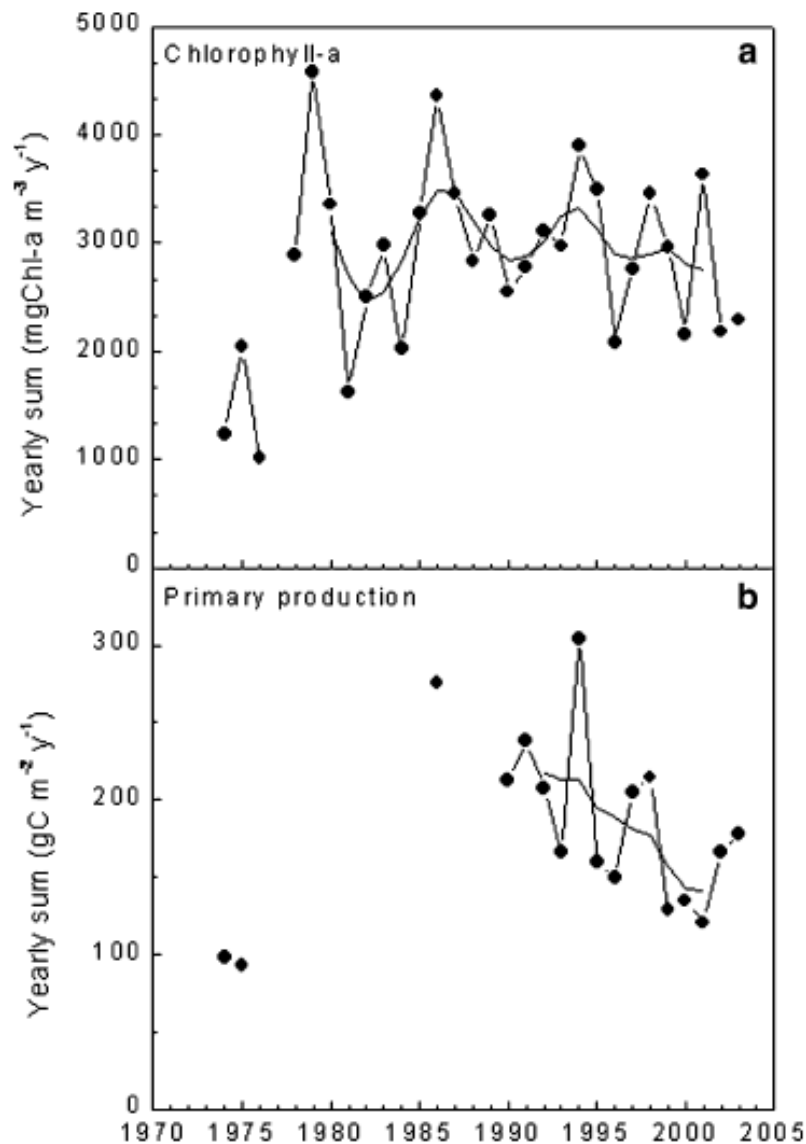
Nederland, en de meeste landen in Europa, komen vanuit een situatie waarin er een overschot was aan nutriënten. Vanuit die optiek was het bestuderen van primaire productie mogelijk niet zo belangrijk omdat er een overschot aan nutriënten was. Echter, als gevolg van succesvol beleid, zijn de nutriëntenvrachten flink verminderd. Vooral die van fosfaat en inmiddels lijkt fosfaat de primaire productie tijdelijk te beperken in de kustzone en in de Waddenzee (zie hieronder). De kringloopsnelheid van fosfaat (en andere makkelijk opneembare P-bronnen zoals organisch fosfaat) wordt nu belangrijk omdat die als sturende factor een rol speelt in draagkracht van het systeem. Dit leidt tot belangrijke beleidsvragen als 1) is een verdere reductie van de P-vrachten nog wel raadzaam en 2) moet de reductie van N niet sterker worden aangepakt om de nadelige effecten van een onbalans in de N:P-ratio te voorkomen (plaagalg, giftige algen)? Kennis van die kringloopsnelheid van nutriënten in de verschillende kombergingsgebieden en de rol van primaire productie daarin is nodig om deze vragen te beantwoorden. Als gevolg van de deels succesvolle beleidsmaatregelen om de nutriëntenvrachten te verminderen zijn we in andere, minder bekende regimes terecht gekomen en lijkt aanvullende systeemkennis noodzakelijk voor een verantwoord beheer van zoute kustwateren.

Wat is de situatie in de Waddenzee m.b.t. veranderingen in de draagkracht door veranderingen in de nutriëntenvrachten en de primaire productie? Ook het fytoplankton in de Waddenzee lijkt vooral beperkt door nutriënten, met name in het voorjaar is er sprake van een fosfaat-silicium co-limitatie (Ly et al., 2014). Sterke aanwijzingen voor een fosfaatlimitatie als gevolg van de verlaging in de P-belasting halverwege de jaren '80 van de vorige eeuw werden ook gevonden door Philippart et al. (2007). Deze verlaging in P-belasting was niet zichtbaar in de biomassa van pelagische algen maar correleerde wel sterk met een verlaging in primaire productie (Figuur 3.4). Tegelijkertijd met de veranderingen in primaire productie werd een verandering in de soortensamenstelling van het fytoplankton waargenomen en, met vertraging van 2.5 jaar, ook in de soortensamenstelling van bodemdieren. Deze langjarige veldwaarnemingen waren in lijn met uitkomsten van modelberekeningen, waarbij een afname in nutriëntenvrachten aan het eind van de tachtiger jaren resulteerde in een afname van primaire en secundaire productie in de westelijke Waddenzee (Brinkman & Smaal, 2003). Naast overbevissing en het bedijken en afdammen van de Waddenzee zou ook de afname in nutriënten en primaire productie kunnen hebben bijgedragen aan de waargenomen afname in steltlopers (Philippart et al. 2007; Eriksson et al. 2010). **Dit voorbeeld illustreert de behoefte aan systeemkennis voor goed beleid; en primaire productie is een essentieel onderdeel van de systeemkennis.**

Kortom, de fytoplanktonbiomassa, meestal gemeten als de concentratie chlorofyl, is geen goede maat voor de voedselbeschikbaarheid voor de hogere trofische niveaus. Hiervoor is kennis nodig van de primaire productie. Aangezien de Waddenzee grote oppervlakten aan intergetijdegebied heeft, zal de draagkracht van de Waddenzee zowel bepaald worden door de primaire productie van het fytoplankton als door die van het microfytobenthos. Echter, omdat microfytobenthos makkelijk toegang heeft tot de nutriënten in het sediment, en zelfs als 'nutriëntenval' kan werken waardoor de nutriëntenuitwisseling met de waterkolom wordt beperkt, is het mogelijk dat het MPB anders zal reageren op een verandering van de nutriëntenbelasting dan het fytoplankton. Recent onderzoek laat bijvoorbeeld zien dat gedurende het groeiseizoen de wadplaten ook een belangrijke bron van nutriënten vormen voor het fytoplankton in vergelijking met de toevoer uit de rivieren of de Noordzee (Leote et al. 2015).

Uit bovenstaande verhandeling blijkt dat veranderingen in voedselbeschikbaarheid in de vorm van algen kunnen doorwerken tot op de hoogste trofische niveaus. Omdat primaire productie deze voedselbeschikbaarheid op peil houdt, is kennis van dit proces essentieel voor een goed beheer van onze zoute kustwateren zoals de Delta en de Waddenzee. Als verklarende variabele is de primaire productie van groot belang voor het begrijpen en interpreteren van trend-veranderingen in het functioneren van het ecosysteem, de biodiversiteit en ecosystemdiensten.

Daarnaast is het goed om primaire productie mee te nemen in bepaalde effectstudies, bijvoorbeeld als het gaat om (kortdurende) maar flinke ingrepen in het ecosysteem. Voorbeelden zijn baggeren, havenstortingen en verdiepingen. Deze of andere activiteiten zullen voor kortere of langere duur de sturende factoren van de PP beïnvloeden. Zo gaat het baggeren en het verspreiden van het gebaggerde materiaal veelal gepaard met een verhoging van de troebelheid.



Figuur 3.4. Tijdserie van biomassa (bovenste paneel) en primaire productie (onderste paneel) van fytoplankton in de westelijke Waddenzee van 1974 t/m 2003. De punten representeren de jaargemiddelden en de lijnen zijn lopende gemiddelden (bron: Philippart et al. 2007).

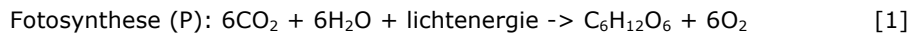
Dit zal leiden tot een lagere primaire productie. Tenminste, als de groei van algen op dat moment licht-gelimeerd is. Door stromingen zal het effect zich uitbreiden tot voorbij de locaties van baggeren en storten. Hoe ver? Hoe beïnvloedt dit de primaire productie, en voor hoe lang? Wat is de directe impact en wat zijn de te verwachten ecologische gevolgen in kwantitatieve zin? Als er systeemkennis aanwezig is over het gebied zal het effect op primaire productie en draagkracht waarschijnlijk eenvoudiger en met grotere zekerheid gemodelleerd kunnen worden en waar nodig kunnen modelonzekerheden via gerichte productie-metingen worden aangevuld. Effectenstudies en MER activiteiten worden hierdoor nauwkeuriger. Ook hier is dus een relatie met de adaptieve meetcyclus (Fig. 2.1).

Binnen het KRW programma van Rijkswaterstaat is met name onderzocht of vertroebeling van het Eems-Dollard estuarium de primaire productie in dit gebied heeft beïnvloed. Na een literatuurstudie (Spiteri et al. 2011) is hiertoe door Deltares een model ontwikkeld om primaire productie parameters relevant voor de Kaderrichtlijn Water te berekenen als functie van de slibconcentratie en nutriëntenvruchten van de Eems (Stolte 2013). Het model zou gevalideerd worden met behulp van primaire productie metingen (pelagisch en bentisch) zoals in 2012 en 2013 uitgevoerd door IMARES. Deze getallen zijn gedurende het schrijven van dit rapport gepubliceerd (Riegman et al. 2015), maar de validatie is nog niet uitgevoerd.

4. Methoden voor bepaling primaire productie

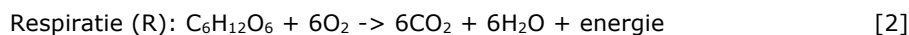
4.1 Fotosynthese

Primaire productie is te beschouwen als de integratie van het fotosynthese proces over tijd en ruimte. Het vindt zowel in de waterkolom als in de waterbodem plaats zolang daar licht op valt. In dit proces wordt door algen kooldioxide (CO_2) en water (H_2O) omgezet in organisch koolstof (CH_2O) en zuurstof (O_2) volgens de vergelijking:



Deze vergelijking [1] geeft direct aan welke mogelijkheden er zijn om de snelheid van de primaire productie te meten, namelijk door veranderingen te meten in de gehalten van CO_2 , $(\text{CH}_2\text{O})_n$ of O_2 in het water. Bovendien moet de meting in het licht plaatsvinden omdat licht de benodigde energie voor de reactie levert.

In het donker vindt namelijk de omgekeerde (respiratie) reactie plaats:



Er is een aantal algemene complicerende zaken waar rekening mee gehouden dient te worden. Ten eerste vindt reactie [2] ook plaats in organismen die algen consumeren, dus in zoöplankton en in bodemdieren en in bacteriën die organisch materiaal afbreken. Beide reacties, primaire productie en respiratie, vinden overdag dan ook tegelijkertijd plaats. Gelukkig is bekend dat onder optimale lichtomstandigheden de productie veel hoger is dan de respiratie. Hieronder een aantal essentiële definities van verschillende typen primaire productie:

- Bruto primaire productie (GPP) = het resultaat van fotosynthese alleen
- Netto primaire productie (NPP) = GPP - R_a
- Netto community productie (NCP) = GPP - R_a - R_h

R_a en R_h zijn respectievelijk de respiratie van de algen en de heterotrofe organismen

Ten tweede is een complicerende factor dat de concentraties van CO_2 , H_2O , CH_2O of O_2 hoog zijn in vergelijking met de kleine veranderingen die ten gevolge van het primaire productieproces plaatsvinden. Het is daarom belangrijk om een methode te gebruiken die gevoelig en accuraat genoeg is om de primaire productie te kunnen meten.

In theorie is voor de meting van primaire productie geen kennis nodig van de concentratie aan algen, meestal uitgedrukt in concentraties van chlorofyl-a (Chl-a, $\mu\text{g/l}$) of organisch C ($\mu\text{g/l}$). Waar het om gaat is dat de totale C-fixatie per m^2 per tijdseenheid (dag, maand, jaar) wordt bepaald. Echter, vaak wordt de lichtafhankelijkheid van de fotosynthesereactie bepaald in een fotosynthese-licht (P/I)-curve. De vorm van een P/I-curve wordt dan gefit met een eenvoudig model, bijvoorbeeld het veelgebruikte model van Eilers & Peeters (1988). De fotosynthese-snelheden worden dan genormaliseerd per mg Chl-a omdat daarmee duidelijk wordt of de data betrouwbaar zijn. Chl-a wordt graag gebruikt om te normaliseren omdat dit fotosynthetisch pigment alleen in algen voorkomt en betrouwbaar is te meten. Al zou het beter zijn om hiervoor C te gebruiken, omdat chlorofyl-a gehalten (en dus de C/Chl-a ratio) in algen ook afhankelijk zijn van groeiomstandigheden (zoals licht en nutriënten) en van de algensoortensamenstelling. Bovendien laat een P/I-curve toe om te extrapoleren naar dagen waarop niet gemeten is en waarop andere Chl-a concentraties voorkomen. Zie hoofdstuk 5 voor verdere uitwerking hiervan.

Voor de berekening van de dagproducties is kennis van de lichtverzwakking in de waterkolom noodzakelijk. Als de lichtverzwakkingscoëfficiënt (k_d) is gemeten en de lichtintensiteit aan het oppervlak bekend is, kan op iedere diepte in de waterkolom de lichtintensiteit worden berekend en m.b.v. de P/I-curve en de Chl-a concentratie de primaire productie op iedere diepte worden berekend. Dit kan voor ieder uur van de dag worden herhaald als de daginstraling gemeten wordt, of de data voor een representatief station bij het KNMI worden gedownload. Integratie van de berekende primaire productie van het fytoplankton over de waterkolom en de dag geeft de dagproducties. Tussen de verschillende meetdagen kan de dagproductie worden geïnterpoleerd om zo uiteindelijk tot jaarproducties te komen. Door de jaarproductie op meerdere locaties te bepalen kan (met medeneming van de morfologie van het gebied) de gemiddelde productie van een watersysteem bepaald worden.

Omdat licht in een kolom water uitdooft met de diepte, worden in veel methodes meerdere monsters in een reeks aflopende lichtintensiteiten gedurende 1 tot meerdere uren geïncubeerd. De incubatie kan plaatsvinden door flessen met het monster op diverse dieptes weg te hangen, of door flessen in een incubator met vaste lichtintensiteiten te plaatsen. Het weghangen van flessen is echter veel

bewerkelijker en logistiek moeilijker en wordt daarom nauwelijks meer toegepast. De productie van de algen wordt na de incubatie berekend uit de veranderingen in zuurstofconcentraties of uit fixatie van koolstofisotopen (^{13}C in het veld, ^{13}C en/of ^{14}C in het lab). Indien O_2 is gemeten, kunnen de concentratieverschillen worden omgezet in organisch-C productie door toepassing van een omrekeningsfactor, het zogenaamde fotosynthetisch quotiënt (zie volgende alinea).

Bij incubaties in flessen wordt een monster geïsoleerd van zijn 'normale' omgeving en dit kan allerlei artefacten geven. Deze artefacten (zoals fotoacclimatie bij lange incubaties, het effect van wel of geen grazers tijdens de incubatie, het veranderen van de turbulentie etc) kunnen verantwoordelijk zijn voor het feit dat de gemeten productie afwijkt van de werkelijke primaire productie (meestal leidend tot een onderschatting). Om die reden is het aan te bevelen incubaties zo kort mogelijk te houden. Zoals duidelijk is uit vergelijking [1] kan de productie worden gemeten door zowel te kijken naar de CO_2 opname of de zuurstofproductie. Vergelijking [1] suggereert dat de ratio O_2/CO_2 , die ook wel fotosynthetisch quotiënt (PQ) genoemd wordt, gelijk is aan 1. De PQ-ratio varieert echter, en is vooral afhankelijk van de gebruikte N-bron: bij groei op nitraat wordt een deel van de fotosynthetische energie gebruikt voor de reductie van nitraat tot ammonium en dit verhoogt de PQ tot ~ 1.3 , terwijl bij groei op ammonium de PQ ~ 1.1 is. In de praktijk is een veel grotere variatie in PQ-waarden gemeten:

Bij groei op ammonium: $6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + \text{NH}_3 \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6\text{NH}_3 + 6\text{O}_2$

Bij groei op nitraat: $6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + \text{HNO}_3 \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6\text{NH}_3 + 7.5\text{O}_2$

Voor meer informatie over dit onderwerp zie Williams & Robertson, 1992; Williams, 1993).

In de hiernavolgende paragrafen wordt ingegaan op de verschillende technieken waarmee primaire productie kan worden gemeten. De meeste methoden maken gebruik van het meten van CO_2 -opname of van O_2 -productie. Voor CO_2 opname zijn er eigenlijk twee standaardtechnieken. CO_2 detectie als gas verloopt via een CO_2 infrarood gasanalyser (IRGA). Dit wordt vooral toegepast in een terrestrische setting (productiviteit bossen, planten), maar hij kan in principe ook worden toegepast op MPB tijdens laag water. De andere methode is de ^{14}C -methode. Hier wordt later op teruggekomen.

Zuurstof kan ook op verschillende manieren worden gemeten: via een chemische (Winkler) titratie en via spectrofotometrie, beide nauwkeurige methoden om O_2 te meten, en via zuurstofelektroden. Van elektroden zijn er twee verschillende versies: de elektrochemische Clark-type elektrode en de optische elektrode of optode. Beide typen O_2 -elektroden zijn er in verschillende versies, maar het grootste verschil zit in het feit dat een Clark-type elektrode een eigen zuurstofverbruik heeft, terwijl optodes geen zuurstof gebruiken. De meeste optodes gebruiken luminescentie en de doving van de luminescentie in de aanwezigheid van zuurstof vormt de basis van deze meettechniek.

4.2 Methoden gebaseerd op zuurstof

4.2.1 O_2 -concentratie in watermonsters

De O_2 -concentratie in water kan nauwkeurig worden gemeten met de Winkler titratie (Winkler 1888). Als een watermonster in een Winkler fles wordt geïncubeerd, zal de O_2 -concentratie veranderen als een functie van productie [1] en respiratie [2]. Het verschil in O_2 -concentratie aan het begin van de incubatie (in fles 1) en aan het eind (in fles 2) geeft de netto primaire productie. Door een derde fles te incuberen in het donker kan ook de respiratie worden bepaald. De zogenaamde bruto primaire productie is de netto productie plus de respiratie (JGOFS 2002). Een omrekeningsfactor (de PQ of Photosynthetic Quotient) van O_2 naar C is nodig voor alle O_2 -methoden, zie 4.1.

Voordelen:

- Simpele methode
- Zowel netto als bruto primaire productie kan worden gemeten (onder de aanname dat de respiratie in het donker en licht gelijk is)
- Ook bodemonsters kunnen geanalyseerd worden: in suspensies van bodemmateriaal in gefilterd zeewater (Barranguet et al. 1998)

Nadelen:

- De methode is relatief ongevoelig bij lage fytoplanktonconcentraties waarbij de veranderingen in O_2 -concentratie klein zijn en moeilijk te meten waardoor er langere incubaties nodig zijn. Voor relatief kortdurende metingen (minuten tot uren) zoals voor fotosynthese licht-curves) wordt deze methode daarom nauwelijks toegepast in het veld. Maar het is met de 'high precision' Winkler methode wel mogelijk
- Een grote incubator is nodig voor standaard Winkler flessen (100 tot 150 mL). Dit bezwaar geldt minder voor de spectrofotometrische bepaling, die kan met kleinere volumina (25 mL).

4.2.2 Zuurstofmethode voor microfytobenthos

Met een zuurstofelektrode, zowel de optode als de Clark-type O₂-elektrode, kan ook de primaire productie van het MPB worden gemeten m.b.v. de 'beljar' methode (Lindeboom & De Bree 1982). Hiertoe wordt een afgesloten transparante kamer of 'beljar' op het sediment geplaatst, waarbij de kamer wordt gevuld met gefiltreerd zeewater. In de kamer wordt een zuurstofelektrode geplaatst en de verandering in de zuurstofconcentratie in het water boven het sediment over de tijd wordt als de 'net community' primaire productie (NCP) van MPB gemeten.

Voordelen:

- Relatief eenvoudig
- Minder gevoelig voor patchiness dan de zuurstofmicroelectrode technieken
- Geen verstoring van de chemische en fysische evenwichten in het sediment (Dit i.t.t. het gebruik van slurries; een mengsel van water en sediment)

Nadelen:

- Niet eenvoudig te interpoleren naar andere dagen
- Geeft onderschatting van de ware productie omdat de neerwaartse flux van zuurstof in het sediment niet wordt gemeten, dit nadeel geldt niet bij het gebruik van zuurstof-microelectroden
- Om de brutoproduktie te berekenen moet de respiratie gemeten in het donker bij de NCP worden opgeteld, waarbij de aanname is dat de community respiratie in het donker en het licht hetzelfde is terwijl bekend is dat respiratie van de benthische community licht gestimuleerd kan zijn
- Vereist aanname van PQ voor omrekening naar C-eenheden

4.2.3 ¹⁸O₂-concentratie in watermonsters

Met 99,8% is ¹⁶O het belangrijkste zuurstofisotoop. Door toevoeging van ¹⁸O verrijkt water kan de primaire productie gemeten worden als ¹⁸O-verrijkt O₂ (Bender et al. 1987; JGOFS 2002).

Voordelen:

- De methode is mogelijk gevoeliger dan chemische O₂-metingen
- Zowel netto als bruto primaire productie kan worden gemeten

Nadelen:

- De methode is gecompliceerd (¹⁸O moet worden omgezet in C¹⁸O₂ en gemeten in een massaspectrometer) en vereist dure infrastructuur
- Zeer weinig internationale ervaring met deze techniek en niet toegepast in kustwateren

4.2.4 O₂-micro-elektroden

Microelectroden zijn ontwikkeld om te meten in kleine volumina water of in het sediment. Ze kunnen eenvoudig worden gebruikt om verschillen in zuurstofconcentraties te meten in watermonsters voor en na incubatie, zoals uitgelegd in 4.2.1. Maar microelectroden worden vooral toegepast in het onderzoek naar de productie van het microfytobenthos. Dat kan op twee manieren: via het meten van zuurstofprofielen of via de 'licht-donker' methode. Hieronder kort omschreven.

Zuurstofprofielen: In situ of in het lab wordt m.b.v. een micromanipulator een verticaal zuurstof-profiel gemeten. De verticale resolutie is 50 - 100 µm. Deze profielen worden gemeten bij bekende lichtintensiteiten. Vervolgens wordt het zuurstofprofiel gefit met een model (Epping & Helder 1997; Epping et al 1999). Dit levert de bruto productie op en de systeem respiratie geïntegreerd over de diepte van de kolom. Zowel clark-type als optode micro-O₂-sensors kunnen hiervoor gebruikt worden.

Voordelen:

- 'Relatief' eenvoudig t.o.v. de alternatieve methode, de 'light-dark' shift methode

Nadelen:

- Zeer gevoelig voor patchiness en daarom moeilijk op te schalen
- De porositeit van het sediment moet worden bepaald
- Vrij arbeidsintensief (na het meten van een profiel moeten eerst de nieuwe zuurstof-gradiënten zich instellen)
- Fitten resultaten lukt niet altijd (gevolg van bioturbatie en gangen in sediment)
- Gecompliceerd om uit te voeren
- Omrekening naar C-eenheden vereist kennis van de PQ
- Is (nog) meer geschikt voor onderzoek dan voor monitoring

light-dark shift methode: Bij deze methode wordt een sediment core in het lab onder 'steady state' condities gebracht waardoor zich een 'steady state' O_2 -profiel ontwikkelt in het sediment. Vervolgens wordt de zuurstofmicroelectrode bovenin het sediment ingebracht en wordt, als het zuurstofsignaal constant is, de sediment core verduisterd. De momentane afnamesnelheid van de zuurstofconcentratie is gelijkwaardig aan de bruto fotosynthese snelheid toen het licht aan was. Het lineaire deel van de afname duurt slechts enkele seconden omdat het zuurstofevenwicht zich door diffusie anders gaat instellen. Vervolgens wordt het licht weer aangedaan, en wordt de microelectrode 50-100 μm dieper gestoken en herhaalt zich het hele proces. Op deze wijze wordt de gehele sediment core over enkele mm doorgemeten. Vervolgens wordt de gehele exercitie herhaald bij andere lichtintensiteiten.

Voordelen:

- Duidelijk interpreteerbare data

Nadelen:

- Zeer gevoelig voor patchiness en daarom moeilijk op te schalen
- Zeer arbeidsintensief (na elke meting bij een bepaalde diepte moet eerst de zuurstofgradiënt zich opnieuw instellen voor een volgende meting kan worden uitgevoerd); nog tijdrovender dan de profielmethode hierboven beschreven
- Gecompliceerd om uit te voeren
- Kan alleen worden uitgevoerd met zeer gevoelige clark-type microelektroden i.v.m. de vereiste responstijd (optode is te traag); hierdoor is de tip van de elektrode zeer fijn en zeer makkelijk breekbaar
- Is (nog) meer geschikt voor onderzoek dan voor monitoring
- Omrekening naar C-eenheden vereist aannahme van PQ

4.2.5 Planaire O_2 -optodes

Planaire optodes meten de concentraties van het zuurstof in een 2-dimensionaal vlak (dwarsdoorsnede sediment) en zijn ontwikkeld voor het meten van de O_2 -productie en respiratie door de groep van Glud (Glud et al. 1999). Alhoewel deze techniek de problemen met patchiness deels omzeilt is het systeem nog niet commercieel verkrijgbaar, en tot nu toe is het niet mogelijk om de O_2 -dynamiek van het hele vlak in zijn geheel te modelleren. Dat betekent dat er O_2 -diepteprofielen worden gereconstrueerd die vervolgens worden gefit met een model zoals hierboven beschreven. Toepassing van deze techniek maakt het meten van replicate O_2 -profielen dus overbodig, en levert vooral tijdswinst op. Alhoewel er binnen het NIOZ wel enige ervaring is met planaire optodes laten we deze veelbelovende techniek verder buiten beschouwing omdat er nog wat meer ontwikkeling nodig is.

Voordelen:

- Opties zijn gevoeliger dan micro-electroden bij lage O_2 -concentraties
- Optodes verbruiken geen O_2 en zijn daarom geschikt voor langdurige incubaties
- Minder last van patchiness

Nadelen:

- Commercieel verkrijgbaar systeem niet echt geschikt voor in situ gebruik

4.2.6 O_2 /Ar ratio bepaling

Argon (Ar) is een inert gas met dezelfde fysisch-chemische karakteristieken als zuurstof als het gaat om gevoeligheid voor saliniteit en temperatuur, waardoor, ten gevolge van O_2 -productie en respiratie, de veranderende O_2 /Ar verhouding in water gebruikt kan worden voor de bepaling van de netto primaire productie (Tortell 2005; Cassar et al. 2009; Hamme et al 2012; Hahn et al 2014). De O_2 /Ar verhouding wordt in oppervlaktewatermonsters gemeten zonder incubatie, en kan dus vrijwel continu tijdens een vaartocht plaatsvinden. Met cultures is het mogelijk om aan hetzelfde monster fotosynthese lichtcurves te meten met een continue registratie van de zuurstofsignalen, maar vanwege de relatief lage fytoplanktonconcentraties in het veld is dit niet mogelijk omdat gevoeligheid van de methode te laag is (Kana et al 1984; Claquin et al 2004, Banares et al 2013).

Voordelen:

- Geen incubaties nodig
- Grote ruimtelijke spreiding door de mogelijkheid om continue te meten
- Techniek valt te automatiseren

Nadelen:

- Gecomplexeerde meetmethode: 'Equilibrator Inlet Mass Spectrometry'; in productieve systemen 'Membrane Inlet Mass Spectrometry'
- Er is een tijdserie nodig om de veranderingen waar te nemen
- Gevoelig voor de mengdiepte
- Omrekening naar C-eenheden vereist aanname of kennis van PQ

4.2.7 O₂-eddy correlatie

Eddies zijn wervels in de lucht of in water die een horizontale en een verticale component hebben. De verticale component, in bijvoorbeeld de waterkolom vlak boven de bodem, kan gezien worden als de verplaatsing van een pakketje water met een bepaalde O₂-concentratie naar boven terwijl een ander pakketje met een andere O₂-concentratie naar beneden gaat. Met instrumenten in de waterkolom kan de netto correlatie tussen waterverplaatsing en O₂-concentratie worden gemeten: de O₂-flux ofwel de primaire productie van de bodem (Lorrai et al. 2010). In principe kan zo ook de O₂-flux van water naar de lucht bepaald worden, analoog aan de CO₂ opname methode (Zemmelink et al. 2009).

Voordelen:

- Continue metingen mogelijk

Nadelen:

- Relatief nieuwe methode met nog veel technische problemen, nog niet klaar voor gebruik
- Sensoren voor turbulentie en O₂ dienen gevoelig te zijn en een korte responstijd te hebben

4.2.8 O₂-Fourier methode

Klassiek kunnen productie en respiratieschattingen worden verkregen door zuurstofveranderingen over de dag op een bepaalde waterdiepte te analyseren en zo wordt de community respiratie (CR) en bruto primaire productie (GPP) bepaald (Staehr et al. 2010, 2012). Deze aanpak is gebaseerd op het werk van Odum (1956). Een potentieel groot probleem met deze 'klassieke' methode is dat veranderingen in zuurstofconcentratie ook kunnen komen door watertransport, veranderingen in lucht-water uitwisseling en door turbulente menging.

In de O₂-Fourier methode (Cox et al. 2015) zorgt een nieuwe behandeling van de data ervoor dat deze onzekerheden worden weggelaten. Het idee is dat verschillende processen op verschillende tijdschalen actief zijn en dat ze daardoor een proces specifiek signaal (imprint) in het O₂-signaal achterlaten. Door de data te analyseren met een Fourier methode (waarbij de tijdserie wordt ontleed in een som van synus- en cosynus functies) kunnen de verschillende processen worden geïdentificeerd (Brinkman et al., 1994a, 1994b). Doordat de data automatisch worden opgeslagen wordt er een continue registratie verkregen van de primaire productie. Maar omdat de data een minimale periode van minstens vijf dagen moeten omvatten zijn het wel gemiddelde producties.

Voordelen:

- Geen 'bottle effects'
- GPP en CR verkregen in natuurlijk lichtklimaat en natuurlijke omgevingsvariabelen
- Opschaling naar waterkolomproducties eenvoudiger dan uit PI/curves of uit incubaties in flessen opgehangen op verschillende dieptes
- Continue registratie van GPP

Nadelen:

- Nieuwe methode dus nog weinig getest
- Gevoelig voor (variëtes) in de mengdiepte die bekend moet zijn (diepte bepaalt zuurstof-uitwisselingsdiepte)
- Variaties (als gevolg van getij) die invloed hebben op de lichtverzwakkingscoëfficiënt (kd) verlagen de nauwkeurigheid van de GPP schatting; dit nadeel verdwijnt als continue registratie van kd plaatsvindt
- Een tijdserie van minimaal 5 dagen is nodig voor analyse, maar 14 dagen (spring-neap cycle) lijkt het beste
- De sonde (CTDO₂) vereist regelmatig onderhoud

4.3. Methoden gebaseerd op koolstof

4.3.1 CO₂-concentratie in watermonsters

De veranderingen in de CO₂-concentratie, een afname in het licht en de toename in het donker, zijn tegenwoordig nauwkeurig (tot 1 µg C per liter) coulometrisch te meten (Johnson et al. 1985, Bender et al. 1987). Door monsters in flessen te incuberen wordt in grote lijnen het omgekeerde van de O₂-productie gemeten.

Voordelen:

- Relatief eenvoudige methode

Nadelen:

- Mogelijk niet gevoelig genoeg; de concentratieverschillen zijn klein
- De coulometrische methode is arbeidsintensief
- Ook de alkaliniteit dient bepaald te worden

4.3.2 ¹⁴C-fixatie

Het koolstofatoom in CO₂ bestaat in 99% van de moleculen uit het niet-radioactieve ¹²C. Radioactief ¹⁴C komt van nature nauwelijks voor. Door een bekende concentratie radioactief ¹⁴C in de vorm van bicarbonaat aan een watermonster toe te voegen, kan de primaire productie worden bepaald als inbouw van ¹⁴C in organisch koolstof (CH₂O). In deze methode dient ook de concentratie opgelost CO₂ in water gemeten te worden.

Voordelen:

- Zeer gevoelige methode; veel gevoeliger dan O₂-metingen
- Uitvoerig getest en beschreven (JGOFS 2002), ook in Nederlandse wateren (Peeters et al. 1991; Kromkamp & Peene 1995; Kromkamp et al. 2008)

Nadelen:

- Gebruik van radioactief ¹⁴C vereist wettelijke voorzorgsmaatregelen
- Vrij prijzig door gebruik en afvoer van radioactief materiaal
- Als particuliere productie wordt bepaald (dus op filters) worden door algen uitgescheiden producten gemist, maar in onze wateren is dit geen groot probleem
- Of netto of bruto C-fixatie wordt bepaald lijkt af te hangen van de groeisnelheid, zelfs bij kortdurende (2 uur) incubaties (Halsey et al. 2001); overigens speelt dit in troebele systemen niet zo'n grote rol omdat de respiratie vooral beheerst wordt door de lange tijd dat de algen in het donker zijn (ook gedurende de dag)

De methode wordt vooral toepast voor fytoplankton. Monsters worden gedurende een standaard incubatieperiode geïncubeerd bij verschillende lichtintensiteiten. Na afloop van de incubatie wordt de door het fotosyntheseprocess ingebouwde CO₂ gemeten. Door de gemeten CO₂-fixatie snelheden te normaliseren op het Chl-a gehalte wordt een P/I-curve verkregen die de lichtafhankelijkheid van de fotosynthese beschrijft. Als ook de lichtuitdoving in het water wordt gemeten, kan m.b.v. de P/I-curve en de Chl-a concentratie de totale primaire productie in de waterkolom worden berekend.

Deze methode is ook toepasbaar voor microfytobenthos. Een oppervlaktemonster van het sediment wordt verdund met gefilterd zeewater, en deze slurry wordt dan verder behandeld als hierboven beschreven. Belangrijk is dat het Chl-a gehalte in de slurry wordt gemeten, omdat deze gerelateerd moet worden met de Chl-a concentratie in het sediment.

Voordelen ¹⁴C-slurry methode voor MPB:

- Zeer gevoelige methode, veel gevoeliger dan O₂-metingen
- Uitvoerig getest en beschreven (JGOFS 2002), ook in Nederlandse wateren (Peeters et al. 1991; Kromkamp & Peene 1995; Kromkamp et al. 2008)

Nadelen:

- Zie hierboven
- Voor accurate berekening moet de lichtverzwakking in het sediment worden gemeten, en dit is zeer complex; raadzaam lijkt om simpel algoritme te gebruiken dat de lichtverzwakkingscoëfficiënt kan berekenen uit de sedimentsamenstelling (data JCK), of een aanname te maken voor de lichtverzwakkingscoëfficiënt (die dan verschilt voor slibbige en zandige sediment) a.d.h.v. de lichtprofiel-bibliotheek verzameld door het NIOZ (JCK)
- Het maken van een slurry verstoort de verticale chemische en fysische gradiënten en deze kunnen invloed hebben op de schattingen van de primaire productie; alhoewel uit onderzoek van Barranguet et al. blijkt dat dit vooral een theoretisch probleem is.

¹⁴C-bell-jar en percolatie methodes. Een alternatieve methode om MPB productie te meten is het rechtstreeks toevoegen van ¹⁴C aan het sediment of aan het bovenstaande water van het sediment in 'bell jars' en dan de opname van ¹⁴CO₂ te meten (Colijn & de Jonge, 1984, Rasmussen et al 1983). Het voordeel van deze techniek is dat het de fysisch/chemische gradiënten in het sediment intact laat en dat geen kennis nodig is van de lichtverzwakkingscoëfficiënt. Het nadeel is dat het moeilijk is om de CO₂-opname snelheden goed te kwantificeren omdat het interstitieel DIC (Dissolved Inorganic CO₂) in de dunne laag met vaak hoge MPB biomassa niet bekend is wat tot onderschatting van de ware CO₂-fixatie snelheden kan leiden (Heip et al. 1995).

Om dit probleem op te lossen ontwikkelde Jönsson (1991) de percolatie techniek die de ¹⁴CO₂, in de vorm van bicarbonaat, die het transport van de ¹⁴CO₂-oplossing in het sediment zou verbeteren. Resultaten wijzen erop dat de percolatie techniek 1-16x hogere productieschattingen gaf dan de ¹⁴C-bell-jar methode, maar dat de schattingen aanzienlijk lager zijn dan die verkregen met de slurrie methode. De percolatie zelf gaat redelijk in zandige sedimenten maar werkt niet in heel slikkige sedimenten. Kromkamp & Forster (2006) geven meer informatie over de verschillende microfytobenthos productiemethoden. De ¹⁴C-bell-jar, al dan niet in combinatie met de percolatie methode wordt nauwelijks meer gebruikt. Ook het gebruik van radioactief materiaal maakt deze techniek nu niet meer bruikbaar in het veld.

4.3.3 ¹³C-fixatie

Het koolstofatoom in CO₂ bestaat in 99% van de moleculen uit het niet-radioactieve ¹²C en voor 1% uit het eveneens niet-radioactieve ¹³C. De abundantie van ¹⁴C is zeer laag: slechts 1E-10% van de C-atomen bestaat uit ¹⁴C. Door een bekende concentratie van het zware, niet radioactieve ¹³C aan een watermonster toe te voegen kan de primaire productie analoog worden bepaald als bij de inbouw van ¹⁴C in organisch koolstof (CH₂O).

Voordelen:

- Gevoelige methode, maar minder gevoelig dan gebruik ¹⁴C
- Geen radioactief materiaal nodig dus geen problemen met allerlei wettelijke bepalingen

Nadelen:

- Interpretatie gecompliceerd omdat de natuurlijke verhouding ¹²C/¹³C verandert tijdens de incubatie in zowel het anorganisch-C als in het organisch-C, maar dit geldt ook voor de ¹⁴C-methode (dit is een standaard probleem bij labelingsexperimenten met isotopen: isotoop verdunning)
- Bepaling van particulier organisch C (POC) nodig, maar dit gebeurt gelijktijdig met de bepaling van het POC gehalte op het filter
- Analyse ¹²C/¹³C-ratio via vereist relatief dure infrastructuur (isotopen ratio massa spectrometer)

Deze methode is goed toepasbaar voor **fytoplankton**, en incubaties van 250 ml van natuurlijke fytoplankton populaties geven goede resultaten, zelfs van oceanisch fytoplankton. De methode is nog niet geprobeerd voor MPB, maar omdat MPB slurries meestal hogere Chl-a concentraties heeft zijn er weinig problemen te voorzien.

4.3.4 CO₂-eddy correlatie

De eddy covariantie methode werkt door de verticale flux van gassen naar en vanuit de bodem of wateroppervlak te meten in een turbulente omgeving. Eddies zijn wervels in lucht of in water die een horizontale en een verticale component hebben. De verticale component, in bijvoorbeeld de lucht boven een watersysteem, kan gezien worden als de verplaatsing van een pakketje lucht met een bepaalde CO₂-concentratie naar boven terwijl een ander pakketje met een andere CO₂-concentratie naar beneden gaat. Met instrumenten kan de netto correlatie tussen luchtverplaatsing en CO₂-concentratie worden gemeten: de CO₂-flux.

Een meetsysteem bestaat uit een 'open' of 'closed path gas analyzer', een 3D-sonic anemometer (een apparaat dat de windrichting in 3 dimensies meet met een snelle responstijd) en een eenvoudig weerstation. Deze techniek is een veelgebruikte methode om de productie te meten van bossen, gewassen, wetlands etc. Kant en klare systemen zijn verkrijgbaar op de markt. Er zijn zelfs systemen voor gebruik op oceanische boeien. Voor zover bekend is er alleen een pilot geweest voor intertidaal MPB, en de resultaten lieten zien dat de techniek potentieel toepasbaar is.

Het lijkt mogelijk om de netto CO₂ opname van de Waddenzee, op het eiland Griend, te meten (Zemmelink et al. 2009). In 2014 heeft een andere pilot op het Balgzand plaatsgevonden maar de data dienen nog geanalyseerd te worden.

Voordelen:

- Continue metingen mogelijk
- CO₂-flux van zowel bodem als water wordt bepaald
- Grote (maar variabele) footprint waardoor problemen met patchiness klein zijn
- Hardware goed ontwikkeld en commercieel verkrijgbaar
- Weinig onderhoud

Nadelen:

- Relatief nieuwe methode (voor gebruik intergetijdegebieden)
- Sensoren voor turbulentie en CO₂ dienen gevoelig te zijn
- Methode is mathematisch bewerkelijk (althoewel er NIOZ r-scripts ontwikkeld zijn in samenwerking met Universiteit Antwerpen)

4.3.5 Variabele fluorescentie (FRRF-PAM)

Omdat de Fast Repetition Rate Fluorometrie (FRRF) en Pulse Amplitude Modulation (PAM) techniek een belangrijke rol kunnen gaan spelen in nieuwe toepassingen wordt hier wat uitgebreider op de techniek en de achterliggende theorie ingegaan.

De fotosynthese-snelheid (P) wordt bepaald door de absorptie van licht (E) en de kwantum efficiëntie (φ) van de fotosynthese, waarbij de absorptie van licht het product is van de lichtintensiteit en de absorptie coëfficiënt (a):

$$P = E \times a \times \phi \quad [3]$$

Als P de C-fixatie is per mg chl ($P^B \mu\text{mol C (mg chl}^{-1} \text{s}^{-1})$) en a^* de absorptie coëfficiënt per mg Chla (ook wel de optische absorptiedoorsnede genoemd ($a^*, \text{m}^2 \text{mg}^{-1} \text{Chla}$), dan is

$$\phi = P/(a^* \times E) \quad [4]$$

$= (\mu\text{mol C (mg chl}^{-1} \text{s}^{-1})/((\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}) \times (\text{m}^2 \text{mg}^{-1} \text{chl}))) = \mu\text{mol CO}_2 \text{ gefixeerd}/\mu\text{mol fotonen geabsorbeerd.}$

Met behulp van speciale fluorometers kan φ bepaald worden. Dit opent in principe de weg om primaire productie zonder de ¹⁴C methode te meten. Daarnaast biedt het de mogelijkheid om de primaire productiemeting te automatiseren. Dit te realiseren is het onderwerp geweest van het EU FP7-project PROTOOL dat door het NIOZ (JCK) gecoördineerd werd. Deze fluorometers, zoals de PAM van de firma Walz of de FastTracka (een FRR fluorometer) van de firma Chelsea Technologies Ltd, meten de fotosynthese efficiëntie door een korte puls met verzadigend licht te geven. Verzadigend betekent dat alle reactiecentra van de fotosynthese centra sluiten.

Een klein deel (< 5%) van het door de algen geabsorbeerde licht wordt weer uitgezonden als rood licht in de vorm van fluorescentie. Dit principe wordt gebruikt door eenvoudige fluorometers om de algenbiomassa te bepalen. Dit kan zowel in situ (veel chlorofyl fluoroprobes zijn geschikt voor een CTD-probe) als analytisch (na extractie van chlorofyl in een polair oplosmiddel zoals aceton). Echter, de in-situ fluorescentie-yield, de hoeveelheid fluorescentie per eenheid algenbiomassa, is niet constant maar wordt mede bepaald door de fotosynthese-activiteit. Zoals bekend bestaat het fotosynthese-systeem uit 2 fotosystemen, fotosysteem II (PSII) en fotosysteem I (PSI), aan elkaar gekoppeld door een fotosynthese-elektronentransportketen (Figuur 4.1). Alleen PSII fluoresceert onder 'normale' condities, dus het fluorescentiesignaal is afkomstig van PSII.

Als een foton wordt geabsorbeerd kunnen er 3 processen mee worden uitgevoerd:

1. Het foton wordt gebruikt voor fotochemie, (met efficiëntie φP)
2. Het foton wordt gebruikt voor fluorescentie (met efficiëntie φF)
3. De energie van het foton gaat verloren in de vorm van warmte, ook wel hitte-dissipatie genoemd, een beschermingsreactie die wordt geactiveerd bij teveel licht (φH)

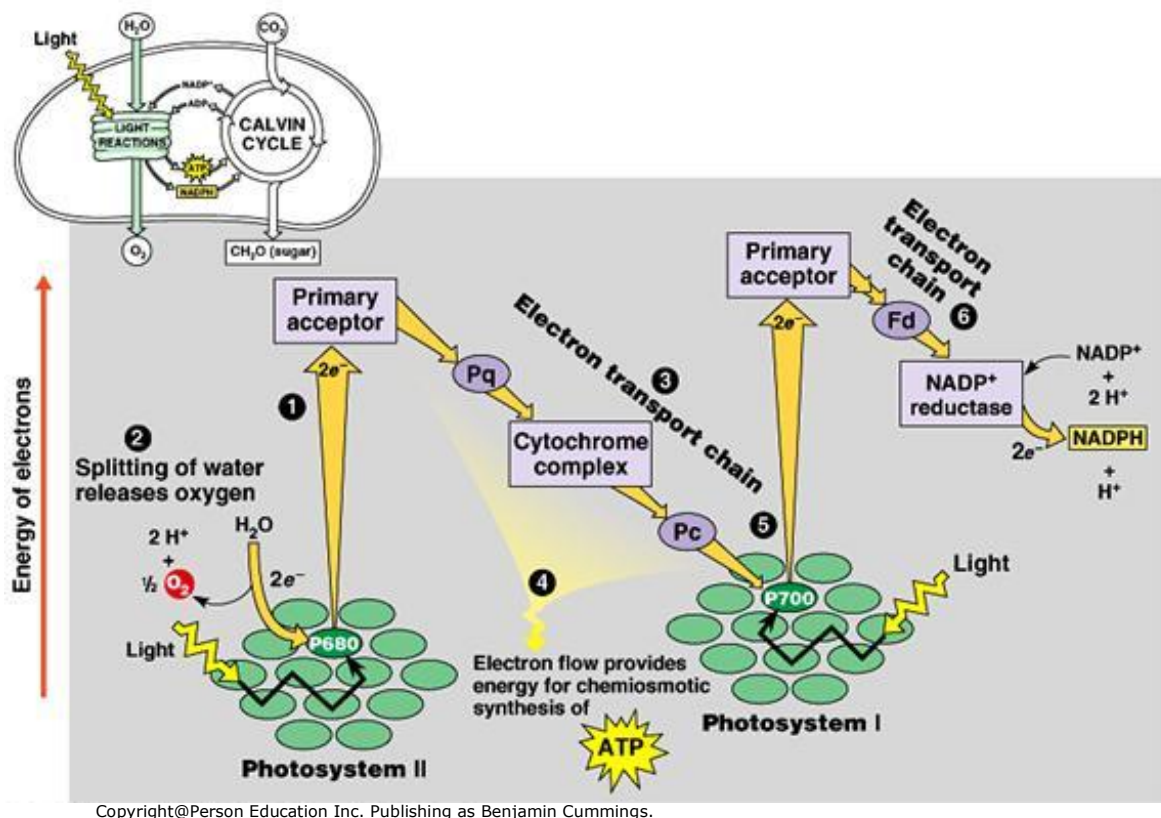


Fig. 4.1. Schematisch overzicht van het fotosynthese proces (Copyright@Person Education Inc. Publishing as Benjamin Cummings).

De som van de 3 inefficiënties is 1, dus $\phi_P + \phi_F + \phi_H = 1$.

Een verandering in ϕ_P of ϕ_H verandert dus ook de fluorescentie efficiëntie ϕ_F . Hierop is het principe van de PAM of FRRF fluorometers gebaseerd. In principe werken deze als volgt. In het donker zijn alle reactiecentra van PSII open, en de fluorescentie F is minimaal ($= F_0$). Als de fluorometer nu een korte puls licht geeft met hoge intensiteit dan sluiten alle reactiecentra van PSII zich. Het gevolg is dat de doving (quenching) van fluorescentie afneemt en de fluorescentie dus toeneemt van de minimale naar de maximale toestand ($= F_m$). De variabele fluorescentie F_v is dus $F_m - F_0$. Uit F_0 en F_m wordt de maximale kwantum efficiëntie van PSII berekend (F_v/F_m):

$$\phi_{PSII} = F_v/F_m = (F_m - F_0)/F_m \quad [5]$$

In het licht zal een deel van de reactiecentra gesloten zijn en dat deel is afhankelijk van de lichtintensiteit. De fluorescentie in het licht is dus groter dan F_0 maar kleiner dan F_m . Hoe meer licht hoe hoger de fluorescentie F_t , en in verzadigend licht zal F_t F_m benaderen. Uit F_t en de maximale fluorescentie in het licht (F_m') kan de effectieve kwantum efficiëntie worden bepaald:

$$\phi_{PSII}' = \Delta F/F_m' = (F_m' - F_t)/F_m' \quad [6]$$

(NB: meettechnisch is het dus dezelfde meting als in het donker!). Door nu de lichtintensiteit (E in $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) te vermenigvuldigen met $\Delta F/F_m'$ verkrijgt men de relatieve fotosynthese elektronen transportsnelheid $rETR$: $rETR = \Delta F/F_m' \times E$.

Zowel de PAM als de FRR fluorometer meten F_0 (F_t) en F_m (F_m'). Het grote verschil is dat de PAM dat doet met 1 sterke puls met een relatief lange pulsduur (300 ms - 1 s) terwijl de FRRF dat doet door 100 $1\mu\text{s}$ -flitsen te geven in een tijdsduur van $\sim 200 \mu\text{s}$ (Fig. 4.2). Doordat de totale pulsduur van de FRRF veel korter is dan die van de PAM, is de PAM meer 'intrusive' en reduceert het behalve de primaire elektronen acceptor van PSII (Quinone-A (Q_A)) ook een deel van de elektronen transportketen (Q_B en de plastoquinon (PQ) pool). Omdat de reductiegraad van de PQ pool werkt als een redox sensor en allerlei fysiologische processen kan aansturen kan bij gebruik van een te hoge verzadigende puls frequentie met een PAM-fluorometer het systeem verstoort worden waardoor artefacten worden geïnduceerd. Voor meer info over dit onderwerp zie: Kromkamp & Forster (2003).

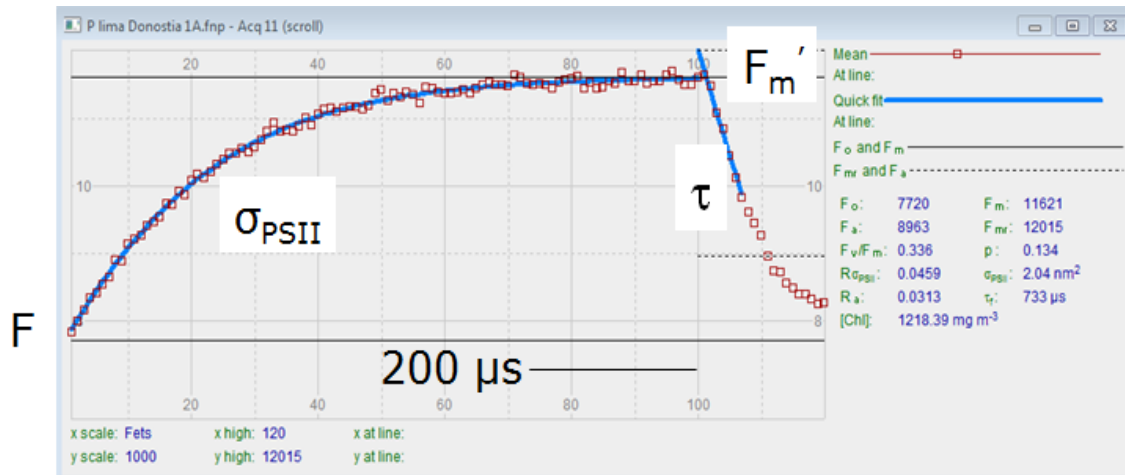


Fig. 4.2. Voorbeeld van een fluorescentie-inductie curve gemeten met een FRRF (screenshot FastPro software). De FRRF geeft 100 flitsen (flashlets van 1 μ s). Hieruit worden de minimale (F_0 , F) en maximale fluorescentie (F_m , F_m') berekend. Uit de kinetiek van de toename in fluorescentie wordt de functionele absorptiecoëfficiënt gemeten (σ_{PSII}). De totale duur van de 100 flashlets = 200 μ s (maar dit is te veranderen door het meetprotocol aan te passen). Na de 100 flashlets worden nog een aantal flashlets gegeven met een grotere tussenpoze (~ 50 μ s) om hierdoor de openingssnelheid (re-oxidatie van Q_A) van het reactiecentrum van PSII (τ , in millisecon) te meten.

Om de absolute ETR te berekenen moet worden gemeten hoeveel licht door PSII wordt geabsorbeerd. In tegenstelling tot de PAM techniek kan de FRRF techniek ook de functionele absorptiecoëfficiënt (σ_{PSII}) meten: de hoeveelheid licht die wordt gebruikt voor fotosynthese in PSII. Hieruit is de absolute fotosynthetische elektronen transportsnelheid per reactiecentrum van PSII (RCII) te meten:

$$ETR_{RCII} = E \times \sigma_{PSII} \times \Delta F/F_m' \quad [7]$$

Als men weet hoeveel PSII-eenheden er zijn per mg chlorofyl-a (= n_{PSII}) dan kan het fotosynthetisch elektronen transport per mg chla worden berekend:

$$ETR (\mu\text{mol elektronen (mg chla)}^{-1} \text{ s}^{-1}) = E \times \sigma_{PSII} \times n_{PSII} \times \Delta F/F_m' \quad [8]$$

Tot een paar jaar geleden was het zeer moeilijk om n_{PSII} te meten omdat hoge biomassa's aan algen nodig waren. Echter, recente ontwikkelingen hebben het mogelijk gemaakt om n_{PSII} te berekenen uit F_0 gemeten met een FRRF. Het principe achter de theorie is dat F_0 eigenlijk het resultaat is van de hoeveelheid fluorescentie als gevolg van de concentratie aan RCII reactiecentra, de hoeveelheid chlorofyl ($n_{PSII} = [RCII]/[chl a]$), en de absorptie van de LED lichtbron van de FRRF (bepaald door $\sigma_{PSII} \times E_{LED}$). Dus door in het laboratorium de concentratie aan RCII te meten en het chla gehalte, kan een instrumentcalibratiefactor worden berekend waaruit via F_0 het aantal PSII eenheden kan worden gemeten.

Dit heeft geleid tot 2 nieuwe FRRF gebaseerde berekeningswijzen: het sigma-algoritme, dat op chlorofyl gebaseerd is, en het absorptiealgoritme, dat gebaseerd is op volumetrische schattingen van de fotosyntheseactiviteit. Omdat de theorie hierachter complex is wordt dit niet verder uitgewerkt, maar wordt verwezen naar de twee artikelen waarin dit verder wordt beschreven (Oxborough et al 2012; Silsbe et al 2015). Het laatste artikel is het resultaat van een PROTOOL workshop georganiseerd door het NIOZ (Silsbe en Kromkamp). Deze ontwikkeling is een cruciale ontwikkeling omdat het mogelijk maakt om met een FRRF absoluut fotosynthetisch elektronentransport te meten.

Nu het mogelijk is om uit de FRRF het absolute elektronentransport (ETR in $\mu\text{mol elektronen (mg chla)}^{-1} \text{ s}^{-1}$) te meten is alleen een conversie nodig naar C-fixatie:

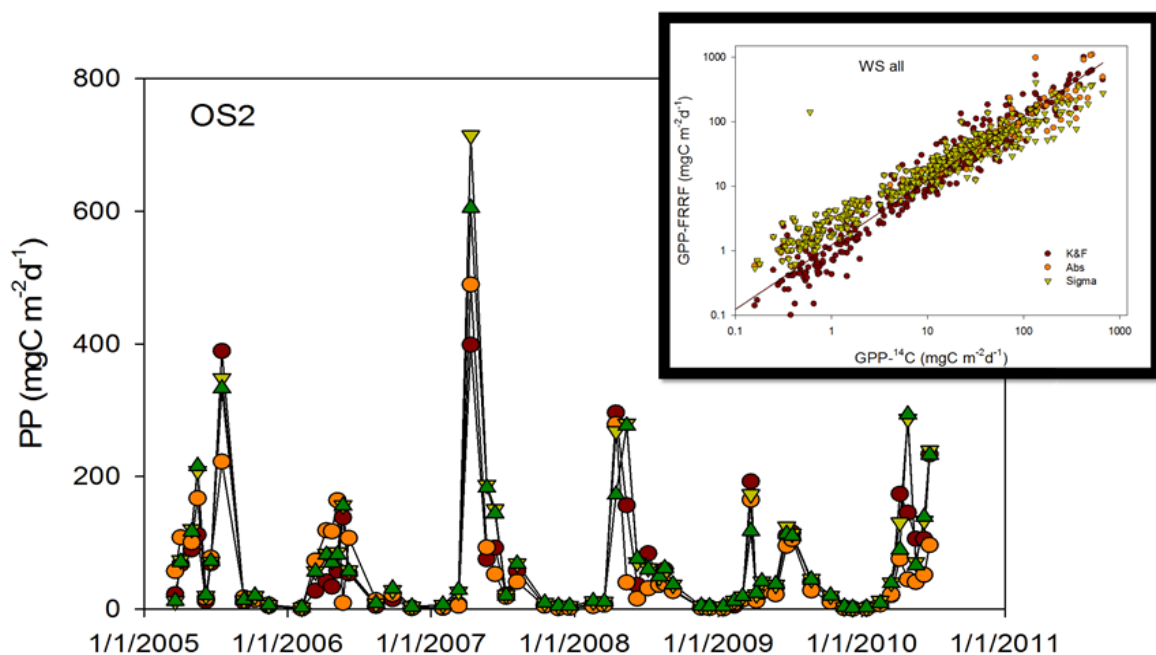
$$P^B (\mu\text{mol C (mg chla)}^{-1} \text{ s}^{-1}) = ETR \times \phi_{e,C}^{-1} \quad [9]$$

$\phi_{e,C}$ is een conversiefactor voor het aantal elektronen dat nodig is voor de fixatie van 1 CO_2 - molecuul. Volgens het Z-schema van de fotosynthese (zie bijvoorbeeld Arnold & Azzi, 1968 en Fig. 4.1) zijn er minimaal 4 elektronen voor de fixatie van 1 CO_2 molecuul, dus $\phi_{e,C} = 4$. Echter, in de praktijk ligt dit getal lager en zijn er dus meer elektronen nodig voor de fixatie van 1 CO_2 molecuul (omdat er ook andere processen elektronen gebruiken zoals bijvoorbeeld tijdens de reductie van nitraat tot ammonium). In een vergelijking tussen PAM, FRRF en ^{14}C metingen voor het IJsselmeer

bedroeg ϕ_e, C ongeveer 6-7. Een uitgebreide studie in de Oosterschelde liet zien dat in de Oosterschelde ϕ_e, C in het groeiseizoen ongeveer 5 mol elektronen/mol C is en dat het toenam in de winter (Kromkamp, in prep). Een meta-analyse van Lawrenz et al (2013) liet zien dat in kustsystemen de mediane ϕ_e, C ook rond deze waarden liggen maar dat uitschieters naar hoge ϕ_e, C zeker niet ongebruikelijk zijn. Met name in de meer oligotrofe nutriënt gelimiteerde regionen van de oceanen.

Voor zowel de Oosterschelde als de Westerschelde (Kromkamp et al, 2014) is er een goed lineair verband tussen de dagproductie berekend uit ^{14}C data en uit FRRF data (Fig 4.3), en de uit de FRRF berekende dagproducties volgen de dynamiek van de gemeten fytoplankton primaire producties uitstekend.

Omdat de FRRF een optische techniek is kan de meting geautomatiseerd worden. Dit wordt toegepast op de NIOZ-steiger op Texel, waar 2x per uur een fotosynthese lichtcurve wordt gemeten. Daarnaast is er continu gemeten in de zuidelijke Noordzee, en wordt de geautomatiseerde FRRF techniek op dit moment geïmplementeerd door het Vlaams Instituut voor Zeeonderzoek (VLIZ) op de RV Simon Stevin, onder begeleiding van een van de auteurs van dit stuk (JCK).



Figuur 4.3. Verloop van de dagproductie in stations OS2 (Zeelandbrug, Oosterschelde) gemeten met de C^{14} -methode (donkerbruine symbolen) en de FRRF volgens 3 verschillende algoritmen. De inset laat het lineaire verband zien tussen de dagproductie (GPP) gemeten met de ^{14}C -methode en met de FRRF voor stations in de Westerschelde (Vlissingen, Terneuzen, Hansweert, Bath en Antwerpen). KF: Kolber & Falkowski algoritme, Abs = absorptiealgoritme en Sigma=sigma-algoritme.

Bovenstaande methoden meten de primaire productie op een bepaalde locatie en tijd om de primaire productie op de schaal van een komberging of ecosysteem te kennen. 'Undersampling' in de tijd en ruimte kan leiden tot grote fouten in de uiteindelijke schattingen van de jaarproducties. Daarom moet bij de keuze van de locaties goed rekening gehouden worden met morfologische en hydrodynamische (retentietijden) en met mogelijk kortdurende veranderingen in de lichtbeschikbaarheid als gevolg van resuspensie en bezinking van SPM als gevolg van veranderingen in hydrodynamische condities. Deze problematiek zal verder worden behandeld in hoofdstukken 5 en 6. Hoofdstuk 4.4 gaat meer in op technieken die het mogelijk maken om de ruimtelijke variabiliteit te meten.

4.4 Methoden gebaseerd op optische signalen

4.4.1 Introductie

Het chlorofyl-a (Chl-a), dat alleen in algen voorkomt, absorbeert voornamelijk het blauwe en rode deel van het kleurspectrum. Deze geabsorbeerde lichtenergie levert de energie voor de primaire productie. Groen licht wordt slecht geabsorbeerd en dat betekent dat bij een toenemende concentratie algen het water steeds groener wordt. Omdat diatomeeën een deel van het groene licht beter absorberen wordt het water bruinig als diatomeeën het water domineren. Een deel van de geabsorbeerde energie wordt echter ook weer uitgezonden als fluorescentie bij een karakteristieke rode golflengte. Het licht dat na allerlei absorptie en scatter events de waterkolom dus weer verlaat heeft een duidelijk ander spectrum. Dit wordt het best tot uiting gebracht in het reflectiespectrum waar het licht dat de waterkolom via verstrooiing verlaat (L_w) wordt gedeeld door het licht (irradiantie) dat de waterkolom ingaat (E_d). Het reflectiespectrum (R_{rs}) wordt gebruikt om vanuit de lucht of de ruimte, met remote-sensing technieken, een aantal waterkwaliteitsvariabelen te bepalen. In formule:

$$R_{rs} = L_w/E_d \quad [10]$$

Omdat een deel van de licht dat de waterkolom verlaat 'verontreinigd' is met licht dat rechtstreeks op het water oppervlak wordt gereflecteerd wordt de 'water leaving radiance' L_w gecorrigeerd voor de fractie 'sky radiance' (ρ_s) die op het water oppervlak reflecteert (L_s)

$$L_w = L_u - (\rho_s \times L_s) \quad [11]$$

Theoretisch zou de fysiologische toestand van de algen ook gemeten kunnen worden. Als de fysiologische toestand namelijk verslechtert en de primaire productie afneemt, dan zal een groter deel van de geabsorbeerde energie als rode fluorescentie worden uitgestraald. Er is echter twijfel of primaire productie optisch correct gemeten kan worden (Peperzak et al. 2015; Timmermans et al. 2008), maar kwantificering van de Chl-a concentraties aan de hand van 'ocean colour' data is wel degelijk mogelijk. Ook zwevende stof gehalten en lichtverzwakkingscoëfficiënten (k_d) kunnen worden bepaald aan de hand van het reflectiespectrum. **Het is belangrijk te benadrukken dat op dit moment remote sensing technieken gebaseerd op optische signalen alleen maar toestandsvARIABLEN kunnen geven, en dat ze geen activiteiten (zoals primaire productie) kunnen meten.**

4.4.2 Hyperspectrale radiometers

Hyperspectrale radiometers zijn sensoren die het reflectiespectrum met een hoge spectrale resolutie meten. Deze techniek kan worden toegepast om algenbiomassa, slibgehalten en de licht-uitdovingscoëfficiënt (k_d) te meten van zowel het water als van het sediment. Een methode om lichtuitdoving in de toplaag van wad- en slikplaten te schatten m.b.v. reflectiespectra moet echter nog worden ontwikkeld.

De radiometers kunnen op een vaste locatie worden geplaatst waar continu metingen worden uitgevoerd. Zie als voorbeeld: <http://melia.nioz.nl/phptoweb/colors/melia-colors.php>. Een ander voorbeeld is de meting van de microfytobenthos-biomassa met een radiometer aan een meetpaal op het Balgzand in de Waddenzee (Fig. 4.4).

Een alternatief is om radiometers aan boord van een schip te plaatsen om zo, tijdens het varen, waarnemingen in een groot gebied uit te voeren (Lubac et al. 2008; Timmermans et al. 2008). Met vliegtuigen en satellieten kunnen nog grotere gebieden in kaart gebracht worden (Schlöpfer & Richter 2002).

Voordelen:

- Metingen kunnen met hoge tijd-frequentie worden uitgevoerd
- Metingen kunnen routinematig, bijvoorbeeld vanaf veerboten, worden uitgevoerd
- Sensoren boven water vereisen veel minder onderhoud dan sensoren in het water

Nadelen:

- In kustgebieden dienen ook de invloed van Colored Dissolved Organic Matter (CDOM) op de kleur van het water en de concentratie zwevend stof correct gemeten kunnen worden
- De berekeningen zijn nog niet gestandaardiseerd, onder meer met betrekking tot keuze van het stralingstransportmodel

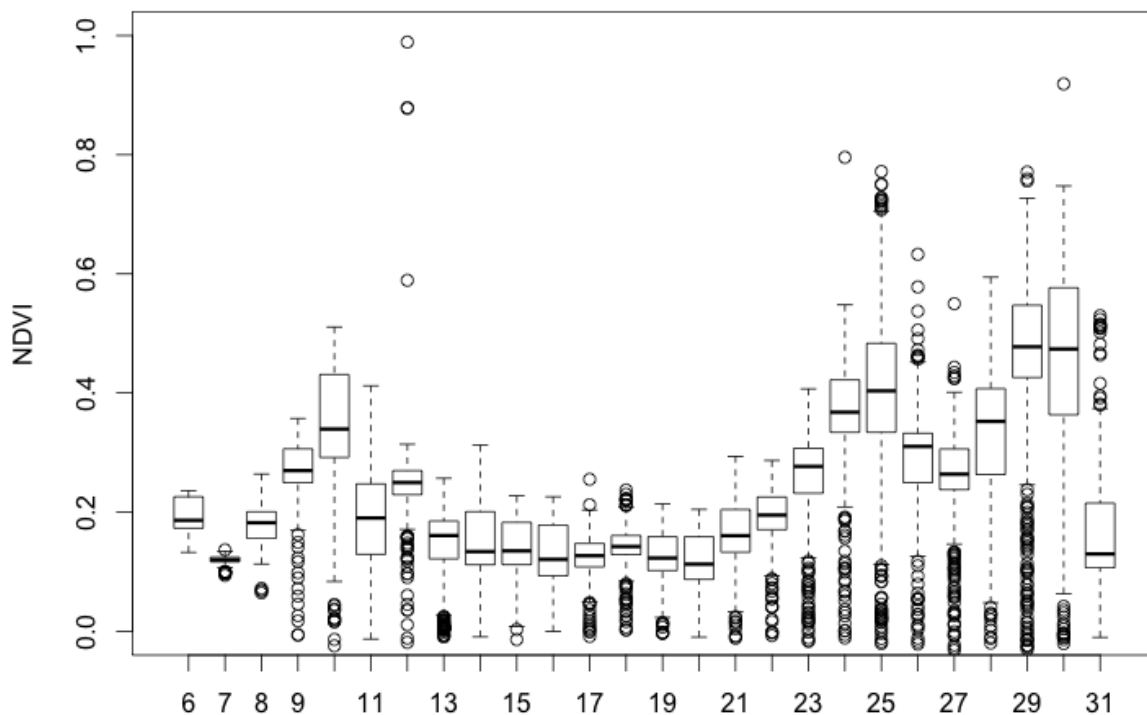


Fig. 4.4. Dynamiek in microfyto benthos biomassa op het Balgzand in de periode februari-juli 2013. Op de X-as staat het weeknummer. De box bevat de 25-75% waarden en de mediaan is weergegeven als een horizontale lijn in de box. De whiskers geven de 5 en 95% waarden aan. De cirkels zijn waarden die buiten het 5-95% bereik vallen. Een groot deel van de variatie in een week is te wijten aan verticale migratie van het MPB. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index wordt berekend uit de reflectie R bij 675 en 750 nm) als: $NDVI = (R_{750nm} - R_{675nm}) / (R_{750nm} + R_{675nm})$. Data Kromkamp & Philippart (nog niet gepubliceerd). NDVI is lineair gerelateerd aan het Chl-a gehalte ($mg\ m^{-2}$, Kromkamp et al. 2006).

4.4.3 Vliegtuigen

Hyperspectrale radiometers kunnen aan boord van een vliegtuig gebruikt worden om van geringe hoogte het spectrum van grote oppervlakten kustgebied te meten. Voorbeelden van systemen zijn: HyMap Airborne Hyperspectral Scanner, AVIRIS (NASA) en APEX (ESA).

Voordelen:

- Metingen kunnen met hoge frequentie worden uitgevoerd
- Goede ruimtelijke dekking

Nadelen:

- In kustgebieden dienen ook de chemische kleur van het water (CDOM-Colored Dissolved Organic Matter) en de concentratie zwevend stof correct gemeten kunnen worden; de berekeningen zijn complex
- Gebruik van een vliegtuig is duur; mogelijk is een 'drone' goedkoper in gebruik
- Data behoeven meestal geocorrecties

4.4.4 Satellieten

Radiometers worden ook aan boord van satellieten gebruikt voor het waarnemen van de 'kleur van de oceanen'. Er worden minder kleuren licht waargenomen dan met hyperspectrale radiometers op aarde en vanaf 800 km hoogte is het detail veel minder dan vanuit een vliegtuig of vanaf een schip.

Het Europese/ESA Copernicus project (2014-2020) bestaat uit meerdere satellieten of sentinels waarvan de S2 13 kleuren meet die gebruikt kunnen worden voor onder meer chlorofylmetingen. Het detail van de waarnemingen van dit nieuwe instrument is groter dan die in de vorige generatie radiometers. Een overzicht van de huidige en toekomstige mogelijkheden om m.b.v. satellieten de voor primaire productie belangrijke variabelen te meten staat in Tabel 4.1.

Voordelen:

- Metingen kunnen met relatief hoge frequentie worden uitgevoerd, bijvoorbeeld eens in de vijf dagen (Sentinel 2) of om de dag (Sentinel-3)

Nadelen:

- In kustgebieden dienen ook de chemische kleur van het water (CDOM-Colored Dissolved Organic Matter) en de concentratie zwevend stof correct gemeten kunnen worden; de berekeningen zijn complex
- Bij bewolkt weer zijn er geen data
- Pixelgrootte is soms een beperking (satelliet afhankelijk); standaard atmosferische correctie schijnt niet altijd te voldoen (UT/ITC, S. Salama, pers. com)

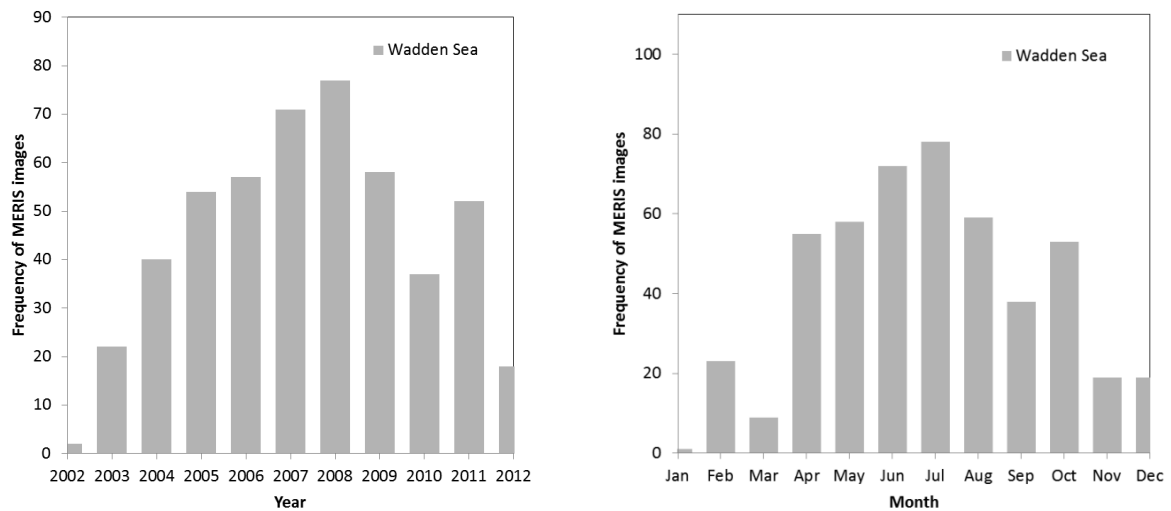
Tabel 4.1 Overzicht van huidige en toekomstige mogelijkheden voor de inzet van satellietbeelden voor de bepaling van voor primaire productiviteit belangrijke variabelen (Davaasuuren et al. 2013).

<i>General parameters</i>		
Description of method	Resolution of satellite data, missions	Opportunities, Limitations
Bathymetry		
Bathymetry 1. Feasibility phase, using medium resolution satellite data in resolution of 30 meters to generate preliminary depth profile 2. Detailed mapping phase Generating the detailed bathymetric information in a fine grid in resolution of 2 to 10 meters, detected water depth in maximum up to 25 meters	Medium & high resolution - Historical and present missions: Landsat (30 meters multi-spectral), Worldview-2 (2 meters multi spectral), RapidEye (6.5 meters multi-spectral) - Future missions: Worldview-3 (2 meters multi-spectral), Sentinel-2 (from 2014), in 10, 20 meters multi-spectral	Opportunities Depth profile in resolution of 30 meters using medium resolution data; bathymetry information in maximum depth up to 25 meters, using the coastal blue band (400-450 nanometres spectral range) Limitations: - Availability of cloud-free images - Method is applicable only for clear and shallow depth waters and not applicable for turbid waters, including turbid waters of the Wadden Sea
Sediments		
Sediments classification by - sediment composition (content of mud and sand), Sediments classification (2 groups) using Landsat MSS (60 m), as of 1986: - Very fine-grained sediments containing more than 70% silt and clay - Intermediate group containing between 30-70% silt and clay (Bartholdy and Folving, 1986) Sediments classification (5 groups) applying spectral unmixing method using Landsat TM (30 m) as of 2008: - Mudflat, muddy or mixed flat, wet or moist sand flat, dry sand flat and pure sand The distinction between sandy sediments and clay, covered by brown algae using Landsat TM data (30 m) as of 2012 - location and size (area) of mudflats - Areas covered with vegetation (fungus, algae, other green biomass). - Water content	Medium resolution - Historical and present missions: Landsat (30 meters multi-spectral), ASTER (15 meters multi-spectral) - Future missions: Sentinel-2 (from 2014), in 20, 60 meters resolution High resolution images can be used in generating detailed overview over selected areas High resolution images can be used in generating detailed overview over selected areas	Opportunities - Classifying sediment by composition, location and size of the area - Opportunities in detecting sediment grain size using high resolution data - Continues and extended coverage of the Wadden Sea by medium resolution multi-spectral data, starting 1990s - Availability of algorithms on detecting sediments concentrations, location and size and areas covered by vegetation - Availability of cloud-free images and low tide - Sediments can be classified only on exposed intertidal flats - Algorithms and methods must be suited for local conditions of the Wadden Sea - Detection of sediments by grain is not possible on low and medium resolution data - Results must be verified with ground data - Relatively high cost of high resolution data - Verification with ground measurements is required

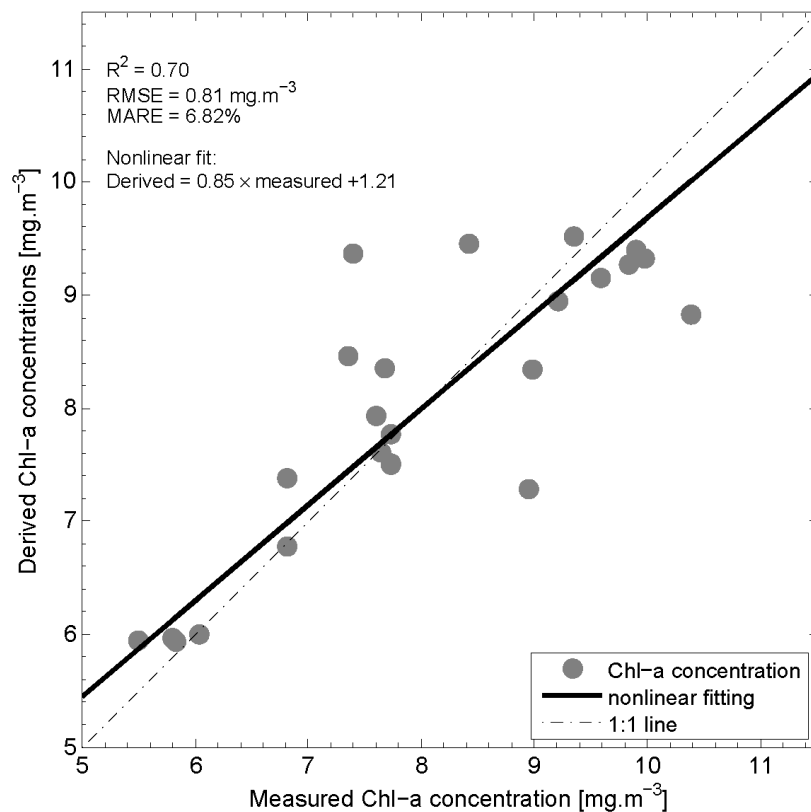
<i>Chemical parameters</i>		
Description of method	Resolution of satellite data, missions	Opportunities, Limitations
Chlorophyll-a		
Chlorophyll-a concentrations are estimated as difference in water reflectance containing different concentrations of chlorophyll in different wave lengths	Low resolution - Historical and present missions: ENVISAT in 260 meters by 300 meters pixel size, SeaWiFS (1,1 km) MODIS TERRA and MODIS AQUA satellites in 500 meters	Opportunities - Regional mapping of chlorophyll-a concentrations - Opportunity to compare ground measurements with satellite data - Availability of historical data set going back to 1980s Limitations - Availability of cloud-free images - Low resolution of the dataset - Algorithm is limited to hyperspectral MODIS missions - Verification with ground measurements is required
Turbidity and organic matter		
The turbidity of the water is estimated as difference in water reflectance, between clear water and water containing the organic and dissolved matter	Low resolution - Historical and present missions: ENVISAT in 260 meters by 300 meters pixel size, SeaWiFS (1,1 km) MODIS TERRA and MODIS Aqua satellites in 500 meters	Opportunities - Regional mapping of water turbidity and organic matter - Availability of historical data set going back to 1980s Limitations - Availability of cloud-free images - Low resolution of the dataset - Algorithm is limited to hyperspectral historical and present day missions - Verification with ground measurements is required

In het kader van het IN PLACE project is er gekeken naar de mogelijkheid om fytoplankton en microfytobenthos biomassa en primaire productie te meten m.b.v. de MERIS sensor aan boord van de ENVISAT satelliet. MERIS kwam 1x per 3 dagen over en had een 0.3x0.3 en 1.1 x 1.1 km resolutie. Wolken bedekking is een groot probleem met optische remote sensing omdat dat leidt tot gaten in de tijdserie. Analyse van beelden in een box van Latitude [52°, 56°] en Longitude [4°, 9°] laten zien dat het aantal bruikbare MERIS beelden varieert tussen 20 en 80 beelden per jaar (Fig. 4.5 links). Het rechterpaneel in Fig. 4.5 laat zien dat het aantal bruikbare beelden het hoogst in het voorjaar en de zomer. Aangezien Sentinel-3 frequenter zal overkomen dan MERIS zal het aantal bruikbare beelden groter zijn.

De analyses uit het IN PLACE project toonden ook aan dat de chlorofylschattingen voor het fytoplankton in de Waddenzee met het ESA troebel water product een slechte schatting geven van de werkelijke waarden. De minima worden stelselmatig overschat terwijl de maxima sterk worden onderschat. Echter, de methode ontwikkeld door Salama et al (2009) lijkt uit Earth Observation (EO) data een goede schatting te kunnen geven van de chlorofylconcentraties.



Figuur 4.5. Aantal (deels) wolkenvrije MERIS beelden. Links: beschikbaar aantal MERIS beelden per jaar. Rechts: beschikbaar aantal beelden per maande gesommeerd over een periode van 10 jaar.



Figuur 4.6. Validatie van de remote sensing geabseerde methode om chlorofyl-a te verkrijgen uit radiantie data (in dit geval gemeten vanaf de RV Navicula).

4.4.5 In situ sensoren: gliders/argofloats/smartbuoys

Mariene onderwater gliders zijn een type autonoom onderwatervoertuig of Autonomous Underwater Vehicle (AUV). Deze gliders gebruiken veranderingen in dichtheid in combinatie met kleine vleugels om verticale beweging over te zetten in een horizontale beweging.

Het gevolg is dat de voortbeweging heel weinig energie kost: de gliders kunnen weken tot maanden en duizenden kilometers afleggen in een op-en-neer beweging.

Gliders kunnen worden uitgerust met sensoren om temperatuur, saliniteit, optical backscatter (turbiditeit) en Chl-a fluorescentie te meten. Dit laatste betreft geen actieve fluorescentie zoals gemeten met een PAM of FRRF, maar uitsluitend een schatting van de fytoplankton biomassa. Gliders passen hun route aan m.b.v. GPS signalen die zij ontvangen als ze aan de oppervlakte komen.

Voordelen:

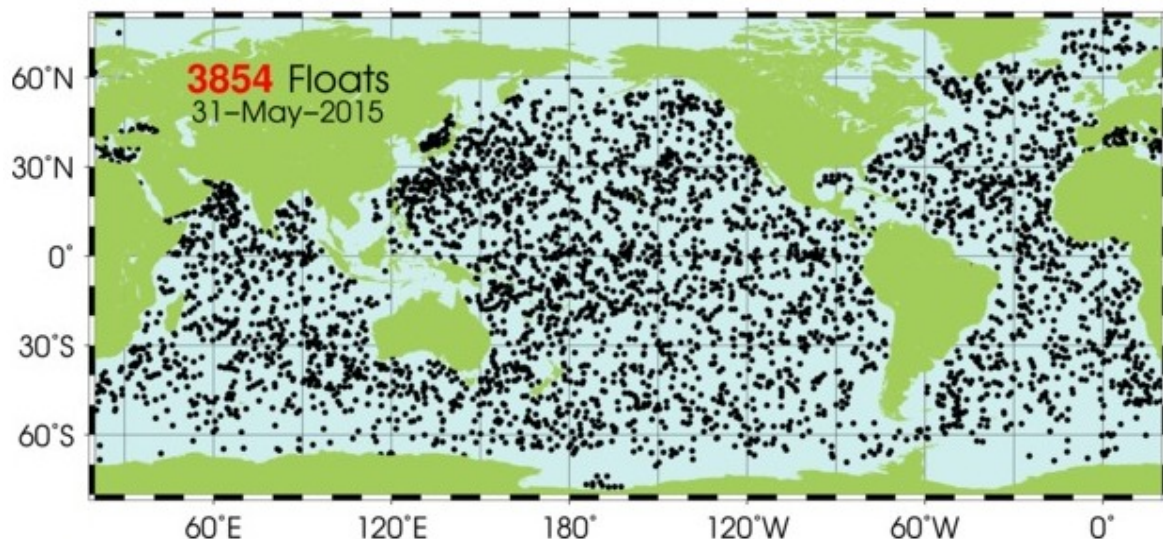
- Autonoom
- Grote ruimtelijke dekking

Nadelen:

- Geen ervaring mee in ondiepe wateren
- Tot nu toe gebruikt in diepe wateren: de kans is groot dat ze vastlopen in de Waddenzee of worden opgevisst door een visser
- Duur
- Geen procesmetingen (alhoewel dit in smartbuoys m.b.v. de O_2 -fouriermethode van Tom Cox wel tot de mogelijkheid behoort)

Het toepassen van gliders voor Waddenzee onderzoek lijkt dus niet echt haalbaar in het kader van reguliere basis monitoring.

Argofloats zijn autonoom opererende boeien die met de stroom mee drijven en die onderdeel zijn van het AEGO programma, een internationale samenwerking met als doel om hoge kwaliteit temperatuur- en saliniteitsprofielen te krijgen. De meeste tijd brengen de boeien in 'slapende' toestand door op hun 'parkeerdiepte', meestal zo'n 1000 m. Met regelmatige intervallen (~10 dagen) zakken ze eerst naar een grotere diepte (~2000 m) en drijven dan naar het oppervlak waarbij een gedetailleerd temperatuur/saliniteitprofiel wordt gemeten. Na ongeveer 150 cycli is de batterij leeg, de Argofloat stopt met functioneren en zakt naar de bodem. Er zijn zo'n 3000 Argofloats actief, verspreid over alle oceanen (Fig. 4.7)



Figuur 4.7. Verspreiding van de Argo floats (http://www.argo.ucsd.edu/About_Argo.html)

Een aantal van deze floats zijn uitgerust met sensoren om biologische variabelen te meten. Ze bevatten O_2 -sensoren of een bio-optisch sensorkpakket (bijv. Chl-a sensoren en PAR sensoren); deze Bio-Argo floats worden meestal op een veel minder grote diepte geparkeerd.

Met de huidige aantallen Argo floats is er een goede ruimtelijke dekking als het gaat om saliniteit-temperatuur gegevens over de diepte in de oceanen. Het systeem is echter ongeschikt voor de

Waddenzee omdat deze te ondiep is en doordat de floats met de stroming meegaan. Argo floats zullen daarom verder niet worden besproken of in overweging genomen bij het formuleren van mogelijke monitoringsstrategieën voor primaire productie van de Waddenzee.

Smartbuoys zijn boeien op een vaste locatie. Ze kunnen worden uitgerust met verschillende sensoren. Voor het meten van de waterkwaliteit in de Waddenzee zou een smartbuoy moeten worden uitgerust met onderwater Chl-a, temperatuur, saliniteit, O₂, turbiditeit, en CDOM wanneer de data ook gebruikt gemaakt in combinatie met optische remote sensing. In theorie kunnen de sensoren worden opgehangen op verschillende dieptes, zodat ook diepte informatie verkregen kan worden.

Voordelen:

- Zeer goede temporele dekking
- Mogelijkheid om primaire productie te meten met de O₂-Fourier methode; om dit goed te laten functioneren zou de smartbuoy met tenminste 2 PAR sensors moeten worden uitgerust die zijn opgehangen op verschillende dieptes zodat k_d-schattingen met grote frequentie mogelijk zijn

Nadelen:

- Aangroei vereist waarschijnlijk veel onderhoud
- Om een goede ruimtelijke dekking te krijgen zijn meerdere stations nodig maar een station kan wel gebruikt worden voor kalibratie/validatie van satellietmetingen; op dit moment is onduidelijk hoeveel smartbuoys in dit scenario nodig zijn, projectmonitoring zou dit duidelijk kunnen maken

5. Rekentechnieken Primaire Productie

5.1 Statistische technieken

Het optimaal aantal metingen om verandering te detecteren hangt af van de gevraagde nauwkeurigheid en van de variatie in de data. Zo kan de vraag zijn of er sprake is van een significante (b.v. $p < 0.05$) primaire productie verandering met voldoende power (b.v. 80%) in een bepaalde (langjarige) periode. Om binnen deze randvoorwaarden een uitspraak te doen over het aantal benodigde metingen in ruimte en tijd is kennis nodig over de variatie van de gemeten variabele (b.v. primaire productie afgeleid uit FRRF metingen) als ook de spatio-temporele correlatie.

Een dergelijke berekening kan aan de hand van een power analyse worden uitgevoerd (b.v. Meesters et al. 2007). Het in kaart brengen van mogelijke veranderingen als gevolg van lokale activiteiten wordt vaak uitgevoerd aan de hand van een 'before-after-control-impact (BACI)' aanpak, waarbij de experimentele opzet aan een aantal voorwaarden moet voldoen (Underwood 1992). Hierbij moet opgemerkt worden dat de benodigde inzet voor deze aanpak in de praktijk lang niet altijd wordt gehaald, wat dan kan leiden tot het niet vinden van een effect terwijl het er wel is (Underwood & Chapman 2003). Een relatief nieuwe aanpak is de zogenaamde 'virtual ecologist approach' waarbij aan de hand van bestaande informatie over de variatie een virtuele omgeving wordt geschapen waaruit vervolgens geput kan worden om bemonsteringsmethoden (waaronder de definiëring van het benodigd aantal meetpunten voor het behalen van een bepaalde nauwkeurigheid) te testen (Zurell et al. 2010).

5.2 Interpolatiemethoden

5.2.1 Puntmetingen: interpolatie in de tijd

Puntmetingen kunnen op verschillende manieren worden verkregen, Ze kunnen het resultaat zijn van het feit dat er een virtueel meetstation ligt (dat bestaat uit een specifieke set coördinaten) dat per schip regelmatig worden bezocht (bijv. de MWTL locaties). Het kan ook een fysieke locatie zijn waar een meetsonde of ander meetstation aanwezig is, zoals de NIOZ steiger in de Waddenzee waar Chl-a en SPM (suspended matter = zwevend stof) continu worden berekend uit reflectiespectra en primaire productie continue wordt gemeten met een geautomatiseerde FRRF opstelling. Bij gebruik van continue meetopstellingen is interpolatie tussen de meetdagen geen probleem, maar bij de meeste stations die per schip worden bezocht varieert de meetfrequentie in de meeste gevallen van maandelijks tot 2x per maand, en dit vereist interpolatie in de tijd.

Interpolatie kan op verschillende manieren gebeuren. In geval van de C14-methode kan de dagproductie op dag x en dag $x+14$ (14 dagen later als voorbeeld) worden gemeten. Vervolgens kan de productie op de tussenliggende dagen lineair worden geïnterpoleerd wat neerkomt op het nemen van een gemiddelde van de twee dagen. De primaire productiemethodiek zoals die gehanteerd wordt op het NIOZ doet het anders. De fotosynthesevariabelen en k_d worden lineair geïnterpoleerd tussen dag x en dag $x+a$ (waarbij a het aantal dagen is tussen de metingen (meestal 14 dagen voor de Ooster- en Westerschelde data en 7 dagen voor de NIOZ-TX steiger data tijdens het groeiseizoen) zodat er voor iedere dag een nieuwe schatting van de P/I-parameters en k_d is. Vervolgens worden voor iedere dag nieuwe GPP schattingen gemaakt waarbij gebruik wordt gemaakt van de actuele instralingsgegevens (uurgemiddelden).

Hierbij moet opgemerkt worden dat tegelijk schatten van de fotosynthesevariabelen mathematisch onjuist is omdat deze niet onafhankelijk blijken te zijn. De enige juiste methode zou het schatten van een variabele zijn waarbij de ander gedurende een bepaalde periode constant wordt gehouden. In praktijk blijkt dat de uitkomst van beide methodes niet noemenswaardig verschilt, mits voldoende incubaties per meting voorhanden zijn (A.G. Brinkman, pers. comm.). Overigens zijn de fotosynthese parameters α^B en P_{max}^B niet per definitie gecorreleerd omdat α^B wordt bepaald door de kans om een foton te absorberen (een fysisch, temperatuur onafhankelijk proces, wat vooral bepaald wordt door de pigmentsamenstelling in de cel. P_{max}^B daarentegen wordt bepaald door de enzymatische reactie snelheden van de Calvin cyclus, een proces dat omdat het enzymreacties betreft wel gevoelig is voor de temperatuur. De NIOZ primaire productiedatabase PrimProd doet deze interpolatie semi-geautomatiseerd en is geoptimaliseerd voor discrete puntmetingen. Het zal duidelijk zijn dat hoe meer data beschikbaar zijn des te nauwkeuriger de uiteindelijke schatting van de primaire productie is. Zeker als hierbij de morfologie van het gebied in wordt meegenomen (Wetsteyn and Kromkamp, 1994; Brinkman et al. in prep.). PrimProd heeft hiervoor de mogelijkheden door stations/gebieds-afhankelijke kombergingsfuncties te definiëren.

5.2.2 Biomass-Photic Zone-Irradiance (BPI)-modellen fytoplankton

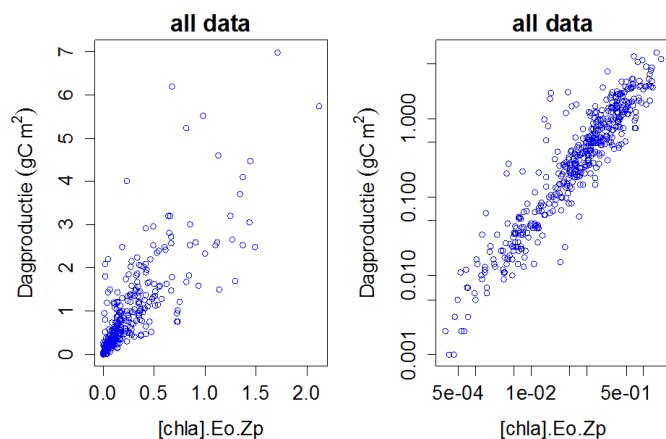
Cole & Cloern (1987) lieten zien dat de primaire productie geschat kan worden uit de fytoplankton biomassa (B , uitgedrukt in mg Chl-a m^{-3}), de totale daginstraling (E_0) en de fotische diepte ($Z_p = 4.6/k_d$, de diepte waar 1% van het licht doordringt, omdat $\ln(0.01) = -4.6$):

$$\text{GPP} = a \times (E_0 \times [\text{Chla}] \times Z_p) + b = a \times \text{BPI} + b \quad [10]$$

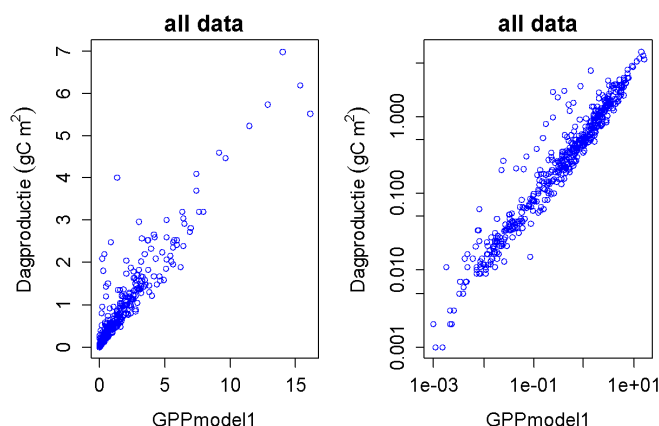
Deze methode is ook toegepast op fytoplanktonproducties in de Westerschelde (Kromkamp et al. 1995; Kromkamp & Peene 2005) en de Oosterschelde. De relatie tussen de gemeten en berekende dagproductie volgens dit BPI model vertoont een lineair verband (Fig. 5.1). De spreiding neemt echter toe bij hogere productiewaarden.

Het probleem met BPI modellen is dat de waarden van de parameters a en b kunnen variëren van jaar tot jaar en van locatie tot locatie (Kromkamp et al. 1995) en dat op dit moment niet duidelijk is hoe die a (de richtingscoëfficiënt) en b (Y-as afsnede) geschat kunnen worden. Als voor puntlocaties de parameterwaarden echter bekend zijn, dan is dit BPI model wel geschikt om op te schalen in de ruimte door gebruik te maken van satelliet data.

Een van de redenen dat de BPI-modellen onzeker zijn is dat de specifieke fotosynthese eigenschappen geen rol spelen in deze eenvoudige modellen. Kromkamp (in prep.) laat zien dat de schatting van GPP enorm verbeterd als dit in het model wordt verwerkt (Fig. 5.2).



Figuur 5.1. Dagproducties Oosterschelde (data noordelijke tak niet meegenomen) berekend uit de biomassa (Chla), de dagelijkse instraling (E_0) en de fotische diepte (Z_p). Het rechterpaneel is een log-log plot.



Figuur 5.2. Dagproducties Oosterschelde (data noordelijke tak niet meegenomen) berekend uit de biomassa (Chla), de dagelijkse instraling (E_0) en de fotische diepte (Z_p) én de fotosynthese activiteit. Rechterpaneel log-log plot. Vergelijking van het linkerpaneel met dat van Fig. 5.1 laat zien dat de spreiding sterk gereduceerd is.

5.2.3 BPI-modellen microfytobenthos

Productieschattingen van MPB zijn moeilijk vanwege de sterke patchiness, het gedrag van MPB (getij gebonden verticale migratie) en de problemen gerelateerd aan de 'sediment optics' (bijvoorbeeld het meten van k_d in het sediment): het dynamisch lichtveld dat een MPB alg ondergaat in het sediment dat vooral gerelateerd is aan de moeilijk te meten lichtverzwakking in het sediment. Deze aspecten zijn al eerder behandeld.

Colijn & de Jonge (1984) vonden een lineair verband tussen de dagproductie en het Chl-a gehalte (mg Chl-a m^{-2}) bij hun onderzoek naar MPB productie in het Eems-Dollard gebied. Op basis hiervan berekenen de Jong & de Jonge (1995) de jaarlijkse productie als volgt:

$$P (\text{gC m}^{-2}\text{y}^{-1}) = 1.13 \times \text{Chl-a} + 8.23 \quad [13]$$

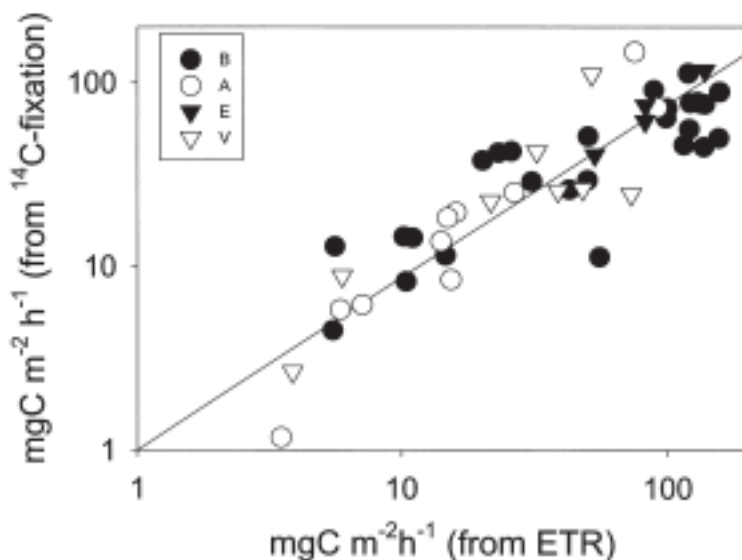
Waarbij Chl-a in dit geval de gemiddelde jaarlijkse Chl-a concentratie is ($\text{mg m}^{-2}\text{y}^{-1}$) in de bovenste cm. Opmerkelijk genoeg vertoonde de dagelijkse primaire productie geen relatie met temperatuur en in situ instraling. Jaarproducties correleren wel met de hoogteligging in het intergetijdegebied zoals verwacht mocht worden. Hoe robuust de parameterwaarden zijn is onbekend.

Barranguet & Kromkamp (2000) vonden geen goede relatie tussen de primaire productie en een BPI model zoals in vergelijking [11]. Zij bestudeerden MPB primaire productie m.b.v. de ^{14}C -slurry techniek en PAM metingen aan het oppervlak van het sediment. Het voordeel van de PAM meting is dat het een optische methode is die het systeem niet verstoort. Bij hoge lichtintensiteiten werd de relatie tussen het fotosynthetisch elektronentransport $\text{ETR} = \Delta F/F_m' \times E$, zie Hoofdstuk 4.3) niet lineair, maar als ETR werd gemaximaliseerd op waarden geldig voor E_k (dit is de lichtintensiteit waarbij de fotosynthese overgaat van lichtbeperkt naar lichtverzadigd) dan kon de primaire productie beschreven worden als een functie van de MPB biomassa, de lichtintensiteit aan het oppervlak (E_0) en ETR (Fig. 5.3) als volgt:

$$P (\text{mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}) = [\text{Chl-a}] \times \text{EE} \times E_0 \times \Delta F/F_m' \quad [14a]$$

$$P = [\text{Chl-a}] \times \text{EE} \times \text{ETR} \quad [14b]$$

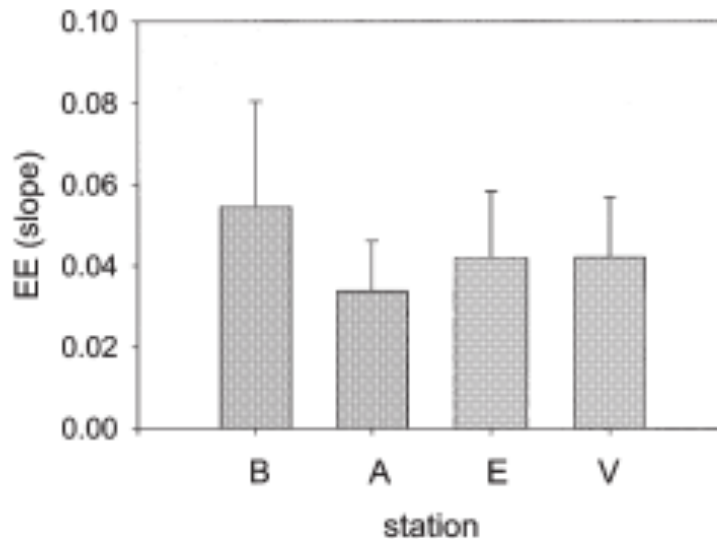
EE is een regressiecoëfficiënt ('Electron Efficiency for C-fixation', de hellingshoek van een plot van Chla (in mg m^{-2}) $\times$ ETR vs P) die weinig varieerde tussen de verschillende stations in de Oosterschelde of Westerschelde (Fig. 5.4).



Figuur 5.3. Relatie tussen uit PAM geschatte en m.b.v. ^{14}C -slurry methode gemeten primaire productie. A, B en E zijn stations op de Molenplaat in de Westerschelde en V is een station op de Vondelingeplaat in de Oosterschelde (Barranguet & Kromkamp).

De conversiecoëfficiënt EE is afhankelijk van de diepte waarover het Chl-a gehalte bemonsterd wordt. In de studie van Barranguet & Kromkamp (2000) was dat 1 mm. Aangezien het Chl-a gehalte

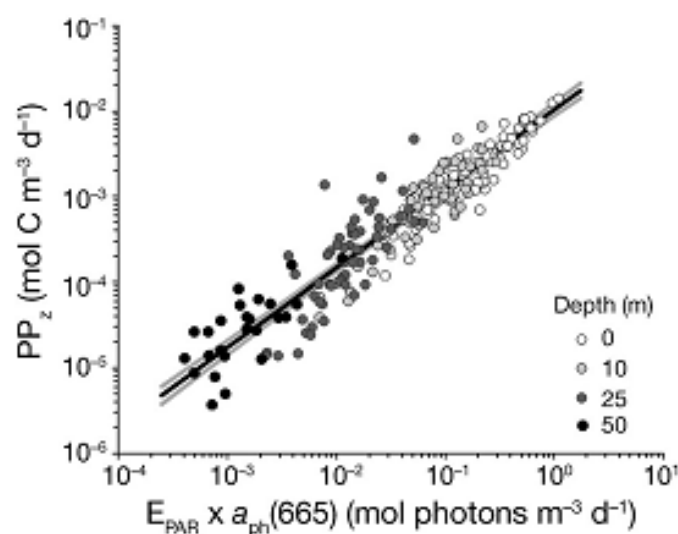
ook gerelateerd kan worden aan de minimale fluorescentie (fluorescentie gemeten in het donker) of verkregen kan worden uit NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, een schatting van de vegetatie aan de hand van verhouding tussen zichtbaar en infrarood licht), zou toepassing van deze methode geen lab-analyses vereisen. Echter, bij lage Chl-a concentraties is de gevoeligheid van de PAM fluorometer een limiterende factor.



Figuur 5.4. Waarden van de helling (slope) voor de verschillende stations (A, B en E) op de Molenplaat in de Westerschelde, V is een station op de Vondelingeplaat in de Oosterschelde (Barranguet & Kromkamp 2000).

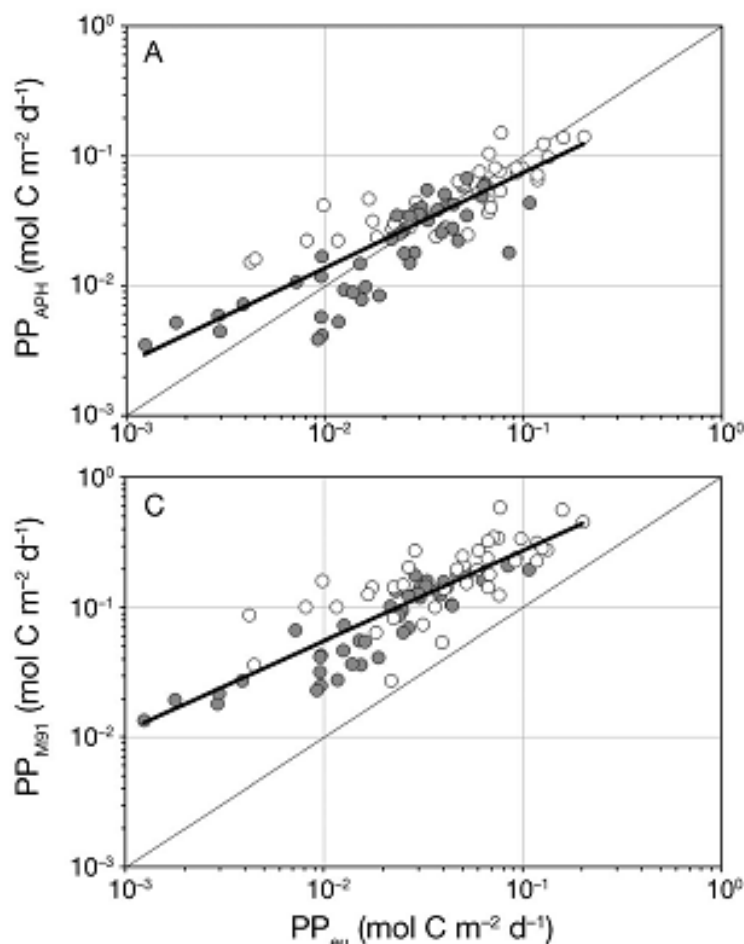
5.2.4 Statische productiemodellen gebaseerd op absorptie van licht

Veel van de primaire productiemodellen zijn gebaseerd op chlorofyl, en het BPI model hierboven besproken is daar een goed voorbeeld van. Echter, fotosynthese is gebaseerd op de absorptie van licht, en de fotosynthese-snelheid is lichtintensiteit x lichtabsorptie x kwantumefficiëntie (zie vergelijking [3]). Dus als de kwantumefficiëntie constant is, dan kan uit de absorptie en de lichtintensiteit de primaire productie worden berekend. Fig. 5.5 laat zien dat dit inderdaad opgaat voor monsters genomen uit het westen van het Kanaal (station L1 Plymouth; Barnes et al. 2014).



Figuur 5.5. Log-log regressie van primaire producties (PP_z volumetrisch) gemeten op verschillende dieptes (PP_z) als functie van de absorptie bij 665 nm gemeten met de lichtintensiteit (E_{PAR}) op die diepte.

Toepassing van deze methodiek om dagproducties te bepalen voor station L1, de Noordzee en de Oosterschelde liet zien dat goede resultaten werden verkregen (Fig. 5.6), en dat deze methode voor kustwateren een veel betere schatting geeft dan het veel gebruikte VGPM model (Behrenfeld & Falkowski 2007) dat wordt gebruikt om oceanische primaire productie te schatten uit satelliet data. Toepassing van dit model vereist kennis van de absorptie van chlorofyl. Dit wordt gedaan via de 'filterpad' methode, waarbij een watermonster wordt gefiltreerd, en de absorptie van het filter wordt gemeten voor en na extractie van de pigmenten. Hieruit wordt de absorptie berekend. De methode vereist een spectrofotometer met een accessoire om het gescattered licht op te vangen (een 'integrerende bol'; Tassan & Ferrari 1998; Simis et al. 2005). Recent is een on-line methode ontwikkeld (Wölschläger et al. 2014) als product van het EU PROTOOL project om absorptie te meten gebaseerd op de point source integrating cavity (PSICAM) techniek (Röttgers et al. 2007), maar deze on-line PSICAM dient nog verder getest te worden.



Figuur 5.6. A: Primaire productie geschat uit de absorptie bij 665 nm voor de data uit L1 (gesloten symbolen) en de Noordzee en de Oosterschelde (open symbolen). B: primaire productie geschat m.b.v. het VGPM model. Bij de berekening is gebruikt gemaakt van in situ Chl-a metingen (Barnes et al. 2014).

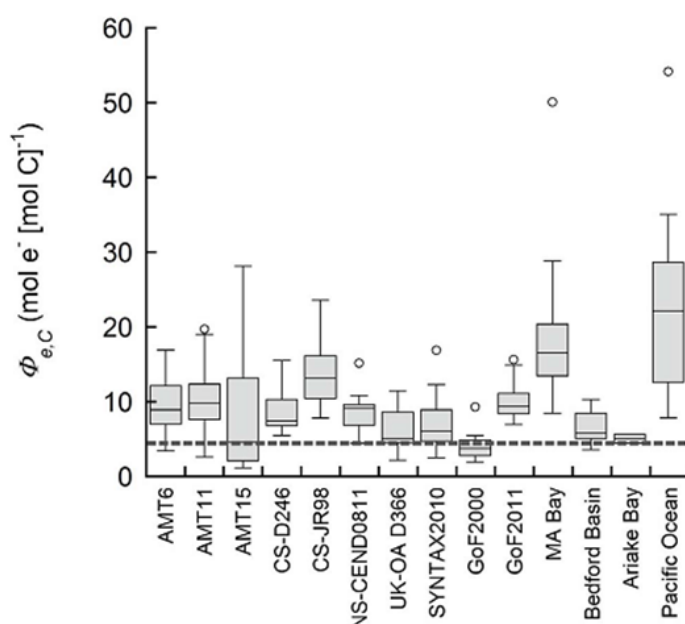
5.3. Van FRRF naar C-fixatie - hoe ETR om te rekenen naar C-fixatie snelheden

In Hoofdstuk 4.3 is hier al op ingegaan. Volgens formule [9] is de C-fixatie snelheid per mg Chl-a (P^B , $\mu\text{mol C}(\text{mg chl-a})^{-1} \text{s}^{-1}$) gelijk aan het product van het fotosynthetisch elektronentransport ETR (gemeten met de FRRF) en een conversiefactor die aangeeft hoeveel elektronen er nodig zijn voor de fixatie van 1 CO_2 molecuul ($\phi_{e,C}$): $P^B = \text{ETR} \times \phi_{e,C}^{-1}$.

Op dit moment zijn er voor de Waddenzee nog niet voldoende gegevens over de variatie in $\phi_{e,C}$ in ruimte en tijd. Op de NIOZ-steiger op Texel is een FRRF station dat continu de fotosynthese-activiteit meet, maar de eventuele data om de variatie in $\phi_{e,C}$ te bepalen moet nog worden geanalyseerd.

Analyses van een tijdreeks van de Oosterschelde en Westerschelde suggereert dat in het groeiseizoen de variatie beperkt is en dat de mediane $\phi_{e,C}$ varieert tussen 4-6 mol elektronen/mol CO_2 .

Variatie in deze conversiefactor $\phi_{e,C}$ kan het resultaat zijn van aanpassingen van de algen aan verschillen en veranderingen in de abiotische omstandigheden. In troebele kustsystemen met beperkte beschikbaarheid van licht in de waterkolom mag verwacht worden dat de fotosynthese dus efficiënt het licht gebruikt voor de productie van nieuwe cellen en dat $\phi_{e,C}$ daardoor laag is. Echter, bij een overschot van licht of bij een sterk tekort aan nutriënten kan licht schadelijk zijn en zullen de algen minder efficiënt met het licht omgaan, hetgeen zal leiden tot een toename van $\phi_{e,C}$. Een meta-analyse van gepubliceerde data die de relatie tussen FRRF en C-fixatie onderzochten laat dit ook zien (Fig. 5.5, Lawrenz et al 2013). In dit artikel staat een aantal regionale algoritmen om $\phi_{e,C}$ te schatten uit abiotische parameters. Duidelijk is dat kustsystemen een lage mediane waarde hebben die dicht bij het theoretisch minimum ligt van 4 mol elektronen/mol C.



Figuur 5.5. Variatie in de elektron behoefte voor C-fixatie ($\phi_{e,C}$) in kustsystemen. Syntax2010 en NS-CEND0811 zijn cruises uitgevoerd voor het PROTOOL project in respectievelijk de Oostzee en de Noordzee. De UK-OA D366 cruise bevat Noordzee, Ierse zee data en Kanaal data (Lawrenz et al. 2013).

Voor de Waddenzee komt binnenkort een dataset beschikbaar (2014-2015, Marsdiep) waarmee de ETR, verkregen met een geautomatiseerd FRRF station vergeleken kan worden met wekelijkse C-fixatie metingen. Echter, toepassing van de FRRF techniek voor het meten van primaire productie voor het fytoplankton in andere delen van de Noordzee zal additionele calibratie vergen. In Hoofdstuk 6 zal hier, bij het bespreken van de verschillende monitoringsscenario's, verder op worden ingegaan.

5.4. Ecosysteem modellen Waddenzee

Er zijn in Nederland meerdere computermodellen die fytoplanktongroei in zee berekenen. Het European Regional Seas Ecosystem Model (ERSEM) voor de Noordzee wordt gecoördineerd door het NIOZ, BLOOMII/GEM is van Deltares, en ECOWASP is een model van IMARES. Het BLOOMII/GEM is een configuratie van de generieke Delft3D - Water Quality and Ecology software (DELWAQ). Deze configuratie is niet specifiek voor de Noordzee en wordt overal in de wereld toegepast. Het ECOWASP model is specifiek gemaakt voor de Waddenzee (Brinkman 1993), evenals een door NIOZ-IMARES aangepaste ERSEM versie: WaSMo (Wadden Sea Model) (Gerla et al. 2014). ECOWASP en WaSMo bestrijken de westelijke Waddenzee. Ze verschillen met name in de mate van ruimtelijk detail (Fig. 5.6 en 5.7), maar ook in de wijze waarop het microbiële voedselweb en faunaprocessen zijn beschreven. BLOOMII is gebruikt in een model dat is opgezet voor de Noordzee en Waddenzee en werkt met een verfijnd rooster langs de kust (de Kluijver et al. 2015) (Fig. 5.8). Een apart DELWAQ/BLOOMII model is ontwikkeld voor het Eems-Dollard gebied (Stolte 2013) (Fig. 5.9).

Alle modellen hebben gemeenschappelijk dat ze de fytoplanktonconcentratie op een bepaalde locatie op een bepaalde dag kunnen berekenen. Dit doen zij door middel van berekeningen van de waterstroming, de lichtuitdoving in de waterkolom, de watertemperatuur en de nutriëntenconcentraties. De invoergegevens voor deze modellen zijn dus fysisch en chemisch van aard en de berekende fytoplanktonconcentraties worden gevalideerd aan de hand van gemeten chlorofylconcentraties.

Alle modellen hebben ook gemeenschappelijk dat zij niet alleen het fytoplankton maar ook het microfytobenthos modelleren (Tabel 5.1). Fytoplankton biomassa in BLOOMII/GEM voor de Eems-Dollard bevat ook microfytobenthos maar deze modellering is niet optimaal omdat deze bodemalgen nutriënten onttrekken aan het water, niet aan de bodem (Stolte 2013). Aan de hand van veranderingen in chlorofylconcentraties kunnen de modellen primaire productiesnelheden berekenen. Deze berekende snelheden zijn v.w.b. ECOWASP en WaSMo niet gevalideerd. BLOOMII/GEM voor de Eems-Dollard is gevalideerd met primaire productiemetingen die in 2012 en 2013 zijn uitgevoerd door IMARES (Fig. 5.9). Zo nodig kunnen primaire productiemetingen over meerdere jaren in het Marsdiep door het NIOZ gemeten, dienen als een eerste validatie van ECOWASP en WaSMo.

Tabel 5.1. Overzicht van drie ecosysteemmodellen voor de Waddenzee/Eems-Dollard.

	ECOWASP	WaSMo	DELWAQ/BLOOMII	DELWAQ/BLOOMII
Gebied	Westelijke W-zee*	Westelijke W-zee	Waddenzee	Eems-Dollard
Ruimtelijke resolutie	6 compartimenten + 18 sub-compartimenten* (fig. 5.6)	1 x 1 km cellen (Fig. 5.7)	(Fig. 5.8)	0,2 x 0,6 tot 2 x 7 km (Fig. 5.9)
Hoogste trofische niveau	Filter feeders	Carnivoor mesozoö-plankton Epifauna	Fytoplankton	Fytoplankton
Pelagische PP?	Ja	Ja (Fig. 5.10)	Ja (Fig. 5.11)	Ja (Fig. 5.9)
Benthische PP?	Ja	Ja (Fig. 5.10)	Ja (Fig. 5.11)	Ja (Fig. 5.9)
Validatie PP?	Ja	Nee	Ja, voor fytoplankton	Nee

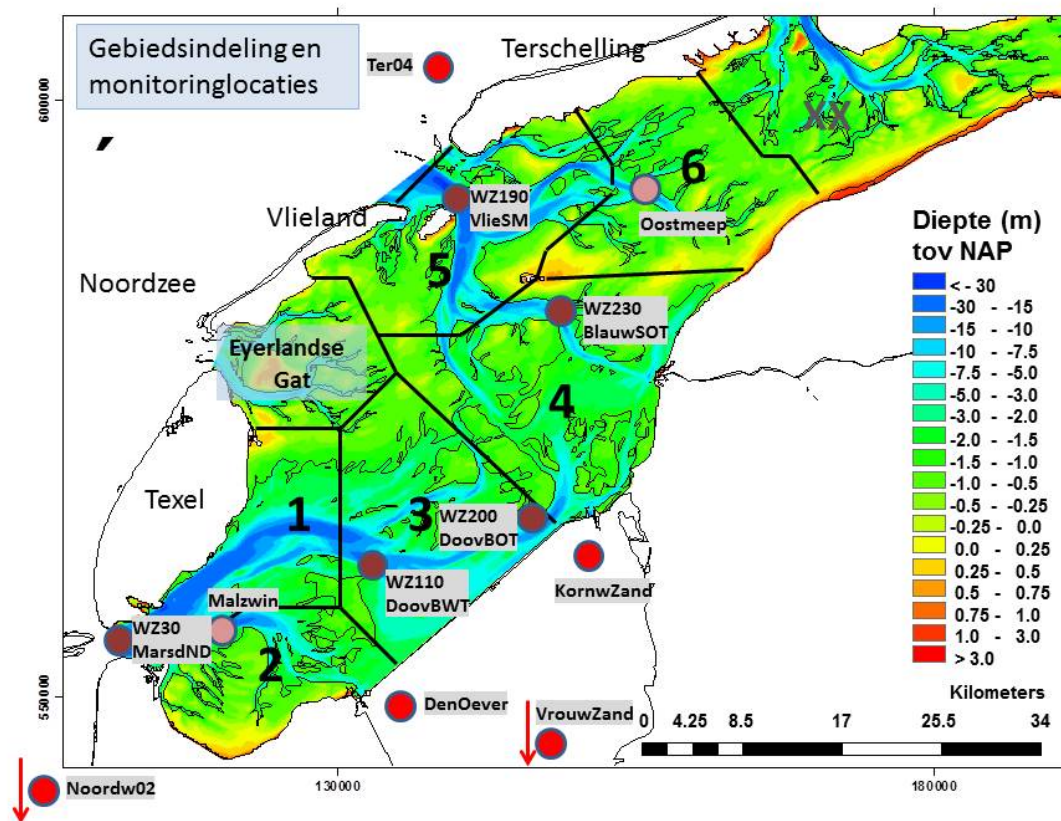
* EcoWasp is uitgebreid (NZ-kustzone) en verfijnd voor KRW slibproject (33 compartimenten + 141 subcompartimenten)

Validatie van de primaire productiesnelheden, zoals berekend door een model, kan plaatsvinden door de berekende waarden te vergelijken met gemeten waarden, d.w.z. met metingen die verricht zijn met één of meerdere technieken uit het vorige hoofdstuk. Hierbij geldt dat van een aantal representatieve locaties, die een goede ruimtelijke dekking geven, primaire productie gevalideerd dient te worden op verschillende tijdschalen (zowel dag, week als jaarproducties). Met een gevalideerd model wordt de weg geopend naar een divers aantal praktische toepassingen die bovendien kostenbesparend kunnen werken.

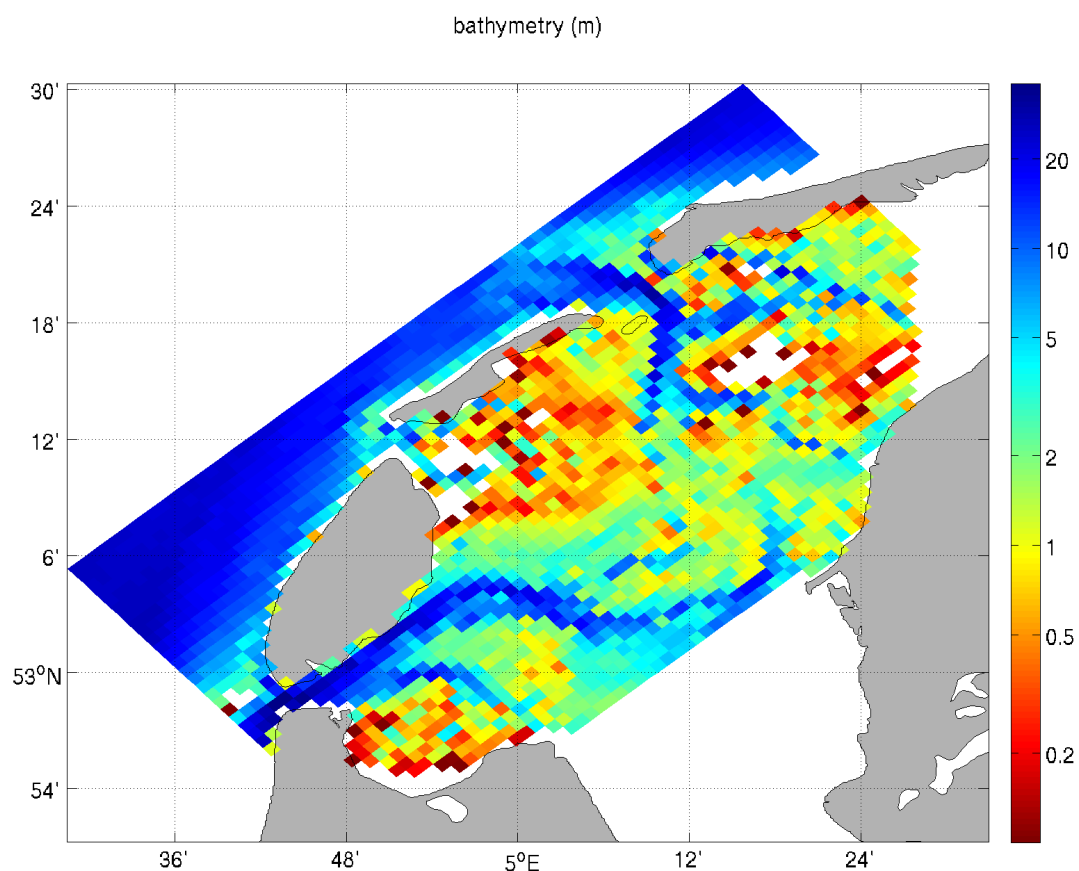
Met een gevalideerd model kunnen de primaire productiesnelheden berekend worden op locaties die niet worden gemeten. Het aantal primaire productiemetingen in de Waddenzee kan na modelvalidatie worden beperkt tot een beperkt aantal locaties die dienen om het toekomstig functioneren van het model te bewaken.

De voordelen van een gevalideerd model zijn velerlei, waaronder:

- Met een gevalideerd model kunnen de primaire productiesnelheden berekend worden op een groot aantal locaties, bijvoorbeeld in een bepaald geografisch gebied zoals de westelijke Waddenzee, die tezamen een betere schatting geven van de jaarlijkse primaire productie dan mogelijk is met de data van één of twee meetlocaties.
- Ook al worden de primaire productiesnelheden gemeten met een hoge frequentie, met een goed model kunnen deze snelheden beter geïnterpoleerd worden. Ook dit kan leiden tot betere schattingen van de jaarlijkse primaire productie.
- In tegenstelling tot de meting van de primaire productie van het fytoplankton bestaat er voor het microfytobenthos nog geen nauwkeurige technieken geschikt voor routine monitoring. Een model kan behulpzaam zijn bij de analyse van de onzekerheid in de meetnauwkeurigheid.
- Ten slotte vergroten modellen de kennis van het te onderzoeken systeem. Zij geven inzicht in de variabelen die de primaire productie beïnvloeden. Een voordeel is hierbij dat dit inzicht ook gebruikt kan worden om te beslissen welke variabelen, bijvoorbeeld nutriënten, wel of niet belangrijk zijn om te meten en met welke frequentie de metingen uitgevoerd moeten worden. Het grote belang van modellen is echter dat zij kunnen worden gebruikt om scenario's door te rekenen en daarmee toepasbaar zijn in het beleid en beheer van de Waddenzee.

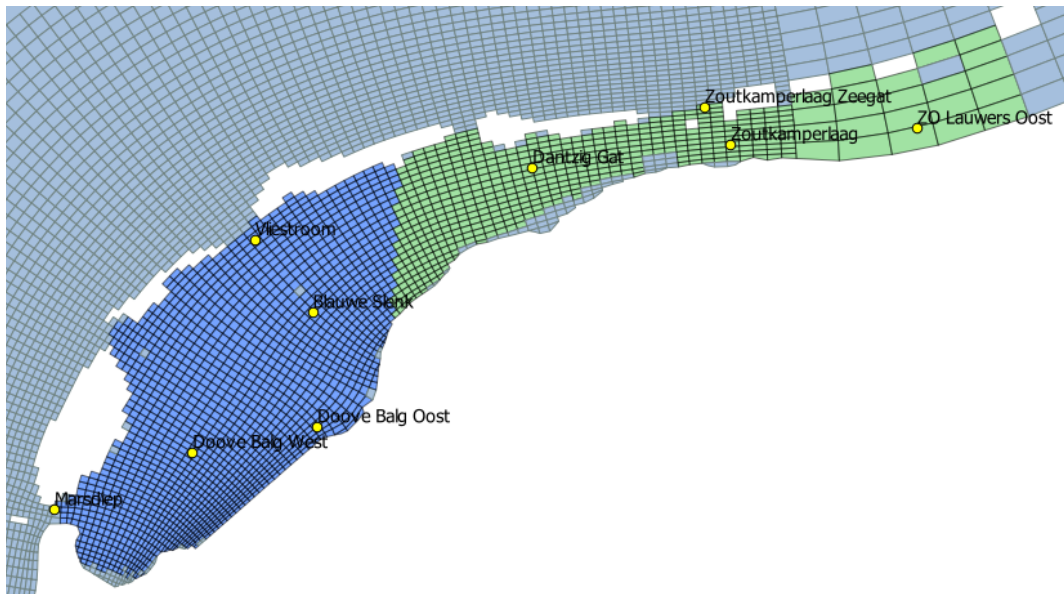


Figuur 5.6. Huidige indeling WWZ bij IMARES-modelberekeningen met EcoWasp. Elk compartiment heeft een diepe zone, en sublitorale, en een platenzone; dus 18 subcompartimenten in totaal (IMARES).

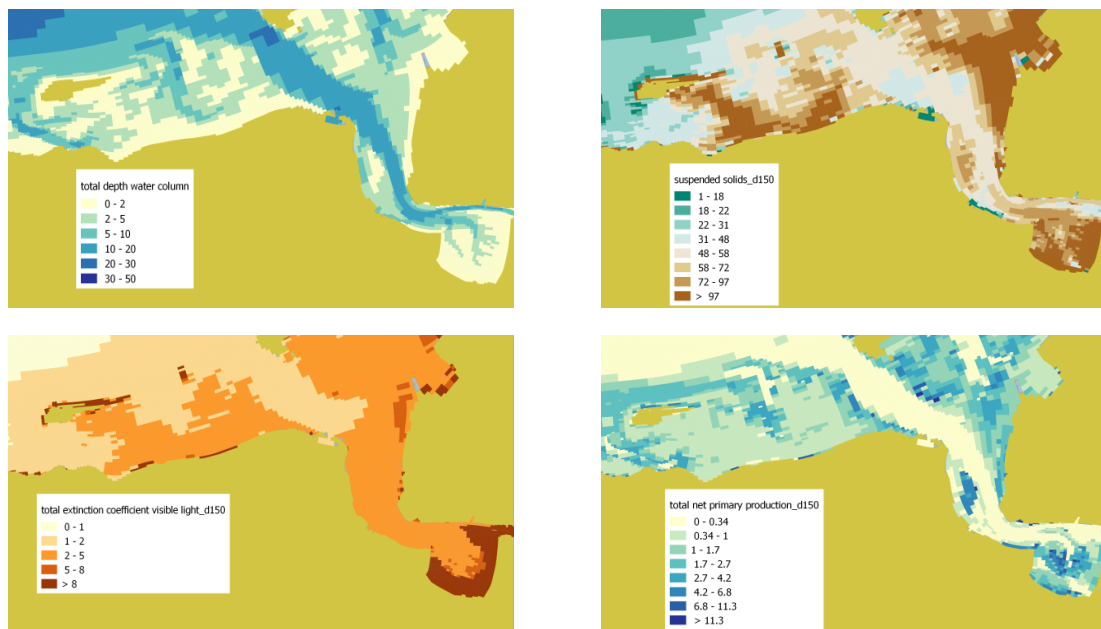


Figuur 5.7. WaSMo compartimenten (1 x 1 km) in de westelijke Waddenzee (Nauw, 2014).

Het Delwaq/BLOOMII model voor de waddenzone omvat de gehele zuidelijke Noordzee, maar met een verdicht rooster langs de Nederlandse kust en Waddenzone.



Figuur 5.8 Delwaq/Gem rooster voor de Waddenzone met daarin aangegeven de MWTL locaties met metingen in 2009 die gebruikt zijn voor modelvalidatie en uitvoergebieden (donkerblauw = westelijke Waddenzone, groen = oostelijke Waddenzone) (Deltares).

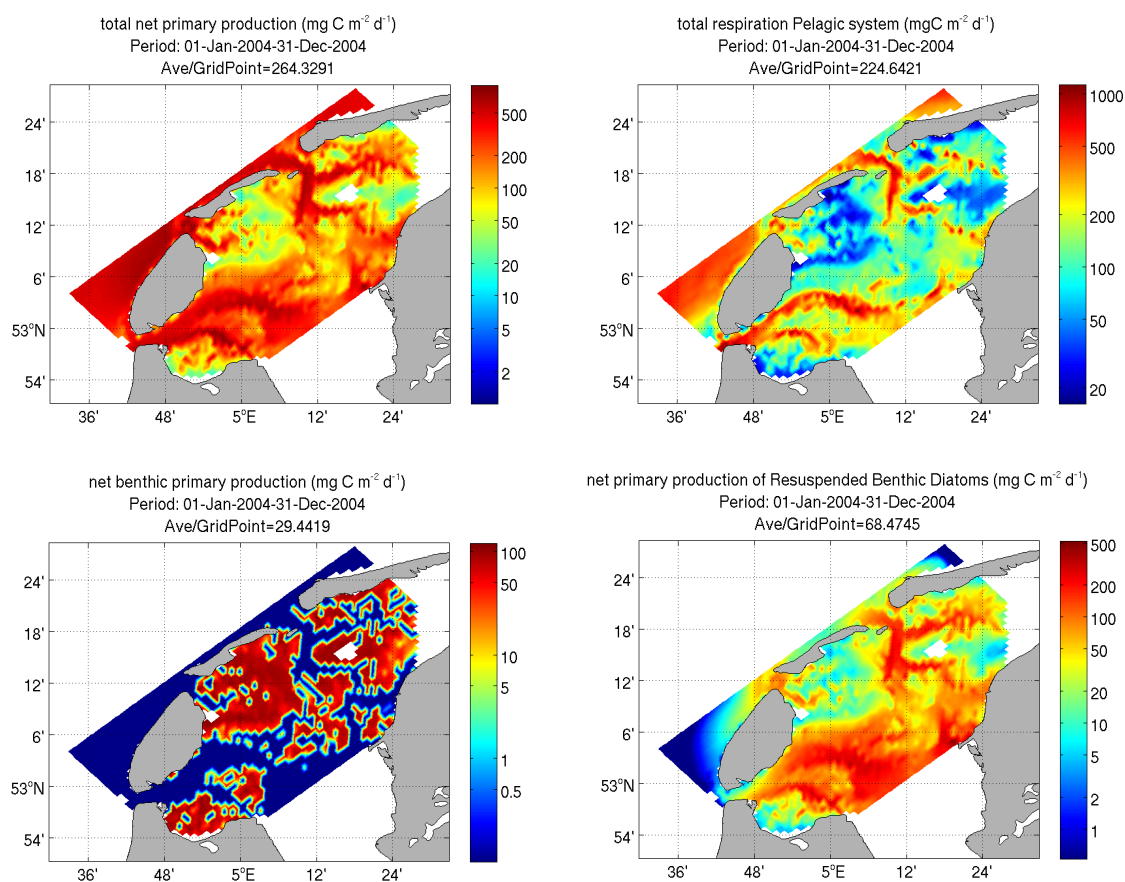


Figuur 5.9 Delwaq/GEM modeltoepassing voor Eems-Dollard. Water diepte(m) en snapshots van modeluitkomsten voor gesuspendeerd materiaal (g/m^3), extinctiecoëfficiënt ($1/\text{m}$), en netto (pelagische + bentische) primaire productie ($\text{gC}/\text{m}^2/\text{d}$) over de gehele waterkolom. Netto productie is een resultaat van bruto productie en respiratie (Deltares).

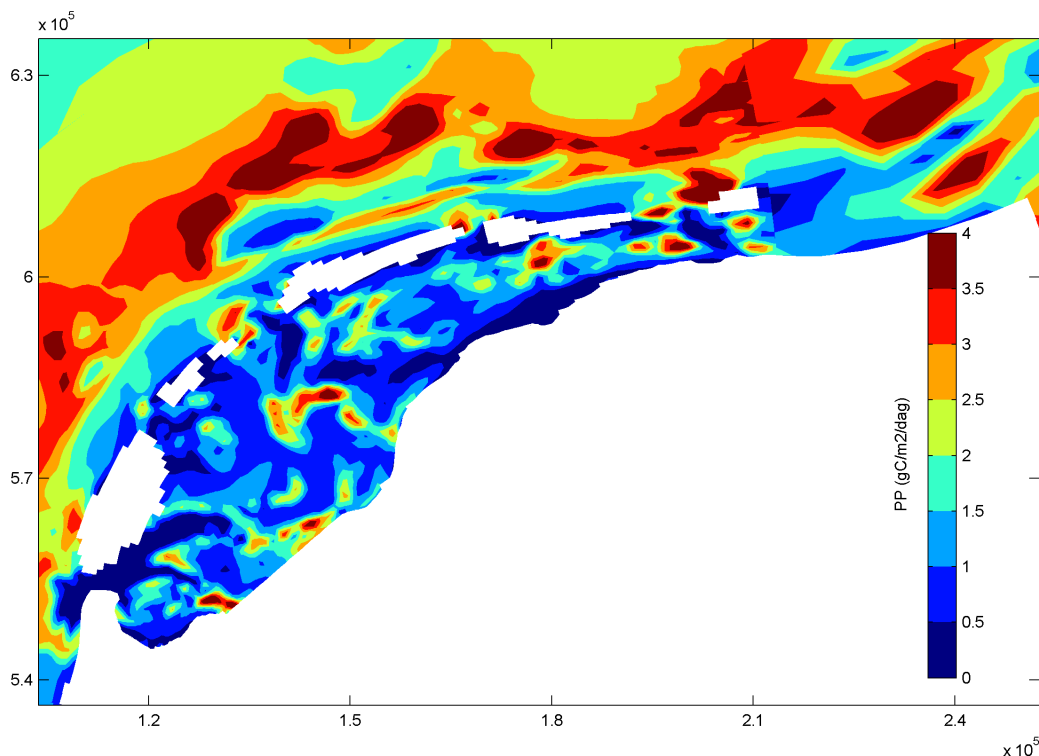
Het Eems-Dollard en Waddenzee primaire productiemodel zijn beiden deel van een modelketen (hydrodynamica, sedimenttransport en primaire productie/waterkwaliteit), die is opgezet om het effect van menselijke activiteiten op de troebelheid van het estuarium beter te begrijpen. Het instrumentarium is bedoeld om de effecten van hydrografische veranderingen en/of veranderingen in het bagger en stortbeleid, maar ook bijvoorbeeld veranderingen in nutriëntenvrachten door te rekenen tot het niveau van pelagische primaire productie.

Een verdere ontwikkeling en validatie is nodig om ook effecten op benthische productie betrouwbaar te berekenen. Alle onderdelen van deze modeltoepassingsketen zijn in beheer bij Rijkswaterstaat (<http://www.helpdeskwater.nl>).

De open source software is in beheer bij Deltares (<http://oss.deltares.nl>).



Figuur 5.10 Totale primaire productie (linksboven), totale respiratie (rechtsboven), microfytobenthosproductie in de bodem (linksonder) en de productie van microfytobenthos dat is geresuspendeerd in de waterkolom, volgens het WaSMo model (Gerla et al. 2014).



Figuur 5.11 Ruimtelijke verdeling van de maximale primaire productie (gC/m²/dag) (zomer 2 juli 2009) berekend met Delwaq/Gem.

5.5. Normalisering primaire productie variabelen

Productieparameters worden meestal genormaliseerd op een fytoplankton biomassa proxy. Echter, er zijn verschillende proxies voor de fytoplanktonbiomassa, en ze zijn niet altijd één-op- één aan elkaar gerelateerd. Wat zijn de gevolgen hiervan voor beschikbaarheid van organisch materiaal voor hogere trofische niveaus, dus voor het voedselweb? In dit hoofdstuk een korte beschouwing.

In het bovenstaande is gesteld dat de fotosynthese-lichtcurve data normaal worden genormaliseerd op een biomassaparameter. Meestal wordt er genormaliseerd op Chl-a, omdat dit een eenvoudig te meten proxy is voor de fytoplankton biomassa (maar zie verderop). Het voordeel hiervan is dat na het fitten van een P/I-curve de fitparameters kunnen worden geanalyseerd. Deze fitparameters zijn essentieel in ecosysteemmodellen die de primaire productie berekenen maar ze zijn ook handig voor kwaliteitscontrole.

Omdat C de eenheid is die vaak gebruikt wordt in ecosysteemmodellen (maar niet altijd, EcoWasp gebruikt CH_xON_xP_z) zijn de uitkomsten van modellen gevoelig voor de C:Chl-a-ratio. Uit de literatuur is bekend dat de C:Chl-a ratio wordt beïnvloed door de groeiomstandigheden (Cloern et al. 1995, Falkowski & Raven, 2007). Bij groei bij lage lichtintensiteiten verhogen de algen hun Chl-a gehalte en de cellulaire concentraties van de accessoire 'antenne' pigmenten, terwijl bij groei in veel licht en in nutriënt gelimiteerde condities het pigmentgehalte omlaag gaat terwijl die van de beschermende carotenoiden meestal omhoog gaat. Dit patroon wordt ook wel 'light-shade acclimation' genoemd (Falkowski & Raven 2007). Als geen rekening gehouden wordt met een variabele C:Chl-a ratio, dan kan de productie gebaseerd op Chl-a afwijken van de werkelijke productie van C. Maar ook het C-gehalte in een cel is niet constant: i.h.a. leidt een nutriënt-gelimiteerde conditie tot een verhoging van de C:N of C:P-ratio. Veranderingen in de C:Chl-a ratio kunnen in theorie ook leiden tot een verkeerde interpretatie van bioassay's.

De meest simpele bepaling van de C:Chl-a ratio vindt plaats door zowel Chl-a als particulier-C (POC) te meten en op elkaar te delen. Helaas bestaat POC niet alleen uit algen-C maar ook uit C afkomstig uit met name slib en detritus. POC wordt meestal bepaald door een filter met zwevend stof (slib + algen) te verassen en het vrijgekomen CO₂-gas te meten. In de Waddenzee bestaat zwevend stof voor gemiddeld 29% uit POC en het zou mogelijk kunnen zijn, na aftrek van dit percentage, om uit te rekenen wat de concentratie algen-C op het filter is. Dit veronderstelt dat het POC vooral uit algenmateriaal bestaat en dat detritus een ondergeschikte rol speelt en dat de verhouding constant is. Of deze aannamen geldig zijn, is op zijn minst twijfelachtig. Alhoewel Chl-a wel direct accuraat gemeten kan worden met HPLC (bijv. Gieskes & Kraay 1986) is het gezien de onduidelijkheid in de bepaling van algen-C via POC voorlopig onduidelijk hoe accuraat C:Chl-a ratio te berekenen is.

Een alternatief is de bepaling van C:Chl-a door de inbouw van ^{14}C in Chl-a te meten (Welschmeyer & Lorenzen 1984) of de verdunningsmethode van Gallegos & Vant (1996) toe te passen. Deze methoden zijn bewerklijker en technisch complex. Beide methoden zijn vanwege het gebruik van radioactieve stoffen gebonden aan wettelijke restricties en worden weinig toegepast en lijken dus ongeschikt voor routinematige toepassing in een monitoringsprogramma. Cloern et al. (1995) ontwikkelde een model met daarin interactie tussen licht, nutriënten en temperatuur gebaseerd op 219 gepubliceerde C:Chl-a ratio's verkregen uit cultures. Het is onduidelijk of dit model ook gevalideerd is voor veldsituaties.

Normalisatie op algen-C lijkt desalniettemin een gewenste situatie. Een mogelijkheid is dit te doen door het biovolume te schatten m.b.v. microscopie en gepubliceerde relaties tussen biovolume en cellulair C-gehalten (Hillebrand et al. 1999; Menden-Deuer & Lessard 2000). Het is belangrijk dat zowel de bepaling van de biovolume als de telling van het totaal aantal cellen correct verloopt (Rott et al. 2007). Deze microscopische methode is de standaard methode, maar is hij is ook zeer arbeidsintensief. Bovendien blijft dit door de complexiteit van de vormen van de algen een schatting.

Een sneller alternatief voor de microscopische bepaling van biovolume en cel concentratie is het gebruik van een Flowcytometer (FCM), het liefst een versie met imaging flow waarbij ook foto's gemaakt worden van de cellen zoals de FlowCam, de FlowCytobot (ontwikkeld door Heidi Sosik) en de CytoSense, waarvan ook een in-situ versie bestaat, de Cytobuoy (beide gefabriceerd door een Nederlands bedrijf). De Flowcam maakt goed foto's maar de flowcytometer opties zijn verder beperkt vanwege het ontbreken van focussen van de flow d.m.v. sheat fluid. De meest geschikte flowtytometer lijkt de CytoSense. Dit apparaat meet van alle FCMs het grootst aantal parameters, beschikt optioneel over imaging flow, kan een grote range aan cellen aan (1-800 micrometer) en er is binnen RWS veel ervaring mee (RWS; Arnold Veen & Machteld Rijkeboer). Een geautomatiseerde opstelling meet continu de algensamenstelling die via de Maas ons land binnenkomt. De FlowCytobot is ook een goede FCM, maar om het volledige groottespectrum te meten zijn er 2 versies nodig, een geoptimaliseerd voor kleine soorten en een geoptimaliseerd voor grote soorten (Sosik, pers. comm.), waardoor dit een dure optie is.

Uit een vergelijking met de standaard microscoopmethode bleek dat de FlowCam minder soorten waarnam maar ook dat de celgrootteverdeling bepaald met de microscoop veel smaller was dan die van de FlowCam (Jakobsen & Carstensen 2011). Belangrijk is dat de FCM onderscheid moet kunnen maken tussen levende cellen en slibdeeltjes (Álvarez et al. 2012). Recent onderzoek met veldmonsters heeft aangetoond dat de FlowCam niet onderdoet voor de microscopische bepaling van celconcentraties en biomassa (Álvarez et al. 2014) en dezelfde resultaten kunnen verwacht worden van de CytoSense. Onduidelijk is nog of de FlowCam toegepast kan worden in water met veel opgewerveld slib waar bovendien bodemalgen mogelijk aan andere bodemdeeltjes aan vastzitten. Echter waarnemingen met de CytoSense op de zuidelijke Noordzee gaf aan dat de CytoSense daar geen problemen mee had en dat goede schattingen van de chlorofylconcentratie mogelijk waren (Rijkeboer, pers. comm).

Biovolume metingen zijn ook mogelijk m.b.v. flowcytometrie (FCM) (Sun & Liu 2003). Dit is een methode die aan de hand van een aantal optische parameters (forward and side scatter, chl-fluorescentie etc.) deeltjes clustert. M.b.v. de modellen kan vervolgens het biovolume en daaruit het C-gehalte van de clusters worden berekend. Uit FCM metingen kan ook het Chl-a gehalte van de clusters worden berekend (Rutten et al. 2005). De flowcytometer is een bruikbaar instrument om in te zetten in de monitoring van algenbiomassa. Naast biomassa proxies als Chl-a en cellulair-C geeft het ook informatie over de grootte verdeling van het fytoplankton, en sommige clusters zijn waarschijnlijk toe te wijzen aan verschillende soorten. Op basis van een clusteranalyse (inclusief onderscheid op basis van pigmenten m.b.v. fluorescentie) is het mogelijk om ook een onderscheid te maken tussen cyanobacteriën en andere algen, maar het moet mogelijk zijn om nog veel nauwkeuriger onderscheid te maken, en de plaagalg *Phaeocystis* is meestal goed herkenbaar in FCM data.

Meer kennis over de soortengroepen en de algengrootteverdeling is ook relevant voor een beter begrip van het functioneren van de voedselketen. Sommige algensoorten (diatomeeën, coccolithoforen) zijn veel beter voedsel voor hogere trofische niveaus dan andere algen (bijv. groenalgen). Ook de grootteverdeling heeft invloed op het functioneren van het voedselweb: pico- en nanoplankton wordt veelal begraasd door het kleine microzoöplankton, en veel minder door de grotere copepoden, die op hun beurt vooral voedsel zijn voor vissen. Picoplankton wordt ook slecht begraasd door schelpdieren, en overbegrazing door schelpdieren zou mogelijk kunnen leiden tot een toename in picoplankton ten koste van het grotere fytoplankton, wat de draagkracht nadelig kan beïnvloeden. Er zijn aanwijzingen dat dit een rol speelt in de Oosterschelde.

Vanwege het belang van een beter beeld van de fytoplanktonsoorten samenstelling onderzoekt de afdeling CIV (A. Veen en M. Rijkeboer) van RWS of FCM een goede monitoringsmethode is en of het eventueel de microscopische fytoplankton tellingen kan vervangen.

6. Scenario's en aanbevelingen

6.1 Ruimtelijke variatie

De Waddenzee is het grootste intergetijdegebied in de gematigde gebieden wereldwijd en van groot ecologisch en economisch belang. Zonder een ecologisch goed functionerende Waddenzee zouden bijv. de trekvogels die de Waddenzee aan doen om te rusten en foerageren op hun route tussen Afrika en het Arctisch gebied sterk in de problemen komen. Allerlei verdragen beschermen de Waddenzee (Zie Hoofdstuk 2). De 5-jaarlijkse Quality Status Reports beschrijven de toestand gebaseerd op een gemeenschappelijke dataset zoals vastgelegd in de Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP) door de landen grenzend aan de Waddenzee. Uit de TMAP komen duidelijk de regionale verschillen naar voren maar, zoals benadrukt door Van Beusekom et al. (2012), een verklaring voor deze regionale verschillen is nauwelijks aanwezig omdat de meeste studies zich richten op de locaties waar de metingen zijn uitgevoerd (bijv. Philippart et al. 2007). Het begrijpen van deze verschillen is belangrijk voor zowel de wetenschap als voor goed beleid. De EU Kaderrichtlijnen Water (KRW) en Marien (KRM) gebruiken een internationale aanpak en vereisen baseline of referentie condities en, zoals net opgemerkt, een wetenschappelijke basis om de regionale verschillen te verklaren is nog niet ontwikkeld maar is wel een vereiste voor goed management.

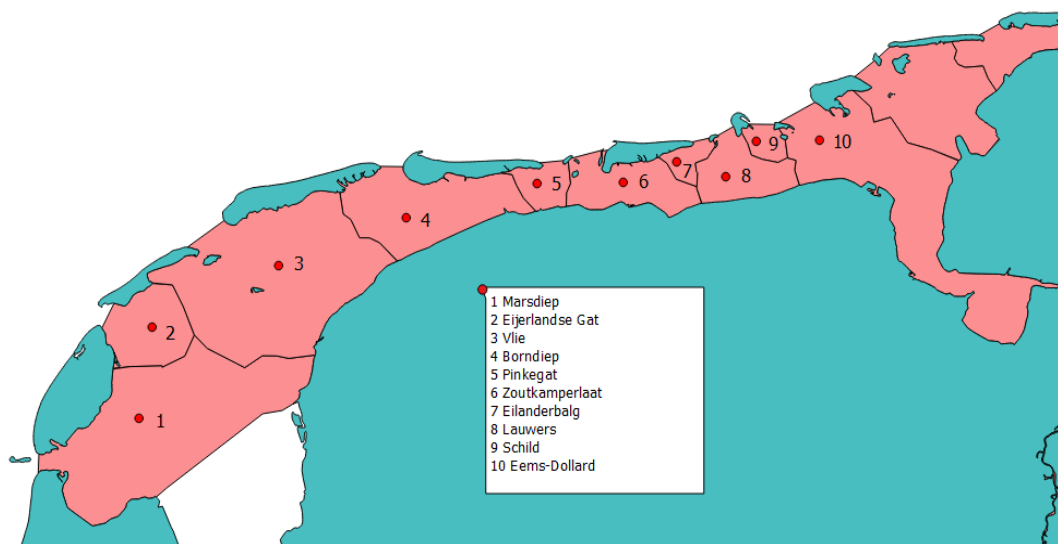


Fig. 6.1. Kombergingsgebieden in de Waddenzee (Kraft et al. 2011, met dank aan Eelke Folmer).

Vrijwel alle Nederlandse kombergingsgebieden in de Waddenzee worden beïnvloed door het stroomgebied van de Rijn. Echter, het meest oostelijke kombergingsgebied, de Eems-Dollard (kombergingsgebied 10 in Fig. 6.1) bevindt zich in het stroomgebied van de Eems.

Volgens van Beusekom et al. (2012) is er een sterke uitwisseling tussen de verschillende kombergingsgebieden en de Noordzee. Door dichtheids- en getijdetransport is er een netto transport vanuit de Noordzee richting Waddenzee. Dit leidt tot een zone met minimale SPM concentraties op de Noordzee, op zo'n 50-100 km uit de kust. Dit gebied wordt ook wel aangeduid met de term 'line of no return' (Fig. 6.2). SPM in het gebied tussen dit minimum en de kustlijn heeft een verhoogde kans om te sedimenteren in de Waddenzee, terwijl SPM buiten de 'line of no return' geringe kans heeft om in de Waddenzee te eindigen. Het oppervlak tussen de kust en deze lijn is veel groter dan het oppervlak van de natte Waddenzee zelf. SPM is belangrijk i.v.m. met invloed op het lichtklimaat in de Waddenzee. De samenstelling van het SPM heeft invloed op sedimentatie/erosie, maar de biologie beïnvloedt de sedimentatie/erosie patronen door vastlegging van het sediment d.m.v. de uitscheiding van organische polymeren die het cohesie van het sediment vergroten. SPM bevat ook organisch materiaal, is een bron van nutriënten en is betrokken bij allerlei biogeochemische processen. Doordat de kombergingsgebieden verschillen in morfologie, grootte en gemiddelde verblijftijd van het water zal de mate van processing van organisch materiaal per gebied verschillen. Daarnaast is er noordwaarts transport en wordt de uitwisseling tussen de kombergingsgebieden ook nog beïnvloed door de amplitude van het getij, die het hoogst is nabij de Elbe monding.

en afneemt in noordwaartse en westwaartse richting. Al met al mag verwacht worden dat er variabiliteit is in groeiomstandigheden voor primaire producenten (waaronder lichtcondities en nutriëntentoevoer, dat ook uit particulier organisch materiaal kan bestaan, tussen de verschillende kombergingsgebieden. Aan de hand van data uit live.waterbase.nl blijkt bijvoorbeeld dat de mediane ratio van totaal N en totaal P over de periode 2000-2006 varieert van 26 voor station Marsdiep noord tot 16 en 17 voor respectievelijk Zoutkamperlaag zeegat en Huibertgat Oost.

Aanbeveling 1: Voor een Waddenzee-brede schatting van productie bij een waarschijnlijk sterke maar nog onbekende variatie in de verschillende kombergingsgebieden, zal monitoring van primaire productie en sturende factoren in het 1e jaar in alle/meeste kombergingen in de NL Waddenzee moeten plaatsvinden. Analyse van deze data zal moeten uitwijzen of en, zo ja, tot welke kombergingsgebieden toekomstige monitoring beperkt kan worden.

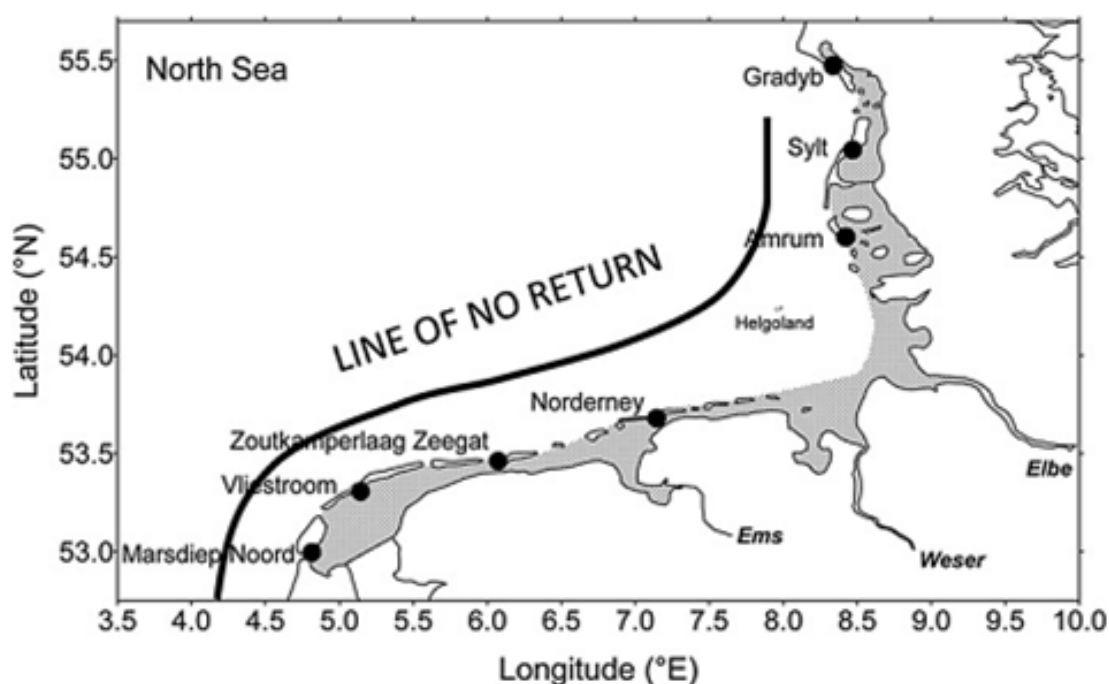


Fig. 6.2. De Waddenzee en de 'line of no return' (Van Beusekom et al. 2012).

6.2 Fytoplankton primaire productie monitoring

Hiernavolgend in het kort een aantal mogelijke scenario's om te komen tot primaire productieschattingen in de Waddenzee. Niet alle mogelijke scenario's worden besproken omdat sommige te technisch zijn of niet geschikt lijken voor standaardmonitoring omdat de methodiek zelf erg complex is (zoals de O_2/Ar methode). Er is daarom een selectie gemaakt voor bepaalde methodieken die realistisch en haalbaar zijn of haalbaar worden in de nabije toekomst.

6.2.1 Scenario FYTO1

Combinatie geautomatiseerde FRRF met validatie m.b.v. ^{13}C -metingen

Uitgebreide primaire productie metingen (2-4 stations per kombergingsgebied) m.b.v. de ^{14}C -methode zijn vanwege de kosten en de benodigde tijd niet mogelijk. In dit scenario wordt voorgesteld een geautomatiseerd FRRF systeem te plaatsen op één van de RWS schepen die de MWTL meettochten uitvoert, het liefst in combinatie met een eenvoudige ferrybox opstelling. Al varende worden op deze wijze met grote temporele resolutie licht curves (LC) verkregen (2-6 per uur, afhankelijk van de opzet van de LC-curves).

De ruimtelijke resolutie wordt dus bepaald door het vaartrajec door het kombergingsgebied. Om de FRRF data tot dagproducties te converteren moet de conversiefactor $\phi_{e,C}$ worden gebruikt. Deze kan verkregen worden op een aantal manieren:

1. Een aanname gebaseerd op één van de algoritmen ontwikkeld door Lawrenz et al. (2013)
2. Door gebruik te maken van de $\phi_{e,C}$ waarden verkregen uit het FRRF werk op de NIOZ-steiger; dit veronderstelt dat er geen ruimtelijke variatie is in $\phi_{e,C}$
3. Door het 1^e jaar regelmatig in ieder kombergingsgebied een calibratie uit te voeren m.b.v. ^{13}C -incubaties, hieruit kan dan $\phi_{e,C}$ bepaald worden (en een mogelijk seizoensverband); de daarop volgende jaren zal dan op een beperkt aantal locaties en tijdstippen validatie moeten plaatsvinden

Aanbeveling 2: Monitor per kombergingsgebied de primaire productie door een combinatie van geautomatiseerde FRRF metingen vanaf schepen, inclusief kalibraties aan de hand van ^{13}C incubaties.

In alle drie de gevallen zullen de analysekosten zeer beperkt zijn. De meerkosten zitten vooral in de verwerking van de FRRF data maar er is geen extra scheepstijd of bemanning nodig. Binnen NL beschikt het NIOZ, dankzij haar metingen in de Delta (MONEOS programma voor de Westerschelde en eigen monitoringsprogramma NIOZ-YE), de Noordzee (in opdracht van VLIZ) en de Waddenzee (IN PLACE programma), over ruime expertise om de kalibratie/validatie tochten op zee uit te voeren en de FRRF data te verwerken. Er wordt voorkeur gegeven aan ^{13}C -metingen boven ^{14}C -metingen omdat dat tijdens de vaartochten de incubaties kunnen plaatsvinden.

Een FRRF setup bestaat uit een FastOcean FRRF, een PC gestuurde lichtbron, een laptop en een doorstroomcuvet geplaatst op de FRRF. Een dergelijk systeem is ontwikkeld door het NIOZ en functioneert al geruime tijd op de NIOZ steiger. Een prototype is uitgebreid getest op de Oosterschelde en Westerschelde. Voor het MONEOS programma wordt nu een setup voor RWS door het NIOZ in elkaar gezet die eenvoudig te transporteren is waarbij in eerste instantie de door Chelsea speciaal voor de FastOcean ontwikkelde doorstroomsysteem-meeteenheid (Act2) zal worden gebruikt. Voorwaarde is dat het systeem aangesloten kan worden aangesloten op opgepompt zeewater en dat dit water van voldoende kwaliteit blijft om betrouwbare metingen aan te verrichten.

Als eenmaal bekend is hoe de fotosyntheseparameters vergelijkbaar zijn tussen de verschillende kombergingsgebieden dan zou een aantal FRRF metingen in die kombergingsgebieden kunnen worden geschrapt en kan worden geïnterpoleerd met een aangepast BPI model waarin de fotosyntheseactiviteit is verwerkt (hoofdstuk 5.2.1).

Omdat de Waddenzee zeer veel ondiepe delen en intergetijdegebied heeft is het noodzakelijk dat er voor ieder kombergingsgebied een 'gemiddeld diepte kombergingsprofiel' wordt gemaakt, wat mogelijk moet worden gesplitst in een aantal profielen afhankelijk van het sediment ('habitat'). Dit profiel beschrijft per kombergingsgebied het relatieve oppervlakte per diepte interval, en gezien de troebelheid van het water zou het diepte-interval 10 cm moeten bedragen. Als het pelagiale compartiment wordt beschouwd als een badkuip, dan wordt de diepte geïntegreerde waterkolom productie overschat omdat het oppervlak van de bovenste 10 cm van de waterkolom waarschijnlijk aanzienlijk groter is dan het oppervlak tussen 10 en 20 cm diep etc. Een kombergingsprofiel houdt hier rekening mee. Het ^{14}C -database programma dat het NIOZ gebruikt om de dagproducties te berekenen heeft de mogelijkheid om hier rekening mee te houden. Deze kombergingsprofielen kunnen worden verkregen uit bathymetriegegevens. Tijdens de vaartochten moeten zowel diepe als ondiepe plekken boven de platen bezocht worden om na te gaan of de fotosynthese-eigenschappen beïnvloed worden door de diepte van het water. Vanwege de relatief grote getijde-excursies verwachten we niet dat dit een groot probleem is maar het moet worden uitgesloten.

6.2.2 Scenario FYTO₂

Fytoplankton primaire productieschattingen m.b.v. de O₂-fourier methode (zie §4.2.8)

Dit scenario vereist dat op een aantal vaste locaties een continue meetopstelling komt (een CTD met O₂-sensor). Sommige smartbuoys op de Noordzee zijn al geschikt om deze techniek in theorie toe te passen. Op dit moment zijn er nog wat problemen met de O₂-fouriermethode die samenhangen met fouling van de sensor en met onzekerheden in de O₂-uitwisselingsdiepte (beïnvloed door tijdelijke stratificatie) en variaties in kd. Ook is nog niet bekend wat de minimale veranderingen in de O₂-concentraties moeten zijn, of de techniek werkt bij lage fytoplanktonconcentraties.

De O₂-fourier techniek is een veelbelovende techniek maar dus nog niet uitgebreid getest. Ook een aantal andere zaken dient nog verbeterd te worden, zoals duidelijkheid over de uitwisselingsdiepte

(mengdiepte) van waaruit het O₂-signaal ontstaat en een beter inzicht in de dynamiek van het doorzicht (dus O₂-sonde ook uitrusten met 2 PAR sensoren op verschillende diepte zodat hoge resolutie lichtverzwakkingsmetingen ook worden ingewonnen). Wel wordt hij al getest door Justus van Beusekom door het AWI in de noordelijke Duitse Waddenzee. Daarom wordt het volgende aanbevolen:

Aanbeveling 3: *Werk eerst de bestaande dataseries uit (Hansweert in Westerschelde, O₂-sonde op de NIOZ-steiger, Cefas smartbuoy (en data AWI met medewerking van J. van Beusekom), en beslis aan de hand van de resultaten en conclusies van deze studie of, en zo ja, hoe deze methode is in te passen in de monitoring van primaire productie in de Waddenzee.*

6.2.3 Scenario FYTO3

Fytoplanktonproductie m.b.v. satellietschattingen

Sentinel-3 is een van de nieuwe satellieten uit het ESA Aard observatie programma Copernicus, de opvolger van het Global Monitoring for Environment and Security (GMES) programma. De Ocean and Land Colour Instrument (OLCI) aan boord van Sentinel-3 heeft 21 banden en een resolutie van 300m, met een global coverage iedere 1-2 dagen. Dit instrument, dat beschouwd kan worden als de opvolger van de MERIS sensor in de Envisat satelliet, lijkt de beste keuze om waterkwaliteitsparameters als Chl-a, SPM, k_d en temperatuur te meten, op voorwaarde dat de atmosferische correctie juist is want uit onderzoek uitgevoerd door S. Salama in het IN PLACE project werd duidelijk dat de standaard atmosferische correctie niet goed genoeg was om deze parameters uit MERIS beelden te verkrijgen.

Als Chl-a concentraties verkregen zijn moet vervolgens de primaire productie worden berekend. Zoals uit eerder onderzoek in het IN PLACE project is gebleken is het veel gebruikte VGPM model van Behrenfeld & Falkowski (1997) hiervoor niet bruikbaar. Er zijn een aantal mogelijkheden:

1. Bereken de primaire productie m.b.v. een BPI model, en dan vooral via het nieuwe BPI model dat op dit moment door het NIOZ wordt ontwikkeld.
2. Bereken de primaire productie door gebruik te maken van gemeten, chlorofyl genormaliseerde fotosynthese parameters verkregen uit een fotosynthese licht-curve. Deze PI-curve kan verkregen zijn uit standaard ¹⁴C-metingen, ¹³C-metingen of FRRF metingen. Afhankelijk van de beperking van het aantal PI-curves in de ruimte en tijd worden de interpolaties steeds gevoeliger voor dit soort beperkingen in frequentie en locatie. Toepassing van de DIVA methode(zie hoofdstuk 5.4) lijkt dan de nauwkeurigste methode voor de interpolaties.

Aanbeveling 4: *Voer in het eerste jaar in alle kombergingsgebieden een gedegen monitoring uit van de primaire productie. Een combinatie van geautomatiseerde FRRF en ¹³C-validaties geeft dan een gedegen overzicht van de ruimtelijke variatie in de parameters. Op basis van de analyse kan worden besloten hoe goed de satellietschattingen m.b.v. Sentinel-3 zijn en of het mogelijk is een aantal kombergingsgebieden op uitsluitend deze manier te monitoren. Ook moet blijken of er dan voldoende dagen zonder bewolking zijn, of het mogelijk is om een adequate atmosferische correctie toe te passen en wat de minimale inzet voor veldwaarnemingen voor validatie kan zijn.*

Als uit satellietwaarnemingen duidelijk is dat de ruimtelijke variatie in kombergingsgebieden beperkt is, kunnen satellietwaarnemingen niet nodig zijn als de kombergingsgebieden worden bemonsterd via schepen. Omdat de interpretatie van het chl-a signaal beïnvloedt kan worden door veranderingen in de C/chl-a ratio zouden de data aan kracht winnen als ook flowcytometrie data beschikbaar komen (onder de voorwaarde dat het C-gehalte en/of biovolume uit het FCM-signaal gehaald kan worden, hetgeen geen zeer wel mogelijk lijkt (Veen en Rijkeboer, persoonlijke mededeling).

6.3 Microfytobenthos primaire productiemonitoring

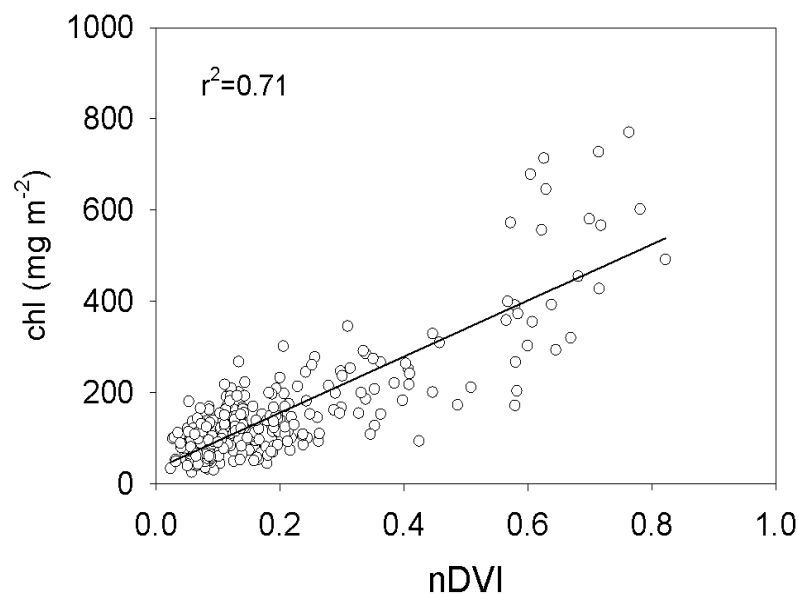
Het meten van microfytobenthos productie is in het algemeen wat complexer en ook logistiek veel ingewikkelder omdat het nodig is dat de slikken en wadplaten worden bezocht. Dit is waarschijnlijk een van de redenen dat standaardmonitoring van MPB biomassa en primaire productie vrijwel nergens op de wereld routinematig plaatsvindt ondanks het grote ecologische belang van MPB. Om de monitoring van MPB productie te schatten, is er een aantal mogelijkheden, maar het lijkt verstandig om een splitsing te maken tussen het meten van de biomassa en het meten van de primaire productie op diverse locaties en ze later bij elkaar te brengen voor een schatting van de primaire productie op het niveau van een komberging en de gehele Waddenzee.

6.3.1 Het meten van MPB biomassa

MPB biomassa wordt voor een groot deel gestuurd door hydrodynamische omstandigheden: in heel dynamische gebieden is de MPB biomassa i.h.a. laag. Deze hoogdynamische situaties zijn vaak te herkennen aan de sedimenteigenschappen: de wadplaten in hoogdynamische gebieden zijn meestal zandig en er zijn duidelijke zandribbels aanwezig. Laagdynamische gebieden worden daarentegen meestal gekenmerkt door slibrijke en fijnzandig sediment en de afwezigheid van ribbels. Hier komen ook de hoogste MPB biomassa's voor. Vooral tussen oesterbanken zijn vaak laag dynamische condities met hoge MPB biomassa's te vinden.

Methode 1. het vaststellen van monsterlocaties en deze handmatig bemonsteren. Een sedimentkaart van de Waddenzee is bekend, en wordt sinds 2008 jaarlijks op 4500 stations in het intergetijdengebied gemeten (www.nioz.nl/sibes). Deze meetserie is echter grotendeels gebaseerd op externe (project) financiering, dus voortzetting kan niet zondermeer worden gegarandeerd. Op basis van deze sedimentkaart zou het sediment gekarakteriseerd kunnen worden in hoog en laag dynamisch (2 klassen) of hoog, middel en laag dynamisch (3 klassen). Op basis daarvan kunnen monsterlocaties worden uitgekozen om MPB biomassa te bemonsteren. Een transect van hoog naar laagwater is aan te bevelen. Het is duidelijk dat dit veel werk is als dit voor diverse locaties in elk kombergingsgebied moet worden uitgevoerd.

Methode 2. Het bepalen van de MPB biomassa via satellieten. Zoals aangetoond door Kromkamp et al (2006) is de 'normalized difference vegetation index (NDVI)' goed gecorreleerd aan het chl-a gehalte van het sediment (Fig. 6.4). De relatie is afhankelijk van de bemonsteringsdiepte en wordt nauwkeuriger naarmate de bemonsteringsdiepte afneemt (Honeywill et al. 2002), een gevolg van het feit dat MPB biomassa sterk exponentieel kan afnemen met de diepte in slibrijke sedimenten. De NDVI zou dan gebruikt kunnen worden om het sediment chl-a gehalte te schatten. Afhankelijk van de gewenste nauwkeurigheid voor de bepaling van de MPB biomassa kunnen hiernaast nog veldmetingen worden verricht om de relatie tussen het chl-a-gehalte en spectrale indices meer systeem specifiek te maken. Van der Wal heeft hier ook gebruik van gemaakt om de MPB dynamiek in een aantal aan de Noordzee grenzende estuaria te karakteriseren.



Figuur 6.4. Relatie tussen Chl-a gehalte en NDVI (uit Kromkamp et al 2006). $NDVI = (R_{750nm} - R_{675nm}) / (R_{750nm} + R_{675nm})$. De data omvatten metingen van verschillende locaties in de Westerschelde, de Oosterschelde, de Eden Estuary (Schotland) en Sylt.

Tabel 6.1. Spectrale banden en signaal-ruisverhoudingen van de Sentinel-2 missies (Sentinel-2: ESA's Optical High Resolution Mission for GMES Operational Services; esamultimedia.esa.int/multimedia/publications/SP-1322_2)

Band	Centre λ_{centre} (nm)	Spectral width, $\Delta\lambda$ (nm)	Stability of λ_{centre} ($\pm$ nm)	Stability of spectral width ($\pm$ nm)	Knowledge of λ_{centre} ($\pm$ nm)	Knowledge of spectral width ($\pm$ nm)	Min 5% $\lambda_{\text{min5\%}}$ (nm)	Max 5% $\lambda_{\text{min5\%}}$ (nm)	Min 1% $\lambda_{\text{min5\%}}$ (nm)	Max 1% $\lambda_{\text{min5\%}}$ (nm)
B 1	443	20	3.0	2.0	0.2	0.2	418.7	467.3	413.7	472.3
B 2	490	65	5.0	2.5	0.5	0.5	430.1	549.9	425.1	554.9
B 3	560	35	5.0	2.0	0.5	0.5	515.2	604.8	510.2	609.8
B 4	665	30	5.0	1.5	0.5	0.5	622.8	702.2	617.7	707.2
B 5	705	15	3.0	1.5	0.2	0.2	680.0	717.0	675.0	722.0
B 6	740	15	3.0	1.5	0.2	0.2	725.0	758.0	720.0	760.0
B 7	783	20	5.0	2.0	0.5	0.5	745.7	807.3	740.7	812.3
B 8	842	115	5.0	5.0	0.5	0.5	764.5	919.5	752.2	926.8
B 8a	865	20	5.0	2.0	0.2	0.2	835.0	895.0	822.7	902.3
B 9	945	20	5.0	2.0	0.2	0.2	907.7	977.3	902.7	982.3
B 10	1375	30	5.0	5.0	0.5	0.5	1342.6	1407.5	1337.6	1412.5
B 11	1610	90	10.0	10.0	1.0	1.0	1546.0	1685.0	1532.0	1704.0
B 12	2190	180	10.0	10.0	1.0	1.0	2045.0	2301.0	2035.0	2311.0

Vooral Sentinel-2 lijkt hiervoor geschikt met een 'overpass' iedere 5 dagen en met een aantal geschikte banden in het zichtbare en infrarode licht. Pixelgrootte voor de banden van interesse is 10m (B4, 10m en 20m (B5 & 6)). Zie tabel 6.1 hieronder voor informatie over de aanwezige banden.

Echter ook de Formosat-2 of Landsat beelden kunnen worden gebruikt om NDVI te berekenen maar het lijkt beter dit te doen met de recente Sentinel-2 missies.

Eerder in dit hoofdstuk is aangegeven dat sedimentkarakteristieken (korrelgrootte etc) een belangrijke sturende parameter zijn in de MPB biomassa en samenstelling. De zandige sedimenten zullen vooral epipsammische algen bevatten (algen die zich aan de zandkorrels bevatten) terwijl de slibrijke en fijn-zandige sedimenten ook veel epipelische algen bevatten (algen die zich vrij door het sediment heen kunnen bewegen). Meestal is de MPB biomassa hoger in slibrijke sedimenten maar is het lichtklimaat beter in de zandige sedimenten waardoor de verschillen in productie niet zo groot of zelfs gelijkwaardig kunnen zijn (Barranguet et al. 1998).

Sedimentkarakteristieken kunnen ook bepaald worden m.b.v. remote sensing, zoals aangetoond door Van der Wal & Herman (2007). Hiervoor is de Synthetic Aperture Radar (SAR) sensor gebruikt op de ERS1 en ERS2 satelliet. Echter beide satellieten functioneren niet meer. Het is de verwachting dat dit met de SAR sensor op de Sentinel-1 satelliet ook goed mogelijk is.

Aanbeveling 5. *Het lijkt aan te bevelen om een synoptisch overzicht te krijgen van de veranderingen in korrelgrootte (Sentinel-1) en MPB biomassa (via NDVI en Sentinel-2) en te kijken hoe dit verandert over de seizoenen. Calibratie van de gebruikte algoritmen kan worden gedaan door nog op te werken data verzameld op verschillende Marsdiep intergetijde gebieden (vanuit het IN PLACE project) en door data vanuit het SIBES project te gebruiken. Voor SIBES wordt weliswaar 1x per jaar gemonsterd, maar de bemonstering vindt plaats in de gehele Waddenzee op een zeer groot aantal locaties gebaseerd op een grid van 500mx500m zodat een grote variatie in type sediment en Chl-a concentratie verwacht mag worden.*

6.3.2 Het meten van MPB primaire productie

Zoals uit hoofdstuk 4 blijkt zijn er veel methoden om de productiviteit van het MPB te meten allemaal met hun eigen specifieke voor- en nadelen. De volgende suggesties zijn gebaseerd op de meest haalbare en logistiek eenvoudigste methodieken.

Ten eerste zal er een selectie moeten komen van wadplaten of slikken die binnen redelijke afstand van elkaar verschillende sedimenttypen bevat, omdat dat dan binnen 1 laagwater de verschillende sedimenttypen kunnen worden bemonsterd. Deze locaties kunnen worden gekozen aan de hand van 'expert knowledge' of aan de hand van de satellietbeelden. Toegang tot de site vanaf de wal is handig en een extra voordeel, maar niet noodzakelijk.

6.3.3 Scenario MFB1

Op basis van ^{14}C slurries, met incubatie op het NIOZ te Texel

Als gekozen wordt voor ^{14}C -slurries dan impliceert deze aanpak dat de monsters naar een radioactief lab, zoals aanwezig bij het NIOZ op Texel, gebracht moeten worden voor de incubaties (Brinkman et al. in prep.). Incubaties zullen dan plaatsvinden op de dag na de bemonstering. Het beste is dan om cores te steken en deze cores in een eenvoudige incubator met in situ lichtomstandigheden en temperatuur te bewaren. Dit kan buiten plaatsvinden. Van iedere locatie wordt een aantal cores gestoken. De volgende dag, op het moment dat het laagwater op de bemonsterde locatie is (dit om effecten van mogelijke synchronisatie effecten van de specifieke fotosynthese activiteit met het tij te vermijden), wordt het oppervlak van de cores bemonsterd, en wordt hiervan een slurry gemaakt met gefilterd zeewater (verzameld nabij de bemonsterde locatie). De slurries worden 30-60 min geïncubeerd in het fotosynthesetron om zo de fotosynthese lichtcurves te krijgen. Daarnaast moet er een aantal monsters worden genomen voor de bepaling van het Chl-a gehalte en van deze cores moet de bovenste mm (of 2 mm) worden bemonsterd. Deze monsters moeten direct na het bemonsteren worden ingevroren.

6.3.4 Scenario MFB2

Op basis van ^{13}C -slurries, met verschillende opties m.b.t. locaties incubatie

Optie 1. Een mogelijke optie is om op precies dezelfde wijze te werk te gaan als hierboven. Er zal echter een nieuwe incubator moeten worden gebouwd voor de slurries. Een incubator met 6-7 lichtintensiteiten en waarin 50 ml weefselkweekflessen kunnen worden geïncubeerd (met de platte zijde naar beneden) zal waarschijnlijk voldoen. Een schets voor prototype (op papier) kan worden opgevraagd maar is niet bijgeleverd.

Optie 2. Het voordeel van het gebruik van ^{13}C -slurries is dat de incubaties gedaan kunnen worden op de dag van bemonsteren en geïncubeerd kunnen worden in een mobiel lab. Er hoeven dan ook geen cores te worden gestoken maar alleen oppervlaktemonsters voor de ^{13}C -slurries.

Voor beide opties geldt dat er daarnaast een aantal monsters moet worden genomen voor de bepaling van het Chl-a gehalte en van deze cores moet de bovenste mm (of 2 mm) worden bemonsterd. Deze monsters moeten direct na het bemonsteren worden ingevroren.

In deze scenario's is niet opgenomen de mogelijkheid om productie van MPB te meten met O_2 -micro-elektroden om redenen besproken in Hoofdstuk 4.2 (tijdrovend, complex, gevoelig voor patchiness). Planaire optodes lijken wel een goede mogelijkheid. Echter omdat daar nog geen ervaring mee is, is het aan te bevelen dit in een speciale opdracht of projectmonitoringsactiviteit verder te ontwikkelen.

6.3.5 Scenario MFB3

Combinatie van 6.3.3 of 6.4.4 met in situ PAM metingen

Fotosynthese licht-curves kunnen ook in situ worden gemeten m.b.v. een PAM: dit is net als de FRRF een fluorometer die 'actieve fluorescentie' meet d.m.v. het meten van F_0 (F) en F_m (F_m'). Een interne routine in de PAM fluorometers kan worden gebruikt om licht-curves (LC-curves) te maken. LC-curves zijn fotosynthese-licht (P/I) curves die een relatie geven tussen de specifieke fotosynthese parameter, zie Hoofdstuk 4.3 voor meer informatie. Barranguet & Kromkamp (2000), Serodio & Catarino (2000), Serodio (2003) en Morris & Kromkamp (2008) hebben aangetoond dat PAM metingen aan het oppervlak een goede beschrijving kunnen geven van de MPB primaire productie, alhoewel de bijdrage van fluorescentie van MPB vlak onder het oppervlak kan leiden tot overschatting van de LC-parameters (Forster & Kromkamp 2004; Serodio 2004). In Hoofdstuk 5.3 wordt uitgelegd hoe uit PAM metingen de MPB primaire productie kan worden berekend.

Het lijkt aan te bevelen om tijdens het bemonsteren van het MPB LC met een PAM uit te voeren. Een LC duurt ongeveer 10 minuten en wordt door de fluorometer automatisch uitgevoerd. De tijd van een LC curve kan gebruikt worden voor bemonstering van de MPB biomassa. Dus in combinatie met slurries en de ^{13}C (of ^{14}C -methode) kan een aantal LC curves met de PAM worden uitgevoerd. Calibratie van de PAM metingen met vergelijking [12b] geeft de mogelijkheid om een aantal LC curven te meten en daarbij het aantal ^{13}C -slurrie metingen te beperken, nadat een analyse van vergelijkende metingen duidelijk heeft gemaakt hoe robuust de conversiefactor (EE in vergelijking [12b]) is. Een gevoeligheidsanalyse moet uitmaken wat het effect is van variatie in die parameter op de onzekerheidsmarge in de MPB primaire productieschattingen.

Aanbeveling 6. *Het meest uitvoerbaar scenario voor de bepaling van MPB primaire productie lijkt de combinatie van PAM en ^{13}C -slurrie metingen in combinatie met opschaling door optische remote sensing waarbij de RS-data een synoptisch beeld geeft van de verspreiding in MPB biomassa.*

6.3.6 Scenario MFB4

Berekening MPB primaire productie m.b.v. satellietdata

Aanbeveling 6 is een uitwerking van het meten van MPB primaire productie met satellieten. Dit is een vorm die continue monitoring van MPB productie vereist. Er zijn ook twee mogelijkheden om MPB primaire productie te schatten zonder die te meten, alhoewel toepassing van deze modellen wel vereist dat de parameters bekend zijn. Die moeten dus eerst worden vastgesteld en daarna met enige regelmaat worden gecontroleerd om te kijken of ze nog steeds geldig zijn aan de hand van validatie metingen op een aantal locaties.

Mogelijkheid is gebaseerd op het model van de Jong & de Jonge (1995, vergelijking [11]), zie hoofdstuk 5.2.3 over BPI modellen:

$$P \text{ (gC m}^{-2}\text{y}^{-1}) = 1.13 \times \text{Chl-a} + 8.23$$

Zoals al aangeven door Colijn & de Jonge (1984), op wier gegevens dit model is gebaseerd, is de onzekerheid in dit model groot en vonden Barranguet & Kromkamp (2000) dat dit model een beperkte voorspellende waarde had voor MPB productie op de platen van de Ooster- en Westerschelde. De parameterwaarden van dit model zijn afkomstig van metingen uit de Eems-Dollard en er zal moeten worden nagegaan of ze nog steeds geldig zijn en of ze ook gelden voor de andere kombergingen. Deze beperking geldt voor veel van de hiervoor voorgestelde modellen.

P:B-model (ψ -modellen). Alhoewel duidelijk is dat de fotosynthese van MPB bij hoge licht-intensiteiten verzadigt, is de diepte geïntegreerde primaire productie van MPB lineair afhankelijk van de lichtinstraling hetgeen betekent dat de totale MPB productie licht gelimiteerd lijkt. Dit is niet zo verwonderlijk gezien het feit dat het licht snel uitdooft in het sediment en dat een deel van de levende MPB biomassa ook tijdens laagwater gedurende de dag in het donker zit. Een hogere instraling vergroot dus de diepte van de fotische zone en de MPB biomassa die deelneemt aan de fotosynthese neemt dus toe en daarmee neemt de totale productiviteit van het sediment toe. Een dergelijk verband tussen de daginstraling ($\text{mol fotonen m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) en de productie ($\text{gC gChl-a}^{-1} \text{m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) werd ook gevonden door Falkowski et al. (1994) voor verschillende stations op de noordwest Atlantische Oceaan. De helling van deze figuur, ψ , geeft aan hoeveel C er per vierkante meter per dag en per g Chl-a wordt gefixeerd.

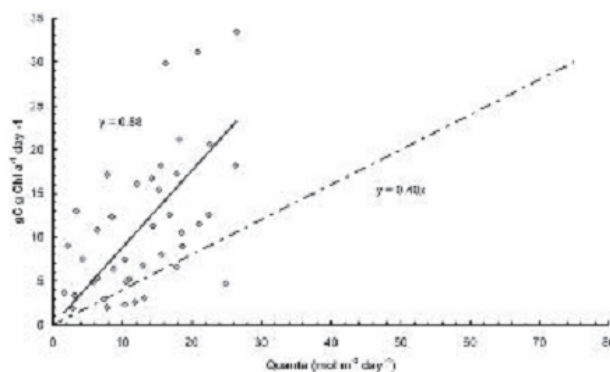
$$\psi = \frac{\int_{t_0}^{t_d} \int_{z_0}^{z_{su}} P(t,z) dz dt}{\int_{z_0}^{z_{su}} B(z) dz \int_{t_0}^{t_d} E_0(\lambda) dt d\lambda} = \text{GPP (mg C m}^{-2} \text{day}^{-1}) / \text{Chl-a (mg Chl-a m}^{-2})$$

Falkowski et al. (1994) vonden dat ψ constant bleef en niet verzadigde hetgeen impliceert dat alhoewel het fytoplankton aan het oppervlak van de waterkolom kan zijn blootgesteld aan verzadigende of zelfs groeiremmende lichtintensiteiten, de waterkolom als geheel eerder licht-gelimiteerd lijkt. En de resultaten van Kromkamp et al. (1995) voor MPB productie lijken dus hetzelfde patroon te vertonen.

Goed beschouwd is het ψ model dus een BPI model en de vraag is hoe constant de ψ waarde is. Later onderzoek van Falkowski & Raven (2006) liet zien dat er wel degelijk variatie lijkt te zijn in de waarde van ψ , die vooral lijkt toe te nemen bij lage dagelijkse instralingen van minder dan 20 mol fotonen $\text{m}^{-2} \text{dag}^{-1}$. Deze waarden worden vooral gevonden in de periode oktober-maart.

Forster & Kromkamp (2006) hebben gekeken of een ψ model ook kan worden toegepast op MPB (Fig. 6.5). Deze figuur is gebaseerd op data verzameld in 2002-2003 op drie locaties in de Westerschelde met per locatie een punt bij hoog en laagwater. De locaties waren het Paulinaschor (nabij de monding), de Biezelingse Ham (nabij Hansweert) en Appelzak (nabij de grens tussen Nederland en Vlaanderen).

Uit deze figuur blijken twee zaken: 1) het verband vertoont meer ruis dan het verband gevonden door Falkowski voor de noordwest Atlantische Oceaan. 2) het MPB lijkt per mol fotonen 2x zo productief ($y=0.88x$ voor MPB en $y=0.4-x$ voor fytoplankton (Falkowski et al. 1994).



Figuur 6.5. Relatie tussen daginstraling en Chl/a genormaliseerde dagproductie op 3 stations in de Westerschelde (MPB productie ($\text{gC (chl a)}^{-1} \text{day}^{-1}$) = $0.88 \times \text{Quanta (mol photons m}^{-2} \text{d}^{-1}$). De lijn geeft de relatie gevonden door Falkowski et al. (1994) voor fytoplankton ($y=0.40x$).

De ruis in de data kan betekenen dat er veel variatie zit afhankelijk van locatie en tijdstip van bemonstering. Het lijkt echter waarschijnlijker dat de ruis samenhangt met het feit dat op de drie locaties de saliniteit erg verschilt en dat er geen onderscheid gemaakt is tussen slibrijke en zandige sedimenten. Kortom, een ψ -model voor de productie van MPB lijkt zeer geschikt voor de interpolatie tussen meetpunten. Als er meer kennis is over de variatie (of het gebrek daaraan) in ruimte en tijd van ψ zouden regelmatige bemonsteringen achterwege kunnen blijven en zou MPB productie m.b.v. remote sensing bepaald kunnen worden, waarbij wel validatie van ψ moet plaatsvinden met enige regelmaat op een beperkt aantal goed gekozen locaties.

Aanbeveling 7. Een uitgebreide meetcampagne in het 1e jaar ter bepaling van de MPB producties (verkregen uit combinatie PAM en ^{13}C -slurries of PAM en O_2 -profielen) zal ook moeten worden gebruikt om te kijken wat de toepasbaarheid is van het ψ -model, omdat dit de potentie heeft om een zeer kosteneffectieve methode te zijn om op de schaal van de komberging de MPB productie te bepalen.

6.3.7 De noodzaak voor een simpel MPB droogvalduur model

Alle productiemetingen geven een schatting van de MPB productie op moment van laagwater. Voor een berekening van de dagproductie is het nodig dat er voor het areaal aan intergetijdengebied in iedere komberging een schatting van de droogvalduur wordt gemaakt. Deze schatting kan worden gedaan aan de hand van een model gebaseerd op gemeten of gemodelleerde getijkrommen en bathymetrie data (zoals het bestaande GETM/GOTM model). Ook moet voor de schatting van MPB productie rekening gehouden worden met de verschillende sedimentklassen zoals eerder besproken.

Daarnaast is een grote onbekende of er ook MPB productie plaatsvindt tijdens hoogwater op het intergetijdengebied en in het sublitoraal. Dit dient nader onderzocht te worden. Gezien de troebelheid van het water zou sublitorale productie wel eens niet van belang kunnen zijn, maar productie op de platen tijdens hoogwater kan theoretisch wel belangrijk zijn. Het hangt af van of er verticale migratie is van het MPB, de troebelheid van het water en de hoogte van de waterkolom. Een theoretische exercitie, gebaseerd op een realistisch beeld van de droogval/overstromingsduur en een dieptekaart is aan te bevelen.

Aanbeveling 8. Voer een eenvoudige modelanalyse uit van het potentieel belang van MPB productie tijdens hoogwater aan de hand van een berekende lichtintensiteit op de wadbodem. Als productie aan het oppervlak van de wadbodem mogelijk blijkt, dan moeten ook de migratiekarakteristieken van de bodemalgen onderwater worden bepaald. Op basis van de resultaten van deze studie (of MPB wel of niet alleen tijdens droogvallen productief is) kan worden besloten om dit verder mee te nemen in de monitoring, al dan niet aangevuld met metingen aan het migratiegedrag van MPB met behulp van radiometers.

6.3.8 CO₂ eddy correlatie

Uit bovenstaande verhandeling moge duidelijk zijn dat het meten van primaire productie van MPB een stuk complexer is dan dat van het fytoplankton. Een combinatie tussen in-situ metingen en remote sensing metingen lijkt een voorwaarde. Vooral de logistiek van de bemonstering en de metingen kunnen tijdrovend en veelomvattend zijn alhoewel op diverse plaatsen is aangegeven hoe de bemonsteringsinspanning kan worden gereduceerd mits het gedrag van een aantal fit-, model, of conversiefactoren bekend is.

Zoals gezegd vereist al het rekenwerk voor MPB productie een droogvalduurmodel. Bij toepassing van de CO₂-eddy correlatie techniek lijkt dit niet nodig. Een CO₂-eddy correlatie set-up kan op een mast op een verplaatsbaar drijvend/droogvallend ponton worden geplaatst en hiermee kan de productie (in theorie) worden berekend. Een aantal van deze stations zou de meting van de MPB productie logistiek veel eenvoudiger maken, en ook deze data kunnen mogelijk gecombineerd worden met remote sensing.

Aanbeveling 9. *Naar aanleiding van analyse van de CO₂-eddy correlatie metingen uitgevoerd op het Balgzand kunnen een aantal scenario's worden ontwikkeld hoe een CO₂-eddy correlatie setup in te zetten bij de MPB productiemonitoring. Vragen die beantwoord moeten worden zijn:*

- Afhankelijk van de hoogte en de voetprint integreert de gemeten productie de productie van mogelijk verschillende sedimenttypen; hoe beïnvloedt dit de resultaten en hoe kunnen we hier gebruik van maken bij het opschalen m.b.v. remote sensing
- Hoeveel set-ups zijn nodig in een kombergingsgebied
- Hoe vaak moeten ze worden verplaatst binnen en/of buiten een kombergingsgebied
- Hoe kunnen deze data gecombineerd worden met remote sensing

7. Samenvattend advies innovatietraject

Nederland en de meeste landen in Europa komen vanuit een situatie waarin er een overschot was aan nutriënten. Vanuit die optiek was het bestuderen van primaire productie mogelijk niet zo belangrijk omdat er een overschot aan nutriënten was. Echter, als gevolg van succesvol overheidsbeleid zijn de nutriëntenvrachten flink verminderd. Vooral die van fosfaat en inmiddels lijkt fosfaat de primaire productie tijdelijk te beperken in de kustzone en in de Waddenzee. De kringloopsnelheid van fosfaat (en andere makkelijk opneembare P-bronnen zoals organisch fosfaat) wordt nu belangrijk omdat die als sturende factor een rol speelt in draagkracht van het systeem.

Naast overbevissing en het bedijken en afdammen van de Waddenzee, zou ook de afname in nutriënten en primaire productie kunnen hebben bijgedragen aan de waargenomen afname in steltlopers. Aangezien de Waddenzee grote oppervlakten aan intergetijdegebied heeft, zal de draagkracht van dit gebied zowel bepaald worden door de primaire productie van het fytoplankton (pelagische microalgen) als dat van het microfytobenthos (benthische microalgen).

Deze ontwikkelingen leiden tot belangrijke beleidsvragen waaronder (1) is een verdere reductie van de P-vrachten nog wel raadzaam en (2) moet de reductie van N niet sterker worden aangepakt om de nadelige effecten van een onbalans in de N:P-ratio te voorkomen (plaagalg, giftige algen)? Kennis van die kringloopsnelheid van nutriënten in de verschillende kombergingsgebieden van de Waddenzee en de rol van primaire productie daarin zijn nodig om deze vragen te beantwoorden. Op dit moment echter wordt primaire productie niet of nauwelijks langjarig gemeten (m.u.v. 1 NIOZ meetstation voor pelagische primaire productie in het Marsdiep).

De biomassa van het fytoplankton (meestal gemeten als de concentratie chlorofyl in het water) wordt door RWS op een aantal stations wel bepaald maar vormt geen goede maat voor de voedselbeschikbaarheid voor de hogere trofische niveaus. Bovendien is de gebruikelijke (twee-wekelijkse tot maandelijkse) meetfrequentie in het waterkwaliteitsmeetnet van Rijkswaterstaat is niet per se representatief voor de periode tussen twee bemonsteringen in. Ook is er nog geen eenduidige methode ontwikkeld om met gebruik van puntmetingen tot een integraal ruimtelijk beeld van de desbetreffende waterkwaliteitsparameters te komen. Een innovatie traject, waaronder het inzetten van nieuwe technologie, kan helpen om zonder of met beperkte meerkosten de inwinning van deze informatie operationeel te maken.

Voor dit innovatietraject richting operationalisering van primaire productiemetingen van **fytoplankton (FP)** en **microfytobenthos (MFB)** in het waddengebied wordt het volgende stappenplan voorgesteld:

1. Automatische veldmetingen FP - Wat betreft de metingen van primaire productie van het fytoplankton op korte termijn (binnen 1 jaar) kan gedacht worden aan de plaatsing van een geautomatiseerd FRRF systeem op een RWS schip die de MWTL meettochten uitvoert. Het liefst in combinatie met een eenvoudige ferrybox opstelling om watertemperatuur, zoutgehalte en zwevende stof (doorzicht) te meten. Dit maakt bovendien een vergelijking mogelijk met de ontwikkelingen in pelagische primaire productie in de Westerschelde (waar een dergelijke opstelling binnenkort operationeel is).

2. Calibraties FP - Voor de conversie van FRRF data naar dagproducties ($\text{gC m}^{-2} \text{d}^{-1}$) moet de conversiefactor $\phi_{e,C}$ worden bepaald. Hiervoor kunnen in eerste instantie de resultaten van de ^{14}C incubaties zoals door het NIOZ uitgevoerd in het Marsdiep worden ingezet. Door tegelijkertijd een jaar lang regelmatig in ieder kombergingsgebied een calibratie uit te voeren m.b.v. ^{14}C en ^{13}C -incubaties kan de mogelijke variatie in ruimte en tijd van $\phi_{e,C}$ bepaald worden en de bruikbaarheid van de veel eenvoudiger uit te voeren ^{13}C -incubaties t.o.v. de veeleisende ^{14}C -incubaties worden getest. Later (bij een operationeel meetprogramma) kan validatie dan op een beperkt aantal locaties en tijdstippen aan de hand van ^{13}C -incubaties worden uitgevoerd.

3. Handmatige metingen & calibraties MFB - Wat betreft de metingen van primaire productie van het microfytobenthos wordt aanbevolen om in het veld gedurende een jaar in alle kombergingen zogenaamde PAM metingen uit te voeren, in combinatie met ^{14}C en ^{13}C -incubaties van 'slurries' (toplaag sediment). Calibratie van de PAM metingen met behulp van de incubaties geeft informatie over de waarden en robuustheid van de conversiefactoren om biomassa naar productie om te rekenen en de relatie van deze conversiefactoren met sedimentkarakteristieken, zoutgehalten en verticale migratie van benthische algen. Een gevoeligheidsanalyse zal bovendien laten zien wat het effect is van variatie in die parameter op de onzekerheidsmarge in de MPB primaire productieschattingen.

4. Aardobservaties - Bij opschaling van puntmetingen naar een ruimtelijk beeld kan zeer waarschijnlijk gebruik gemaakt worden van het Ocean and Land Colour Instrument (OLCI) aan boord van Sentinel-3 (resolutie van 300x300m, passeerfrequentie van minimaal 1x per 2 dagen) dat voor eind 2015 wordt gelanceerd. Met dit instrument kunnen de waterkwaliteitsparameters als Chl-a, SPM, k_d en temperatuur worden gemeten, op voorwaarde dat de atmosferische correctie goed genoeg is om deze parameters uit de beelden te verkrijgen. Invoer van schattingen van biomassa (Chl-a) van fytoplankton en microfytobenthos, de dagelijkse instraling (E_0) en de fotsche diepte (Z_p) in zogenaamde BPI modellen leidt tot schattingen van de primaire productie, waarbij wordt aangeraden om hierbij de specifieke fotosynthese en migratie eigenschappen van de microalgen in de berekeningen mee te nemen. Later (bij een operationeel meetprogramma) kan validatie dan op een beperkt aantal locaties en tijdstippen aan de hand van FRRF (FP) en PAM (MFB) metingen worden uitgevoerd.

5. Diepteprofiel kombergingen - Omdat de Waddenzee zeer veel ondiepe en intergetijdegebied heeft is het noodzakelijk dat er voor ieder kombergingsgebied een 'gemiddeld diepte kombergings-profiel' wordt gemaakt, inclusief informatie over droogvalduur en sedimentkarakteristieken. De diepteprofielen kunnen worden gemaakt aan de hand van bathymetrie en waterstandgegevens, zoals beschikbaar bij RWS. Voor sedimentkarakteristieken op wadplaten kan gebruik gemaakt worden van de gegevens zoals verzameld tijdens het NIOZ SIBES meetprogramma.

6. Modellen - De ruimtelijke en temporele variatie van primaire productie van fytoplankton en microfytobenthos kan vervolgens gebruikt worden om (ecosysteem)modellen te valideren. Bij een goede fit kunnen de modellen worden ingezet voor het invullen van ontbrekende waarnemingen (zodat er bijvoorbeeld een betere seizoensdynamiek kan worden beschreven en er betere jaarschattingen kunnen worden gemaakt) en voor het vergroten van de kennis van het te onderzoeken systeem. Gevalideerde modellen stellen ons in staat om scenario's door te rekenen en daarmee toepasbaar zijn in het beleid en beheer van de Waddenzee.

7. Integratie & verdere opschaling - Om een integratie met andere lopende meetprogramma's en een opschaling naar het hele werelderfgoed Waddenzee mogelijk te maken, wordt aangeraden om bij het volgen van dit innovatietraject zo veel mogelijk aan te sluiten bij de ontwikkelingen rond monitoring in de Nederlandse Waddenzee en de Eems-Dollard (zoals rond de basismonitoring) en het trilaterale waddengebied (zoals rond de trilaterale monitoring assessment program, TMAP).

8. Lange-termijn ontwikkelingen - Op langere termijn kunnen een aantal technieken die nu veelbelovend maar nog (lang) niet operationeel lijken, verder worden ontwikkeld. Vanwege de complexiteit van het meten van benthische primaire productie wordt hierbij met name aan de doorontwikkeling van de eddy-correlatie techniek gedacht. Maar ook de O_2 -fourier techniek lijkt veelbelovend voor het schatten van de primaire productie van fytoplankton, en kan mogelijk geoperationaliseerd worden.

Dankwoord

Bij deze willen we iedereen bedanken die heeft bijgedragen aan dit advies, met name de deelnemers aan de workshop op 10 juni waarbij een eerste concept uitgebreid is besproken en becommentarieerd. Ook willen we speciaal Charlotte Schmidt en Peter Bot bedanken. Niet alleen voor hun inhoudelijke bijdragen maar ook voor de mogelijkheid om dit advies samen te stellen.

Referenties

- Álvarez, E., López-Urrutia, Á., & Nogueira, E. (2012). Improvement of plankton biovolume estimates derived from image-based automatic sampling devices: application to FlowCAM. *Journal of Plankton Research*, 34, 454-469
- Álvarez, E., Moyano, M., López-Urrutia, Á., Nogueira, E., & Scharek, R. (2014). Routine determination of plankton community composition and size structure: a comparison between FlowCAM and light microscopy. *Journal of Plankton Research*, 36, 170-184
- Arnold, W., & Azzi, J. R. (1968). Chlorophyll energy levels and electron flow in photosynthesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 61(1), 29
- Bañares-España, E., Kromkamp, J.C., López-Rodas, V., Costas, E., Flores-Moya, A. (2013) Photo-acclimation of cultured strains of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* to high-light and low-light conditions. *FEMS Microbiology Ecology* 83:700-710
- Barranguet, C., Kromkamp, J. (2000) Estimating primary production rates from photosynthetic electron transport in estuarine microphytobenthos. *Marine Ecology-Progress Series* 204:39-52
- Barranguet, C., Kromkamp, J., Peene, J. (1998) Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphyto-benthos. *Marine Ecology Progress Series* 173:117-126
- Barranguet, C., Kromkamp, J., & Peene, J. (1998). Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphytobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, 173, 117-126
- Behrenfeld, M.J., Falkowski, P.G. (1997) Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnol Oceanogr* 42:1-20
- Behrenfeld, M.J., O'Malley, R.T., Boss, E.S., Westberry, T.K., Graff, J.R., Halsey, K.H., Milligan, A.J., Siegel, D.A., Brown, M.B. (2015) Revaluating ocean warming impacts on global phytoplankton. *Nature climate change*. DOI:10.1038/NCLIMATE2838
- Bender, M., Grande, K., Johnson, K., Marra, J., Williams, P.J.L., Sieburth, J., Pilson, M., Langdon, C., Hitchcock, G., Orchardo, J., Hunt, C., Donaghay, P., & Heinemann, K. (1987). A comparison of four methods for determining planktonic community production1. *Limnology and Oceanography*, 32, 1085-1098
- Blauw, A.N., Los, H.F.J., Bokhorst, M., Erftemeijer, P.L.A. (2009) GEM: a generic ecological model for estuaries and coastal waters. *Hydrobiologia* 618:175-198
- Brinkman, A. G., Philippart, C. J. M., & Holtrop, G. (1994). Mesocosms and ecosystem modelling. *Vie et milieu*, 44, 29-37.
- Brinkman, A. G., Philippart, C. J. M., & Zuur, A. F. (1995). Model methods for the analysis of mesocosm experimental studies. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 49, 771-784.
- Brinkman, A.G., Smaal, A.C. (2003) Onttrekking en natuurlijke productie van schelpdieren in de Nederlandse Waddenzee in de periode 1976-1999. *Alterra rapport* 888, 247 pp.
- Carvalho, M.C., & Eyre, B.D. (2012). Measurement of planktonic CO₂ respiration in the light. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10, 167-178
- Cassar, N., Barnett, B.A., Bender, M.L., Kaiser, J., Hamme, R.C., & Tilbrook, B. (2009). Continuous High-Frequency Dissolved O₂/Ar Measurements by Equilibrator Inlet Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry*, 81, 1855-1864
- Claquin, P., Kromkamp, J.C., Martin-Jezequel, V. (2004) Relationship between photosynthetic metabolism and cell cycle in a synchronized culture of the marine alga *Cylindrotheca fusiformis* (Bacillariophyceae). *Eur J Phycol* 39:33-41
- Cloern, J.E., Grenz, C., Videgar-Lucas, L. (1995) An empirical model of the phytoplankton chlorophyll:carbon ratio - the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnology and Oceanography* 40: 1313-1321
- Cole, B.E., Cloern, J.E. (1987) An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 36:299-305
- Colijn, F., De jonge, V.N. (1984) Primary production of microphytobenthos in the Ems-Dollard Estuary. *Marine Ecology Progress Series* 14:185-196
- Cox, T.J.S., Maris, T., Soetaert, K., Kromkamp, J.C, Meire, P., Meysman, F.J.R. (2015) Estimating primary production from oxygen time series: a novel approach in the frequency domain. *Limnology and Oceanography: Methods* in press
- Davaasuuren, N., Stapel, j., Dankers, N. (2013) Overview of satellite data for long-term monitoring in the Wadden Sea, WaLTER. *WaLTER rapport* (<http://www.walterwaddenmonitor.org/wp-content/uploads/Overview-of-satellite-data-for-long-term-monitoring-in-the-Wadden-Sea-WaLTER.pdf>)
- De Jong, D.J., De Jonge, V.N. (1995) Dynamics and distribution of microphytobenthic chlorophyll-a in the Western Scheldt estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia* 311:21-30
- De Kluijver, A., Brinkman, A.G., van Duren, L.A., Fey, F. (2015). Effecten van slib op de ecologische doelen van de KRW, *Deltares rapport* 1220102-000
- Deltares (2014) Verkenning ontwikkelingen aanbod natte informatie t.b.v. RWS -Waterbeweging, waterkwaliteit en bodemligging. *Report* 1209377-002-ZKS-0003.
- DOD (2006) Defense Acquisition Guidebook (dag.dau.mil/Pages/Default.aspx)

- Eilers, P., & Peeters, J. (1988). A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*, 42, 199-215
- Epping, E.H.G., Helder, W. (1997) Oxygen budgets calculated from in situ oxygen microprofiles for Northern Adriatic sediments. *Cont Shelf Res* 17:1737-1764
- Epping, E.H.G., Khalili, A., Thar, R. (1999) Photosynthesis and the dynamics of oxygen consumption in a microbial mat as calculated from transient oxygen microprofiles. *Limnol Oceanogr* 44:1936-1948
- Eriksson, B. K., van der Heide, T., van de Koppel, J., Piersma, T., van der Veer, H. W., & Olff, H. (2010). Major changes in the ecology of the Wadden Sea: human impacts, ecosystem engineering and sediment dynamics. *Ecosystems*, 13(5), 752-764.
- Falkowski, P., Raven, J.A. (2007) *Aquatic photosynthesis*, Vol Princeton University Press, Oxford
- Falkowski, P.G., Green, R., Kolber, Z. (1994) Light utilization and photoinhibition in the marine environment. In: Baker NR, Bowyer JR (eds) *Photoinhibition of photosynthesis: from molecular mechanisms to the field*. BIOS scientific publishers, Oxford
- Forster, R.M., Kromkamp, J.C. (2004) Modelling the effects of chlorophyll fluorescence from subsurface layers on photosynthetic efficiency measurement in microphytobenthic algae. *Marine Ecology-Progress Series* 284:9-22
- Gallegos, C.L., & Vant, W.N. (1996). An incubation procedure for estimating carbon-to-chlorophyll ratios and growth-irradiance relationships of estuarine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 138, 275-291
- Gerla, D. J., Ruurdij, P., Nauw, J., Brinkman, B. (2014). WaSMo, a fine-scaled model for the ecosystem of the western Dutch Wadden Sea. Final report for the NWO-ZKO project Wadden Sea ecosystem data assimilation and integrated modelling
- Gieskes, W.W.C., & Kraay, G.W. (1986). Analysis of phytoplankton pigments by HPLC before, during and after mass occurrence of the microflagellate *Corymbellus aureus* during the spring bloom in the open northern North Sea in 1983. *Marine Biology*, 92, 45-52
- Glud, R.N., Kuhl, M., Kohls, O., Ramsing, N.B. (1999) Heterogeneity of oxygen production and consumption in a photosynthetic microbial mat as studied by planar optodes. *Journal of Phycology* 35:270-279
- Hahm, D., Rhee, T.S., Kim, H.-C., Park, J., Kim, Y.-N., Shin, H.C., Lee, S. (2014) Spatial and temporal variation of net community production and its regulating factors in the Amundsen Sea, Antarctica. *J Geophys Res-Oceans* 119:2815-2826
- Halsey, K.H., Milligan, A.J., Behrenfeld, M.J. (2011) Linking Time-dependent Carbon-fixation efficiencies in *Dunaliella Tertiolecta* (Chlorophyceae) to underlying Metabolic Pathways. *Journal of Phycology* 47:66-76
- Hamme, R.C., Cassar, N., Lance, V.P., Vaillancourt, R.D., Bender, M.L., Strutton, P.G., Moore, T.S., DeGrandpre, M.D., Sabine, C.L., Ho, D.T., Hargreaves, B.R. (2012) Dissolved O₂/Ar and other methods reveal rapid changes in productivity during a Lagrangian experiment in the Southern Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 117:C00F12
- Heip, C.H.R., Goosen, N.K., Herman, P.M.J., Kromkamp, J., Middelburg, J.J., Soetaert, K. (1995) Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. In: Ansell, A.D., Gibson, R.N., Barnes, M. (eds) *Oceanography and Marine Biology - an Annual Review*, Vol 33, Book 33
- Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van de Koppel, J., Heip, C.H.R. (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, Vol 29, Book 29
- Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Pollinger, U., & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35, 403-424
- Honeywill, C., Paterson, D.N., Hagerthey, S.E. (2002) Determination of microphytobenthic biomass using pulse- amplitude modulated minimum fluorescence. *Eur J Phycol* 37:485-492
- Jakobsen, H.H., & Carstensen, J. (2011). FlowCAM: Sizing cells and understanding the impact of size distributions on biovolume of planktonic community structure. *Aquat. Microb. Ecol.*, 65, 75-87
- JGOFS (2002) Photosynthesis and Primary Productivity in Marine Ecosystems: practical aspects and application of techniques. In S.C.o.O.R.a.J.I.P. Office (Ed.) (p. 93)
- Johnson, K.M., King, A.E., & Sieburth, J. McN. 1985. Coulometric TCO₂ analyses for marine studies; an introduction. *Mar. Chem.*, 16: 61 – 82.
- Jönsson, B. (1991) A C-14 Incubation Technique for Measuring Microphytobenthic Primary Productivity in Intact Sediment Cores. *Limnol Oceanogr* 36:1485-1492
- Kana, T.M., Darkangelo, C., Hunt, M.D., Oldham, J.B., Bennet, G.E., Cornwell, J.C. (1994) Membrane inlet mass spectrometer for rapid high-precision determination of N₂, O₂, and Ar in environmental water samples. *Analytical Chemistry* 66:4166-4170
- Kemp, W.M., Boynton, W.R., Adolf, J.E., Boesch, D.F., Boicourt, W.C., Brush, G., Cornwell, J.C., Fisher, T.R., Glibert, P.M., Hagy, J.D., Harding, L.W., Houde, E.D., Kimmel, D.G., Miller, W.D., Newell, R.I.E., Roman, M.R., Smith, E.M., Stevenson, J.C. (2005) Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series* 303:1-29
- Kromkamp, J., Peene, J. (1995) possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology-Progress Series* 121:249-259

- Kromkamp, J., Peene J., van Rijswijk, P., Sandee, A., Goosen, N. (1995) Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic turbid ,Westerschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 311:9-19
- Kromkamp, J.C., Dijkman, N.A., Peene, J., Simis, S.G.H., Gons, H.J. (2008) Estimating phytoplankton primary production in Lake IJsselmeer (The Netherlands) using variable fluorescence (PAM-FRRF) and C-uptake techniques. *Eur J Phycol* 43:327 – 344
- Kromkamp, J.C., Forster, R.M. (2003) The use of variable fluorescence measurements in aquatic ecosystems: differences between multiple and single turnover measuring protocols and suggested terminology. *Eur J Phycol* 38:103-112
- Kromkamp, J.C., Forster, R.M. (2006) development in microphytobenthos primary productivity studies. In: Kromkamp, J.C, De Brouwer, J.F.C., Blanchard, G.F., Forster, R.M., Creach, V. (eds) *Functioning of microphytobenthos in estuaries*. Edita, Amsterdam
- Kromkamp, J.C., Morris, E.P., Forster, R.M., Honeywill, C., Hagerthey, S., Paterson, D.M. (2006) Relationship of intertidal surface sediment chlorophyll concentration to hyperspectral reflectance and chlorophyll fluorescence. *Estuaries Coasts* 29:183-196
- Kromkamp, J.C., Peene, J. (2005) Changes in phytoplankton biomass and primary production between 1991 and 2001 in the Westerschelde estuary (Belgium/The-Netherlands). *Hydrobiologia* 540:117-126
- Kromkamp, J.C., Peene, J., Vlaming, J. (2014) *Primaire productie in de Westerschelde 2010-2013*. Eindrapport. Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee
- Lawrenz, E., Silsbe, G., Capuzzo, E., Ylöstalo, P., Forster, R.M., Simis, S.G.H., Prášil, O., Kromkamp, J.C., Hickman, A.E., Moore, C.M., Forget, M.-H., Geider, R.J., Suggett, D.J. (2013) Predicting the Electron Requirement for Carbon Fixation in Seas and Oceans. *PLoS One* 8:e58137
- Leote, C., Mulder, L.L., Philippart, C. J.M., & Epping, E.H.G. (2015) Nutrients in the Western Wadden Sea: Freshwater Input Versus Internal Recycling. *Estuaries and Coasts* (online).
- Levin, L.A., Liu, K.K., Emeis, K.C., Breitbart, D.L., Cloern, J., Deutsch, C., Giani, M., Goffarth, A., Hofmann, E.E., Lachkar, Z., Limburg, K., Liu, S.M., Montes, E., Naqvi W., Ragueneau, O., Rabouille, C., Sarkar, S.K., Swaney, D.P., Wassman, P., & Wishner, K. 2015. Comparative biogeochemistry–ecosystem–human interactions on dynamic continental margins. *Journal of Marine Systems* 141, 3-17.
- Llewellyn, C.A., Fishwick, J.R., Blackford, J.C. (2005) Phytoplankton community assemblage in the English Channel: a comparison using chlorophyll a derived from HPLC-CHEMTAX and carbon derived from microscopy cell counts. *Journal of Plankton Research* 27,103–119.
- Lorrai, C., McGinnis, D.F., Berg, P., Brand, A., & Wüest, A. (2010). Application of Oxygen Eddy Correlation in Aquatic Systems. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 27, 1533-1546
- Los, H. (2009) *Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM*. PhD PhD, Wageningen University, Leiden
- Lubac, B., Loisel, H., Guiselin, N., Astoreca, R., Artigas, L.F., & Meriaux, X. (2008). Hyperspectral and multispectral ocean color inversions to detect *Phaeocystis globosa* blooms in coastal waters. *J. Geophys. Res.*, 113, C06026
- Ly, J., Philippart, C.J.M., Kromkamp, J.C. (2014) Phosphorus limitation during a phytoplankton spring bloom in the western Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 88:109-120
- Meesters, E., Reijnders, P., Brasseur, S., Tougaard, s., Stede, M., Siebert, U., Härkönen, T. (2007) An effective survey design for harbour seals in the Wadden Sea: tuning Trilateral Seal Agreement and EU-Habitat Directive requirements. *IMARES rapport TWG 07/1*.
- Menden-Deuer, S., & Lessard, E.J. (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton. *Limnol. Oceanogr.*, 45, 569-579
- Morris, E.P., Forster, R.M., Peene, J., Kromkamp, J.C. (2008) Coupling between Photosystem II electron transport and carbon fixation in microphytobenthos. *Aquatic Microbial Ecology* 50:301-311
- Nauw, J., 2014. Setup of a 3D hydrodynamic model of the Dutch western Wadden Sea (NIOZ report No. 2014-1)
- Odum, H.T. (1956) Primary production in flowing waters. *Limnol Oceanogr* 1:102-117
- Oxborough, K., Moore, C.M, Suggett, D.J., Lawson, T., Chan, H.G., Geider, R.J. (2012) Direct estimation of functional PSII reaction centre concentration and PSII electron flux on a volume basis: a new approach to the analysis of Fast Repetition Rate fluorometry (FRRf) data. *Limnology and Oceanography-Methods* 10:142-154
- Paterson, D.M. (1989) Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epipellic diatoms. *Limnology and Oceanography* 34:223-234
- Paterson, D.M., Black, K.S. (1999) Water flow, sediment dynamics and benthic biology. *Advances in Ecological Research* 29:155-193
- Peeters, J.C.H., Haas, H., Peperzak, L. (1991) Eutrofiering, primaire productie en zuurstofhuishouding in de Noordzee. *Nota / Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren (GWA0-91.083)*

- Peperzak, L., Van der Woerd, H.J., & Timmermans, K.R. (2015). Disparities between in situ and optically-derived carbon biomass and growth rates of the prymnesiophyte *Phaeocystis globosa*. *Biogeosciences*, 12, 1659-1670
- Philippart, C.J.M., Anadon, R., Danarova, R., Dippner, J.W., Drinkwater, K.F., Hawkins, S.J., Oguz, T., O'Sullivan, G., Reid, P.C. (2007) Climate change impacts on the European marine and coastal environment - an ecosystem approach. Position paper 9 of the Marine Board of the European Science Foundation. Strasbourg
- Philippart, C.J.M., Beukema, J.J., Cadée, G.C., Dekker, R., Goedhart, P.W., van Iperen, J.M., Leopold, M.F. & Herman, P.M.J., 2007. Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10, 95-118.
- Riegman, R., Brinkman, A.G., Jacobs, P., & Jak, R.G. (2015) Ems-Dollard primary production research - Concise summary. IMARES Report C163/14.
- Rasmussen, M.B., Henriksen, K., Jensen, A. (1983) Possible causes of temporal fluctuation in primary production of the microphytobenthos in the Danish Wadden Sea. *Marine Biology* 73:109-114
- Rott, E., Salmaso, N., & Hoehn, E. (2007). Quality control of Utermohl-based phytoplankton counting and biovolume estimates-an easy task or a Gordian knot? *Hydrobiologia*, 578, 141-146
- Rutten, T.P.A., Sandee, B., Hofman, A.R.T. (2005). Phytoplankton monitoring by high performance flow cytometry: a successful approach? *Cytometry Part A*:64A:16-26
- Schläpfer, D., & Richter, R. (2002). Geo-atmospheric processing of airborne imaging spectrometry data. Part 1: parametric orthorectification. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 2609-2630
- Salama, M.S., Dekker, A.G., Su, Z., Mannaerts, C.M. & Verhoef, W. (2009) Deriving inherent optical properties and associated inversion - uncertainties in the Dutch lakes. In: *Hydrology and earth system sciences (HESS)* : open access, 13 (2009)7 pp. 1113-1121.
- Serodio, J. (2003) A chlorophyll fluorescence index to estimate short-term rates of photosynthesis by intertidal microphytobenthos. *Journal of Phycology* 39:33-46
- Serodio, J. (2004) Analysis of variable chlorophyll fluorescence in microphytobenthos assemblages: implications of the use of depth-integrated measurements. *Aquat Microb Ecol* 36:137-152
- Serôdio, J., Catarino, F. (2000) Modelling the primary productivity of intertidal microphytobenthos: time scales of variability and effects of migratory rhythms. *Marine Ecology-Progress Series* 192:13-30
- Serôdio, J., da Silva, J.M, Catarino, F. (1997) Nondestructive tracing of migratory rhythms of intertidal benthic microalgae using in vivo chlorophyll fluorescence. *Journal of Phycology* 33:542-553
- Silsbe, G.M., Oxborough, K., Suggett, D.J., Forster, R.M., Ihnken, S., Komárek, O., Lawrenz, E., Prášil, O., Röttgers, R., Šicner, M., Simis, S.G.H., Van Dijk, M.A., Kromkamp, J.C. (2015) Toward autonomous measurements of photosynthetic electron transport rates: An evaluation of active fluorescence-based measurements of photochemistry. *Limnology and Oceanography: Methods* 13:138-155
- Simis, S.G.H., Peters, S.W.M., Gons, H.J. (2005) Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnol Oceanogr* 50:237-245
- Stolte, W. (2013) DELWAQ-Algen_Eems-Dollard_j12_v01 metadata Waterkwaliteitsmodelschematisatie. Deltares memo 1207726-000-ZKS-0023, 7 pp.
- Spiteri, C., Riegman, R., Winterwerp, H., Brinkman, B., Stolte, W., Jak, R., Van Maren, B. (2011) Mud dynamics in the Eems-Dollard, research phase 1 - literature review mud and primary production. Deltares rapport 1204891-000, 83 pp.
- Staehr, P.A., Bade, D., Van de Bogert, M.C., Koch, G.R., Williamson, C., Hanson, P., Cole, J.J., Kratz, T. (2010) Lake metabolism and the diel oxygen technique: State of the science. *Limnology and Oceanography-Methods* 8:628-644
- Staehr, P.A., Testa, J.M., Kemp, W.M., Cole, J.J., Sand-Jensen, K., Smith, S.V. (2012) The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. *Aquat Sci* 74:15-29
- Sun, J., Liu, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331-1346
- Tassan, S., Ferrari, G.M. (1995) An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters. *Limnol Oceanogr* 40:1358-1368
- Timmermans, K.R., van der Woerd, H.J., Wernand, M.R., Sligting, M., Uitz, J., & De Baar, H.J.W. (2008). In situ remote-sensed chlorophyll fluorescence as indicator of the physiological state of phytoplankton near the Isles Kerguelen (Southern Ocean). *Polar Biol.*, 31, 617-628
- Tortell, P.D. (2005a) Dissolved gas measurements in oceanic waters made by membrane inlet mass spectrometry. *Limnology and Oceanography-Methods* 3:24-37
- Tortell, P.D. (2005b) Small-scale heterogeneity of dissolved gas concentrations in marine continental shelf waters. *Geochem Geophys Geosyst* 6
- Underwood, G.J.C., Kromkamp, J. (1999) Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecological Research*, Vol 29 29:93-153

- Underwood, G.J.C., Paterson, D.M. (2003) The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. *Advances In Botanical Research*, Vol 40, Book 40
- Underwood, A. J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161:145-178.
- Van Beusekom, J.E.E., Buschbaum, C., Reise, K. (2012) Wadden Sea tidal basins and the mediating role of the North Sea in ecological processes: scaling up of management? *Ocean & Coastal Management* 68:69-78
- Underwood, A.J., Chapman, M.G. (2003) Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296, 49-70
- Van der Wal, D., Herman, P.M.J. (2007) Regression-based synergy of optical, shortwave infrared and microwave remote sensing for monitoring the grain-size of intertidal sediments. *Remote Sensing of Environment* 111:89-106
- Van der Wal, D., Wielemaker-van den Dool, A., Herman, P. (2010) Spatial Synchrony in Intertidal Benthic Algal Biomass in Temperate Coastal and Estuarine Ecosystems. *Ecosystems* 13:338-351
- Welschmeyer, N.A., Lorenzen, C.J. (1984) Carbon-14 labeling of phytoplankton carbon and chlorophyll a carbon: Determination of specific growth rates. *Limnology and Oceanography*, 29, 135-145
- Wetsteijn, L.M.P.J., Kromkamp, J.C. (1994) Turbidity, nutrients and phytoplankton primary production in the Oosterschelde (The Netherlands) before, during and after a large-scale coastal engineering project (1980-1990). *Hydrobiologia* 283:61-78.
- Williams, P.J.L., Robertson, J.E. (1991) Overall planktonic oxygen and carbon dioxide metabolisms: the problem of reconciling observations and calculations of photosynthetic quotients. *Journal of Plankton Research* 13:153-169
- Williams, P.J.I.B. (1993) Chemical and tracer methods of measuring plankton production. In: Li WKW, Maestrini SY (eds) *Measurement of primary production from the molecular to the global scale*. ICES, La Rochelle
- Winkler, L.W. (1888). Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes. *Berichte der deutschen chemischen Gesellschaft*, 21, 2843-2854
- Woelfel, J., Schumann, R., Peine, F., Flohr, A., Kruss, A., Tegowski, J., Blondel, P., Wiencke, C., & Karsten, U. (2010). Microphytobenthos of Arctic Kongsfjorden (Svalbard, Norway): biomass and potential primary production along the shore line. *Polar Biology*, 33, 1239-1253
- Wollschläger, J., Röttgers, R., Petersen, W., Wiltshire, K.H. (2014) Performance of absorption coefficient measurements for the in situ determination of chlorophyll-a and total suspended matter. *J Exp Mar Biol Ecol* 453:138-147
- Zemmelink, H.J., Slagter, H.A., van Slooten, C., Snoek, J., Heusinkveld, B., Elbers, J., Bink, N.J., Klaassen, W., Philippart, C.J.M., & de Baar, H.J.W. (2009). Primary production and eddy correlation measurements of CO₂ exchange over an intertidal estuary. *Geophysical Research Letters*, 36, n/a-n/a
- Zurell, D., Berger, U., Cabral, J.S., Jeltsch, F., Meynard, C.N., Münkemüller, T., Nehrbass, N., Pagel, J., Reineking, B., Schröder, B., Grimm, V. (2010): The virtual ecologist approach: simulating data and observers. *Oikos* 119: 622-635.

Appendix 1

Namen en mailadressen deskundigen die een bijdrage hebben geleverd aan de workshop 10 juni 2015 (RWS Lelystad)

Externe deskundigen:

Tom Maris (UA) tom.maris@uantwerpen.be
Tom Cox (UA) tom.cox@uantwerpen.be
Willem Stolte (Deltares) willem.stolte@deltares.nl
Justus van Beusekom (HZG) justus.beusekom@hgz.de
Karline Soetaert (NIOZ) karline.soetaert@nioz.nl
Bert Brinkman (IMARES) bert.brinkman@wur.nl

RWS deskundigen:

Charlotte Schmidt (WVL) charlotte.schmidt@rws.nl;
Spronk, Gerard (WVL) gerard.spronk@rws.nl;
Graveland, Jaap (WVL) jaap.graveland@rws.nl;
Burgers, Gerrit (WVL) gerrit.burgers@rws.nl;
Peter Bot (CIV) peter.bot@rws.nl>;
Vossebelt, Gerrit (WVL) gerrit.vossebelt@rws.nl;
Veen, Arnold (CIV) arnold.veen@rws.nl;
Bosch, Inger vanden (CD) inger.vanden.bosch@rws.nl;
Platteeuw, Maarten (WVL) maarten.platteeuw@rws.nl;

NIOZ medewerkers:

Jacco Kromkamp (NIOZ) jacco.kromkamp@nioz.nl
Louis Peperzak (NIOZ) louis.peperzak@nioz.nl
Katja Philippart (NIOZ) katja.philippart@nioz.nl

Het NIOZ Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee is een instituut van de Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek (NWO), met vestigingen op Texel en in Yerseke.

NIOZ Texel
Landsdiep 4
1797 SZ 't Horntje, Texel

Postbus 59
1790 AB Den Burg, Texel
Nederland
Telefoon: +31(0)222 - 369300
Fax: +31(0)222 - 319674

NIOZ Yerseke
Korringaweg 7
4401 NT Yerseke

Postbus 140
4400 AC Yerseke
Nederland
Telefoon: +31(0)113 - 577417
Fax: +31(0)113 - 573616

www.nioz.nl

NIOZ Rapport 2015-3

De missie van het NIOZ is het verkrijgen en verspreiden van wetenschappelijke kennis van zeeën en oceanen voor een beter begrip en een duurzaam beheer van onze planeet, het beheren van de nationale faciliteiten voor zeeonderzoek en het ondersteunen van marien onderzoek en onderwijs in Nederland en in Europa.

