

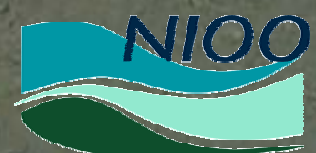
Monitoren van intertidaal slib en microfytobenthos met remote sensing

januari 2008

*Daphne van der Wal
Annette Wielemaker-van den Dool
Peter M.J. Herman*

Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie
Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW)

<http://www.nioo.knaw.nl>



Het copyright van dit rapport is nadrukkelijk voorbehouden aan NIOO-KNAW. Niets uit dit rapport mag op enigerlei wijze worden vermenigvuldigd zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van NIOO-KNAW, noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander doel dan waarvoor het is vervaardigd. Het is de opdrachtgever toegestaan vrijelijk kopiën van deze notitie te maken.

D. van der Wal, A. Wielemaker-van den Dool, P.M.J. Herman (2008).

Monitoren van intertidaal slib en microfytobenthos met remote sensing.

Rapport Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke, 62 pp.



Koninklijke
Nederlandse
Akademie van
Wetenschappen

Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie
Korringaweg 7, Postbus 140, 4400 AC YERSEKE, Nederland
URL: <http://www.nioo.knaw.nl>

Inhoud

Voorwoord	5
Samenvatting	7
1. Inleiding	9
2. Monitoren van intertidaal slib	11
2.1. Remote sensing van intertidaal slib	11
2.2. Onderzoeksvragen	12
2.3. Velddata	12
2.4. Beeldverwerking	14
2.5. Data-analyse, algoritme-ontwikkeling en validatie	16
2.6. Verbetering van het algoritme met geostatistische technieken	25
2.7. Karteren van het slibgehalte	26
2.8. Tijdreeksanalyse	32
2.9. Seizoensvariatie	33
2.10. Slib als indicator voor de verspreiding van bodemdieren	37
3. Monitoren van microfytobenthos	41
3.1. Remote sensing van microfytobenthos	41
3.2. Onderzoeksvragen	42
3.3. Velddata	42
3.4. Tijdreeksanalyse	42
3.5. Ruimtelijke analyse	47
4. Conclusies en aanbevelingen	51
4.1. Monitoren van intertidaal slib	51
4.2. Monitoren van microfytobenthos	53
Literatuur	55
Appendices	59

Voorwoord

Deze opdracht is in oktober-november 2007 uitgevoerd door Daphne van der Wal van de werkgroep Ruimtelijke Ecologie van het CEME (NIOO-KNAW). Peter Herman heeft advies gegeven, en Annette Wielemaker-van den Dool heeft geassisteerd bij de database- en GIS-analyses. Herman Hummel (Monitor Taakgroep CEME) was verantwoordelijk voor het aanleveren van de sedimentdata van BIOMON/MOVE, die door Wil Sistermans in een database zijn gezet.

Opdrachtgever van dit onderzoek is Sofie Verheyen van de Projectdirectie Uitvoering Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium 2010 (ProSes 2010), en contract- en opdrachtbegeleider is Eric van Zanten (Rijkswaterstaat, Dienst Zeeland). Dick de Jong (Rijkswaterstaat, Dienst Zeeland) heeft advies gegeven en in situ data aangeleverd. Frans Spruyt (Rijkswaterstaat, DID) heeft zorggedragen voor levering van twee aanvullende ERS-2 SAR beelden van contrasterende seizoenen.

Samenvatting

De slikken en platen van de Westerschelde zijn van groot ecologisch belang. Het microfytobenthos (met name diatomeeën) van de intergetijdengebieden levert een belangrijke bijdrage aan de totale primaire productie van het estuarium, en is een voedselbron voor een groot deel van het macrobenthos (bodemdieren), dat zelf weer voedsel is voor vogels, vissen en de mens. Het estuarium verschaft ook toegang tot onder andere de haven van Antwerpen, en heeft zo ook een belangrijke rol voor de scheepvaart. In de Westerschelde wordt continu gebaggerd om de diepte van vaargeulen op peil te houden. Daarnaast wordt aanlegbaggerwerk uitgevoerd wanneer wordt beslist een vaargeul te verruimen om grotere schepen toegang tot de havens te verschaffen. Deze en andere ingrepen kunnen effecten hebben op de morfologie, hydrodynamiek, sedimenthuishouding, het fyto­benthos en de bodemdieren. De Westerschelde wordt intensief gemonitord om eventuele effecten van verruiming van de vaargeul op het ecosysteem te detecteren. Tot nu toe is voor deze monitoring voornamelijk gebruik gemaakt van in situ bemonstering op vaste lokaties.

Dit onderzoek richt zich op de vraag in hoeverre remote sensing kan worden ingezet voor het vlakdekkend monitoren van het *slibgehalte* en de *jaarlijkse primaire productie* van het *microfytobenthos* van de slikken en platen. Er is gebruik gemaakt van gearchiveerde remote sensing beelden (radar en optische satellietbeelden en optische vliegtuigbeelden) en reeds verzamelde in-situ monitoringdata (met name MOVE data) van de periode 1993-2005.

De resultaten laten zien dat op basis van alleen satellietradar een redelijke voorspelling kan worden gemaakt van de distributie van het *slibgehalte* in de Westerschelde. Het *slibgehalte* wordt met deze methode wel onderschat in zeer slibrijke gebieden (zoals Appelzak), en overschat in zeer slibarme gebieden (zoals de Middelpaalt), terwijl in de range van slibgehalten tussen de 10% en 20% weinig onderscheid kan worden gemaakt. De methode lijkt daarom vooralsnog niet nauwkeurig genoeg voor monitoring van het *slibgehalte* in de gehele Westerschelde. Een combinatie van optische en radar satelliet remote sensing, in combinatie met veldgegevens op een aantal vaste monsterstations (zoals de MOVE stations), levert de meest betrouwbare resultaten op voor het *slibgehalte* van de gehele Westerschelde. De voorspelling werd nog verder verbeterd met regressie-kriging (waardoor meer waarde aan in-situ data wordt gehecht). Overigens kan satellietradar wel geschikt zijn voor het nauwkeurig monitoren van een enkele plaat of slik, gegeven goede groundtruthing. Nader onderzoek is nodig om de methode om het *slibgehalte* uit remote sensing te voorspellen verder te verbeteren voordat de methode geoperationaliseerd kan worden. Er is hierbij met name behoefte aan een goede validatie op basis van een veldsurvey van de uit remote sensing verkregen slibkaarten.

Remote sensing monitoring van het *slibgehalte* is niet mogelijk zonder gedegen ground-truthing. Een dataset van ca 100 bemonsterde in situ stations per jaar, zoals in het MOVE netwerk, is voldoende voor de ground-truthing, maar voor het toepassen van regressiekriging zijn meer monsterstations nodig. Voor het monitoren van het intertidaal slib is het van belang dat er een uniforme reeks in situ data beschikbaar is. Indien verschillende Malverns of verschillende voorbehandelingsmethoden moeten worden gebruikt voor de korrelgrootte-analyses, dient een gedegen omrekening te worden gemaakt om vergelijking in de tijd mogelijk te maken, en om de beelden juist te kunnen calibreren.

Het *slibgehalte* is een belangrijke indicator voor de verspreiding van bodemdieren op de slikken en platen. Remote sensing kan goed worden gebruikt voor het voorspellen van de habitatgeschiktheid van bodemdieren. De beste voorspelling uit remote sensing werd gegeven door

een model waarbij het slibgehalte uit een combinatie van radar en optische remote sensing werd voorspeld, en vervolgens werd gebruikt voor het voorspellen van de biomassa van het macrobenthos. Deze methode zal betere resultaten opleveren naarmate het slibgehalte beter uit remote sensing kan worden voorspeld. Voor de calibratie is wel voor ieder beeld een aantal benthos-monsters en sedimentmonsters nodig.

Het *microfytobenthos* kan worden gemonitored met behulp van optische remote sensing, waarbij gebruik wordt gemaakt van informatie in het rode en nabij-infrarode deel van het elektromagnetisch spectrum. Uit de in-situ data van chlorofyl-a, als maat voor het microfytobenthos, blijkt dat regressievergelijkingen van het jaargemiddelde als een functie van momentopnamen van het chlorofylgehalte zeer goed kunnen worden gebruikt voor het omrekenen van chlorofylgehalten uit de remote sensing opnamen naar een schatting van het jaargemiddelde. Een paar optische remote sensing opnamen per jaar zijn voldoende voor het afleiden van de *jaarlijkse biomassa* (chlorofylgehalte) als maat voor de *jaarlijkse primaire productie* over de gehele Westerschelde. (Beeld)opnamen in de maanden april, juni of september ($R^2 > 0.85$), maar nog beter in een combinatie van deze maanden ($R^2 > 0.95$) leveren de beste voorspelling van het jaargemiddelde chlorofylgehalte. In situ bemonstering van het chlorofylgehalte zouden dus in ieder geval ook in deze drie maanden moeten worden uitgevoerd in een monitoringprogramma. Daarnaast kunnen in situ data van de winter (januari) en de voorjaarspiek (mei) worden ingewonnen om een compleet beeld te krijgen van de seizoensvariatie van het chlorofyl.

Er is een grote natuurlijke variatie en cycliciteit in chlorofyl tussen de jaren, maar eerdere studies tonen identieke grootschalige trends in het microfytobenthos voor de Westerschelde, Oosterschelde en de Eems-Dollard. Om de effecten van de verruiming van de Westerschelde op het microfytobenthos te kunnen onderscheiden van externe factoren, zoals weersomstandigheden, kunnen de Westerschelde en Oosterschelde gelijktijdig worden gemonitored met remote sensing. Ook hiervoor is nader onderzoek noodzakelijk, bijvoorbeeld om met remote sensing goed onderscheid te kunnen maken tussen microfytobenthos en macrofytobenthos in met name de Oosterschelde.

Voor het bepalen van microfytobenthos biomassa uit remote sensing is de ruimtelijke schaal van zowel vliegtuig remote sensing (resolutie ca 1-5 meter, zoals CASI, AHS en Hymap) als hoge resolutie satelliet remote sensing (resolutie 10-30 meter, zoals Landsat TM en SPOT XS) voldoende. Medium resolution satellieten (resolutie $> 50\text{m}$, zoals Envisat MERIS en Terra/Aqua MODIS) zijn niet geschikt. Vliegtuig remote sensing geeft wel meer detail, en heeft ook de meest optimale spectrale resolutie, waardoor vliegtuig remote sensing wel de beste mogelijkheden biedt voor een betrouwbaar algoritme voor het afleiden van chlorofyl.

Dit onderzoek wijst uit dat uit een of meerdere satellietbeelden een zeer goede voorspelling kan worden gemaakt van de jaarlijkse biomassa van het microfytobenthos van de Westerschelde en dat zulke satellietbeelden geschikt zijn voor monitoring. Satellietbeelden kunnen nu worden geanalyseerd op ruimtelijke patronen in biomassa van het microfytobenthos, waarbij de veranderingen van die patronen in de tijd (voor seizoenen en jaren) kan worden gevolgd.

1. Inleiding

Slikken en platen zijn belangrijke componenten van veel estuariene systemen. Deze intergetijdengebieden hebben een vaak rijke en diverse biologische gemeenschap (Ysebaert et al., 2002). Dit omvat het microfytobenthos (diatomeeën, groenwieren en cyanobacteriën) op de sedimentbodem, die een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan de totale primaire productie, en het macrobenthos (bodemdieren), dat hier mede van afhankelijk is, en zelf weer voedsel is voor vogels, vissen en de mens (Heip et al., 1995; MacIntyre et al., 1996; Cahoon, 1999; Herman et al., 1999). De Westerschelde is gekarakteriseerd door veel van zulke intergetijdengebieden. Het estuarium verschaft ook toegang tot onder andere de haven van Antwerpen, en heeft zo ook een belangrijke rol voor de scheepvaart. In de Westerschelde wordt continu gebaggerd om de diepte van vaargeulen op peil te houden. Daarnaast wordt aanlegbaggerwerk uitgevoerd wanneer wordt beslist een vaargeul te verruimen om grotere schepen toegang tot de havens te verschaffen. Deze en andere ingrepen kunnen effecten hebben op de morfologie, hydrodynamiek, sedimenthuishouding, het fyto­benthos en de bodemdieren. De Westerschelde wordt intensief gemonitord om eventuele effecten van verruiming van de vaargeul op het ecosysteem te detecteren.

Voor het monitoren van de effecten van de uit te voeren verruiming wordt een programma opgezet, MONitoring Effecten Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium, onderdeel toegankelijkheid (MONEOS-T). Tot nu toe wordt voor de monitoring, inclusief de Monitoring Verruiming Westerschelde (MOVE) ten behoeve van de verdieping 48'- 43', intensief bemonsterd op een aantal vaste of random gekozen punten. Nadeel van deze methode is dat veranderingen kunnen plaatsvinden op lokaties die niet bemonsterd worden, en daardoor niet worden gesignaleerd. Met remote sensing kunnen grote gebieden vlakdekkend in kaart worden gebracht, en mogelijk ook in de tijd worden gevolgd (Kerr & Ostrovsky 2003). Op slikken en platen zijn dergelijke remote sensing technieken bijvoorbeeld toegepast voor het afleiden van synoptische informatie over hoogte, veelal met behulp van laseraltimetrie (e.g., Cracknell, 1999, Saye et al., 2005), korrelgrootte van het sediment (Yates et al., 1993, Rainey et al., 2003, Deronde et al., 2006, Van der Wal et al., 2005; Van der Wal & Herman, 2007) en de biomassa van het microfytobenthos (Mélédér et al., 2003, Combe et al. 2005, Van der Wal et al., 2006). In enkele gevallen is remote sensing ook gebruikt voor monitoring, bijvoorbeeld voor het volgen van veranderingen op de Plaat van Walsoorden in de Westerschelde (Van der Wal et al., 2007). In een paar studies zijn remote sensing data vervolgens gebruikt om de verspreiding van bodemdieren te voorspellen (Yates et al., 1993; Van der Wal et al., 2004; Van der Wal et al., 2008). Een operationele monitoringsmethode bestaat echter nog niet, noch voor het slibgehalte, noch voor het microfytobenthos.

Centraal in deze studie staat de inzetbaarheid van remote sensing voor de beantwoording van monitoringvragen binnen MONEOS, met betrekking tot slibgehalte en benthis­ch chlorofyl van de intergetijdengebieden in de Westerschelde.

Voor het opnemen van slibgehalte is het van belang uitspraak te kunnen doen over de volgende zaken:

- Ontwikkeling van het slibgehalte van de bodem op lokale en regionale schaal
- Ontwikkeling van de habitatgeschiktheid door veranderingen in het slibgehalte van de bodem.

Voor het opnemen van benthis­ch chlorofyl zijn de monitoringsvragen:

- Berekening van de jaarlijkse primaire productie
- Temporele en lokale veranderingen van de primaire productie
- Ontwikkeling van de jonge schorren op de platen.

In dit onderzoek zal de inzetbaarheid van remote sensing voor het beantwoorden van deze vragen worden onderzocht. De nadruk van deze fase van het onderzoek ligt op de *haalbaarheid* van het inzetten van deze remote sensing methoden, en nog niet op het eventueel *operationeel* maken van de methoden. Er wordt gebruik gemaakt van gearchiveerde remote sensing beelden en reeds verzamelde in-situ monitoringdata.

2. Monitoren van intertidaal slib

2.1. Remote sensing van intertidaal slib

In een aantal studies is remote sensing gebruikt om sedimenteigenschappen te karteren. De korrelgrootte van het sediment is veelal in kaart gebracht door gebruik te maken van multispectrale satelliet remote sensing (Bartholdy & Folving, 1986; Yates et al., 1993; Thomson et al., 1998; Ryu et al., 2004), multispectrale vliegtuig remote sensing (Rainey et al., 2003) of hyperspectrale vliegtuig remote sensing (Smith et al., 2004; Deronde et al., 2006), altijd in combinatie met in-situ data van de korrelgrootteverdeling van het sediment (mediane of gemiddelde korrelgrootte of slibgehalte).

De kartering berust op het principe dat ieder sedimenttype een bepaalde spectrale signatuur heeft in het zichtbare en nabij-infrarode (VNIR) deel van het elektromagnetisch spectrum, of in andere delen van het spectrum, zoals in het korte-golf infrarood (SWIR). De spectrale signatuur hangt met name af van de mineralogie van het sediment, korrelgrootte, organische stof, vochtcondities en microfytobenthos. Over het algemeen neemt de reflectantie in het VNIR af met toenemend slibgehalte. Dit komt met name door waterabsorptie, omdat sediment met hogere slibgehalten in intergetijdengebieden veelal ook een hoger vochtgehalte heeft (Bowers & Hanks, 1965; Rainey et al., 2000; Van der Wal & Herman, 2007).

Er kan gebruik worden gemaakt van verschillende klassificatiemethoden voor het karteren van sediment uit optische en infrarood remote sensing. Een voorbeeld is de *unsupervised classification* (Doerffer & Murphy, 1989), waarmee een aantal klassen met statistisch verschillende spectrale signaturen wordt onderscheiden. Achteraf worden deze klassen aan sedimentklassen (bijvoorbeeld slib, zand, etc) toegeschreven op basis van veldkennis. De methode is dus sterk afhankelijk van groundtruthing, van het aantal gekozen klassen en van de condities tijdens de opname. Een andere techniek is de *supervised classification* (Yates et al., 1993; Thomson et al., 1998). Deze klassificatie wordt gemaakt door het 'extrapoleren' van sedimentklassen (bijvoorbeeld slib, droog zand, nat zand, sediment met microfytobenthos en water) van gebieden waarvan de sedimentsamenstelling (uit veldwaarnemingen) gekend is. Een derde techniek is *spectral unmixing* (Rainey et al., 2003). Deze methode gaat uit ervan uit dat de spectrale signatuur van iedere cel (pixel) in een beeld is opgebouwd uit een aantal componenten (*end members*), bijvoorbeeld slib, water en microfytobenthos. Per pixel wordt het aandeel van deze componenten berekend. Een dergelijke methode is door Stelzer (2003) uitgevoerd voor klassificatie van het sediment van de getijdenplaten in de Westerschelde. Een vierde methode om slib te karteren uit remote sensing is *regressie-analyse* (Deronde et al., 2006; Van der Wal & Herman, 2007). Een regressiemodel, waarin in-situ sedimentdata is gemodelleerd als functie van de reflectantie in bepaalde banden, wordt toegepast op de beelden om een vlakdekkende schatting te verkrijgen van het slibgehalte.

Naast optische remote sensing heeft ook satellietradar potentieel voor het in kaart brengen van sediment. Van der Wal et al. (2005) gebruikte C-band satellietradar voor het in kaart brengen van het slibgehalte en mediane korrelgrootte van de intergetijdenplaten van de Westerschelde. Het radarsignaal, de backscatter, bleek met name afhankelijk te zijn van verticale bodemruwheid. Deze bodemruwheid wordt met name bepaald door de ribbelstructuur van de bodem. De ruwheid neemt af met toenemend slibgehalte: cohesie verhindert de vorming van ribbels in slibrijk sediment. Dit resulteerde in een negatieve lineaire relatie tussen de backscattering uit de beelden en het log-getransformeerde slibgehalte van het sediment. Deze relatie is vervolgens toegepast op de beelden om het slibgehalte vlakdekkend te voorspellen. De bruikbaarheid van deze methode voor het monitoren van de Westerschelde zal worden getoetst in deze studie.

Daarnaast is een combinatie van technieken mogelijk, bijvoorbeeld een regressie-analyse gebaseerd op een combinatie van optische en radar remote sensing (Van der Wal & Herman, 2007). Ook deze methode zal in dit onderzoek op inzetbaarheid worden getest.

2.2. Onderzoeksvragen

Het onderzoek is gericht op het beantwoorden van de volgende vragen:

- Kan het slibgehalte van het oppervlak goed voorspeld worden op basis van satellietradar? Is de methode voor het gehele gebied toepasbaar? Zijn er gebieden of condities waar een combinatie met aanvullende informatie naar verwachting een betere voorspelling geeft?
- Kan, uit de resultaten van slibkaarten uit contrasterende seizoenen, een voorspelling worden gegeven van lokaties waar slechts de bovenste laag uit slib bestaat met daaronder zand (enkel in de zomer/najaar een dun laagje slib), of waar ook in de diepte slib wordt gevonden (het gehele jaar door slibrijk)?
- Is het haalbaar met ERS SAR opnamen de ontwikkeling van de habitatgeschiktheid voor bodemdieren te monitoren?

2.3. Velddata

Calibratie: de MOVE dataset

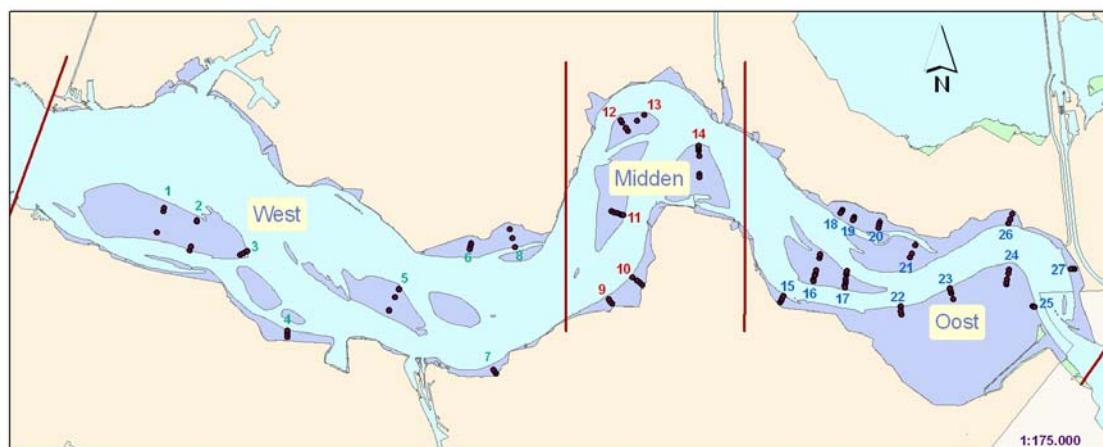
Voor de analyse van het slibgehalte is gebruik gemaakt van de diatomeeëndatabase van Rijkswaterstaat. Deze dataset wordt in dit rapport aangeduid als de MOVE dataset, omdat het de veldwaarnemingen uit het MOVE netwerk bevat. Figuur 1 geeft een overzicht van de bemonsterde punten en transecten.

Het sediment is met name in het najaar bemonsterd, veelal over de bovenste 2 cm van de bodem, en daarnaast ook over de bovenste 10 cm van de bodem. Het slibgehalte (percentage sedimentdeeltjes $<63 \mu\text{m}$) van de monsters is bepaald met de laserdiffraatiemethode met behulp van een Malvern Mastersizer (Stapel en De Jong, 1998). Het slibgehalte is gecorrigeerd aan de hand van het humus- en schelpgehalte. Een voorbeeld van de slibdata is gegeven in Figuur 2.

Voor dit onderzoek zijn de slibwaarden log-getransformeerd, volgens $\ln(\text{slibpercentage}+1)$. De offset van 1 is gebruikt om te voorkomen dat de natuurlijke logaritme wordt genomen uit een slibgehalte van 0. Hierna wordt naar deze transformatie gerefereerd als $\ln(\text{slib})$.

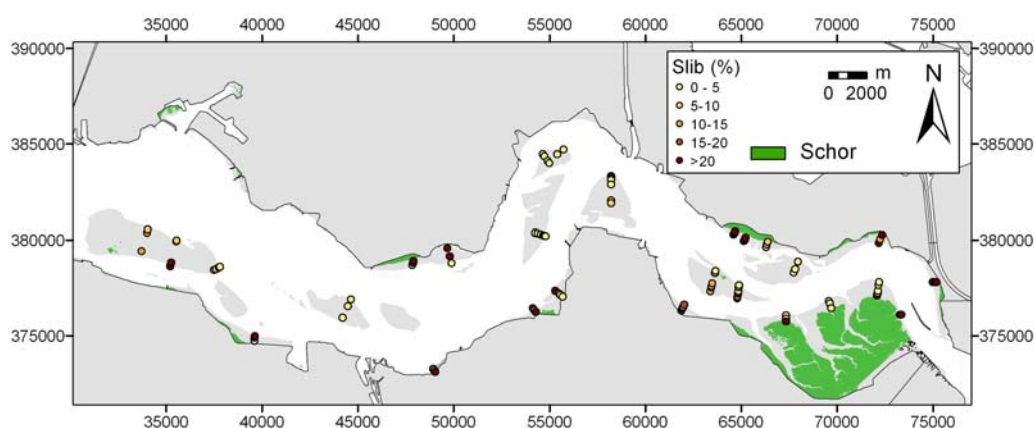
Calibratie: de McLaren dataset

Daarnaast is gebruik gemaakt van de McLaren data set van Rijkswaterstaat. Dit zijn monsters van de gehele Westerschelde, genomen in een grid met ca 500 bij 500 m cellen. De monsters zijn genomen in het najaar van 1992 en 1993, en nogmaals in augustus 2002. De monsters zijn, zonder voorbehandeling, geanalyseerd met een Malvern particle sizer. Voor dit onderzoek zijn de slibwaarden weer log-getransformeerd, volgens $\ln(\text{slibpercentage}+1)$.



West	Midden	Oost
1-3 Hooge Platen/Springer (P_HOO)	9-10 Platen van Hulst (S_HUL)	15 Baalhoek (S_BAA)
4 Paulinapolder (S_PAU)	11 Rug van Baarland (P_RUG)	16-17 Plaat van Walsoorden (P_WAL)
5 Middelplaat (P_MID)	12-13 Molenplaat (P_MOL)	18-20 Waarde (S_WAA)
6 Zuidgors (S_ZUI)	14 Plaat van Ossensisse (P_OSS)	21 Plaat van Valkenisse (P_VAL)
7 Pas van Terneuzen (S_TER)		22-25 Saefthinghe (S_SAE)
8 Plaat van Baarland (P_BAA)		26 Bath (S_BAT)
		27 Appelzak (S_APP)

Figuur 1. Bemonsteringslocaties Westerschelde van sediment en microfytobenthos (Wetsteyn, 2006), met de in dit rapport gebruikte naamgeving van slikken (S) en platen (P).



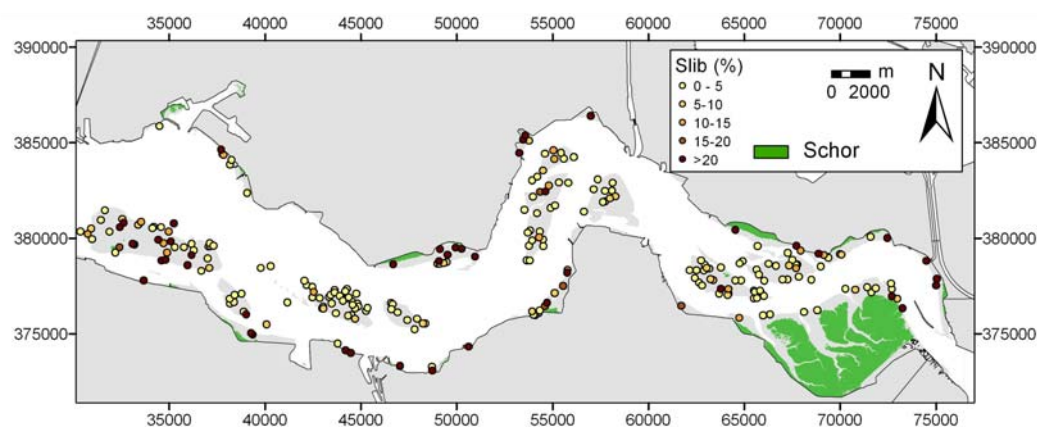
Figuur 2. In situ slibgehalte, september 2004, MOVE dataset.

Validatie: de BIS dataset

Naast de MOVE dataset is gebruik gemaakt van data zoals die zijn opgeslagen in de NIOO BIS database. Hierin zijn onder andere BIOMON data opgeslagen: sedimentmonsters genomen in het voorjaar en najaar in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. De Westerschelde is opgesplitst in drie delen (plots) in respectievelijk het westen (plot 1), midden (plot 2) en oosten (plot 3), waarbij een deel ter hoogte van Terneuzen (tussen plot 1 en 2) en een deel ter hoogte van Perkpolder (tussen plot 2 en 3) niet wordt bemonsterd (Sisternans et al., 2007a). De bemonstering wordt willekeurig uitgevoerd in verschillende diepte-strata, waarvan hier alleen de eulitorale data (stations >-2 m NAP) zijn voor dit onderzoek geselecteerd. Naast BIOMON data zijn ook MOVE data in BIS opgenomen. De MOVE data worden genomen op (een aantal) voornoemde vaste punten/transecten (Figuur 1). Daarnaast worden in het kader van MOVE ook random lokaties bemonsterd volgens de BIOMON methode, in een plot (plot 4) ter hoogte van Terneuzen, dus tussen de BIOMON plots 1 en 2 (Sisternans et al., 2007a). In dit onderzoek wordt naar deze random MOVE

data verwezen als MOVE_RND. Zowel de BIOMON als de MOVE_RND data in BIS zijn geselecteerd voor validatie van de algoritmen (Figure 3). Daarnaast is gebruik gemaakt van sedimentgegevens van een aantal andere projecten, zoals monsters genomen in september 1995 op de Molenplaat voor het EU project Ecoflat (Herman et al., 2001), data van een aantal platen (Lage Springer, Plaat van Everingen, Molenplaat en Plaat van Valkenisse) uit oktober 1996 genomen voor het BEON MICRO-MACRO project (Herman, 1997), en data van een aantal platen (Lage Springer, Plaat van Everingen, Molenplaat en Plaat van Walsoorden uit september 2004 voor het SRON project (Van der Wal & Herman, 2007).

De monsters verzameld in de BIS database zijn gevriesdroogd, en het slibgehalte is met de laserdiffractiemethode bepaald. Er is niet gecorrigeerd voor humus- en kalkgehalte, zoals bij de MOVE calibratie dataset. Tot ca 2000 is bij het NIOO gebruik gemaakt van een Malvern 3600 EC particle sizer, die de fractie 1.2 tot 564 μm kan detecteren. Vanaf ca 2001 is gebruik gemaakt van een Malvern Mastersizer 2000, waarbij de fractie 0.02 tot 1000 μm kan worden gedetecteerd. Uit een vergelijking van de slibgehalten van een set monsters die met beide particle sizers is bepaald, blijkt dat de resultaten nogal verschillen (Sisternans et al., 2007b). Slibgehalten met de nieuwe particle sizer zijn lager dan bij de oude particle sizer. In dit onderzoek is hiervoor niet gecorrigeerd. Een deel van de oude BIOMON en MOVE/MOVE_RND monsters is door het RIKZ geanalyseerd, ook weer met verschillende Malverns (1990-1993, 1994-1996 en 1997-2006). Deze monsters zijn niet gebruikt voor dit onderzoek. Tot slot kan de diepte waarover is bemonsterd per project verschillen. Voor de projecten BIOMON en SRON is de bodem bijvoorbeeld over ongeveer de bovenste 5 cm bemonsterd. Door het gebruik van de verschillende in situ bepalingen van het slibgehalte zijn de geselecteerde gegevens uit de BIS database alleen gebruikt voor een kwalitatieve validatie. Ook hier zijn de slibgehalten (percentage slibdeeltjes < 63 μm) weer getransformeerd naar $\ln(\text{slib})$.



Figuur 3. In situ slibgehalte, BIOMON en MOVE_RND data, najaar 1999-2005, BIS dataset.

2.4. Beeldverwerking

Satellietradarbeelden

De radardata, bestaande uit ERS-1 SAR and ERS-2 SAR PRI beelden van Zeeland zijn ingelezen en bewerkt in het softwarepakket *Erdas Imagine Professional*. Er is gebruik gemaakt van twee sets beelden: beelden genomen in de herfst (augustus-november) (Tabel 1), en beelden genomen in contrasterende seizoenen (Tabel 2). De beelden bedekken de gehele Westerschelde (beelden van track 194 in Tabel 1) of alleen het deel van de Westerschelde ten oosten van Hooge Springer (beelden van track 423 in Tabel 1).

De beelden zijn radiometrisch gecorrigeerd volgens Van der Wal et al. (2005). In dit onderzoek is echter niet met σ^0 (sigma-nought) waarden gewerkt als maat voor de backscatter, zoals in bovenstaande studie, maar met β^0 (beta-nought), de radar brightness. Deze β^0 is, per definitie, genormaliseerd ten opzichte van de invalshoek van de radar, die varieert over het beeld (kleinere hoek bij *near-range* en grotere hoek bij *far-range*). De normalisatie is uitgevoerd ten opzichte van de *mid-range* invalshoek van 23 graden. Door deze normalisatie zijn β^0 waarden vergelijkbaar binnen het beeld, en in de tijd, en alleen afhankelijk van de eigenschappen van het oppervlak (in intergetijdgebieden met name de ruwheid van de bodem, en in veel mindere mate de dielectrische constante van het oppervlak en de hellingshoek van het terrein). Een gemiddelde over een venster (*moving window*) van 9x9 pixels, dus ca 112x112m in het veld, is toegepast om de ruis (*speckle*) die inherent is aan radar te verkleinen. Dit leidt tot een nauwkeurigheid van ca 1 dB bij een 95% betrouwbaarheidsinterval (Laur et al., 2002). De beelden zijn vervolgens geometrisch gecorrigeerd en geprojecteerd in het Rijksdriehoekstelsel, waarbij gebruik is gemaakt van ca 10 punten verspreid over het beeld waarvan de exacte coördinaten bekend zijn, en herbemonsterd met een *cubic convolution* algoritme, waarbij de oorspronkelijke pixelgrootte van 12.5 m in tact is gehouden. Gestreefd is naar een nauwkeurigheid van de geocorrectie van <30m, gelijk aan de nominale ruimtelijke resolutie van het beeld. De waarden van de β^0 intensiteit zijn tot slot uitgedrukt in β^0 waarden in decibel.

Optische satellietbeelden

Daarnaast is gebruik gemaakt van een aantal Landsatbeelden (Tabel 3). Vier Landsatbeelden uit de periode 1993-2005 uit het NIOO archief waren reeds atmosferisch gecorrigeerd en geometrisch gecorrigeerd. De waarden van ontvangen radiantie (*radiance at sensor*) zijn omgerekend tot waarden van reflectantie aan het oppervlak (*surface reflectance*) na atmosferische correctie. De correctieprocedure is uitgebreid beschreven in Van der Wal & Herman (2007). De beelden hebben een resolutie van 30 bij 30 m. Ook hier is weer gestreefd naar een nauwkeurigheid van de geocorrectie van ca 30 m. Er is een moving average van 3x3 pixels toegepast (ca 90 bij 90 m in het terrein), om een betere match te garanderen tussen de in situ data en de pixelwaarden. Opgemerkt moet worden dat door de beelden van 2003 en 2004 strepen lopen, door een defect aan de Landsat 7 ETM+ sensor sinds het voorjaar van 2003. De streken waar de reflectantie hierdoor niet (goed) is bepaald, zijn gemaskeerd en niet in de analyse meegenomen.

Tabel 1. ERS SAR PRI beelden in de herfstperiode, 1993-2007.

Sat	Datum	Orbit	Frame	Track	Station	PAF	In situ data (MOVE)
ERS-1	3 Oct 1993	11590	2565	423	KS	Infoterra/UK	-
ERS-1	25 Oct 1994	17139	2565	338	KS	Infoterra/UK	8-30 Aug 1994
ERS-2	27 Sep 1995	02281	2565	423	FS	ASI/I	8-15 Sep 1995
ERS-2	16 Oct 1996	07792	2565	423	KS	Infoterra/UK	26 Sep -11 Oct 1996
ERS-2	20 Oct 1997	13074	2565	194	KS	Infoterra/UK	2-5 Sep 1997
ERS-2	12 Aug 1998	17311	2565	423	KS	Infoterra/UK	21-25 Sep 1998
ERS-2	1 Sep 1999	22822	2565	423	(MA)	ASI/I	13-17 Sep 1999
ERS-2	20 Sep 2000	28333	2565	423	KS	Infoterra/UK	18-22 Sep 2000
ERS-2	5 Sep 2001	33343	2565	423	KS	Infoterra/UK	3-11 Sep 2001
ERS-2	25 Sep 2002	38854	2565	423	KS	Infoterra/UK	9-12 Sep 2002
ERS-2	29 Sep 2003	44136	2565	194	MA	ASI/I	12-19 Sep 2003
ERS-2	3 Nov 2004	48876	2565	423	MA	ASI/I	1-30 Sep 2004
ERS-2	19 Oct 2005	54886	2565	423	KS	Infoterra/UK	-

Tabel 2. ERS SAR PRI beelden van contrasterende seizoenen, 2003-2005.

Sat	Datum	Orbit	Frame	Track	Station	PAF
ERS-2	7 Apr 2003	41631	2565	194	MA	ASI/I
ERS-2	16 Jun 2003	42633	2565	194	?	Infoterra/UK
ERS-2	29 Sep 2003	44136	2565	194	MA	ASI/I
ERS-2	12 Jan 2004	45639	2565	194	?	Infoterra/UK

Tabel 3. Landsatbeelden, 1993-2007.

Satelliet/sensor	Datum	Pad	Rij
Landsat 5 TM	12 Aug 1995	198	24
Landsat 5 TM	20 Jul 1996	199	24
Landsat 7 ETM+	20 Apr 2003	199	24
Landsat 7 ETM+ SLC-off	18 Sep 2003	199	24
Landsat 7 ETM+ SLC-off	4 Sep 2004	199	24

2.5. Data-analyse, algoritme-ontwikkeling en validatie

Data-analyse

De radar brightness uit de radarbeelden en de reflectanties uit optische remote sensing zijn in een Geografisch Informatie Systeem (GIS) toegevoegd aan de velddata. Daarna is aan de datasets een aantal omgevingsvariabelen toegevoegd uit kaarten van de Westerschelde van Rijkswaterstaat, zoals de bathymetrie en ecotopen. Uit deze database is een selectie gemaakt in een GIS, op basis van een aantal criteria.

- Estuarium: De database bevat waarnemingen in zowel de Oosterschelde als de Westerschelde. In een GIS is een onderscheid gemaakt tussen de twee datasets.
- Jaar: Alleen de jaren 1994-2004 zijn geselecteerd, omdat alleen van deze jaren zowel velddata als beelden beschikbaar zijn. Van 1993, 2005 en 2006 zijn wel beelden beschikbaar, maar geen calibratie (MOVE) velddata.
- Maand: Alleen *match-ups* van beelden en velddata zijn geselecteerd. Bij een *match-up* is een marge van ca 2 maanden aangehouden, waarbij de veldmetingen en beelden van de herfst-reeks wel in augustus, september of oktober moeten zijn ingewonnen.
- Diepte bemonstering: De sedimentmonsters die voor de calibratie van de tijdreeks van de herfstbeelden zijn gebruikt zijn die van de bovenste 2 cm. Voor een aanvullende analyse zijn daarnaast sedimentdata van de bovenste 10 cm gebruikt uit de MOVE database. Voor de BIS data is geen onderscheid gemaakt in diepte; over het algemeen is de bemonsterde diepte hier ca 5 cm.
- Bathymetrie: Er is gebruik gemaakt van dieptekaarten van Rijkswaterstaat van de Westerschelde van de jaren 1994, 1997, 2000, 2002, 2003 en 2004, met 20 m resolutie. De diepte-waarden zijn in een GIS toegevoegd aan de veldmetingen. Een grens van -1.0 m NAP is aangehouden om intertidaal en subtidaal gebied te onderscheiden.
- Helling en aspect: Er zijn kaarten van de helling en van het aspect afgeleid uit de 20m resolutie hoogtekarten, en toegevoegd aan de database. Een onderscheid van hellingen groter dan 1 graad is gebruikt om steile plaat- en slikranden uit te sluiten van analyse.
- Positie: Er is een variabele toegevoegd om onderscheid te kunnen maken tussen de platen (P) en de slikken (S). Ook is voor de verschillende slikken en platen een aparte naam toegevoegd (Figuur 1).

- Schor: Er is gebruik gemaakt van de ecotopenkaarten van de Westerschelde (Zoute Ecotopenstelsel, ofwel ZES) van het RIKZ van de jaren 1996, 2001 en 2004. De ZES-codes zijn toegevoegd aan alle punten in de database. Punten in de vegetatiezone kunnen zo worden herkend, en worden uitgesloten van analyse.

Algoritme-ontwikkeling

Uit de calibratie-dataset (MOVE data) en de bijbehorende radar brightness waarden zijn data geselecteerd van de Westerschelde die voldoen aan de volgende criteria: (1) velddata en beeld zijn ingewonnen in augustus, september of oktober van een bepaald jaar, (2) de monsters zijn van de bovenste 2 cm, (3) de stations liggen hoger dan -1.00 m NAP, (4) de helling van het oppervlak is kleiner dan 1 graad en (5) er is geen schorvegetatie. Met behulp van het statistische softwarepakket Statistica is gekeken of een lineair regressiemodel de relatie tussen het slibgehalte en de radar brightness het best kon beschrijven, of dat beter gebruik kon worden gemaakt van een complexer regressiemodel (bijvoorbeeld een tweede, derde of vierde graads polynoom) om de betrouwbaarheid van de voorspelling te vergroten. Een linear regressiemodel bleek hierbij de beste voorspelling te geven. Er is gekozen voor een *least squares* regressie op de data van:

$$\ln(\text{slib}) = a \beta^0 + c + \text{error} \quad (\text{vgl } 1)$$

waarin $\ln(\text{slib})$ het in situ slibgehalte weergeeft, en β^0 de radar brightness uit het radarbeeld van dat seizoen (Tabel 4).

Hoewel de R^2 laag is (gemiddeld is ca 21% van de variantie verklaard), zijn de vergelijkingen redelijk constant in de tijd. Een statistische test is uitgevoerd om de verschillende vergelijkingen met elkaar te vergelijken. Ten eerste is daarbij een vergelijking uitgevoerd om te testen of de helling van de vergelijkingen gelijk is, volgens het *Homogeneity-of-slopes* model (General Linear Models) in Statistica. Dit is inderdaad het geval ($p=0.214$). Vervolgens is gekeken of de intercept gelijk is als gecorrigeerd wordt voor verschillen in helling. Hierbij is gebruik gemaakt van het pakket *Multcomp* en *Mvtnorm* in R (Tukey test voor meerdere vergelijkingen) (Bretz et al., 2006).

Uit de resultaten blijkt dat de vergelijkingen in de meeste gevallen niet statistisch van elkaar verschillen ($p < 0.05$). Enkel de vergelijkingen van 1998 en 2003 wijken in sommige gevallen af (Appendix I). Als de 1998 en 2003 data uit de vergelijking wordt gehaald wordt echter geen hogere R^2 , of lagere standaardfout gevonden. Ook uit visuele inspectie van de relatie tussen β^0 en $\ln(\text{slib})$ blijken geen duidelijke verschillen tussen de jaren. Er kan daarom één vergelijking worden gebruikt, die op alle beelden wordt toegepast. Hiervoor is de vergelijking gebruikt die op alle beelden is gecalibreerd (zie ook Tabel 4), dus:

$$\ln(\text{slib}) = -0.110 \beta^0 + 1.201 \quad (\text{vgl } 2)$$

Daarnaast is gewerkt met de per jaar gecalibreerde waarden (Tabel 4).

Eenzelfde procedure is uitgevoerd met de McLaren data. Een selectie van McLaren data is gekozen, waarin: (1) de stations hoger liggen dan -1.00 m NAP, en (2) de helling van het oppervlak kleiner is dan 1 graad. Voor de data van het najaar van 1992 en 1993 is gebruik gemaakt van het SAR beeld van september 1993, en voor de data van augustus 2002 is gebruik gemaakt van het SAR beeld van september 2002. De resultaten staan in Tabel 5. De calibratie van 1992/1993 geeft betere resultaten dan die van 2002.

Er is vervolgens gekeken of de combinatie van radar en optische remote sensing (synergie) een toegevoegde waarde heeft. Hierbij is weer gebruik gemaakt van de MOVE calibratie dataset, en de oppervlakte-reflectantie uit de banden TM2 (groene band) en TM5 (kortegolf infrarood) en de radar brightness, volgens de multiële regressie:

$$\ln(slib) = a \beta^0 + b R_{TM2} + c R_{TM5} + d + error \quad (vgl\ 3)$$

De verklaarde variantie is significant hoger dan wanneer alleen β^0 in de vergelijking wordt gebruikt (Tabel 4). Ook hier is gekeken of de regressievergelijkingen significant van elkaar verschillen. Er zijn geen significante verschillen in helling gevonden tussen de vergelijkingen met het *Homogeneity-of-slopes* model ($p=0.253$). Er zijn wel significante verschillen in intercept van de vergelijkingen tussen de jaren gevonden (wanneer gecorrigeerd is voor de helling) (Appendix II). Er kan dus niet worden uitgegaan van slechts één regressievergelijking voor alle jaren; voor elk jaar moet het algoritme worden gecalibreerd met in situ data. Omdat de regressievergelijkingen van 1995 en 1996 aan elkaar gelijk zijn, en de regressievergelijkingen van 2003 en 2004 ook, kunnen de verschillen in vergelijking te maken hebben met verschillen tussen de Landsat 5 TM (1995 en 1996 beeld) en Landsat 7 ETM+ (2003 en 2004 beeld) sensor, maar er kunnen ook andere oorzaken aan ten grondslag liggen (bijvoorbeeld verschil in vochtgehalte onder invloed van getij en weerscondities).

Tot slot is een algoritme opgesteld op basis van alleen optische remote sensing, namelijk:

$$\ln(slib) = a R_{TM2} + b R_{TM5} + c + error \quad (vgl\ 4)$$

De verklaarde variantie is lager dan bij synergie van optische en radar remote sensing (Tabel 4). Ook deze vergelijkingen verschillen niet in helling (*Homogeneity-of-slopes* test, $p=0.053$), maar er is weer wel verschil in intercept als gecorrigeerd werd voor de helling (Appendix III). Ook hier zijn er significante verschillen in vergelijking tussen enerzijds de 1995 en 1996 data, en anderzijds de 2003 en 2004 data.

Tabel 4. Slibgehalte uit radar remote sensing, calibratie met MOVE data voor alle jaren in de periode 1994-2004 gezamenlijk (SAR), en alle jaren afzonderlijk (SAR, cal), slibgehalte uitt synergie van radar remote sensing en optische remote sensing, en slibgehalte uit optische remote sensing, 1995-2004.

Datum	Vergelijking	R^2	R_{adj}^2	n	p	SE
ln(slib) uit ERS SAR						
Periode 1994-2004	$-0.110 \beta^0 + 1.201$	0.21		842	0.0000	0.989
Herfst 1994	$-0.085 \beta^0 + 1.513$	0.18		89	0.0001	0.921
Herfst 1995	$-0.142 \beta^0 + 1.189$	0.26		82	0.0000	0.984
Herfst 1996	$-0.133 \beta^0 + 1.205$	0.32		74	0.0000	0.864
Herfst 1997	$-0.066 \beta^0 + 1.693$	0.07		84	0.0149	1.082
Herfst 1998	$-0.118 \beta^0 + 0.750$	0.29		73	0.0000	0.849
Herfst 1999	$-0.116 \beta^0 + 0.905$	0.18		73	0.0002	1.097
Herfst 2000	$-0.139 \beta^0 + 0.712$	0.30		75	0.0000	1.010
Herfst 2001	$-0.145 \beta^0 + 0.964$	0.27		76	0.0000	1.034
Herfst 2002	$-0.168 \beta^0 + 0.417$	0.35		70	0.0000	0.910
Herfst 2003	$-0.095 \beta^0 + 1.593$	0.19		75	0.0000	0.964
Herfst 2004	$-0.118 \beta^0 + 1.02$	0.28		71	0.0000	0.900
ln(slib) uit ERS SAR en Landsat TM/ETM+						
Herfst 1995	$-0.0694 \beta^0 - 50.155 R_{TM2} + 12.336 R_{TM5} + 5.810$	0.51	0.49	82	0.0000	0.809
Herfst 1996	$-0.0980 \beta^0 - 66.622 R_{TM2} + 16.394 R_{TM5} + 6.401$	0.61	0.60	74	0.0000	0.673
Herfst 2003	$-0.0849 \beta^0 - 30.658 R_{TM2} + 15.973 R_{TM5} + 4.440$	0.41	0.38	67	0.0000	0.822
Herfst 2004	$-0.0711 \beta^0 - 28.744 R_{TM2} + 25.262 R_{TM5} + 3.947$	0.34	0.31	56	0.0000	0.842
ln(slib) uit Landsat TM/ETM+						
Herfst 1995	$-61.242 R_{TM2} + 16.279 R_{TM5} + 7.117$	0.44	0.43	91	0.0000	0.852
Herfst 1996	$-70.428 R_{TM2} + 17.333 R_{TM5} + 7.502$	0.43	0.42	83	0.0000	0.776
Herfst 2003	$-33.370 R_{TM2} + 18.216 R_{TM5} + 5.327$	0.25	0.22	67	0.0001	0.923
Herfst 2004	$-38.664 R_{TM2} + 34.425 R_{TM5} + 5.530$	0.23	0.20	61	0.0006	0.892

Tabel 5. Slibgehalte uit radar remote sensing, calibratie met McLaren data. Niet significante componenten in de regressievergelijking zijn aangegeven met *.

Datum	Vergelijking	R^2	R_{adj}^2	n	p	SE
ln(slib) uit ERS SAR						
Herfst 1992/1993	$-0.190 \beta^0 + 1.204$	0.44		241	0.0000	0.896
Herfst 2002	$-0.168 \beta^0 + 0.040^*$	0.26		196	0.0000	1.349

Evaluatie

De algoritmen van radar-brightness (SAR en SAR, cal), optische remote sensing (VNIR/SWIR) en de combinatie van radar-brightness en optische remote sensing (synergie) zijn gebruikt voor verdere analyse. Figuur 4 laat zien hoe goed de voorspelling met de verschillende methoden is voor de verschillende jaren voor de calibratie met MOVE data.

De voorspelling op basis van radar remote sensing lijkt met name geschikt voor het onderscheiden van gebieden met slibgehalten boven en onder $\ln(\text{slib})=1.5$ (slibgehalte ca 3.5%). Het algoritme onderschat de hogere slibwaarden ($\ln(\text{slib}) > 3$). Tussen slibgehalten in de range $\ln(\text{slib})=1.5$ en $\ln(\text{slib})=4$ kan weinig onderscheid worden gemaakt uit radar remote sensing.

Hiervoor zijn verschillende oorzaken mogelijk. Het kan zijn dat ook andere factoren dan slibgehalte de bodemruwheid, en dus het radarsignaal beïnvloeden, zoals een laagje water op het oppervlak (waardoor een schijnbaar lage bodemruwheid wordt gevonden), of variatie in

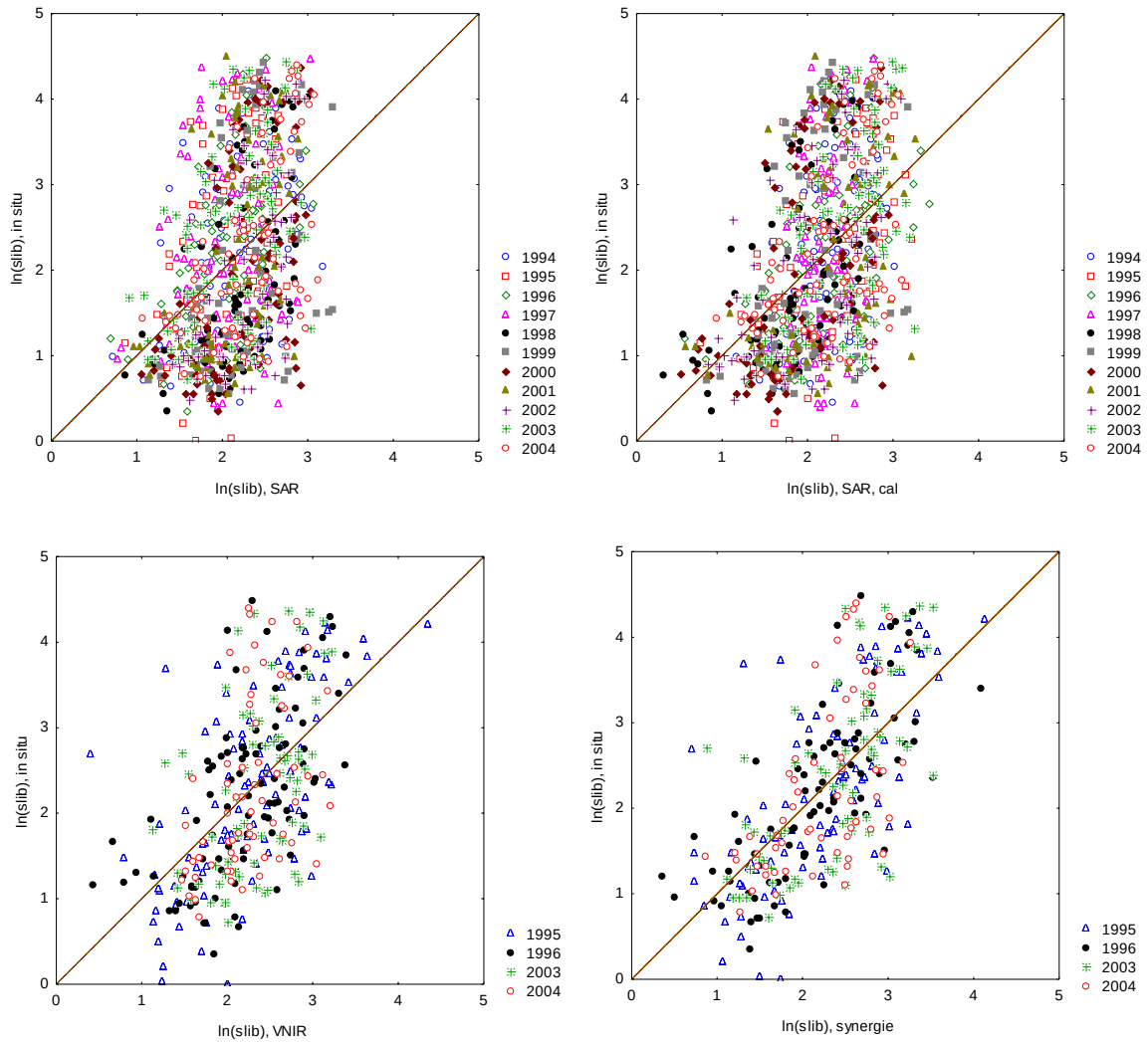
stroomsnelheid (wat de relatie tussen bodemruwheid en slibgehalte complex maakt). Daarnaast kan er een soort drempelwaarde bestaan voor de relatie tussen bodemruwheid en sediment. Cohesie van het sediment treedt in de Westerschelde op bij slibgehalten van ca 20-25% (Winterwerp & Van Kesteren, 1994). Boven deze waarden worden geen stroomribbels gevormd, en blijft het oppervlak vlak. Er kan dus geen onderscheid in bodemruwheid (en dus slibgehalte uit radar brightness) meer worden gemaakt tussen slibrijke en zeer slibrijke gebieden.

Een iets betere schatting van het slibgehalte uit remote sensing vinden we voor optische remote sensing. Synergie van radar en optische remote sensing geeft echter de beste benadering van een 1:1 verhouding tussen gemeten en voorspelde slibgehalten.

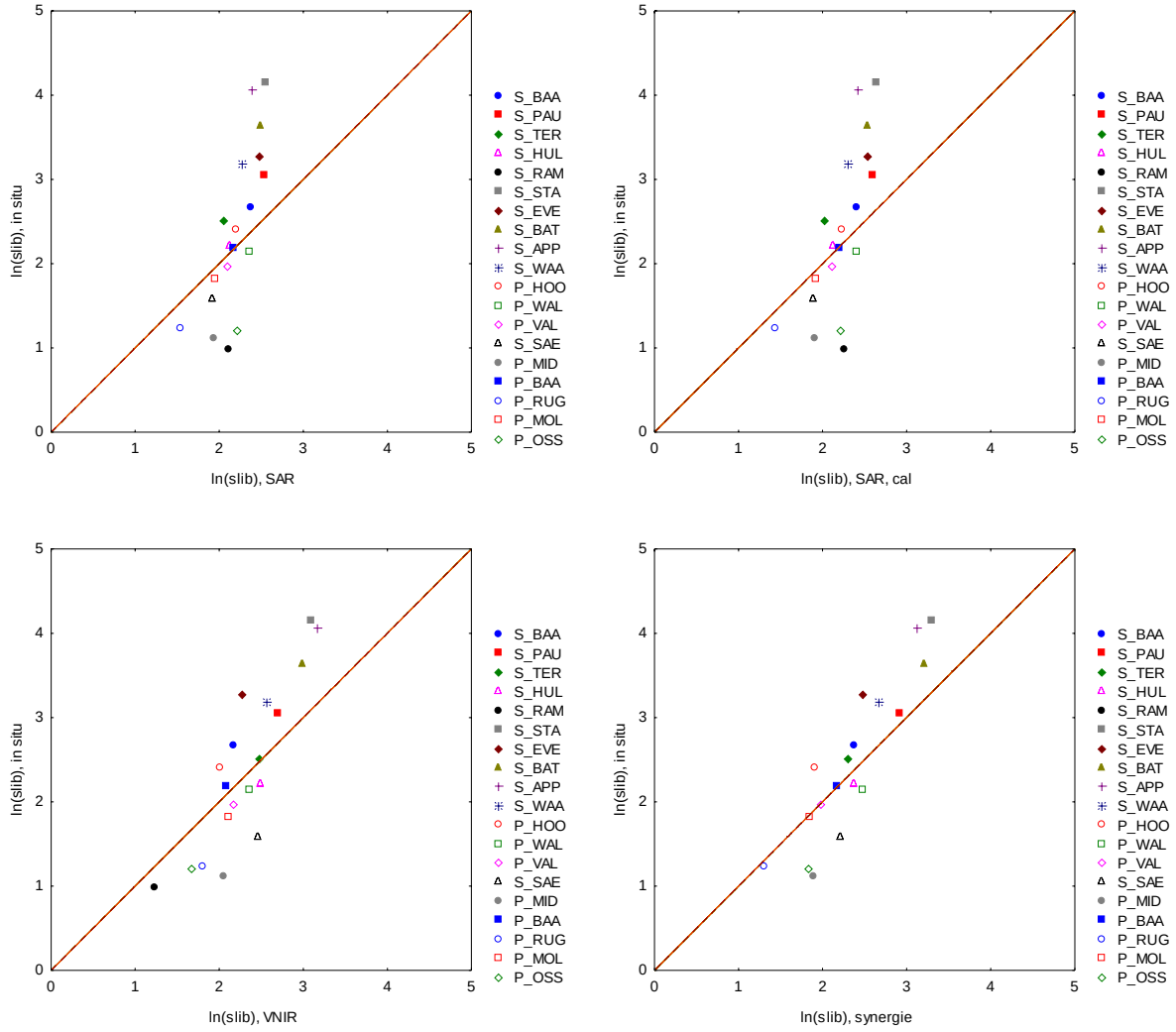
In Figuur 5 wordt de voorspelling voor de verschillende platen en slikken van de Westerschelde vergeleken. Het gemiddelde slibgehalte van de meeste slikken en platen wordt relatief goed voorspeld. De afwijking is het grootst voor enkele zeer zandige platen (het slibgehalte van de Middelplaat en de Plaat van Ossenisse worden bijvoorbeeld overschat) en enkele zeer slibrijke slikken (het slibgehalte van het slik bij Bath en Appelzak wordt onderschat). De beste resultaten worden gevonden voor synergie van radar en optische remote sensing.

Van der Wal et al. (2005) vonden ook een overschatting van het voorspelde slibgehalte op basis van satellietradar voor met name de Plaat van Everingen / Middelplaat en de Plaat van Ossenisse. Dit was te wijten aan de aanwezigheid van een laagje water op het oppervlak op veel plaatsen op dit platencomplex gedurende het grootste gedeelte van de laagwaterperiode, waardoor het oppervlak schijnbaar minder ruw was dan op grond van de sedimenttextuur kon worden verwacht. Dit onderzoek laat zien dat dit een persistent fenomeen is.

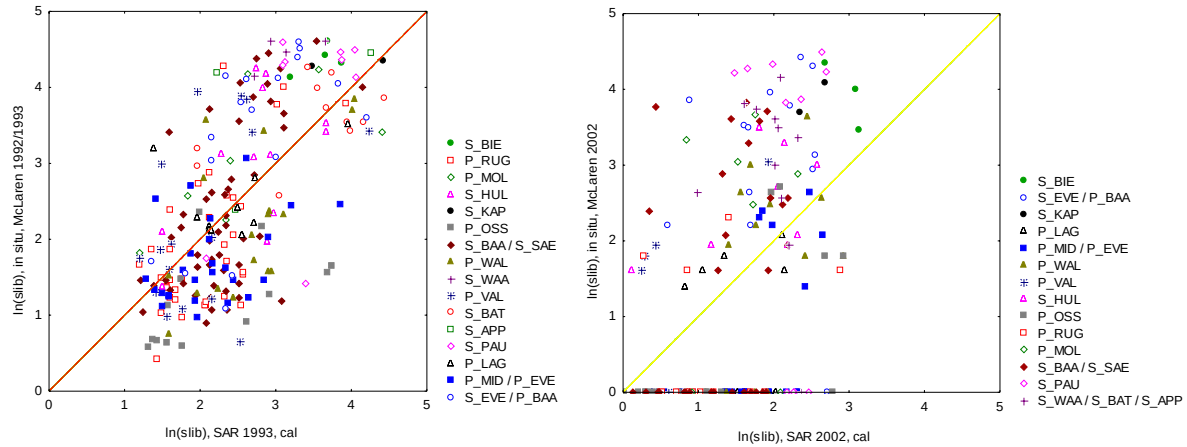
De calibratie met McLaren data (Figuur 6) geeft een soortgelijk resultaat te zien. Voor de McLaren data van 1992/1993 worden de lagere slibgehalten over het algemeen overschat en de hogere slibgehalten onderschat. Met name de slibgehalten van de Plaat van Ossenisse (en in mindere mate de Middelplaat/ Plaat van Everingen) worden overschat. De resultaten zijn echter wel beter dan bij de MOVE data. De resultaten van de voorspelling met McLaren data uit 2002 zijn juist slechter. Met name de monsters van de Middelplaat / Plaat van Everingen (en in iets mindere mate de Plaat van Ossenisse) zorgen voor een foute calibratie, doordat de backscatter in deze gebieden lager is dan op grond van het slibgehalte verwacht kan worden. Daarnaast valt op dat het slibgehalte van de in situ monsters nooit tussen de $\ln(\text{slib})=0$ en $\ln(\text{slib})=1.5$ ligt, maar wel vaak $\ln(\text{slib})=0$ is. Dit lijkt een probleem van de Malvern die voor de analyse van de monsters uit 2002 is gebruikt.



Figuur 4. Voorspelling van slibgehalte van verschillende jaren op basis van radar brightness, met hetzelfde algoritme voor ieder jaar (linksboven), en voor ieder jaar apart gecalibreerd (rechtsboven), voorspelling op basis van optische remote sensing (linksonder), en voorspelling uit synergie van optische en radar remote sensing (rechtsonder).



Figuur 5. Voorspelling van gemiddelde slibgehalte van verschillende platen en slikken in de Westerschelde op basis van radar brightness, met hetzelfde algoritme voor ieder jaar (linksboven), en voor ieder jaar apart gecalibreerd (rechtsboven), voorspelling op basis van optische remote sensing (linksonder), en voorspelling uit synergie van optische en radar remote sensing (rechtsonder).



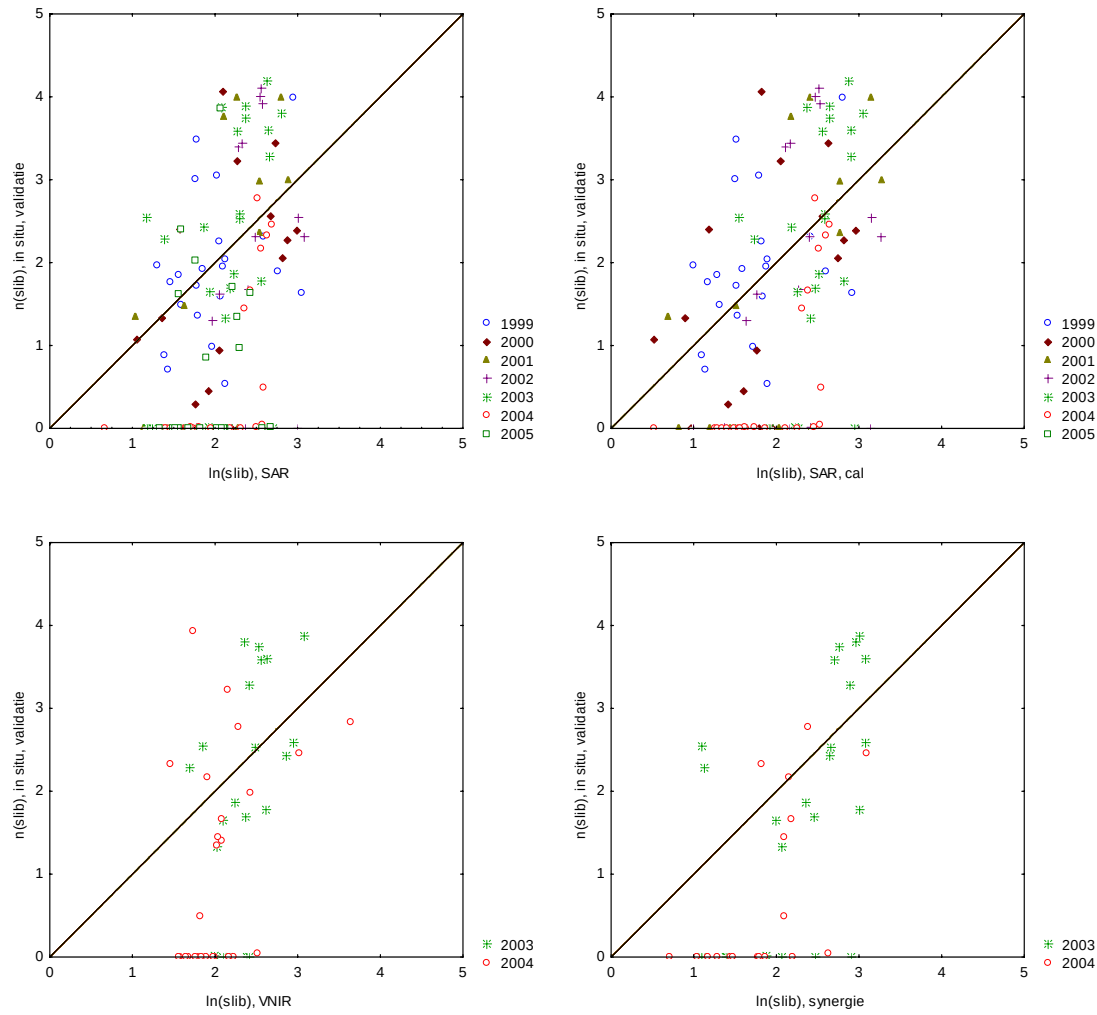
Figuur 6. Voorspelling van slibgehalte op basis van radar brightness, gecalibreerd met McLaren data uit 1992/1993 (links), en 2002 (rechts).

Validatie (BIS database)

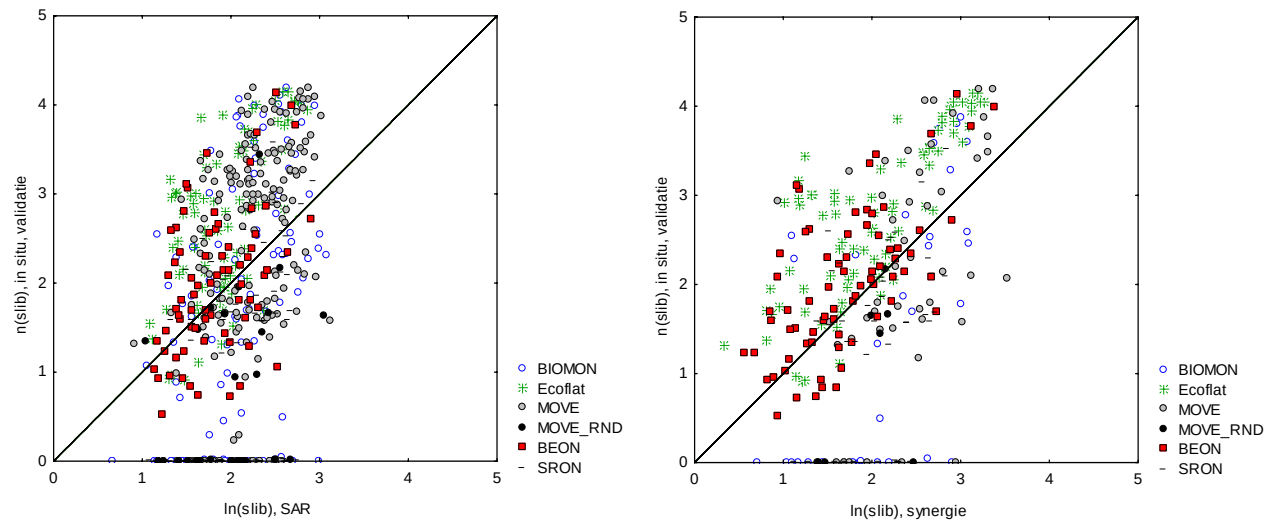
Er is een validatie uitgevoerd met behulp van de BIS database, waarin de BIOMON en MOVE_RND data, alsmede data van een aantal andere projecten is onderscheiden. Uit de data is weer een selectie gemaakt volgens de criteria: (1) velddata en beeld zijn ingewonnen in augustus, september of oktober van een bepaald jaar, (2) de stations liggen hoger dan -1.00 m NAP en (3) de helling van het oppervlak is kleiner dan 1° en (4) er is geen schorvegetatie. De validatie is uitgevoerd met in-situ $\ln(\text{slib})$ als afhankelijke en het voorspelde slibgehalte $\ln(\text{slib})$ als onafhankelijke variabele (Tabel 6). De vier methoden blijken alle vier consistente resultaten te geven (Figuur 7). De methode waarbij de voorspelling is gebaseerd op radar en optische remote sensing (synergie) geeft weer de beste voorspelling, dat wil zeggen de hoogste verklaarde variantie en de beste benadering van de 1:1 lijn. De voorspellingswaarde gebaseerd op alleen radar is lager en er is een onderschatting bij de hogere slibgehalten, terwijl de lagere slibgehalten worden overschat. De EU Ecoflat data geven de beste validatie voor alle vier de methoden (Figuur 8). Dit zijn data van alleen de Molenplaat. Opvallend is het aantal monsters in de validatie-database met een in situ slibgehalte van 0%. Dit zijn met name monsters van na 2000, geanalyseerd met de nieuwe Malvern particle sizer van het NIOO. De particle sizer lijkt lage slibgehalten minder goed te kunnen detecteren. Om deze reden, en door het gebruik van verschillende Malverns gedurende de monitoringperiode, is alleen een kwalitatieve validatie uitgevoerd.

Tabel 6. Validatie van de slib-voorspelling.

Project (validatie data-set)	Methode	R^2	n	p	SE
BIOMON en MOVE_RND (1999-2004)	SAR, SAR cal	0.22	113	0.0000	1.21
BIOMON en MOVE_RND (1999-2004)	VNIR/SWIR	0.16	44	0.0067	1.26
BIOMON en MOVE_RND (1999-2004)	synergie	0.33	38	0.0002	1.13
SRON, Platen Westerschelde (2004)	SAR, SAR cal	0.26	80	0.0000	0.97
SRON, Platen Westerschelde (2004)	VNIR/SWIR	0.39	68	0.0000	0.80
SRON, Platen Westerschelde (2004)	synergie	0.39	68	0.0000	0.80
BEON, Platen Westerschelde (1996)	SAR, SAR cal	0.21	68	0.0000	0.72
BEON, Platen Westerschelde (1996)	VNIR/SWIR	0.26	68	0.0000	0.70
BEON, Platen Westerschelde (1996)	synergie	0.46	68	0.0000	0.61
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	SAR, SAR cal	0.40	76	0.0000	0.71
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	VNIR/SWIR	0.57	76	0.0000	0.59
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	synergie	0.61	76	0.0000	0.57



Figuur 7. Validatie van de voorspelling van slibgehalte op basis van radar brightness, met hetzelfde algoritme voor ieder jaar (linksboven), en per jaar gecalibreerd (rechtsboven), voorspelling uit optische remote sensing (linksonder), en uit synergie van optische en radar remote sensing (rechtsonder) voor verschillende jaren (BIOMON en MOVE_RND data).



Figuur 8. Validatie van de voorspelling van slibgehalte op basis van radar brightness, met hetzelfde algoritme voor alle jaren (links), en voorspelling uit synergie van optische en radar remote sensing (rechts): vergelijking van verschillende projecten.

2.6. Verbetering van het algoritme met geostatistische technieken

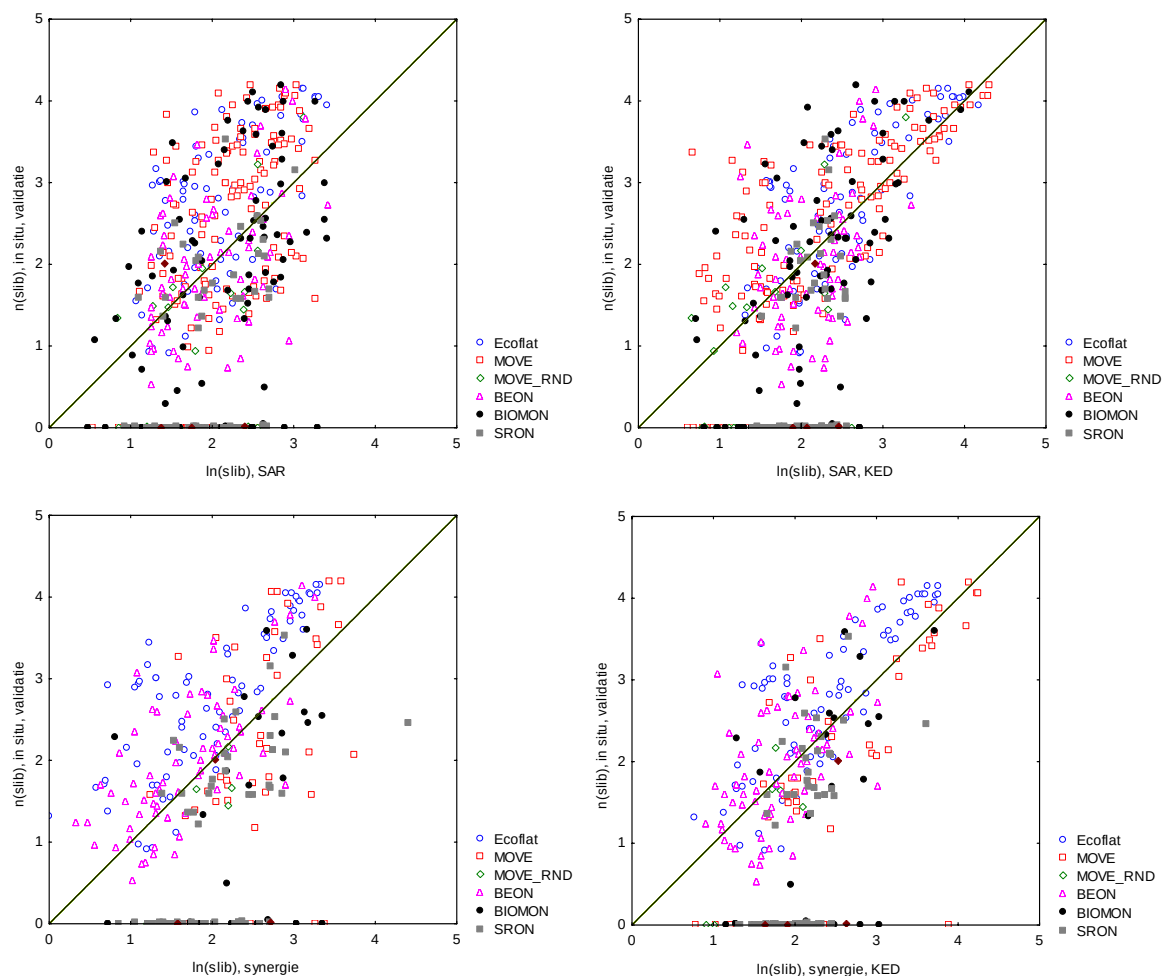
Regressie-kriging

Met behulp van geostatistische interpolatie kan ook een vlakdekkende schatting worden gebruikt van het slibgehalte. Het netwerk van alleen in situ monsterstations is te beperkt voor het accuraat interpoleren van in situ gegevens, maar er bestaan geostatistische interpolatiemethoden die gebruik maken van additionele synoptische informatie, zoals die uit remote sensing kan worden verkregen. Voorbeelden van deze ‘hybride’ interpolatiemethoden (d.i. niet-stationaire geostatistische methoden) zijn cokriging (CK), regressie-kriging (RK) en kriging met een externe drift (KED) (Isaaks & Srivastava, 1989; Webster & Oliver, 2001). Indien de secundaire informatie uit remote sensing op (bijna) iedere lokatie in het gebied bekend is, zoals in dit geval, en (lineair) gecorreleerd is met de primaire variabele (het in situ bepaalde slibgehalte), dan zijn RK en KED de aangewezen methoden, vooropgesteld dat er ruimtelijke autocorrelatie is van de residuen van de regressie (d.i. het verschil tussen waargenomen waarden en uit regressie voorspelde waarden). Bij RK wordt de trend voorspeld met (meerdere) lineaire regressie, en worden de residuen geïnterpoleerd met behulp van kriging en toegevoegd aan het trendmodel. Bij KED wordt de kriging matrix uitgebreid met de hulpvariabele(n). Hoewel de methoden mathematisch verschillen, geven ze wel dezelfde uitkomst (Hengl et al., 2007).

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van KED. Als primaire variabele is gebruik gemaakt van de log-getransformeerde in situ slibgehalten $\ln(\text{slib})$, en als hulpvariabele is gebruik gemaakt van de radar brightness β^0 in het radarbeeld en eventueel componenten uit optische remote sensing ($R_{\text{TM}2}$ en $R_{\text{TM}5}$). Met behulp van het geostatistisch GIS programma SAGA is een lineaire (meerdere) regressie gefit, met $\ln(\text{slib})$ als functie van β^0 , met $R_{\text{TM}2}$ en $R_{\text{TM}5}$ als aanvullende variabelen in het geval van synergie. Een semi-variogram is gemodelleerd op de residuen met behulp van Golden Software Surfer. In SAGA is vervolgens een (global) Universal Kriging procedure uitgevoerd met de juiste parameters voor het model van het semi-variogram. Er is gebruik gemaakt van een sferisch semi-variogram model met nugget effect (ruis) $C_0 = 0.0891$, sill (maximale semi-variantie) $C_0 + C = 0.901$, en range (maximale afstand tot waar de waarden onderling gecorreleerd zijn) $A = 2550$ m. Dit model bleek goed toepasbaar voor alle jaren voor radar. Voor de residuen van synergie van optische en radar remote sensing was de ruimtelijke structuur van de semi-variogrammen minder duidelijk, maar er is toch gebruik gemaakt van hetzelfde semi-variogram model.

Validatie

De KED methode levert een kaart op waarbij de predicties de geobserveerde waarden op de monsterstations benaderen (afhankelijk van met name het nugget effect dat gespecificeerd is in de semi-variogrammen). Vergelijking van in situ data en voorspelde waarden op de monsterstations (zoals dat met de regressiemethoden in Figuur 4 is weergegeven) zeggen dus weinig over de betrouwbaarheid van de voorspelling. Een kwalitatieve validatie met BIS data (Figuur 9) laat echter zien dat over het algemeen een betere voorspelling wordt verkregen met KED (meer variantie verklaard, betere benadering van de 1:1 lijn, kleinere standaardfout) dan met simpele of meerdere regressie. Voor SAR levert KED met name een sterke verbetering bij hogere slibwaarden ($\ln(\text{slib}) > 3$), voor lagere slibwaarden blijft de standaardfout erg groot. Voor de combinatie van optische en radar remote sensing (synergie) laat de KED methode over de gehele range van slibwaarden een verbetering zien ten opzichte van meerdere regressie.



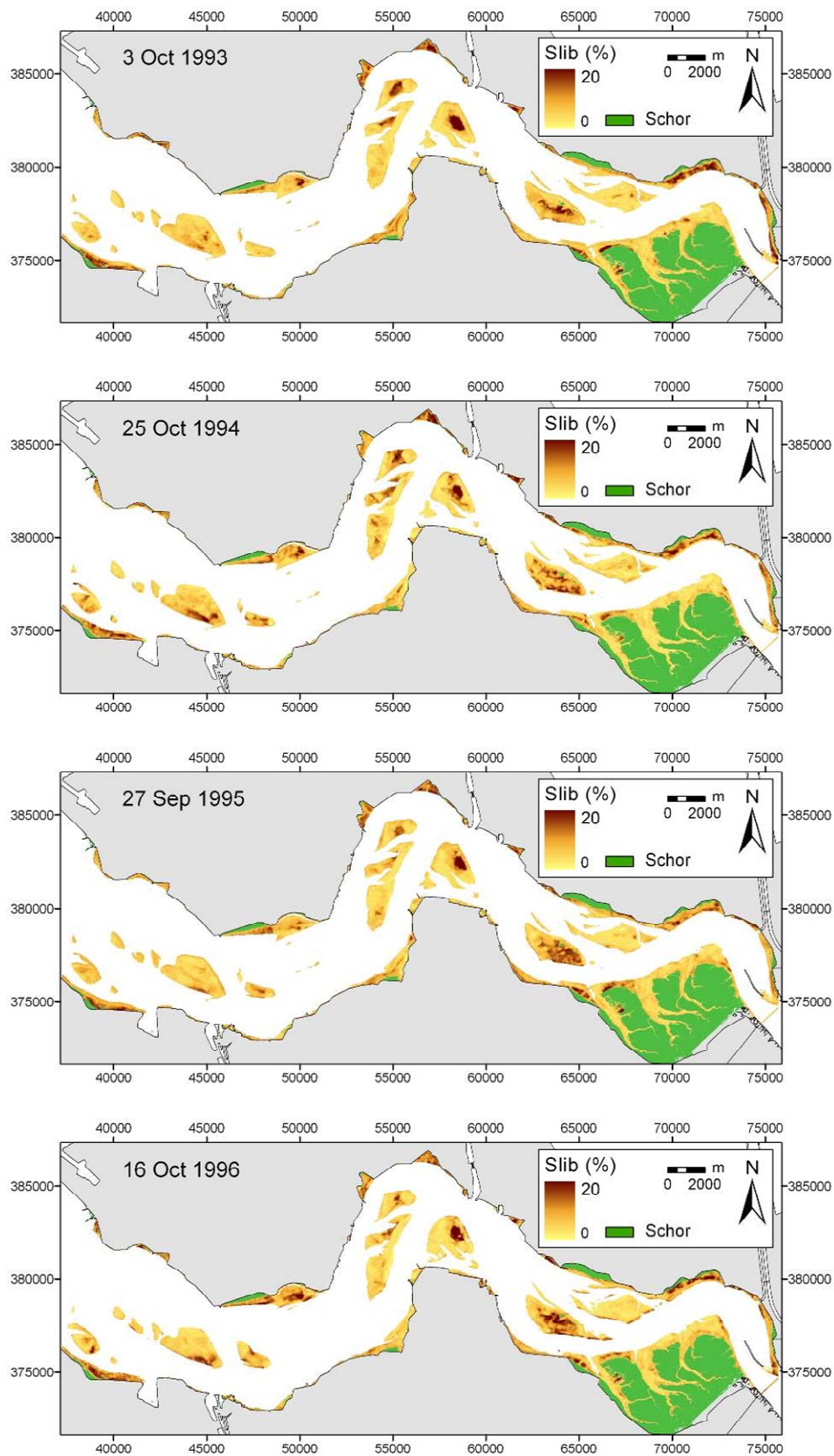
Figuur 9. Validatie van de voorspelling van slibgehalte op basis van radar brightness (per jaar gecalibreerd), met trendmodel uit regressie (linksboven) en KED (rechtsboven) en voorspelling uit synergie van optische en radar remote sensing met trendmodel uit regressie (linksonder) en KED (rechtsonder), met in situ data uit de BIS database.

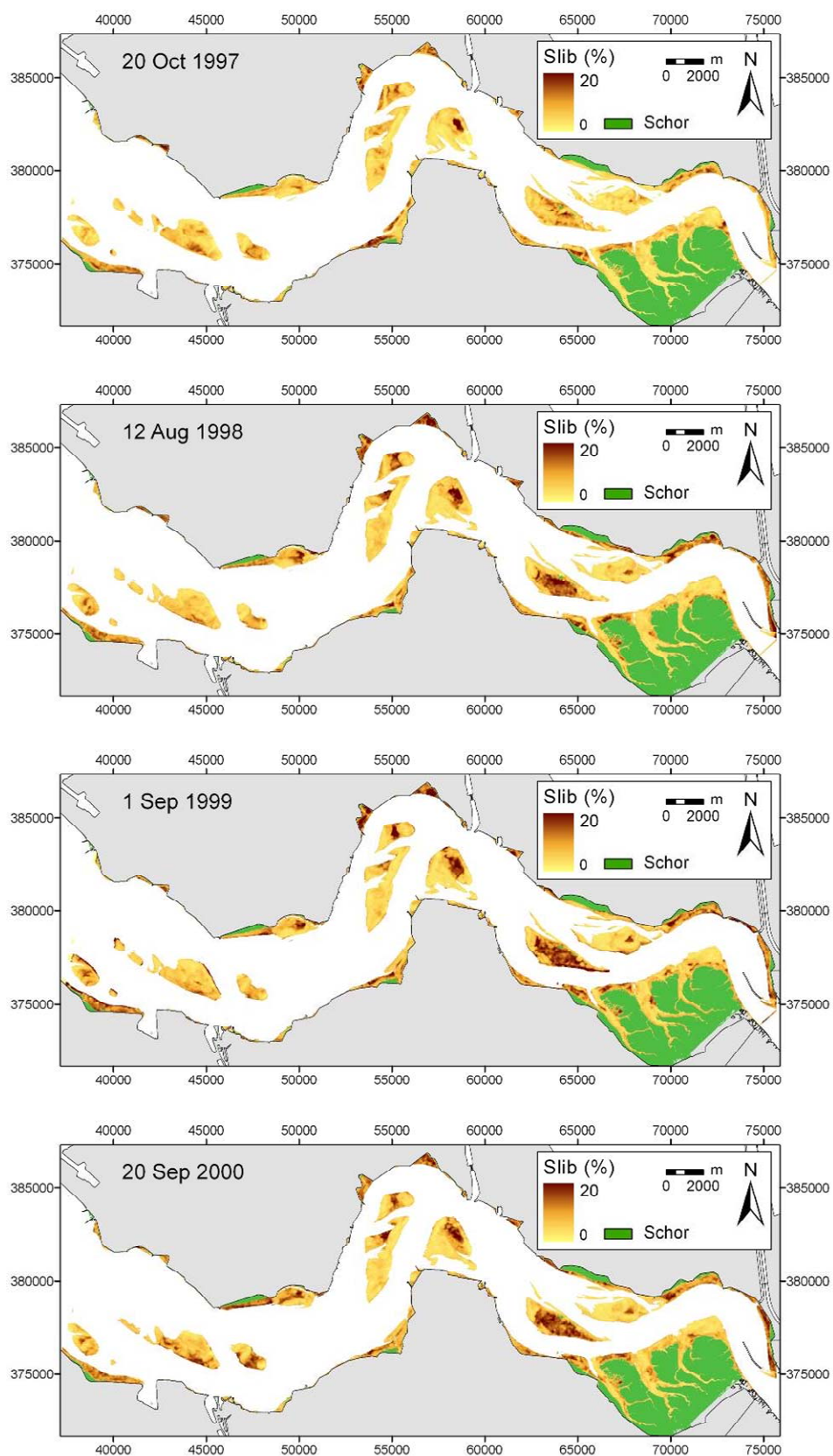
2.7. Karteren van het slibgehalte

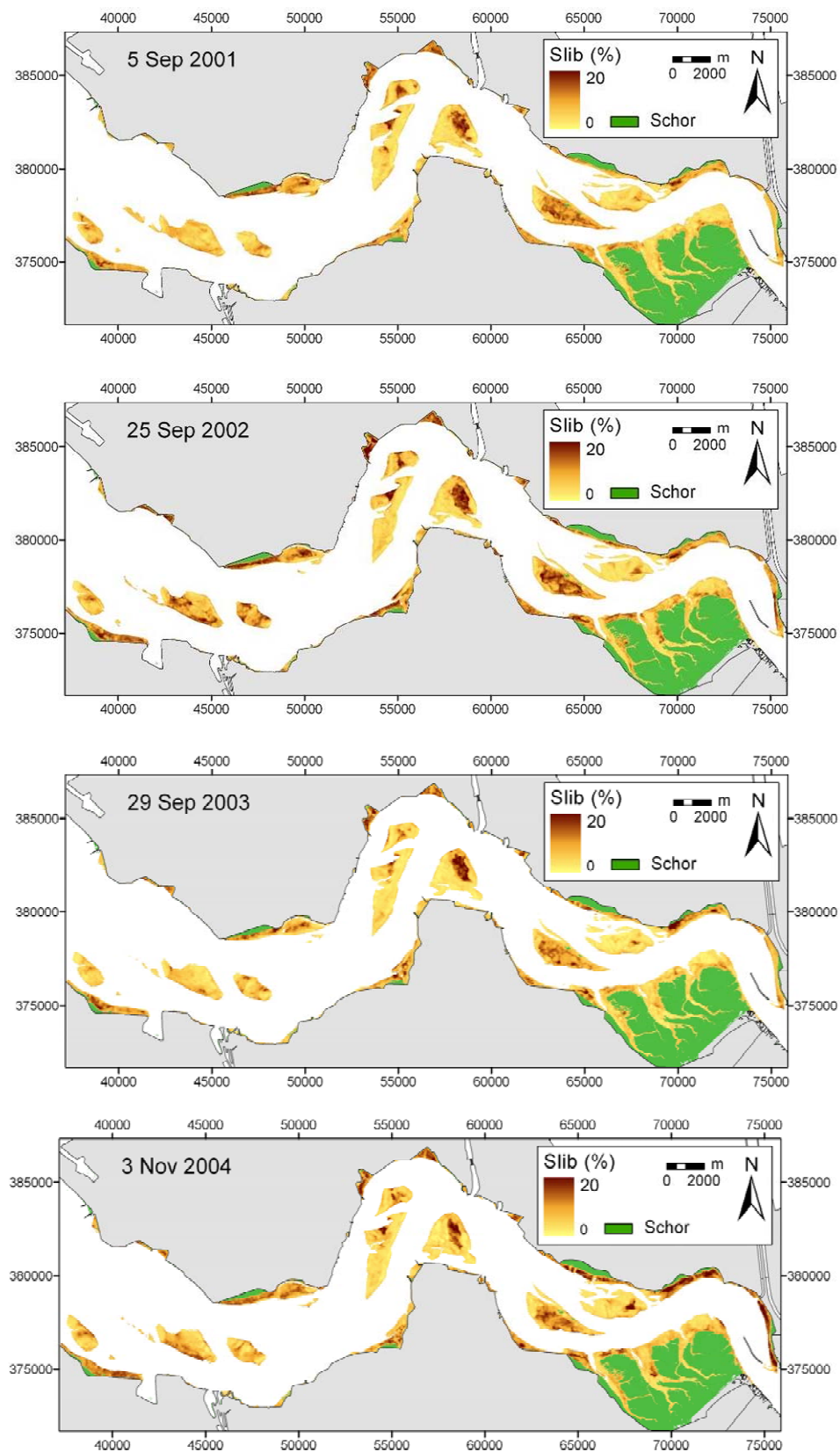
De algoritmen zijn toegepast op de beelden. Er is een uitsnede gemaakt van de Westerschelde, en de subtidale gebieden (<-1.00 m NAP) zijn gemaskeerd op grond van de bathymetrische kaarten. Waar geen bathymetrische informatie in het intertidaal is opgenomen (bijvoorbeeld bij de hogere delen van de Hooge Platen en het land van Saeftinghe) is een expert-beslissing genomen om gebieden wel of niet te maskeren. Dit geldt ook voor de havens. Vegetatie is gemaskeerd aan de hand van een SPOT-5 XS beeld (ruimtelijke resolutie 10 m) van 27 mei 2005, waaruit een vegetatie-index (NDVI) is berekend om onderscheid te maken tussen wel en geen vegetatie. Tot slot is een keuze gemaakt om het gebied ten westen van Lage Springer niet mee te nemen in de analyse. Dit is gedaan omdat dit gebied in een groot aantal radarbeelden (namelijk alle beelden van track 423, volgens Tabel 1) niet was opgenomen.

De slibkaarten zijn vervolgens in een GIS opgemaakt. Figuur 10 geeft de herfst-reeks weer op basis van radarbeelden (gezamenlijk algoritme voor alle jaren), en Figuur 11 geeft slibkaarten op basis van synergie van optische en radar remote sensing (voor ieder jaar aparte calibratie). Een aantal resultaten verkregen met de KED methode zijn weergegeven in Figuur 12; hiervoor zijn de niet-teruggetransformeerde $\ln(\text{slib})$ -waarden gebruikt.

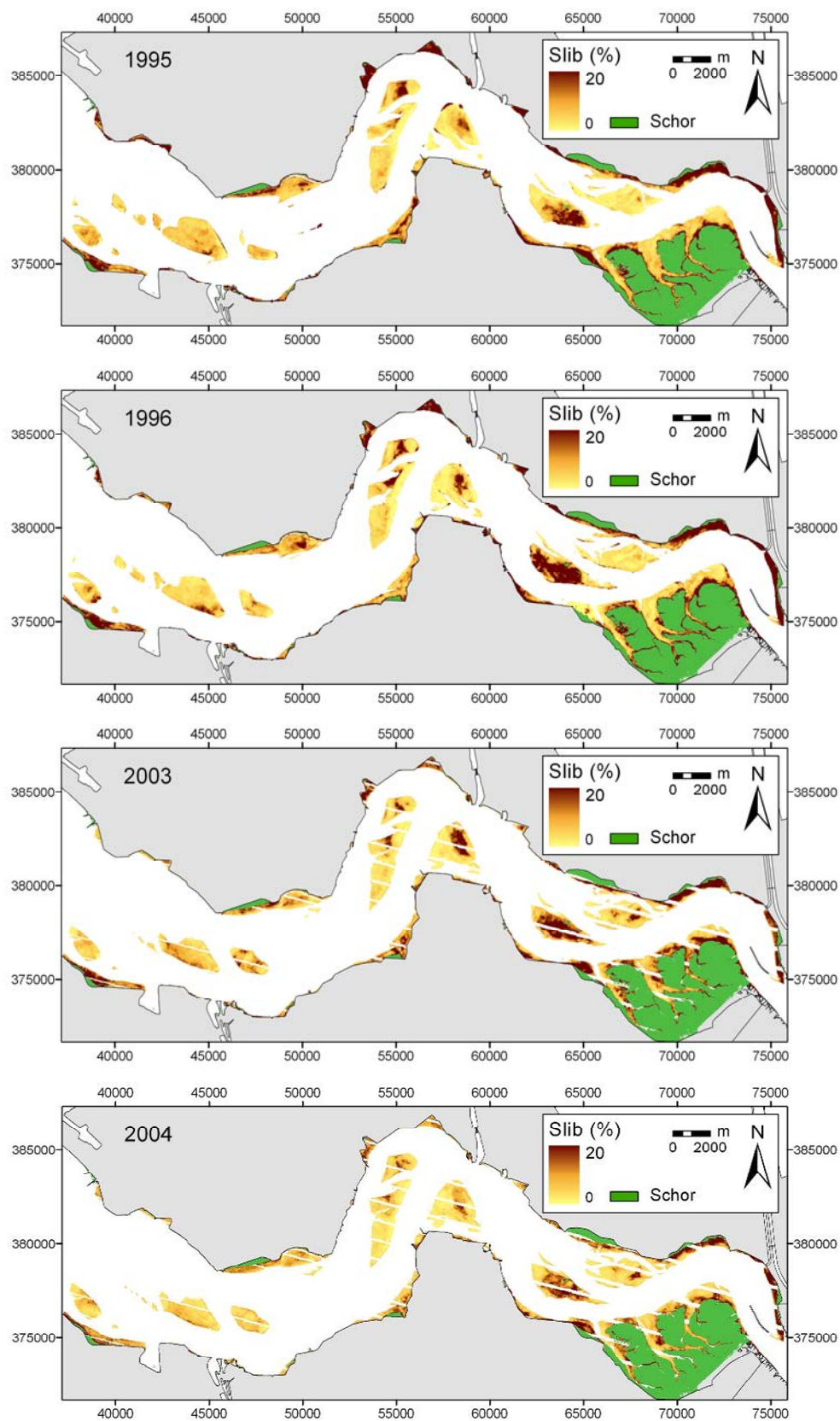
Figuur 10. Ruimtelijke verdeling van het slibpercentage (lineaire schaal) uit herfstopnamen van ERS-SAR, gecalibreerd met vgl. 2.



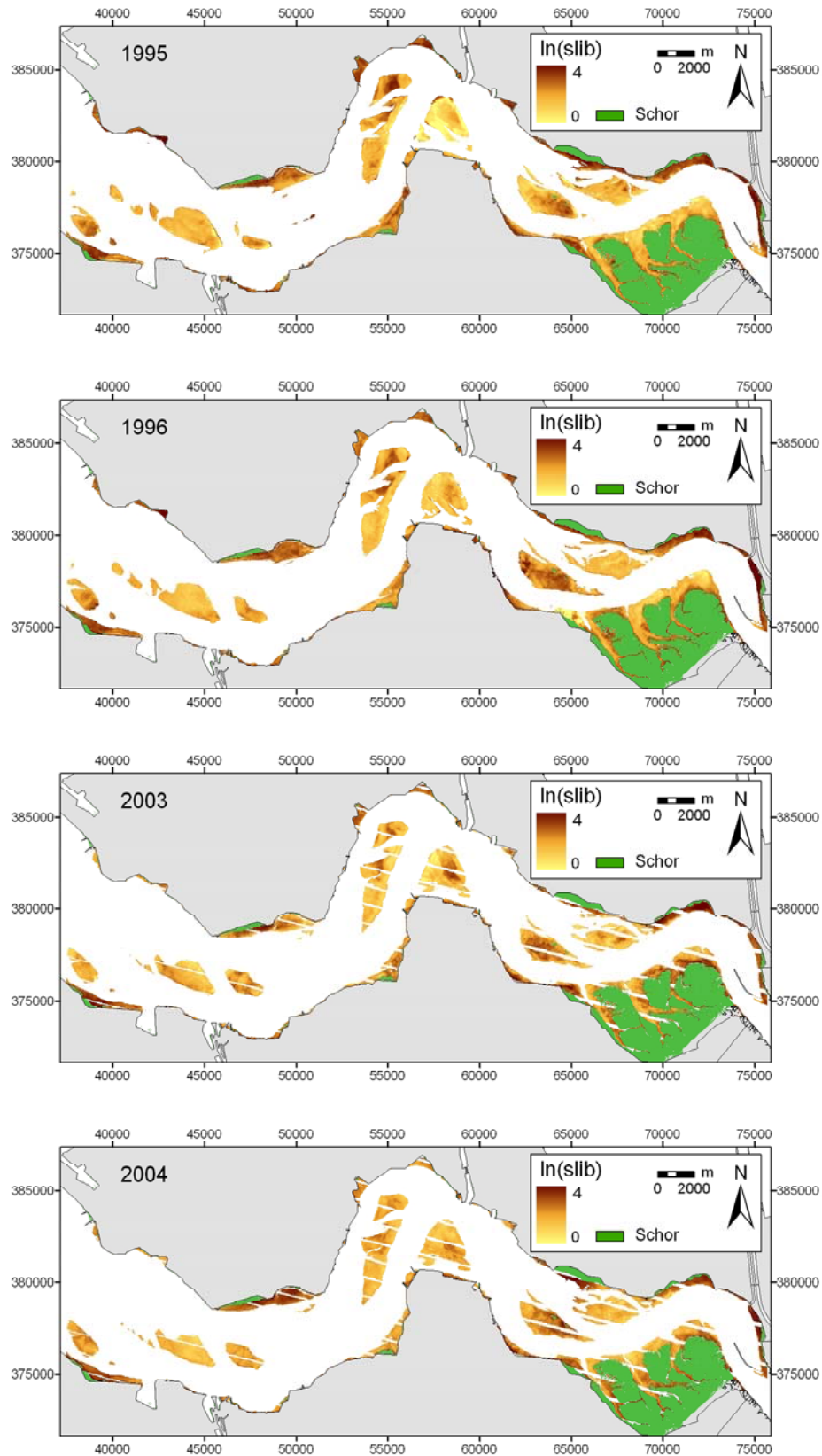




Figuur 11. Ruimtelijke verdeling van het slibpercentage (lineaire schaal) uit opnamen van ERS-SAR en Landsat TM/ETM+, gecalibreerd met MOVE data (vgl 3).



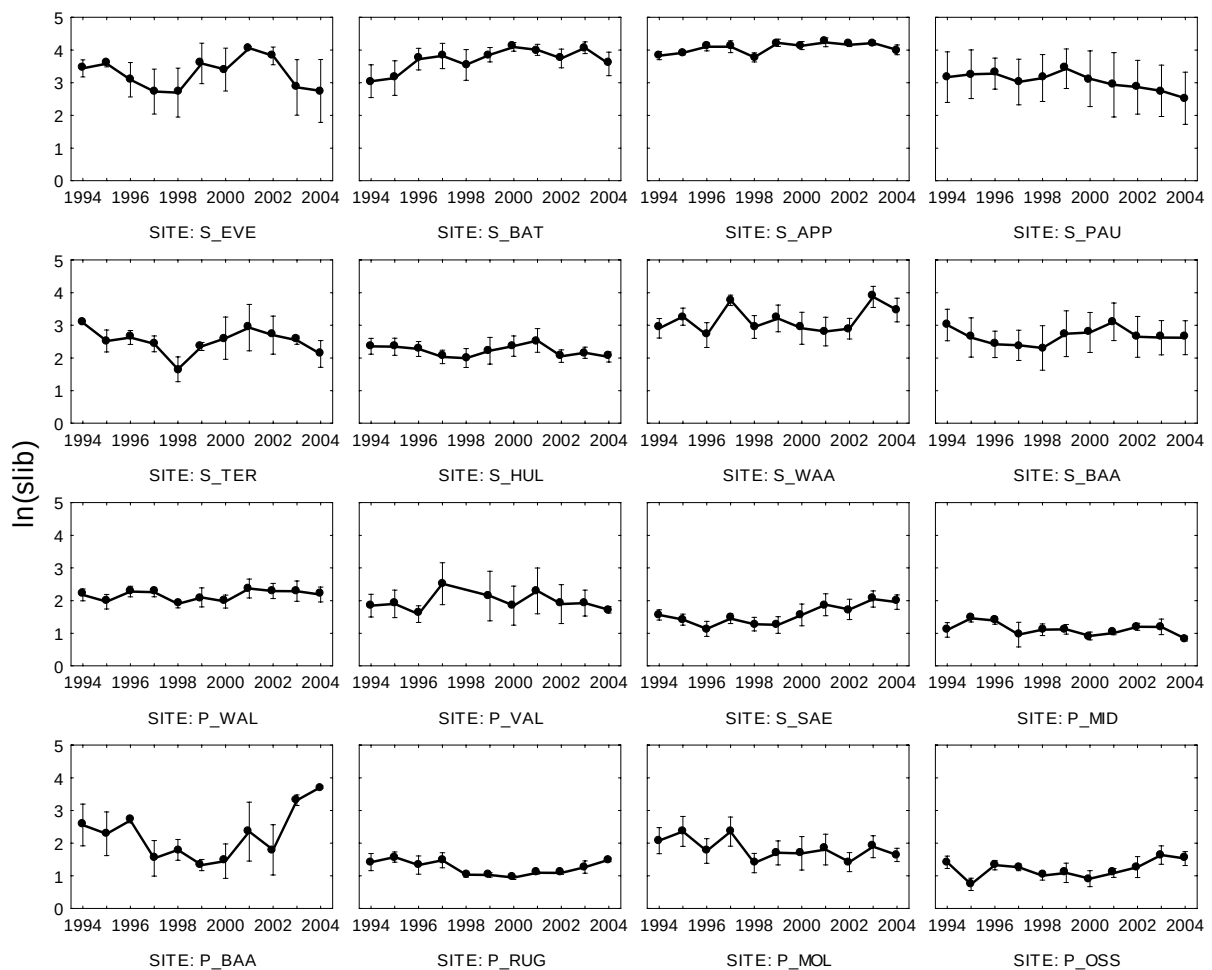
Figuur 12. Ruimtelijke verdeling van het slibpercentage ($\ln(\text{slib})$), lineair uitgezet tussen $\ln(\text{slib})=0$ en $\ln(\text{slib})=4$ uit opnamen van ERS-SAR en Landsat TM/ETM+ (synergie), Kriging met externe trend (KED), gecalibreerd met MOVE data.



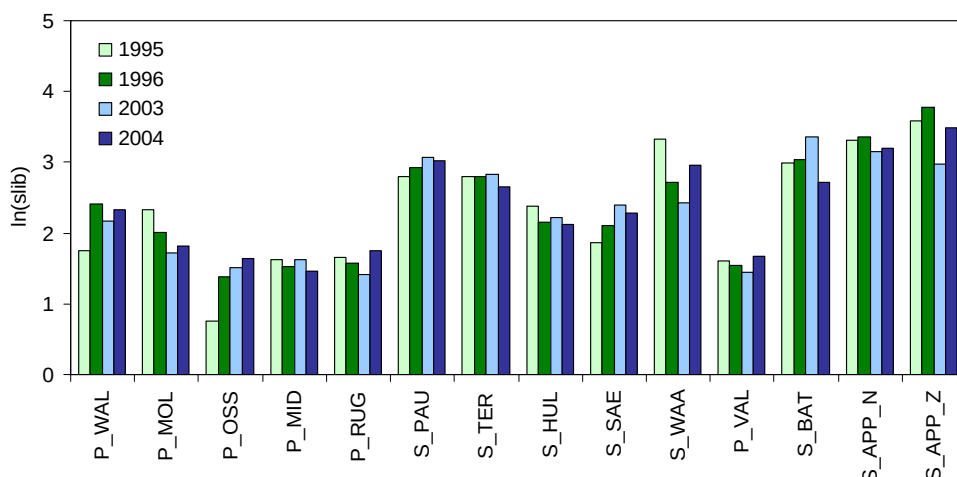
2.8. Tijdreeksanalyse

Een tijdreeks van de in situ data van de periode 1994-2004 (Figuur 13) laat zien dat er een grote temporele variatie is in slibgehalte op de monsterpunten. Voor een aantal gebieden is ook een grote ruimtelijke variatie gevonden (d.i. grote standaardfout voor het slik van Paulinapolder, slik van Baalhoek, Plaat van Baarland en de slikken van Everingen). Voor enkele gebieden is een langjarige trend te zien, zoals het slibrijker worden van het sediment op de Rug van Baarland (sinds 1998) en bij het slik van Bath en Saeftinghe (sinds 1996) en het slibarmer worden van het slik bij Paulinapolder (sinds ca 1999).

Voor de tijdreeksanalyse van de uit remote sensing verkregen slibgehalten is de Westerschelde opgesplitst in afzonderlijke slikken en platen. Per gebied waar ook een of meer monsters zijn genomen, is in een GIS een gemiddeld slibgehalte bepaald van alle pixels in dat gebied. Figuur 14 geeft de resultaten van de beste voorspelling uit remote sensing, namelijk synergie van radar en optische remote sensing met behulp van de KED methode op basis van satellietbeelden uit respectievelijk 1995, 1996, 2003 en 2004. Ook uit de resultaten uit remote sensing blijkt een grote variatie in $\ln(\text{slib})$ tussen de jaren. De veranderingen in het slibgehalte per gebied uit remote sensing komen niet altijd overeen met de veranderingen uit de in situ metingen. Merk op dat het in situ slibgehalte maar op enkele lokaties is bepaald, terwijl de remote sensing waarden een gemiddelde voorspelling voor het gehele slik of de gehele plaat geeft. Hierdoor is een directe vergelijking van de trends uit bemonstering en remote sensing niet mogelijk.



Figuur 13. Gemiddelde (en standaardfout) van in situ slibgehalte op de slikken en platen van de Westerschelde. Zie Figuur 1 voor een beschrijving van de afkortingen van de lokaties.



Figuur 14. Voorspelling van het slibgehalte per lokatie uit een combinatie van optische en radar remote sensing met regressie-kriging. Zie Figuur 1 voor de afkorting van de lokaties.

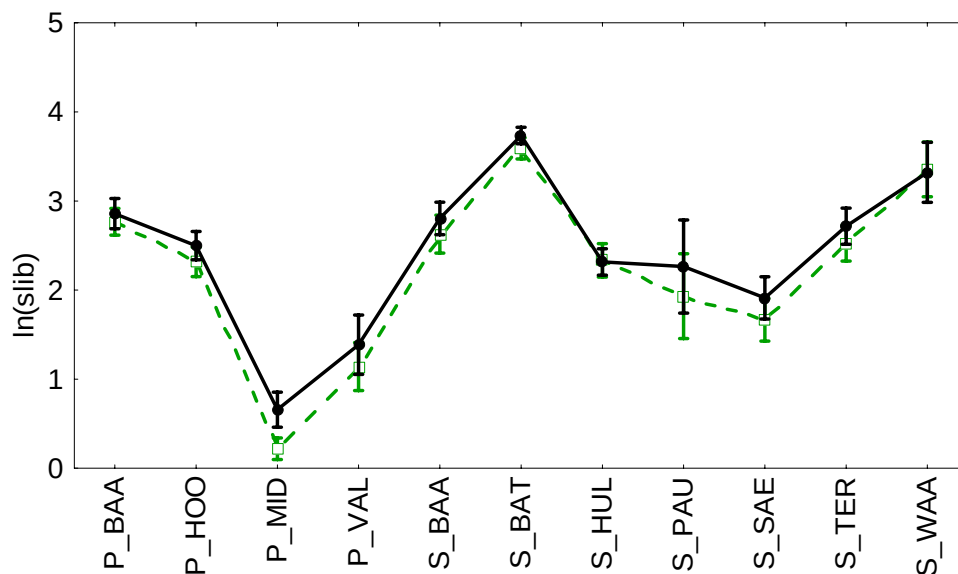
2.9. Seizoensvariatie

De BIS data base bevat MOVE data van zowel het voorjaar als het najaar waarmee inzicht in de seizoensvariatie kan worden verkregen. Over het algemeen wordt in het voorjaar een lager slibgehalte gevonden dan in het najaar (Figuur 15). Uitzondering zijn de Platen van Hulst en de slikken van Waarde, waar een iets hoger slibgehalte in het voorjaar wordt gevonden.

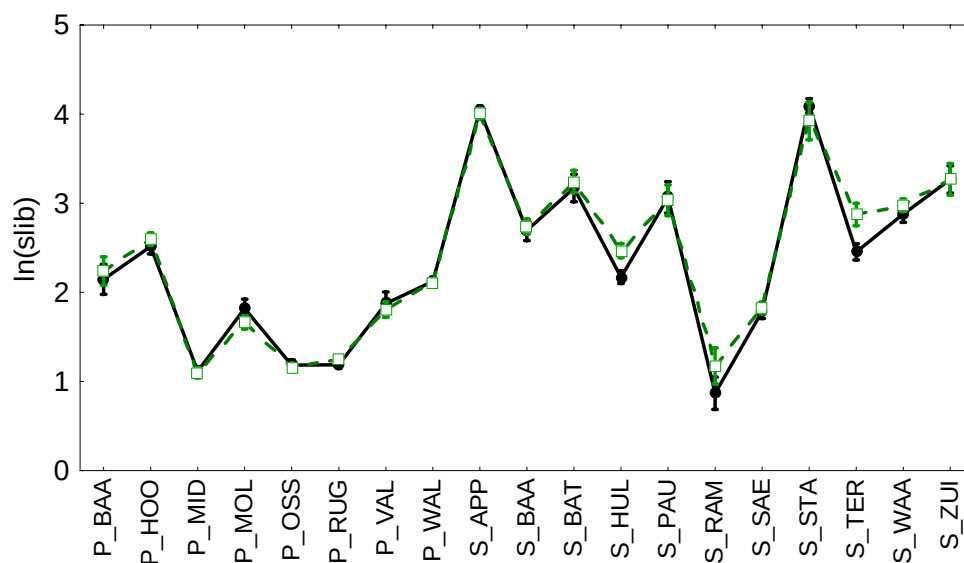
De MOVE dataset bevat data van een aantal herfstcampagnes (periode 1993-2004) waarin zowel de bovenste 2 cm als de bovenste 10 cm van het sediment zijn bemonsterd. De verschillen tussen het slibgehalte van de bovenste 2 cm versus de bovenste 10 cm diepte zijn gegeven in Figuur 16. Over het algemeen is op de platen het slibgehalte van de bovenste laag fijner, terwijl op de slikken juist de bovenste laag grover is. Van een aantal gebieden is het slibgehalte op de twee diepten per jaar bekeken (Figuur 17). Er blijken grote verschillen tussen de gebieden te bestaan, bijvoorbeeld consistent een laag fijner sediment op grover sediment op de Molenplaat, en consistent een laag grover sediment op fijner sediment bij de Platen van Hulst, terwijl op een aantal andere lokaties de verschillen in de tijd variëren, zoals op de Middelploot.

De twee methoden om de seizoensvariatie te karakteriseren (vgl Figuur 15 en 16) leveren dus elk een ander resultaat op.

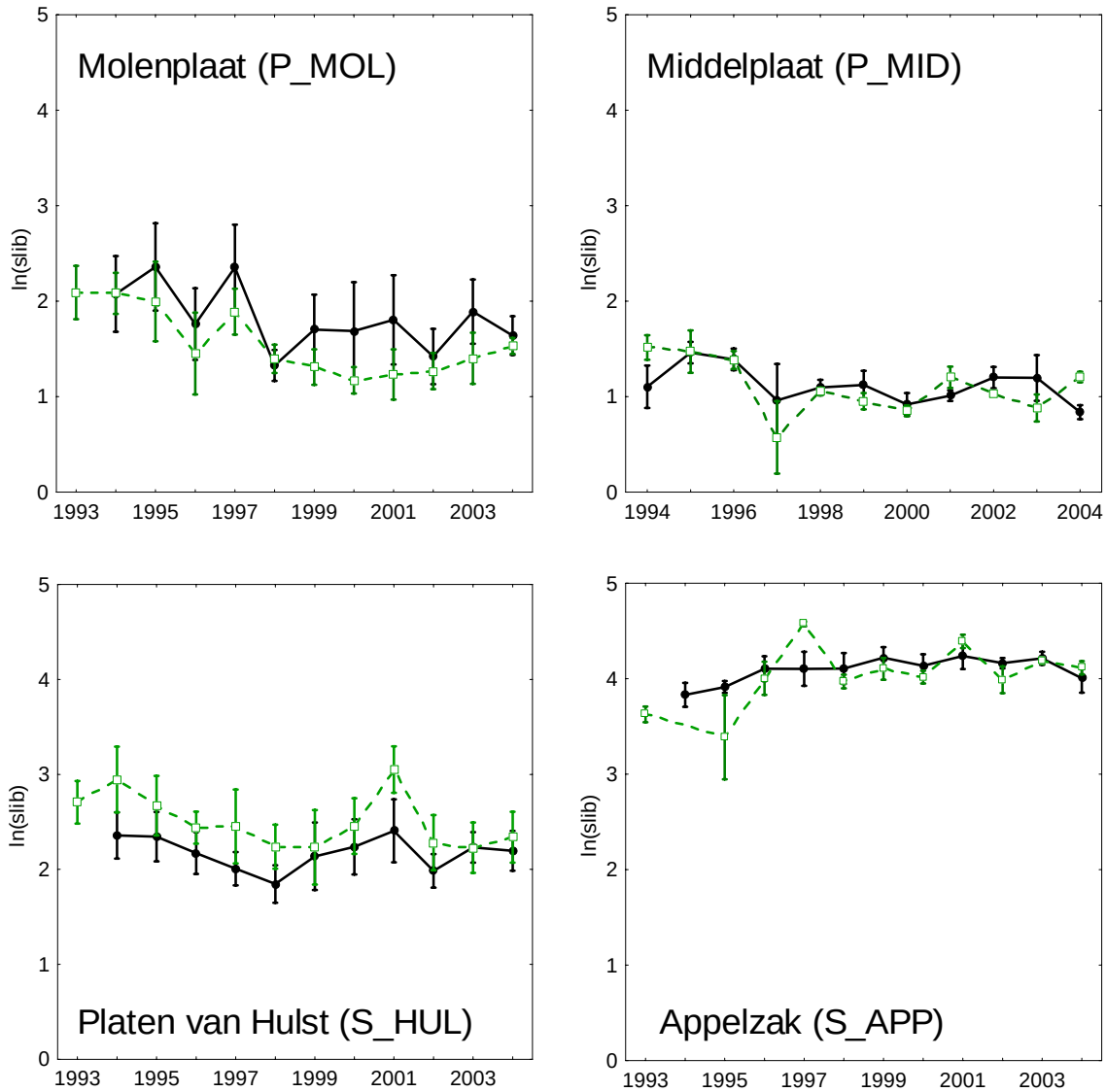
Vergelijking van de uit synergie en regressiekriging verkregen slibwaarden voor een aantal gebieden van april 2003 (ERS SAR beeld van 7 april 2003 en Landsat 7 ETM+ beeld van 20 april 2003 in Tabel 2 en 3) en september 2003 (ERS SAR beeld van 29 september 2003 en Landsat 7 ETM+ beeld van 18 september 2003 in Tabel 2 en 3) laat zien dat over het algemeen (en voor de Westerschelde als geheel) het slibgehalte hoger is in het najaar dan in het voorjaar (Figuur 18b). De grootste afwijking van de 1:1 lijn is gevonden voor de Platen van Hulst: hier is het voorspelde slibgehalte in het voorjaar hoger dan in het najaar (zie Figuur 18b en 19). Dit komt overeen met de resultaten uit monsternamen in april en september 2003 (Figuur 18a). Ook bij het gebruik van synergie zonder regressiekriging vinden we dit resultaat (Figuur 19). Uit het gebruik van synergie zonder regressiekriging blijken daarnaast de Kapellebank en Appelzak in april het hoogste slibgehalte te hebben, terwijl de Biezelingsche Ham, Plaat van Walsoorden, slikken van Paulinapolder en de Plaat van Ossensisse iets slibrijker zijn in september dan in april 2003, terwijl (Figuur 20). Dit komt overeen met de BIS data van voorjaar en najaar (Figuur 15), maar niet altijd met de data van de bovenste 2 cm versus de bovenste 10 cm (Figuur 16).



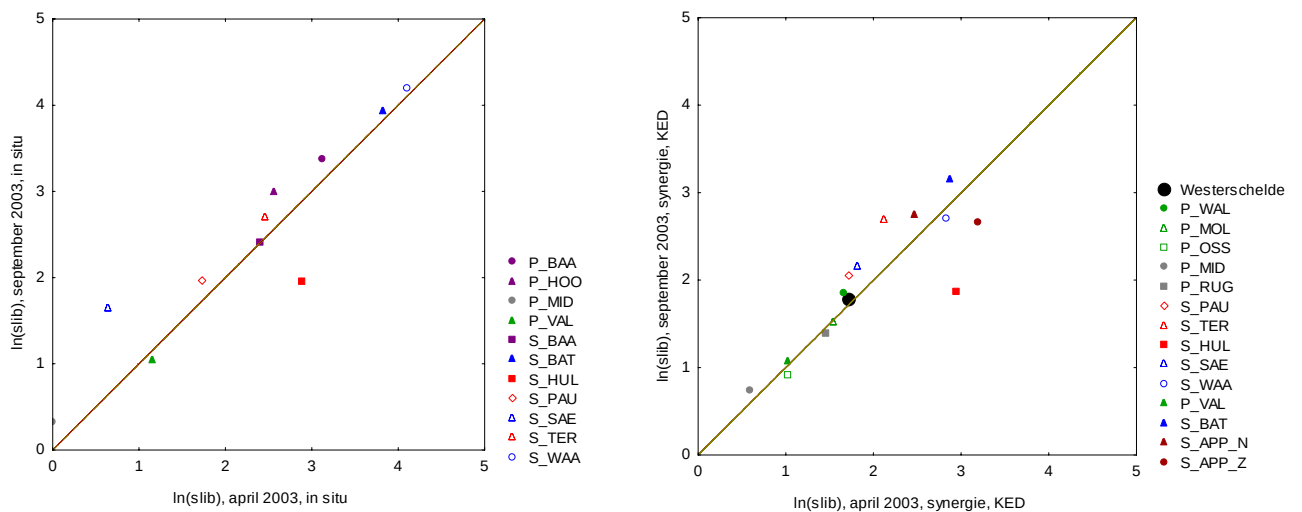
Figuur 15. $\ln(\text{slib})$ in voorjaar (in groen) en najaar (in zwart) uit de BIS database, MOVE data periode najaar 1999 tot en met voorjaar 2006 voor verschillende platen (P_*) en slikken (S_*) in de Westerschelde. Zie Figuur 1 voor een beschrijving van de afkorting van de lokaties.



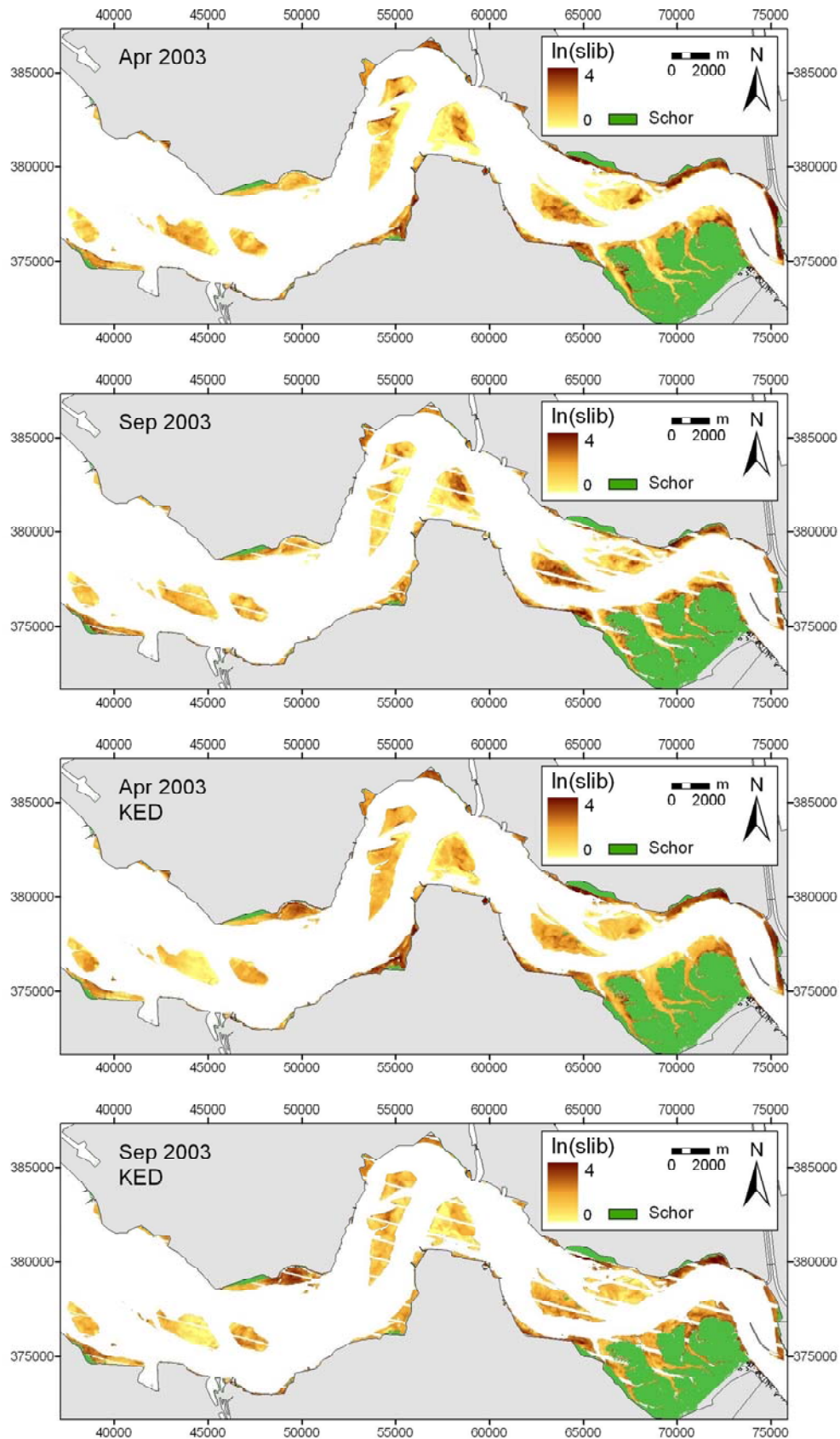
Figuur 16. Verschil tussen $\ln(\text{slib})$ van de bovenste 2 cm (in zwart) en 10 cm (in groen), voor verschillende platen (P_*) en slikken (S_*) in de Westerschelde, over de periode 1993-2004, MOVE database. Zie Figuur 1 voor een beschrijving van de afkorting van de lokaties.



Figuur 17. Verschil tussen $\ln(\text{slib})$ van de bovenste 2 cm (in zwart) en 10 cm (in groen), voor een aantal gebieden over de herfstperiode 1993-2004, MOVE database.



Figuur 18. Gemiddelde in situ slibgehalte uit monsters uit de BIS database (links, a) en gemiddelde slibwaarde van de gebieden als geheel uit remote sensing (rechts, b), voor april en september 2003. Zie Figuur 1 voor een beschrijving van de afkorting van de lokaties.



Figuur 19. Slibgehalte in het voorjaar en najaar van 2003 uit synergie van radar en optische remote sensing, zonder regressiekriging (boven) en met regressiekriging (KED, onder), gecalibreerd met BIS data.

2.10. Slib als indicator voor de verspreiding van bodemdieren

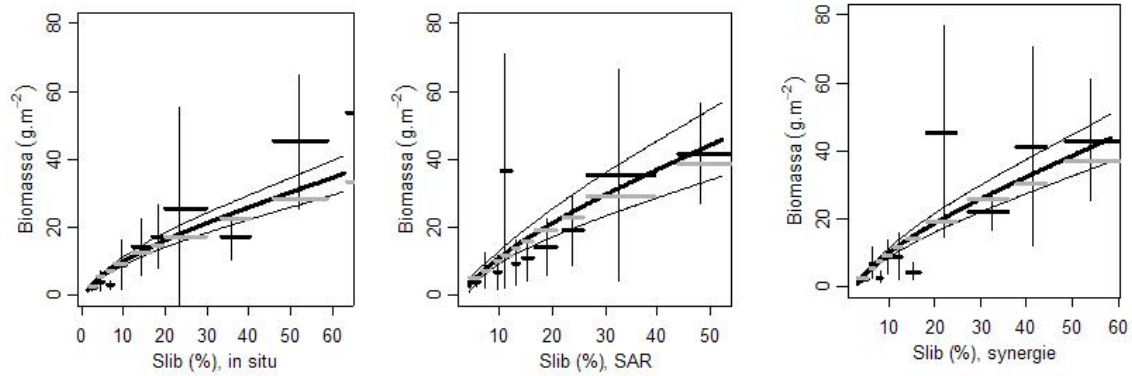
Monitoring van het slibgehalte en de korrelgrootteverdeling van het sediment en het microfytobenthos van de slikken en platen is van belang voor het macrobenthos. Het slibgehalte van het sediment zal voor een groot deel de leefomstandigheden van de bodemdieren bepalen, zoals waterbeschikbaarheid, zuurstof, nutriënten en de sedimentstabiliteit. Anderzijds kunnen de bodemdieren zelf ook hun omgeving beïnvloeden, bijvoorbeeld door bioturbatie, (de)stabilisatie en begrazing van het sediment.

De relatie tussen de aanwezigheid en biomassa van bodemdieren en de sedimentsamenstelling is in een groot aantal studies onderzocht (Sanders, 1958; Gray, 1974; Holland et al., 1987; Warwick et al., 1991; Snelgrove & Butman, 1994; Herman et al., 2001; Widdows et al., 2004). Een aantal studies heeft hierbij gebruik gemaakt van responsmodellen, statistische modellen waarin de aanwezigheid of biomassa van bodemdieren als functie van omgevingsvariabelen, waaronder het in situ bepaalde slibgehalte, kan worden voorspeld (Thrush et al., 2003; Ysebaert et al., 2003; Hewitt et al., 2004; Thrush et al., 2005; Ellis et al., 2006). Informatie uit remote sensing kan een waardevolle input leveren voor dergelijke responsmodellen (Forster et al., 2006; Van der Wal et al., 2007). De responsmodellen kunnen vervolgens worden toegepast om uit remote sensing beelden een voorspelling te maken van de ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos (Van der Wal et al., 2008).

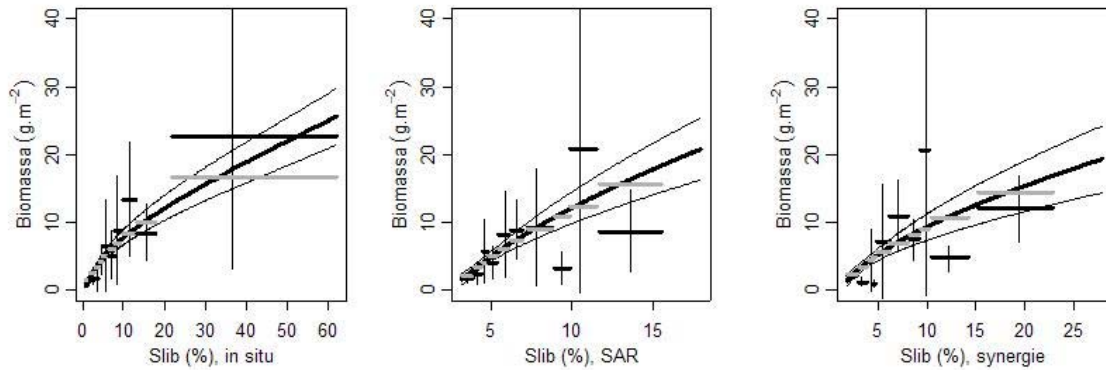
In dit onderzoek is deze methode getoetst. Er is gebruik gemaakt van de EU Ecoflat dataset (Herman et al., 2001), met macrobenthos en sedimentdata van september 1995 van de Molenplaat, en van de BEON dataset uit oktober 1996 (Herman, 1997), met macrobenthos en sedimentdata van een viertal platen in de Westerschelde. Voor de twee datasets is het slibgehalte voorspeld uit satellietradar (SAR), en uit een combinatie van optische en radar remote sensing (synergie).

In het responsmodel is biomassa uitgedrukt als functie van het slibgehalte (hetzij in situ bepaald, hetzij uit remote sensing voorspeld). Het slibgehalte is hiervoor getransformeerd, volgens $M = \text{asin}(\sqrt{(\text{slibgehalte}/100 + 0.001)})$. Voor de foutterm in het model is een Gamma verdeling gebruikt. Een aantal modellen, met verschillende link functies, en met en zonder de interactieterm M^*M , is vergeleken op grond van significantie van de termen in het model. Daarnaast is voor ieder model een Aikake index (AIC) berekend (Sakamoto et al., 1986). Deze index geeft aan hoe goed het model is, rekening houdend met het aantal parameters dat is gebruikt (dat wil zeggen een model dat (bijna) even goed is maar minder parameters heeft dan een ander model wordt bij voorkeur gebruikt). Hoe lager de AIC, hoe beter het model. Het beste model heeft alleen significante ($p < 0.05$) termen in het model, en heeft de laagste AIC. Voor beide datasets bleek het beste model een voorspelling van de biomassa op grond van alleen het getransformeerde slibgehalte, met een simpele *identity link* functie (Figuur 20 en 21). Dit model was het beste voor in situ slibgehalte, slibgehalte voorspeld uit SAR, en slibgehalte voorspeld uit een combinatie van optische en radar remote sensing. Het model dat gebaseerd is op het in situ slibgehalte is echter wel beter dan het model dat gebaseerd is op het slibgehalte geschat uit remote sensing (Tabel 7).

Er is ook getoetst of de biomassa van het macrobenthos beter direct uit SAR, of een combinatie van optische en radar remote sensing voorspeld kan worden. Dit bleek niet het geval. Voor de dataset van de Molenplaat in 1995 was de AIC van de vergelijking met radar brightness β^0 hoger dan die van de andere vergelijkingen (Tabel 9). Voor de dataset van de platen in de Westerschelde in 1996 had het model weliswaar een lage AIC, maar ook een niet-significante component in de vergelijking (Tabel 7). De beste voorspelling uit remote sensing is dus het model waarbij het slibgehalte uit een combinatie van radar en optische remote sensing wordt voorspeld, en vervolgens wordt gebruikt voor het voorspellen van de biomassa van het macrobenthos (Figuur 22, onder). Daardoor kan worden verwacht dat de voorspelling van de verspreiding van het macrobenthos beter wordt naarmate het algoritme voor het afleiden van het slibgehalte beter is.



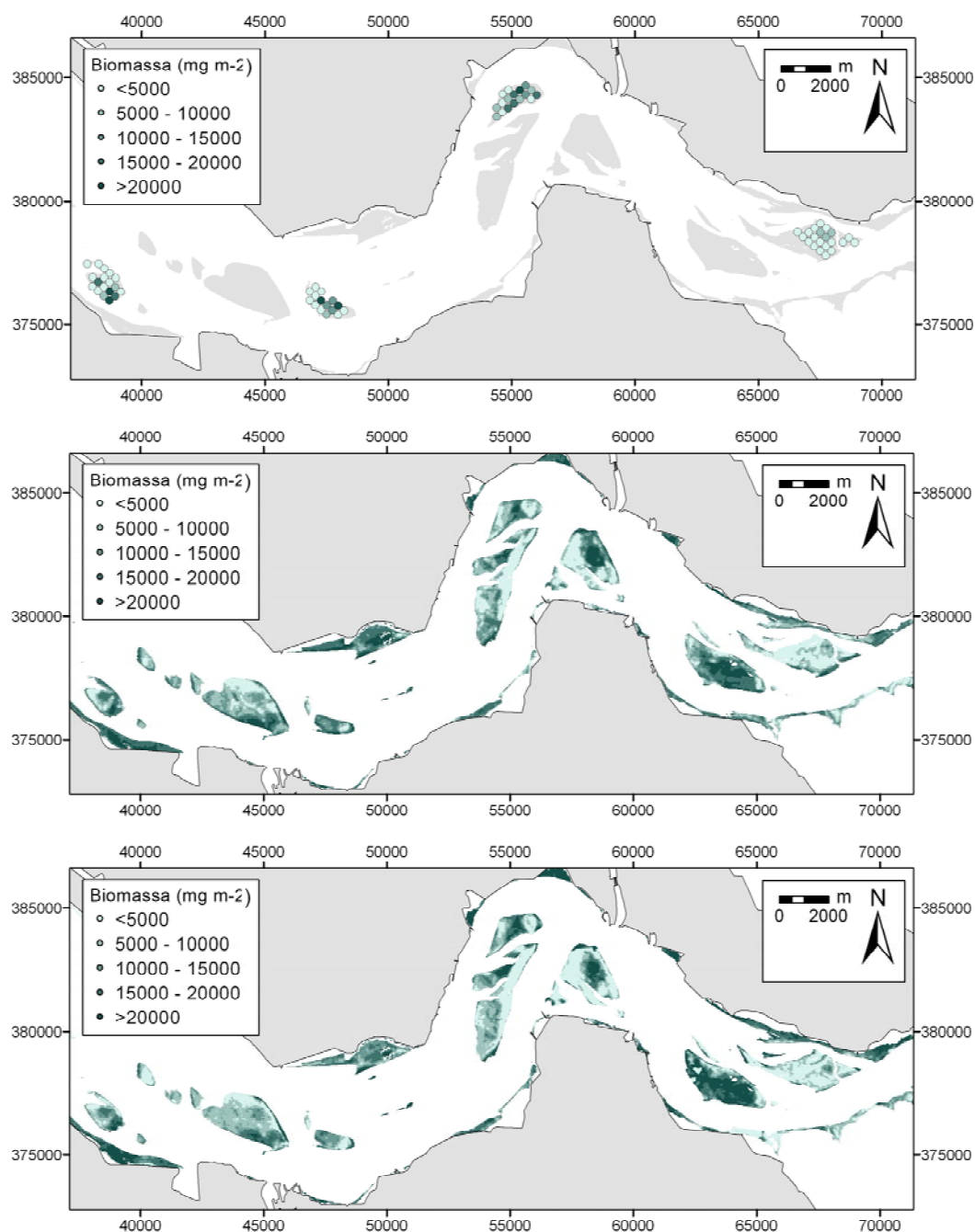
Figuur 20. Relatie tussen de biomassa van bodemdieren en slibgehalte, Molenplaat, september 1995. De data zijn in 10 klassen van slibgehalte gegroepeerd met een gelijk aantal waarnemingen. De zwarte horizontale strepen geven het geobserveerde klassegemiddelde weer met standaardfout; de grijze horizontale strepen geven het voorspelde klassegemiddelde. De voorspelling is weergegeven als dikke zwarte lijn, met het 95% betrouwbaarheidsinterval als dunnere lijnen.



Figuur 21. Relatie tussen de biomassa van bodemdieren en slibgehalte, Platen Westerschelde, oktober 1996. Zie toelichting Figuur 20.

Tabel 7. Biomassa (B) als functie van arcsinus getransformeerde slibgehalte (M) uit in situ bemonstering en remote sensing, en als functie van de radar brightness β^0 en/of oppervlakte reflectantie uit optische remote sensing. Niet-significante termen ($p > 0.05$) zijn aangeduid met een asterix.

Project	Vergelijking	AIC
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	$B = 43.72 M_{\text{in situ}} - 4.22$	563
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	$B = 72.30 M_{\text{SAR}} - 12.53$	590
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	$B = 62.01 M_{\text{synergie}} - 10.11$	570
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	$B = -1.82 \beta^0 + 4.56$	591
EU Ecoflat, Molenplaat (1995)	$B = -0.81 \beta^0 - 495.81 R_{\text{TM2}} + 152.65 R_{\text{TM5}} + 49.21$	577
BEON, Platen Westerschelde (1996)	$B = 30.59 M_{\text{in situ}} - 2.12$	385
BEON, Platen Westerschelde (1996)	$B = 75.45 M_{\text{SAR}} - 12.24$	409
BEON, Platen Westerschelde (1996)	$B = 42.51 M_{\text{synergie}} - 4.41$	403
BEON, Platen Westerschelde (1996)	$B = -0.95 \beta^0 + 2.05$	407
BEON, Platen Westerschelde (1996)	$B = -0.67 \beta^0 + 52.11 R_{\text{TM2}}^* - 143.59 R_{\text{TM5}} + 13.00$	394



Figuur 22. In situ biomassa van het macrobenthos, bemonsterd in oktober 1996 (boven, en voorspelling van de biomassa uit satellietradar (midden), en uit het slibgehalte afgeleid uit een combinatie van radar en optische remote sensing (onder).

3. Monitoren van microfytobenthos

3.1. Remote sensing van microfytobenthos

Benthische algen kunnen goed worden gekwantificeerd en in de tijd worden gevolgd met behulp van teledetectie-technieken. Hiervoor is optische remote sensing, vanuit de lucht of de ruimte, het meest geschikt. Microfytobenthos bevat chlorofyl: deze stof absorbeert energie in het blauwe en rode bereik van het elektromagnetische spectrum en straalt uit in het nabij-infrarode deel van het elektromagnetische spectrum. Een bekende techniek om chlorofyl in kaart te brengen is de vegetatie-index NDVI (Tucker et al., 1979; Petrorrelli et al., 2005), dat de verhouding tussen reflectantie (R) in het rode en nabij-infrarode (NIR) bereik aangeeft, volgens:

$$NDVI = (R_{NIR} - R_{rood}) / (R_{NIR} + R_{rood}) \quad (vgl\ 5)$$

In een aantal studies is deze methode al toegepast op intergetijdengebieden, zowel als veldmethode met behulp van spectroradiometers (Carrere et al., 2004; Kromkamp et al., 2006) en als methode voor het karteren van microfytobenthos (Mélèder et al., 2003; Combe et al., 2006; Van der Wal et al., 2006). Een aantal studies laat zien dat een verfijning van de methode noodzakelijk is voor het accuraat karteren van microfytobenthos in intergetijdengebieden (bijv. Combe et al., 2006; Barillé et al., 2007). Dit onderzoek richt zich niet op algoritme-ontwikkeling voor microfytobenthos, maar op inzetbaarheid van remote sensing voor het kwantificeren van de jaarlijkse primaire productie, gegeven een accurate afleiding van de biomassa van microfytobenthos uit remote sensing.

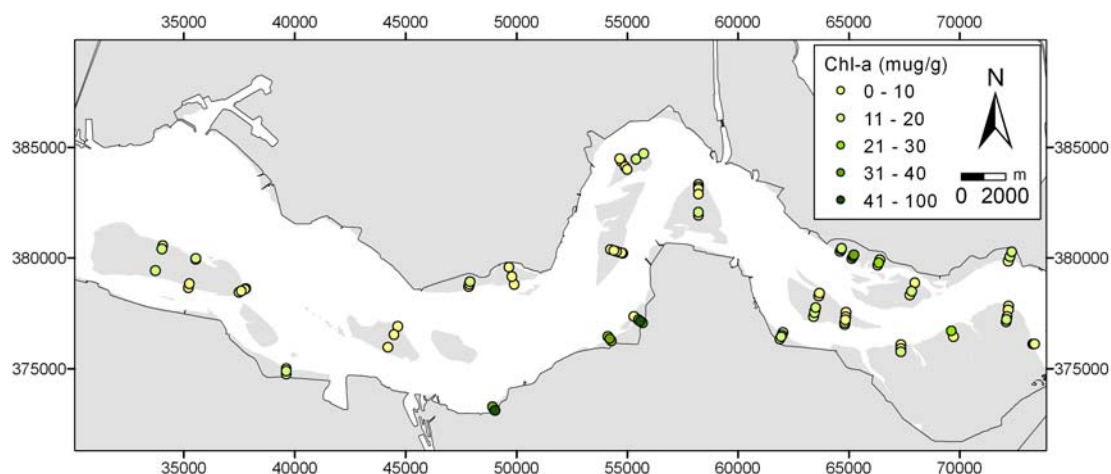
3.2. Onderzoeksvragen

Uit eerdere in-situ studies (o.a. Colijn, 1983) blijkt dat primaire productie het best voorspeld kan worden op basis van jaargemiddelde chlorofyl-waarden (De Jonge & De Jong, 1995). De vraag is of een of meerdere remote sensing opnamen per jaar voor het bepalen van chlorofyl voldoende zijn om deze primaire productie te kunnen schatten. In-situ metingen van chlorofyl zijn gebruikt voor een analyse van temporele variabiliteit van het microfytobenthos om inzicht te krijgen in de meest geschikte timing van remote sensing beelden voor het monitoren van het chlorofyl. Aan de hand van een hyperspectraalbeeld met hoge resolutie en de in situ data wordt vervolgens de benodigde ruimtelijke resolutie geëvalueerd. Het onderzoek richt zich op het beantwoorden van de volgende vragen:

- Welke temporele resolutie van remote sensing is nodig voor het bepalen van chlorofyl ten behoeve van schattingen van primaire productie? Wat is de beste periode om remote sensing beelden op te nemen? Is een opname in de periode juni/juli voldoende om een uitspraak te kunnen doen over microfytobenthos biomassa in een jaar? In welke maand zijn in-situ (validatie) data dan wenselijk of noodzakelijk? Indien een juni/juli opname voldoende is voor een schatting van de primaire productie, hoe zeker is het dan dat er van die periode gebiedsdekkende opnamen beschikbaar zijn?
- Met welke ruimtelijke resolutie kan chlorofyl het best worden opgenomen? Welke sensor is dan het meest geschikt voor het monitoren van chlorofyl?

3.3. Velddata

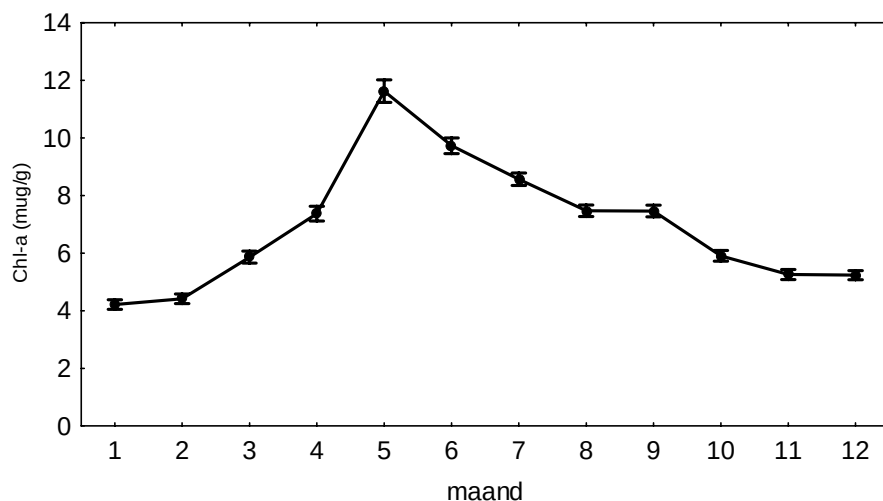
Ook voor dit deelonderzoek is gebruik gemaakt van de diatomeëendatabase met daarin de veldmetingen op de MOVE stations (Figuur 23). Maandelijks, en vanaf 2004 driemaandelijks, is de bovenste cm bemonsterd met behulp van een perspex bodemsteker met 2 cm diameter (Stapel & De Jong, 1998), waarvan steeds 5 monsters zijn gemengd. In een aantal gevallen is ook een diepteprofiel bemonsterd (bovenste 10 cm, met 1 cm resolutie). De monsters zijn ingevroren, en bij analyse in een aceton-extract gehomogeniseerd, en het chlorofyl-a gehalte (in $\mu\text{g/g}$) is met behulp van HPLC bepaald. Voor de analyse zijn de waarnemingen van de bovenste cm geselecteerd.



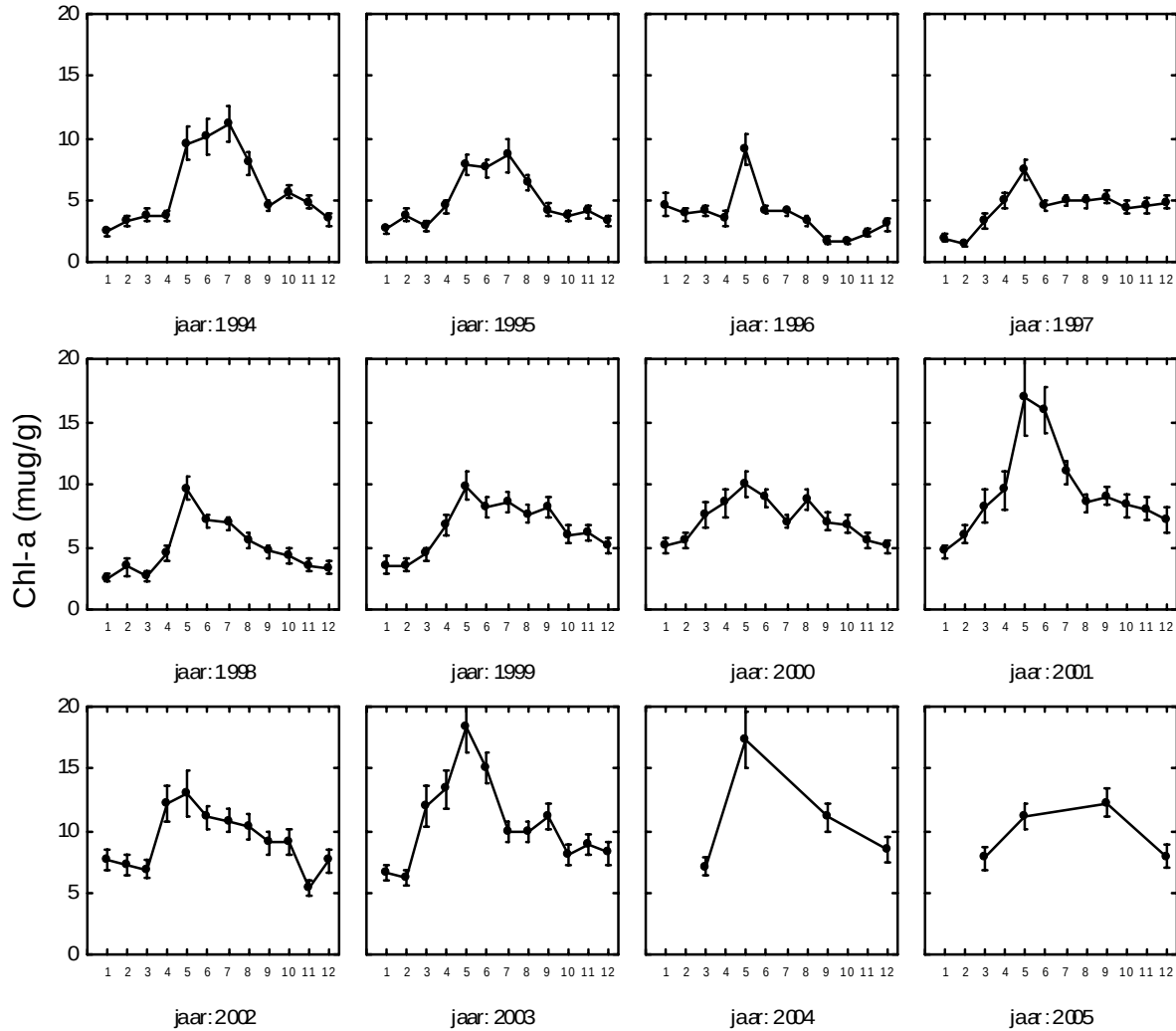
Figuur 23. In situ waarden van chlorofyl-gehalte, mei 2005, MOVE database.

3.4. Tijdsreeksanalyse

De in situ data van chlorofyl-a zijn per maand gemiddeld om de seizoensfluctuaties inzichtelijk te maken (Figuur 24). De chlorofyl-waarden zijn het laagst in januari, en nemen in het voorjaar sterk toe, met een diatomeeënbloei in mei, en een tweede, veel kleinere piek in september. Dat deze pieken niet in ieder jaar even sterk zijn (of zelfs aanwezig zijn), of ieder jaar in dezelfde maand vallen, blijkt uit Figuur 25.



Figuur 24. In situ waarden van chlorofyl-gehalte in de Westerschelde, gemiddeld per maand over de periode 1993-2006 (gemiddelden en standaardfout).



Figuur 25. In situ chlorofyl-gehalte in de Westerschelde, gemiddeld per maand.

Er is een analyse uitgevoerd met de in situ data om te bepalen in welke maanden het best remote sensing beelden kunnen worden ingewonnen voor het bepalen van het jaargemiddelde chlorofyl. Hierbij zijn alleen data van de periode april tot en met september in beschouwing genomen, omdat van deze maanden de zonnestand (zonnehoek >30 graden gedurende de middag) gunstig is voor de beeldopnamen.

Het maandgemiddelde chlorofyl-gehalte is uitgezet tegen het jaargemiddelde (Figuur 26). Er blijkt een goede relatie tussen het gemiddelde van de maanden april tot en met september en het jaargemiddelde. De relatie is het best voor april, juni en september (steeds $R^2 > 0.84$) en het slechts voor juli ($R^2 = 0.55$). De maandgemiddelden van april en september benaderen het jaargemiddelde. Er is ook bekeken hoeveel beelden in de periode april tot en met september nodig zijn voor een betrouwbare schatting van het jaargemiddelde. Hiervoor zijn de in situ chlorofylwaarden per maand, en per twee, per drie, per vier, per vijf en per zes maanden (met alle combinaties in de periode april tot en met september) van ieder jaar steeds gerelateerd aan het jaargemiddelde chlorofylgehalte. Uit Figuur 28 blijkt dat opnamen in meerdere maanden de betrouwbaarheid van de schatting ten goede komen, al wordt de behaalde winst steeds kleiner met toename van het aantal opnamen in de schatting. Op basis van deze grafiek kan een afweging gemaakt worden van de kosten en inspanning van de in te winnen en te bewerken beelden en de betrouwbaarheid van de schatting. Voor het gemiddelde op basis van twee maanden geven de combinaties april en juni ($R^2 = 0.98$), en juni en september ($R^2 = 0.95$), de beste resultaten en de combinatie juli en augustus ($R^2 = 0.79$) de slechtste. Een

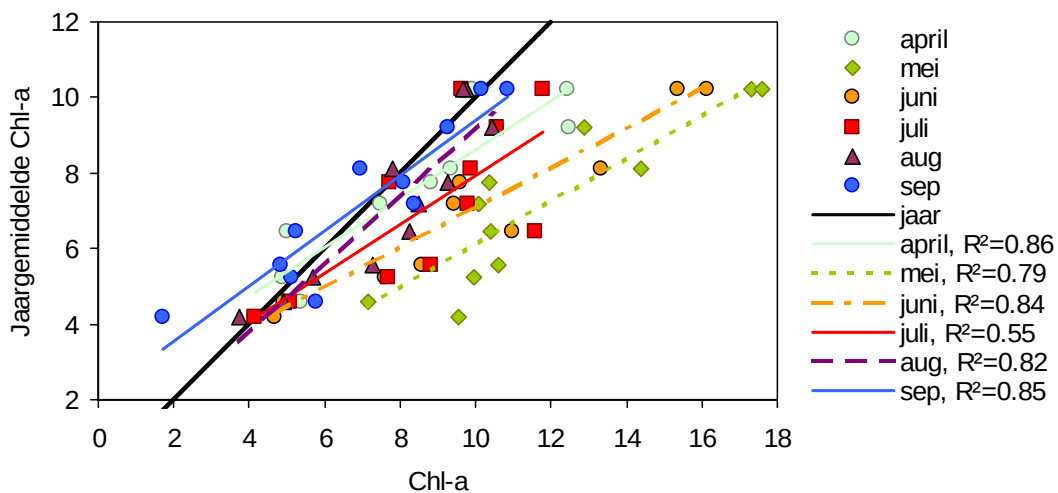
redelijk goede voorspelling van het jaargemiddelde kan worden gemaakt uit combinaties van opnamen in respectievelijk mei en augustus ($R^2=0.95$), mei en september ($R^2=0.93$) april en juli ($R^2=0.93$), april en mei ($R^2=0.93$), april en augustus ($R^2=0.93$), juni en augustus ($R^2=0.92$), en augustus en september ($R^2=0.90$). Voor een gemiddelde op basis van drie maanden zijn de beste schattingen gevonden voor de combinatie april, juni en september ($R^2=0.98$) en voor de combinatie april, juni en augustus ($R^2=0.99$), en de slechtste schatting voor de combinatie mei, juni, juli ($R^2=0.84$). Het gemiddelde op basis van vier maanden is het best voor de combinatie april, juni, augustus en september ($R^2=0.99$) en het slechtst voor de maanden mei-augustus ($R^2=0.89$). Voor een combinatie met vijf maanden ($0.94 \leq R^2 \leq 0.99$) of zes maanden ($R^2=0.98$) wordt geen betere relatie gevonden.

De regressievergelijkingen van het jaargemiddelde als een functie van de momentopnamen van het chlorofylgehalte kunnen worden gebruikt voor het omrekenen van chlorofylgehalten van de remote sensing opnamen naar een schatting van het jaargemiddelde. Voor de validatie van de beelden zijn dan in situ metingen nodig tijdens overkomst van vliegtuig of satelliet. Figuur 29 geeft de relatie tussen een aantal schattingen en het jaargemiddelde. Er zijn geen significante verschillen in vergelijking tussen bijvoorbeeld de combinatie april en juni en de combinatie juni en september. Er kan dus worden gekozen voor monitoring van het chlorofylgehalte op basis van remote sensing opnamen in april, juni en september, waarbij de opname in april of de opname in september dan kan vervallen indien in een jaar geen onbewolkte opnamen gemaakt kunnen worden vanwege slechte weersomstandigheden. Merk op dat ook met andere combinaties (zoals bijvoorbeeld mei en augustus) een redelijke schatting van het jaargemiddelde chlorofyl mogelijk is, maar dat de regressievergelijking per combinatie kan verschillen.

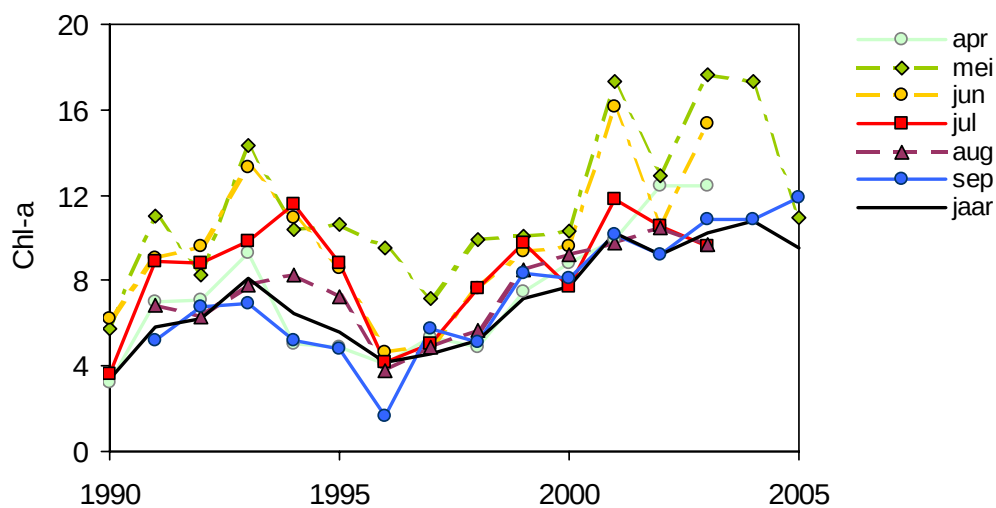
Voor het langjarig opnemen van in situ metingen van chlorofyl wordt dan aanbevolen de bemonstering uit te voeren in april, juni en september, met een aanvullende meting in de winter (januari) en eventueel een aanvullende meting tijdens de voorjaarspiek (mei) om de seizoensvariatie zo goed mogelijk in kaart te brengen, en om ook per jaar een goede schatting van het jaargemiddelde te kunnen maken.

Uit metingen van het KNMI van de bewolking op station Vlissingen blijkt dat de gemiddelde bewolgingsgraad het laagst (en de kans op onbewolkte beelden het grootst) is in de periode april tot en met september, met een minimale bedekkingsgraad in juli en augustus (Figuur 30). Uit een eerste inventarisatie van gearchiveerde SPOT-beelden (SPOT1-5) blijkt dat er 53 beelden van (het grootste deel van) de Westerschelde zijn van onbewolkte, laagwatercondities in de periode 1993-2007, d.i. gemiddeld 3.5 per jaar. Figuur 31 laat zien dat niet van alle jaren april, juni en september-beelden beschikbaar zijn. Het is echter ook mogelijk de voorspelling met data van andere sensoren aan te vullen. Voor Landsat (Landsat 5 TM of Landsat 7 ETM+, elk met 2 beelden van het gebied (198/24 frame en 199/24 frame) per 16 dagen) is bijvoorbeeld een vergelijkbare hoeveelheid beelden beschikbaar.

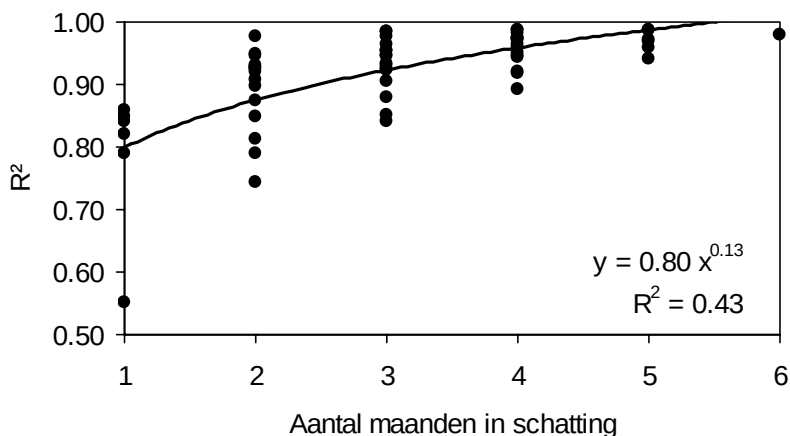
Uit eerder onderzoek blijkt dat de trends in het microfytobenthos (Figuur 27) voor een deel verklaard kunnen worden door temperatuur, instraling en debiet (De Boer, 2000; Wetsteyn, 2006) en dat dezelfde trends in het microfytobenthos gevonden zijn in de Westerschelde, Oosterschelde en de Eems-Dollard (Wetsteyn, 2006). Een bruikbare methode voor het onderscheiden van effecten van de verruiming op het microfytobenthos van externe factoren, zoals weersomstandigheden, zou kunnen zijn het gelijktijdig met remote sensing monitoren van de Westerschelde en de Oosterschelde. Als de trends in microfytobenthos biomassa (chlorofyl-a) verschillend zijn in de Westerschelde en Oosterschelde, kan dan worden aangenomen dat er ook veranderingen op estuarium-niveau spelen.



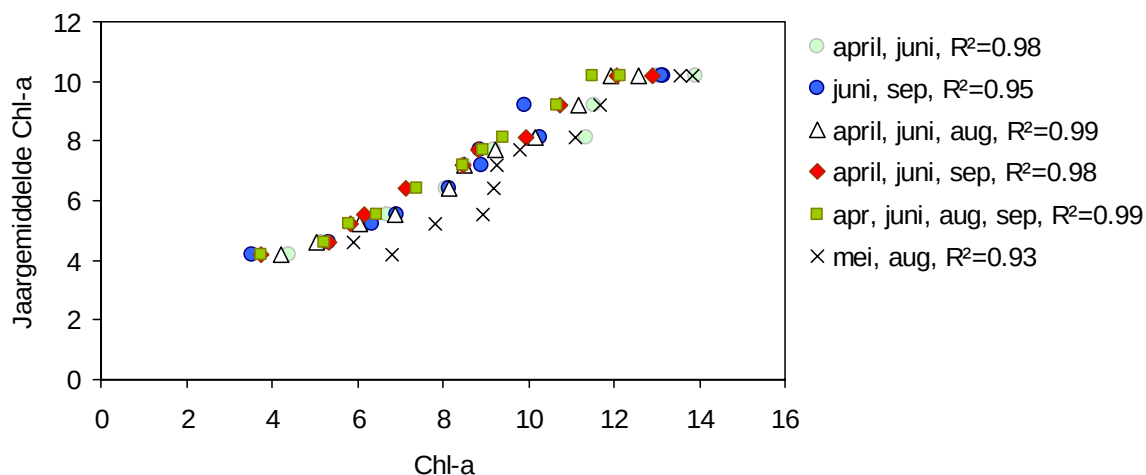
Figuur 26. Relatie tussen maandgemiddelde chlorofyl-gehalte en jaargemiddelde chlorofyl-gehalte (in ug/g), voor de periode 1993-2003.



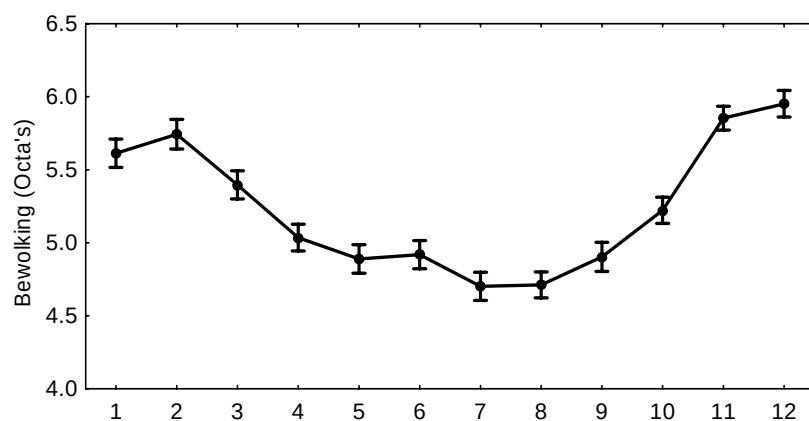
Figuur 27. Temporele variatie van chlorofyl-a aan het oppervlak, uit veldwaarnemingen.



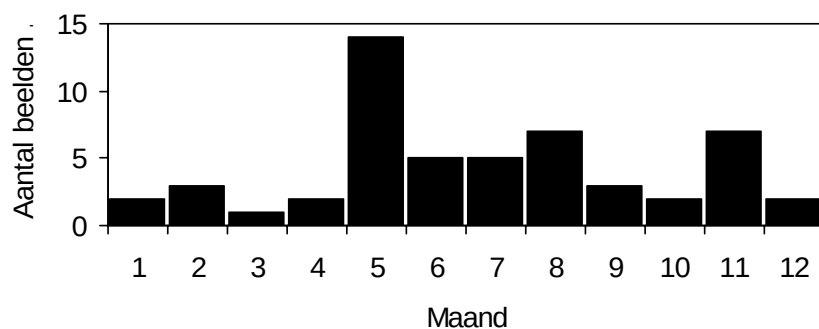
Figuur 28. R^2 tussen het aantal maanden dat in de schatting van chlorofyl wordt gebruikt en het jaargemiddelde chlorofyl, uit veldwaarnemingen (periode 1993-2003). Voor de schatting zijn alleen combinaties van maanden in de periode april tot en met september gebruikt, het jaargemiddelde is gebaseerd op alle waarnemingen in een jaar.



Figuur 29. Relatie tussen meermaandsgemiddelde chlorofyl-gehalte en jaargemiddelde, voor de periode 1993-2003, voor een aantal combinaties.



Figuur 30. Gemiddelde bewolgingsgraad per maand, voor de periode 1990-2006, voor KNMI station Vlissingen.



Figuur 31. Aantal gearchiveerde SPOT-beelden van (het grootste deel van) de Westerschelde in de 15-jaarsperiode 1993-2007.

3.5. Ruimtelijke analyse

Voor het opschalingsexperiment is gebruik gemaakt van een CASI beeld van 27 mei 2005, ingewonnen voor het SRON project (zie Van der Wal & Herman, 2007). Het is een hyperspectraal beeld, met 11 spectrale banden, variërend van het blauwe tot en met het nabij-infrarode deel van het elektromagnetisch spectrum. Het beeld is geometrisch gecorrigeerd, en atmosferisch gecorrigeerd aan de hand van in-situ reflectiemetingen van (semi-)invariante oppervlakken (zoals asfalt, beton, diep helder water etc) die tijdens overkomst van het vliegtuig zijn uitgevoerd. De originele resolutie van het beeld is 4 m.

In dit onderzoek is dit beeld opgeschaald door de waarden van de in een cel met de nieuwe resolutie voorkomende pixels te middelen. De opgeschaalde beelden hebben een resolutie van 8m tot 500m, zodat vliegtuig- en satellietbeelden van alle sensoren die voor monitoring potentieel geschikt zijn, worden gesimuleerd.

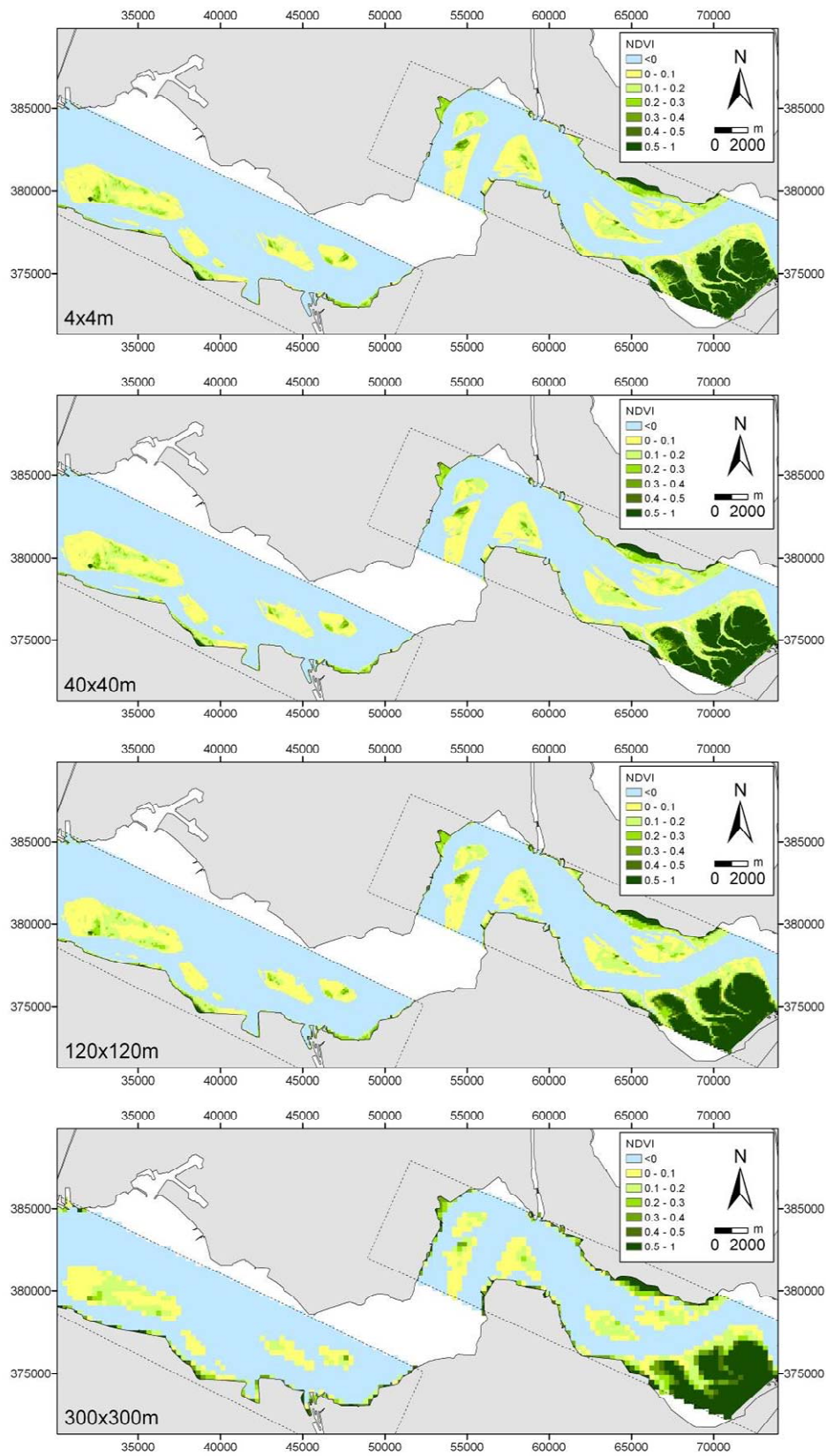
Uit het CASI beeld en de opgeschaalde afgeleide beelden is een vegetatie-index NDVI bepaald (Figuur 32 en 33), op grond van de oppervlakte-reflectantie (R) in de rode en nabij-infrarode (NIR) band, volgens de in paragraaf 3.1 beschreven formule (vgl 5). In een regressie-analyse is de NDVI voor iedere ruimtelijke resolutie uitgezet als functie van het chlorofylgehalte aan het oppervlak. Hiervoor zijn de chlorofylmonsters uit mei 2005 geselecteerd, voor zover deze een hoogteligging hebben van >-1.00 m NAP. Er is in dit onderzoek niet gecorrigeerd voor de aanwezigheid van schor: er zijn dus punten waar chlorofyl uit een bodemonster vergeleken wordt met de NDVI uit remote sensing van hogere planten (met name schor).

Figuur 34 geeft de relatie tussen NDVI en chlorofyl-a, voor een aantal ruimtelijke resoluties. Uit een vergelijking van de relatie tussen NDVI en chlorofyl-a voor verschillende resoluties (Figuur 35) blijkt dat voor een resolutie van 4 tot 50 meter de verklaarde variantie (R^2) ongeveer even groot is. Als de ruimtelijke resolutie groter wordt dan 50 m, neemt de verklaarde variantie sterk af. Ook de standaardfout van de regressie (SE) is voor alle ruimtelijke resoluties tot 50 m ongeveer hetzelfde. De standaardfout neemt geleidelijk toe bij resoluties groter dan 50m.

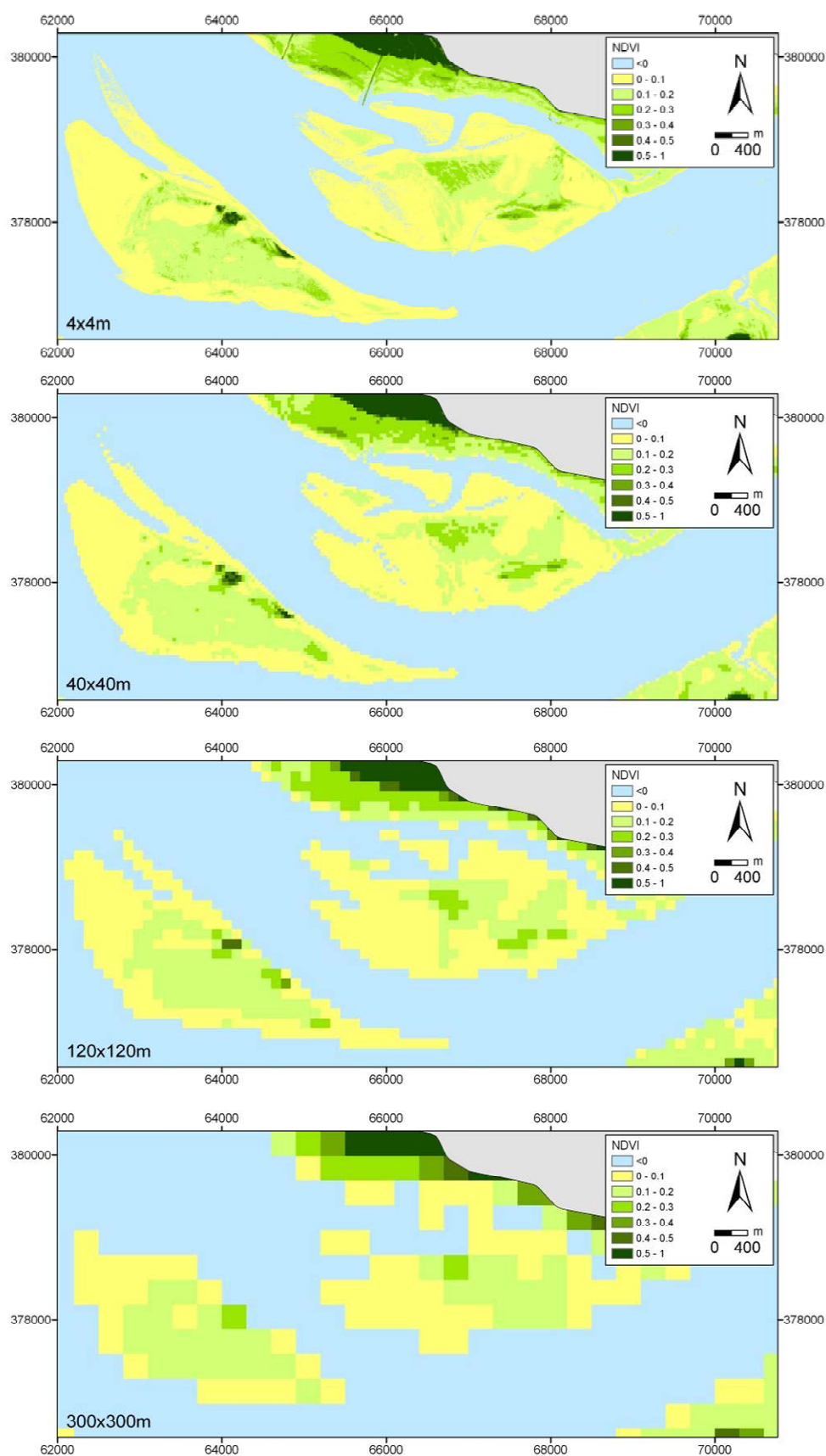
Ter vergelijking is ook de NDVI bepaald van twee op dezelfde dag (maar op een ander tijdstip) ingewonnen satellietbeelden (bewerkt zoals beschreven in paragraaf 2.2), en vergeleken met de in situ chlorofylwaarden. De resultaten zijn vergelijkbaar met die van het CASI beeld (Tabel 8). (Merk op dat de Landsat- en SPOT-beelden wel een *moving window averaging* procedure hebben ondergaan, zie paragraaf 2.4.)

Uit de analyse blijkt dat niet alleen vliegtuigensensoren met een resolutie kleiner dan 5 m (zoals CASI, AISA, HyMap, en AHS), maar ook satellietsensoren met een ruimtelijke resolutie kleiner dan 50 m, zoals SPOT-5 XS (10 m resolutie), Terra ASTER (15m resolutie), en Landsat 5 TM/ 7 ETM+ (30 m resolutie), geschikt blijken voor het opnemen van chlorofyl. Medium resolutie sensoren, zoals Envisat MERIS FR (300 m resolutie) en Terra/Aqua MODIS (ruimtelijke resolutie variërend van 250 tot 1000m) zijn minder geschikt, zoals blijkt uit Figuur 30. Bij het opschalen gaat uiteraard wel detail verloren (Figuur 34), en wordt de kans op mixels met zowel getijdenplaat als water ook groter. Om lokale veranderingen in kaart te kunnen brengen is vliegtuig remote sensing (resolutie tot ca 5m) dus gewenst.

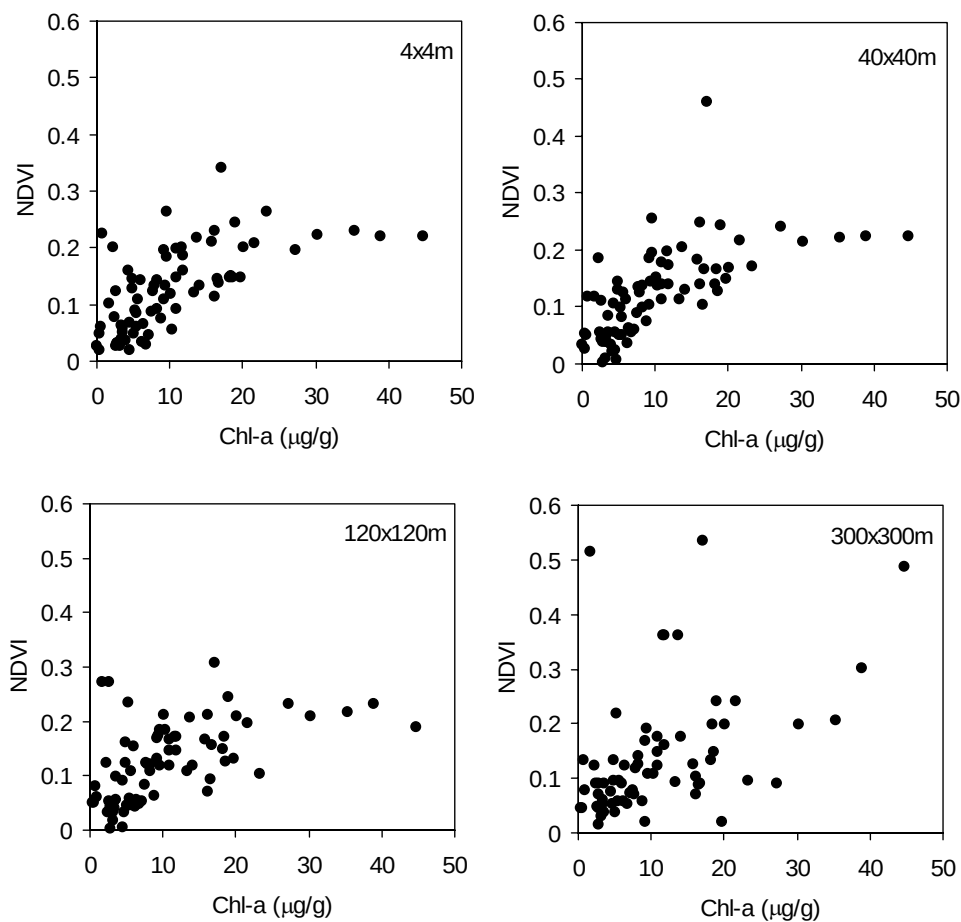
Zoals in paragraaf 3.1 werd genoemd kan het algoritme voor het afleiden van microfytobenthos biomassa uit remote sensing worden verfijnd. Met name het optreden van een verzadiging van de NDVI bij hogere chlorofyl-gehalten ($>20 \mu\text{g/g}$ voor de Westerschelde, zie Figuur 29) en de grote gevoeligheid van de NDVI voor sedimenteigenschappen (Huete et al., 1985; Van der Wal & Herman, 2007) moet hier in beschouwing worden genomen. Een correctie voor deze factoren kan waarschijnlijk het best worden geïmplementeerd voor hyperspectrale remote sensing, zoals CASI vanuit een vliegtuig, omdat de spectrale resolutie hoger is dan bij de huidige generatie hoge resolutie satellieten.



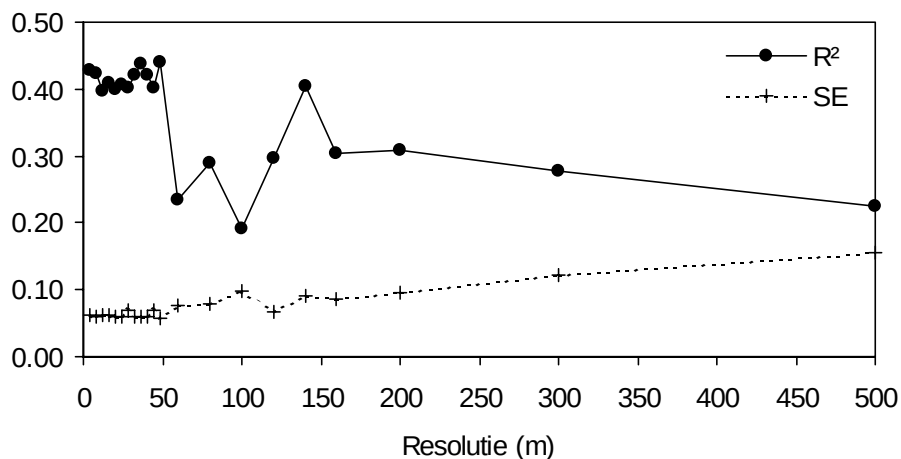
Figuur 32. Vegetatie-index NDVI, voor CASI beeld en afgeleiden met verschillende ruimtelijke resoluties, 27 mei 2005.



Figuur 33. Detail Plaat van Walsoorden en Valkenisse bij verschillende resoluties.



Figuur 34. Relatie in situ chlorofyl-gehalte en NDVI uit een CASI beeld, en afgeleide opgeschaalde beelden met verschillende ruimtelijke resoluties, mei 2005.



Figuur 35. R^2 en standaardfout (SE) van de regressie tussen NDVI en chlorofylgehalte, voor verschillende ruimtelijke resoluties.

Tabel 8. Regressie van NDVI uit remote sensing als functie van in situ chlorofyl, mei 2005.

Sensor	Datum tijd (UTC)	Resolutie (m)	R^2	n	p	SE
CASI-I (vliegtuig)	27 mei 2005 9:50-10:30	4	0.43	73	0.0000	0.0612
SPOT-5 XS (satelliet)	27 mei 2005 11:00	10	0.40	89	0.0000	0.0662
Landsat 7 ETM+ SLC off (satelliet)	27 mei 2005 10:23	30	0.41	60	0.0000	0.0642

4. Conclusies en aanbevelingen

4.1. Monitoren van intertidaal slib

- Kan het slibgehalte van het oppervlak goed voorspeld worden op basis van satellietradar? Is de methode voor het gehele gebied toepasbaar? Zijn er gebieden of condities waar een combinatie met aanvullende informatie naar verwachting een betere voorspelling geeft?

Op basis van alleen satellietradar kan een redelijke voorspelling worden gemaakt van de distributie van het slibgehalte in de Westerschelde. Het slibgehalte wordt met deze methode wel onderschat in zeer slibrijke gebieden, zoals Appelzak, en overschat in zeer slibarme gebieden, zoals de Middelplaat, terwijl in de range van slibgehalten tussen 10% en 20% weinig onderscheid kan worden gemaakt. De methode lijkt daarom vooralsnog niet nauwkeurig genoeg voor monitoring van het slibgehalte in de gehele Westerschelde. Een combinatie van optische en radar satelliet remote sensing, met veldgegevens op een aantal vaste monsterstations (zoals de MOVE stations), levert de meest betrouwbare resultaten op voor het slibgehalte. De voorspelling werd nog verder verbeterd met KED kriging. Overigens kan satellietradar wel geschikt zijn voor het nauwkeurig monitoren van een enkele plaat of slik, gegeven goede groundtruthing. Dit is in dit onderzoek niet getoetst, maar blijkt wel uit eerder onderzoek (Van der Wal & Herman, 2007 voor de Molenplaat, Van der Wal et al., 2007 voor de Plaat van Walsoorden). Ook het gebruik van synergie van satellietradar en optische vliegtuig remote sensing is in dit onderzoek niet getoetst, maar lijkt veelbelovend (zie Van der Wal & Herman, 2007 voor de Westerschelde en Van der Wal et al., 2007 voor de Plaat van Walsoorden).

Nader onderzoek is nodig om de methode voor het afleiden van het slibgehalte uit remote sensing verder te verbeteren. De resultaten met regressie-kriging wijzen op een *variabiliteit* (en ruimtelijke autocorrelatie) *op de schaal van een plaat of slik*, die niet met regressie (trend) kan worden verklaard. Een verdere analyse van de residuen van de regressie kan uitwijzen welke factoren (zoals bijvoorbeeld stroomsnelheid, of drainage afhankelijk van de topografie van de plaat of het slik) de nog onverklaarde variantie kunnen verklaren. Deze factoren kunnen vervolgens worden gebruikt om de voorspelling van het slibgehalte te verbeteren.

ERS SAR lijkt gevoelig voor een waterlaagje op het oppervlak, waardoor op een aantal plaatsen (met name het Middelplaat-complex en de Plaat van Ossensisse) de schijnbare ruwheid van het oppervlak wordt beïnvloed, en een lagere backscatter wordt gevonden dan op grond van de sedimenttextuur verwacht mag worden. Een mogelijke oplossing kan zijn om de hier gebruikte C-band radar te combineren met satellietradar met andere golflengten, zoals X- en L-band. Doordat elke band een eigen gevoeligheid heeft voor bodemruwheid en de dielectrische constante van het oppervlak (water), zou een combinatie van de drie golflengten uitsluitel kunnen geven over de aard van het oppervlak. X-band radar is bijvoorbeeld gevoelig voor de microtopografie, en kan minder differentiatie maken bij grotere (zand)ribbels, terwijl L-band hier juist gevoeliger voor zou moeten zijn. X-band zou bij de in zand gevormde ribbels wel een redelijke gevoeligheid moeten hebben voor de dielectrische constante, en dus voor water in en op het sediment. Voor een dergelijk onderzoek zou, naast ERS SAR voor C-band radar, gebruik kunnen worden gemaakt van de in juni 2007 gelanceerde en inmiddels operationele TerraSar-X sensor voor X-band radar, en de naar verwachting in 2008 te lanceren TerraSAR-L sensor voor L-band radar (of eventuele andere L-band systemen zoals JERS SAR en ALOS PALSAR).

Het verdient daarnaast aanbeveling in een vervolgonderzoek aandacht te besteden aan validatie van de uit remote sensing voorspelde slibgehalten in het veld. Hiervoor kan een recent beeld

worden gebruikt voor het voorspellen van het slibgehalte. In het veld worden de gebieden met verschillende slibgehalten, zoals die uit remote sensing zijn voorspeld, nagelopen, en worden op een aantal lokaties monsters genomen en relevante metingen verricht (zoals monsternamen voor het slibgehalte, ruwheid, bodemvocht/water, afwatering, spectroradiometer-metingen etc). Hiermee kan een meer betrouwbare kaart worden geproduceerd, en kan gericht worden gezocht naar een oorzaak van de matige voorspelling van het slibgehalte op sommige slikken en platen.

Remote sensing monitoring is niet mogelijk zonder gedegen ground-truthing. Een dataset van ca 100 bemonsterde in situ stations per jaar, zoals in het MOVE netwerk, is voldoende voor de ground-truthing. Er dienen voldoende punten >-1 m NAP te liggen om matching met remote sensing mogelijk te maken. Stations <-1 m NAP zijn echter wel nuttig voor andere doeleinden, bijvoorbeeld voor het bepalen van de primaire productie over de gehele range aan dieptezones, of doordat juist aan de plaatranden veranderingen kunnen worden verwacht. Voor het schatten van het semi-variogram voor regressie-kriging is het van belang dat de monsterpunten op een range van afstanden van elkaar liggen, dus zowel dicht bij elkaar als ver van elkaar af. De MOVE dataset voldoet hier redelijk aan. Voor het goed kunnen schatten van het semi-variogram zijn wel meer monsterstations nodig. Voor het nauwkeurig voorspellen van het slibgehalte met de KED methode kan daarnaast een kleinere variantie worden verkregen door toevoegen van monsterpunten op niet bemonsterde slikken en platen (bijvoorbeeld Biezelingsche Ham, Kapellebank). De gehele range aan te verwachten slibgehalten dient te worden bemonsterd; lokaties zoals de Middelpaalt (zeer zandig) en Appelzak (zeer slibrijk) dienen dus te worden gehandhaafd.

Voor het nauwkeurig monitoren van het intertidaal slib is het van belang dat er een uniforme reeks in situ data beschikbaar is. Indien verschillende Malverns worden gebruikt voor de korrelgrootte-analyses, of verschillende voorbehandelingsmethoden (zoals wel of niet corrigeren voor humus- en schelpgehalte) dient een gedegen omrekening te worden gemaakt om vergelijking in de tijd mogelijk te maken, en om de beelden juist te kunnen calibreren.

- Kan, uit de resultaten van slibkaarten uit contrasterende seizoenen, een voorspelling worden gegeven van lokaties waar slechts de bovenste laag uit slib bestaat met daaronder zand (enkel in de zomer/najaar een dun laagje slib), of waar ook in de diepte slib wordt gevonden (het gehele jaar door slibrijk)?

Seizoensvariatie was op twee manieren bepaald uit in situ gegevens: ten eerste uit een vergelijking van voorjaar en najaar, waarbij voor alle gebieden (met uitzondering van de Platen van Hulst en de slikken van Waarde) een verhoogd slibgehalte in het najaar werd gevonden, en ten tweede uit een vergelijking van monsters van de bovenste 2 cm en monsters van de bovenste 10 cm, waarbij per plaat of slik een ander resultaat werd gevonden, met over het algemeen een laagje fijner sediment aan het oppervlak op de platen en een laagje grover sediment aan het oppervlak op de slikken. De twee methoden geven dus geen consistente resultaten voor de seizoensvariatie van het slibgehalte voor alle gebieden.

In dit onderzoek zijn ERS SAR en optische beelden van april en september 2003 bekeken, aangevuld met in situ data uit deze maanden. Alleen ERS SAR zonder groundtruthing lijkt niet betrouwbaar voor het monitoren van de seizoensvariatie. Een combinatie van radar en optische remote sensing, in combinatie met velddata, en eventueel in combinatie met aanvullende geostatistische technieken, geeft hiervoor weer de beste resultaten.

- Is het haalbaar met ERS SAR opnamen de ontwikkeling van de habitatgeschiktheid voor bodemdieren te monitoren?

Remote sensing kan goed worden gebruikt voor het voorspellen van de verspreiding van bodemdieren. Ook hierbij geldt dat de combinatie van radar en optische remote sensing het best is voor het monitoren van de habitatgeschiktheid van bodemdieren. Voor de calibratie is wel voor ieder beeld een aantal benthos-monsters (en sedimentmonsters) nodig.

4.2. Monitoren van microfytobenthos

- Welke temporele resolutie van remote sensing is nodig voor het bepalen van chlorofyl ten behoeve van schattingen van primaire productie? Wat is de beste periode om remote sensing beelden op te nemen? Is een opname in de periode juni/juli voldoende om een uitspraak te kunnen doen over microfytobenthos biomassa in een jaar? In welke maand zijn in-situ (validatie) data dan wenselijk of noodzakelijk? Indien een juni/juli opname voldoende is voor een schatting van de primaire productie, hoe zeker is het dan dat er van die periode gebiedsdekkende opnamen beschikbaar zijn?

Een paar remote sensing opnamen per jaar als aanvulling van de huidige in situ data en gelijktijdig met de vlucht in te winnen data lijkt geschikt voor het afleiden van de jaarlijkse primaire productie over de gehele Westerschelde. Uit de gebruikte in-situ data set bleek juli de minst geschikte maand voor opname van het chlorofylgehalte als indicatie voor het jaargemiddelde. De gemiddelde chlorofylgehalten in april, juni en september bleken het best gecorreleerd met het jaargemiddelde chlorofylgehalte. Met beeldopnamen in een combinatie van maanden kan de beste voorspelling van het jaargemiddelde chlorofylgehalte worden gemaakt, waarbij de combinatie april en juni, de combinatie juni en september, en de combinatie april, juni en september (of augustus) de beste resultaten geven. De regressievergelijkingen van het jaargemiddelde als een functie van de momentopnamen van het chlorofylgehalte kunnen worden gebruikt voor het omrekenen van chlorofylgehalten van de remote sensing opnamen naar een schatting van het jaargemiddelde. Er zijn geen significante verschillen in vergelijking tussen de combinatie april en juni en de combinatie juni en september. Er kan dus worden gekozen voor monitoring van het chlorofylgehalte op basis van opnamen in april, juni en september, waarbij de opname in april of de opname in september eventueel kan vervallen indien geen geschikte beelden beschikbaar zijn. De opnamen kunnen ook worden aangevuld met opnamen uit bijvoorbeeld mei of augustus. Naast de in situ monitoring zijn voor de validatie van de beelden in situ metingen nodig tijdens overkomst van vliegtuig of satelliet. De bemonstering zou dan in ieder geval in de maanden april, juni en september moeten worden uitgevoerd, zodat een goede schatting van het jaargemiddelde kan worden gemaakt, met eventueel een aanvullende bepaling in de winter (januari) en tijdens de voorjaarspiek (mei) om de seizoensvariatie goed te kunnen kwantificeren.

Er is een grote natuurlijke variatie en cycliciteit in chlorofyl tussen de jaren, die bijvoorbeeld veroorzaakt kan zijn door instraling, temperatuur, neerslag, debiet etc. Identieke grootschalige trends in het microfytobenthos zijn gevonden voor de Westerschelde, Oosterschelde en de Eems-Dollard (Wetsteijn, 2006). Om de effecten van de verruiming van de Westerschelde op het microfytobenthos te kunnen onderscheiden van externe factoren, zoals weersomstandigheden, kunnen de Westerschelde en Oosterschelde gelijktijdig worden gemonitord met remote sensing. Als de trends in microfytobenthos biomassa (chlorofyl-a) verschillend zijn in de Westerschelde en Oosterschelde, kan dan worden aangenomen dat er ook veranderingen op estuarium-niveau (zoals de verruiming) spelen. Ook hiervoor is nader onderzoek noodzakelijk, bijvoorbeeld om met remote sensing goed onderscheid te kunnen maken tussen microfytobenthos en macrofytobenthos in met name de Oosterschelde.

- Met welke ruimtelijke resolutie kan chlorofyl het best worden opgenomen? Welke sensor is dan het meest geschikt voor het monitoren van chlorofyl?

Voor het bepalen van microfytobenthos biomassa uit remote sensing is de ruimtelijke schaal van zowel vliegtuig remote sensing (CASI, AISA, Hymap, AHS etc.) als hoge resolutie satelliet remote sensing (Landsat TM/ETM+, SPOT XS etc.) voldoende. Medium resolution satellieten (>50m) (zoals Envisat MERIS en Terra/Aqua MODIS) zijn niet geschikt. Vliegtuig remote sensing (resolutie 5 m of beter) geeft wel meer detail, en heeft ook de meest optimale spectrale resolutie. Daardoor biedt vliegtuig remote sensing de beste mogelijkheden voor een betrouwbaar algoritme voor het afleiden van chlorofyl.

Dit onderzoek wijst uit dat uit een of meerdere satellietbeelden een zeer goede voorspelling kan worden gemaakt van de jaarlijkse biomassa van het microfytobenthos van de Westerschelde en dat satellietbeelden ook geschikt zijn voor monitoring. Satellietbeelden kunnen nu worden geanalyseerd op ruimtelijke patronen in biomassa van het microfytobenthos, waarbij de veranderingen van die patronen in de tijd kunnen worden gevolgd. Een mooie tijdreeks van geschikte beelden voor deze analyse (periode 1993-2007) is reeds bij het NIOO aanwezig. Daarnaast kan een aantal beelden uit een jaar worden vergeleken, om verder inzicht te krijgen in de seizoensvariatie van die patronen.

In dit onderzoek is uitgegaan van een simpele relatie tussen de jaarlijkse biomassa van het microfytobenthos en de jaarlijkse primaire productie. Nader onderzoek is nodig om te evalueren of de jaarlijkse primaire productie die zo wordt bepaald ecologisch relevant is en indicatief is voor de werkelijke primaire productie van intergetijdengebieden, of dat de berekeningsmethode moet worden verfijnd. Dit kan worden onderzocht met behulp van metingen van de primaire productie van het microfytobenthos in het veld (bijvoorbeeld met een PAM), aangevuld met in situ metingen van chlorofyl en analyses van de satellietbeelden.

Literatuur

- Bartholdy, J., & S. Følving (1986). Sediment classification and surface type mapping in the Danish Wadden Sea by remote sensing. *Netherlands Journal of Sea Research*, 20: 337-345.
- Bowers, S.A. & R.J. Hanks (1965). Reflection of radiant energy from soils. *Soil Science*, 2: 130-138.
- Bretz, F., T. Hothorn & P. Westfall (2006). Multcomp: Multiple Tests And Simultaneous Confidence Intervals. Contributed Software Package To The Comprehensive R Archive Network.
- Cahoon, L.B. (1999). The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 37: 47-86
- Colijn, F., (1983). Primary production in the Ems-Dollard estuary. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen, 123 pp.
- Combe J.-P., P. Launeau, V. Carrère, D. Despan, V. Méléder, L. Barillé, C. Sotin (2005). Mapping microphytobenthos biomass by non-linear inversion of visible-infrared hyperspectral images. *Remote Sensing of Environment*: 371-387
- Cracknell, A.P. (1999) Remote sensing techniques in estuaries and coastal zone: an update. *International Journal of Remote Sensing* 20: 485-496
- De Boer, W.F. (2000). Ontwikkeling van de biomassa van het microfytobenthos in het Eems-Dollard estuarium in de periode 1992-1999. Rapport Koeman en Bijkerk, Haren.
- De Jong, D.J., V.N. de Jonge (1995). Dynamics and distribution of microphytobenthic chlorophyll-a in the Western Scheldt estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia* 311: 21-30.
- Deronde, B., P. Kempeneers, R.M. Forster (2006). Imaging spectroscopy as a tool to study sediment characteristics on a tidal sandbank in the Westerschelde. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69: 580-590
- Doerffer, R. & D. Murphy (1989). Factor analysis and classification of remotely sensed data for monitoring tidal flats. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 43: 275-293.
- Ellis, J., T. Ysebaert, T. Hume, A. Norkko, T. Bult, P.Herman, S. Thrush, J. Oldman (2006). Predicting macrofaunal species distribution in estuarine gradients using logistic regression and classification systems. *Mar Ecol Prog Ser* 316: 69-83.
- Forster, R.M., F. Rossi, K. Bonnie, C.H.R. Heip, P.M.J. Herman (2006). Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde: ecologisch monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden. Rapport 11/11. NIOO, Yerseke.
- Gray, J.S. (1974). Animal-sediment relationships. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 12: 223-261
- Heip, C.H.R., N.K. Goosen, P.M.J. Herman, J. Kromkamp, J.J. Middelburg, K. Soetaert (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 33: 1-149
- Hengl, T., G.B.M. Heuvelink, D.G. Rossiter (2007). About regression-kriging: from equations to case studies. *Computers & Geosciences* 33: 1301-1315.
- Herman, P.M.J. (1997). Comparing patterns in macrofauna structure at different scales: within tidal flats, between tidal flats and between estuaries. In: P. Tholen, M. Baptist, P. Herman. BEON Habitat MICRO MACRO. A research project to the relation between physical parameters and the distribution of macro-benthos on a tidal flat. Rapport Delft Hydraulics and NIOO.
- Herman, P.M.J., J.J. Middelburg & C.H.R. Heip (2001). Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Continental Shelf Research*, 21: 2055-2071.
- Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van de Koppel, J. & Heip, C.H.R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, 29: 195-240.

- Hewitt J.E., Thrush S.E., Legendre P., Funnell G.A., Ellis J., Morrison M. (2004). Mapping of marine soft-sediment communities: Integrated sampling for ecological interpretation. *Ecological applications* 14: 1203-1216.
- Holland, A.F., A.T.Shaughnessy, H.M. Hiegel (1987). Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos - spatial and temporal patterns. *Estuaries* 10: 227-245
- Huete, A.R., Jackson, R.D. & Post, D.F. (1985). Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of Environment*, 17: 37-54.
- Isaaks, E.H. & R.M. Srivastava (1989). Applied geostatistics. Oxford University Press.
- Kerr JT, Ostrovsky M (2003) From space to species: ecological applications for remote sensing. *TREE* 18: 299-305
- 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 and Coasts*, 29: 183-196.
- Laur, H., Bally, P., Meadows, P., Sanchez, J., Schaettler, B., Lopinto, E., & Esteban, D. (2002). *ERS SAR Calibration. Derivation of the Backscattering Coefficient σ^0 in ESA ERS SAR PRI Products*. Document ES-TN-RS-PM-HL09. ESA.
- MacIntyre HL, Geider RJ, Miller DC (1996) Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated shallow water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19: 186-201
- Mélédér, V., P. Launeau, L. Barillé, Y. Rince (2003). Cartographie des peuplements du microphytobenthos par télédétection spatiale visible-infrarouge dans un écosystème conchylicole. *Comptes Rendus Biologies* 326: 377-389
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J. & Stenseth, N.C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20: 503-510.
- Rainey, M.P., Tyler, A.N., Bryant, R.G., & Gilvear, D.J. (2000). The influence of surface and interstitial moisture on the spectral characteristics of intertidal sediments: implications for airborne image acquisition and processing. *International Journal of Remote Sensing*, 21: 3025-3038.
- Rainey, M.P., Tyler, A.N., Gilvear, D.J., Bryant, R.G. & McDonald, P. (2003). Mapping intertidal estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 86: 480-490.
- Ryu, J.-H., Na, Y.-H, Won, J.-S. & Doerffer, R. (2004). A critical grain size for Landsat ETM+ investigations into intertidal sediments: a case study of the Gomso tidal flats, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 491-502.
- Sakamoto Y, Ishiguro M, Kitagawa G (1986) Akaike Information Criterion Statistics. Reidel Publishing Company, Dordrecht
- Sanders, H.L. (1958) Benthic studies in Buzzard Bay. I. Animal-sediment relationships. *Limn Oceanogr* 3: 245-258
- Saye, S.E., D. van der Wal, K. Pye, S.J. Blott (2005). Beach–dune morphological relationships and erosion/accretion: an investigation at five sites in England and Wales using LIDAR data. *Geomorphology* 72: 128-155
- Sistermans, W.C.H., V. Escaravage, H. Hummel, M.A. Bergmeijer, A.G.M. Engelberts, L. Dek, A. Dekker, O.J.A. van Hoesel, M.M. Markusse (2007a). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar en najaar van 2006. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. Rapport NIOO.
- Sistermans, W.C.H., H. Hummel, A.G.M. Dekker, L.A. Dek, A. Engelberts, O.J.A. van Hoesel, M. Rietveld, M.M. Markusse (2007b). Inventarisatie macrofauna Westerschelde 2006.

- Rapportage in het kader van de evaluatie van de verdieping van de Westerschelde. Rapport NIOO.
- Smith, G.M., Thomson, A.G., Möller, I., Kromkamp, J.C. (2004). Using hyperspectral imaging for the assessment of mudflat surface stability. *Journal of Coastal Research*, 20: 1165-1175.
- Snelgrove PVR, Butman CA (1994) Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 32: 111-177
- Stapel, J. & D.J. de Jong (1998). Ontwikkelingen in de biomassa van het microfytobenthos in de Oosterschelde en Westerschelde in de periode 1981-1996. Rapport RIKZ-98.023, RIKZ, Middelburg.
- Stelzer, K. (2003). Mapping the silt content of the Westerschelde sediments using satellite data. Rapport. Brockmann Consult, Geesthacht.
- Thomson, A.G., Fuller R.M., & J.A. Eastwood (1998). Supervised versus unsupervised methods for classification of coasts and river corridors from airborne remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 3423-3431.
- Thrush SF, Hewitt JE, Herman PMJ, Ysebaert T (2005). Multi-scale analysis of species-environment relationships. *Mar Ecol Prog Ser* 302: 13-26
- Thrush SF, Hewitt JE, Norkko A, Nicholls PE, Funnell GA, Ellis JE (2003) Habitat change in estuaries: predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. *Mar Ecol Prog Ser* 263: 101-112
- Tucker, C.J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of the Environment*, 8: 127-150.
- van der Wal D, Herman PMJ, Ysebaert T (2004) Space-borne Synthetic Aperture Radar of intertidal flat surfaces as a basis for predicting benthic macrofauna distribution. *EARSeL eProceedings* 3: 69-80
- van der Wal, D., P.M.J. Herman, 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, pp. 89-106.
- van der Wal, D., Herman, P.M.J. & Wielemaker-van den Dool (2005). Characterisation of surface roughness and sediment texture of intertidal flats using ERS SAR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 98: 96-109.
- van der Wal, D., P.M.J. Herman, T. Ysebaert, 2006. Leven in het sediment: teledetectie van benthische ecologie in intergetijdengebieden. *Water* 26: 41-46.
- van der Wal, D., P.M.J. Herman, T. Ysebaert, 2008. Distribution and dynamics of intertidal macrobenthos predicted from remote sensing: response to microphytobenthos and environment. *Marine Ecology Progress Series*, in revisie.
- van der Wal, D., A. Wielemaker, T. Ysebaert, E. Knaeps, G. van Hoey, T.J. Bouma, H. Hummel, C.H.R. Heip en P.M.J. Herman, 2007. Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde. Voortzetting monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden. Lot 2 – Ecologische monitoring. Rapport. Netherlands Institute of Ecology, Yerseke, 148 pp.
- Warwick R.M., J.D. Goss-Custard, R. Kirby, C.L. George, N.D. Pope, A.A. Rowden (1991) Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: why is the Severn estuary different? *J Appl Ecol* 28: 329-345
- Webster, R. & Oliver, M. (2001). Geostatistics for Environmental Scientists Statistics in Practice. Wiley, Chichester.
- Wetsteyn, L.P.M.J. (2006). MOVE evaluatiedocument primaire productie microfytobenthos Westerschelde. Rapport RIKZ.
- Widdows, J., Blauw, A., Heip, C.H.R., Herman, P.M.J., Lucas, C.H., Middelburg, J.J., Schmidt, S., Brinsley, M.D., Twisk, F., Verbeek, H. (2004). Role of physical and biological processes in sediment dynamics of a tidal flat in Westerschelde Estuary, SW Netherlands. *Marine Ecology Progress Series* 274: 41-56.

- Winterwerp, J.C. & Van Kesteren, W.G.M. (2004). Introduction to the physics of cohesive sediment in the marine environment. *Developments in Sedimentology*, 56. Amsterdam: Elsevier.
- Yates MG, Jones AR, McGrorty S, Goss-Custard JD (1993) The use of satellite imagery to determine the distribution of intertidal surface sediments of the Wash, England. *Est Coast Shelf Sci* 36: 333-344
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J., Verbeek, H. (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 79-95.

Appendices

Appendix I. *Vergelijking van regressievergelijkingen van meerdere jaren. Voorspelling van slibgehalte uit radar brightness β^0 .*

Fit: lm(formula = lnslib ~ year + b0db, data = ds)

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Err	t-value	p-value
1995 - 1994 == 0	0.119035	0.142970	0.833	0.9991
1996 - 1994 == 0	0.077586	0.146532	0.529	1.0000
1997 - 1994 == 0	0.107599	0.141943	0.758	0.9996
1998 - 1994 == 0	-0.439099	0.147160	-2.984	0.1008
1999 - 1994 == 0	-0.298947	0.147717	-2.024	0.6319
2000 - 1994 == 0	-0.318098	0.146188	-2.176	0.5219
2001 - 1994 == 0	-0.003151	0.146722	-0.021	1.0000
2002 - 1994 == 0	-0.278330	0.148852	-1.870	0.7369
2003 - 1994 == 0	0.213171	0.146802	1.452	0.9344
2004 - 1994 == 0	-0.152985	0.148918	-1.027	0.9947
1996 - 1995 == 0	-0.041448	0.148754	-0.279	1.0000
1997 - 1995 == 0	-0.011435	0.144093	-0.079	1.0000
1998 - 1995 == 0	-0.558134	0.150102	-3.718	0.0101 *
1999 - 1995 == 0	-0.417982	0.150866	-2.771	0.1723
2000 - 1995 == 0	-0.437132	0.149260	-2.929	0.1159
2001 - 1995 == 0	-0.122185	0.149351	-0.818	0.9992
2002 - 1995 == 0	-0.397365	0.152142	-2.612	0.2437
2003 - 1995 == 0	0.094137	0.149280	0.631	0.9999
2004 - 1995 == 0	-0.272020	0.152302	-1.786	0.7880
1997 - 1996 == 0	0.030013	0.147620	0.203	1.0000
1998 - 1996 == 0	-0.516686	0.153500	-3.366	0.0321 *
1999 - 1996 == 0	-0.376533	0.154249	-2.441	0.3415
2000 - 1996 == 0	-0.395684	0.152677	-2.592	0.2548
2001 - 1996 == 0	-0.080737	0.152762	-0.529	1.0000
2002 - 1996 == 0	-0.355916	0.155499	-2.289	0.4421
2003 - 1996 == 0	0.135585	0.152691	0.888	0.9984
2004 - 1996 == 0	-0.230572	0.155656	-1.481	0.9257
1998 - 1997 == 0	-0.546698	0.149132	-3.666	0.0118 *
1999 - 1997 == 0	-0.406546	0.149947	-2.711	0.1964
2000 - 1997 == 0	-0.425697	0.148308	-2.870	0.1333
2001 - 1997 == 0	-0.110750	0.148308	-0.747	0.9997
2002 - 1997 == 0	-0.385929	0.151266	-2.551	0.2764
2003 - 1997 == 0	0.105572	0.148204	0.712	0.9998
2004 - 1997 == 0	-0.260584	0.151446	-1.721	0.8247
1999 - 1998 == 0	0.140152	0.154585	0.907	0.9981
2000 - 1998 == 0	0.121001	0.153131	0.790	0.9994
2001 - 1998 == 0	0.435949	0.153661	2.837	0.1457
2002 - 1998 == 0	0.160769	0.155663	1.033	0.9945
2003 - 1998 == 0	0.652270	0.153745	4.243	<0.01 **
2004 - 1998 == 0	0.286114	0.155721	1.837	0.7570
2000 - 1999 == 0	-0.019151	0.153621	-0.125	1.0000
2001 - 1999 == 0	0.295796	0.154282	1.917	0.7062
2002 - 1999 == 0	0.020617	0.156060	0.132	1.0000
2003 - 1999 == 0	0.512118	0.154413	3.317	0.0380 *
2004 - 1999 == 0	0.145962	0.156089	0.935	0.9976
2001 - 2000 == 0	0.314947	0.152775	2.062	0.6049
2002 - 2000 == 0	0.039768	0.154679	0.257	1.0000
2003 - 2000 == 0	0.531269	0.152884	3.475	0.0227 *
2004 - 2000 == 0	0.165112	0.154723	1.067	0.9929
2002 - 2001 == 0	-0.275179	0.155437	-1.770	0.7972
2003 - 2001 == 0	0.216322	0.153127	1.413	0.9452
2004 - 2001 == 0	-0.149835	0.155539	-0.963	0.9969
2003 - 2002 == 0	0.491501	0.155602	3.159	0.0607 .
2004 - 2002 == 0	0.125345	0.157044	0.798	0.9994
2004 - 2003 == 0	-0.366156	0.155724	-2.351	0.3988

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 (Adjusted p values reported)

Appendix II. *Vergelijking van regressievergelijkingen van meerdere jaren. Voorspelling van slibgehalte uit radar brightness β^0 , en oppervlaktereflectanties TM2 en TM5.*

Fit: lm(formula = Inslib ~ year + b0db + TM2 + TM5, data = ds)

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	t value	p value
1996 - 1995 == 0	-0.27205	0.12787	-2.127	0.132885
2003 - 1995 == 0	0.89137	0.18926	4.710	< 1e-04 ***
2004 - 1995 == 0	0.84942	0.22537	3.769	0.000995 ***
2003 - 1996 == 0	1.16341	0.21199	5.488	< 1e-04 ***
2004 - 1996 == 0	1.12146	0.24950	4.495	< 1e-04 ***
2004 - 2003 == 0	-0.04195	0.14975	-0.280	0.991449

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 (Adjusted p values reported)

Appendix III. *Vergelijking van regressievergelijkingen van meerdere jaren. Voorspelling van slibgehalte uit oppervlaktereflectanties TM2 en TM5.*

Fit: lm(formula = Inslib ~ year + TM2 + TM5, data = ds)

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	t value	p value
1996 - 1995 == 0	-0.3252	0.1405	-2.314	0.0878 .
2003 - 1995 == 0	1.1087	0.2061	5.380	<0.001 ***
2004 - 1995 == 0	1.2678	0.2412	5.257	<0.001 ***
2003 - 1996 == 0	1.4339	0.2303	6.227	<0.001 ***
2004 - 1996 == 0	1.5930	0.2667	5.973	<0.001 ***
2004 - 2003 == 0	0.1591	0.1624	0.980	0.7436

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 (Adjusted p values reported)