

Marine Virkemidler

Kvantificering af marine virkemiddeleffekter i danske marine vandområder

Rapport
11827025

Marts 2025

Udarbejdet for Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø



Marine Virkemidler

Kvantificering af marine virkemiddeleffekter i danske marine vandområder

Rapport
11827025

Udarbejdet for: Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø
Repræsenteret ved: Rasmus Moes, Kontorchef

Kontaktperson: Anders Chr. Erichsen, aer@dhigroup.com, 2491 4988
Projektleder: Trine Cecilie Larsen
Kvalitetsansvarlig: Mads Joakim Birkeland
Udarbejdet af: Trine Cecilie Larsen & Anders Erichsen
Projektnr.: 11827025
Godkendt af: Anders Chr. Erichsen
Godkendelsesdato: Marts
Revision: Final 1.0
Filnavn: Kvantificering af virkemiddeleffekter_AP4 rapport_final.docx

Forord

Denne rapport udgør en delrapport under forskningsprojektet "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler", der er besluttet og finansieret af "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" fra 2021 og udmøntet via Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV), tidligere Miljøstyrelsen. Det samlede projektet skal danne grundlag for beslutning om, og i givet fald hvordan de marine virkemidler "reetablering af ålegræs" og "dyrkning af tang" kan anvendes i vandplanlægningen til at opsamle næringsstoffer og/eller opnå andre positive miljøeffekter, som kan bidrage til hurtigere opnåelse af god økologisk tilstand i danske kystvandområder i overensstemmelse med vandrammedirektivet.

Denne delrapport udgør udvikling af model til kvantificering af effekter på indikatorerne sommer-klorofyl-a og lysudslukningskoefficienten, K_d , over vækstsæsonen baseret på modellerede effekter af ålegræsudbredelse og dyrkning af tang.

Forskningsprojektet og nærværende opsummerende rapport er ledet af DTU Aqua ved projektleder Karen Timmermann og udført i samarbejde med Syddansk Universitet (SDU), Københavns Universitet (KU), Aarhus Universitet (AU) og DHI A/S (DHI). Rapporten er en del af rapportserien "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler", som udover denne rapport indeholder en opsummerende rapport samt en række baggrundsrapporter med videnskabelig dokumentation for projektets resultater.

SGAV har haft rapportudkast til kommentering undervejs i projektgruppens arbejde, men valg af metoder og konklusioner er alene projektgruppens ansvar.

Indholdsfortegnelse

Forord 3

1	Introduktion	9
1.1	Formål	10
2	Biogeokemisk model	12
2.1	Biogeokemisk model – pelagisk del	13
2.2	Biogeokemisk model – sedimentet	14
2.3	Biogeokemisk model – bentiske primærproducenter	15
3	Ålegræs	16
3.1	Modelvalidering	16
3.1.1	Procesvalidering	16
3.1.2	Validering af rumlig udbredelse	20
3.2	Metode - modelscenarier	25
3.3	Resultater	26
3.3.1	Modelresultater – mekanistiske modeller	26
3.3.2	Aggregerede effekt af ålegræsudplantning på indikatorerne	30
3.4	Diskussion	35
4	Makroalger	36
4.1	Modeludvikling	36
4.1.1	Overblik	36
4.1.2	DEB model-implementering	36
4.1.3	DEB modeljusteringer og kalibrering	39
4.1.4	Kobling af DEB-modellen til vandplansmodellen	47
4.2	Metode – modelscenarier	47
4.2.1	Forsøgsanlæg	47
4.2.2	Placering af makroalgefarme	48
4.2.3	Simuleringsperioder	48
4.2.4	Scenarier	49
4.2.5	Modelparametre	49
4.3	Resultater	50
4.3.1	Sommer-klorofyl-a	50
4.3.2	Uorganisk kvælstof (DIN)	53
4.4	Diskussion	56
5	Stenrev	59
5.1	Modeludvikling	59
5.2	Metode	62
5.3	Modellerede effekter fra stenrev	63
5.3.1	Andkær Vig	63
5.4	Diskussion	66
6	Referencer	67
Bilag A Stenrev		1
Bilag A.1	Teknisk specifikation – Vejle Fjord modellen	1
Bilag A.1.1	Bølgemodel	1
Bilag A.1.2	Hydrodynamisk model	1
Bilag A.1.3	Bed shear stress model	1
Bilag A.2	Validering	1
Bilag A.2.1	Hydrodynamisk model	2

Bilag A.2.2	Bølgemodel.....	4
Bilag A.3	Modelresultater	5
Bilag A.3.1	Andkær Vig	5
Bilag A.3.2	Mørkholt.....	13
Bilag A.3.3	Sellerup.....	21
Bilag A.3.4	Tirsbæk.....	29
Bilag A.3.5	Træskohage.....	37
Bilag B	Makroalger.....	1
Bilag B.1	Modelresultater	1
Bilag B.1.1	Uorganisk fosfor (DIP)	1
Bilag B.1.2	Total nitrogen (TN)	5
Bilag B.1.3	Total fosfor (TP).....	10
Bilag B.1.4	Lyssvækkelse (Kd).....	14
Bilag C	Ålegræsdækning af vandområder.....	1

Figurer

Figur 1-1	Samlet økologisk tilstand af danske marine vandområder, vandområdeplaner 2021-2027 (https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022).....	9
Figur 2-1	Skematisk præsentation af koblingen mellem pelagiske og bentiske tilstandsvariabler	13
Figur 3-1	Ålegræsvækstrater som funktion af lys under forskellige presfaktorer (Flindt et al. 2024)	17
Figur 3-2	Lokal- og fjordmodeller anvendt i dette studie.....	18
Figur 3-3	Limfjorden – Modelleret vækstrate i vækstsæsonen år for år (2012-2016) sammenholdt med middellys ved bunden i samme periode	19
Figur 3-4	Smålandsfarvandet – Modelleret vækstrate i vækstsæsonen år for år (2012-2016) sammenholdt med middellys ved bunden i samme periode	20
Figur 3-5	Sammenligning af model data for ålegræsudbredelse (vækst) og satellitdata for undervandsvegetation (obs)	22
Figur 3-6	Sammenligning af modeldata for ålegræsudbredelse (vækst) og potentialekort for ålegræsudbredelse (pot)	24
Figur 3-7	Sammenligning af satellitdata af undervandsvegetation (obs) og potentialekort for ålegræsudbredelse fra Petersen et al. (2021) (pot).....	25
Figur 3-8	Udbredelse af ålegræs i det Nordlige Bælthav i perioden 2012-2016 beregnet med den mekanistiske model (venstre) og udbredelse af bundvegetation baseret på satellitdata (højre)	27
Figur 3-9	Gennemsnitlig koncentration af sommerklorofyl-a i det Nordlige Bælthav (venstre) for 2016 og den procentvise ændring i koncentrationen af sommer klorofyl-a i en situation uden ålegræs (højre).	27
Figur 3-10	Gennemsnitlig lyssvækkelseskoefficient (K_d) i vækstperioden i det Nordlige Bælthav (venstre) for 2016 og den procentvise ændring i lys ved bunden i en situation uden ålegræs (højre).	28
Figur 3-11	Biomasse af opportunistiske alger (efter vækstsæsonen – 1/9/2016) i det Nordlige Bælthav (venstre) og den procentvise ændring i biomassen af opportunistiske alger i en situation uden ålegræs (højre)	28
Figur 3-12	Sammenhæng mellem ålegræsareal og ændring i sommer-klorofyl-a for vandområdet 127, Horsens Fjord, ydre.....	29

Figur 3-13	Sammenhæng mellem ålegræsareal og ændring i lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i vækstsæsonen for vandområdet 127, Horsens Fjord, ydre	30
Figur 3-14	Sammenhængen mellem modellerede effekt af ålegræsudbredelsen på vandets klarhed i mekanistisk model og metamodel, baseret på 55 vandområder ($R^2 = 0,57$). Stregen markerer 1:1	32
Figur 3-15	Sammenhængen mellem modelleret effekt af ålegræsudbredelsen på sommer-klorofyl-a koncentrationen i mekanistisk model og metamodel, baseret på 55 vandområder ($R^2 = 0,53$). Stregen markerer 1:1	33
Figur 3-16	Modelestimeret ændring i klorofyl-a koncentration (øverst) og lysets dybdegrænse (nederst) på vandområdeniveau som følge af ålegræstransplantering på alle arealer, der ud fra fysiske, kemiske og biologiske forhold har transplanteringspotentiale	34
Figur 4-1	Sammenligning mellem kalibrerede modelresultater fra AU (stiplede kurver) og resultater fra modelimplementeringen i MIKE ECO Lab (fuldoptrukne kurver)	39
Figur 4-2	Simulerede biomasser (Fuldt optrukne kurver) i mørke. C-storage biomassen (Grøn) udtømmes og opretholder initialt en vækst C-storage og struktur biomasse, som derefter aftager proportionelt	40
Figur 4-3	Lys-mætningsfunktion anvendt i den oprindelige kalibrering der beskriver tangplantens C-demand relativt til tangplantens C-demand under optimale forhold (faktor), som funktion af fotosyntese-tilgængeligt lys (mol PAR/m ² /dag)	41
Figur 4-4	Lys-mætningsfunktion der beskriver C-assimileringsrater relativt i forhold til C-assimileringsrater under optimale forhold som funktion af fotosyntese-tilgængeligt lys (mol PAR/m ² /dag) i <i>Saccharina latissima</i> . Reproduceret fra Venolia et al. 2020	41
Figur 4-5	Ny parameterisering af lys-mætningsfunktionen anvendt i modellen, der beskriver tangplantens C-demand relativt til tangplantens C-demand under optimale forhold (faktor), som funktion af fotosyntese-tilgængeligt lys (mol PAR/m ² /dag). Kurverne repræsenterer lysafhængigheder for 2 tidspunkter for henholdsvis tidligt forår (grå) og på høsttidspunktet 1.juni (orange). Formen af mætningskurvernes forløb i AUs dokumentation bestemmes af en ligningskonstant, alfa, som her er re-kalibreret til 0,07, så det giver et sammenligneligt kurveforløb som i Venolia et al. (2020).	42
Figur 4-7	Mætningsfunktion for kvælstofoptag fra havvand anvendt i den oprindelige kalibrering beregnet som en begrænsningsfaktor på kvælstofoptaget under optimale forhold. Kurverne repræsenterer kvælstofoptaget relativt til kvælstofoptaget under optimale forhold for 2 tidspunkter for henholdsvis tidl. forår (grå) og på høsttidspunktet 1.juni (orange).	42
Figur 4-8	Kvælstofmætning i forhold til kvælstof-assimileringsrater i <i>Saccharina latissima</i> baseret på Venolia et al. (2020)	43
Figur 4-9	Ny parameterisering af mætningsfunktionen for N-optag anvendt i modellen. Formen af mætningskurvernes forløb i AUs dokumentation bestemmes af en ligningskonstant, beta, som her er re-kalibreret til 0,025, så det giver et sammenligneligt kurveforløb som i Venolia et al. (2020). Den blå linje viser mætningskurven fra Venolia et al. (2020), den grå viser mætningskurven efter den nye kalibrering i denne model.	43
Figur 4-11	N-koncentration i hele tangplanten. Venstre: den oprindelige allokeringssækkefølge	44
Figur 4-12	Venstre: Simulerede biomasser opdelt i total biomasse Wdw (blå), strukturbiomasse, Sdw (rød), C-storage biomasse, Cdw (grøn) og N-storage biomasse, Ndw (turkis). Højre: simulerede P-koncentrationer i hele tangplanten (i gP/gdw). Fuldt optrukne kurver: kalibrerede resultater fra simulering i MIKE. Stiplede kurver: Resultater fra oprindelig kalibrering foretaget af AU. Punkter: Målinger anvendt til den oprindelig kalibrering af AU.	46

Figur 4-13	Venstre: Simulerede koncentrationer af C i hele tangplanten (i gC/gdw). Højre: simulerede N-koncentrationer i hele tangplanten (i gN/gdw). Fuldt optrukne kurver: Kalibrerede resultater fra simulering i MIKE. Stiplede kurver: Resultater fra oprindelig kalibrering foretaget af AU. Punkter: Målinger anvendt til den oprindelig kalibrering af AU.....	46
Figur 4-14	Placering af tangfarme og målestationer i Limfjorden	48
Figur 4-15	Sommerklorofyl koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).	51
Figur 4-16	Forårsklorofyl koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).	52
Figur 4-17	Årsklorofyl koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).	53
Figur 4-18	Sommer DIN koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).	54
Figur 4-19	Forårs DIN koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).	55
Figur 4-20	Års DIN koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).	56
Figur 4-21	Akkumuleret TN tilførsel fra oplandet til Limfjorden fra 2010 til og med 2016 (øverst), og akkumuleret TN transport fra Løgstør Bredning til Langerak igennem Aggersund (nederst). Hvide perioder angiver tangvækstperioden (1/12-1/5).....	58
Figur 5-1	Beregningsnet for Vejle Fjord-modellen	59
Figur 5-2	Placering af stenrev	60
Figur 5-3	Beregningsnet og batymetri for Andkær Vig	60
Figur 5-4	Beregningsnet og batymetri for Mørkholt	61
Figur 5-5	Beregningsnet og batymetri for Sellerup	61
Figur 5-6	Beregningsnet og batymetri for Træskohage	62
Figur 5-7	Beregningsnet og batymetri for Tirsbæk	62
Figur 5-8	Gennemsnit af den vertikale gennemsnitsstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september	63
Figur 5-9	95-percentil af den vertikale gennemsnitsstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september	64
Figur 5-10	Gennemsnit af bundstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september	65
Figur 5-11	95-percentil af bundstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september	66

Tabeller

Tabel 3-1	Bruttoliste med forklaringsvariable som indgår i metamodel til beskrivelse af aggregerede økosystem effekt på sommerklorofyl og vandets klarhed som funktion af ålegræsudbredelsen.....	30
Tabel 4-1	Anvendte parameterværdier i tangmodellen implementeret i MIKE ECO Lab ..	49

Bilag

Bilag A

Stenrev

Bilag A.1	Teknisk specifikation – Vejle Fjord modellen
Bilag A.1.1	Bølgemodul
Bilag A.1.2	Hydrodynamisk model
Bilag A.1.3	Bed shear stress model
Bilag A.2	Validering
Bilag A.2.1	Hydrodynamisk model
Bilag A.2.2	Bølgemodul
Bilag A.3	Modelresultater
Bilag A.3.1	Andkær Vig
Bilag A.3.2	Mørkholt
Bilag A.3.3	Sellerup
Bilag A.3.4	Tirsbæk
Bilag A.3.5	Træskohage

Bilag B

Makroalger

Bilag B.1	Modelresultater
Bilag B.1.1	Uorganisk fosfor (DIP)
Bilag B.1.2	Total nitrogen (TN)
Bilag B.1.3	Total fosfor (TP)
Bilag B.1.4	Lyssvækkelse (Kd)

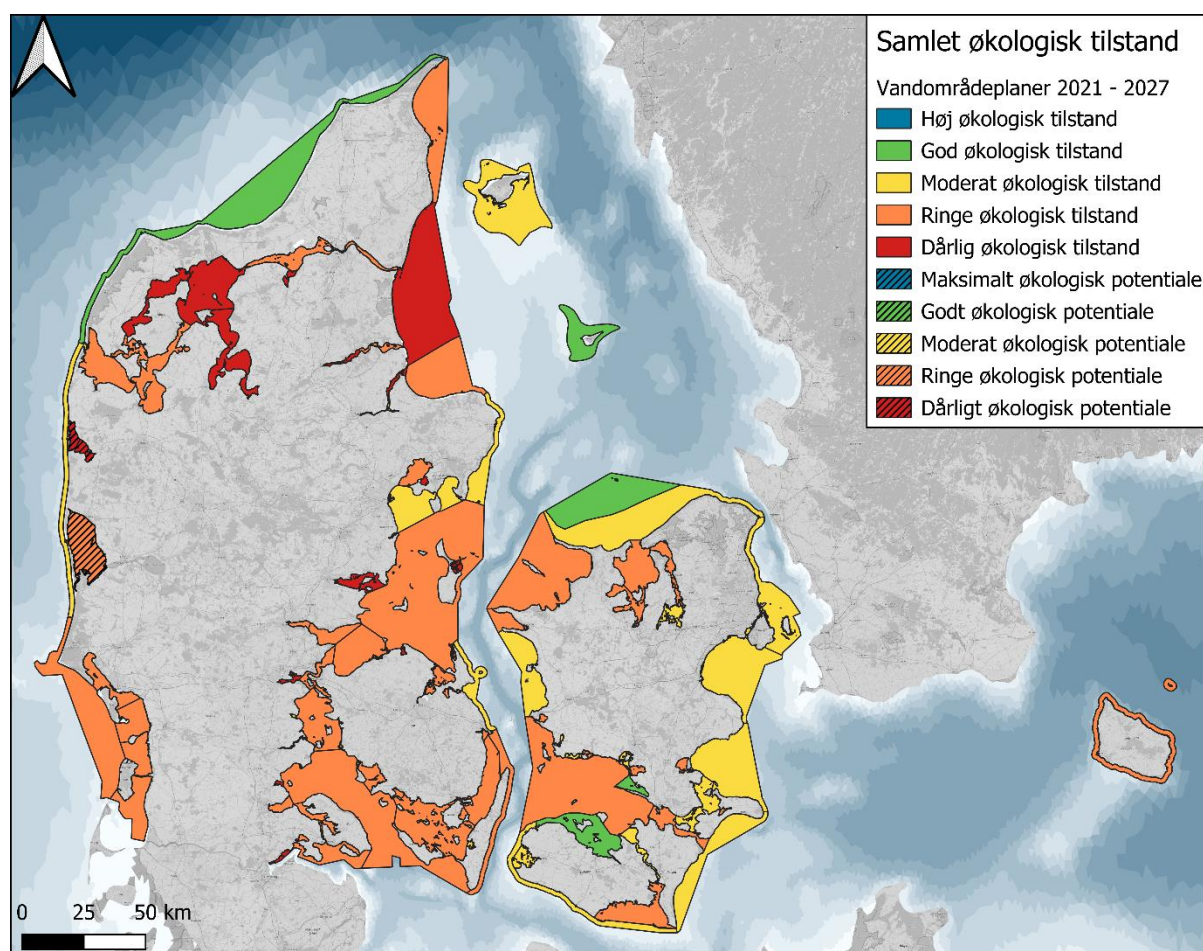
Bilag C

Ålegræsdækning af vandområder

1 Introduktion

EU's vandrammedirektiv (VRD) fastsætter mål for miljøkvaliteten af grundvand, vandløb, søer, overgangsvande, kystvande samt kunstige og stærkt modificerede overfladevandområder. De marine kystvandområder skal opnå mindst god økologisk tilstand (GØT) inden 2027.

Hovedparten af danske kystvande har endnu ikke opnået miljømålet (Figur 1-1), og som en del af vandområdeplanerne 2021-2027 (VP3) er der fastlagt indsatser, i form af landbaserede virkemidler til reduktion af næringsstofudledningen, som skal bidrage til opnåelse af GØT. Landbaserede virkemidler er karakteriseret ved, at de reducerer udledninger af næringsstoffer (N og P) fra land til det akvatiske miljø og de omfatter blandt andet efterafgrøder, udtag af lavbundsjord, minivåd-områder osv.



Figur 1-1 Samlet økologisk tilstand af danske marine vandområder, vandområdeplaner 2021-2027 (<https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>)

Selv når disse virkemidler er implementeret, og der er opnået fuld effekt, som forudsat i VP3, vil der imidlertid gå en række år, før den fulde miljøeffekt er slået igennem i kystvandene. I arbejdet med vandområdeplaner omtales denne forsinkelse som systembidrag (Erichsen & Timmermann 2020), og skyldes forsinkelseffekter i sediment, økosystemtjenester (feedback) og ændringer i klima, der giver en naturlig forsinkelse fra virkemiddel til effekt. Det er derfor usandsynligt inden for tidsrammen i 2027 at opnå GØT i danske marine vandområder.

Marine virkemidler er karakteriserede ved at være placeret i det marine miljø, og de kan fungere som redskaber til at modvirke og reducere eutrofiering og andre menneskeskabte negative påvirkninger af marine økosystemer (Duarte og Krause-Jensen 2018; Timmermann et al. 2016 & 2022, Petersen et al., 2021). I Danmark har forskning i og udvikling af marine virkemidler primært

adresseret virkemidler, som kunne bidrage til at forbedre vandmiljøet med særligt fokus på virkemidlernes effekt til at binde og fjerne næringsstoffer. Siden det første danske katalog over marine virkemidler (Timmermann et al. 2016) er flere aktuelle marine virkemidler testet i danske kystvande, usikkerhederne på de kvantificerede effekter er derfor i nogen grad reduceret, og der er sket en optimering af virkemidlerne. (Petersen et al 2021, Timmermann 2022).

Selvom både terrestriske og marine virkemidler har til formål at bidrage til opnåelse af god økologisk tilstand i de marine vandområder, er der flere grundlæggende forskelle, som betyder, at man ikke umiddelbart kan sammenligne deres effekter. En væsentlig forskel mellem landbaserede og marine virkemidler er, at de landbaserede virkemidler reducerer tilførslen af næringsstoffer til vandområderne, hvorimod de marine virkemidler kan bidrage til at afhjælpe effekter af eutrofiering eller genetablere habitater, men påvirker ikke selve tilførslen af næringsstoffer til vandområderne.

En anden væsentlig forskel er, at marine virkemidler ikke kun binder/fjerner næringsstoffer tilført fra land, men også næringsstoffer, der kommer fra sediment, atmosfære eller tilføres fra andre marine vandområder og har dermed f. eks en effekt på den interne belastning i fjorde og kystnære områder. Den interne belastning vil automatisk blive reduceret, når næringsstofkilder til et vandområde reduceres, men det kan tage lang tid. Her kan de marine virkemidler bidrage til en hurtigere forbedring af miljøtilstanden. I nogle tilfælde kan marine virkemidler også være en forudsætning for opnåelse af GØT, fordi de skader, som er sket på vandmiljøet, ikke er reversible i alle vandområder uden brug af marine virkemidler.

Som en del af "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" fra 4. oktober 2021 blev det aftalt at igangsætte "udviklingsinitiativer for marine virkemidler (f.eks. ålegræs og tang), der som supplement til de landbaserede virkemidler kan bidrage til hurtigere opnåelse af GØT i marine vandområder".

Forskningsprojektet "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler" blev igangsat af Miljøstyrelsen (nu SGAV) og har som overordnet formål at tilvejebringe viden om de marine virkemidler "reetablering af ålegræs" og "dyrkning af tang", som kan udgøre beslutningsgrundlag for eventuel anvendelse af virkemidlerne som supplement til landbaserede virkemidler til opnåelse af GØT i marine vandområder.

I den forbindelse har det samlede projekt har haft til formål at lukke evt. videnshuller, som kunne være, i forbindelse med eventuelle implementering af de to marine virkemidler blandt andet med det formål at kvantificerer virkemiddeleffekter på de to indikatorer sommer-klorofyl-a og K_d i vækstsæsonen i de enkelte vandplansvandområder.

Denne rapport udgør det arbejde, der er udført under arbejdsplan 4 (AP4): Udvikling af vandplansmodeller og metoder til beregning af virkemiddeleffekter i fokusområder og på nationalskala og indeholder dermed modeludvikling og evaluering af virkemidlerne "reetablering af ålegræs" og "dyrkning af tang", foruden en modelbaseret kvantificering af effekterne på især indikatorerne sommer-klorofyl-a og K_d i vækstsæsonen, som er de to indikatorer, der indgår i fastlæggelse af målbelastninger i VP3.

Denne rapport udgør dermed delleverance D4.4a, D4.5a og D4.6a for projektet "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler" – Arbejdsplan 4.

1.1 Formål

Formålet med AP4 er at udvikle modeller og udføre modelscenarier, som muliggør beregning af virkemiddeleffekter på en skala svarende til vandområdeinddelingen i vandområdeplanerne 2021-2027. Modellerne er udviklet til at identificere vandområder med potentiale for at påvirke miljøtilstanden ved hjælp af marine virkemidler og bruges til at kvantificere en eventuel effekt.

Modelleringen i AP4 gør det muligt at kvantificere de dosis-respons-sammenhænge, som er nødvendige for at kunne adressere de samlede potentielle effekter af de marine virkemidler "reetablering af ålegræs" og "dyrkning af tang" på:

- a. Kvælstof- (N) og fosfor- (P) fjernelse/immobilisering samt eventuel akkumulering af næringsstoffer.
- b. Positive og negative miljøeffekter med fokus på sommer-klorofyl-a, K_d i vækstsæsonen, ålegræs og bunddyr, herunder lokale miljøeffekter i nærområdet omkring virkemidlerne. Dette er jævnfør GØT indikatorerne som specificeret i Vandområdeplanerne 2021-2027.

Selve modeludviklingen er foretaget i forskellige trin:

1. Modelnedskalering: Der er foretaget modeludvikling i forbindelse med at modellere nærfeltseffekter af stenrev med henblik på at undersøge 'skygge'-effekter af stenrev på ålegræs. I Vejle Fjord har SDU udlagt stenrev for at undersøge, hvorvidt stenrev kan benyttes til at beskytte ålegræs på læsiden af de udlagte stenrev, og i modeludviklingen har vi forsøgt at kvantificere disse potentielle lokale skygge-effekter.
2. Modeludvikling af ålegræsmodellen med henblik på at kvantificere effekter på de to indikatorer sommer-klorofyl-a og K_d i vækstsæsonen, og evaluering af N- og P-fjernelse/immobilisering og eventuel akkumulering af næringsstoffer.
3. Udvikling af model for dyrkning af makroalger: Udvikling af tangmodul til den biogeokemiske model, som i dag indgår i SGAVs samlede modelkompleks bag VP3.

Med udgangspunkt i modeludviklingerne er der foretaget lokale modelscenarier med henblik på at kvantificere de samlede effekter i hovedparten af de danske marine vandområder, og resultaterne fra de lokale scenarier er ekstrapoleret til national skala.

Afslutningsvis indgår modelresultaterne i SGAVs fremadrettede arbejde med opdaterede vandområdeplaner frem mod genbesøget i 2024.

AP4 indeholder dermed en signifikant andel af modeludvikling. Hovedformålet er at få udviklet modellerne med henblik på at kvantificere effekter af marine virkemidler i forhold til alle relevante marine vandområder.

2 Biogeokemisk model

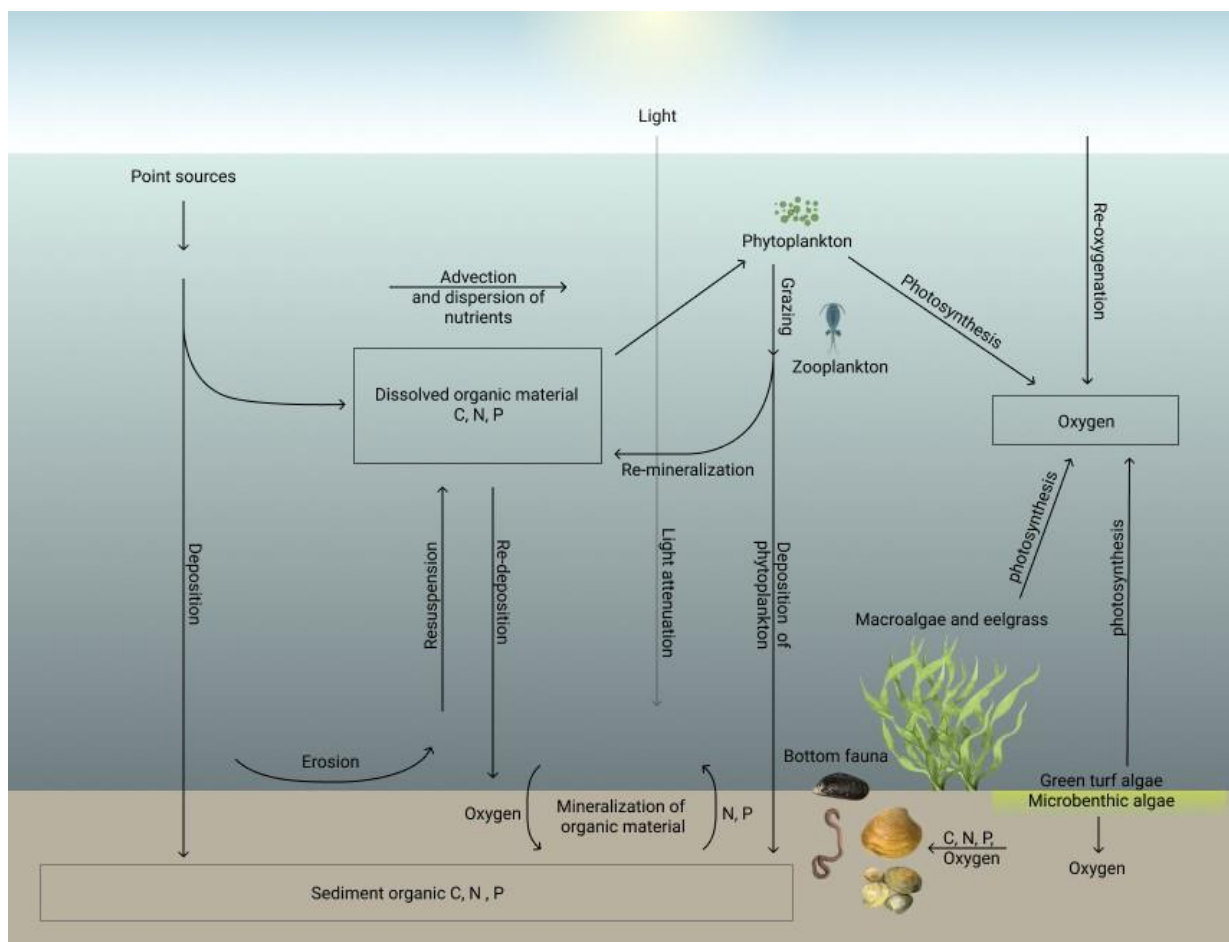
Både makroalgemodellen og ålegræsmodellen er implementeret i en af DHIs eksisterende biogeokemiske økosystemmodeller. Den grundlæggende struktur og funktionalitet af den model er beskrevet kort i dette afsnit.

Den biogeokemiske model er en dynamisk, mekanistisk økosystemmodel, der er koblet til den hydrodynamiske model. Den biogeokemiske model omfatter mere end 50 tilstandsvariabler, hvoraf ca. halvdelen beskriver de bentiske processer og omfatter således de vigtigste komponenter og processer, som bestemmer vandområdernes tilstand og respons i økosystemet forårsaget af ændringer i f.eks. næringsstofftilførsel. Modellerne beskriver transporten med havstrømme og omsætningen af organisk stof og næringsstoffer i selve vandfasen og havbunden, herunder vækst og henfald af fytoplankton og er således delt op i to centrale moduler; den pelagiske del og den bentiske del (DHI (2014)).

Koblingen mellem de bentiske og pelagiske moduler omfatter adskillige processer (bl.a. sedimentation, filtration, næringsstoffoptagelse i bentiske planter, bioturbation, mineralisering, resuspension og prædation), der driver udvekslingen af opløste stoffer, partikler og organismer (Griffiths et. al 2017). Næringsstofferne i den pelagiske del stammer bl.a. fra "intern belastning" fra sedimenterne ved mineralisering af organisk stof. Den interne sedimentbelastning varierer efter størrelsen af de biogeokemisk tilgængelige puljer af kulstof, kvælstof og fosfor (C, N og P) i sedimentet sammen med bundiltskoncentrationer, vandtemperatur og udskiftning af bundvandet. Den anvendte model integrerer således den pelagiske og den bentiske del.

Endvidere indeholder modellen de bentiske primærproducenter, planterne (ålegræs og makroalger) og mikrobentiske alger på bunden.

Figur 2-1 viser en skematisk præsentation af den dynamiske beskrivelse af koblingen mellem de generelle sedimentprocesser og vandfasen i modellen.



Figur 2-1 Skematisk præsntation af koblingen mellem pelagiske og benthiske tilstandsvariable

Det bemærkes, at diagrammet er stærkt simplificeret ift. modellens faktiske kompleksitet.

2.1 Biogeokemisk model – pelagisk del

Den pelagiske del (vandsøjlen) af den mekanistiske biogeokemiske model omfatter to funktionelle grupper af fytoplankton. Derved er det muligt at beskrive den sæsonmæssige variation i fytoplankton biomasse og sammensætning. De to funktionelle grupper er:

- Kiselalger, der repræsenterer en ikke-bevægelig, silikatafhængig algegruppe med lave lysbehov, der er afhængig af turbulens for at forhindre udsynkning
- Flagellater, der repræsenterer neutralt flydende celler

Cyanobakterierne, der omfatter kvælstoffikserende arter i brakvand (< 10-12 psu) med evne til at samle sig i overfladen i rolige perioder og med høj vækstrespons med stigende temperatur, er ikke inkluderet i modellerne dækkende for de indre danske farvande (Nordlige Bælthav, Sydlig Bælthav og Smålandsfarvandet), da cyanobakterier ikke er betydende for primærproduktionen i disse mere salte dele af de indre danske farvande.

Fytoplankton nettovæksten er resultatet af primærproduktion minus tab. Hvor produktionen hovedsageligt styres af næringsstof- og lystilgængelighed samt temperatur, omfatter tabsprocesserne respiration, græsning og sedimentation. Fytoplanktons næringsstofafhængighed er beskrevet i to trin. Først optages de uorganiske næringsstoffer i en intern pulje efter Michaelis-Menten kinetik for næringsstofoptagelse som en funktion af den omgivende næringsstofkoncentration. Næringsstofferne indgår herefter i algevæksten, beskrevet

efter Droop quota modellen (Droop MR (1968)) for vækst som funktion af den intracellulære næringsstofkoncentration (Morel FMM (1987), Haney JD, Jackson GA (1996), Erichsen AC, Rasch PS (2001)). Detaljer om, hvordan disse processer løses matematisk i modellen, er tilgængelige i Lessin G, Raudsepp U (2006), DHI (2013b), og DHI (2014).

Næringsstofferne i den pelagiske model tilføres via eksterne kilder (tilstødende vandområde (randværdier), floder/åer, punktkilder og atmosfærisk deposition), pelagisk remineralisering og fra mineralisering af organisk materiale i sedimentet.

Ved græsning og nedbrydning omsættes planteplankton til biomasse af zooplankton og detritus samt direkte til uorganiske næringsstoffer. Detritus kan herefter sedimentere eller mineraliseres i den mikrobielle løkke, som hovedsageligt består af bakteriedrevne processer, og fører til remineralisering af opløst og partikulært organisk stof, der (gen-)forsyner fytoplankton med de uorganiske næringsstoffer N og P. Modellen anvendt i dette studie beskriver denne mineralisering ved temperaturafhængig parameterisering.

De indre danske farvande tilføres desuden betydelige mængder af opløst organisk stof (DOM) fra floder og andre ferskvandskilder. Det påvirker omsætning af organisk stof og lysforholdene. To fraktioner af opløst organisk stof er repræsenteret i modellen: Labilt opløst organisk stof (LDOM) og farvet opløst organisk stof (CDOM). Hver af de tre tilstande af organisk stof (detritus, LDOM og CDOM) er repræsenteret ved tre dynamiske tilstandsvariable (C, N og P).

Zooplanktons (mikro- og mesozooplankton) græsning af fytoplankton kan have en regulerende effekt på fytoplanktonbiomassen og intensiteten af afgørelse kan være afgørende for, om der udvikles algeopblomstring. Mesozooplankton, der repræsenterer copepoder, beskriver græsningstryk fra zooplankton på fytoplankton. Væksthastighed og afhængighed af planktonkoncentrationer er baseret på energibudgettet for *Acartia tonsa* Kiørboe et al (1985), og den temperaturafhængige vækstrate er baseret på Hirst & Sheader (1997) og Kiørboe T & Nielsen TG (1994). Modellen inkluderer ikke højere trofiske niveauer end zooplankton, derfor er tab ved prædation på zooplankton integreret i zooplanktonets dødelighed. Derfor er prædation på mesozooplankton – hvad enten det er fra fisk eller gøpler osv. – inkluderet ved en ekstra zooplanktondødsrate, beskrevet ved en andengradsfunktion af zooplankton biomasse.

Lysforholdene er afgørende for alle autotrofe organismer, ikke kun for fytoplankton i vandsøjlen men også for ålegræs (blomsterplanter), makroalger og bentiske mikroalger på havbunden. Lysdæmpningen og dermed den lodrette lysnedtrængning påvirkes af to processer i vandsøjlen, nemlig spredning af lys og absorption af lys af partikler i form af fytoplankton, dødt organisk stof, suspenderede uorganiske stoffer og farvet opløst organisk stof (Effer S.W. (1988), Kirk J.T.O. (2000)). Selvom spredning ikke fjerner fotoner fra vandsøjlen, har spredningen stor betydning for lysdæmpningen, fordi det øger fotonernes vejlængde og dermed sandsynligheden for, at fotoner absorberes af de absorberende komponenter i vandsøjlen.

Iltforholdene i vandsøjlen er i modellen beskrevet som funktion af udveksling af ilt med atmosfæren, den øjeblikkelige nettoproduktion af ilt ved pelagiske og bentiske primærproducenter og sedimentets iltforbrug ved mineralisering og omsætning af labilt og refraktært organisk materiale. Derudover er ilt i de forskellige vanddybder styret af vertikal og horisontal blanding ved de hydrodynamiske processer.

2.2 Biogeokemisk model – sedimentet

Den bentiske del af den biogeokemiske model indeholder en beskrivelse af sediment i to lag, et øvre ukonsolideret lag og et nedre konsolideret lag. I hvert af disse lag indgår fint uorganisk sediment, organisk kulstof, organisk kvælstof og organisk fosfor. Det organiske materiale i begge lag kan blive resuspenderet ved de kræfter, som påvirker sedimentoverfladen, beregnet ud fra strømhastigheden samt ud fra bølgenes påvirkning. Energipåvirkningen på sedimentoverfladen beregnes for hvert beregningspunkt i modellen, hvilket betyder, at sedimentet udsættes for en større forskydningsspænding i strøm- og bølgeeksponerede områder. Overskrider

forskydningsspændingen sedimentets kritiske forskydningsspænding, sker der en resuspension af organisk materiale (C, N og P) samt fint uorganisk sediment. Det betyder, at modellen kan beskrive en lokal resuspension af sediment i den vindeksponerede del af modelområdet. Sedimentet transporteres med strømmen, inden det sedimenterer i områder med lav fysisk energi.

Nedbrydningen af de organiske C-, N- og P-puljer i sedimentet (ved udnyttelse af oxygen eller nitrat som elektronacceptorer) frigiver N og P til sedimentets porevand.

Nedbrydnings hastigheden afhænger af tilgængeligheden af ilt (eller NO_3) og C:N-forholdet i sedimentet. En mindre del af det organiske (C, N og P) er immobiliseret, afhængigt af C:N-forholdet i sedimentet (fraktionen stiger med stigende C:N-forhold). Nitrat i porevandet kan denitrificeres til N_2 . Uorganisk P i porevandet kan binde sig til oxideret jern (Fe^{3+}), når sedimentet er oxideret, og når sedimentet er reduceret (Fe^{2+} er den dominerende form), frigives det uorganiske P til porevandet igen. De uorganiske næringsstoffer i sedimentet udveksler med næringsstoffer i vandfasen, og sedimentet kan enten fungere som *source* eller *sink* for uorganiske næringsstoffer til vandet over sedimentet. For flere detaljer om sedimentet modulet henvises til Rasmussen et al (2009).

2.3 Biogeokemisk model – bentiske primærproducenter

Bundvegetationen er i modellen repræsenteret ved fire forskellige grupper af bentiske primærproducenter:

- Flerårige makroalger karakteriseret ved fucoide arter
- Enårige opportunistiske makroalger (f.eks. filamentøse rødalger og *Ulva sp.*)
- Bentiske mikroalger
- Blomsterplanter karakteriseret ved ålegræs (*Zostera marina*)

Som for den pelagiske primærproduktion afhænger den bentiske primærproduktion af vandtemperatur, næringsstof tilgængelighed og tilgængelighed af fotosynteseaktivt lys, men sammenhængen mellem de forskellige faktorer og vækst er forskellig mellem grupperne. Derudover har makroalgerne brug for hårdt underlag at fæstne sig på (sten), mens ålegræs kræver passende sediment (passende kornstørrelse og organisk kulstofindhold under 4%). En vigtig forskel mellem grupperne er, at makroalger (enårige og flerårige) kun kan udnytte uorganiske næringsstoffer fra vandfasen, hvorimod ålegræs og bentiske mikroalger også kan optage næringsstoffer fra sedimentets porevand. Derfor kan ålegræs og bentiske mikroalger vokse i områder og på årstider, hvor der er lave næringsstofkoncentrationer i vandet, hvis porevands næringsstofkoncentrationer er tilstrækkeligt høje. Som for fytoplankton er det de interne puljer af N og P, der driver væksten, beskrevet specifikt for hver af grupperne ålegræs, bentiske mikroalger, og enårige -og flerårige makroalger. Modellen omfatter endvidere ophobning af næringsstoffer (hvilket resulterer i lave C:N og C:P-forhold) om vinteren, hvor næringsstofferne i vandet er rigelige, men lyset begrænsende for vækst, og derved fortsat vækst i foråret, når lyset er rigeligt, men næringsstofferne i vandet er opbrugt af fytoplankton /47/. Endelig varierer lysafhængigheden og tab mellem de forskellige bentiske grupper. Tab omfatter respiration, forrådnelse, græsning og tab af dele af planter. Dødt organisk materiale føres dels tilbage til vandfasen og dels til sedimentets organiske puljer. Derved bidrager de bentiske primærproducenter til de organiske og derefter uorganiske næringsstofpuljer i modellen. Flere detaljer om den bentiske primærproduktionsmodel henvises til Kuusemäe et al (2016).

3 Ålegræs

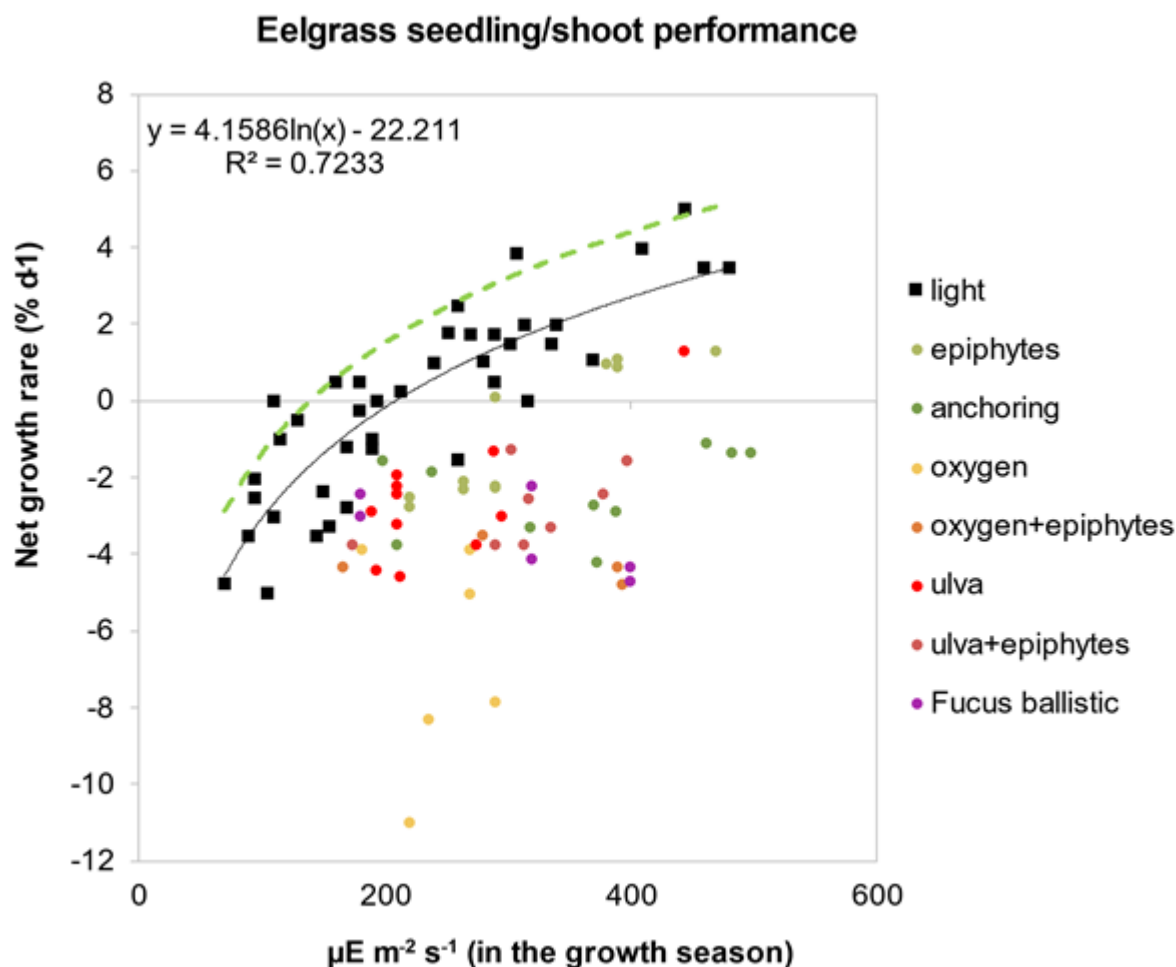
Ålegræs, repræsenteret ved *Zostera marina* i modellen, har kapacitet til at optage næringsstoffer fra vandfasen, og binde dem i biomassen. Derudover har det en stabiliserende effekt på sedimentet og anses ofte for en forudsætning for at opnå God Økologisk Tilstand (GØT). I dette projekt bruges mekanistiske biogeokemiske modeller til at undersøge, om ålegræs ligeledes kan have en positiv indvirkning på den marine tilstand og øge sandsynligheden for, at et vandområde opnår GØT.

Arbejdet med ålegræsmodellen i dette projekt inkluderer en modelvalidering af processer og udbredelse (afsnit 3.1), samt modellering af ålegræsscenarier til kvantificering af virkemiddeleffekt på opnåelse af GØT (afsnit 3.2 og 3.3). Resultaterne og anvendelsen heraf diskuteres i afsnit 3.4.

3.1 Modelvalidering

3.1.1 Procesvalidering

DHIs ålegræsmodel har været anvendt i mange år og er løbende blevet udviklet og evalueret. I forbindelse med dette projekt er der foretaget validering af vækstraten, hvor den modellerede vækstrate sammenlignes med observerede vækstrater (Flindt et al 2024). Dette har man ønsket at gøre, for at validere – og eventuelt opdatere – de underliggende processer i modellen i forhold til ålegræs som marint virkemiddel med nyeste data. Dette er gjort ved at sammenligne de modellerede vækstrater med de observerede, og er beskrevet i de følgende afsnit. I Figur 3-1 ses gennemsnittet af den observerede netto-vækstrate pr dag i vækstsæsonen (marts til og med september) sammenholdt med de gennemsnitlige lysforhold for samme periode. De runde farvede datapunkter repræsenterer vækst under forskellige kendte presfaktorer: Epifytter, manglende forankring, ilt og epifytter, opportunistiske makroalger (ulva), opportunistiske makroalger (ulva) og epifytter, og flerårige makroalger. Den grønne stiplede linje indikerer den teoretiske maksimale vækst for nyplantede ålegræsskud, mens den sorte linje udgør vækstraten baseret på alle data, hvor lys alene udgør begrænsningen.

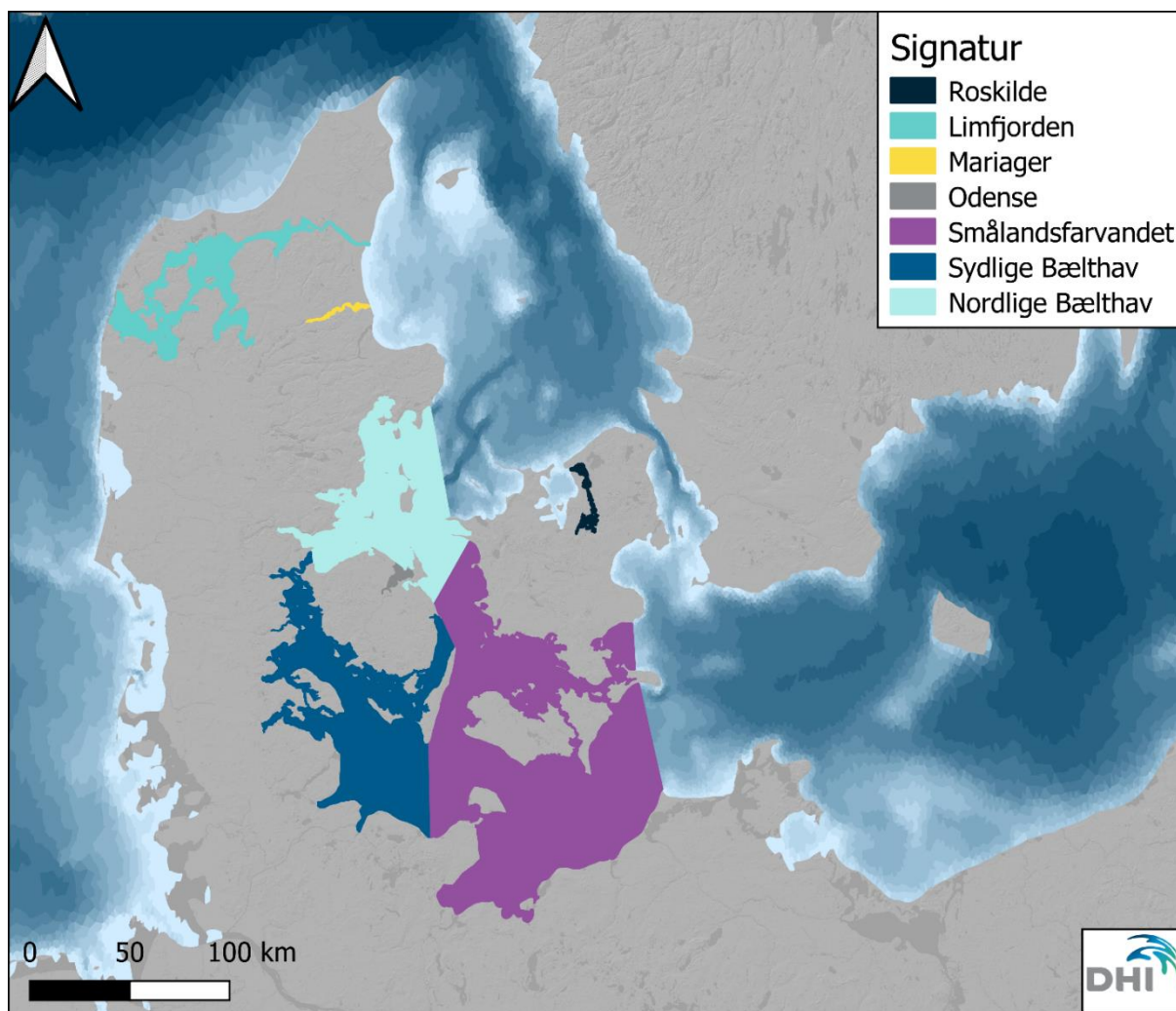


Figur 3-1 Ålegræsvækstrater som funktion af lys under forskellige presfaktorer (Flindt et al. 2024)
Den sorte fuldt optrukne linje er gennemsnit for målingerne, som kun er påvirket af lys.
Den grønne stiplede linje er et estimeret maksimum under ideelle forhold (ikke observeret).

Disse data er blevet sammenlignet med modellerede ålegræsdata i perioden 2002-20216 for at undersøge, hvor god sammenhængen er mellem modelleret og observeret ålegræsvækst.

For at kunne sammenligne målte og modellerede data beregnes den gennemsnitlige nettovækst i % per dag i vækstsæsonen. Dette er gjort ved at beregne forskellen i ålegræsbiomasse ved begyndelsen og udgangen af vækstsæsonen og fordele tilvæksten over det antal dage, der indgår i vækstsæsonen. De følgende figurer viser eksempler på modellerede resultater fra modellen for Limfjorden og modellen for Smålandsfarvandet og udgør dermed en kvalitativ analyse af modellens evne til at simulere realistiske ålegræs-vækstprocesser.

Det skal bemærkes, at i modellen simuleres etablerede ålegræsbede, og det må derfor forventes, at vækstraterne generelt falder indenfor et mindre interval, end der ses ved nyplantede skud, da der for de fleste etablerede ålegræsbede vil være opnået en ligevægtstilstand, mens tilvæksten i nye bede potentielt vil være større under genetableringen. Derudover vil ålegræsbede med tabsprocesser, der overstiger tilvæksten, ende med at uddø, og for disse potentielle områder, vil der ikke være ålegræs i modellen efter 10 års modellering.



Figur 3-2 Lokal- og fjordmodeller anvendt i dette studie

I Figur 3-3 ses vækstraterne for Limfjorden baseret på modelresultater fra årene 2012-2016. I Udgangspunktet ligger de fleste vækstrater (i vækstsæsonen) mellem 0,5-2,0 %/dag, hvilket stemmer overens med de sorte datapunkter i Figur 3-1.

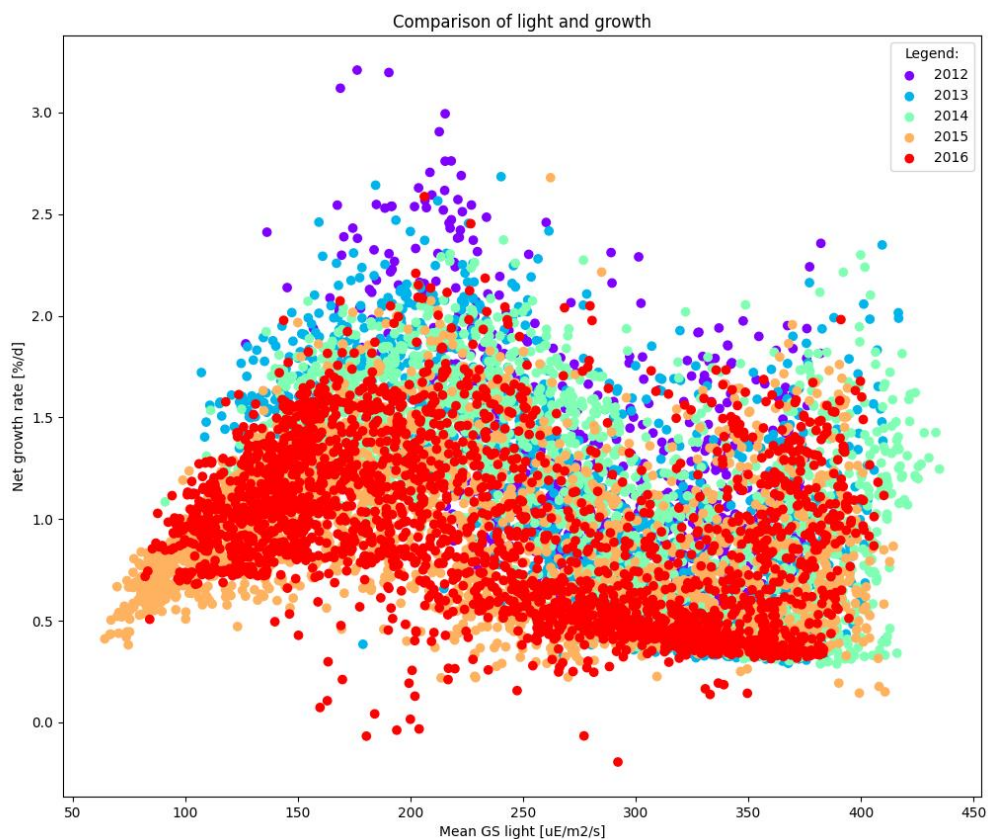
Det ses derudover, at modellen kun har få negative vækstrater sammenlignet med data fra SDU (Figur 3-1). Dette skyldes, at de modellerede ålegræs-bede i udgangspunktet er i ligevægt og derfor under normale omstændigheder vil vokse i vækstsæsonen, da de ellers ville uddø eller mindskes i modelperioden fra 2002-2016.

For Smålandsfarvandet (Figur 3-4) ses det, at vækstraterne ligger mellem 0% og 2% nettovækst per dag. Da alle presfaktorer er inkluderet i modellerne, er værdierne sammenlignelige med de målte data, da der i modellen er tale om etablerede bede.

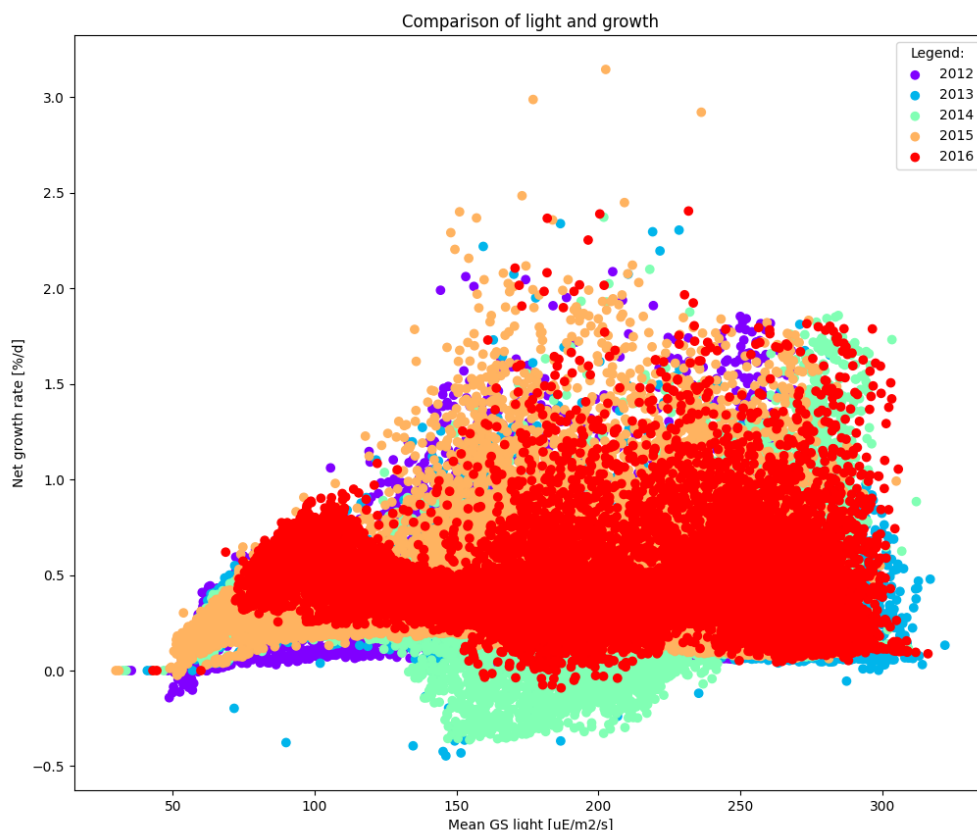
Derudover ses det tydeligt, at 2014 (turkis) var et særligt år, da der er en del negative vækstrater. Baseret på modellens resultater, tyder det på, at der var lokale forhold, der betød en reduktion af ålegræsbiomassen i 2014. Det kan samtidig ses, at der er høje vækstrater i 2015 (orange). Fra Hansen (2015) ved vi, at vandtemperaturen både for kyster, fjorde og det åbne farvand var højere i 2014 end normalt, hvilket muligvis har resulteret i de udsving i vækstrater, vi ser i Smålandsfarvandet, samt aftagningen og genetableringen af biomassen, som ses i 2014-2015.

Det ses yderligere, at vækstraterne generelt er lavere i Limfjorden end i Smålandsfarvandet. Dette skyldes, at der er flere lavvandede områder i Smålandsfarvandet, hvorimod der i Limfjorden er en stejlere gradient i batymetrien de fleste steder, hvilket betyder færre lavvandede områder og dermed også en generelt lavere vækst.

Det vurderes ud fra disse analyser, at de modellerede vækstrater er egnede til at repræsentere væksten i etablerede ålegræsbede.



Figur 3-3 Limfjorden – Modelleret vækstrate i vækstsæsonen år for år (2012-2016) sammenholdt med middellys ved bunden i samme periode



Figur 3-4 Smålandsfarvandet – Modelleret vækstrate i vækstsæsonen år for år (2012-2016) sammenholdt med middellys ved bunden i samme periode

3.1.2 Validering af rumlig udbredelse

Udover at sammenligne modellerede vækstrater og målte vækstrater har vi sammenlignet data fra satellit-observationer af bundvegetation, ålegræs-potentialekort udviklet under projektet (Petersen et al. 2021) og modelleret ålegræsudbredelse i de anvendte mekanistiske modeller (se Figur 3-2). Disse analyser indgår blandt andet som en integreret del af opsætning af modelscenarier i dette projekt.

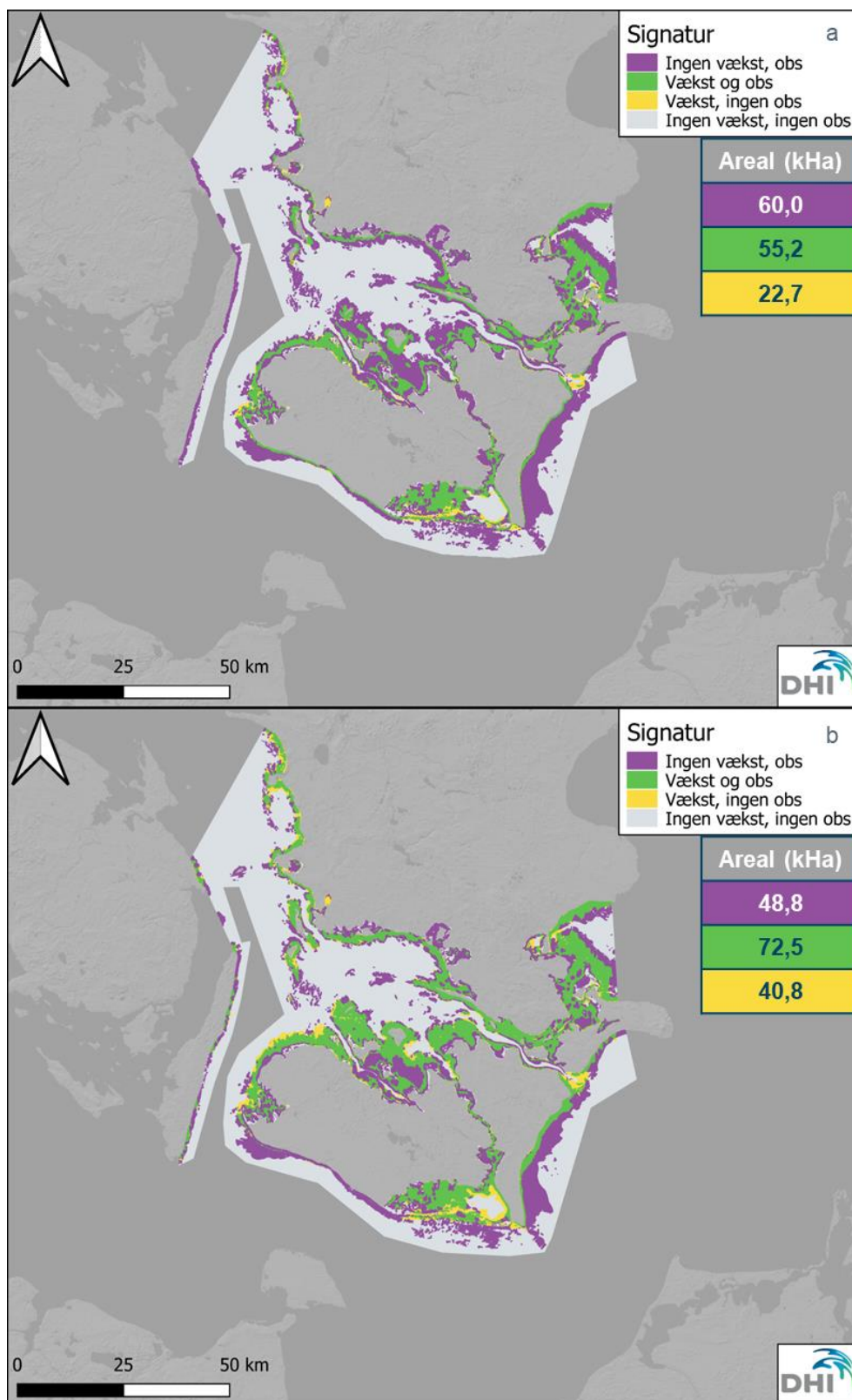
Det skal bemærkes, at satellitdataene indeholder bundvegetation overordnet set, da det ikke er muligt at skelne mellem for eksempel ålegræs og makroalger med de algoritmer og satellitdata, der eksisterer i dag. De anvendte data oparbejdet for 2018, og de anvendte data er præsenteret og beskrevet her: <https://marine-vegetation.satlas.dk/>.

Potentialekortene fra Petersen et al. (2021) viser de områder, hvor betingelserne for udplantning af ålegræs er gunstige og bygger på barriereanalyser af biologisk-fysiske begrænsninger, som er uomgængelige. De relevante barrierer for ålegræs er vanddybde sammenholdt med vandets klarhed, lystilgængelighed, eksponering for strøm og bølgeaktivitet, temperatur, næringsstoffer og sedimentkarakteristika. Derudover er der også taget højde for administrative, logistiske og sociale begrænsninger såsom dyrkningstilladelse og hensyn til eksisterende vegetation ved bunden, eksisterende anlæg, og drift. For en fyldestgørende analyse af metode og data henvises til Petersen et al. (2021). Det skal bemærkes, at der ikke nødvendigvis er ålegræs til stede, men alene at der er potentiale for, at ålegræs vil kunne etableres. Potentialeanalyserne bygger på metoder udviklet og præsenteret i Flindt et al. 2016.

I Figur 3-5 sammenlignes DHIs modelresultater med udbredelsen af undervandsvegetation baseret på satellitdata. Figur 3-5a viser modelresultaterne i en statussituation, og Figur 3-5b viser modelresultaterne i en referencesituation. Status-modellerne er den senest kalibrerede

version af de anvendte mekanistiske modeller udviklet og anvendt under vandområdeplanerne 2021-2027 og simulerer situationen, som den ser ud i gennemsnit for årene 2012-2016. Reference-modellerne repræsenterer en situation med meget lille menneskelig påvirkning, jvf. Vandrammedirektivet, og data og modelmetode er beskrevet i flere detaljer i Erichsen & Timmermann (2022). Det skal bemærkes, at satellitdata ikke kan skelne mellem ålegræs og andet bentisk vegetation, hvorfor det må antages, at satellitdata oftest viser større udbredelse end det modellerede areal.

De grå områder viser steder, hvor der ikke er observeret vegetation med satellitdata, og hvor modellen ikke modellerer ålegræs. De gule områder viser steder, hvor der ikke er observeret vegetation baseret på satellitdata, men hvor modelresultaterne viser ålegræs. De grønne områder viser sammenfald mellem observeret vegetation og modelleret ålegræs. De lilla områder viser steder med observeret vegetation, men hvor modellen ikke har simuleret ålegræs. Af statussammenligningen ses god overensstemmelse mellem modelleret ålegræs og observeret vegetation, når man tager højde for, at observeret vegetation også dækker over makroalger. De gule områder er små, og der er altså få steder, hvor modellen overestimerer ålegræs-udbredelse. I reference-sammenligningen ses, at modellen har større udbredelse af ålegræs og på større dybder, hvilket stemmer overens med forventningerne til større ålegræsudbredelse i en referencesituation.

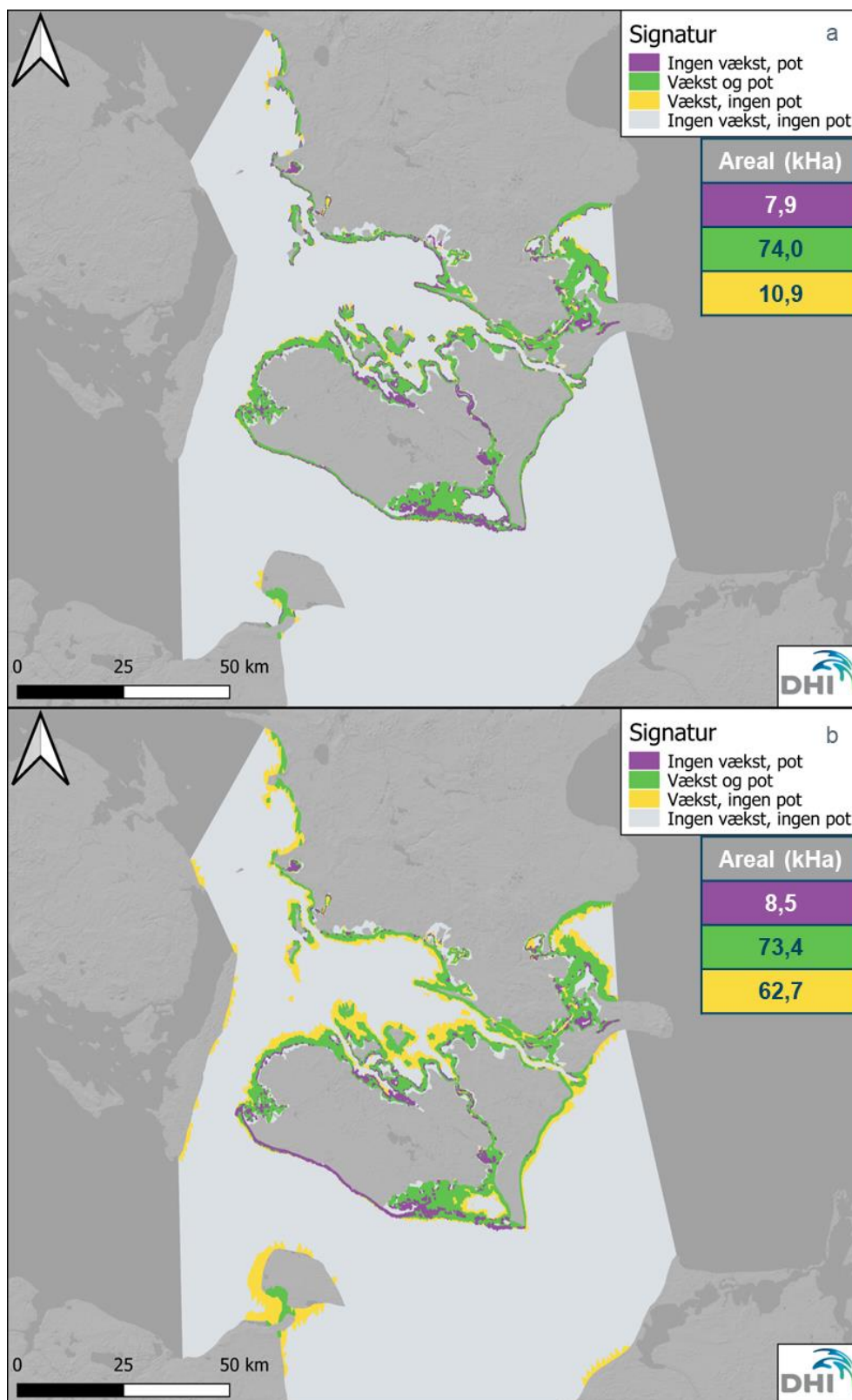


Figur 3-5 Sammenligning af model data for ålegræsudbredelse (vækst) og satellitdata for undervandsvegetation (obs)

a: Statusmodel, b: Modelleret vækst i referencemodel. Grå: Der er ikke ålegræs i modeldata og ingen vegetation i satellitdata (status-situation). Gul: Modellen simulerer ålegræs, men der er ikke vegetation i satellitdata (status-situation). Grøn: Ålegræs i modellen og observeret vegetation i satellitdata (status-situation). Lilla: Ingen ålegræs i modellen, men observeret vegetation i satellitdata (status-situation).

I Figur 3-6 sammenlignes modelresultater med potentialekort fra Petersen et al. (2021). Her ses god sammenhæng mellem modelleret status og ålegræspotentiale (se de grønne områder på figuren).

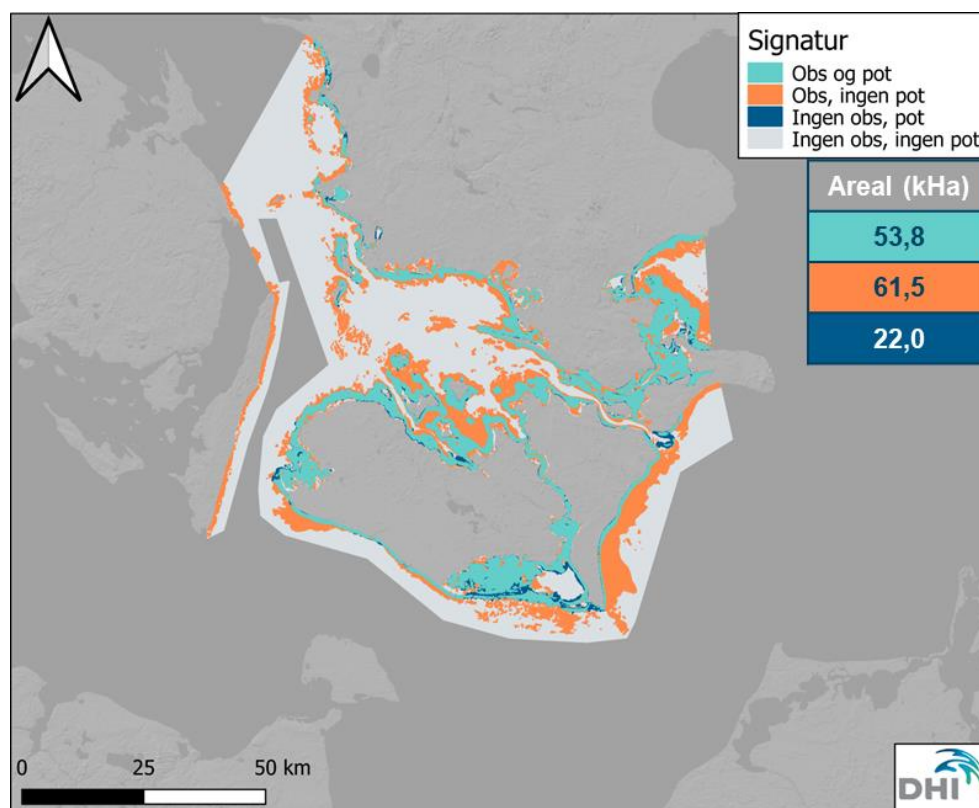
Udover modellering af ålegræs i en nutidig situation, har vi afviklet et modelscenario med henblik på at modellere udbredelsen af ålegræs i en referencesituation. Som det fremgår af Figur 3-6 nederst, er udbredelsen af ålegræs i reference-scenariet væsentligt større (gule områder), hvilket stemmer overens med, at der historisk har været større udbredelse af ålegræs og dermed også et større potentiale for ålegræs. På Figur 3-6 har vi sammenlignet den modellerede udbredelse af ålegræs i en referencesituation med et potentialekort udviklet for en status-situation, og vi vil derfor forvente et større sammenfald, hvis potentialekortet var blevet opdateret med data fra referencesituationen.



Figur 3-6 Sammenligning af modeldata for ålegræsudbredelse (vækst) og potentialekort for ålegræsudbredelse (pot)

a: Statusmodel, b: Modelleret vækst i referencemodel. Grå: Der er ikke ålegræs i modeldata, og ingen potentiale (status-situation). Gul: Modellen simulerer ålegræs, men der er ikke potentiale (status-situation). Grøn: Ålegræs i modellen og potentiale (status-situation). Lilla: Ingen ålegræs i modellen, men potentiale (status-situation).

I Figur 3-7 ses en sammenligning mellem observeret vegetation fra satellitdata og potentialekort. Det skal bemærkes, at der i de observerede data også indgår anden bentisk vegetation end ålegræs, herunder makroalger.



Figur 3-7 Sammenligning af satellitdata af undervandsvegetation (obs) og potentialekort for ålegræsudbredelse fra Petersen et al. (2021) (pot)

Grå: Ingen vegetation i satellitdata, og ingen potentiale. Mørkeblå: Ingen vegetation i satellitdata, men potentiale. Orange: Vegetation i satellitdata, men ingen potentiale. Turkis: Vegetation i satellitdata og potentiale.

3.2 Metode - modelscenarier

Den biogeokemiske model, som den er beskrevet i afsnit 2, bygger på en række antagelser og parameteriseringer, som beskriver samspillet (feedback) mellem især ålegræs og en række pelagiske parametre, herunder optag og binding af næringsstoffer og ændrede re-suspensionsforhold, hvorfor ændringer i ålegræsudbredelse og -biomasse forventes at have indflydelse på de pelagiske alger og lysforhold og dermed to centrale indikatorer for GØT.

Formålet med ålegræsmodelscenarierne er dermed at etablere et forhold mellem ålegræsareal og indikatorer for GØT. I dette studie evalueres de samme parametre, som bliver evalueret som del af modelarbejdet bag vandområdeplanerne 2021-2027 (VOP3) som del af udviklingen af målbelastninger og reduktionsbehov, se f.eks. DHI (2019) og DHI (2020). Indikatorerne er lys ved bunden i vækstperioden (marts til september) og sommerkoncentration af klorofyl-a (maj til september).

Grundlæggende benyttes samme tilgang som ved brugen af mekanistiske modeller bagved VOP3-arbejdet. Der modelleres 15 år (2002 til 2016), hvor årene 2002 til 2011 bruges som opvarmning for at sikre, at de ændringer, der foretages, er slået igennem før analyseperioden: 2012 til 2016.

Ålegræs modelleres som tilstandsvariable i modellerne og kan på den måde både påvirkes af og påvirke miljøet omkring dem. Ålegræsset optager næringssalte og stabiliserer sediment og

påvirkes både af lysforhold, iltforhold, temperatur, salinitet og fysisk påvirkning (strøm og bølger), ligesom de påvirker disse (med undtagelse af temperatur og salinitet). Dette betyder, at ålegræs og GØT-indikatorer påvirker hinanden (feedback), og scenarierne kan på den måde bruges til at kvantificere effekten af ændringer i ålegræs på GØT-indikatorerne.

For at kunne beregne dette forhold benytter vi tre forskellige modelscenarier: Status (nuværende modelleret ålegræsudbredelse), ingen ålegræs, reduceret ålegræsudbredelse.

- **Statusscenariet** modsvarer den nuværende modellerede tilstand (status) og dækker den periode, der indgik i modeludviklingen under forberedelse af Vandområdeplanerne 2021-2027 (VOP3), se f.eks. Figur 3-5. Det er disse resultater, der sammen med statistiske modelresultater og observationer udgør grundlaget for målbelastninger beregnet under VOP3.
- I scenariet "**Ingen ålegræs**" er alt ålegræs fjernet fra modellen (initialværdier er sat til 0). Dette giver et billede af, hvor stor en effekt på GØT-indikatorerne der kan opnås ved denne meget drastiske ændring i ålegræsudbredelsen.
- I scenariet "**Reduceret ålegræs**" har vi reduceret udbredelsen af ålegræs, jf. sammenligningerne mellem satellitdata af undervandsvegetation og modeldata af ålegræsudbredelse (afsnit 3.1.2), så ålegræsudbredelsen nu svarer til det overlappende område, hvor der er observeret undervandsvegetation (satellitdata) og modelleret ålegræs, altså svarende til de grønne områder i Figur 3-5a. Dette scenarie reducerer det modellerede ålegræsareal sammenlignet med Statusscenariet og giver altså et billede af, hvilke effekter der ses af mere moderate ændringer.

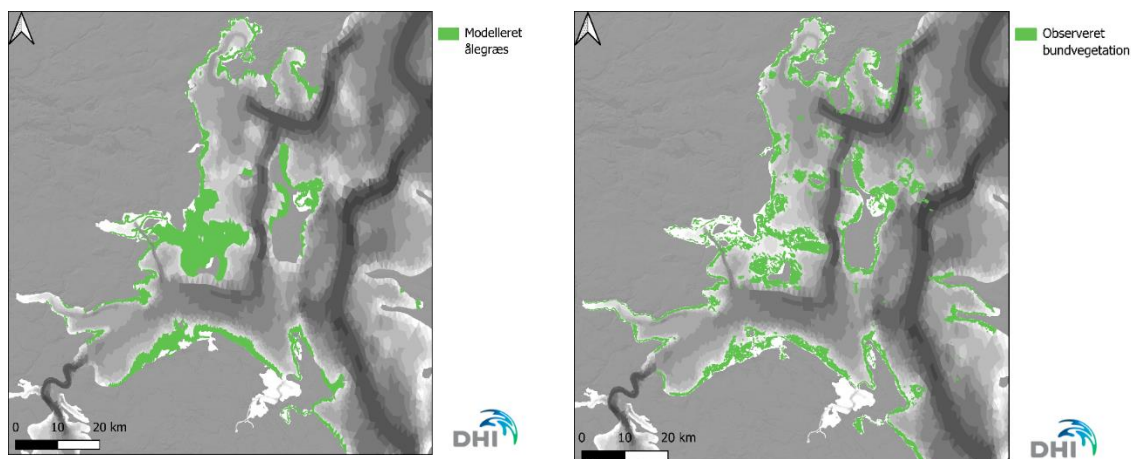
Disse to scenarier, sammenholdt med Statusscenariet, giver indsigt i, hvordan GØT-indikatorerne responderer på ændringer i ålegræs og kan derfor bruges generelt til at vurdere effekten af gen-udplantning eller naturlig spredning (vegetativ vækst eller spredning ved frø).

Modelscenarierne bliver kørt for en række modeller (Sydlige Bælthav, Nordlige Bælthav, Smålandsfarvandet, Limfjorden, Roskilde, og Odense – se Figur 3-2) for årene 2002-2016.

3.3 Resultater

3.3.1 Modelresultater – mekanistiske modeller

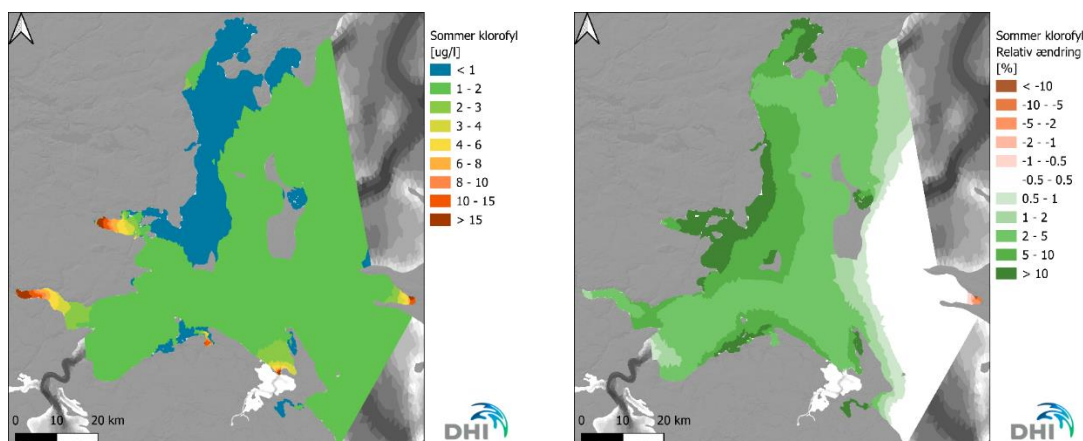
De mekanistiske modeller er opstillet og kalibreret på årene 2002-2016 (DHI 2019a-k og DHI 2020a-k). Ålegræssets udbredelse i modellerne bestemmes gennem de tabs- og vækstprocesser, som er defineret i ålegræsmodellen. Dette kan betyde at der fremstår større udbredelse i modellen, end der observeres fra satellitter, som det f.eks. ses i Figur 3-5.. I Figur 3-8 er vist modellens ålegræsudbredelse i det Nordlige Bælthav og bundvegetation baseret på satellitdata.



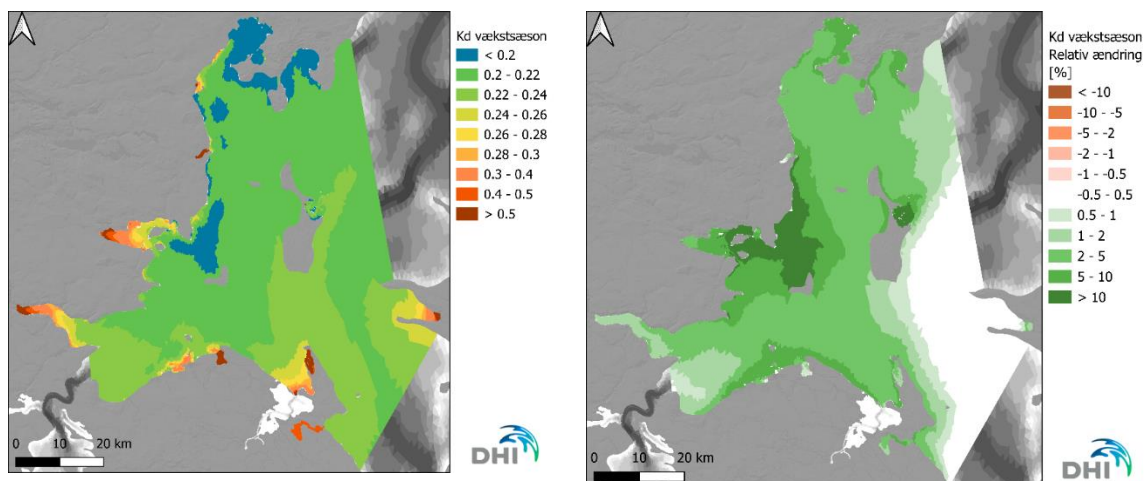
Figur 3-8 Udbredelse af ålegræs i det Nordlige Bælthav i perioden 2012-2016 beregnet med den mekanistiske model (venstre) og udbredelse af bundvegetation baseret på satellitdata (højre)

For vurderingen af ålegræs' betydningen for indikatoren sommer-klorofyl-a (maj til september) og støtteparameteren lys ved bunden i vækstperioden (marts til september) er der afviklet tre modelkørsler for perioden 2002-2016, som beskrevet i afsnittet ovenfor.

I analyserne afvikles modellen for hele perioden 2002-2016, men effekter af scenarierne vurderes alene på de sidste fem år, det vil sige 2012-2016. I Figur 3-9 er vist et eksempel på ændringer i sommer klorofyl-a mellem basisscenariet og en situation uden ålegræs, mens Figur 3-10 viser tilsvarende ændringer i lyssvækkelsen (K_d).



Figur 3-9 Gennemsnitlig koncentration af sommerklorofyl-a i det Nordlige Bælthav (venstre) for 2016 og den procentvise ændring i koncentrationen af sommer klorofyl-a i en situation uden ålegræs (højre).

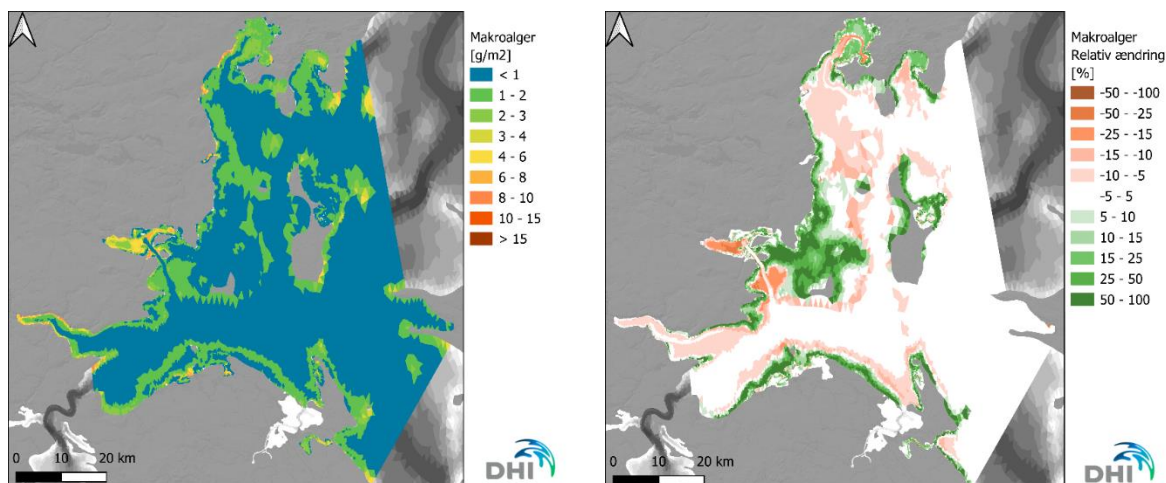


Figur 3-10 Gennemsnitlig lyssvækkelseskoefficient (K_d) i vækstperioden i det Nordlige Bælthav (venstre) for 2016 og den procentvise ændring i lys ved bunden i en situation uden ålegræs (højre).

At afvikle et scenario uden ålegræs overhovedet, er naturligvis et drastisk scenario, men det benyttes alene til at vurdere effekten af ålegræs omsat til en effekt per arealenhed (ha) og/eller biomasse (tons C). Som det fremgår af Figur 3-9 og Figur 3-10, er der en tydelig effekt på både sommer-klorofyl-a og lyssvækkelseskoefficienten i vækstperioden.

Et andet forhold, som ikke har betydning for selve miljøtilstanden, jævnfør indikatorerne under Vandrammedirektivet, er de effekter, som også modelleres i forhold til f.eks. opportunistiske alger. Her modelleres en nedgang i opportunistiske alger i de områder, hvor koncentrationen af de pelagiske alger øges, f.eks. i bunden af Horsens Fjord, se Figur 3-11, mens biomassen af opportunistiske alger stiger i de områder, hvor der før var ålegræs. Dette illustrerer den indbyrdes konkurrence om både lys og næringsstoffer, hvor øgning i koncentrationen af pelagiske alger reducerer lyset ved bunden, hvorfor de opportunistiske alger går tilbage i biomasse i disse områder, mens tilstedeværelse af ålegræs undertrykker de opportunistiske alger, men som får mere plads og bedre vækstbetingelser når ålegræsset forsvinder.

Opportunistiske alger indgår imidlertid ikke i evalueringen af status og behov for næringsstofreduktioner, men har en betydning for økosystemets robusthed og biodiversitet.



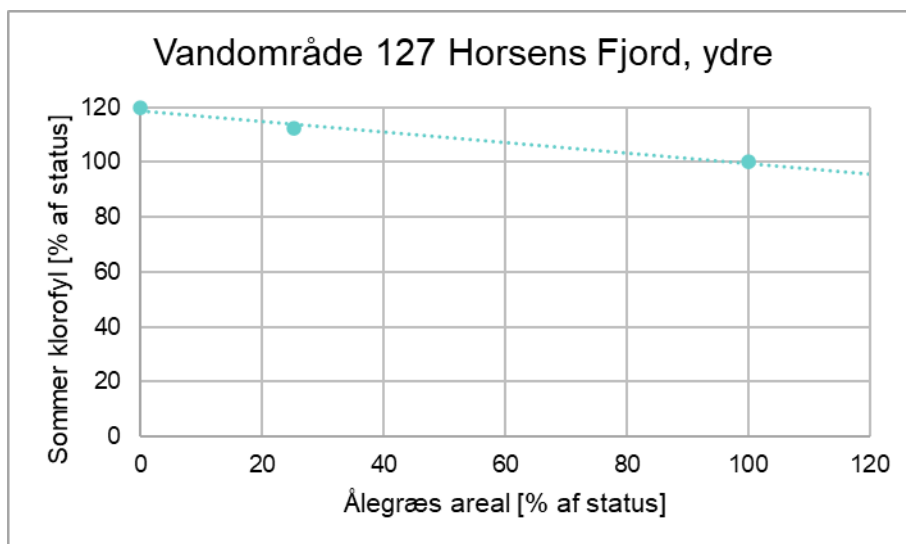
Figur 3-11 Biomasse af opportunistiske alger (efter vækstsæsonen – 1/9/2016) i det Nordlige Bælthav (venstre) og den procentvise ændring i biomassen af opportunistiske alger i en situation uden ålegræs (højre)

Effekter på vandområdeniveau

Baseret på de tre scenarier beskrevet under forrige afsnit, er der opstillet dosis-responskurver for alle relevante vandområder for både sommer-klorofyl-a og lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i vækstperioden. I Figur 3-12 er vist et eksempel for sommer-klorofyl-a for vandområde 127, Horsens Fjord, ydre. I figuren udgør basisscenariet dagens modellerede ålegræsudbredelse, hvorfor arealet udgør 100%, og med en tilhørende 100% sommer-klorofyl-a koncentration. I scenarier med faldende ålegræsudbredelse stiger koncentrationen af sommer-klorofyl-a. Tilsvarende viser Figur 3-13 dosis-respons i forhold til lyssvækkelseskoefficienten (K_d). Her ses en tilsvarende, men lidt svagere sammenhæng, hvor K_d stiger med faldende ålegræsudbredelse.

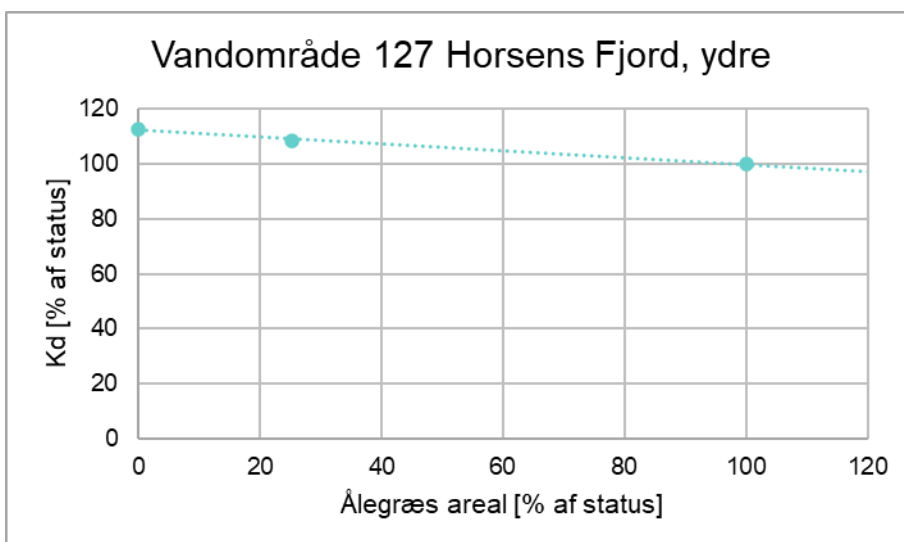
For at sammenholde dosis-respons mellem vandområder og analysere de overordnede effekter af eventuel ålegræsudplantning, er der i Bilag C udarbejdet tabel med dækning af ålegræs i status-scenariet, dvs svarende til de 100%.

Figur 3-12 og Figur 3-13 udgør et eksempel, og tilsvarende dosis-respons er udarbejdet for samtlige 74 modellerede vandområder, svarende vandområder dækket af de modeller, der indgår i projektet (Figur 3-2), og hældningen på de enkelte dosis-responskurver er efterfølgende bestemt.



Figur 3-12 Sammenhæng mellem ålegræsareal og ændring i sommer-klorofyl-a for vandområdet 127, Horsens Fjord, ydre

Basisscenariet udgør dagens modellerede ålegræsudbredelse, hvorfor arealet udgør 100%, og med en tilhørende 100% sommer-klorofyl-a koncentration. Med faldende ålegræsareal stiger koncentrationen af sommer-klorofyl-a.



Figur 3-13 Sammenhæng mellem ålegræsareal og ændring i lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i vækstsæsonen for vandområdet 127, Horsens Fjord, ydre

Basisscenariet udgør dagens modellerede ålegræsudbredelse, hvorfor arealet udgør 100%, og med en tilhørende 100% lyssvækkelseskoefficienten (K_d). Med faldende ålegræsareal stiger lyssvækkelseskoefficienten (K_d).

3.3.2 Aggregerede effekt af ålegræsudplantning på indikatorerne

Metode

Til at vurdere aggregerede effekter af f.eks. ålegræsudplantning – eller effekter af en naturlig spredning af ålegræs over tid – på de to indikatorer sommer-klorofyl-a og K_d i vækstsæsonen, er der udviklet en meta-model.

Som beskrevet ovenfor er effekten af ålegræsudbredelse på sommer-klorofyl-a og K_d per hektar ålegræs blev estimeret for 58 vandområder ud af 109 ved hjælp af scenarier i de mekanistiske modeller, som det er beskrevet i ovenstående afsnit. Oprindeligt blev 74 vandområder undersøgt, men det var kun muligt at opstille en relation for de 55. Dette skyldes f.eks., at der i nogle vandområder ikke er ålegræs i status-scenariet, eller at forskellene mellem scenarierne ikke er statistisk signifikante.

For at beregne tilsvarende værdier for alle danske vandområder og sikre ensartethed imellem alle vandområderne, benyttes en meta-model på samme måde som benyttet i f.eks. Timmermann et al (2021).

Metamodellen blev udviklet som en multiple lineær regression (MLR), og forklaringsvariablene blev valgt ved hjælp af "forward selection" ud fra en brutto-gruppe på 13 forklaringsvariable. Se Tabel 3-1 for udvalgte forklaringsvariable.

Seks forklaringsvariable blev log-transformeret med naturlig logaritme for at opnå tilnærmelsesvis normalfordeling af data.

Tabel 3-1 Bruttoliste med forklaringsvariable som indgår i metamodel til beskrivelse af aggregerede økosystem effekt på sommerklorofyl og vandets klarhed som funktion af ålegræsudbredelsen.

Variable	Beskrivelse	Log-transformeret
Ferskvandspåvirkning ¹	Gennemsnitlig andel af vand fra lokale ferskvandskilder	x
Hydraulisk opholdstid ¹	Gennemsnitligt opholdstid af vandet i et vandområde	x
Gennemsnitsdybe ¹	Gennemsnitlig dybde i vandområdet	

Variable	Beskrivelse	Log-transformeret
Salinitet ¹	Gennemsnitlig salinitet i vandområdets øverste 10 meter	
Tidevand ¹	Gennemsnitlig tidevandspåvirkning	
Lagdeling ¹	Gennemsnitlig vandsøjlestabilitet, målt som BV buoyancy frequency fra vandoverflade til bund	
Bundforhold ¹	Fordeling af ler, mudder og sand baseret på GEUS-kortlægning	
Referenceklorofyl ²	Estimeret klorofylkoncentration i referencescenarie.	
Referenceklarhed ³	Estimeret lysudbredelsesdybde (dybde med 16% af overfladeindstrålingen) i referencescenarie	
Volumen	Vandvolumen i vandområdet (Gennemsnitsdybde x Totalt areal)	x
Totalt areal ⁴	Areal af vandområdet	x
Egnet areal ⁴	Areal, som potentielt kan anvendes til ålegræsudplantning	x
Procent egnet areal ⁴	Procentdel af vandområdets totale areal, som kan anvendes til ålegræsudplantning	X

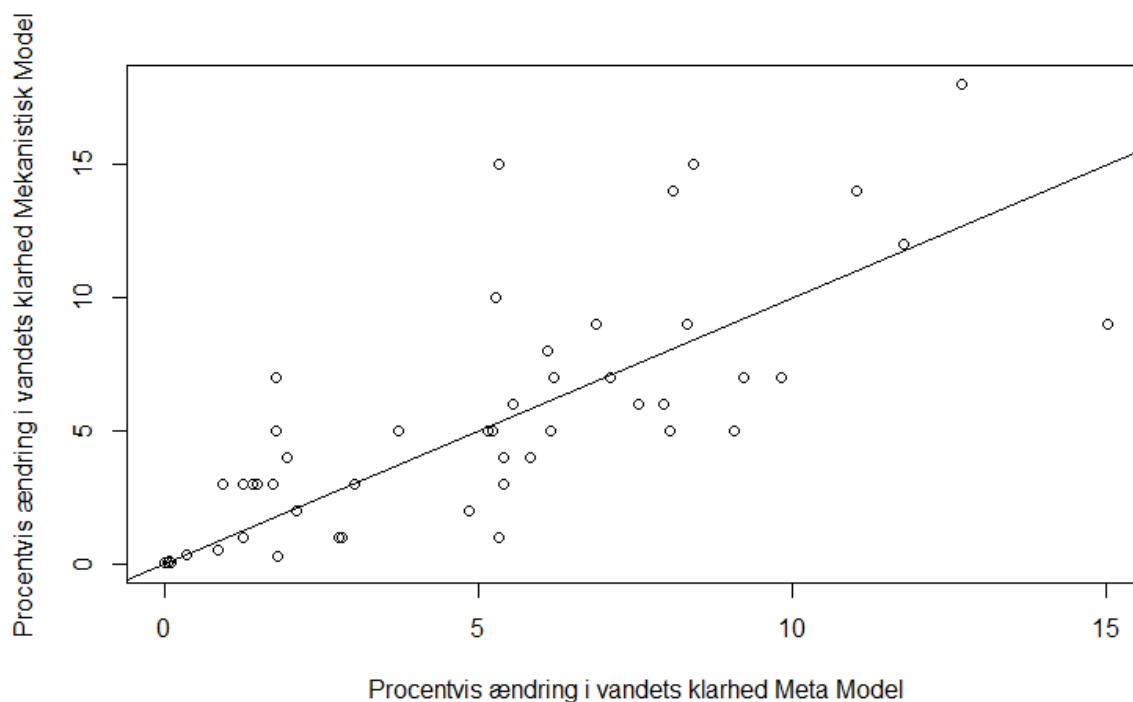
1 Christensen et al 2024, 2 Timmermann et al 2021, 3 Timmermann et al 2021, 4 Denne rapport

Der blev foretaget en screening af egnede områder, hvor de modellerede effekter på indikatorerne; klorofylkoncentration og vandets klarhed, med sikkerhed skyldtes ændringer i ålegræsarealet. Derfor blev stationer med tæt på 0% egnet areal og enten negativ klarhedseffekt eller positiv klorofyleffekt sorteret fra. I alt indgik der 55 vandområder til kalibrering af modellen.

Begge effekt-datasæt blev log-transformeret for at opnå tilnærmelsesvis normalfordelte datasæt.

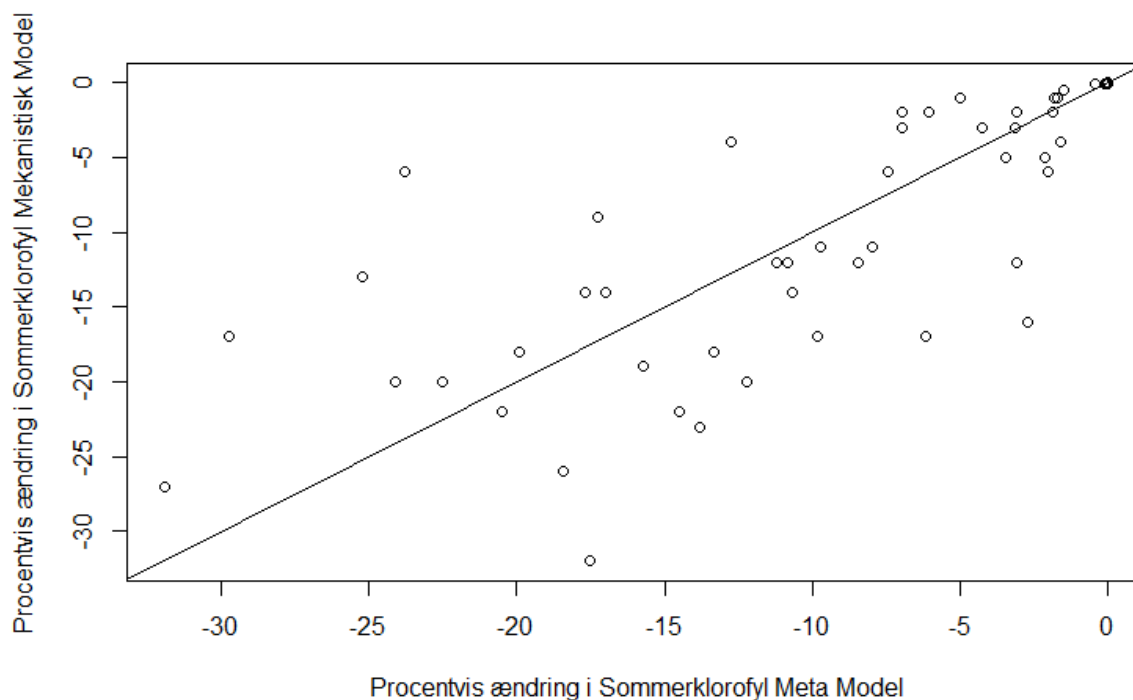
Resultat

Til modellen for vandets klarhed blev "Procent egnet areal" (se Figur 3-6 og Figur 3-7) udvalgt som bedste variabel med en forklaringskraft på 75% (på log-transformerede effekt-data), dernæst kunne klorofylreferencen for vandområdet tilføje yderligere 6% forklaringskraft til en samlet model med en forklaringskraft på $R^2 = 0.81$. Efter tilbage-transformering giver det samlede metamodel-resultat en forklaringskraft på $R^2=0.57$ eller 57% af variationen i den mekanistiske model (Figur 3-14).



Figur 3-14 Sammenhængen mellem modellerede effekt af ålegræsudbredelsen på vandets klarhed i mekanistisk model og metamodel, baseret på 55 vandområder ($R^2 = 0,57$). Stregen markerer 1:1.

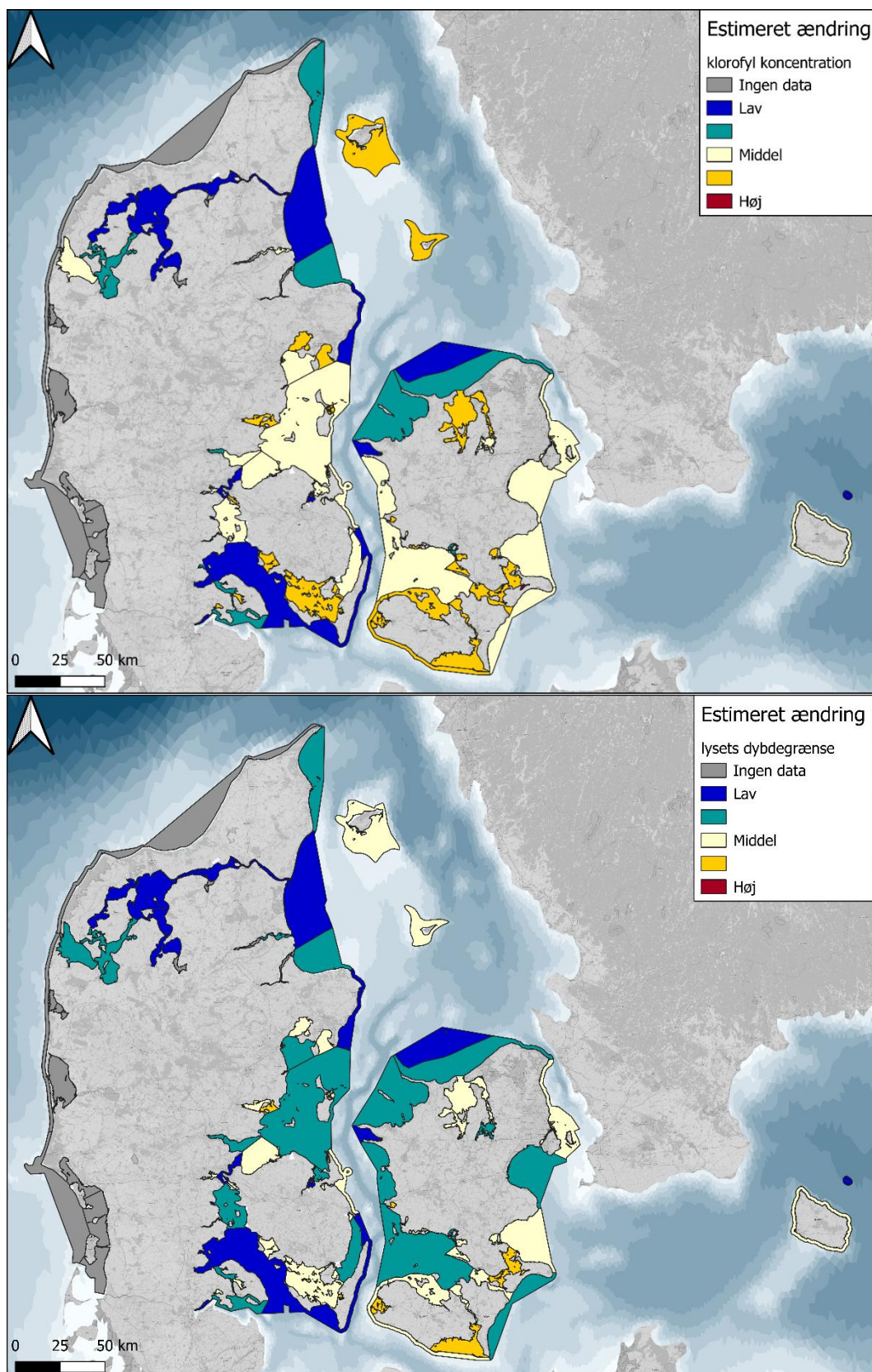
Til modellen for vandområdets sommer-klorofyl-a koncentration blev "Procent egnet areal" udvalgt som bedste variabel med en forklaringskraft på 78% (på log-transformerede effekt-data); dernæst kunne klorofyl-referencen eller ferskvandspåvirkning for vandområdet tilføre yderligere 3% forklaringskraft til en samlet model med en forklaringskraft på $R^2 = 0,81$. Efter tilbage-transformering giver det samlede metamodelresultat en forklaringskraft på $R^2 = 0,53$ og $0,54$ eller 53% og 54% af variationen i den mekanistiske model ved hhv. klorofylreferencen eller ferskvandspåvirkning som anden forklaringsvariabel (Figur 3-15). Da forskellen på valg af anden forklaringsvariabel er marginal, anvendes klorofylreferencen for vandområdet, for at opnå konsistens med metamodelen for vandets klarhed.



Figur 3-15 Sammenhængen mellem modelleret effekt af ålegræsudbredelsen på sommerklorofyl-a koncentrationen i mekanistisk model og metamodel, baseret på 55 vandområder ($R^2 = 0,53$). Stregen markerer 1:1

Den tætte sammenhæng mellem procentvis udbredelsesareal af ålegræs og økosystemeffekt indikerer, at effekten i den mekanistiske model i høj grad afhænger af, hvor stor en andel af arealet der potentielt kan gro ålegræs på og i mindre grad vandområdets øvrige karakteristika. Der er dog et par områder, som afviger markant fra den relativt simple antagelse.

Resultaterne af ålegræs-scenarierne kan ses i Figur 3-16 for hvert vandområde, for klorofyl og lysets dybdegrænse under antagelse af, at der foretages reetablering af ålegræs på alle egnede arealer, ud fra de fysisk-biologiske begrænsninger beskrevet i Petersen et al. (2021).



Figur 3-16 Modelestimeret ændring i klorofyl-a koncentration (øverst) og lysets dybdegrænse (nederst) på vandområdeniveau som følge af ålegræstransplantering på alle arealer, der ud fra fysiske, kemiske og biologiske forhold har transplanteringspotentiale

3.4 Diskussion

Ålegræs, repræsenteret ved *Zostera marina* i modellen, har kapacitet til at optage næringsstoffer fra vandfasen og binde dem i biomassen. Derudover har det en stabiliserende effekt på sedimentet og anses ofte for en forudsætning for at opnå God Økologisk Tilstand (GØT).

Ålegræs har i udgangspunktet en begrænset rumlig udbredelse og vil derfor have forskellig betydning, både mellem forskellige vandområder og også internt i de enkelte vandområder. Da vandområdenes miljøtilstand vurderes ud fra en målestation, vil påvirkningen af ålegræs variere afhængig af, hvor målestationen er i forhold til eksisterende ålegræsbede eller de potentielle ålegræsbede. Den største effekt opnås nærmest bedene, mens effekten aftager med afstand. Dette betyder, at der er rumlig variation i effekten, og det kan gøre det svært at vurdere effekten i forhold til målinger. Her er det vigtigt at holde for øje, at for vandområdet som helhed, vil der være en forbedring, selvom den ikke kan direkte aflæses ved målestationen, men det vanskeliggør kvantificeringen af ålegræs som virkemiddel. For at tage hensyn til dette, har vi i dette projekt arbejdet med vandområdegennemsnit i stedet for værdier på målestationer. Dermed afviger brugen af modelresultater i dette projekt fra brugen af modelresultater i arbejdet med vandområdeplanerne (Erichsen & Timmermann 2020) og beregninger af målbelastninger.

Dette vurderes imidlertid at give den mest repræsentative effekt, men kan for nogle vandområder enten over- eller undervurdere effekten af ålegræs, afhængigt af afstand mellem ålegræsbede og målestationer. Dertil kommer at der i arbejdet med vandområdeplanerne opereres med et system-bidrag, som i udgangspunktet tager højde for eventuel manglende ålegræsudbredelse og de dertilhørende feed-back mekanismer. Som nævnt er der i VOP3 beregnet målbelastninger for alle vandområder i de indre danske farvande. I denne målbelastning ligger der en antagelse om, at ålegræs vil udbrede sig med bedre vandkvalitet i vandområderne, og derved er tilbagevendingen af ålegræs i mange vandområder en forudsætning for opnåelse af GØT, da effekterne af denne udbredelse er medregnet. I Erichsen & Timmermann (2020) er denne del beskrevet som det såkaldte 'systembidrag', og det vil derfor ikke være muligt at ændre målbelastningen ved udplantning af ålegræs, men det vil derimod være en forudsætning for målopfyldelse i mange vandområder.

4 Makroalger

4.1 Modeludvikling

4.1.1 Overblik

For at kvantificere GØT effekter – det vil sige ændringer i sommer-klorofyl-a og/eller lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i vækstsæsonen – relateret til virkemidlet ”dyrkning af makroalger” - er der udviklet en specifik makroalgemodel, og modellen er efterfølgende implementeret i den biogeokemiske model dækkende Limfjorden (DHI 2019 og DHI 2020). Denne makroalgemodel er en Dynamic Energy Budget model (DEB), som anvender detaljeret viden om den interne kulstofbalance i den individuelle makroalge til at estimere vækst.

Modellen tager udgangspunkt i en model udviklet af Holst & Broderskov fra Aarhus Universitet (Holst & Broderskov, 2022), beskrevet i afsnit 4.1.2 og er videreudviklet blandt andet med henblik på at sikre massebevarelse og en realistisk lysfølsomhed. Disse modeljusteringer er beskrevet i afsnit 4.1.3. Derudover er der udviklet yderligere modelleringselementer for at kunne benytte DEB modellen til at beskrive dynamikken i en makroalgefarm og dennes interaktion med det generelle fjord-miljø. Disse elementer er beskrevet i afsnit 4.1.4.

4.1.2 DEB model-implementering

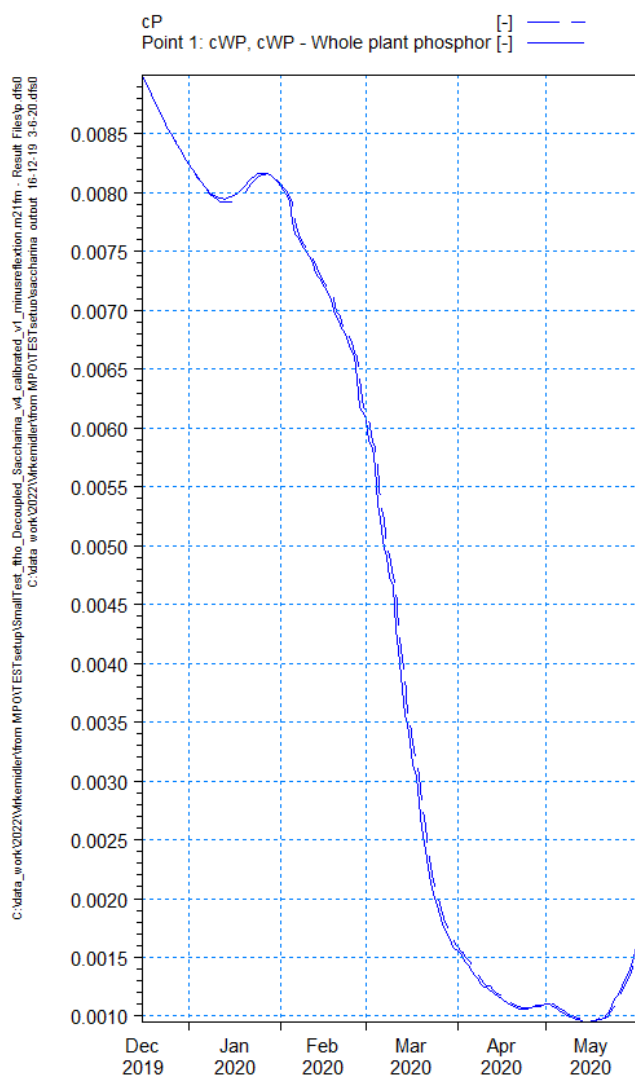
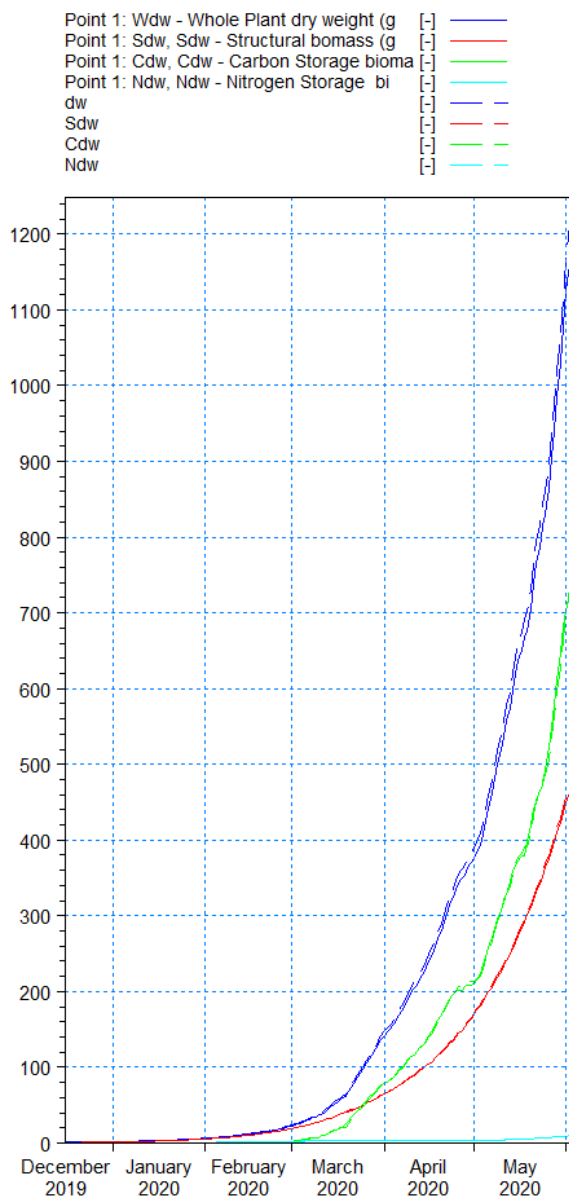
Kortfattet består modelbeskrivelsen af 4 tilstandsvariable: 3 variable beskriver biomassen i tørstof per meter line (g dw/m) af hver af 3 del-fraktioner af tangplanten betegnet henholdsvis ”Struktur” (Sdw), ”C-storage” (Cdw) og ”N-storage” (Ndw). Den sidste variabel beskriver fosforkoncentrationen i tangplanten (cP) i enheden g P/g dw. Princippet i modellen er, at biomassen af de 3 faktorer varierer som funktion af C fra fotosyntesen og/eller fra den interne C-pulje og som funktion af N-optag fra vandet og/eller fra den interne N-pulje.

Koncentrationer af C og N i de enkelte puljer antages at være konstante. Koncentrationer af C (g C/g dw) og N (g N/g dw) i hele tangplanten beregnes som afledte variable som summen af produktet af de beregnede biomasser og de konstante koncentrationer af C og N i de enkelte fraktioner. De eksterne kilder til C, N og P er henholdsvis fotosyntesen, N i havvand og P i havvand.

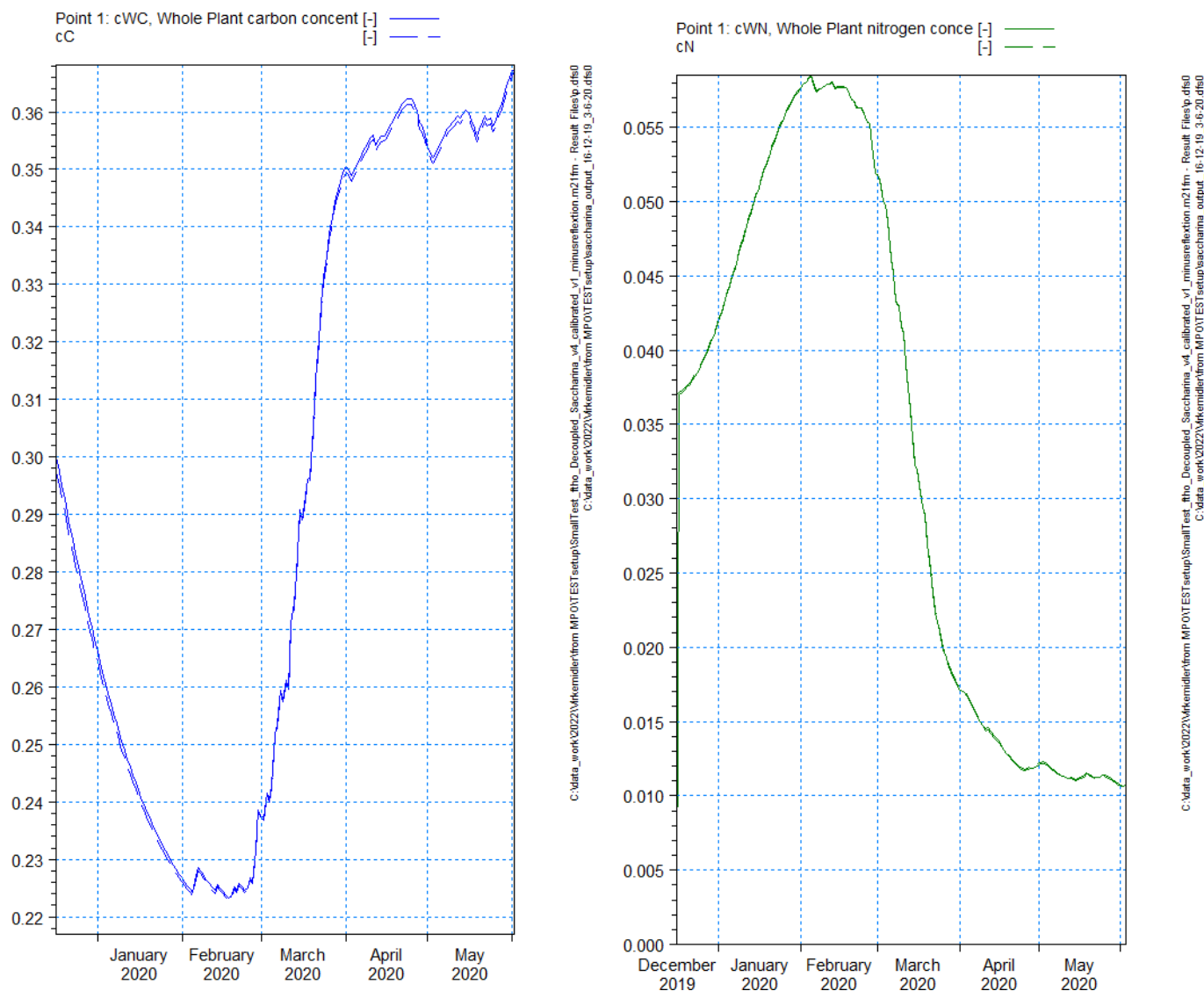
Vækst og inkorporering af C og N sker via et antal C og N allokeringsrutiner i hvert tidsskridt som allokerer C og N i en forudbestemt rækkefølge: Først til basal respiration (kun C), derefter til struktur opbygning (C og N), dernæst til N-storage opbygning (C og N) og sidst til C-storage opbygning (C). I hvert skridt indgår C-forbrug i forbindelse med omkostninger til opbygning i modellen betegnet som ”building costs”, samt tab til omgivelserne, som i modellen benævnes ”exudation”. Inkorporering af P indgår i modellen ved hjælp af en mere simpel beskrivelse uden egentlige allokeringsrutiner.

Implementering af modellen i MIKE ECO Lab krævede udvikling af en subrutine til at beskrive allokeringen af C og N inden for hvert tidsskridt. Rutinen er udviklet som en DLL i programmeringssproget C++ af DHI. For hvert tidsskridt opdateres interne puljer/kilder, som er til rådighed for C- og N-inkorporering i tangplanten. Hvis f.eks. C fra fotosyntesens opbruges, vil allokeringsrutinen gå videre og forbruge C fra C-Storage, og hvis denne også opbruges, sker der intet yderligere C-forbrug. Behovet for C og N fra kilder og interne puljer beregnes initialt som et såkaldt ”Demand”, som repræsenterer den mængde C og N, som tangplanten ville have brug for under optimale vækstforhold. Til slut i hvert tidsskridt opdateres tilstandsvariablene for biomasse afhængigt af inkorporering af C, N og P i tangplanten, eller hvis der sker et forbrug af de interne puljer. I starten af hvert tidsskridt opdateres de interne puljer i allokeringsrutinen ud fra de opdaterede tilstandsvariable fra tidsskridtet før.

Implementeringen i MIKE ECO Lab er vist i Figur 4-1, hvor resultater fra den oprindelige kalibrering foretaget af AU er sammenlignet med tilsvarende beregninger foretaget i ECO Lab. Resultaterne er tilnærmelsesvis identiske.



(figur fortsættes næste side)



Figur 4-1 Sammenligning mellem kalibrerede modelresultater fra AU (stiplede kurver) og resultater fra modelimplementeringen i MIKE ECO Lab (fuldoptrukne kurver)
 Venstre øverst: Biomassen af hele tangplanten (dw) og af delkomponenter (Sdw, Cdw og Ndw); højre øverst: Koncentration af fosfor i tangplanten (cP), venstre nederst: Koncentration af C i tangplanten (cC); højre nederst: Koncentration af kvælstof i tangplanten (cN). Sdw: Struktur-biomasse. Cdw: biomassen af C-storage. Ndw: biomassen af N-storage

4.1.3 DEB modeljusteringer og kalibrering

I forbindelse med test og gennemgang af tangmodellen fandt vi flere elementer, som vi har justeret, så modellen kan anvendes til at løse problemstillingerne i dette projekt. Justeringerne er foretaget således, at modellens respons til kendte presfaktorer, såsom manglende lys eller næringsstoffer, stemmer overens med den gængse teori på området og er kort beskrevet i det følgende.

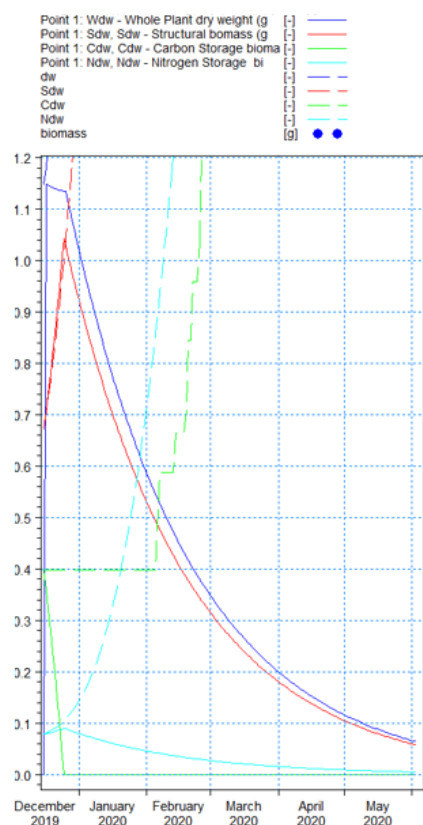
Massebalance

I forbindelse med forbrug af C og N fra henholdsvis C-storage og N-storage i de tilfælde, hvor C fra fotosyntesen og/eller N optaget fra havvandet ikke er tilstrækkelige til at opfylde demand, skete der ikke en tilsvarende reduktion af biomasserne af C-storage og N-storage. Biomasserne blev i stedet bevaret, og dermed blev der introduceret en fejl i massebalancen. Det betød også, at væksten fortsatte, selvom N koncentrationen i havvandet var sat til 0. For at adressere dette er

der introduceret tabs-led i tilstandsvariablerne Ndw og Cdw, når der forbruges henholdsvis N og C i allokeringsrutinen. Det vil sige, at væksten stopper når f. eks. Puljen af N i Ndw er opbrugt og når N-koncentrationen i vandet er 0.

Vækst i forbindelse med Lys-begrænsning

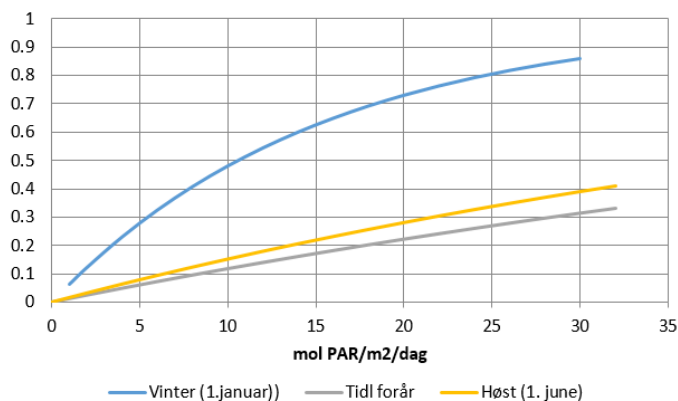
I forbindelse med sult (dvs. i mørke, hvor C ikke produceres gennem fotosyntesen), og når C-storage var udtømt, blev C til den basale respiration hentet alene via nedbrydning af struktur-biomassen, det vil sige, at planten skrumper. Ved langvarig sult betød det, at planten til sidst kun bestod af N-storage. Dette er ikke en realistisk repræsentation, og for at adressere dette ændredes nedbrydningen i MIKE ECO Lab versionen således, at Struktur og N-storage nedbrydes proportionalt under sult, hvor C fra fotosyntesen og C-storage ikke kan opfylde respirationen.



Figur 4-2 Simulerede biomasser (Fuldt optrukne kurver) i mørke. C-storage biomassen (Grøn) udtømmes og opretholder initialt en vækst C-storage og struktur biomasse, som derefter aftager proportionelt

Mætningsfunktioner for lys

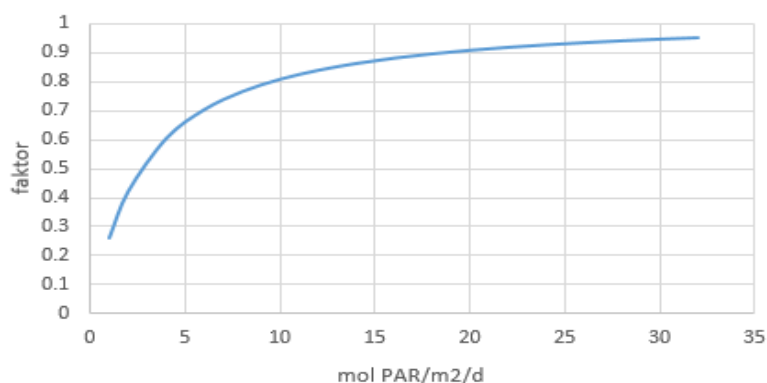
Mætningsfunktionen for lys i modellen beregner en begrænsningsfaktor mellem 0 og 1, som efterfølgende ganges på den beregnede "C-demand" i tangplanten under optimale forhold. Den er kalibreret til værdier, der er langt fra funktionens mætningsniveau (Figur 4-3) for høje biomasser svarende til simulerede biomasser den 1. april (grå) og 1. juni (gul). Det vil sige, at den optimale vækst antages at være lystbegrænset under alle lysforhold.



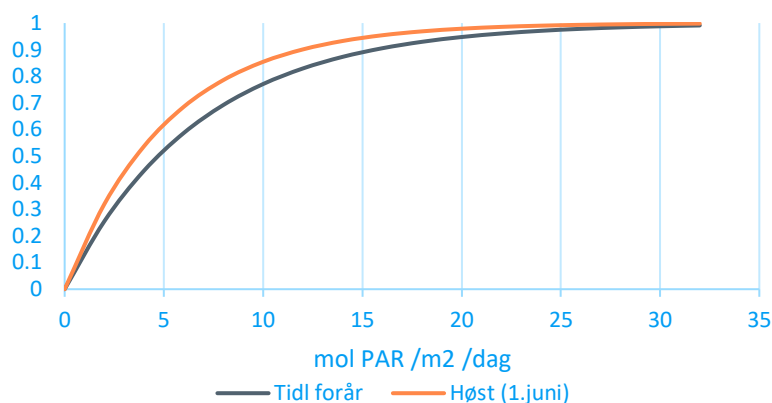
Figur 4-3 Lys-mætningsfunktion anvendt i den oprindelige kalibrering der beskriver tangplantens C-demand relativt til tangplantens C-demand under optimale forhold (faktor), som funktion af fotosyntese-tilgængeligt lys (mol PAR/m²/dag)

Gennemgang af litteraturen viser, at C-assimileringsrater ved gode lysforhold kan være tæt på C-assimileringsrater under optimale lysforhold. . En kalibreret DEB-model for sukkertang i Venolia et al. (2020) viser lysmætning i forhold til C-assimileringsrater, her omregnet relativt til den maksimale værdi på figuren nedenfor. Lysmætningsfunktionen i modellen er nu kalibreret, så formen på mætningskurven er sammenlignelig med Venolia et al. (2020) (Figur 4-4 og Figur 4-5).

C assimilering - Venolia et al. 2020



Figur 4-4 Lys-mætningsfunktion der beskriver C-assimileringsrater relativt i forhold til C-assimileringsrater under optimale forhold som funktion af fotosyntese-tilgængeligt lys (mol PAR/m²/dag) i *Saccharina latissima*. Reproduceret fra Venolia et al. 2020

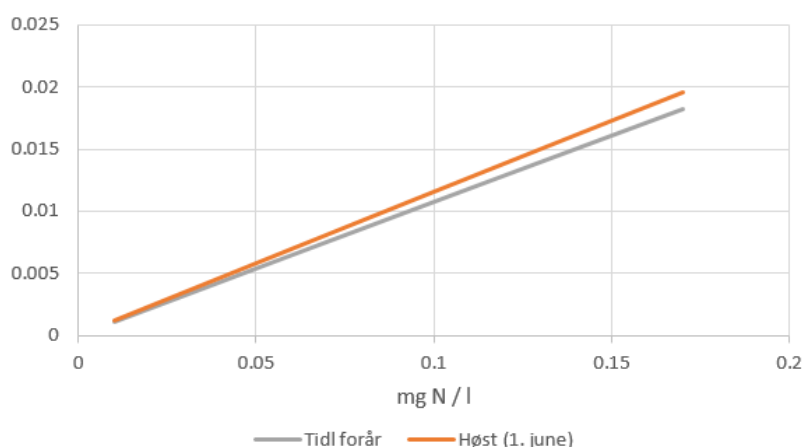


Figur 4-5 Ny parameterisering af lys-mætningsfunktionen anvendt i modellen, der beskriver tangplantens C-demand relativt til tangplantens C-demand under optimale forhold (faktor), som funktion af fotosyntese-tilgængeligt lys (mol PAR/m²/dag). Kurverne repræsenterer lysafhængigheder for 2 tidspunkter for henholdsvis tidligt forår (grå) og på høsttidspunktet 1.juni (orange). Formen af mætningskurvernes forløb i AUs dokumentation bestemmes af en ligningskonstant, alfa, som her er re-kalibreret til 0,07, så det giver et sammenligneligt kurveforløb som i Venolia et al. (2020).

Lysafhængighedsfunktionen jævnfør AUs dokumentation er tilføjet en $V_{\max}$, der repræsenterer en fraktion af den i modellen beregnede maksimale "C-demand" under optimale forhold. "C-demand" er beskrevet alene som funktion af biomassen og en antagelse om, at "C-demand" kan opfyldes inden for et tidsskridt på 1 døgn.

Mætningsfunktioner for kvælstof

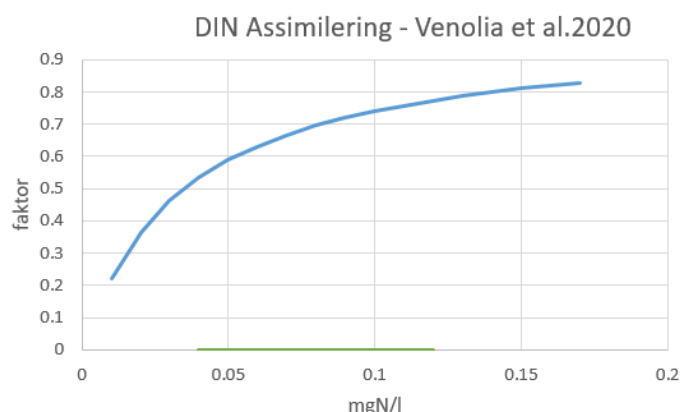
Mætningsfunktionen for kvælstofoptagelsen er beregnet som en begrænsningsfaktor mellem 0 og 1, og ligeledes kalibreret til værdier, der er langt fra funktionens mætningsniveau (Figur 4-6) for høje biomasser svarende til simulerede biomasser 1. april (grå) og maj (orange).



Figur 4-6 Mætningsfunktion for kvælstofoptag fra havvand anvendt i den oprindelige kalibrering beregnet som en begrænsningsfaktor på kvælstofoptaget under optimale forhold. Kurverne repræsenterer kvælstofoptaget relativt til kvælstofoptaget under optimale forhold for 2 tidspunkter for henholdsvis tidl. forår (grå) og på høsttidspunktet 1.juni (orange).

Den tilsvarende mætningsfunktion for N-assimilering anvendt i Venolia et al. (2020) viser en mætningskurve (Figur 4-7), hvor N-assimileringen nærmer sig et mætningsniveau (blå kurve)

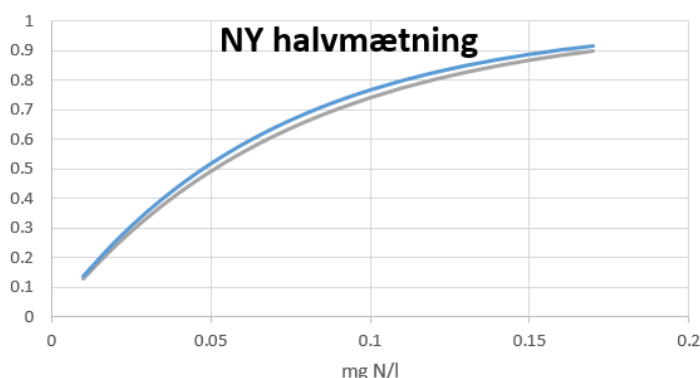
inden for det interval af gennemsnitlige N-koncentrationer, der er i havvand i åbne danske områder (grøn linje) i perioden oktober til maj (udtrukket fra DHIs vandplansmodel, DKBS).



Figur 4-7 Kvælstofmætning i forhold til kvælstof-assimileringsrater i *Saccharina latissima* baseret på Venolia et al. (2020)

Den blå linje viser mætningskurven, den grønne kurve indikerer det gennemsnitlige interval for N-koncentrationer i åbne danske farvande.

Mætningsfunktionen for N-optag i modellen er nu kalibreret, så formen på mætningskurven er sammenlignelig med Venolia et al. (2020).



Figur 4-8 Ny parameterisering af mætningsfunktionen for N-optag anvendt i modellen. Formen af mætningskurvernes forløb i AUs dokumentation bestemmes af en ligningskonstant, beta, som her er re-kalibreret til 0,025, så det giver et sammenligneligt kurveforløb som i Venolia et al. (2020). Den blå linje viser mætningskurven fra Venolia et al. (2020), den grå viser mætningskurven efter den nye kalibrering i denne model.

Funktionen til beregning af optag af N fra havvand jf. AUs dokumentation er tilføjet en V_{max} , der repræsenterer en fraktion af den i modellen beregnede maksimale "N-demand" under optimale forhold. "N-demand" er beskrevet alene som funktion af biomassen og en antagelse om, at "N-demand" kan opfyldes inden for et tidsskridt på 1 døgn.

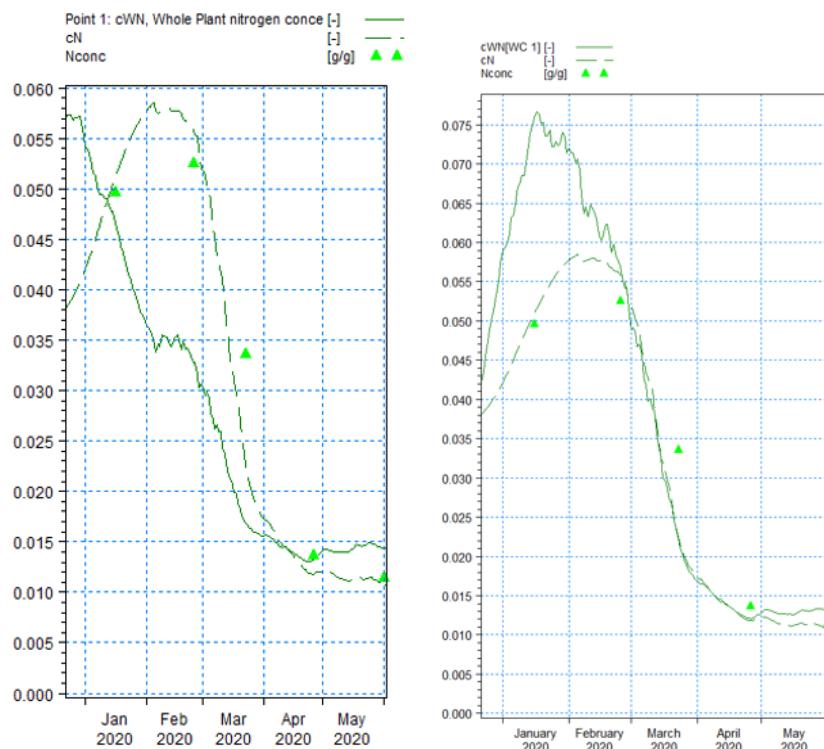
Allokeringsrækkefølge

Allokering af C-inkorporering i tangplanten sker i følgende rækkefølge:

1. Maintenance (respiration)
2. Struktur
3. N-storage

4. C-storage

Under lysbegrænsende forhold om vinteren betyder det, at C-storage udtømmes, da C fra fotosyntesen ikke kan opfylde hele behovet for C i struktur-biomassen. Dermed er der ikke C til at understøtte opbygning af N-storage. Det betyder, at N koncentrationen i hele tangplanten bliver for lav i forhold til målinger. Til at ændre på det er rækkefølgen i allokeringrutinen byttet rundt, så C til N-storage prioriteres før C til struktur. Dermed sikres, at N-storage kan opbygges om vinteren og derved opretholde det høje N-niveau i tangplanten, som ses i målingerne. Se Figur 4-9. Den prioritering vurderes at være rimelig, så længe modellen anvendes til at beskrive vækstforhold i vinterhalvåret. Senere i vækstsæsonen hen på sommeren stagnerer væksten i *Saccharina lattissima* og i stedet øges C-storage (Nielsen et al, 2014). Dette beskrives ikke i den nuværende version af modellen.



Figur 4-9 N-koncentration i hele tangplanten. Venstre: den oprindelige allokeringsrækkefølge

Højre; den nye allokeringsrækkefølge hvor C til N-storage prioriteres før C til struktur. Fuldotrukken linje: Modellsimulering i MIKE. Stiplet linje: oprindelige kalibreringsresultater fra AU. Trekkanter: målepunkter fra målinger anvendt i AU's dokumentation.

Fordeling mellem biomasse-komponenter

Den optimale fordeling mellem de tre biomasse-fraktioner i tangplanten, henholdsvis struktur (Sdw), N-storage (Ndw) og C-storage (Cdw) beregnes i modellen som funktion af blandt andet antagende konstante værdier for koncentrationer af C og N i hver af de 3 biomasse-fraktioner. Hvis antagelser om en eller flere af de anvendte koncentrationer ændres, ændrer det på forholdet mellem de 3 fraktioner under optimale forhold. Forholdet mellem de 3 fraktioner bruges direkte til at beregne N-demand og C-demand, og modellen er følsom overfor ændringer i en eller flere af de antagne koncentrationer. F.eks. ændres slut-koncentrationen af N i tangplanten negativt, hvis N-koncentrationen i N-storage øges, hvilket ikke er intuitivt men skyldes, at forholdet mellem de 3 biomasse-fraktioner under optimale forhold ændres, når koncentration i N-storage ændres. Dette medvirker til en kompleksitet, der vanskeliggør forståelsen af modellens respons overfor anvendte modelparametre.

Da de antagne koncentrationer i de enkelte biomasser, samt den principielle opdeling af tangplanten i de 3 biomasser, primært er teoretisk funderet og ikke understøttet af empiri, har vi valgt, at andelen af de 3 biomasser, relativt til den samlede biomasse (henholdsvis w_S , w_N og w_C), fastsættes som konstanter, dvs. at w_S , w_C og w_N ikke ændres, hvis de antagne koncentrationer af C og N i enkelte biomasser ændres. I den rekalibrerede model benyttet i dette projekt, har vi anvendt værdier for w_S , w_N og w_C , som er beregnet ud fra den nyeste dokumentation fra AU modtaget på mail fra Niels Holst 21-02-2023:

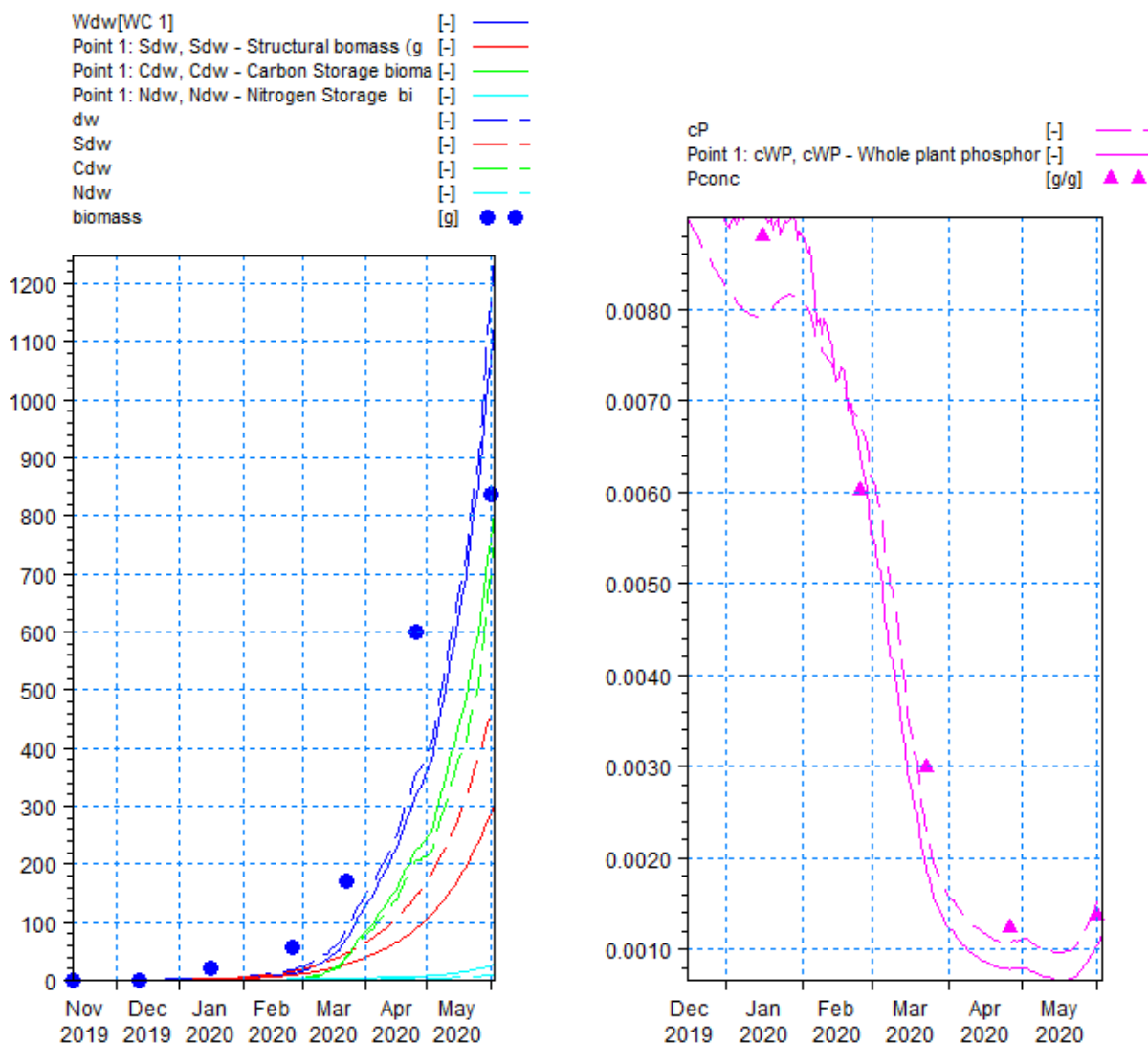
$w_S = 0.22$, $w_C = 0.66$, $w_N = 12$

Tidsskridtsafhængighed

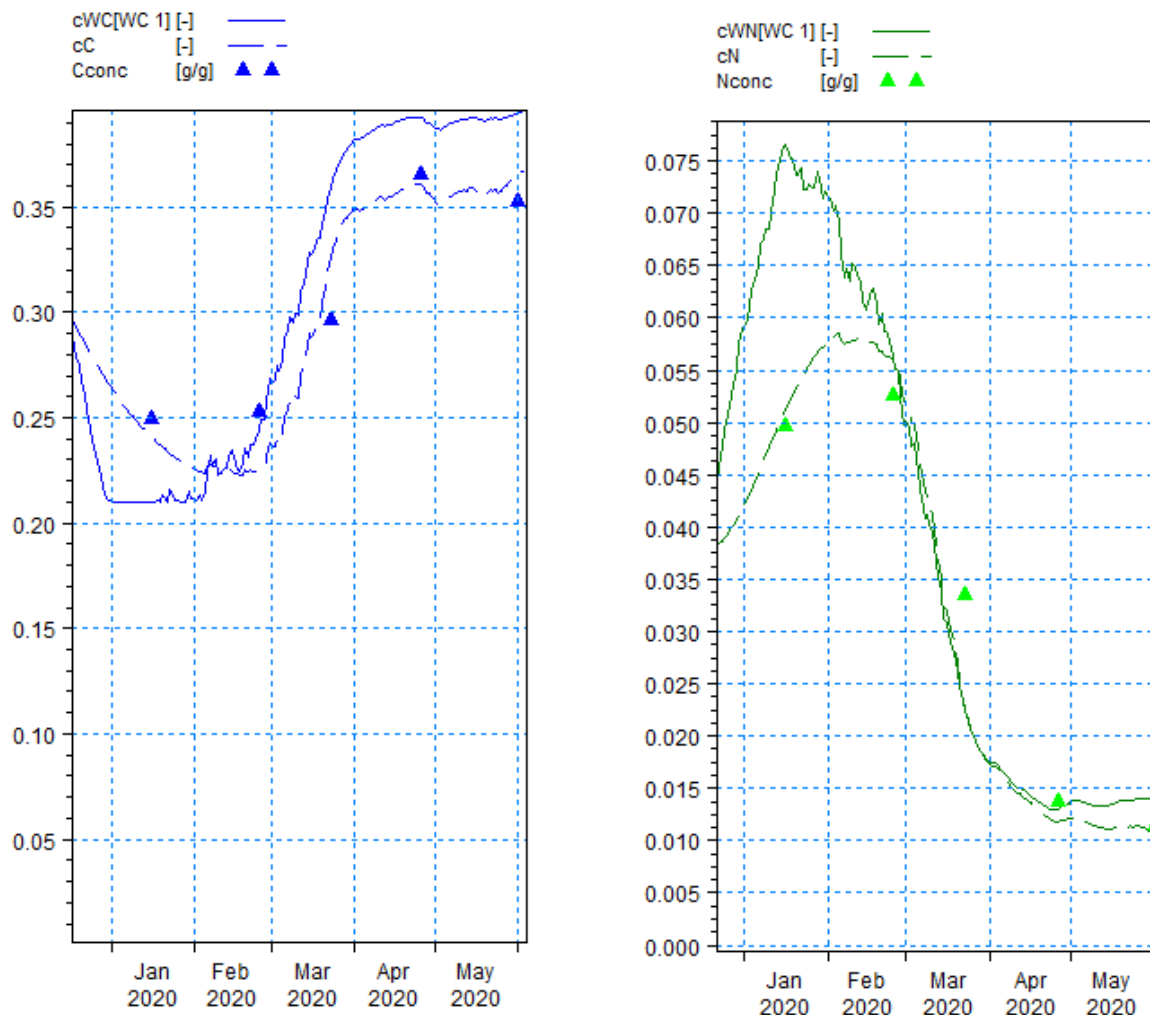
Modelbeskrivelsen er gennemgået og justeret for at sikre, at modelberegningerne giver samme resultat uafhængigt af tidsskridtet, da de udviklede vandplansmodeller opererer med et kortere tidsskridt end anvendt i AUs modelopstilling. Ved tidsskridt på 1 time er resultaterne ens, hvis man anvender 4. ordens Runge Kutta rutinen til ligningsløsning i ECO Lab. Ved anvendelse af en simplere Euler-rutine forekommer der forskelle, som bør undgås.

Kalibrering

Følgende de ændringer beskrevet i afsnit 4.1.3 blev modellen kalibreret ved hjælp af parametrene alpha og beta. Resultaterne fra kalibreringen baseret på input og parameterværdier i Tabel 4-1 (i afsnit 4.2.5), er vist i Figur 4-10 og Figur 4-11.



Figur 4-10 Venstre: Simulerede biomasser opdelt i total biomasse Wdw (blå), strukturbiomasse, Sdw (rød), C-storage biomasse, Cdw (grøn) og N-storage biomasse, Ndw (turkis). Højre: simulerede P-koncentrationer i hele tangplanten (i gP/gdw). Fuldt optrukne kurver: kalibrerede resultater fra simulering i MIKE. Stiplede kurver: Resultater fra oprindelig kalibrering foretaget af AU. Punkter: Målinger anvendt til den oprindelig kalibrering af AU.



Figur 4-11 Venstre: Simulerede koncentrationer af C i hele tangplanten (i gC/gdw). Højre: simulerede N-koncentrationer i hele tangplanten (i gN/gdw). Fuldt optrukne kurver: Kalibrerede resultater fra simulering i MIKE. Stiplede kurver: Resultater fra oprindelig kalibrering foretaget af AU. Punkter: Målinger anvendt til den oprindelig kalibrering af AU.

Modelkalibreringen fanger den generelle udvikling og størrelser i koncentrationer af C, N og P i hele tangplantebiomassen i størstedelen af simuleringsperioden og særligt sidst i perioden (marts til maj), hvor biomasserne er størst. Den samlede biomasse rammer ligeledes niveauerne fra målingerne i den sidste del af perioden, hvor biomassen er størst. Her er tilvæksten i modellen dog tilnærmelsesvis eksponentiel, hvilket ikke med sikkerhed er afspejlet i målingerne. Det kan se ud, som om tilvæksten begynder at stagnere i maj. Det bør derfor overvejes, om man skal anvende selvskygning i en senere kalibrering, når nye data er til rådighed.

Modellen underestimerer generelt biomassetilvæksten i vintermånederne. Venolia et al. 2020, der også benyttede en DEB-model for *Saccharina latissima*, konkluderede ligeledes, at deres model på samme måde underestimerede tilvæksten i vintermånederne. Der forestår et arbejde i at videreudvikle modellen, så den kan fange tilvæksten i hele sæsonen.

Det antages i DEB-modellen, at salinitet ikke påvirker væksten. Dette er en væsentlig antagelse, men da makroalgemodellen i dette projekt anvendes i Limfjorden, anses salinitet ikke for begrænsende. Det er dog væsentligt at inkludere denne begrænsning, hvis modellen skal anvendes i vandområder med højere salinitet.

4.1.4 Kobling af DEB-modellen til vandplansmodellen

Flere ændringer blev foretaget i DEB-modellen for både at bruge modellen som en populationsmodel og for at koble modellen til den biogeokemiske model for Limfjorden.

En sådan ændring var forholdet mellem temperatur og vækst. Temperaturerne i Limfjorden i teståret (2010) varierede fra -2 til 1 grad °C i vintermånederne, og i den oprindelige temperaturafhængighed ville så lave temperaturer helt stoppe væksten. Da vi ved, at makroalger blev dyrket med succes ved disse lave temperaturer, er temperaturafhængigheden af væksten, μ_{max} , i stedet blevet ændret til at være uafhængig ved temperaturer under 15 grader °C og til at falde lineært fra 15-25 grader C. Ved og over 25 grader °C er der ingen vækst.

Måden, hvorpå lys håndteres i DEB-modellen skulle også modificeres for at matche fjordmodellen. Fjordens biogeokemiske model benytter lys med en times variation og inkluderer dermed en natperiode. Lyssvækkelse for DEB-modellen er således implementeret på samme måde som for fjordens biogeokemiske model, hvor lyssvækkelsen beskrives ved forholdet mellem lyset ved overfladen og dybden af laget. Dette er en grund til, at ændringerne beskrevet i afsnit "Vækst i forbindelse med Lys-begrænsning" er en vigtig del af modeludviklingen.

Kvælstof og fosfor fjernes fra Limfjordens biogeokemiske model og optages af makroalgemodellen; og omvendt: når næringsstoffer udskilles fra makroalgerne i DEB-model, tilføjes de til Limfjordens biogeokemiske pulje af næringsstoffer. Limfjordens biogeokemiske model opererer i SI-enheder, og DEB-modellen i molarmasse. DEB-makroalgemodellen skelner ikke mellem arter af kvælstof og fosfor; derfor tilgås NO_3 og NH_4 som tilstandsvariable i det forhold, de eksisterer i det omkringliggende havvand. Hvis der er 75% NO_3 og 25% NH_4 for N-fraktioner i miljøet, optager algerne kvælstof i disse procenter som det uorganiske N-demand. Al fosfor fjernes fra den uorganiske fosforpulje. Det udskilte kulstof og kvælstof tilføjes det omgivende system baseret på størrelsen af makroalgebestanden. Det kvælstof, der tabes ved sult og ved udskillelse, omdannes til 50% CDON og 50% LDON (farvet og let nedbrydeligt opløst organisk kvælstof). På samme måde omdannes det kulstof, der tabes ved udskillelse og ved sult, til 50% CDOC og 50% LDOC (farvet og let nedbrydeligt opløst organisk kulstof).

Det er også nødvendigt at konvertere væksten fra linespecifik til volumenspecifik vækst for at implementere DEB modellen af makroalger som en makroalgefarm i den biogeokemiske model. DEB-modellen beregner makroalgens vækst pr. meter line i en makroalgefarm, og den biogeokemiske model er baseret på enheder af g/m^3 . En konvertering skal først foretages for at anvende resultaterne pr. meter line til en hel makroalgefarm, og farmens resultater skal konverteres til masse/volumen. En line på en makroalgefarm er defineret som 175 m i længde, med antallet af liner pr. farm skaleret til at matche produktionen opnået i makroalgefarmen. Da hvert beregningselement har et tilhørende volumen, giver dette antallet af liner pr. m^3 for det element, hvilket bruges til at konvertere næringsstofferne i enheder af masse/meter line til masse/volumen.

4.2 Metode – modelscenarier

4.2.1 Forsøgsanlæg

Et forsøgsanlæg i Sallingsund (vandområde 234, Løgstør Bredning) blev brugt til validering af modellen. Forsøgsanlægget havde et areal på ca 10 ha, og forsøget er beskrevet i (Bruhn et al, 2025). Dette anlæg var sat op med ca. 5000 m hovedline, hvorpå i alt 8000 m podede tangliner blev udsat. Der blev observeret biomasse på de nyudsatte liner d. 16. december. Denne biomasse-observation blev brugt til at initialisere biomassen i modellen. Biomassen blev høstet i

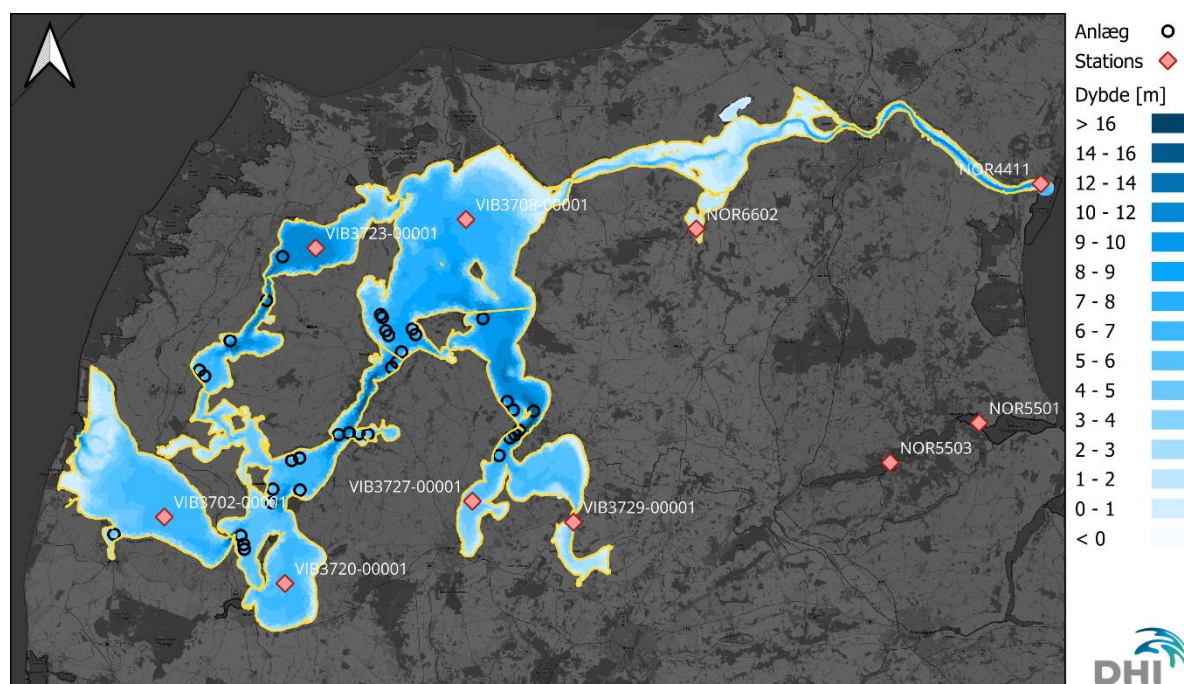
maj, hvilket var efter, at modellen var færdigudviklet og valideret, men det var estimeret at vådvægt ved høst fra forsøgsanlægget ville være mindst 10 ton (personlig kommentar, Annette Bruhn). En samlet vådvægt på 10 tons modsvarer en estimeret tørvægt på omkring 1 ton, hvilket svarer til omkring 10-50 kg kvælstof, afhængig af C:N:P forholdet i makroalgen på høsttidspunktet. Den realiserede høst i forsøgsanlægget blev siden opgjort til ca. 11 ton sukkertang (vådvægt) svarende til en total N fjernelse på ca. 64 kg N pga et relativt højt N indhold i biomassen (Bruhn et al, 2025).

Modellen blev valideret mod disse data, og producerede resultater, som var tilfredsstillende ud fra de oplysninger, der var tilgængelige på valideringstidspunktet: Ved initialisering i december og høst i maj blev der simuleret en samlet vådvægt på 13,7 t, og et dertilhørende samlet kvælstofindhold på 39 kg N.

4.2.2 Placering af makroalgefarme

Makroalge-modellen er efter implementering blevet benyttet til at afvikle et scenarie med en tangfarm i Løgstør Bredning, med henblik på at analysere på ændringer i de to miljøindikatorer sommer-klorofyl-a og lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i vækstsæsonen. I scenariet er der introduceret en makroalgefarm med et areal på ca. 10 ha, svarende til tangfarmen beskrevet ovenfor. Dyrkningslinjerne med makroalger i farmen er placeret 1 m under vandoverfladen.

For at analysere på effekterne af flere farme er der også opstillet og afviklet et scenario med 35 farme i Limfjorden. Disse 35 farme er i modellen placeret på allerede eksisterende tang- eller muslingeanlæg (Figur 4-12) og hver med et areal på omkring 10 ha. Dog er de eksisterende anlæg alle på hver 18 ha.



Figur 4-12 Placering af tangfarme og målestationer i Limfjorden

4.2.3 Simuleringsperioder

Makroalgeliner podes typisk i efteråret og udsættes i modellen d. 16. december med en initialværdi svarende til observationer som beskrevet i afsnit 4.2.1. Herefter vokser makroalgerne hen over vinteren og høstes typisk i foråret, i dette tilfælde 1. maj. Året 2011 er anvendt som simuleringsår for disse scenarier, hvor modellen initialiseres 16/12/2010, og makroalgerne høstes 1/5/2011.

4.2.4 Scenarier

For de 35 farme blev der kørt to scenarier: Det første scenarie, kaldet 5r, blev kørt med den forventede produktion fra testfarmen. Det andet scenarie, kaldet 5u, blev kørt med øget produktion for at teste et tilfælde med flere makroalger dyrket pr. kubikmeter i farmene. Denne simulerede øgede produktion blev opnået ved at øge antallet af liner pr. farm med en faktor 15, jævnfør anbefaling fra Annette Bruhn.

4.2.5 Modelparametre

Kalibreringsparameterværdier og input, herunder initialværdier, input til allokeringsfunktioner, og konstanter, er vist i Tabel 4-1.

Bemærk, at værdierne for biomasse-fordelingskoefficienterne w_S , w_C og w_N i tabellen er angivet som konstanter.

Tabel 4-1 Anvendte parameterværdier i tangmodellen implementeret i MIKE ECO Lab

STATE VARIABLE	VALUE	DESCRIPTION
Sdw	0,67275	Sdw - Structural biomass (g dw/m)
Cdw	0,3979	Cdw - Carbon Storage biomass (g-dw/m)
Ndw	0,07	Ndw - Nitrogen Storage biomass (g dw/m)
cWP	0,009	cWP - Whole plant phosphorus concentration (g P/g dw)
FORCINGS	VALUE	DESCRIPTION
Temp	from TS	Temp, Temperature (degree C)
Salt	from TS	Salt, Salinity (PSU)
IO	from TS	IO, light irradiation at the surface (mol PAR/m ² /day)
CONSTANT	VALUE	DESCRIPTION
cSC	0,21	cSC, Structural Carbon concentration (g C/g dw)
cCC	0,47	cCC, C-Storage carbon concentration (g C/g dw)
cNC	0,21	cNC, N-Storage carbon concentration (g C/g dw)
cSN	0,02	cSN, Structural Nitrogen concentration (g N/g dw)
cCN	0	cCN, C-Storage Nitrogen concentration (g N/g dw)
cNN	0,37	cNN, N-Storage Nitrogen concentration (g N/g dw)
cWCmax	0,35	cWCmax, Whole Plant MAXIMUM carbon concentration (g C/g dw)
cWNmax	0,05	cWNmax, Whole Plant MAXIMUM nitrogen concentration (g N/g dw)
cWPmax	0,009	cWPmax, Whole Plant MAXIMUM phosphorus concentration (g P/g dw)
g	0,045	g, maximum growth rate unlimited conditions (g dw/g dw/d)
r20	10	r20, respiration rate at 20 deg.C (mg glucose/gdw/day)
Q10	1,05	Q10, temperature dependency coefficient ()
lamdaS	0,12	lamdaS, building costs of Structural biomass (g C/g dw)
lamdaC	0,056	lamdaC, building costs of Carbon Storage (g C/g dw)
lamdaN	0,164	lamdaN, building costs of Nitrogen Storage (g C/g dw)
epsilon	0,26	epsilon, fraction of total carbon demand exudated ()
alpha	0,07	alpha, light absorption and photosynthesis efficiency coefficient (g C/(g dw * mol-PAR/m ²))
beta	0,025	beta, nitrogen acquisition efficiency factor (g N/g dw/molar N)

STATE VARIABLE	VALUE	DESCRIPTION
gamma	0,0004	gamma, phosphorus acquisition efficiency factor (g P/g dw/molar N)
tpd	Built-in	tpd, time step per day (dt/day)
concPmax	0,009	concPmax, max P concentration (g P/g dw)
vmaxUN	0,03	vmaxUN, maximum value of saturation curve relative to demWN ()
rvmaxPC	0,15	vmaxPC, maximum value of saturation curve relative to demWC ()
wS	0,22	wS, Structure's proportion of total biomass ()
wC	0,66	wC, C-Storage's proportion of total biomass ()
wN	0,12	wN, N-Storage's proportion of total biomass ()

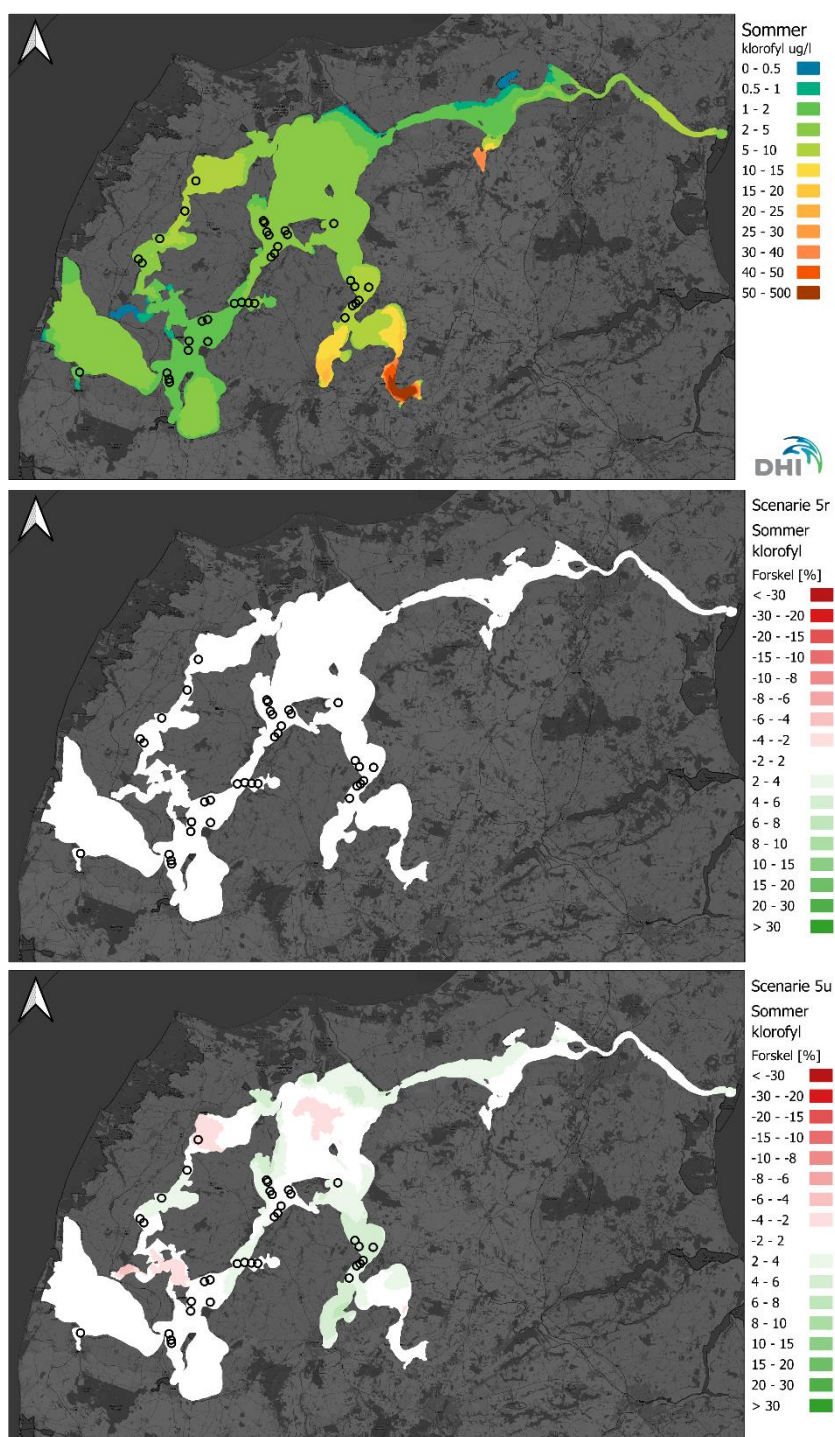
4.3 Resultater

God økologisk tilstand (GØT) evalueres ud fra blandt andet to parametre, som kan beregnes i denne biogeokemiske model: sommer-klorofyl-a, og lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i vækstsæsonen. Sommer-klorofyl-a er gennemsnittet af klorofyl i overfladen fra maj til september, og lyssvækkelse i vækstsæsonen (K_d) beregnes fra marts til oktober. Derudover benyttes koncentrationen af uorganisk kvælstof (DIN) i havvandet som støtteparameter, da den reagerer hurtigt på ændringer, og påvirker både klorofyl og (i mindre grad) lyssvækkelse. Her rapporteres ikke kun resultater ud fra GØT-parametrene, men også resultater for DIN. Det skal bemærkes, at høsten af sukkertang typisk foretages inden starten af sommerperioden, og tangen er således ikke i vandet på det tidspunkt, hvor de to GØT-parametre beregnes. Der vises derfor resultater for tre perioder: sommer (maj til september), forår (januar til april), og hele året. De resterende resultater, inklusive K_d , findes i Bilag B.

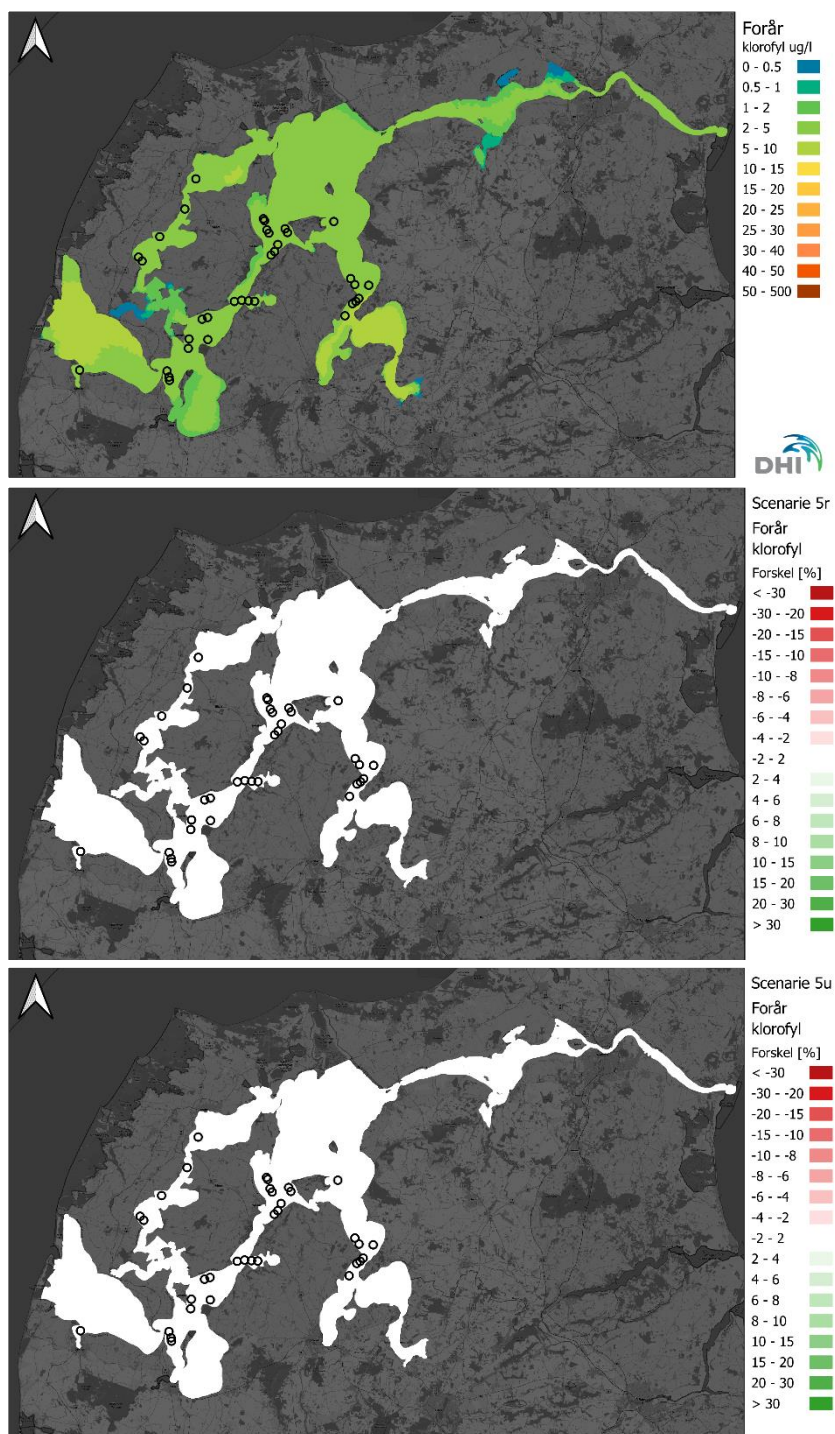
For scenarie 5r svarer det til den samlede biomasse høst for alle 35 farme bliver ca. 480 t sukkertang (vådvægt), og for scenarie 5u ca. 7200 t sukkertang (vådvægt).

4.3.1 Sommer-klorofyl-a

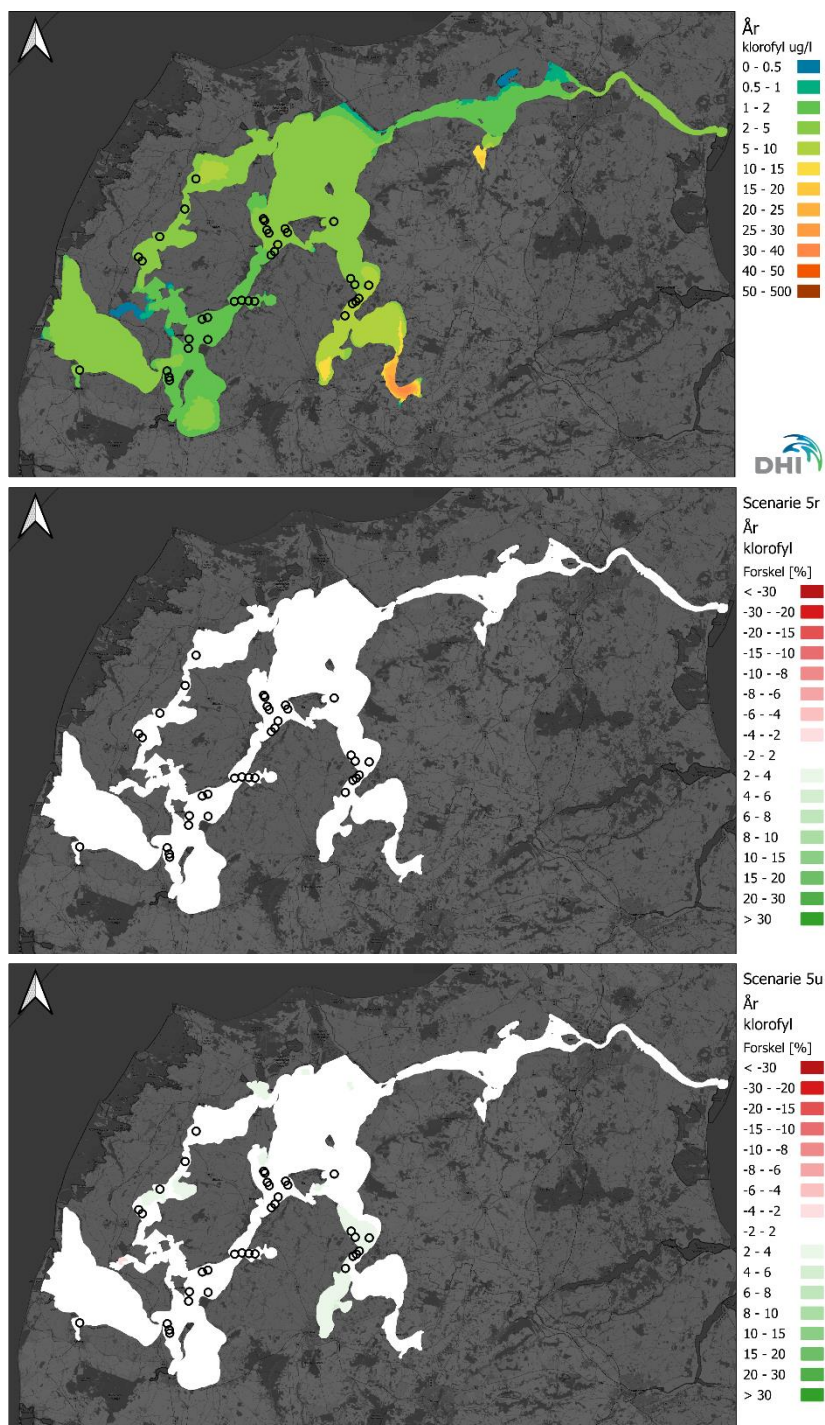
Sommer-klorofyl-a er vist i Figur 4-13. Øverst ses gennemsnit af status-scenariet, og på de to nederste ses den relative forskel mellem henholdsvis scenarie 5r og status, og 5u og status. Der ses ingen effekt af dyrkning af tang i 5r, og kun meget lille effekt i 5u, som er indenfor en standardafvigelse, og vil derfor have begrænset statistisk signifikans. I Figur 4-14 vises forårsklorofyl, og til trods for de lavere absolutte værdier ses ingen effekt i begge scenarier. Dette skyldes at væksten af forårsklorofyl (januar til april) hovedsageligt er begrænset af lys, og derfor er der lille effekt af en reduktion i næringsbelastningen. For helårsklorofyl ses heller ingen signifikant effekt (Figur 4-15).



Figur 4-13 Sommerklorofyl koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).



Figur 4-14 Forårsklorofyl koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).

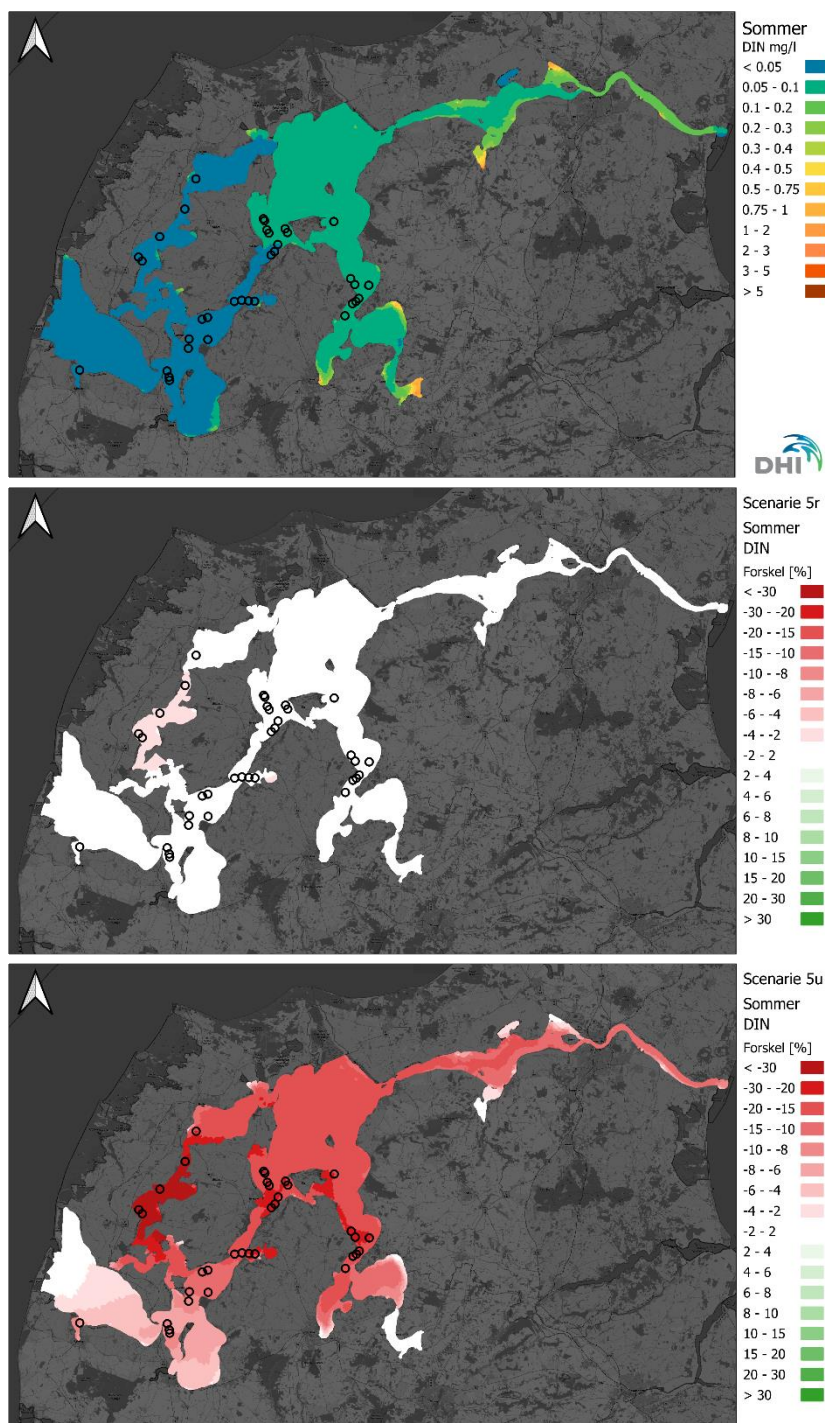


Figur 4-15 Årsklorofyl koncentration i status-scenariet (ingen farne) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farne ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farne ved 15x produktion, nederst).

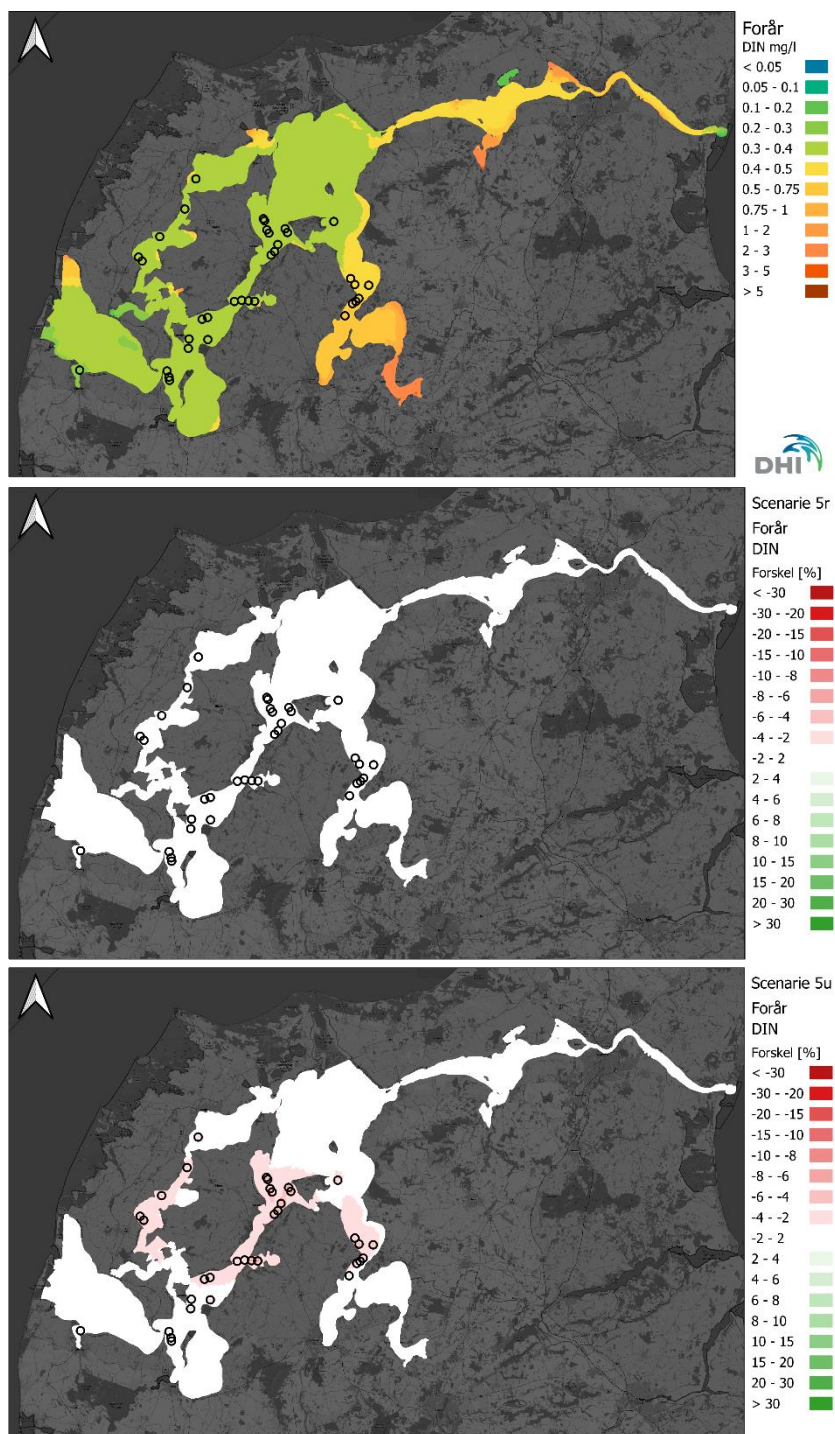
4.3.2 Uorganisk kvælstof (DIN)

For DIN-koncentrationerne ses en betydelig relativ ændring hen over sommeren for scenarie 5u (Figur 4-16), men det skal sammenholdes med den meget lave absolutte værdi, som i stort set hele Limfjorden ligger under 0.1mg/l i denne periode. Det betyder, at den absolutte reduktion i DIN om sommeren stadig er minimal, og derfor er der heller ingen effekt at se på sommer-klorofyl-a. For forårsperioden (Figur 4-17) ses en meget lille relativ effekt (ingen effekter større

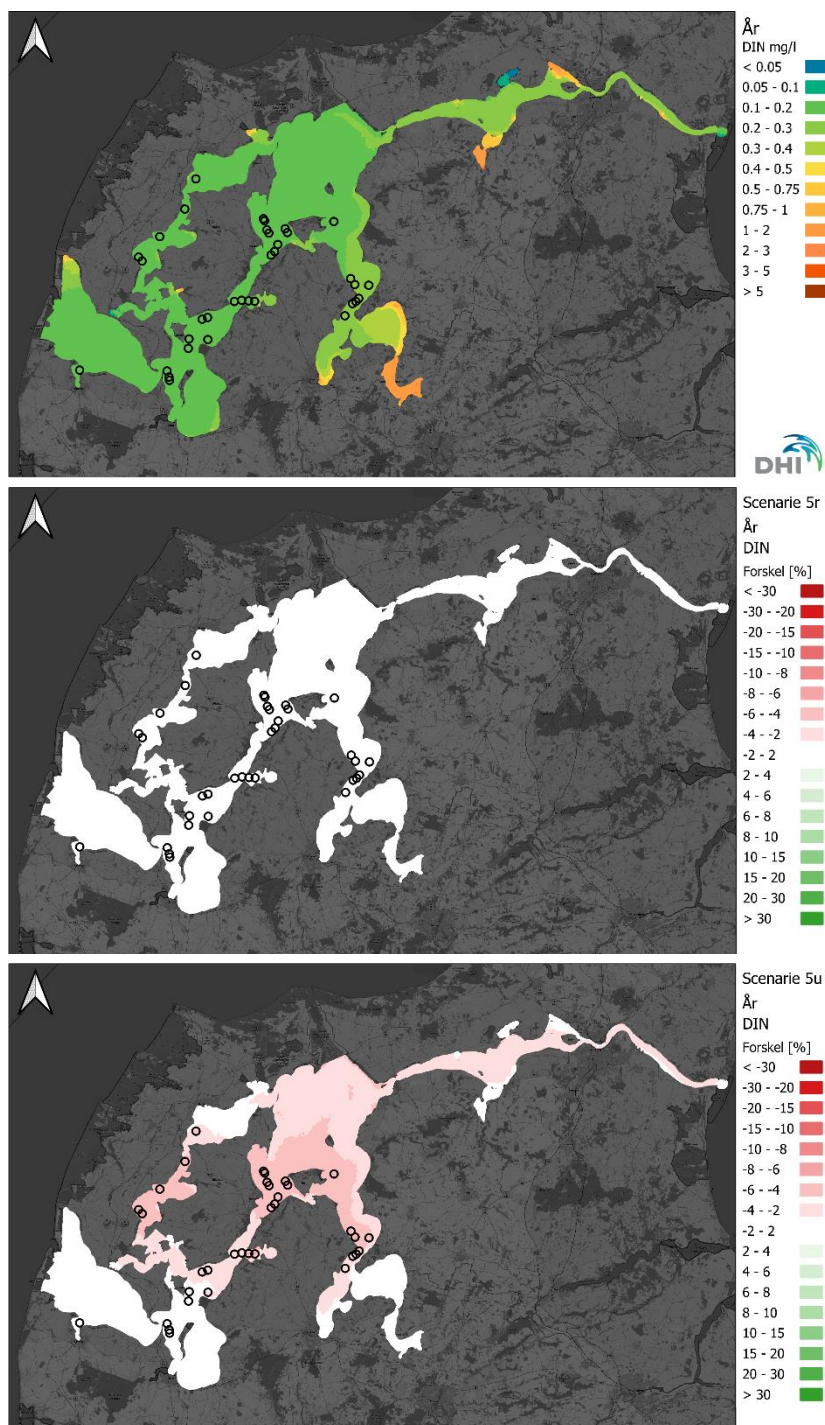
end en standardafvigelse), mens der for hele året ses en effekt på op til 4-6% i nogle områder i scenarie 5u (Figur 4-18).



Figur 4-16 Sommer DIN koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).



Figur 4-17 Forårs DIN koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).



Figur 4-18 Års DIN koncentration i status-scenariet (ingen farme) (øverst), relativ ændring for scenarie 5r (35 farme ved forventet produktion, midt), og for scenarie 5u (35 farme ved 15x produktion, nederst).

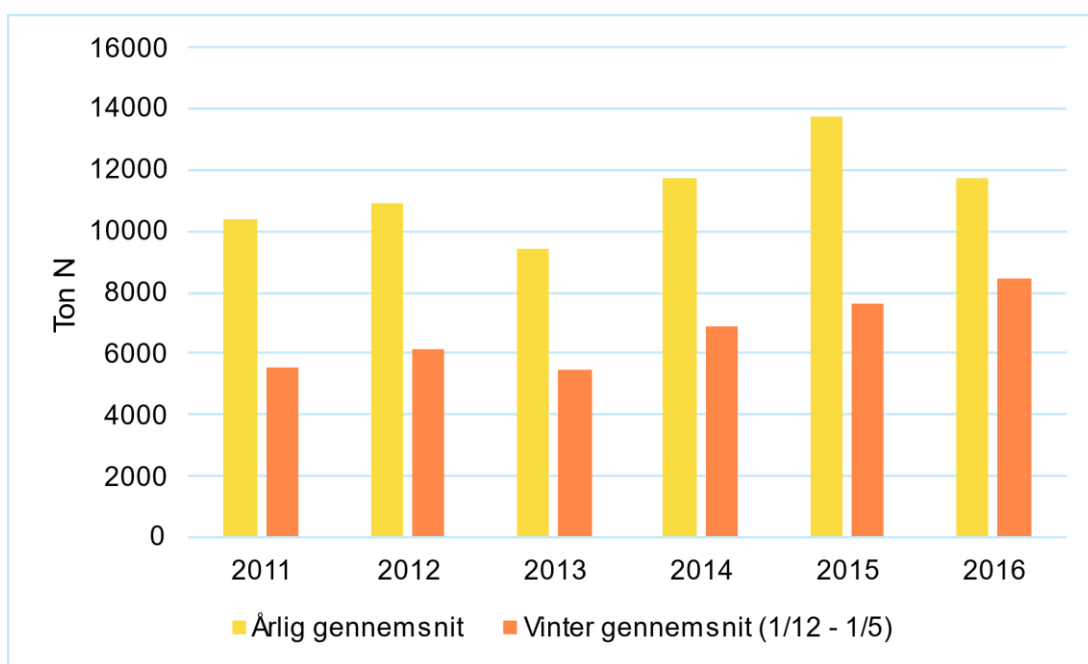
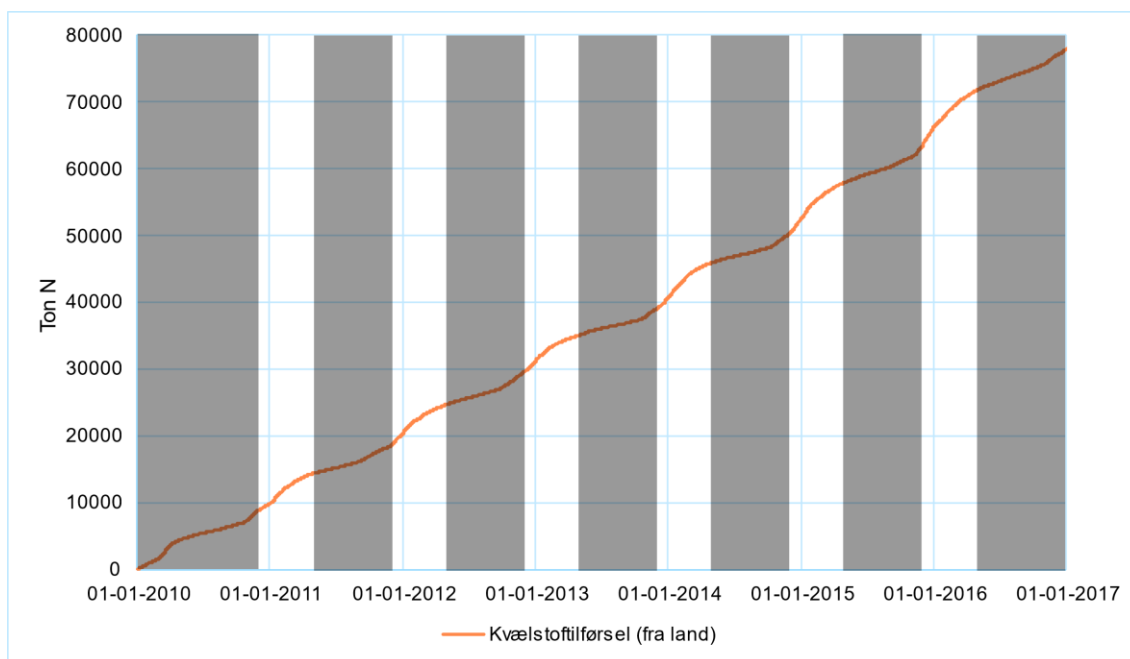
4.4 Diskussion

I scenariet med én farm modelleres ingen effekter på de to miljøindikatorer "sommer-klorofyl-a" og "lyssvækkelse". Dette skyldes sandsynligvis, at næringsstofferne fra vandsøjlen optages og bindes i makroalgerne, i en periode (december-april), som ikke overlapper væsentligt med de to miljøindikatorer; sommer-klorofyl-a (maj til september) og lyssvækkelseskoefficienten (K_d) i

vækstperioden (marts til september). Dertil kommer makroalgernes mulighed for at optage og gemme næringsstoffer, som så udledes via respiration og andre tabsprocesser, så de reelt ikke bliver næringsstoffebegrænset selv i perioder, hvor fytoplankton blomstrer.

I scenariet med 35 farme (5r) ses heller ingen effekt på de to indikatorer. I Limfjorden tilføres i gennemsnit 11 kton N (Figur 4-19 øverst) over hele året eller 6,7 kton N i vinterperioden, og samtidigt er der en relativt stor transport af næringsstoffer igennem fjorden, her illustreret ved TN transporten fra Løgstør Bredning til Langerak igennem Aggersund (Figur 4-19 nederst), hvor transporten i gennemsnit er på 4,2 kton N over hele året og 2,2 kton N over vinteren. I henhold til afsnit 4.2.1 fjernes omkring 50 kg N per farm. Med 35 tangfarme fjernes derfor i gennemsnit 1,8 tons N, og altså en meget lille andel af den tilførte mængde TN i vinterperioden eller transporten igennem fjorden. Dette betyder, sammen med det lille overlap imellem tangvæksten og perioden for indikatorerne, at effekterne på indikatorerne er små.

I scenarie 5u fjernes omkring 27 ton N over tangens vækstperiode. Dette er stadig under 1% af det kvælstof, der tilføres eller transporteres igennem Limfjorden. Dog vil dyrkning i en skala som modelleret i scenarie 5u resultere i en lille (4-6%) reduktion i helårskoncentrationen af DIN i områderne omkring tangfarmene. Det giver en indikation af, hvilken grad af opskalering der vil være nødvendig, for at tangdyrkning reelt kan fungere som et marint virkemiddel. Det kvælstof, der optages i sukkertangen, bliver permanent fjernet fra systemet, når sukkertangen høstes.



Figur 4-19 Akkumuleret TN tilførsel fra oplandet til Limfjorden fra 2010 til og med 2016 (øverst), og akkumuleret TN transport fra Løgstør Bredning til Langerak igennem Aggersund (nederst). Hvide perioder angiver tangvækstperioden (1/12-1/5)

Baseret på de to undersøgte scenarier vurderes det, at virkemidlet alene kan ses som en kilde til fjernelse af næringsstoffer, som i Limfjorden ikke har en kvantificerbar effekt på miljøindikatorerne.

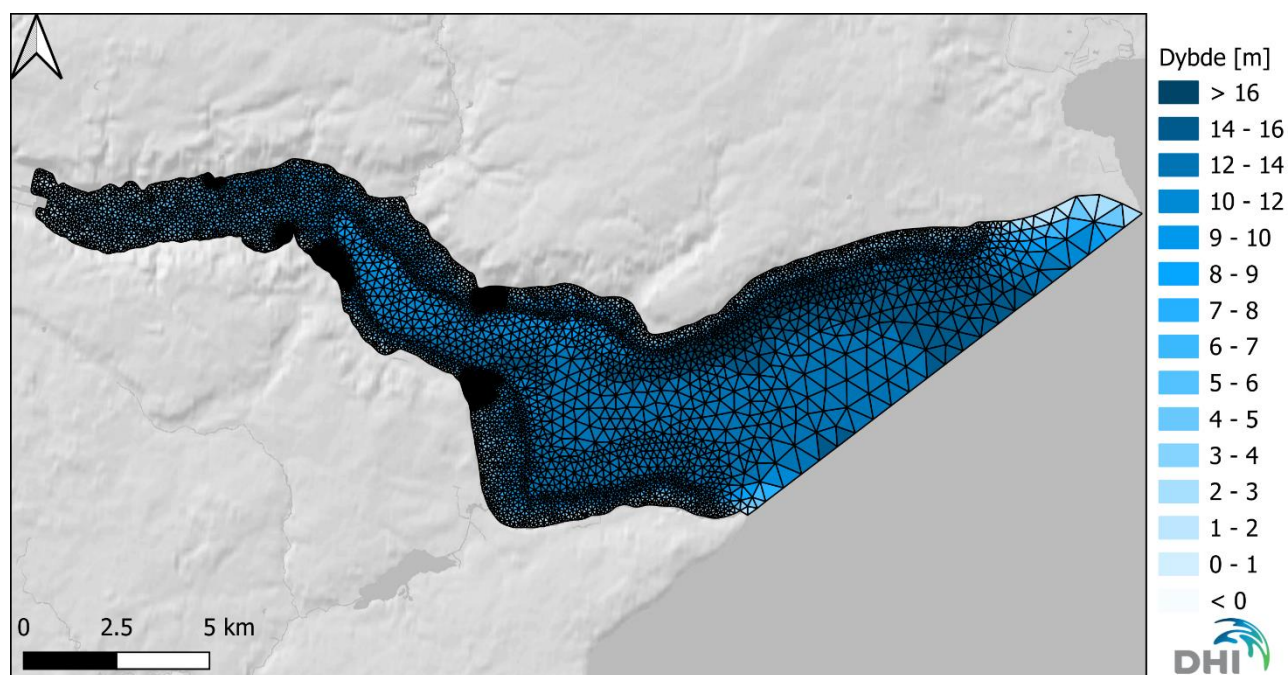
Det skal bemærkes, at når resultaterne for makroalge-dyrkning som marint virkemiddel sammenlignes med det teoretiske potentiale beskrevet for ålegræs som marint virkemiddel, er skalaen for de opsatte modellforsøg forskellige. Når udplantning af ålegræs evalueres ud fra et potentiale om at plante ålegræs på alle egnede arealer, vil potentialet for virkemiddeleffekten uundgåeligt være betydeligt højere, end når det sammenlignes med et afgrænset antal farme.

5 Stenrev

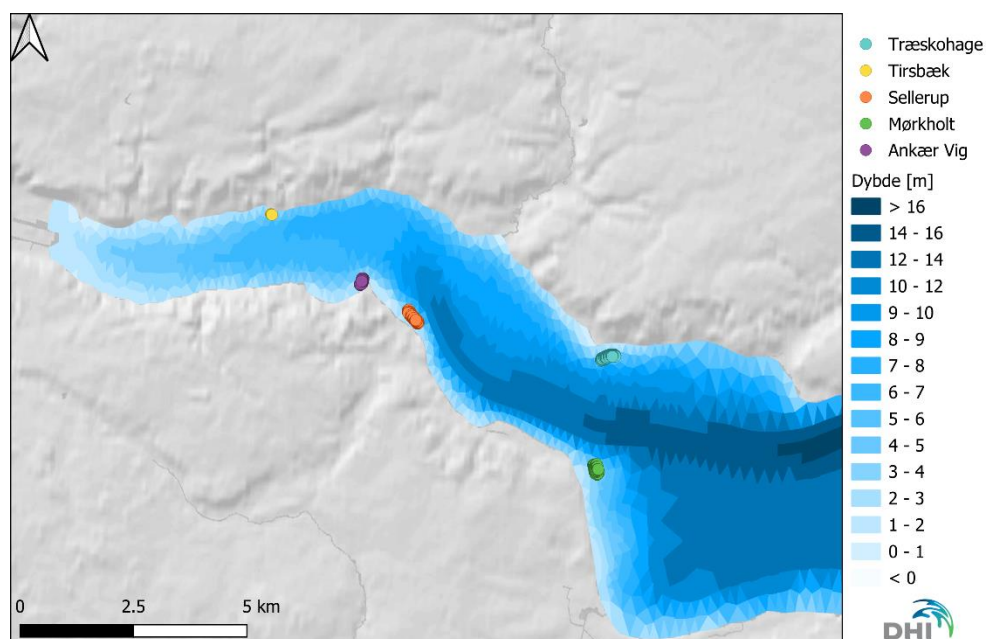
5.1 Modeludvikling

I forbindelse med SDUs arbejde med projektet "Sund Vejle Fjord" har SDU udlagt stenrev på en række forskellige lokaliteter i Vejle Fjord langs en næringsstofgradient fra den mere næringspåvirkede indre del og ud i den mere åbne del af fjorden.

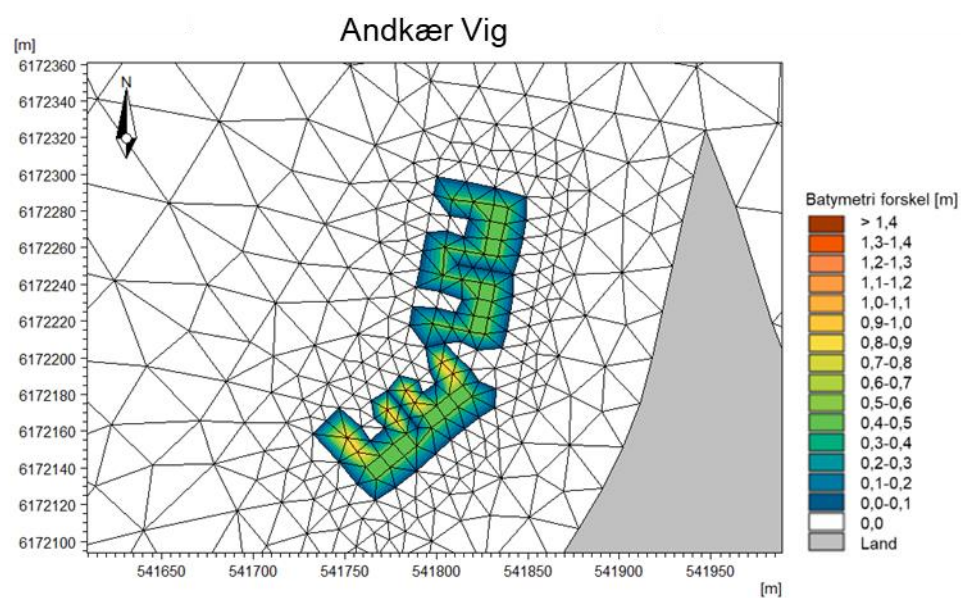
Vejle Fjord modellen er udviklet i samarbejde mellem DHI og SDU og er blevet anvendt til dette projekt. Beregningsnettet i modellen er blevet forfinet, og stenrev er blevet inkluderet i batymetrien (Figur 5-1 - Figur 5-7).



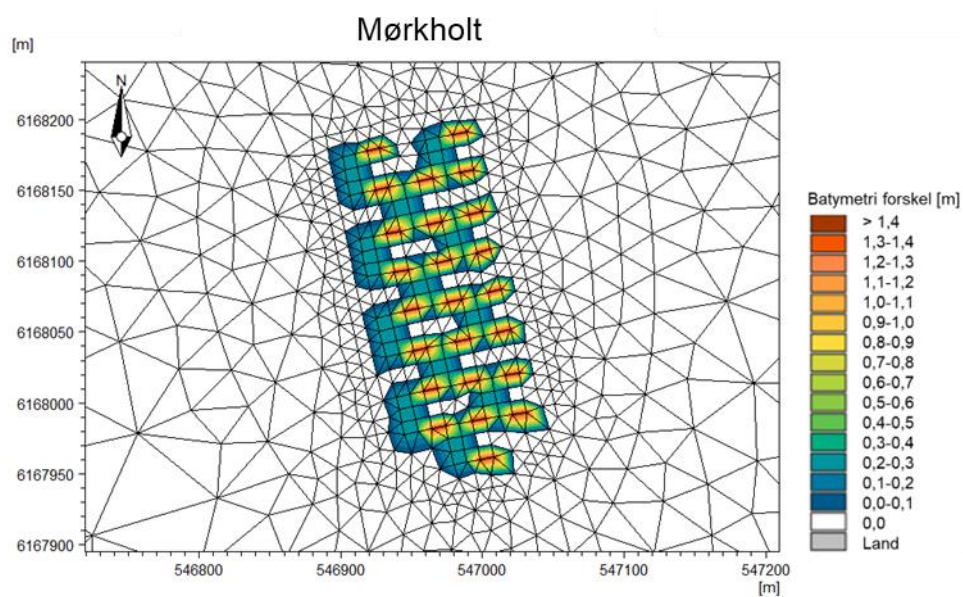
Figur 5-1 Beregningsnet for Vejle Fjord-modellen



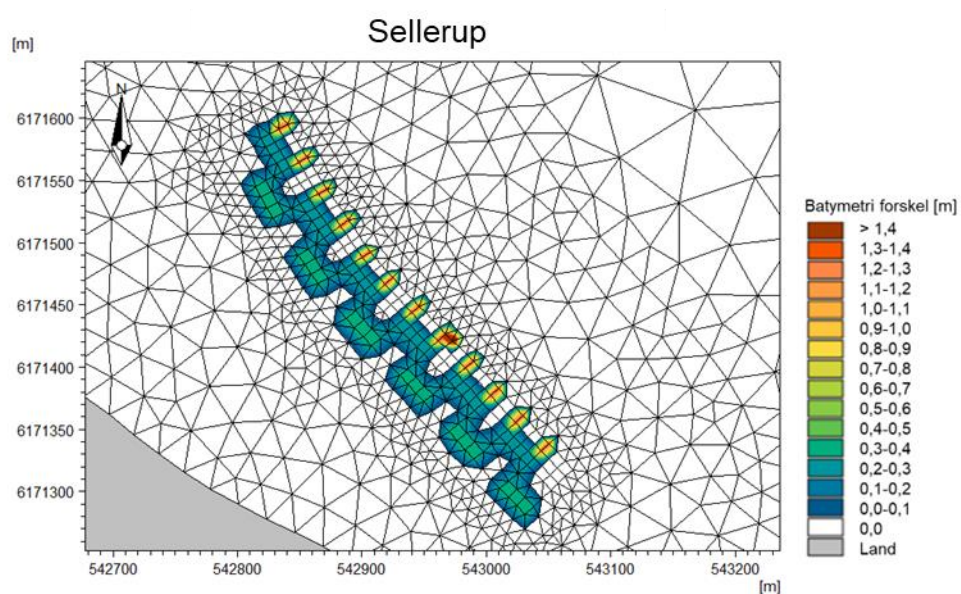
Figur 5-2 Placering af stenrev



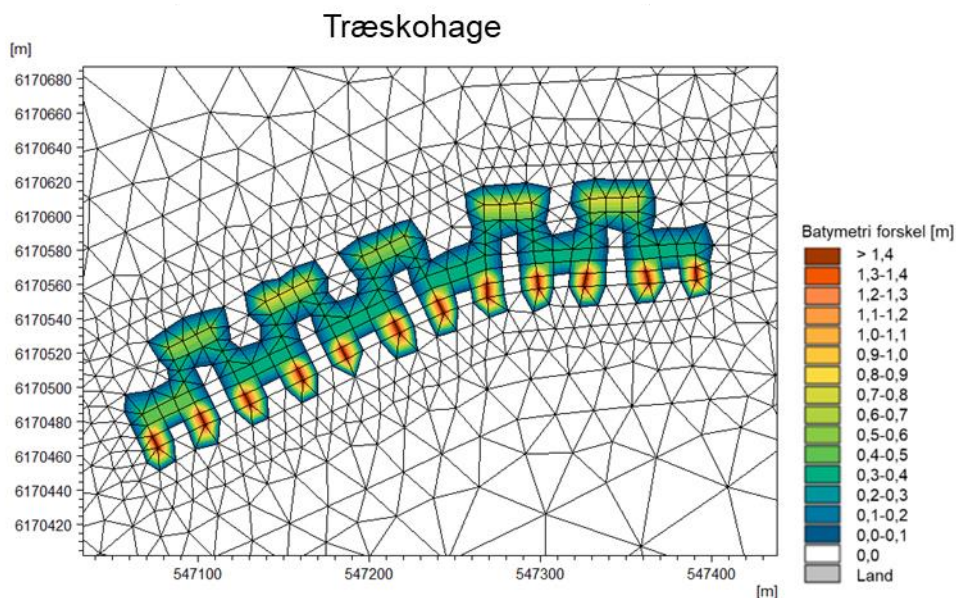
Figur 5-3 Beregningsnet og batymetri for Andkær Vig



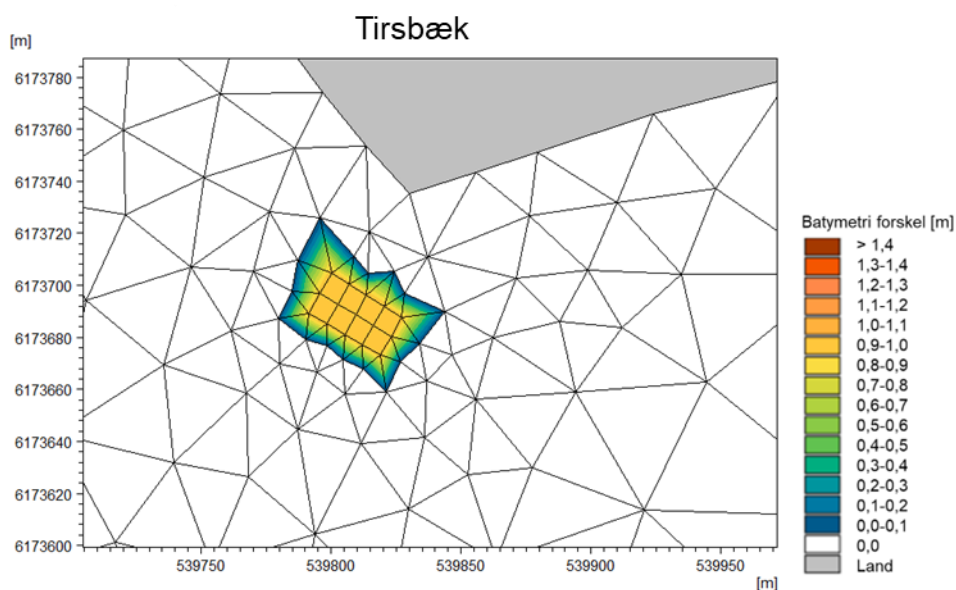
Figur 5-4 Beregningsnet og batymetri for Mørkholt



Figur 5-5 Beregningsnet og batymetri for Sellerup



Figur 5-6 Beregningsnet og batymetri for Træskohage



Figur 5-7 Beregningsnet og batymetri for Tirsbæk

5.2 Metode

I forhold til modeludvikling og scenarioafvikling med stenrev har vi alene kørt modellen med og uden stenrev og efterfølgende analyseret på ændringer i parametrene:

- Vertikal strøm
- Bundstrøm
- Signifikant bølgehøjde
- Forskydningsspænding (shear stress)

Valideringen af modellen kan ses i Bilag A.2

5.3 Modellerede effekter fra stenrev

Alle modelresultater for alle stenrev vises her som kort med absolutte og relative værdier. For de absolutte værdier vises baseline, forskellene vises relativt til baseline (altså uden stenrev).

I nedenstående afsnit gennemgås resultaterne for ændringer i strøm for Andkær Vig, mens der henvises til Bilag A for tilsvarende resultater for andre stenrev.

5.3.1 Andkær Vig

Strøm – vertikalt gennemsnit

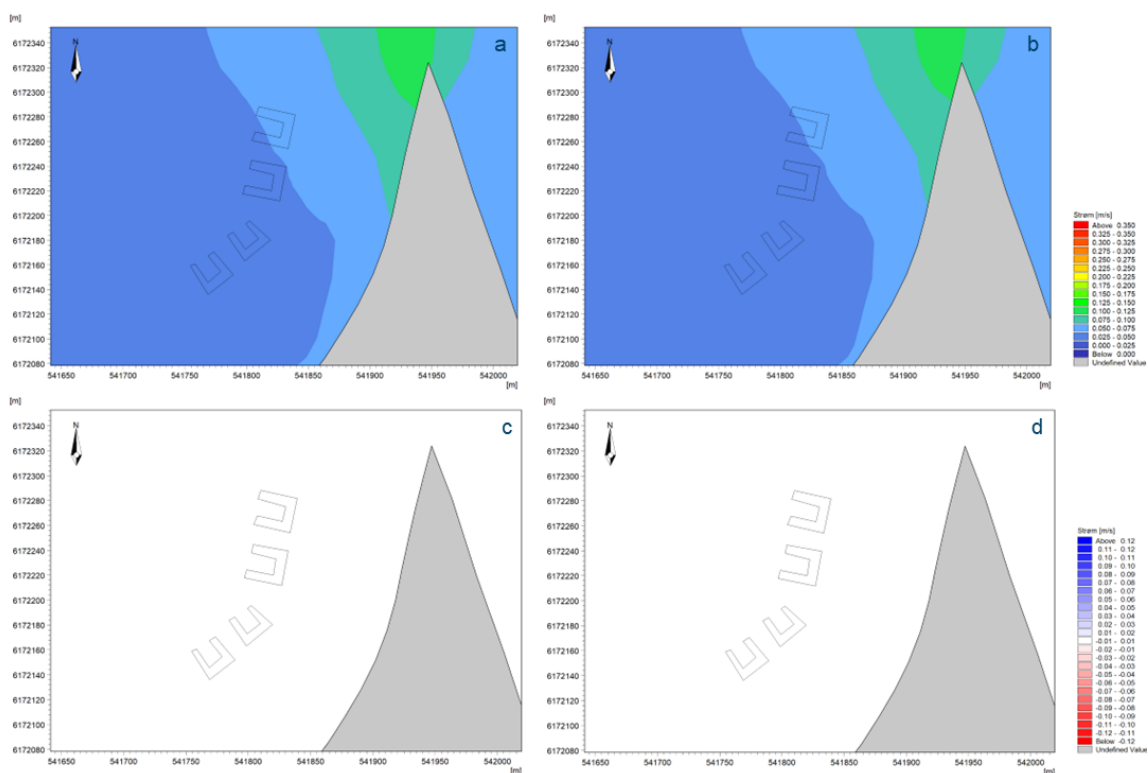
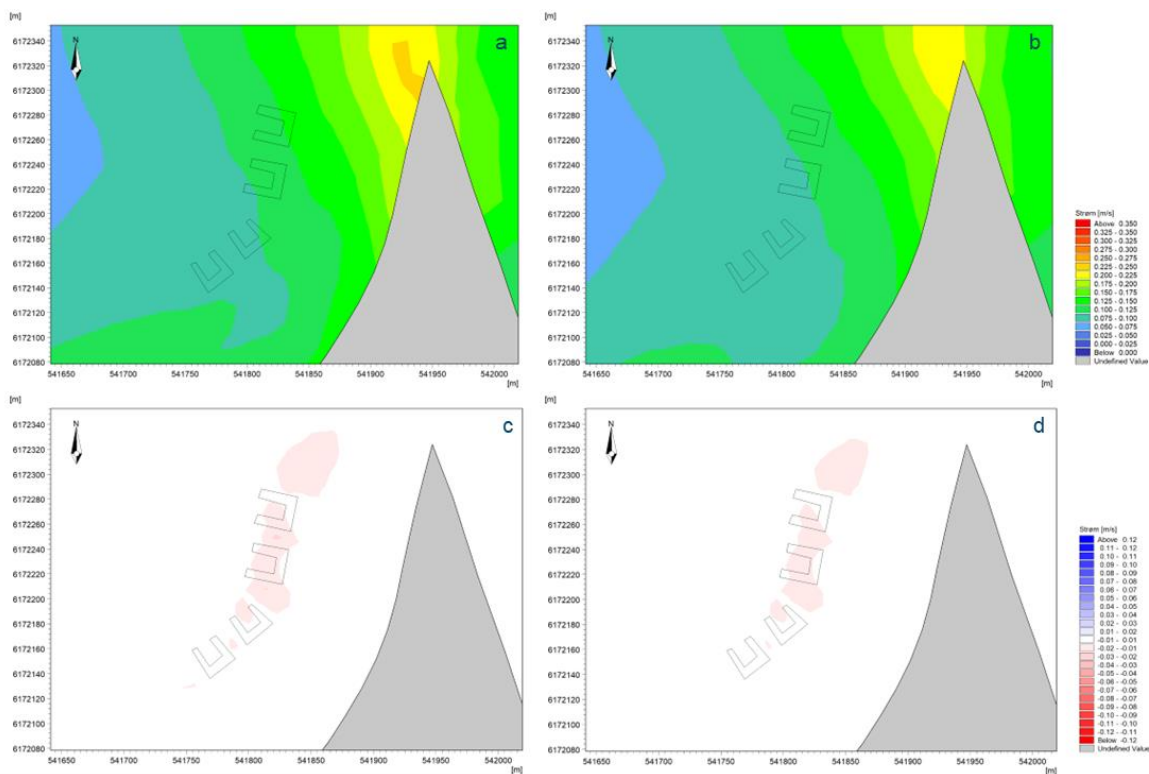
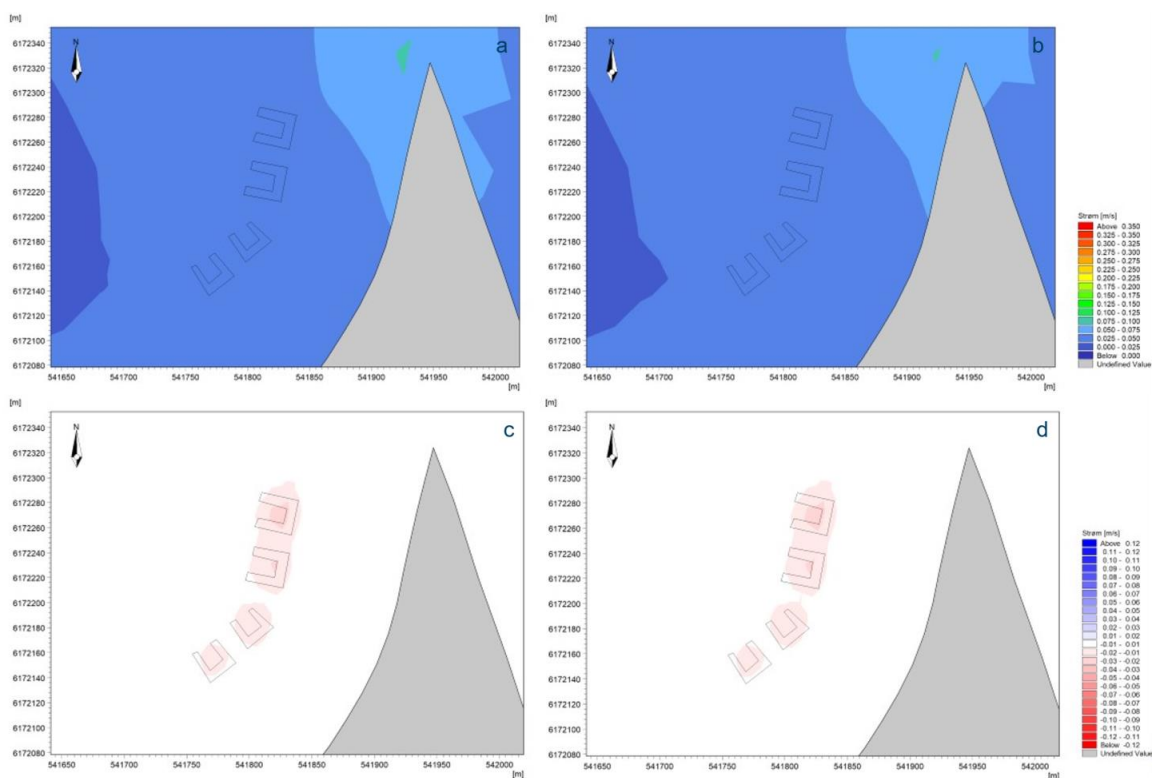


Figure 5-8 Gennemsnit af den vertikale gennemsnitsstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

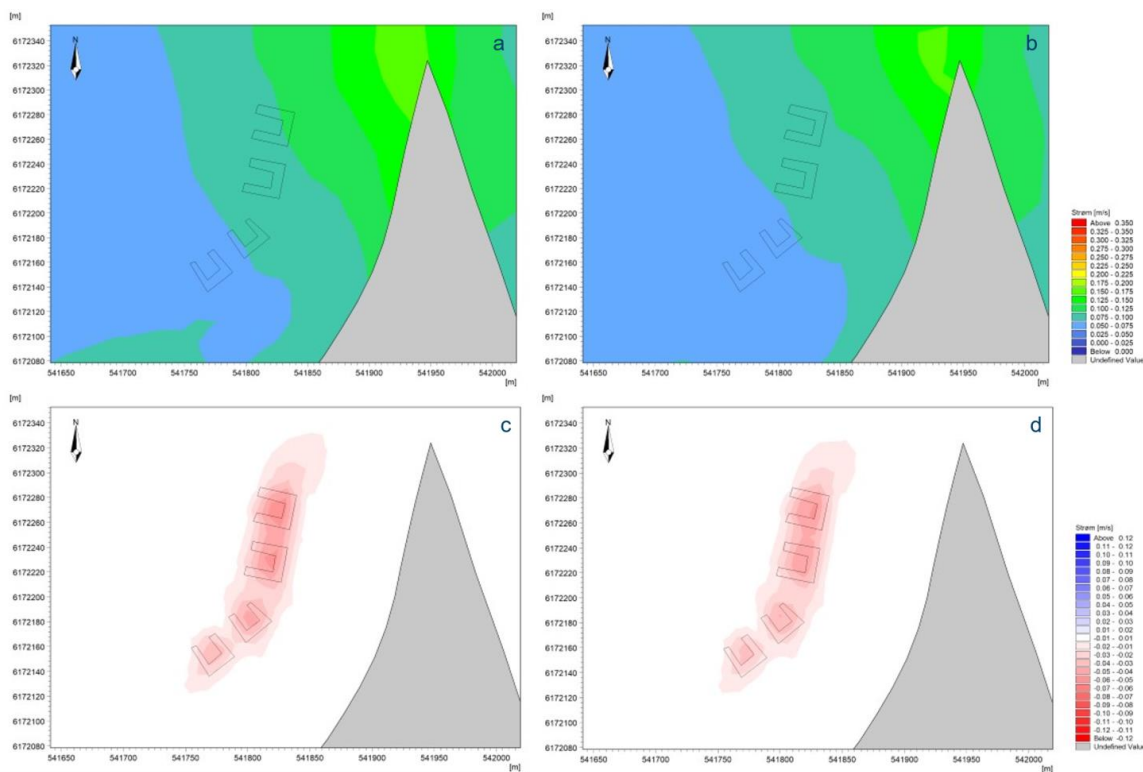


Figur 5-9 95-percentil af den vertikale gennemsnitsstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – bundstrøm



Figur 5-10 Gennemsnit af bundstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september



Figur 5-11 95-percentil af bundstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

5.4 Diskussion

I de afviklede scenarier ses nogen lokal effekt af at udlægge stenrev, og i enkelte lokaliteter vil det kunne skærme for den fysiske påvirkning af transplanteret ålegræs, men som det også er vist i forsøg udført af SDU, vil sedimentationen bag stenrevne også ændre sig, og det bør derfor undersøges til bund, eller transplanteringen bør afvente en ny ligevægt.

6 Referencer

- /1/ Bruhn A, Boderskov T, Nielsen MM, Schmedes SS, Taylor D, Høgslund S, Hermannsen L, Holding J, Mostovaya A, Christiansen FS, Pedersen SG, Vinbæk SJ, Holst N, Christiansen SL & Ehrenreich JL. (2025). Production in large-scale, nutrient removal efficiency, environmental impacts, and economy - Production in large-scale, nutrient removal efficiency, environmental impacts, and economy . Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. - Videnskabelig rapport nr. Xxx.
<http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>
- /2/ Christensen JPA, Timmermann K, Erichsen AC, Larsen TC (2024) Tilvejebringelse af hydromorfologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer for danske kystvande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. – Videnskabelig rapport nr 612
- /3/ DHI (2013b) MIKE 21/3 Ecological Modelling. MIKE 21/3 ECO Lab FM module. Short description. DHI Water Environment Health, Hørsholm, Denmark, 14 pp. Retrieved January 6, 2013, from
http://www.dhisoftware.com/Download/DocumentsAndTools/~media/Microsite_MIKEbyDHI/Publications/PDF/Short%20descriptions/MIKE21_3_FM_EL_Short_Description.ashx.
- /4/ DHI (2014) DHI 3 Algae and Sediment Model. ECO Lab Template. ScientificDescription. DHI Water Environment Health, Hørsholm, Denmark, 134 pp.
- /5/ DHI (2019a). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Limfjorden – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /6/ DHI (2019b). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for the Inner Danish Waters – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /7/ DHI (2019c). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Mariager Fjord – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /8/ DHI (2019d). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Northern Belt Sea – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /9/ DHI (2019e). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Nissum Fjord – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /10/ DHI (2019f). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for North Sea – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /11/ DHI (2019g). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Odense Fjord – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /12/ DHI (2019h). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Ringkøbing Fjord – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /13/ DHI (2019i). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Roskilde Fjord – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /14/ DHI (2019j). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Southern Belt Sea – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)
- /15/ DHI (2019k). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model Smålandsfarvandet – Hydrodynamic model documentation (project no. 11822245)

- /16/ DHI (2020a). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Limfjorden – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /17/ DHI (2020b). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for the Inner Danish Waters – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /18/ DHI (2020c). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Mariager Fjord – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /19/ DHI (2020d). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Northern Belt Sea – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /20/ DHI (2020e). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Nisum Fjord – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /21/ DHI (2020f). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for the North Sea – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /22/ DHI (2020g). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Odense Fjord – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /23/ DHI (2020h). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Ringkøbing Fjord – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /24/ DHI (2020i). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Roskilde Fjord – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /25/ DHI (2020j). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Southern Belt Sea – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /26/ DHI (2020k). Development of Mechanistic Models – Mechanistic Model for Smålandsfarvandet – Technical documentation on biogeochemical model (project no. 11822245)
- /27/ Duarte CM and Krause-Jensen D (2018) Intervention Options to Accelerate Ecosystem Recovery From Coastal Eutrophication. *Front. Mar. Sci.* 5:470
- /28/ Droop MR (1968) Vitamin B12 and marine ecology IV: the kinetics of uptake, growth and inhibition in *Monochrysis lutheri*. *J Mar Biol Ass UK* 48:120-136
- /29/ Effer S.W. (1988). Secchi disk transparency and turbidity. *Journal of environmental engineering* Vol. 114 no. 6: 1436-1447.
- /30/ Erichsen AC, Rasch PS (2001) Two- and Three-dimensional Model System Predicting the Water Quality of Tomorrow. Proc. of the Seventh International Conference on Estuarine and Coastal Modelling. Spaulding ML (Ed), American Society of Civil Engineers 2001.
- /31/ Erichsen AC & Timmermann K (2020). Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Conceptual Method for Estimating Maximum Allowable Inputs. DHI rapport
- /32/ Erichsen AC & Timmermann K (2022). Methods for establishing Chlorophyll-a references and target values applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Background, method and data. DHI rapport ([Development og Mechanistic Models, RBMP 2021-2027 \(au.dk\)](#))
- /33/ Flindt MR, Rasmussen EK, Valdemarsen T, Erichsen AC, Kaas H, Canal-Vergés P (2016) Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries, *Ecological Modelling* **338** 122-134.

- /34/ Flindt, M., Steinfurth, R., Banke, T. L., Lees, M. K., Svane, N., & Canal-Vergés, P. (2024). Human Impacts, Environmental Disturbances, and Restoration of Seagrasses. In D. Baird, & M. Elliott (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science* (2. udgave ed., Vol. 6, pp. 512-548). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90798-9.00119-0>.
- /35/ Haney JD, Jackson GA (1996). Modeling phytoplankton growth rates. *Journal of Plankton Research* 18:63-85.
- /36/ Hansen, JW (red) 2015: Marine områder 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 142 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 167 <http://dce2.au.dk/pub/SR167.pdf>.
- /37/ Hirst & Sheader (1997). Are *in situ* weight-specific growth rates body-size independent in marine planktonic copepods? A re-analysis of the global syntheses and a new empirical model. *MEPS* 154:155 – 165.
- /38/ Holst N & Boderskov T (2022) The saccharina model, Aarhus University 2022.
- /39/ Kirk J.T.O. (2000). Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press 2. Edition 2000: pp. 401.
- /40/ Kiørboe T, Møhlenberg F & K Hamburger (1985) Bioenergetics of the planktonic copepod *Acartia tonsa*: relation between feeding, egg production and respiration, and composition of specific dynamic action. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 26:85-97.
- /41/ Kiørboe T, Nielsen TG (1994) Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem. I. Copepods. *Limnol Oceanogr* 39:493-507.
- /42/ Kuusemäe K, Rasmussen EK, Vergés PC, Flindt MR (2016) Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries. *Ecological Modelling* 333:11-42.
- /43/ Lange T, Oncken NS, Svane N, Steinfurth RC, Kristensen E, Flindt MR (2022) Large-scale eelgrass transplantatoin: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries, *Marine Ecology Progress Series* **685** 91-107.
- /44/ Lessin G, Raudsepp U (2006) Water quality assessment using integrated modeling and monitoring in Narva Bay, Gulf of Finland. *Environmental Modelling and Assessment* 11:315-33.
- /45/ Morel FMM (1987) Kinetics of nutrient uptake and growth in phytoplankton. *J. Phycol.* 23:137-150 Murray C (2015) Light attenuation in natural waters. Ph.D. thesis, 158 pp.
- /46/ Nielsen, M.M., Krause-Jensen, D., Olesen, B. *et al.* Growth dynamics of *Saccharina latissima* (Laminariales, Phaeophyceae) in Aarhus Bay, Denmark, and along the species' distribution range. *Mar Biol* **161**, 2011–2022 (2014). <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2482-y>
- /47/ Pedersen MF, Borum J (1996) Nutrient control of algal growth in estuarine waters: nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 142: 261–272.
- /48/ Petersen, J.K. (red.), Timmermann, K. (red.), Bruhn, A., Rasmussen, M.B., Boderskov, T., Schou, H.J., Erichsen, A.C., Thomsen, M., Holbach, A., Tjørnløv, R.S., Lange, T., Canal-Vergés, P. & Flindt, M.R. (2021). Marine virkemidler: Potentialer og barrierer. DTU Aqua-rapport nr. 385-2021. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp. + bilag
- /49/ Rasmussen EK, Petersen OS, Thompson JR, Flower RJ, Ayache F, Kraiem M, Chouba L (2009) Model Analyses of the Future Water Quality of the Eutrophicated Ghar El Melh Lagoon (Northern Tunisia). *Hydrobiologia* 622:173-193. doi:10.1007/s10750-008-9681-9.

- /50/ Rodgers, J.A. & Smith, H.T. 1995. Set-Back Distances to Protect Nesting Bird Colonies from Human Disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9: 89-99.
- /51/ Timmermann, K (Ed.), Boye AB, Bruhn A, Erichsen AC, Flindt M, Fossing H, Gertz F, Jørgensen HM, Petersen JK & Schwærter S (2016). *Marine Virkemidler. Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, [DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi](#) Timmermann K, Christensen, Christensen JPA, Erichsen A 2021. Establishing Chlorophyll-a reference conditions and boundary values applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, No. 461
- /52/ Timmermann K., Bruhn, A., Taylor, D., Petersen, J.K., Christensen, J., Svendsen, J.C., Dahl, K., Flindt, M., Svane, N., Canal-Verges, P., Nielsen, P., Steinfurth, R., Banke, T. & Lange, T. 2022 *Virkemidler og tiltag til forbedring af miljø- og naturforholdene i Lillebælt*. DTU Aqua-rapport nr. 405-2022. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp.
- /53/ Venolia, C.T., Lavaud, R., Green-Gavrielidis, L.A., Thornber, C., Humphries, A.T., 2020. Modeling the Growth of Sugar Kelp (*Saccharina latissima*) in Aquaculture Systems using Dynamic Energy Budget Theory, *Ecological Modelling*, 430, 109151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109151>

Bilag A Stenrev

Bilag A.1 Teknisk specifikation – Vejle Fjord modellen

Bilag A.1.1 Bølgemodel

Bølgemodellen er en spectral waves model og drives af vindforcering, strøm fra en større model (lokal model for Nordlige Bælthav) og samt randbetingelser fra samme model. Simuleringsperioden er 31-12-2016 til 31-12-2017, med dynamisk tidsskridt på maksimum 1800 sekunder.

Bilag A.1.2 Hydrodynamisk model

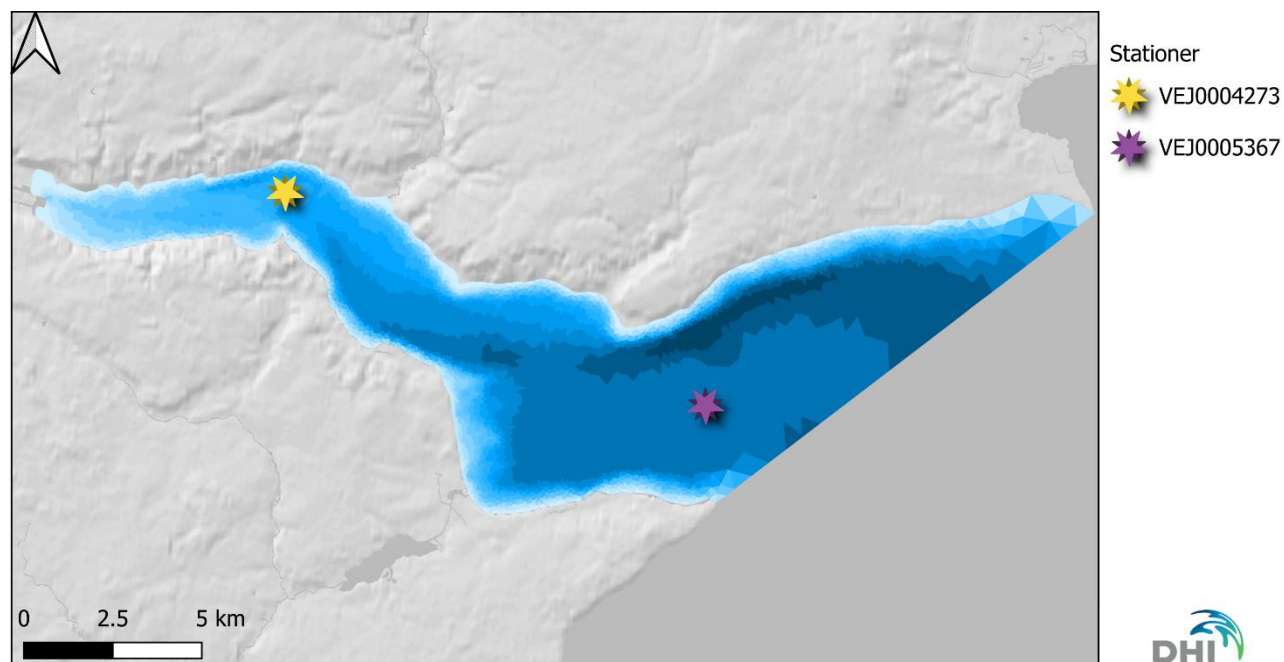
Den vertikale opløsning fordeler sig på 23 lag – 10 sigma lag (til 10 meter) og 13 ækvidistante z lag af 1 m. Den hydrodynamiske model drives af resultater fra bølgemodellen, randbetingelser fra lokal model for Nordlige Bælthav, samt meteorologiske data for vind, nedbør, temperatur, humiditet, og skydække. Der er 8 ferskvandskilder i modeldomænet, som drives af data fra DCE med daglige afstrømningsværdier. Simuleringsperioden er 31-12-2016 til 31-12-2017 med dynamisk tidsskridt på maksimum 300 sekunder.

Bilag A.1.3 Bed shear stress model

Bed shear stressmodellen køres separat og drives af data fra bølgemodellen og den hydrodynamiske model.

Bilag A.2 Validering

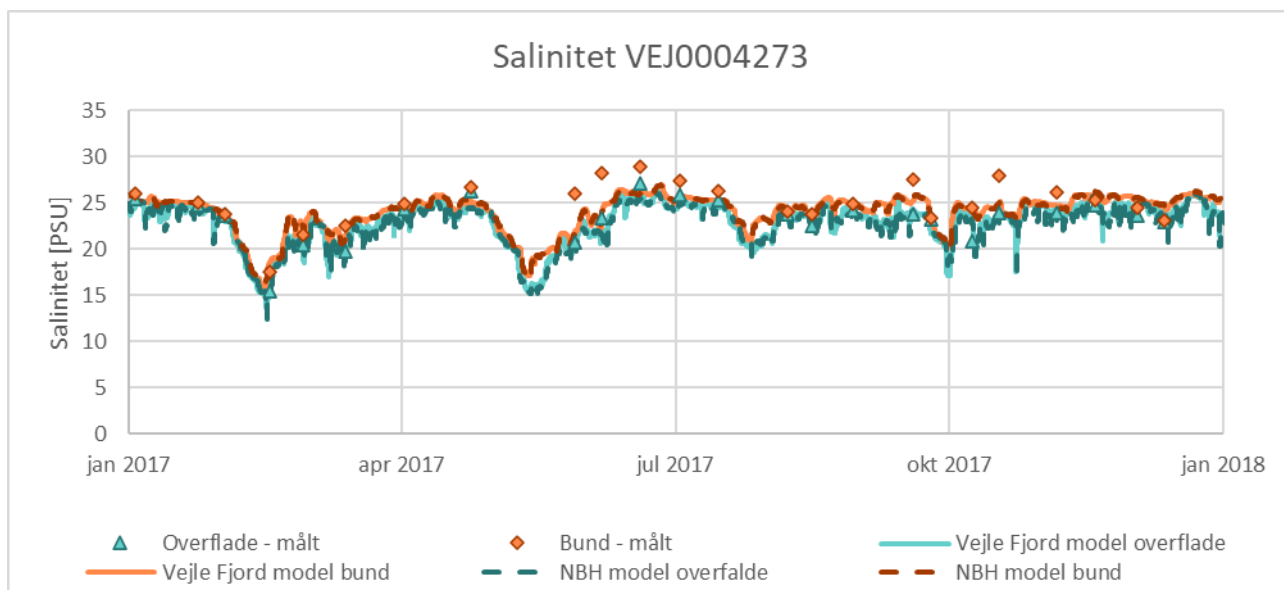
Resultaterne fra det opdaterede mesh, men uden opdateringer til batymetrien bliver sammenlignet med modelresultater fra Nordlige Bælthav lokal model. Der findes kun data i modelperioden for VEJ0004273.



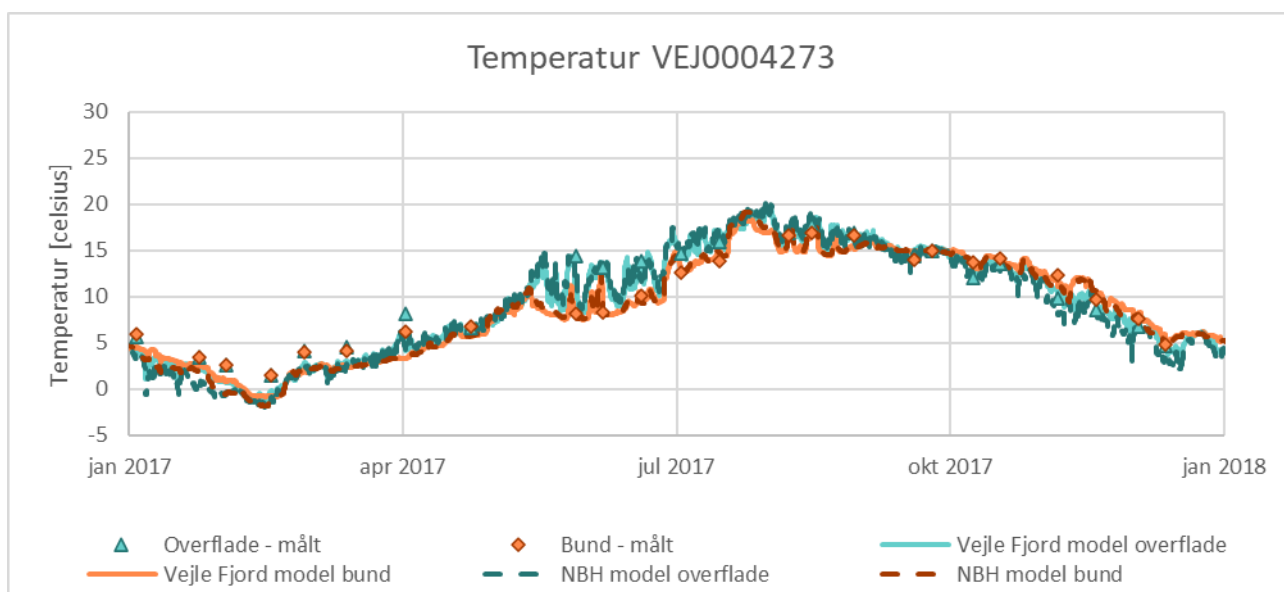
Figur A- 1 Lokation af målestation i Vejle Fjord

Bilag A.2.1

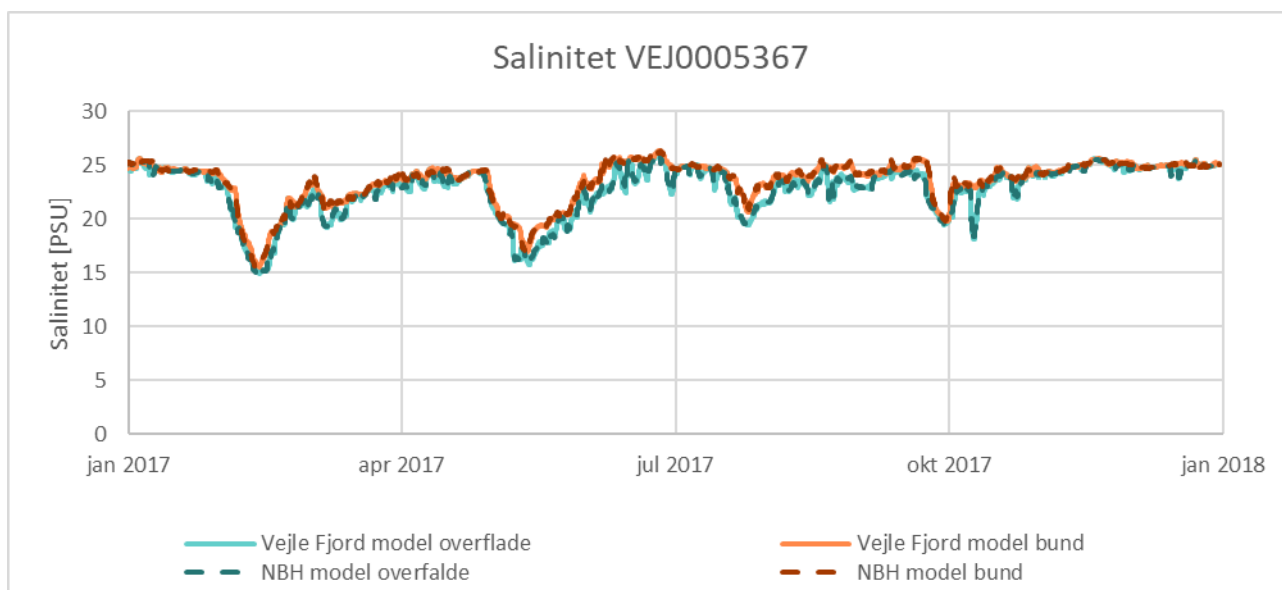
Hydrodynamisk model



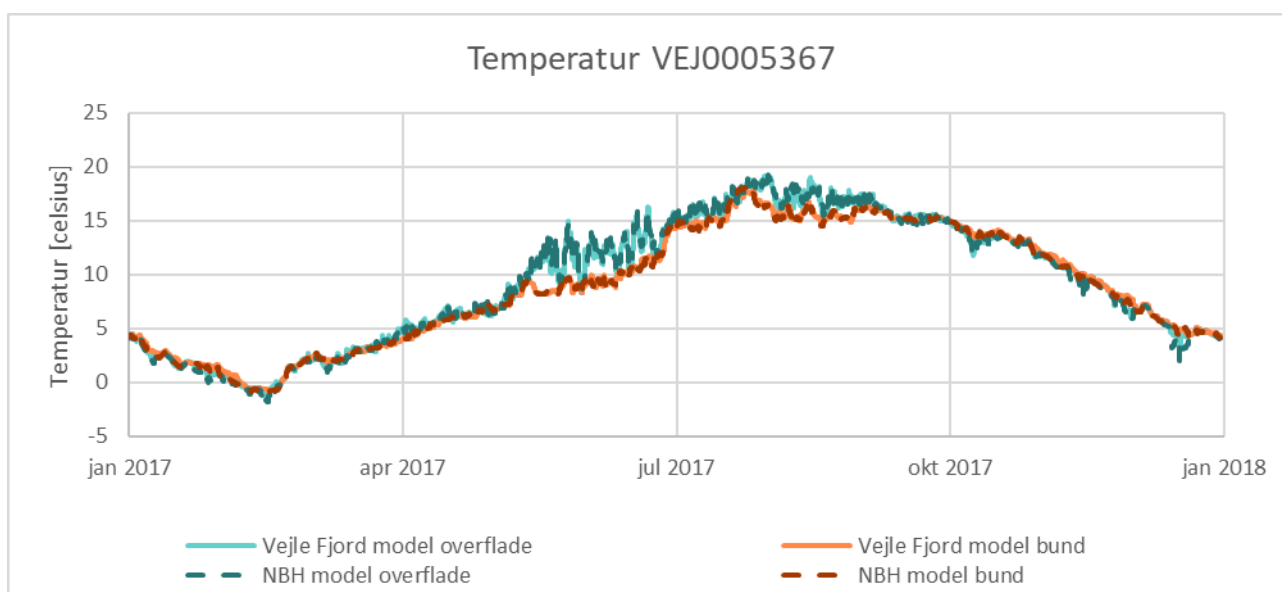
Figur A- 2 Salinitet - målt ved VEJ0004273, modelleret i Nordlig Bælthav lokal model og Vejle Fjord model med opdateret mesh



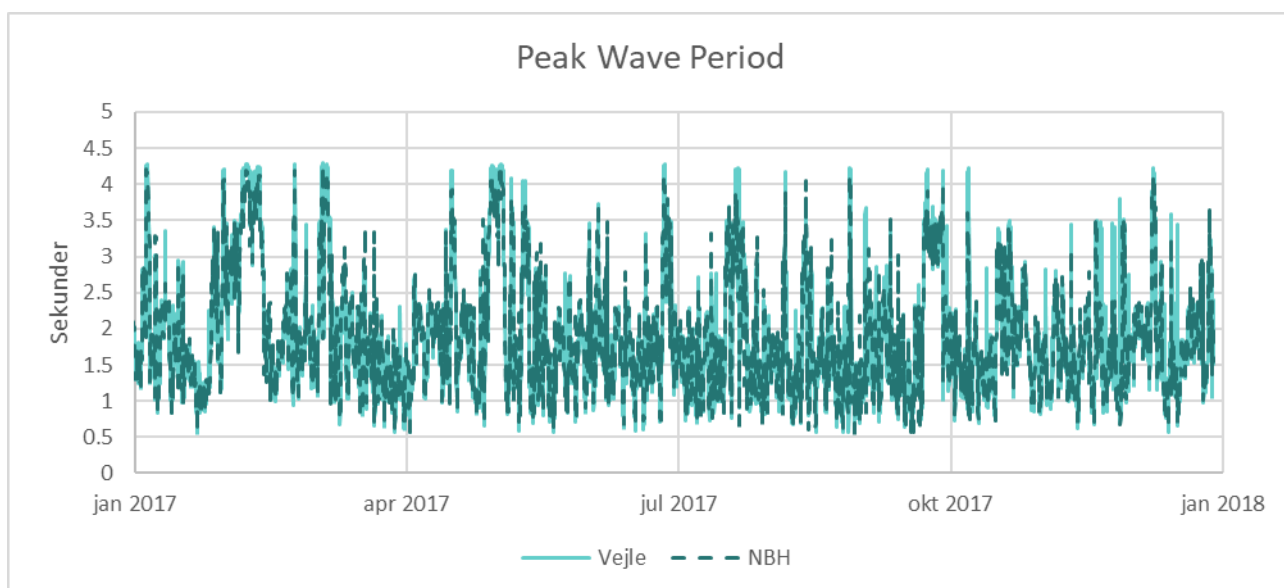
Figur A- 3 Temperatur - målt ved VEJ0004273, modelleret i Nordlig Bælthav lokal model og Vejle Fjord model med opdateret mesh



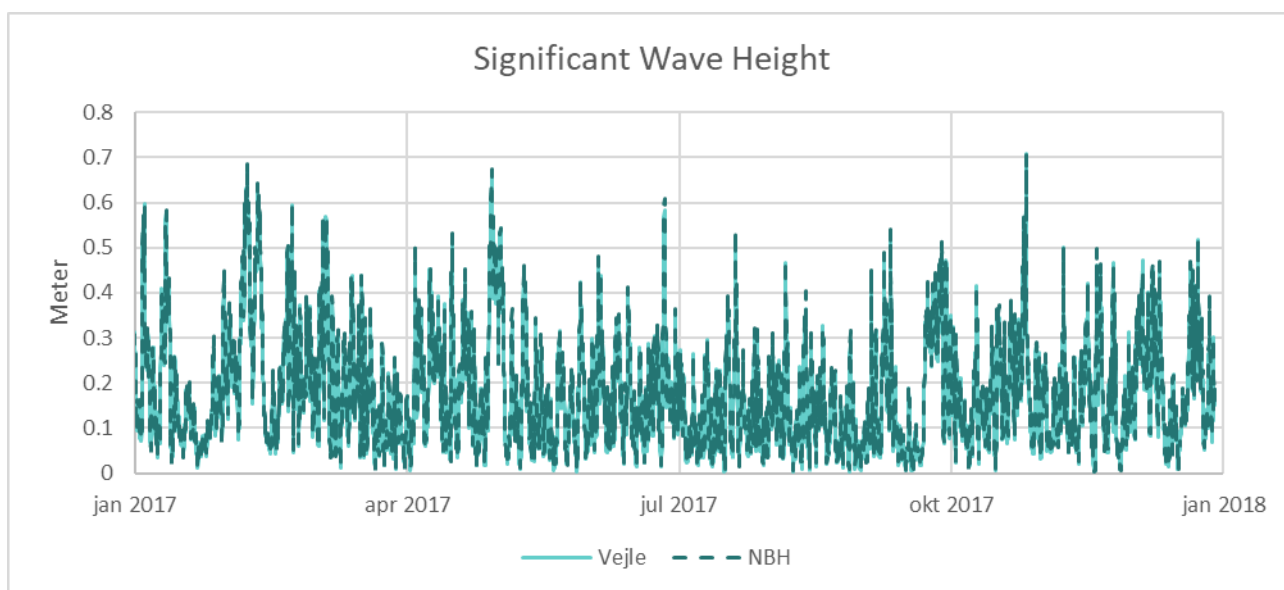
Figur A- 4 Salinitet - målt ved VEJ0005367, modelleret i Nordlig Bælthav lokal model og Vejle Fjord model med opdateret mesh



Figur A- 5 Temperatur - målt ved VEJ0005367, modelleret i Nordlig Bælthav lokal model og Vejle Fjord model med opdateret mesh



Figur A- 6 Peak Wave Period for et centralt sammenligningspunkt i modellen



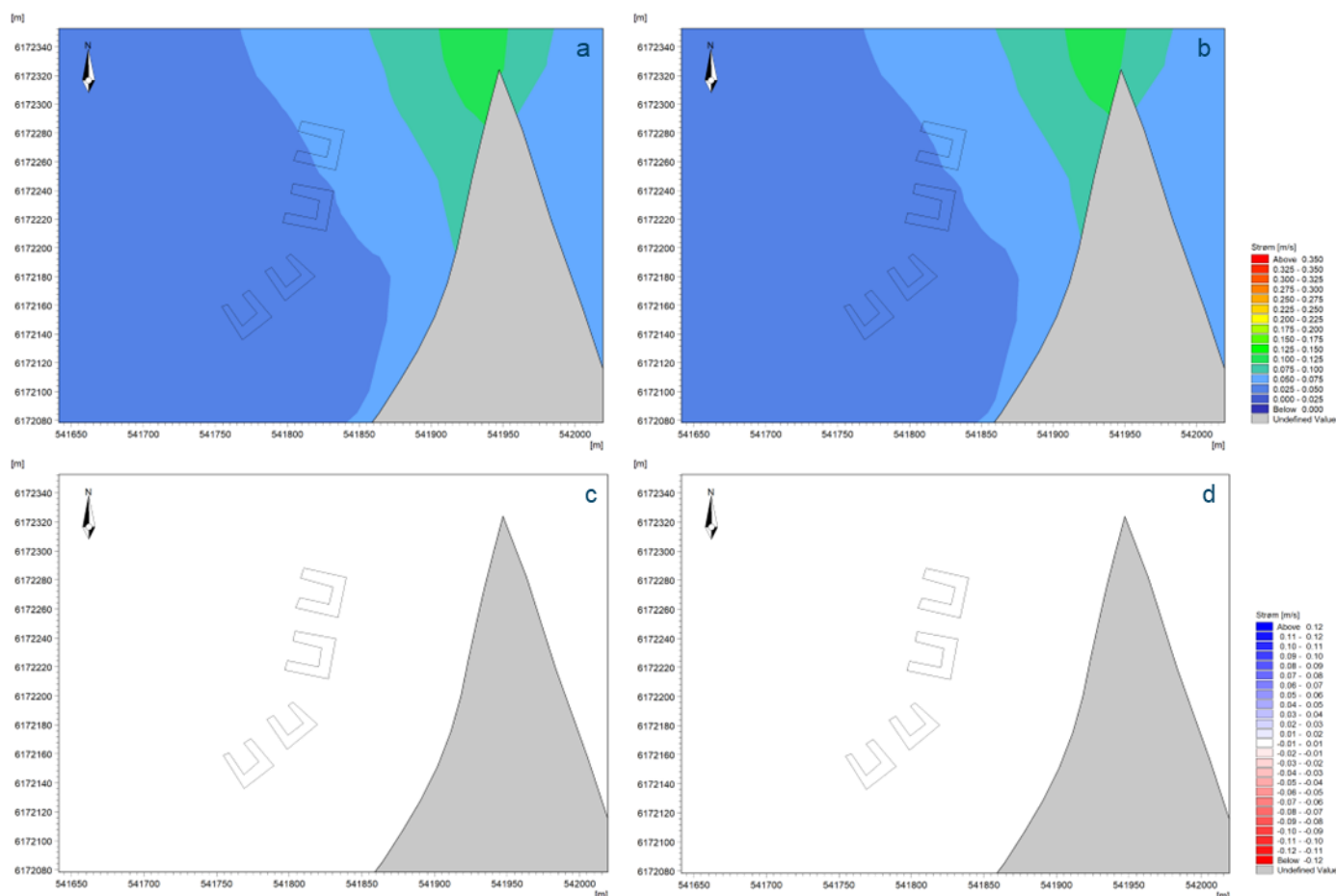
Figur A- 7 Significant Wave Height for et centralt sammenligningspunkt i modellen

Bilag A.3 Modelresultater

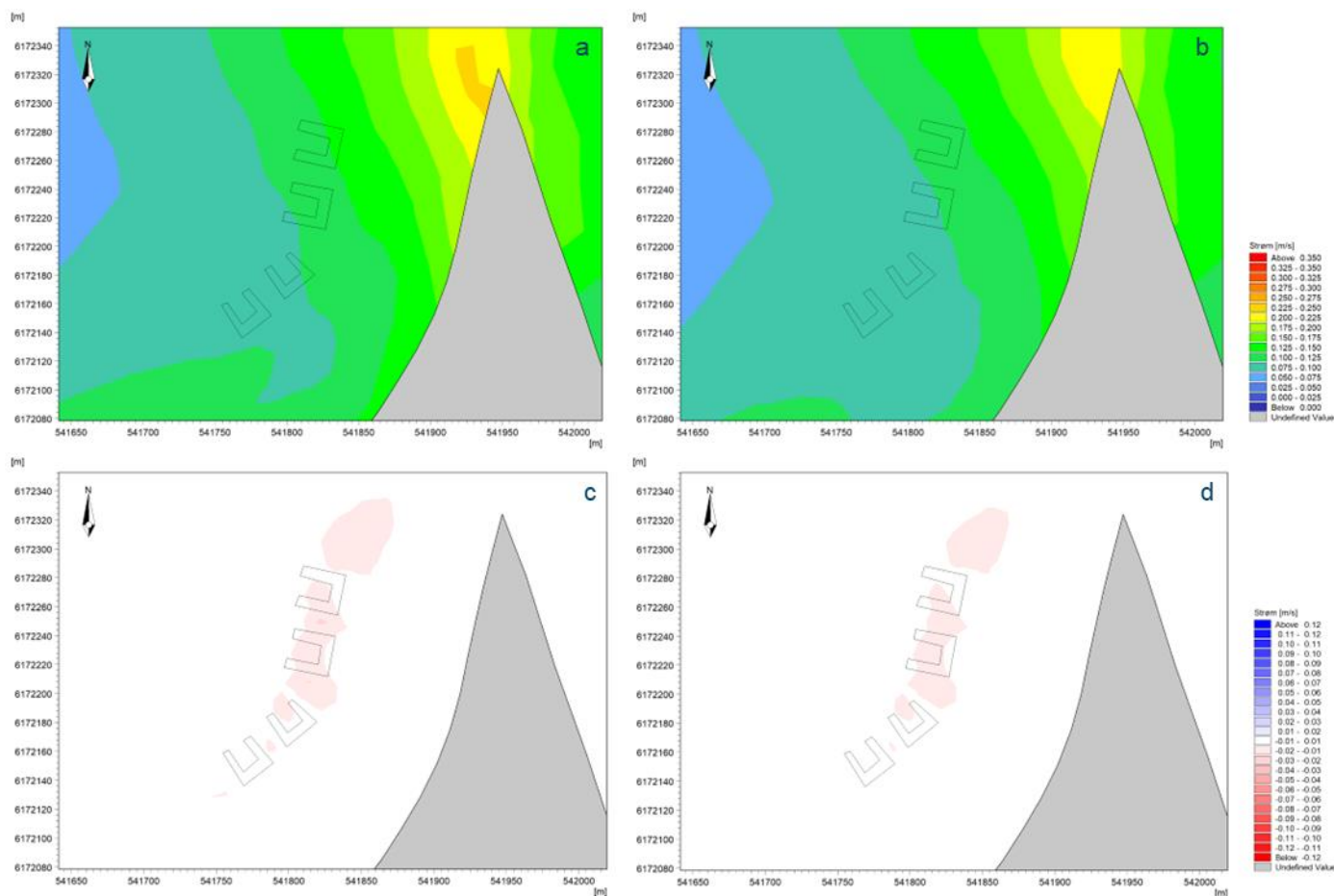
Alle modelresultater for alle stenrev vises her, både som absolutte og relative kort. For de absolutte værdier vises baseline, forskellene vises relativt til baseline (altså uden stenrev).

Bilag A.3.1 Andkær Vig

Strøm – vertikalt gennemsnit

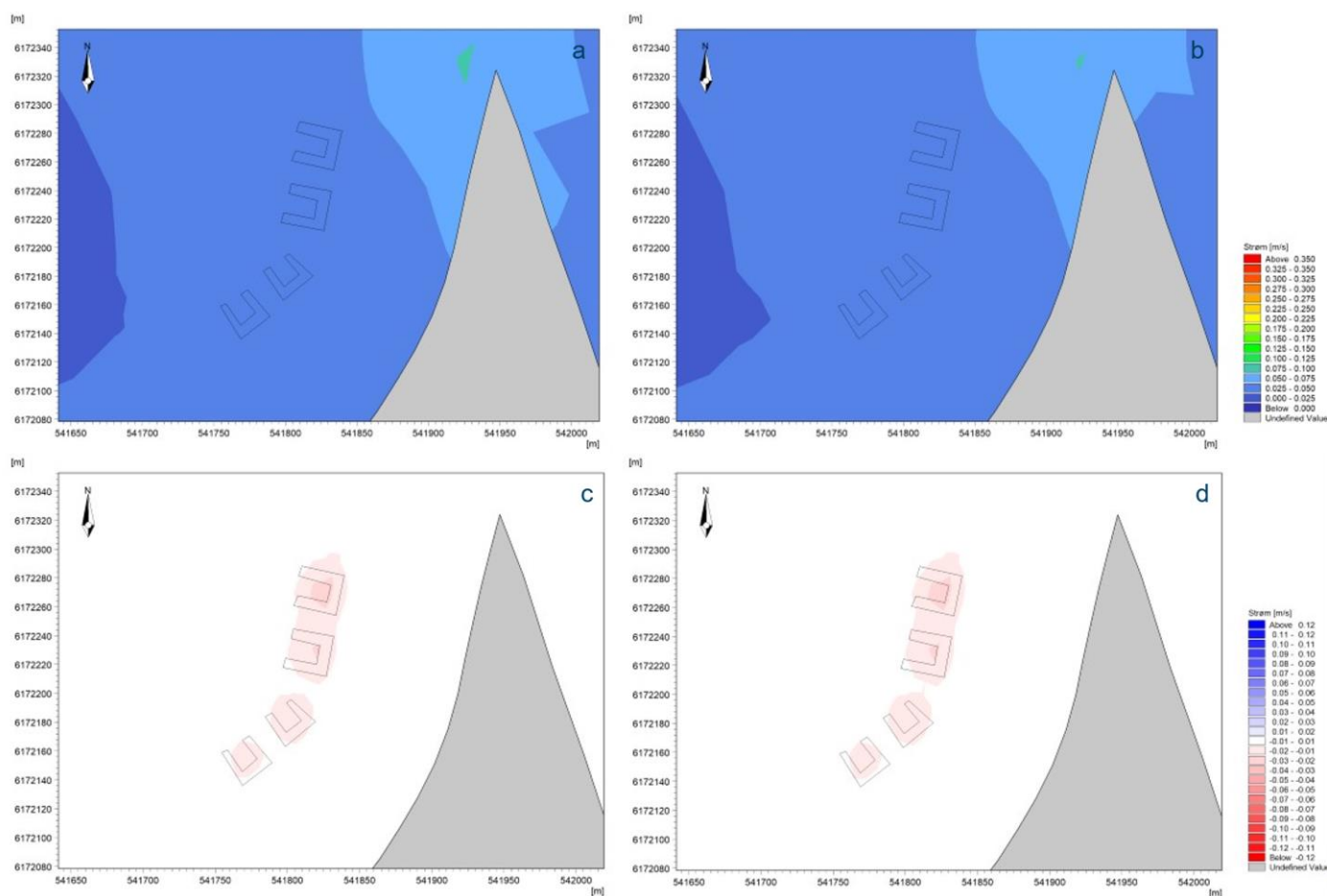


Figur A- 8 Gennemsnit af den vertikale gennemsnitsstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

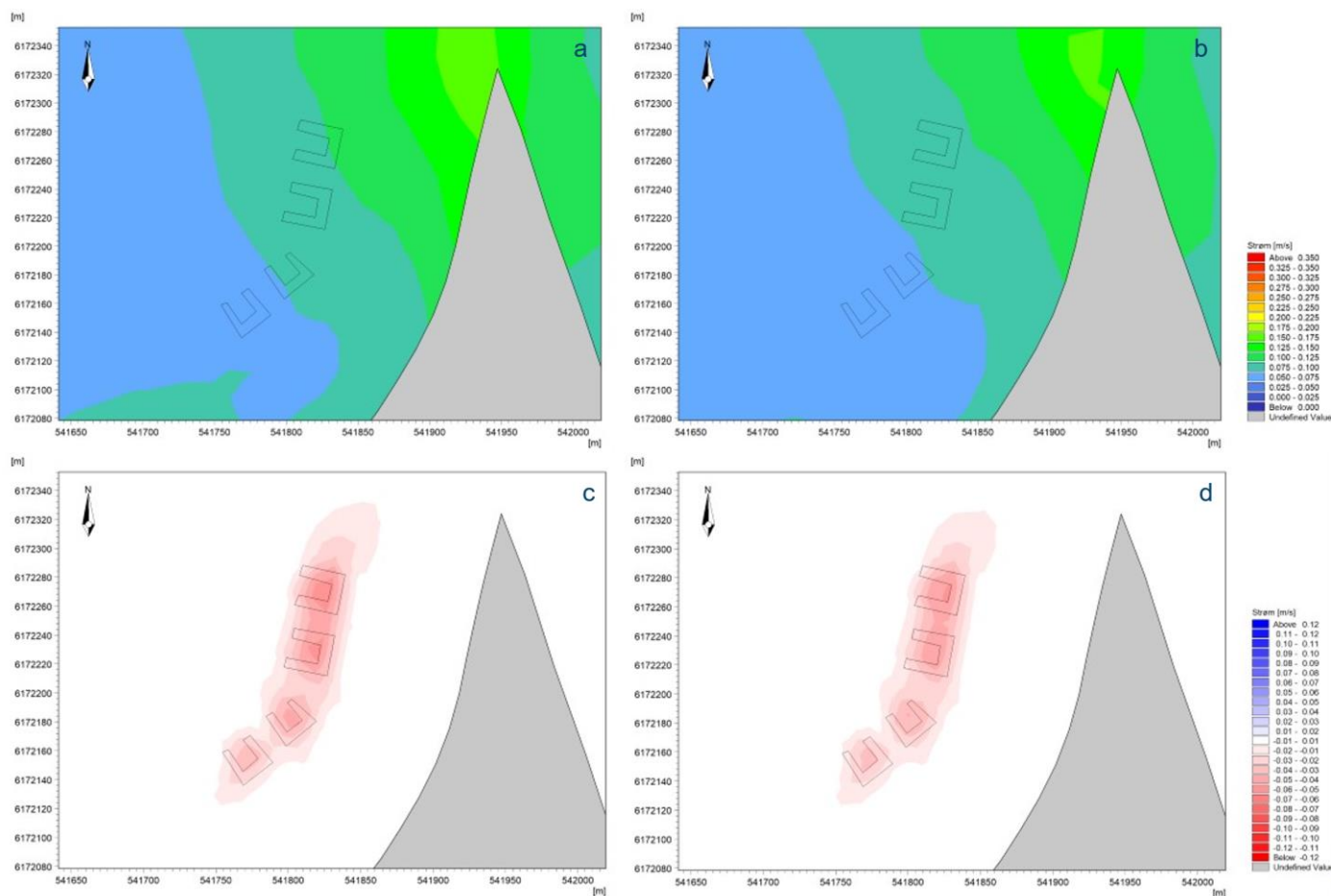


Figur A- 9 95-percentil af den vertikale gennemsnitsstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – bundstrøm

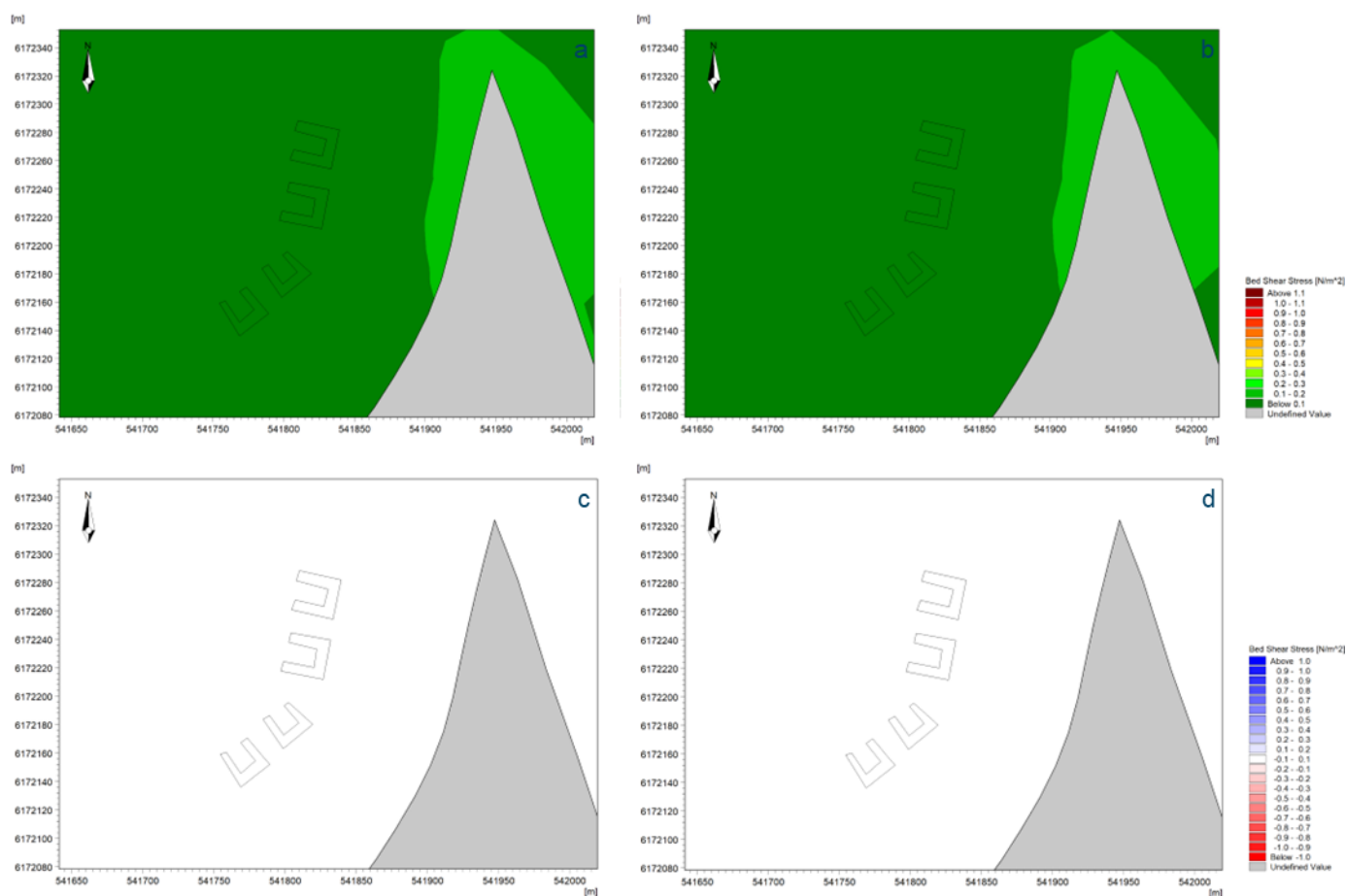


Figur A- 10 Gennemsnit af bundstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

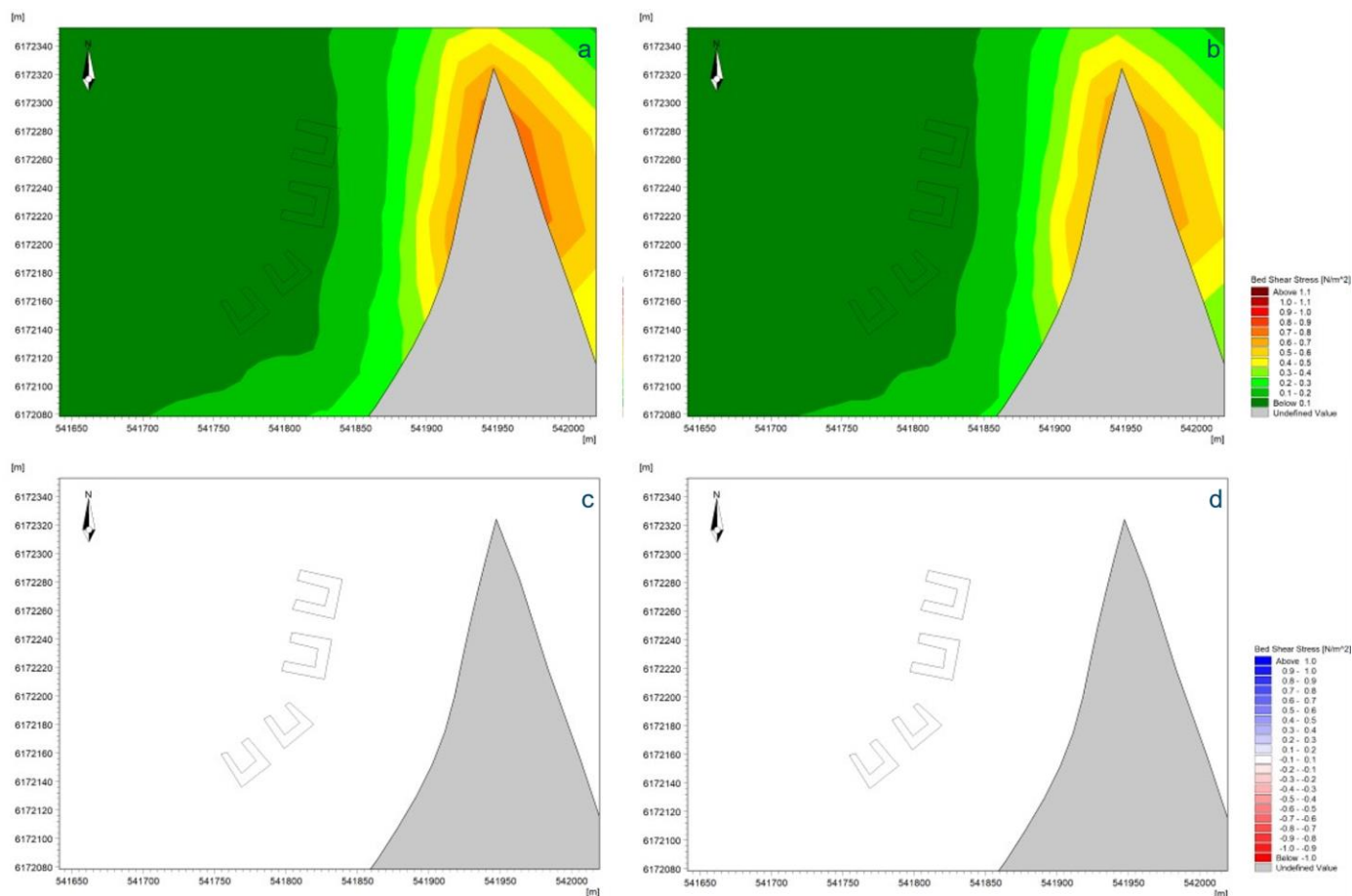


Figur A- 11 95-percentil af bundstrøm for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Forskydningsspænding

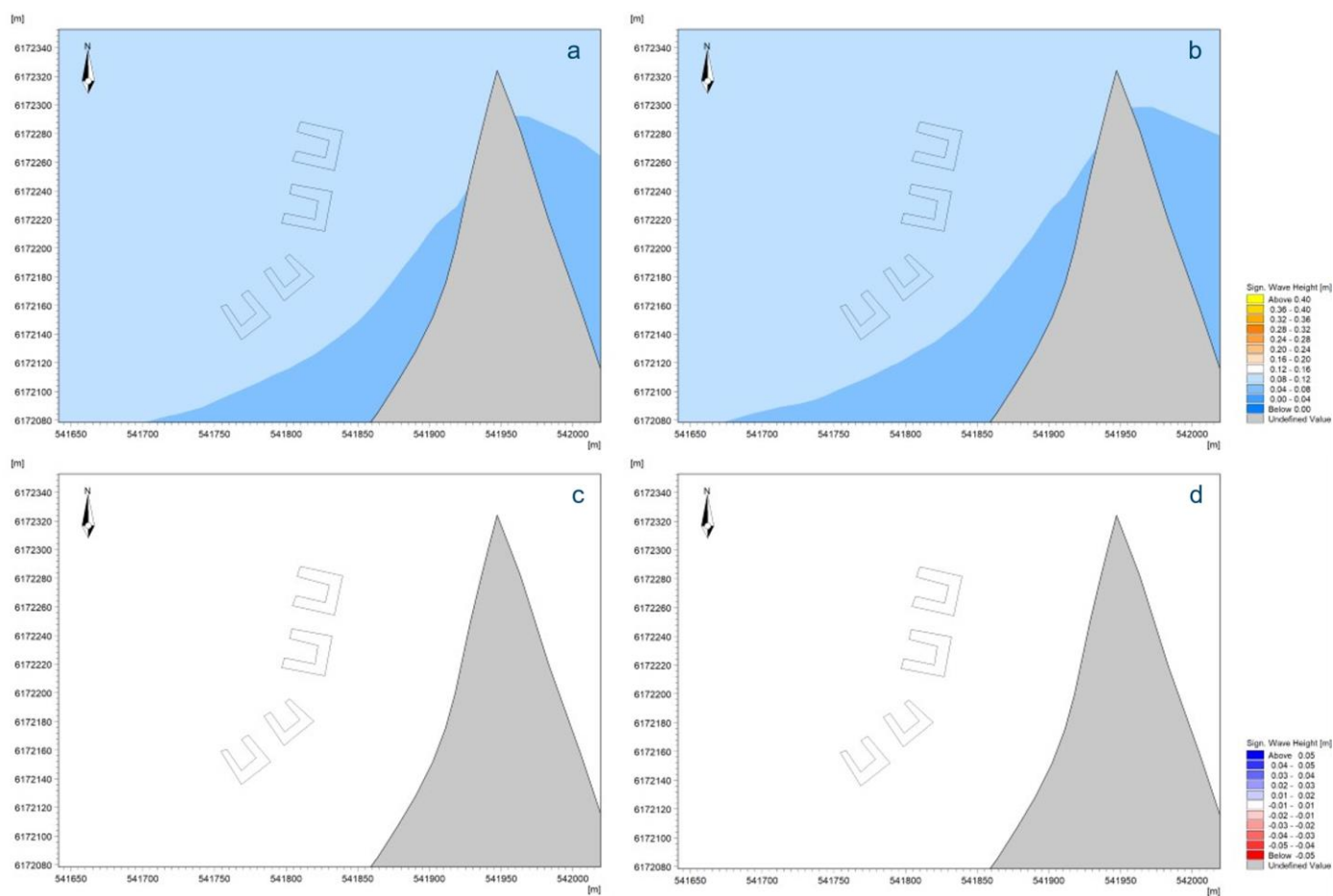


Figur A- 12 Gennemsnit af forskydningsspænding for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

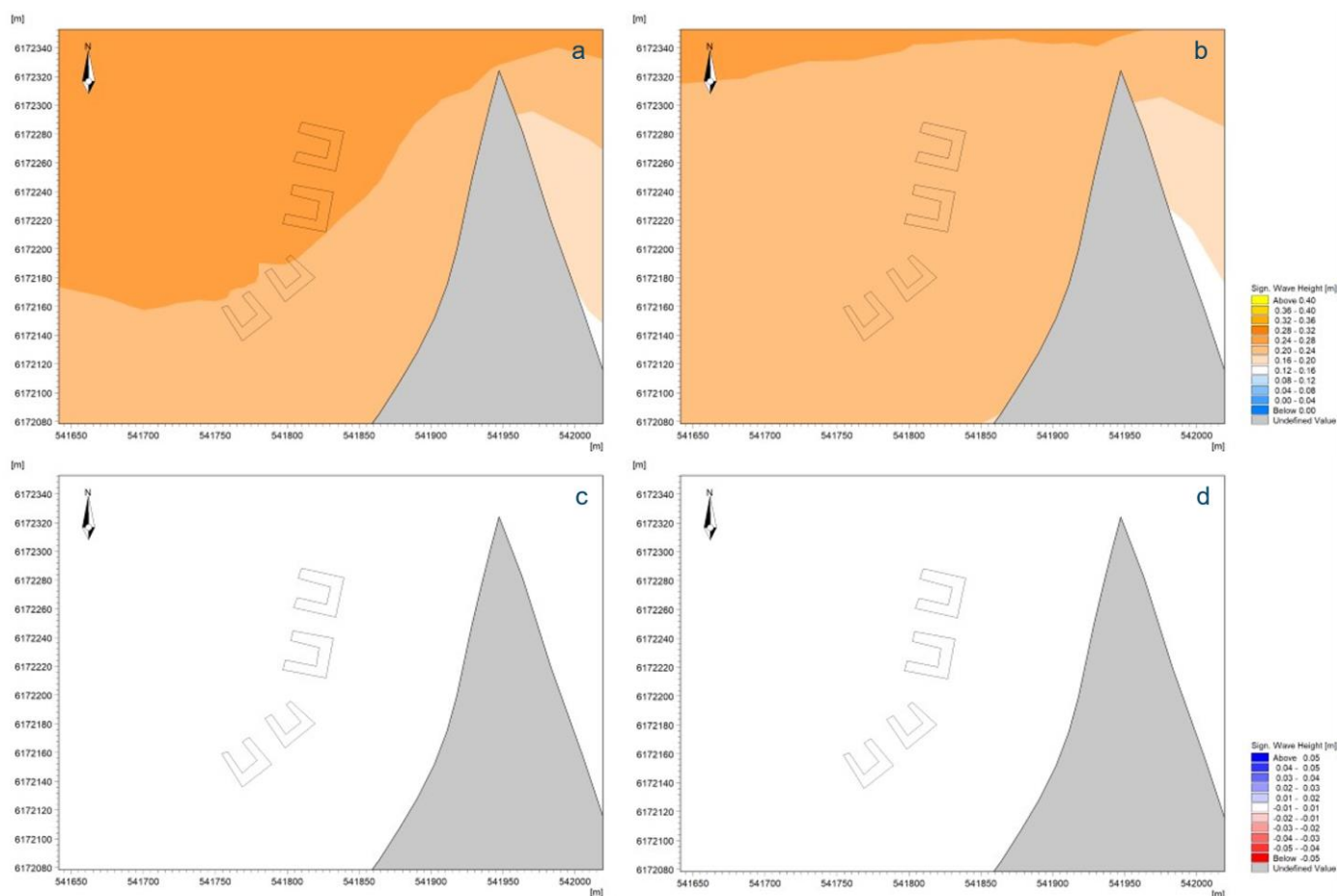


Figur A- 13 95-percentil af forskydningsspænding for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Bølger

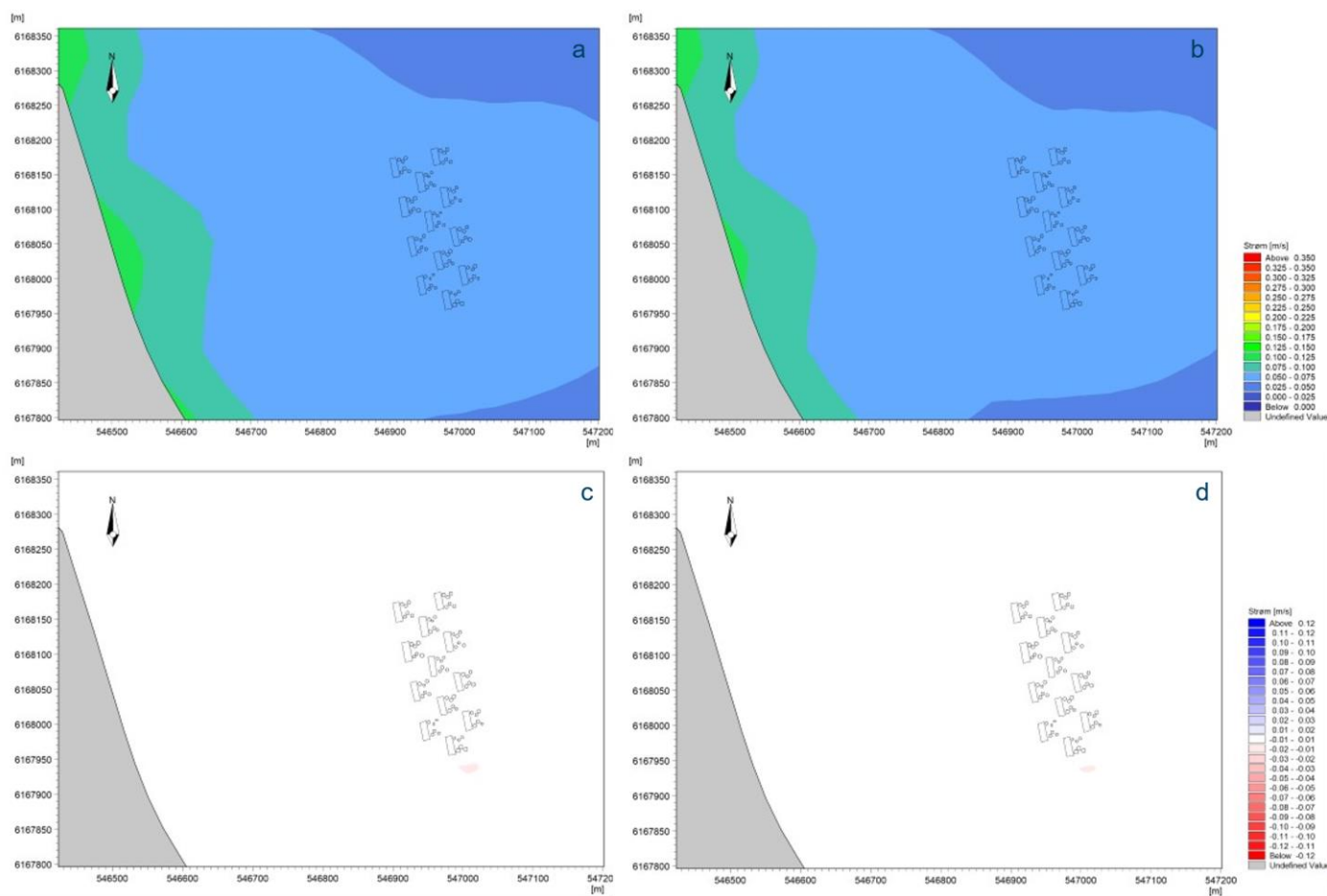


Figur A- 14 Gennemsnit af signifikant bølgehøjde for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

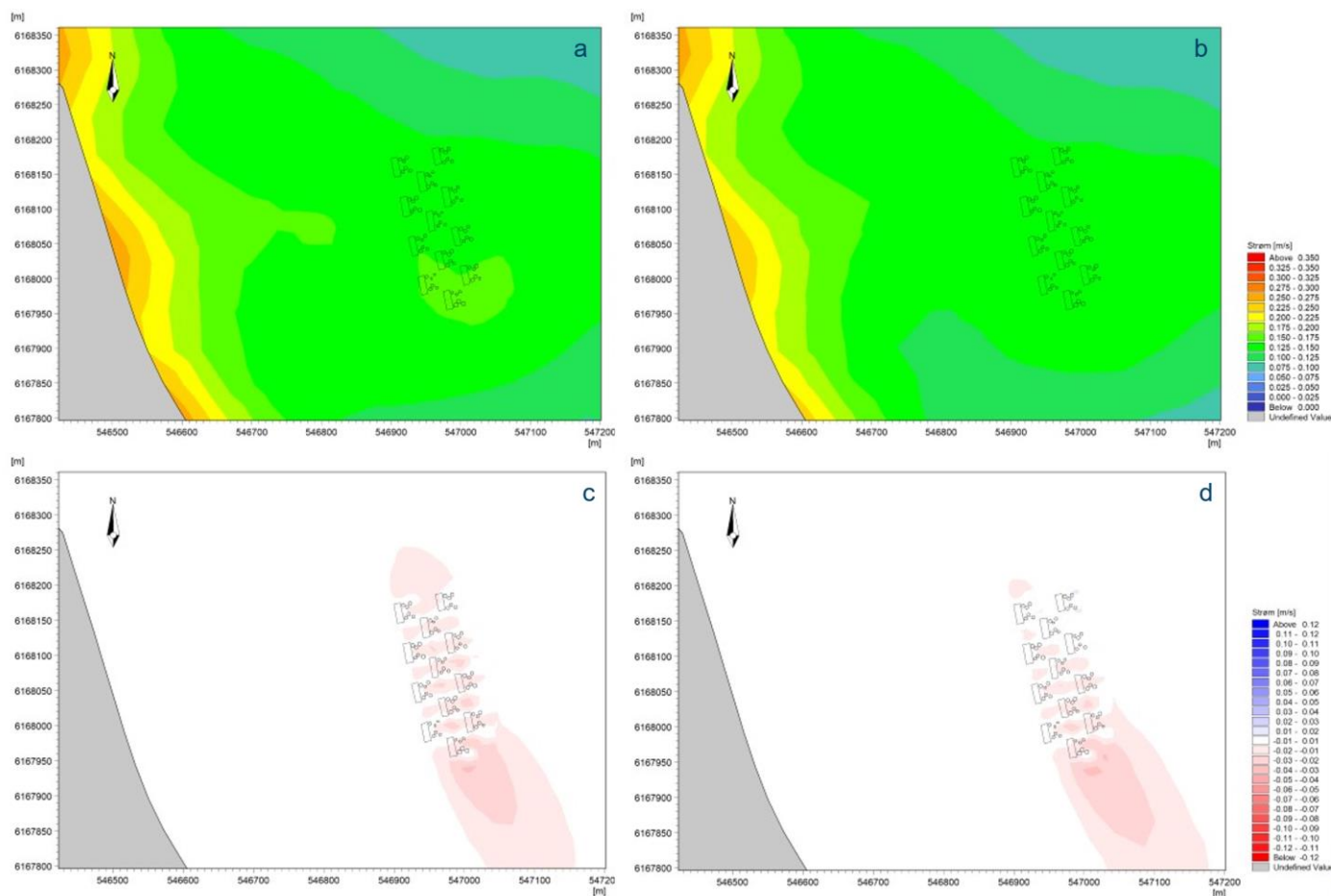


Figur A- 15 95-percentil af signifikant bølgehøjde for Andkær Vig: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – vertikalt gennemsnit

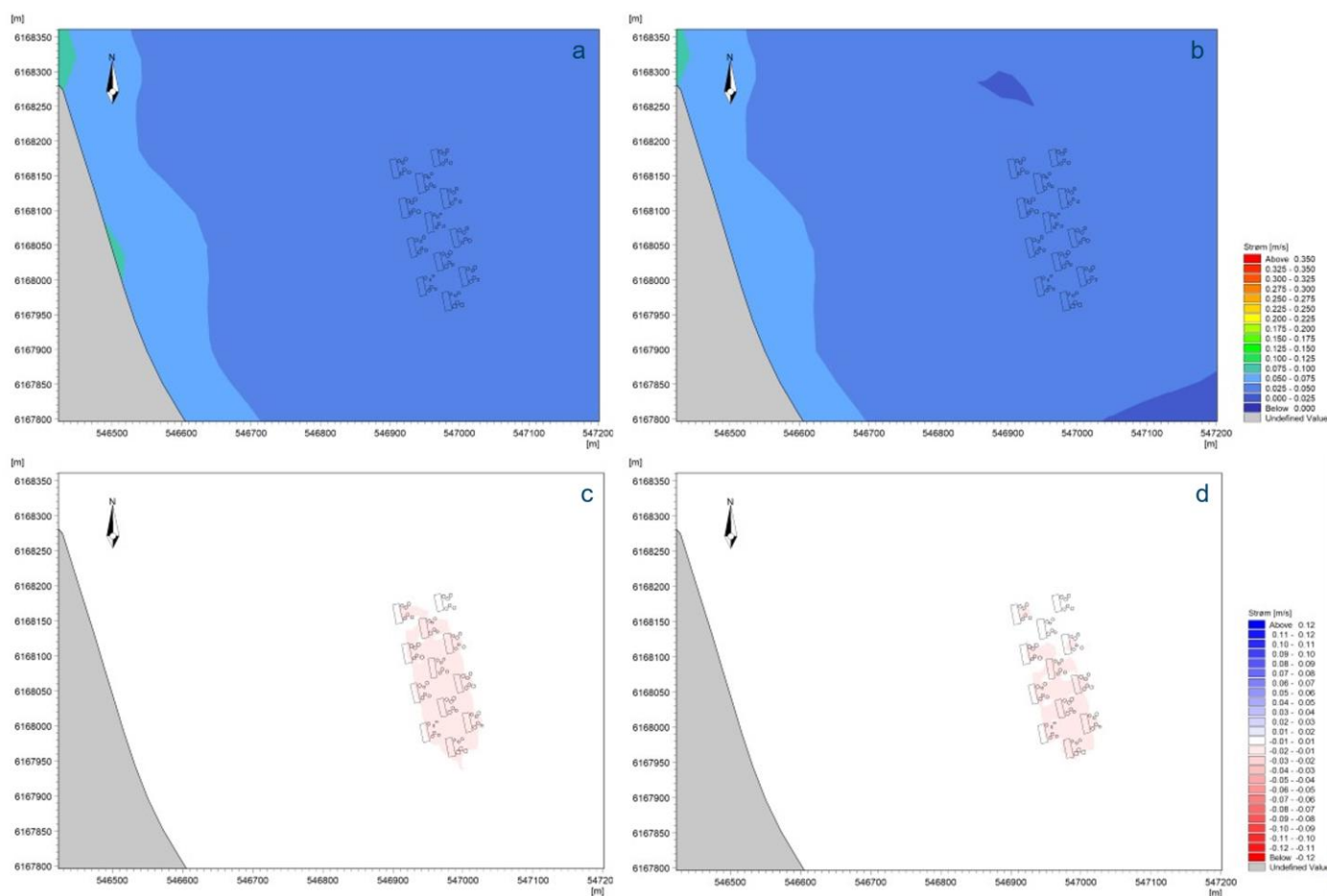


Figur A- 16 Gennemsnit af den vertikale gennemsnitsstrøm for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

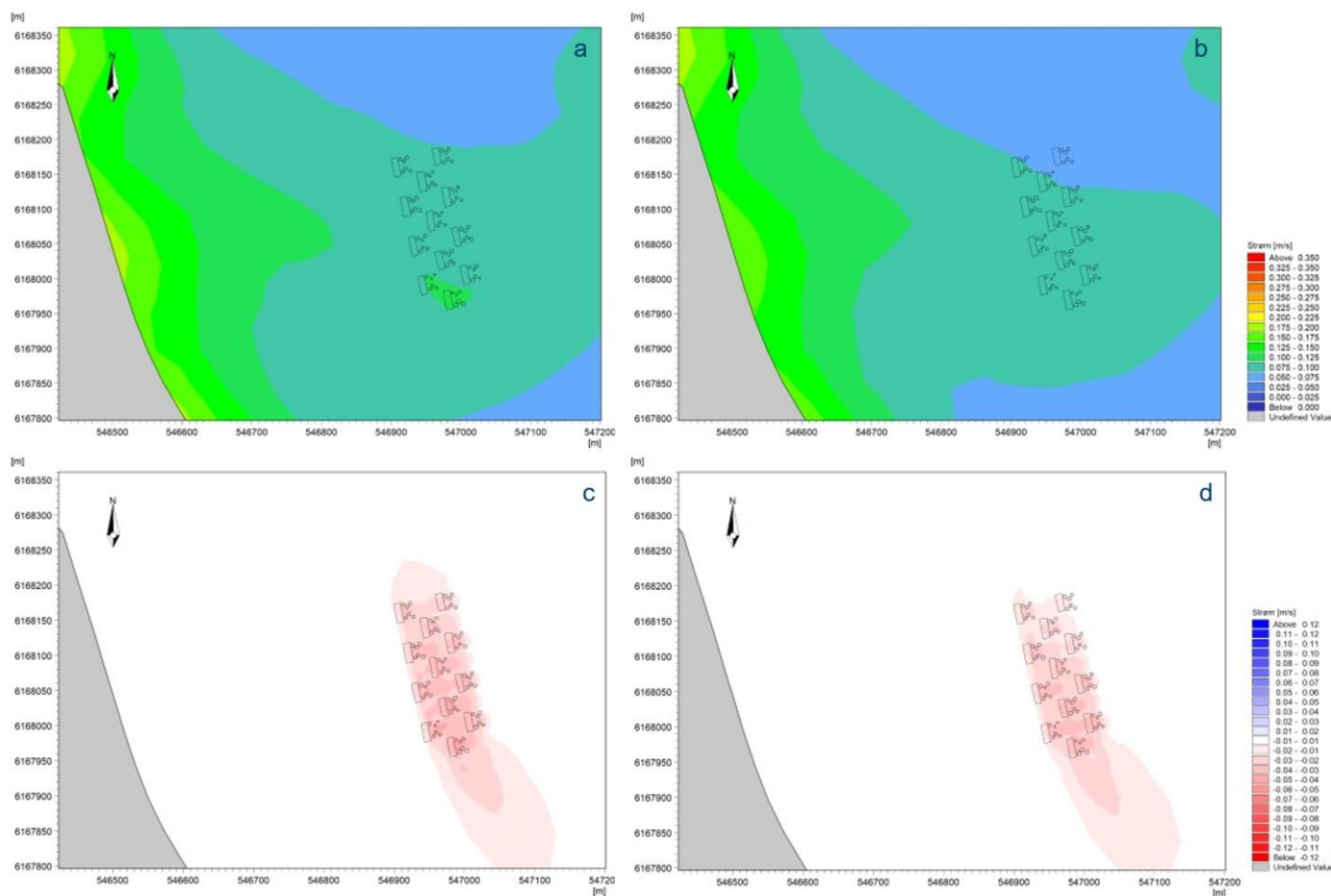


Figur A- 17 95-percentil af den vertikale gennemsnitsstrøm for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – bundstrøm

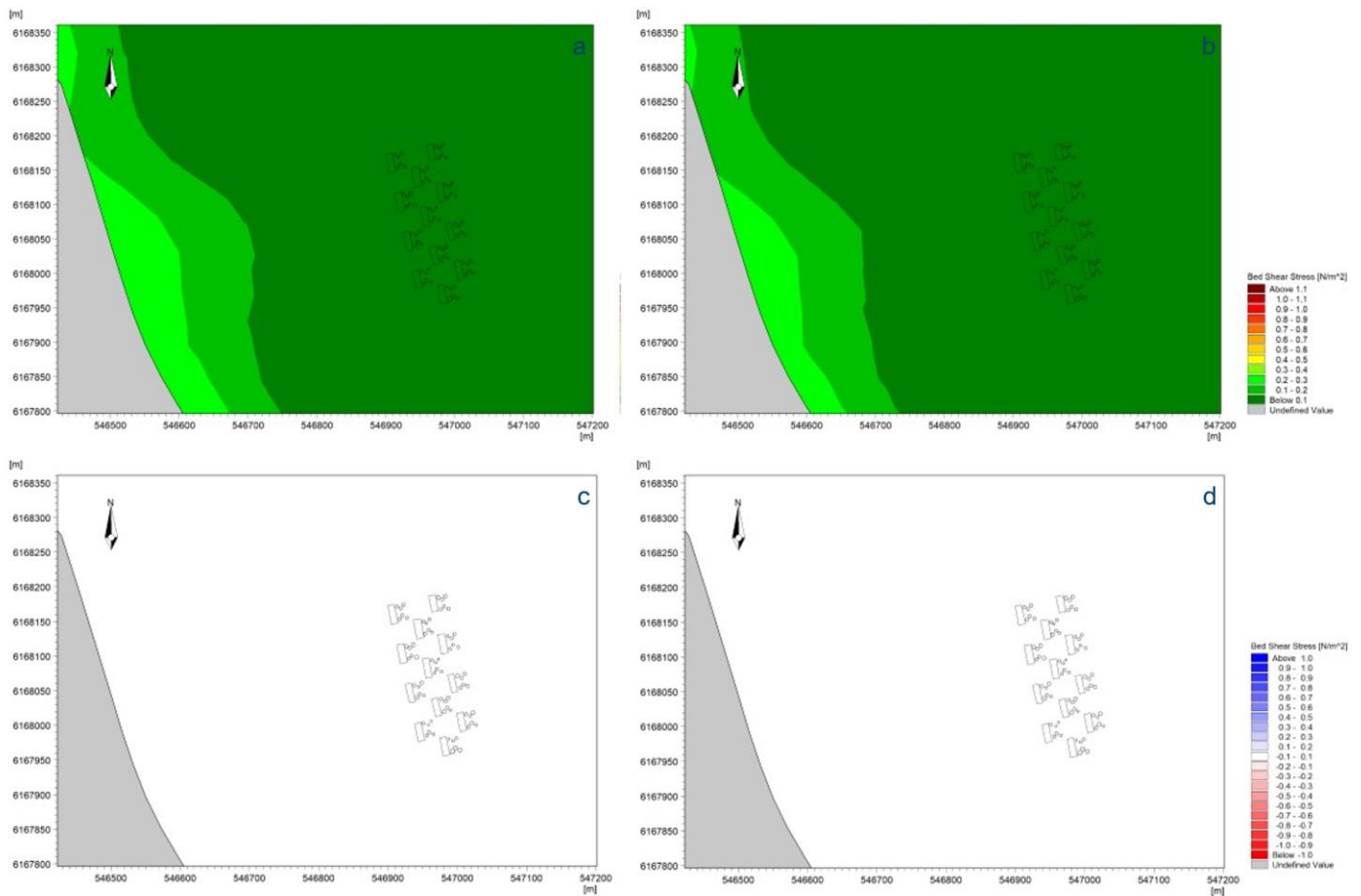


Figur A- 18 Gennemsnit af bundstrøm for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

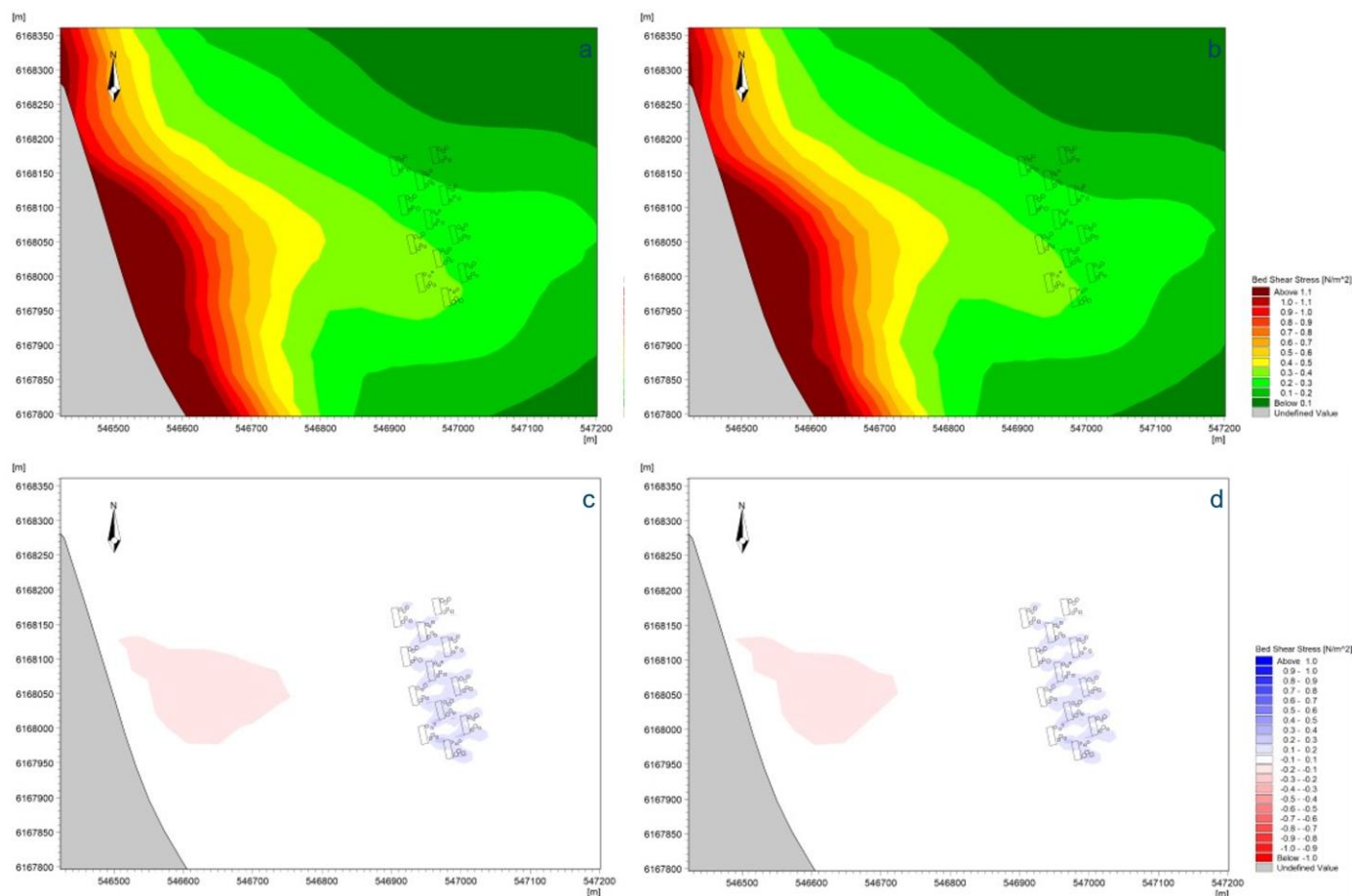


Figur A- 19 95-percentil af bundstrøm for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Forskydningsspænding

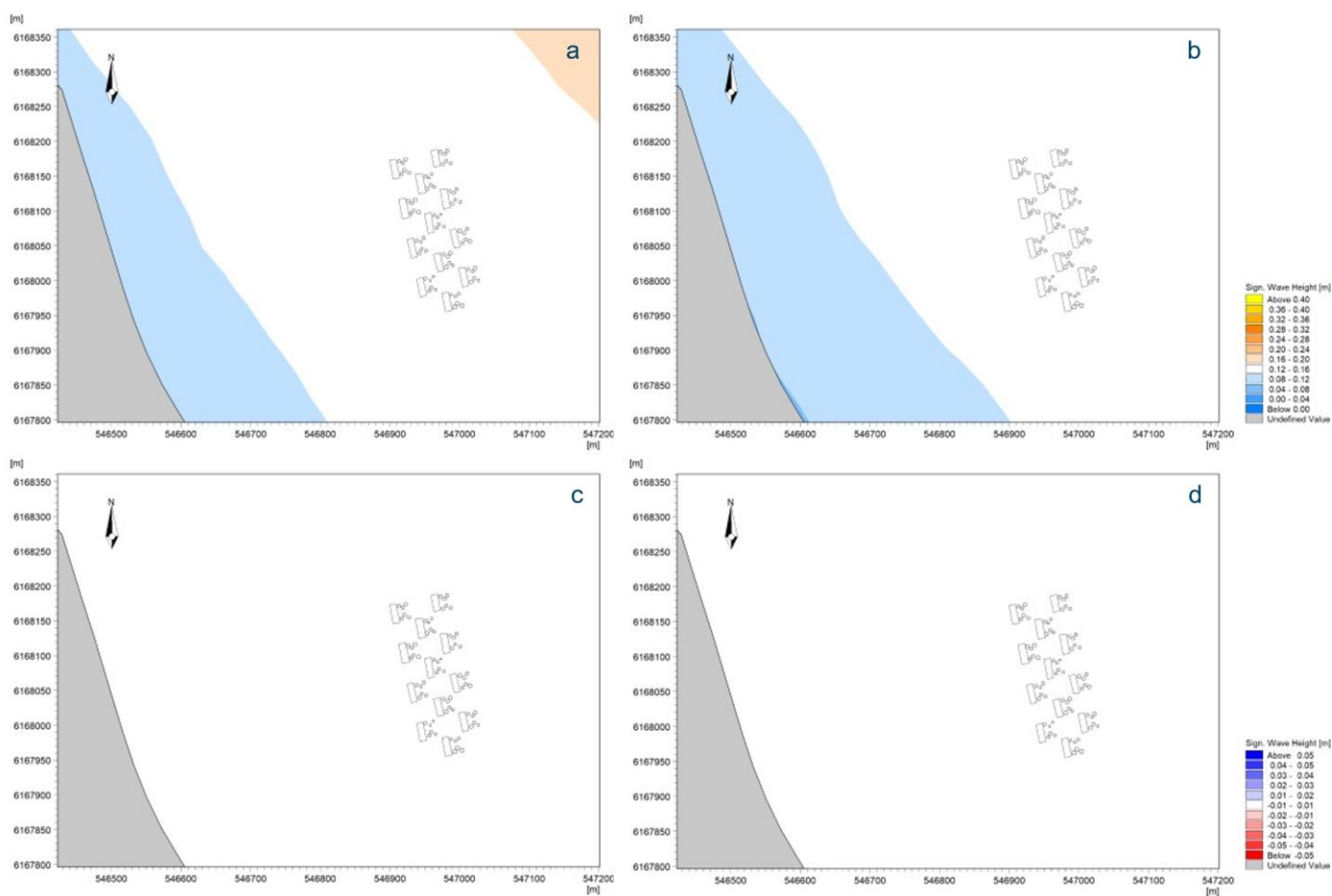


Figur A- 20 Gennemsnit af forskydningsspænding for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

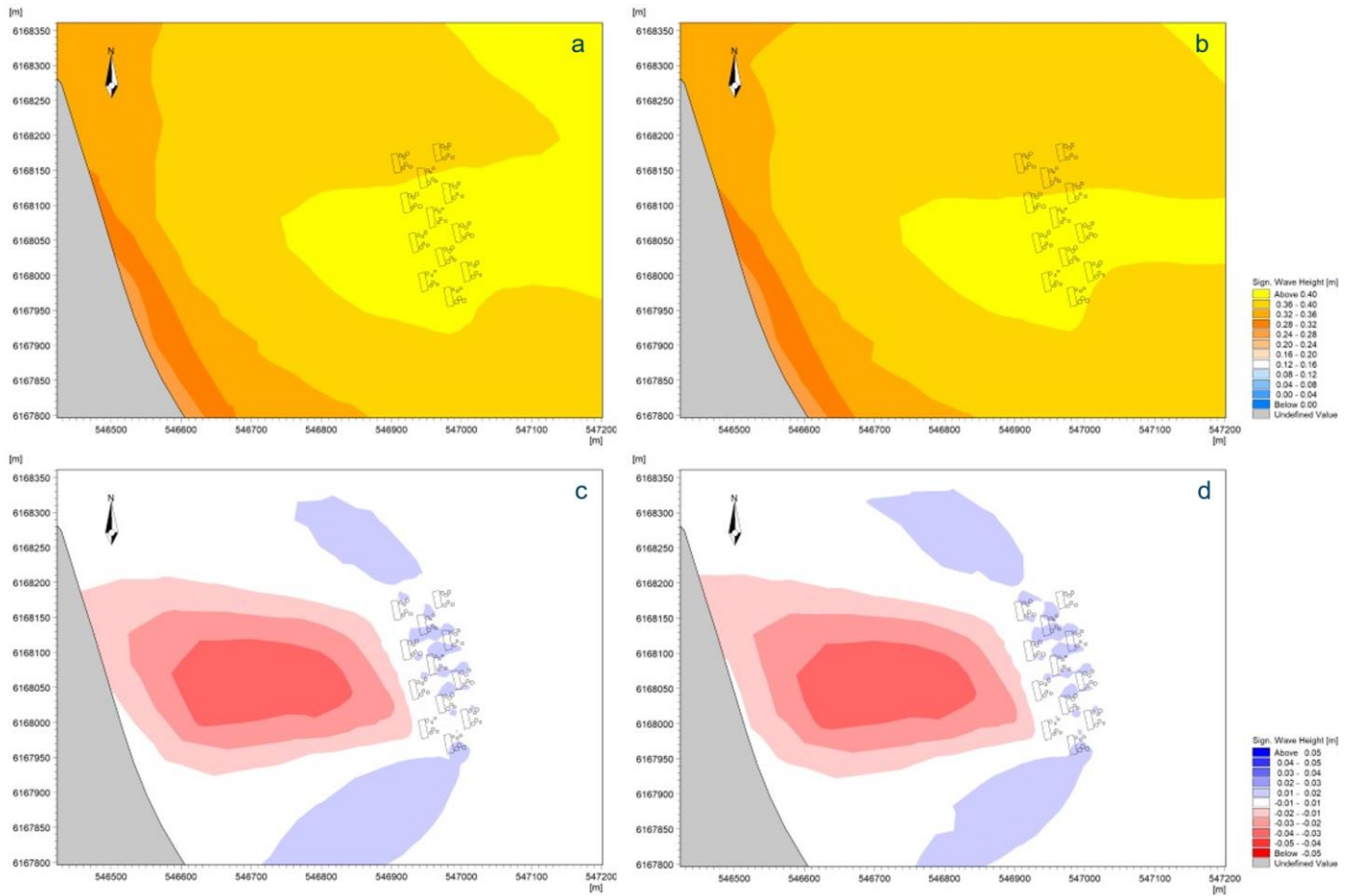


Figur A- 21 95-percentil af forskydningsspænding for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Bølger

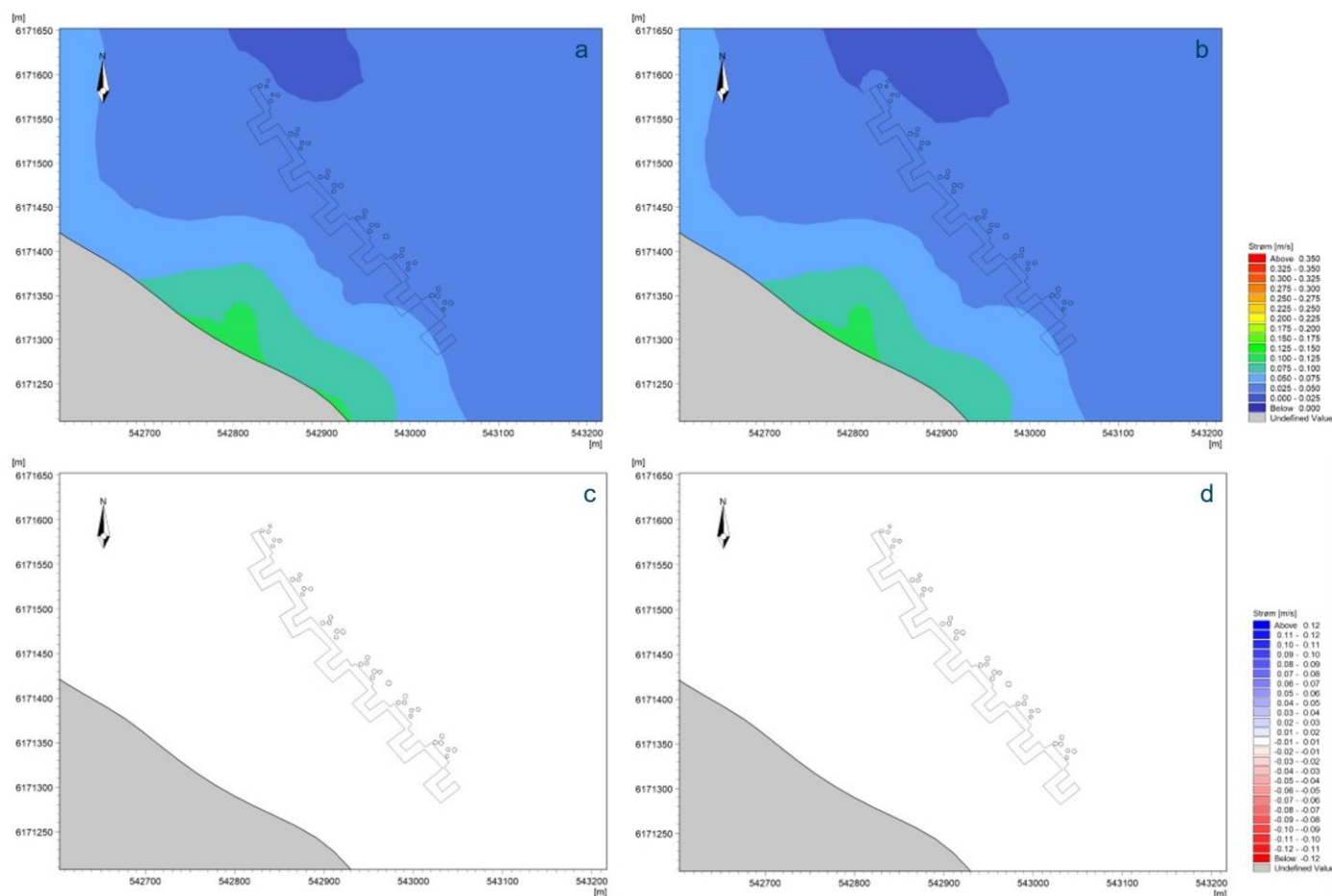


Figur A- 22 Gennemsnit af signifikant bølgehøjde for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

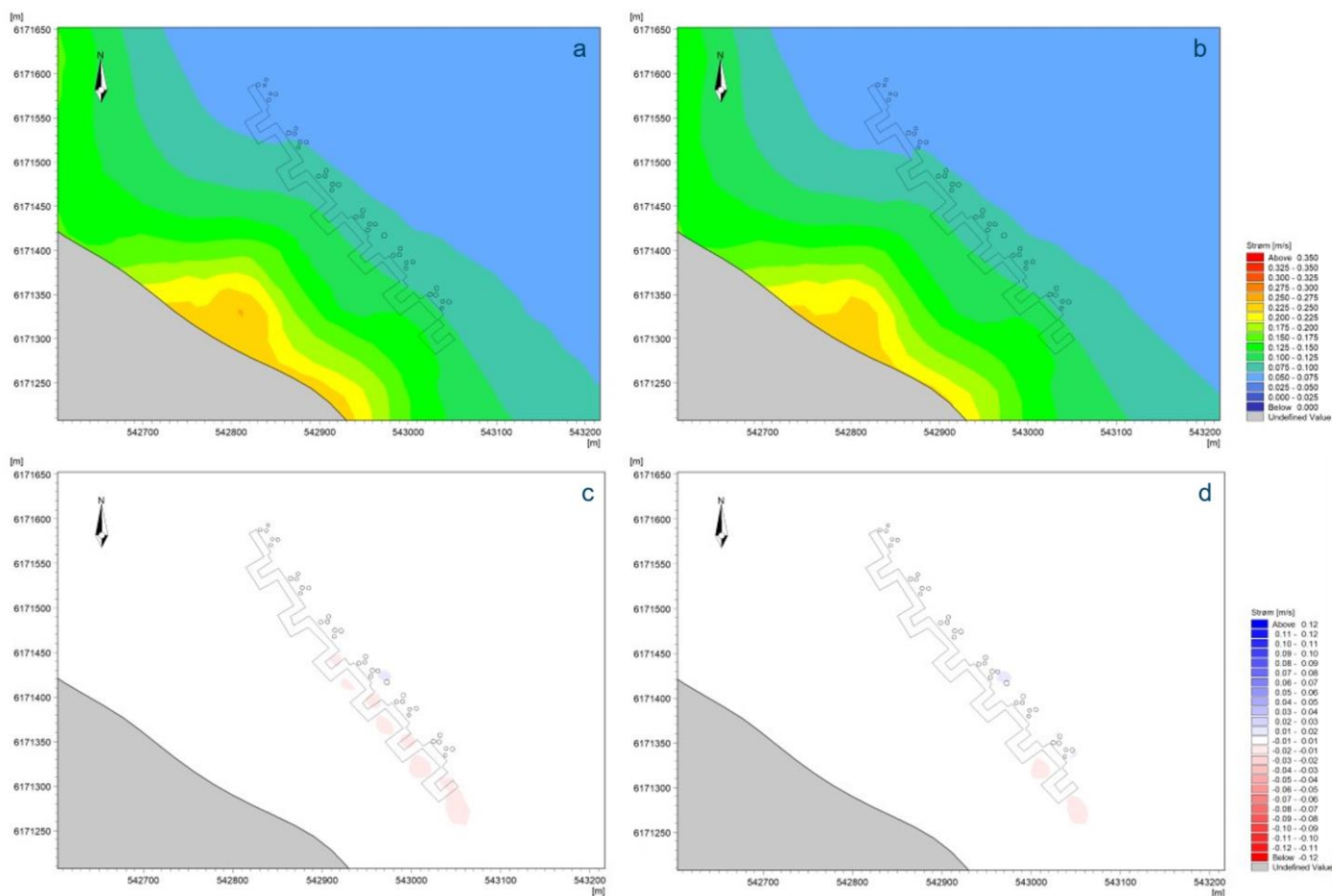


Figur A- 23 95-percentil af signifikant bølgehøjde for Mørkholt: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – vertikalt gennemsnit

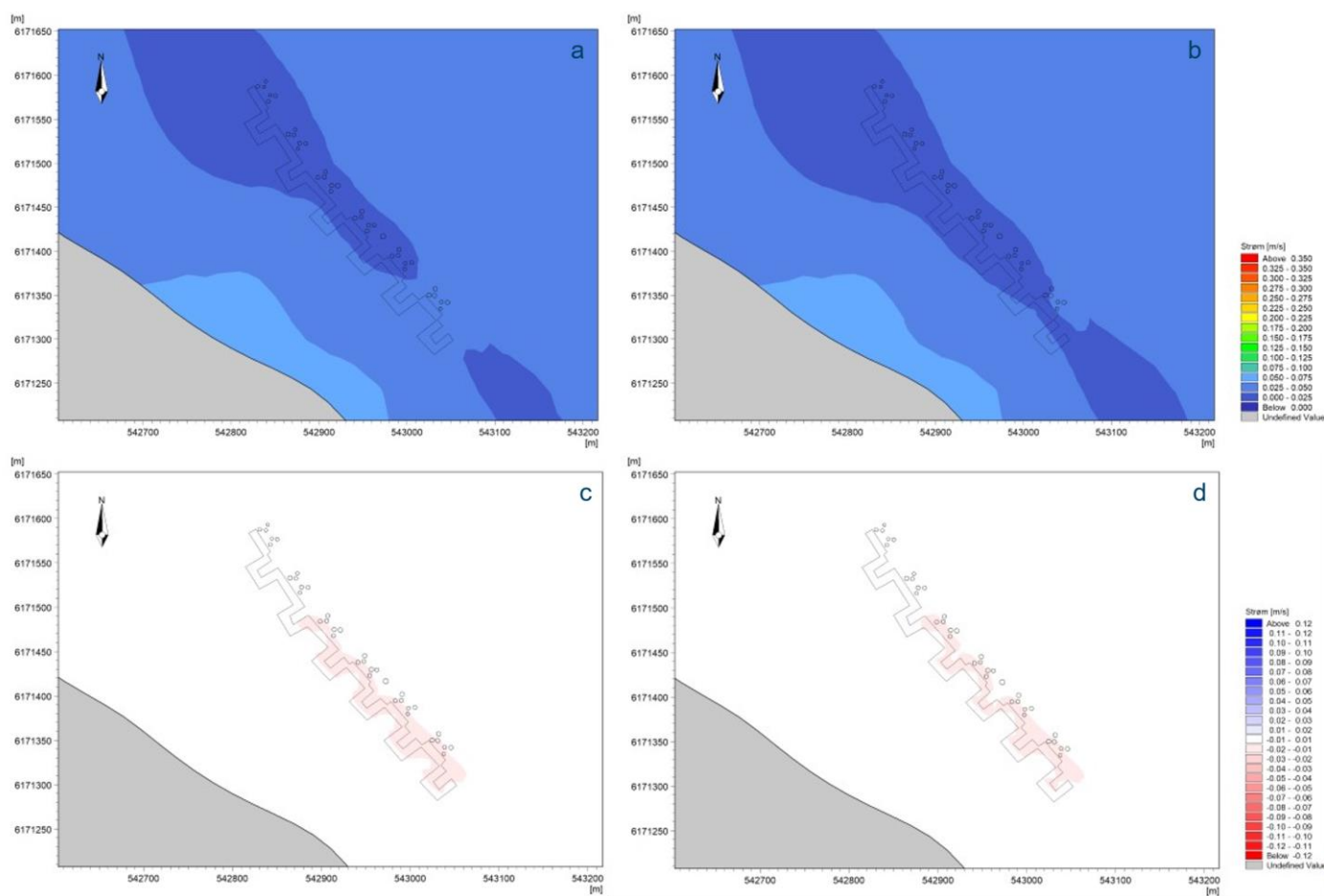


Figur A- 24 Gennemsnit af den vertikale gennemsnitsstrøm for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

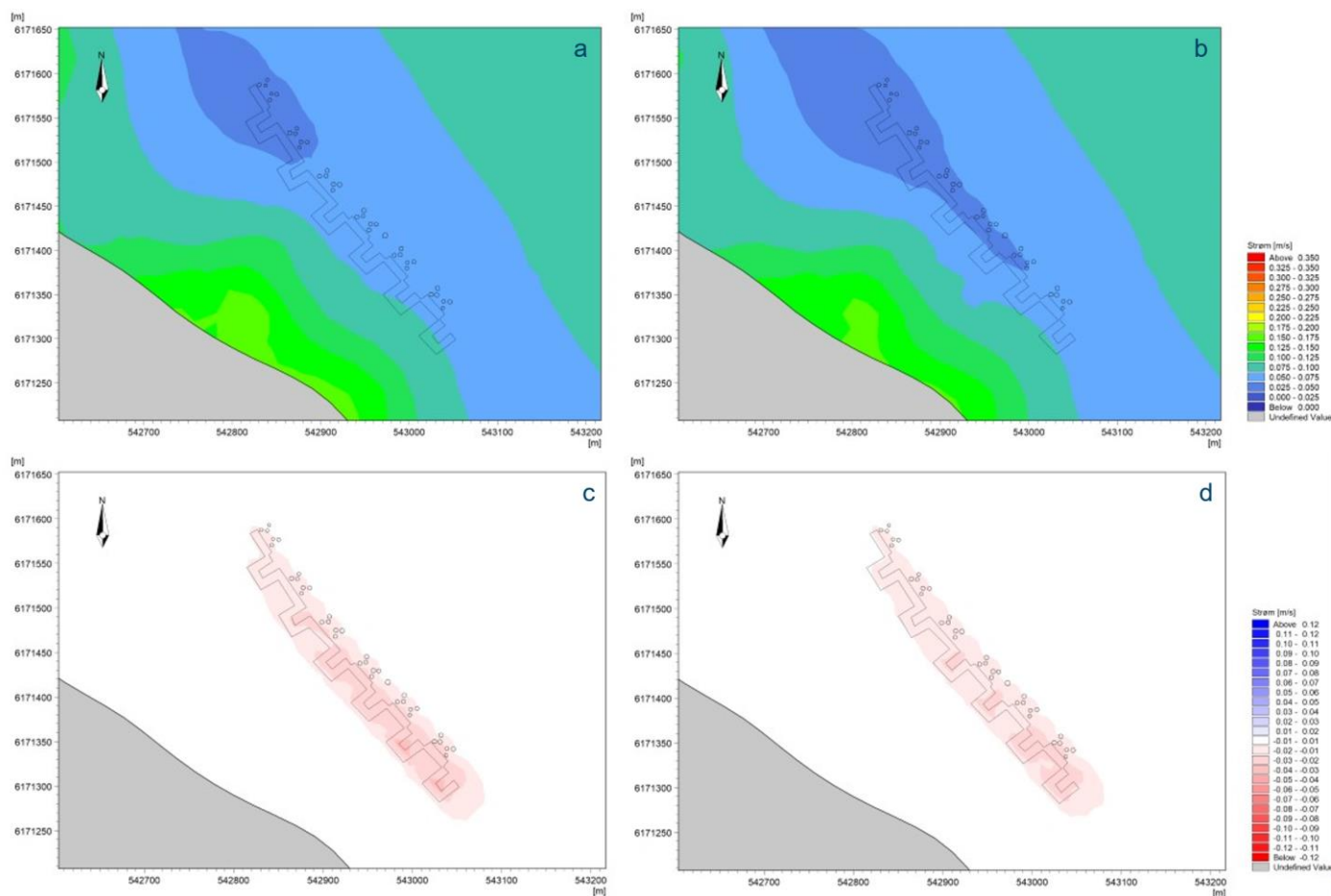


Figur A- 25 95-percentil af den vertikale gennemsnitsstrøm for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – bundstrøm

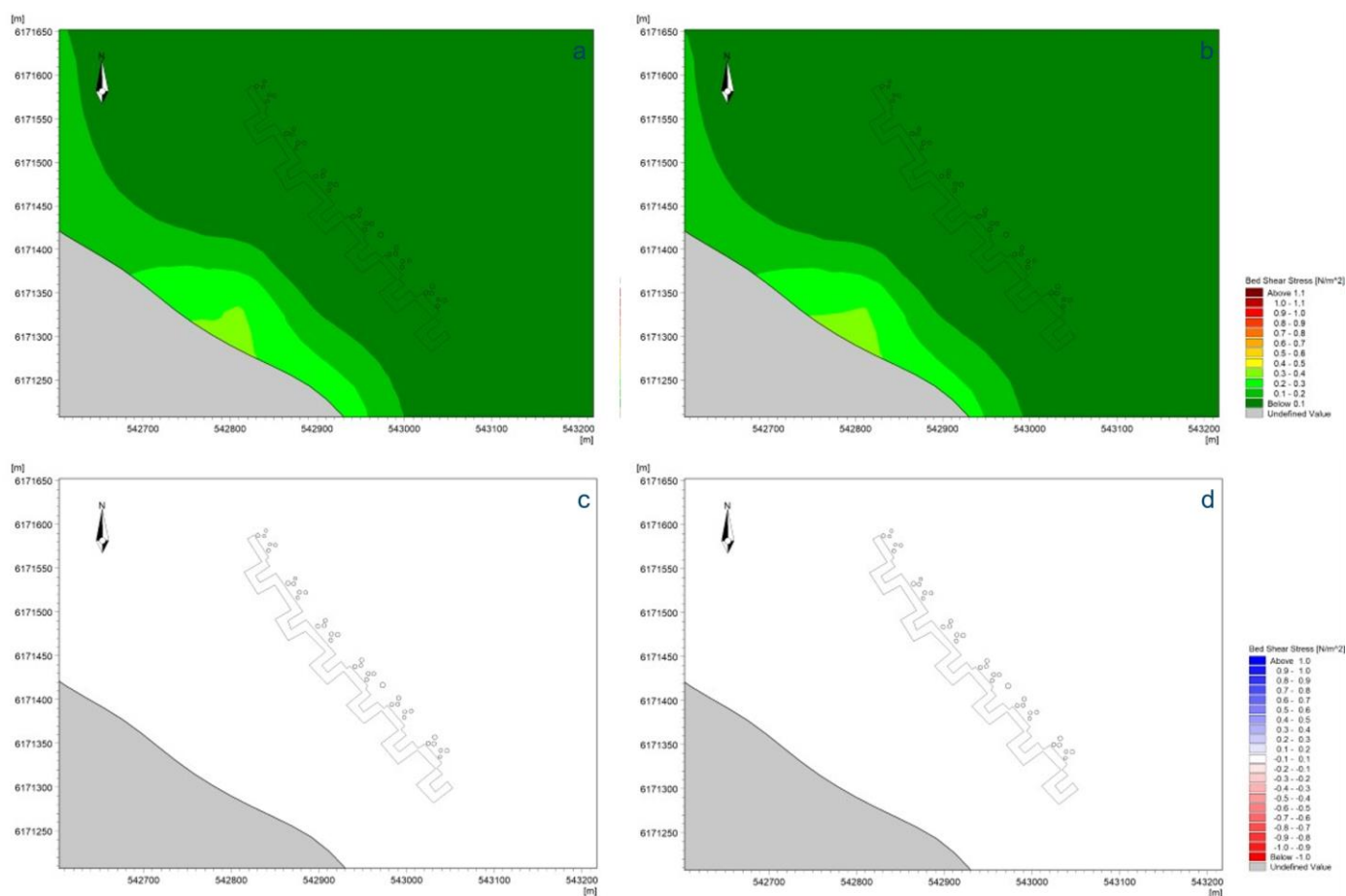


Figur A- 26 Gennemsnit af bundstrøm for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

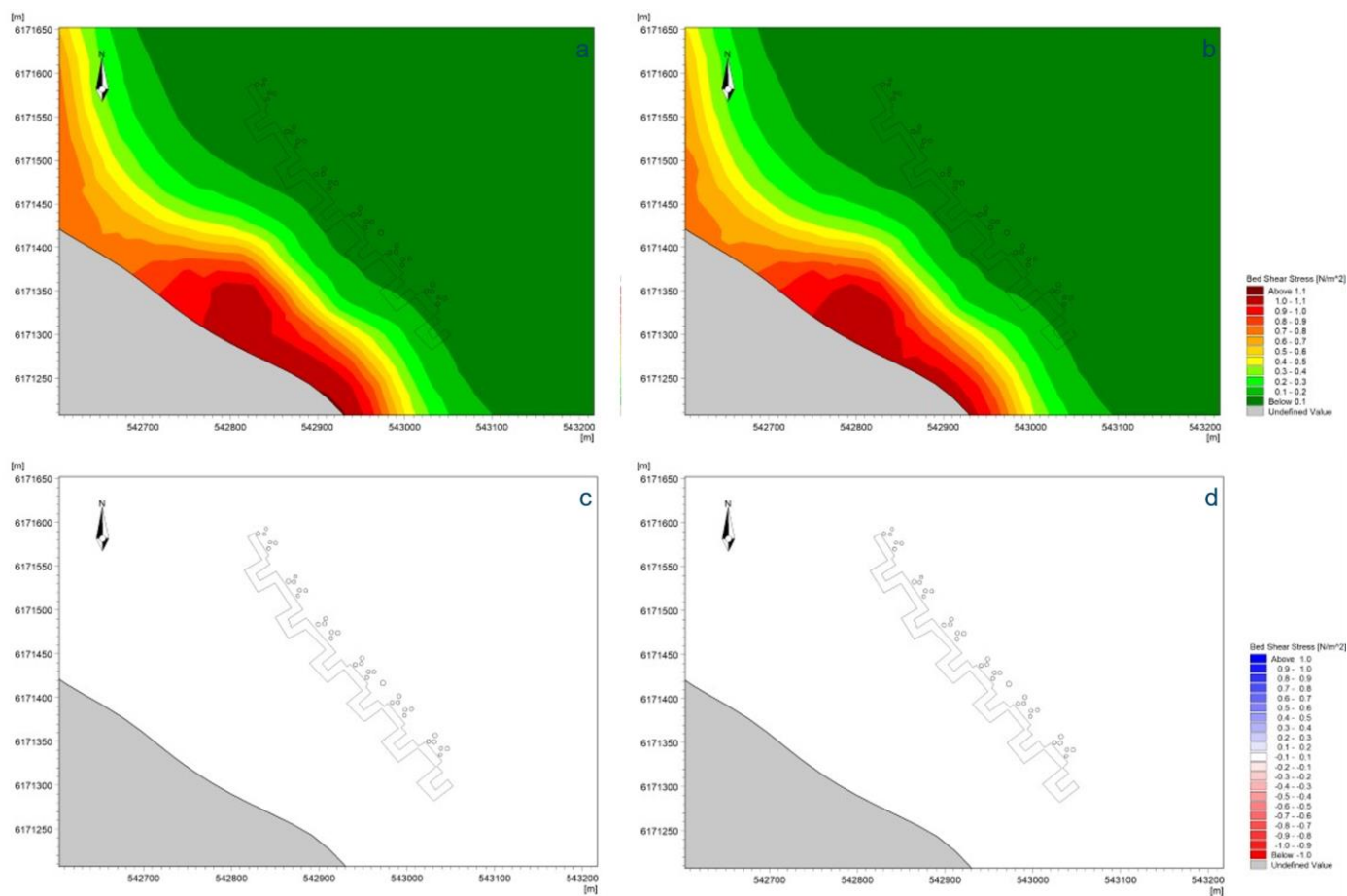


Figur A- 27 95-percentil af bundstrøm for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Forskydningsspænding

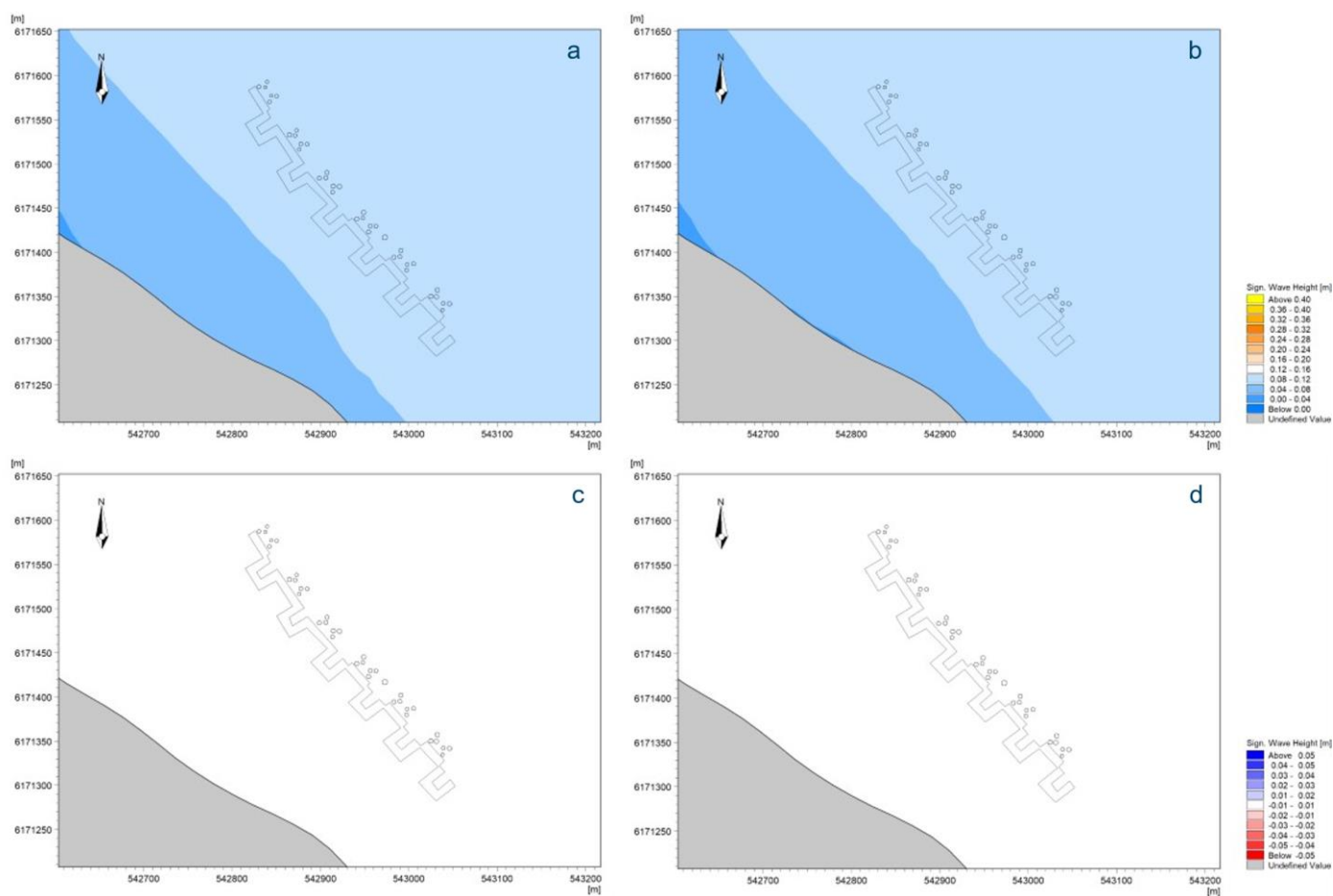


Figur A- 28 Gennemsnit af forskydningsspænding for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

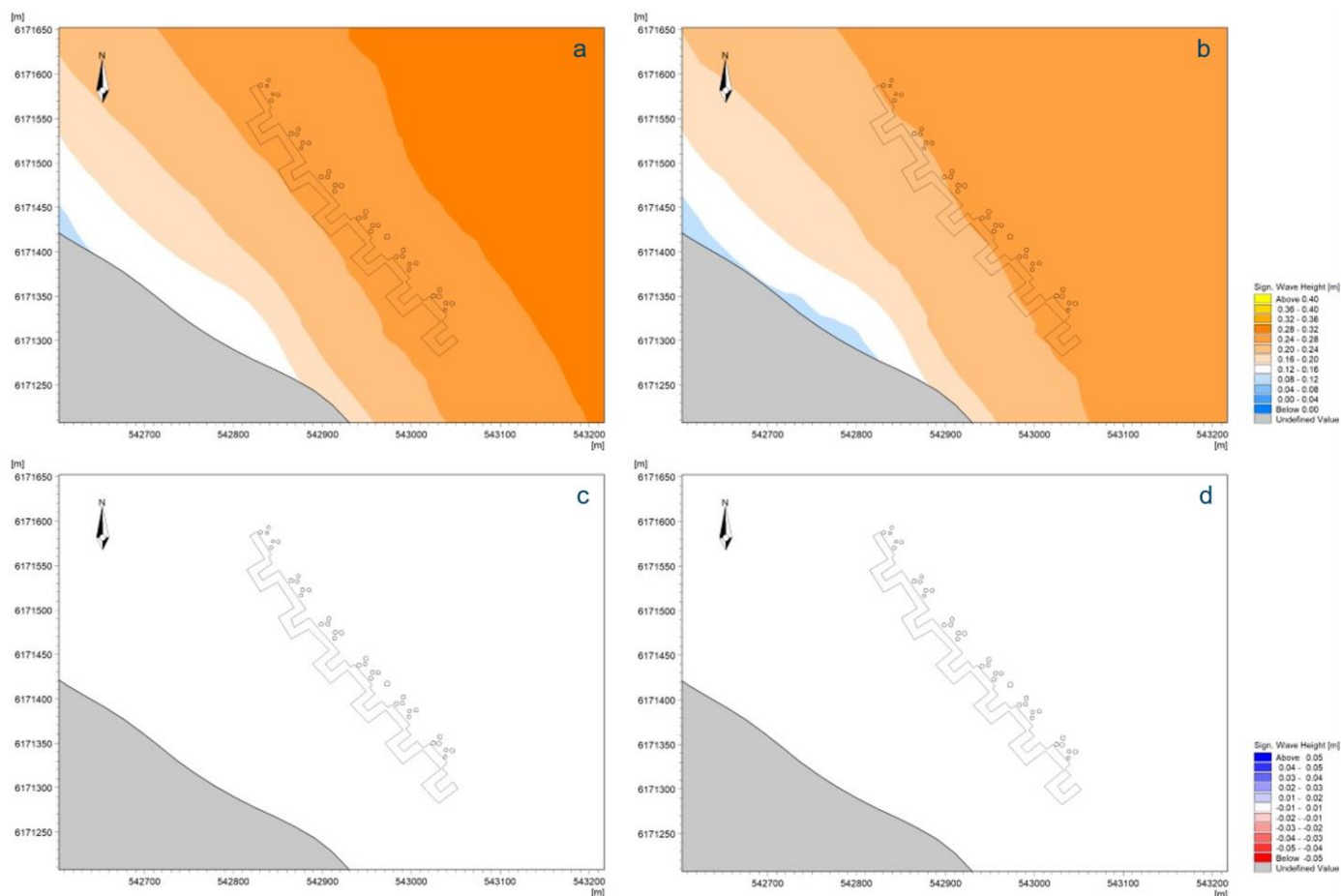


Figur A- 29 95-percentil af forskydningsspænding for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Bølger

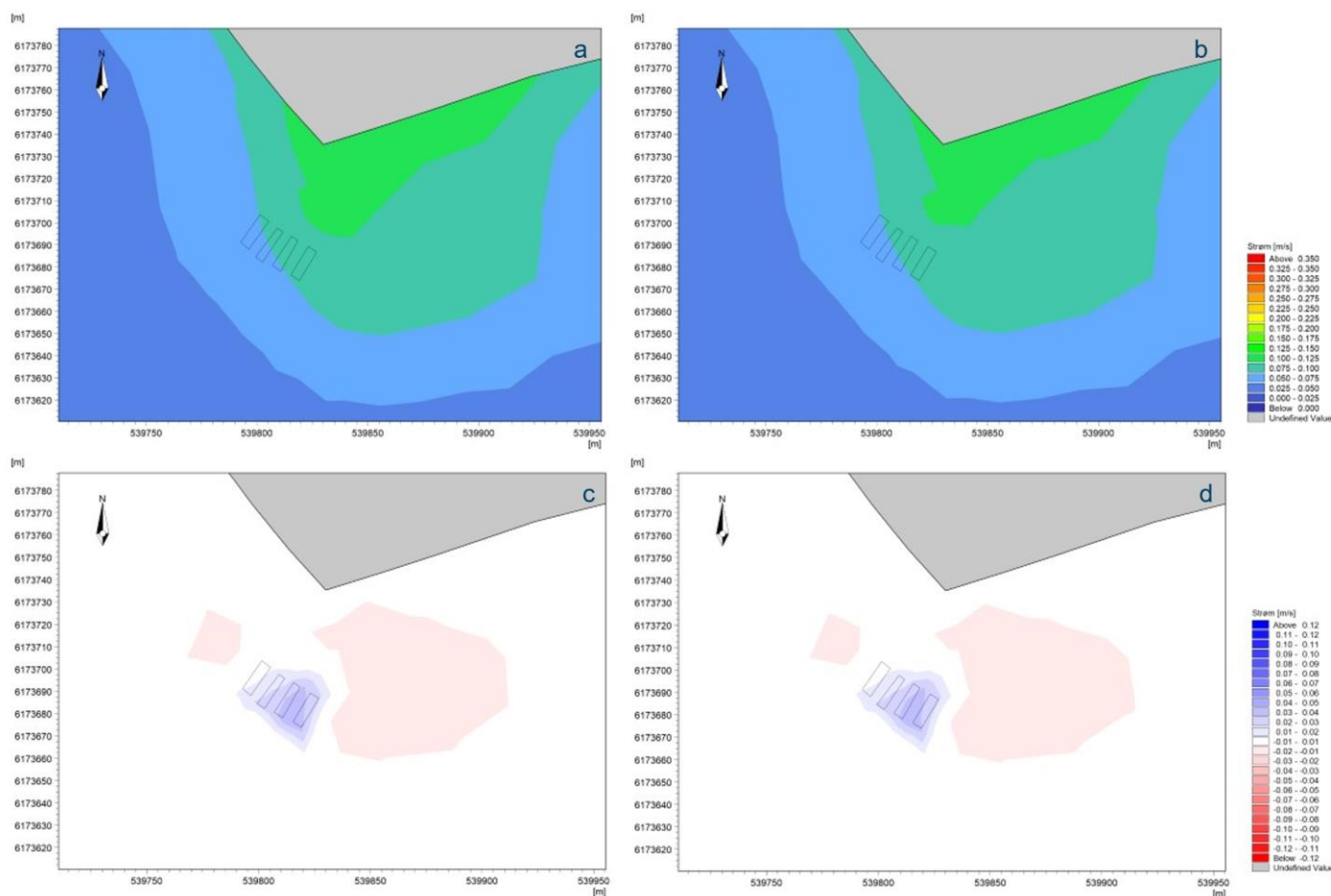


Figur A- 30 Gennemsnit af signifikant bølgehøjde for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

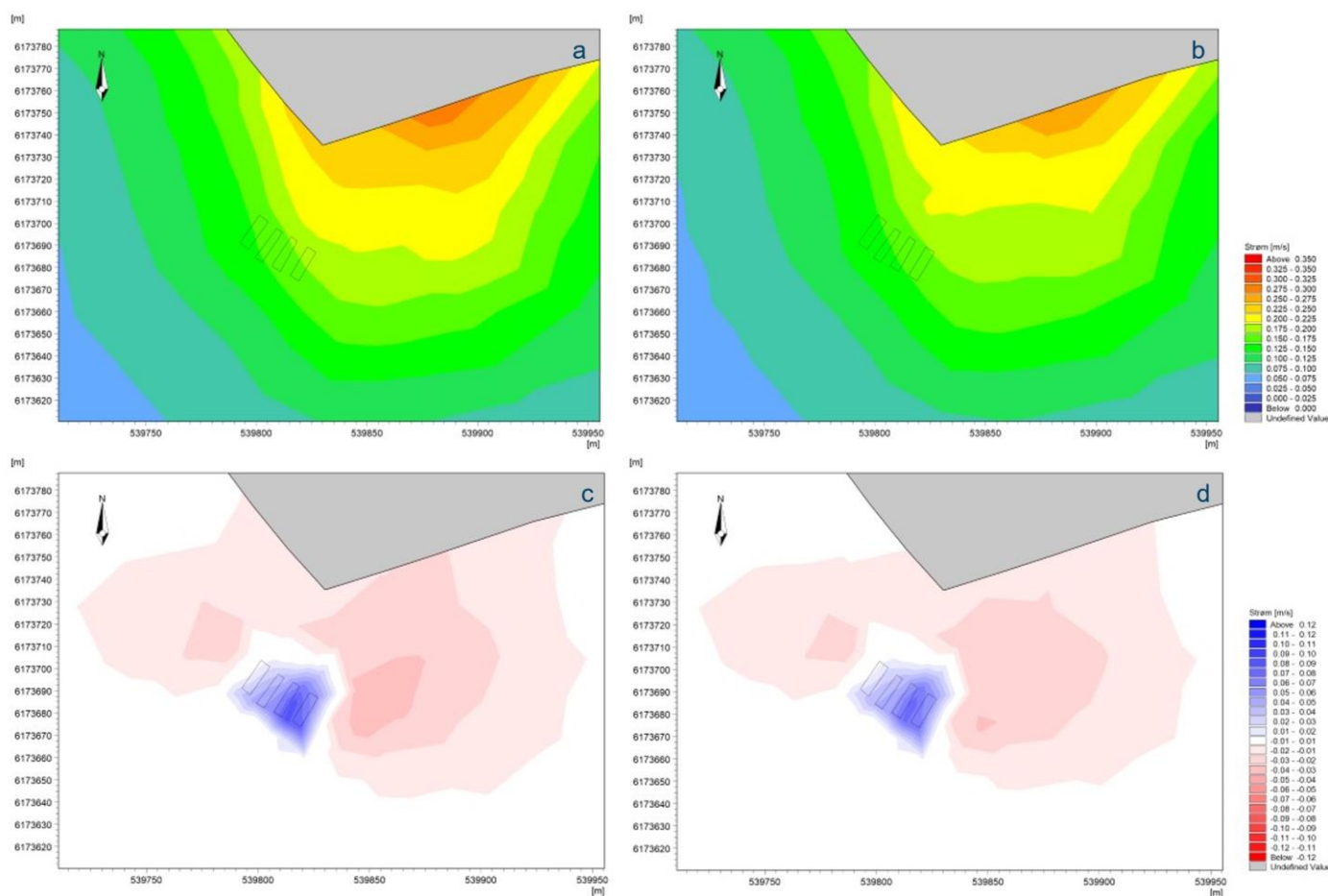


Figur A- 31 95-percentil af signifikant bølgehøjde for Sellerup: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – vertikalt gennemsnit

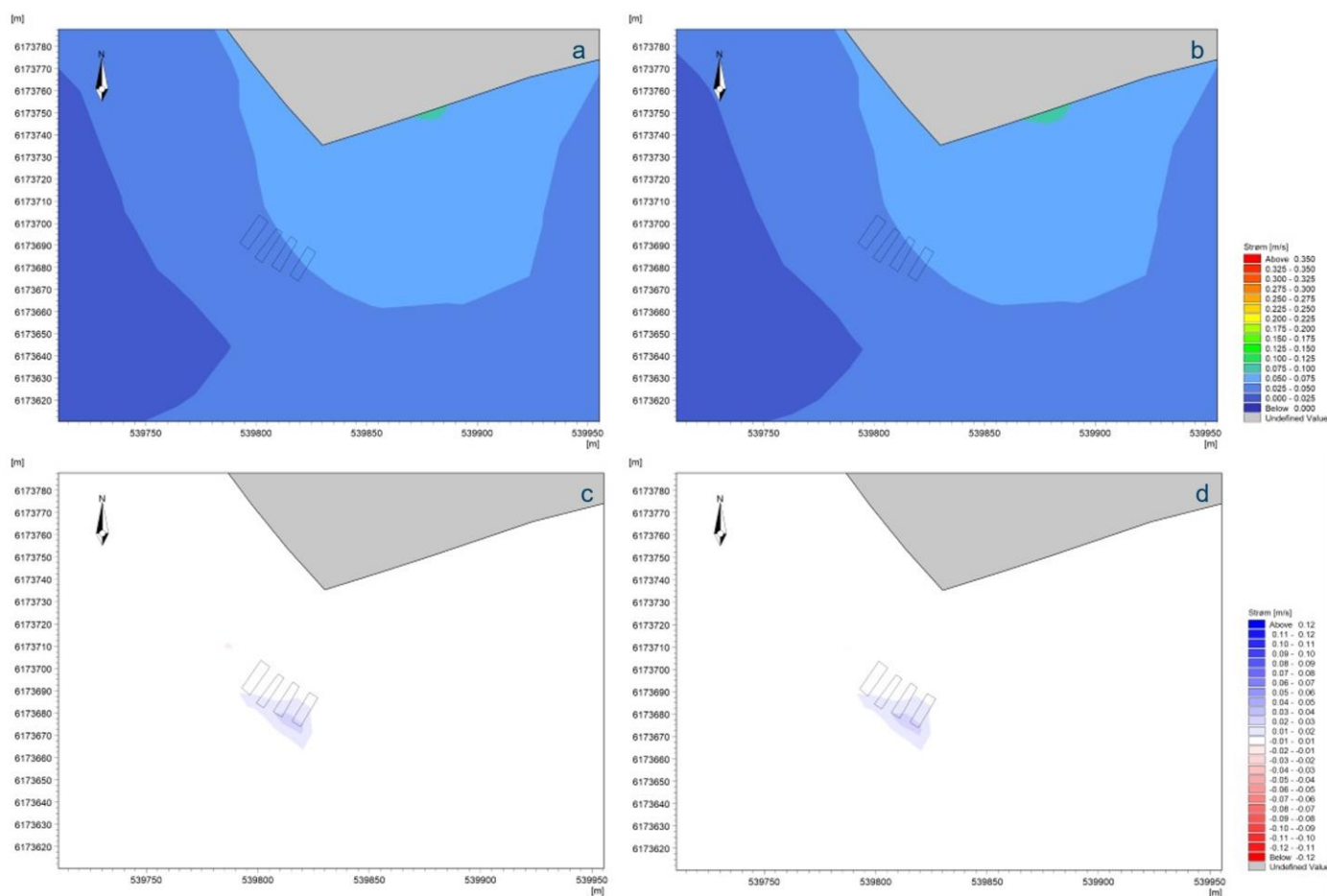


Figur A- 32 Gennemsnit af den vertikale gennemsnitsstrøm for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

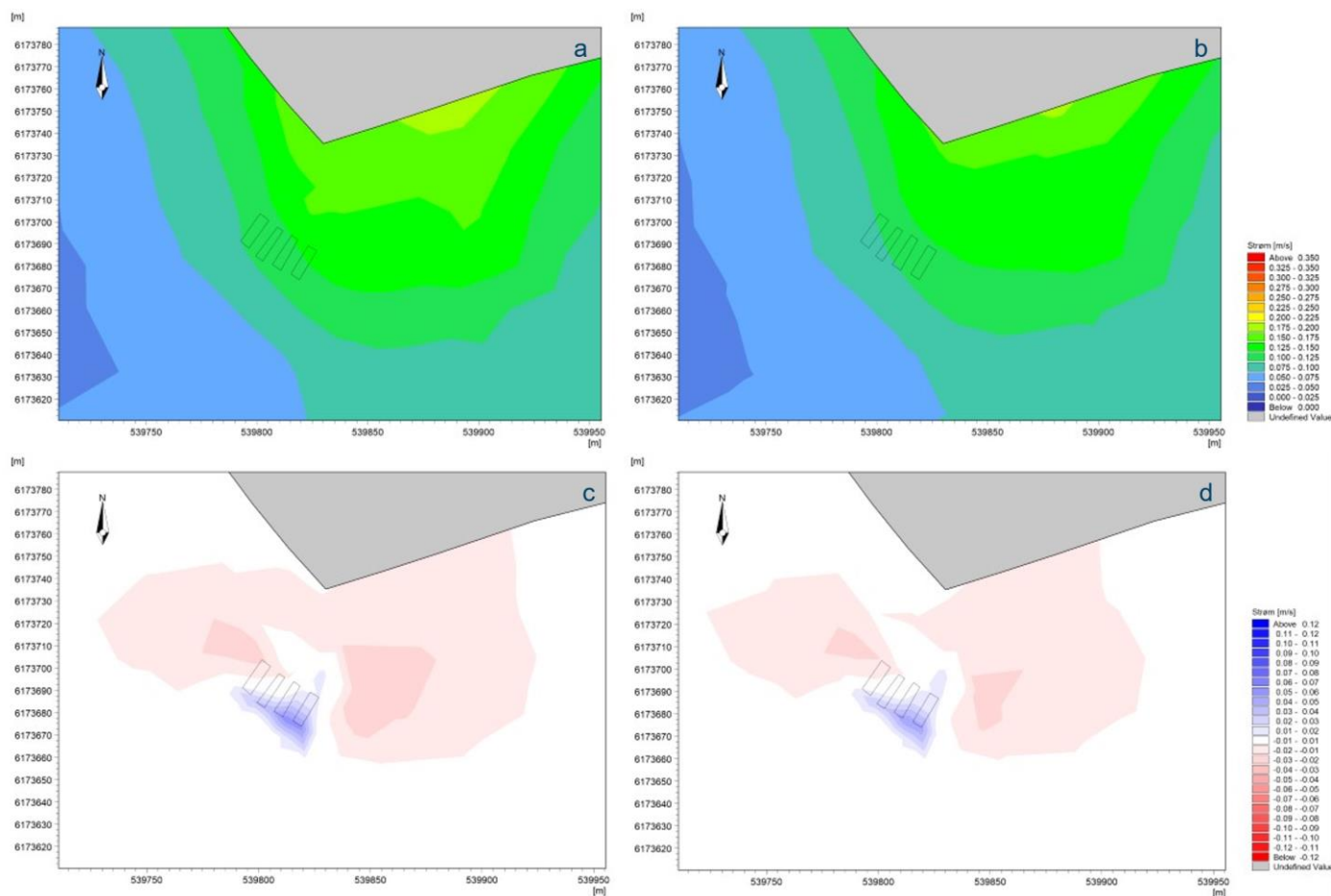


Figur A- 33 95-percentil af den vertikale gennemsnitsstrøm for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – bundstrøm

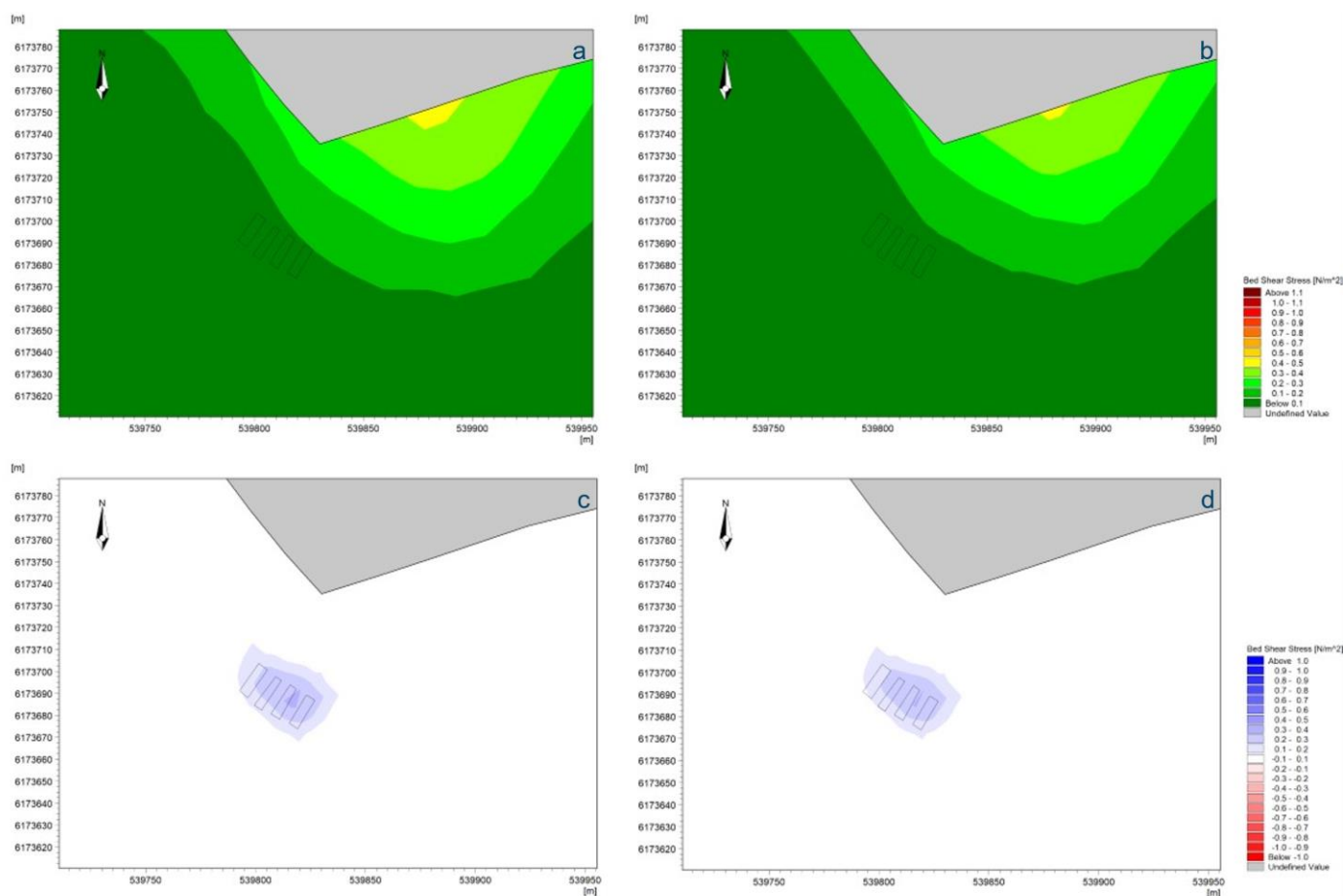


Figur A- 34 Gennemsnit af bundstrøm for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

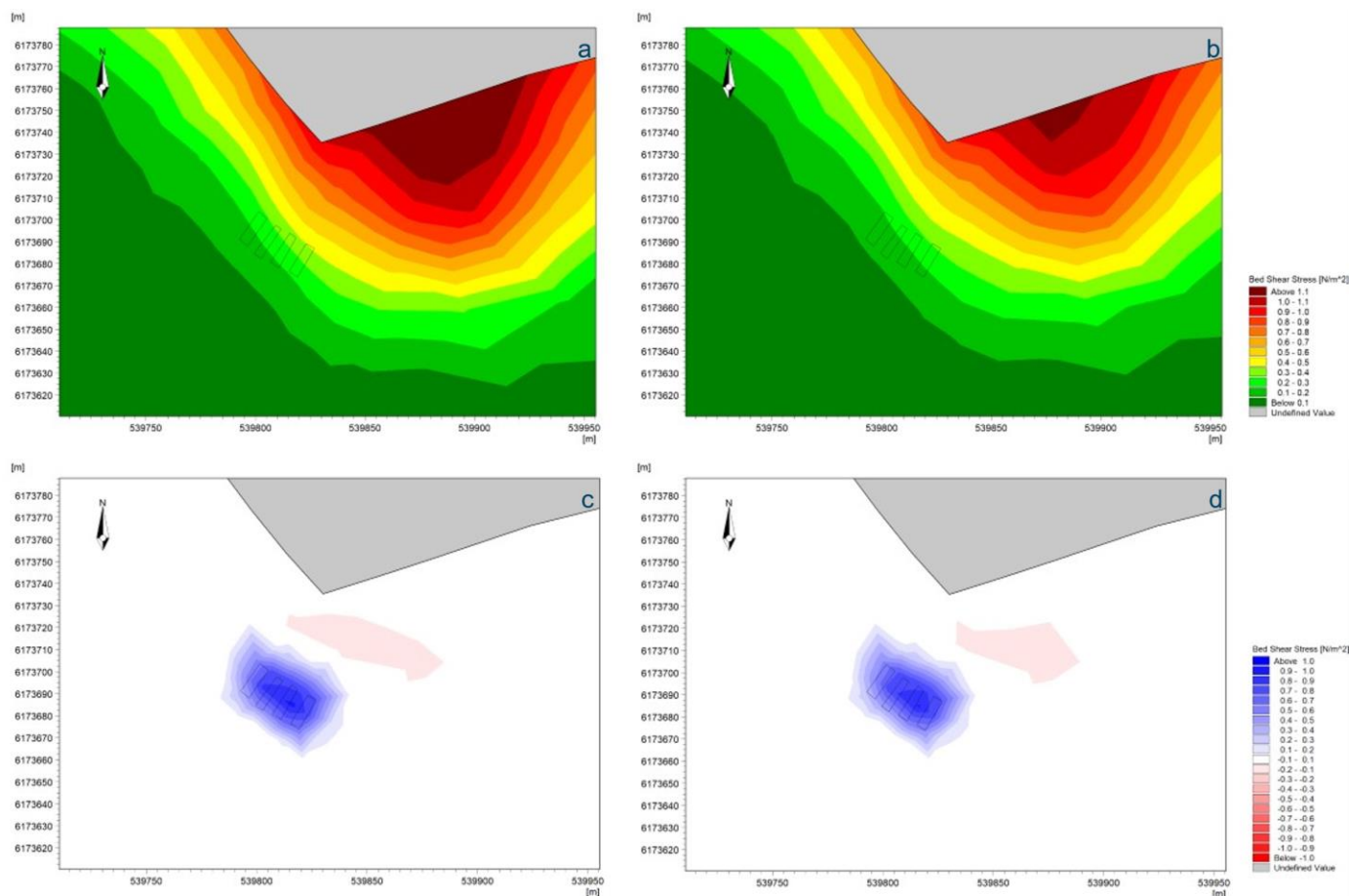


Figur A- 35 95-percentil af bundstrøm for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Forskydningsspænding

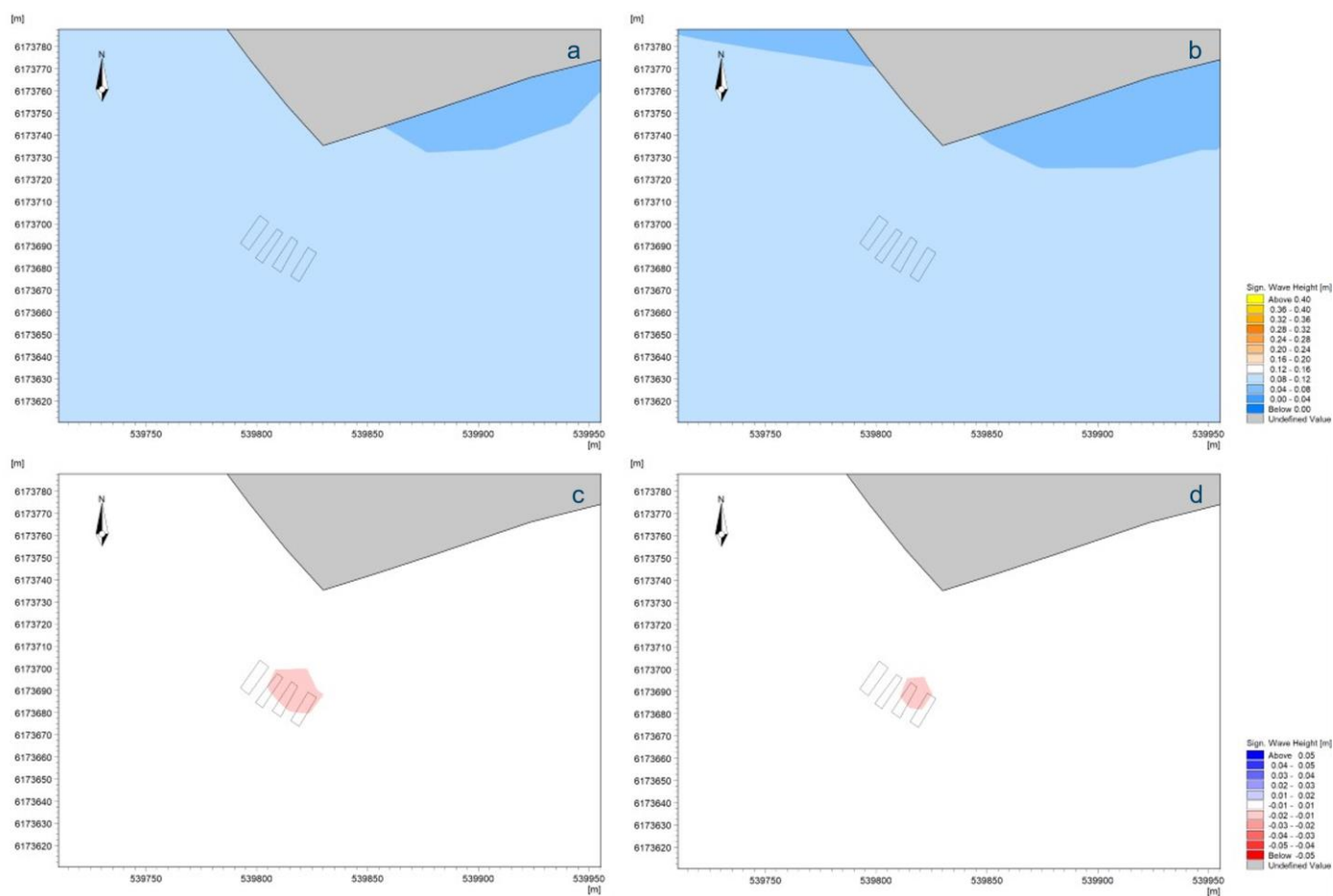


Figur A- 36 Gennemsnit af forskydningsspænding for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

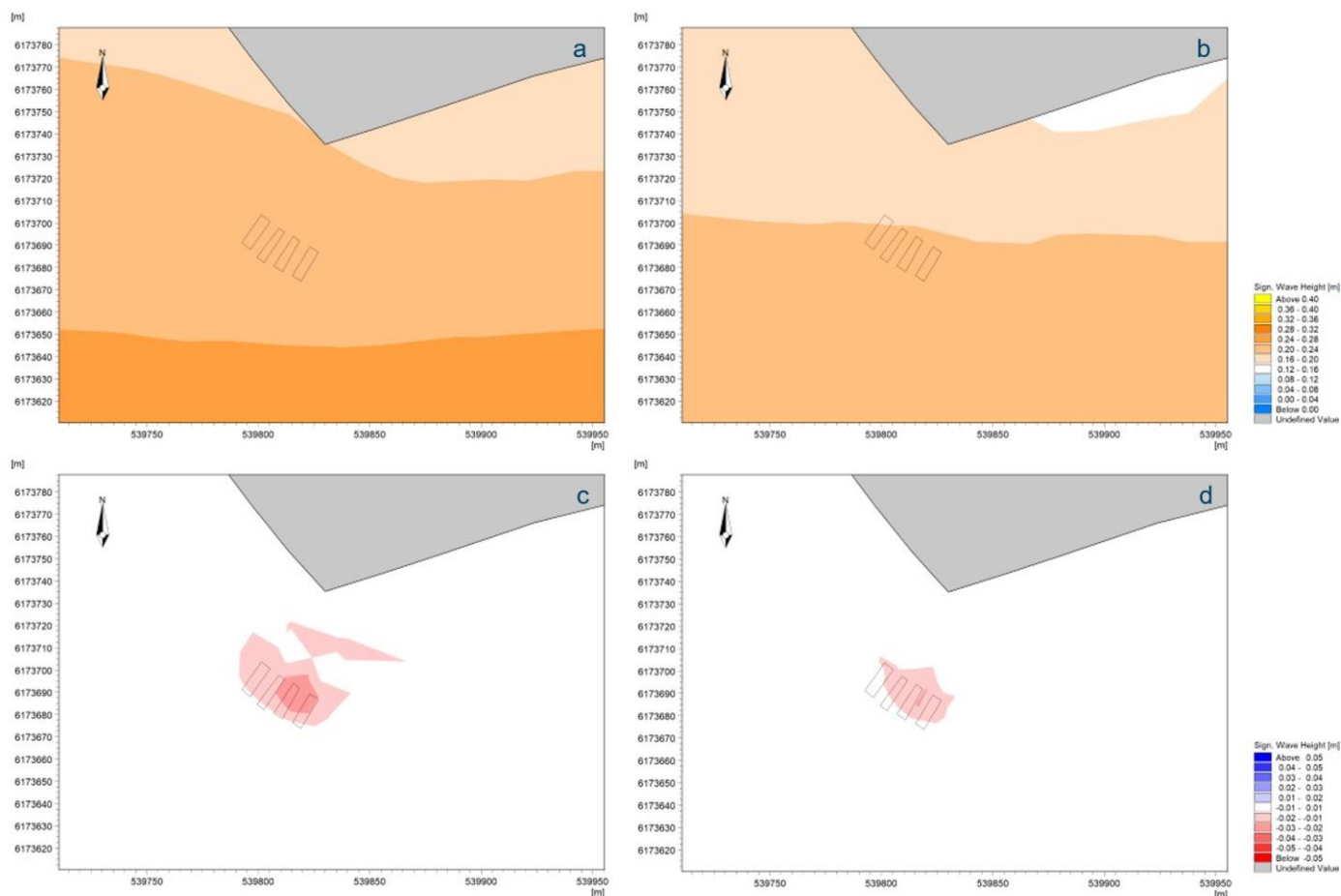


Figur A- 37 95-percentil af forskydningsspænding for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Bølger

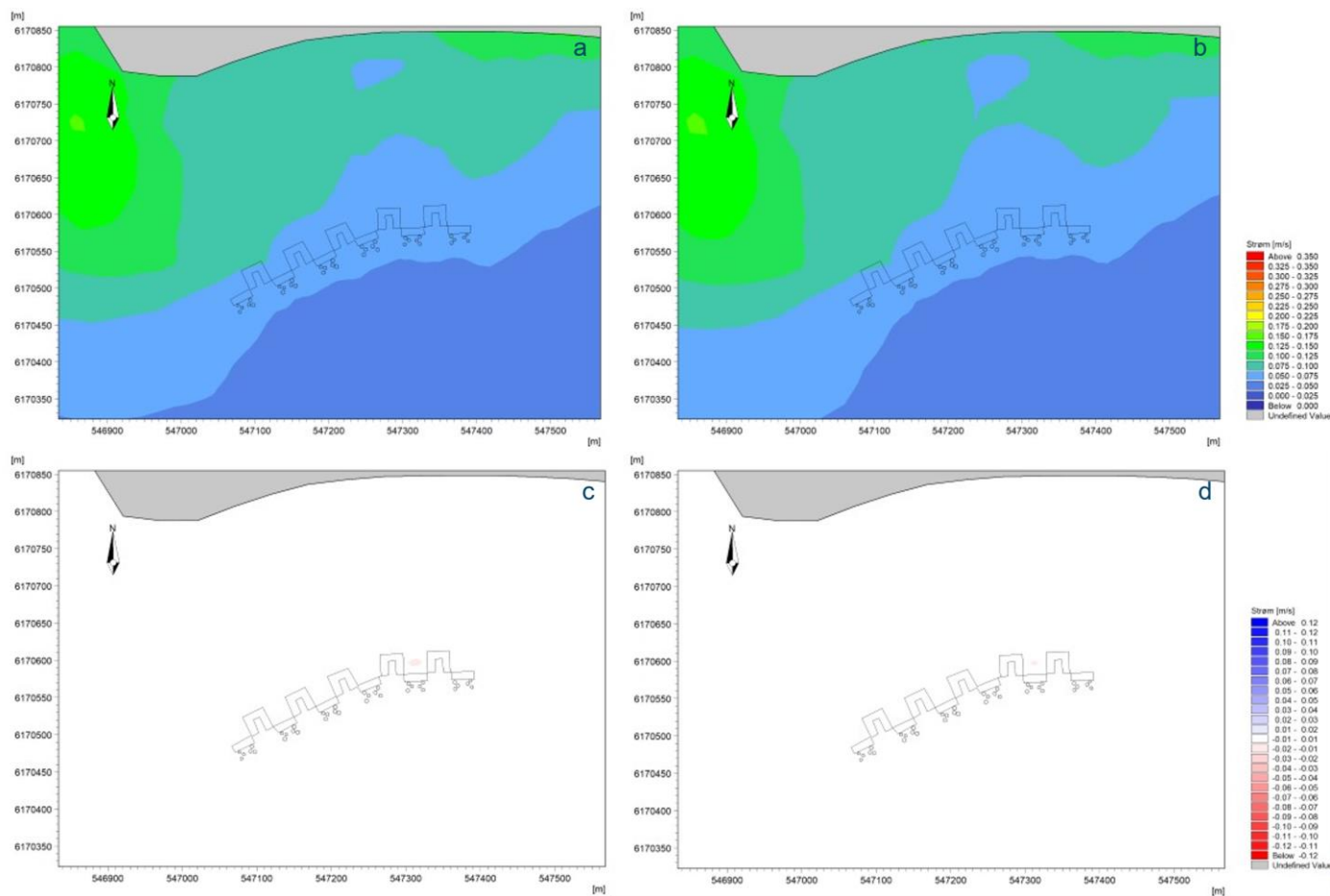


Figur A- 38 Gennemsnit af signifikant bølgehøjde for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

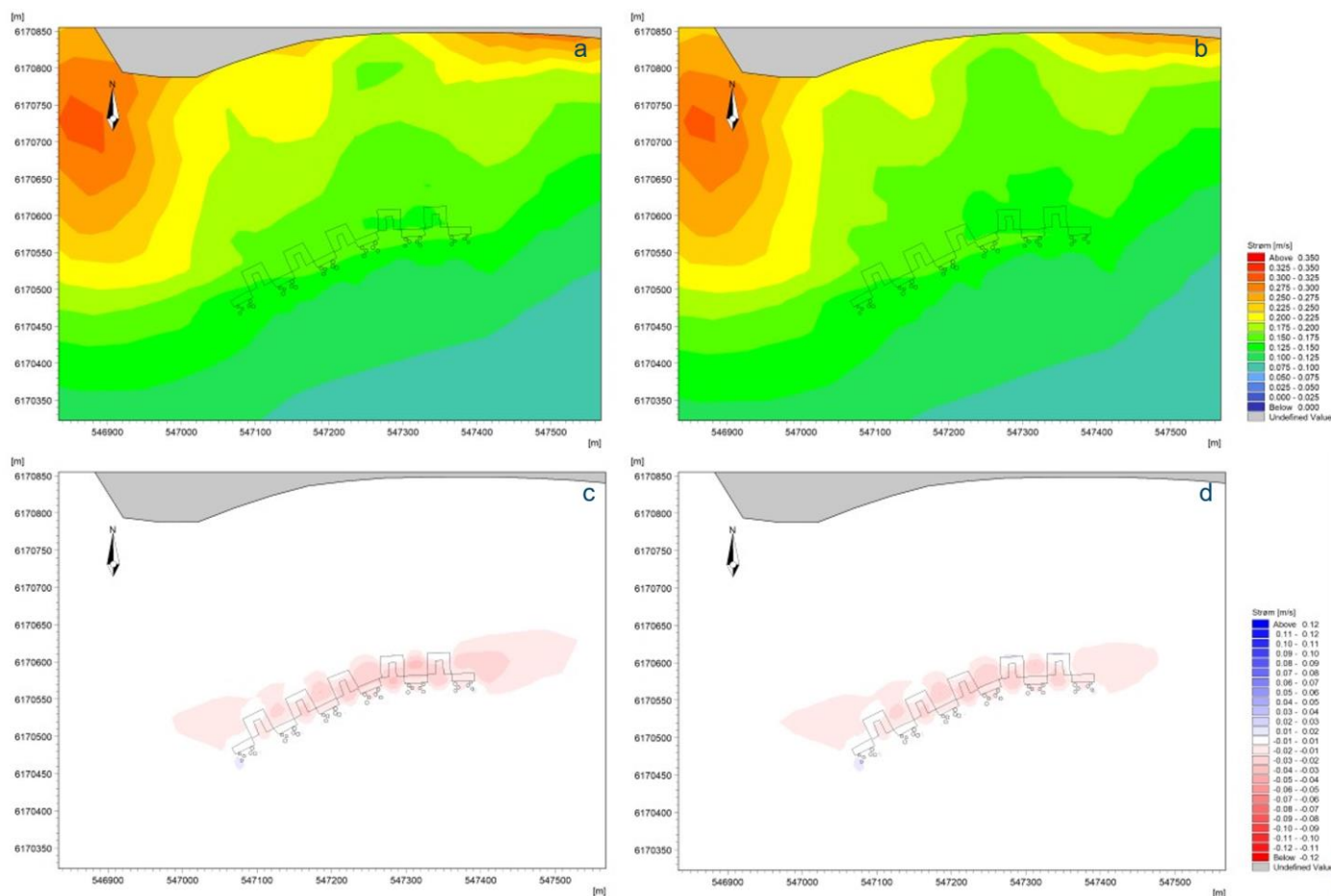


Figur A- 39 95-percentil af signifikant bølgehøjde for Tirsbæk: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – vertikalt gennemsnit

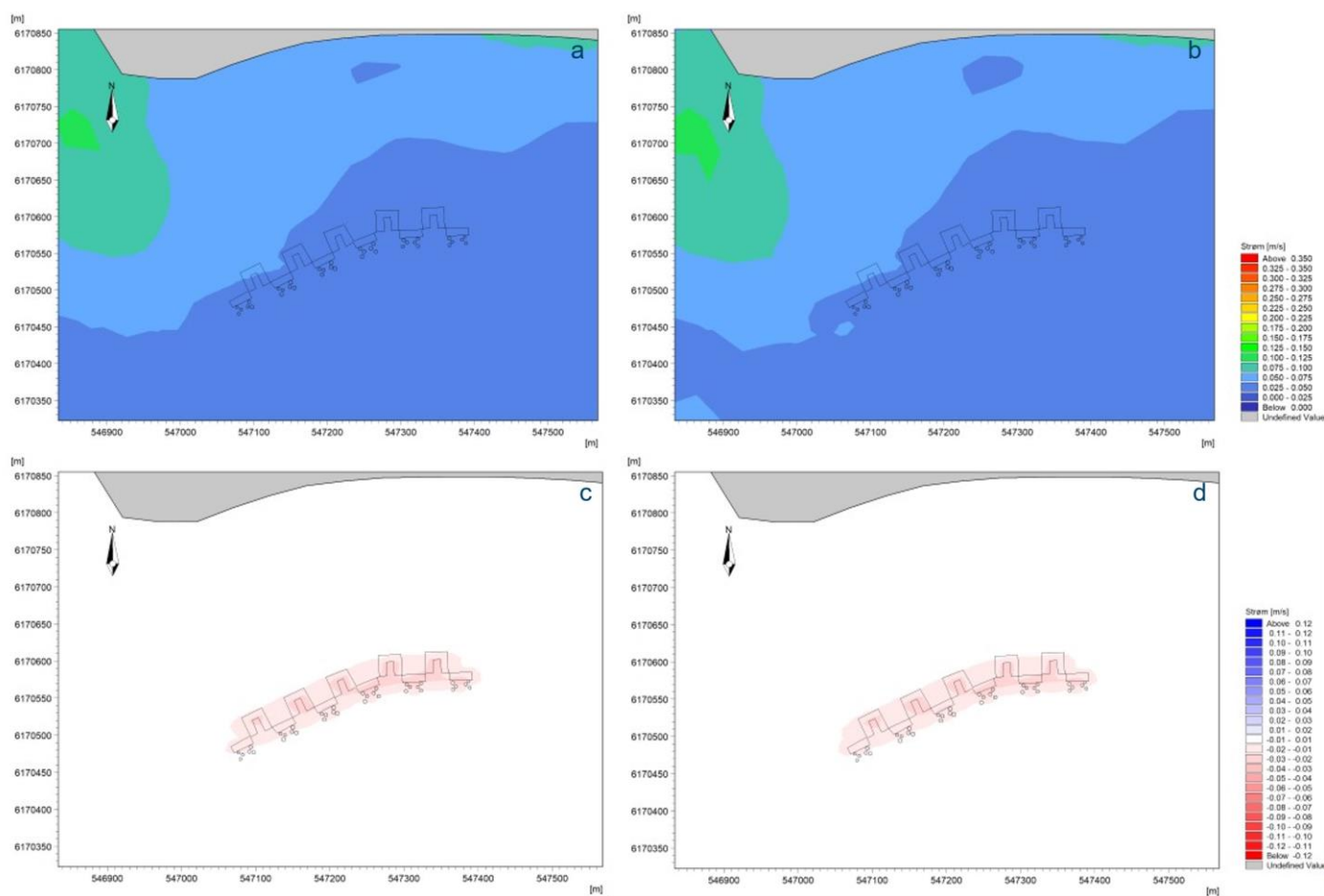


Figur A- 40 Gennemsnit af den vertikale gennemsnitsstrøm for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

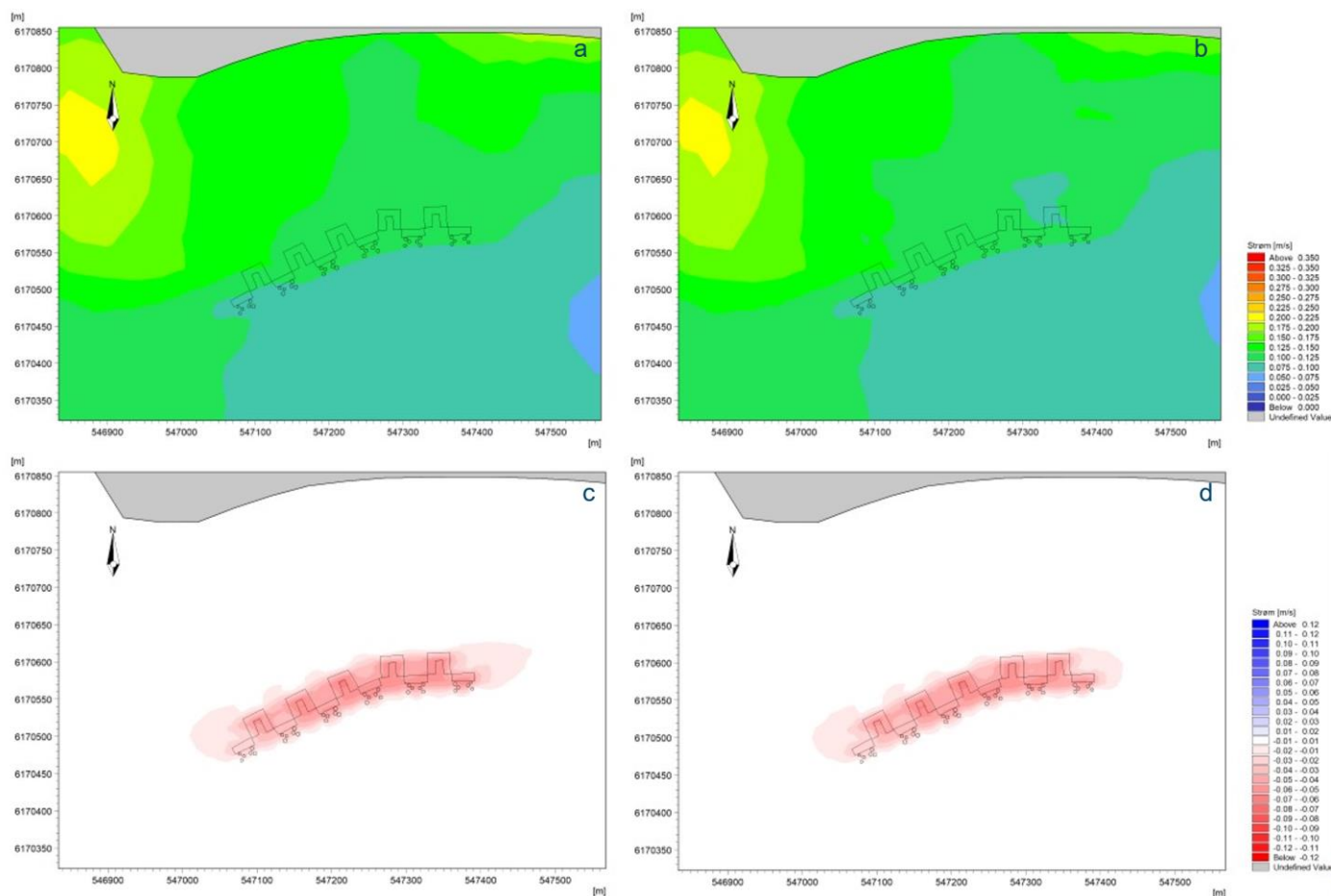


Figur A- 41 95-percentil af den vertikale gennemsnitsstrøm for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Strøm – bundstrøm

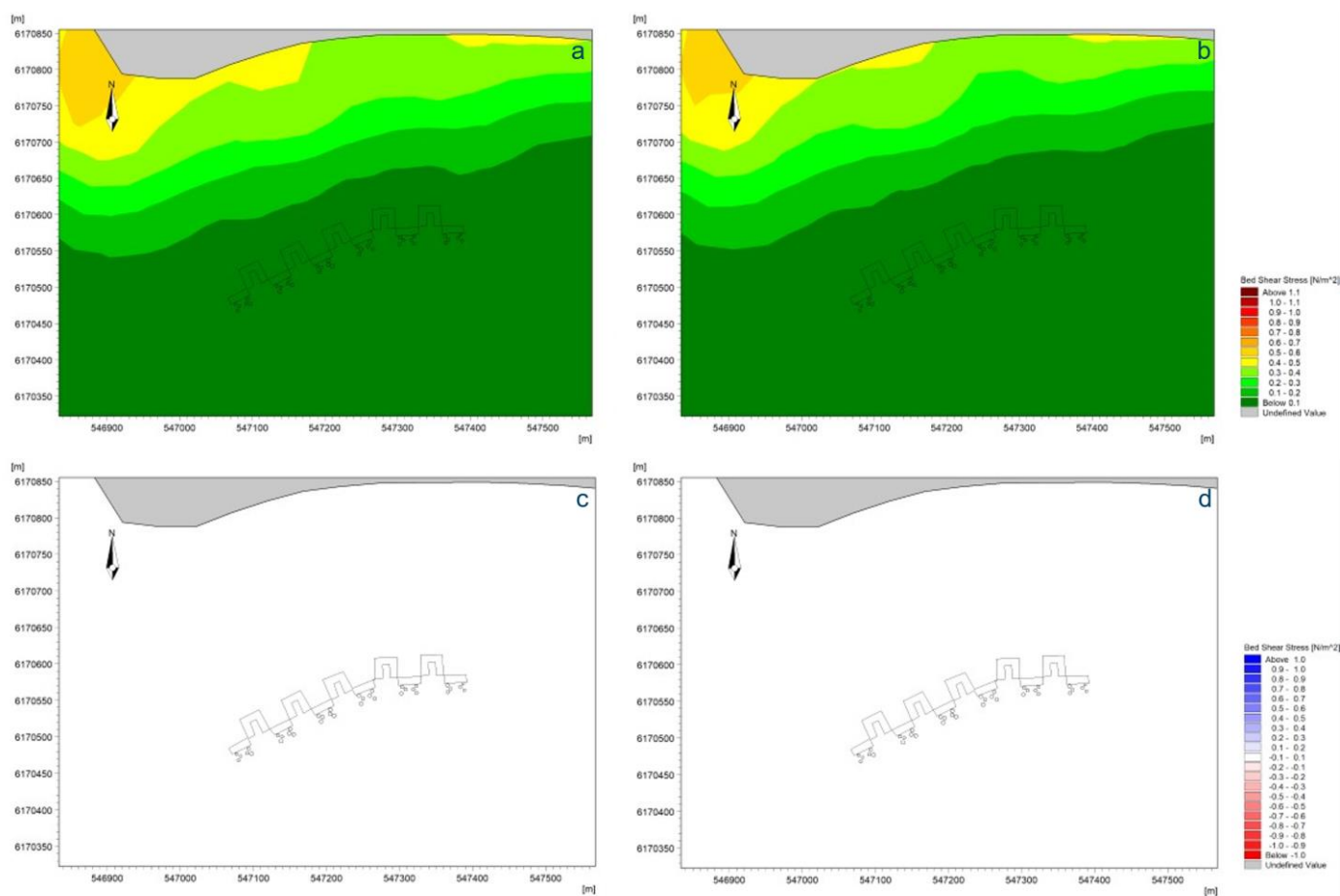


Figur A- 42 Gennemsnit af bundstrøm for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

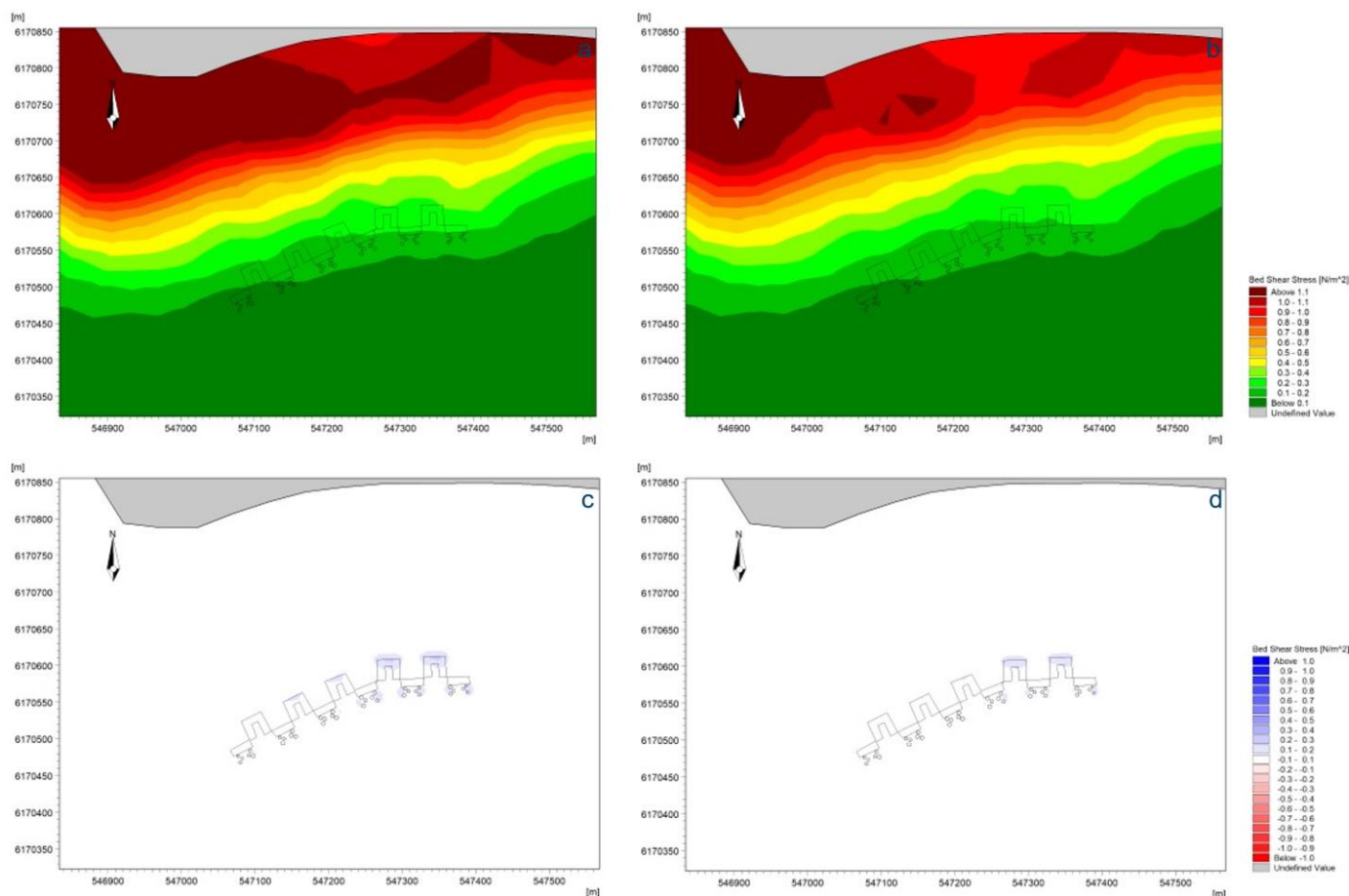


Figur A- 43 95-percentil af bundstrøm for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Forskydningsspænding

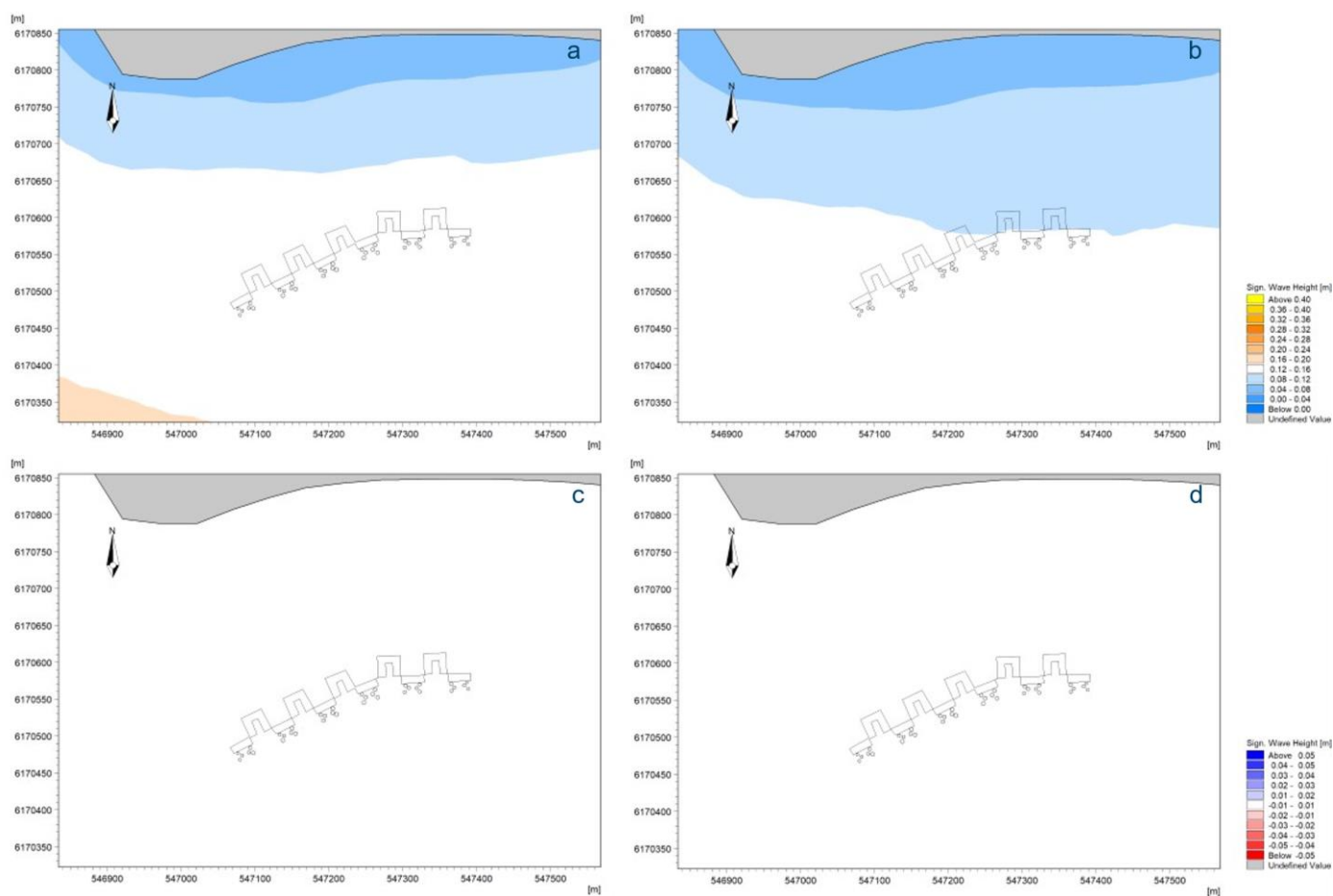


Figur A- 44 Gennemsnit af forskydningsspænding for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september.

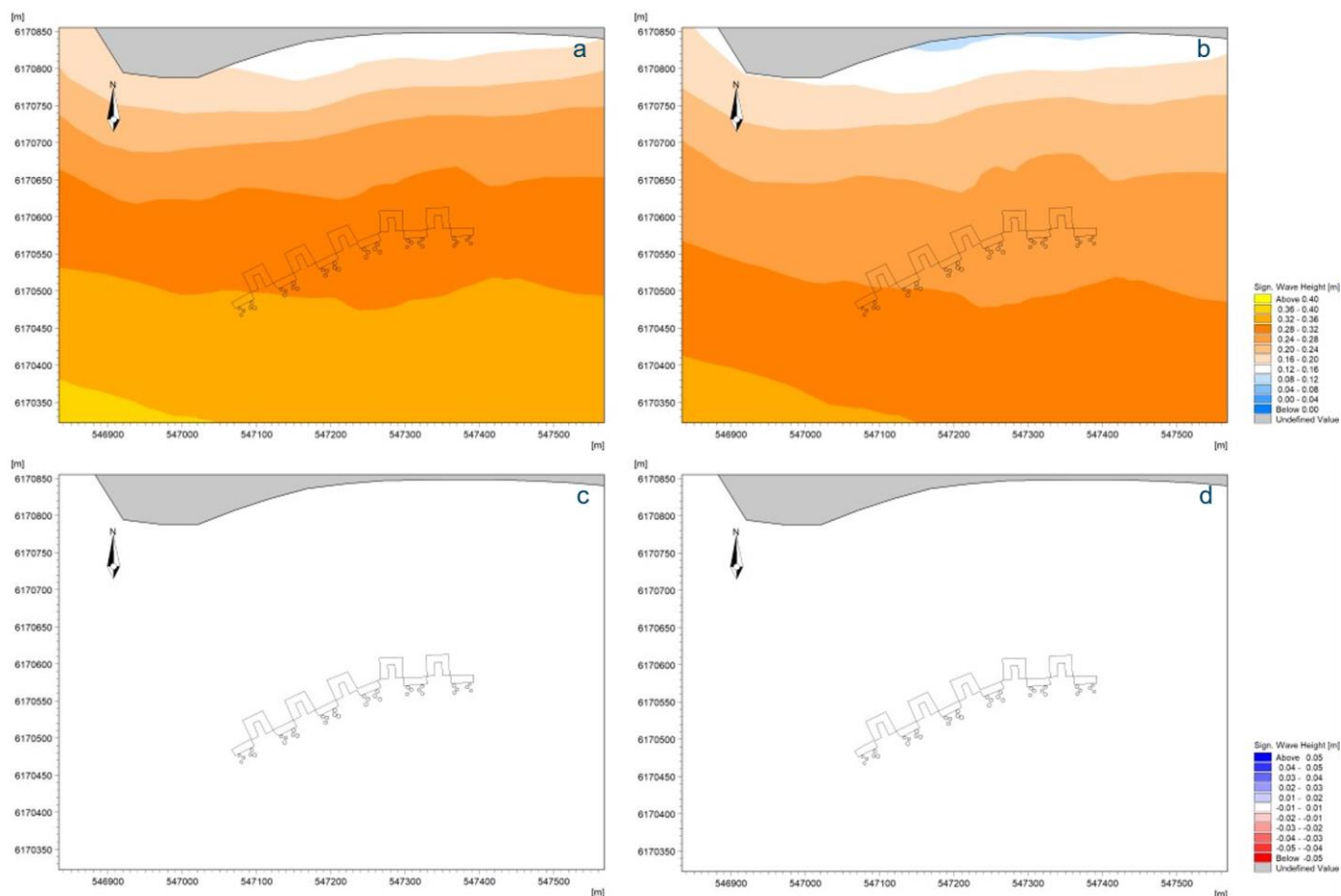


Figur A- 45 95-percentil af forskydningsspænding for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Bølger



Figur A- 46 Gennemsnit af signifikant bølgehøjde for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september



Figur A- 47 95-percentil af signifikant bølgehøjde for Træskohage: a) Baseline – gennemsnit over hele året; b) Baseline – gennemsnit fra marts-september; c) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit over hele året; d) Forskel ved implementering af rev – gennemsnit marts-september

Bilag B

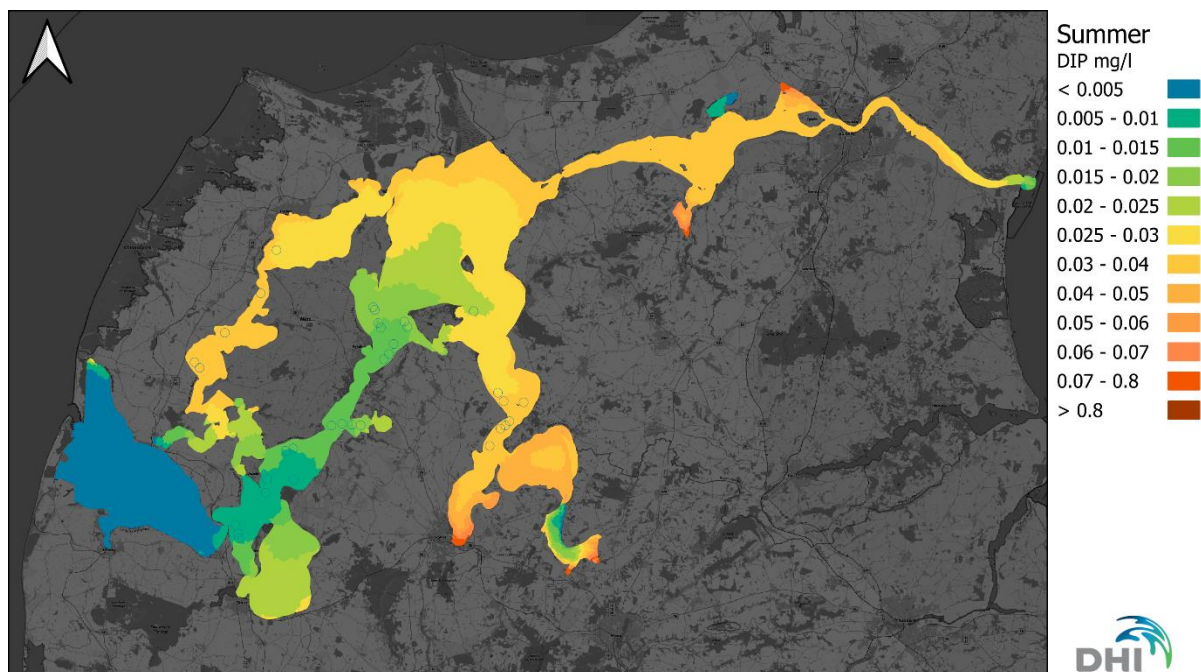
Makroalger

Bilag B.1

Modelresultater

Bilag B.1.1

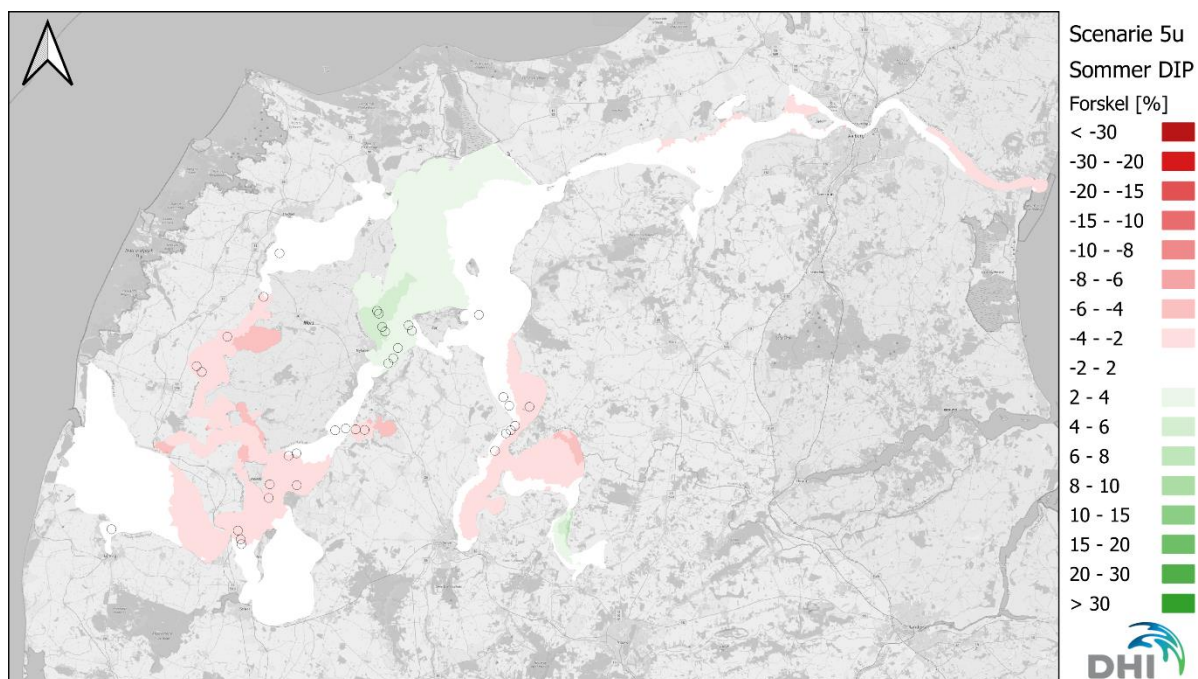
Uorganisk fosfor (DIP)



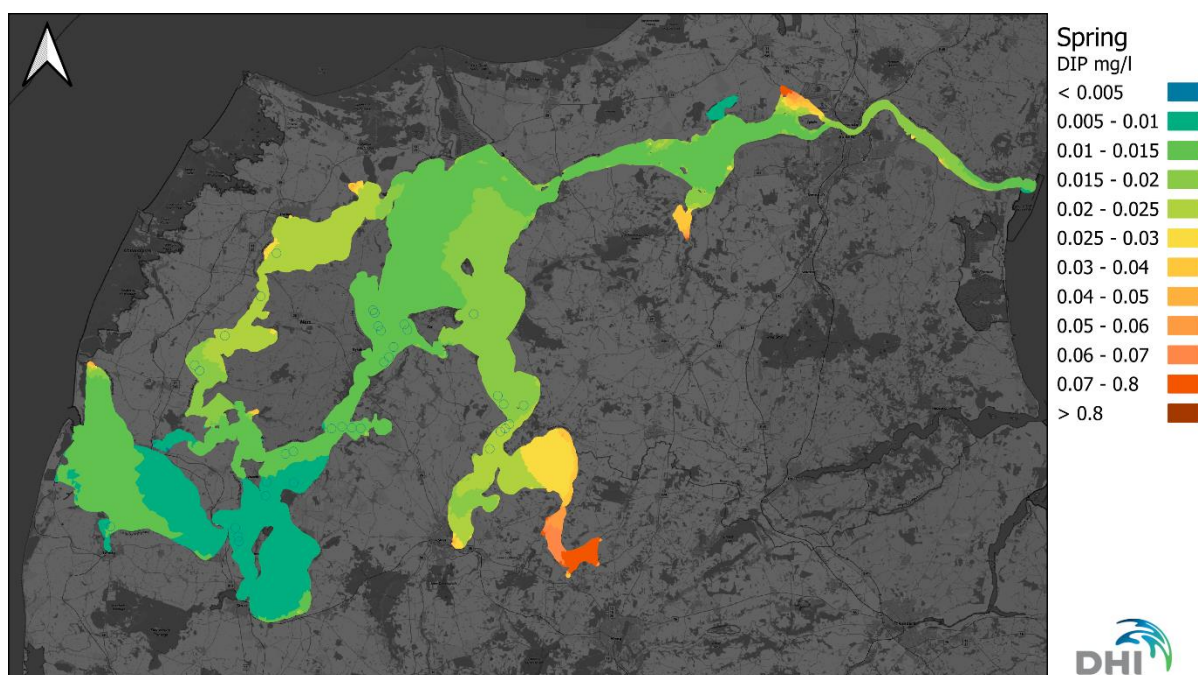
Figur B- 1 Sommer DIP: status – absolutte værdier



Figur B- 2 Sommer DIP: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 3 Sommer DIP: Relativ forskel – scenarie 5u



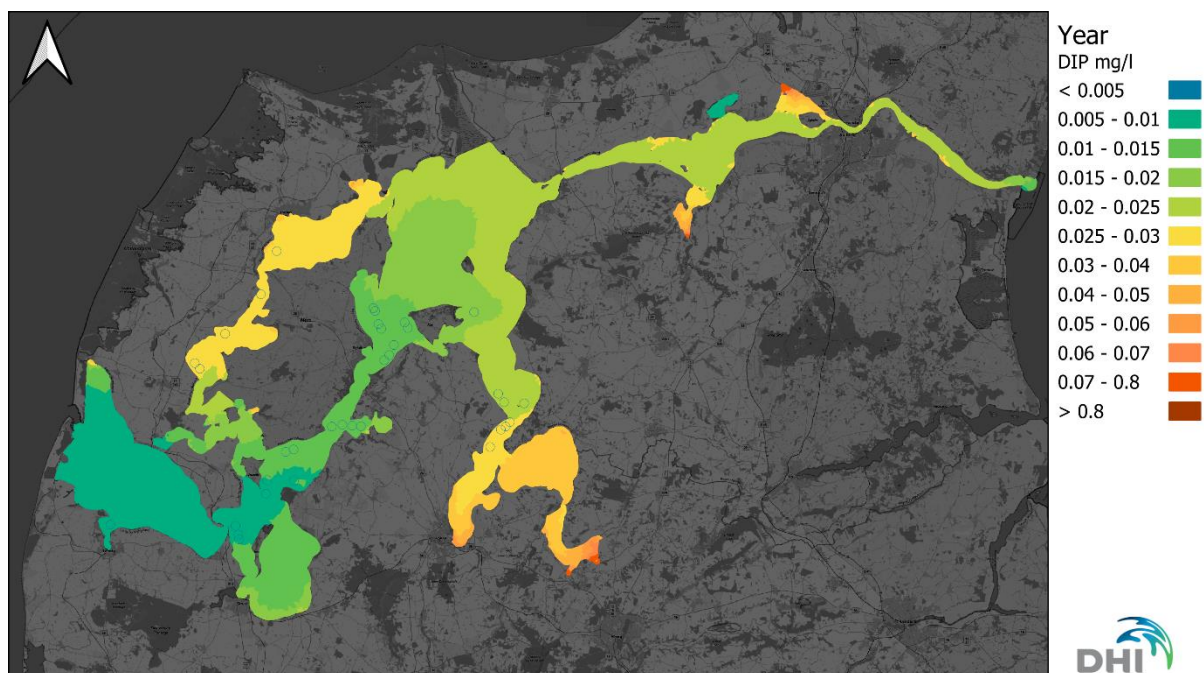
Figur B- 4 Forårs DIP: Status – absolutte værdier



Figur B- 5 Forårs DIP: Relativ forskel – scenarie 5r



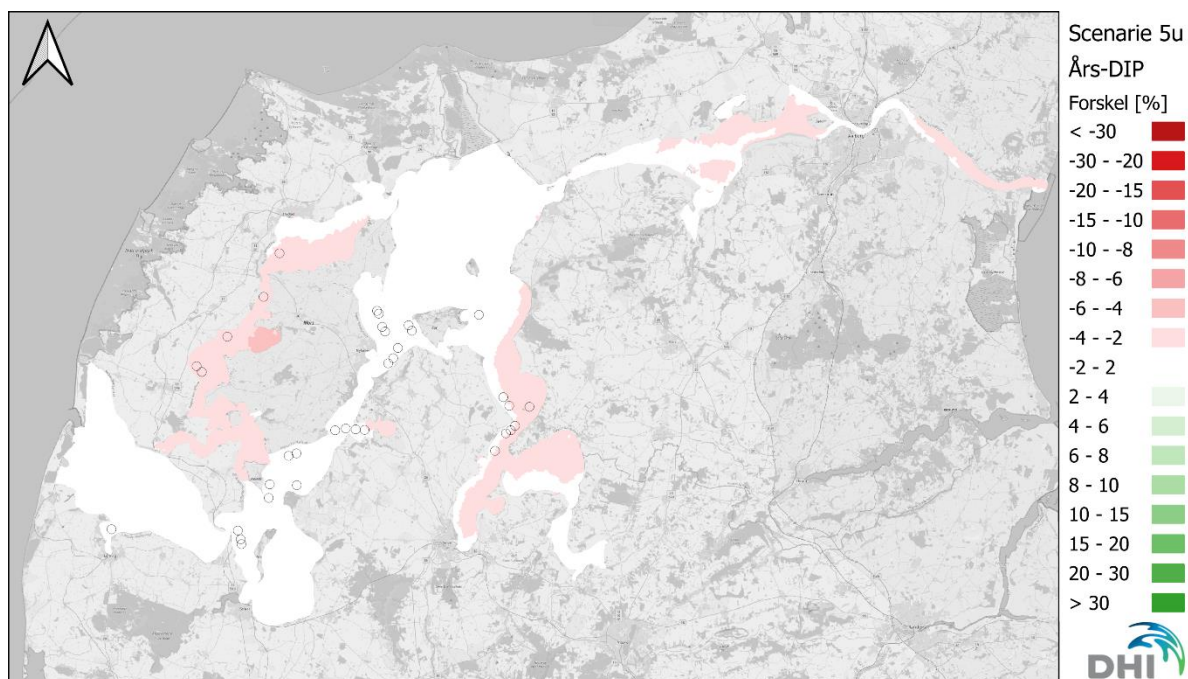
Figur B- 6 Forårs DIP: Relativ forskel – scenarie 5u



Figur B- 7 Helårs DIP: Status – absolutte værdier

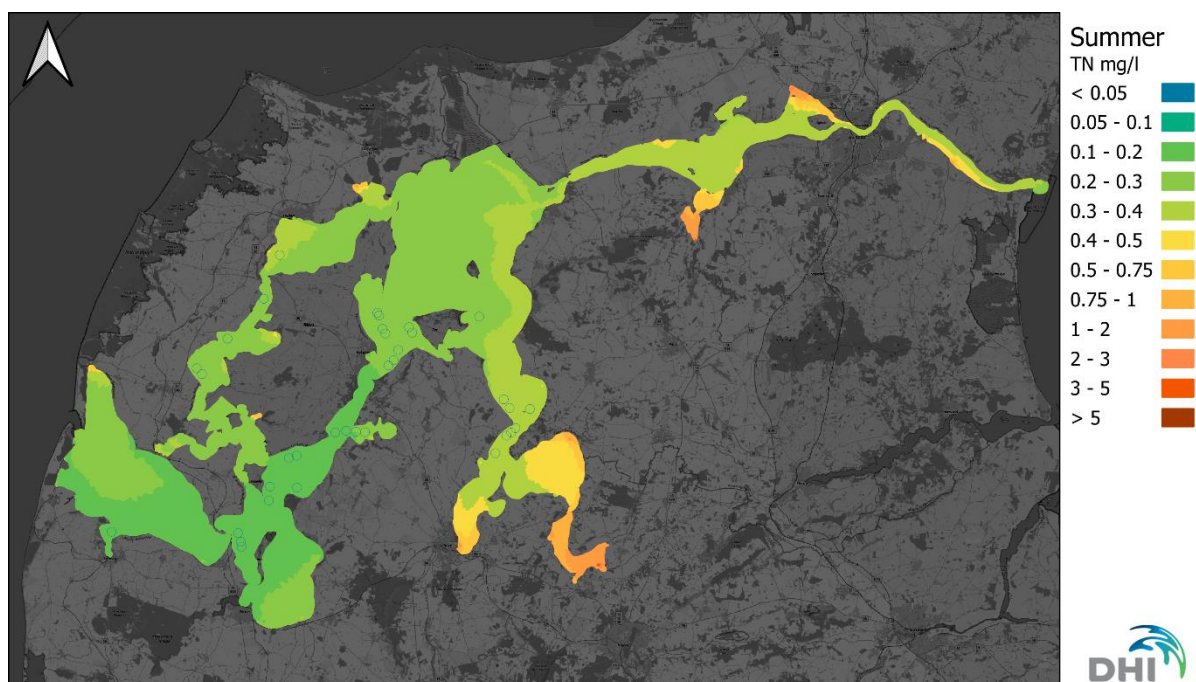


Figur B- 8 Helårs DIP: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 9 Helårs DIP: Relativ forskel – scenarie 5u

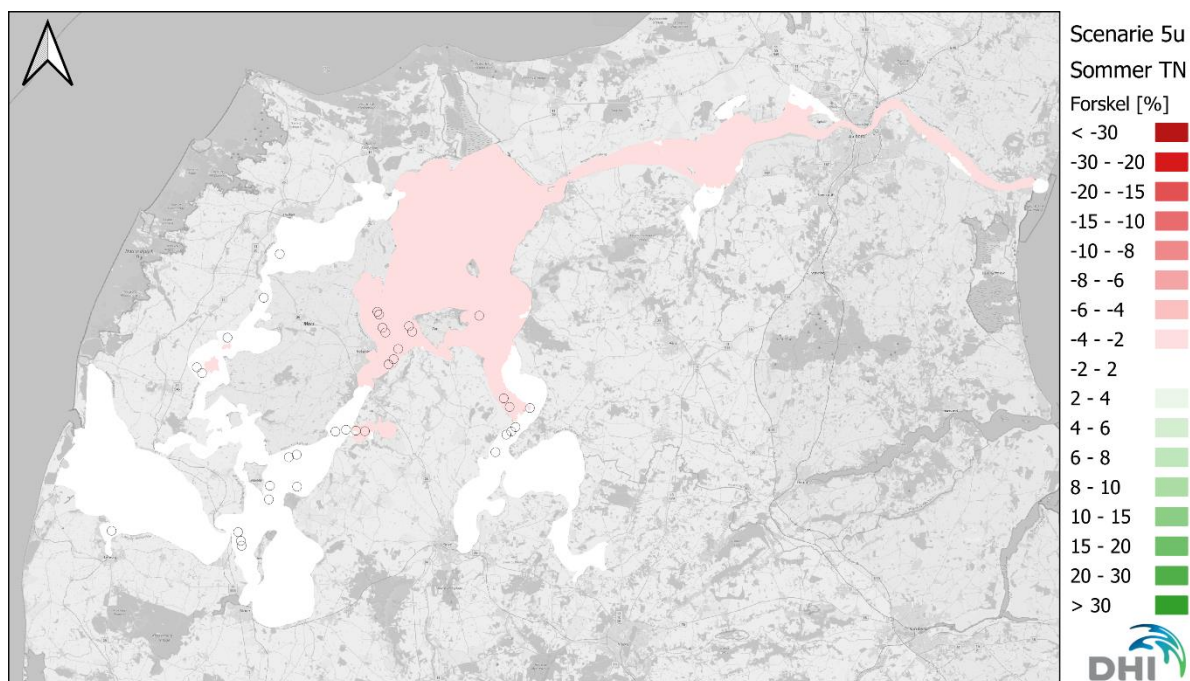
Bilag B.1.2 Total nitrogen (TN)



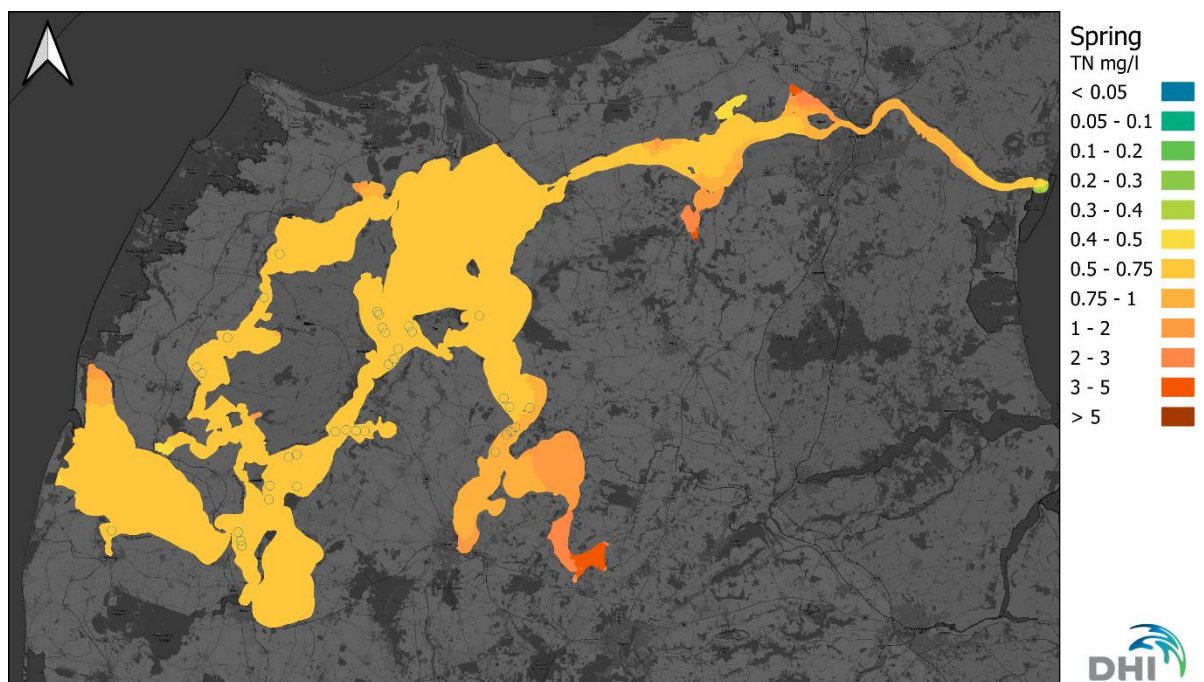
Figur B- 10 Sommer TN: Status – absolutte værdier



Figur B- 11 Sommer TN: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 12 Sommer TN: Relativ forskel – scenarie 5u



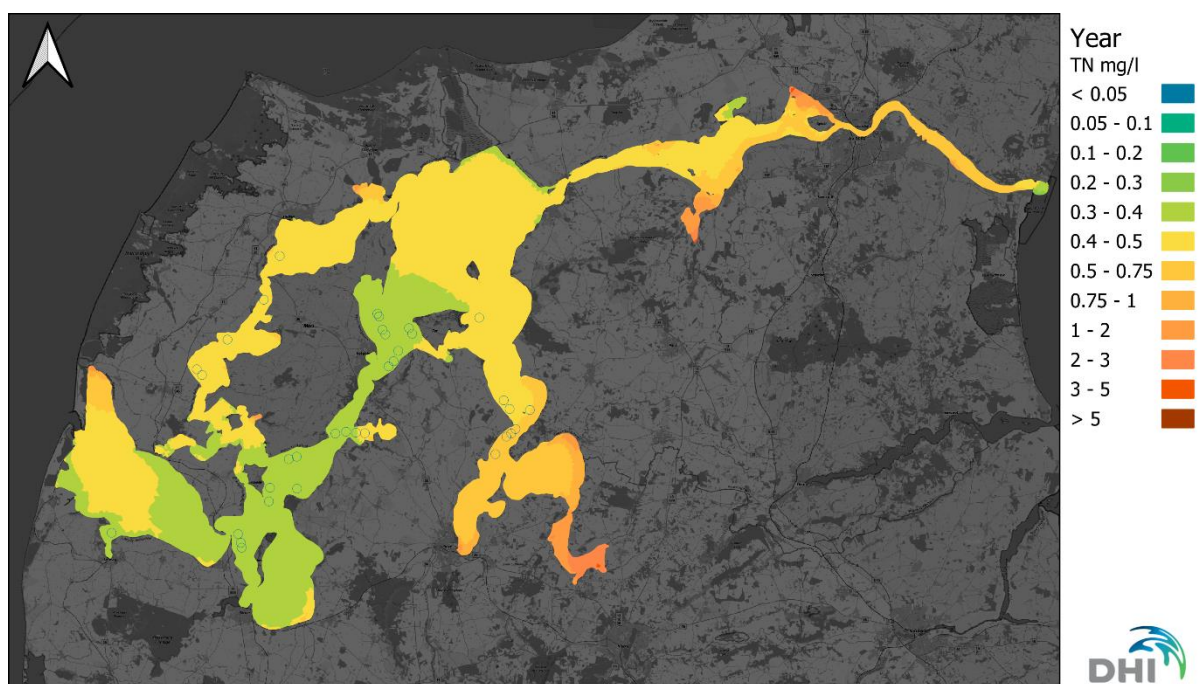
Figur B- 13 Forårs TN: Status – absolutte værdier



Figur B- 14 Forårs TN: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 15 Forårs TN: Relativ forskel – scenarie 5u



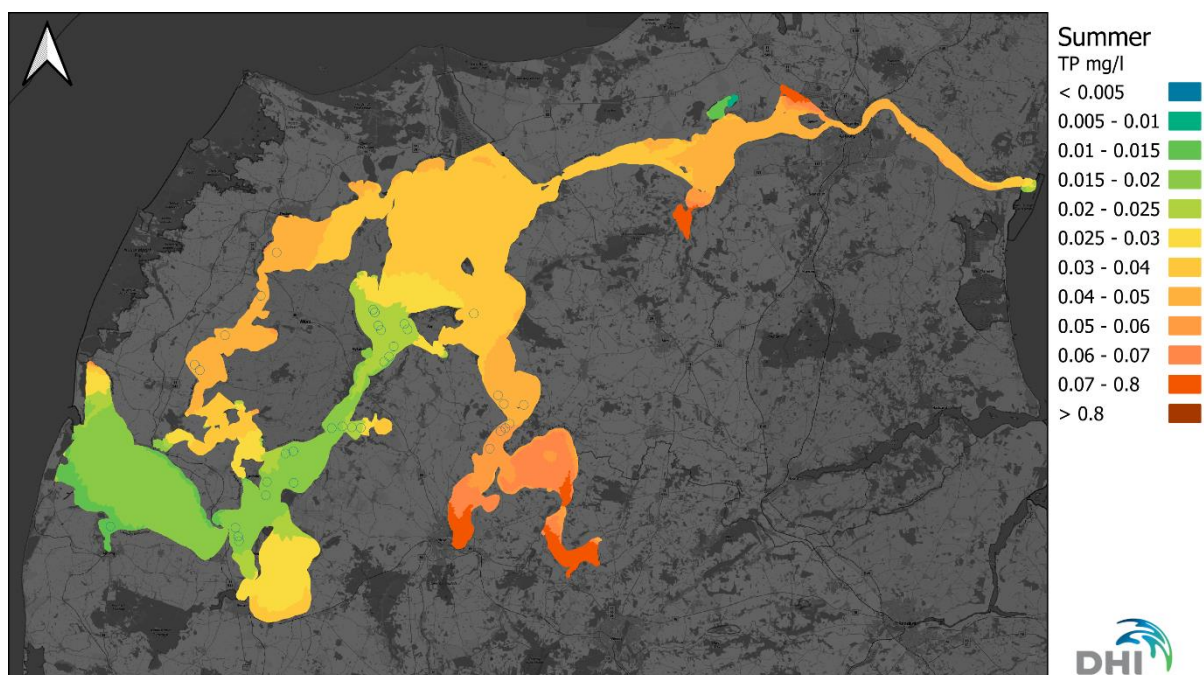
Figur B- 16 Helårs TN: Status – absolutte værdier



Figur B- 17 Helårs TN: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 18 Helårs TN: Relativ forskel – scenarie 5u



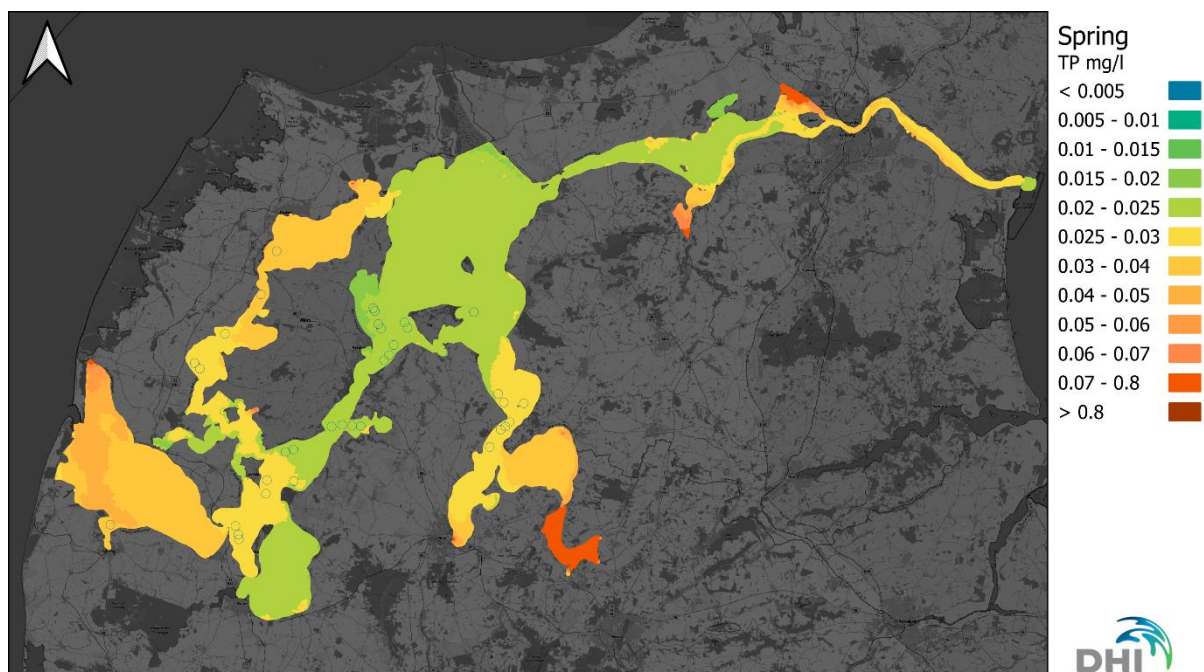
Figur B- 19 Sommer TP: Status – absolutte værdier



Figur B- 20 Sommer TP: Relativ forskel – scenarie 5r



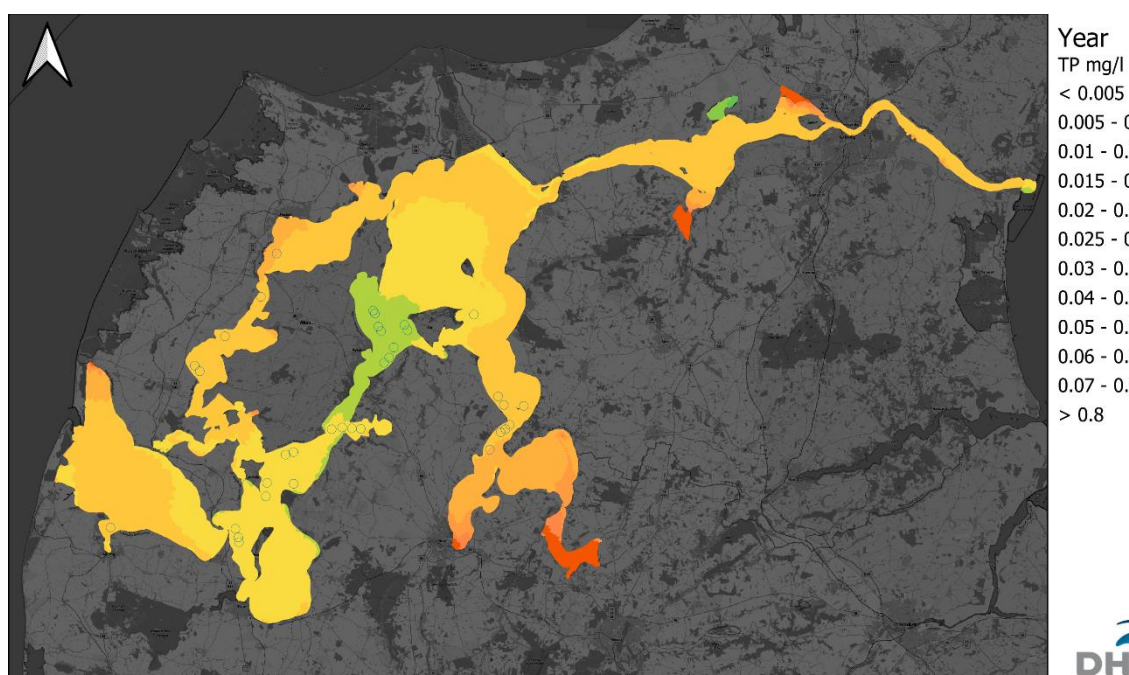
Figur B- 21 Sommer TP: Relativ forskel – scenarie 5u



Figur B- 22 Forårs TP: Status – absolutte værdier



Figur B- 23 Forårs TP: Relativ forskel – scenarie 5r



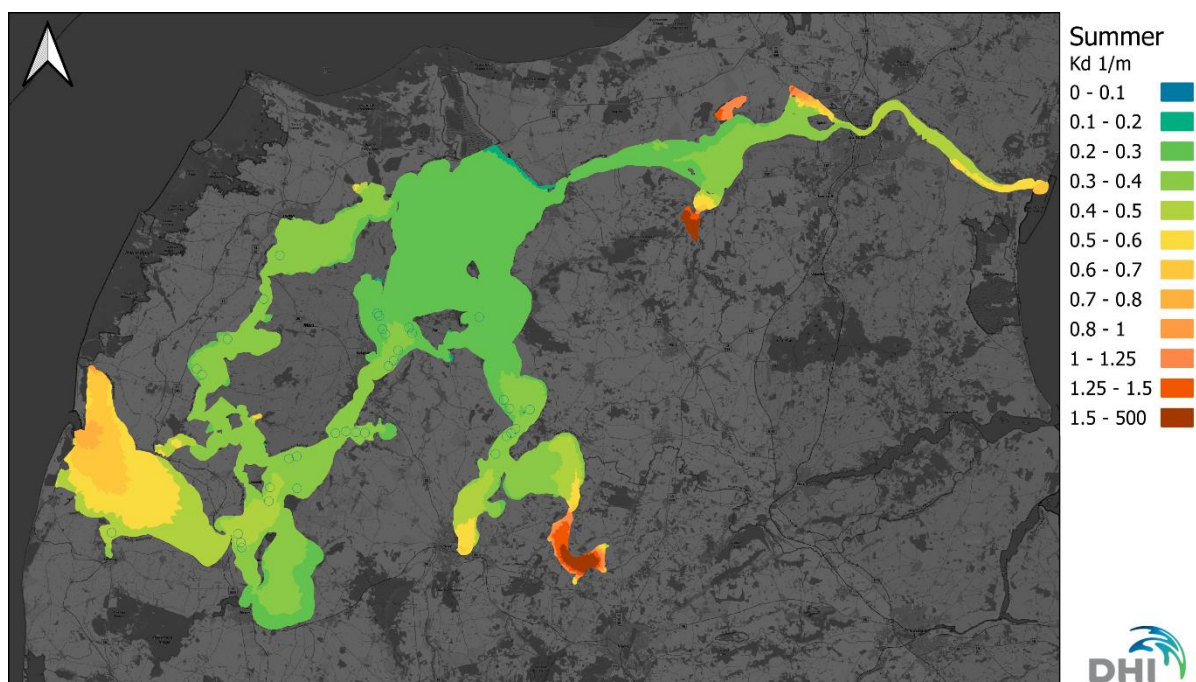
Figur B- 24 Helårs TP: Status – absolutte værdier



Figur B- 25 Helårs TP: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 26 Helårs TP: Relativ forskel – scenarie 5u



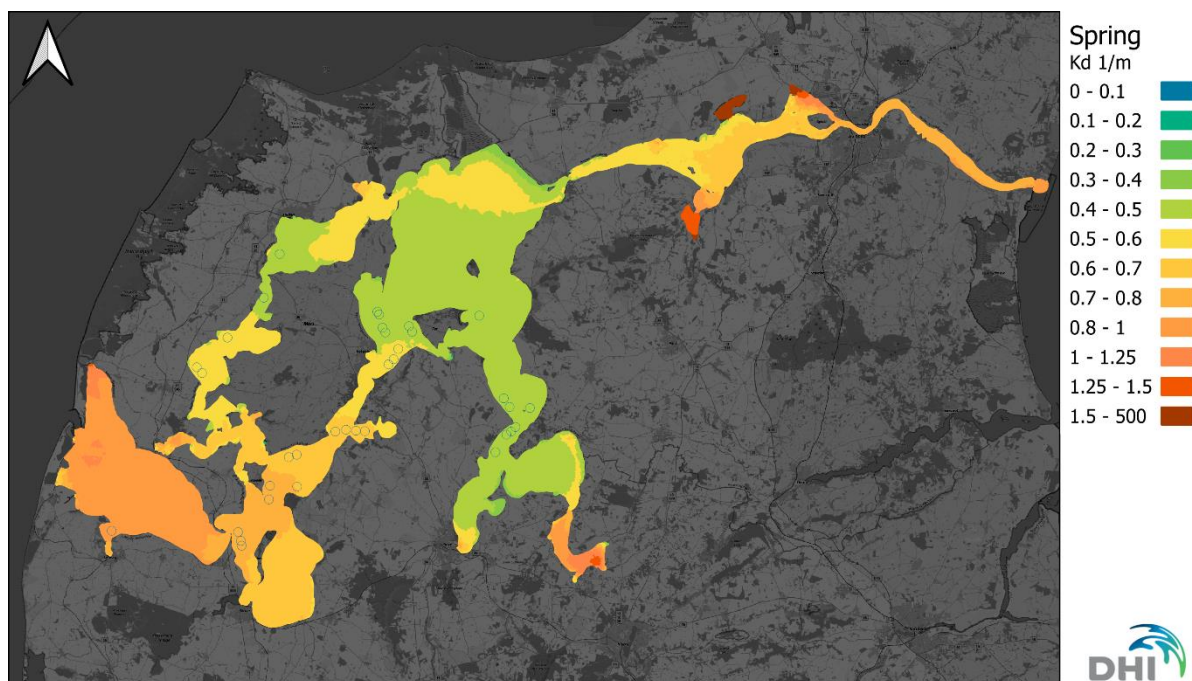
Figur B- 27 Sommer Kd: Status – absolutte værdier



Figur B- 28 Sommer Kd: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 29 Sommer Kd: Relativ forskel – scenarie 5u



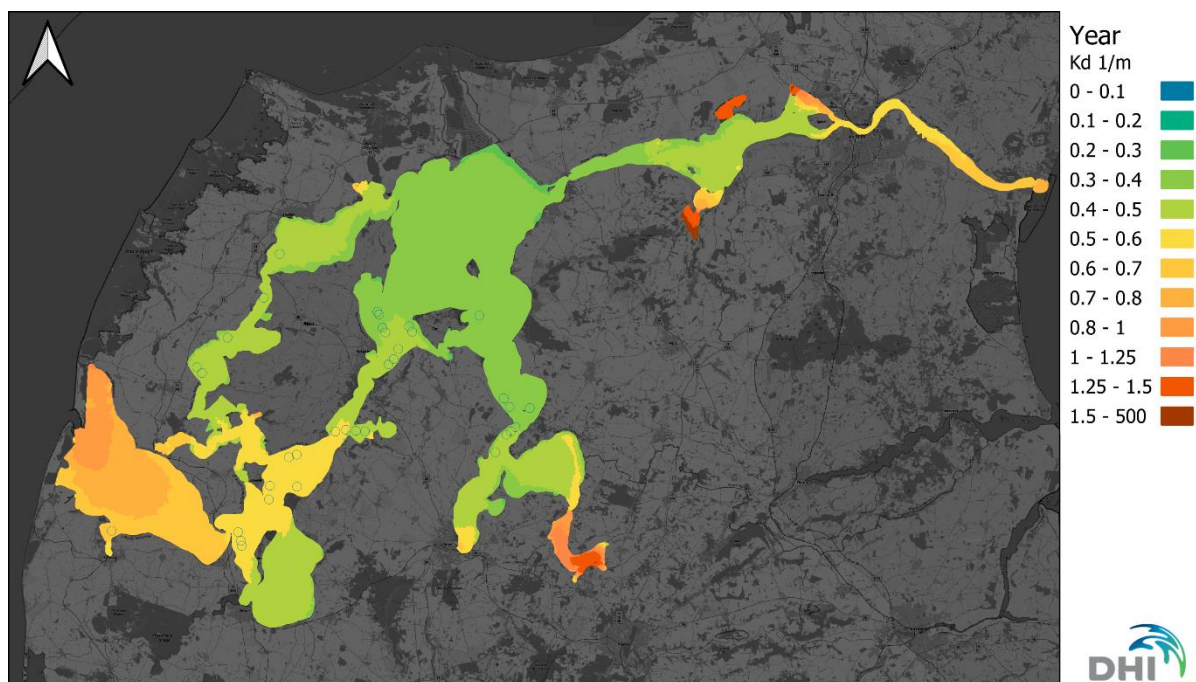
Figur B- 30 Forårs Kd: Status – absolutte værdier



Figur B- 31 Forårs Kd: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 32 Forårs Kd: Relativ forskel – scenarie 5u



Figur B- 33 Helårs Kd: Status – absolutte værdier



Figur B- 34 Helårs Kd: Relativ forskel – scenarie 5r



Figur B- 35 Helårs Kd: Relativ forskel – scenarie 5u

Bilag C Ålegræsdekning af vandområder

Tabel C -1 Ålegræsareal i det enkelte vandområde (Ha)

Vmr. Nr.	Navn	Areal af vandområde	Potentielt egnet areal til ålegræs-udplantning	Modelleret areal af ålegræs-udbredelse
1	Roskilde Fjord, ydre	6779	1796	1520
2	Roskilde Fjord, indre	4926	618	930
6	Nordlige Øresund	33858	7087	233
16	Korsør Nor	739	568	265
17	Basnæs Nor	899	247	168
18	Holsteinborg Nor	621	127	104
24	Isefjord, ydre	21554	5676	4112
25	Skælskør Fjord og Nor	497	109	272
28	Sejerø Bugt	77763	4238	16
29	Kalundborg Fjord	7180	1	134
34	Smålandsfarvandet, syd	23308	12354	10908
35	Karrebæk Fjord	1496	48	34
36	Dybsø Fjord	1618	495	580
37	Avnø Fjord	3852	1723	1906
38	Guldborgsund	4856	2355	1600
44	Hjelm Bugt	32521	2458	-
45	Grønsund	9486	3612	3917
46	Fakse Bugt	52048	8313	1233
47	Præstø Fjord	2079	604	691
48	Stege Bugt	12467	9395	7985
49	Stege Nor	489	471	273
56	Østersøen, Bornholm	20289	2838	-
57	Østersøen, Christiansø	1830	23	-
59	Nærå Strand	459	NA	-
62	Lillestrand	576	142	104
68	Lindelse Nor	650	407	154
72	Kløven	953	524	290
74	Bredningen	25	NA	-

80	Gamborg Fjord	972	349	155
83	Holckenhavn Fjord	55	NA	-
84	Kerteminde Fjord	322	128	-
85	Kertinge Nor	506	85	76
86	Nyborg Fjord	754	124	50
87	Helnæs Bugt	6297	2288	1342
89	Lunkebugten	1005	510	458
90	Langelandssund	21550	2322	390
92	Odense Fjord, ydre	4309	449	543
93	Odense Fjord, Seden Strand	1466	1	23
95	Storebælt, SV	15688	126	-
96	Storebælt, NV	11148	1545	-
101	Genner Bugt	477	12	4
102	Åbenrå Fjord	3092	56	8
103	Als Fjord	3312	190	32
104	Als Sund	530	32	12
105	Augustenborg Fjord	1425	549	201
106	Haderslev Fjord	497	60	-
107	Juvre Dyb	12013	NA	-
108	Avnø Vig	35	0	-
109	Hejlsminde Nor	183	2	-
110	Nybøl Nor	750	359	-
111	Lister Dyb	19263	NA	-
113	Flensborg Fjord, indre	1258	20	22
114	Flensborg Fjord, ydre	14228	714	356
119	Vesterhavet, syd	61999	NA	-
120	Knudedyb	14924	NA	-
121	Grådyb	11666	NA	-
122	Vejle Fjord, ydre	8693	803	626
123	Vejle Fjord, indre	1541	80	17
124	Kolding Fjord, indre	464	NA	-
125	Kolding Fjord, ydre	960	130	144
127	Horsens Fjord, ydre	3086	2084	1850
128	Horsens Fjord, indre	4326	1120	700

129	Nissum Fjord, ydre	3094	NA	-
130	Nissum Fjord, mellem	1880	NA	-
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	989	NA	-
132	Ringkøbing Fjord	26460	NA	-
133	Vesterhavet, nord	20790	NA	-
136	Randers Fjord, indre	676	NA	-
137	Randers Fjord, ydre	1730	NA	-
138	Hevring Bugt	43626	2359	-
139	Anholt	20305	9189	-
140	Djursland Øst	16738	356	-
141	Ebeltoft Vig	8004	2065	1412
142	Stavns Fjord	1529	692	543
144	Knebel Vig	706	331	233
145	Kalø Vig	7366	2510	1383
146	Norsminde Fjord	176	NA	-
147	Århus Bugt og Begtrup Vig	21888	1821	1640
154	Kattegat, Læsø	58252	27775	-
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	21108	70	411
158	Hjarbæk Fjord	2329	NA	-
159	Mariager Fjord, indre	1684	NA	7
160	Mariager Fjord, ydre	2664	352	122
165	Isefjord, indre	8154	3137	2395
200	Kattegat, Nordsjælland	68379	3903	-
201	Køge Bugt	53114	5124	972
204	Jammerland Bugt og Musholm Bugt	27524	2195	2346
205	Kattegat, Nordsjælland >20 m	52605	388	-
206	Smålandsfarvandet, åbne del	114916	10386	12121
207	Nakskov Fjord	4769	3640	3028
208	Femerbælt	19035	5863	4686
209	Rødsand og Bredningen	22841	16700	12490
212	Faaborg Fjord	1005	379	166

214	Det sydfynske Øhav	41284	16243	6027
216	Lillebælt, syd	108392	1096	36
217	Lillebælt, Bredningen	27210	2277	1016
219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	173597	21228	28775
221	Skagerrak	95150	NA	-
222	Kattegat, Aalborg Bugt	99938	31	1161
224	Nordlige Lillebælt	26020	3617	4394
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	43681	1557	-
231	Lillebælt, Snævringen	5655	104	139
232	Nissum Bredning	22577	2337	177
233	Kås Bredning og Venø Bugt	28158	1140	1332
234	Løgstør Bredning	38660	169	808
235	Nibe Bredning og Langerak	15792	6	1258
236	Thisted Bredning	14373	26	611
238	Halkær Bredning	1284	NA	-