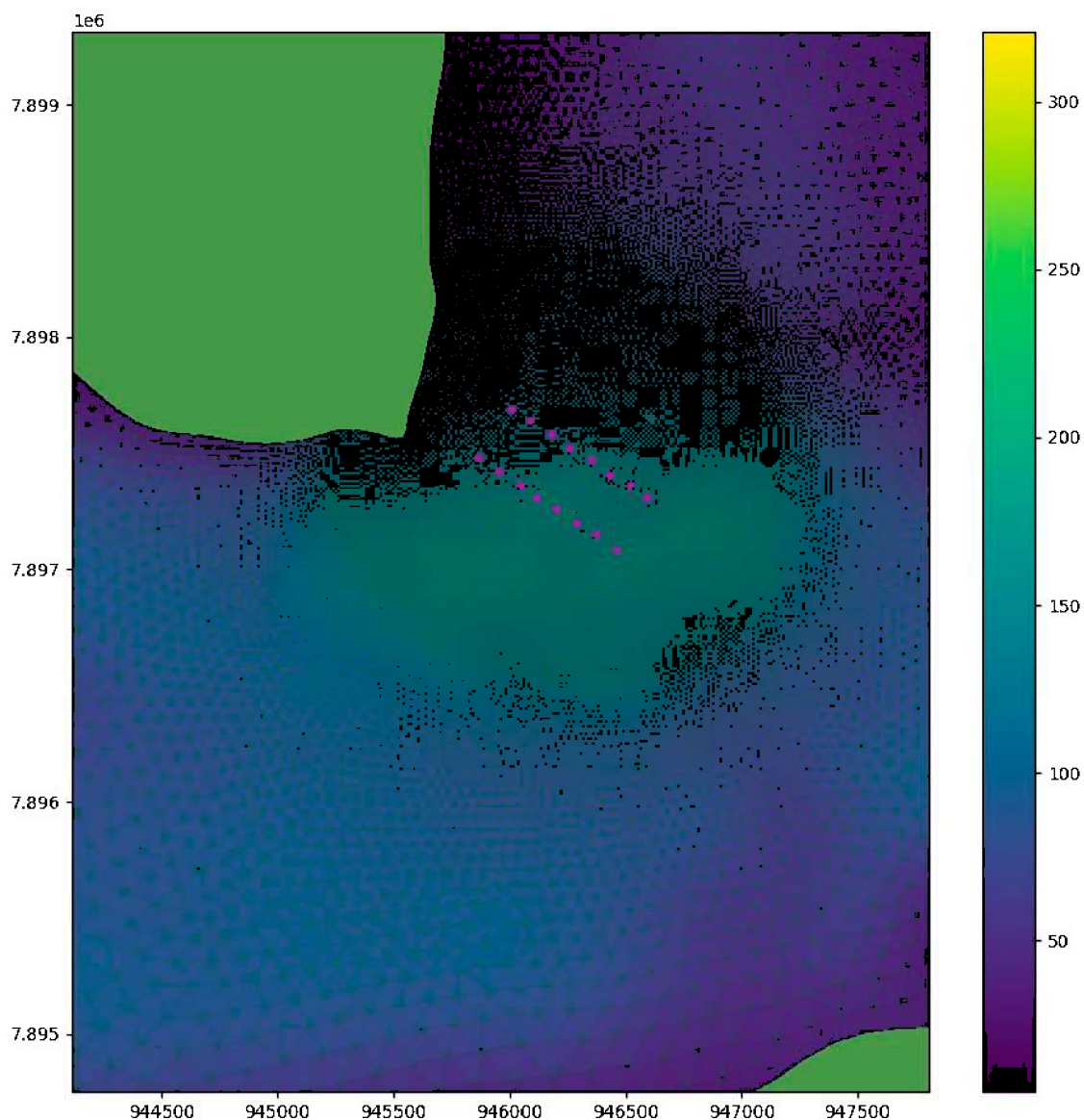


Øyra sedimentering

Drift i helt og halvt anlegg, samt testcase med økt MTB.



Figur 1; Modellgitteret rundt lokaliteten. Fargeskalaen illustrere dybde i meter

Dette er en blank side

Rapporttittel Øyra sedimentering	
Forfatter(e): Hans Kristian Djuve	Akvaplan-niva rapport: 2020 62364.01
	Dato: 22-12-2020
	Antall sider: 20
	Distribusjon: Offentlig
Oppdragsgiver: SalMar Finnmark AS	Oppdragsg. referanse Jens-Vidar Viken
Sammendrag I dette oppdraget har lokaliteten Øyra i Laksefjord i Finnmark blitt modellert med en finskala havmodell, med oppløsning helt ned til 15 m rundt anlegget. Målet med oppdrager har vært å se på sedimenteringen fra lokaliteten, både med deler av anlegget i bruk, og hele anlegget. Det er også kjørt en modellering hvor MTB'en er økt for å se på hvordan dette endrer sedimenteringsbildet. Modellen som er brukt er FVCOM, som bruker et ustrukturert grid for å studere mindre områder med høy oppløsning. En annen stor fordel er at modellen ligger ute med åpen kildekode, slik at utviklere verden over kan jobbe på, utvikle og forbedre modellen. Både historiske B-undersøkelser ved lokaliteten og modelleringen vår enes at dette er en god lokalitet med dagens produksjon, og at karbontrykket på lokaliteten avtar betydelig om man tar i bruk alle 16 burene, kontra bare å bruke 9 bur. At lokaliteten historisk ligger på tilstandsklasse 1 til tross for at modelleringen viser en del avsetning direkte under anlegget tyder på at bunnfaunaen her er robust. Videre viser en økning fra 6200 MTB til 10 000 MTB at karbontrykket ikke øker når man sammenligner en drift på 6200 MTB på kun 9 av burene, mot 10 000 MTB ved å spre produksjonen over alle 16 burene. Videre sees det også at anleggets plassering er god i forhold til bunnstrømmen og dypet i området.	
Prosjektleder  Hans Kristian Djuve	Kvalitetskontroll  Håvard Espenes

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 INNLEDNING	3
2 METODER	4
2.1 Modeller	4
Hydrodynamikk (FVCOM)	4
Spredning av organisk utslipp fra oppdrettsanlegg (FABM)	4
2.2 Sporstoffenes egenskaper	5
2.3 Sentrale sedimenteringsopplysninger i forskningslitteraturen	6
3 RESULTATER.....	7
3.1 Hydrodynamikk - bunnstrøm	7
3.2 Nedslagsfelt for sedimentene	8
3.2.1 Utslipp 9 merder, dagens MTB	8
3.2.2 Utslipp alle 16 merder, dagens MTB.....	10
3.2.3 Utslipp alle 16 merder. Økt MTB.....	11
4 KONKLUSJON.....	14
5 REFERANSER OG RELEVANT LITTERATUR	15

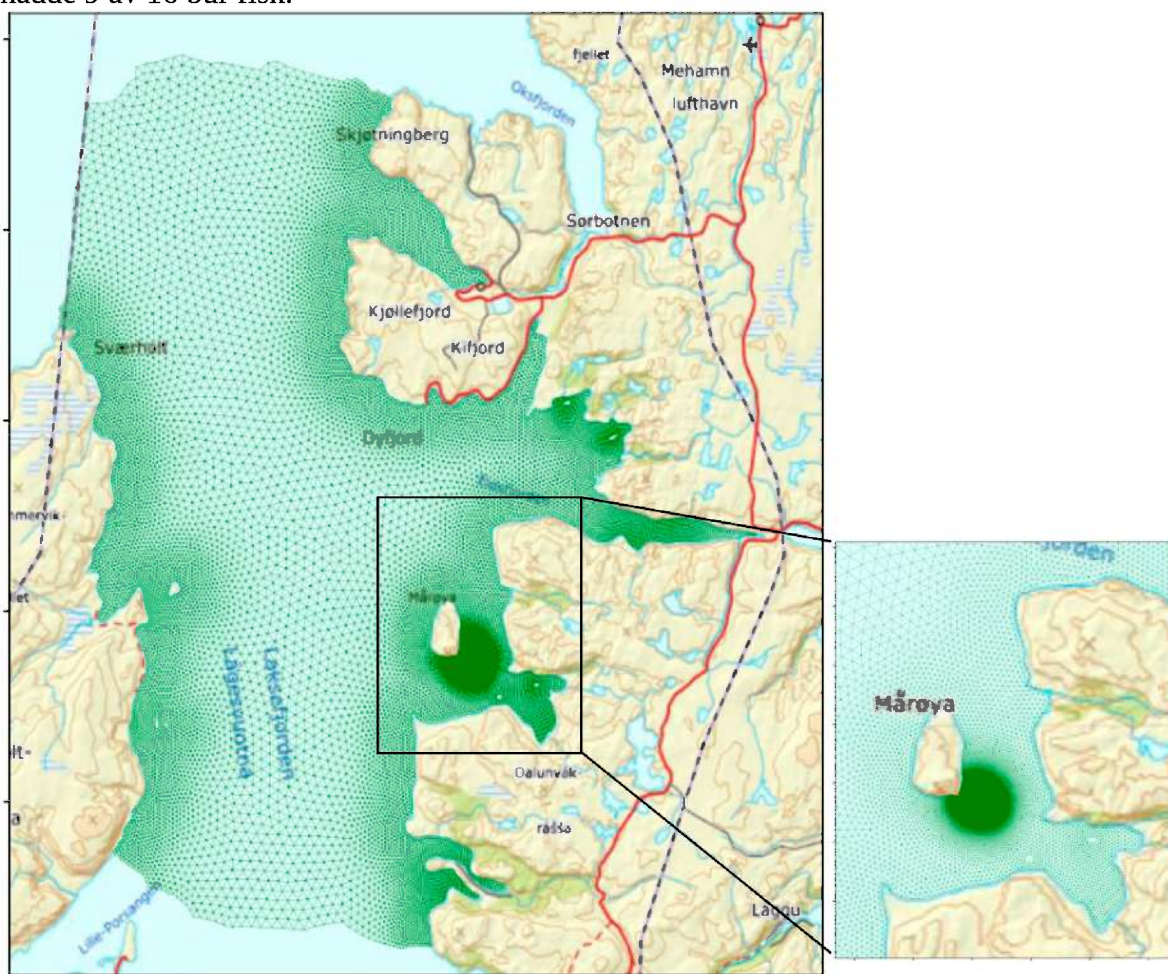
1 Innledning

SalMar Nord AS gav i august 2020 Akvaplan-niva (APN) i oppdrag å modellere sedimentering/karbonavsetning fra oppdrettsanlegget Øyra i Finnmark. Lokaliteten har, ifølge resultater fra B-undersøkelser, tilstandsklasse 1. Målet med oppdraget er å bruke modellberegninger med variasjon i hvilke bur som har fisk, for å spre utslippsmengder til å gi en vurdering av bærekraften for anlegget, samt si noe om tåleevne med hensyn til bunnmiljø. Dette for å se på muligheten til å øke produksjonen ved lokaliteten.

Strømmodellering vil utføres med modellen FVCOM (Finite Volume Community Ocean Model, Chen et al., 2003). Øyra ligger i Lebesby kommune. For å vurdere sedimentering fra anlegget er det laget et modellgitter med fin oppløsning (~15m horisontalt nært anleggene) som dekker lokaliteten

For å simulere spredning og deponering av fæces fra fisk og forspill kobles FVCOM mot en sedimenteringsmodell laget i FABM (Bruggeman, J. & Bolding, K., 2014.)

I dette prosjektet er modellen kjørt flere ganger, der utslippsmengden gradvis ble skalert opp for å beregne økt belastning ved økt produksjon. Modellresultatene blir sammenlignet med resultatene for dagens produksjon for å anslå endring i fotavtrykk som følge av økt produksjon. En annen variabel er hvilke bur som har fisk. Ved forrige produksjonssyklus hadde 9 av 16 bur fisk.



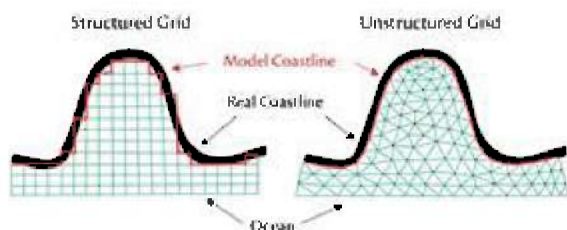
Figur 2 Modellområdet. Mye regnekraft fokuseres på lokaliteten (ligger ved Mårøya)

2 Metoder

2.1 Modeller

Hydrodynamikk (FVCOM)

Vi har brukt den hydrodynamiske modellen FVCOM (Finite Volume Community Ocean Model, Chen et al, 2003) i dette prosjektet. FVCOM er en modell med åpen kildekode under stadig videreutvikling av et internasjonalt utviklermiljø. FVCOM bruker et ustrukturert gitter som tillater variasjoner i oppløsning.



Strukturert grid vs. ustrukturert grid

Finskala modellering er et viktig stikkord i denne type prosjekt. For å modellere strømfeltet (og dermed utblandingen) i nærheten av merden på en realistisk måte trenger man fin oppløsning. Det er også viktig å begrense modellområdet for at ikke de numeriske beregningene skal ta måneder å fullføre. Derfor nøster vi et høyoppløst grid for det aktuelle området inn i et større modellområde hvor vi allerede har kjørt en mer generell modell med grovere oppløsning.

Grensebetingelsene (hastigheter, tidevann, salt, temperatur osv.) hentes til det mindre høyoppløste domenet fra det større modellområdet, slik at vi ikke mister viktig storskala havdynamikk til tross for at det brukes et grid som dekker et relativt lite område.

Vi har hentet elveavrenningsdata fra NVE, Universitetet i Athen har delt data fra deres høyoppløste vindmodell (WRF, Weather Research and Forecasting model (Skamarock, 2008)), og vi har brukt vår regionale havmodell for å gi informasjon om hvordan storskala havsirkulasjon påvirker ytre del av Nordkapp på randen av domenet. Den regionale havmodellen bruker den landsdekkende havmodellen NorKyst-800 (Albretsen, 2011) som randverdier.

Batymetrien er hentet fra Norges Kartverks offentlige database, som er lagret med 50 m avstand. Vi har av tekniske grunner glattet batymetrien noe.

Spredning av organisk utslipp fra oppdrettsanlegg (FABM)

FABM (Framework for Aquatic Biogeochemical Models) (Bruggemann and Bolding, 2014) er rammeverket vi bruker for å koble sammen FVCOM med en sedimentmodell utviklet av APN som er tilpasset for å simulere sedimentering og spredning av organisk avfall fra oppdrettsanlegg. Dette gjør at vi får både informasjon om hastighet, temperatur, salt osv. fra FVCOM sammen med mengde og posisjon til de forskjellige sedimentklassene som slippes ut og etter hvert sedimenteres på havbunnen. Synkehastigheten for forskjellige typer og størrelser av organisk avfall er spredt over 5 sporstoffer (Bannister et. al, 2016).

2.2 Sporstoffenes egenskaper

I rapporten er det innledningsvis beskrevet at utslippet simuleres ved 5 sporstoffer som hver kan ha ulik synkehastighet, forskjellig mengde som slippes ut og ulikt karboninnhold. Partiklene simuleres som sporstoff som spres tredimensjonalt gjennom cellene i 34 dybdelag til de sedimenterer på bunnen.

To av sporstoffene representerer fiskefôr og de tre andre fekalier (se Tabell 1). Synkehastighetene for hvert sporstoff er hentet fra forsøkene beskrevet i Bannister et. al, 2016.

Tabell 1: Synkehastighet og prosentvis fordeling av sporstoff i fekalier og fôr

	fekalie	fekalie	fekalie	fôr	fôr	
Sporstoff nr.	4	5	6	7	8	
Synkehastighet (cm/s)	1	3,75	7,5	8,8	12	
fiskens vekt	1-600g	15 %	21 %	64 %	100 %	0 %
	- 1500g	13 %	9 %	78 %	0 %	100 %
>	1500g	14 %	27 %	59 %	0 %	100 %

I en produksjonssyklus vil fiskens størrelse og dermed også utslippenes egenskaper endre seg. Fiskefôr som synker til bunnen under anlegget (fôrspill), har et annet karboninnhold enn fekalier. Karboninnhold i fôr er beregnet til å være 57 % (Brooks 2000, 2003). Fôrspill er satt til 2% av utfôring. Andel karbon i fekaliene er beregnet til 2,67% av utfôring (Brooks 2000, 2003).

Inngangsdata fra produksjon av laks

Oppdragsgiver ga oss månedlig produksjonsdata (utsett, flytting, utslakting, fiskebeholdningens antall, størrelse, vekst, dødelighet og utfôring).

Det er primært mengden biologisk tilgjengelig organisk karbon fra oppdrett som fører til økologiske endringer i bunnsstrat under og ved anleggene (Hargrave 2008). Keeley et al. 2013 viser at en modellering av sedimentenes økologiske respons på mengde utfôring i et oppdrettsanlegg kan vises i korte tidsserier fra driftsperioden på en til seks måneder. APN valgte å modellere karbonavsetning under og rundt anlegget for månedene med størst utfôring/ maksimal biomasse. Dette gir et maksimalt anslag for lokalitetens belastning med organisk tilgjengelig karbon. Modellresultatene blir da sammenlignbare med B-undersøkelser som også utføres rundt maksimal biomasse.

En matrise for karbonutslipp for hvert sporstoff for den måneden med størst utfôring ble regnet ut for lokaliteten. Akkumulert avsetning av alle sporstoffer i hver av bunncellene i modellrommet for de aktuelle månedene med størst produksjon av laks ble modellert, og sedimentering av karbon ble beregnet ved å multiplisere mengde karbon i hvert sporstoff med prosentvis avsetning av sporstoff i hver bunncelle. Ved å midle disse verdien over antall dager med utfôring ble karbonavsetning i gram karbon per dag funnet.

Resultatene blir vist i fargekoder i geografiske kart med karbonavsetning per dag i hver bunncelle, samt isolinjer av daglig karbonavsetning. Vi har også beregnet arealet under og rundt oppdrettsanlegg som er påvirket, samt og mengde daglig karbonutslipp til disse arealene.

2.3 Sentrale sedimenteringsopplysninger i forskningslitteraturen

Hargrave et al. (2008) oppgir i en oversiktsartikkel at en daglig sedimentering på 5-10 g biologisk tilgjengelig karbon kan føre til oksygenmangel i sedimentene, en tilstand som klassifiseres som Hypoksia B. I slike sedimenter vil en måle redoksverdier på minus 100 til minus 200 mV og en pH verdi lavere enn 7.0. I vårt system for miljøovervåking i NS9410 klassifiseres slike sedimentprøver som miljøtilstand 4, meget dårlig og overbelastet. Hargraves arbeid gir er en generell oversikt. Daglig sedimentasjon av karbon vil slå ulikt ut avhengig av strømforhold og type bunn, fordi tilførsel av oksygen og eksisterende dyresamfunn påvirker hvor mye miljøet kan belastes.

Keeley et al. (2012B) har utviklet en numerisk sammenheng mellom organisk anrikning ("enrichment state") av bunnsedimenter under oppdrettsanlegg og dyresamfunnenes respons. Responsen på anrikning er inndelt i 7 klasser (Macleod & Forbes 2004), klassene ES1 til ES7, der klasse ES1 er uberørt friskt sediment, og klasse ES7 er overbelastet sediment der det ikke lenger finnes dyr. Klasse ES5 gir sterkt anriket sediment med en maksimal mengde av bunndyr som er såkalte opportunister, dvs. mange individ men få dyrearter som capetellider (børstemakk) eller nematoder. Bakteriebelegg med Beggiatoa vil kunne være til stede, og sedimentkjemien vil være under endring. I Klasse ES7 er det ikke oksygen og heller ikke dyr i sedimentene. Når man sammenligner sedimentkjemiske verdier og biologiske indekser, tilsvarer Keeleys klasse ES6 og ES7 tilstandsklasse 4 i NS9410.

Keeley et al. (2012A) beskriver hvordan variablene man bruker for å måle responsen på anrikning varierer på lokaliteter med moderat og med høy vannutskiftning. I Keeley et al. (2013) beskrives karbonavsetning og biologisk effekt på sedimenter i deres feltstudier. I denne artikkelen fremheves det også at det er stor forskjell med hensyn til biologisk respons mellom lokaliteter med moderat og med høy vannutskiftning.

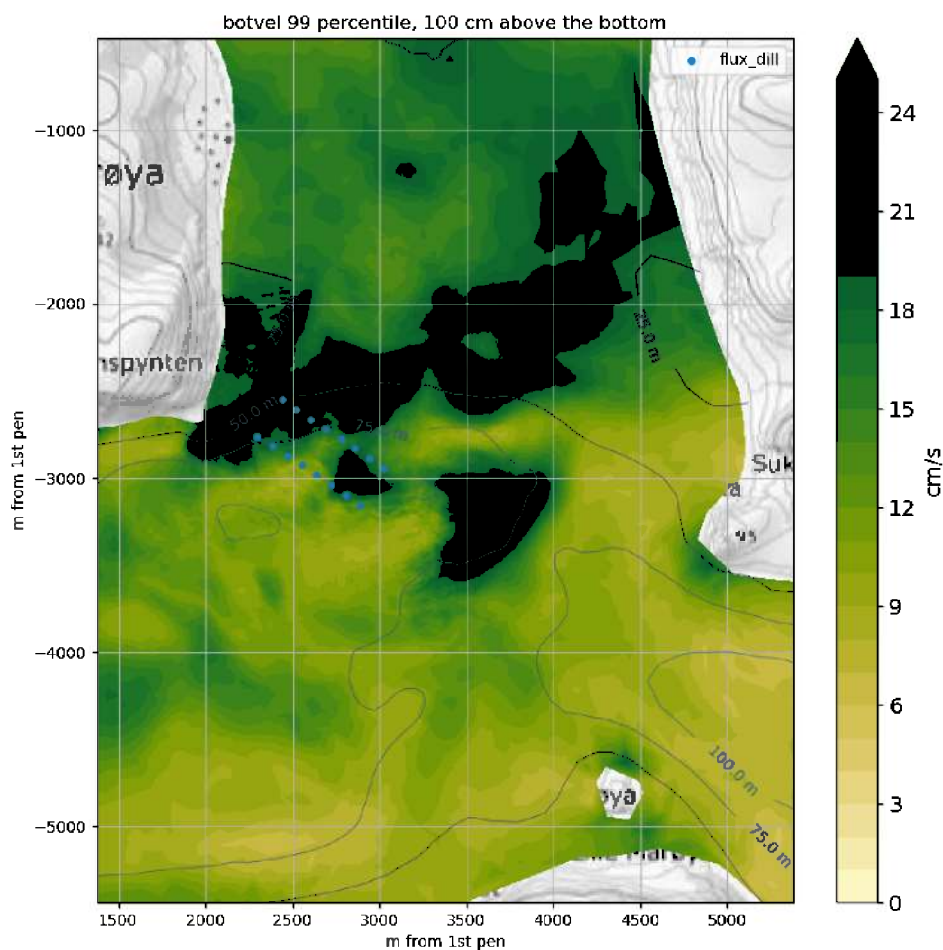
For klasse ES5 har Keeley observert like under 5 g karbon /m²/dag for lokaliteter med moderat vannutskiftning, og ca. 11 g karbon /m²/dag for lokaliteter med stor vannutskiftning. Moderat vannutskiftning på spredningsdyp hos Keeley er en snittfart på 3 - 6 cm/ sekund. Meget god vannutskiftning på spredningsdyp hos Keeley er en snittfart på 14– 20 cm/ sekund.

3 Resultater

3.1 Hydrodynamikk - bunnstrøm

En sterk bunnstrøm bidrar til å holde en lokalitet bærekraftig over tid. **Error! Reference source not found.** viser bunnstrømmens 99-prosentil ved lokaliteten Øyra (merdene er tegnet med blå prikker).

99-prosentilen viser nær maksimal strøm. Bunnstrømmen lavere enn anvist på kartet 99% av tiden, og 1 % av tiden er den lik eller høyere. Det holder med periodisk sterk strøm for å virvle og transporter bort bunnfall som ligger under anleggene. Dypet spiller også en viktig rolle for hvordan sedimentene sprer seg. Det mest optimale, er en relativt dyp lokalitet med god bunnstrøm, men i realiteten er det ofte sterkere strøm der det er litt grunnere, så å finne en ting midt imellom er ikke alltid enkelt, men ettertraktet. Det bør ikke være for sterk strøm i det øvre sjiktet der burene ligger, og lokaliteten bør heller ikke for eksponert mot bølger med tanke på belastning på konstruksjonen.



Figur 3: Bunnhastighet for september. 99% prosentil. Anleggsplassering er markert med blå prikker

3.2 Nedslagsfelt for sedimentene

I figurene som følger er det plottet inn grå linjer, videre kalt isolinjer. Noen figurer har det vi omtaler som 10g isolinje som illustrerer området hvor sedimenteringen gir en karbonmengde på bunn over 10g m²/dag. Verdier over dette gir i de fleste tilfeller klare indikasjoner på at det er en ekstern forurensende kilde i området.

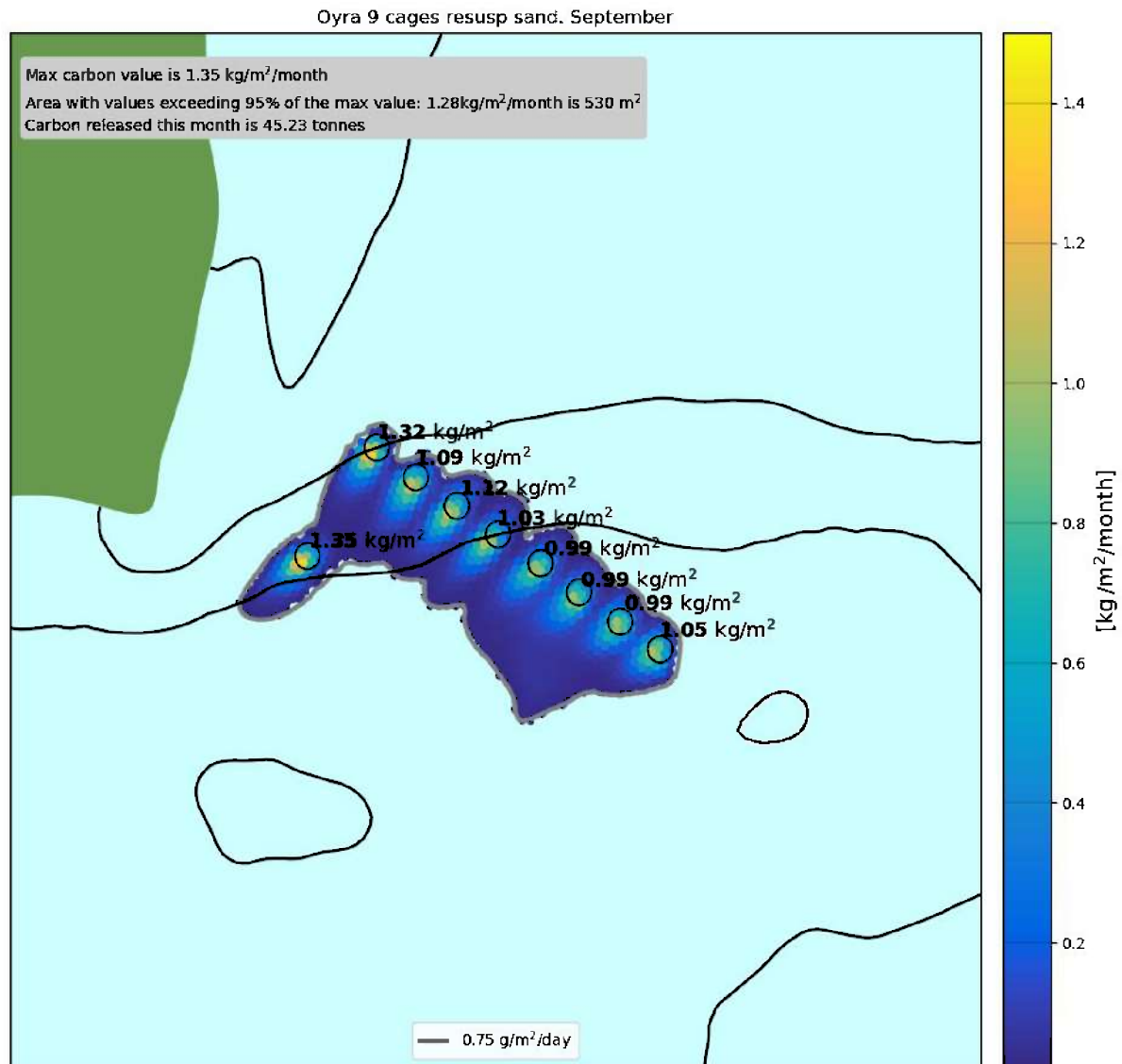
Den andre isolinjen som vises i noen av figurene er på 0.75 karbon/m²/dag. Denne danner det som kalles AZE sonen (Allowable Zone of Effect), som ASC-standarden omtaler.

Vi har modellert september måned 2013. Det er normalt å anta at strømbildet for samme måned i forskjellige år er sammenlignbare.

3.2.1 Utslipp 9 merder, dagens MTB

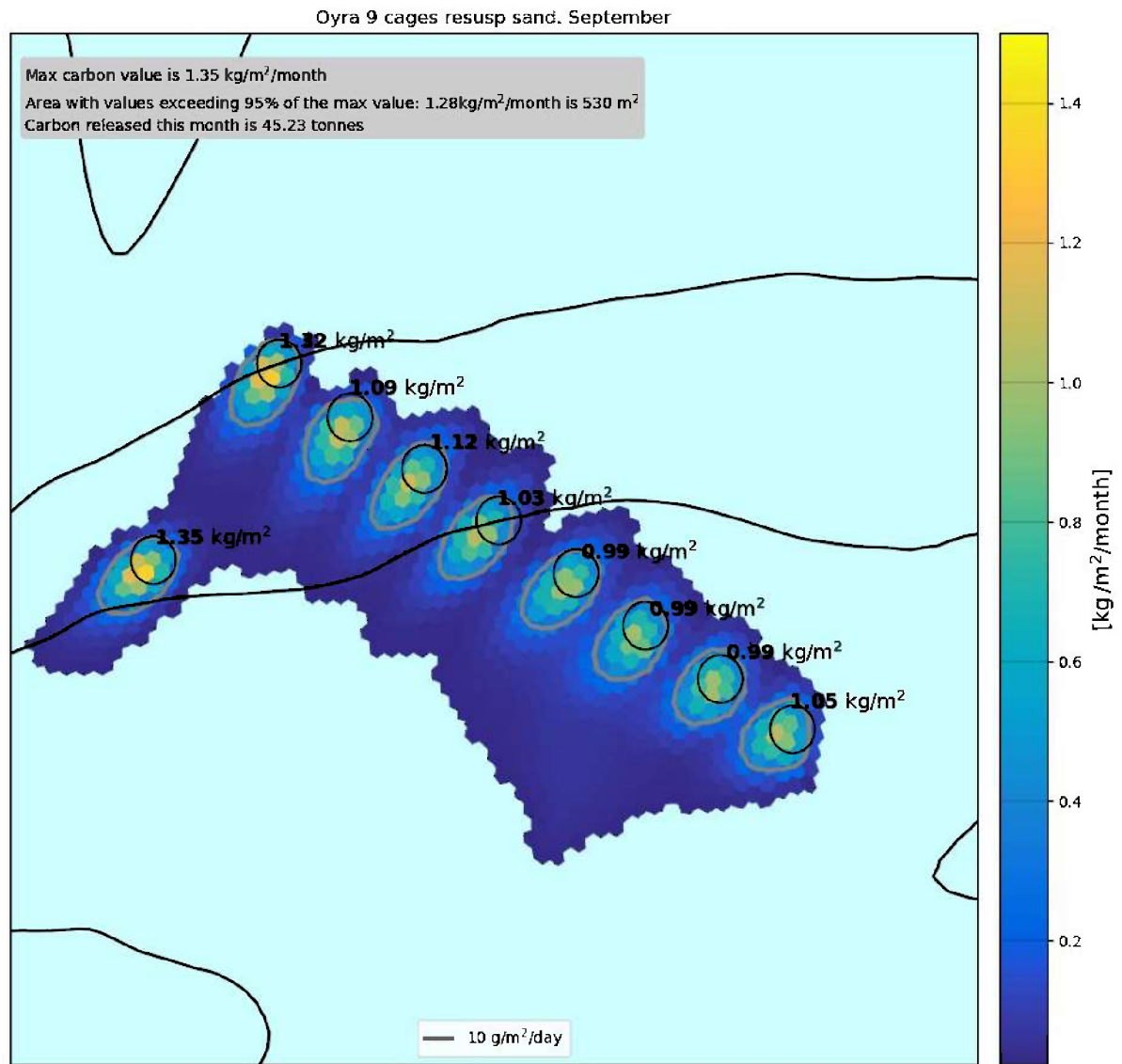
I forrige produksjonssyklus ble kun 9 bur brukt, dette er lagt til grunn for visualiseringen av resultatene under. Det som vises, er resultatene av å simulere måneden med størst belastning. Dette viser altså en forventet maksbelastning på lokaliteten. Som Figur 4 viser er det tydelig

at sedimentene spres i størst grad sør, sør-vestover, men at betydelige konsentrasjonsmengder ikke strekker seg særlig langt fra lokaliteten.



Figur 4: Sedimentering dagens produksjon. 9 bur. 0.75g isolinje

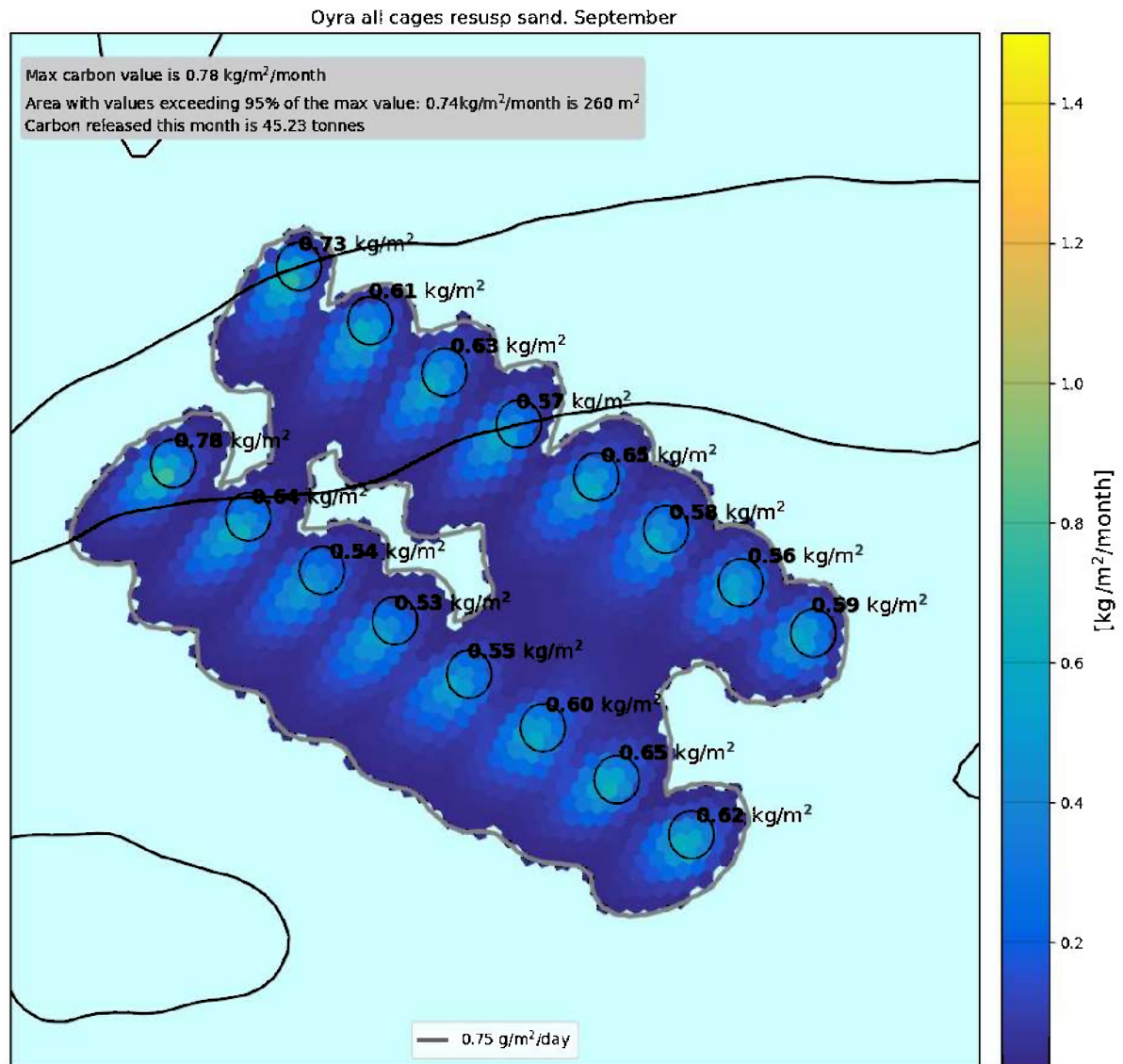
Om vi ser på 10 g isolinjen og zoomer litt inn får man følgende bilde som Figur 5 viser. Maksverdien av karbon er på 1.35 kg/m²/måned. Dette er ikke urovekkende høyt, men heller ikke veldig lavt. Det at Figur 3 viser såpass god bunnstrøm som den gjør, gir god grunn for å anta at resuspensjon er en viktig faktor underveis i produksjonen ved lokaliteten for å unngå opphopninger av karbon som gir varige dårlig forhold på bunn. Faktorer som bunnfauna spiller også en rolle for tilstanden på bunn, og er en faktor som ikke er med i vår modell.



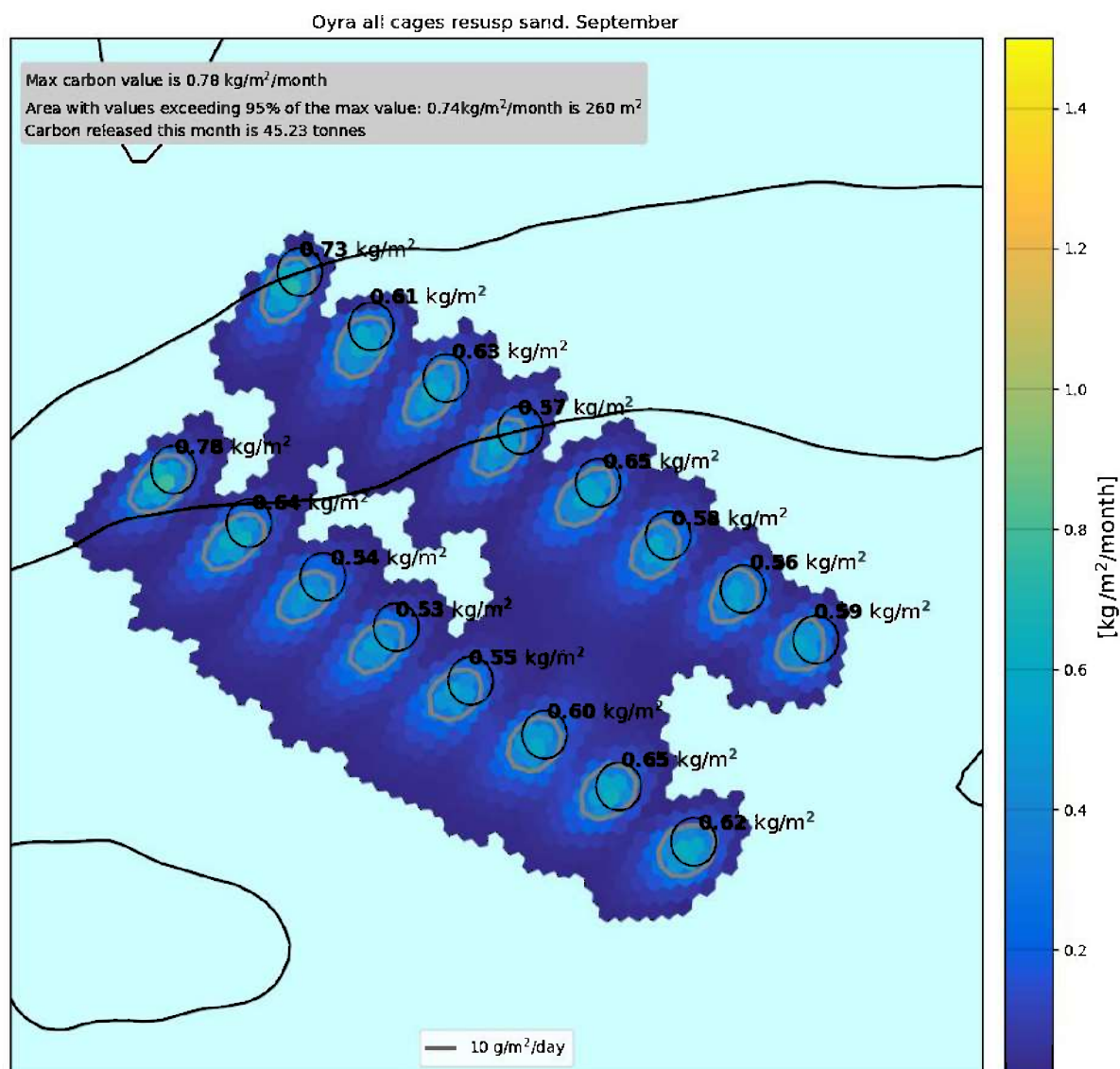
Figur 5: Sedimentering dagens produksjon 9 bur. 10 g isolinje

3.2.2 Utslipp alle 16 merder, dagens MTB

Figur 6 og Figur 7 viser fordelingen av karbon på bunn blir med tilsvarende produksjon, men med fisk fordelt jevnt over alle 16 merdene. Når sedimenteringen blir spredt blant alle burene synker karbontrykket like under anleggene betydelig, da utslipper per bur går ned ettersom det er spredt over flere bur og da også et større område.



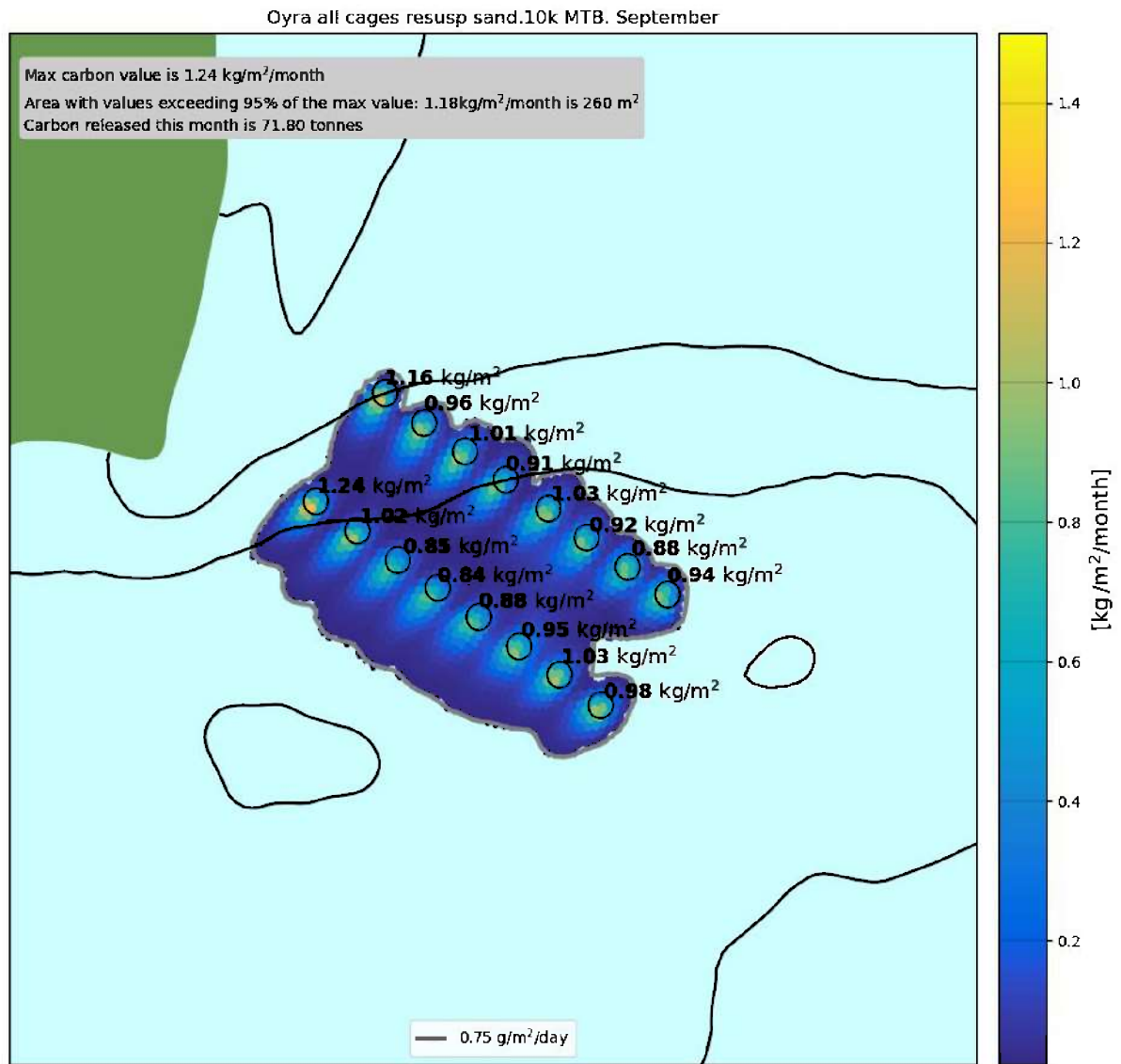
Figur 6: Sedimentering dagens produksjon fordelt over 16 bur. 0.75 g isolinje



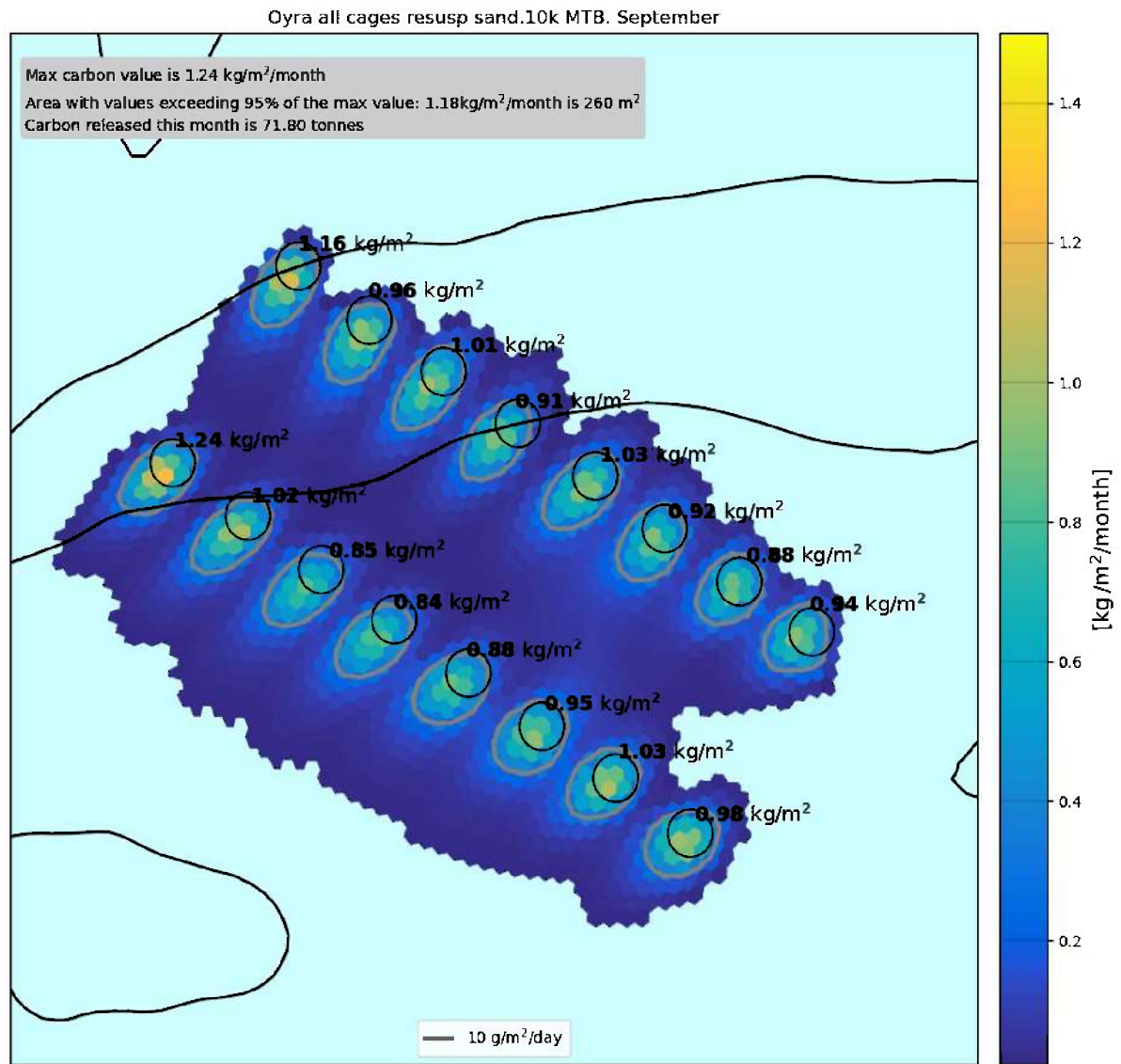
Figur 7: Sedimentering dagens produksjon fordelt over 16 bur. 10 g isolinje

3.2.3 Utslipp alle 16 merder. Økt MTB

For å utforske konsekvens av økt MTB har vi i dette avsnittet økt utslippet fra dagens MTB på 6200 tonn til en MTB på 10 000 tonn, se Figur 8 og Figur 9. Maksverdien med denne konfigurasjonen er 1.24 kg karbon/m²/måned. Dette er mindre enn for dagens MTB ved bruk av kun 9 bur, som hadde en maksverdi på 1.35 kg karbon/m²/måned.



Figur 8: Sedimentering 10 000 MTB fordelt over 16 bur. 0.75 g isolinje



Figur 9: Sedimentering 10 000 MTB fordelt over 16 bur. 10 g isolinje

4 Konklusjon

Kapittel 3 viser at lokaliteten Øyra har relativ høy sedimenteringsrate rett under anlegget, spesielt med dagens MTB spredt over 9 av burene på lokaliteten. Vår erfaring fra andre lokaliteter viser ofte at en sedimenteringsrate på over 10 g karbon/m²/dag kan gi utslag i B – undersøkelser. Lokaliteter med over ~25 g karbon/m²/dag får ofte tilstandsklasse dårligere enn 1 på noen av stasjonene fra en B – undersøkelse. Videre er 10 g karbon/m²/dag ofte brukt som en grense på skadelig virkning på bunnfauna i litteraturen (Keeley et al). Denne vises som 10 g isolinje i flere av figurene.

Både historiske B-undersøkelser ved lokaliteten og modelleringen vår enes at dette er en god lokalitet. Resultatene fra modelleringen (Kapittel 3) viser at karbontrykket på lokaliteten avtar betydelig om man tar i bruk alle 16 burene, kontra bare å bruke 9 bur ved samme produksjon. At lokaliteten historisk alltid har fått tilstandsklasse 1 til tross for at modelleringen viser noe avsetning direkte under anlegget kan tyde på at bunnfaunaen er robust.

Modelleringen viser at en økning fra 6200 MTB til 10 000 MTB at karbontrykket ikke øker når man sammenligner en drift på 6200 MTB på kun 9 av burene, mot 10 000 MTB ved å spre produksjonen over alle 16 burene. Den totale oksygenbruken vil derimot øke, men det ser ut til å være god sirkulasjon i området, med bra vanntransport gjennom Mårøysundet like nord for lokaliteten.

Studerer man Figur 3 ser man at plasseringen av anlegget er ganske optimal. Det er tilstrekkelig dypt, og i et område med bra med bunnstrøm. Ved en plassering lengre nord hadde det vært for grunt, mens lengre øst hadde den havnet mitt i sundet, samt området med høy bunnhastighet like øst ikke er stort nok til å dekke hele anlegget.

5 Referanser og relevant litteratur

- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1990.** Quantitative estimates of eutrophication effects on fjords of fish farming. *Aquaculture* 90,135-156.
- Bannister, R. J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T. & Asplin, L., 2016.** Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsw027.
- Brooks, K.M., 2000.** Salmon farm benthic and shellfish effects study 1996-1997. Aquatic Environmental Sciences, Port Townsend, WA.
- Brooks, K.M. & Mahnken, C.V.W., 2003.** Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment. II Organic wastes. *Fisheries Research* 62:255-293.
- Bruggeman, J. & Bolding, K., 2014.** FABM. A general framework for aquatic biogeochemical models. *Environmental Modelling & Software*.
- Buhl-Mortensen L., Oug E. & Aure J., 2009.** The response of hyperbenthos and infauna to hypoxia in fjords along the Skagerrak: estimating loss of biodiversity due to eutrophication. In: *Integrated Coastal Zone Management* (ed. by E. Moksness, E. Dahl & J.G. Støttrup), pp. 79–96. John Wiley & Sons, 376pp.
- Chen, C., Liu, H. & Beardsley, V. 2003.** An unstructured, finite-volume, three-dimensional, primitive equation ocean model: application to coastal ocean and estuaries. *J. Atm. & Oceanic Tech.*, 20, 159-186.
- Chen, Changsheng, et al. 2012.** An Unstructured-grid, Finite-volume Community Ocean Model: FVCOM User Manual. *Sea Grant College Program*.
- Cromey, C.J., T.D. Nickell, K.D. Black, P.G.Provost & C.R. Griffiths 2002.** Validation of a Fish Farm Waste Resuspension Model by Use of a Particulate Tracer Discharged from a Point Source in a Coastal Environment. *Estuaries* Vol. 25, No. 5, p. 916-92.
- Hargrave, B.T., Holmer, M. & Newcombe, C.P. 2008.** Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Marine Pollution Bulletin* 56:810-824.
- Keeley, N.B., Forrest, B.M., Crawford, C. & Macleod, C.K. & 2012A.** Exploiting salmon farm benthic enrichment gradients to evaluate the regional performance of biotic indices and environmental indicators, *Ecological indicators* 23, 453-466.
- Keeley, N.B., Macleod, C.K. & Forrest, B.M., 2012B.** Combining best professional judgement and quantile regression splines to improve characterisation of macrofaunal responses to enrichment, *Ecological indicators* 817, 13 pp.
- Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T. & Macleod, C.M., 2013.** Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. *Aquaculture Environmental Interactions*, Vol. 3:275-291.
- Macleod, C.K. & Forbes, S., 2004.** Guide to the assessment of sediment condition at marine fish farms in Tasmania. In: *Aquafin project CRC project 4.1. Tasmanian Fisheries and Aquaculture Institute, Australia*, p.p.63.
- Mosevoll, G., S. Haraldsen, L. Enander, J. Fjellsøy, K.T. Nedland & E. Bøhleng, 1999.** Veiledning for dokumentasjon av utslipp fra befolkningen. NORVAR-rapport 99-1999. Norsk VA-verkforening. 81 sider.
- Stigebrandt, A. 2001.** FjordEnv - A water quality model for fjords and other inshore waters. Göteborg University, Earth sciences centre report C40. 41 sider.

Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A. & Kupka Hansen, P., 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling–Ongrowing fish farm–Monitoring system. *Aquaculture.*, 234: 239–261.

Stigebrandt, A. 2011. Carrying Capacity: general principles of model construction. *Aquaculture Research* 2011, 42, 41-50.