

Hva påvirker variasjon i tetthet av stortare *Laminaria hyperborea* langs Norges kyst?

En analyse fra Norskehavet sør til Skagerrak

Cecilie Smit



Masteroppgave

Seksjon for akvatisk biologi og toksikologi

Institutt for biovitenskap

UNIVERSITETET I OSLO

Dato 15.06.2018

Copyright Cecilie Smit

År: 2018

Tittel: Hva påvirker variasjon i tetthet av stortare *Laminaria Hyperborea* langs Norges kyst?
En analyse fra Norskehavet sør til Skagerrak

Forfatter: Cecilie Smit

<http://www.duo.uio.no>

Trykk: Reprosentralen, Universitetet i Oslo

Sammendrag

Stortare er biomassemessig den mest dominerende tarearten i Norge og danner undersjøiske skoger langs hele kysten. Stortareskogen utgjør et tredimensjonalt habitat med mangfoldige nisjer, som gir grunnlag for et rikt biologisk mangfold av både små og store alger og dyr. Tidligere studier på stortare har fokusert på utbredelse, produksjon, vekst, mortalitet og biomasse. For enkelte områder er sammenhengen mellom variasjon i tetthet og miljøvariable undersøkt. I Norge er utbredelsen av stortare grundig undersøkt med tanke på tetthet og stående biomasse gjennom dykkerundersøkelser. Arten er også relativt godt kartlagt langs hele kysten ved hjelp av romlige prediksjonsmodeller.

Basert på et nasjonalt datasett, ble variasjon i tetthet av stortare analysert langs de fysiske miljøgradientene: feltregistrert dyp, bølgeeksponering, terrengforhold, lysforhold, salinitet, temperatur og strømstyrke, samt interaksjonene mellom dyp og bølgeeksponering og bølgeeksponering og strømstyrke.

Studieområdet strakte seg over fire økoregioner langs norskekysten fra Brønnøysund på Helgelandskysten til Tjøme i Oslofjorden. Tetthetsobservasjoner og registrering av dyp ble gjort fra båt ved bruk av vannkikkert og undervannskamera med dybdesensor. Hver observasjon ble tilknyttet modellerte verdier for bølgeeksponering, terrengforhold, lysforhold, strømstyrke, salinitet og temperatur for å undersøke hvordan disse miljøvariablene påvirker variasjon i tetthet av stortareskog.

De statistiske analysene ble utført ved hjelp av kumulative link-modeller og modellseleksjon ble gjort ved hjelp av rangerte AIC-verdier. De viktigste miljøvariablene for å predikere variasjon i tetthet av tareskog var, i synkende rekkefølge, feltregistrert dyp, bølgeeksponering, interaksjonen mellom bølger og dyp, strømstyrke, temperatur, skråning, interaksjonen mellom bølger og strøm og kurvatur.

Resultatene viste at den tette stortareskogen befinner seg fra lavvannsgrensen og ned til gjennomsnittlig 11,5 m. Dypere ned blir det glissent med tareplanter og nedre voksegrense ble funnet ved 35,6 meter. Sannsynligheten for tett tareskog øker med økt bølgeeksponering. I interaksjon med dyp har bølgeeksponering størst positiv effekt på middels dyp. Både på grunna og på de dypeste stasjonene er det antageligvis tilgjengeligheten av lys som er bestemmende for tettheten av stortare.

Høy strømstyrke virker negativt på tett tareskog, men ved lavere strøm er det sannsynlighet for å finne alle tettheter av stortare. I interaksjon med bølgeeksponering får økt strømstyrke først en negativ effekt der det også er mye bølger. I beskyttede områder er det lite tare uavhengig av strømforholdene. De optimale terrengforholdene for tett tareskog i denne studien var flate eller svakt skrånende områder, og nedsenkninger i terrenget. Når det blir brattere skråning og topper i terrenget finnes det enkeltplanter, men sannsynligheten for fravær av stortare øker.

Videre studier på variasjon i tetthet av stortareskog er ønsket da det er den tette tareskogen som tilbyr størst biologisk mangfold og flest økosystemtjenester for oss mennesker. Det er av interesse å få mer kunnskap om dette både for å bevare biologisk mangfold og for eventuell utnyttelse av stortare som ressurs. For å kunne få enda mer detaljert kunnskap om miljøvariablenes effekt på variasjon i tetthet av stortare er det nødvendig med tilsvarende heldekkende modeller, men med høyere oppløsning, da dette kan vise tydeligere mønstre i småskala forhold, særlig med tanke på strømstyrke, salinitet og temperatur.

Forord

Dette masterprosjektet er inkludert i Seksjon for marinbiologi ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og er en del av lektorprogrammet i realfag ved Universitetet i Oslo.

Norge var initiativtaker til å opprette Konvensjonen om biologisk mangfold (Rio-konvensjonen), og i 1992 ble denne signert. En av målsetningene var å bevare biologisk mangfold og partene forpliktet seg blant annet til å opprette og opprettholde programmer for kartlegging, bevaring og sikring av biologisk mangfold og dets komponenter (naturarv.no). I kjølvannet av Stortingsmelding 42 (2000-2001) om biologisk mangfold, ble det i Norge opprettet et nasjonalt program for kartlegging og overvåkning av biologisk mangfold for perioden 2003-2006. Programmet gikk i ytterligere to perioder mellom 2007-2010 og 2011-2015 og arbeidet skal fortsette frem til 2019. Delen av programmet som omhandler havet har fokusert på kystsonen, der det biologiske mangfoldet er størst, og av praktiske og økonomiske grunner på bestemmelse av naturtyper. Naturtypene er verdisatt etter visse kriterier både på nasjonalt, regionalt og lokalt plan. Større forekomster av stortare (>500 000 m²) er i nasjonalt program ansett som en spesiell naturtype, fordi den danner tette skoger langs hele kysten, som gir grunnlag for stor produksjon og et stort biologisk mangfold. Større forekomster av stortareskog er verdsatt som svært viktige på nasjonalt plan og er derfor én av naturtypene som er nøye studert gjennom hele programmet. I tidsrommet 2004 – 2017 har NIVA, i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI), samlet inn data på tettheten av stortare med en metode utviklet og forbedret gjennom *Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst (Nasjonalt program)*, med faglig koordinator Trine Bekkby. Disse dataene er utgangspunktet for analysene i denne studien.

Jeg fikk selv oppleve hvordan denne innsamlingen kan foregå. Lise Tveiten, Trine Bekkby og jeg (og mann og baby) dro på tokt på Mørgekysten høsten 2017. Trine og Lise snirklet seg hele veien fra Grimstad til Molde med fullstappa bil og en BusterXL på henger. Allerede samme kveld var toktet i gang. Alt utstyret skulle lades, lokaliteter bestemmes, været sjekkes og båten skulle ut. Et slikt tokt er innholdsrikt på mange måter. Når det er oppstilling kl 05 00, klar til avgang, fordi det skal blåse opp til lunsj. Når arbeidsdagene strekker seg til 16 timer i døgnet og den eneste trøsten er at marinbiologene før i tiden alltid jobbet enda lenger. Å befinne seg utaskjærs når det bare mangler ti stasjoner litt lengre ut og værmeldingen truer med sterk kuling om få timer. Når batteriet er flatt og det er en times kjøring tilbake til backup-utstyret. Når man putrer inn i en stille bukt på vill jakt etter batterier og det eneste du finner er en gjeng som

røyker ål og kan melde om en ATV-butikk en halvtimes kjøring unna, men som ikke vet om de faktisk har batterier. Når toktet fortsetter til tross, og batteriet faktisk holder. Å kripe sammen bakerst i båten, mens dønningene truer bakfra og skjæret forfra, men stasjonen er på en halv meter, og ja, det er bare å slippe kameraet selv om hendene er frosne og fingrene som rosiner. NÅ! Når bølgedronninga Lise Tveiten manøvrerer båten over bølgetoppene slik at mannskapet kommer helskinnet hjem den dagen også. Når nisene ruller i overflaten, selene titter frem, stortaren duver på stille vann og lyset majestetisk oversvømmer skjær og hav. Når man kjører forbi Runde og blir overdøvet av havsulespetakkelet fra fjellsiden. Og, jeg kommer aldri til å glemme hvordan Lise satte seg i respekt hos båtforeningens vaktleder da hun rygget en altfor stor henger gjennom en altfor smal bom og videre langs en sti mellom båtnaustrekkene ned til slippet i vannkanten, der båten ble vippet elegant opp på hengeren. Det hele til moldeværingens, ikke så stumme, beundring.

En stor takk rettes herved til forskere ved HI og NIVA, Henning Steen, Frithjof Moy, Eli Rinde, Hartvig Christie, Lise Tveiten og Trine Bekkby (og litt meg selv) for standhaftig innsamling av data gjennom mange år.

En stor og varm takk rettes så til mine veiledere Trine Bekkby og Hege Gundersen for usedvanlig raus deling av kunnskap, forklaringer og tid til diskusjoner. Takk for grundige tilbakemeldinger, tips om litteratur og for å ha åpne dører gjennom hele prosessen. I tillegg til eksepsjonell veiledning har Trine laget kartene til oppgaven og hentet opp modellverdier i ArcGIS og Hege har reddet meg ut av mangfoldige R-kniper.

Tusen takk til Jon Albretsen (HI) for tilgang til modeller på strøm, salinitet og temperatur. Takk for R-skript, for analyse av ålegrasenger (Christie, Rinde, Moy & Bekkby, 2014), og av påvekstalger på stortarestilken (Bekkby, Angeltveit, Gundersen, Tveiten & Norderhaug, 2015). Disse har blitt flittig brukt.

Jeg vil også rette en stor og varm takk til Jan-Erik Thrane, Jan Heuschele, Tom Andersen og Eli Rinde for uvurderlig hjelp med R. Takk til biveileder Stein Fredriksen for artikler og hjelp med struktur.

En uendelig stor takk mamma og pappa, søstrene mine, Anja, Maria og Julia, og mine gode venner, Jonas, Jan Ove, Jenny, Agnes, Karoline, Hanne og Martin, for barnepass, matlaging og moralsk støtte. Takk til min kjæreste Adrian. Til lektorgjengen: Alis, Elise, Heidi, Andrea, Camilla, Jonas, Jan Ove og Silje, takk for en fin studietid.

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	1
1.1	Utbredelse.....	1
1.2	Stortarens morfologi og livssyklus.....	2
1.3	Produksjon, biologisk mangfold og økosystemtjenester	3
1.4	Trusler mot tareskogen	5
1.5	Effekten av fysiske miljøfaktorer.....	6
1.5.1	Lys og dyp.....	6
1.5.2	Vannbevegelse - Bølger og strøm.....	7
1.5.3	Salinitet og temperatur.....	8
1.5.4	Tidligere studier på variasjon i tetthet av tareskog.....	9
1.6	Avgrensning	10
2	Hensikten med oppgaven	11
3	Materiale og metode	13
3.1	Områder.....	13
3.2	Innsamling av data i felt	14
3.3	Modellerte miljøvariabler	15
3.3.1	Dyp.....	15
3.3.2	Skråning og kurvatur.....	15
3.3.3	Lysforhold på bunnen	16
3.3.4	Bølgeeksponering	17
3.3.5	Strømstyrke, salinitet og temperatur	18
3.4	Tilrettelegging av datasettet for analyse.....	19
3.5	Statistiske analyser	21
3.5.1	Kolinearitet og valg av miljøvariabler til analysene.....	21
3.5.2	Analyse av ordinale data med Kumulative link-modeller	23
3.5.3	Modellseleksjon.....	23
3.5.4	Modellens tilpasning.....	24
3.5.5	Miljøvariablene relative forklaringsbidrag.....	24
3.5.6	Prediksjon og grafisk fremstilling	24
4	Resultater	25
4.1	Dekning av ulike tetthetsklasser på alle stasjoner.....	25
4.2	Modellseleksjon	26
4.3	Modellevaluering og relativt bidrag fra miljøvariablene	26
4.4	Tetthet av stortare ved ulike miljøforhold	28
4.4.1	Tetthet som funksjon av dyp.....	28
4.4.2	Tetthet som funksjon av bølgeeksponering.....	29
4.4.3	Tetthet som funksjon av strømstyrke	30
4.4.4	Tetthet som funksjon av temperatur.....	31
4.4.5	Tetthet som funksjon av skråning	32
4.4.6	Tetthet som funksjon av kurvatur	33
4.4.7	Interaksjon mellom dyp og bølgeeksponering.....	34
4.4.8	Interaksjon mellom strømstyrke og bølgeeksponering	35

5	Diskusjon	36
5.1	På hvilken måte varierer tettheten av tareskog med miljøforholdene?	36
5.1.1	Dyp.....	36
5.1.2	Bølgeeksponering	37
5.1.3	Interaksjonen mellom bølgeeksponering og dyp	38
5.1.4	Strømstyrke	39
5.1.5	Temperatur	40
5.1.6	Skråning.....	40
5.1.7	Interaksjonen mellom bølgeeksponering og strømstyrke	41
5.1.8	Kurvatur	42
5.2	Andre faktorer som kan påvirke variasjon i tetthet av tareskog	43
5.3	Svakheter	43
6	Konklusjon	46
	Litteraturliste	48
	Appendiks.....	55

1 Introduksjon

1.1 Utbredelse

Tang og tare inkluderer alle brunalger i havet og lever i kystnære strøk over hele verden. Tang og tare er som regel flerårige og man skiller disse utfra hvilken systematisk orden de tilhører. Tang er brunalger innen orden Fucales. Vanlige tangarter i Norge er grisetang (*Ascophyllum nodosum*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), spiraltang (*Fucus spiralis*) og sagtang (*Fucus serratus*). Tare betegner medlemmer innen orden Laminariales og finnes langs tempererte og polare kystlinjer i Sør-Amerika, Nord-Amerika, Sør-Afrika, Australia og Europa (Steneck et al., 2002). Vanlige tarearter i Norge er butare (*Alaria esculenta*), fingertare (*Laminaria digitata*), sukkertare (*Saccharina latissima*) og stortare (*Laminaria hyperborea*). Den dominerende slekten innen Laminariales i Europeiske hav er *Laminaria* (Smale, Burrows, Moore, O'Connor & Hawkins, 2013).

Strukturen på algesamfunnene påvirkes sterkt av tidevannsmønstrene. I Norge oversvømmes og tørrlegges kystområder to ganger i døgnet, som danner ulike soner der grensene er definert av høyeste vannstand (flo) og laveste vannstand (fjære). Områdene som er tørrlagte ved fjære, men oversvømt ved flo, danner litoralsonen. Denne er gjerne besatt av ulike tangarter. Under litoralsonen ligger sublitoralsonen, som stort sett er neddykket i vann (Graham, Graham, & Wilcox, 2016). I denne sonen vokser det hovedsakelig tareplanter (Araújo et al., 2016), inkludert stortaren. I de grunneste områdene kan man se bladverket duve ved overflaten ved fjære, men stortaren holder seg stort sett under lavvannsgrensen og ned mot 30 meters dyp (Bekkby, Rinde, Erikstad & Bakkestuen, 2009).

Stortaren brer seg fra Portugal i sør (Seoane-Camba, 1966; Araújo et al., 2006) til Kola i nord (Schoschina, 1997), samt rundt Færøyene og Storbritannia (Kain, 1962). Når betingelsene ligger til rette for det, danner stortaren flerårige skoger på havbunnen (Kain, 1962). I Norge brukes gjerne begrepet *tareskog* om disse områdene (Bekkby et al., 2011a). Tareskogene kan bestå av kun stortare, eller forekomme som blandingsskog med andre arter, for eksempel butare og sukkertare. Stortaren er den mest dominerende tarearten langs norskekysten og stortareskog er estimert til å strekke seg over et areal på 5900 km² (Gundersen et al., 2011). Norge har med dette Europas største bestander av denne arten (Havforskningsinstituttet, 2018).

1.2 Stortarens morfologi og livssyklus

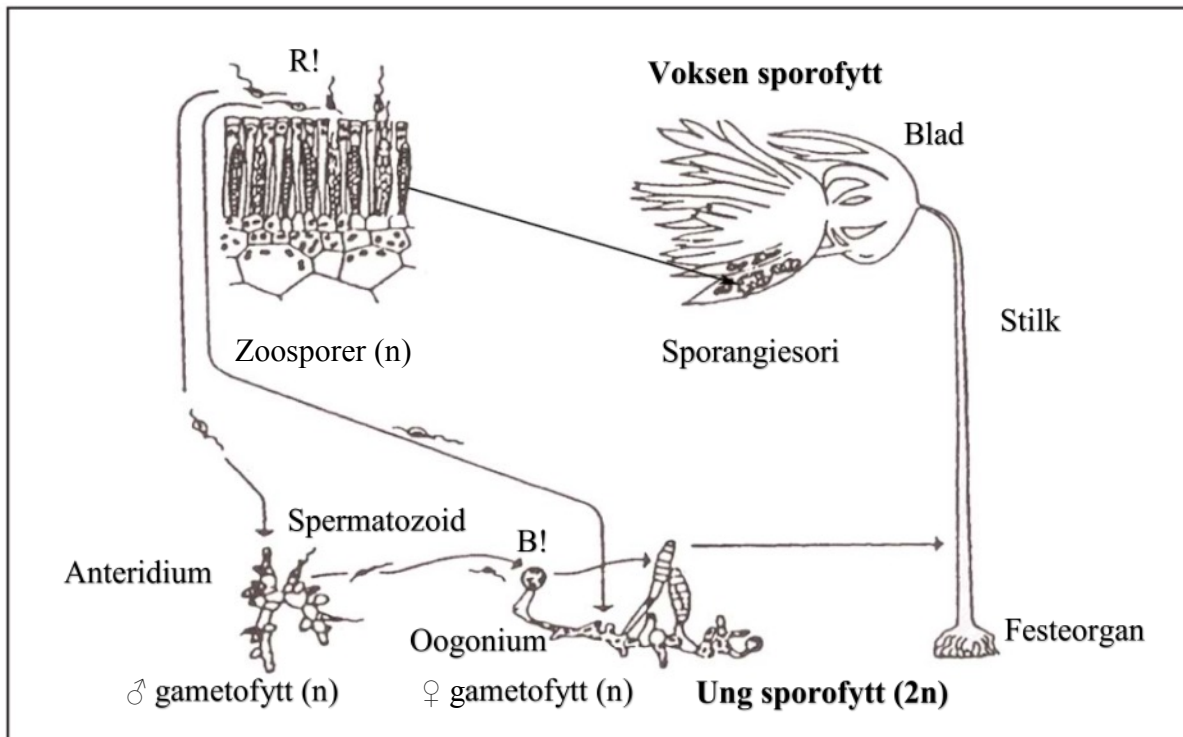
Stortaren består av et kraftig flerårig hapter (festeorgan), en ru flerårig stipes (stilk) og et stort lamina (blad) som er bredt og fliket (Christie, Jørgensen, Norderhaug & Waage-Nielsen, 2003). Stilken står loddrett i vannsøylen og kan bli inntil 20 år gammel (Kain, 1971). Dersom forholdene er optimale kan stilken bli opptil tre meter høy (Bekkby et al., 2011). Stortarens blad kan bli 1 m² stort (Andersen, 2018) og nydannes hver vår fra en vekstsone mellom toppen av stilken og bladet (Kain, 1971). Til vekst bruker stortaren karbohydrater og næringsalter som den har lagret gjennom sommeren og høsten (Sjötun & Fredriksen, 1995). Det nye vevet erstatter gradvis det gamle bladet som felles hver høst.

Stortareskog deles gjerne inn i tre ulike stadier eller individtyper: rekrutter, underskogsplanter og kronesjiktplanter (Pedersen, Nejrup, Fredriksen, Christie & Norderhaug, 2012). Rekruttene kan defineres som individer uten årringer (<1 år). Underskogsplantene er eldre, men er fortsatt korte av vekst og lever under kronesjiktplantene. Kronesjiktplantene er høye, gamle individer som kan danne et tett dekke av bladverk, eller som navnet impliserer, kronesjikt. De minste individene vokser over en lengre periode (fra januar til september) enn kronesjiktplantene som hovedsakelig vokser mellom januar og juni (Sjötun, Fredriksen & Rueness, 1996). Strukturen på tareskogen kan påvirke veksten til underskogsplantene ved at kronesjiktplantene undertrykker de mindre plantenes vekst ved å skygge for lyset (Sjötun, Fredriksen & Rueness, 1998).

Stortarens kjønnede livssyklus har en heteromorfisk generasjonsveksling, som betyr at det voksne, diploide stadiet (sporofytten) er morfologisk forskjellig fra det unge, haploide stadiet (gametofytten). Innen orden Laminariales er det spesielt at sporofytten er mye større enn gametofytten (Graham et al., 2016). Stortareplantene blir fruktbare når de er omlag to år gamle, men alderen kan variere avhengig av om forholdene er gunstige og av størrelsen på plantene (Kain, 1971). Stortareplanter er funnet å være reproduktive i perioden mellom september og april, med en topp i januar (Kain & Jones, 1975).

Livssyklusen er illustrert i Figur 1. En utvokst sporofytt (2n) danner enrommede sporehus (sori) i overflaten av bladet, der reduksjonsdeling resulterer i dannelsen av haploide zoosporer (n). Zoosporene fester seg til substrat i løpet av 24 timer, enten som hannlige eller hunnlige mikroskopiske gametofytter. I løpet av 10 dager blir gametofyttene fertile og utvikler henholdsvis anteridier for produksjon av spermatozoider og oogonier for eggdannelse. De hannlige gametofyttene produserer en stor mengde spermatozoider som svømmer bort til

oogoniene der befruktningen skjer. Dette resulterer i diploide zygoter som, gitt et passende sted for feste, utvikler seg til å bli nye sporofytter og livssyklusen gjentar seg (Graham et al., 2016).



Figur 1 Livssyklusen til *Laminaria hyperborea*. En utvokst sporofytt utvikler sporangiesori på overflaten av bladet der reduksjonsdeling (R!) skjer og resulterer i zoosporer. Disse utvikler seg til å bli hannlige gametofytter med anteridier som produserer spermatozoider eller til hunnlige gametofytter med oogonier som produserer egg. Befruktningen (B!) av egget i oogoniet skjer og danner en zygote som vokser og danner en ny diploid sporofytt og syklusen gjentar seg. Figuren er hentet fra en labrapport i BIO1200 om alger.

1.3 Produksjon, biologisk mangfold og økosystemtjenester

Tareplanter er habitatbyggende arter i tempererte og arktiske strøk (Steneck et al., 2002) og representerer noen av de mest artsrike og produktive levestedene i verden (Smale et al., 2013). Først og fremst er tareplanter fotosyntetiserende organismer. De har dermed en viktig rolle som primærprodusenter ved sin omdannelse av uorganisk karbon til organisk materiale ved hjelp av sollys gjennom fotosyntese. Årlig produksjon er antatt å være $3 \text{ kg C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, som vil si den mengden fiksert karbon som er brukt av plantene til vekst (Abdullah & Fredriksen, 2004). I tillegg støtter tareskogen en stor mengde sekundærproduksjon ved dannelsen av oppløst organisk materiale (DOM). Dannelsen av DOM skjer ved fragmentering og felling av blader eller hele planter revet opp av stormer. Plantevevet løses opp i vannmassene og blir tilgjengelig som føde for andre organismer (Smale et al., 2013). Et estimat på mengden DOM produsert av Norges tareskoger er cirka 80 millioner tonn per år (Gundersen et al., 2011). Dannelsen av

oppløst organisk materiale gjennom året støtter både livet i tareskogen selv, men blir også overført og nyttiggjort i omkringliggende områder (Gundersen et al., 2016). Enkelte dyr gresser også direkte på tareplantene, slik som snegl (Smale et al., 2013) og kråkeboller (Sivertsen, 1997).

Både stortarens blad, stilk og festeorgan utgjør ulike habitater som huser et rikt mangfold av flora og fauna (Christie et al., 2003). I felt ble det observert at bladene var vasket glatte i områder eksponert for mye bølger. I mer beskyttede områder var bladene dekket av tette nett med fastsittende dyr, slik som polyppdannende småmaneter og mosdyr. Ned langs stortarens ujevne stilk vokser det hovedsakelig ulike typer rødalger, slik som søl (*Palmaria palmata*), draugfjær (*Ptilota plumosa*), smalving (*Membranoptera alata*) og eikeving (*Phycodryx rubens*) (Whittick, 1983). Det er funnet opp til 50 ulike påvekstalger på én enkelt stortarestilk (Marstein, 1997). Sammen med tareplantene danner påvekstalgene et tredimensjonalt habitat som gir mange muligheter for at fisk og andre smådyr kan gjemme seg, spise, jakte og yngle (Christie et al., 2003). Det store mangfoldet av smådyr og fiskeyngel gjør også tareskogen til en yndet beitemark for sjøfugl og pattedyr (Smale et al., 2013). Festeorganet har vist seg å være det mest artsrike, der snegl, tanglopper og andre smådyr kan leve under, oppå og mellom strukturene. Artsmangfoldet som lever på og rundt tareplantene er med andre ord stort. I gjennomsnitt er det for eksempel funnet 238 arter og en tetthet på 8000 dyr per plante. Bare på én stilk er det funnet opptil 80 000 individer (Christie et al., 2003). Tettheten av dyr varierer imidlertid med sesong, sted og alder på plantene (Christie et al., 2003).

Økosystemtjenester innebærer goder og tjenester som vi får fra naturen, både direkte og indirekte, og som bidrar til vår velferd. Begrepet ble først satt på dagsorden av det brede internasjonale initiativet *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). Økosystemtjenester deles gjerne inn i fire kategorier: støttende tjenester, forsyningstjenester, regulerende tjenester og kulturelle tjenester (Gundersen et al., 2016). Stortareskogen tilbyr støttende tjenester ved primærproduksjon og ved resirkulering av næringsstoffer, funksjoner som er nødvendig for andre økosystemtjenester. Videre tilfører stortareskogen forsynings-tjenester ved å tilby gjemmesteder, mat og yngleplass for arter av fisk, krepsdyr, snegl, andre smådyr og alger, inkludert kommersielle arter (Smale et al., 2013). Alginat og biobrensel er andre eksempler på produkter tareskogen gir oss. Tareskogen renses vannet og hindrer erosjon fra land (Gundersen et al., 2016), og utgjør en signifikant del av den globale karbonpumpen ved at organisk materiale fra plantene synker ned og lagres i sedimentene (Abdullah, Fredriksen & Christie, 2017). Dette er regulerende tjenester. Kystområdene er viktige rekreasjonsområder

for mennesker og gir mulighet for ikke-materielle opplevelser (kulturelle tjenester), slik som bading og fiske (Gundersen et al., 2016).

1.4 Trusler mot tareskogen

Flere menneskeskapte stressfaktorer kan få innvirkning på tareskogen. Kaskadeeffekter av overfiske, temperaturøkning og eutrofiering er få eksempler (Smale et al., 2016). I Norge har drøbakkråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*) imidlertid vært den største trusselen. Drøbakkråkeboller har beitet ned tareskog langs store deler av kysten siden tidlig på 70-tallet (Gundersen et al., 2016). Fra 1990 til 2011 ble det dokumentert gjenvekst av tareskog i Midt-Norge (Norderhaug & Christie, 2009). Gjenveksten tilordnes blant annet at kråkebollene får problemer med rekruttering ved økende havtemperatur (Rinde et al., 2014). I perioden 1970 til 2011 har stortareskogen vært stabil i Skagerrak og i Sørvest-Norge, men store områder er fortsatt nedbeitet i Midt- og Nord-Norge (Araújo et al., 2016). Kråkebollene etterlater seg bare fjell og danner stabile alternative tilstander, såkalte «marine ørkener», som vanskelig lar seg skifte tilbake til tareskogalternativet (Gundersen et al., 2016). Disse områdene vil fremstå som fravær av tareskog, og vil gi misvisende informasjon om stortares naturlige vekst. Av denne grunn er analysene i denne studien basert på data fra Brønnøysund og sørover som ikke er påvirket av kråkebollenes beiting.

Stortare høstes kommersielt langs kysten fra Rogaland til Nord-Trøndelag (Havforskningsinstituttet, 2018). Mellom 120 000 og 180 000 tonn stortare har gjennom de siste 30 årene blitt høstet hvert år (Steen, 2015) med formålet å utvinne alginat (Christie et al., 1998). Christie et al. (1998) fant i sin undersøkelse at taretråling effektivt høster alle kronesjiktplantene og etterlater høy tetthet av rekrutter som i løpet av tre år, avhengig av breddegrad, vokser opp og danner en tett homogen tareskog. Høstingen påvirker tareskogens struktur og fører til tap av biologisk mangfold i tiden etter tråling, men det er også vist at også økologisk funksjon gjenopprettes, avhengig av omfanget av uttaket og tarevegetasjonens evne til å reetablere seg (Steen, 2015).

Tareplantene er kaldtvannsarter og det er rimelig å anta at global oppvarming vil få en betydning for tareskogene over hele verden (Smale et al., 2013). I Norge er det ikke tegn på at det er fare for stortarebestandene med tanke på klimaendringer. Sukkertare har imidlertid hatt en nedgang i forekomst assosiert med blant annet økt temperatur (Bekkby & Moy, 2011b).

1.5 Effekten av fysiske miljøfaktorer

Denne studien skal se på hvordan variasjon i tetthet av stortare påvirkes av ulike ikke-biologiske miljøgradienter over et større geografisk område. Derfor er det viktig å få en oversikt over hvilke miljøfaktorer som har påvirket stortaren i tidligere studier. Stortaren, i likhet med andre tarearter, trenger hardbunn for å kunne feste seg og vokse (Smale et al., 2013). Det vil si fjell, blokk eller annet ubevegelig substrat (Kain, 1971). Stortarens evne til å feste seg er også avhengig av terrengform. De bratteste skråningene er uegnet for stortaren, og man finner sjeldent stortare på vertikale flater (Kain, 1971). Som for alle andre fotosyntetiserende organismer er de to viktigste faktorene for stortarens vekst, lys og næring. Dette gjelder særlig nitrogen og fosfor, men en rekke andre elementer er også nødvendig (Graham et al., 2016).

1.5.1 Lys og dyp

Lys er viktig både med tanke på hvor mye fotosyntetisk aktiv stråling (PAR) som er tilgjengelig for plantenes fotosyntese, og med tanke på daglengde (fotoperiodisitet). Stortarens utbredelse (fra Portugal i sør til Russland i nord) gjør at denne arten opplever stor variasjon i både strålingsmengde og daglengde (Rinde & Sjøtun, 2005). En utfordring for planter som lever under vann er at lyset svekkes eksponentielt gjennom vannmassene, noe som medfører at lys blir en begrensende faktor for algenes vekst når det blir dypere. Dypet der det akkurat er nok lys til at fotosyntese utligner respirasjon kalles kompensasjonsdyp. For alger ligger dette punktet gjerne på ~1% av overflatelystet (Graham et al., 2016).

Tidligere studier har brukt modeller for lys til å predikere tilstedeværelse av stortare (Bekkby et al., 2009; Gorman et al., 2012), og for å undersøke gjenvekst av tareskog etter kråkebollebeiting (Rinde et al., 2014). Feltregistrert dyp er i disse studiene funnet å være en bedre forklaringsvariabel enn modellert lys, noe som kan ha en sammenheng med at faktisk målte verdier er mer presise enn grove, gjennomsnittlige modeller. For stortare er det i en rekke studier funnet en nedre voksegrense på rundt 30 m (Bekkby et al., 2009; Kain & Jones, 1964). Dette vil være stortarens kompensasjonsdyp integrert over tid. Det skal understrekes at denne grensen er avhengig av vannets transparens, da eutrofiering, oppløst organisk materiale og fytoplankton kan absorbere store deler av lyset med sin tilstedeværelse (Graham et al., 2016).

Lys er også et viktig signal for vekst og reproduksjon (Graham et al., 2016). Tidligere er det forsket på effekten av lys på vekst og overlevelse for stortaregametofytter i kultur (Lüning, 1980). Fotoperiodisitet påvirker stortarens vekstsyklus ved å tillate sporofytten vekst på korte dager (daglengde <16 timer) og stoppe vekst når dagene blir lengre (Schaffelke & Lüning,

1994), noe som henger sammen med at det er lite næring i vannet om sommeren. Fordi lys-tilgang, og dermed dyp, er forutsetninger for stortarens forekomst, antas det at disse miljøfaktorene også vil påvirke variasjon i tetthet av stortare.

1.5.2 Vannbevegelse - Bølger og strøm

Kystnære strøk er sterkt påvirket av vannbevegelser som bølger og tidevann. Vannbevegelser har positiv effekt på makroalger ved å bevege på bladverket slik at mer lys blir tilgjengelig for fotosyntese (Bekkby et al., 2014). I tillegg reduserer vannbevegelse diffusjonslaget som dannes naturlig rundt organismer i vann, slik at næring lettere kan tas opp gjennom overflaten. nordover Vannbevegelser kan også ha skadelige effekter på makroalger, da dette er store, mekaniske krefter som kan skade og rive løs blader og hele planter (Graham et al., 2016).

Bølger er stokastiske hendelser generert av blant annet vind og tidevann og en rekke studier har dokumentert positiv effekt av bølgeeksponering på stortarens utbredelse (Araújo et al., 2016). Områder utsatt for mye bølgeaktivitet har gitt økt vekst på stortare langs Helgelandskysten (Sjötun & Fredriksen, 1995; Sjötun et al., 1998). Høy bølgeeksponering ga også økt sannsynlighet for gjenvekst av stortareskog etter nedbeiting av kråkeboller langs Helgelandskysten og til Troms (Rinde et al., 2014). På Mørkekysten økte lengden og tykkelsen på stilken med høyere bølgeaktivitet (Bekkby et al., 2014). Høy bølgeaktivitet ga også økt overlevelse, biomasse, tetthet og størrelse på individuelle planter i samme område (Pedersen et al., 2012). Sistnevnte studie fant at tettheten og størrelsen på plantene økte med 50 % med økende eksponeringsgrad. Gorman et al. (2012) fant en tilsvarende trend i økning i biomasse langs kysten av Frankrike. Den positive effekten av bølgeaktivitet kan tilskrives redusert diffusjonslag (Sjötun & Fredriksen, 1995; Sjötun et al., 1998), og at bølgene beveger på bladene slik at det blir bedre tilgang på lys, både i øvre og nedre sjikt (Pedersen et al., 2012).

Tidevannet endrer vannstanden to ganger i døgnet fra mange meter til nesten umerkelig avhengig av geografisk posisjon. Tidevannsforskjellene i Norge er ikke så store sammenlignet med andre land, men fordi vi har så mange holmer, skjær, sund, fjorder og kiler kan tidevannet gi sterke strømmer. Studier gjort på effekten av strøm indikerer at strømstyrke kan ha en positiv effekt på algers vekst (Bekkby et al., 2014), men sterk strømstyrke er også vist å ha en negativ effekt på stortareskog da sterke strømmer kan gjøre det vanskelig for zoosporene å feste seg (Rinde et al., 2014). De fleste studiene som er gjort på strøm er i interaksjon med andre vannbevegelser slik som bølger.

Bølger og strøm er altså ulike vannbevegelser og påvirker tare på forskjellige måter, men effekten av den ene blir påvirket av størrelsen på den andre. Dette er diskutert i Bekkby et al. (2014). Effekten av interaksjonen mellom bølger og strøm er undersøkt for styrke - og lengderelaterte egenskaper, der høy grad av vannbevegelse ga tykkere stilk og større vekt på festeorganet (Bekkby et al., 2014). I følge Bekkby et al. (2014) hadde bølgeeksponering større effekt enn strøm, og strømstyrke hadde større effekt ved lav bølgeeksponering enn ved høye nivåer. At bølger og strøm virker forskjellig er også dokumentert av flere studier på andre arter og algesamfunn i USA (Eckman et al., 2003a; Eckman et al., 2003b). Det er også gjort en studie på effekten av bølger og strøm på vekstrate i beskyttede og eksponerte områder som ikke fant noe effekt av samlet vannbevegelse (Kregting et al., 2013), men forfatterne understreker viktigheten av å se på effekten av bølger og strøm separat. Det er ikke tidligere gjort studier på effekten av interaksjonen mellom bølgeeksponering og strøm på variasjon i tetthet av stortare, men det er god grunn til å tro at disse miljøvariablene vil påvirke variasjon i tettheten, og at de vil ha ulik effekt.

1.5.3 Salinitet og temperatur

Salinitet er definert som mengden fast stoff som er igjen etter at man tørker 1 kg med vann. I havvann er det typisk 35 ‰, som tilsvarer 35 PSU (practical salinity units), men saliniteten kan variere avhengig av ferskvannstilførsel fra land (gir brakkere vann) og av fordampning (øker saliniteten) (Graham et al., 2016). Salinitet varierer langs en indre-ytre gradient, med synkende PSU fra det åpne havet til mer ferskvannspåvirkede kystområder som diskutert i Rinde et al. (2014). I det åpne havet er saliniteten relativt høy og stabil, mens i kystområdene vil det være sesongvariasjoner. Stortarens nedre toleransegrense for salinitet er anslått å ligge mellom 25 og 30 PSU (Kain, 1971).

Temperatur varierer med breddegrad og gjennom året (Rinde & Sjøtun, 2005), noe som innebærer at temperatur har en effekt på geografisk utbredelse av makroalger (Kain, 1989). I tillegg varierer temperatur med dyp (Rinde et al., 2014). I Storbritannia har varme somre vist en positiv korrelasjon med forekomst av stortare, mens varme vintre korrelerte negativt. Dette er trolig grunnet temperaturbetingelser nødvendig for suksess i de ulike livsstadiene (Assis et al., 2016). Stortaren vokser relativt sakte sammenlignet med andre atlantiske *Laminaria*-arter, og har suboptimal vekst over et relativt bredt temperaturintervall, men det er observert topper i vekst ved 10°C og 15°C. Kritisk temperatur for overlevelse er 21°C (Bolton & Lüning, 1982; Assis et al., 2016). Innenfor toleransegrensene er det ikke forventet at temperatur skal ha så stor effekt, ettersom tareplantene allerede er tilpasset forholdene de lever under (Kain, 1989).

Det er rimelig anta at temperatur først får en større betydning ved forventet varmere klima i fremtiden (Assis et al., 2016). Både salinitet og temperatur kan også være viktige faktorer for bestemmelse av variasjon i tetthet dersom disse miljøvariablene krysser over stortarens toleransegrenser. I tillegg kan disse miljøvariablene indikere en indre-ytre-gradient. Dette innebærer at det ute ved kysten ofte er lavere temperatur og høyere salinitet enn inne i fjordene. Inne i fjorder er det i tillegg mer beskyttet og, som tidligere nevnt, lav bølgeaktivitet gir mindre gunstige forhold for stortaren.

1.5.4 Tidligere studier på variasjon i tetthet av tareskog

Tidligere studier på variasjon i tetthet av tareskog er grundig undersøkt ved bruk av rute-analyse. Et gitt antall ruter slippes tilfeldig ut over kronesjiktet og antall planter kvantifiseres. En studie gjort på ulike individtypene i tareskogen langs Norskekysten, viser at tettheten av rekrutter, underskogsplanter og kronesjiktplanter avtar med breddegrad fra sør til nord (Rinde & Sjøtun, 2005). Plantene i sør sto tettere enn lenger nord, men optimal vekstrate ble funnet i Midt-Norge. Der sto plantene mindre tett, men ble høyere av vekst. Alle lokaliteter i studien var karakterisert som områder med høy bølgeeksponering og det var ikke inkludert andre miljøvariabler enn temperatur og lys i analysene. Smale et al. (2016) fant at variasjon i tetthet av stortare i Storbritannia best kan bestemmes ved vannbevegelser, drevet både av bølger og strøm, der økt vannbevegelse var assosiert med tettere kronesjikt. Effekten av temperatur, lys og bølgeeksponering ble også undersøkt av Pedersen et al. (2012). De fant lavere tetthet av stortare i beskyttede områder. Tetthet av stortare er også estimert fra en romlig prediksjonsmodelle (SPM), der dyp, bølgeeksponering, terrengforhold og lystilgang var de beste faktorene for å bestemme variasjon i tetthet (Bekkby et al., 2009). Lignende resultater ble funnet av Gorman et al. (2012) ved bruk av samme metode. Den tetteste tareskogen befinner seg da i grunne, svakt skrånende områder utsatt for høy bølgeaktivitet og med tilstrekkelig høy lystilgang. I de tidligere studiene som er gjort på effekten av miljøfaktorer på stortare, er det variasjon i innsamlingsmetoder, analysemetoder og bruk av miljøvariabler. I tillegg er de utført i begrensede geografiske områder.

1.6 Avgrensning

Data eller modeller på næringsinnhold i vannet har ikke vært tilgjengelig, men som nevnt innledningsvis er dette, i tillegg til lys og substrat, den viktigste faktoren for vekst (Graham et al., 2016). Alle observasjonene i denne studien er på hardbunn, altså substrat som egner seg for tarevekst, for å isolere effekten til de fysiske miljøvariablene som er tatt med i analysene. Oppgaven begrenser seg til områder der tareskogen ikke er nedbeitet av kråkeboller. Dette ble også gjort for kun å se på effekten av ikke-biologiske miljøvariabler. Ettersom det er funnet lommer dominert av kråkeboller i Nordland og tareskogen er beitet ned i store deler av Nord-Norge, er kun data fra Brønnøysund og sørover inkludert i analysene.

2 Hensikten med oppgaven

Studier gjort på utbredelse og tetthet av stortare i Norge er enten gjort ved hjelp av prediksjonsmodeller (Bekkby et al., 2009; Rinde et al., 2014) eller ved kvalitative undersøkelser som dykking og ekspert-vurderinger (Araújo et al., 2016). Flere har gjort undersøkelser på tetthet ved hjelp av ruteanalyse (Rinde & Sjøtun, 2005; Pehlke & Bartsch, 2008; Pedersen et al., 2012; Gorman et al., 2012; Rinde et al., 2014), men innsamling og analysemetoder varierer og ulike miljøvariabler er tatt i betraktning. Felles for alle studiene er at de er gjort for mindre områder. Data fra mindre områder kan beskrive forholdene lokalt, men det er vanskelig å si noe om dette gjelder også utenfor studieområdet. I tillegg vil det være vanskelig å studere effekter av interaksjoner hvis områdene ikke dekker de ulike nivåene av miljøvariablene, samt alle de ulike kombinasjonene av miljøvariablene.

Studiene som er utført har også brukt forskjellige innsamlingsmetoder, der både forekomst, tetthet og miljøvariable er ulikt definert. Denne studien er basert på et nasjonalt datasett der definisjonene på tetthet av tareskog er standardisert, slik at det er mulig å finne mønstre i data som er samlet og definert på samme måte og over et større område. En slik analyse av tetthet basert på standardisert manual for observasjoner er ikke gjort tidligere. I tillegg har det vært tilgang på landsdekkende verdier for miljøvariablene, slik at de ulike modellene for miljøvariablene dekker hele studieområdet.

På grunnlag av hvilke miljøvariabler som har vist seg viktig for stortarens vekst i tidligere forskning, er følgende parametere tatt i betraktning og inkludert i analysene i denne studien: lysforhold på bunnen, terrengform (skråning og kurvatur), vannbevegelse (bølgeeksponering og strømstyrke), temperatur og salinitet. Det antas at lysforhold på bunnen, terrengforhold og vannbevegelse (bølger og strøm) er miljøvariabler som virker lokalt, mens temperatur og salinitet er variable som forventes å variere regionalt, altså langs større breddegradsgradienter. Det er grunn til å forvente at alle disse miljøvariablene har en effekt på variasjon i tetthet av stortare. På bakgrunn av dette er følgende spørsmål stilt for denne studien:

1. I hvor stor grad og på hvilken måte varierer tettheten av stortare med variasjon i miljøforhold (lys, terrengforhold, vannbevegelse, temperatur og salinitet)?
2. Hva er den relative betydningen av miljøfaktorene som forklarer variasjon i tettheten av stortare?
3. På hvilken måte virker interaksjonen mellom dyp og bølgeeksponering på tett tareskog?
4. På hvilken måte virker interaksjonen mellom bølgeeksponering og strøm på tett tareskog?

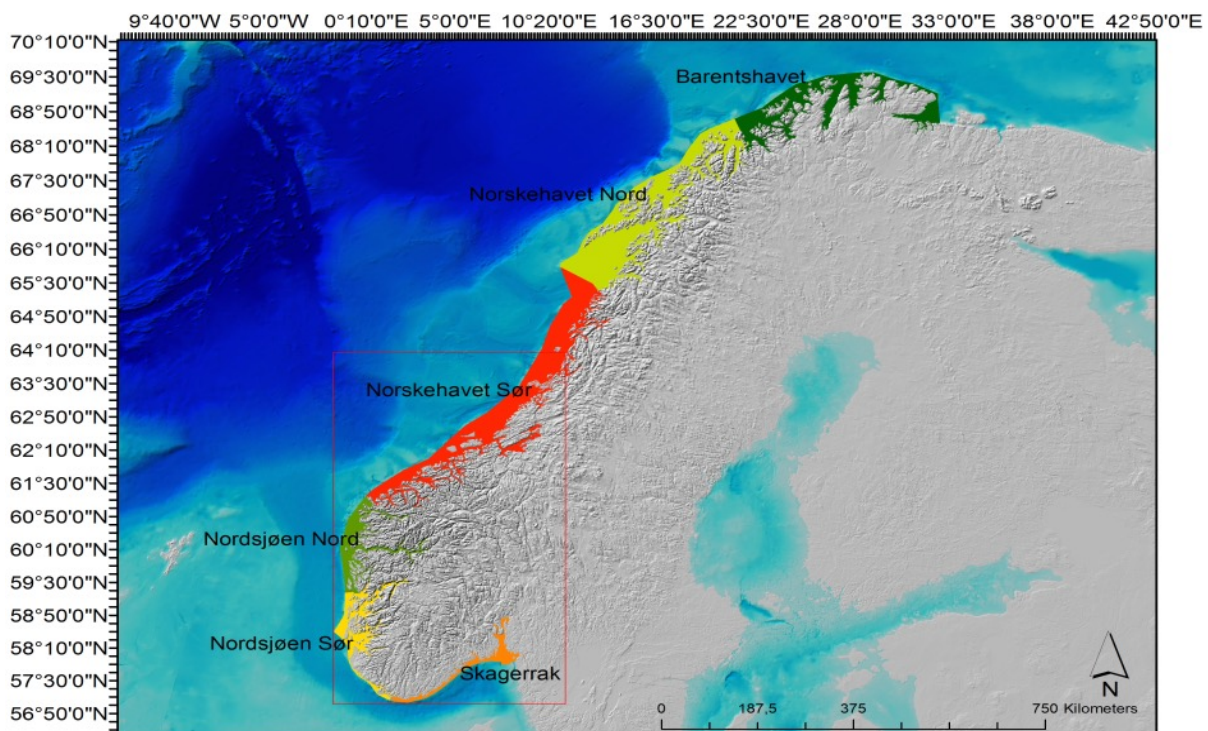
I tillegg blir følgende spørsmål diskutert:

5. Hvilke av sammenhengene som finnes mellom tettheten av stortare og miljøvariablene virker på lokal skala og hvilke virker på regional skala?

3 Materiale og metode

3.1 Områder

Data ble samlet inn fra 2517 stasjoner langs kysten fra Brønnøysund og sørover til Oslofjorden. Studieområdet strekker seg fra 65.53°N til 57.98°N og fra 12.13°Ø til 4.55°Ø. Figur 2 viser inndelingen av Norges kystvann i økoregioner basert på naturgitte forhold. Studieområdet (innrammet i rødt) i denne studien omfatter observasjoner fra fire av seks økoregioner: Norskehavet sør, Nordsjøen nord, Nordsjøen sør og Skagerrak (vannportalen.no). Topografien langs norskekysten varierer mellom beskyttede fjorder, skjærgård og åpen kyst. Det er også stor variasjon i dyp og strøm. Bunnen kan bestå av fjell og stein (hardbunn) eller mudder og sand (bløtbunn). Skagerrak karakteriseres av små fjorder og skjærgårdsområder og ferskvannstilførsel fra Østersjøen gir relativ lav salinitet. Tidevannsforskjellen i denne regionen er små og varme somre og kalde vintre er typisk. I Nordsjøen er fjordene dypere og skjærgårdsområdene er større. Denne regionen er også preget av åpen kyst. Temperaturen svinger mindre og tidevannsforskjellene er større enn i Skagerrak. Ferskvannstilførsel påvirker salinitet mer lokalt. Norskehavet har også store fjorder og stor skjærgård og sjøtemperaturen svinger mindre enn lenger sør. Tidevannsforskjellene er betydelig større noe som gir sterke tidevannsstrømmer flere steder. Lysforholdene er også dårligere om vinteren lenger nord (Dahl, 2010).



Figur 2 Kart over Norge med kystvannene inndelt i seks økoregioner. Fire økoregioner er innen studieområdet; Skagerrak (oransje), Nordsjøen Sør (gul), Nordsjøen Nord (grønn) og Norskehavet Sør (rødt). Den røde firkanten innrammer studieområdet og inkluderer 4 av seks økoregioner. Bakgrunnskart er fra GEBCO (<https://www.gebco.net/>).

3.2 Innsamling av data i felt

NIVA har gjennom *Nasjonalt program* brukt randomisert stratifisert design for valg av lokaliteter. Disse er valgt basert på modeller av dyp, terrengform, bølgeeksponering og modeller for strøm, som alle antas å være viktige forklaringsvariabler for forekomst av stortare (Bekkby et al., 2011). Ved å kombinere ulike nivåer av dyp og bølgeeksponering ble det laget en modell av de ulike kombinasjonene og et kart over disse. På kartet ble det generert tilfeldige punkter innen hver kombinasjon (strata), for å dekke alle kombinasjonene av miljøvariablene under innsamling i felt.

Tetthetsklassifiseringen var semi-kvantitativ og tre tetthetsklasser i tillegg til fravær ble brukt. Definisjonen av tetthetsklassene er standardisert under *Nasjonalt program* og hentet fra Bekkby et al. (2009). Tetthetsklassene er definert i tabell 1.

Tabell 1: Inndeling i tre tetthetsklasser og fravær og definisjon av klassene som er brukt for innsamling av data gjennom nasjonalt program.

Klasse	Betegnelse	Definisjon
0	Fravær	Ingen planter
1	Enkeltplanter	1 - 2 planter per kvadratmeter
2	Middels tett tareskog	Havbunnen er synlig gjennom Kronesjiktet, vanligvis 2-8 planter per kvadratmeter
3	Tett tareskog	Heldekkende., dvs. bunnen er ikke synlig gjennom kronesjiktet, typisk 10 planter kvadratmeter

Innsamling av data ble gjort i tidsrommet mellom 2004 og 2017, fra enten liten båt (Buster XL), eller fra stor båt (FF Seisma, FF Hans Brattström, FF fangst med flere). Utstyret som ble benyttet var vannkikkert, undervannskamera med dybdesensor, en 100 meter lang kabel, GPS og et skjema for registrering av dyp, substrat, tetthet, tidspunkt og eventuelle andre bemerkninger. Undervannskameraet var koblet til en monitor i båten med kabelen og posisjonen til hver stasjon ble registrert på GPSen (Garmin GPSmap 76CSx, nøyaktighet ± 2 m). Tetthet av tareskog ble registrert med vannkikkert i de grunne områdene (~ 5 m) og undervannskamera i dypere områder. For å bestemme tettheten av stortare ble kameraet senket ned til toppen av kronesjiktet, der vurderingen ble gjort ved å se på monitoren. Denne vurderingen ble gjort i løpet av få sekunder og observasjonene er dermed ikke helt synonymt med absolutt tetthet (antall planter per kvadratmeter). Feltregistrert dyp og GPS-koordinater ble koblet sammen i etterkant.

Før analysene ble 1943 av dybdemålingene vannstandskorrigert og standardisert både relativt til laveste astronomiske tidevann og til lufttrykk. Tabeller gitt av Statens kartverk ble brukt. I sør er det mindre tidevannsforskjellene, og lufttrykk får dermed relativt større betydning. Tidevannskomponenten av denne korrigeringen blir større jo lenger nord man kommer. 574 av observasjonene ble ikke vannstandskorrigert da disse observasjonene manglet tidspunkt. De ukorrigerte områdene lå imidlertid sør for Møre og Romsdal, i regioner der tidevannsforskjellene er relativ små (<1 m). Dette antas å ha liten påvirkning på resultatene. Av miljøvariabler er det kun dyp som er målt i felt, resten av miljøvariablene er modellert.

3.3 Modellerte miljøvariabler

Av de modellerte miljøforholdene ble skråning og kurvatur modellert fra dybdemodeller mottatt av Kartverket. Bølgeeksponering ble utviklet som en indeks av NIVA, og modellen for lysforhold på bunnen ble utviklet av Trine Bekkby og samarbeidspartnere på EU-prosjektet EMODnet Seabed habitats. Modellene for strømforhold, salinitet og temperatur (NorKyst800) ble utviklet av Havforskningsinstituttet, NIVA og Meteorologisk institutt Disse er offentlige modeller tilgjengelige via GeoNorge-samarbeidet som NIVA er en del av. Romlig oppløsning på modellene varierte med 25 m på dybde -, terreng - og lysmodellene og 800 m på strøm-, salt- og temperaturmodellene. Alle modellene har vært tilgjengelig fra NIVA i samarbeid med HI. De modellerte miljøvariablene var tilgjengelige som GIS-lag og alle data og modeller ble integrert i ArcGIS 10.4.

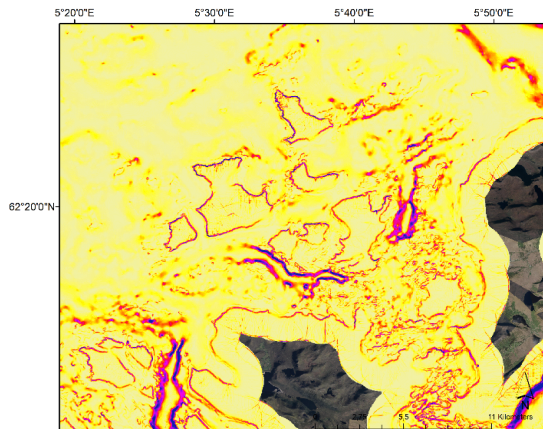
3.3.1 Dyp

Selv om feltregistrert dyp ble brukt i analysene var det nødvendig å ha en dybdemodell for beregning av terrengvariablene skråning og kurvatur. Digital terrengmodellering (DTM) er basert på bruk av digitale dybdemodeller (DEM). Disse kan anses som rutenett (raster) over et område. Hver rute (raster-celle) har en anslått dybdeverdi for det området raster-cellen representerer. Størrelse på raster-cellene gir skalaen til modellene. I denne studien ble det benyttet en modell mottatt fra Statens kartverk med 25 meters oppløsning, hvilket vil si at hver raster-celle var 25x25 meter.

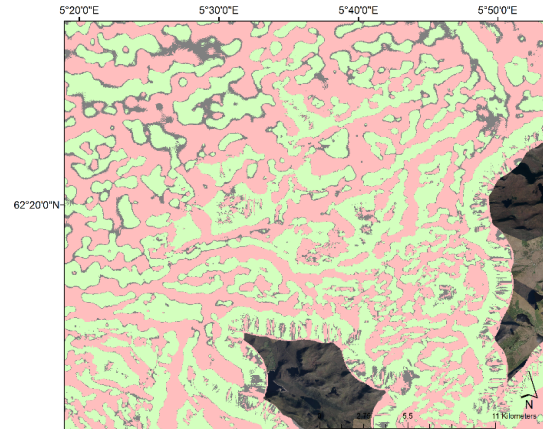
3.3.2 Skråning og kurvatur

Skråning sier noe om hvor bratt terrenget er og ble regnet ut som maksimal endring fra hver raster-celle i dybdemodellen til denne cellens åtte nærmeste naboceller (i grader) ved bruk av slope-funksjonen i ArcGIS. Skråningsverdiene ligger mellom 0 og 90 grader. Fordi skråning

ble beregnet fra dybdemodellen, var oppløsningen på denne modellen 25 m. Figur 3 viser et detaljkart fra Sunnmøre som er laget for denne miljøvariabelen, der skalaen går fra rosa til gul og de bratteste områdene har sterkest farge.



Figur 4 viser detaljkart for skråning fra Sunnmøre. Røde og rosa streker indikerer brattere områder.

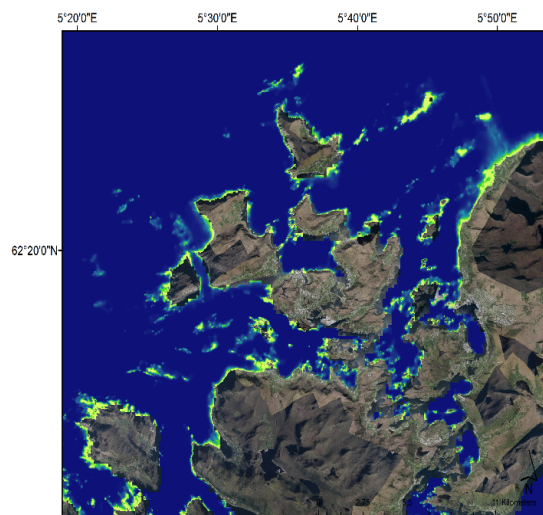


Figur 3 viser detaljkart for kurvatur fra Sunnmøre. Rosa farge indikerer toppen i terrenget og grønn gir forsenkninger.

Kurvatur ble beregnet i ArcGIS som forskjellen mellom hver raster-celle i dybdemodellen og gjennomsnittsdybden i et bevegelig nabolag (i meter). Beregningsvinduet definerer størrelsen på området der gjennomsnittsdybdene hentes fra for et gitt punkt i en raster-celle. En negativ verdi for en raster-celle indikerer en forsenkning i terrenget, mens en positiv verdi indikerer en topp (Bekkby et al., 2009). Jo større negative verdier, desto dypere er forsenkningen mens stigende positive verdier tilsier økt høyde på terrengetoppen.

3.3.3 Lysforhold på bunnen

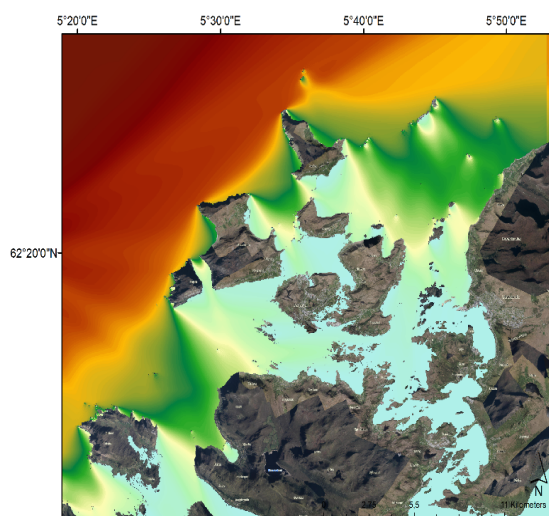
Lysforhold på bunnen ble modellert med 250 m oppløsning på grunnlag av satellittdata på lysinnstråling til bakken (basert på geografisk posisjon), samt informasjon om skydekke og lysets svekking (EMODnet, 2016). Disse tre komponentene ble koblet til NIVAs dybdemodell med 25 m oppløsning for å lage en modell for fotosyntetisk tilgjengelig lys (PAR) på bunnen. Dette er en gjennomsnittmodell basert på data fra perioden 2009 – 2013. Figur 5 viser hvordan mer lys når ned på bunnen i de kystnære områdene.



Figur 5 viser detaljkart for lysforhold på bunnen. Lys grønn indikerer større lysmengde på bunnen. Enheten for PAR er mengden lysenergi (mol fotoner, E) per kvadratmeter per dag ($E m^{-2} d^{-1}$).

3.3.4 Bølgeeksponering

Bølgeeksponering er modellert med 25 m oppløsning ved bruk av strøklengde (eng: fetch), vindhastighet og frekvens. Strøklengde er avstanden bølgene har for å bygge seg opp før de møter en hindring og beregnes derfor som avstand til nærmeste kyst, øy eller grunne. Vindfrekvens estimeres som tidsrom der vinden kommer fra én av 16 spesifikke retninger. Data på vindhastighet og vindretning er levert av meteorologisk institutt og gjennomsnittlig verdi over 10 år (1995-2004) er brukt. Figur 6 viser et detaljkart for bølgeeksponering fra Sunnmøre. Rød farge tilsier høy bølgeeksponering i ytre områder med en gradvis overgang til mer beskyttede områder innaskjærs i grønt.



Figur 6 bølgeeksponering. Rød indikerer eksponert og fargekoden går fra gul til grønn i beskyttede områder. De mest eksponerte områdene er utaskjærs, mens øyer, land og skjær gir mer beskyttede lokaliteter.

Bølgeeksponering er utregnet i programmet *WaveImpact* som er basert på metoden *Simplified Wave Model* (SWM) som er utviklet og beskrevet av Isæus (2004). Modellen er brukt i en rekke undersøkelser i Norge (Bekkby et al., 2008, 2009, 2014, 2015; Pedersen et al., 2012; Norderhaug et al., 2014), i Finland (Isæus & Rygg, 2005) og for den danske regionen langs Skagerrak-kysten samt russiske, latviske, estiske, latviske og tyske territorier i det baltiske hav (Isæus & Wijkmark, 2010). Tabell 2 viser en inndeling i eksponeringsklasser som er gjort på grunnlag av SWM-verdier, tilsvarende inndelinger i EUs vanndirektiv og i EUNIS-systemet utviklet av *European Environmental Agency* (EEA), for klassifisering av kysthabitater i Europa. Bølgeeksponeringsklassene spenner fra ultrabeskyttet til ekstremt eksponert (Davies, Moss, & Hill., 2004). Inndelingen for denne studien er gjort for at det skal bli enklere å diskutere hovedtrendene videre i oppgaven.

Tabell 2 viser verdier av bølgeeksponeringsindeksen overført til eksponeringsklasser. SWM-verdien er regnet ut som en indeks ved bruk av strøklengde (avstand til nærmeste kyst, øy eller grunne), vindhastighet og frekvens (estimert som tidsrom der vinden kommer fra én av 16 spesifikke retninger). Eksponeringsklassene er inndelt etter gitte SWM-verdier. For enkelthets skyld har er SWM-verdiene delt inn i tre klasser: Beskyttet, middels eksponert og eksponert.

Bølgeeksponeringsindeks (SWM-verdi)	Eksponeringsklasse	
	EEA	Denne studien
< 1200	Ultrabeskyttet	Beskyttet
1200 – 4000	Ekstremt beskyttet	
4000 – 10000	Svært beskyttet	
10000 – 100000	Beskyttet	
100000 – 500000	Moderat eksponert	Middels eksponert
500000 – 1000000	Eksponert	Eksponert
1000000 – 2000000	Svært eksponert	
> 2000000	Ekstremt eksponert	

Enheten for bølgeeksponering er m^2/s . Modellen som brukes i denne studien korrelerer med metoden for å regne ut eksponering ved bruk av signifikant bølgehøyde som er målt i meter (Isæus & Wijkmark, 2010).

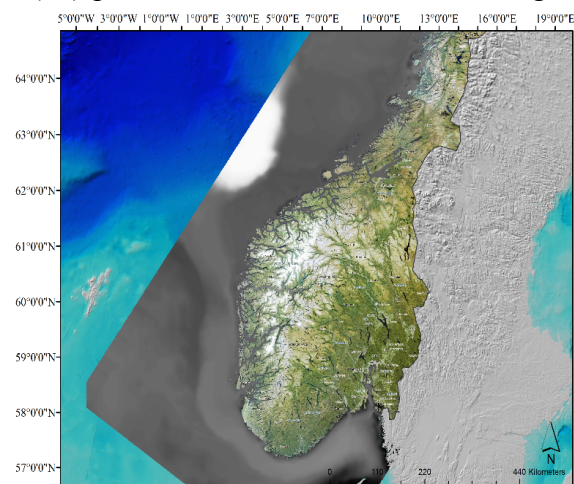
3.3.5 Strømstyrke, salinitet og temperatur

NorKyst800 er et modellsystem som gir informasjon om fysiske parametere langs hele norskekysten fra svenskegrensen til Russland. NorKyst800 tilbyr blant annet estimerte verdier for strømstyrke (m/s), salinitet (PSU) og temperatur ($^{\circ}C$) på bunnen fra et landsdekkende og langtidsperiodemessig datasett og benyttes derfor i disse analysene. For tekniske detaljer se Albretsen et al. (2011). Modellsystemet er basert på den numeriske havmodellen *Regional Ocean Modeling System* (ROMS)

(Shchepetkin & McWilliams, 2005; Haidvogel et al., 2008) og er implementert med romlig horisontal oppløsning på 800 m, som innebærer et horisontalt rutenett der hver rute er 800x800 m.

Strømstyrke er styrt av bunnforholdene, og topografidata i modellen er mottatt fra Statens

kartverk. Tidevann er en viktig drivkraft for strøm, og til dette formålet ble data på gjennomsnittlig daglig høyde på overflaten, strømmer og hydrografi fra meteorologisk institutt



Figur 7 viser gjennomsnittlig temperatur for studieområdet beregnet med strømmodellen til NorKyst800. Mørkere sjatteringer illustrerer lavere temperatur. Fra <http://myroms.org>

benyttet. For å gi en god beskrivelse av hydrografi og strøm langs den ytre randen av modellområdet, ble verdier for tidevannskrefter, fra den globale TPXO modellen for tidevannsstrømninger i havet, inkludert i tillegg. Atmosfæriske drivkrefter, spesielt vind, er også viktig for hvordan strøm utarter seg. Ved overflaten bruker strømmodellen data fra en høyoppløselig vindmodell, i dette tilfellet en *Weather Research and Forecasting Model* (WRF) (Dudhia, 1993). Modellstatistikken ble hentet fra to ulike simuleringer som dekket perioden mellom januar og august i 2013 og 2014. For illustrasjon viser Figur 7 gjennomsnittlig temperatur for studieområdet beregnet med strømmodellen til NorKyst800. Mørkere sjatteringer illustrerer lavere temperatur, og temperaturen avtar med breddegrad nordover.

3.4 Tilrettelegging av datasettet for analyse

Det opprinnelige datasettet inkluderte observasjoner fra 6445 stasjoner. Disse ble filtrert slik at kun observasjoner på store stein, fjell og blokk ble inkludert i analysene. Dette ble gjort for å kunne undersøke effekten av miljøvariablene isolert fra substrat, ettersom vi vet at stortare vokser på hardbunn, og fordi det manglet substratdata på mange av stasjonene. Filtringen medførte eksklusjon av 192 observasjoner gjort på bløtbunn, 1714 definert som blandet substrat (sand og stein og/eller blokk) og 2022 observasjoner uten substratdata. De resterende 2517 observasjonene ble integrert i ArcGIS for å legge til modellverdier for miljøvariablene (Tabell 3) som ble inkludert i datasettet. Grunnen til at både gjennomsnittet og 90-persentilen for strømstyrke, temperatur og salinitet er inkludert, er at 90-persentilen sier noe om de 10 % høyeste verdiene og det kunne være interessant å undersøke om de mest ekstreme verdiene har en annen effekt enn de gjennomsnittlige verdiene. For å finne optimalt beregningsvindu ble tre ulike varianter inkludert i denne studien; 250 m, 500 m og 1000 m.

Tabell 3 viser en oversikt over miljøvariabler inkludert i datasettet for analyse. Kurvatur er representert med tre ulike beregningsvinduer for å finne den optimale oppløsningen for denne miljøvariabelen. Salinitet, temperatur og strømstyrke er gitt i form av gjennomsnitt og 90-persentilen. 90-persentilen inkluderer kun de 10 % høyeste verdiene av variabelen, som vil si sterkeste strøm og høyeste salinitet og temperatur.

Miljøvariabler	Forkortelser
Skråning (m)	
Kurvatur med 1000 m beregningsvindu (m)	Kurvatur1000
Kurvatur med 500 m beregningsvindu (m)	Kurvatur500
Kurvatur med 250 m beregningsvindu (m)	Kurvatur250
Lysforhold ($E m^{-2} d^{-1}$).	Lys på bunnen
Gjennomsnittlig strømstyrke (m/s)	Strømstyrke gj.
90-persentilen av strømstyrke (m/s)	Strømstyrke 90pc
Gjennomsnittlig salinitet (PSU)	Salinitet gj.
90-persentilen av salinitet (PSU)	Salinitet 90pc
Gjennomsnittlig temperatur (°C)	Temperatur gj.
90-persentilen av temperatur (°C)	Temperatur 90pc
Bølgeeksponering (m^2/s)	

For 120 av datapunktene manglet det modellverdier nøyaktig i den raster-cellen der observasjonen ble gjort. I disse tilfellene ble verdien til gjeldende raster-celle beregnet fra de nærmeste cellene ved hjelp av bilinear interpolasjon (som er standard for denne typen interpolasjon i ArcGIS). Dersom enkelte raster-celler rundt datapunktet manglet verdier ble disse ignorert. I tilfeller der alle omliggende raster-celler manglet verdier ble datapunktet slettet fra datasettet. Som resultat er analysene basert på 2517 observasjoner på hardbunn med tilhørende feltregistrert dyp og modellverdier for alle miljøvariablene.

I felt ble data samlet inn på alt fra 52 m til 0.6 m dyp, og de modellerte miljøvariablene varierte fra minimum til maksimum på alt fra flate (0°) områder til brattere (44°) områder, i både beskyttede (SWM= 2356) og eksponerte områder (SWM=1952647) (se Tabell 1 for tilhørende eksponeringsklasser). Temperatur varierte mellom $5.8^\circ C$ og $16.5^\circ C$ (se kapittel 3.3.5 for detaljer), og salinitetsverdier varierte mellom 33.1 og 35.7 PSU. Strømstyrken varierte mellom (0.015 m/s) og sterkere strømmer (0.629 m/s). Lysforhold på bunnen varierte mellom $6.3 \times 10^{-6} E m^{-2} d^{-1}$ på det minste, og $30.3 E m^{-2} d^{-1}$ på det meste. For minimumsverdier, maksimumsverdier, gjennomsnitt og standardavvik for alle miljøvariable i alle tetthetsklasser, se Appendiks 1.

Verdier for lengdegrad (Y) og breddegrad (X) ble inkludert i datasettet for å ta høyde for autokorrelasjon, altså for å undersøke om det var romlig avhengighet mellom observasjonene.

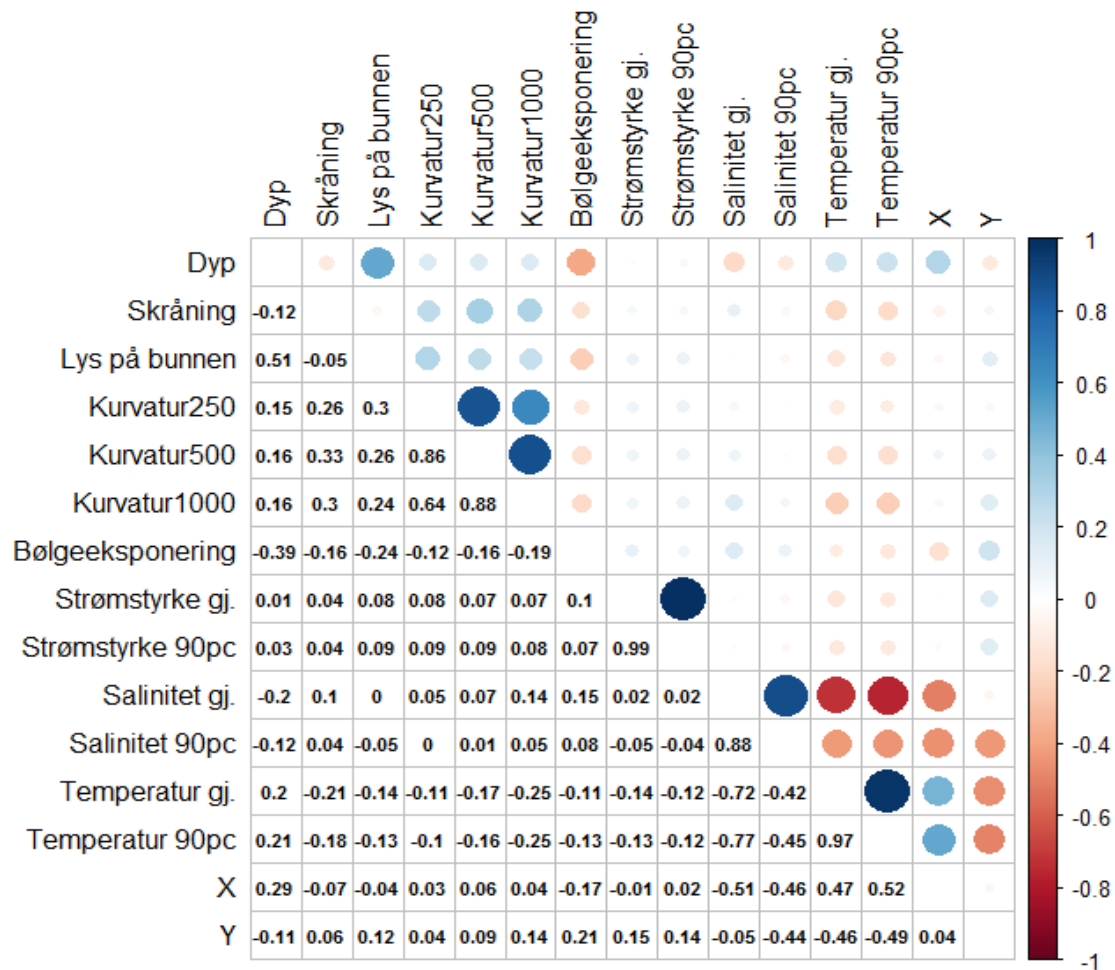
Alle miljøvariabler ble skalert til gjennomsnitt lik 0 og standardavvik 1 før analysering. Dette ble gjort for å hindre subjektiv vurdering av hvilke variabler som skulle transformeres og hvordan, og slik oppnå *zero skewness*, i henhold til Økland, Rydgren og Øklands (2003) anbefaling. For plotting av figurer ble miljøvariablene skalert tilbake til originale verdier for å gjøre tolkningen av figurene lettere og mer intuitiv.

3.5 Statistiske analyser

Alle analyser er gjort i R versjon 3.3.3 (R Development Core Team, 2017). Skriptet er oppført i Appendiks 3.

3.5.1 Kolinearitet og valg av miljøvariabler til analysene

Kolinearitet er vanlig i regresjonsmodeller med flere lignende forklaringsvariabler (hvilket er tilfellet i dette datasettet) og innebærer at det eksisterer en korrelasjon mellom to eller flere av variablene (Kock & Lynn, 2012). For å unngå misvisende konklusjoner basert på to variabler som forklarer det samme, ble det satt en grense for hvor mye variablene kunne korrelere på +/- 0,5. Denne grensen er relativt streng sammenlignet med andre grenser for multi- og kolinearitet, men dette grepet ble gjort for å redusere antallet forklaringsvariabler før videre analyse. Et korrelasjonsplott ble laget med funksjonen `corrplot` (Wei & Simko, 2017), basert på en korrelasjonsanalyse, gjort med `cor`-funksjonen i biblioteket `stats` (R Development Core Team, 2017). Pearsons r er benyttet som indikator på korrelasjon. Fra korrelasjonsplottet (Figur 8) kommer det frem at flere av miljøvariablene korrelerer mer enn kriteriet for kolinearitet. De to variablene (gjennomsnittet og 90-persentilen) av strømstyrke korrelerer med 0,99. Tilsvarende høy korrelasjon var det mellom de to variablene for temperatur (0,97) og de to variablene for salinitet (0,88). For de tre ulike beregningsvinduene for kurvatur var det høy korrelasjon mellom 250 m og 500 m beregningsvindu (0,86), mellom 500 m og 1000 m (0,88) og mellom 250 m og 1000 m (0,64). Figuren viser også at dyp og lysforhold på bunnen korrelerer med 0,51.



Figur 8 viser korrelasjonsplott av miljøvariablene beskrevet i tabell 1. Variablene som korrelerer mer enn + 0.5/- 0.5 er mellom gjennomsnittet og 90 persentilen (90pc) av strømstyrke, temperatur og salinitet, mellom de tre beregningsvindue for kurvatur og mellom lysforhold på bunnen og dyp. Størrelsen på sirkelene illustrerer graden av korrelasjon, der økt størrelse indikerer sterkere samvariasjon.

Variabler som korrelerte mer enn +/- 0,5 ble testet i separate, konkurrerende modeller og valg av variabler til videre analyse ble valgt på grunnlag av *Akaike Information Criteria* (AIC) AIC-verdier er et mål på relativ kvalitet på ulike statistiske modellens evne til å beskrive et gitt datasett, altså de som er tilpasset slik at de ligger nærmest de virkelige verdiene (Agresti, 2013). Med denne metoden velges den beste av tilgjengelige modeller, innenfor rammene at modellene skal være så enkle som mulig (Burnham & Anderson, 2011). Den modellen med lavest AIC-verdi er den beste i henhold til disse rammene. I denne studien hadde modellene som inkluderte gjennomsnittet for temperatur og strømstyrke lavere AIC-verdier enn modellene med 90 persentilene. Modellen med 90 persentilen av salinitet hadde derimot lavere AIC-verdi enn modellen med gjennomsnittlig salinitet. Modellen med kurvatur (500 m) hadde følgende lavest AIC-verdi. Dyp ble valgt fremfor lys på bunnen etter samme kriterium. Miljøvariablene som ble inkludert i analysene er oppsummert i Tabell 4.

Tabell 4 viser en oversikt over miljøvariablene som ble inkludert i analysene etter eksklusjon av variable som korrelerte mer enn +/- 0,50. Dyp er feltregistrert og resten av miljøvariablene er modellert.

Dyp (m)
Skråning (m)
Kurvatur med 500 m beregningsvindu (m)
Gjennomsnittlig strømstyrke (m/s)
90 prosentilen av salinitet (PSU)
Gjennomsnittlig temperatur (° C)
Bølgeeksponering (m²/s)

3.5.2 Analyse av ordinale data med Kumulative link-modeller

I denne studien er responsvariabelen tetthet av stortare med de ulike tetthetsklasser (fravær (0), enkeltplanter (1), middels tett (2) og tett (3)). Det er mulig å si at $3 > 2 > 1 > 0$, men det er uvisst hvor stor forskjell det er mellom klassene. Responsvariabelen er dermed på en ordnet ordinal skala. Kumulative link-modeller (CLM) er en gruppe regresjonsmodeller som kan brukes til å modellere responsvariabler på en ordinal skala der det nettopp ikke er noen antakelse om avstanden mellom klassene (Agresti, 2013).

Modelltilpasning er gjort med maksimum likelihood ved hjelp av `clm`-funksjonen i R-biblioteket `ordinal` (Christensen, 2015). Bortsett fra at dataene rettmessig behandles på en ordinal skala, er metoden ellers beslektet med generaliserte lineære modeller, og gir et fleksibelt rammeverk for regresjon og dypere analyser (Christensen, 2015). Formelen under viser den fulle modellen som var utgangspunkt for analysene:

$$\begin{aligned}
 \text{Tetthet} \sim & \text{Dyp} + \text{bølgeeksponering} + \text{strømstyrke (gj.)} + \text{skråning} + \text{temperatur (gj.)} \\
 & + \text{kurvatur (500 m)} + \text{saltholdighet (90pc)} + \text{bølgeeksponering:dyp} \\
 & + \text{bølgeeksponering:strømstyrke} + X:Y
 \end{aligned}$$

3.5.3 Modellseleksjon

Modellseleksjon (AIC) ble gjort med `dredge`-funksjonen i `MuMIn`-biblioteket (Barto'n, 2018). `Dredge`-funksjonen lager modeller med alle mulige kombinasjoner av variablene i den fulle modellen for så å rangere alle de genererte kandidatmodellene ved hjelp av AIC-verdier. Den beste modellen har delta AIC-verdi lik null. Andre modeller med lave AIC-verdier kan også være av interesse, da disse kan ligge nært til den optimale modellen, men med færre parametere og dermed mer i tråd med parsimoniprinsippet (Agresti, 2013). De modellene som hadde $\Delta\text{AIC} < 4$ ble tatt med i diskusjonen etter Burnham og Andersons (2002) kriterier for nivå av empirisk

støtte en modell har for et gitt datasett. For $\Delta AIC = 0-4$ er dette nivået betydelig, for $\Delta AIC = 4-7$ betydelig mindre, mens modellene med $\Delta AIC > 10$ har så og si ingen empirisk støtte.

3.5.4 Modellens tilpasning

Regresjonen i denne studien er basert på maksimum likelihood estimater som dannes gjennom en repeterende prosess, noe som gjør det meningsløst å regne ut forklart varians, etter minste kvadraters metode (R^2), på tradisjonelt vis. Ettersom det ikke gir mening å finne R^2 for ordinale data med denne metoden, ble det regnet ut en pseudo- R^2 etter McFadden, som angir deviansen mellom den beste modellen og nullmodellen. Denne nulldeviansen kan anses som et analogt mål på forklart varians og regnes ut, jamfør Mcfadden (1973), som følger:

$$1 - \frac{\log \text{likelihood til modellen som inkluderer alle forklaringsvariabler}}{\log \text{likelihood til nullmodellen}}$$

For pseudo- R^2 verdier mellom 0,2 og 0,4 anses modellen å være utmerket tilpasset (Mcfadden, 1979). Nulldeviansen ble utregnet med polr-funksjonen i R-biblioteket MASS (Venables & Ripley, 2002).

3.5.5 Miljøvariablene relative forklaringsbidrag

For å få et inntrykk av miljøvariablenes relative forklaringsbidrag ble summary-funksjonen i R (R Development Core Team, 2017) benyttet. Variablenes forklaringsbidrag ble også undersøkt med bruk av anova-funksjonen i R, der den beste modellen ble testet mot en modell som var redusert med én variabel. Denne prosedyren ble utført for alle miljøvariablene slik at det var det mulig å se likelihood ratio mellom den fulle og den reduserte modellen for hver variabel. Verdiene fra likelihood ratio-testene ble dividert med nulldeviansen til den beste modellen for å finne betydningen til hver enkelt miljøvariabel.

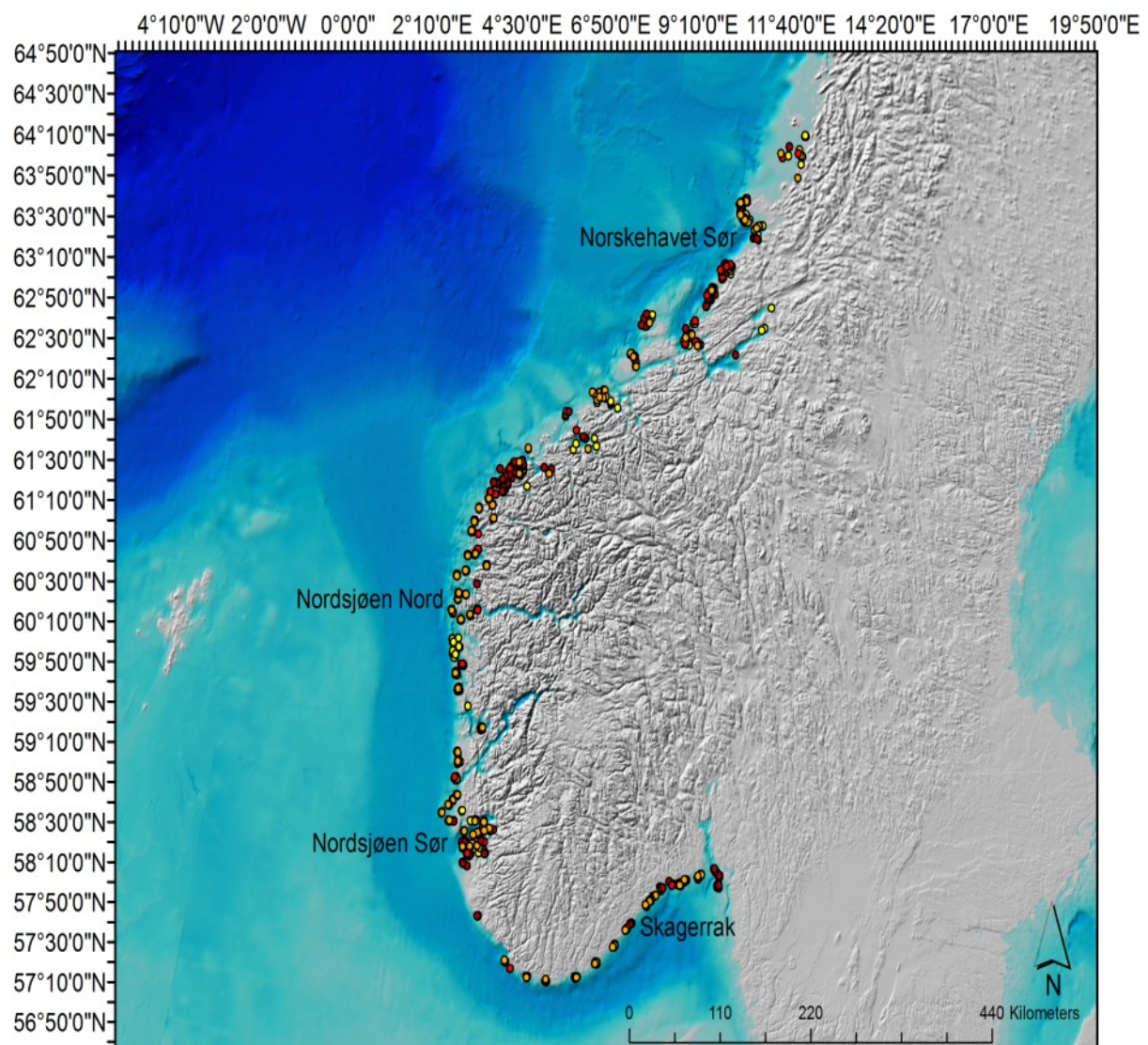
3.5.6 Prediksjon og grafisk fremstilling

For prediksjonene ble predict-funksjonen i R benyttet med et 95% konfidensintervall. Responsplott for sannsynligheten for ulike tetthetsklasser mot miljøvariablene ble laget med plot-funksjonen i R (R Development Core Team, 2017), og interaksjonsplottene ble laget i ggplot2 (Wickham, 2009). Sannsynlighetene for tett tareskog er også plottet mot miljøvariablene hver for seg, uten at de ligger i modell, for å se hvordan de forholder seg når de får forklare sammenhengene alene (appendiks 2).

4 Resultater

4.1 Dekning av ulike tetthetsklasser på alle stasjoner

600 av de 2517 stasjonene hadde observasjoner uten tareskog, 403 hadde enkeltplanter, 258 hadde middels tett tareskog og 1256 hadde tett tareskog. Figur 9 viser et kart over Norge innenfor studieområdet. Punktene gir oversikt over stasjonene i denne studien. I deler av Nordsjøen sør er det få punkter siden observasjonene i disse områdene manglet substratdata eller tilhørende modellverdier. Ellers er det god dekning langs hele kysten i studieområdet.



Figur 9 viser stasjonene med GEBCO-modellen for dyp (<https://www.gebco.net/>). Gule punkter er fravær av tareskog, oransje punkter er enkeltplanter, røde punkter er middels tett og mørkerøde punkter er tett tareskog. Stasjonene i noen områder kan ligge relativt nære hverandre og med oppløsningen til kartet fører dette til at noen observasjoner er skjult bak hverandre.

4.2 Modellseleksjon

Tabell 5 viser alle modeller med $\Delta AIC < 4$ etter modellseleksjon der det i alt ble generert 416 kandidatmodeller. Miljøvariablene som ble inkludert i den beste modellen ($\Delta AIC=0$) etter modellseleksjon var: dyp, bølgeeksponering, skråning, kurvatur (med 500 m beregningsvindu), temperatur (gjennomsnittet), strømstyrke (gjennomsnittet) og interaksjonene dyp-bølger og bølger-strøm. Kurvatur var med i den beste modellen, men falt ut blant de modellene som regnes som like gode. Salinitet faller ut og inn blant de beste modellene, men er ekskludert fra den beste modellen.

Tabell 5: Oversikt over kandidatmodellene med $\Delta AIC < 4$, rangert etter stigende AIC-verdi. Miljøvariablene som er benevnt med tall nedover i kolonnen er inkludert i en modell med alle i samme rad, mens NA betyr at variabelen er ekskludert fra modellen. Modellen med lavest ΔAIC -verdi er den som best forklarer datasettet, men alle modeller med $\Delta AIC < 4$ er regnet som gode. Kurvatur er med 500 m beregningsvindu.

Dyp	Bølger	Skråning	Kurvatur	Salinitet	Temperatur	Strøm	Dyp:bølge	Bølge:strøm	X:Y	AIC	Δ
2.05	1.15	-0.26	-0.10	NA	-0.36	-0.48	0.64	-0.26	-0.4	4663.3	0.0
2.04	1.15	-0.26	-0.10	0.08	-0.30	-0.48	0.62	-0.27	-0.3	4663.5	0.3
2.03	1.16	-0.29	NA	NA	-0.35	-0.48	0.64	-0.26	-0.4	4666.0	2.7
2.02	1.15	-0.29	NA	0.08	-0.28	-0.48	0.63	-0.26	-0.3	4666.3	3.0

4.3 Modellevaluering og relativt bidrag fra miljøvariablene

Nulldeviansen (1- log likelihood til den beste modellen/ log likelihood til nullmodellen) til den beste modellen (pseudo- R^2) ble funnet å være 0.24 (df=13). Pseudo- R^2 er analogt med forklart varians, og verdier mellom 0,2 og 0,4 for pseudo- R^2 anses for å være en modell med utmerket tilpasning (Mcfadden, 1979). Tabell 6 viser en oversikt over miljøvariablenes relative bidrag til variasjon i tetthet av tare. Z-verdiene (med tilhørende p-verdier) fra sammendraget indikerer at dyp er den variabelen med størst forklaringsgrad, etterfulgt av bølgeeksponering og interaksjonen mellom disse. Det relative bidraget, i synkende rekkefølge, fra strømstyrke, temperatur, skråning, interaksjonen mellom bølger og strøm, er relativt lite sammenlignet med bidraget fra de overstående miljøvariablene, men er fortsatt veldig signifikante ($p < 0,0001$). Kurvatur har lavest bidrag og er tilsvarende mindre signifikant. Det samme mønsteret underbygges av verdier fra likelihood ratio-testene (lrt). I kolonnen til høyre er lrt-verdiene dividert med nulldeviansen som gir en prosentvis forklaringsverdi for de ulike miljøvariablene.

Tabell 6: Z-verdier, p-verdier og likelihood ratio test (lrt) for miljøvariablene i den beste modellen. P-verdiene angir miljøvariablenes signifikans i modellen, ledsaget av testobservator (Z), som gjør det mulig å skille mellom bidraget til variablene. P- og z-verdier og likelihood Ratio testene er fra *glm*, mens nulldeviansen er fra *polr*-funksjonen i *r*-biblioteket MASS. Dyp er feltregistrert, mens de andre miljøvariablene er modellert.

Miljøvariable	z-verdier	p-verdier (> z)	Likelihood Ratio test	lrt/nulldevians (%)
Dyp	27, 4	< 0,0001 ***	1161	48, 4
Bølgeeksponering	17, 4	< 0,0001 ***	379, 2	15, 8
Interaksjonen Dyp-Bølge	10, 7	< 0,0001 ***	130, 7	5, 4
Strømstyrke (gjennomsnittlig)	- 8, 2	< 0,0001 ***	68, 3	2, 8
Temperatur (gjennomsnittlig)	- 6, 7	< 0,0001 ***	45, 4	1, 9
Skråning	- 5, 4	< 0,0001 ***	29, 6	1, 2
Interaksjonen Bølge-Strøm	- 4, 6	< 0,0001 ***	21, 7	0, 9
Kurvatur (500 m)	- 2, 2	0, 1 *	4, 7	0, 2

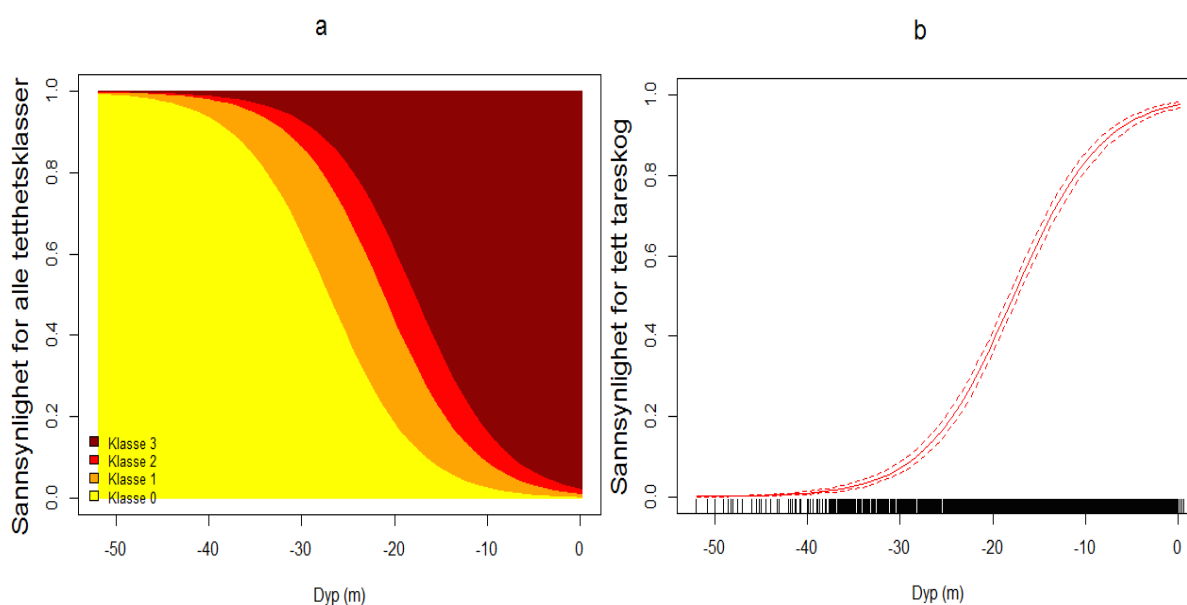
Det var også et betydelig bidrag fra interaksjonen mellom x og y ($p < 0,0001$), som indikerer at det er romlig avhengighet mellom dataene.

4.4 Tetthet av stortare ved ulike miljøforhold

4.4.1 Tetthet som funksjon av dyp

Både Figur 10a og 10b viser en representasjon av tett tareskog som funksjon av dyp. Figur 10a inkluderer de andre tetthetsklassene i tillegg. Det er høyden på området som er viktig for tolkning av grafene, da dette angir sannsynligheten for de ulike tetthetsklassene (Figur 10a) og for kun tett tareskog (Figur 10b) ved ulike dyp. Figur 10b er altså en spesialrepresentasjon av Figur 10a. Figur 10b er mer intuitiv for tolkning av sannsynligheten for tett tareskog og viser usikkerhet, samt hvordan dataene dekker variabelrommet.

Sannsynligheten for tett tareskog avtar med dyp, og det er høyest sannsynlighet for tett tareskog på grunna (Figur 10a og 10b). Forekomsten av stortare blir mer glissen når det blir dypere, og det er lite sannsynlig å finne tare på de dypeste stasjonene (Figur 10a). Sannsynlighet for tett tareskog som funksjon av dyp kommer nesten opp til 1 før kurven flater ut i de grunneste områdene (Figur 10b). De svarte strekene nederst i figuren viser fordelingen av dataene i variabelrommet, og at det er mindre støtte fra dataene i de dypeste områdene. Men, usikkerheten (stiplet linje) gitt som et 95% konfidensintervall er lav. Nedre voksegrense for tareskog ble registrert på 31.8 meter og på 33,5 meter for enkeltplanter i denne studien (Appendiks 1).

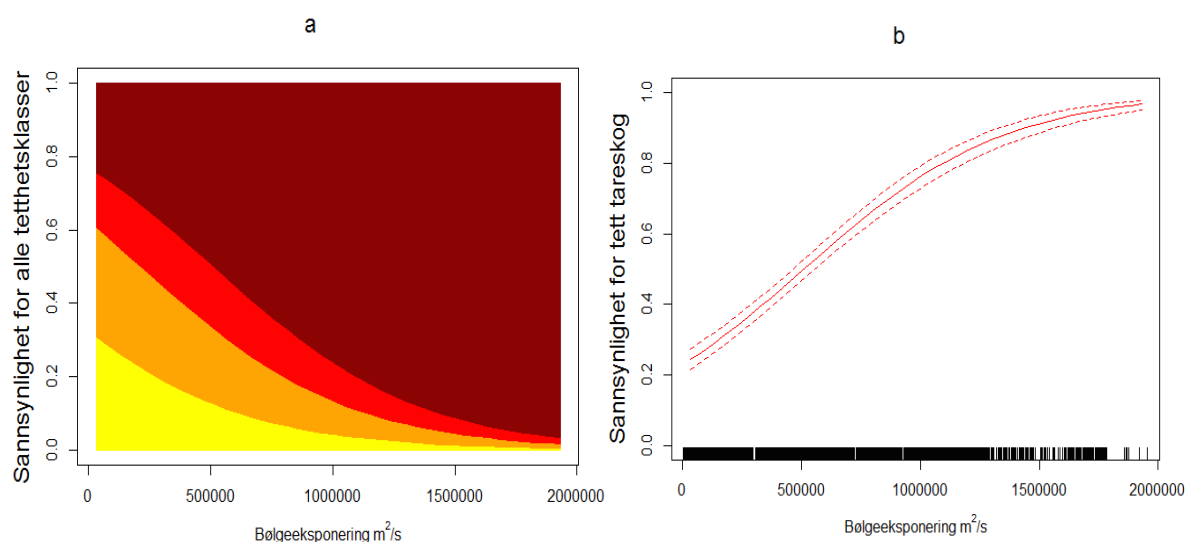


Figur 10: Sannsynligheten for tilstedeværelse av tareskog for hver av tetthetsklassene enkeltplanter (oransje), middels tett (rød), tett (mørkerød) og fravær (gul) som funksjon av dyp (registrert ved hjelp av dybdesensor på undervannskameraet) (a) og for kun tett tareskog (b). Usikkerhet er gitt som et 95 % konfidensintervall (stiplede linjer) og dekning i dataene er illustrert med svarte streker langs x-aksen (b). Det er høyden på området og ikke retningen som er relevant da denne angir sannsynligheten for forekomst av de ulike tetthetsklassene (a) og for kun tett tareskog (b)..

4.4.2 Tetthet som funksjon av bølgeeksponering

Både Figur 11a og 11b viser en representasjon av tett tareskog som funksjon av bølgeeksponering. Figur 11a inkluderer de andre tetthetsklassene i tillegg. Det er høyden på området som er viktig for tolkning av grafene, da dette angir sannsynligheten for ulike tettheter av stortare (Figur 11a) og for kun tett tareskog (Figur 11b) ved ulike eksponeringsverdier.

I bølgeeksponerte områder er det høy sannsynlighet å finne tett tareskog, og sannsynligheten for tett tareskog nesten kommer helt opp til 1 før kurven for bølgeeksponering flater ut (Figur 11a og 11b). I de mest eksponerte områdene er det kun tett tareskog og tettheten av tare avtar svakt mot middels eksponerte områder. I beskyttede områder avtar tettheten brattere, og forekomsten av tare blir mer glissen med økende forekomst av enkeltplanter (Figur 11a). Usikkerheten (stiplet linje) innen et 95% konfidensintervall er liten, men det er for lite støtte i dataene (svarte streker) til å gjøre noen videre tolkning i de mest eksponerte områdene (Figur 11b). For tilhørende eksponeringsklasser se Tabell 1.

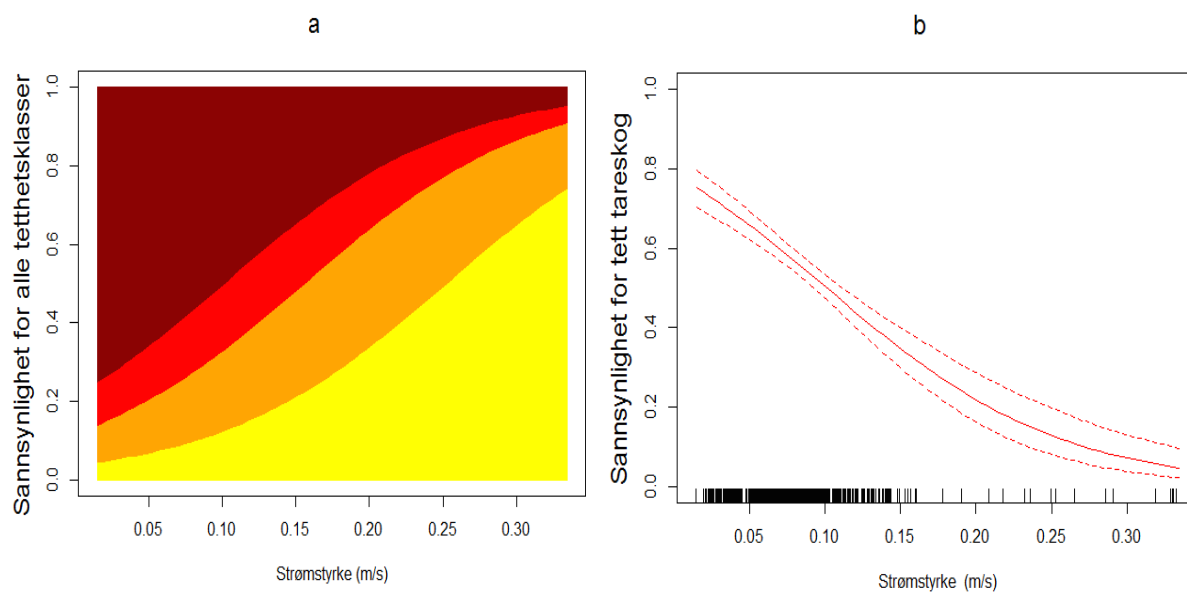


Figur 11: Sannsynligheten for tilstedeværelse av tareskog for hver av tetthetsklassene enkeltplanter (oransje), middels tett (rød), tett (mørkerød) og fravær (gul) som funksjon av bølgeeksponering (a) og for kun tett tareskog (b). Usikkerhet er gitt som et 95 % konfidensintervall (stiplede linjer) og dekning i dataene er illustrert med svart strekkode langs x-aksen (b). Bølgeeksponering er modellert som en indeks basert på strøklengde, vindstyrke og vindfrekvens.

4.4.3 Tetthet som funksjon av strømstyrke

Både Figur 12 a og b viser en representasjon av tett tareskog som funksjon av strømstyrke. Figur 12a inkluderer de andre tetthetsklassene i tillegg. Det er høyden på området som er viktig for tolkning av grafene, da dette angir sannsynligheten for ulike tettheter av stortare (Figur 12a) og for kun tett tareskog (Figur 12b) ved ulike strømstyrker.

Økt strømstyrke virker negativt på sannsynligheten for tett tareskog (Figur 12a og 12b). Ved lav strømstyrke er det relativt høy sannsynlighet for å finne tett tareskog, men det er også sannsynlig å finne andre tettheter av tare i områdene med lav strøm. Med økende strømstyrke blir forekomsten av tare mer glissen, og sannsynligheten for tilfeller av enkeltplanter øker (Figur 12a). For verdier over 0.15 m/s er det lite støtte i dataene (svarte streker), så det er lite grunnlag for å tolke denne kurven for sterkere strømmer, men sannsynligheten for tett tareskog ser ut til å avta med økt strømstyrke også ved lavere verdier der det er mer data (Figur 12b).

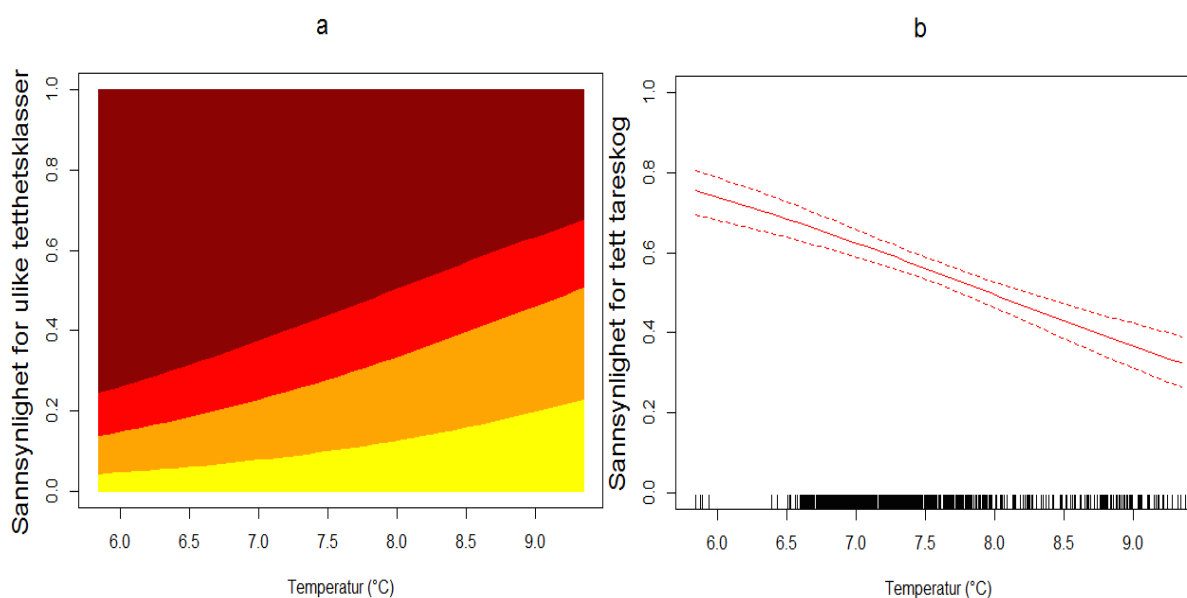


Figur 12: Sannsynligheten for tilstedeværelse av tareskog for hver av tetthetsklassene enkeltplanter (oransje), middels tett (rød), tett (mørkerød) og fravær (gul) som funksjon av strømstyrke (a) og for kun tett tareskog (b). Usikkerhet er gitt som et 95 % konfidensintervall (stiplede linjer) og dekning i dataene er illustrert med svart strekkode langs x-aksen (b). Strømstyrke er modellert i NorKyst800.

4.4.4 Tetthet som funksjon av temperatur

Både Figur 13 a og 13b viser en representasjon av tett tareskog som funksjon av temperatur. Figur 13a inkluderer de andre tetthetsklassene i tillegg. Det er høyden på området som er viktig for tolkning av grafene, da dette angir sannsynligheten ulike tettheter av stortare (Figur 13a) og for kun tett tareskog (Figur 13b) ved ulike temperaturer.

Sannsynligheten for tett tareskog er mest sannsynlig ved lavere temperaturer, og avtar når temperaturen stiger (Figur 13a og 13b). Det er jevn sannsynlighet for å finne alle tettheter av stortare innen temperaturintervallet (Figur 13a). Usikkerheten (stiplede linjer) innen et 95% konfidensintervall er større ved de laveste og de høyeste temperatuere, noe som reflekterer at det er lite dekning i dataene (svarte streker) for disse områdene (Figur 13b).

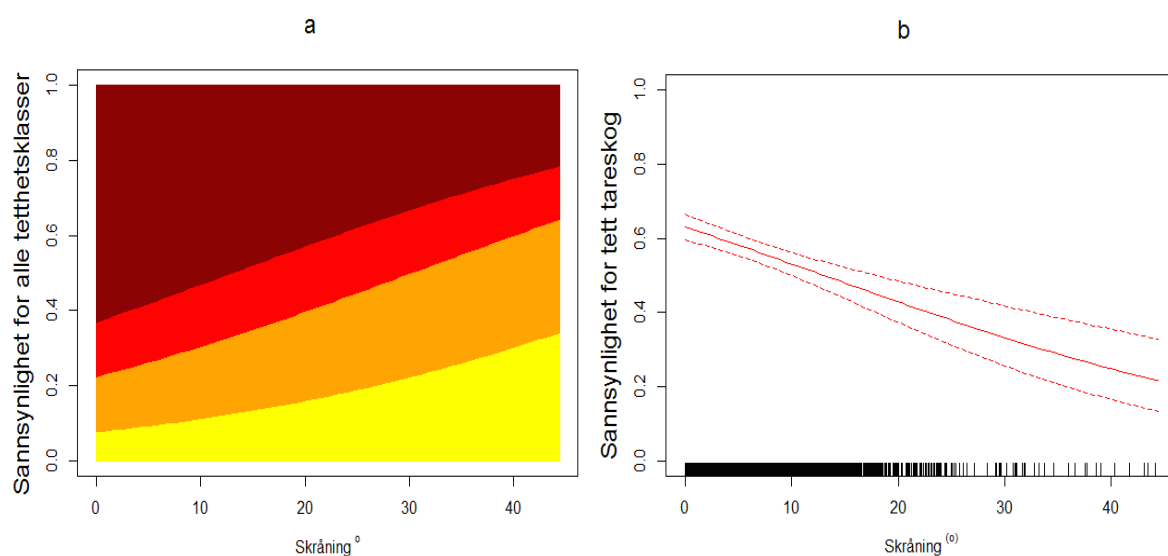


Figur 13: Sannsynligheten for tilstedeværelse av tareskog for hver av tetthetsklassene enkeltplanter (oransje), middels tett (rød), tett (mørkerød) og fravær (gul) som funksjon av temperatur (a) og for kun tett tareskog (b). Usikkerhet er gitt som et 95 % konfidensintervall (stiplede linjer) og dekning i dataene er illustrert med svart strekkode langs x-aksen (b). Temperatur er gjennomsnittlige verdier modellert fra modellsystemet NorKyst800.

4.4.5 Tetthet som funksjon av skråning

Både Figur 14 a og 14b viser en representasjon av tett tareskog som funksjon av skråning. Figur 14a inkluderer de andre tetthetsklassene i tillegg. Det er høyden på området som er viktig for tolkning av grafene, da dette angir sannsynligheten for ulike tettheter av stortare (Figur 14a) og for kun tett tareskog (Figur 14b) ved ulike skråningsverdier.

Med brattere skråning avtar den tette tareskogen (Figur 14a og 14b). Når terrenget blir brattere blir forekomsten av tare gradvis mer glissen, og sannsynligheten for enkeltplanter og fravær av tare øker. Ved alle skråningsverdier i dette datasettet er det sannsynlighet for tilstedeværelse av alle tettheter av stortare (Figur 14a), men det er lite dekning i dataene (svarte strekker) for å gjøre noen videre tolkning for brattere områder enn cirka 25 grader (Figur 14b).

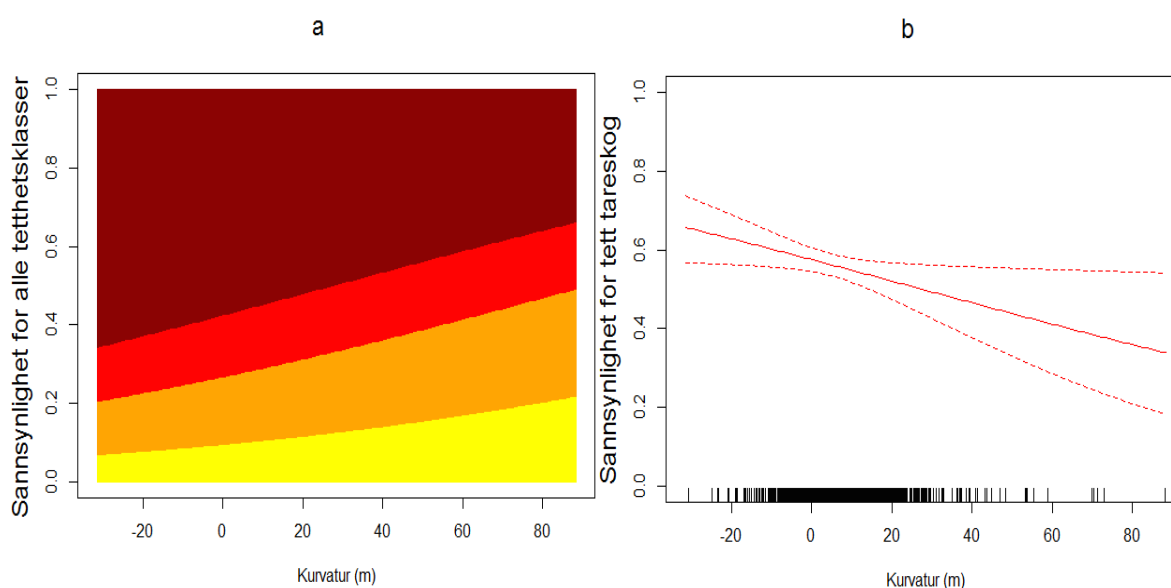


Figur 14: Sannsynligheten for tilstedeværelse av tareskog for hver av tetthetsklassene enkeltplanter (oransje), middels tett (rød), tett (mørkerød) og fravær (gul), som funksjon av skråning i grader (a) og for kun tett tareskog (b). Usikkerhet er gitt som et 95 % konfidensintervall (stiplede linjer) og dekning i dataene er illustrert med svart strekkode langs x-aksen (b). Skråningsmodellen er laget på bakgrunn av en digital dybdemodell levert av Statens Kartverk.

4.4.6 Tetthet som funksjon av kurvatur

Både Figur 15 a og 15b viser en representasjon av tett tareskog som funksjon av kurvatur. Figur 15a inkluderer de andre tetthetsklassene i tillegg. Det er høyden på området som er viktig for tolkning av grafene, da dette angir sannsynligheten for ulike tettheter av stortare (Figur 15a), og for kun tett tareskog (Figur 15b), ved ulike kurvaturverdier.

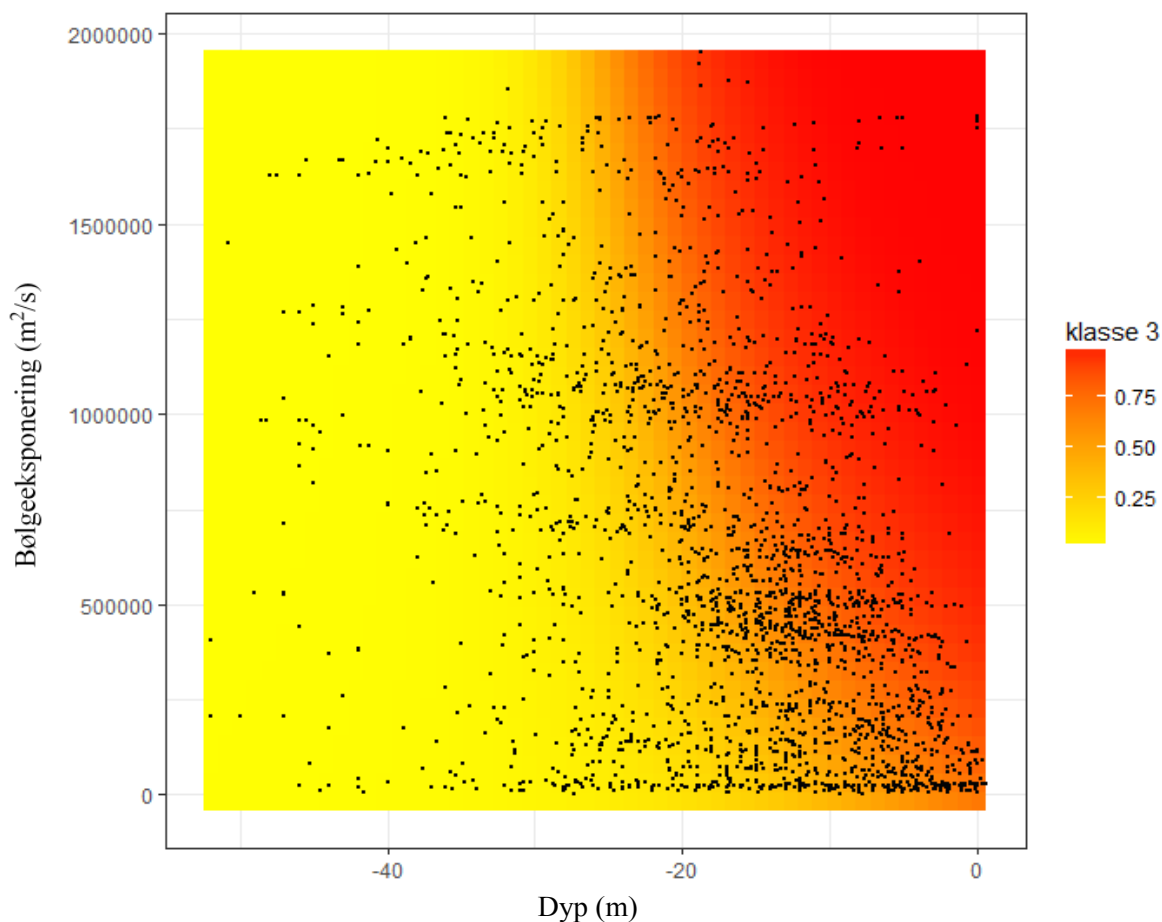
Den tette tareskogen er mest sannsynlig der det er relativt flatt og nedsenkninger i terrenget, sammenlignet med gjennomsnittet av nabolaget, altså innen 500 meters radius som er beregningsvinduet (Figur 15a og 15b). Alle tetthetsklasser er sannsynlig både i nedsenkninger og på terrengtopper, men det blir mer glissent med tare mot terrengtoppene og sannsynligheten for fravær av tare øker (Figur 15a). Det er best dekning i dataene for verdier mellom -20 og 30 m, og det er stor usikkerhet (stiplede linjer) utover dette (Figur 15b). Derfor er det lite hensiktsmessig å gjøre noen videre tolkning for de høyeste toppene og de dypeste bunnene (Figur 15b).



Figur 15: Sannsynligheten for tilstedeværelse av tareskog for hver av tetthetsklassene enkeltplanter (oransje), middels tett (rød), tett (mørkerød) og fravær (gul) som funksjon av kurvatur (a) og for kun tett tareskog (b). Usikkerhet er gitt som et 95 % konfidensintervall (stiplede linjer) og dekning i dataene er illustrert med svart strekkode langs x-aksen (b). Kurvaturmodellen er laget på bakgrunn av en digital dybdemodell levert av Statens Kartverk. Negative verdier på x-aksen indikerer basseng og positive verdier indikerer topper i terrenget (a og b).

4.4.7 Interaksjon mellom dyp og bølgeeksponering

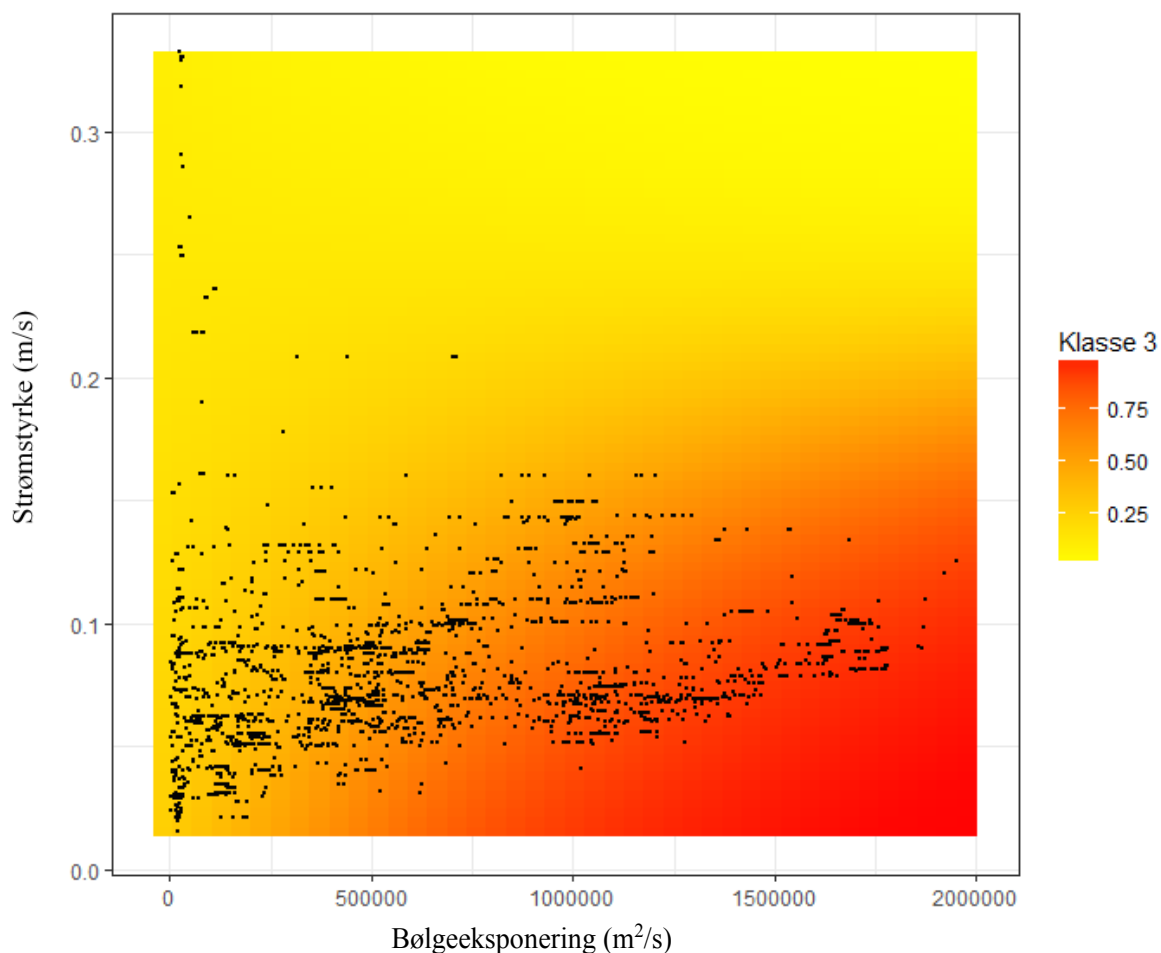
Figur 16 viser hvordan interaksjonen mellom bølgeeksponering og dyp virker på sannsynligheten for tett tareskog (klasse 3). Bølger har liten effekt på forekomst av tett tareskog i grunne områder. Effekten av interaksjonen mellom bølger og dyp kommer til uttrykk på middels dyp, som en positiv effekt, med økt sannsynligheten for tett tareskog. Sannsynligheten for tett tareskog avtar raskere i beskyttede områder enn i bølgeeksponerte områder. Dataene (svarte punkter) dekker variabelrommet godt.



Figur 16: Interaksjonen mellom bølgeeksponering (y-aksen) og dyp (x-aksen) på sannsynligheten for tett tareskog (tetthetsklasse 3). Den røde fargen angir høy sannsynlighet med gradvis fargeendring mot gul for synkende sannsynlighet. De svarte punktene beskriver hvordan dataene fyller variabelrommet. Bølgeeksponering er en modellert indeks basert på strøklengde, vindstyrke og vindfrekvens. Dyp er feltregistrert ved hjelp av en dybdesensor på undervannskameraet.

4.4.8 Interaksjon mellom strømstyrke og bølgeeksponering

Figur 17 viser hvordan interaksjonen mellom strømstyrke og bølgeeksponering virker på sannsynligheten for tett tareskog. Som funnet tidligere (Figur 11a og b), øker sannsynlighet for tett tareskog med bølgeeksponering. Der det er beskyttet mot bølger, er det lav sannsynlighet for tareskog uansett strømstyrke, ikke bare der strømstyrken er lav. Sannsynligheten for tett tareskog er lite påvirket av økt strømstyrke der bølgeeksponeringen allerede er lav, men sannsynligheten for tett tareskog synker med økt strømstyrke i middels eksponerte områder. En negativ effekt av økt strømstyrke viser seg altså der eksponeringsverdiene er høye nok til å indikere tett tareskog (Figur 11a og b). Det skal imidlertid høyere strømstyrke til før tettheten faller der det også er mye bølger. I tilfellet med høy eksponering og høy strømstyrke dekker ikke dataene (svarte punkter) variabelrommet, og dette området lar seg vanskelig tolke.



Figur 17 viser interaksjon mellom strømstyrke (y-aksen) og bølgeeksponering (x-aksen) på sannsynligheten for tett tareskog (Klasse 3). Den røde fargen angir høy sannsynlighet med gradvis fargeendring mot gul for synkende sannsynlighet. De svarte prikkene angir hvordan dataene dekker variabelrommet. Bølgeeksponering er en modellert indeks, basert på strøklengde, vindstyrke og vindfrekvens. Strømstyrke er modellert i Norkyst800.

5 Diskusjon

Dyp var den viktigste miljøvariabelen for å bestemme variasjon i tetthet av stortare, etterfulgt av bølgeeksponering, interaksjonen mellom dyp og bølger, gjennomsnittlig strømstyrke, temperatur, skråning, interaksjonen mellom strømstyrke og bølgeeksponering og kurvatur (Tabell 6). Salinitet ble ekskludert fra den beste modellen i denne undersøkelsen (Tabell 5), men var inkludert i andre modeller med $\Delta AIC < 4$.

Resultatene i denne studien tilsier at den tette tareskogen vokser i relativt grunne områder (< 15 m) (Figur 10), i middels eksponerte og eksponerte områder (Figur 11), og at den tette tareskogen deretter avtar med dyp og mot beskyttede områder. På grunna er sannsynligheten for tett tareskog høy i utgangspunktet, men i områder med høy bølgeeksponering finner vi tett tareskog lenger ned enn der det er mer beskyttet (Figur 16). Strømstyrke ser ut til å virke negativt på tett tareskog (Figur 12), og i interaksjon med bølgeeksponering viser den negative effekten av strømstyrke seg først der det er nok bølger til å indikere tareskog (Figur 17). Den tette tareskogen ser ut til å befinne seg ved ulike terrengforhold, men avtar med brattere skråning (Figur 14) og mot terrengtopper (Figur 15). Temperatur ser ut til å påvirke variasjon i tetthet med avtakende sannsynlighet for tett tareskog når temperaturen øker (Figur 13).

5.1 På hvilken måte varierer tettheten av tareskog med miljøforholdene?

5.1.1 Dyp

Fra analysene kom det frem at dyp var den klart viktigste miljøvariabelen for å bestemme variasjon i tetthet av tareskog (Tabell 5). Dette var som forventet da lignende undersøkelser har funnet at dyp er alene også er den beste forklaringsvariabelen for å predikere forekomst av stortare (Bekkby et al., 2009; Gorman et al., 2012) og prosentvis dekke av stortare (Gorman et al., 2012). Resultatene tilsier at tettheten av stortare avtar med dyp. I datasettet befinner den tette tareskogen seg fra lavvannsmerket og ned til gjennomsnittlig 11.8 meter, hvorpå den middels tette tareskogen overtar ned mot gjennomsnittlig 17 meter. I enkelte områder ble det funnet både middels tett og tett tareskog dypere enn 30 meter. Enkeltplanter ble funnet ned til over 33 meters dyp (se appendiks 1). Dette var også forventet da lignende resultater er funnet i tidligere undersøkelser både i Norge (Bekkby et al., 2009), i Storbritannia (Kain, 1962) og i Frankrike (Gorman et al., 2012). Usikkerheten er lav når det gjelder dyp gitt et 95% konfidens-

intervall, men det er lite data fra ~ 40 m og nedover så tolkning i dette området er lite hensiktsmessig (Figur 10).

I studien til Bekkby et al. (2009) ble lysmodellen assosiert med større sannsynlighet for å finne stortare (Tabell 6) og med samme metode ble tilsvarende ble funnet av Gorman et al. (2012) for kysten i Frankrike. Feltmålt lys er også funnet å forklare økt biomasse og lengre stilk på stortare i Storbritannia (Smale et al., 2016). Fra korrelasjonsplottet i denne studien kom det frem at lys og dyp korrelerer mer enn 0,5 som var grensen for hva som var tillatt kovariasjon mellom miljøvariablene i den fulle modellen (Figur 8). Feltregistrert dyp ble følgende valgt fremfor modellen for lys på bunnen ved rangerte AIC-verdier (Kapittel 3.5.1). Dette kan skyldes at feltregistrert dyp er direkte knyttet til observasjoner av stortare og gir derfor mer nøyaktige verdier til prediksjonene enn den modellerte lysmodellen. Lysmodellen er basert på gjennomsnittlige verdier for et relativt stort område og vil derfor ha høyere usikkerhet knyttet til seg. Lysmodellen ble også ekskludert fra den beste modellen til Rinde et al. (2014) med samme begrunnelse. Lysmodellen hadde i utgangspunktet 250 m oppløsning, men ble matet inn i dybdemodellen, noe som gir en ytterligere svakhet. Lys er imidlertid en av de viktigste faktorene for vekst hos alger og effekten av dyp i denne studien skyldes antakelig også at dyp er et *proxy* for lys (Bekkby et al., 2009).

5.1.2 Bølgeeksponering

Den nest viktigste miljøvariabelen for å forklare variasjon i tetthet i denne studien var bølgeeksponering. I middels eksponerte og eksponerte områder er sannsynligheten for tett tareskog nesten 1 og avtar mot mer beskyttede områder (Figur 11). Bølgeeksponering er en viktig miljøvariabel for å forklare stortarens utbredelse (Araújo et al., 2016), og har vist positiv innvirkning på stortarens vekst (Sjötun & Fredriksen, 1996; Sjötun et al., 1998; Rinde et al., 2014), biomasse (Gorman et al., 2012; Pedersen et al., 2012; Smale et al., 2016). Bølgeeksponering har også innvirkning på stortarens morfologi (Bekkby et al., 2014). Det er derfor rimelig at denne faktoren forklarer såpass mye også for variasjon i tetthet av stortare. Bølgeeksponering var den tredje viktigste faktoren i modellen til Bekkby et al. (2009), med høyere sannsynlighet for forekomst av stortare med økende bølgeeksponering. Rinde et al. (2014) fant at gjenvekst av tareskog best kan predikeres av bølgeeksponeringsgrad. Både Rinde et al. (2014) og Bekkby et al. (2009) har brukt samme strøklengde-modell for bølgeeksponering som også er benyttet i denne studien, men samme effekten av bølge-eksponering er i tillegg funnet med bruk av andre metoder slik som kvalitativ vurdering av bølgeeksponeringsgrad

(Kain, 1962), vindsektormetoden (Sjøtun et al., 1998), og relativ bølgeeksponering (Pedersen et al., 2012).

Tidligere undersøkelser gjort av Kain (1962) indikerer at stortaren vokser i eksponerte områder også fordi den blir utkonkurrert av sukkertare i mer beskyttede områder. Dette ble underbygget av observasjonen at sukkertarens voksegrense flyttet seg oppover i områder der begge artene vokste. I beskyttede områder endret også stortaren morfologi til formen *cucullata*. Denne varianten av stortaren kjennetegnes ved et stort sprøtt blad og en tynn krokete stilk. I denne studien er det fortsatt en liten sannsynlighet for alle tetthetsklasser også i de mest beskyttede områdene, og i felt ble det gjort observasjoner som støtter konkurranseargumentet til Kain, med hovedsakelig sukkertareforekomst i de mest beskyttede områdene ispedd enkeltplanter av stortare.

En annen observasjon fra felt på Mørkekysten, var at tareplantene i de beskyttede områdene hadde blader som var overgrodd av mosdyr og trådalger. Dette har også blitt dokumentert fra Rogaland og Sogn og Fjordane (Gitmark, Christie, Fagerli & Kile, 2016). Overgrodde planter får problemer med å utføre fotosyntese (Gitmark et al, 2016), og denne konkurransen om lys kan være en del av forklaringen på at det er mindre stortare i beskyttede områder. I eksponerte områder derimot vil de økte vannbevegelsene vaske bladene rene (Pedersen et al., 2012), tilføre næringssalter og CO₂, samt tillate økt opptak ved redusert diffusjonslag (Graham et al., 2016). I tillegg har stortaren vist seg å være tilpasset slik at den tåler intens bølgeaktivitet og viser relativt lav dødelighet og skade etter storm (Smale & Vance, 2015).

Usikkerheten (Figur 11b) er generelt liten for bølgeeksponering, men i de mest eksponerte områdene er det mindre data, hvilket gjør tolkning av de høyeste verdiene vanskelig. At bølgeeksponering har relativt stor forklaringsverdi i denne studien kan skyldes at denne miljøvariabelen også er et uttrykk for en indre-ytre-gradient. Dette underbygges av at bølgeeksponering forklarer mindre når denne er alene i modell (Appendiks 2). Resultatene fra denne studien er likevel med på å underbygge en godt studert effekt av miljøvariabelen bølgeeksponering, at forekomsten av stortare er størst i middels eksponerte og eksponerte områder, og bekrefter at den tetteste tareskogen befinner seg i de mest eksponerte områdene (Smale et al., 2016).

5.1.3 Interaksjonen mellom bølgeeksponering og dyp

Interaksjonen mellom bølgeeksponering og dyp var den tredje viktigste faktoren. Tett tareskog avtar raskere med dyp i beskyttede områder enn i mer bølgeeksponerte områder. På middels

dyp synker sannsynligheten for tett tareskog, men her slår effekten av eksponering inn og høye verdier av eksponering får mer betydning for tettheten enn i grunne områder (Figur 16), der tilgjengeligheten på lys er stor i utgangspunktet. Dypere enn 20 meter synker sannsynligheten betydelig på grunn av lysbegrensning, men også effekten av eksponering avtar dypere ned. Dette kan ha en sammenheng med at modellen for bølgeeksponering er en overflatemodell, og selv de sterkeste bølgene vil bli dempet kraftig når man kommer dypere ned. Rinde et al. (2014) fant tilsvarende at sannsynligheten for gjenvekst av tareskog øker i grunne bølgeeksponerte områder. At denne interaksjonen fikk så stor betydning i denne studien, kan forklares med at økt vannbevegelse gjør at en større del av bladene i kronesjiktet blir truffet av lys, i tillegg til å redusert diffusjonslag (Graham et al., 2016). At denne effekten er større på middels dyp gir mening ettersom det i grunnere områder er nok lys i utgangspunktet og planter på middels dyp er mer avhengig av vannbevegelsenes fasilitering av næringsopptak og lystilgang.

5.1.4 Strømstyrke

Strømstyrke var den fjerde viktigste miljøvariabelen for å forklare variasjon i tetthet av tareskog. Ved lav strømstyrke var det høy sannsynlighet for tett tareskog, men med økende strømstyrke avtok den tette tareskogen bratt, og sannsynligheten for middels tett tareskog, enkeltplanter og fravær av tare økte (Figur 12a og b). At sterk strømstyrke har en negativ effekt på tett tareskog, er i tråd med tidligere undersøkelser som hevder at sterke strømmer kan gi problemer for zoosporene å feste seg (Rinde et al., 2014). En sterkere effekt av strømstyrke ble funnet av Rinde et al. (2014). Dette kan ha en sammenheng med at deres undersøkelse ble gjort lenger nord, der tidevannsforskjellene er større, samt at modellen for strømstyrke var basert på minimum- og maksimumsverdier, noe som gir mer ekstreme verdier enn gjennomsnittsmodellen som er benyttet i denne studien. Strømstyrke forbedrer ikke modellen til Bekkby et al. (2009) for prediksjon av forekomst av stortare. Forklaringen på dette var at verdiene innen dette området ikke dekket hele bredden av miljøvariabelen. Modellen hadde også 100 m oppløsning som kan ha vært for grov for å fange opp effekter i et begrenset område.

Forklaringsverdien til strømstyrke i denne studien kan antakeligvis tilskrives at studieområdet omfatter både variasjon i bunnforhold som påvirker strømforholdene lokalt, men også fanger opp regionale forskjeller i tidevann der effekten av tidevann øker med breddegrad nordover. Strømmodellen som ble brukt i denne studien regnes imidlertid som relativt grov. Den har en oppløsning på 800 m som vil si at hver rute i rutenettet er 800x800 m. For enkelte områder er det utviklet modeller med høyere oppløsning, men NorKyst800 ble valgt for å få et heldekkende datasett. Denne oppløsningen simulerer godt for temperatur, salinitet og strøm i

åpen havområder, men i de grunneste områdene vil en slik modell ikke kunne fange opp småskala forhold for disse parameterne. Fra 0.15 m/s var det dårlig dekning av dataene og det er vanskelig å gjøre noen tolkning for de høyeste verdiene. Dette kan forklare hvorfor modellen for strømstyrke, selv om den er inkludert i den beste modellen, har et relativt lite forklaringsbidrag.

5.1.5 Temperatur

Tett tareskog ser ut til å avta med høyere temperatur. Dette var ikke som forventet. Når temperatur får stå alene i modellen kommer motsatt mønster frem (Appendiks 2), at sannsynligheten for tett tareskog øker med økende temperatur. Bolton og Lüning (1982) fant at stortarens optimale veksttemperatur var 15 °C, men at suboptimalt temperaturintervall var relativt stort med en topp også på 10 °C. Temperaturintervallet i denne studien var godt innenfor stortarens toleransegrenser og innen dette intervallet burde økt temperatur gi mer gunstige betingelser for vekst. Gjennomsnittstemperatur er i denne studien sterkt korrelert med de 90-persentilen for temperatur (Figur 8), så en forklaring kan være at områder med høye gjennomsnittstemperaturer har såpass høye maksimumstemperaturer at det blir for mye for stortaren, men dette støttes ikke av datasettet da høyeste maksimumstemperatur er 16.5°C (Appendiks 1), noe som ligger godt innenfor stortarens toleransegrense.

Modellen for temperatur gir gjennomsnittstemperaturer med veldig grov oppløsning (800 m), noe som er vanskelig å finne betydningen av for resultatene. En forklaring på observert effekt kan være at det er en indre-ytre gradient som kommer til uttrykk. Temperatur korrelerer med Y (-0,46), det vil si at temperatur avtar nordover og har en regional effekt. Temperatur korrelerer imidlertid også med X (0,47), så temperaturen øker fra ytre kyst og innover mot land og inne i fjordene som underbygger at temperatur indikerer en indre-ytre-gradient.

5.1.6 Skråning

Skråning er den femte viktigste miljøvariabelen. Uten kunnskap om substrat kan skråning virke som et *proxy* for bunnforholdene (Rinde et al., 2014). I denne studien er alle observasjonene gjort på hardbunn, så skråning fungerer antageligvis som en gradient i seg selv. Sannsynligheten for tett tareskog kommer aldri høyere enn 0.6, så det er forekomst av ulike tettheter langs hele skråningsgradienten. Dette skiller seg fra mønsteret for effekten av dyp og bølgeeksponering, der tett tareskog dekker store deler av feltet på henholdsvis grunna (Figur 10a) og ved høy bølgeeksponering (Figur 11a). Dette kan ha en sammenheng med at skråning vanligvis ikke har så mye effekt med mindre det er veldig bratt. Man finner for eksempel

sjeldent stortare på vertikale flater (Kain, 1971). Tidligere funn tilsier at årsaken til dette er at bratte forhold kan gi stortaren problemer med å feste seg (Rinde et al., 2014). Bekkby et al. (2009) fant at skråning hadde en relativt liten effekt på bestemmelse av forekomst av stortare, med forslag om at kurvatur fanget opp landskapskarakteristikkene på en bedre måte. I denne studien er det motsatt tilfelle, at skråning fanger opp mer av variasjonen enn kurvatur. Det er kun data i en liten del av skråningsgradienten i denne studien (se Figur 14), hvilket gjør videre tolkning i de flateste og de bratteste områdene vanskelig. Det er likevel grunnlag for å si at stortaren brer seg utover et relativt flatt og svakt skrånende terreng.

5.1.7 Interaksjonen mellom bølgeeksponering og strømstyrke

Den sjette viktigste faktoren for variasjon i tetthet av stortare var interaksjonen mellom bølgeeksponering og strømstyrke (Figur 17). Kregting et al. (2013) fant ingen direkte effekt av samlet vannbevegelse på vekstrate til blad og stilk, men foreslo at effekten av vannbevegelsene burde undersøkes isolert. Tidligere studier indikerer at bølger og strøm er vannbevegelser som virker forskjellig på stortarens morfologi (Bekkby et al., 2014), der høy strømstyrke ga tykkere stilk og kraftigere festeorgan. Bølger hadde større effekt enn strøm og strøm hadde mer effekt ved lave enn ved høye verdier av bølgeeksponering. I tillegg var lengden på stilken påvirket av bølger, men ikke av strøm. Det er tydelig i denne studien at bølger og strøm er vannbevegelser som virker forskjellig også på variasjon i tetthet av stortare. Som forventet er det mye tare ved lav strømstyrke og høy eksponering, og ingen forekomst av tett tareskog i beskyttede områder uansett strømstyrke. I beskyttede, strømrrike sund ble det i felt observert fastsittende, filterfødende fauna som blåskjell og dødmannshånd. Dette impliserer at konkurranse kan være involvert, men økt strømstyrke kan også virke negativt på rekrutteringen av nye individer (Rinde et al., 2014). Bølger er stokastiske og beveger på bladene, mens strømmen beveger hele vannmassen periodisk og denne studien underbygger at disse vannbevegelsene også påvirker variasjon av tetthet av stortare.

En interessant observasjon i denne studien er at den negative effekten av strømstyrke slår inn i middels eksponerte områder og minker sannsynligheten for tett tareskog der det ellers er tilstrekkelig eksponert. Dette kan ha en sammenheng med at for mye vannbevegelse kan virke negativt på stortaren ved å gi problemer med feste eller avriving av hele planter og plantedeler. En forklaring på observert mønster, der gjennomsnittlig strømstyrke for tett tareskog er lavest av alle tetthetsklassen (Appendiks 1), kan også skyldes naturgitte forhold. Stortaren forekommer i middels eksponerte og eksponerte områder og naturgitte forhold tilsier at de mest eksponerte områdene befinner seg ut mot det åpne havet. Disse områdene er ikke påvirket av

tidevannsstrømmer i like stor grad som de mer beskyttede områdene. Der vil bunnforhold, skjær, øyer og andre hindringer kunne lage stor strøm ved flo og fjære. Det kan altså være at behovet stortaren har for bølgeaktivitet ikke sammenfaller med områder der strømstyrken er høyest og at kombinasjonen med høy strømstyrke og høy bølgeeksponering rett og slett ikke finnes. Dette reflekterer at det ikke er noe data i dette området (Figur 17).

5.1.8 Kurvatur

I denne studien hadde kurvatur minst betydning. Tett tareskog hadde jevn middels sannsynlighet for å forekomme over alle verdiene i denne studien, med en svak nedgang med økende positive verdier, altså mot topper i terrenget. Det mangler data i områder utenfor -20-25 m og det er vanskelig å tolke noe utenfor dette. Tidligere undersøkelser har funnet at kurvatur har vært miljøvariabelen som har forklart nest mest etter dyp (Bekkby et al., 2009), men med et større beregningsvindu. Mest sannsynlig var denne terrengvariabelen et *proxy* for substrat, der tilstedeværelse av tare økte der terrenget gikk fra å være basseng, som ofte har bløtbunn, mot en terrengetopp, som ofte er hardbunn. Tilsvarende ble funnet av Rinde et al. (2014) forklart med bedre lysbetingelser og passende substrat på terrengetoppene, i motsetning til bassengene (ofte bløtbunn).

En forklaring på at tettheten av stortare avtar mot terrengetoppene i denne studien kan være at alle observasjonene er gjort på hardbunn, noe som gjør at kurvatur ikke er et *proxy* for substrat som i de tidligere studiene, men fungerer som en gradient i seg selv. Siden de dypeste bassengene ofte har bløtbunn, og disse observasjonene ble ekskludert fra datasettet, er det tydelig at skråning har vært en bedre forklaringsvariabel for terrengforholdene i denne studien. En annen forklaring er at topper i terrenget også kan være grunner som vil stikke opp, og dermed bli eksponert for høyere vannbevegelse, noe som gjør forekomsten av tare mer glissen (Figur 12a og b). Observerte effekt i denne studien kan altså skyldes at kurvatur fanger opp finskala strømforhold. I tillegg er en svakhet med kurvaturberegningene at verdiene regnes ut som gjennomsnittet av nabolaget, noe som medfører at punkter som ligger midt i en skråning vil bli null og oppført som flatt substrat. Dette vil skråningsmodellen fange opp på en bedre måte.

5.2 Andre faktorer som kan påvirke variasjon i tetthet av tareskog

I studien til Rinde et al. (2014) var salinitet den nest viktigste faktoren for gjenvekst. Rinde et al. (2014) forklarer dette med at det er koblingen mellom ytre eksponerte områder og høyere salinitet som gir bedre vekstforhold for stortaren. I denne studien ble salinitet ekskludert fra den beste modellen. Forklaring på dette kan være at modellen for salinitet var for grov, at det var lite variasjon i studieområdet for salinitetsverdiene (35.6-35.7) og at alle verdiene lå innenfor stortarens toleransegrense for salinitet (Kain, 1971).

Taretråling vil selvsagt påvirke tettheten av tareskog og datasettet i denne studien ble testet mot år etter tråling for å undersøke eventuell innvirkning av denne faktoren, men det var ingen signifikant effekt, noe som indikerer at innsamling av data har blitt gjort på tidspunkter og steder som ikke har vært betydelig påvirket av tarehøsting.

Andre faktorer som kan påvirke tetthet av stortare er tilgang på næringsstoffer og oppløste gasser (Graham et al., 2016). I tillegg er det biologiske interaksjoner slik som konkurranse, gressing og predasjon (Rinde et al., 2014). Også menneskeskapt påvirkninger slik som klimaendringer, eutrofiering, overfiske og høsting har en effekt på stortarens vekst (Smale et al., 2013).

5.3 Svakheter

Regionene Troms, Finnmark og deler av Nordland ble ekskludert fra datasettet for å unngå kråkebollebeitede områder. Dette gjøres fordi det er ønsket å undersøke effekten av ikke-biologiske miljøforhold. At studien er basert på data der det ble bestemt at områder nedbeitet av kråkeboller ikke skulle inngå i analysen, kan ha medført at de mest ekstreme verdiene for blant annet temperatur har blitt ekskludert. Dette gjør overføringsverdien utover studieområdet begrenset.

En svakhet ved innsamling fra båt er at båten kan drive bort fra det egentlige punktet på GPSen. Dette kan gi unøyaktighet i dataene da denne registreringen bestemmer hvilke miljøvariabelverdier som knyttes til punktet. Ettersom denne forflytningen ikke er stor nok til å forflytte punktet ut i neste raster-celle (25x25 m) kan viktigheten av dette diskuteres.

En antakelse for de fleste statistiske modeller inkludert CLM som er brukt i denne studien, er at det skal være uavhengighet mellom dataene. Et problem som ofte oppstår ved innsamling av

data over et geografisk område er spatial autokorrelasjon (Legendre, 1993). Dette innebærer at det er romlig avhengighet i dataene. Antoine Guisan et al. (2006) problematiserer autokorrelasjon som en viktig, men ignorert faktor i prediksjon-og modelleringsarbeid. Det finnes flere måter å løse dette problemet på. Et grep som ble gjort for å ta høyde for autokorrelasjon i denne studien var å inkludere romlig struktur i analysene i form av X- og Y- koordinater. Dette er ansett for å bedre prediksjonene for ikke-lineære metoder (Legendre, 1993). I denne studien hadde autokorrelasjon betydning for resultatene. Dett var forventet ettersom individer i naturen sjeldent oppfører seg tilfeldig eller uniformt, og det samme gjelder for miljøvariablene (Legendre, 1993). Autokorrelasjon er en svakhet, men fordi den er inkludert i analysene antas ikke denne faktoren å føre til feilaktige konklusjoner.

Temperatur er korrelert med salinitet (-0.42). Når temperaturen øker så avtar saliniteten. Det kan derfor virke som at temperatur blir en indikator på indre-ytre-variasjon som også inkluderer salinitet. Dette må ses i sammenheng med bølgeeksponering. Det har kommet frem at det er mindre tare i beskyttede områder (Figur 11a og 11b), noe som er typisk inne i fjorder. I tillegg er det en positiv korrelasjon mellom bølgeeksponering og salinitet og en negativ korrelasjon mellom bølgeeksponering og temperatur. I ytre eksponerte områder er det da høy salinitet, lav temperatur og høy bølgeeksponering og i indre fjorder er det omvendt. Denne samvariasjonen gjør det problematisk å skille effekten av disse faktorene fra hverandre i forklaringen av variasjon i stortarens tetthet.

Strømmodellen som ble brukt i denne studien regnes som grov. Den har en oppløsning på 800 m som vil si at hver rute i rutenettet er 800x800 m. For enkelte områder er det utviklet modeller med høyere oppløsning, men NorKyst800 ble valgt for å få et heldekkende datasett. Denne oppløsningen simulerer godt for temperatur, salinitet og strøm i åpne havområder, men i de grunneste områdene vil en slik modell ikke kunne fange opp småskala forhold for disse parameterne.

Dybdemodellen fra kartverket har 25 m oppløsning som er bedre enn strømmodellen, men også denne er relativt grov. Skråning og kurvatur er avledet fra denne og kvaliteten på disse miljøvariablene blir påvirket av dette ved upresise eller ingen verdier der dybdemodellen er dårlig. Dette er tilfellet for de grunneste punktene som igjen henger sammen med at ytterkanten av modellområder ofte kan være dårlig beskrevet. Grovheten på modellen gjør det vanskelig å si noe om småskala strømforhold, noe som kurvatur kan indikere ved høy nok oppløsning. I dette datasettet var det spesielt dårlig i Trondheimsfjorden med kanteffekter inn mot land.

Lysmodellen var i utgangspunktet med 250 m oppløsning, men ble matet inn i dybdemodellen, noe som gir en ytterligere svakhet. Modellen for bølgeeksponering er basert på strøklengde vindretning, stryke og frekvens, men siden dette er en gjennomsnittsmoell vil ikke disse verdiene matche forholdene på tidspunktet eller året da dataene ble samlet inn, men sier heller noe om det jevne trykket av vindstyrke i ulike himmelretninger i et gitt område.

En annen faktor som kan ha medført at de miljøfaktorene på stor skala ikke fikk så stor betydning i denne studien er at slike grove modeller ikke nødvendigvis fanger opp det som skjer lokalt, og det er lokale forhold som er viktig for den enkelte plante på et gitt sted. Salinitet og temperatur og strømstyrke er alle på stor-skala format og ingen av de tre variablene var spesielt betydningsfulle i forklaringen av variasjon i tetthet av tareskog. Dette understreker viktigheten av skala og for fremtidige undersøkelser hadde det forbedret resultatene og flere detaljer ville kunne fanges opp dersom det ble utviklet en heldekkende moell med høyere oppløsning.

6 Konklusjon

Variasjon i tetthet av stortareskog ble i min studie best forklart ved feltregistrert dyp, etterfulgt av bølgeeksponering, interaksjonen mellom bølger og dyp, strømstyrke, temperatur, interaksjonen mellom bølgeeksponering og strømstyrke og, til sist, terrengets kurvatur. Feltregistrert dyp var i denne studien direkte knyttet til observasjonspunktene og hadde dermed mindre usikkerhet knyttet til seg enn de modellerte miljøvariablene.

Tett stortareskog vokser på grunna og tettheten av tare avtar med dyp ned mot en nedre voksegrense på ~30 meter. Den tette tareskogen befinner seg i middels bølgeeksponerte og eksponerte områder med svak skråning. Denne studien bekrefter med dette flere tidligere funn gjort på effekten av disse miljøvariablene.

Sannsynligheten for tett tareskog er større i bølgeeksponerte områder enn i beskyttede områder. Effekten av bølgeeksponering på tettheten av tare varierer med dypet, mest sannsynlig fordi forholdene for taren blir bedre på middels dyp når bølgene beveger taren og gir bedre tilgang til lys. Når det blir dypere avtar bølgene og påvirker dermed ikke taren. Tettheten av tare avtok med strømstyrke, men fikk først en negativ effekt i områder der det ellers er relativt bølgeeksponert.

Det er høyere sannsynlighet for forekomst av tett tareskog i flatt terreng og i forsenkninger enn på topper. Dette er antageligvis fordi kurvatur fanget opp småskala strømforhold, og at flate områder og forsenkninger har lavere strømhastighet, og dermed høyere tetthet av tare, enn topper.

Bruk av GIS-modeller for å studere stortare kan gi nyttig informasjon om hvilke miljøfaktorer som påvirker vekst, utbredelse og, som jeg har sett på i denne studien, tetthet av tare. Fordelen med modellene er at de er heldekkende. De kan gi informasjon for større områder der det ellers ville vært praktisk og økonomisk vanskelig å samle inn tilsvarende mengde informasjon manuelt (i felt). Ulempen med å benytte en modelltilnærming er at modellene gjerne er grove og har dermed stor usikkerhet knyttet til seg både i tid om rom.

Temperatur, salinitet og strømstyrke var forventet å ha regional effekt, i og med at dette er faktorer som varierer langs nord-sør-aksen, samt å variere langs en indre-ytre gradient (koblet til ferskvannsavrenning og terrengforhold). Dette er det indikasjon på i resultatene, men samvariasjon mellom salinitet, temperatur og bølgeeksponering gjør det vanskelig å skille effekten av disse miljøfaktorene på tettheten av tare.

Stortareskogen tilbyr økosystemtjenester på mange nivåer. Dette økosystemet er det viktig å få kunnskap om både for å kunne verne om det biologiske mangfoldet det huser, og for å kunne utnytte disse ressursene i en tid der den «blå skogen» kan være en del av løsningen på økende befolkningsvekst og matmangel. Interessen er stor for å undersøke hvilke forhold som fremmer vekst av tareskog, slik at det er mulig å utnytte områder der produksjonen og tettheten er høy og gjenvekst etter høsting, storm og andre endringer går raskt. Dette må imidlertid balanseres mot vern av områder med høy produksjon og diversitet av tilknyttede arter, som er spesielt viktige som oppvekst- og beiteområder for mange arter.

Funnene i denne studien kan være et viktig bidrag til videre arbeid kartlegging og modellering av denne arten. I tillegg kan disse funnene være relevant for riktig forvaltning av stortare i Norge. For mer detaljert og presis kunnskap er det nødvendig å skaffe høyoppløselige heldekkende GIS-modeller for miljøvariablene, samt utføre en validering av modellen med uavhengige felldata.

Litteraturliste

- Abdullah, M., & Fredriksen, S. (2004). Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84:887-894. doi: 10.1017/S002531540401015Xh
- Abdullah, M. I., Fredriksen, S., & Christie, H. (2017). The impact of the kelp (*Laminaria hyperborea*) forest on the organic matter content in sediment of the west coast of Norway. *Marine Biology Research*, 13(2), 151–160. doi: 10.1080/17451000.2016.1240369
- Agresti, A. (2013). *Categorical Data Analysis* (3. utg.). New Jersey: John Wiley & Sons.
- Albretsen, J., Sperrevik, A. K., Staalstrøm, A., Sandvik, A. D., Vikebø, F., & Asplin, L. (2011). NorKyst-800 Rapport nr. 1: Brukermanual og tekniske beskrivelser. *Fisken og havet* 2, Bergen. 46 sider.
- Andersen, G. S. (2018, 14 mai). Stortare. Hentet fra <https://snl.no/stortare>
- Araújo, R., Assis, J., Aguillar, R., Airoidi, L., Bárbara, I., Bartsch, I., Sousa-Pinto, I. (2016). Status, trends and drivers of kelp forests in Europe: an expert assessment. *Biodiversity and Conservation*, 25(7), 1319–1348. doi: 10.1007/s10531-016-1141-7
- Araújo, R., Sousa-Pinto, I., Bárbara, I., & Quintino, V. (2006). Macroalgal communities of intertidal rock pools in the northwest coast of Portugal. *Acta Oecologica*, 30(2), 192–202. doi: 10.1016/j.actao.2006.04.002
- Assis, J., Lucas, A. V., Bárbara, I., & Serrão, E. Á. (2016). Future climate change is predicted to shift long-term persistence zones in the cold-temperate kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Environmental Research*, 113, 174–182. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.11.005
- Barto'n, K. (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4. <https://CRAN.R-project.org/package=MumIn>.
- Bekkby, T., Angeltveit, G., Gundersen, H., Tveiten, L., & Norderhaug, K. M. (2015). Red sea urchins (*Echinus esculentus*) and water flow influence epiphytic macroalgae density. *Marine Biology Research*, 11(4), 375–384. doi: 10.1080/17451000.2014.943239
- Bekkby, T., Bodvin, T., Bøe, R., Moy, F. E., Olsen, H., & Rinde, E. (2011a). Nasjonalt program for kartlegging og overvåkning av biologisk mangfold - marint. Sluttrapport for perioden 2007-2010 (No. L.NR. 6105-2011) (s. 31).
- Bekkby, T., & Moy, F. (2011b). Developing spatial models of sugar kelp (*Saccharina latissima*) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak. *Estuar Coast Shelf sci* 95:477-483. doi: 10.1016/j.ecss.2011.10.029

- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., & Bakkestuen, V. (2009). Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES Journal of Marine Science*, 66(10), 2106–2115.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp195>
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isachsen, P. E. (2008). Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. *ICES Journal of Marine Science*, 65(7), 1093–1101. doi: 10.1093/icesjms/fsn095
- Bekkby, T., Rinde, E., Gundersen, H., Norderhaug, K. M., Gitmark, J., & Christie, H. (2014). Length, strength and water flow: relative importance of wave and current exposure on morphology in kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Ecology Progress Series*, 506, 61–70.
- Bolton, J. J., & Lüning, K. (1982). Optimal growth and maximal survival temperatures of Atlantic *Laminaria* species (Phaeophyta) in culture. *Marine Biology*, 66(1), 89–94. doi: 10.1007/BF00397259
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York, NY.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., Huyvaert K. (2011). AIC-model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background observations and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65:23-35
- Christensen, R. H. (2015). ordinal - Regression Models for Ordinal Data. R package version 2015.6-28.
<http://www.cran.r-project.org/package=ordinal/>.
- Christie, H., Fredriksen, S., & Rinde, E. (1998). Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *Hydrobiologia*, 375(0), 49–58. doi: 10.1023/A:1017021325189
- Christie, H., Jørgensen, N. M., Norderhaug, K. M., & Waage-Nielsen, E. (2003). Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria Hyperborea*) along the Norwegian Coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83(4), 687–699. doi: 10.1017/S0025315403007653h
- Christie, H., Rinde, E., Moy, F. E., & Bekkby, T. (2014). Hva bestemmer egenskaper og økologisk funksjon i ålegrasenger? (Prosjektrapport No. 6747–2014). NIVA.
- Dahl, Einar. (2010). Oversikt over økosystem kystsoner. I: Gjøsæter, H., Haug, T., Hauge, M., Karlsen, Ø., Knutsen, J. A., Røttingen, I., Skilbrei, O., Sunnset, B. H (red.) *Havforskningsrapporten 2010. Fisken*

- og havet, særnr. 1-2010. s. 51-52. Hentet fra
https://www.imr.no/filarkiv/2010/07/havforskningsrapport2010_web.pdf/nb-no
- Davies, C., Moss, D., & Hill, M. (2004). EUNIS habitat classification revised 2004.
- Dudhia, J. (1993). A Nonhydrostatic Version of the Penn State–NCAR Mesoscale Model: Validation Tests and Simulation of an Atlantic Cyclone and Cold Front. *Monthly Weather Review*, 121(5), 1493–1513. doi: 10.1175/1520-0493(1993)121<1493:ANVOTP>2.0.CO;2
- Eckman, J. C., Duggins, D. O., & Siddon, C. E. (2003a). Current and wave dynamics in the shallow subtidal: implications to the ecology of understory and surface-canopy kelps. *Marine Ecology Progress Series*, 265, 45–56.
- Eckman, J., Siddon, C., & Klinger, T. (2003b). Population, morphometric and biomechanical studies of three understory kelps along a hydrodynamic gradient. doi.10.3354/meps265057
- EMODnet (2016, 12 juni). Annual report. Hentet fra
www.emodnet.eu/sites/emodnet.eu/files/public/annual_report_2016/booklet_emodnet_Annual_report_1_June_2017_print_web_144dpi.pdf
- Gitmark, J., Christie, H., Fagerli, C. W., Kile, M. R. (2016). Høstundersøkelser av makroalgesamfunn ved utvalgte lokaliteter Rogaland og Sogn og Fjordane (Rapport nr. M-640). Oslo: Miljødirektoratet.
- Gorman, D., Bajjouk, T., Populus, J., Vasquez, M., Ehrhold, A. (2012). Modeling kelp forest distribution and biomass along temperate rocky coastlines. *Marine Biology*, 160(2), 309-325.
- Graham, L. E., Graham, J. M., & Wilcox, L. W. (2016). *Algae* (Utg. 3). Madison: LJLM Press.
- Guisan, A., Lehmann, A., Ferrier, S., Austin, M., Overton, J. M. C., Aspinall, R., & Hastie, T. (2006). Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 386–392. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01164.x
- Gundersen, H., Bryan, T., Chen, W., Moy, F. E., Sandman, A. N., Sundblad, G., Walday, M. G. (2016). *Ecosystem Services: In the Coastal Zone of the Nordic Countries* (Rapport nr. 1–2016:552). København: Nordisk Ministerråd. doi: 10.6027/TN2016-552
- Gundersen, H., Christie, H., de Wit, H., Norderhaug, K. M., Bekkby, T., & Walday, M. G. (2011). *Utredning om CO2-opptak i marine naturtyper* (Rapport nr. 6070–2010). Oslo: NIVA.
- Haidvogel, D. B., Arango, H., Budgell, W. P., Cornuelle, B. D., Curchitser, E., Di Lorenzo, E., Wilkin, J. (2008). Ocean forecasting in terrain-following coordinates: Formulation and skill assessment of the

- Regional Ocean Modeling System. Predicting weather, climate and extreme events, 227(7), 3595–3624. doi: 10.1016/j.jcp.2007.06.016
- Havforskningsinstituttet (2018, 12 juni). Stortare. Hentet fra
www.imr.no/temasider/alger/tang_og_tare/stortare/nb-no
- Isæus, M. (2004). Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Doktogradsavhandling. Universitetet i Stockholm, Sverige: Institutt for botanikk. 40 sider.
- Isæus, M., & Rygg, B. (2005). Wave exposure calculations for the finnish coast (Rapport nr. 5070). Oslo: NIVA. 24 sider.
- Isæus, M., & Wijkmark, N. (2010). Wave exposure calculations for the Baltic Sea (Report nr. 2010:2). AquaBiota Water Research.
- Kain, J. M. (1962). Aspects Of the biology of *Laminaria hyperborea* I. Vertical distribution. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 42(2), 377–385. doi: 10.1017/S0025315400001363
- Kain, J. M. (1971). Synopsis of Biological data on *Laminaria hyperborea*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Kain, J. M. (1989). The Seasons in the Subtidal. British Phycological Journal, (24:3), 203–215. doi:10.1080/00071618900650221
- Kain, J. M., & Jones, N. S. (1964). Aspects of the Biology of *Laminaria Hyperborea* III. Survival and Growth of Gametophytes. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 44(2), 415–433. doi: 10.1017/S0025315400024929
- Kain, J. M., & Jones, N. S. (1975). The biology of *Laminaria hyperborea* VII. Reproduction of the sporophyte. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 55(3), 567–582. doi: 10.1017/S0025315400017264
- Kock, N., & Lynn, G. (2012). Lateral Collinearity and Misleading Results in Variance-Based SEM: An Illustration and Recommendations. Journal of the Association for Information Systems, 13(7), 546–580.
- Kregting, L., Blight, A., Elsåber, B., & Savidge, G. (2013). The influence of water motion on the growth rate of the kelp *Laminaria hyperborea*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 448, 337–345. doi: 10.1016/j.jembe.2013.07.017

- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, 74(6), 1659–1673. doi: 10.2307/1939924
- Lüning, K. (1980). Critical levels of light and temperature regulating the gametogenesis of three *Laminaria* species (*phaeophyceae*). *Journal of Phycology*, 16(1), 1–15. doi: 10.1111/j.1529-8817.1980.tb02992.x
- Marstein, A. C. (1997). Epiphytic algae on kelp stipes from Vega - an area with varying densities of sea urchins. *Blyttia* 55:123-129.
- McFadden, D. (1973). Conditional logit analysis of qualitative choice of behaviour. *Frontiers in Econometrics*. Academic press: New York. Side 105-142.
- McFadden, D. (1979). Qualitative Methods for Analyzing Travel Behaviour on Individuals: Some Recent Developments. In Henscher, D. A. & Stopher, P. R. (Red.), *Behavioural Travel Modelling*. Croom Helm. S. 306.
- Norderhaug, K. M., Christie, H., Rinde, E., Gundersen, H., & Bekkby, T. (2014). Importance of wave and current exposure to fauna communities in *Laminaria hyperborea* kelp forests. *Marine Ecology Progress Series*, 502, 295–301.
- Pedersen, M. F., Nejrup, L. B., Fredriksen, S., Christie, H., & Norderhaug, K. M. (2012). Effects of wave exposure on population structure, demography, biomass and productivity of the kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Ecology Progress Series*, 451, 45–60.
- R Development Core Team. (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rinde, E., & Sjøtun, K. (2005). Demographic variation in the kelp *Laminaria hyperborea* along a latitudinal gradient. *Marine Biology*, 146(6), 1051–1062. doi: 10.1007/s00227-004-1513-5
- Rinde, E., Christie, H., Fagerli, C. W., Bekkby, T., Gundersen, H., Norderhaug, K. M., & Hjermmann, D. Ø. (2014). The Influence of Physical Factors on Kelp and Sea Urchin Distribution in Previously and Still Grazed Areas in the NE Atlantic. *PLoS ONE*, 9(6), e100222. doi: 10.1371/journal.pone.0100222
- Schaffelke, B., & Lüning, K. (1994). A circannual rhythm controls seasonal growth in the kelps *Laminaria hyperborea* and *L. digitata* from Helgoland (North Sea). *European Journal of Phycology*, 29(1), 49–56. doi: 10.1080/09670269400650471
- Schoschina, E. V. (1997). On *Laminaria hyperborea* (*Laminariales, phaeophyceae*) on the murman coast of the barents sea. *Sarsia*, 82(4), 371–373. doi: 10.1080/00364827.1997.10413663

- Seoane-Camba, J. (1966). Las *laminarias* de España y su distribución. Publicaciones técnicas de la Junta de Estudios de Pesca, 5, 425–436.
- Shchepetkin, A. F., & McWilliams, J. C. (2005). The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Modelling*, 9(4), 347–404. doi: 10.1016/j.ocemod.2004.08.002
- Sivertsen, K. (1997). Geographic and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(12), 2872–2887. doi: 10.1139/f97-186
- Sjötun, K., & Fredriksen, S. (1995). Growth allocation in *Laminaria hyperborea* (*Laminariales*, *Phaeophyceae*) in relation to age and wave exposure. *Marine Ecology Progress Series*, 126, 213–222.
- Sjötun, K., Fredriksen, S., & Rueness, J. (1996). Seasonal growth and carbon and nitrogen content in canopy and first-year plants of *Laminaria hyperborea* (*Laminariales*, *Phaeophyceae*). *Phycologia*, 35, 1–8.
- Sjötun, K., Fredriksen, S., & Rueness, J. (1998). Effect of canopy biomass and wave exposure on growth in *Laminaria hyperborea* (*Laminariaceae*: *Phaeophyta*). *European Journal of Phycology*, 33(4), 337–343.
- Smale, D. A., Burrows, M., Evans, A., King, N., Sayer, M., Yunnice, A., & Moore, P. (2016). Linking environmental variables with regional-scale variability in ecological structure and standing stock of carbon within UK kelp forests. *Marine Ecology Progress Series*, 542, 79–95.
- Smale, D. A., Burrows, M. T., Moore, P., O'Connor, N., & Hawkins, S. J. (2013). Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. *Ecology and Evolution*, 3(11), 4016–4038. doi: 10.1002/ece3.774
- Smale, D., & Vance, T. (2015). Climate-driven shifts in species' distributions may exacerbate the impacts of storm disturbances on North-east Atlantic kelp forests. *Marine and Freshwater Research*, 67(1) 65-74. doi: 10.1071/MF14155
- Steen, H. (2015). Stortare. I: Bakketeig I. E., Gjørseter H., Hauge M., Sunnset B. H., Toft K.Ø (red.) Havforskningsrapporten 2015. Fisken og havet, særnr. 1-2015. s. 195. Hentet fra http://www.imr.no/filarkiv/2015/03/stortare_2015.pdf/nb-no
- Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., & Tegner, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29(4), 436–459. doi: 10.1017/S0376892902000322

- Vannportalen (2016, 12 juni). Økoregioner og typologi. Hentet fra www.vannportalen.no/tema-a-a11/kystvann/ny-okoregioner-og-typologi/
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-287-95457-0
- Wei, T., & Simko, V. (2017). R package «corrplot»: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>.
- Whittick, A. (1983). Spatial and temporal distributions of dominant epiphytes on the stipes of *Laminaria hyperborea* (Gunn.) Fosl. (*Phaeophyta:Laminariales*) in S.E. Scotland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 73(1), 1–10. doi: 10.1016/0022-0981(83)90002-3
- Wickham, H. (2009). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Økland, R. H., Rydgren, K., & Økland, T. (2003). Plant species composition of boreal spruce swamp forests: closed doors and windows of opportunity. *Ecology*, 84(7), 1909–1919. doi: 10.1890/0012-9658(2003)084[1909:PSCOBS]2.0.CO;2

Appendiks

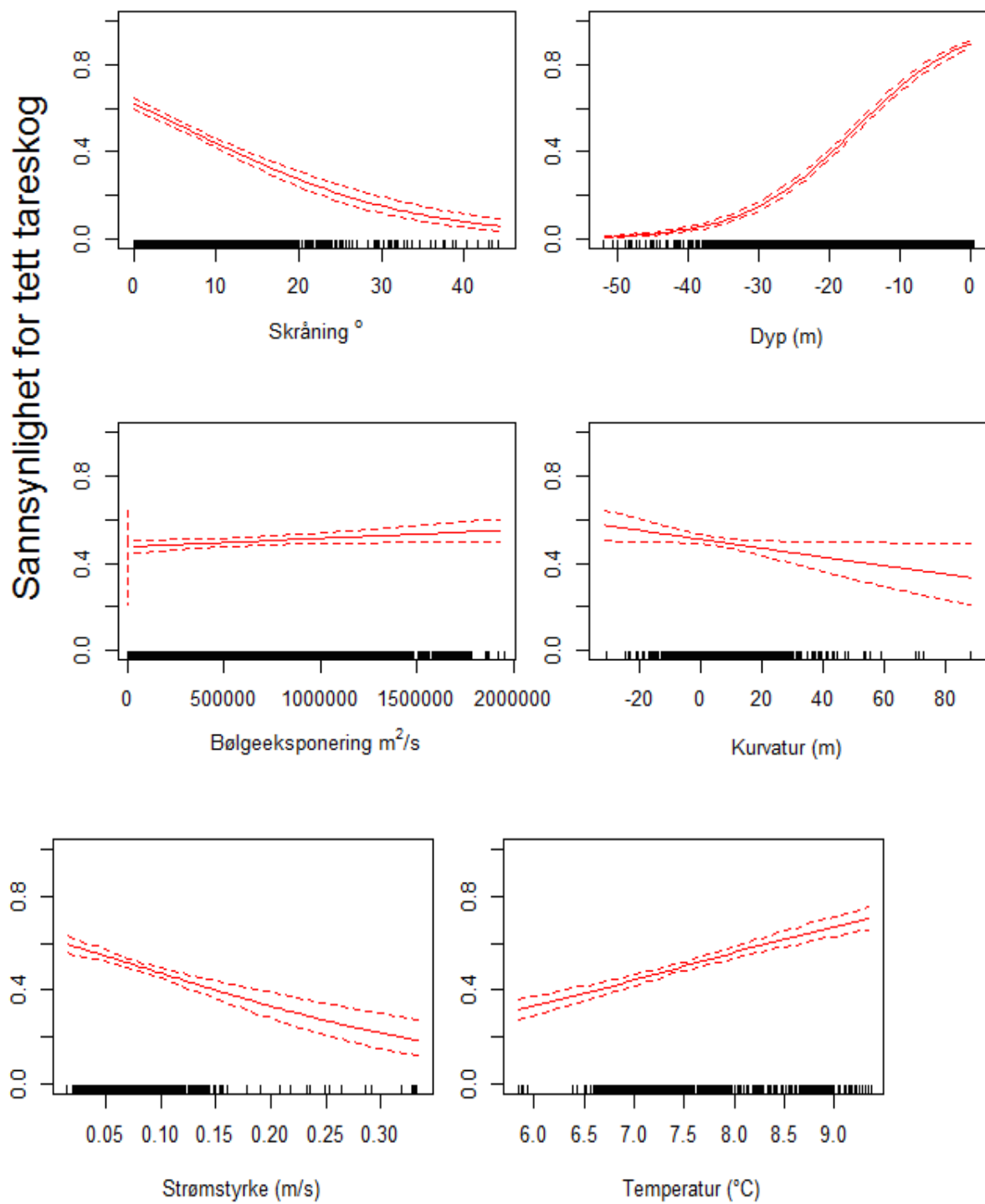
Appendiks 1

Tabell 6 viser gjennomsnittsverdien og standardavviket av rådata for alle miljøvariablene for tetthetsklassene (1, 2 og 3) og fravær (0).

Tetthetsklasse		0	1	2	3
Dyp (m)	Gjennomsnitt	-23.9	-19.6	-17.6	-11.8
	SD	12.8	7.7	7.2	5.7
	minimum	-52.0	-33.5	-35.6	-31.8
	maksimum	0.4	-0.2	0.0	0.6
Skråning (°)	Gjennomsnitt	9.2	7.9	6.3	5.6
	SD	8.0	7.0	5.5	4.8
	minimum	0.15	0.06	0.02	0.001
	maksimum	44.2	43.1	30.8	31.1
Lysforhold	Gjennomsnitt	3.4	2.9	4.1	5.8
	SD	6.4	4.9	6.0	6.5
	minimum	0.0000063	0.0025352	0.0064596	0.0003154
	maksimum	30.3	28.6	28.8	29.3
Kurvatur (250) (m)	Gjennomsnitt	1.8	2.5	2.5	1.8
	SD	6.5	5.4	5.2	3.9
	minimum	-21.3	-11.4	-16.8	-10.9
	maksimum	34.8	24.2	24.7	24.2
Kurvatur (500) (m)	Gjennomsnitt	5.0	6.2	5.8	4.5
	SD	12.2	10.9	9.5	6.8
	minimum	-30.6	-20.9	-24.7	-23.5
	maksimum	72.8	88.1	70.3	46.9
Kurvatur (1000) (m)	Gjennomsnitt	10.3	12.4	11.1	9.5
	SD	19.9	18.3	16.3	12.3
	minimum	-42.4	-23.2	-28.6	-40.1
	maksimum	144.4	145.1	121.8	87.5
Bølgeeksponering (m ² /s)	Gjennomsnitt	552211.3	640899.5	696429.0	620806.2
	SD	521544.2	508681.6	501417.8	456090.7
	minimum	2356	3901	7849	3942
	maksimum	1922462	1855818	1775813	1952647
Strøm, gjennomsnitt (m/s)	Gjennomsnitt	0.09	0.08	0.08	0.077
	SD	0.5	0.04	0.04	0.03
	minimum	0.015	0.019	0.023	0.020
	maksimum	0.33	0.33	0.33	0.328
Strøm, 90 persentilen (m/s)	Gjennomsnitt	0.16	0.15	0.15	0.14
	SD	0.09	0.07	0.07	0.05
	minimum	0.028	0.033	0.046	0.034
	maksimum	0.63	0.63	0.62	0.62
Salt, gjennomsnitt (PSU)	Gjennomsnitt	34.9	34.9	34.9	34.9
	SD	0.31	0.27	0.29	0.28
	minimum	33.1	34.0	34.0	34.0
	maksimum	35.5	35.5	35.5	35.2

Salt, persentilen (PSU)	90	Gjennomsnitt	35.2	35.3	35.3	35.2
		SD	0.21	0.17	0.17	0.16
		minimum	33.6	34.6	34.6	34.7
		maksimum	35.6	35.7	35.6	35.7
Temp, gjennomsnitt (°C)		Gjennomsnitt	7.3	7.5	7.4	7.6
		SD	0.67	0.65	0.66	0.69
		minimum	5.8	5.9	6.5	6.4
		maksimum	9.4	9.3	9.3	9.3
Temp, persentilen (°C)	90	Gjennomsnitt	9.6	9.6	9.9	10.4
		SD	2.4	2.3	2.4	2.6
		minimum	6.9	6.5	6.9	7.0
		maksimum	16.5	16.4	16.5	16.5

Appendiks 2



Appendiks 3

```
title: "Rocky"
author: "Cecilie"
date: "27 3 2018"
output: html_document
#Leser inn dataene og undersøker datasettet
minedata <- read.table('Tareskog.csv', header=TRUE, sep = ';', dec = ',')
head(minedata)
str(minedata)
names(minedata)
#R-biblioteker
library(stats)
library(stats)
library(ggplot2)
library(corrplot)
library(Hmisc)
library(dplyr)
library(car)
library(ordinal)
library(MuMIn)
library(MASS)
#Regner ut sd + gjennomsnitt for alle miljøvariabler
grouped.data <- group_by(minedata, LHD3klasse)
means <- data.frame(summarize_all(grouped.data, mean))
standardavvik <- data.frame(summarize_all(grouped.data, sd))
#Regner min og max for alle miljøvariabler. Her vist med et eksempel
dyp.min <- with(minedata, tapply(FinDepthNeg, LHD3klasse, min))
dyp.max <- with(minedata, tapply(FinDepthNeg, LHD3klasse, max))
#korrelasjonsplot
prediktorer <- data.frame(minedata$FinDepthNeg, minedata$Slope, minedata$Xdes,
minedata$X..Ydes, minedata$curv500, minedata$curv250, minedata$curv1000,
minedata$SWMtot, minedata$wspdmean, minedata$wspd90pc, minedata$salmean,
minedata$sal90pc, minedata$temp90pc, minedata$tempmean, minedata$bedpar)
cor(prediktorer, use = "complete.obs")
M <- cor(prediktorer)
corrplot(M, method = "number")
#Ser at 90 percentilene og gjennomsnittet av henholdsvis salinitet, temperatur og
strøm korrelerer så mye at en av de respektive må fjernes. Det samme gjelder for de
ulike beregningsvinduene for kurvatur (250, 500 og 1000). Velger ut varianter av
salt, strøm, temperatur og kurvatur ved lavest AIC verdi

m1 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ tempmean, data = minedata)
summary(m1) # AIC er 6056.61
m2 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ temp90pc, data = minedata)
summary(m2) #AIC er 6071.49
m3 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ salmean, data=minedata)
summary(m3) #6120.87
m4 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ sal90pc, data = minedata)
summary(m4) # 6121.60
m5 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ wspdmean, data = minedata)
summary(m5) #6092.91
m6 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ wspd90pc, data = minedata)
summary(m6) #6093.84
m7 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ curv250, data=minedata)
summary(m7) # 6125.97
m8 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ curv500, data = minedata)
summary(m8) #6122.38
m9 <- clm(as.factor(LHD3klasse) ~ curv1000, data = minedata )
summary(m9) #6122.62
#Går videre med temp(mean), saliniet (90pc), kurvatur(500) og strøm(mean) på
grunnlag av lavest AIC-verdi.

#Skalerer alle miljøvariablene variablene til å bli symmetriske og med
gjennomsnittsverdier lik 0 og standard avvik lik 1, i tråd med anbefalingene til
```

```

Økland et al. 2003, og ved bruk av funksjonen scale. Manuell standardiserings
formel er:  $(x - \text{mean}(x)) / \text{sd}(x)$ .
scaled.dyp <- scale(minedata$FinDepthNeg)
scaled.slope <- scale(minedata$Slope)
scaled.lys <- scale(minedata$bedpar)
scaled.kurv250 <- scale(minedata$curv250)
scaled.kurv500 <- scale(minedata$curv500)
scaled.kurv1000 <- scale(minedata$curv1000)
scaled.bolge <- scale(minedata$SWMtot)
scaled.strommean <- scale(minedata$wspdmean)
scaled.strompc <- scale(minedata$wspd90pc)
scaled.saltmean <- scale(minedata$salmean)
scaled.salpc <- scale(minedata$sal90pc)
scaled.tempemean <- scale(minedata$tempmean)
scaled.temppc <- scale(minedata$temp90pc)
scaled.utmX <- scale(minedata$UTMX)
scaled.utmY <- scale(minedata$UTMY)
#Setter skalerte variabler i dataframe
minedata$FinDepthNegsk <- scaled.dyp[,1]
minedata$Slopesk <- scaled.slope[,1]
minedata$bedparsk <- scaled.lys[,1]
minedata$curv250sk <- scaled.kurv250[,1]
minedata$curv500sk <- scaled.kurv500[,1]
minedata$curv1000sk <- scaled.kurv1000[,1]
minedata$SWMtotask <- scaled.bolge[,1]
minedata$wspdmeansk <- scaled.strommean[,1]
minedata$wspd90pcsk <- scaled.strompc[,1]
minedata$salmeansk <- scaled.saltmean[,1]
minedata$sal90pcsk <- scaled.salpc[,1]
minedata$tempmeansk <- scaled.tempemean[,1]
minedata$temp90pcsk <- scaled.temppc[,1]
minedata$UTMXsk <- scaled.utmX[,1]
minedata$UTMYsk <- scaled.utmY[,1]
#Presiserer faktorvariabel
minedata$LHD3klasse <- factor(minedata$LHD3klasse)
#lager en korrelasjonsmatrise over skalerte variabler
prediktorer.scaled <- data.frame(minedata$FinDepthNegsk, minedata$Slopesk,
minedata$bedparsk, minedata$curv250sk, minedata$curv500sk, minedata$curv1000sk,
minedata$SWMtotask, minedata$wspdmeansk, minedata$wspd90pcsk, minedata$salmeansk,
minedata$sal90pcsk, minedata$tempmeansk, minedata$temp90pcsk, minedata$UTMXsk,
minedata$UTMYsk)
cor(prediktorer.scaled, method= "pearson", use = "complete.obs")
#plot i eget vindu
par(mfrow=c(1,1))
M2 <- cor(prediktorer.scaled)
#col <- colorRampPalette(c("blue", "pink", "red"))(20)
#corrplot(M2, method = "number", type= "upper", order = "hclust", col= col,
upper.col = "black", number.cex = .6, tl.col="black")
colnames(M2) <- c("Dyp", "Skråning", "Lys på bunnen", "Kurvatur250", "Kurvatur500",
"Kurvatur1000", "Bølgeeksponering", "Strømstyrke gj.", "Strømstyrke 90pc",
"Salinitet gj.", "Salinitet 90pc", "Temperatur gj.", "Temperatur 90pc", "utmX",
"utmY")
rownames(M2) <- c("Dyp", "Skråning", "Lys på bunnen", "Kurvatur250", "Kurvatur500",
"Kurvatur1000", "Bølgeeksponering", "Strømstyrke gj.", "Strømstyrke 90pc",
"Salinitet gj.", "Salinitet 90pc", "Temperatur gj.", "Temperatur 90pc", "utmX",
"utmY")
corrplot.mixed(M2, lower.col = "black", number.cex = .7, tl.pos = "lt", tl.col =
"black")
#Full modell
modellfull <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + curv500sk + wspdmeansk + sal90pcsk +
tempmeansk + SWMtotsk + Slopesk + SWMtotsk:wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk +
UTMYsk:UTMXsk, data = minedata)
summary(modellfull2)
#Modellseleksjon
TettstorNA <- na.omit(minedata$LHD3klasse) # kjør hele linja, og deretter kun
"stringen" til venstre og du får opp
options(na.action="na.fail") # kan ikke ha na.actio = na.omit, som er defaulten.
getOption("na.action")

```

```

dredgeresultater <- dredge(modellfull, rank = "AIC", evaluate = TRUE)
#Skriver ut i excel
write.table(dredgeresultater, file = "dredgemodellfull.csv", sep = ";")
#importance-modell
imp <- importance(dredgeresultater)
#Beste modell
bestmodell <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + curv500sk + wspdmeansk + tempmeansk
+ SWMtotsk + Slopesk + SWMtotsk:wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk +
UTMYsk:UTMXsk, data = minedata)
#Bygger den fulle modellen med andre metoder for å sjekke om det gir samme beste
modell som med dredge
mfull<-clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + bedparsk + curv250sk + curv500sk
+ curv1000sk + sal90pcsk + salmeansk + SWMtotsk + tempmeansk +temp90pcsk +
wspdmeansk + wspd90pcsk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
a <- mfull<-clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + bedparsk + curv250sk +
curv500sk + curv1000sk + sal90pcsk + salmeansk + SWMtotsk + tempmeansk +temp90pcsk
+ wspdmeansk + wspd90pcsk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
b <- mfull<-clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + bedparsk + curv250sk +
curv500sk + curv1000sk + sal90pcsk + salmeansk + SWMtotsk + tempmeansk +wspdmeansk
+ wspd90pcsk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data=
minedata)
c <- mfull<-clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + bedparsk + curv250sk +
curv500sk + curv1000sk + sal90pcsk + salmeansk + SWMtotsk + temp90pcsk +wspdmeansk
+ FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data= minedata)
d <- mfull<-clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + bedparsk + curv250sk +
curv1000sk + salmeansk + SWMtotsk + temp90pcsk + wspd90pcsk +
FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data= minedata)
e <- mfull<-clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + bedparsk + curv250sk +
salmeansk + SWMtotsk + temp90pcsk + wspd90pcsk + FinDepthNegsk:SWMtotsk +
SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data= minedata)
f <- mfull<-clm(LHD3klasse ~ Slopesk + bedparsk + curv500sk + salmeansk +
SWMtotsk + temp90pcsk + wspd90pcsk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
mfull2<-clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
temp90pcsk + wspd90pcsk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
drop1(mfull2, test="Chi") #lrt for likelihood ratio test
dropterm(mfull2, test = "Chi")
step.aic <- stepAIC(bestmodell)
#Nullmodell
bestmodell0 <- clm(LHD3klasse~ 1, data = minedata)
add1(bestmodell0, scope = ~ FinDepthNegsk + Slopesk + bedparsk + curv250sk +
curv500sk + curv1000sk + sal90pcsk + salmeansk + SWMtotsk + tempmeansk +temp90pcsk
+ wspdmeansk + wspd90pcsk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata, test = "Chi")
add1(bestmodell0, scope = ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + sal90pcsk +
SWMtotsk + tempmeansk + wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata, test = "Chi")
#konfidensintervall og sammendrag
confint(bestmodell, type = "Wald", level = 0.95)
summary(bestmodell)

#likelihood ratio tester
l1 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk + tempmeansk
+ wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data=
minedata)
l2 <- clm(LHD3klasse ~ Slopesk + curv500sk + SWMtotsk + tempmeansk + wspdmeansk +
FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data= minedata)
anova(l1, l2) #1161 lr stat 48.6
l3 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk + tempmeansk
+ wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data=
minedata)
l4 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + curv500sk + SWMtotsk + tempmeansk +
wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYSk:UTMXsk, data=
minedata)
anova(l3,l4) #29.59 1.23

```

```

15 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk + tempmeansk
+ wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data=
minedata)
16 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + SWMtotsk + tempmeansk +
wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data=
minedata)
anova(15,16) #4.7 0.19
17 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk + tempmeansk
+ wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data=
minedata)
18 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + tempmeansk +
wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data=
minedata)
anova(17,18) #379 15.79%
19 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk + tempmeansk
+ wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data=
minedata)
110 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data=
minedata)
anova(19,110) #45.45 1.89%
117 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
118 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data=
minedata)
anova(117,118)#68.28 2.84%
111 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
112 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + wspdmeansk + SWMtotsk:wspdmeansk + UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
anova(111,112)# 130.7 5.44%
113 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
114 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + wspdmeansk + SWMtotsk:FinDepthNegsk + UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
anova(113,114)#21.69 0.9 %
115 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata)
116 <- clm(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + SWMtotsk +
tempmeansk + wspdmeansk + SWMtotsk:FinDepthNegsk + SWMtotsk:wspdmeansk, data=
minedata)
anova(115,116)

#tar lr stat og deler på nulldevians? 102.18?
#Sjekker Kniters interaksjoner
clm.control()$gradTol
#Nulldevians
logit.m0 <- polr(LHD3klasse ~ 1, method="logistic", data = minedata)
logit.m <- polr(LHD3klasse ~ FinDepthNegsk + Slopesk + curv500sk + sal90pcsk +
SWMtotsk + tempmeansk + wspdmeansk + FinDepthNegsk:SWMtotsk + SWMtotsk:wspdmeansk +
UTMYsk:UTMXsk, data= minedata, method="logistic")
R2 <- (logit.m0$deviance - logit.m$deviance/logit.m0$deviance)
1-logLik(logit.m)/logLik(logit.m0) #'log Lik.' 0.2420757 (df=13) deviansen til
modellen er 24,2 % mindre enn for nullmodellen
#konfidensintervall
confint(bestemodell, type = "Wald")
confint(bestemodell, type = "profile")
#er modellen god?
f1 <- clm(Tetthet ~ Depth + Eksponeering + Kurvatur500 + tempmean + vindmean +
Helning + Depth:Eksponeering + Eksponeering:vindmean + UTMY:UTMX, data= Ceciliedata)
f0 <- clm(Tetthet ~ 1, data = Ceciliedata)
( McF.pR2 <- 1 - f1$logLik/f0$logLik ) #0.241793
#Prediksjoner

```

```

#lager en ny dataframe som forberedelse til prediksjoner og plot:
Ceciliedata <- data.frame(
  Depth=minedata$FinDepthNegsk,
  Eksponering=minedata$SWMtotsk,
  Kurvatur500=minedata$curv500sk,
  tempmean=minedata$tempmeansk,
  UTMX=minedata$UTMYsk,
  UTMX=minedata$UTMXsk,
  vindmean=minedata$wspdmeansk,
  Helning=minedata$Slopesk,
  Tetthet=minedata$LHD3klasse)
summary(Ceciliedata)
str(Ceciliedata)
#presiserer faktor
Ceciliedata$Tetthet <-factor(Ceciliedata$Tetthet)

#begynner med responsplot og prediksjoner
bestemodell <- clm(Tetthet ~ Depth + Eksponering + Kurvatur500 + tempmean +
vindmean + Helning + Depth:Eksponering + Eksponering:vindmean + UTMX:UTMX, data=
Ceciliedata)

#Prediksjon for skråning
min(Ceciliedata$Helning)
max(Ceciliedata$Helning)
newData <- expand.grid(Helning=seq(-1.1, 5.9, 0.1),
                      Depth=mean(Ceciliedata$Depth),
                      Eksponering=mean(Ceciliedata$Eksponering),
                      Kurvatur500=mean(Ceciliedata$Kurvatur500),
                      tempmean=mean(Ceciliedata$tempmean),
                      vindmean=mean(Ceciliedata$vindmean),
                      UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
                      UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX))
prediksjon <- predict(bestemodell, newdata = newData, se.fit = T, interval = TRUE)
m <- cbind(newData,prediksjon)
#tilbakeskalerer
m$Helning.usk <- mean(minedata$Slope) + sd(minedata$Slope)* m$Helning
#plotter upper og lower for tetthetsklasse 3
plot(m$Helning.usk, m$fit.3, ylab = "sannsynlighet for tett taeskog", xlab =
"Skråning", type = "l", col="red", ylim = c(0,1))
lines(m$Helning.usk,m$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(m$Helning.usk,m$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$Slope)
#plotter kumulativ sannsynlighet for alle tetthetsklasser
plot(m$Helning.usk, m$fit.0, ylab = "", xlab = expression("Skråning "^(0)), type =
"l", col="yellow", ylim = c(0,1))
#mtext("Alle tetthetsklasser", side =3, cex = 2, line = -1, outer = TRUE)
mtext("Sannsynlighet for ulike tetthetsklasser", side =2, cex = 1.5, line = 2,
outer = TRUE)
lines(m$Helning.usk,m$fit.0 + m$fit.1,type="l", col="orange")
lines(m$Helning.usk,m$fit.0 + m$fit.1 + m$fit.2,type="l", col="red")
lines(m$Helning.usk,m$fit.0 + m$fit.1 + m$fit.2 + m$fit.3,type="l", col="darkred")
polygon(x = c(m$Helning.usk, rev(m$Helning.usk)), y = c(rep(0, length(m$fit.1)),
rev(m$fit.0)), col = "yellow", border = "yellow")
polygon(x = c(m$Helning.usk, rev(m$Helning.usk)), y = c(m$fit.0,
rev(m$fit.1+m$fit.0)), col = "orange", border = "orange")
polygon(x = c(m$Helning.usk, rev(m$Helning.usk)), y = c(m$fit.0+m$fit.1,
rev(m$fit.1+m$fit.0+m$fit.2)), col = "red", border = "red")
polygon(x = c(m$Helning.usk, rev(m$Helning.usk)), y = c(m$fit.0+m$fit.1+m$fit.2,
rev(m$fit.1+m$fit.0+m$fit.2+m$fit.3)), col = "darkred", border = "darkred")

#newdata og prediksjon for dyp som prediktor
min(Ceciliedata$Depth)
max(Ceciliedata$Depth)
newData2 <- expand.grid(Helning=mean(Ceciliedata$Helning),
                      Depth=seq(-3.6, 1.74,0.1),
                      Eksponering=mean(Ceciliedata$Eksponering),
                      Kurvatur500=mean(Ceciliedata$Kurvatur500),
                      tempmean=mean(Ceciliedata$tempmean),

```

```

        vindmean=mean(Ceciliedata$vindmean),
        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
        UTMY=mean(Ceciliedata$UTMY))
prediksjon2 <- predict(bestemodell, newdata = newData2, se.fit = T, interval =
TRUE)
m2 <- cbind(newData2,prediksjon2)
#Tetthet som funksjon av dyp
m2$Dyp.usk <- mean(minedata$FinDepthNeg) + sd(minedata$FinDepthNeg)* m2$Depth
#upper og lower for dyp og klasse 3
plot(m2$Dyp.usk, m2$fit.3, ylab = "sannsynlighet for tett taeskog", xlab = "Dyp",
type = "l", col="red", ylim = c(0,1))
lines(m2$Dyp.usk,m2$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(m2$Dyp.usk,m2$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$FinDepthNeg)
#kumulativ sannsynlighet for alle klasser
plot(m2$Dyp.usk, m2$fit.0, ylab = "", xlab = "Dyp (m)", type = "l", col="yellow",
ylim = c(0,1))
mtext("Sannsynlighet for ulike tetthetsklasser", side =2, cex = 1.5, line = 2,
outer = TRUE)
lines(m2$Dyp.usk,m2$fit.0 + m2$fit.1,type="l", col="orange")
lines(m2$Dyp.usk,m2$fit.0 + m2$fit.1 + m2$fit.2,type="l", col="red")
lines(m2$Dyp.usk,m2$fit.0 + m2$fit.1 + m2$fit.2 + m2$fit.3,type="l", col="darkred")
polygon(x = c(m2$Dyp.usk, rev(m2$Dyp.usk)), y = c(rep(0, length(m2$fit.1)),
rev(m2$fit.0)), col = "yellow", border = "yellow")
polygon(x = c(m2$Dyp.usk, rev(m2$Dyp.usk)), y = c(m2$fit.0,
rev(m2$fit.1+m2$fit.0)), col = "orange", border = "orange")
polygon(x = c(m2$Dyp.usk, rev(m2$Dyp.usk)), y = c(m2$fit.0+m2$fit.1,
rev(m2$fit.1+m2$fit.0+m2$fit.2)), col = "red", border = "red")
polygon(x = c(m2$Dyp.usk, rev(m2$Dyp.usk)), y = c(m2$fit.0+m2$fit.1+m2$fit.2,
rev(m2$fit.1+m2$fit.0+m2$fit.2+m2$fit.3)), col = "darkred", border = "darkred")
legend("bottomleft", legend=c("Klasse 3", "Klasse 2", "Klasse 1", "Klasse 0"), bty
= "n",
        fill = col, cex=0.8)

#newdata og prediksjon for eksponering
min(Ceciliedata$Eksponering)
max(Ceciliedata$Eksponering)
newData3 <- expand.grid(Helning=mean(Ceciliedata$Helning),
        Depth=mean(Ceciliedata$Depth),
        Eksponering=seq(-1.2, 2.7, 0.1),
        Kurvatur500=mean(Ceciliedata$Kurvatur500),
        tempmean=mean(Ceciliedata$tempmean),
        vindmean=mean(Ceciliedata$vindmean),
        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
        UTMY=mean(Ceciliedata$UTMY))
prediksjon3 <- predict(bestemodell, newdata = newData3, se.fit = T, interval =
TRUE)
m3 <- cbind(newData3,prediksjon3)
#Tetthet som funksjon av eksponering
m3$Eksponering.usk <- mean(minedata$SWMtot) + sd(minedata$SWMtot) * m3$Eksponering
#upper lower for eksponering klasse 3
plot(m3$Eksponering.usk, m3$fit.3, ylab = "sannsynlighet for tett taeskog", xlab =
"Bolgeeksponering", type = "l", col="red", ylim = c(0,1))
lines(m3$Eksponering.usk,m3$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(m3$Eksponering.usk,m3$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$SWMtot)
#kumulativ sannsynlighet for alle klasser
plot(m3$Eksponering.usk, m3$fit.0, ylab = "", xlab =
expression(paste("Bølgeeksponering m"^2, "/s")), type = "l", col="yellow", ylim =
c(0,1))
mtext("Sannsynlighet for ulike tetthetsklasser", side =2, cex = 1.5, line = 2,
outer = TRUE)
lines(m3$Eksponering.usk,m3$fit.0 + m3$fit.1,type="l", col="orange")
lines(m3$Eksponering.usk,m3$fit.0 + m3$fit.1 + m3$fit.2,type="l", col="red")
lines(m3$Eksponering.usk,m3$fit.0 + m3$fit.1 + m3$fit.2 + m3$fit.3,type="l",
col="darkred")
polygon(x = c(m3$Eksponering.usk, rev(m3$Eksponering.usk)), y = c(rep(0,
length(m3$fit.1)), rev(m3$fit.0)), col = "yellow", border = "yellow")

```



```

polygon(x = c(m3$Eksponeering.usk, rev(m3$Eksponeering.usk)), y = c(m3$fit.0,
rev(m3$fit.1+m3$fit.0)), col = "orange", border = "orange")
polygon(x = c(m3$Eksponeering.usk, rev(m3$Eksponeering.usk)), y =
c(m3$fit.0+m3$fit.1, rev(m3$fit.1+m3$fit.0+m3$fit.2)), col = "red", border = "red")
polygon(x = c(m3$Eksponeering.usk, rev(m3$Eksponeering.usk)), y =
c(m3$fit.0+m3$fit.1+m3$fit.2, rev(m3$fit.1+m3$fit.0+m3$fit.2+m3$fit.3)), col =
"darkred", border = "darkred")

#lager newdata og prediksjon for kurvatur 500
min(Ceciliedata$Kurvatur500)
max(Ceciliedata$Kurvatur500)
newData4 <- expand.grid(Helning=mean(Ceciliedata$Helning),
                        Depth=mean(Ceciliedata$Depth),
                        Eksponeering=mean(Ceciliedata$Eksponeering),
                        Kurvatur500=seq(-3.9, 8.9, 0.1),
                        tempmean=mean(Ceciliedata$tempmean),
                        vindmean=mean(Ceciliedata$vindmean),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX))
prediksjon4 <- predict(bestemodell, newdata = newData4, se.fit = T, interval =
TRUE)
m4 <- cbind(newData4,prediksjon4)
#uskalerte verdier
m4$Kurvatur500.usk <- mean(minedata$curv500) + sd(minedata$curv500) *
m4$Kurvatur500
# upper og lower for klasse 3
plot(m4$Kurvatur500.usk, m4$fit.3, ylab = "sannsynlighet for tett taeskog", xlab =
"Kurvatur", type = "l", col="red", ylim = c(0,1))
lines(m4$Kurvatur500.usk,m4$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(m4$Kurvatur500.usk,m4$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$curv500)
#kumulativ sannsynlighet for alle tetthetsklasser
plot(m4$Kurvatur500.usk, m4$fit.0, ylab = "", xlab = "Kurvatur (m)", type = "l",
col="yellow", ylim = c(0,1))
mtext("Sannsynlighet for ulike tetthetsklasser", side =2, cex = 1.5, line = 2,
outer = TRUE)
lines(m4$Kurvatur500.usk,m4$fit.0 + m4$fit.1,type="l", col="orange")
lines(m4$Kurvatur500.usk,m4$fit.0 + m4$fit.1 + m4$fit.2,type="l", col="red")
lines(m4$Kurvatur500.usk,m4$fit.0 + m4$fit.1 + m4$fit.2 + m4$fit.3,type="l",
col="darkred")
polygon(x = c(m4$Kurvatur500.usk, rev(m4$Kurvatur500.usk)), y = c(rep(0,
length(m4$fit.1)), rev(m4$fit.0)), col = "yellow", border = "yellow")
polygon(x = c(m4$Kurvatur500.usk, rev(m4$Kurvatur500.usk)), y = c(m4$fit.0,
rev(m4$fit.1+m4$fit.0)), col = "orange", border = "orange")
polygon(x = c(m4$Kurvatur500.usk, rev(m4$Kurvatur500.usk)), y =
c(m4$fit.0+m4$fit.1, rev(m4$fit.1+m4$fit.0+m4$fit.2)), col = "red", border = "red")
polygon(x = c(m4$Kurvatur500.usk, rev(m4$Kurvatur500.usk)), y =
c(m4$fit.0+m4$fit.1+m4$fit.2, rev(m4$fit.1+m4$fit.0+m4$fit.2+m4$fit.3)), col =
"darkred", border = "darkred")

#lager newdata og prediksjon for temperatur
min(Ceciliedata$tempmean)
max(Ceciliedata$tempmean)
newData7 <- expand.grid(Helning=mean(Ceciliedata$Helning),
                        Depth=mean(Ceciliedata$Depth),
                        Eksponeering=mean(Ceciliedata$Eksponeering),
                        Kurvatur500=mean(Ceciliedata$Kurvatur500),
                        tempmean=seq(-2.4, 2.7, 0.1),
                        vindmean=mean(Ceciliedata$vindmean),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX))
prediksjon7 <- predict(bestemodell, newdata = newData7, se.fit = T, interval =
TRUE)
m7 <- cbind(newData7,prediksjon7)
#plotter for temperatur
#uskalerte verdier
m7$tempmean.usk <- mean(minedata$tempmean) + sd(minedata$tempmean) * m7$tempmean
#upper og lower for klasse 3

```

```

plot(m7$tempmean.usk, m7$fit.3, ylab = "sannsynlighet for tett taeskog", xlab =
"Temperatur", type = "l", col="red", ylim = c(0,1))
lines(m7$tempmean.usk,m7$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(m7$tempmean.usk,m7$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$tempmean)
#kumulativ sannsynlighet for alle klasser
plot(m7$tempmean.usk, m7$fit.0, ylab = "", xlab = "Temperatur (°C)", type = "l",
col="yellow", ylim = c(0,1))
mtext("Sannsynlighet for ulike tetthetsklasser", side =2, cex = 1.5, line = 2,
outer = TRUE)
lines(m7$tempmean.usk, m7$fit.0 + m7$fit.1,type="l", col="orange")
lines(m7$tempmean.usk, m7$fit.0 + m7$fit.1 + m7$fit.2,type="l", col="red")
lines(m7$tempmean.usk, m7$fit.0 + m7$fit.1 + m7$fit.2 + m7$fit.3,type="l",
col="darkred")
polygon(x = c(m7$tempmean.usk, rev(m7$tempmean.usk)), y = c(rep(0,
length(m7$fit.1)), rev(m7$fit.0)), col = "yellow", border = "yellow")
polygon(x = c(m7$tempmean.usk, rev(m7$tempmean.usk)), y = c(m7$fit.0,
rev(m7$fit.1+m7$fit.0)), col = "orange", border = "orange")
polygon(x = c(m7$tempmean.usk, rev(m7$tempmean.usk)), y = c(m7$fit.0+m7$fit.1,
rev(m7$fit.1+m7$fit.0+m7$fit.2)), col = "red", border = "red")
polygon(x = c(m7$tempmean.usk, rev(m7$tempmean.usk)), y =
c(m7$fit.0+m7$fit.1+m7$fit.2, rev(m7$fit.1+m7$fit.0+m7$fit.2+m7$fit.3)), col =
"darkred", border = "darkred")

#newdata og prediksjon for strømstyrke
min(Ceciliedata$vindmean)
max(Ceciliedata$vindmean)
newData8 <- expand.grid(Helning=mean(Ceciliedata$Helning),
Depth=mean(Ceciliedata$Depth),
Eksposering=mean(Ceciliedata$Eksposering),
Kurvatur500=mean(Ceciliedata$Kurvatur500),
tempmean=mean(Ceciliedata$tempmean),
vindmean=seq(-1.8, 6.8, 0.1),
UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
UTMY=mean(Ceciliedata$UTMY))
prediksjon8 <- predict(bestemodell, newdata = newData8, se.fit = T, interval =
TRUE)
m8 <- cbind(newData8,prediksjon8)
#plotter respons på strømstyrke
#uskalerte verdier
m8$vindmean.usk <- mean(minedata$wspdmean) + sd(minedata$wspdmean) * m8$vindmean
# upper og lower for klasse 3
plot(m8$vindmean.usk, m8$fit.3, ylab = "sannsynlighet for tett taeskog", xlab =
"Strømstyrke", type = "l", col="red", ylim = c(0,1))
lines(m8$vindmean.usk,m8$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(m8$vindmean.usk,m8$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$wspdmean)
#kumulativ sannsynlighet for alle klasser
plot(m8$vindmean.usk, m8$fit.0, ylab = "", xlab = "Strømstyrke (m/s)", type = "l",
col="yellow", ylim = c(0,1))
mtext("Sannsynlighet for ulike tetthetsklasser", side =2, cex = 1.5, line = 2,
outer = TRUE)
lines(m8$vindmean.usk, m8$fit.0 + m8$fit.1,type="l", col="orange")
lines(m8$vindmean.usk, m8$fit.0 + m8$fit.1 + m8$fit.2,type="l", col="red")
lines(m8$vindmean.usk, m8$fit.0 + m8$fit.1 + m8$fit.2 + m8$fit.3,type="l",
col="darkred")
polygon(x = c(m8$vindmean.usk, rev(m8$vindmean.usk)), y = c(rep(0,
length(m8$fit.1)), rev(m8$fit.0)), col = "yellow", border = "yellow")
polygon(x = c(m8$vindmean.usk, rev(m8$vindmean.usk)), y = c(m8$fit.0,
rev(m8$fit.1+m8$fit.0)), col = "orange", border = "orange")
polygon(x = c(m8$vindmean.usk, rev(m8$vindmean.usk)), y = c(m8$fit.0+m8$fit.1,
rev(m8$fit.1+m8$fit.0+m8$fit.2)), col = "red", border = "red")
polygon(x = c(m8$vindmean.usk, rev(m8$vindmean.usk)), y =
c(m8$fit.0+m8$fit.1+m8$fit.2, rev(m8$fit.1+m8$fit.0+m8$fit.2+m8$fit.3)), col =
"darkred", border = "darkred")

#interaksjon mellom dyp og eksposering
summary(bestemodell)

```

```

min(Ceciliedata$Ekspnering)
newData10 <- expand.grid(Helning=mean(Ceciliedata$Helning),
                        Depth=seq(-3.6, 1.74, 0.1),
                        Ekspnering=seq(-1.3, 2.7, 0.1),
                        Kurvatur500=mean(Ceciliedata$Kurvatur500),
                        tempmean=mean(Ceciliedata$tempmean),
                        vindmean=mean(Ceciliedata$vindmean),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMY))
prediksjon10 <- predict(bestemodell, newdata = newData10, se.fit = T, interval =
TRUE)
m10 <- cbind(newData10,prediksjon10)
#uskalert
m10$Dyp.usk <- mean(minedata$FinDepthNeg) + sd(minedata$FinDepthNeg)* m10$Depth
m10$Ekspnering.usk <- mean(minedata$SWMtot) + sd(minedata$SWMtot)* m10$Ekspnering
#plot
ggplot(aes(x = Dyp.usk, y = Ekspnering.usk, fill = fit.3), data = m10) +
  geom_tile() +
  theme_classic() +
  scale_fill_gradient(low = "yellow", high = "red", guide_legend(title = "Klasse
3")) +
  geom_point(data = minedata, aes(x = FinDepthNeg, y = SWMtot, fill =NULL),
size=0.5)+
  xlab("Dyp (m)") + ylab("Bølgeekspnering (m^2/s)") +
  theme_bw()+
  theme(plot.title = element_text(hjust = 0.5))

#plotter interaksjonen mellom ekspnering og strøm
max(Ceciliedata$Ekspnering)
newData13 <- expand.grid(Helning=mean(Ceciliedata$Helning),
                        Depth=mean(Ceciliedata$Depth),
                        Ekspnering=seq(-1.3, 2.8, 0.1),
                        Kurvatur500=mean(Ceciliedata$Kurvatur500),
                        tempmean=mean(Ceciliedata$tempmean),
                        vindmean=seq(-1.8, 6.7, 0.1),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMX),
                        UTMX=mean(Ceciliedata$UTMY))
prediksjon13 <- predict(bestemodell, newdata = newData13, se.fit = T, interval =
TRUE)
m13 <- cbind(newData13,prediksjon13)
#reskalerer og sette inn i dataframe
m13$Ekspnering.usk <- mean(minedata$SWMtot) + sd(minedata$SWMtot)* m13$Ekspnering
m13$Vindmean.usk <- mean(minedata$wspdmean) + sd(minedata$wspdmean)*m13$vindmean
#plot
ggplot(aes(x = Ekspnering.usk, y = Vindmean.usk , fill = fit.3), data = m13) +
  geom_tile() +
  theme_classic() +
  scale_fill_gradient(low = "yellow", high = "red", guide_legend(title = "Klasse
3")) +
  geom_point(data = minedata, aes(x = SWMtot, y = wspdmean, fill =NULL), size=0.5)
+
  xlab("Bølgeekspnering (m^2/s)") + ylab("Strømstyrke (m/s)") +
  theme_bw()+
  theme(plot.title = element_text(hjust = 0.5))

#Miljøvariablene hver for seg i modell
Ceciliedata <- data.frame(
  Depth=minedata$FinDepthNegsk,
  Ekspnering=minedata$SWMtotsk,
  Kurvatur500=minedata$curv500sk,
  tempmean=minedata$tempmeansk,
  UTMX=minedata$UTMYsk,
  UTMX=minedata$UTMXsk,
  vindmean=minedata$wspdmeansk,
  Helning=minedata$Slopesk,
  Tetthet=minedata$LHD3klasse)
summary(Ceciliedata)
str(Ceciliedata)

```

```

Ceciliedata$Tetthet <-factor(Ceciliedata$Tetthet)

#begynner med responsplot. lager newdata for å få alle mulige kombinasjoner.
partial respons curves: setter alle prediktorene til et gjennomsnitt utenom
helning. predikerer og setter prediksjonen sammen med newData.

bestemodell1 <- clm(Tetthet ~ Helning, data= Ceciliedata)
new1 <- expand.grid(Helning=seq(-1.1, 5.9, 0.1))
pred1 <- predict(bestemodell1, newdata = new1, se.fit = T, interval = TRUE)
h <- cbind(new1,pred1)
#lager responsplot for sannsynlighet for de ulike tetthetsklassene som funksjon av
helning
#Ceciliedata$Helning * attr(Ceciliedata$Helning, 'scaled:scale') +
attr(Ceciliedata$Helning, 'scaled:center')
h$Helning.usk <- mean(minedata$Slope) + sd(minedata$Slope)* h$Helning
par(mfrow = c(2, 2), oma = c(1, 4, 0.5, 0.5), mar= c(4,1,3,2))
#plotter upper og lower for tetthetsklasse 3
plot(h$Helning.usk, h$fit.3, ylab = "", xlab =expression("Skråning "^(o")), type =
"1", col="red", ylim = c(0,1))
mtext("Sannsynlighet for tett taeskog", side =2, cex = 1.5, line = 2, outer =
TRUE)
lines(h$Helning.usk,h$lwr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
lines(h$Helning.usk,h$upr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$Slope)
#newdata og prediksjon for dyp som prediktor
bestemodell2 <- clm(Tetthet ~ Depth, data= Ceciliedata)
new2 <- expand.grid(Depth=seq(-3.6, 1.74,0.1))
pred2 <- predict(bestemodell2, newdata = new2, se.fit = T, interval = TRUE)
h2 <- cbind(new2,pred2)
#Tetthet som funksjon av dyp
h2$Dyp.usk <- mean(minedata$FinDepthNeg) + sd(minedata$FinDepthNeg)* h2$Depth
#upper og lower for dyp og klasse 3
plot(h2$Dyp.usk, h2$fit.3, ylab = "", xlab = "Dyp", type = "1", col="red", ylim =
c(0,1))
lines(h2$Dyp.usk,h2$lwr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
lines(h2$Dyp.usk,h2$upr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$FinDepthNeg)
#newdata og prediksjon for eksponering
bestemodell3 <- clm(Tetthet ~ Eksponering, data= Ceciliedata)
new3 <- expand.grid(Eksponering=seq(-1.2, 2.7, 0.1))
pred3 <- predict(bestemodell3, newdata = new3, se.fit = T, interval = TRUE)
h3 <- cbind(new3,pred3)
#Tetthet som funksjon av eksponering
h3$Eksponering.usk <- mean(minedata$SWMtot) + sd(minedata$SWMtot) * h3$Eksponering
#upper lower for eksponering klasse 3
plot(h3$Eksponering.usk, h3$fit.3, ylab = "", xlab =
expression(paste("Bølgeeksponering m"^2, "/s")), type = "1", col="red", ylim =
c(0,1))
lines(h3$Eksponering.usk,h3$lwr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
lines(h3$Eksponering.usk,h3$upr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$SWMtot)
#lager newdata og prediksjon for kurvatur 500
bestemodell4 <- clm(Tetthet ~ Kurvatur500, data= Ceciliedata)
new4 <- expand.grid(Kurvatur500=seq(-3.9, 8.9, 0.1))
pred4 <- predict(bestemodell4, newdata = new4, se.fit = T, interval = TRUE)
h4 <- cbind(new4,pred4)
#uskalerte verdier
h4$Kurvatur500.usk <- mean(minedata$curv500) + sd(minedata$curv500) *
h4$Kurvatur500
# upper og lower for klasse 3
plot(h4$Kurvatur500.usk, h4$fit.3, ylab = "sannsynlighet for tett taeskog", xlab =
"Kurvatur", type = "1", col="red", ylim = c(0,1))
lines(h4$Kurvatur500.usk,h4$lwr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
lines(h4$Kurvatur500.usk,h4$upr.3 ,type="1", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$curv500)
bestemodell8 <- clm(Tetthet ~ vindmean, data= Ceciliedata)
min(Ceciliedata$vindmean)
max(Ceciliedata$vindmean)

```

```

new8 <- expand.grid(vindmean=seq(-1.8, 6.8, 0.1))
pred8 <- predict(bestemodell8, newdata = new8, se.fit = T, interval = TRUE)
h8 <- cbind(new8,pred8)
#plotter respons på strømstyrke
#uskalerte verdier
h8$vindmean.usk <- mean(minedata$wspdmean) + sd(minedata$wspdmean) * h8$vindmean
# upper og lower for klasse 3
plot(h8$vindmean.usk, h8$fit.3, ylab = "", xlab = "Strømstyrke (m/s)", type = "l",
col="red", ylim = c(0,1))
mtext("Sannsynlighet for tett taeskog", side =2, cex = 1.5, line = 2, outer =
TRUE)
lines(h8$vindmean.usk,h8$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(h8$vindmean.usk,h8$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$wspdmean)
#lager newdata og prediksjon for temperatur
bestemodell7 <- clm(Tetthet ~ tempmean, data= Ceciliedata)
new7 <- expand.grid(tempmean=seq(-2.4, 2.7, 0.1))
pred7 <- predict(bestemodell7, newdata = new7, se.fit = T, interval = TRUE)
h7 <- cbind(new7,pred7)
#plotter for temperatur
#uskalerte verdier
h7$tempmean.usk <- mean(minedata$tempmean) + sd(minedata$tempmean) * h7$tempmean
#upper og lower for klasse 3
plot(h7$tempmean.usk, h7$fit.3, ylab = "", xlab = "Temperatur (°C)", type = "l",
col="red", ylim = c(0,1))
lines(h7$tempmean.usk,h7$lwr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
lines(h7$tempmean.usk,h7$upr.3 ,type="l", lty="dashed",col="red")
rug(minedata$tempmean)
par(mfrow=c(1,2))

```