KUNNSKAPSSTATUS FOR HAVSIL I NORSK SONE AV NORDSJØEN

Espen Johnsen, Elin Sørhus, Karen de Jong, Kai Kristoffer Lie og Bjørn Einar Grøsvik (HI)



RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2021-33

Tittel (norsk og engelsk):

Kunnskapsstatus for havsil i norsk sone av Nordsjøen

Status of knowledge for lesser sandeel in Norwegian zone of the North Sea

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra havforskningen	2021-33	17.08.2021

ISSN:1893-4536

Forfatter(e):

Espen Johnsen, Elin Sørhus, Karen de Jong, Kai Kristoffer Lie og Bjørn Einar Grøsvik (HI)

Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse Programleder(e): Frode Vikebø og Henning Wehde

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

14918

Oppdragsgiver(e):

Miljødirektoratet

Oppdragsgivers referanse:

M-2070|2021

Program:

Marine prosesser og menneskelig påvirkning
Nordsjøen

Forskningsgruppe(r):

Fremmed- og smittestoff (FRES)
Marin toksikologi
Økosystemakustikk

Antall sider:

44

Sammendrag (norsk):

Tobis eller havsil er en nøkkelart i økosystemet i Nordsjøen, og viktige gyte- og leveområder for havsil er identifisert som særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i Nordsjøen. Rapporten oppsummerer eksisterende kunnskap og kunnskapshull om havsil (*Ammodytes marinus*) som er den dominerende silarten (tobisarten) i norsk sone av Nordsjøen og langs kysten av Norge. Havsilen har en viktig nøkkelrolle i disse økosystemene som mat til mange fiskearter, sjøpattedyr og sjøfugl. Etter en dramatisk nedgang i bestanden i norsk sone av Nordsjøen i begynnelsen av 2000-tallet har bestanden blitt stadig større de siste fem årene, og fremgangen sees i sammenheng med fornuftig høstingsstrategi, områdebasert norsk tobisforvaltning og bedre rekrutteringsforhold. Bestandssituasjonen langs norskekysten er i stor grad ukjent, men rapporten viser til en generell kraftig nedgang sammenlignet med 1950-1960 tallet. I 2019 var rekrutteringen igjen svært god langs Vestlandskysten. Havsilen, som andre silarter, har et eiendommelig levesett og tilbringer store deler av livet nedgravd i sanden der oksygenforholdene er gode. I larvefasen spres larvene seg over større områder, men de slår seg ned i samme type habitat som foreldrene. Den sterke tilknyttingen til egnet habitattype medfører at havsilen etter bunnslåing er relativt stasjonær og er sårbar for habitatforringelse, klimaendringer og høyt lokalt fisketrykk.

Til tross for god rekruttering i de sørlige tobisområdene i Nordsjøen er bestanden i det nordlige tobisområdet på Vikingbanken fortsatt kritisk lav. Vikingbanken er et viktig gyte- og oppvekstområde for andre fiskearter som torsk, hyse, hvitting, sei, lyr og gapeflyndre og det er usikkert hvordan disse bestandene påvirkes av at fødetilgangen på havsil er dårlig.

Vikingbanken er omkranset av høy olje- og gass aktivitet fra Tampen-området i Nordsjøen og rapporten omtaler sårbarhet for tobis for påvirkning for operasjonelle og akutte utslipp fra olje- og gassindustrien og påpeker kunnskapsmangler. Foreløpig mangler vi kunnskap om sårbarhet for tobis i ulike livsstadier og må basere risikovurderinger på kunnskap om følsomhet til andre arter.

Vi trenger ny kunnskap for mer faglig fundamenterte risikovurderinger av de kumulative effektene av oljeindustri, fiske og klimaendringer på havsil og dens byttedyr i forbindelse med planlegging av nye oljeindustriprosjekter og forvaltningstiltak.

Sammendrag (engelsk):

Lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) is a key species in the North Sea ecosystem, and important spawning and recruitment areas for lesser sandeel is identified as special valuable and vulnerable regions in the North Sea. This report sums up existing knowledge and knowledge gaps on lesser sandeel which is the dominating sandeel species in the Norwegian part of the North Sea and along the coast of Norway. Lesser sandeel plays a key role in these ecosystems as food for many fish species, sea mammals and sea birds. After a dramatic decrease in the population in the Norwegian economic zone of the North Sea in the beginning of the 2000, the population has increased the last five years. The increased population is explained by good harvesting strategy, area based management and improved conditions for recruitment. The situation for the population along the Norwegian coast is still unknown, but the report demonstrates a general decrease compared with the situation in the 1950-1960s. However, in 2019 the recruitment was very good along the West Norwegian coast. The lesser sandeel spends large parts of its life burrowed in the seabed and inhabits sandy areas, where the proportion of fine silt and clay particles is low and the oxygen conditions are good. In the early life stage, the larvae are spread over large areas, but settles in the same habitat type as their parents. The strong selectivity to areas make the lesser sandeel stationary and vulnerable for habitat deterioration, climate changes and high local fishing pressure.

Despite good recruitment in the southern lesser sandeel areas in the North Sea, the population in the northern area on the Viking Bank are still critical low. The Viking Bank is an important spawning and recruitment area also for other species like cod, whiting, saithe, pollack and long rough dab and it is unknown if these population are affected by low availability of lesser sandeel.

The Viking Bank is surrounded by high oil- and gas activities from the Tampen region in the North Sea and the report reviews vulnerability of sand lance for effects from operational and acute discharges from the oil- and gas industry and points to knowledge gaps. At present, we lack knowledge of vulnerability for sand lance in different life stages and need to base risk assessments on knowledge on susceptibility from other species.

We need new knowledge for doing better risk assessments on the cumulative effects of oil- and gas industry, fishing and climate changes for lesser sandeel and its prey species connected to future oil- and gas projects and management measures.

Innhold

1 Innledning 5
2 Målsetning 6
3 Generell biologi 7
3.1 Systematikk og utbredelse 7
3.2 Havsil 7
3.3 Livshistorie og årssyklus 7
3.4 Habitat og utbredelse 9
3.5 Havsilens betydning i økosystemet 10
4 Fiskeri, bestandsinndeling og -utvikling for havsil 11
4.1 Fiskeriet 11
4.2 Historisk forvaltning 11
4.3 Norsk områdeforvaltning av havsil 13
4.4 Havsil i norsk sone 15
4.4.1 *Nordlige tobisområder* 15
4.4.2 *Sørlige tobisområder* 16
4.4.3 *Kystnære tobisområder* 18
4.5 Utveksling av individer mellom områder 19
5 Sårbarhet 21
5.1 Sårbarhet som følge av økt havtemperatur 21
5.2 Sårbare tobisområder 21
5.3 Sårbare livsfaseperioder 21
5.4 Sårbarhet for ulike påvirkninger knyttet til petroleumsvirksomhet 22
5.5 Sårbarhet for bunnpåvirkning 23
5.6 Sårbarhet for operasjonelle utslipp 23
5.7 Sårbarhet for olje 26
5.7.1 *Tidlige livsstadier av fisk er spesielt sårbare for oljeeksponering* 26
5.7.2 *Artssensitivet* 26
5.7.3 *Eksempler fra akutte oljeutslipp* 27
5.7.4 *Terskelverdier fra andre arter* 28
5.8 Sårbarhet for lyd og rystelser 28
6 Kunnskapsbehov for å bedre områdeforvaltningen i tobisområder 30
6.1 Oppsummert kunnskapshull 30
7 Referanser 31
8 Vedlegg 1. Identifiseringsnøkkel til sil 39
9 Vedlegg 2. Norsk områdebasert tobisforvaltning (på engelsk) 40

1 - Innledning

Sil, eller tobis som den ofte omtales som, er en gruppe fiskearter som tilhører familien *Ammodytidae*. I norske farvann kan man finne artene havsil, storsil, småsil, glattsil og uflekket storsil hvor de to sistnevnte bare er observert noen få ganger i Norge. På tobisbankene i norsk sone av Nordsjøen dominerer havsilen totalt, og havsilen er også den mest vanlige silarten langs norskekysten.

Denne rapporten presenterer kunnskapsstatus for havsilens livshistorie, utbredelse, betydning i økosystemet og bestandsutvikling. Havsilen har et eiendommelig levesett og tilbringer store deler av voksenlivet nedgravd i oksygenrik sand eller grusbunn på dyp ned til 150 meter. På dagtid i beiteperioden om våren og sommeren forlater havsilen bunnen og danner tette stimer på jakt etter dyreplankton. Om kvelden graver de seg ned igjen. Disse habitatene er også er viktige for de tidlige livsfasene. Under gyting klistres eggene til sedimentene, og etter en periode der larvene lever i vannmassene bunnslår yngelen seg i de samme områdene som voksen havsil. Havsilen et et viktig byttedyr for mange arter av sjøfugl, fisk og sjøpattedyr, og endringer i havsilbestandene har derfor stor betydning for økosystemet.

Den sterke habitattilknyttingen kombinert med liten forflytting av havsil medfører at bestandsmengden og utbredelse av havsil og alle dens predatorer er sårbare for en forringelse av vannmiljø og bunnsediment i disse habitatene. Dette er grunnen til at havsilhabitatene (tobishabitatene) i norsk sone av Nordsjøen er vurdert til å være «Særlige verdifulle og sårbare områder».

Under arealplanlegging ved industri- og infrastrukturutbygging er det derfor viktig at skadene på havsilbestandene og -habitatene begrenses til et minimum. Miljødirektoratet som er en sentral aktør ved denne type planlegging har bedt Havforskningsinstituttet om å lage en rapport over kunnskapsstatusen for havsil i norsk sone av Nordsjøen. De har også bedt om en vurdering av hvor sårbare havsilbestandene er for klimaendringer og ulike menneskelige aktiviteter som påvirkninger knyttet til petroleumsvirksomheten.

2 - Målsetning

Målsetningen med rapporten har vært å frembringe og systematisere eksisterende kunnskap og kunnskapsmangler om havsil. Vi ønsker å belyse utbredelse, habitat, livshistorie og havsilens betydning i økosystemet. Vi viser også hvordan fiskeri og fiskeriforvaltning har påvirket bestanden over tid. Rapporten diskuterer havsilen sin sårbarhet for klimaendringer og for ulike påvirkninger knytte til petroleumsvirksomheten inkludert sårbarhet for bunnpåvirkning, operasjonelle og akutte utslipp og sårbarhet for lyd og rystelser. Vi går gjennom havsilens livshistorie og årssyklus og peker på kunnskapsmangler i forhold til de ulike påvirkningsfaktorene. Avslutningsvis peker rapporten på hvilke forskningsprosjekt som er nødvendige for å tette sentrale kunnskapshull for en forbedret og mer presis arealforvaltning på og rundt havsilhabitatene.

3 - Generell biologi

3.1 - Systematikk og utbredelse

Tobisartene hører til orden *Perciformes* og familien *Ammodytidae* som har 31 arter[1]. Alle er marine og familien har representanter i Atlanterhavet, Stillehavet og Det indiske hav. I Nordsjøen finnes det fem arter (Tabell 1). Omtale av de ulike artene og bestemmelsesnøkler finnes i Reay (1986) og Pethon (2019) og mer detaljerte nøkler finnes i Vedlegg 1. Norske trivialnavn er sil eller tobis, men dette er samlebetegnelser for tobisfamilien, tilsvarende det amerikanske “sand lance”, det engelske ”sandeel” og f.eks. det danske ”tobis”. Norske trivialnavn for de fem artene som påtreffes i norske farvann er havsil, storsil, småsil, glattsil og uflekket storsil (Tabell 1). Alle fem artene har et stort utbredelsesområde (Tabell 1), hvor de to sistnevnte artene hovedsakelig finnes sør for Norge.

Dessverre forekommer det en del uklarheter i norsk litteratur mellom de to artene; havsil og småsil. Småsil kalles kysttobis på dansk, og beskriver godt hvor man finner denne. Småsil finnes på grunt vann (Reay, 1970), og sjeldent dypere enn på 10 meters dyp[2]. Samtidig er det vanlig at havsilen også lever helt inn i fjæresteinene på grunt vann, men hovedsakelig lever den på dypere vann og ned til 150 meter (Reay, 1970). De to artene har et svært likt utseende, og i noe norsk litteratur forveksles andelen småsil med havsil i de kommersielle tobisfangstene i norsk sone i Nordsjøen (f.eks. Pethon, 2019). På tobisbankene i norsk sone av Nordsjøen (Figur 1) dominerer havsilen totalt, og over 99% av individene som fanges kommersielt her er havsil. Faktisk er ikke småsil blitt observert en eneste gang på noen av de årlige tobistoktene som Havforskningsinstituttet har gjennomført i norsk sone av Nordsjøen siden 2005, mens glattsil og uflekket storsil er funnet på en trålstasjon for hver art gjennom en 15 års periode på henholdsvis Vikingbanken og Østbanken. Storsil derimot er mer vanlig og fanges regelmessig på tobisbankene i norsk sone av Nordsjøen, men sjeldent i store kvantum.

Tabell 1. Oversikt over silarter i norske farvann.

Norsk Navn	Vitenskaplig navn	Engelsk navn	Utbredelse
Havsil	*Ammodytes marinus* (Raitt 1934)	Lesser sandeel	Bretagne til Novaya Zemlya, Island, Øst-Grønland, sørvestlige Østersjøen
Småsil	*Ammodytes tobianus* (Linneus 1758)	Small sandeel	Sørlige Portugal til Kola, Østersjøen, Island. Vestlige middelhavsøyer
Glattsil	*Gymnammodytes semisquamatus*	Smooth sandeel	Nordsjøen, sørlige del av norskekysten, Shetland, kysten av de Britiske øyer
Storsil	*Hyperoplus lanceolatus*	Greater sandeel	Fra Murmansk til Svalbard, til Portugal, Nordsjøen, Østersjøen, Island, Britiske øyer
Uflekket storsil	*Hyperoplus immaculatus*	Corbin's sandeel	Bretagne, vest av De britiske øyer, Nordsjøen

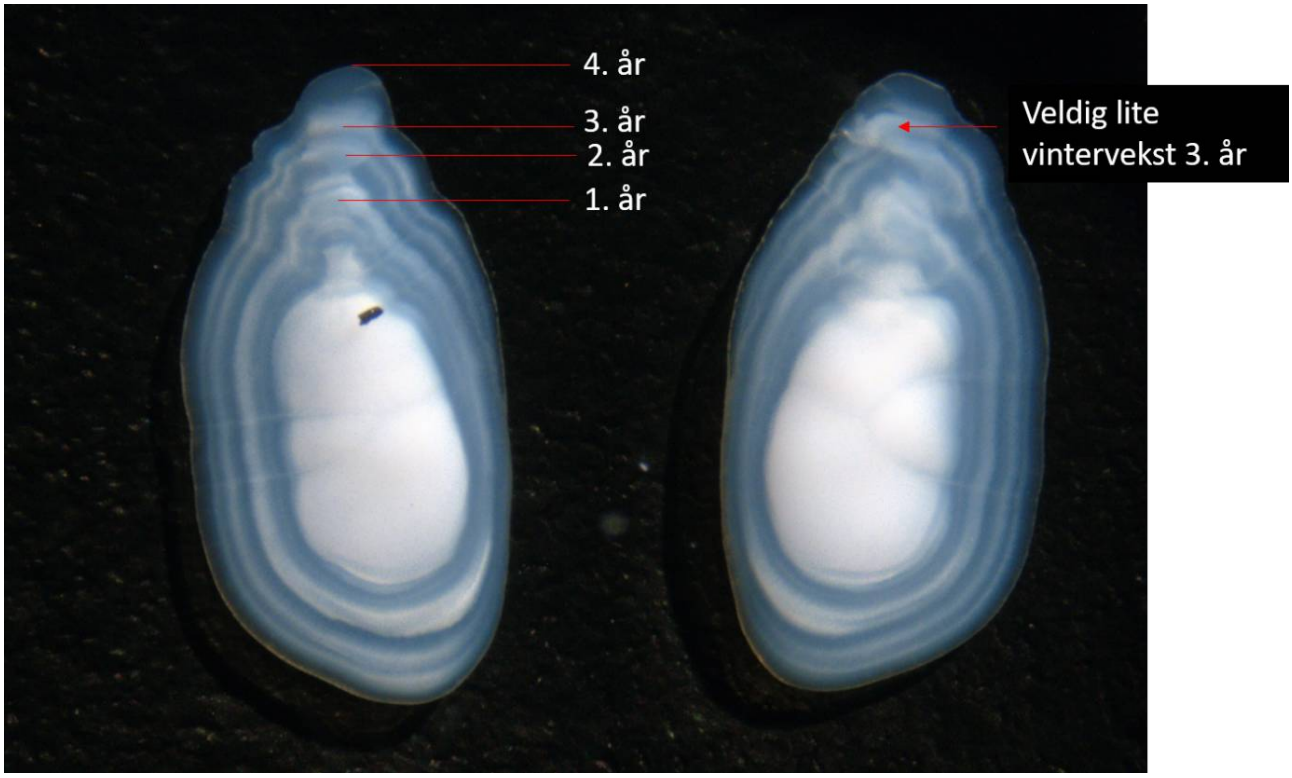
3.2 - Havsil

Fokuset i denne rapporten vil være på havsil (*Ammodytes marinus*) grunnet rollen den har som en nøkkelart i økosystemet i Nordsjøen. De største tetthetene av havsil finnes i Nordsjøen, der man har drevet et kommersielt fiskeri etter havsil siden begynnelsen av 1950-tallet med årlige landinger på opptil 1,2 millioner tonn (ICES, 2020). Den geografiske utbredelsen av havsil er stor, og i tillegg til Nordsjøen finnes den i Barentshavet, rundt Grønland, ved Island, Færøyene og Shetland, i Irskesjøen og Østersjøen, i den engelske kanal og helt sør til 49°N (Reay, 1970). Den finnes også langs hele norskekysten (Bergstad et al., 2013).

3.3 - Livshistorie og årssyklus

Litteraturen sier at havsil kan bli 10 år gammel og opptil 25 cm lang[3], men Havforskningsinstituttet har alderslest ørestein fra havsil til å være minst 11 år og det er fanget individer med totallengde på 26 cm. Når man regner ut alder

på en havsil antar man at den er født 1. januar. Figur 1 viser hvordan man teller vekstsoner for å regne seg frem til alder.



Figur 1. Otolitt fra en fire år gammel havsil med totallengde 18,0 cm og individvekt på 20 gram (Foto: Åse Husebø, Havforskningsinstitutttet).

Havsil blir som oftest gyteklar som 2-åring (Gauld & Hutcheon, 1990; Boulcott et al., 2007), men noen individer gyter allerede som ettåringer, og noen først som treåringer. Alder ved førstegangs gyting avhenger av individveksten der rask vekst fremskynder gytingen (Boulcott et al., 2007). Gytingen foregår hovedsakelig i perioden desember til januar (Macer, 1966; Bergstad et al., 2001), og hvert hunnindivid produserer mellom 2700 og >15000 egg (Gauld & Hutcheon, 1990) der de største individene legger flest egg. Eggene som har en klistrete overflate, legges på havbunnen der de klistres fast til underlaget av grus og sand (Proctor et al., 1998).

Larvene klekkes typisk i perioden februar og mars (Macer, 1966; Wright & Bailey, 1996), men klekketidspunktet varierer med sjøtemperaturen så det er en del variasjon i rom og tid på når klekkingen foregår (Smigielski et al., 1984; Wright & Bailey, 1996; Régnier et al., 2018). Etter klekking flyter larvene opp og fordeler seg over mesteparten av vannsøylen (Conway et al., 1997).

Sammenlignet med mange andre marine fiskearter kan havsillarver overleve i ganske lange perioder uten mat (Wright & Bailey, 1996). Grunnen er at havsil (og mange andre tobisarter) kan begynne å spise før hele eggeplommen er oppbrukt (Yamashita & Aoyama, 1986; Wright & Bailey, 1996). På den måten kan de spare på plommesekken til perioder med dårlig mattilgang (Smigielski et al., 1984). Lite mat i denne fasen reduserer vekst (Fortier et al.,1995) og gir økt dødelighet (Gilbert et al., 1992). I denne første larvefasen drifter larvene typisk vekk fra gyteområdene, ofte mot dypere vann (Jensen, 2001). Når de når en kroppslengde på 20-30 mm begynner de å bli mer svømmedyktige og de begynner å samle seg i større konsentrasjoner i produktive områder rundt tobisbankene (Jensen, 2001). Metamorfosen starter når larvene oppnår en lengde på 40-55 mm (Wright & Bailey, 1996), og da bunnslår de i samme tobisområder som de voksne individene lever i (Macer, 1966; Jensen, 2001; Proctor et al., 1998). Disse habitatene har et bunnsubstrat som i hovedsak består av grov sand eller grus.

Etter bunnslåingen starter det eiendommelige levesettet til havsil der de graver seg ned i bunnen og lever store deler

av livet nedgravd i et oksygenrikt sand- og/eller grushabitat (Macer, 1966; Wright et al., 2000). Om våren og tidlig sommer som er beitesesongen for havsil forlater individene bunnen omtrent ved soloppgang og danner stimer på jakt etter dyreplankton i vannmassene (Freeman, 2004; Johnsen et al., 2017). Ved solnedgang graver de seg ned igjen (Freeman, 2004; Johnsen et al., 2017). Dette mønsteret gjentar seg, men andelen individer ute av sanden varierer slik at enkelte dager og tidspunkt i beitesesongen er ikke alle individene ute av sanden (Greenstreet et al., 2006). Man vet ikke hvorfor noen individer velger å være i sanden i perioder, men det er mulig at de går i sanden etter et mislykket matsøk på morgenen, eller står i sanden når de er svært mette. Det kan også være variasjoner i de oseanografiske forholdene som påvirker motivasjonen til å gå ut av sanden for å beite. Under tobistoktene som Havforskningsinstituttet gjennomfører i april-mai, er det sjeldent større mengder havsil i sanden på dagtid (Johnsen, 2018).

Geografisk fordeling av stimer er ofte svært heterogen mellom og innenfor et tobisområde (Johnsen et al., 2017). Også når den er nedgravd varierer mengden havsil stort mellom områder og også over så korte avstander som 10 til 100 meter (Harbitz & Johnsen, 2013).

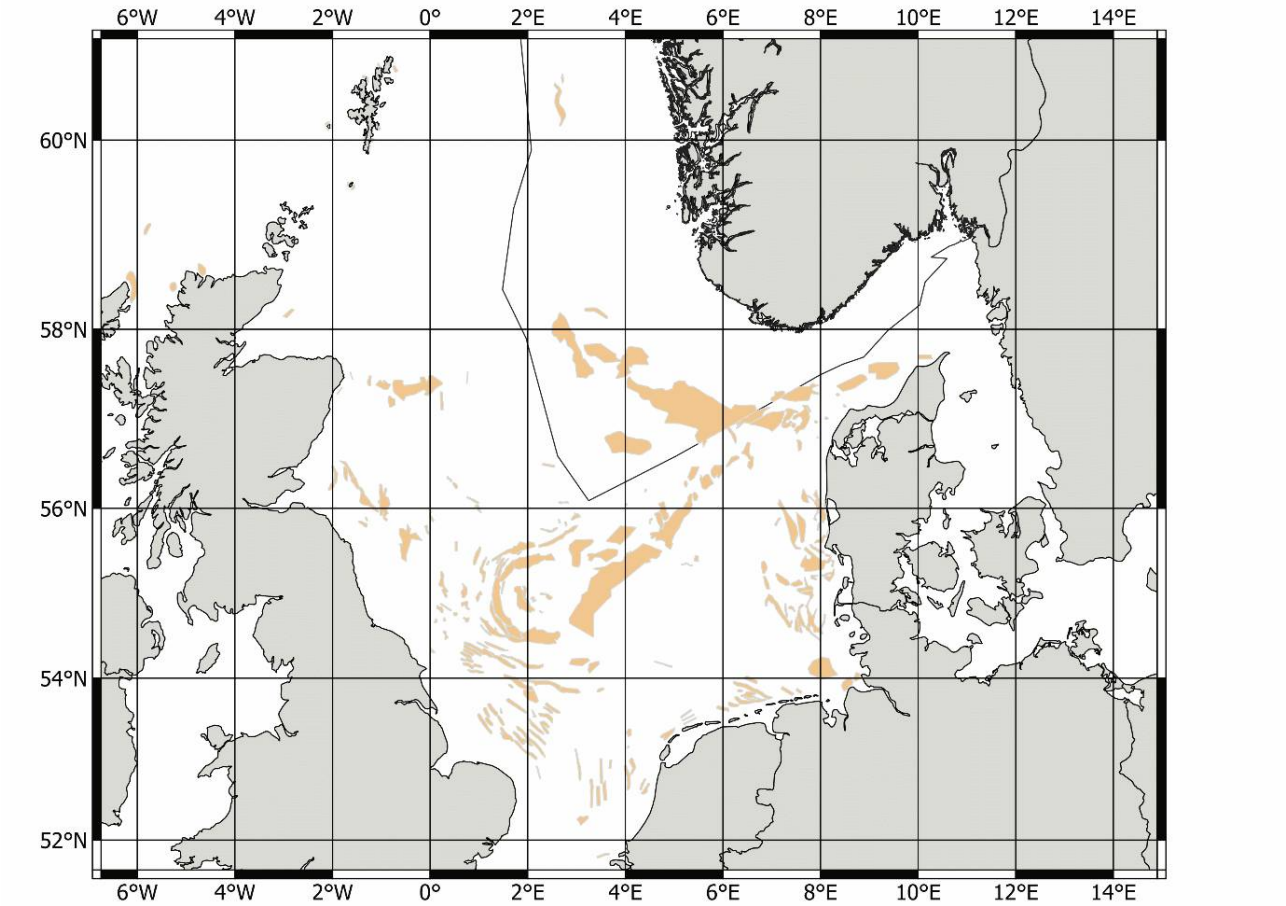
Omtrent i slutten av juni, avhengig av hvor mye havsilen har feitet seg opp, avslutter de voksne individene beitesesongen og graver seg ned frem til gyteperioden som foregår i perioden desember-januar (Winslade, 1974; Wright et al., 2000; Høines & Bergstad, 2001). Etter gytingen graver havsilen seg ned i sanden frem til beitesesongen starter opp igjen. Yngelen klarer sjeldent å feite seg nok opp i juli til å kunne overvintre helt til neste vår, så de fortsetter gjerne å søke etter dyreplankton utover høsten inntil de er feite nok til å overvintre. En del individer fortsetter matsøkingen helt til begynnelsen av oktober og november (Bergstad et al., 2002). Typisk, er det også de yngste individene (1-åringene) som starter matsøkingen om våren siden de har minst matreserver (Kvist et al., 2001).

Tabell 2. Skjematisk oversikt over atferd gjennom et år (hovedperiode = rødt; forekommer regelmessig = oransje).

	Jan.	Feb.	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des.
Egg i sanden												
Klekking												
Spredt larvefordeling												
Konsentrert larvefordeling												
Bunnslåing av yngel												
Beitesesong nullåringer												
Beitesesong ettåringer og eldre												
Gyting												
Overvintring i sand												

3.4 - Habitat og utbredelse

Havsil lever store deler av livet nedgravd i bunnen og er derfor sterkt avhengig av bunnforhold bestående av grov sand eller fin grus med gode oksygenforhold (Macer, 1966; Wright et al., 2000; Holland et al., 2005). Den sterke tilknyttingen til egnet bunnhabitat medfører at havsilen er flekkvis fordelt i Nordsjøen (Jensen et al., 2011). Når bestanden av tobis vokser ser det ut som bestanden utvider sitt utbredelsesområde (Johnsen, 2018), men kjerneområdene er som vist i Figur 2.



Figur 2. Tobisområder (gule polygoner) i Nordsjøen (Modifisert figur basert på Sundby et al. 2017).

3.5 - Havsilens betydning i økosystemet

Tobishabitatene er svært viktige områder da havsil beiter på plankton (Macer, 1966; Van Deurs et al., 2014) og overfører energi til høyere trofisk nivå som fisk, sjøfugl og sjøpattedyr (Furness, 1990; Furness, 2002). Det er påvist at endringer i rekrutteringen og mengde av havsil har stor effekt på klekkesuksess hos sjøfugl (Furness & Tasker, 2000). Flesteparten av disse studiene er gjort på fuglebestandene som hekker i Storbritannia (f.eks. Harris & Wanless, 1997; Wanless & Harris 1998; Lewis et al., 2001), men havsil er helt klart et svært viktig byttedyr for mange sjøfugl rundt hele Nordsjøen under hekkesesongen (Monaghan, 1992; Wanless et al., 1998). Havsil inngår også som et meget viktig byttedyr for en mengde sjøpattedyr (Das et al, 2003) og fisk (Furness, 2002), og endringer i mengde av havsil påvirker fordelingen av for eksempel vågehval (Boer, 2010). Også i norske kystnære farvann er det påvist hvor viktig havsil er for sjøpattedyr, sjøfugl og fisk (se Bergstad et al., 2013).

4 - Fiskeri, bestandsinndeling og -utvikling for havsil

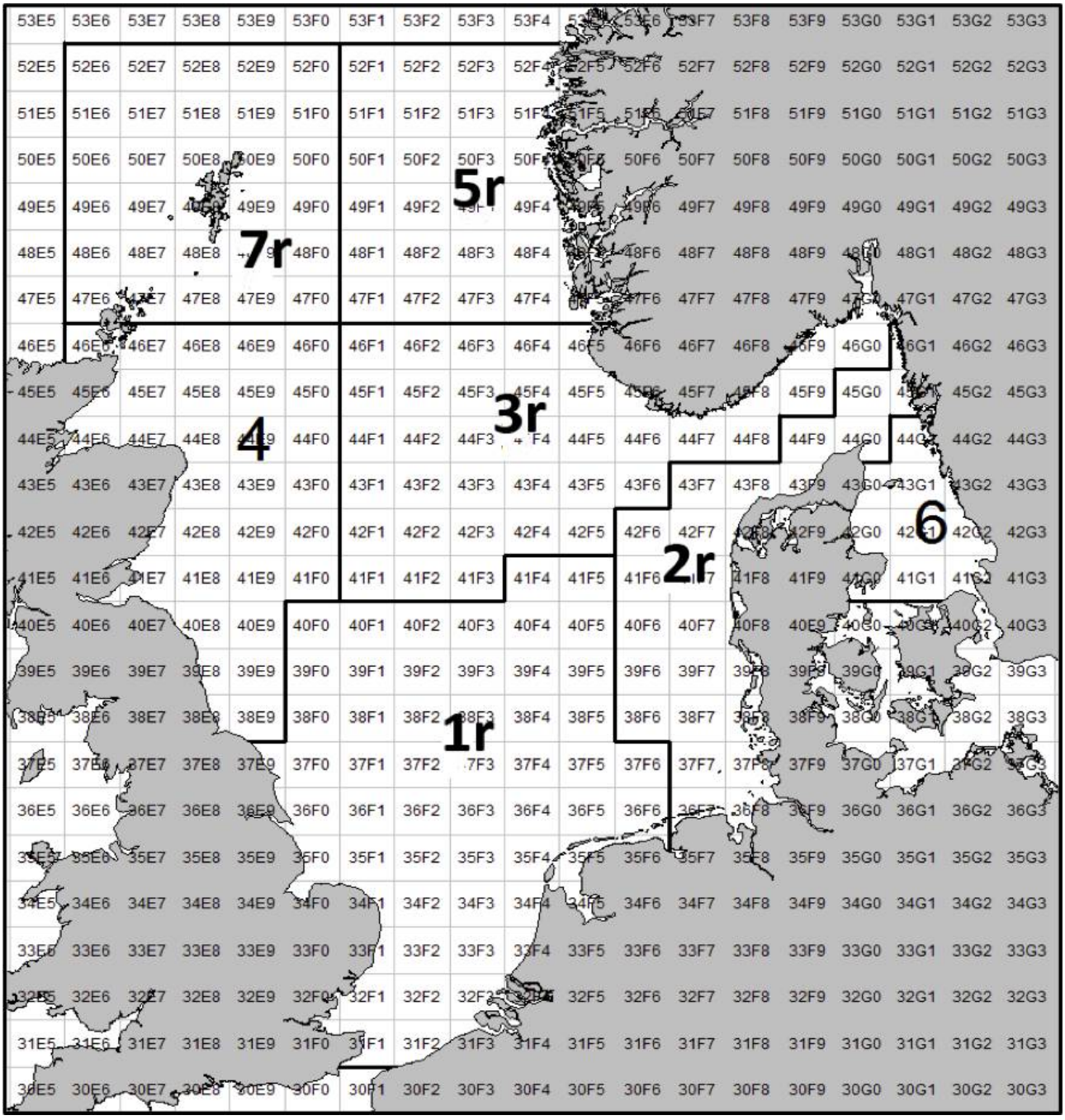
4.1 - Fiskeriet

I all hovedsak er det Danmark og Norge som driver et tobisfiske i Nordsjøen der man tråler på dagtid når havsilen samler seg i stimer på jakt etter dyreplankton. Over tid har det vært store endringer i hvilke tråler som brukes, men i dag brukes store bunntråler med et relativt lett bunngir med en trålhøyde på opptil 40 meter som kan dekke nesten hele vannsøylen. Trålingen foregår på slett grus og sandbunn da man ikke kan tråle på steinbunn med denne type trål. Trålsekken er småmasket (~18 mm) for å unngå at fisk rømmer gjennom maskene, og typisk trålhastighet er 2,5-3 knop. I henhold til den norske forvaltningsreguleringen på tobis kan man fiske tobis i norsk sone i perioden 15. april – 23. juni. I EU farvann er sesongen 1. april – 31. juli. Denne sesongbegrensingen hindrer et stort yngelfiske på høsten, noe som var et problem tidligere. Flåten har endret seg dramatisk i løpet av de siste tiårene med en sterk reduksjon i antall fartøy. Samtidig har de aktive fartøyene blitt større. Nå er det ca. 100 danske og litt under 30 norske trålere i tillegg til noen få svenske fartøy som fisker tobis (ICES, 2017).

4.2 - Historisk forvaltning

Fisket etter tobis startet i 1950-årene, men utviklet seg raskt i begynnelsen av 1970-årene der man årlig fanget mellom 0,5 og 1,2 millioner tonn med tobis. Inntil 2003, var det få kvotebegrensninger utover det at man ikke burde øke fisketrykket mer enn fjoråret (Greenstreet et al., 2006; ICES, 2010). I praksis var derfor dette et fritt fiskeri som typisk startet i mars og ble avsluttet i oktober. Om høsten kunne store deler av fangsten bestå av yngel. Utgangspunktet for denne forvaltningen var antagelsen om at fiskeriet i stor grad var selvregulerende slik at redusert bestand ville medføre lave fangstrater og et ikke-økonomisk fiskeri og dermed redusert innsats.

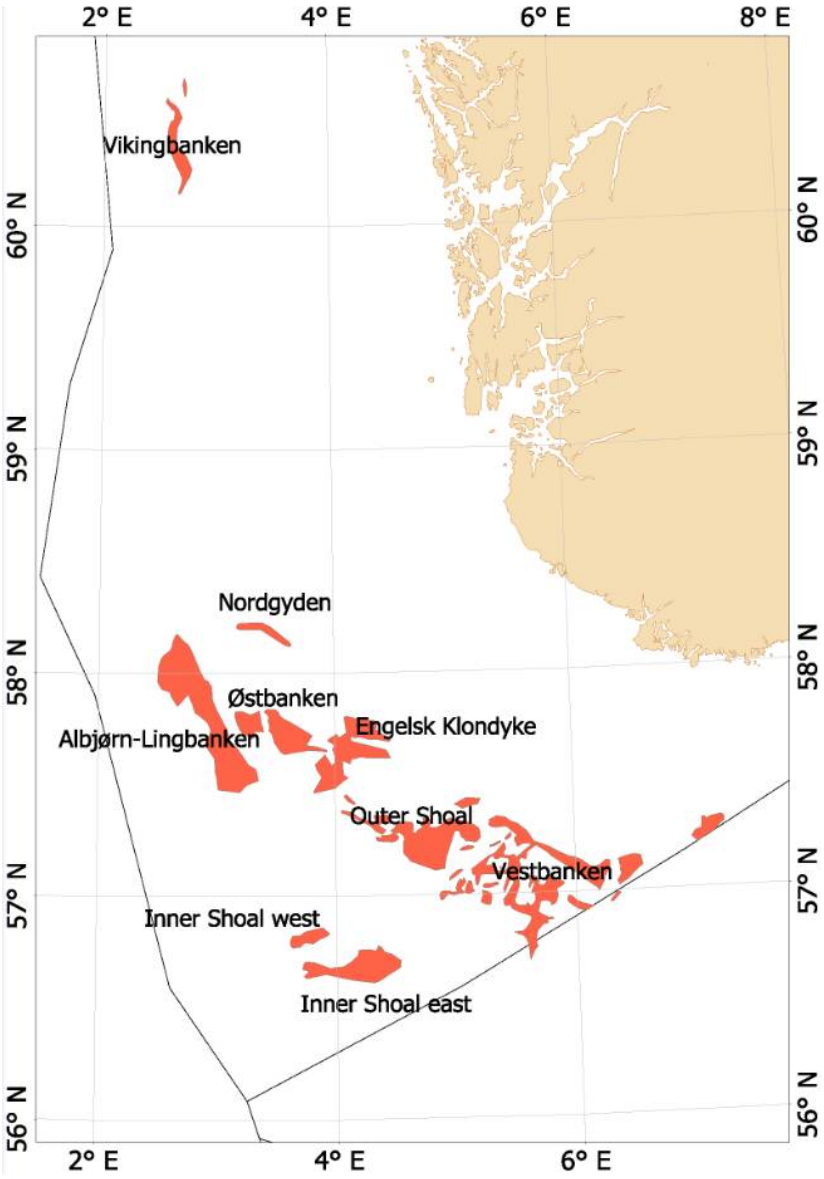
På slutten av 1990-årene ble det økt fokus på at fiskeriet kunne ha lokale negative påvirkninger på økosystemet. For å sikre mattilgang for sjøfuglene utenfor Skottland ble det laget et større forbudsområde for tobistrålerne i 2000 (Fredriksen et al., 2004). Samtidig ble det et større fokus på at det var regionale forskjeller i rekruttering, vekst og alder ved kjønnsmodning (Protector et al., 1998), men det ble gitt et felles kvoteråd og en global kvote for Nordsjøen og omliggende områder helt frem til 2010 (ICES, 2010). I forbindelse med arbeidet med revidering av bestandsvurderings-metodikken ble det besluttet å dele Nordsjøen inn i 7 forskjellige bestandsvurderingsområder (ICES, 2010) basert på forskjeller i vekst, kjønnsmodning og larvespredning predikert med larvedriftmodeller (ICES, 2010). Siden 2011 har kvotene blitt gitt per område som vist i Figur 3 (ICES, 2010; ICES, 2017; ICES, 2020).



Figur 3. ICES bestandsområder. Denne områdefordelingen ble etablert i 2011, men etter en mindre revisjon i 2017 ble grensene som vises i dette kartet etablert fra og med fiskerisesongen 2018 (ICES, 2017).

Fra begynnelsen av 2000-tallet opplevde man en generell nedgang i tobisbestandene i Nordsjøen, men nedgangen var særlig stor i norsk sone (ICES, 2010; Johannessen & Johnsen, 2015). Situasjonen var kritisk ettersom kvoterådene som ble gitt for hele Nordsjøen ikke tok spesifikt hensyn til bestandssituasjonen i norsk sone, og tillot i teorien en stor fiskeriinnsats i norsk sone. For å unngå et for stort lokalt fiskepress på disse utsatte tobisbankene ga HI tilleggsråd som begrenset fiskeriaktivitet i norsk sone (ICES, 2010). Situasjonen skapte støy og uforutsigbarhet for det norske tobisfisket. Med dette som utgangspunkt fikk HI og Fiskeridirektoratet i oppgave fra Fiskeri- og kystdepartementet å lage en nasjonal forvaltningsplan for tobis i norsk del av Nordsjøen. Grunnet den uoversiktlige situasjonen, og med et klart behov for bedre informasjon startet HI et toktprogram i 2005 med målsetning om å kartlegge utbredelse og bestandsutvikling av havsil i norsk sone. Med nye toktdata og mer grundige studier av fiskeridataene ble det vist at særlig ett tobisbankområde «Vestbanken» hadde høyere tetthet av voksen havsil og en jevnt høyere rekruttering i en årrekke (Johannessen & Johnsen, 2015) (Figur 4). Dette området bestod av mange små sandbanker klemt innimellom

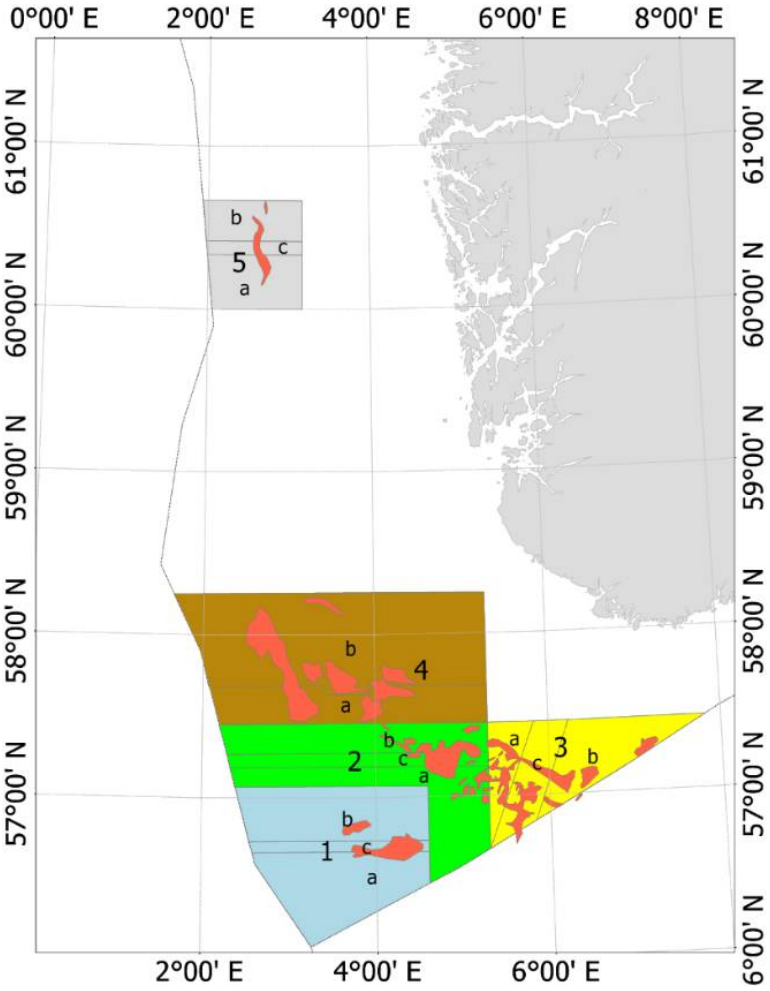
steingrunner, der disse små sandbankene fungerte som et naturlig reservat da de var for små til at tobistrålerne kunne operere der. I motsetningen til Vestbanken domineres de andre tobisområdene i norsk sone av større sammenhengende sandbanker, og analysene viste at disse bankene hadde vært utsatt for et mer geografisk homogent fisketrykk. Disse bankene manglet naturlig beskyttelse for gytebestanden, og det så ut til at rekrutteringen generelt var dårligere her enn på Vestbanken. Disse observasjonene var sentrale under utarbeidelsen av den nasjonale områdebaserte forvaltningen (ICES, 2010; Johannessen & Johnsen, 2015) da de indikerte at en bevaring av den lokale gytebestanden økte sannsynligheten for en bedre lokal rekruttering.



Figur 4. Tobis fiskefelt i norsk sone av Nordsjøen.

4.3 - Norsk områdeforvaltning av havsil

Fra og med 2010 (2010 var et forsøkssår) har havsil i norsk sone blitt forvaltet i henhold til en nasjonal områdebasert forvaltningsmodell. Med forbedret overvåkningsmetodikk og økt kunnskap om vekst og rekrutteringsmønster ble forvaltningsmodellen modifisert i 2014, 2017 og senest i 2020. Figur 5 viser områdeinndelingen av de fem nåværende forvaltningsområdene. De tidligere områdeinndelingene er vist i Vedlegg 2.



Figur 5 . Forvaltningsområdene i norsk sone (Områdeinndelingen er gyldig fra 2020). De røde feltene inni forvaltningsområdene viser de viktigste tobisfeltene.

Hvert forvaltningsområde som er inndelt i underområder (Figur 5), skal holdes stengt for tobisfiske inntil bestanden av havsil innen området vurderes til å være stor nok til å tillate et fiske. Dersom et område blir åpnet for fiske skal alltid enten dets «A» eller «B» underområde forbli stengt gjennom sesongen. Det nordligste forvaltningsområdet «5» har vært stengt siden man startet med denne forvaltningsmodellen, mens minst ett av områdene i den sørlige delen har vært åpent for fiske siden 2011 (Tabell 3). For forvaltningsområdene 1-4 blir det gitt en felles tobiskvote, men de stengte underområdene sikrer at en del av den lokale havsilbestanden innen et forvaltningsområde alltid vil overleve fiskerisesongen selv om flåten skulle konsentrere hele fisket på kun ett av disse forvaltningsområdene.

I forkant av fiskerisesongen (ca. 1. februar) blir det gitt et foreløpig og forsiktig kvoteråd (Tabell 3). På dette tidspunktet har man relativt sikre prediksjoner på forventet mengden av to år og eldre individer, mens prediksjonene av mengde ettåringer og den individuelle vekten er mye mer usikker (Johnsen, 2020). Derfor gjennomfører HI et akustisk tråltokt tidlig i fiskerisesongen for å få oppdatert informasjon om geografisk fordeling, rekruttering og total biomasse av havsil (Johnsen, 2020). Resultatene fra dette toktet gir grunnlag for et oppdatert og endelig kvoteråd som blir gjeldende fra ca. 15. mai (Tabell 3).

I tillegg til områdebegrensningene og foreløpig råd inkluderer den norske forvaltningsmodellen flere punkter som sikrer en bærekraftig høsting av havsilbestanden (se Vedlegg 2).

Tabell 3. Kvoteråd og landinger for perioden 2010-2021 i norsk økonomisk sone. Se vedlegg 2 for å se områdekart for periode 2011-2019, og Figur 5 for områdekart for 2020.

År	Foreløpig råd		Endelig råd i mai		Landinger
	Kvoteråd (tonn)	Åpne underområder	Kvoteråd (tonn)	Åpne underområder	(tonn)
2010	20 000	1b, 2b, 3b	50 000	1b, 2b, 3b	50 471
2011	60 000	1a, 2a, 3a	90 000	1a, 2a, 3a	90 170
2012	40 000	1b, 2b, 3b	40 000	1b, 2b, 3b	41 231
2013	20 000	3a	20 000	3a	9 827
2014	15 000	3b, 3c	90 000	2a, 3b, 3c, 4b	83 262
2015	100 000	2b, 3b, 3a	100 000	1b, 2b, 3a, 3b, 4a	101 574
2016	40 000	1b, 2a, 3a, 3b	40 000	1b, 2a, 3a, 3b, 4a	41 567
2017	50 000	1b, 1c, 2b, 2c, 3c, 3b, 4a	120 000	1b, 1c, 2b, 2c, 3c, 3b, 4a	120 938
2018	70 000	1b, 1c, 2a, 2c, 3a, 3b, 4b	70 000	1b, 1c, 2a, 2c, 3a, 3b, 4b	70 051
2019	55 000	1b, 1c, 2b, 2c, 3b, 3c, 4a	125 000	1b, 1c, 2b, 2c, 3b, 3c, 4a	125 046
2020	70 000	1a, 1c, 2b, 2c,3b,3c, 4a	250 000	1a, 1c, 2b, 2c,3b,3c, 4a	250 000
2021	110 000	1b,1c, 2a, 2c, 3a, 3c, 4b	145 000	1b,1c, 2a, 2c, 3a, 3c, 4b	146 442

4.4 - Havsil i norsk sone

I norsk sone av Nordsjøen er det naturlig å strukturere tobisområdene inn i to hovedområder. I nordlig del, langt unna andre tobisfelt finner man Vikingbanken som tidligere har hatt store forekomster av havsil. I sørlige tobisområder er det langt større og flere tobisområder (Figur 4; Tabell 4). Forvaltningsområdene er vist i Figur 5, tobisområdene med navn er vist i Figur 4 og ICES områdene er vist i Figur 3.

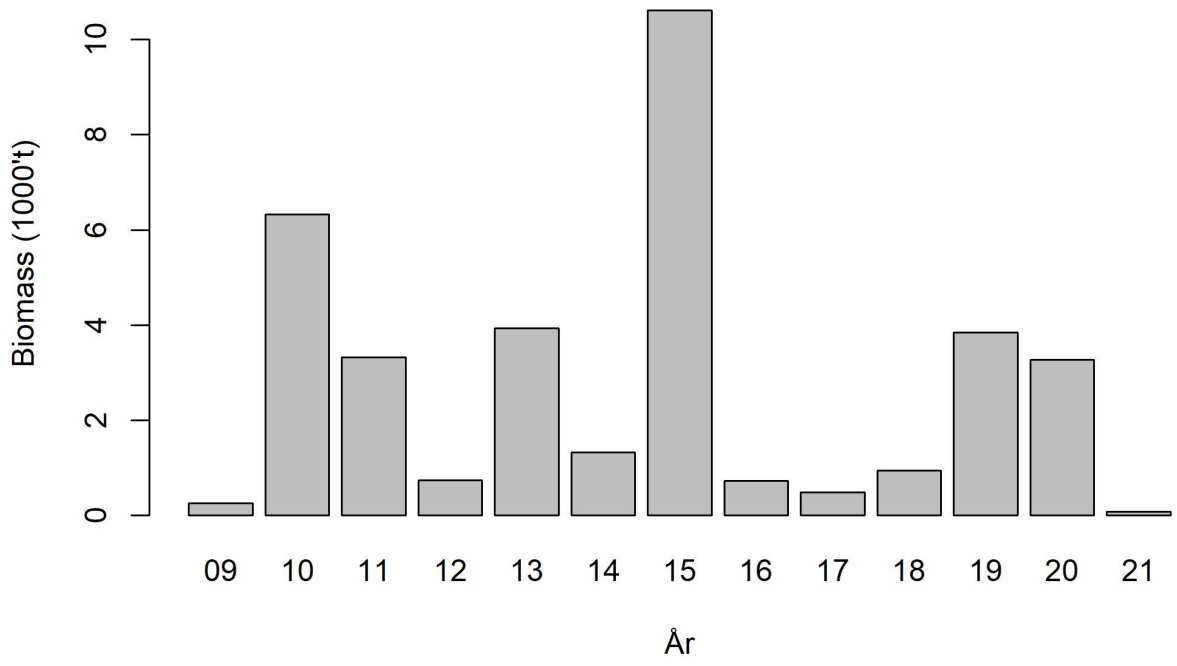
Tabell 4. Navn på de tobisområder i norsk sone av Nordsjøen.

Hovedområde	Tobisområde	Forvaltningsområde	ICES område
Nord	Vikingbanken	Område 5	5r
Sør	Nordgyden	Område 4	3r
Sør	AlbjørnLing	Område 4	3r
Sør	Østbanen	Område 4	3r
Sør	Engelsk Klondyke	Område 4	3r
Sør	Outer Shoal	Område 2	3r
Sør	Vestbanken	Område 3	3r
Sør	Inner Shoal*	Område 1	3r

*Inner Shoal er vist som Inner Shoal East og Inner Shoal West i Figur 5.

4.4.1 - Nordlige tobisområder

Vikingbanken er den eneste definerte tobisbanken i nordlige tobisområde, og er omringet av nærliggende oljeaktivitet ved Oseberg, Brage og Veslefrikk. Tobisbestanden på Vikingbanken har vært kritisk lav siden slutten av 1990-tallet, og den siste gode rekrutteringen var i 1995 da norske og danske trålere fisket over 150 000 tonn på Vikingbanken (ICES, 2020). De påfølgende årene var også fiskeriet relativt godt, men sannsynligvis ble det i hovedsak fisket på 1995-årsklassen. Siden begynnelsen av 2000-tallet har det ikke blitt høstet noe havsil fra Vikingbanken. De årlige tobistoktene siden 2009 viser at bestanden fremdeles er kritisk lav. Biomasseestimatene for Vikingbanken har variert fra under 500 tonn til 12 800 tonn (Figur 6), og ingen sterke årsklasser har rekruttert her siden 1995.



Figur 6 . Estimert biomasse på Vikingbanken (Johnsen, 2021).

Basert på den dårlige bestandstilstanden i nordlige tobisområder har derfor både Havforskningsinstituttet (Johnsen, 2020) og ICES (2019) anbefalt at området forblir stengt for tobisfiske (Tabell 3).

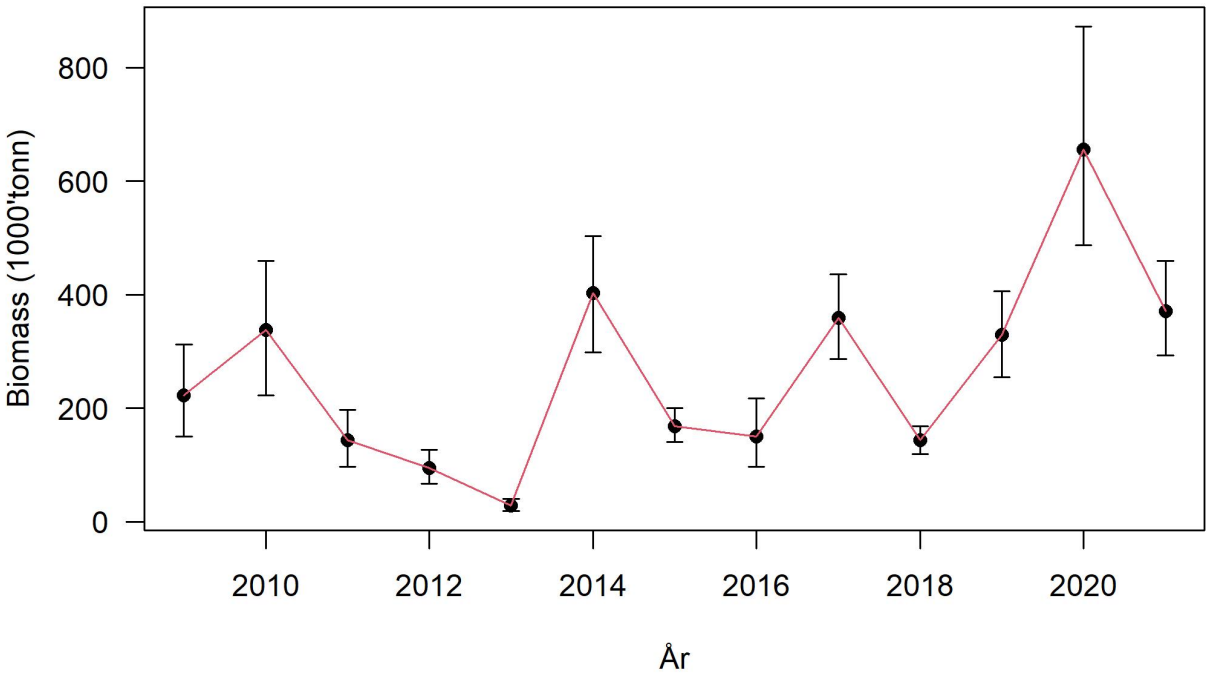
4.4.2 - Sørlige tobisområder

De sørlige tobisområdene inkluderer Nordgyden, AlbjørnLing, som var der det norske tobisfiskeriet startet midt på 1950-tallet, de historisk viktige tobisområdene på Østbanken og Engelsk Klondyke, Outer Shoal, Vestbanken og Inner Shoal (Figur 4). Alle disse områdene var viktige fangstområder frem til slutten av 1990-tallet, men fangstene falt til nær null i perioden fra 2001 til 2006 på disse bankene med unntak av Vestbanken (ICES, 2010; Johannesen & Johnsen, 2015). I denne perioden gjennomførte man ikke noen systematisk toktkartlegging av tobis, men de lave fangstene reflekterer en tilnærmet kollaps i gytebestanden og rekrutteringen av havsil i de sørlige tobisområdene i denne perioden (ICES, 2010; Johannessen & Johnsen, 2015).

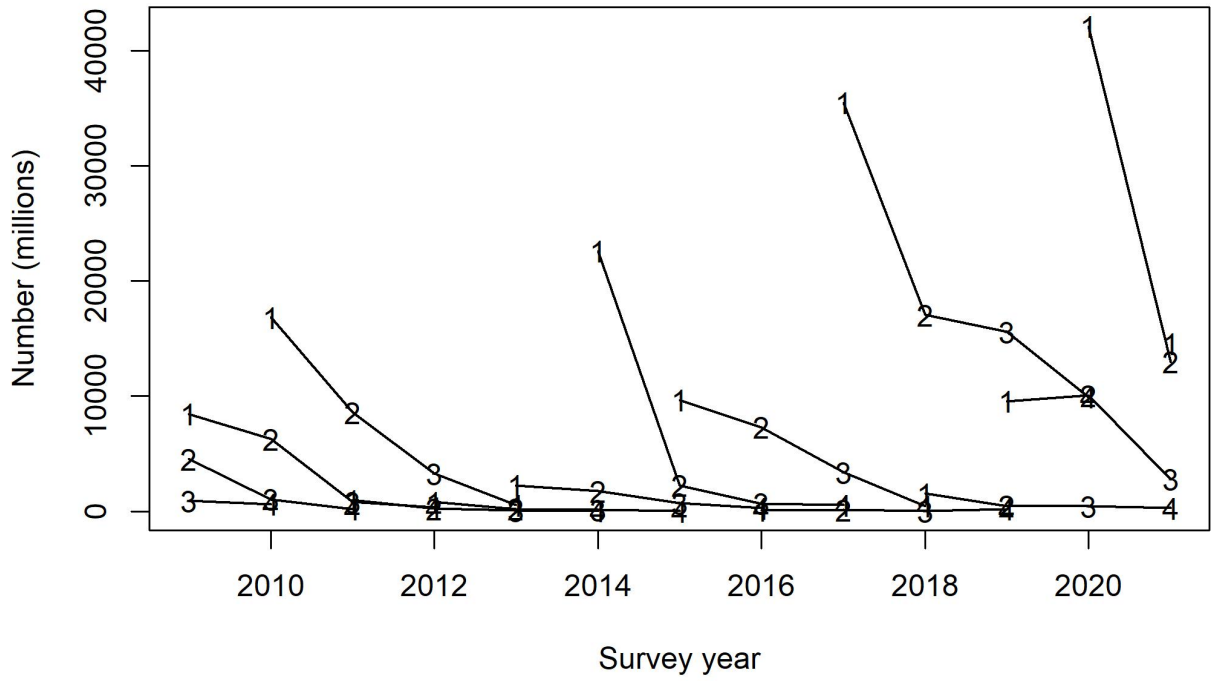
Mot slutten av 2000-tallet bedret rekrutteringen seg, og tobistoktet i 2010 avdekket at rekrutteringen av 2009-årsklassen var sterk og hadde rekruttert over store deler av det sørlige tobisområdet. Med en ny forvaltning på plass og en mer restriktiv høsting, ble gytebestanden gradvis større (Figur 7) frem mot 2011, men en svært dårlig rekruttering i 2010, 2011 og 2012 ga bestanden en ny knekk (Figur 8). Det er ofte store lokale forskjeller i rekruttering og tetthet av tobis, men gjennom den norske områdebaserte forvaltningsmodellen har man spredt fiskeriinnsatsen slik at man har sikret en rest-gytebestand. Denne geografiske spredningen av fiske i kombinasjon med et generelt forsiktig uttak har medført at langt flere individer har oppnådd en høyere alder (Figur 8) og gitt en mer stabil høy gytebestand. Da rekrutteringen bedret seg igjen fra 2013-årsklassen har den voksne bestanden bygget seg stadig sterkere og nådde en topp i 2020 (Figur 7). Mengden havsil estimert i 2020 var den høyeste i toktserien (Johnsen, 2020; Figur 7), og sannsynligvis har ikke bestanden vært høyere i dette området siden midten av 1990-tallet (ICES, 2020).

Nå er bestanden relativt godt spredt mellom de ulike tobisbankene (Johnsen, 2020; Johnsen, 2021), og for første gang i toktseriens historie var tre av fire påfølgende årsklasser over middels sterke (Johnsen, 2020). Rekrutteringen av tobis

(2019-årsklassen) var historisk sterk, antall toåringer (2018-årsklassen) var over middels høy, og den meget sterke 2016-årsklassen av tobis var fortsatt tallrik som 4-åringer. Derimot var rekrutteringen av 2017-årsklassen meget lav (Figur 8). Av alle tobisbankene i sørlige tobisområder så er det kun Nordgyden (Figur 4) som ikke har hatt en god økning i bestanden. Toktresultatene i 2021 viste en kraftig tilbakegang i biomasse fra toppåret 2020, men fremdeles er bestanden på et høyt nivå (Johnsen, 2021).



Figur 7. Biomasse estimat med 90% konfidensintervall for sørlige tobisområder (Johnsen, 2021).



Figur 8 . Estimert antall individer (millioner) per årsklasse (linjer) fra alder 1 til alder 4. Tallene i linjene viser alder på fisken (Johnsen, 2021).

4.4.3 - Kystnære tobisområder

Havsil finnes også langs hele norskekysten og i det sørlige Barentshavet og Kvitsjøen, men i motsetning til i Nordsjøen foreligger det ikke noen fangststatistikk i kystområdene av havsil eller systematisk innsamling av data som kan gi informasjon over historiske bestandsendringer (Bergstad et al., 2013). I tillegg finnes det ikke noen god nasjonal kartlegging av de viktigste kystnære tobisområder, men lokalt finnes sannsynligvis god kunnskap om hvilke områder som har en betydelig havsilbestand siden dette har betydning for tilgjengelighet av større fisk. Allerede i 1762 skriver Hans Strøm at såkalt fiske-lykke egentlig bare er kunnskap om «Hælder» eller «Siil-Støer». Med andre ord så har man lokalt lenge visst at andre arter samler seg på tobisområdene for å spise havsil, og utnyttet denne kunnskapen i kystfiskeriet (Tangen et al., 2016). For å bøte på kunnskapsmangelen om tobis langs kysten har Havforskningsinstituttet i samarbeid med Runde Miljøsenter utviklet målemetoder[4] for å kartlegge tobisbestander i grunne og kystnære farvann. I løpet av de neste årene skal man sannsynligvis starte med årlige tokt ved Runde og noen få andre utvalgte områder for å måle endringer i havsilbestanden over tid.

Selv uten en nasjonal helhetlig oversikt viser studier og rapporter at havsil (og til dels småsil) har en stor betydning som byttedyr for sjøfugl, fisk og pattedyr i kystøkosystemet (Bergstad et al., 2013) langs store deler av norskekysten.

I Tanamunningen naturreservat er det godt kjent at havsil er fordelt på flere sandlokaliteter og er et viktig byttedyr for fisk og fugl (Svenning et al., 2005; Sømme & de Ruiter, 2015; Kystverket, 2017; Sevedzem, 2019). Lengre øst i Varangerfjorden er det også dokumentert forekomster av havsil (Ruus et al., 2005).

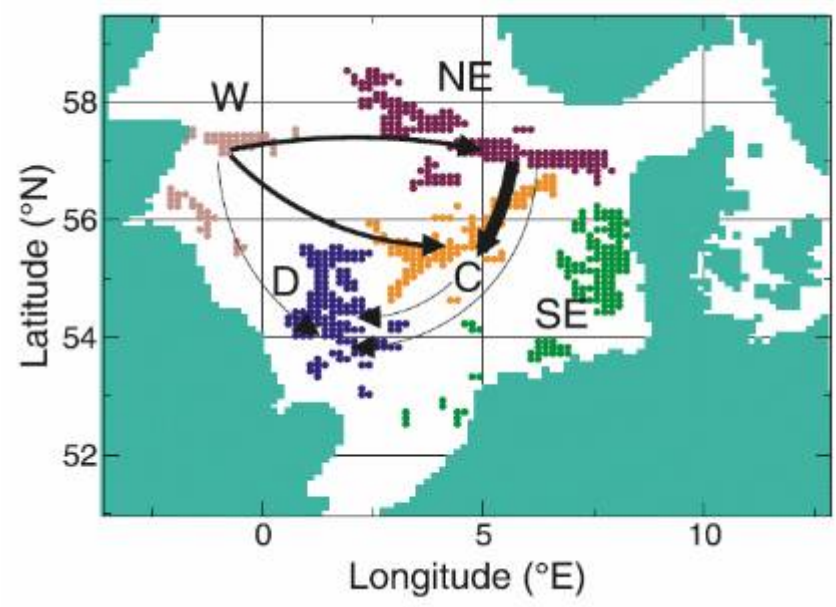
I de store undersøkelsene av sjøfuglkolonier vet man at havsil inngår som et viktig byttedyr for flere sjøfugler som krykkje, lomvi, alke og lunde. Dette er blant annet rapportert på Hornøya, Troms-Finnmark (Anker-Nilssen et al., 2006), på Anda og Røst, Nordland (Anker-Nilssen et al., 2006), på Sklinna, Trønderlag (Hillersøy, 2011), og Runde, Møre og Romsdal (Hagenlund, 2011).

Lengre sørover finnes det også havsilområder der farvannene rundt Karmøy er mest studert (Bergstad et al., 2011; Bergstad et al., 2002; Høines & Bergstad, 2001). For Sørlandet og Østlandet viser Bergstad et al. (2013) til at sil (småsil og havsil) fanges regelmessig i flere strandnotstasjoner langs hele kysten. I en studie ved Hvaler, Viken ser man også at tobis inngår som en vanlig komponent i dietten hos sel[5]

På tross av at det ikke foreligger noen god oversikt over historiske endringer av havsilbestandene langs kysten tyder mye på at det generelt har vært en sterk nedgang de siste tiårene. Tangen et al. (2016) viser til at man på Vestlandet regelmessig hadde store forekomster av tobis (sannsynligvis havsil) langs kysten i 1950-1960 årene. Dette ble mer og sjeldent, men i 2019 fikk man en kjemperekruttering av tobis over store deler av kysten mellom fra Ryfylke i sør til Trøndelag i nord [6]. Man har også sett mer lokale sterke rekrutteringer[7], men inntrykket er at det har skjedd en dramatisk nedgang i havsilbestanden (Tangen et al., 2016).

4.5 - Utveksling av individer mellom områder

Mange studier har vist at voksen havsil ikke forflytter seg mellom tobisbanker etter at individene bunnslår (Kunzlik et al., 1986; Gauld, 1990; Jensen et al., 2011; Johnsen at al., 2017), og selv om merkeforsøk har vist at individer kan forflytte seg opptil 65 km over noen år, er voksen havsil generelt svært stedbunden (Jensen et al., 2011; Johnsen et al., 2017). Eggene som klistres til sand og grus på bunnen under gytingen i desember-februar er også stedbundne. Derimot drifter individene planktonisk i den første perioden av larvestadiet (Figur 9). Larvene vil typisk drifte noe bort fra gyteområdene (Jensen, 2001), og gjennomsnittlig modellert driftsdistanse er mellom 50 og 100 km (Christensen et al., 2008). De larvene som ikke er plassert over tobishabitat der de kan grave seg ned når de er klare for bunnslåing etter ved metamorfosen vil antageligvis bli spist opp da de er sterkt utsatt for predasjon når de ikke lengre er gjennomsiktige (Christensen et al., 2008).



Figur 9. Modellert larvedrift mellom ulike områder i Nordsjøen (fra Christensen et al., 2008).

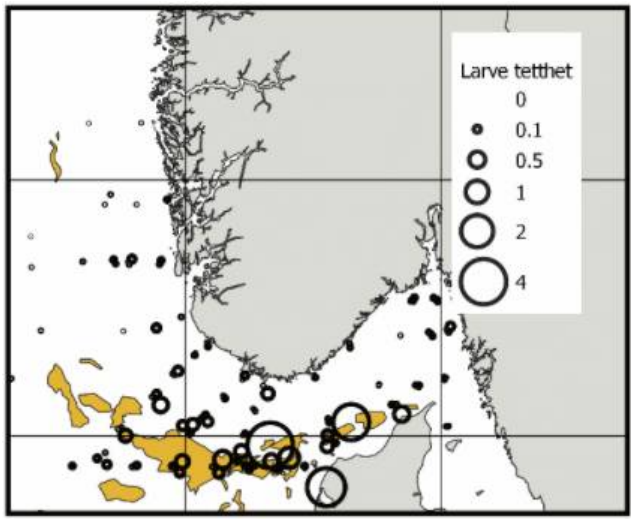
Ved en kroppslengde på 20-30 mm begynner de å bli mer svømmedyktige og de begynner å samle seg i større konsentrasjoner i produktive områder rundt tobisbankene (Jensen, 2001). Metamorfosen starter når larvene oppnår en lengde på 40--55 mm (Wright & Bailey, 1996), og da bunnslår de i de samme tobisområdene som de voksne individene lever i (Macer, 1966; Jensen, 2001; Proctor et al., 1998).

Denne livshistorien tilsier at den største utvekslingen av individer skjer i tidlig larvefase der svømmekapasiteten er dårlig. Det er uklart om larvene aktivt søker spesifikke dybdelag og strømforhold for å begrense drift og dermed holde seg nær gyteområdet i tidlig larvefase. Driftsmodellene av havsillarver inkluderer ikke en slik mulig aktiv

vertikalfordeling (Christensen et al., 2008), men selv uten et slikt ledd i modellene tyder modellprediksjonene at larvedriftdistansen fra gyteområde til posisjon for metamorfose generelt er relativt liten og i hovedsak kun noen titalls kilometer (Christensen et al., 2008; ICES, 2010). Det er larvedriften og spredningen fra disse modellene som gir faglig grunnlag for å dele bestanden av havsil inn i ulike ICES tobisområder (ICES, 2010).

Larvedriftsfasen er usikker, og i norsk sone ser det ut til lokal gytebestand er viktig for rekrutteringen innenfor en radius på noen få titalls kilometer (ICES, 2010, Johannessen & Johnsen, 2015). På den andre side viser ikke genetiske analyser noen sterke genetiske forskjeller mellom Runde, sentrale og nordlige Nordsjøen (Jiménez-Mena et al., 2019). En mulig forklaring på en liten genetisk forskjell mellom havsil fra ulike områder er at selv små mengder utveksling av larver kan viske bort genetiske forskjeller. Analyser av mikrokjemiske avsetninger i otolittene er en annen metodikk for å undersøke utveksling av larver mellom områder (Wright et al., 2018). Metoden baserer seg på at man kan sammenligne kjemi i otolittene med kart over kjemi i vannmassene for dermed å spore hvilke områder larvene har oppholdt seg i ved en gitt alder lest fra otolitten (Wright et al., 2018). Denne metoden ønsker man å bruke i norske farvann for å undersøke opprinnelse og forflyttingsmønster av de larvene man fanger på ulike steder i norsk sektor av Nordsjøen og langs kysten av Norge.

I løpet av de siste årene har Havforskningsinstituttet gjennomført flere tokt i Nordsjøen for å undersøke vertikal og geografisk fordeling av tobislarver (Falkenhaug et al., 2016). Disse fordelingene kan potensielt sammenlignes med prediksjonene fra larvedriftsmodellene. Denne valideringsanalysen er ikke gjennomført, og er identifisert som en kunnskapsmangel. Dataene fra disse toktene (Figur 10) viser at det er store forskjeller i fangstratene av tobislarver i ulike områder, men det synes som at mye larver befinner seg i tobisområdene sør i norsk sone.



Figur 10. Fordeling av tobislarver fanget i alle planktonhal i perioden 2016, 2017-2020 i Nordsjøen. Tetthet er antall per m^3. (se Falkenhaug et al. (2016) for metode).

5 - Sårbarhet

5.1 - Sårbarhet som følge av økt havtemperatur

Flere studier peker på at havsil vil være sårbar for klimaendringer i Nordsjøen grunnet to forhold. For det første vil varmere vann påvirke dyreplanktonsammensetningen. Det er forventet en fortsatt økning i varmekjære arter og en nedgang i forekomst av *Calanus finmarchicus* (Beaugrand et al., 2002) og dermed redusert mengde egnet dyreplankton for havsil (Van Deurs et al., 2009). Dette vil kunne påvirke både larveoverlevelse, veksthastighet og gytebiomasse av havsil. For det andre vil nedgravd havsil få en høyere metabolisme i varmere vann, noe som medfører redusert sannsynlighet for vinteroverlevelse og lavere mengde energireserve til gyting (Van Deurs et al., 2009; Eliasen, 2013; Henriksen et al., 2021). I tillegg viser Johnsen et al. (2017) at større tettheter med havsil øker stimformasjon og predasjonsunnvikelse, og følgelig vil en generell nedgang i mengde tobis redusere stimstrukturer og den naturlige predasjonsunnvikelsen. Havsilens avhengighet av et passende habitat på relativt grunt vann med bunnsubstrat bestående av oksygenrik grus og grov sand begrenser dens mulighet til å flytte til nye områder. Den er derfor særlig sårbar for større miljøendringer.

5.2 - Sårbare tobisområder

I norsk sone var bestanden av havsil svært lav i begynnelsen og midten av 2000-tallet (Figur 4). Det var kun Vestbanken som hadde en regelmessig rekruttering, men utover dette var gytebestanden kritisk lav og rekrutteringen dårlig. Med en ny nasjonal områdebasert tobisforvaltning på plass tillot man et begrenset fiske i noen få områder (Tabell 3), og kombinasjonen av forbudsområder og lavere høstingsgrad har medført en demografisk endring med flere eldre individer. Forbudsområdene beskytter også mot total lokal nedfisking innen et forvaltningsområde. I norsk sone har man over tid sett en re-etablering av havsil i de norske tobisområdene (Johnsen, 2020). Rekruttering hos havsil varierer sterkt, og er i stor grad naturgitt, men en større og mer spredt gytebestand øker sannsynligheten for en jevnt bedre rekruttering. I tre av de fire siste årene har rekrutteringen vært sterk (Figur 8), og bestanden i norsk sone er definert til å være god i forvaltningsområdene 1, 2, 3 og i sørlige deler av 4 (Figur 5). På Nordgyden og i nordlig del AlbjørnLing (Figur 4) er tettheten av havsil fremdeles lav (Johnsen, 2020). På Vikingbanken (forvaltningsområde 5) er bestanden kritisk lav, og det er usikkert hvordan dette økosystemet som er et viktig gyte- og oppvekstområde for andre fiskearter som torsk, hyse, hvitting, sei, lyr og gapeflyndre (Sundby et al., 2017) påvirkes av at fødetilgangen på havsil er så dårlig.

5.3 - Sårbare livsfaseperioder

Havsil er etter bunnslåing svært stasjonær og lever store deler av tiden nedgrav i oksygenrikt sediment bestående av grus og grov sand. Behovet for egnet habitat medfører at tettheten av nedgravd havsil varierer svært selv innenfor korte avstander (<100 m) (Johnsen & Harbitz, 2013).

Enhver forringelse av dette sedimentet vil negativt påvirke overlevelsen til de nedgravde individene. Tilsvarende vil redusert oksygen-gjennomstrømming i sanden eller en ytre forurensing kunne medføre en økt dødelighet i eggene som ligger klistret til sedimentene på bunnen. Gytingen foregår i desember-januar, og man har kjennskap fra andre fiskearter at gytesuksess kan reduseres ved at støy påvirker den naturlige gyteadferden. Støy kan også påvirke naturlig svømmeadferd i beitesesongen. I larvefasen fordeler larvene seg i vannsøylen der de beiter på dyreplankton, og larvene vil være sårbare for redusert mattilgang av dyreplankton og forurensning i denne fasen.

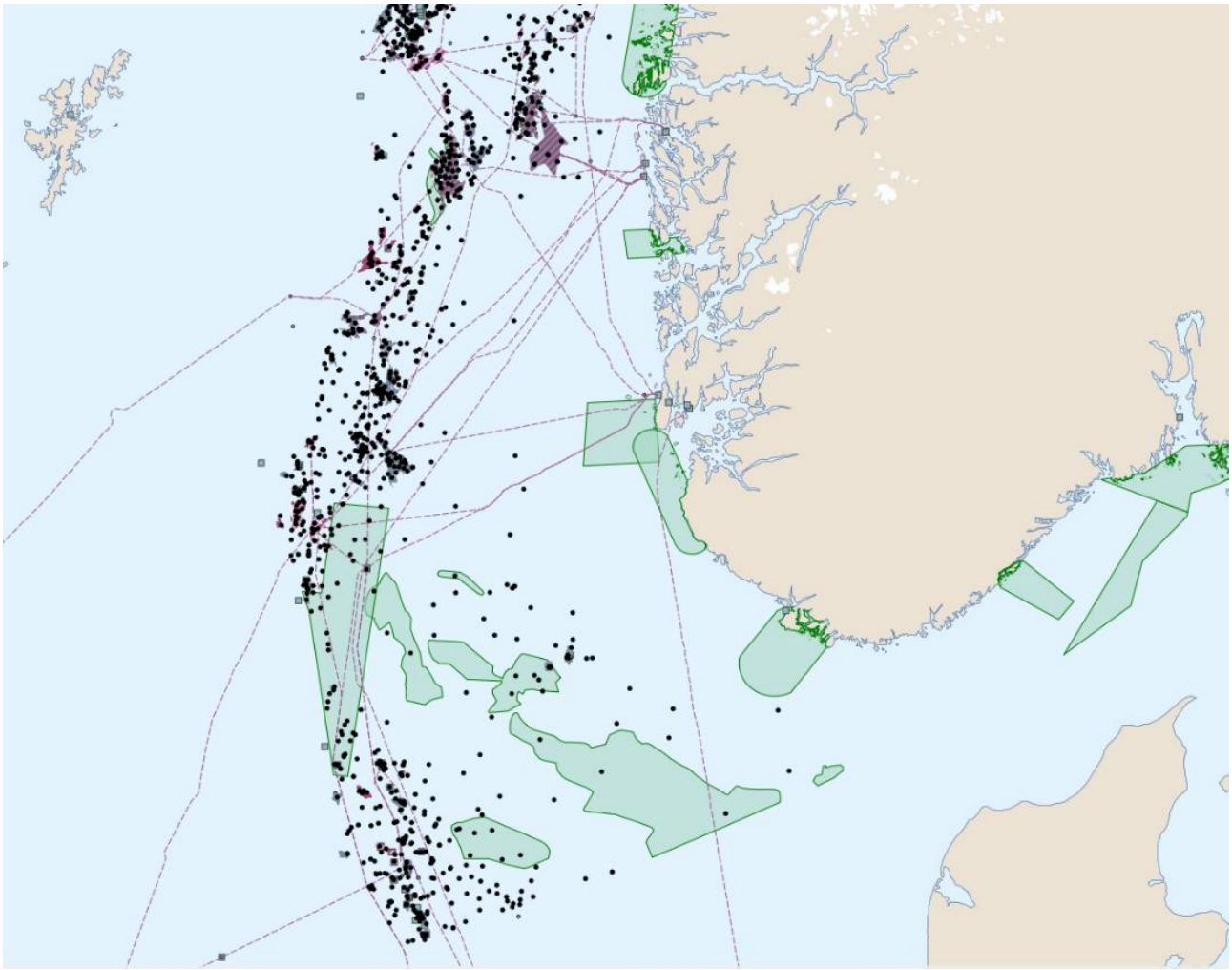
Tabell 5. Oversikt over ulike livsfaseperioder.

Livsfase	Hovedperiode
Gyting	Desember-januar
Egg i sanden	Desember-februar

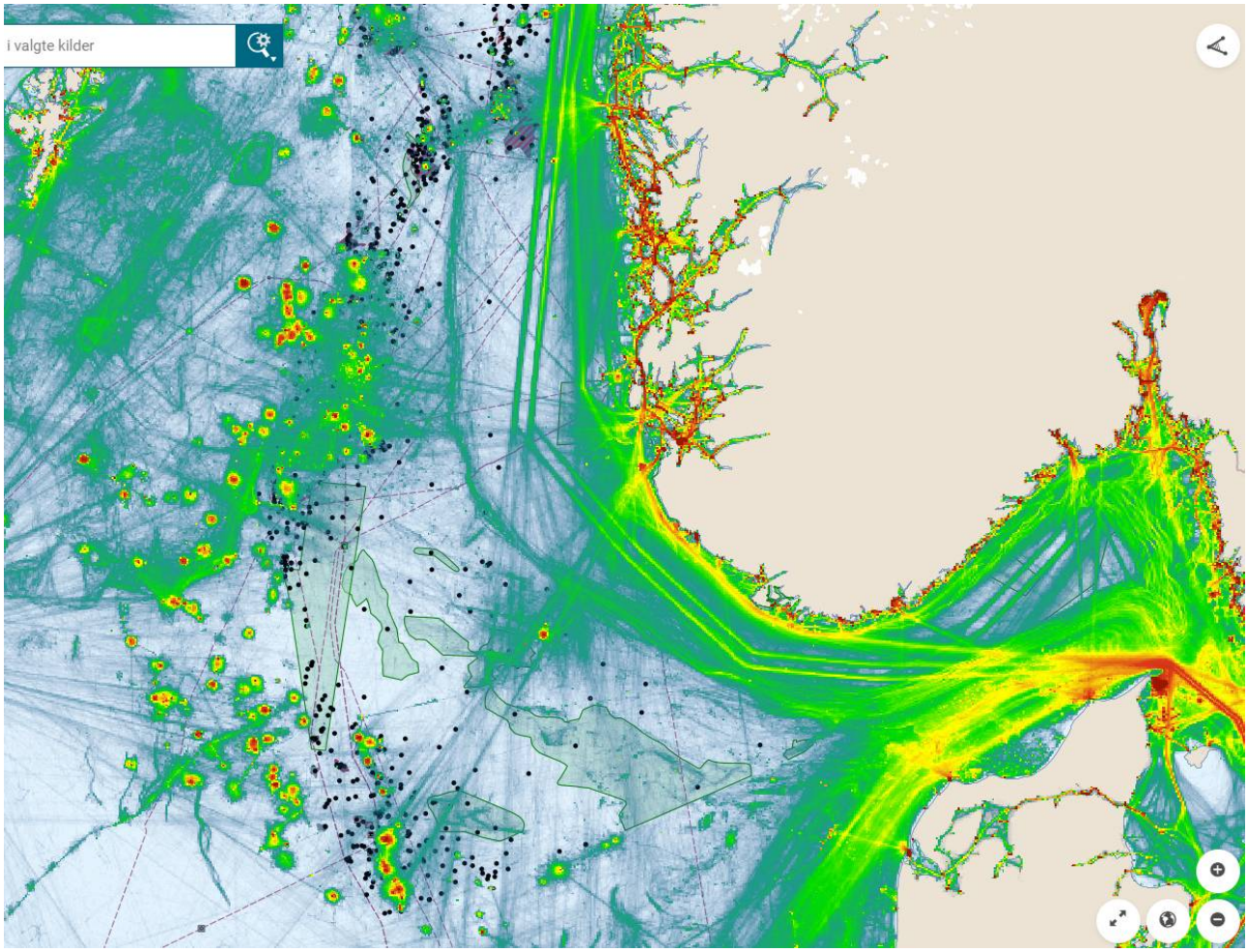
Klekking	Mars-april
Spredt larvefordeling	Mars-april
Bunnslåing av yngel	Mai-juni
Beitesesong nullåringer	Juni-september
Beitesesong ettåringer og eldre	April-juni
Overvintring i sand	August-februar

5.4 - Sårbarhet for ulike påvirkninger knyttet til petroleumsvirksomhet

Oversikt over petroleumsaktiviteten i Nordsjøen viser at tildelte lisenser, letebrønner og rørledninger overlapper med gyteområder for tobis som er definert som særlig sårbare og verdifulle områder (Figur 11). Spesielt stor overlapp i aktivitet fra olje og gassvirksomheten ser vi på tobisområdet på Vikingbanken. Det er tildelt mange lisenser i tobisområder, den siste (TFO 2020) med en lisens som overlapper med Inner Shoal. Dette forteller hvor det i fremtiden kan forventes økt aktivitet. Petroleumsaktivitet medfører også økt intensitet av skipstrafikk (Figur 12). Aktivitetene innebærer risiko for påvirkning både fra operasjonelle og akutte utslipp, samt forstyrrelser som bunnpåvirkning og støy. Vi ønsker å belyse kunnskapsstatus med hensyn på sårbarheten til havsil for ulike typer påvirkninger fra petroleumsaktiviteten i dette kapittelet.



Figur 11. Kart over SVO områder i Nordsjøen (grønn farge) sammenstilt med petroleumsaktiviteter (felt, installasjoner, rørledninger og letebrønner) (Barentswatch.no).



Figur 12. Kart over SVO områder i Nordsjøen sammenstilt med petroleumsaktiviteter (felt, installasjoner, rørledninger og letebrønner) og akkumulert skipstrafikk i 2019 (Barentswatch.no).

5.5 - Sårbarhet for bunnpåvirkning

Havsilhabitatene består av områder med bunnsediment med grov sand eller fin grus med lavt innslag av leire og silt med gode oksygenforhold. Bunnpåvirkning som medfører mindre mengde oksygen nær eller i bunnen vil redusere leveforholdene til havsil. Dette er erfart i kystnære områder (Behrens et al., 2009). I de norske områdene av Nordsjøen vil avsetninger av kjemisk forurensing på havbunnen eller borekaks, graving eller grøfting eller utplassering av større installasjoner være aktuelle problemstillinger. Ved installering av en større offshore vindpark fant man en kortvarig positiv bestandsutvikling for flere arter tobis, antageligvis som en konsekvens av mindre innslag av silt og leire i habitatet, men på litt lengre sikt forsvant den positive effekten og det så ut som mengden yngel sank i vindparkområdet sammenlignet med kontrollområdet uten at man klarte å forklare årsaken (Van Deurs et al., 2012). Fysisk aktivitet som graving og grøfting på havbunnen i havsilhabitatet kan medføre forringelse av habitatet og drepe nedgravd havsil og eggene som ligger på bunnen. Denne type inngrep vil sannsynligvis ha størst negativ effekt om vinteren mens individene ligger i dvale.

5.6 - Sårbarhet for operasjonelle utslipp

Utslipp av produsertvann og produksjonskjemikalier fra norsk og britisk sektor utgjør det største regulære utslippet i Nordsjøen. Tabell 6 viser tall for utslipp av produsertvann og kjemikalier fra Tampen-regionen og sum for hele norsk sokkel i 2020. Produsertvann inneholder svært mange forbindelser inkludert benzene, toluen, etylbenzen og xylen (BTEX), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), tungmetaller og produksjonskjemikalier. PAH profilen til produsertvann består hovedsakelig av 2- og 3-rings PAH (Meier et al., 2020; Nepstad et al., 2021). Norske utslipp av

produsertvann utgjør ca 130 mill m^3 per år og tilsvarte årlige utslipp på 1600-1800 tonn dispergert olje i perioden 2012-2016 (NOROG, 2020; OSPAR 2018a). I 2020 tilsvarte produsertvannsutslippet 1548 tonn olje. Utslippet fra Tampen-regionen utgjør ca 53 % av norske produsertvannsutslipp og tilsvarer 828 tonn olje (Tabell 6).

Tabell 6. Utslippstall for operasjonelle utslipp på Tampen-regionen og samlet tall for norsk sokkel i 2020. Kilde: Miljødirektoratet.

Felt	Produsertvann til sjø (m3)	Olje til sjø fra produsertvann (tonn)	Kjemikalieutslipp svarte stoff (tonn)	Kjemikalieutslipp røde stoff (tonn)	Kjemikalieutslipp gule stoff (tonn)	Kjemikalieutslipp grønne stoff (tonn)
BRAGE	4482469	45,93	0,02	11,76	100	128
GULLFAKS	22667004	290,77	0,03	2,52	3881	14040
GULLFAKS SØR	0	0,06		0,16	21	1331
KVITEBJØRN	0	0	0,38	1,24	1	2
OSEBERG	915048	12,77	0	31,52	262	2399
OSEBERG SØR	30993	0,97		11,55	28	208
OSEBERG ØST	0	0		4,37	1	136
STATFJORD	26092733	403,88		33,22	1113	4455
VALEMON	0	0			39	78
VESLEFRIKK	2683573	66,77	0,11	0,76	1	2
VISUND	514730	7,04	0	2,23	47	1209
VISUND SØR	0				1	78
Sum Tampen	57386549	828	0,54	99	5497	23995
Hele norsk sokkel	126347509	1548,00	7,06	408,00	14605	132515

Gjennomsnittlig strømmønster i Nordsjøen for april i perioden 1998-2008 viser at Vikingbanken ligger nedstrøms utslipp av produsertvann fra Tampen (Figur 13). Modelleringsstudier viser at produsert vann fra olje- og gassplattformer i området ved Vikingbanken og Tampen kan overstige sumPAH nivå på 20 ng/L (ppt) og at strømmønsteret også kan gå nordover fra Vikingbanken (Nepstad et al., 2021). Vi viser til kapittelet 5.6.4 under om terskelverdier for effekter fra andre arter. I dag er terskelverdi for ingen effekt på hyseembryo <10 ppb olje (Cresci et al., 2020). Hvis dette blir omregnet til sum PAH blir terskelverdien ca 0,1 ppb (100 ppt), avhengig av hvor stor andel PAH utgjør av oljen. Terskelverdi for oljepåvirkning av hyseembryoer er derfor 5 ganger høyere enn de nivåene som er blitt modellert fra produsertvannsutslipp på Vikingbanken (Nepstad et al., 2021). Vi mangler tilsvarende terskelverdier for havsil.

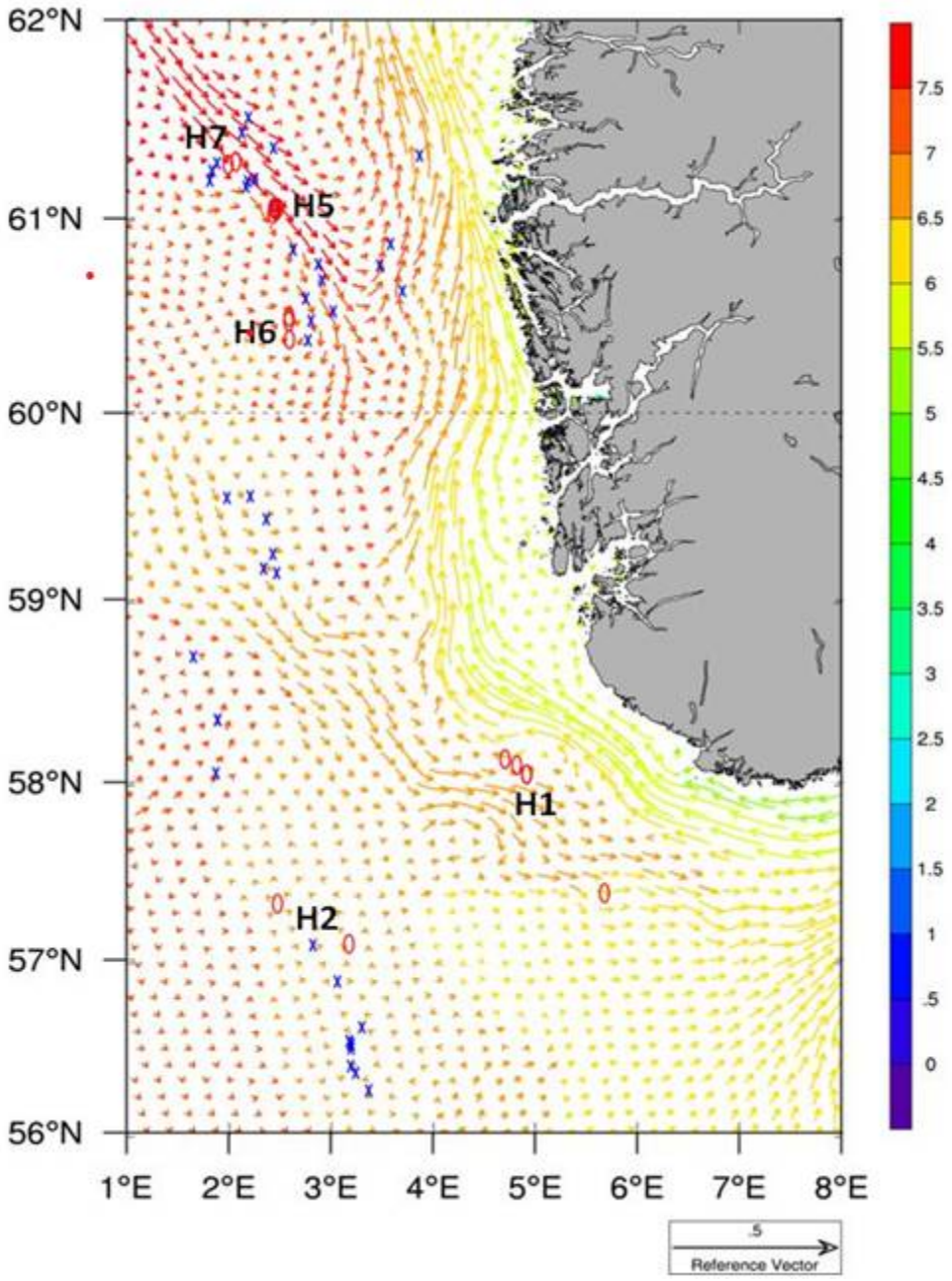
Utslipp på britisk sektor er oppgitt til å være ca 155 mill m^3 per år. Dette utgjorde årlige utslipp på 2000-2400 tonn dispergert olje i perioden 2012-2016 (OSPAR, 2018b), men vi mangler informasjon om hvor stor del av produsertvannutslippet som kommer fra britisk sektor ved Tampenområdet.

Utfelling av oljekomponenter og kjemikalier fra regulære utslipp av produsertvann fra oljeproduksjon vil kunne påvirke tilstanden til disse habitatene. Kilden til den økte eksponeringen i dette området stammer mest sannsynlig fra utfelling av oljekomponenter fra produsert vann og/eller tidligere avsatt borekaks med oljebasert borevæske (Bakke et al., 2013). Hyse er en bunntilknytta fiskeart med bunndyr, skjell og småfisk på menyen, noe som gjør den ekstra utsatt for forurenset bunnsediment.

Økte nivåer av DNA-addukter, endret fettsyreprofil og PAH-metabolitter i galle ble funnet i villfanget hyse i Tampen området i 2002 (Balk et al., 2011). Tilstandsovervåkingen fra 2011 viste at både hyse fra Tampen og fra Vikingbanken

hadde nivå av DNA addukt i leveren over EAC (Environmental Assessment Criteria) (Grøsvik et al., 2012). Tilsvarende høye nivå av DNA addukt i lever fra hyse, torsk og sei ble rapportert fra vannsøyleovervåkingen fra Tampen i 2019 (Pampanin et al., 2019). Nivåer høyere enn EAC indikerer miljørisiko og oppfølgende studier bør gjennomføres (Davies & Vethaak, 2012).

Stagg & McIntosh (1996) observerte en økning i nivåer av hydrokarboner i den nordlige Nordsjøen (5-10 ganger høyere enn bakgrunn) og økt enzymaktivitet av 7-Ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) ble målt i prøver av havsillarver og larver av torskefisk.



Figur 13. Gjennomsnittlig strømmønster i april i perioden 1989-2008 basert på ROMS modell med 4x4 km oppløsning. Strømmønster gitt ved 20 m dyp. Farger viser temperatur i °C. Blå kryss viser olje- og gass installasjoner. H1: Egersundbanken, H2: Ula området, H5: Tampen sør, H6: Vikingbanken, H7: Tampen mellom Statfjord og Gullfaks. Figur fra Grøsvik et al. (2012).

Nye feltstudier viser at dyreplankton (*Calanus sp.)* fra områder med høy oljeaktivitet har høyere innhold av oljekomponenter (Hansen et al., 2020). Fettrike kopepoder fra *Calanus*-slekten har sakte nedbrytning av

oljekomponenter. Dette utgjør dermed en potensiell fare for videreføring av oljekomponenter oppover i næringspyramiden (Agersted et al., 2018). Havsil er storkonsument av fettrikt dyreplankton (Van Deurs et al., 2009). Oral eksponering over tid vil blant annet kunne føre til endret lipidsammensetning (Balk et al., 2011), gi økt mengde DNA addukter (Meier et al., 2020) og kunne gi irreversible effekt på DNA (Wells et al., 1997).

Nanopartikler

Vi mangler kunnskap om operasjonelle utslipp fra olje- og gassindustrien inneholder nanopartikler. Nanopartikler er definert av EU som partikler med størrelse mindre enn 100 nm i minst en dimensjon. På grunn av størrelsen vil slike partikler ha et stort forhold mellom overflateareal og volum. Dette gjør at partiklene har ulik reaktivitet per vektenhet i forhold til større partikler eller enkelt-ioner/molekyl av samme forbindelse. Derfor vil også nanopartikler kunne ha ulik fare, toksisitet og risiko. Negative effekter av nanopartikler har blitt vist i ulike organismer som evertebrater, fisk og pattedyr, men det er fortsatt store kunnskapshull både om forekomst, fordeling, farer, risiko, toksisitet og eksponering i forhold til nanopartikler. Havforskningsinstituttet jobber med utvikling av analysemetoder for påvisning og kvantifisering.

5.7 – Sårbarhet for olje

Det er svært få publiserte artikler om eksperimentelle studier av oljeeksponering på havsil. Vi må derfor basere kunnskapen vår på det vi vet om andre arter. Prosjekter som gir bedre kunnskap om havsil sin følsomhet for slik påvirkning gjennom ulike livsstadier er ønsket for å kunne gi bedre råd om mulige effekter og bedre grunnlag for risikovurdering for slik type påvirkning.

5.7.1 - Tidlige livsstadier av fisk er spesielt sårbare for oljeeksponering

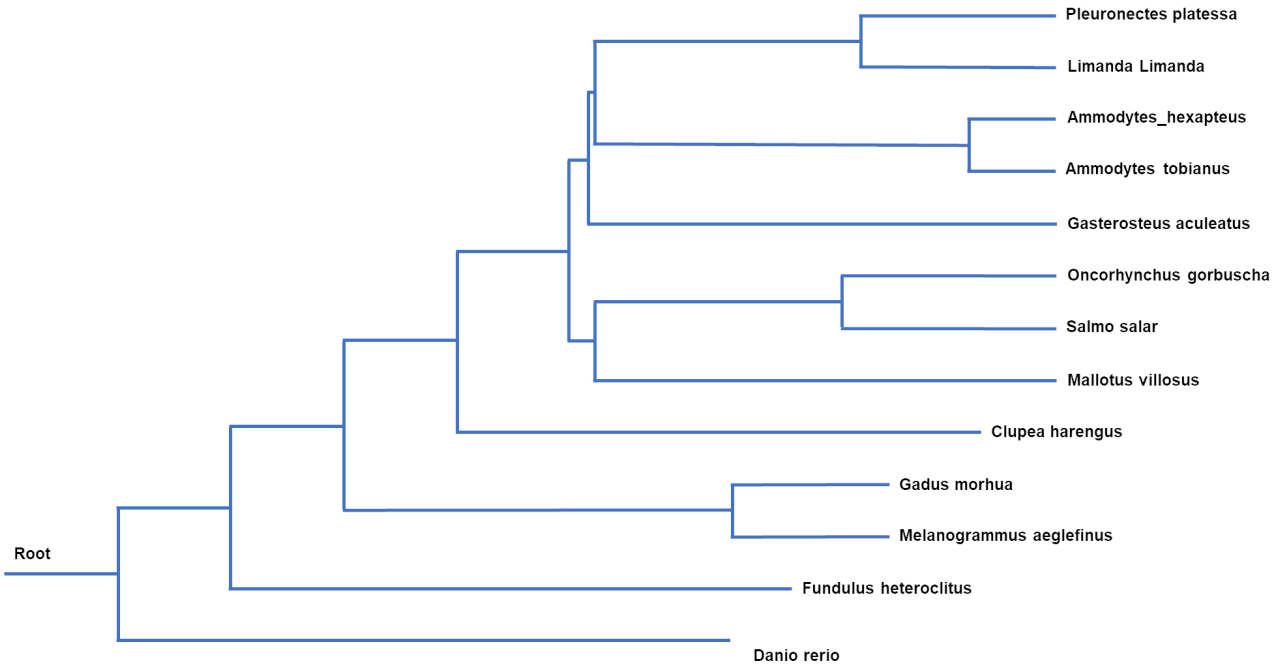
Tidlige livsstadier av fisk dvs egg- og larvestadiet, er mest sårbare for oljeforurensning. Et høyt overflate til volum forhold fører til større relativ eksponering for disse stadiene (Incardona & Scholz, 2017). Tidlige livsstadier har også mye lavere metabolsk aktivitet i forhold til voksen fisk, og oljekomponenter akkumuleres i organismen (Sørhus et al., 2021; Incardona & Scholz, 2017). Dette betyr at fiskeembryo som er eksponert for svært lave mengder olje (>30 µg olje/L) kan oppnå høye vevskonsentrasjoner (Sørhus et al., 2021) og kan biokonsentrere oljekomponenter opp til 100 000 ganger i løpet av 3 til 6 dager (Petersen & Kristensen, 1998). I tillegg vil både korte og lengre eksponeringer under tidlig utvikling (f.eks. når organer blir dannet) kunne påvirke cellesignalisering og føre til irreversible deformiteter (Incardona et al., 2017). Typiske deformiteter er ødemdannelse, kjeve-, øye-, ryggmargs- og hjertedeformiteter (Incardona & Scholz, 2017). Hjertet er spesielt sårbart for oljeeksponering, og oljekomponenter kan direkte påvirke hjertefunksjonen (Brette et al., 2014), samt forstyrre cellesignaler som er viktige for utviklingen av hjertet (Incardona et al., 2017). Blodsirkulasjon er viktig for å tilføre oksygen og næring til celler og organer. Det er derfor mange nedstrømseffekter av dysfunksjonell hjertefunksjon, som for eksempel utilstrekkelig transport av lipider fra plommesekken (Laurel et al., 2019; Sørhus et al., 2017) og nedsatt svømmeevne (Cresci et al., 2020; Incardona et al., 2015). Eksponering for svært små mengder olje (ned til 10 µg olje/L) på embryostadiet gav ingen synlige deformiteter, men påvirket svømmeevne i senere stadier av både hyse (*Melanogrammus aeglefinus)* og Stillehavssild (*Clupea pallasii*) (Cresci, 2020; Incardona, 2015). Redusert svømmeevne vil kunne få konsekvenser for overlevelse i naturen hvor individene er utsatt for predatorer og har begrenset adgang på føde (Heintz et al., 2000; Heintz et al., 2007).

5.7.2 - Artssensitivet

Noen arter er mer sårbare for oljeeksponering enn andre. Hyse og polartorsk har begge et klistrete eggeskall (Sørhus et al., 2015; Laurel et al., 2019). Det karakteristiske eggeskallet fører til at oljedråper i vannsøylen kan adsorbere til skallet, og gjør artene opp mot 10 ganger mer sårbare enn andre lignende arter (Sørensen et al., 2017). Oljedråper på eggeskallet gir både en økt lokal konsentrasjon og overføring av mer høymolekylære oljekomponenter til embryoet (Sørensen et al., 2017), samt forlenger eksponering ved overføring til rent vann (Sørhus et al., 2016). Dermed vil kort eksponering for relativt lave konsentrasjoner (for eksempel 72 timer i 300 µg olje/L) føre til store konsekvenser (Sørhus et al, 2021). Havsil har også et klistrete eggeskall slik at eggene kan klistre seg til den grove sanden etter fertilisering (Proctor et al., 1998). Men det er ikke undersøkt om havsileggene også akkumulerer oljedråper på samme måte som hyse eller polartorsk. Vi mangler også kunnskap om eventuell varighet av dette. For eksempel er overflaten til

hyseeggene mindre klistrete mot slutten av eggstadiet (Sørhus et al., 2021).

Genetisk slektskap kan gi indikasjon om hvilke arter som er mest naturlig å sammenligne sårbarhet med, på samme måte som biologiske tilpasninger kan indikere slik likhet. Sammenligninger av sekvensdata fra mitokondrielle genom fra utvalgte fiskearter viser at flyndrefisk (*Pleuronectes* og *Limanda*) og stingsild (*Gasterosteus*) er nærmest beslektet med silfamilien, og at laksefisk og lodde er nærmere beslektet enn sild, torskefisk og sebrafisk (*Danio rerio*) (Figur 14).



Figur 14. Fylogenetisk tre fra utvalgte arter basert på mitokondrielle genomsekvenser.

5.7.3 - Eksempler fra akutte oljeutslipp

Akutte oljeutslipp i gyteområder med høye konsentrasjoner av tidlige livsstadier av fisk kan gi effekter i lang tid. En overraskende konsekvens av Deep Water Horizon ulykken i 2010 var dannelsen av marin oljesnø. Store mengder olje ble felt ut sammen med organiske og uorganiske partikler og dekket havbunnen i store områder. Langtidskonsekvensene for disse bunnhabitatene er fremdeles uavklarte (Daly et al., 2016).

I 1989 gikk Exxon Valdez på grunn utenfor Prince William-sundet som er gyteområde for Stillehavssild (*Clupea pallasi*) og Stillehavslaks (*Oncorhynchus gorbuscha*). Dette fikk store konsekvenser for gyteprodukter for flere arter det året (Brown et al., 1996, Carls et al., 1996, Wertheimer et al., 1996, Willette et al., 1996), og økt dødelighet i gyteproduktet til Stillehavslaks ble observert 4 år etter hendelsen (Bue et al., 1996; Bue et al., 1998). Dødelighet flere år etter skyldtes mest sannsynlig at olje nedgravd i sanden ble skylt ut med tidevannet over tid (Bue et al., 1998). Først et tiår etter oljeutslippet ble det observert tegn til at elvene var restituert eller på vei til å bli restituert (Carls et al., 2004). På lik linje med Stillehavslaksen legger havsil eggene i sand i spesifikke områder (Proctor et al., 1998). Disse habitatene er derfor svært sårbare for eksponering fra akutte oljeutslipp. Det ble påvist en nedgang i populasjonen av Beringteist (*Cepphus columba*) i olje-påvirkete områder etter Exxon Valdez ulykken, mens populasjonen økte i ikke-påvirkete områder. Økte nivå av flere enzymaktiviteter (inkludert CYP1A) indikerte påvirkning på populasjonen 10 år etter ulykken, selv om redusert tilgjengelighet av silarten sand lance (*Ammodytes hexapterus*), et foretrukket byttedyr også kan ha spilt en rolle (Golet et al., 2002). Dette kan indikere økosystemeffekter, men vi mangler direkte bevis for dette.

Havsil er spesielt tilknyttet egnet bunnhabitat (Wright et al., 2000). Laboratoriestudier viser at en beslektet art, Pacific sand lance (*Ammodytes hexapterus*), tolererer høye konsentrasjoner olje før de bytter til ugunstige habitat. I tillegg oppholdt fisken seg i kortere perioder i forurenset sand (Pinto et al., 1984; Pearson et al., 1984), noe som kan bidra til å

gjøre dem mer utsatte for predatorer.

5.7.4 - Terskelverdier fra andre arter

Kunnskapsgrunnlaget for havsil sin sårbarhet til påvirkning fra olje- og gassvirksomheten er svært begrenset. Vi mangler kunnskap om konsekvensene av eksponering for kjemikalier og oljekompenter på ulike livsstadier. Eksponering under organdannelsen (embryo-fasen) har vist seg å kunne gi irreversible konsekvenser (Sørhus et al., 2016; Sørhus et al., 2021). Men dersom eggeskallet begrenser eksponering, kan for eksempel larvefasen være mer sårbar enn eggfasen der hele kroppen er eksponert. I larvefasen kan en også bli eksponert via fødeopptaket.

Siden eggeskallet til havsil er klistrete er det mulig at eggene kan akkumulere oljedråper på eggeskallet på liknende måte som hyseegg. I hyse ble det observert signifikante morfologiske effekter etter eksponering for 30 µg olje/L (30 ppb) i kun 72 timer på tidlig embryostadie (Sørhus et al., 2021). Studier av atferdsendringer har vist at så lite som 10 µg olje/L (10 ppb) i 10 dager i embryofasen kan føre signifikante endringer i atferd i larvestadiet (Cresci et al., 2020).

Inntil vi får data fra forsøk med havsil bør en derfor bruke grenseverdier fra andre ekstra sårbare arter til risikovurderinger. I dag er terskelverdi for ingen effekt på hyseembryo <10 ppb olje. Hvis dette blir omregnet til sum PAH blir grenseverdien ca 0,1 ppb (100 ppt), avhengig av hvor stor andel PAH utgjør av oljen. Dette er 5 ganger høyere enn det som er modellert for produsertvannsutslipp på Vikingbanken (Nepstad et al., 2021).

5.8 - Sårbarhet for lyd og rystelser

Støy fra impulsive lydkilder, som pæling og seismikk, kan skade fisk direkte, og føre til skader i svømmeblære, lever og hørselsorganet, men bare svært nært selve lydkilden (Popper et al., 2014). Ved større avstander kan imidlertid adferden til fisk bli påvirket (Herbert-Read et al., 2017). For seismikk er det for eksempel vist at fisk forflyttet seg i et område på 33 km (18 nautiske mil), med varighet på minimum fem dager etter avsluttet seismikkskyting (torsk og hyse; Engås et al., 1996). Dette resultatet støttes også av tidligere fangstforsøk (Soldal & Løkkeborg, 1993; Løkkeborg & Soldal, 1993).

Kontinuerlig støy, som skipsstøy, kan påvirke fisk både fysiologisk og atferdsmessig (de Jong et al., 2020). Skipstøy kan påvirke reproduksjon, beiteadferd og unnvikelse av predatorer hos fisk (Nedelec et al., 2016; Simpson et al., 2016; Magnhagen et al., 2017), og kontinuerlig lavfrekvent støy kan muligens også ha en større påvirkning på reproduksjon hos fisk enn impulsiv støy (de Jong et al., 2020). Teoretisk er det også mulig at maskering av naturlig lyd kan påvirke orienteringsevnen til fisk hvis de bruker lyd til å orientere seg i forhold til omgivelsene (Slabbekoorn & Bouton, 2008).

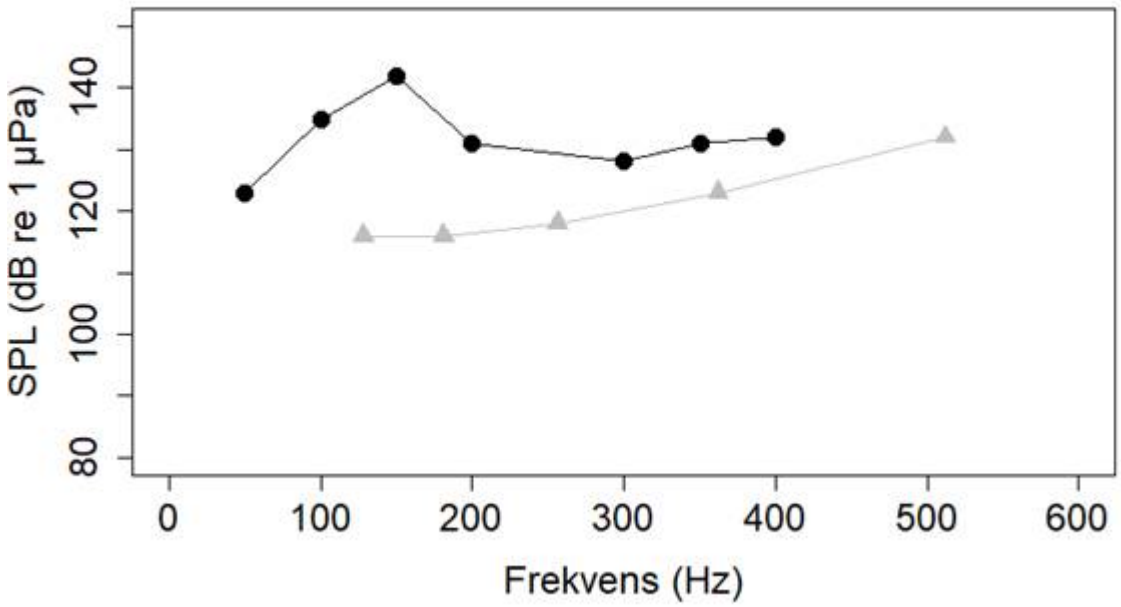
Det er gjennomført en studie med havsil (Hassel et al., 2004), hvor videoopptak viste irregulær svømming og noe alarmrespons i respons til seismikk 5 km fra lydkilden. Man så også at haleslagfrekvensen økte når seismikkfartøyet var nært, og sank til normalnivå igjen etter passering (Hassel et al., 2003). Derimot ble det ikke påvist at havsil gravde seg ned i sanden, som var hypotesen i forkant av undersøkelsen. Faktisk ble fisken observert å stå høyere oppe i vannsøylen under eksponering sammenliknet med observasjoner gjort i forkant av eksponering (Hassel et al., 2003). Studien ble utført med fisk i et bur, hvor burets tak begrenset hvor høyt fisken kunne komme. Derfor er det er ikke mulig å si om den alarmresponsen ville ha ført til unnvikelse hvis de hadde mulighet til det. Da seismikkfartøyet nærmet seg fra avstand, ble lyden fra seismikkskytingen gradvis høyere, slik at fisken til en viss grad kan ha blitt tilvendt før den ble eksponert for den kraftigste lyden.

Det ble observert en nedgang i fangster etter seismikkskytingen, men siden nedgangen skjedde rundt 17. mai er det ikke sikkert at dette var et resultat av unnvikelse eller om det skyldes redusert fiskeriaktivitet på grunn av at fiskemottakene var stengt på nasjonaldagen.

Studiet sier heller ikke noe om eventuelle langtidseffekter, da observasjoner ble avsluttet relativt kort tid etter seismikkskytingen var avsluttet. Dette studiet er derfor ikke entydig i forhold til å konkludere med hvordan seismikk påvirker havsil, men det tyder på at seismikk ikke fører til umiddelbar dødelighet/skader eller at fisken flykter ned i sanden. Imidlertid kan de observerte adferdsendringene antyde at fisk som ikke er fanget i et bur vil svømme vekk. For havsil som er en svært stedbunden art, vil en forflytning som fører den bort fra sitt område potensielt være av vesentlig

betydning dersom forflytningen er varig eller skjer i en viktig periode som under gyting.

Selv om vi vet fra Hassel et al. (2004) at havsil kan høre seismikk på 5 km avstand, og generelt at fisk hører best under 500 Hz (Popper et al., 2014), vet vi lite spesifikt om hørsel hos havsil. Det finns en studie som sammenligner to *Ammotydes* arter som ikke forekommer i Norge, *Ammotydes americans* og *Ammotydes personatus* (Figur 15). Disse artene hadde en veldig ulik terskel for hørsel under 500 Hz; mens, *A. personatus* hørte bedre ved lave frekvenser, hørte *A. americans* best rundt 300 Hz. Dette viser at det muligens er stor variasjon i hørsel mellom artene innad i *Ammodytes* familien. Derfor er det nødvendig å teste hørsel i artene som er av interesse for å finne ut hvilken lyder de kan høre best.



Figur 15. Hørselsterskler for Ammodytes americans (svart) og Ammotydes personatus (grå). Lyd som er høyere enn terskelen kan høres. Leg merke til at lydnivå under vann har en annen referanseverdi enn lydnivå over vann, og dB-verdier kan derfor ikke sammenlignes med dB-verdier i luft. Figur er basert på data fra Suga et al. (2005) og Strobel & Mooney (2012).

Det er også ukjent om tobis bruker lyd til gyting eller annen adferd. Spesielt kontinuerlig støy kan maskere både signaler som fisk bruker til kommunikasjon og viktige signaler fra omgivelsene, som, for eksempel, lyd forårsaket av bevegelser fra predatorer eller byttedyr. For å forutsi hvor sensitiv tobis kan være for støypåvirkning er det viktig å vite i hvor stor grad de bruker lyd til adferd som kan føre til endringer i populasjoner, som gyteadferd, beiting, og unnvikelse av predatorer (de Jong et al., 2020).

Havforskningsinstituttet fraråder seismikkskyting i gyteområder for å unngå at unnvikelse på grunn av støy kan føre til effekter på populasjonsnivå (Sivle et al., 2021). Arter som har en helt spesifikk bunntilknytning, som havsil, anses som særlig sårbare, da en mulig forflytning på 20 nmi kan føre dem bort fra dette spesifikke bunnhabitatet og dermed forhindre gyting (Sivle et al., 2021). Siden havsil er tilknyttet områdene hele året, kan det være viktig også i resten av året å unngå lengre støyperioder som kan føre til at de forflytter seg definitivt. Det er imidlertid ikke kjent om havsil kan venne seg til støy etter hvert.

6 - Kunnskapsbehov for å bedre områdeforvaltningen i tobisområder

6.1 - Oppsummert kunnskapshull

Rapporten oppsummerer eksisterende kunnskap og kunnskapshull om havsil (*Ammodytes marinus*). Vi har identifisert kunnskapshull knyttet til følgende tema:

- Larvedrift og hvor aktivt larvene svømmer i de ulike fasene av larvestadiet.
- Det er fremdeles usikkerhet forbundet med hvor stor larveutvekslingen er mellom de ulike tobisområder i Nordsjøen, og mellom Nordsjøen og kysten. I denne sammenheng er det også usikkert om larvene og yngelen har noen form for «homing» adferd som eventuelt kan øke sannsynligheten for at individene finner egnete steder for bunnslåing.
- Det er usikkerhet om hva som styrer den sterke rekrutteringsvariabiliteten.
- Det er stor usikkerhet om hvor følsom larveutviklingen og larveadferden er for eventuelle forurensingseksponeringer i egg og larvefasen (se tabell 7).
- Vi mangler kunnskap om følsomhet hos voksne individer for eksponering for støy, olje- og annen forurensing (se tabell 7).
- For å svare på disse sentrale spørsmålene påpeker Havforskningsinstituttet nødvendigheten av forskningsprosjekter som kan bidra til å tette kunnskapshullene beskrevet over, og dermed presentere ny kunnskap for mer faglig fundamentert risikovurderinger av de kumulative effektene av oljeindustri, fiske og klimaendringer på havsil og dens byttedyr i forbindelse med planlegging av nye oljeindustriprosjekter og forvaltningstiltak.

Tabell 7. Kunnskapshull for følsomhet for påvirkning fra aktiviteter fra olje- og gassvirksomheten på ulike livsfaser til havsil. Dette er spesielt relevant for Vikingbankområdet siden dette området ligger nedstrøms flere store olje- og gassinstallasjoner på Tampen og i nærheten av flere installasjoner ved Vikingbanken.

Livsfase	Hovedperiode	Sårbarhet for påvirkning av oljekomponenter og kjemikalier
Gyting	Desember-januar	Endret atferd
Egg i sanden	Desember-februar	Mulig effekt på utvikling
Klekking	Mars-april	Sand/vannsøyle. Mulig effekt på utvikling
Spredt larvefordeling	Mars-april	Vannsøyle. Mulig effekt på utvikling
Bunnslåing av yngel	Mai-juni	Sand og vannsøyle – Mulig effekt på utvikling og atferd
Beitesesong nullåringer	Juni-september	Sand og vannsøyle. Eksponering via fôr- mulig akkumulering av DNA addukt
Beitesesong ettåringer og eldre	April-juni	Sand og vannsøyle. Eksponering via fôr- mulig akkumulering av DNA addukt
Overvintring i sand	August-februar	Eksponering i sand – Mulig effekt på atferd

7 - Referanser

Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J., Erikstad, K., Fauchald, P., Lorentsen, S., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H., Tveraa, T. 2007. SEAPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006. Norsk Institutt for Naturforskning. 63 p. NINA rapport (249).

Agersted, M.D., Møller, E.F., Gustavson, K., 2018. Bioaccumulation of oil compounds in the high-Arctic copepod Calanus hyperboreus. Aquat. toxicol. 195, 8-14.

Bakke, T., Klungsøyr, J., Sanni, S., 2013. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry, Mar Environ Res 92, 154-169.

Balk, L., Hylland, K., Hansson, T., Berntssen, M. H. G., Beyer, J., Jonsson, G., Melbye, A., Grung, M., Torstensen, B. E., Borseth, J. F., Skarphedinsdottir, H., Klungsøyr, J., 2011. Biomarkers in Natural Fish Populations Indicate Adverse Biological Effects of Offshore Oil Production. Plos One 6.

Beaugrand, G., Reid, P.C., Ibañez, F., Lindley, J.A., Edwards, M. 2002. Reorganization of North Atlantic Marine Copepod Biodiversity and Climate. Science (New York, N.Y.). 296. 1692-4. 10.1126/science.1071329

Behrens, J. W. B. W., Ærtebjerg, G. Æ., Petersen, J. K. P. K., and Carstensen, J. C. 2009. Oxygen deficiency impacts on burying habitats for lesser sandeel, Ammodytes tobianus, in the inner Danish waters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 66(6): 883-895.

Bergstad, O.A., Høines, Å.S. and Krüger-Johnsen, E.M., 2001. Spawning time, age and size at maturity, and fecundity of sandeel, Ammodytes marinus, in the north-eastern North Sea and in unfished coastal waters off Norway. Aquatic Living Resources, 14(5), pp.293-301.

Bergstad, O. A., Hoines, A. S., and Jorgensen, T. 2002. Growth of sandeel, Ammodytes marinus, in the northern North Sea and Norwegian coastal waters. Fisheries Research, 56: 9–23.

Bergstad, T.A., Johannessen, T., Nilssen, T.A., Barrett, R.T. 2013. Fagrapport for tobis (*Ammodytidae*) på norskekysten - Miljødirektoratet. M5-2013. Pp 20 . https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2013/juli-2013/fagrapport-for-tobis-ammodytidae-pa-norskekysten/

Boer, M. N. de. 2010. Spring distribution and density of minke whale Balaenoptera acutorostrata along an offshore bank in the central North Sea. Marine Ecology Progress Series, 408: 265–274.

Boulcott, P., Wright, P.J., Gibb, F.M., Jensen, H. and Gibb, I.M., 2007. Regional variation in maturation of sandeels in the North Sea. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 64(2), pp.369-376.

Brette, F., Machado, B., Cros, C., Incardona, J.P., Scholz, N.L., Block, B.A., 2014. Crude oil impairs cardiac excitation-contraction coupling in fish. Science 343, 772-776.

Brown, E.D., Baker, T.T., Hose, J.E., Kocan, R.M., Marty, G.D., McGurk, M.D., Norcross, B.L., Short, J.W. 1996. Injury to the early life history stages of Pacific herring in Prince William Sound after the Exxon V aldez oil spill. Am Fish Soc Symp 18:448– 462.

Bue, B. G., S. Sharr, S. D. Moffitt, and A. Craig. 1996. Effects of the Exxon Valdez oil spill on pink salmon embryos and preemergent fry. Pages 619-627 in Rice et al. (1996).

Bue, B.G., Sharr, S., Seeb, J.E., 1998. Evidence of Damage to Pink Salmon Populations Inhabiting Prince William Sound, Alaska, Two Generations after the Exxon Valdez Oil Spill. T Am Fish Soc 127, 35-43.

Carls, M.G., Rice, S.D., Marty, G.D., Naydan, D.K., 2004. Pink salmon spawning habitat is recovering a decade after

the Exxon Valdez oil spill. T Am Fish Soc 133, 834-844.

Carls, M.G., Wertheimer, A.C., Short, J.W., Smolowitz, R.M., Stegeman, J.J.. 1996. Contamination of juvenile pink and chum salmon by hydrocarbons in Prince William Sound after the Exxon Valdez oil spill. Am Fish Soc Symp 18:593–607.

Christensen, A., Jensen, H., Mosegaard, H., John, M. S., and Schrum, C. 2008. Sandeel (Ammodytes marinus) larval transport patterns in the North Sea from an individual-based hydrodynamic egg and larval model. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 65: 1498–1511.

Conway, D.V.P., Coombs, S.H. and Smith, C., 1997. Vertical distribution of fish eggs and larvae in the Irish Sea and southern North Sea. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 54(1), pp.136-147.

Cresci, A., Browman, H.I., Skiftesvik, A.B., Shema, S., Bjelland, R., Durif, C., Foretich, M., Di Persia, C., Lucchese, V., Vikebø, F., Sorhus, E., 2020. Effects of exposure to low concentrations of oil on expression of cytochrome P4501a and routine swimming speed of Atlantic haddock (Melanogrammus aeglefinus) larvae in situ. Environ. Sci. Technol.

Das, K., Lepoint, G., Leroy, Y., and Bouquegneau, J. M. 2003. Marine mammals from the southern North Sea: feeding ecology data from δ13C and δ15N measurements. Marine Ecology Progress Series, 263: 287–298.

Davies, I. M. and Vethaak, A. D. 2012. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 315. Pp 277.

Daly, K. L., Passow, U., Chanton, J. & Hollander, D. 2016. Assessing the impacts of oil-associated marine snow formation and sedimentation during and after the Deepwater Horizon oil spill. Anthropocene 13, 18-33.

de Jong, K., Forland, T. N., Amorim, M. C. P., Rieucau, G., Slabbekoorn, H. and Sivle, L. D. 2020. Predicting the effects of noise on fish reproduction from available data: the importance of types of noise and stages of reproduction. Reviews in Fish and Fisheries 30:245-268. doi: 10.1007/s11160-020-09598-9

Engås, A., Olsen, S., Soldal, A. V. 1989. Undersøkelser av effekten på torsk i mær av refraksjonsseismiske sprenginger i Øygarden. Oppdragsrapport, Fangstseksjonen, Fiskeriteknologisk forskningsinstitutt, Institute of Fishery Technology research.

Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A.V. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (Gadus morhua) and haddock (Melanogrammus aeglefinus). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 53, 2238–2249.

Eliasen, K. 2013. Sandeel, Ammodytes spp., as a link between Climate and Higher Trophic Levels on the Faroes Shelf (Doctoral dissertation, PhD Thesis, Faroe Marine Research Institute).

Falkenhaug, T, Nash, R., Gundersen, K., Larsen, S., Albretsen, J., Heldal, H.E., Hosia, A. 2016. North Sea Ecosystem Cruise 2016, Cruise Report. Institute of Marine Research Cruise number GOS 2016106. Toktrapport/Havforskningsinstituttet/ISSN 1503 6294/Nr. 16–2016

Frederiksen, M., Wanless, S., Rothery, P., and Wilson, L. J. 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. Journal of Applied Ecology, 41: 1129–1139.

Freeman, S., Mackinson, S., and Flatt, R. 2004. Diel patterns in the habitat utilisation of sandeels revealed using integrated acoustic surveys. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 305: 141–154.

Furness, R. W. 1990. A preliminary assessment of the quantities of Shetland sandeels taken by seabirds, seals, predatory fish and the industrial fishery in 1981–83. Ibis, 132: 205–217.

Furness, R. W., and Tasker, M. L. 2000. Seabird-fishery interactions: quantifying the sensitivity of seabirds to

reductions in sandeel abundance, and identification of key areas for sensitive seabirds in the North Sea. Marine Ecology-Progress Series, 202: 253–264.

Furness, R. W. 2002. Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea. Ices Journal of Marine Science, 59: 261–269.

Gauld, J. A. 1990. Movements of lesser sandeels (Ammodytes marinus Raitt) tagged in the northwestern North Sea. ICES Journal of Marine Science, 46: 229–231. Oxford Academic.

Gauld, J.A. and Hutcheon, J.R., 1990. Spawning and fecundity in the lesser sandeel, Ammodytes marinus Raitt, in the north-western North Sea. Journal of Fish Biology, 36(4), pp.611-613.

Gilbert, M., Fortier, L., Ponton, D., Drolet, R. 1992. Feeding ecology of marine fish larvae across the Great Whale River plume in seasonally ice-covered south eastern Hudson Bay. Mar Ecol Prog Set 84:19-30.

Golet, G.H., Seiser, P.E., McGuire, A.D., Roby, D.D., Fischer, J.B., Katherine J. Kuletz, K.J., David B. Irons, D.B., Thomas A. Dean, T.A., Jewett, S.J., Newman, S.H. 2002. Long-term direct and indirect effects of the 'Exxon Valdez' oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. Mar Ecol Prog Ser Vol. 241: 287–304.

Greenstreet, S. P. R., Armstrong, E., Mosegaard, H., Jensen, H., Gibb, I. M., Fraser, H. M., Scott, B. E., et al. 2006. Variation in the abundance of sandeels Ammodytes marinus off southeast Scotland: an evaluation of area-closure fisheries management and stock abundance assessment methods. Ices Journal of Marine Science, 63: 1530–1550.

Grøsvik, B.E., Kalstveit, E., Liu, L., Nesje, G., Westrheim, K., Bertnssen, M.H.G. Le Goff, J., Meier, S. 2012. Condition monitoring in the water column 2011: Oil hydrocarbons in fish from Norwegian waters. IMR Report No. 19-2012.

Hagenlund, M. 2011. Effekten av næringstilgang og havtemperatur på bestandsstørrelsen av krykkje (Rissa tridactyla), i tre norske kolonier.: 36.

Hansen, B. H., Sørensen, L., Størseth T.R., Altin, D., Gonzalez S.V., Skancke, J., Rønsberg M.U., Nordtug, T. 2020. The use of PAH, metabolite and lipid profiling to assess exposure and effects of produced water discharges on pelagic copepods. Sci. Total Environ. 714, 136674.

Hassel, A. Knudsen, T., Dalen, J., Løkkeborg, S., Skaar, K., Østensen, Ø., Haukland, E.K., Fonn, M., Høines, Å. and Misund, O.A. (2003). Reaction of sandeel to seismic shooting: A field experiment fishery statistics study. Fisken og Havet 4-2003. Report Institute of Marine research. 62 p.

Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Løkkeborg, S., Misund, O. A., Østensen, Ø., Fonn, M., & Haugland, E. K. 2004. Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (Ammodytes marinus). ICES Journal of Marine Science, 61(7), 1165–1173. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.07.008

Harris, M.P., Wanless, S. 1997. Breeding success, diet, and brood neglect in the kittiwake (Rissa tridactyla) over an 11-year period. ICES J Mar Sci 54:615–623.

Heintz, R.A., 2007. Chronic exposure to polynuclear aromatic hydrocarbons in natal habitats leads to decreased equilibrium size, growth, and stability of pink salmon populations. Integr Environ Assess Manag 3, 351-363.

Heintz, R.A., Rice, S.D., Wertheimer, A.C., Bradshaw, R.F., Thrower, F.P., Joyce, J.E., Short, J.W., 2000. Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon Oncorhynchus gorbuscha after exposure to crude oil during embryonic development. Mar. Ecol. Prog. Ser. 208, 205-216.

Henriksen, O., Rindorf, A., Brooks, M. E., Lindegren, M., and van Deurs, M. 2021. Temperature and body size affect recruitment and survival of sandeel across the North Sea. ICES Journal of Marine Science. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa165 (Accessed 23 March 2021).

Herbert-Read, J. E., Kremer, L., Bruintjes, R., Radford, A. N., & Ioannou, C. C. 2017. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 284(1863), 20171627. https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1627

Hillersøy, G. 2011. Annual variation in the diet of the European shag (Phalacrocorax aristotelis) at Sklinna, central Norway, and a possible relationship between reproduction and abundance of year class 1-saithe in the diet. 47. Norwegian University of Life Sciences, Ås. https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/186724 (Accessed 17 November 2020).

Holland, G. J., Greenstreet, S. P. R., Gibb, I. M., Fraser, H. M., and Robertson, M. R. 2005. Identifying sandeel Ammodytes marinus sediment habitat preferences in the marine environment. Marine Ecology-Progress Series, 303: 269–282.

Huserbråten, M. B. O., Moland, E., and Albretsen, J. 2018. Cod at drift in the North Sea. Progress in Oceanography, 167: 116–124.

Høines, Å. S., and Bergstad, O. A. 2001. Density of wintering sand eel in the sand recorded by grab catches. Fisheries Research, 49: 295–301.

ICES. 2010. Report of the Benchmark Workshop on Sandeel (WKSAN), 6–10 September. ICES CM 2010/ACOM:57. Copenhagen, Denmark.

ICES. 2017. Report of the Benchmark on Sandeel (WKSand 2016), 31 October - 4 November 2016, Bergen, Norway. ICES CM 2016/ACOM:33. 319 pp.

ICES. 2019. Sandeel (Ammodytes spp.) in Division 4.a, Sandeel Area 5r (Northern North Sea, Viking and Bergen banks). In Report of the ICES Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, san.sa.5r, https://doi.org/10.17895/ices.advice.4724

ICES. 2020. Herring Assessment Working Group for the Area South of 62° N (HAWG). ICES Scientific Reports. 2:60. 1054 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.6105

Incardona, J.P., 2017. Molecular Mechanisms of Crude Oil Developmental Toxicity in Fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 73, 19-32.

Incardona, J.P., Carls, M.G., Holland, L., Linbo, T.L., Baldwin, D.H., Myers, M.S., Peck, K.A., Tagal, M., Rice, S.D., Scholz, N.L., 2015. Very low embryonic crude oil exposures cause lasting cardiac defects in salmon and herring. Sci. Rep. 5, 13499.

Incardona, J.P., Scholz, N.L., 2017. 6 - Environmental Pollution and the Fish Heart, in: Gamperl, A.K., Gillis, T.E., Farrell, A.P., Brauner, C.J. (Eds.), Fish Physiology. Academic Press, pp. 373-433.

Jensen, H. 2001. Settlement dynamics in the lesser sandeel Ammodytes marinus in the North Sea. University of Aberdeen. https://ethos.bl.uk/OrderDetails.do?uin=uk.bl.ethos.368840 (Accessed 21 October 2020).

Jensen, H., Rindorf, A., Wright, P. J., and Mosegaard, H. 2011. Inferring the location and scale of mixing between habitat areas of lesser sandeel through information from the fishery. Ices Journal of Marine Science, 68: 43–51.

Jiménez-Mena, B., Le Moan, A., Christensen, A., van Deurs, M., Mosegaard, H., Hemmer-Hansen, J., and Bekkevold, D. 2019. Weak genetic structure despite strong genomic signal in lesser sandeel in the North Sea. Evolutionary Applications.

Johannessen and Johnsen 2015. http://www.ices.dk/sites/pub/ASCExtendedAbstracts/Shared%20Documents/E%20-%20Beyond%20ocean%20connectivity.%20Embracing%20advances%20on%20early%20life%20stages%20and%20adu

Johnsen, E., and Harbitz, A. 2013. Small-scale spatial structuring of burrowed sandeels and the catching properties of the dredge. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil.

Johnsen, E., Rieucau, G., Ona, E., and Skaret, G. 2017. Collective structures anchor massive schools of lesser sandeel to the seabed, increasing vulnerability to fishery. Marine Ecology Progress Series, 573: 229–236.

Johnsen, E. 2018. Råd for tobisfiskeriet i norsk sone for 2018 og rapport for tobistokt i Nordsjøen 24. april – 14. mai. Toktrapport/Havforskningsinstituttet/ISSN 1503 6294/Nr.9–2018.

Johnsen, E. 2019. Råd for tobisfiskeriet i norsk sone for 2019 og rapport for tobistokt i Nordsjøen 23. april – 13. mai. Toktrapport/Havforskningsinstituttet/ISSN 1503 6294/Nr.10–2019.

Johnsen, E. 2020. Råd for tobisfiskeriet i norsk sone for 2020 og rapport for tobistokt i Nordsjøen 23. april – 13. mai. Toktrapport/Havforskningsinstituttet/ISSN 1503 6294/Nr.9–2020.

Johnsen, E. 2021. Råd for tobisfiskeriet i norsk sone for 2021 og rapport for tobistokt i Nordsjøen 23. april – 16. mai. Toktrapport/Havforskningsinstituttet/ISSN 15036294/Nr.6–2021.

Kvist, T., Gislason, H., and Thyregod, P. 2001. Sources of variation in the age composition of sandeel landings. ICES Journal of Marine Science, 58: 842–851. Oxford Academic.

Kunzlik, P. A., Gauld, J. A., and Hutcheon, J. R. 1986. Preliminary results of the Scottish sandeel tagging project. ICES Document CM 1986/G: 07. 8 pp.

Kystverket. 2017. Forslag til planprogram. Detaljregulering for farleden til Leirpollen i Tana kommune. Planprogram til høring og offentlig ettersyn Nasjonal arealplan-ID: 20252017001

Laurel, B.J., Copeman, L.A., Iseri, P., Spencer, M.L., Hutchinson, G., Nordtug, T., Donald, C.E., Meier, S., Allan, S.E., Boyd, D.T., Ylitalo, G.M., Cameron, J.R., French, B.L., Linbo, T.L., Scholz, N.L., Incardona, J.P., 2019. Embryonic crude oil exposure impairs growth and lipid allocation in a keystone arctic forage fish. IScience.

Lewis, S., Wanless, S., Wright, P.J., Harris, M.P., Bull, J. & Elston, D.A. 2001. Diet and breeding performance of black-legged kittiwakes Rissa tridactyla at a North Sea colony. Marine Ecology Progress Series, 221, 277–284.

Løkkeborg, S. & Soldal, A.V. .1993. The influence of seismic exploration with air guns on cod (Gadus morhua) behaviour and catch rates. ICES mar. Sci. Symp., 196: 62-67.

Macer, C.T., 1966. Sand eels (Ammodytidae) in the south-western North Sea; their biology and fishery.

Magnhagen, C., Johansson, K., Sigray, P. 2017. Effects of motorboat noise on foraging behaviour in Eurasian perch and roach: a field experiment. Marine Ecology Progress Series 564:115–125. https://doi.org/10.3354/meps11997

Monaghan, P. (1992) Seabirds and sandeels: the conflict between exploitation and conservation in the northern North Sea. Biodiversity and Conservation, 1, 98–111.

Meier, S., Karlsen, Ø., Le Goff, J., Sørensen, L., Sørhus, E., Pampanin, D.M., Donald, C.E., Fjelldal, P.G., Dunaevskaya, E., Romano, M., Caliani, I., Casini, S., Bogevik, A.S., Olsvik, P.A., Myers, M., Grøsvik, B.E., 2020. DNA damage and health effects in juvenile haddock (Melanogrammus aeglefinus) exposed to PAHs associated with oil-polluted sediment or produced water. PLoS ONE 15(10): e0240307. https://doi. org/10.1371/journal.pone.0240307

Nedelec, S.J., Radford, A.N., Pearl, L. et al. 2017. Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish. Proceedings of the Royal Society B 284:20170143

Nepstad, R., Hansen, B.H., Skancke, J. 2021. North Sea produced water PAH exposure and uptake in early life stages of Atlantic Cod. Marine Environmental Research 163, 105203. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105203

NOROG 2020. Klima og miljørapport. Olje- og gassindustriens klima- og miljøarbeid. Fakta og utviklingstrekk. Pp 80.

OSPAR, 2018a. Assessment of discharges, spills and emissions from offshore oil and gas operations on the Norwegian Continental Shelf, 2012-2016. Pp33.

OSPAR, 2018b. Assessment of discharges, spills and emissions from offshore oil and gas operations on the United Kingdom Continental Shelf, 2012-2016. Pp 35.

Pampanin, D.M., Brooks, S., Grøsvik, B.E., Sanni, S. 2019. Water Column Monitoring 2017. Environmental monitoring of petroleum activities on the Norwegian continental shelf 2017. NORCE-Environment REPORT 007 – 2019, pp 92.

Pearson, W.H., Woodruff, D.L., Sugarman, P.C., Olla, B.L., 1984. The burrowing behavior of sand lance, Ammodytes hexapterus: Effects of oil-contaminated sediment. Mar. Environ. Res. 11, 17-32.

Petersen, G.I., Kristensen, P., 1998. Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages. Environ. Toxicol. Chem. 17, 1385-1395.

Pethon, P. 2019. Aschehougs store fiskebok. H. Aschehougs@ Co A/S. Oslo.

Pinto, J.M., Pearson, W.H., Anderson, J.W., 1984. Sediment preferences and oil contamination in the Pacific sand lance Ammodytes hexapterus. Mar Biol 83, 193-204.

Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall, B. L., Zeddies, D. G., Tavolga, W. N. 2014. Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI, Springer, New York, ASA S3/SC1. 4 TR-2014.

Proctor, R., Wright, P.J. and Everitt, A., 1998. Modelling the transport of larval sandeels on the north-west European shelf. Fisheries Oceanography, 7(3-4), pp.347-354.

Reay, P.J., 1970. Synopsis of biological data on North Atlantic sandeels of the genus Ammodytes. FAO Fisheries Synopsis No. 82. http://www.fao.org/3/a-a8703e.pdf

Reay, P.J. 1986. Ammodytidae p. 945-950 in: Whitehead P.J.P., Bauchot M.-L., Hureau J.-C., Nielsen J. & Tortonese E. 1984–1986: Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. Vol I-II, 1473p. Paris: UNESCO.

Régnier, T., Gibb, F. M., and Wright, P. J. 2018. Temperature effects on egg development and larval condition in the lesser sandeel, Ammodytes marinus. Journal of Sea Research, 134: 34–41.

Rindorf, A., Wanless, S., and Harris, M. P. 2000. Effects of changes in sandeel availability on the reproductive output of seabirds. Marine Ecology-Progress Series, 202: 241–252.

Ruus, A., Ugland, K. I., Espeland, O., and Skaare, J. U. 1999. Organochlorine contaminants in a local marine food chain from Jarfjord, Northern Norway. Marine Environmental Research, 48: 131–146.

Sevedzem, V. N. 2019. Lesser sandeel (Ammodytes marinus) in the Tana river delta: temporal variation in abundance, habitat use and demography. Norwegian University of Life Sciences, Ås. https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2629597 (Accessed 21 October 2020).

Smigielski, A., Halavik, T., Buckley, L., Drew, S., and Laurence, G. 1984. Spawning, embryo development and growth of the American sand lance Ammodytes americanus in the laboratory. Marine Ecology Progress Series, 14: 287–292.

Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C., Chivers, D. P., McCormick, M. I. & Meekan, M. G 2016. Anthropogenic noise increases fish mortality by predation Nature Communications, 7, 10544.

Sivle, L.D.; Forland, T.N.; de Jong, K.; Kutti, T.; Zhang, G., Wehde, H., Grimsbø, E. 2021. Havforskningsinstituttets

Rådgivning for Menneskeskapt støy i Havet. Rapport fra Havforskningen No 2021-4; Institute of Marine Research: Bergen, Norway; ISSN 1893-4536.

Slabbekoorn, H., Bouton, N. 2008. Soundscape orientation: a new field in need of sound investigation. Animal Behaviour 76:e5–e8

Soldal, A.V. & Løkkeborg, S. 1993. Seismisk aktivitet og fiskefangster. Analyse av innsamlede fangstdata. Fisken og Havet, 4 (1996): 44 s.

Stagg, R.M., McIntosh, A. 1996. Hydrocarbon concentrations in the Northern North Sea and effects on fish larvae. The Science of the Total Environment 186: 189-201.

Strobel, S. M., & Mooney, T. A. 2012. Detection of low-frequency tones and whale predator sounds by the American sand lanceAmmodytes americanus. Journal of Fish Biology, 81(5), 1646–1664. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03423.x

Strøm, H. 1762. Physisk og Oeconomisk beskrivelse over fogderiet Søndmør, beliggende i Bergens stift i Norge. Opplyst med Landkort og kobberstykker. Første part. Trykt i Sørøe, 1762. Sælges i Kiøbenhavn i den Rotheske Boglade i No 11, 12 og 13 på Børsen. Omsatt frå gotisk skrift til latinske skrift i ny utgåve i 2001 av Stein Uglevik Larsen. ISBN 82-92168-00-1

Suga, T., Akamatsu, T., Sawada, K. et al. 2005. Audiogram measurement based on the auditory brainstem response for juvenile Japanese sand lance Ammodytes personatus. Fish Sci 71, 287–292. https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2005.00962.x

Svenning, M.-A., Borgstrøm, R., Dehli, T. O., Moen, G., Barrett, R. T., Pedersen, T., and Vader, W. 2005. The impact of marine fish predation on Atlantic salmon smolts (Salmo salar) in the Tana estuary, North Norway, in the presence of an alternative prey, lesser sandeel (Ammodytes marinus). Fisheries Research, 76: 466–474.

Sundby, S., Kristiansen, T., Nash, R., & Johannessen, T. 2017. Dynamic Mapping of North Sea Spawning–Report of the KINO Project.

Sømme, H. O., & de Ruiter, H. 2015. Leirpollen, Tana kartlegging av marint miljø og vurdering av effekter ved mudring og deponering. Miljørapport: Rambøll.

Sørensen, L., Sørhus, E., Nordtug, T., Incardona, J.P., Linbo, T.L., Giovanetti, L., Karlsen, O., Meier, S., 2017. Oil droplet fouling and differential toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons in embryos of Atlantic haddock and cod. Plos One 12, e0180048.

Sørhus, E., Donald, C.E., da Silva, D., Thorsen, A., Karlsen, Ø., Meier, S., 2020. Untangling mechanisms of crude oil toxicity: linking gene expression, morphology and PAHs at two developmental stages in a cold-water fish. Sci. Total Environ. 2021, 757, 143896 .

Sørhus, E., Edvardsen, R.B., Karlsen, O., Nordtug, T., van der Meeren, T., Thorsen, A., Harman, C., Jentoft, S., Meier, S., 2015. Unexpected interaction with dispersed crude oil droplets drives severe toxicity in atlantic haddock embryos. Plos One 10, e0124376.

Sørhus, E., Incardona, J.P., Furmanek, T., Goetz, G.W., Scholz, N.L., Meier, S., Edvardsen, R.B., Jentoft, S., 2017. Novel adverse outcome pathways revealed by chemical genetics in a developing marine fish. Elife 6.

Sørhus, E., Incardona, J.P., Karlsen, O., Linbo, T., Sørensen, L., Nordtug, T., van der Meeren, T., Thorsen, A., Thorbjørnsen, M., Jentoft, S., Edvardsen, R.B., Meier, S., 2016. Crude oil exposures reveal roles for intracellular calcium cycling in haddock craniofacial and cardiac development. Sci. Rep. 6, 31058.

Tangen, M., Hamre, J., Johnsen, E., Nakken, O., Nedreaas, K., Tangen, Ø., and Ågotnes, P. 2016. Tobis ved

Vestlandet og i Nordsjøen 1950 - 1990. 22 s. https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/2440934 (Accessed 9 January 2020).

Van Deurs, M., R. van Hal, M. T. Tomczak, S. H. Jonasdottir, and P. Dolmer. 2009. Recruitment of Lesser Sandeel Ammodytes Marinus in Relation to Density Dependence and Zooplankton Composition. Marine Ecology-Progress Series 381: 249–58. https://doi.org/10.3354/meps07960.

Deurs, M. van, Grome, T. M., Kaspersen, M., Jensen, H., Stenberg, C., Sørensen, T. K., Støttrup, J., et al. 2012. Short- and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. Marine Ecology Progress Series, 458: 169–180.

van Deurs, M., Koski, M., and Rindorf, A. 2014. Does copepod size determine food consumption of particulate feeding fish? ICES Journal of Marine Science, 71: 35–43.

Wanless, S., Harris, M.P., Greenstreet, S.P.R. 1998. Summer sandeel consumption by seabirds breeding in the Firth of Forth, south-east Scotland. ICES J Mar Sci 55:1141–1151.

Wells, P.G., Kim, P.M., Laposa, R.R., Nicol, C.J., Parman, T., Winn, L.M., 1997. Oxidative damage in chemical teratogenesis. Mutat. Res. 396, 65-78.

Wertheimer AC, Celewycz AG. 1996. Abundance and growth of juvenile pink salmon in oiled and non-oiled locations of western Prince William Sound after the Exxon Valdez oil spill. Am Fish Soc Symp 18:518–532.

Willette, M. 1996. Impacts of the Exxon Valdez oil spill on the migration, growth and survival of juvenile pink salmon in Prince William Sound. Am Fish Soc Symp 18:533–550.

Winslade, P. 1974. Behavioural studies on lesser sandeel *Ammodytes marinus* (Raitt) 3. Effect of temperature on activity and environmental control of annual cycle of activity. Journal of Fish Biology, 6: 587–599.

Wright, P.J. and Bailey, M.C., 1996. Timing of hatching in Ammodytes marinus from Shetland waters and its significance to early growth and survivorship. Marine Biology, 126(1), pp.143-152.

Wright, P. J., Jensen, H., and Tuck, I. 2000. The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, Ammodytes marinus. Journal of Sea Research, 44: 243–256.

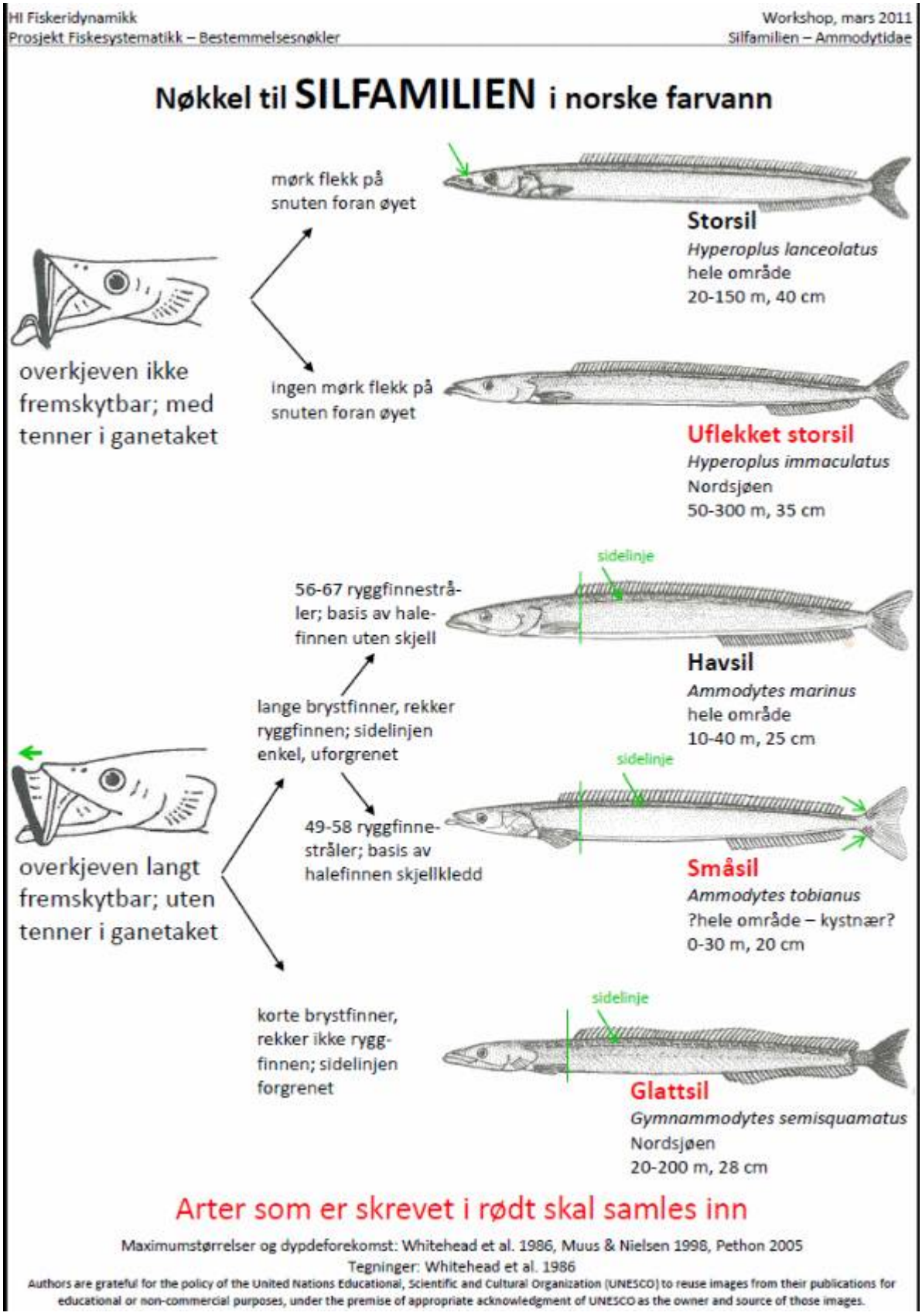
Wright, P. J., Régnier, T., Gibb, F. M., Augley, J., and Devalla, S. 2018. Identifying stock structuring in the sandeel, Ammodytes marinus, from otolith microchemistry. Fisheries Research, 199: 19–25.

Yamashita, Y., Aoyama, T. 1986. Starvation resistance of larvae of the Japanese sand eel Ammodytes personaEus. Bull Jap Soc Scient Fish 52:635-639.

Fotnoter:

1 https://www.fishbase.se/summary/FamilySummary.php?ID=402#famList_tab
2 https://www.naturbasen.dk/art/5268/kysttobis
3 https://www.fishbase.se/summary/37
4 https://www.hi.no/hi/nyheter/2018/oktober/dronekajakk-med-elmotor-og-ekkolodd
5https://prosjekt.fylkesmannen.no/Documents/Jomfruland/Dokument/Rapporter/Minirapport%20om%20sel%20i%20forbi
6 https://www.hi.no/hi/nyheter/2019/juni/rapportar-om-tobis-kok-langs-kysten-igjen

8 - Vedlegg 1. Identifiseringsnøkkel til sil



9 - Vedlegg 2. Norsk områdebasert tobisforvaltning (på engelsk)

Norwegian spatial management plan

The spatial management plan was tested in 2010 and fully implemented from 2011 (ICES 2010). The plan was modified in 2014 (ICES 2017) and in 2017 after national reviews, however, the main principles of the management plan have been constant since the beginning.

Current management plan and advice process

- The areas with known sandeel fishing grounds are divided into 5 areas (Figure A1-A3) based on the differences in population developments, differences in recruitment and size at age.
- An area is closed for fishery unless the abundance of sandeel is relatively high in the area (biomass estimated from the acoustic survey). There is no agreed definition of “high abundance”, but no area has been open with bio-mass estimate has been less than 20000 tonnes.
- All areas are divided into sub-areas.
- If an area is open for fishery, one of the associated subareas is closed to prevent a total depletion of sandeel in the area. Typically, the closed subarea will be open the next year if fishing is allowed in the area.
- A preliminary stock assessment is carried out in January in the TAC year. IMR provides a conservative preliminary TAC advice, and a recommendation of which subareas that should be open. One TAC advice is given for all areas combined. The assessment, prediction and harvest rules are presented below.
- An in-season acoustic-trawl/dredge survey is carried out around 25 April – 15 May, which is used to estimate the abundance of age 1 and older sandeel. An updated assessment is carried out, and a final advice is presented no later than 15 May in the TAC year. The final TAC advice cannot be lower than the preliminary advice, and no open subareas can be closed. In other word, the TAC can only be adjusted upwards or stay the same, and closed subareas may be opened (see Table 2).
- To prevent fishing of lean individuals that have not started the growth the fishing season starts 15th April. The individual weight may increase up to 100% in a few weeks.
- To avoid too high percentage of juveniles (age 0) the fishery ends 23 June. Typically, the 5-9 cm small juveniles aggregates on the sandeel grounds in late June for settlement.
- If the number of sandeel < 10 cm comprise of more than 10% in a catch, the fishing ground is closed for seven days to prevent a fishery on 0-age fish. The fishing ground is re-open automatically after one week.

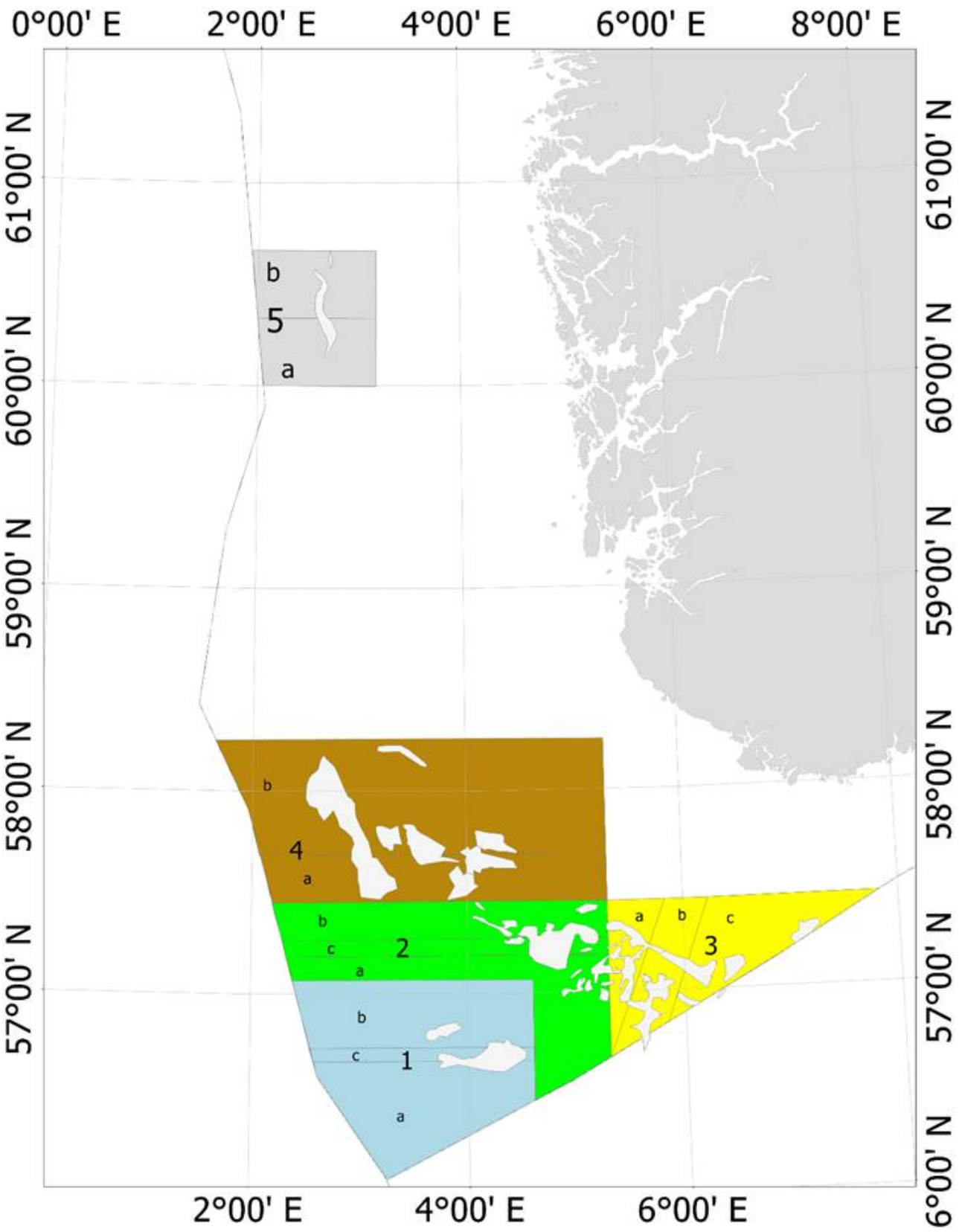


Figure A1. Map of the five Norwegian management areas in the North Sea for the period 2017-2019. Historical important fishing grounds are depicted in light grey.

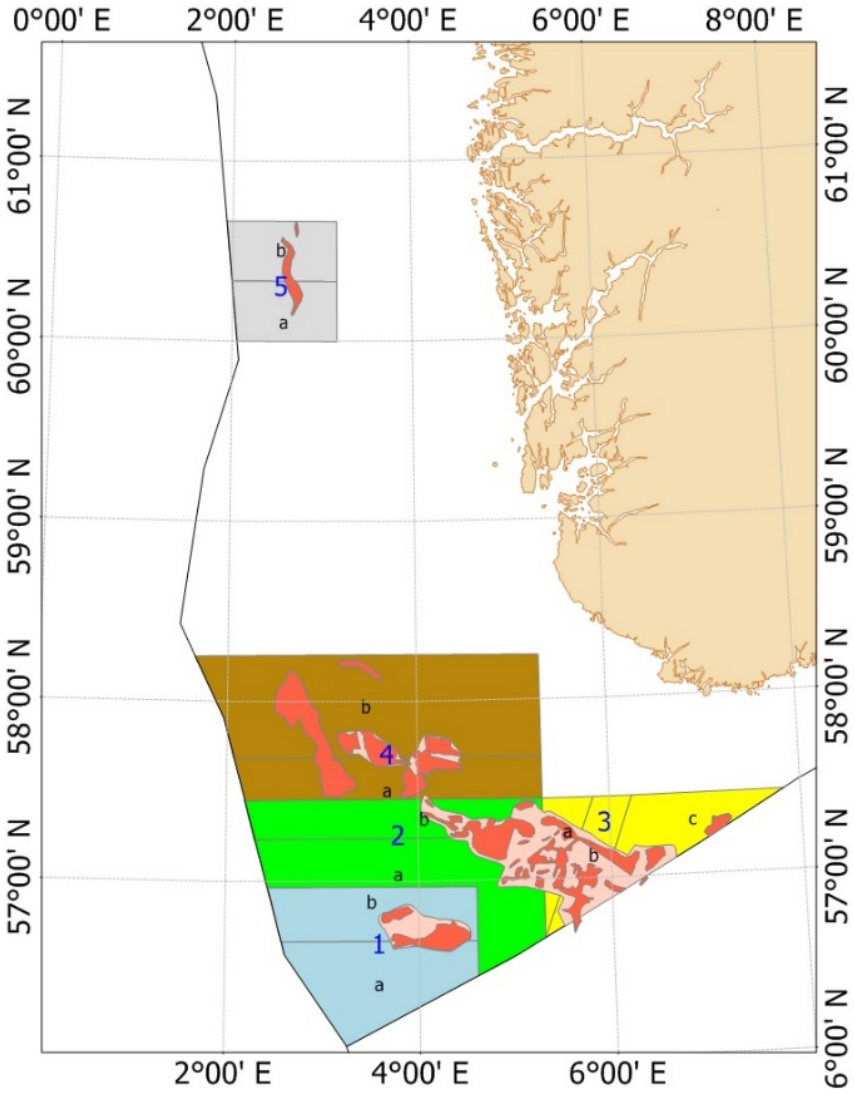


Figure A2. Map of the five Norwegian management areas in the North Sea for the period 2014-2016. Historical important fishing grounds are depicted in pink, and sandeel grounds in light pink.

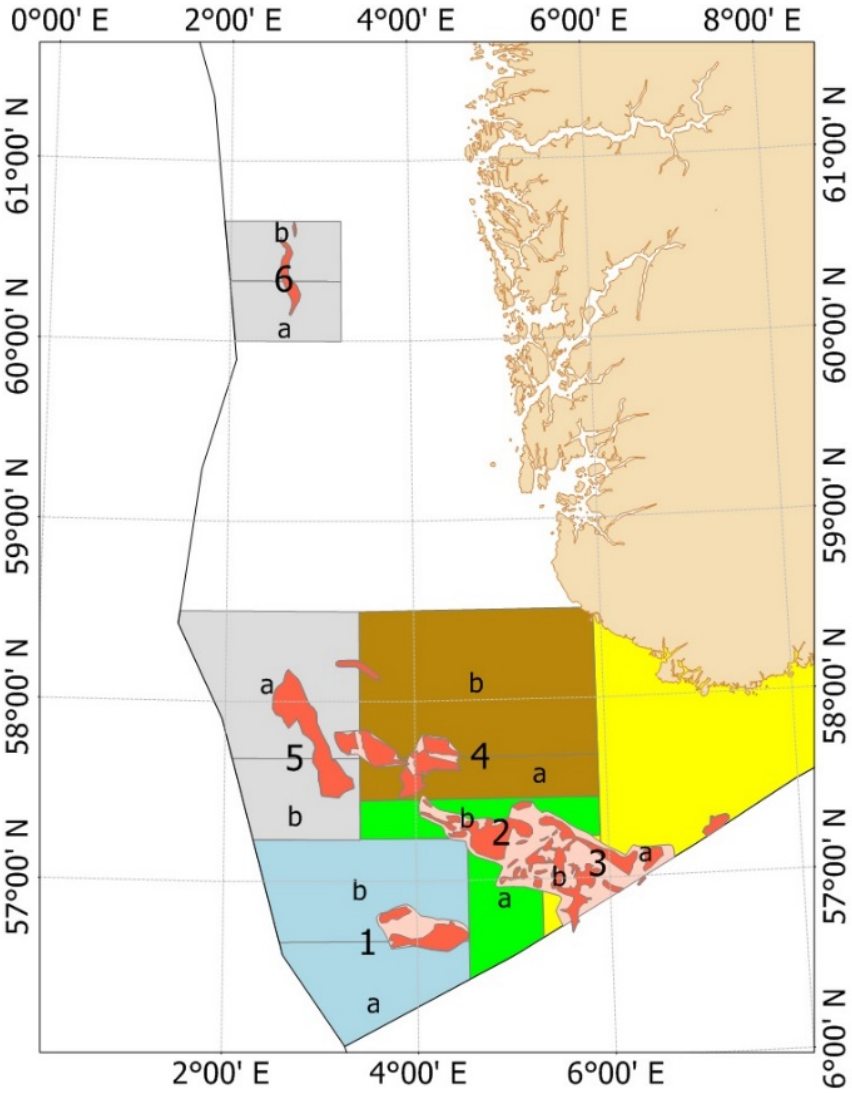


Figure A3. Map of the six Norwegian management areas in the North Sea for the period 2011-2013. Historical important fishing grounds are depicted in pink, and sandeel grounds in light pink.

7 https://www.nina.no/english/News/News-article/ArticleId/536/Godt-med-rekruttering-av-sild-og-tobis-i-Vestfjorden

23



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
E-post: post@hi.no
www.hi.no