



Aqua reports 2018:7

Bottentrålning - effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan

Mattias Sköld, Hans Nilsson, Patrik Jonsson



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Bottentrålning - effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan

Mattias Sköld, Hans Nilsson och Patrik Jonsson

Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,
Havsfiskelaboratoriet, Turistgatan 5, 453 30 Lysekil

Mars 2018, SLU, institutionen för akvatiska resurser

Aqua reports 2018:7

ISBN: 978-91-576-9562-8 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare för rapporten:
mattias.skold@slu.se

Vid citering av rapporten uppge:

Sköld, M., Nilsson, H.C., Jonsson, P. (2018). Bottentrålning - effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan. Aqua reports 2018:7. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 62 s

Rapporten har granskats av:

Ulf Bergström och Daniel Valentinsson Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för Akvatiska Resurser

Nyckelord: Bottentrålning, Bottenfauna, Marina skyddsområden

Rapporten kan laddas ned från: <http://pub.epsilon.slu.se/>

Chefredaktör:

Noél Holmgren, prefekt, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Lysekil

Uppdragsgivare & finansjär:

Havs- och vattenmyndigheten

Framsida: Räktrålare i Koster - Väderöfjorden. Foto: Mattias Sköld

Baksida: Upprullad bottentrål som används vid torskfiske i Östersjön. Svepen till höger på den vänstra tråltrumman är vajrar klädda med små cirkulära skivor. Det större gummerade skivorna i olika storlekar är understället. Ju större skivor desto mindre risk att häkta fast på steniga bottenar. Foto: Hans Nilsson

Sammanfattning

Under senare år har nya modeller för att detaljerat beskriva fiskets rumsliga utbredning och intensitet tagits fram. Metoder har utvecklats för hur detta fisketryck kan påverka ekosystemen via habitatens och bottendjurens känslighet för bottentrålning. Arbetet har bedrivits bl.a. genom det EU-finansierade forskningsprojektet BENTHIS och Internationella Havsforskningsrådet (ICES) och resultaten har tillämpats i ICES rådgivning till EU om indikatorer för bl.a. Havsmiljödirektivet. Denna rapport är kunskapssammanställning som bygger på detta arbete och fokuserar på den fysiska interaktionen mellan bottentrålfiske och havsbotten och indirekta effekter av bottentrålning kopplade till näringsväven. Rapporten går också igenom möjliga åtgärder för att minska bottentrålningens fysiska påverkan på havsbotten. I uppdraget från Havs- och vattenmyndigheten, som ligger till grund för denna rapport, ingick även att utreda bottentrålningens effekter i skyddade områden. Särskilt fokus har därför lagts på att identifiera och sammanfatta de studier som genomförts i svenska marina skyddade områden. Slutligen summeras översiktligt andelen av olika habitat som befinner sig inom områden med bottentrålningsförbud, samt var bottentrålningen bedrivs inom svensk ekonomisk zon i relation till den svenska trålgränsen.

Nyckelord: bottentrålning, bottenfauna, marina skyddsområden

Abstract

In recent years, models to describe the spatial distribution and intensity of bottom trawling have been advanced. Further, methods linking fishing pressure to impact on benthic ecosystems via sensitivity of habitats and organisms, have been developed. Important contributions to the work has been carried out through the EU-funded research project BENTHIS and the International Council for the Exploration of the Sea (ICES), and the results have been applied in ICES advice to the EU on indicators for the Marine Strategy Framework Directive. This report summarizes this recent work and focuses on the physical interaction between bottom trawling and the seabed and indirect effects of bottom trawling linked to the food-web. The report also examines possible measures aimed at reducing the physical impact of bottom trawling on benthic ecosystems. In the terms of reference for this report commissioned by the Swedish Agency for Marine and Water Management was also to investigate the impact of bottom trawling in protected areas, and special attention has been given to identifying and summarizing studies carried out in Swedish marine protected areas. The report also analyzed how regulations banning bottom trawling covers different habitats within the Swedish economic zone. Finally, the spatial distribution of bottom trawling in relation to the Swedish trawling boundary is analyzed.

Keywords: Bottom trawling, Benthic fauna, Marine Protected Areas

Innehållsförteckning

Sammanfattning	1
Abstract	2
Innehållsförteckning	3
1. Introduktion	5
2. Bottentrålningens påverkan och havsbottnarnas känslighet	7
2.1. Fiskeredskap och fiskeintensitet	8
2.2. Påverkan från bottentrålning hos olika habitat och organismer	13
2.3. Effekter från studier i gradienter av bottentrålning	15
2.3.1. Bottentrålning och bottenfaunaindex för miljö kvalitet	15
2.3.2. Jämförande studier i svenska havsområden	16
2.3.2.1. Kattegatt	16
2.3.2.2. Östersjön	16
2.4. Resuspension av sediment	16
2.5. Indirekta effekter av bottentrålning	18
2.6. ICES rådgivning om bottentrålningens påverkan och analysmetoder	21
2.6.1. Havsområdesvis	21
2.6.1.1. Fisketrycksindikatorer	21
2.6.1.2. Påverkansindikatorer	23
3. Åtgärder för att minska bottenpåverkan från demersalt fiske	26
3.1. Rumsliga regleringar	27
3.1.1. Koncentration av fisket till särskilt produktiva fiskeområden	28
3.1.2. Fördelning av fiskemöjligheter för olika fiskemetoder	28
3.2. Alternativa fiskemetoder till bottentrålning	29
3.2.1. Övergång till passiva fiskemetoder	29
3.2.1.1. Garn och krokfiske	29
3.2.1.2. Burar och fallor	29
3.2.2. Övergång till aktiva fiskemetoder med mindre bottenpåverkan	30
3.2.2.1. Snurrevadfiske	30
3.2.2.2. Pelagiskt trålfiske	31

Forts innehållsförteckning:

3.3. Tekniska lösningar för att minska bottenpåverkan av bottentrålning	32
3.3.1. Trålbord	32
3.3.1.1. Pelagiska och Semipelagiska trålbord	35
3.3.1.2. Innovativa trålbord	35
3.3.1.3. Multiriggning – Klump/vikt	36
3.3.2. Partrålning	36
3.3.3. Slep	36
3.3.4. Underställ	36
3.4. Konsekvenser av tekniska lösningar	
– miljömässig och fångstmässig optimering	38
4. Bottentrålning i marina skyddsområden	40
4.1. Studier av bottentrålningens påverkan i svenska marina skyddsområden	41
4.1.1. Gullmarsfjorden	41
4.1.2. Koster-Väderöfjorden	44
4.1.3. Trålgränsen norra Bohuslän	44
4.1.4. Bottentrålning och resuspension i Koster-Väderöfjorden och Gullmarsfjorden	45
4.2. En översikt av andelen skydd från bottentrålning för olika habitat och nyttjande	46
4.2.1. Skydd i förhållande till habitat	46
4.2.2. Nuvarande utbredning av bottentrålning i förhållande till trålgränsen och inflyttningssområden	47
5. Referenser	56

1. Introduktion

Bentiska ekosystem (havsbottnar och associerad fauna och flora) tillhandahåller viktiga varor och tjänster, såsom födoresurser för fisk och tillhandahållande av livsmiljöer (Bryhn et al. 2015). Sedimentbottnar är också viktiga för omsättning av näringsämnen och slutstation för partiklar som tillförs havet via erosion från land. Bottentrålning orsakar fysisk störning av havsbotten och är en av de mest utbredda mänskliga aktiviteter som påverkar havsbotten och associerade organismer (Kaiser et al. 2006; Halpern 2008). Det finns flera och allvarliga farhågor om bottentrålfiskets negativa effekter på bentiska ekosystem och hur detta kan påverka den biologiska mångfalden, fiskproduktionen m.fl. ekosystemtjänster. För att kunna genomföra en ekosystembaserad fiskeriförvaltning och en effektiv naturvård är det nödvändigt att dels utveckla kvantitativa verktyg för att bedöma fiskets påverkan på de bentiska ekosystemen och utveckla och anpassa fiskemetoder för att säkerställa att fisket bedrivs hållbart med avseende på de bentiska ekosystemen.

Syftet med denna rapport är att sammanfatta resultat från forskningsprojektet BENTHIS men också andra relevanta studier om interaktionen mellan bottentrålning och havsbottnar med särskilt fokus på svenska förhållanden och det bottentrålfiske som bedrivs i svenska havsområden. Rapporten fokuserar framförallt på den fysiska interaktionen mellan bottentrålfiske och havsbotten men berör också indirekta effekter kopplade till näringsväven. Arbeta med rådgivningen inom internationella havsforskningsrådet (ICES) i dessa frågor har de senaste åren ökat som en följd av införandet av Havsmiljödirektivet. Beställningar och frågor från EU, HELCOM och OSPAR har handlat om att internationellt beskriva fiskemönster kvalitativt och kvantitativt, samt hur detaljerade rumsliga beskrivningar av fiskeaktiviteterna kan användas för att beskriva påverkan och status för livsmiljöerna på havsbottnarna. Denna rapport sammanfattar därför också rådgivningen från ICES.

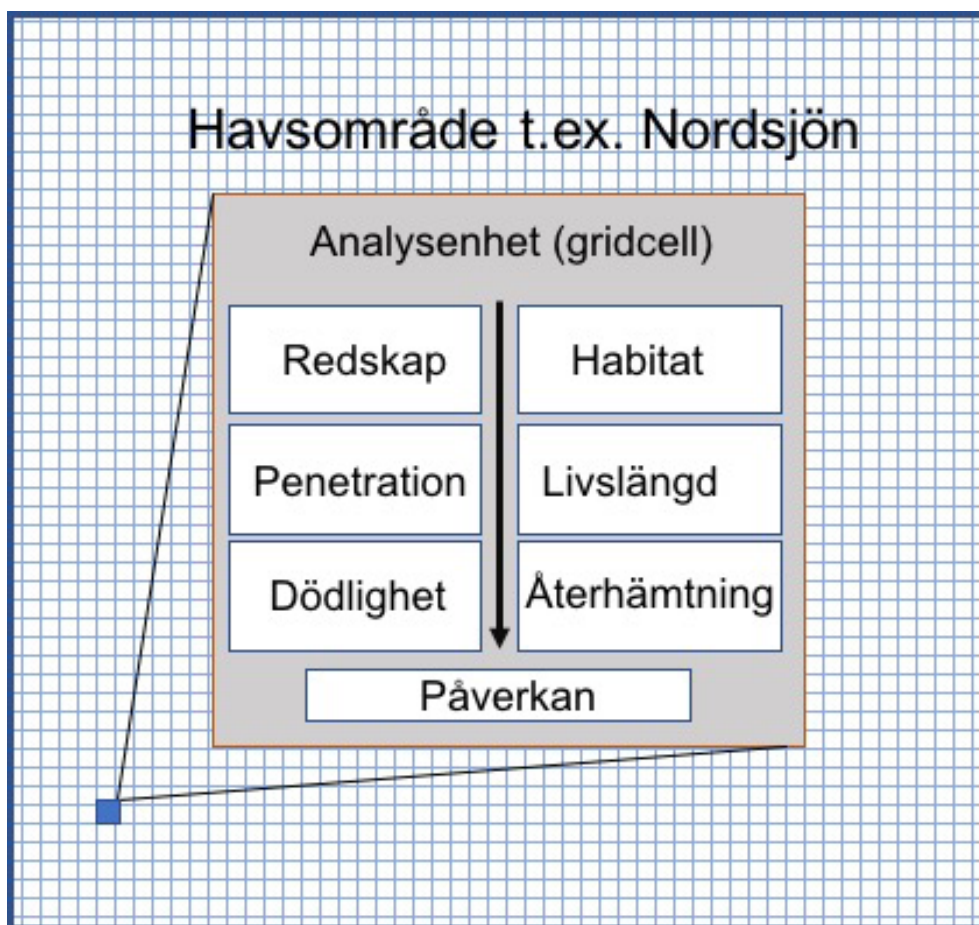
Forskningsprojektet BENTHIS, finansierat av EU under det 7:e ramprogrammet avslutades 2017 och genomfördes med syfte att tillhandahålla den kunskap och de verktyg som krävs för att genomföra en ekosystembaserad fiskeriförvaltning med avseende på interaktionen mellan bottentrålfiske och bentiska ekosystem. Utgångspunkten för projektet var de behov som preciserats i EU:s förvaltning i den gemensamma fiskeripolitiken (GFP) och Havsmiljödirektivet. BENTHIS har studerat vilka organismer och livsmiljöer som är mest känsliga för fiskepåverkan, vilka fiskeredskap som har störst fysisk påverkan och hur den fysiska påverkan från fiskeredskapen förhåller sig till naturliga störningar i olika livsmiljöer. En viktig del har varit att syntetisera kunskaper om fisketrycket och känsligheten av habitat och

organismer i användbara indikatorer för bottentrålningens påverkan (Fig. 1). Vidare har alternativa fiskemetoder som kan mildra de negativa effekterna av bottentrålning undersökts, i många fall i samarbete med yrkesfisket och i samråd med olika intressenter inklusive myndigheter och intresseorganisationer.

BENTHIS omfattade de viktigaste EU-havsområdena, inklusive Östersjön, Nordsjön, Medelhavet och Svarta havet, och studerade de huvudsakliga bottentrålfiskerierna som bedrivs i Europa. BENTHIS antog ett tvärvetenskapligt arbetssätt med bland annat fiskeekologer, bentiska ekologer, teoretiska ekologer, redskapsforskare, ekonomer och samhällsvetenskapare. Forskningskonsortiet omfattade 33 partners från olika universitet och forskningsinstitut, fiskeföretag och redskapstillverkare. SLU Aqua var en av dessa partners. Under projektets gång organiserades årligen samråd med berörda parter och intresseorganisationer från bl.a. yrkesfisket för att presentera samt diskutera resultat från de olika havsområdena.

2. Bottentrålningens påverkan och havsbottnarnas känslighet

Den fysiska påverkan från fiskeredskap på havsbotten omfattar flera faktorer och mekanismer. Viktiga sådana är hur fiskeredskapet och de ingående delarna kommer i kontakt med habitatet och med vilken kraft detta sker. Egenskaperna som styr penetrationen av sedimentet ser därmed olika ut beroende på vilken typ av redskap som används vilket påverkar graden av dödlighet av bottendjur som orsakas (Hiddink et al. 2017).

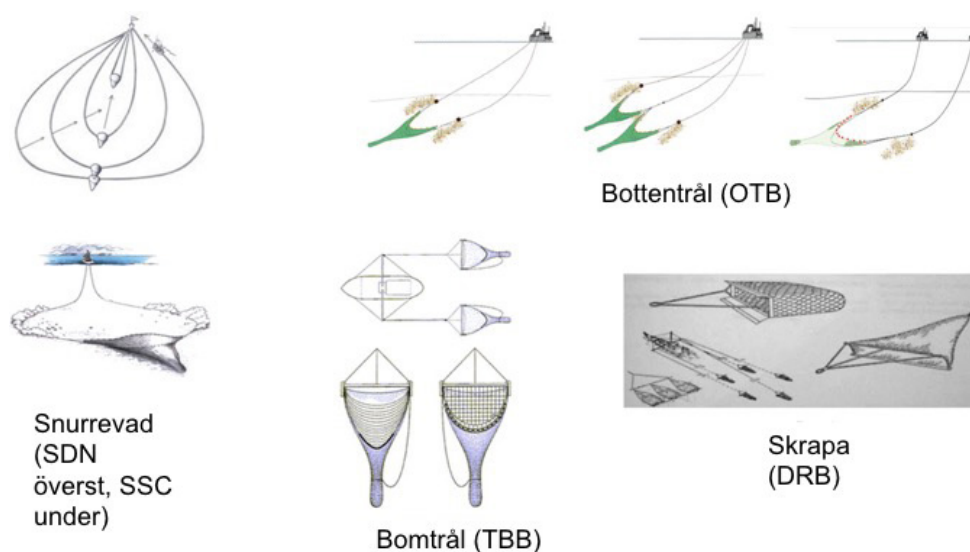


Figur 1. BENTHIS projektets ansats för att beskriva påverkan i ett havsområde. Utgångspunkten för vad som är ett havsområde är här de indelningar och den skala som görs enligt Havsmiljödirektivet och målsättningen är att kunna utvärdera God miljöstatus (GES) enligt direktivet.

2.1. Fiskeredskap och fiskeintensitet

Fiskeaktiviteter indelas vanligen i s.k. metiers, fiskerier på svenska, som är en kombination av redskapstyp och sammansättningen av fångstarter i ett fiske. Huvudindelningen för aktiva redskap som släpas efter havsbotten är bottentrålar, bomtrålar, snurrevadar och skrapor (Fig. 2). I svenskt fiske och i svenska havsområden är bottentrål det helt dominerande redskapet och bomtrålning är förbjudet i Östersjön och Kattegatt. Snurrevad används endast marginellt av svenska fartyg. Skrapor användes tidigare i Sverige i begränsad omfattning i kustnära fiske efter blåmusslor och ostron men inga tillstånd har utfärdats de senaste åren (Martin Rydgren, HaV muntlig information).

Det vanligaste sättet att åskådliggöra fiskeaktiviteter i ett havsområde är att aggregera någon form av indikator för fiskeansträngning inom ett rutnät, t.ex. timmar per kvadratkilometer och ruta. Ett generellt problem med aggregerad information är att om fördelningen av fiskeaktiviteter inom en ruta inte är jämn så överskattas fiskeintensiteten i lite fiskade områden och vice versa sker en underskattning i intensivt fiskade områden. Det finns därmed en stor risk för en ”mis-match” mellan var fisket bedrivs och var värdena finns och att därför felaktiga slutsatser dras. Aggregerad information om fiskets fotavtryck i rutnät är därför ofta inte tillräckligt för att belysa eventuella konflikter med specifika bevarandevärden vilket ofta efterfrågas i samband med planering och förvaltning av marina skyddsområden. För habitatdirektivet krävs t.ex. detaljerade analyser enligt metoden ovan eller att flera års punktdata från satellitpositionering av fiskefartyg (Vessel Monitoring System = VMS) redovisas och kartor och tabeller med statistik på ekonomi i fiskets nyttjande av områden kontrasteras mot bevarandevärdenas utbredning i tid och rum.

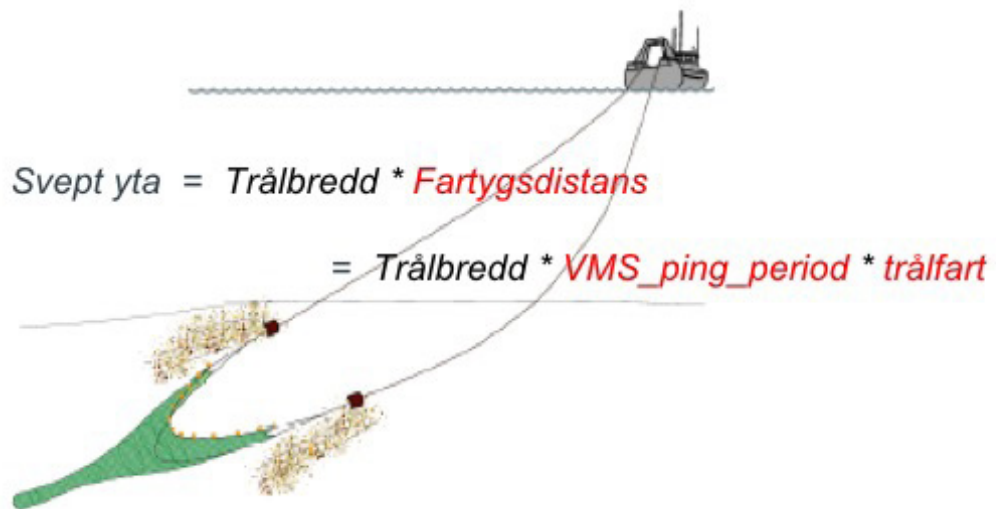


Figur 2. Olika former av aktiva redskap som släpas efter botten. Vid fiske med dansk snurrevad (SDN) ligger fartyget ankrat och halar hem redskapet som sätts i en vid båge. Vid fiske med skotsk snurrevad (SSN) halas redskapet hem samtidigt som fartyget stävar framåt. Bottentrålar, bomtrålar och skrapor bogseras av fiskefartyget i jämn fart under fiskeoperationen för att sedan halas hem. Modifierat från Eigaard et al. 2016. Illustrationerna är från FAO: <http://www.fao.org/fishery/geartype/search/en>.

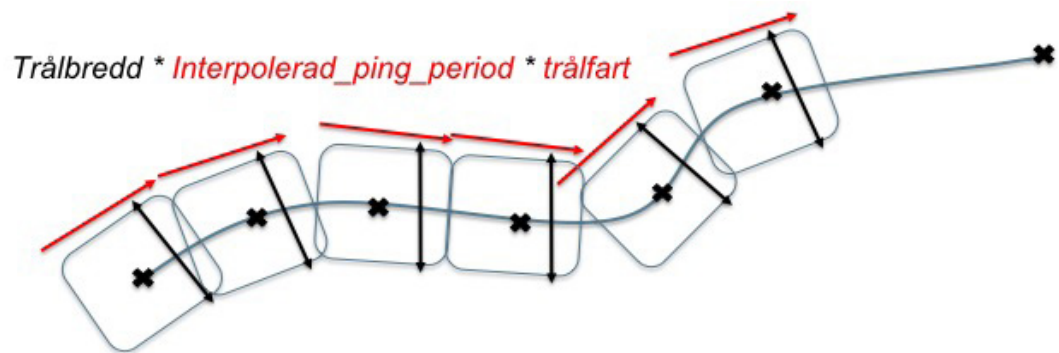
Ett av BENTHIS delprojekt hade som huvudsyfte att på bästa möjliga sätt ta fram en metod för att kunna beräkna fiskets "fotavtryck" på bottenmiljön baserat på redskapstypernas olika ingående delar (se kapitel om åtgärder, Fig. 7a) och redskapets användning (Eigaard et al. 2016). Arbetet baserades på intervjuer av yrkesfiskare som hade sensorer på sina redskap, och därigenom god kännedom om redskapens svepbredd under fiske. I nästa steg korrelerades svepbredden med storleksindikatorer på fartygen (motorstyrka eller längd) som noteras i fartygens loggböcker. De olika redskapen delades också upp i sina ingående delar (trålbord, svep, klump och underställ) eftersom dessa komponenter har olika tyngd och konstruktion som gör att de penetrerar sedimentet olika djupt. Svep och underställ penetrerar i modellen ytligt dvs < 2 cm, och trålbord och klump ≥ 2 cm). Denna information samlades in från litteraturstudier. Med utgångspunkt från dessa data konstruerades en beräkningsmodell för ett enskilt fotavtryck för en fiskeoperation där den svepta ytan beräknas enligt:

Trålningsintensitet (svept yta) = trålad yta per area och tidsenhet (vanligen per år)

Redskapens komponenter delades också upp i penetration < 2 cm djup i sedimentet och ≥ 2 cm djup i sedimentet.



A.



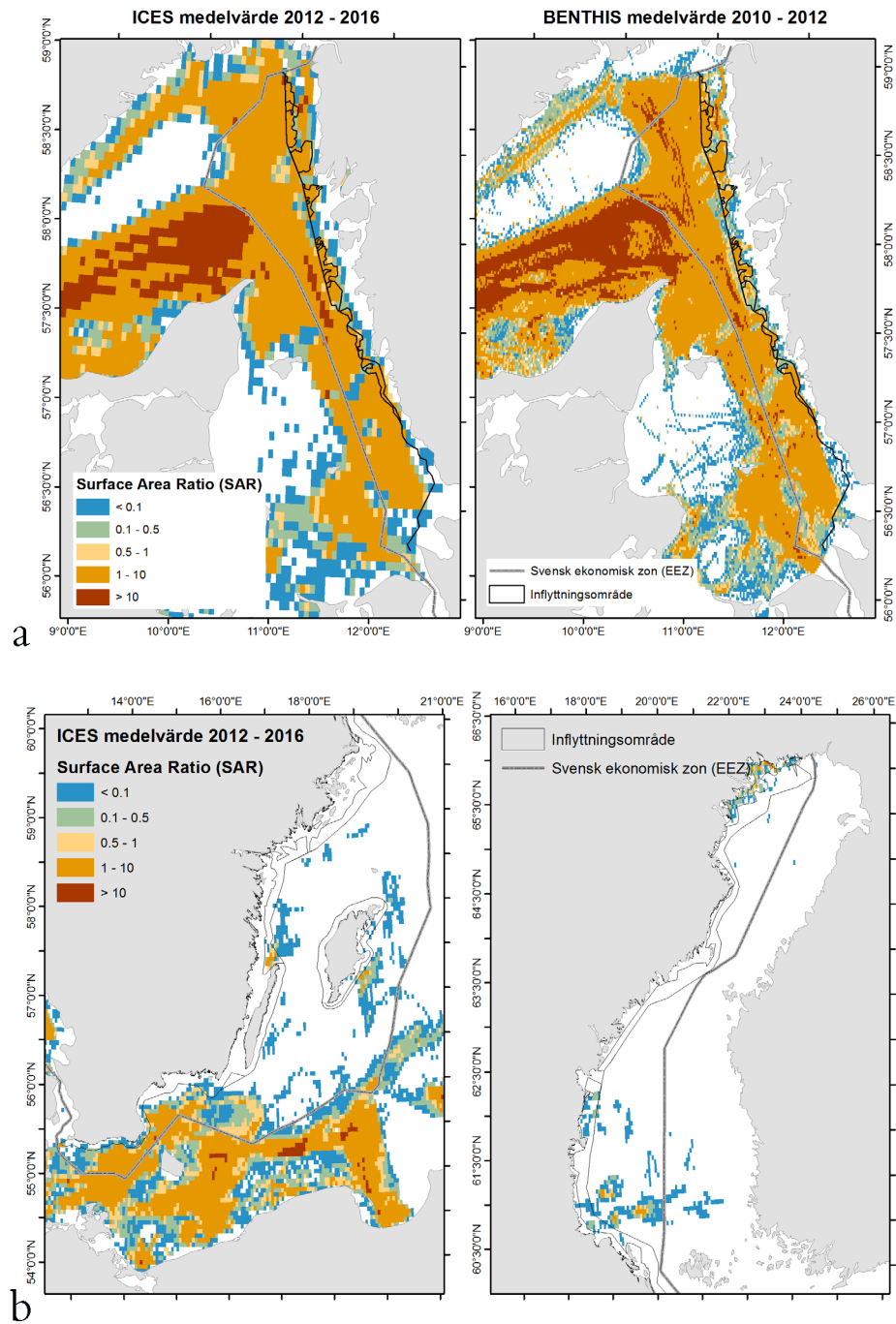
B.

Figur 3. A. Generaliserad illustration av beräkningsmetod för Trålningsintensitet. B. Genom att interpolera satellitsignalerna (VMS) från fiskefartygen från 1 eller 2 timmars uppdatering till 12 minuters intervall och använda en funktion där fartygets kurs i varje punkt används kan tråldraget återskapas med hög noggrannhet och fotavtrycket beräknas runt varje punkt (Hintzen et al. 2010; Eigaard et al. 2016). Illustration i Fig. 3A är från FAO: <http://www.fao.org/fishery/geartype/search/en>

Med de metoder som vidareutvecklats i BENTHIS kan nu fotavtrycket från olika fiskerier beräknas med hög rumslig precision trots att uppdateringen från VMS endast görs med 1-2 timmars intervall (Fig. 3). I praktiken finns dock fortsatt hinder när internationella sammanställningar av fiske i olika havsområden skall göras p.g.a. att flera medlemsländer lägger restriktioner på hur loggboksdata och VMS får användas eller delas. För analyser av effekter på bottenfaunan i Kattegatt användes denna metod (Sköld et al. 2018).

Syftet med analyserna i BENTHIS var att ta fram metoder som förser förvaltningen med havsområdesvisa indikatorer för fiskeintensitet i enlighet med Havsmiljödirektivet. En viktig poäng är att analyserna, förutsatt tillgänglighet på fiskeridata, kan göras på hög detaljeringsnivå innan de aggregeras för olika sammanställningar och presentationer. Metoden ger alltså möjligheter att detaljerat och med hög noggrannhet analysera olika fiskeriers effekt på habitat men i många fall begränsas istället analyserna av tillgängligheten på detaljerade habitatkartor.

På europeisk havsområdesskala har BENTHIS projektet sammanställt hur fiskets fotavtryck ser ut och fördelar sig arealmässigt (Eigaard et al. 2016). Den genomsnittliga trålningsintensiteten på Nordsjöskala varierade mellan 0,5 – 8,5 gånger per år ner till 200 m djup och var något lägre i djupare havs- och grunda kustnära områden. Ett uppenbart mönster är att bottentrålning är mycket aggregerad och 90 % av fiskeansträngningen utfördes i hälften av de rutor (1 X 1 minut motsvarande ca 1,8 km²) som analyserades. Bland de mest intensivt bottentrålade områdena i EU återfinns Skagerrak – Kattegatt (Fig. 4) där de helt dominerande fiskerierna är bottentrålar (OTB) som med målarter som bottenlevande fisk, räka, havskräfta eller en blandning av fisk och kräftdjur (Eigaard et al. 2016).



Figur 4. Medeltrålningsintensitet per år (ytlig penetration < 2 cm) för a) Skagerrak och Kattegatt. Intensiteten är beräknad från VMS och loggböcker för alla bottentrålare. Höger bild visar ICES sammanställning för alla länders fiske (gridcell 3 X 3 minuter), vänster bild BENTHIS motsvarande sammanställning med högre upplösning (gridcell 1 X 1 minuter) och baserat på interpolerade trålspar. b) Östersjön, endast ICES sammanställning tillgänglig.

Sammanfattningsvis finns med de nya metoderna alla förutsättningar för detaljerade analyser av fiskemönster av hur fisket interagerar med bentiska ekosystem. ICES har sedan ett antal år en arbetsgrupp i vilken SLU Aqua deltar (Working Group on Spatial Fisheries Data, WGSFD) som arbetar med att bl.a. utveckla metoder och sammanställa denna typ av information från olika medlemsländer till OSPAR, HELCOM och EU. ICES levererar regionala analyser och beskrivningar av fiskemönster för framtagandet av indikatorer och rapporter för Havsmiljödirektivet och GFP uppföljning. ICES sammanställningar är på grov skala (3 X 3 minuter motsvarande ca 17 km², Fig. 4) och avsedda för havsområdesvisa bedömningar av fiskintensitet i relation till generaliserade habitatbeskrivningar för homogena habitat med stor ytlig täckning som sedimentbottnar med lera och sand. För arbete med bevarandeåtgärder i marina skyddsområden och komplexa mosaikliknande habitat som utsjöbankar och revmiljöer krävs dock mer detaljerade analyser av hur fisket interagerar med habitat och organismer. Eftersom fisket i utsjöområden nästan alltid inbegriper flera länder är det därför nödvändigt att de länder som fiskar i ett sådant område samarbetar då sekretessfrågor är ett hinder för delande av VMS och loggboksinformation. Denna arbetsgång är praxis i arbetet med marina Natura2000 områden i utsjön.

2.2. Påverkan från bottentrålning hos olika habitat och organismer

Den fysiska interaktionen mellan fiskeredskap och havsbotten är komplex. Graden av direkt påverkan beror på redskapstyp och hur detta har riggats samt med vilken kraft redskapet dras över botten och hur bottenstrukturer är sammansatt (O'Neill och Ivanović 2016). Effekten blir att sedimentet komprimeras, omblandas och förflyttas eller resuspenderas (O'Neill och Summerbell 2011; Bradshaw et al. 2012). Vissa delar av redskapet som trålbord, klumpar och tyngande kättingar kan penetrera och störa havsbotten till djup av 5 cm eller mer, medan andra redskapskomponenter sveper eller rullar över bottenstrukturer (Eigaard et al. 2016). Effekten blir att komplexiteten av bottenhabitatet minskar genom att botten slätas ut och att strukturer som orsakats av naturliga eller biologiska processer, t.ex. av grävande djur reduceras (Watling och Norse 1998; Thrush et al. 2006; Hewitt et al. 2010). Organismer som är förankrade i sedimentet kan ryckas upp och större stenar som bidrar till komplexiteten välts, flyttas eller fiskas upp (Auster et al. 1996; Thrush och Dayton, 2002; Buhl-Mortensen et al. 2013). Biogena strukturer och döda skal kan slås sönder vilket kan resultera i en reduktion av substratet för fastsittande arter försvinner (Collie et al. 2000; Kaiser et al. 2006). Känsligheten för olika habitat

för fysisk störning varierar. T.ex. kan habitat med organismer som naturligt utsätts för kraftig påverkan genom vindinducerad vågbildning där substratet naturligt omblandas vara tåligare för bottentrålning än fysiskt stabila livsmiljöer, t.ex. biogena rev i djupa havsområden som aldrig eller mycket sällan utsätts för naturlig fysisk störning (Hall 1994; Collie et al. 2000a; van Denderen et al. 2015).

De biologiska effekterna av trålning beror på intensiteten av trålning, dödligheten som orsakas av varje trålpassage och återhämtningspotentialen för organismerna som påverkas. Den initiala påverkan, dvs. effekten av de första tillfällena som bottentrålningen sker bedöms också vara de som orsakar mest konsekvenser för biodiversiteten. Detta är en effekt av att de känsliga arterna försvinner först och att de toleranta finns kvar och påverkas i mindre utsträckning av upprepade trålningar (National Research Council 2002). Återhämtningstiden beror på tillväxten, rekrytering och invandring från kringliggande områden. Bottentrålningen kan därmed minska biomassan och antal arter i bentiska ekosystem samt förskjuta artsammansättningen mot kortlivade, mindre arter beroende på skillnader mellan organismer i direkt dödlighet och återhämtningsförmåga (Jennings et al. 2005; Tillin et al. 2006). Det finns många studier där kontrollerad experimentell bottentrålning genomförts och effekter i bentiska ekosystem studerats samt sammanställningar av dessa. Studierna har gett viktiga insikter om den momentana dödligheten hos bottenlevande organismer som svar på direkt fysisk kontakt med fiskeredskap. Effekter som dokumenterats är reduktion av biomassa, abundans och antal arter (Collie et al. 2000; Kaiser et al. 2006). Stora känsliga habitatbildande organismer som koraller och svampdjurs samhällen tål inte fysisk störning från trålning alls då dom är stora, uppstickande från substratet, består av sköra revstrukturer som byggs upp under lång tid och har mycket lång återhämtningstid (Dayton et al. 1995; Fosså et al. 2002; Greathead et al. 2007; Jørgensen et al. 2016). Andra delar av faunan, som grävande arter som lever helt eller delvis i sedimentet är mindre känsliga för den direkta fysiska påverkan eftersom de delvis skyddas genom sitt beteende (Tillin et al. 2006).

Det har visats att filtrerande organismer minskar i bottentrålade områden och att depositions- och asätare ökar (Kaiser och Spencer 1994; Tillin et al. 2006). Filtrerande organismer bidrar med att transportera organiskt kol till näringsväven i sedimentbottenarna och därmed öka depositions hastigheter och omsättningen av organiskt kol. Andra arter som t.ex. grävande sjöborrar bidrar med att blanda om (bioturbera) sedimentet och på sätt syresätta sedimentet, processa organiskt kol och påverka när盐sammansättningen i botten sedimentet. Förändrad artsammansättning på grund av bottentrålning kan därmed innebära konsekvenser för de ekosystemtjänster som bottenlevande organismer bidrar med.

2.3. Effekter från studier i gradienter av bottentrålning

Experimentella studier ger värdefull information om den dödlighet som uppstår vid bottentrålning. Det finns dock en risk för att återhämtningspotentialen överskattas i sådana studier eftersom migration och rekrytering succesivt riskerar att försämrats allteftersom de känsligaste arterna minskar i kroniskt trålade områden. Bottentrålning sker också över stora havsområden och studierna är också ofta gjorda på spatiala och temporala skalor som inte är jämförbara med effekter av bottentrålfisket i ett havsområde som återkommande utsätts för bottentrålning över lång tid. Jämförande studier av bottentrålningens effekter över gradienter i trålning är därför viktiga för att komplettera förståelsen för hur bottentrålning påverkar de bentiska ekosystemen.

En nyligen genomförd sammanställning av 46 experimentella studier och 24 jämförande studier över trålningsgradienter (Hugh et al. 2014; Hiddink et al. 2017) uppskattade reduktion i abundans och biomassa vid bottentrålning till att 6 % av organismerna tas bort vid en trålpassage och att redskapet (bottentrål) penetrerar sedimentet ca 2,4 cm. Motsvarande negativa trend återfanns i de jämförande studierna med att biomassan och abundans följer ett negativt förhållande. Återhämtningstiden vid bottentrålning från 50 till 95 % av opåverkad biomassa (carrying capacity, K) uppskattades baserad på de jämförande studierna till mellan 1,9 – 6,4 år. Högre grad av dödlighet och djupare penetration återfanns för andra fiskemetoder som skrapor och bomtrålar.

2.3.1. Bottentrålning och bottenfaunaindex för miljö kvalitet

Förändringar i makrofaunasamhället¹ på mjukbotten kan ge information om effekter av organisk belastning, syrebrist, miljögifter och klimatförändringar (Pearson & Rosenberg 1978; Junker et al. 2012). Det finns flera olika multimetriska index som används och i Sverige är det bottenfaunaindex (BQI) som används för att klassificera God miljöstatus för det bentiska samhällets tillstånd enligt Havsmiljödirektivet och statusklassning enligt Vattendirektivet. BQI liksom motsvarande andra index, t.ex. det Danska DKI har utvecklats och testats som indikatorer för bottenfaunasamhällets status som svarar på flera störningar i ekosystemet men inte hur indexet svarar mot påverkan från bottentrålning (Josefson et al. 2009).

¹Makrofaunan är de bottenorganismer som lever i eller på sedimentet och kvarstår i provet efter sällning med 1 mm såll.

I havsområden i utsjön är bottentrålningen mer omfattande än i kustnära områden och jämförande studier i Kattegatt (Gislason et al. 2017; Sköld et al. 2018) visar att BQI också korrelerar negativt med ökande trålningsintensitet.

2.3.2. Jämförande studier i svenska havsområden

2.3.2.1. Kattegatt

Påverkan av bottentrålning har undersökts i en väldefinierad gradient av trålning i Kattegatt. Detta havsområde är globalt ett av de mest intensivt trålade områdena som studerats och fisket bedrivs här efter havskräfta och bottenlevande fisk huvudsakligen med bottentrål (Sköld et al. 2018). Undersökningen visar på hur mjukbottenfaunasamhället struktureras av bottentrålningens intensitet. De flesta arter som visar respons minskar i antal och biomassa, medan ett mindre antal arter gynnas med högre trålningsintensitet. Indikatorer för biologisk mångfald som antalet arter och diversitetsindex visar också en tydlig minskning vid låg -till medelhög trålningsintensitet i gradienten. De helt dominerande arterna på Kattegatts mjukbotten är två arter grävande ormstjärnor av släktet *Amphiura*. Dessa visade sig vara toleranta för bottentrålningen och den ena arten *A. chiajei* gynnades utefter trålningsgradienten.

2.3.2.2. Östersjön

Den enda jämförande studien av bottentrålningens effekter i egentliga Östersjön som genomförts är i ett projekt där den svenska nationella mjukbottenfaunaövervakningen undersöktes i relation till bottentrålningsgradienter (Norén et al. 2017). Bottenfaunaövervakningen i Östersjön utförs områdesvis (kluster) och eftersom dessa områden skiljde sig signifikant åt i artsammansättning mellan områdena gjordes analysen av bottentrålningens effekter också områdesvis. Kontrollprogrammet av bottenfaunastationer i Östersjön är inte designat för att täcka in bottentrålning utan främst för att följa andra storskaliga miljöförändringar. Området vid östra Gotland hade dock en tydlig gradient i bottentrålningsintensitet med ett kluster av 8 stationer inom jämförbara djupintervall. Analyserna visade att artsammansättning förändrades och att antal arter minskade med ökad trålningsintensitet (Norén et al. 2017).

2.4. Resuspension av sediment

Resuspension eller uppslamning kallas den process där sedimentpartiklar från havsbotten virvlas upp och blandas med ovanliggande vattenmassor. Resuspension

av sediment kan ske naturligt genom fysisk påverkan av bioturbation, vågor och bottenströmmar. Bioturbation kan beskrivas som omlagring av sediment genom att djur påverkar sedimentet genom t.ex. grävning, ventilation av bohålor eller att de äter partiklar i sedimentet och tömmer tarmen på ytan. Bioturbation medför resuspension men endast några cm ovanför havsbotten, medan strömmar och vågor kan ha kraftigare påverkan och suspendera sediment metervis upp i vattenmassan samt variera mycket i tid och rum. I djupa havsområden är naturlig resuspension av vågor och strömmar mycket liten men kan uppstå vid mycket kraftiga stormar; exempelvis har effekter av resuspension mätts ned till och med 130 m djup utanför Kaliforniens exponerade kuststräcka (Sherwood et al. 1994). För svenska förhållanden, exempelvis i Östersjön, beskrivs emellertid detta sällan ske djupare än 50 – 70 m (Danielsson et al. 2007). I grunda exponerade områden sker naturlig resuspension regelbundet av vågpåverkan.

Resuspension kan också skapas genom mänskliga aktiviteter som muddringsarbete och bottentrålfiske. Jämförelser mellan hydrodynamiska störningar av havsbotten med mekanisk störning av sedimentet på grund av bottentrålning i Nordsjön, Kattegatt och Östersjön visar att trålningen kan generera mer resuspension än naturliga processer på djupare bottnar (Floderus & Pihl, 1990; Diesing et al. 2013; Martin et al. 2014; Tjensvoll 2014; Linders et al. 2017). Påverkan orsakas av de delar av trålen som står i direkt kontakt med havsbotten i samband med fiskets bedrivande. Det största bidraget till resuspension orsakas dock av det hydrodynamiska motståndet som uppstår i vattenmassan direkt ovan botten när utrustningen dras fram genom vattenmassan, vilket har konsekvensen att sediment också kan spridas till omkringliggande områden (Martin et al. 2014, Puig et al. 2015; Bradshaw et al. 2012). Bottentrålningen kan därmed medföra förändringar av havsbottens morfologi och sedimentationsförhållanden, samt transport av sediment till djupare områden (Puig et al. 2012; Oberle et al. 2016; Paradis et al. 2017). På havsbottnar med bottensubstrat av finare karaktär som silt och lera resuspenderas mer av substratet jämfört med områden bestående av grövre bottensubstrat som sand och grus. Det hydrodynamiska motståndet som genereras av trålens olika delar är högst för tråldörrarna. Den direkta resuspensionen vid fiske med en bottentrål har uppskattats till mellan 0,5 och 3 kg/m² av substratet mätt över den svepta ytan (O'Neill & Summerbell. 2011). Tråлиндucerad resuspension av ackumulerat sediment kan också leda till en reduktion av halten organiskt innehåll i ytsedimentet, tillgängliggöra närsalter (Dounas et al. 2007) och gifter ackumulerade i sedimentet (Bradshaw et al. 2012).

Ökad suspension av partiklar i vattenmassan med förhöjd turbiditet (grumlighet) som följd kan medföra negativa ekologiska effekter på marin flora och fauna. De

negativa ekologiska effekterna uppstår på grund av reducerad mängd solljus vilket kan leda till försämrade förutsättningar för primärproducenter (Moore et al. 1997), reducerad överlevnad för ägg och larver hos fisk och evertebrater (Westerberg et al. 1996; Gilmour 1999; Larsson et al. 2013). Filtrerande organismer som t.ex. svampdjur är selektiva med hänsyn till födoval och är beroende av organiska partiklar från bottenvattnet. Förändringar av kvalitet och storlek hos partiklar på grund av resuspension av sediment kan därför påverka födobeteendet och syrekonsumtion (Johnston and Wildish 1982; Tjensvoll et al. 2013; Kutti et al. 2015). Fisk kan också vara känslig mot förhöjda halter av sediment i vattenmassan, särskilt under larvstadiet, på grund av att gälarna täpps till (Humborstad et al. 2006).

2.5. Indirekta effekter av bottentrålning

Effekter på bentiska ekosystem av bottentrålning är komplexa och de inblandade mekanismerna är inte frikopplade från varandra. Indirekta effekter kan uppstå i form av förändringar i näringsväven t.ex. genom att bottenlevande bytesdjur minskar i abundans, bentiska predatorer minskar i abundans om de fångas eller dör i fisket, förändrade födoförhållanden med döda eller döende djur i trålspåren eller via utkast från fiskefartygen, och att funktioner av habitatet som skydd och/eller födosöksområden förändras. I ett vidare perspektiv kan art- och storleksselektivt överfiske av rovfiskar få s.k. ”top-down” effekter i näringsväven och med storskaliga konsekvenser i ekosystemet (Casini et al. 2008; Eriksson et al. 2011). De vidare konsekvenserna av överfiske och ”top-down” effekter behandlas inte i denna kunskapssammanställning. Komplicerande är dock att alla dessa effekter kan pågå samtidigt och ske på olika skalor då t.ex. fiskpredatorer rör sig över större områden än de mer stationära bottenlevande organismerna.

En ny kunskapssammanställning (Collie et al. 2017) av indirekta effekter av bottentrålning kom fram till följande slutsatser:

Bottentrålningens påverkan är främst i form av fiskarnas artsammansättning i dieten och därmed kvalitet på födan men inte relaterat till mängden intagen föda

Asätande till följd av utkast från fiskefartygen bidrar endast marginellt till det årliga födointaget för bottenlevande fisk

Vissa plattfiskarter kan gynnas av begränsad trålning på naturligt störda sandiga bottenar, troligen som en effekt av förändrad födosammansättning till små havsborstmaskar, men missgynnas av bottentrålning på känsligare livsmiljöer som t.ex. lerbottenar.

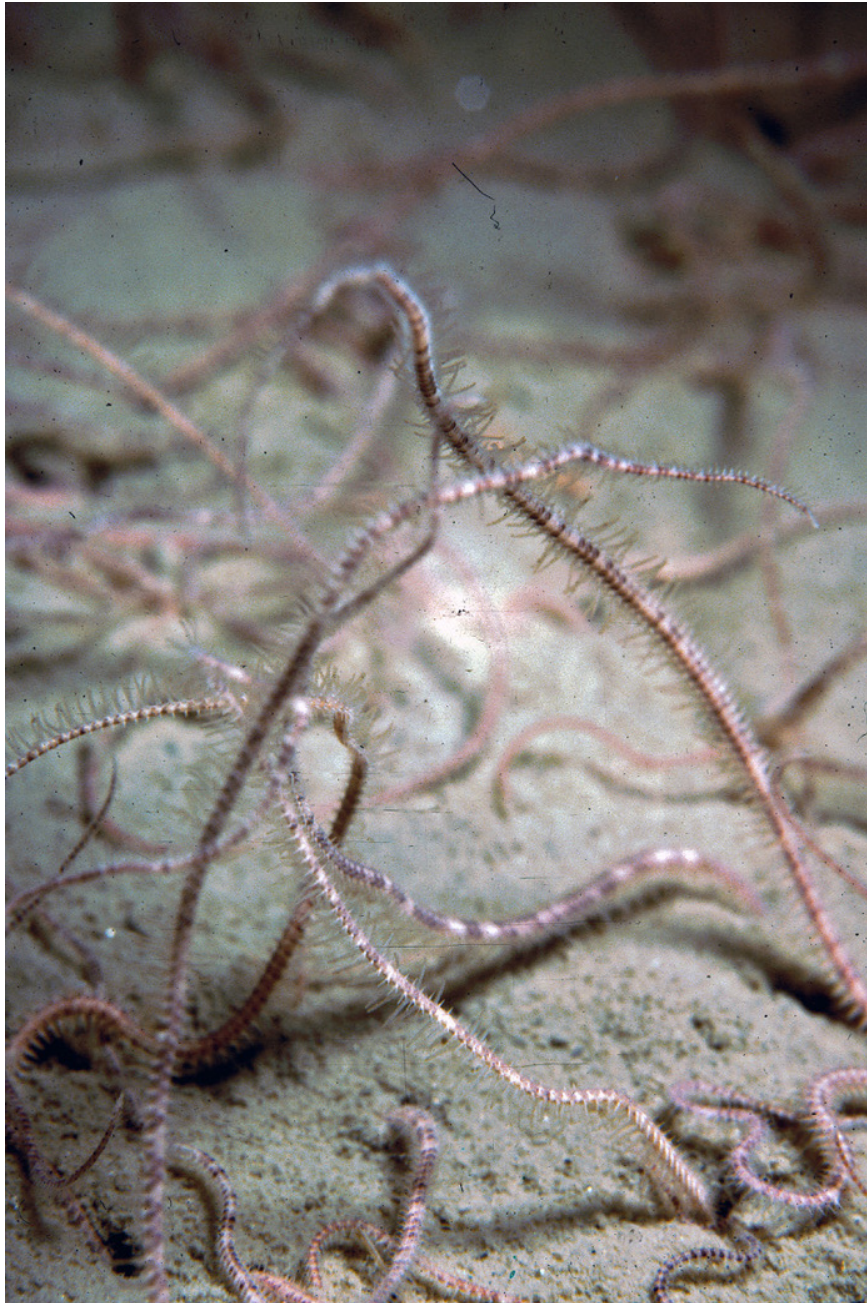
Det finns mycket kunskap om komplexa habitats betydelse för olika fiskarter som gömslen för uppväxande fisk och födosöks områden för rovfiskar, men det finns lite studier som specifikt undersökt effekterna av bottentrålning på tillgängligheten av habitat.

Effekten i näringsväven och för bottenorganismer kan också uppstå som en direkt effekt av målarter och bifångster i bottentrålfisket. Ett exempel är fisket efter havskräfta med stora bifångster av torsk som är predator på havskräfta. Utfiskning av rovfisk har kopplats till en ökning av bottenlevande räk- och havskräftbestånd genom minskad predation (Worm och Myers 2003; Thurstan och Roberts 2010) och modellering av interaktionen mellan dessa arter visar på starka kopplingar, särskilt för kräftdjur om rovfiskar minskar kraftigt till följd av överfiske (Brander och Bennet 1986; Brown och Trebilco 2014).

Studier av diet och kondition har undersökts i Kattegatt i relation till trålningsintensitet för bottenlevande plattfisk (rödspotta, lerskädda och sandskädda) samt havskräfta (Hiddink et al. 2016). För rödspotta, lerskädda och havskräfta minskade biomassan av dessa arter snabbare till följd av fisket än mängden föda i form av bottendjur minskade med ökande trålningsintensitet. Detta medförde att mängden intagen föda och konditionen hos arterna ökade då mängden tillgänglig föda per individ ökade. Sandskädda visade ingen förändring utefter trålningsgradienten och de andra arterna svarade olika starkt vilket kunde kopplas till födopreferens och sammansättningen av födan dvs. bottenfaunans artsammansättning utefter gradienten. Studien visar att förhållandet mellan tillgång på bytesdjur och tätheten av predatorerna är avgörande för födointag och kondition hos de fiskarter som är beroende av bottenorganismer som födoresurs, och att dessa förhållanden kan ändras beroende på hur intensivt ett område bottentrålas. Modellstudier har också visat att negativa såväl som positiva effekter av bottentrålning på fiskproduktionen varierar beroende på om det bentiska ekosystemet är styrt av predation (top-down) eller tillgång på näring (bottom-up) (van Denderen et al. 2013).

Undersökningarna av bottendjurens respons på gradienten i bottentrålningen i Kattegatt tyder också på starka kopplingar till predationstryck (Sköld et al. 2018). De helt dominerande arterna på Kattegatts mjukbottnar är två arter grävande ormstjärnor av släktet *Amphiura* (Fig. 5). Dessa visade sig vara toleranta för bottentrålningen och den ena arten *A. chiajei* gynnades utefter trålningsgradienten vilket tolkades som en effekt av minskad predation av bottendjursätande predatorer som havskräfta och plattfiskar vilka antas minska med ökande trålningsintensitet. Ormstjärnorna visade också på en minskning över tid efter stängningen i det helt

fiskefria området i Kattegatt vilket på motsvarande sätt tolkas som att predationen ökar när havskräfta och fisk får skydd från bottentrålningen och ökar i området.



Figur 5. De grävande ormstjärnorna Amphiura filiformis och A. chiajei dominerar stora områden i Kattegatt och Skagerrak och kan förekomma i 1000 tal per kvadratmeter. Ormstjärnorna är en viktig födoresurs för flera bottenlevande fiskarter och havskräfta, och effekter i födoväven av bottentrålningen påverkar abundansen av ormstjärnorna. Foto: Mattias Sköld.

2.6. ICES rådgivning om bottentrålningens påverkan och analysmetoder

2.6.1. Havsområdesvis

ICES har de senaste åren arbetat med att ta fram rådgivning om indikatorer för fisketryck och påverkan från bottentrålning, samt konsekvensanalyser av fångster och värden på fångsterna (ICES 2016, ICES 2017). Utgångspunkterna för rådgivningen är EU:s behov av analyser för att kunna genomföra Havsmiljödirektivet vilket innebär analyser på havsområdesskala dvs. Nordsjön och Östersjön. Arbetet har genomförts som en serie workshops och forskare inblandade i SLU Aqua har deltagit i arbetet.

2.6.1.1. Fisketrycksindikatorer

ICES bedömer att indikatorer för fisketryck är väl utvecklade och dessa bygger på samma utgångspunkter som redovisats ovan, dvs. i rutnät aggregerade mått på bottentrålningens omfattning baserade på VMS och loggbok enligt BENTHIS metodik. ICES föreslår fyra indikatorer för fisketryck som sammanställs på årlig basis och en flerårig indikator för att utvärdera ytan i ett havsområde som inte bottentrålas (Tabell 1).

Tabell 1. ICES rådgivning 2017 om indikatorer för fisketryck av bottentrålning.

Årlig fisketrycksindikator	Beskrivning	Kommentar
1 – Intensitet	Summan av svept area för alla fartyg med bottentrål eller per metier dividerat med den totala arean av det område som utvärderas (havsområde, delområde eller habitat inom havsområdet).	Den svepta arean är en uppskattning av bottenytan som står i kontakt med fiskeredskapen och är en funktion av trållens bredd, trålfart och fiskeansträngning i tid. Indikatorn ger ett mått på hur många gånger en yta bottentrålas.
2 – Proportion av gridceller som bottentrålas	Antal gridceller (c-squares 0,05° X 0,05°) som bottentrålas minst en gång dividerat med totala antalet c-squares inom det område som utvärderas.	
3 – Proportion av area som bottentrålas	Summan av den svepta arean för alla gridceller i ett område som utvärderas där den svepta ytan i en specifik gridcell inte kan vara större arean av gridcellen, dividerat summan av arean av alla gridceller.	Denna indikator ger bäst uppskattning av hur stor andel av ett område som bottentrålas.
4 – Aggregation av fisketryck	Den minsta proportionen av gridceller inom vilka 90 % av bottentrålningen sker.	
Flerårig fisketrycksindikator	Beskrivning	
5 – Otrålade områden	För att bättre analysera om andelen områden som inte bottentrålas föreslås att indikator 2 analyseras över en period på 6 år.	

ICES havsområdesvisa sammanställningar är grova (motsvarande ca 17 km²) vilket är ett resultat av medlemsländernas varierande möjligheter att dela data internationellt på grund av sekretesskäl och överenskommelser med fiskeindustrin. Resultaten är skalberoende men jämförbara över tid.

ICES sammanställningar är lämpade för havsområdesvis bedömningar av fiskintensitet i relation till generaliserade habitatbeskrivningar för habitat med stor yttlig täckning som sedimentbottnar med lera och sand. Upplösningen är grov men då syftet är havsområdesvisa analyser är inte den rumsliga informationen från fisket den begränsande faktorn utan snarare upplösningen på de habitatkartor mot vilka analyserna av fisketryck görs. ICES har i sin rådgivning (ICES 2016) pekat på de viktigaste förbättringarna som kan göras för att förbättra underlaget för bedömning av fisketrycket och bedömning av bentiska ekosystems status:

- framtagande av bättre habitatkartor, särskilt i områden där sådana saknas och där det kan finnas känsliga habitat.
- förbättra fisketrycksanalyser genom att öka positioneringsfrekvensen till var 12e minut (i stället för dagens 60–120 minuter), utrusta också fartyg mindre än 12 m med VMS, och tillse att alla medlemsländer rapporterar sina fiske-mönster med VMS och loggbok.

2.6.1.2. Påverkansindikatorer

ICES har i sitt arbete med att ta fram och testa påverkansindikatorer utgått från metoder som utvecklats med i BENTHIS projektet och OSPAR:s metod BH3². Båda angreppssätten utgår från att fisketrycket av bottentrålningen kombineras med information om fördelningen av habitat och att habitatens känslighet används för att beskriva påverkan.

Habitatens känslighet för OSPAR:s indikator analyseras kategorivis som en kombination av tolerans och återhämtningsförmåga för habitatet och dess ingående strukturer, funktioner och karakteristiska arter. Känsligheten definieras på ordinalskala dvs. rangordnas i klasser utan kvantifierbara skillnader mellan klasser, och är gjord efter expertbedömning. Metoden kan med utgångspunkt i tillgänglig information vara rationell utifrån OSPAR:s regionala havsområdesperspektiv.

²<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/extent-physical-damage-predominant-and-special-habitats/>

Nackdelarna med att använda kategorier och expertbedömningar är framförallt statistiska då det är svårt att jämföra och kombinera ordinalskalor.

Expertbedömningar bör också revideras allteftersom ny kunskap tas fram vilket ytterligare försvårar uppföljbarhet över tid. I perspektivet av Havsmiljödirektivets behov är det eftersträvarsvårt att kunna följa upp över tid om påverkan i ett havsområde har ändrats, och kunna göra kvantitativa konsekvensanalyser. ICES förespråkar därför att kvantitativa indikatorer används (ICES 2016).

ICES har demonstrerat användbarheten för två metoder som är kvantitativa ”longevity approach LL1” och ”population dynamic approach PD2”. De olika metoderna täcker in olika aspekter av påverkan av det bentiska ekosystemet och båda beskriver påverkan på en kontinuerlig skala som gör analyser jämförbara i tid och rum. Livslängdssammansättning (LL1) för ett bottenfaunasamhälle indikerar aspekter av biodiversitet och syftar till att följa utvecklingen av samhällets sammansättning som en effekt av bottentrålningen. Den populationsdynamiska metoden (PD2) visar istället hur biomassan av bottendjuren förändras av bottentrålningen, vilket indikerar funktioner som t.ex. sekundär produktion, bioturbation och närsaltsomsättning. ICES (2017) förespråkar båda metoderna och att dessa används för följande indikatorer:

Påverkansindikator	Metod	Beskrivning
1 - Påverkan	PD2 och LL1	Årlig medelpåverkan beräknat över gridceller i ett område.
2 – Area under gränsvärde för påverkan	PD2 och LL1	Proportionen gridceller med en påverkan mindre än ett gränsvärde per havsområde eller delområde.

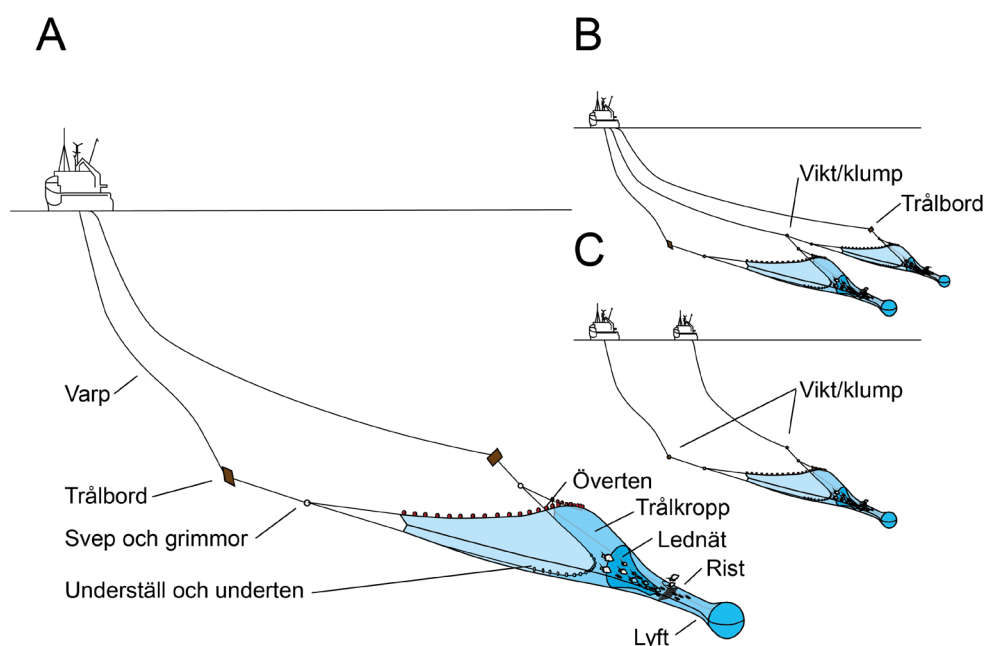
ICES visar i sitt demonstrationsexempel för Nordsjön botten ner till 200 m djup, att påverkan av bottentrålningen varierar mellan habitat och är störst för djupare lerbotten. En viktig poäng som också tydliggörs i ICES råd är hur påverkansindikatorerna kan användas för att göra konsekvensanalyser av olika scenarier för åtgärder som t.ex. ändringar i redskapsanvändningen. En möjlighet till att generellt minska påverkan av bottentrålningen som analyserna också indikerar är de relativt sett stora landningarna i områden med stor påverkan från bottentrålningen. Det är ett återkommande mönster att de största landningarna och värdena kommer från särskilt produktiva fiskeområden. En förvaltningsåtgärd med mål att minska påverkan av bottentrålningen skulle därför kunna vara att koncentrera fiskeansträngningen till dessa områden och i stället helt undvika trålning i områden med lågintensivt fisketryck idag. Detta skulle innebära att stora ytor kan

undantas från trålning utan att yrkesfiskets landningar påverkas i så hög grad. De mest känsliga arterna påverkas redan vid lågintensivt bottentrålfiske, medan de mer toleranta arterna överlever i de intensivt trålade fiskeområdena. En liten ökning av fisketrycket från bottentrålning skulle därför endast få liten ytterligare påverkan i de redan intensivt trålade områdena medan påverkan i de lågintensivt fiskade områdena skulle reduceras betydligt.

3. Åtgärder för att minska bottenpåverkan från demersalt fiske

Den totala bottenpåverkan, "fotavtrycket", hos ett fiske med aktiva demersala redskap såsom bottentrålar bestäms av framförallt två parametrar, rumslig utbredning och med vilken kraft/vikt redskapet påverkar havsbotten, de bottenlevande organismerna, och dess substrat. Rumslig utbredning kan delas upp i en storskalig utbredning, det vill säga i vilka områden fisket bedrivs (Fig. 4), och en småskalig utbredning som beror på redskapets utformning med alla dess ingående komponenter med bottenkontakt såsom exempelvis trålbord, vikter, svep och grimmor samt understället på en trål (Fig. 6).

Med vilken kraft/vikt en demersal trål och dess olika delar påverkar havsbotten styrs av storleken på trålen, hur trålen är riggad, och de förhållanden såsom bottendjup, väder, vind och strömförhållanden som råder på fiskeplatsen. Trålens storlek bestämmer framförallt bredden på det påverkade området medan riggningen av trålen påverkar de enskilda komponenternas påverkan. Med riggning menas allt från varpens längd (vajerlängd mellan fartyg och trålbord), trålbordens utformning och vikter, svepens (linorna mellan trålborden och trålen) längd, vikt och utformning, trålens underställs utformning och vikt, och själva trålens utformning. Beroende på målart riggas trålen på olika sätt, och på så vis kan olika fisken påverka botten olika mycket.



Figur 6. (A) Riggning vid enkeltrålning med trålens viktigaste enskilda delar, (B) Paralleltrålning med två trålar, och (C) Partrålning.

Ett sätt att minska den totala bottenpåverkan – fotavtrycket i fisken efter demersala arter är att istället välja alternativa, mer skonsamma redskap. Exempel på sådana är passiva fiskemetoder eller trålar med mindre bottenpåverkan. Alternativa redskap eller mer skonsamma trålar kan dock påverka mängden landad fångst per ansträngning, vilket i sin tur kan leda till ökad fiskeansträngning. För att minska det totala fotavtrycket för det demersala fisket måste angreppssättet vara att optimera fångsten per fotavtryck. I detta sammanhang kan utöver bottenpåverkan även bränsleanvändning inbegripas i fotavtrycket då ökad ansträngning ger ökad bränsleåtgång.

Här presenteras hur en minskad bottenpåverkan i det demersala fisket kan åstadkommas genom olika förvaltningsåtgärder som rumslig reglering av fiskemöjligheter, alternativa fiskemetoder och tekniska lösningar och optimeringar för minskad bottenpåverkan av bottentrålar.

3.1. Rumsliga regleringar

Det kan finnas många orsaker varför man vill minska eller helt stoppa fiskemöjligheterna i ett område, exempelvis känsliga habitat och arter, och förekomst av andra icke-kommersiella arter. Fiskefria områden minskar dock inte

det totala fotavtrycket utan förflyttar det till andra områden. Däremot kan känsliga bottenmiljöer och arter skyddas. Om det skyddade området har större tätheter av viktiga målarter i fisket kan dock områdesskyddet leda till ett större totalt fotavtryck på grund av att fisket flyttas till områden med sämre tillgång till målarten, vilket leder till en större fiskeansträngning behövs för att kunna utnyttja tillgängliga kvoter.

3.1.1. Koncentration av fisket till särskilt produktiva fiskeområden

En tillsynes enkel metod för att minska fiskets påverkan på havsbotten – det totala fotavtrycket från ett fiske är att koncentrera fisket till områden med hög koncentration av målarterna för det specifika fisket. Detta genom att det dels minskar den totala fiskeansträngningen som behövs för att ta upp tillgänglig kvot och genom att det minskar utbredningen av fiskeoperationerna som kan påverka bottenmiljön. Påverkan av trålfiske är inte linjärt utan den största påverkan sker vid de initiala tråldragen för att sedan minska vid påföljande hal (National Research Council 2002).

Högupplösta habitatkartor är centrala för att säkra att fisket bedrivs på rätt plats. Ett bra exempel är fisket efter blåmussla, vilket är ett fiske med ett redskap med betydande bottenpåverkan, men där målarten är stationär, vilket underlättar för att rumsligt begränsa fisket. Även om en art föredrar vissa habitat kan dock många demersala arter flytta sig mellan områden med andra habitat.

3.1.2. Fördelning av fiskemöjligheter för olika fiskemetoder

Genom att fördela fiskemöjligheter (kvoter) mellan olika fiskemetoder med olika bottenpåverkan kan det totala fotavtrycket minskas om mer skonsamma metoder favoriseras i en sådan fördelning. Grundförordningen för den gemensamma fiskeripolitiken (Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1380/2013), ställer krav på hur medlemsstaterna ska agera vid fördelning av fiskemöjligheter mellan olika fiskare i medlemsstaterna. Bland annat ska medlemsstaterna tillämpa objektiva och transparenta kriterier (miljömässiga, sociala, ekonomiska) men samtidigt sträva efter att ge incitament till selektivt och miljövänligt fiske (art. 17).

Fördelningen av fiskemöjligheter kan ha stor betydelse för ett fiskes miljöpåverkan, något som visats för det svenska fisket efter havskräfta (Hornborg et al. 2016). Studien visade att fördelningen av den svenska kräftkvoten, där bur- och ristfiske premierats vid tilldelning av fiskemöjligheter, påtagligt minskat bottenpåverkan och påverkan för de fiskarter som fångas som bifångst i vid kräftfiske.

Dessutom, i relation till artikel 17 i grundförordningen, pekar studien på att kvotfördelningsverktyget som Sverige använde t.o.m. 2016 har visat sig användbart för att skapa incitament för selektiva och miljömässigt hållbara fiskemetoder och att det skulle kunna användas för att ytterligare förbättra miljöprestanda i kräftfisket, t ex genom ytterligare allokering till bur- och/eller ristfisket, något som författarna också bedömer skulle underlätta implementeringen av landningsskyldigheten och krav i Havsmiljödirektivet. Sedan 2017 då individuella demersala fiskemöjligheter infördes i Sverige finns dock inte denna redskapsstyrning kvar i fisket då fiskemöjligheterna av havskräfta inte längre är kopplade till vilket redskap som används, något som riskerar öka kräftfiskets miljöpåverkan.

3.2. Alternativa fiskemetoder till bottentrålning

De flesta bottenlevande fisk- och kräftdjurarter kan fångas med andra fiskeredskap än bottentrål. Krok och garn, samt burar och fällor är alternativa s.k. passiva fiskemetoder. Andra alternativa aktiva redskapstyper är snurrevad och flyttrål.

3.2.1. Övergång till passiva fiskemetoder

3.2.1.1. Garn och krokfiske

Garn och krokfiske är fisken med mycket liten eller obefintlig bottenpåverkan och med låg bränsleförbrukning. Båda metoderna används flitigt över hela världen och kan ske från små fartyg. Under de senaste årtiondena har dock lönsamheten minskat betydligt i dessa fisken i svenskt fiske samtidigt med att sälpopulationerna har ökat i Östersjön, Kattegatt och Skagerrak, vilket har lett till betydelsen av dessa fisken minskat (Lunneryd och Königson 2017).

3.2.1.2. Burar och fällor

Även burar och fällor har liten bottenpåverkan och ses som ett skonsamt fiske med låg bränsleförbrukning. Burar och fällor kan också göras sälsäkra, vilket ibland krävs för att fisket skall vara ekonomiskt försvarbart. Idag fiskas lax och sik med sälsäkra fällor och fisket med burar efter havskräfta står för ca. 25% av de totala landningarna i svenskt fiske. Hummer fiskas också uteslutande med burar i Sverige. Det pågår ett utvecklingsarbete av sälsäkra passiva redskap för andra fisken där garn och krokfisket tidigare varit betydande, exempelvis för torsk (Lunneryd och Königson 2017). Omfattningen av fisket efter havskräfta med burar regleras framförallt genom tillståndsgivning, tillåten mängd burar och rumslig reglering. En ökad fördelning av

fiskemöjligheter för havskräfta med bur kan ge en minskad total bottenpåverkan, minskad bifångst av undermålig kräfta och av bifångad fisk (Hornborg et al. 2016).



Figur 7. Havskräftan fiskas med både bottentrål och burar på den svenska västkusten. Foto: Mattias Sköld.

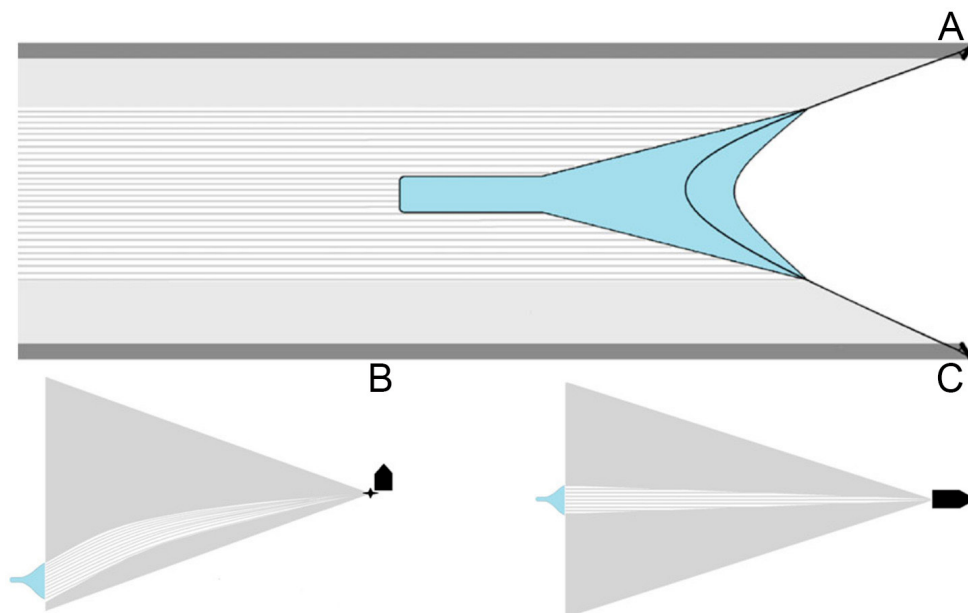
Under tiden som ett område fiskas med passiva redskap kan inte området samtidigt användas för fiske med aktiva redskap, då passiva redskap vanligtvis är förbundna i länkar där endast start och slutpunkten på länken är markerad med en boj ovanför vattnet. Länkens utbredning under vattenytan kan sträcka sig betydligt utanför området markerat med bojar och dras en bottentrål över länkens utbredning finns det stor risk att länken fastnar och båda fiskeoperationerna förstörs.

3.2.2. Övergång till aktiva fiskemetoder med mindre bottenpåverkan

3.2.2.1. Snurrevadfiske

Snurrevadsfiske anses vara en mer miljövänlig och, för vissa arter mer bränsleeffektiv, än trålfiske i (Einarsson 2008). Snurrevaden har en lättare i konstruktion och saknar trålbord. Dessutom är området som sveps över betydligt mindre än vid bottentrålning (Fig. 8, Suuronen 2012).

Snurrevadsfiske fungerar endast för arter som låter sig vallas in i vaden, då varpen som läggs ut omger en betydligt större yta än den själva vaden sveper över (Fig. 8b och c). Varpen fungerar då mer som ett svep och skrämmer in fisken in mot själva vaden när denna dras in (Valdemarsen et al. 2007).



Figur 8. Bottenytorna som påverkas av bottentrål och snurrevadsfiske (Mörkgrått - trålbord, ljusgrått - svep, och gråstreckad yta - underställ med trål/vad). (A) Bottentrål - OTB, (B) Danskt snurrevad där fartyg ankrar innan vaden tas hem - SDN, och (C) Skotskt snurrevadsfiske (flyshooting) - SSC (modifierad efter Eigaard et al. 2016).

3.2.2.2. Pelagiskt trålfiske

Direkt bottenpåverkan av pelagiskt trålfiske är av naturliga orsaker obetydligt, så länge redskapet inte har bottenkontakt. Vanligen är pelagiskt trålfiske riktat efter stimbildande arter, men det finns fler arter som migrerar upp i vattenmassan under vissa perioder på dygnet eller vid vissa perioder på året, och därmed kan fångas med pelagiska trålar. Trålfisket efter blåvitling i Nordsjön och Alaska Pollock Norra Stilla havet fiskas idag med pelagiska trålar (Valdemarsen et al. 2007). Tidigare fanns det ett pelagiskt torskfiske i Östersjön särskilt under lekperioden men efter att beståndet minskade kraftigt och fångsterna gick ner har det mer eller mindre upphört. I och med att fångsterna gick ner beslöts det också om att stänga delar av de områden där det pelagiska torskfisket med trål bedrevs för att skydda lekbeståndet.

3.3. Tekniska lösningar för att minska bottenpåverkan av bottentrålning

Bottenpåverkan vid bottentrålning kan reduceras genom att minska kontaktytan mellan trål och havsbotten samt genom att minska den kraft /vikt med vilken redskapets olika delar påverkar botten (Fig. 8). Beroende på målart är dock bottenkontakt ofta nödvändig för att en bottentrål skall fiska effektivt. Bottenkontakt hos trålbord, svep och underställ fyller även en funktion att valla in fisken i trålen och ökar fångsten per ansträngning (Winger et al. 2010). Vallningseffekten vid trålning gäller framförallt torskfiskar och plattfiskar som genom sitt flyktbeteende under fångstprocessen förhåller sig till det sedimentmoln som bildas vid bottenkontakten och följer svepen in mot trålen (Winger et al. 2010). Arter som havskräfta och Nordhavsräka påverkas dock inte på samma vis av denna vallningseffekt, då deras uthålliga simförmåga mångfalt understiger hastigheten på trålen. För dessa arter är det huvudsakligen bredden på trålöppningen som är den styrande faktorn för hur effektivt trålen fiskar (He et al. 2006 och Sistiaga et al. 2016).

De ökade drivmedelskostnader har inneburit ett kraftigt incitament för näringen för att minska drivmedelsförbrukningen (Ziegler och Hansson 2003). Ett sätt att minska drivmedelsförbrukningen är att minska dragkraften som behövs för att dra fram trålen. Detta går hand i hand med att minska bottenpåverkan-fotavtrycket då en stor del av den kraft som behövs för att fartyget skall dra fram trålen över botten uppkommer genom den bottenkontakt som trålbord, svep och underställ uppbringar. Förutom det motståndet som bottenkontakten förorsakar skapar också själva trålen och varpen mellan fartyg och trålbord ett dragmotstånd när dessa dras genom vattenmassan. För att minska detta dragmotstånd, som inte påverkar fotavtrycket men drivmedelsförbrukningen kan mer moderna material användas såsom Dyneema-linor i både varp och nät. Storleken på maskorna i den främre delen av trålen kan ökas och dimensionen på trådarna kan minskas med modernare material för att minska själva trålens dragmotstånd.

3.3.1. Trålbord

Traditionella trålbord anses vara den komponent som förorsakar den kraftigaste påverkan på havsbotten vid trålning och de relativt djupa och synliga fårorna som de skapar i bottenunderlaget ses ofta på sidescan-sonar och videoinspelningar av havsbotten (Valdemarsen et al. 2007).

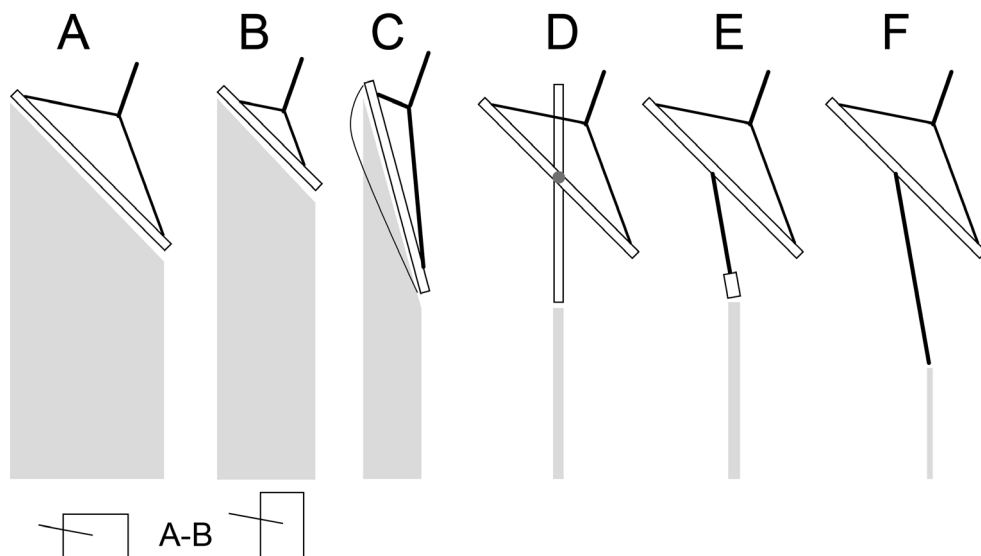
Trålborden hos en demersal trål har tre huvudfunktioner:

- att sprida och därmed öppna trålen horisontellt
- att åstadkomma bottenkontakt
- att stimulera fisk att simma in i trålen – vallning

I princip finns det fyra metoder för att minska trålbordens bottenpåverkan:

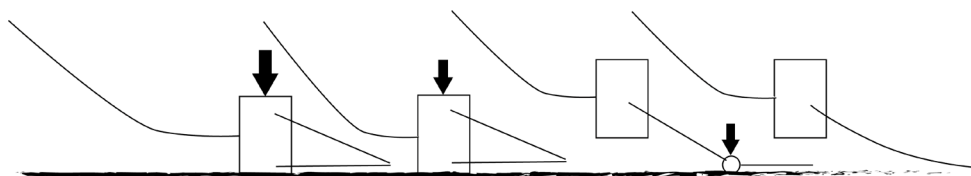
- Användning av trålbord med större höjd/längd-förhållande
- Användning av trålbord med lägre skovinkel i förhållande till dragriktningen
- Användning av en kortare varplängd i förhållande till fiskdjupet för att uppnå botten kontakt
- Lyfta trålbordet från botten – semipelagiska/pelagiska trålbord.

Genom att öka höjden i förhållande till längden på trålborden minskas kontaktytan rent geometriskt mellan trålbordets sko och botten, vilket minskar fotavtrycket (Fig. 9a och b). Sådana trålbord är också hydrodynamiskt mer effektiva och introducerades i det pelagiska fisket, men används numera även i det demersala fisket. Genom att förbättra de hydrodynamiska egenskaperna (yta och profil) hos trålbordet kan även skovinkeln (vinkeln mellan trålbord och den riktning som trålen dras i) minskas. Detta minskar också fotavtryckets bredd (Fig. 9c). Ett argument för att inte optimera längd-höjd förhållanden och med det de hydrodynamiska egenskaperna är att dessa trålbord är anses mer instabila än traditionella trålbord. Den senaste utvecklingen av trålsensorer som övervakar trålborden under trålning kan dock underlätta användningen av sådana trålbord.



Figur 9. Skillnad på fotavtryck mellan olika trålbordskonstruktioner. (A) traditionellt trålbord, (B) trålbord med större höjd/längd-förhållande, (C) hydrodynamiskt optimerat trålbord med minskad skovinkel (vinkeln mellan trålbordet och trålriktningen), (D) "Bat-wing" trålbord och (E och F) semipelagiskt trålbord med och utan vikt i anslutning till trålbordet. (A-B) visar två trålbord från sidan med samma yta, jämför med A och B.

Längden på varpen i förhållande till bottendjup, fart och strömförhållanden på fiskeplatsen är den faktor som enklast kan ändras för att påverka riggningen/trimningen av tråls bottenkontakt. Genom att korta varplängden ökas lyftvinkeln på trålbordet för att till slut lyfta trålbordet ovanför havsbotten (Figur 10), samtidigt som vikten av varpen som påverkar trålborden minskas. Under normala förhållanden anses en god bottenkontakt behövas för att fisket skall vara effektivt. Därför används oftast en längre varp än vad som krävs för att hålla bottenkontakt i många kommersiella fiskesituationer och bottenpåverkan blir därmed onödigt stor (Valdemarsen et al. 2007).



Figur 10. Bottenkontakt (pilarnas storlek representerar storleken på kraften som påverkar havsbotten) i förhållande till varplängd vid traditionella trålbord och semipelagiska trålbord med och utan vikt/klump i anslutning till trålbordet.

3.3.1.1. Pelagiska och Semipelagiska trålbord

Att lyfta trålborden från havsbotten är naturligtvis den mest effektiva metoden för att minska trålbordens negativa påverkan på havsbotten (Fig. 9 och 10).

Pelagiska/Semipelagiska trålbord har dock två problem:

1. Rent tekniskt är det svårt att få trålborden att sväva stabilt ovanför botten under hela fiskeoperationen oberoende hur fartyget girar och under olika i förhållanden som bottendjup, fart och strömförhållanden på fiskeplatsen. I och med den tekniska utvecklingen med mer hydrodynamiskt stabila trålbord och en ökad förståelse för trålbordens beteende under verkligt fiske tillsammans med att nya automatiska reglersystem för varplängdsjustering, och sensorer utvecklats som visar trålbordens position både horisontellt och vertikalt i realtid kan flera av dessa tekniska problemen numera hanteras.
2. Fångstbarheten hos arter (ex. torskfiskar och plattfisk) som vallas in i trålen minskar, vilket leder till att ansträngningen – trålad sträcka måste ökas för en bibehållen fångstmängd (Sistiaga et al. 2015a). För arter som inte vallas in i trålen är detta inte ett problem. Vid artspecifika fisken av arter (ex. havskräfta och Nordhavsräka) som inte vallas in i trålen kan dessa fiskas både med mindre bottenpåverkan och mer selektivt (minskad bifångst av vallade arter), genom att lyfta trålbord och svep från botten (Sistiaga et al. 2015b). Sistiaga et al. (2015b) visade på en 50-70% minskning av bifångsten av lerskadda när klumpen/vikten placerades intill trålvingen istället för direkt efter trålbordet.

3.3.1.2. Innovativa trålbord

Det har även gjorts försök med mer innovativa trålbord för att minska bottenpåverkan av trålborden. I en Australiensisk design “Batwing” har man skiljt själva kontaktytan mot botten (skon) med den spridande kraften genom en led där själva skon som har kontakt med botten och följer trålriktningen medan “vingen” monterad på en ledad mast ovanpå skon utgör den horisontellt spridande kraften av trålbordet (Fig. 9d, McHugh et al. 2015). I de experiment som utförts visades den nya designen minska förflyttningen av sediment och de bottenlevande organismer som observerade i experiment, vilket tyder på en minskad direkt påverkan på havsbotten.

3.3.1.3. Multiriggning - Klump/vikt

Genom att sätta samman flera trålkroppar kan den svepta ytan ökas på ett enkelt sätt utan att öka storleken på själva trålen (Fig. 6b). Idag förekommer det att man riggar med upp till 8 trålar parallellt, men vanligast i Sverige är en riggning med två trålar efter ett fartyg - dubbeltrål (tvillingtrål). Vid dubbeltrålning riggas de två trålarna ytterarmar som vanligt med trålbord och svep medan man byter ut trålborden mot en vikt/klump som svepen fäst i mellan de två trålarna. Genom denna typ av riggning minskar antalet kontaktytor (trålbord och vikter) mot botten med 25 %. Bottenpåverkan av vikt/klumpen kan reduceras med att anpassa vikten efter behov och att utforma den som en rulle för att minska bottenpåverkan (O’Niell och Ivanovic 2016).

3.3.2. Partrålning

Genom partrålning används inga trålbord då trålen dras mellan två fartyg som genom deras inbördes distans sprider trålen horisontellt (Fig. 6c). Bottenkontakt fås genom att man fäster en vikt på respektive varp innan svepet. Skillnad i bottenkontakt jämfört med trålning med traditionella trålbord blir att de horisontella krafterna som trålborden påverkar botten med reduceras.

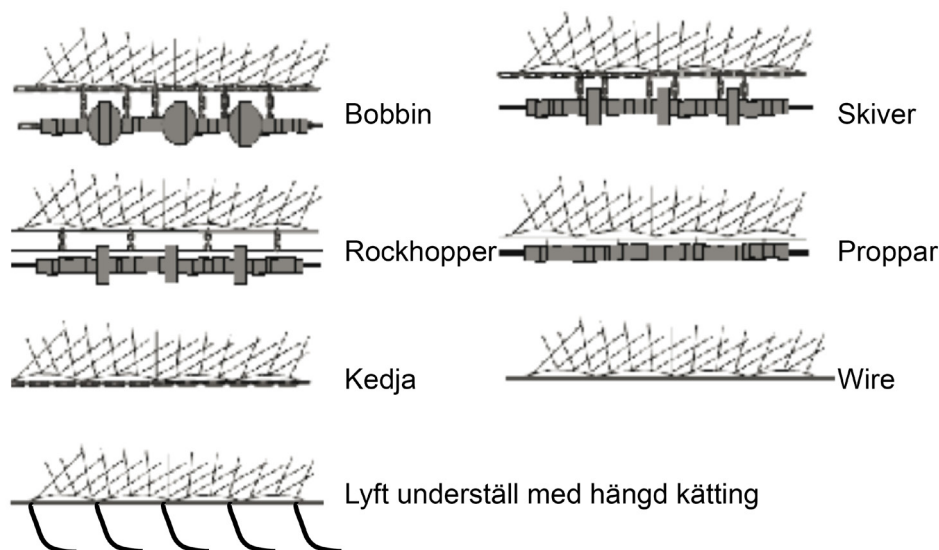
3.3.3. Sveg

Svepen mellan trålbord och trålar anses ha en nyckelfunktion för fångsteffektiviteten för de arter som vallas in i trålen och svepen är designade för detta ändamål (Winger et al. 2010). Svegens design kan vara särskilt viktig vid användande av semipelagiska trålbord då trålborden inte har bottenkontakt och skapar det moln av sediment som skapar en del av vallningseffekten vid bottentrålning (Sistiaga et al. 2016). Genom att lyfta svepen helt eller delvis från botten med hjälp av skivor/bobbins längs svepen minskar den bottenyta som direkt påverkas av svepen, vilket kan minska skadorna på epibenthos (Hammond et al. 2013).

3.3.4. Underställ

Figur 11 visar den stora diversitet som finns på utformning av olika underställ (trålöppningens bottendel). Utformningen är beroende av målart och vilken typ av botten fisket bedrivs på. Underställets viktigaste funktion är att skydda själva trålen från bottenkontakt men vara så utformad så att ingen fångst smiter emellan underteln på trålen och botten. Vajer, kedjor och proppar används framförallt när

botten är jämn medan skivor, bobbins och “rockhoppers” (asymmetriskt infästa skivor, vilket gör att de studsar mot underlaget om dessa fastnar i botten) används på mer kuperade bottenar.



Figur 11. Exempel på olika underställ (modifierad efter Valdermarsen et al. 2007).

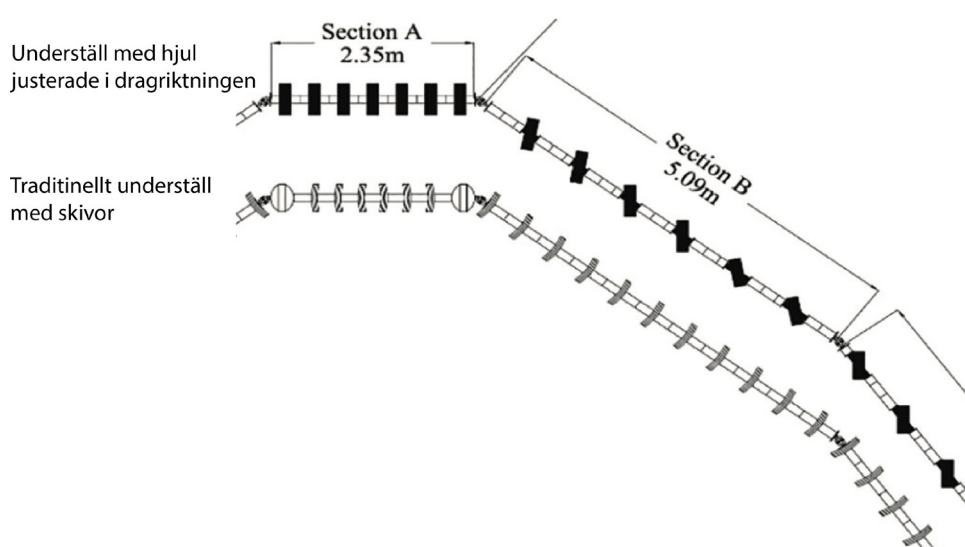
I princip finns det 3 sätt att minska underställets påverkan på havsbotten:

1. korta längden och spridningen på understället
2. reducera det tryck/vikt de enskilda komponenterna som påverkar havsbotten
3. minska antalet punkter med direkt bottenkontakt

En design som balanserar ett tillförlitligt skydd för trålen, en minimerad bottenkontakt, och som släpper så få individer av målarten som möjligt mellan trål och botten, skulle vara ett idealiskt underställ. Då detta till viss del står i motsatsförhållanden behövs någon form av kompromiss. Att minska vikten på understället låter sig enkelt göras men med risken att trålen/understället tappar bottenkontakt och därmed fiskas det idag ofta med något för tunga underställ för att säkra bottenkontakten, med en sämre bränsleekonomi som följd.

Det har varit stort fokus på att finna mer skonsamma underställ utan att för den skull försämra trålens fångegenskaper. EU projektet DEGREE tog fram ett

underställ där antalet “bobbins” minimerades för att minska antalet punkter med bottenkontakt och där man monterade plattor utan bottenkontakt mellan dessa för att behålla fångstegenskaperna. Det har gjorts försök med att rikta skivor/hjulen i förhållande till dragriktningen genom speciella justerbara upphängningsanordningar, vilket minskar bottenpåverkan utan att påverka fångstbarheten (Figur 12, Winger et al. 2017). Vid fiske efter arter som exempelvis vitling som inte söker sig helt till botten har det gjorts försök med att lyfta hela understället från botten med goda resultat. Sådana underställ har endast bottenkontakt genom hängda kättingar under undertelnen (Fig. 11).



Figur 12. Jämförelse mellan traditionellt underställ med skivor och ett underställ med i trålriktningen riktade hjul (modifierat efter Winger et al. 2017).

3.4. Konsekvenser av tekniska lösningar – miljömässig och fångstmässig optimering

De tekniska lösningar som beskrivits ovan kan alla reducera trålningens påverkan på havsbotten – fotavtrycket. En implementering av ovanstående tekniska lösningar kan dock leda till en minskad fångsteffektivitet varför acceptansen för sådana förändringar kan vara svåra att motivera för näringen (Valdemarsen et al. 2007). Om en åtgärd för att minska bottenpåverkan vid trålning samtidigt minskar fångsteffektivitet hos trålen, kan en sådan åtgärd även få motsatt effekt genom att fartyget får stanna ute längre och tråla över en större yta för att få ihop sin fångst, vilket i sin tur kan leda till ett större totalt fotavtryck. De olika tekniska

lösningarnas effekt på fångsteffektivitet är i många fall beroende på målart. De två beteenden som är särskilt viktigt att ta hänsyn till är om målarten låter sig vallas in mot trålen efter den första kontakten med trålbord och svep och målartens flyktbeteende och simförmåga. För en målart som vill fly neråt (exempelvis torsk och de flesta plattfiskarterna) är god bottenkontakt hos trålens olika delar viktigare än för arter som flyr uppåt (exempelvis gråsej, kolja och vitling) i vattenmassan. Vid bottentrålning efter arter vars fångstbarhet inte påverkas av vallning behöver inte trålbord och svep ha någon bottenkontakt.

Moderna trålsensorer som registrerar och visar trålbordens position (horisontellt och vertikalt) samt övertelnens och underställets höjd över botten momentant kan vara till stor hjälp för att bedriva ett effektivt fiske och skonsammare fiske. Bränslemätare som visar momentan drivmedelsförbrukning kan också ge indikation om hur tungt trålen går, vilket är ett mer indirekt mått på trålens bottenkontakt och effektivitet men ändå är nyckelinformation för att bedöma ekonomi i fisket och fiskets fotavtryck m.a.p. fossila bränslen.

4. Bottentrålning i marina skyddsområden

Marina skyddsområden, MPA (Marine Protected Areas), inrättas oftast kring någon form av värdekärnor med syfte att skydda dessa värden från lokala störningar och bevara dem från att i framtiden exploateras. I det avseendet skiljer sig bevarandearbetet ofta från ambitionerna om hållbart nyttjande av större havsområden som är målet för Havsmiljödirektivet, eller den gemensamma fiskeripolitikens mål gällande förvaltning av hela havsområden som Nordsjön och Östersjön, och ekosystembaserad fiskeriförvaltning. Kunskapsunderlag som krävs för att bedöma påverkan, status, hotbild och konsekvensanalyser med avseende på bottentrålning i eller i direkt anslutning till ett MPA kräver därför, som nämnts tidigare, oftast mycket högre rumslig detaljeringsgrad än regional förvaltning där data kan aggregeras över större enheter. Vid analys av bottentrålningens direkta påverkan är praxis att inte arbeta med VMS och loggboksdata i aggregerad form, utan istället direkt jämföra fiskemönster utifrån VMS positioner eller annan information, t.ex. AIS eller yrkesfiskets egna dokumenterade tråldrag i relation till de olika objekt som skall bevaras. Täckning, särskilt i kustnära MPA, är också begränsad vad gäller VMS då bottentrålare < 12 m längd inte är utrustade med VMS. För att få en heltäckande bild och all nödvändig information för riskbedömningar och för att förvaltningen skall kunna ta informerade beslut krävs lokala samråd med yrkesfisket. På samma sätt är utgångspunkten för utpekande av MPA vanligen att detaljerade inventeringar och karteringar beskriver värdena inom ett MPA.

Den vetenskapliga rådgivningen för MPA och fiskeregleringar för skydd av bottenorganismer och habitat har utgångspunkter i kunskap om de identifierade bevarandevärdenas känslighet för bottentrålning. Känslighet baseras på kunskap om organismernas tolerans för fysisk störning och återhämtningsförmåga. En vägledande princip är att första påverkan från bottentrålning är mest betydelsefull då de känsliga arterna riskerar att förloras. Om sådana känsliga arter är identifierade som bevarandevärden är rekommendation vanligen att zoner kring dessa objekt stängs för bottentrålning.

FAO har tagit fram en särskild vägledning för djuphavsfiske i vilken känsliga djuphavsekosystem definieras, s.k. Vulnerable Marine ecosystems, VME³. Habitat som identifieras är revområden på kontinentalsocklarna, undervattensberg, kanjoner med uppstickande rev m.m.

³<http://www.fao.org/in-action/vulnerable-marine-ecosystems/criteria/en/>

Typiska organismgrupper som klassificerats som känsliga är sådana med egenskaper som skörhet, långsam tillväxt, sen könsmognad, oregelbunden rekrytering och lång livslängd, eller att dom är sällsynta. Hit hör mjuka och hårda djuphavskoraller, revbyggande hydroider och svampdjurssamhällen. ICES har upprättat en databas för VME som används för rekommendationer om skydd, vanligen stängningar för bottentrålning av dessa områden till regionala fiskeorganisationer. Ett generellt råd från ICES är att vid avgränsning av skyddsområden för VME inrätta buffertzoner omkring VME av en storlek motsvarande 2–3 gånger djupet. Syftet med dessa zoner är att buffra för osäkerheten i var redskapet som släpas efter fartyget vid fiske befinner sig i förhållande till fartyget och att det inte skall riskera att oavsiktligen komma i närheten av och skada VME (ICES 2013).

4.1. Studier av bottentrålningens påverkan i svenska marina skyddsområden

4.1.1. Gullmarsfjorden

En experimentell studie av bottentrålning på mjukbottenfauna genomfördes i Sverige i Gullmarsfjordens naturreservat (Hansson et al. 2000; Lindegårdh et al. 2000). Detta marina skyddsområde stängdes för kommersiell bottentrålning 1990 och studierna genomfördes sex år senare. Multivariata analyser visade förändring över tid allteftersom den experimentella trålningen pågick men ingen skillnad i faunasamhällets sammansättning kunde påvisas som en effekt av trålningen. Däremot var den temporala och rumsliga variationen i artsammansättning större som en effekt av trålningen. Resultaten visade på generella men relativt små minskningar i abundans och biomassa särskilt med en effekt på grävande ormstjärnor av släktet *Amphiura* som minskade med ca 30% efter 1,5 års upprepade experimentell trålning. Resultaten från experimenten i Gullmarsfjorden påverkades dock av vattenutbytet nedom tröskeldjupet i fjorden uteblev under försöksperioden vilket ledde till en lång period med stagnant bottenvatten med påföljande syrebrist (Nilsson & Rosenberg 2000). Grävande ormstjärnor lämnar sina bohålor i sedimentet vid syrebrist (Rosenberg et al. 1991), vilket kan ha ökat deras känslighet för fysisk påverkan av bottentrålningen med ökad exponering för trålredskapen och ökad dödlighet som följd.

De experimentella effekterna av bottentrålningen i Gullmarsfjorden undersöktes också med sedimentprofilkamera. Denna metodik innebär att ett tvärsnitt av sedimentet fotograferas och med hjälp av bildanalys beräknas indexet Benthic

Habitat Quality (BHQ) utifrån biogena strukturer i sedimentet och den vertikala utbredningen av gränsskiktet mellan oxiderat och reducerat sediment (Nilsson & Rosenberg 1997). Undersökningarna visade att vid tiden innan experimentella trålningar genomfördes 1996 var medelvärdet av BHQ högt och med liten variation. Efter att trålningar genomförts var värdet signifikant lägre och med högre variation 1997, vilket tolkades som att den fysiska påverkan på botten av trålningen varierade även på mindre skalor (Nilsson & Rosenberg 2003). Denna studie följdes upp för att dokumentera återkolonisationen av de bottenar som drabbats av syrgasbrist under trålstudien. Under uppföljningsstudien observerades inte samma påverkan från trålning som under effektstudien, vilket tolkades som en effekt av att trålningen var mer utspridd efter det att en del av området åter öppnats för kommersiell räktrålning jämfört med effekten under den intensivare försöksperioden (Rosenberg et al. 2002).

Innan Gullmarsfjorden öppnades för räktrålning i en avgränsad del av fjorden 1999 gjordes en baslinjestudie med ROV kamera och videofilming av otrålade respektive experimentellt trålade områden. Denna undersökning upprepades 2010 och båda undersökningarna visade att i de skyddade otrålade områdena gynnades den stora piprensaren *Funiculina quadrangularis*, ormstjärnor av släktet *Ophiura* som lever ovanpå sedimentet, små plattfiskar, sjöborrar, simkrabbor och eremitkräftor. Endast en djurgrupp, rörbyggande havsborstmaskar antydde en ökning i trålade områden (Jonsson 2010).



Figur 13. Räkfiske med rist är tillåtet djupare än 60 m innanför trålgränsen i Koster-Väderöfjorden och i ett avgränsat område i Gullmarsfjorden. Framför risten finns en flyktöppning i taket på trålnätet genom vilken fisk och större skaldjur som inte kan passera ristgallret släpps ut. Foto: Mattias Sköld.

4.1.2. Koster-Väderöfjorden

I samband med inventeringar i Koster-Väderöfjorden gjordes observationer av trålsår i anslutning till förekomsten av känsliga bottenmiljöer. Den för Sverige sällsynta revbildande djuphavskorallen *Lophelia pertusa* förekommer i delar av fjorden och är p.g.a. sin skörhet och långa återhämtningstid mycket känslig för fysisk påverkan. *Lophelia*-reven har visat på en historisk tillbakagång i området och fysiska skador som konstaterades i undersökningar med kameror på en del av reven var sannolikt orsakade av bottentrålning (Lundälv & Jonsson 2000). Observationerna ledde till att områden med korallrev och andra känsliga organismer i större tätheter skyddades genom att trålförbud infördes i zoner inom Koster -Väderöfjordens Natura 2000 område.

Påverkan från bottentrålningen på mjukbottenlevande epifauna har också undersökts genom jämförelser av tätheter av organismer mellan trålade och otrålade bottenar i Koster-Väderöfjorden. Studierna visade särskilt på skillnader i tätheter av olika arter av sjöpennor. Den stora piprensaren *F. quadrangularis* visade störst skillnad och återfanns inte alls i de trålade områdena. Sjöfjädern *Pennatula phosphorea* och Kosterpiprensaren *Kophobelemnion stelliferum* återfanns i lägre tätheter där trålning pågick i jämförelse med de otrålade områdena (Lundälv och Jonsson 2000).

4.1.3. Trålgränsen norra Bohuslän

I samband med att trålgränsen flyttades ut 2004 genomfördes en studie i norra Bohuslän där återhämtning i områden som tidigare trålats innanför den nya trålgränsen undersöktes. Studierna av bottenpåverkan med bottenhugg och videofilmning följde faunan i gränsområdet till utflyttningen av trålgränsen. Hälften av undersökningsstationerna låg innanför den nya trålfiskegränsen och resterande utanför där trålningen tilläts fortsätta som tidigare. Alla lokaler valdes i områden som tidigare hade haft ett intensivt trålfiske och utvecklingen över tid följdes upp från 2004 - 2008. Analyserna visade på signifikanta fluktuationer mellan år, men att utvecklingen av mjukbottenfaunasamhället i skyddade områden inte skiljde sig från den som observerades i det trålade området. Det återfanns dock en generell negativ korrelation mellan antalet trålsår som kunde räknas på filmerna och förekomsten av sjöpennor, särskilt sjöfjädern *P. phosphorea*. En viss trålning konstaterades fortsatt förekomma trots skyddet som infördes, vilket kan ha bidragit till att ingen återhämtning av faunan kunde upptäckas. Det var också en relativt kort tidsperiod (4 år) som undersöktes och en förändring av artsammansättning till ett mer opåverkat tillstånd kan ta längre tid (Sköld et al. 2011).

4.1.4. Bottentrålning och resuspension i Koster-Väderöfjorden och Gullmarsfjorden

Bottentrålningens påverkan på resuspension av bottensedimenten i Koster-Väderöfjorden har undersökts med syfte att kvantifiera mängd och sammansättning av resuspenderat material från bottenarna, samt att försöka besvara frågan om buffertzoner kan inrättas för att skydda känsliga organismer från förhöjda partikelhalter till följd av bottentrålning (Wikström et al. 2016; Linders et al. 2017). Trålningen efter räka är reglerad i området m.a.p. redskapens storlek och endast tillåten måndag till torsdag. Mätningarna gjordes som jämförelser av vattenparametrar i fjorden de dagar som trålas med söndagar då trålningen varit stängd under veckoslutet. Förutom att plymer av resuspenderat sediment kunde mätas upp under de dagar då trålningen skedde visade medelturbiditeten (grumligheten) att denna förhöjdes på de trålade djupen jämfört med bakgrundsvärdena. Turbiditeten bestod huvudsakligen av små partiklar från de leriga sedimenten med mycket långsam sjunkhastighet. Den naturliga variationen i turbiditet visade också stor variation och kunde öka kraftigt i samband med vindar av kulingstyrka även i djupa vattenlager, troligen som en effekt av resuspension och transport från närliggande grunda områden. De förhöjda partikelhalterna orsakade av trålningen kunde initialt under relativt korta perioder nå nivåer som i experiment visats kunna vara skadliga för vissa organismer som fisklarver och djuphavskoraller (Westerberg et al. 1996; Larsson et al. 2013), men utspädningen av partiklar i vattenmassan av partiklar ledde relativt snabbt till att nivåerna sjönk under nivåer som visats skadliga. Liknande studier genomfördes i Gullmarsfjorden men då med experimentell trålning med ett fiskefartyg efter en längre period då ingen trålning pågick i fjorden. Försöken bekräftade resultaten från Koster-Väderöfjorden.

Båda områdena har begränsningar i vattenutbytet på grund av att de är fjordsystem med djupområden avgränsade av trösklar och bottenarna som trålas består främst av fina lersediment bestående av partiklar som har långsam sjunkhastighet. Gällande effektiviteten av buffertzoner drogs slutsatsen att små (cirka 300 m) skyddszoner och områdesskydd kan ge ett visst skydd mot resuspension och spridning av stora partiklar (större än 0,05 mm). Skydd av mindre områden är dock inte en effektiv åtgärd m.a.p. skydd mot ökad sedimentspridning från bottentrålning om de bottenar som trålas består av fina (mindre än 0,05 mm) sediment, dvs. silt och lera.

4.2. En översikt av andelen skydd från bottentrålning för olika habitat och nyttjande

4.2.1. Skydd i förhållande till habitat

Syftet med denna analys är att ge en översikt av andelen skydd för olika habitat i förhållande till trålgränsen och tillträdesbegränsningar utanför denna gräns i svensk ekonomisk zon. De skyddade områden som finns är en blandning av föreskrifter som fiskeregleringar i Natura 2000 områden och naturreservat, trålgränsen och regler för sjösäkerhet (Öresund). Alla områden som tagits med har det gemensamt att de innebär att bottentrålning är förbjudet under hela året.

Underlag i form av substratinformation från Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) för habitatindelning finns beskrivet i Havs- och Vattenmyndighetens rapport "Fördjupad analys av befintligt nätverk av marina skyddade områden"⁴. Rapporten redovisar också utförligt de begränsningar som finns i underlaget och det skall noteras att detaljerad kunskap om bottensubstraten i Östersjön är bristfällig jämfört med Västerhavet.

Habitaten utgår från SGU:s kategorier "Häll" och "Sten och block", "Sand, grus och sten", "Finsand" och "Mjuk lera". Kategorierna "Häll" och "Sten och block" har i denna analys sammanslagits och benämns här "Hårdbotten". Substraten har vidare kategoriserats i ett grunt och ett djupt habitat. Gränsen för att skilja djupa habitat från grunda sattes till 25 m baserat på att det är en ekologisk övergångszon med organismsamhällen mindre påverkade av variation i salthalt nedanför detta djup i Västerhavet (Leonardsson et al. 2016).

Analysen visar en hög andel skydd, > 80 % för samtliga grunda habitat i Västerhavet. För djupa områden är andelen skyddad areal mindre för samtliga habitat. Det habitat med minst andel skydd är djupa lerbottenar för vilka 14 % är skyddade från bottentrålning (Tabell 2, Fig. 14-15).

I Östersjön omfattar skyddet i grunda områden 49 – 75 % av habitaterna. De djupa habitaterna skyddas endast till en liten andel (4 – 6 %, Tabell 3, Fig. 16 – 19).

⁴<https://www.havochvatten.se/download/18.1a63820415542ed7991f24d8/1466512669303/fordjupad-analys-av-befintligt-natverk-av-marina-skyddade-omraden.pdf>

4.2.2. Nuvarande utbredning av bottentrålning i förhållande till trålgränsen och inflyttningsområden

ICES sammanställningar (Surface Area Ratio, SAR för perioden 2012–2016, Fig. 4). kan användas för att uppskatta utbredningen av bottentrålningen men alla beräkningar som bygger på data aggregerade i gridceller medför en överskattning av trålade ytor då gridcellerna är stora (ca 17 km², ICES 2017b). Detta innebär att de uppskattade ytorna inte skall tolkas i absoluta tal och att uppskattningarna av icke trålade ytor är ett minimiestimat. Beräkningarna gäller också endast för fartyg ≥ 12 m. Bottentrålningsaktiviteter för mindre fartyg bedöms påverka uppskattningarna marginellt då dom huvudsakligen fiskar inom samma områden som större fartyg med VMS.

I Västerhavet bottentrålas i stort sett hela den tillgängliga ytan (Fig. 4a). Utanför trålgränsen i Västerhavet inom svensk ekonomisk zon förekommer inte bottentrålning alls i 4 % av gridcellerna. Tar vi hänsyn till att den svepta ytan inom varje gridcell kan vara mindre än gridcellens yta är den totalt trålade ytan i medel 83 % men i 96 % av gridcellerna förekommer trålning. Inflyttningsområdena innanför trålgränsen och Koster –Väderöfjordens djupränna utnyttjas till nära 100 %.

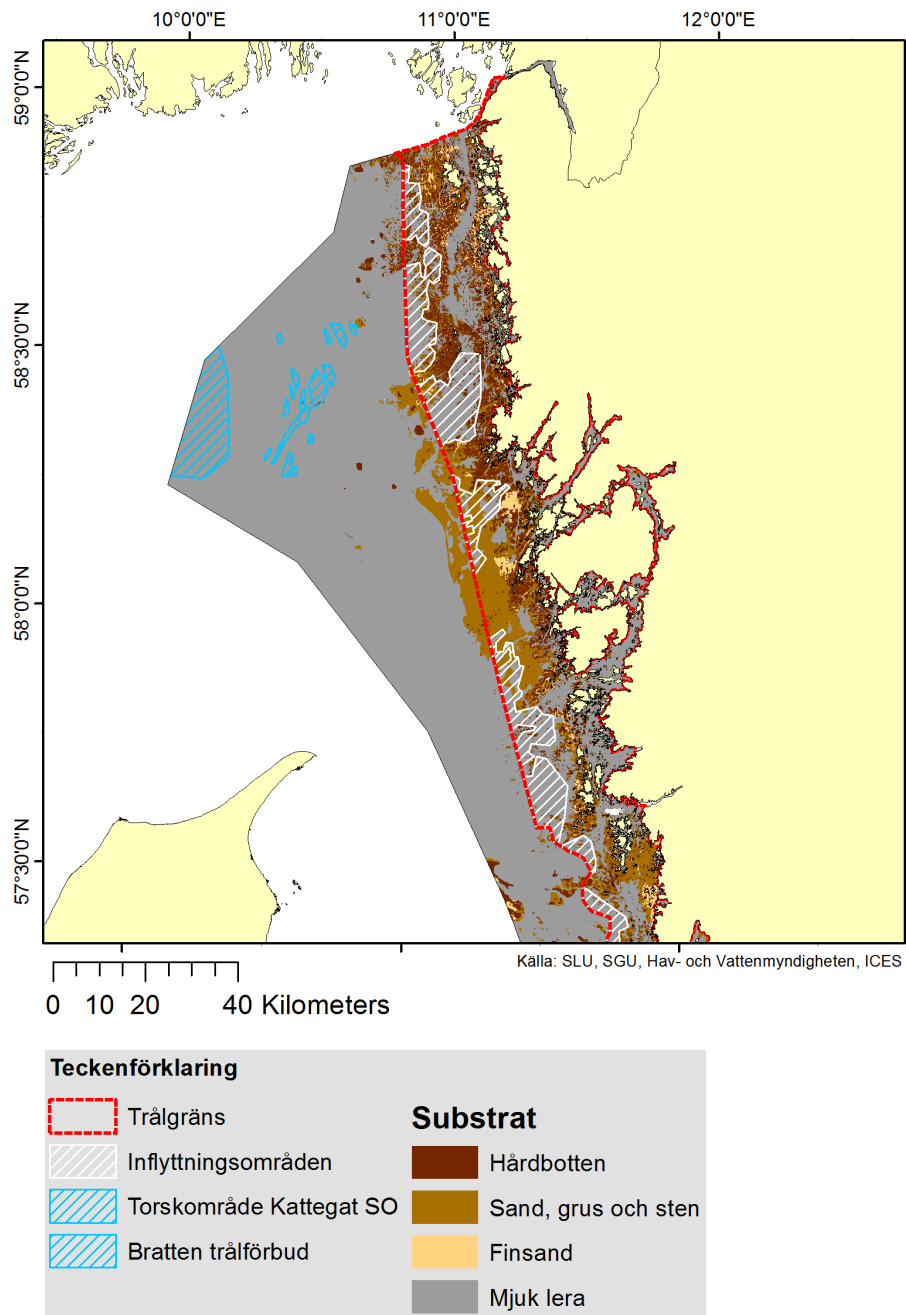
Situationen i Östersjön är den motsatta då bottentrålning endast förekommer på en mindre del av den tillgängliga ytan (Fig. 4b). Utanför trålgränsen förekommer inte bottentrålning i 79 % av gridcellerna. Tar vi hänsyn till att den svepta ytan inom varje gridcell kan vara mindre än gridcellens yta är den totalt trålade ytan i medel 7 % och i 21 % av gridcellerna förekommer trålning. Motsvarande beräkningar för inflyttningsområdena där trålning tillåts utnyttjas i Östersjön 14 % respektive 3 %.

Tabell 2.Ytor och fördelning av habitat i relation till regleringar av bottentrålfiske i Västerhavet.

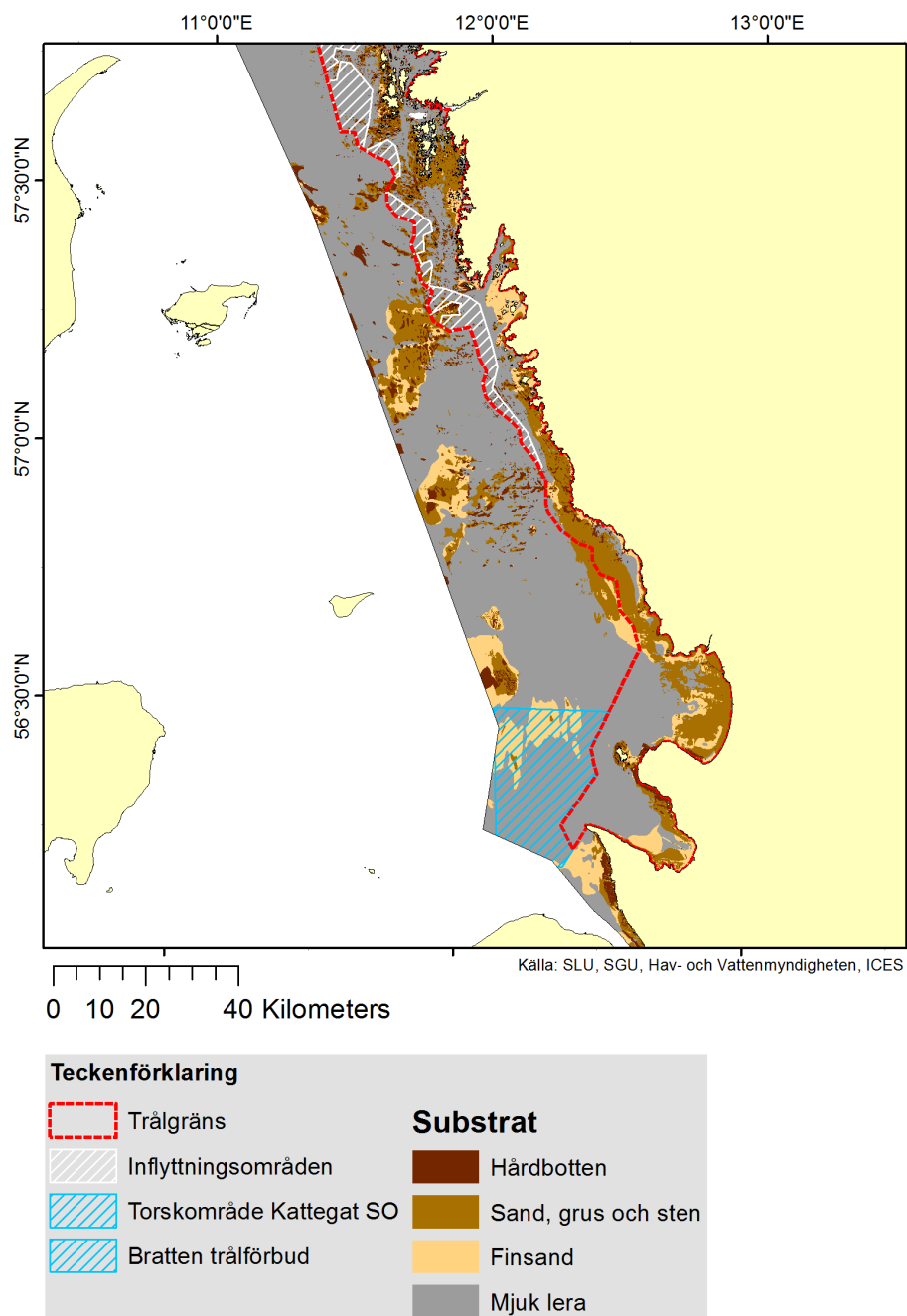
Västerhavet							
ytor km ²		Djup- intervall	Hårdbotten	Sand, grus och sten	Finsand	Lera	Total yta
EEZ	EEZ	0-25	644	984	405	1 477	3 510
		> 25	532	956	347	8 365	10 200
		Total	1 176	1 940	751	9 842	13 709
Trålgräns	Trålgräns	0-25	595	828	323	1 261	3 008
		>25	353	491	54	1 261	2 159
	Inflyttnings- områden	0-25	2	2	0	3	8
		>25	76	132	4	701	913
Trålförbud innanför trålgränsen		0-25	593	826	323	1 258	3 000
		>25	257	318	46	454	1 075
		(25-60)					
Övriga trålförbud	Torskområde "Kattegatt"	0-25	0	0	2	12	14
		>25	0	4	124	454	582
	Trålförbud Bratten	>25	1	0	0	297	298
							0
Totalt trålförbud		0-25	593	826	325	1 270	3 014
		>25	257	322	170	1 206	1 955
		0-25	92%	84%	80%	86%	86%
		>25	48%	34%	49%	14%	19%

Tabell 3. Ytor och fördelning av habitat i relation till regleringar av bottentrålfiske i Östersjön och Öresund.

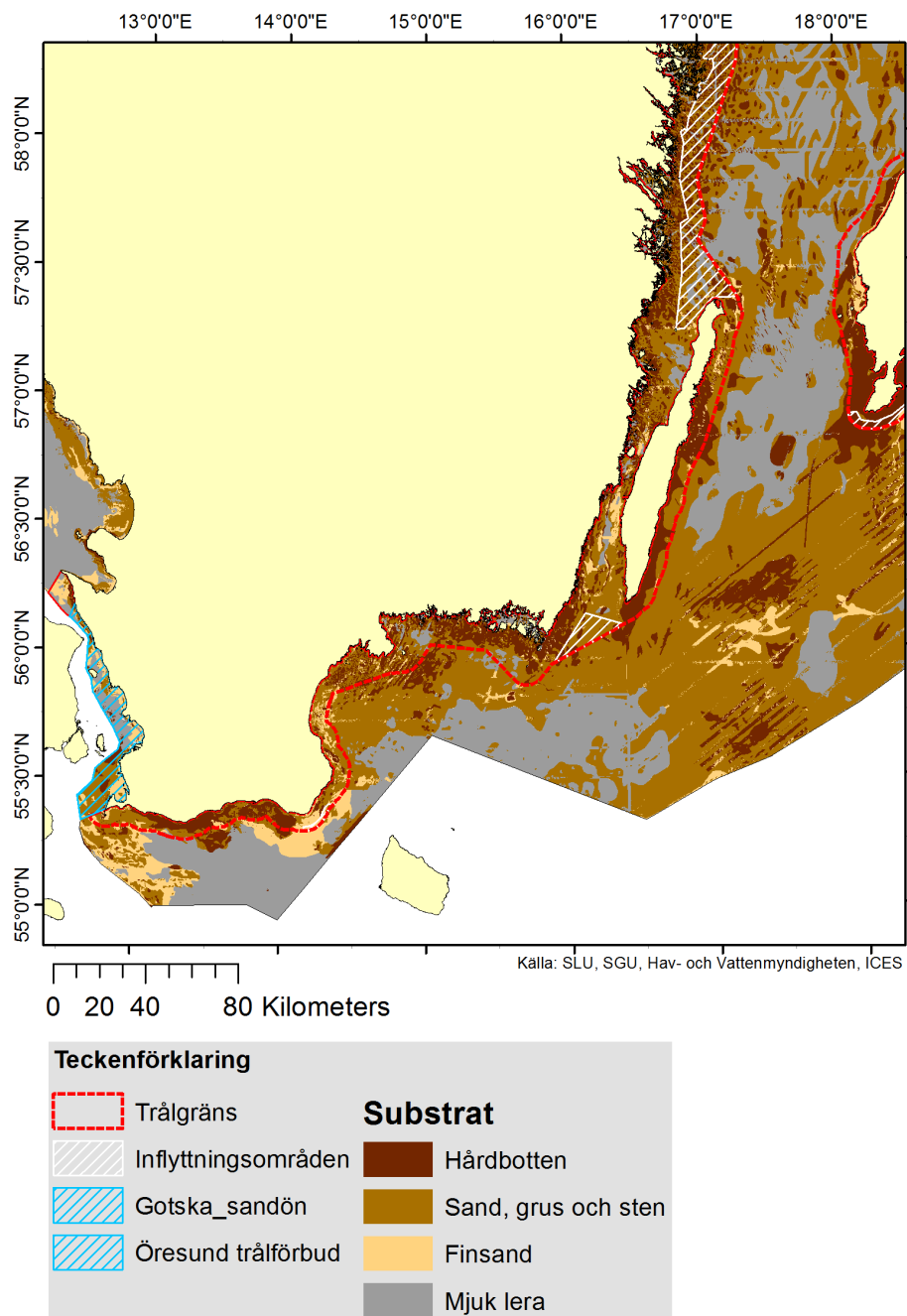
Östersjön och Öresund							
		Djup- intervall	Hård- botten	Sand, grus och sten	Finsand	Lera	Total yta
ytor km ²							
EEZ	EEZ	0-25	12 078	7 079	2 650	3 533	25 339
		>25	17 069	47 961	5 701	44 907	115 637
Trålgräns	Trålgräns	0-25	10 739	5 565	1 909	3 298	21 510
		>25	4 519	6 768	1 115	5 179	17 581
	Inflyttning- sområden	0-25	3 163	1 137	846	848	5 993
		>25	3 458	4 668	867	3 568	12 561
Trålförbud innanför trålgränsen		0-25	7 576	4 429	1 063	2 450	15 517
		>25	1 061	2 100	248	1 611	5 020
Övriga trålförbud	Gotska sandön	0-25	23	63	19	1	106
		>25	13	66	57	114	250
	Öresund trålförbud	0-25	85	271	214	186	756
		>25	4	8	12	35	60
Totalt trålförbud	0-25	7 684	4 762	1 297	2 636	16 379	
		>25	1 077	2 175	318	1 760	5 330
		0-25	64%	67%	49%	75%	65%
		>25	6%	5%	6%	4%	5%



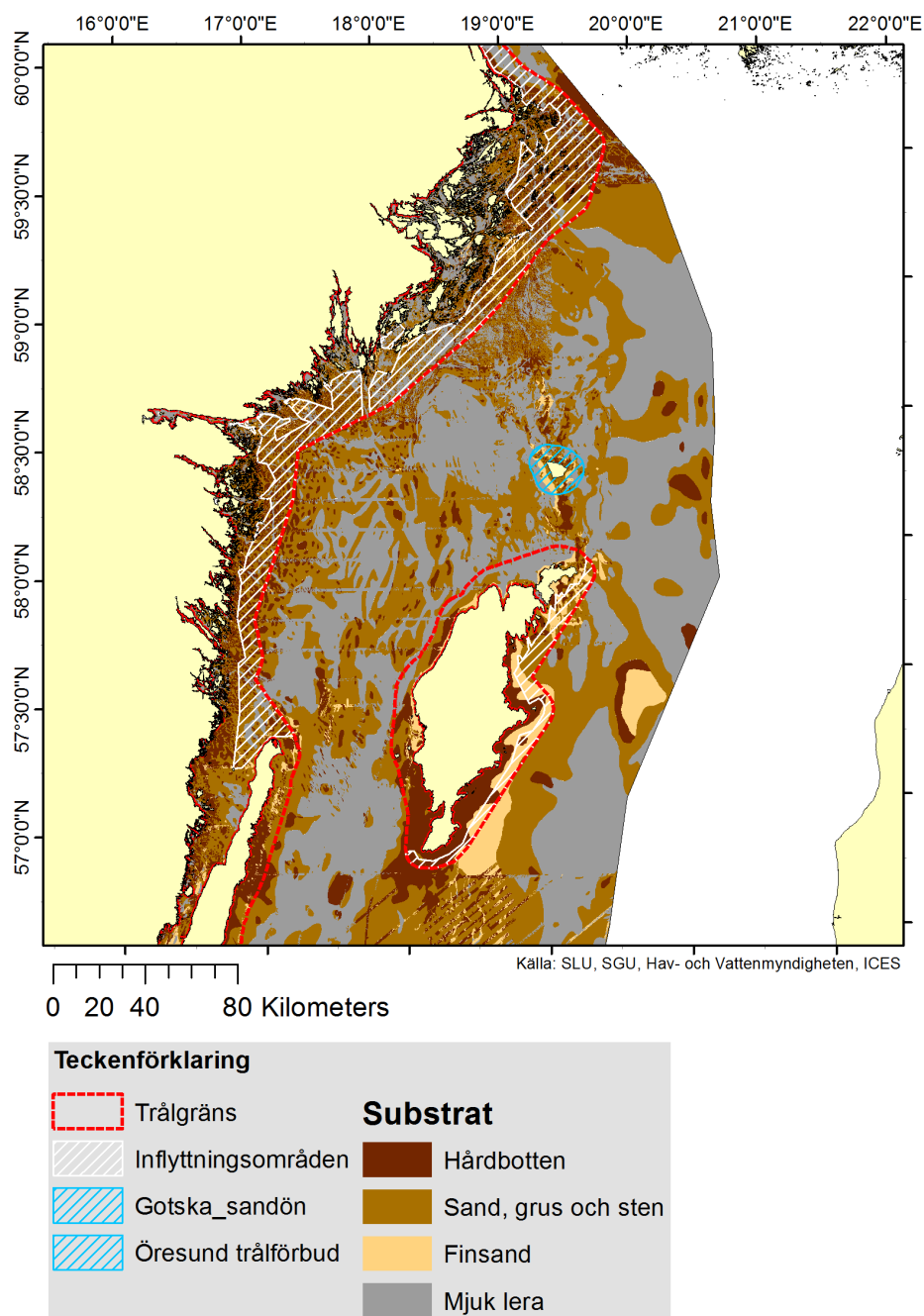
Figur 14. Substrat och fiskeregleringar i Skagerrak, Västerhavet.



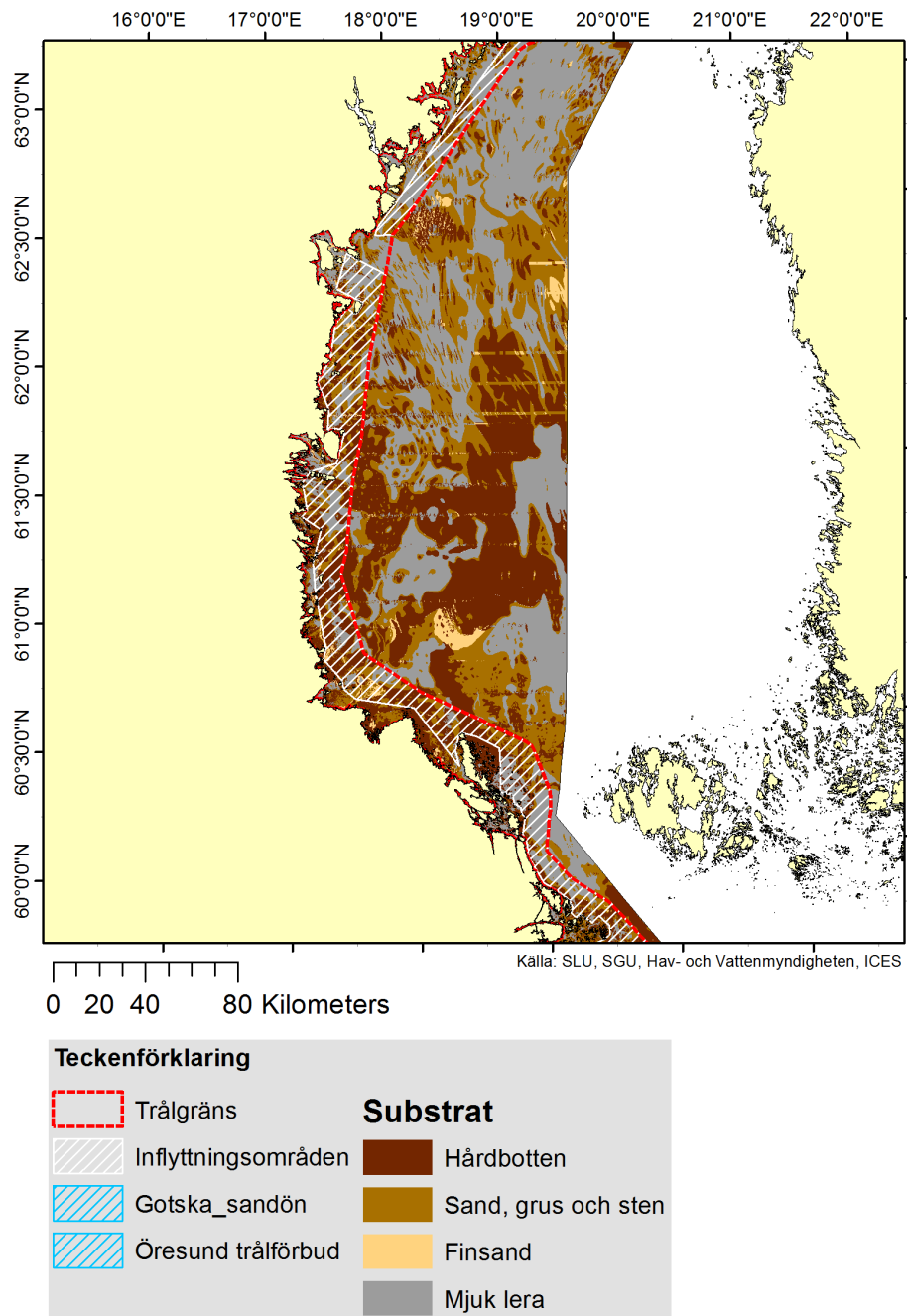
Figur 15. Substrat och fiskeregleringar i Kattegat, Västervik.



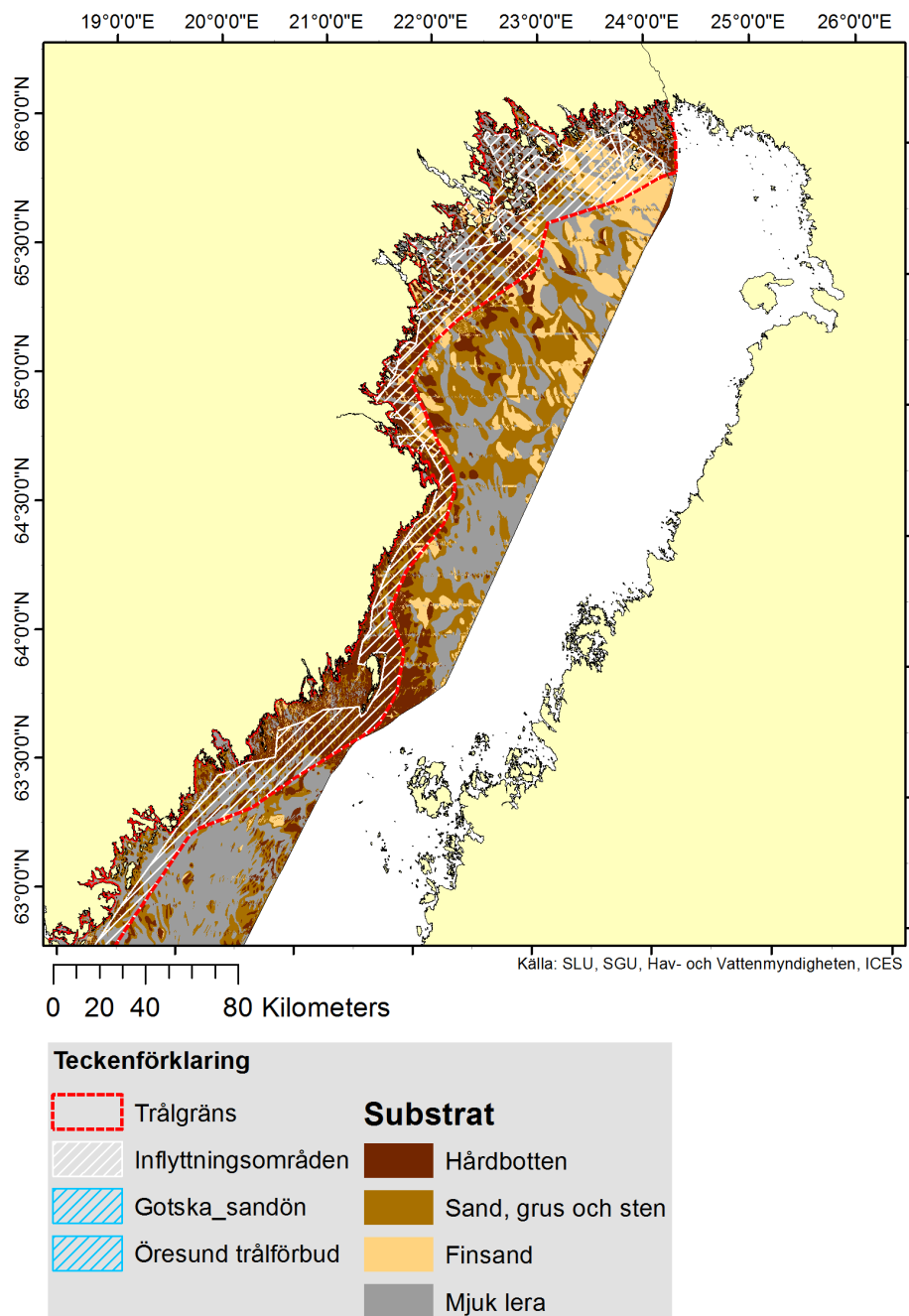
Figur 16. Substrat och fiskeregleringar i Öresund och södra Östergötland.



Figur 17. Substrat och fiskeregleringar i mellersta Östersjön.



Figur 18. Substrat och fiskeregleringar i Bottenhavet.



Figur 19. Substrat och fiskeregleringar i Bottniska viken.

Referenser

Alla rapporter, publikationer och resultat från BENTHIS projektet finns samlat på www.benthis.eu

- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K. Nilsson, H. 2012 Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution*, 170, 232–241.
- Brander, K.M., Bennett, D.B. 1986. Interactions between Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) and cod (*Gadus morhua*) and their fisheries in the Irish Sea. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 92: 269-281.
- Brown, C.J., R. Trebilco. 2014. Unintended cultivation, shifting baselines, and conflict between objectives for fisheries and conservation. *Conserv. Biol.*, 28: 677–688.
- Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., Bergström, U. 2015. Ekosystemtjänster från svenska hav - status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12.
- Buhl-Mortensen L, Ellingsen KE, Buhl-Mortensen P, Skaar KL, Gonzalez-Mirelis G 2016. Trawling disturbance on megabenthos and sediment in the Barents Sea: chronic effects on density, diversity, and composition. *ICES Journal of Marine Science*. 73 (Suppl. 1): 98-114.
- Casini, M., J. Lovgren, J. Hjelm, M. Cardinale, J.C. Molinero, and G. Kornilovs. 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 275: 1793–1801.
- Collie, J. S., Escanero, G. A., and Valentine, P. C. 2000a. Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna. *Ices Journal of Marine Science*, 57: 987v -1001.
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J., and Poiner, I. R. 2000b. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69: 785-798.
- Collie J, Hiddink JG, Kooten T, Rijnsdorp AD, Kaiser MJ, Jennings S, Hilborn R. 2017. Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. *Fish and Fisheries* 18(4):619-37.
- Danielsson, A., Jonsson, A., Rahm, L. 2007. Resuspension patterns in the Baltic proper. *Journal of Sea Research* 57 (4), 257–269.
- van Denderen PD, van Kooten T, Rijnsdorp, AD 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proc R Soc B* 280: 20131883 <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.1883>
- van Denderen, PD, Bolam, SG, Hiddink, JG, Jennings, S, Kenny, A, Rijnsdorp, AD, van Kooten, T. 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Mar Ecol Prog Ser* 541: 31–43.
- Diesing, M., Stephens, D., Aldridge, J. 2013. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 70 (6), 1085–1096.

- Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C., Sourlatzis, G. Eleftheriou, A. 2007. Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. *Continental Shelf Research*, 27 (17): 2198 – 2210.
- Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P, Mortensen LO, Nielsen JR, Nilsson HC, Neill FGO, Smith C, Sørensen TK, Polet H, Reid DG, Sala A, Sköld M, Tully O, Zengin M, Rijnsdorp AD. 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 27–43.
- Einarsson HA. 2008. Environmental impact of Danish seine. In: Presentation at the International Workshop on Seine Net Fishing, Keflavik, Iceland, 29–30 May 2008.
- Eriksson BK, Sieben K, Eklöf J, Ljunggren L, Olsson J, Casini M, Bergström U. 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasizes the need for cross-ecosystem management. *Ambio* 40:786-797.
- Floderus, S., Pihl, L. 1990. Resuspension in the Kattegat: Impact of variation in wind climate and fishery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31 (4): 487–498.
- Fosså JH, Mortensen PB, Furevik DM. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia*, 471, pp. 1-12.
- Gilmour, J. 1999. Experimental investigation into the effects of suspended sediment on fertilisation, larval survival and settlement in a scleractinian coral. *Marine Biology*, 135 (3), 451–462.
- Gislason, H., Bastardie, F., Dinesen, G.E., Egekvist, J., Eigaard, O.R. 2017. Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecol. Ind.* 82:260–270.
- Greathead C.F., Donnan D.W., Mair J.M. and Saunders G.R. 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis* : distribution and conservation issues in Scottish waters. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87: 1095-1103.
- Hall, S. J. 1994. Physical Disturbance and Marine Benthic Communities - Life in Unconsolidated Sediments. *Oceanography and Marine Biology*, 32: 179 -239.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., Agrosa, C. et al. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319, 948–952.
- Hammond, C.F., Conquest, L.L., and Rose, C.S. 2013. Using reflex action mortality predictors (RAMP) to evaluate if trawl gear modifications reduce the unobserved mortality of Tanner crab (*Chionoecetes bairdi*) and snow crab (*C. opilio*). *ICES J. Mar. Sci.* 70: 1308–1318.
- Hansson, M., M. Lindegård, D. Valentinsson and M. Ulmestrand. 2000. Effects of shrimp trawling on abundance of benthic macrofauna in Gullmarsfjorden, Sweden. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198: 191-201
- He P, Hamilton R, Littlefield G, Syggers R. 2006. Design and test of a semi-pelagic shrimp trawl to reduce seabed impact. Final report submitted to the Northeast Consortium. University of New Hampshire, Durham, New Hampshire, USA, 24 pp.

- Hiddink JG, Moranta J, Balestrini S, Sciberras M, Cendrier M, Bowyer, Kaiser MJ, Sköld M, Jonsson P, Bastardie F, Hinz H. 2016. Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *J App Ecol* doi: 10.1111/1365266412697
- Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Mazor T, Hilborn R, Collie JS, Pitcher CR, Amoroso RO, Parma AM, Suuronen P, Kaiser MJ. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (31) 8301-8306. <https://doi.org/10.1073/pnas.1618858114>
- Hintzen, N. T., Gerjan, J., Piet, G. J., and Brunel, T. 2010. Improved estimation of trawling tracks using cubic Hermite spline interpolation of position registration data. *Fisheries Research*, 101: 108–115.
- Hornborg S, Jonsson P, Sköld M, Ulmestrand M, Valentinsson D, Eigaard OR, Feekings J, Nielsen RJ, Bastardie F, and Lövgren J. 2017. New policies may call for new approaches: the case of the Swedish Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) fisheries in the Kattegat and Skagerrak. *ICES J Mar Sci* 74:134–145
- Hughes KM, et al. 2014. Investigating the effects of mobile bottom fishing on benthic biota: A systematic review protocol. *Environ Evidence* 3:23.
- Humborstad, O., Jørgensen, T. Grotmol, S. 2006. Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Marine Ecology Progress Series*, 309, 247–254.
- ICES 2013. 1.5.5.2 Evaluation of the appropriateness of buffer zones. Special request, Advice June 2013. http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2013/Special%20requests/NEAFC_Evaluation_of_buffer_zones.pdf
- ICES 2016. EU request for guidance on how pressure maps of fishing intensity contribute to an assessment of the state of seabed habitats. (http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2016/Special_Requests/EU_guidance_on_how_pressure_maps_of_fishing_intensity_contribute_to_an_assessment_of_the_state_of_seabed.pdf)
- ICES 2017. EU request on indicators of the pressure and impact of bottom-contacting fishing gear on the seabed, and of trade-offs in the catch and the value of landings. http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2017/Special_requests/eu.2017.13.pdf
- ICES. 2017. Interim Report of the Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD), 29 May –2 June 2017, Hamburg, Germany. ICES CM 2017/SSGEPI:16. 42 pp. <http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/SSGEPI/2017/01%20WGSFD%20-%20Report%20of%20the%20Working%20Group%20on%20Spatial%20Fisheries%20Data.pdf>
- Johnston, D.D., Wildish, J.D., 1982. Effects of suspended Sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.) *Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology*, 29, 261-267.

- Jonsson, L. 2010. Inventering med ROV av epibottenfauna - för uppföljning av effekterna av det reglerade räktrålsket i Gullmarsn. Länsstyrelsen Västra Götalands län. Rapport 2011:02 <http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/2011/2011-02.pdf>
- Josefson, A.B., M. Blomqvist, J.L.S. Hansen, R. Rosenberg, B. Rygg 2009. Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: comparison of different Scandinavian multi-metric indices Mar. Pollut. Bull. 58: 1263-1277.
- Junker, K., D. Sovilj, I. Kröncke, J.W. Dippner. 2012. Climate induced changes in benthic macrofauna - a non-linear model approach. Journal of Marine Systems, 96-97, 90-94.
- Jørgensen LL, Planque B, Thangstad TH, Certain G. 2016. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. ICES J Mar Sci 73 (suppl 1): i84–i97 doi: 10.1093/icesjms/fsv107
- Kaiser, M. J., Spencer, B. E. 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. Marine Ecology Progress Series, 112, 41-49.
- Kaiser, M. J., Clarke, K. R., Hinz, H., Austen, M. C. V., Somerfield, P. J., and Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Marine Ecology Progress Series, 311: 1- 14.
- Kutti, T., Bannister, R.J., Fosså, J.H., Krogness, C.M. Tjensvoll, I., Søvik, G. 2015. Metabolic responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* to suspended bottom sediment, simulated mine tailings and drill cuttings. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 473, 64–72.
- Larsson, A.I., Oevelen, D.v., Purser, A., Thomsen, L., 2013. Tolerance to long-term exposure of suspended benthic sediments and drill cuttings in the cold water coral *Lophelia pertusa*. Marine Pollution Bulletin, 70, 176-188.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R. 2016. Reducing spatial variation in environmental assessment of marine benthic fauna. Mar. Pollut. Bull. 104, 129-138. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.050.
- Lindgarth, M., D. Valentinsson, M. Hansson and M. Ulmestrand. 2000. Disturbances by trawling changes temporal and spatial structure of benthic soft sediment assemblages in Gullmarsfjorden, Sweden. ICES J. Mar. Sci. 57: 1369-1376.
- Linders, T., Nilsson, P., Wikström, A., Sköld, M. 2017. Distribution and fate of trawling induced suspension of sediments in a marine protected area. ICES Journal of Marine Science. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx196>
- Lundälv, T., Jonsson, L. 2000. Inventering av Koster-Väderöområdet med ROV-teknik. En pilotstudie. Naturvårdsverkets rapport 5079.
- Lunneryd S-G och Königson S. 2017. Hur löser vi konflikten mellan säl och kustfiske? Program Säl och Fiskes verksamhet från 1994 till 2017. Aqua reports 2017:9
- Martin, J., Puig, P., Masque, P., Palanques, A. Giamportone, A. 2014a. Commercial bottom trawling as a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene. Anthropocene, 7, 1-15.

- Martin, J., Puig, P., Masque, P., Palanques, A. Sánchez-Gómez, A. 2014b. Impact of bottom trawling on deep-sea sediment properties along the flanks of a submarine canyon. PLoS ONE 9(8): e104536. doi:10.1371/journal.pone.0104536.
- McHugh MJ, Broadhurst MK, Sterling DJ, Skilleter G, Millar RB, Kennelly SJ. 2015. Effects of otter-board designs on substratum disturbances. ICES J Mar Sci 72:2450–2456.
- Moore, K.A., Wetzel, R.L., Orth, R.J., 1997. Seasonal pulses of turbidity and their relations to eelgrass (*Zostera marina* L.) survival in an estuary. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 215, 115–134.
- Nilsson HC, Rosenberg R. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. Journal of Marine Systems 11:249-264.
- Nilsson, H.C., R. Rosenberg. 2000. Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile imaging and by grab samples. Mar. Ecol. Prog. Ser., 197: 139-149.
- Nilsson HC, Rosenberg R. 2003. Effects on marine sedimentary habitats of experimental trawling analysed by sediment profile imagery. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 285:453-463.
- Norén, K., Sköld, M., Jonsson, P., Nilsson, H., Bastardie, F. 2017. WP 3.1 and 3.2 Supporting material 5: Fishing intensity and effects on benthos in Swedish areas of the Baltic Sea. Baltic BOOST final report Appendix 3, WP 3.1 and 3.2 Supporting material 5 <http://www.helcom.fi/Documents/HELCOM%20at%20work/Projects/Completed%20projects/BalticBOOST/BalticBOOST%20Appendix%203%20Supporting%20material.pdf>
- Oberle, F.K.J., Storlazzi, C.D., Hanebuth, T.J.J. 2016. What a drag: Quantifying the global impact of chronic bottom trawling on continental shelf sediment. Journal of Marine Systems, 159: 109-119.
- O'Neill FG, Ivanović A 2016. The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments. ICES J. Mar. Sci. 73 (Suppl. 1), 5–14.
- O'Neill, F. Summerbell, K. 2011. The mobilisation of sediment by demersal otter trawls. Marine Pollution Bulletin, 62 (5), 1088 – 1097.
- Paradis, S., Puig, P., Masqué, P., Juan-Díaz, X., Martín, J., Palanques, A. 2017. Bottom-trawling along submarine canyons impacts deep sedimentary regimes. Scientific reports, 7, 43332; doi: 10.1038/srep43332.
- Pearson, T.H. and R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 16: 229-311.
- Puig, P., Canals, M., Company, J., Martí, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A., Calafat, A. 2012. Ploughing the deep sea floor. Nature, 489, 286–289.
- Rosenberg R, Agrenius S, Hellman B, Nilsson HC, Norling K. 2002. Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. Marine Ecology-Progress Series 234:43-53.

- Rosenberg R, Hellman B, Johansson B. 1991. Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Mar Ecol Prog Ser* 79: 127-131.
- Sherwood, C., Butman, B., Cacchione, D., Drake, D., Gross, T., Sternberg, R., Wiberg, P. Williams III, A. 1994. Sediment-transport events on the northern California continental shelf during the 1990–1991 STRESS experiment. *Continental Shelf Research*, 14 (10-11), 1063 – 1099.
- Sistiaga M, Herrmann B, Grimaldo E, Larsen RB, Tatone I. 2015a. Effect of lifting the sweeps on bottom trawling catch efficiency: a study based on the Northeast arctic cod (*Gadus morhua*) trawl fishery. *Fish. Res.* 167, 164–173.
- Sistiaga M, Grimaldo E, Larsen RB, Tatone I, Vollstad J, Herrmann B. 2015b. Use of semi-pelagic trawling for reducing bycatch in shrimp trawls - Trials onboard R/V Johan Ruud 02.02.15 – 06.02.15. SINTEF report A26979, pp 17.
- Sistiaga M, Herrmann B, Grimaldo E, Larsen RB, Tatone I. 2016. The effect of sweep bottom contact on the catch efficiency of haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Fish. Res.* 179, 302–307.
- Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blowqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C., Bartolino, V. 2018. Effects of chronic bottom trawling on soft seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series*. doi.org/10.3354/meps12434
- Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D. Jonsson, P. Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H.C., Svenson, A., Hjelm, J. 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004-2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. Fiskeriverkets informationsserie Finfo 2011:6.
- Suuronen P, Chopin F, Glass C, Løkkeborg S, Matsushita Y, Queirolo D, and Rihan D. 2012. Low impact and fuel efficient fishing—looking beyond the horizon. *Fisheries Research*, 119–120: 135–146.
- Tillin HM, Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ. 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a seabasin scale. *Mar Ecol Prog Ser* 318: 3145.
- Tjensvoll, I., Kutti, T., Fosså, J. H. Bannister, R. J. 2013. Rapid respiratory responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* exposed to suspended sediments. *Aquatic Biology* 19, 65–73.
- Valdemarsen J W, Jørgensen T, and Engås A. 2007. Options to mitigate bottom habitat impact of dragged gears. *FAO Fisheries Technical Paper*, 506. FAO, Rome, 29 pp.
- Watling, L., Norse, E.A., 1998. Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology* 12, 1180–1197.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. Frimansson, H. 1996. Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES Council Meeting Papers*. ICES-CM-1996/E:26. ICES Council Meeting of the International Council for the Exploration of the Sea, 27 Sep-4 Oct 1996. Reykjavik (Iceland).
- Wikström A, Torsten Linders, Mattias Sköld, Per Nilsson, Josefine Almén. 2016. Bottentrålning och resuspension av sediment. Rapport 2016:36 ISSN: 1403-168X (<http://www.lansstyrelsen.se/VastraGotaland/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/2016/2016-36.pdf>)

- Winger PD, Eayrs S, and Glass CW 2010. Fish behaviour near bottom trawls. In Behavior of marine fishes: capture processes and conservation challenges. Edited by P. He. Wiley-Blackwell, Ames, Iowa, USA. pp. 67–103.
- Winger PD, Munden JG, Nguyen TX, Grant SM and Legge G. 2017. Comparative fishing to evaluate the viability of an aligned footgear designed to reduce seabed contact in northern shrimp bottom trawl fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75, 201-210.
- Worm, B., Myers, R. A. 2003. Meta-analysis of cod–shrimp interactions reveals top–down control in oceanic food webs. *Ecology* 84, 162–173.
- Ziegler, F., Hansson, P.A. 2003. Emissions from fuel combustion in Swedish cod fishery. *Journal of Cleaner Production* 11 (3): 303-314.

