

13 Bottentrålningens effekter på mjukbottenfaunan i Kattegatt – Delrapport 4

Författare:

Mattias Sköld¹, Patrik Jonsson¹, Valerio Bartolino¹, Francois Bastardie², Mats Blomqvist³, Peter Göransson⁴, Stefan Agrenius⁵, Hans C. Nilsson¹



Omslagsfoto: Mattias Sköld

Referera till denna rapport:

Sköld M, Jonsson P, Bartolino V, Bastardie F, Blomqvist M, Göransson P, Agrenius S & Nilsson H C 2016. Bottentrålningens effekter på mjukbottenfaunan i Kattegatt. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20.

¹ Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för Akvatiska Resurser, Havsfiskelaboratoriet

² Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Institut for Akvatiske Ressourcer

³ Hafok AB

⁴ PAG Miljöundersökningar

⁵ Göteborgs Universitet, Institutionen för Marina Vetenskaper

13	Bottentrålningens effekter på mjukbottenfaunan i Kattegatt – Delrapport 4	135
13.1	Bakgrund	138
13.2	Metodik	140
13.3	Resultat	143
	13.3.1 Effekter av intensitet i bottentrålning i Kattegatt	143
	Analys av artsammansättning/samhällsstruktur med multivariata metoder	143
	Effekter på enskilda arter	146
	Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer	148
	13.3.2 Effekter på mjukbottenfaunan av att trålning upphör i det fiskefria området	150
	Analys av artsammansättning med multivariata metoder	151
	Effekter på enskilda arter	151
	Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer	151
13.4	Diskussion	152
	Konklusion	155
13.5	Tillkännagivanden	155
13.6	Referenser	156

Sammanfattning

Påverkan av bottentrålning på ekologiska och biokemiska processer kan uppstå genom t.ex. fysisk omblandning och uppslamning (resuspension) av sedimentet på botten, samt att biodiversitet och ekologiska funktioner påverkas direkt eller indirekt genom ökad dödlighet av olika organismer som fångas eller skadas av redskapen. Modellstudier har också visat att produktiviteten på bottenfaunan kan öka eller minska till följd av bottentrålning beroende på om bottenfaunan är styrd av tillgången på föda eller av predation från t.ex. fisk. Sambanden är komplicerade och beror alltså inte bara på fysisk störning och den direkta dödlighet på bottenfaunan som trålfisket kan orsaka, utan också på om det uppstår lokala förändringar i näringsvävens struktur.

Denna studie har jämfört mjukbottenfaunans struktur och artsammansättning i Kattegatt i relation till intensiteten i störningen från trålning på provtagningsplatserna. Studien fokuserar på denna del av djursamhället eftersom den är känslig för förändringar i näringsväven och en viktig födoresurs för havskräfta och flera fiskarter. Studien är alltså avgränsad till att omfatta den del av faunan som lever i och på den typ av lerbottnar som bottentrålas i Kattegatt och kan samlas in kvantitativt med bottenhuggare. Större arter som lever på och sticker upp ur sedimentbottnarna kan vara mer känsliga för direkt fysisk påverkan av trålning, t.ex. stora piprensare och cylinderrosor men omfattas inte av studien eftersom dessa kräver andra insamlingsmetoder.

Vi har använt oss av detaljerad information om trålningsintensiteten i tid och rum som tagits fram genom detaljerade analysmetoder baserade på satellitpositionering av fiskefartyg (VMS) och yrkesfiskets loggböcker. De korrelationer vi ser i form av förändringar i bottenfaunans artsammansättning, täthet av individer, antal arter, diversitets- och miljöindex (BQI) utefter gradienter i bottentrålning och djup är statistiskt signifikanta, men påverkan från andra, ej undersökta miljövariabler kan inte helt uteslutas. Vi drar slutsatsen att både trålningsintensitet och djup bidrar till förklaringsmodellerna för mjukbottenfaunans variation och att 3 - 12 % av den totala variationen kan förklaras av gradienten i bottentrålningens intensitet i området.

Studien identifierar ett antal arter där korrelationen med bottentrålningens intensitet är mer tydlig. Av dessa arter visar de flesta på en negativ korrelation, dvs. att de minskar i förhållande till en ökad bottentrålning. En av de arter som minskar är den rörbyggande amphipoden *Haploops tenuis* som är rödlistad i kategorin sårbar (VU). En annan art som visar negativ påverkan och förekommer på OSPAR:s lista över hotade arter och habitat är islandsmusslan *Arctica islandica*. Fjädersjöpennan *Pennatula phosphorea* är ytterligare en art som minskar med ökad trålningsintensitet. Den tillhör gruppen sjöpennor och förekommer på de mjuka bottnar där havskräftfisket i Kattegatt bedrivs; en botten typ, ”Seapen and burrowing megafauna”, som av OSPAR listas som hotad eller minskande. Ett antal arter visar också på en ökning vid högre trålningsintensitet, bl.a. den i området dominerande ormstjärnan *Amphiura chiajei* och den vanligt förekommande musslan *Abra nitida*. Detta kan

vara en respons till avtagande predation från arter som fångas i bottentrålfisket då arterna är viktig födoresurs för olika plattfiskar och havskräfta.

Vi har också undersökt om etableringen av det stängda området påverkat mjukbottenfaunans struktur genom att jämföra om utvecklingen över tid i det stängda området skiljer sig från omkringliggande områden som fortsatt bottentrålas. Vi kan med statistik inte belägga några effekter på att bottenfaunan förändras efter att fiskeförbudet införs och trålningens intensitet minskar. En möjlig förklaring till att inga förändringar kan detekteras i vår studie kan vara att en eventuell återhämtning/återgång till av bottentrålning mer opåverkade mjukbottenfaunasamhällen sker över längre tidsrymder än vad vi haft möjlighet att analysera dvs. från 2009-2014. Det relativa bidraget till förklaringsmodellerna av mjukbottenfaunans artsammansättning, antal arter, abundans m.m. som korrelerar med trålningens intensitet över den studerade gradienten var också begränsat (3 – 12 %). Detta bidrar till att det är svårt att identifiera förändringar över tid i det stängda området när trålningen upphör då variationen till stor del påverkas av andra fluktuationer och gradienter i miljön, t.ex. mellanårsvariation i rekrytering av olika arter. En alternativ förklaring är också att trålningen i det stängda området inte minskat i den omfattning som vi kan utläsa från satellitpositionering av VMS och loggböcker i det fall efterlevnaden av regleringen varit dålig bland fartyg som inte har VMS. Bristande efterlevnad konstaterades under de första åren, men iakttagandet av regelverket bedöms ha förbättrats över tid då kontrollen har skärpts från myndigheterna.

Konklusion

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. Indikatorer för biologisk mångfald visar också en tydlig minskning utefter gradienten liksom miljöindexet BQI som används för bedömning inom ramdirektivet för vatten. I sammandrag är detta viktig baskunskap för att kunna verifiera, bedöma och vidareutveckla metoder för att följa upp God ekologisk status (GES) med avseende på särskilt temaområdena Biologisk mångfald och Havsbottens integritet enligt Havsmiljödirektivet. En fortsatt uppföljning av effekterna av det fiskefria området vore mycket värdefullt då få liknande och långsiktiga studier av återhämtning av mjukbottenfauna i områden där bottentrålning reglerats har genomförts. Det är också viktigt för den fortsatta kunskapsuppbyggnaden att det finns långsiktigt ostörda referensområden så att påverkan från bottentrålning kan studeras i jämförbara livsmiljöer.

13.1 Bakgrund

Fisket med bottentrålning är den dominerande metoden i det yrkesmässiga fisket i Sverige. Påverkan på ekologiska och biokemiska processer av bottentrålning kan uppstå genom t.ex. fysisk omblandning och resuspension av sedimentet på botten och att biodiversitet och ekologiska funktioner påverkas direkt eller indirekt genom ökad dödlighet av olika organismer som fångas eller påverkas fysiskt av redskapen. Bottentrålningens påverkan på havsbottarna har undersökts i ett flertal studier som

funnit negativa effekter på diversitet, biomassa och storleksfördelning av olika arter men det finns också studier där inga eller begränsade effekter på bottenfaunan konstaterats (Collie et al. 2000; Lökkeborg 2005). Påverkan är specifik för varje livsmiljö där bottentrålningen sker, och bottnar i områden med naturlig stress på ekosystemet i form av vågenergi har visat sig toleranta för bottentrålning (van Denderen et al. 2014; 2015). De för fysisk störning känsligaste organismerna och livsmiljöerna finns följaktligen där den naturliga påverkan av vinddriven energi, det vill säga där påverkan från vågor och strömmar, är liten. De arter som är känsligast för direkt fysisk påverkan är stora uppstickande arter som bildar strukturer, exempel på detta är revbildande koraller som *Lophelia pertusa* och den mjukbottenlevande stora piprensaren *Funiculina quadrangularis* (Fosså et al. 2002; Kaiser et al. 2006; Greathead et al. 2007; Jørgensen et al. 2015). Modellstudier har också visat att förutsättningar finns för att produktiviteten på bottenarna antingen kan eller minska till följd av bottentrålning beroende på om bottenfaunan är styrd av tillgången på föda (bottom-up) eller av predation (top-down) (van Denderen et al. 2013). Sambanden är komplicerade och beror inte bara på fysisk störning som orsakar dödlighet för en del botten djur utan också på faktorer som predation på botten djuren från fisk som fångas i bottentrålade områden, dvs genom att det uppstår lokala förändringar i näringsvävens struktur (Hiddink et al. 2016).

En svårighet om man vill studera effekterna av bottentrålning är att hitta representativa områden som är inte är trålade och att fisket inom ett havsområde oftast är heterogent fördelat. Detta kan göra det svårt att veta om ett område *de facto* är trålat eftersom fiskeaktiviteten inte kan beskrivas och kartläggas med tillräckligt detaljerad upplösning i tid och rum. Kvantitativa metoder för att undersöka effekter på bottenfaunan är vanligen också begränsade genom att endast en lite del av botten undersöks på få platser. Till exempel studeras miljöstatus av mjuka bottnar ofta med bottenhugg där stickprov tas med en yta av 0,1 m² och i Kattegatt omfattar den nationella provtagningen endast 2 stationer i Halland, och den regionala 15 stationer varav ett flertal är belägna nära kusten i områden där trålning inte bedrivs. Möjligheten att i detalj kartlägga fiskeaktiviteter har dock utvecklats mycket sedan fiskefartygen utrustats med satellitpositionering (Vessel Monitoring Systems, VMS) av kontrollmyndigheterna. Inom ramen för det internationella forskningsprojektet Benthic Ecosystem Fisheries Impact Studies (BENTHIS) har vi utvecklat metoder för att återskapa så fiskefartygens rörelsemönster så exakt som det är möjligt. Dessa metoder tar också hänsyn till redskapens storlek och utformning baserat på undersökningar av svepbredder på trålarna och hur redskapen är konstruerade (Eigaard et al. 2015).

Syftet med denna undersökning är att följa mjukbottenfaunans strukturella utveckling i det fiskefria området (FFO) i Kattegatt som stängdes från allt fiske 2009, dvs. om utvecklingen av mjukbottenfaunan i det stängda området skiljer sig från

fortsatt trålade områden i Kattegatt. Den del av djursamhället som undersökts är känslig för förändringar i näringsväven och en viktig födoresurs för havskräfta och flera fiskarter. Studien är alltså avgränsad till att omfatta den fauna som lever i och på lerbottnar som bottentrålas i Kattegatt. Syftet är också att studera mjukbottenfaunans sammansättning i en bred gradient av trålningsintensitet i Kattegatt. Undersökningen har genomförts med en detaljerad rumslig kartläggning av fiskemönster i Kattegatt sedan år 2006 baserat på svenska och danska yrkesfiskets VMS och loggböcker, och studier av djursamhället med bottenhugg som analyserats på artsammansättning och biomassa.

13.2 Metodik

Målsättningen med undersökningarna är att undersöka bottentrålfiskets påverkan på bottenfaunasamhället. Analys av bottendjupet vid trålningspositioner från VMS visar att 95 % av all trålning i området bedrivs inom djupintervallet 23 - 65 m. För att minimera annan miljöpåverkan avgränsades därför undersökningarna till att omfatta stationer med bottenfauna från samma djupintervall (Fig. 13.2.1.).

Trålningsintensiteten har beräknats genom att data på fart och position som loggas i VMS av Svenska och Danska myndigheter varje timma jämförs med information från yrkesfiskets loggböcker för att avgöra vilken typ av fiske och med vilket redskap som fisket bedrivits. Fiskeaktivitet definieras som det fartintervall där bottentrålning vanligen bedrivs och tråldraget i sin helhet modelleras fram enligt de metoder som beskrivs i (Eigaard et al. 2015). En rutin i programmet R har sedan utvecklats där all aktivitet definierad som trålning inom ett retroaktivt tidsintervall på 32 månader, och en radie på 250 m från den position där provtagning av mjukbottenfauna genomfördes. Tidsperioden valdes för att väl täcka in den historiska trålningen som ägt rum och efter att preliminära analyser genomförts med olika tidsperioder som visade att bäst prediktion uppnås med längre tidsintervall. Avgränsningen till en radie av 250 m runt provtagningsstationen är på grund av att det finns en nedre precisionsgräns för den interpolationsmetod som använts. Sammanfattningsvis återskapas på detta sätt den historiska omfattningen av den bottentrålning som ägt rum i det direkta närområdet av den plats där själva provtagningen av mjukbottenfaunan genomförts uttryckt som svept area kvot per tidsenhet (i detta fall 32 månader). Tyskland har fiskerättigheter i Kattegatts ekonomiska zon, dvs. utanför 12 Nm från respektive nations baslinjer. Två stationer överlappade med detta område och därför uteslöts dessa då trålningsintensiteten inte kunde beräknas pga. av att det saknades tyska data från området.

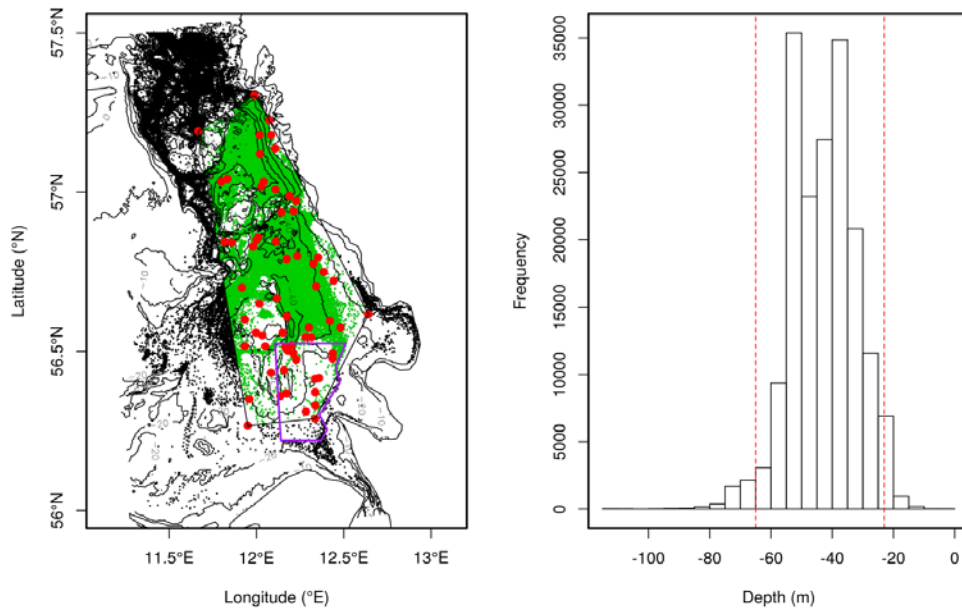


Fig. 13.2.1. Den svarta polygonen i den vänstra figuren avgränsar undersökningsområdet. Det område som stängdes för allt fiske 2009 är avgränsat med en lila linje. Svarta och gröna punkter är svenska VMS positioner från aktiva bottentrålare utanför- respektive innanför undersökningsområdet (gröna punkter) 2009-2014. Röda punkter är stationer där bottenfauna insamlats. Figuren till höger visar djupfördelningen av trålningspositionerna. Streckad röd linje avgränsar djup (23 - 65 m) inom vilket 95 % av trålningspositionerna återfinns.

För att studera hur olika grader av trålning i Kattegatt påverkar bottenfaunans status delades trålningsintensiteten in i fyra statistiska kategorier för hypotestestning och analyserades med multivariata metoder (se nedan): 0 – 1:a kvartilen ($<1,2$); >1:a kvartilen – medianen ($>1,2=<6,7$); medianen – 3:e kvartilen ($>6,7=<13,0$) samt över 3:e kvartilen ($>13,0$). Enheten för trålningsintensiteten är svept area över den tidsperiod som analyserats d.v.s. områdets area är svept t.ex. > 13 gånger under de 32 månader som föregick provtagningen av bottenfauna.

Uppföljning av mjukbottenfaunans utveckling i det område som stängdes för trålning 2009 (Fig. 13.2.1) har genomförts som ett experimentellt upplägg där effekten av stängningen har studerats över tid (år) och har jämförts med utveckling över tid i kringliggande områden som fortsatt trålas.

Statistiska analyser av dels effekten av införandet av fiskeförbud och dels gradienten i trålning gjordes med olika multivariata metoder:

- Permutational MANOVA (PERMANOVA) som ingår i programpaketet Primer 7 version 7.0.10 (Anderson, 2001, 2005; McArdle and Anderson, 2001) användes. För denna analys kategoriserades trålningsintensiteten till

fyra kategorier för hypotestestning och analyserades med multivariata metoder (se nedan): 0 – 1:a kvartilen ($<1,2$); >1:a kvartilen – medianen ($>1,2=\leq 6,7$); medianen – 3:e kvartilen ($>6,7=\leq 13,0$) samt över 3:e kvartilen ($>13,0$). Likhetsmatriser konstruerades med Bray-Curtis likhetskoefficient beräknad på fjärderots-transformerade data vilket rekommenderas för att minska betydelsen av dominerande arter. För dominerande arter användes roten ur transformation.

- Då PERMANOVA är känsligt för heterogen spridning mellan grupper, testades detta först med analysen PERMDISP (Distance based test for homogeneity of multivariate dispersions).
- Signifikanta effekter analyserades med PERMANOVA och utvärderades samt visualiserades med så kallad "Canonical analysis of principal coordinates"(CAP).
- För att vidare utvärdera trålningsintensitetens påverkan på bottenfaunan användes metoden "Distance based linear modelling" (DistLM) genom att bidraget från prediktorerna djup och trålningsintensitet till förklaringsmodellerna testades med s.k. Marginal test och selektionskriterierna: "Modified Akaike Information Criteria, AICc" och "Best fit" för val av modell. Prediktorn trålningsintensitet $\log(x+1)$ transformerades, och variabeln djup kvadratrot-transformerades för att motverka skeva fördelningar.
- Om prediktorerna visade signifikanta bidrag gjordes vidare analys med metoden "Distance based redundancy analysis, dbRDA" och enskilda arters bidrag undersöktes för de förklaringsaxlar som korrelerade (Person r) med trålningsintensitet.

Univariata analyser av sammanfattande samhällsvariabler analyserades även de med DistLM och dbRDA på motsvarande sätt. Variabler som analyserades var antal arter, total abundans, biomassa, Richness som Margalef (d), och diversitet som Shannon (H'). Benthic Quality Index (BQI) beräknades enligt Leonardsson et al. (2016). Abundans och biomassa transformerades med kvadratrot för att motverka skeva fördelningar.

I Fig. 13.2.1 visas de undersökningsstationer som användes för studien. Provtagningen och artbestämning av fauna utfördes av konsultföretaget PAG miljöundersökningar. Som underlag användes också delar av det befintliga regionala miljöövervakningsprogrammet i Hallands län, också detta med PAG som utförare. Vidare användes två stationer från det nationella miljöövervakningsprogrammet (Fladen och Anholt) som insamlades och artbestämdes av Göteborgs Universitet. Samtliga undersökningar genomfördes under maj - juni åren 2009, 2010, 2011 och 2014. Vid provtagningarna användes en modifierad Smith-McIntyre huggare med 0,1 m² provtagningsyta. På varje station togs 1 prov som sållades i 1,0 mm såll. Resterna konserverades i 4 % formaldehydlösning buffrad med natriumtetraborat (borax). Innan

analys utslöts arter som inte bedöms vara del av bottenfaunan, t.ex. pirål och havstulpaner (HVMFS 2013:19).

13.3 Resultat

13.3.1 Effekter av intensitet i bottentrålning i Kattegatt

Analys av artsammansättning/samhällsstruktur med multivariata metoder

Effekten av trålningsintensitet i området som helhet undersöktes genom att jämföra om sammansättningen av bottenfaunaarter varierade mellan de 4 kategorierna av trålningsintensitet som definierats från lite trålning (0 till och med 1:a kvartilen) till den mest trålade kategorin (> 3:e kvartilen). Den övergripande multivariata analysen (PERMANOVA) av abundans av bottenfauna visade signifikanta effekter av faktorerna År ($F_{3, 216}=4,16$, $p<0,05$) och Trålningsintensitet ($F_{3, 216}=5,80$, $p<0,05$), men ingen interaktion mellan dessa faktorer ($F_{9, 216}=0,99$, $p>0,05$). Parvisa jämförelser mellan de olika kategorierna av trålningsintensitet visade att kategorierna med intensitet över medianvärdet (>6,7) inte skiljde sig åt ($t=1,2$, $p>0,05$), men att de två lägre kategorierna skiljde sig såväl mellan varandra ($t=2,1$, $p<0,05$) som mot de högre kategorierna i trålningsintensitet ($t=3,4$ och $t=3,1$, $p<0,05$).

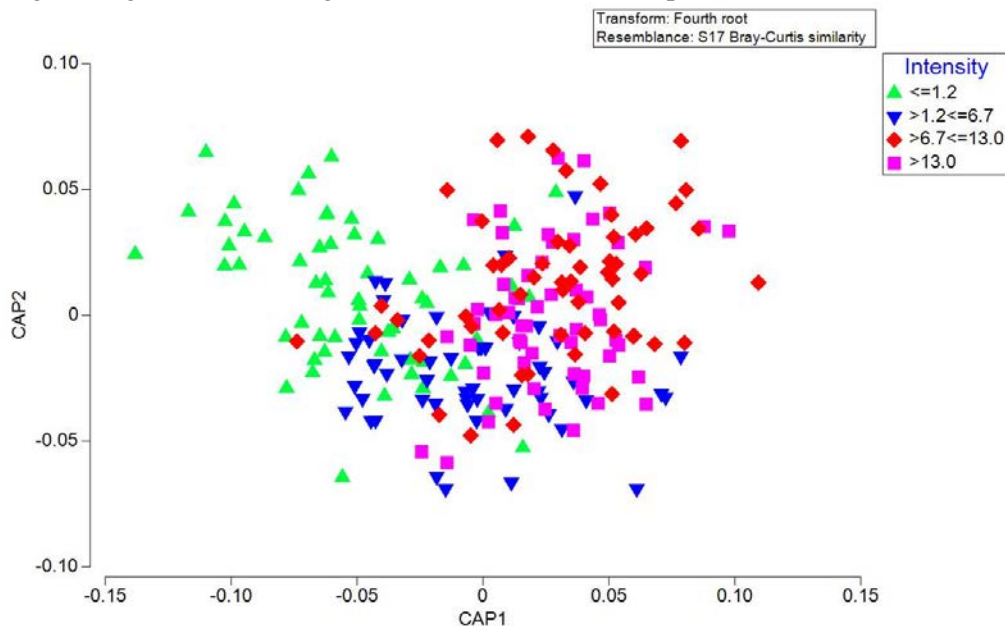


Fig. 13.3.1.1 Canonical analysis of principal coordinates (CAP) av faktorn Trålningsintensitet. De olika symbolerna representerar mjukbottenfaunastrukturen på stationer med olika grad av trålningsintensitet. De två axlarna (CAP 1 & 2) är de axlar som bäst särskiljer faktorn Trålningsintensitet beroende på likheter/olikheter i artsammansättning.

För att vidare undersöka bidragande effekter av andra miljövariabler gjordes efterföljande analyser med DistLM funktionen för att inkludera också Djup som potentiellt strukturerande miljövariabel (prediktor) för bottenfaunan. Marginaltestet visade att båda prediktorerna var för sig bidrog till modellen: Djup ($F=14,21$, $p<0,05$) som Trålningsintensitet ($F=10,69$, $p<0,05$). Modellurval m.h.a. ”best” och ”AICc” selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer i den bästa modellen med en förklaringsgrad av 7,1%. Var för sig förklarade djup 5,8 % av den totala variationen och trålningsintensitet 4,4%. Visualisering av resultaten med Distance based redundancy analysis (dbRDA) visar att stationer med olika grad av trålning och olika djup tydligt separerar sig från varandra. Trålningsintensitet korrelerar bäst med förklaringsaxel dbRDA 2 (multipel partiell korrelation, 77,6 %) som dock förklarar endast en liten del (1%) av den totala variationen. Trålningsintensitet korrelerar även med axel dbRDA 1 (multipel partiell korrelation, 63,1 %) som förklarar en större del av den totala variationen (6,1 %, Fig. 13.3.1.2). Faktorn djup korrelerar mest med axel 1 (77,6 %) och med axel 2, -63,1 %. Samtliga analyser gjordes också med biomassa för respektive art istället för abundans vilket gav samma resultat (statistik redovisas ej).

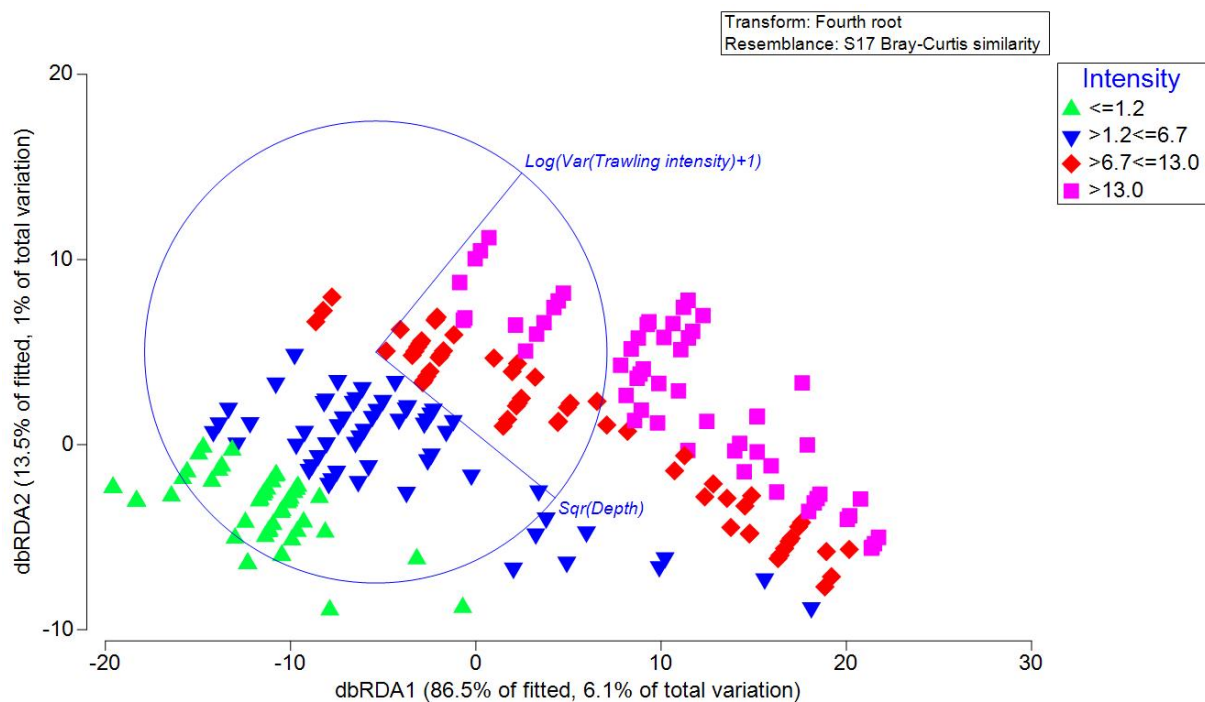


Fig. 13.3.1.2 Distance based redundancy analysis (dbRDA). Fördelning av likhetsmatrisen för arternas abundans i förhållande till de axlar (dbDRA 1 & 2) som bäst korrelerar med Djup och Trålningsintensitet. Gruppering av stationer enligt miljövariabeln trålningsintensitet redovisas enligt färgpaletten.

Bottenfaunasamhället i undersökningsområdet domineras tydligt av två arter av ormstjärnor *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei*, som tillsammans utgör 50 % av individantalet och 57 % av biomassan. *A. filiformis* återfanns i 97 % och *A. chiajei* i 86 % av proverna. Biomassan beräknas här utan storvuxna arter av grävande sjöborrar *Brissopsis lyrifera* och *Echinocardium cordatum*, samt islandsmusslan *Arctica islandica*. Bidragande effekter av trålningsintensitet och djup med biomassa för de dominerande arterna och DistLM funktionen visade med marginaltestet att båda prediktorerna var för sig bidrog till modellen: Djup ($F=27,00$, $p<0,05$) och Trålningsintensitet ($F=26,93$, $p<0,05$). Modellurval m.h.a. ”best” och ”AICc” selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer i den bästa modellen med en förklaringsgrad av 12,7%. Var för sig förklarade djup 10,5 % av den totala variationen och trålningsintensitet 10,5%. Visualisering av resultaten med Distance based redundancy analysis (dbRDA) visar att stationer med olika grad av trålning och olika djup tydligt separerar sig från varandra. Såväl trålningsintensitet som djup korrelerar bäst med förklaringsaxel dbRDA 1 (multipel partiell korrelation, 99,7%) som förklarar 12,7% av den totala variationen. Båda prediktorerna korrelerar även med axel dbRDA 2 (multipel partiell korrelation, 0,3 %) som dock endast förklarar en liten del av variationen (0,03 %, Fig. 13.3.1.3). Effekten som ses beror huvudsakligen på att den ena arten, *A. chiajei* minskar utefter axel dbRDA 1.

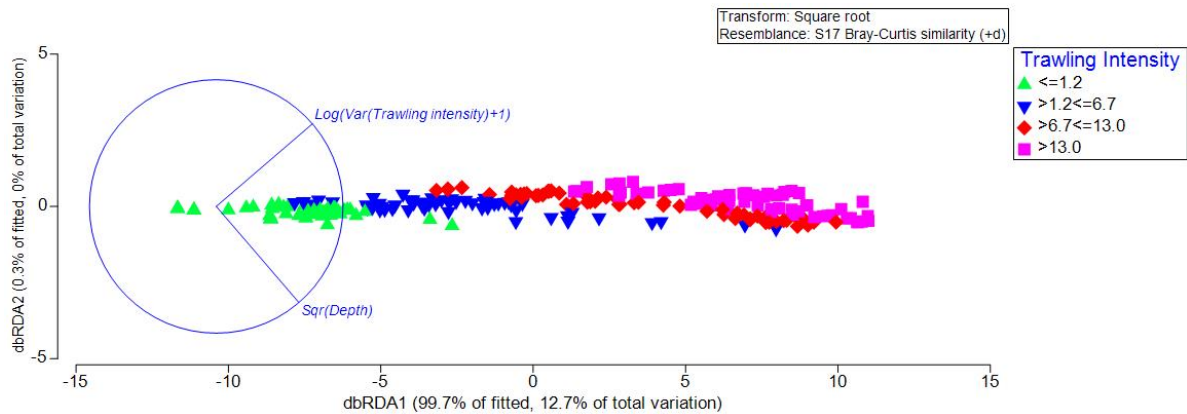


Fig. 13.3.1.3 Distance based redundancy analysis (dbRDA). Fördelning av likhetsmatrisen för de dominerande arterna *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei* i biomassa i förhållande till de axlar (dbRDA 1 & 2) som bäst korrelerar med Djup och Trålningsintensitet. Gruppering av stationer enligt miljövariabeln trålningsintensitet redovisas enligt färgpaletten.

Effekter på enskilda arter

De olika arternas bidrag till förklaringsaxlarna som korrelerade med Trålningsintensitet (dbRDA1 & 2, Fig. 13.3.1.2) analyserades med trendanalys. Arter där det fanns en signifikant trend till förklaringsaxeln är listade i tabell 13.3.1.1 och 13.3.1.2 analyserat för abundans. Observera att förklaringsmodellen innebär att både djup och trålningsintensitet bidrar till båda axlarna och att arter därmed också kan bidra till båda axlarna. Axeln dbRDA 2 korrelerar bättre med trålningsintensitet men bidrar mindre till en förklaring av den totala variationen. Resultat innebär att arter som korrelerar axel dbRDA 2 är de som relativt påverkas mest av gradienten i trålningsintensitet medans de arter som endast korrelerar med dbRDA 1 till större del påverkas av djupets gradient.

Tabell 13.3.1.1 Trender i enskilda arters abundans (Pearson korrelation $r \geq 0,14$, $df = 234$, $p < 0,05$) i förhållande till förklaringsaxel dbRDA 1 som bäst korrelerar med djup från dbRDA analysen. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 2 och minskar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i rött. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 2 och ökar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i grönt.

Arter som minskar i antal relaterat till dbRDA 1	r	Arter som ökar i antal relaterat till dbRDA 1	r
Ampelisca tenuicornis	-0.42	<i>Amphiura chiajei</i>	0.49
<i>Phoronis muelleri</i>	-0.37	<i>Labidoplax buskii</i>	0.25
<i>Rhodine gracilior</i>	-0.37	<i>Lipobranchius jeffreysii</i>	0.23
<i>Mysella bidentata</i>	-0.35	Brada villosa	0.21
<i>Nephtys hombergii</i>	-0.34	Philomedes brenda	0.21
Prionospio fallax	-0.30	Nuculana pernula	0.21
<i>Turritella communis</i>	-0.29	<i>Abyssoninoe hibernica</i>	0.21
<i>Mysia undata</i>	-0.29	<i>Ophiodromus flexuosus</i>	0.21
<i>Scoloplos armiger</i>	-0.29	<i>Panthalis oerstedii</i>	0.18
<i>Pholoe baltica</i>	-0.28	Leucon nasica	0.17
<i>Praxillella praetermissa</i>	-0.27	Photis longicaudata	0.16
<i>Eudorella truncatula</i>	-0.26	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	0.15
<i>Aoridae</i>	-0.26	Ophiura affinis	0.15
<i>Amphiura filiformis</i>	-0.26	<i>Hyala vitrea</i>	0.15
<i>Chamelea striatula</i>	-0.25	<i>Thracia phaseolina</i>	0.14
<i>Pectinaria auricoma</i>	-0.24	Haploops tenuis	0.14
<i>Trichobranchus roseus</i>	-0.24		
Edwardsia sp.	-0.21		
<i>Sphaerodorum flavum</i>	-0.21		
<i>Scalibregma inflatum</i>	-0.21		

<i>Nucula nitidosa</i>	-0.20
<i>Harpinia antennaria</i>	-0.20
<i>Dosinia lupinus</i>	-0.20
<i>Terebellides stroemi</i>	-0.19
<i>Ampelisca brevicornis</i>	-0.19
<i>Corbula gibba</i>	-0.18
<i>Magelona alleni</i>	-0.17
<i>Notomastus latericeus</i>	-0.17
<i>Levinsenia gracilis</i>	-0.17
<i>Anobothrus gracilis</i>	-0.17
<i>Gari fervensis</i>	-0.17
<i>Spiophanes bombyx</i>	-0.17
<i>Virgularia mirabilis</i>	-0.17
<i>Abra nitida</i>	-0.16
<i>Chone fauveli</i>	-0.16
<i>Cylichna cylindracea</i>	-0.16
<i>Spio filicornis</i>	-0.15
<i>Echinocardium flavescens</i>	-0.15
<i>Galathowenia oculata</i>	-0.14
<i>Arctica islandica</i>	-0.14
<i>Leucothoe lilljeborgi</i>	-0.14
<i>Euchone papillosa</i>	-0.14
<i>Mangelia brachystomum</i>	-0.14

Tabell 13.3.1.2. Trender i enskilda arters abundans (Pearson korrelation $r \geq 0.14$, $df = 234$, $p < 0.05$) i förhållande till förklaringsaxel dbRDA 2 som bäst korrelerar med trålningsintensitet från dbRDA analysen. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 1 och minskar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i rött. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 1 och ökar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i grönt.

Arter som minskar i antal relaterat till dbRDA 2	r	Arter som ökar i antal relaterat till dbRDA 2	r
<i>Leucon nasica</i>	-0.19	<i>Abra nitida</i>	0.22
<i>Philomedes brenda</i>	-0.19	<i>Cheirocratus sundevalli</i>	0.19
<i>Ophiura albida</i>	-0.18	<i>Nephtys incisa</i>	0.15
<i>Ophiura affinis</i>	-0.17	<i>Trochochaeta multisetosa</i>	0.15
<i>Photis longicaudata</i>	-0.17		
<i>Galathowenia oculata</i>	-0.17		
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	-0.16		
<i>Nuculana pernula</i>	-0.16		
<i>Harpinia antennaria</i>	-0.16		
<i>Gnathia oxyurea</i>	-0.15		
<i>Haploops tenuis</i>	-0.15		
<i>Edwardsia sp.</i>	-0.14		
<i>Pennatula phosphorea</i>	-0.14		
<i>Prionospio fallax</i>	-0.14		
<i>Nemertea</i>	-0.14		
<i>Brada villosa</i>	-0.14		
<i>Magelona alleni</i>	-0.14		

Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer

Sammanfattande samhällsvariabler (antal arter, total abundans och biomassa) samt diversitets och miljöindikatorer analyserades var för sig med DistLM med de två prediktorerna djup och trålningsintensitet.

- För antal arter visade DistLM (marginaltest) att båda prediktorerna bidrog till modellen (trålningsintensitet, $F=24,6$, $p < 0,05$ och djup $F=25,7$, $p < 0,05$). Modellurval m.h.a. "best" och "AICc" selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 11,9\%$). Var för sig förklarade djup 10,0 % av den totala variationen och trålningsintensitet 9,7 % (Fig. 13.3.1.4).
- Total abundans (antal individer per station) minskade med högre trålningsintensitet ($F=16,6$, $p < 0,05$) och visade även en signifikant effekt för predik-

torn djup ($F=13,4$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 7,5 \%$). Var för sig förklarade djup 5,5 % av den totala variationen och trålningsintensitet 6,7 %.

- Diversitet (Shannon H') visade effekt av både trålningsintensitet ($F=5,1$, $p<0,05$) och djup ($F=7,4$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 3,3 \%$). Var för sig förklarade djup 2,2 % av den totala variationen och trålningsintensitet 3,1 %.
- Richness (Margalef d) visade effekt av både trålningsintensitet ($F=15,9$, $p<0,05$) och djup ($F=18,9$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 8,6 \%$). Var för sig förklarade djup 7,6 % av den totala variationen och trålningsintensitet 6,5 %.
- Miljöindikatorn BQI visade effekt av både trålningsintensitet ($F=26,0$, $p<0,05$) och djup ($F=19,9$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 11,1\%$). Var för sig förklarade djup 10,0 % av den totala variationen och trålningsintensitet 8,0 % (Fig. 13.3.1.4).
- För total biomassa fanns inget samband varken med Djup eller Trålningsintensitet.

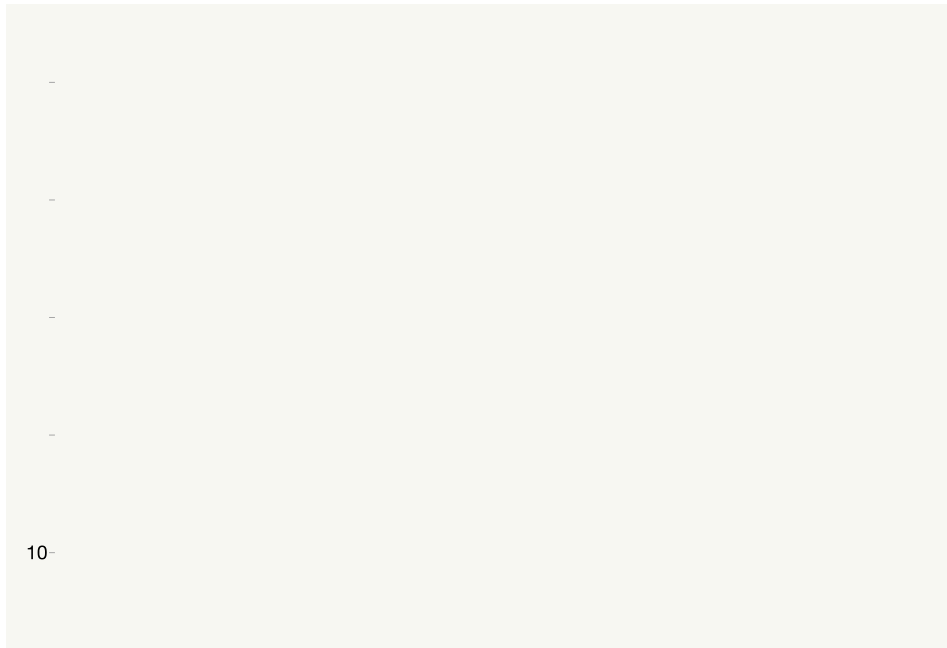


Fig. 13.3.1.4. Lådidiagram med kvartiler och median för antal arter (blå) och index för vattenkvalitet BQI beräknat enligt Leonardsson et al. 2016 (grön) i förhållande till trålningsintensitet indelat i kvartiler på x axeln.

13.3.2 Effekter på mjukbottenfaunan av att trålning upphör i det fiskefria området

Effektiviteten av skyddet undersöktes genom att stationer i det område som stängdes för fiske jämfördes över tid med fortsatt trålade stationer utanför området. Gränsen för definition av trålade stationer sattes till att vara större än medianen ($>6,7$) av trålningsintensiteten mätt över 32 månader och alla undersökta stationer. Endast stationer med trålningsintensitet över medianvärdet år 2009 användes sedan i den experimentella analysen av hur trålningsintensiteten minskade i det område som stängdes för fiske. Figur 13.3.2.1 visar hur trålningsintensiteten minskar succesivt mot nära noll för stationer i området som stängdes för fiske 2009 medan stationer i kontrollområdet utanför området hade bibehållen. Att trålningsintensiteten de första åren inte minskade till noll beror huvudsakligen på att den beräknats som ackumulerad summa av trålning under 32 månader fram till dagen för bottenfaunaprovtagning vilket således innebär hänsynstagande till att trålning som förekom innan förbudet trädde i kraft 2009. En succesiv minskning av trålningsintensiteten är därmed att förvänta vilken borde nått noll för år 2011. Att viss trålningsintensitet har verkar ha förekommit kan bero antingen på lagöverträdelse eller att ett fiskefartyg passerat provtagningsstationen i låg fart och därför metodologiskt klassats som aktivt då trålningsaktivitet definieras utifrån fartintervall från VMS övervakningen.

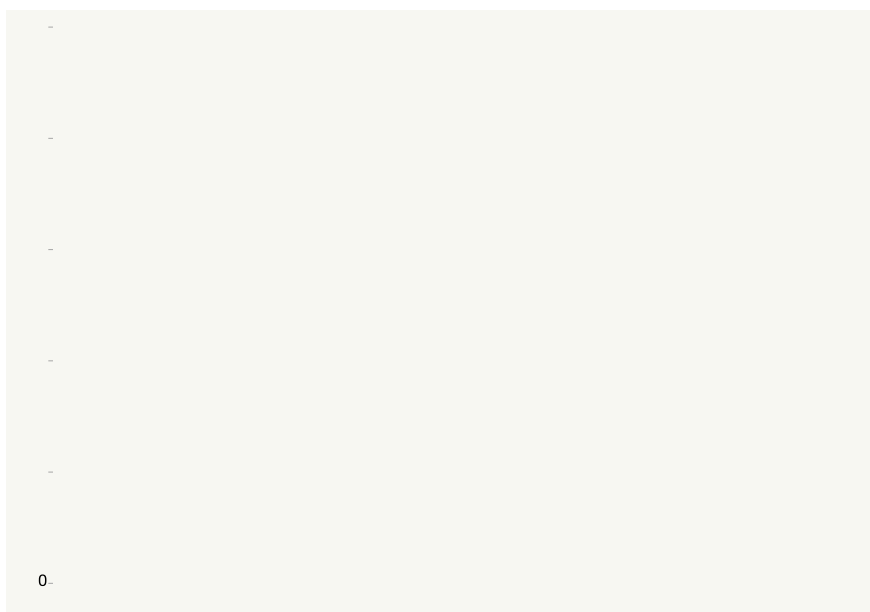


Fig. 13.3.2.1. Låddiagram med kvartiler och median för trålningsintensitet (svept area kvot) inom en radie av 250 m summerat över 32 månader bakåt i tiden från den dag området provtagits med bottenhugg. Grönt är referensstationer som fortsatt trålas och rött är stationer inom området som stängdes för fiske 1 januari 2009.

Analys av artsammansättning med multivariata metoder

Analysen av eventuella förändringar efter att bottentrålning förbjöds utgår från att undersöka om det finns en skillnad i utvecklingen över tid i mellan det stängda och de fortsatta trålade områdena. Analysen bygger på att identifiera en statistisk interaktion mellan faktorn Område dvs. det trålade området jämfört med området som stängdes, och faktorn År dvs. skillnad i utvecklingen över tid i de områdena. Analyser som redovisas statistiskt är baserade på abundans. Motsvarande analyser gjordes också för biomassa vilket gav samma resultat om inget annat anges. Signifikanta skillnader återfanns för faktorerna Område ($F_{1,56}=4,00$, $p<0,05$) och År ($F_{3,56}=2,34$, $p<0,05$) men inte för den eftersökta interaktionen mellan dessa faktorer ($F_{3,56}=0,83$, $p>0,05$). Den övergripande multivariata analysen av arternas utveckling kunde alltså inte urskilja någon interaktion över tid, det vill säga förändringen i artsammansättning sedan stängningen skiljer sig inte mellan det stängda och det trålade området. Analysen för icke homogen multivariat spridning (PERMDISP) visade signifikanta avvikelser för faktorn Trålningensintensitet ($F_{1,62}=8,26$, $p<0,05$) avseende abundans men inte för biomassa ($F_{1,62}=2,86$, $p>0,05$). Signifikant avvikelse indikerar att resultatet från den övergripande analysen kan vara svårtolkade då risken ökar för att signifikans uppstår till följd av icke homogen spridning istället för skillnad i artsammansättning. Parvisa jämförelser antyder en interaktion mellan År och Trålningensintensitet eftersom de ingående arterna förändrades över tid inom det stängda området mellan år 2010-2011 för abundansen, och mellan åren 2010-2011 och 2010-2014 ($p<0,05$) för biomassan. I det fortsatt trålade området var faunasammansättningen inte skild mellan några parvisa år ($p>0,05$).

Effekter på enskilda arter

De arter som svarade på analysen av gradienten i trålning i avsnitt 13.3.1. (se Tabell 13.3.1.1 ovan) analyserades var för sig med en två - faktors variansanalys (ANOVA, Område * År) för motsvarande hypotestestning av effekt av det fiskefria området som i den multivariata analysen. Ingen art visade på förändring som kunde kopplas till en signifikant interaktion mellan område och år.

Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer

De sammanfattande variablerna total abundans, biomassa samt indikatorer för Richness (Margalef d), diversitet (Shannon H') och Benthic Quality Index (BQI) analyserades var för sig med 2 faktors ANOVA för motsvarande hypotestestning av effekt av det fiskefria området som i den multivariata analysen. Ingen av dessa variabler visade på förändring som kunde kopplas till en signifikant interaktion mellan område och år.

13.4 Diskussion

Vi har jämfört olika grader av trålningsintensitet i Kattegatt och hur denna störning korrelerar med mjukbottenfaunans struktur. I undersökningen har vi på förhand lagt ut stationer för att täcka in en känd gradient i trålningsintensitet och det stängda området har också medfört att det ingår stationer som tidigare trålats men där trålningsaktiviteten kraftigt har minskat eller förvunnit helt sedan 2009 till följd av fiskeförbudet. Vi har använt detaljerad information om trålningsintensiteten i tid och rum i och nya analysmetoder baserade på satellitpositionering av fiskefartyg (VMS) och yrkesfiskets loggböcker. Analyserna visar tydligt på förändringar i bottenfaunans artsammansättning, täthet av individer (total abundans), antal arter, diversitets- och miljöindex (BQI). Både trålningsintensitet och djup bidrar som prediktorer till förklaringsmodellerna för bottenfaunans variation och 3 – 12 % av den totala variationen förklaras. Den del av djursamhället som vi undersökt är känslig för förändringar i näringsväven och en viktig födoresurs för havskräfta och flera fiskarter. Studien är alltså avgränsad till att omfatta den del av faunan som lever i och på lerbottnar som bottentrålas i Kattegatt och kan samlas in kvantitativt med bottenhuggare. Större arter som lever på eller sticker upp ur sedimentbottnarna kan vara mer känsliga för direkt fysisk påverkan av trålning, t.ex. stora piprensare, havskräftor och cylinderrosor men omfattas alltså inte av studien och kräver andra insamlingsmetoder.

Bottentrålningens intensitet samvarierar ofta med djupet i kustnära områden, och djupet i sig är en viktig strukturerande faktor för bottenfaunan (Leonardsson et al. 2016). Effekter av trålning på bottenfaunan är således svår att skilja också från effekten av andra faktorer. Vår studie av bottenfaunans struktur dras med motsvarande problematik. En viktig skillnad jämfört med flertalet undersökningar av trålningsgradienter, är emellertid att vi i denna undersökning på förhand har stratifierat undersökningsområdet och lagt ut stationer för att täcka in en känd gradient i trålningsintensitet. Det stängda området har också medfört att det *de facto* inkluderas referensområden som tidigare trålats men där trålningen har minskat sedan 2009 till följd av fiskeförbudet. Vi har också använt oss av betydligt mer detaljerad information om trålningsintensiteten i tid och rum i och med att vi använt nya analysmetoder och haft tillgång till högupplöst information. I analyserna har vi också tagit hänsyn till djupet då denna variabel visats förklara största delen av variationen när den analyserats tillsammans med andra variabler som salthalt och sedimentstruktur, vilka också vanligen samvarierar med djup i Kattegatt (Leonardsson et al. 2016). De korrelationer vi ser i form av förändringar i bottenfaunans artsammansättning, täthet av individer (total abundans), antal arter, diversitet, Richness och miljöindex

(BQI) utefter gradienten i bottentrålning och djup är statistiskt signifikanta men påverkan från andra, ej undersökta miljövariabler kan dock aldrig helt uteslutas i observationsstudier.

Många studier av trålningspåverkan är baserade på jämförelser av områden med olika trålningsintensitet. Dessa typer av undersökningar kan kritiseras då det dels är svårt att identifiera jämförbara områden med samma habitat med låg och hög trålningsintensitet och dels för att andra variabler i miljön också påverkar men aldrig fullt kan kontrolleras för i s.k. observationsstudier (Lökkeborg 2005). En nyligen genomförd studie av Pommer et al. (2016) i Kattegatt visar att i stort sett alla bottnar på de djup som trålades (>22m) var trålade och att det följaktligen inte finns uppenbara referensområden. Pommer et al (2016) fann dock en gradient i förekomst av ett antal känsliga arter definierade utifrån mer eller mindre kända egenskaper som korrelerade negativt med den trålningsgradient de identifierat. Denna gradient överensstämmer med resultat från vår studie där djupet som strukturerande faktor tagits hänsyn till endast för en av de tio identifierade känsliga arterna nämligen *Edwardsia* sp. För en av dom dominerande arterna som identifierats som känslig, ormstjärnan *Amphiura chiajei* ger vår studie motsatt resultat då den tenderar att antingen gynnas av ökad trålningsintensitet alternativt inte påverkas av trålningen eftersom den korrelerar lika bra mot djupgradienten. Jämförelsen mellan dessa två studier belyser dels på vikten av att kunna identifiera en tydlig gradient i trålning med god upplösning, dels på svårigheter som finns med att ranka olika arters känslighet för störningar baserat på egenskaper s.k. trait analysis. I vissa fall är arternas egenskaper inte undersökta utan beskrivs genom s.k. fuzzy coding (se t.ex. Bolam et al. 2014) där bästa tillgängliga kunskap används vilken ofta baseras på gissningar utifrån kunskap från nära besläktade eller på andras sätt liknande arter.

Vår studie identifierar ett antal arter där korrelationen med bottentrålningens intensitet är mer tydlig (tabell 13.3.1.1 och 13.3.1.2). Av dessa arter visar de flesta på en negativ korrelation, dvs. att de minskar i förhållande till en ökad bottentrålning. Noterbart är att fletalet av dessa arter är små kräftdjur, särskilt amphipoder. Dessa är troligen särskilt känsliga p.g.a. att de bär sina ägg på ryggen tills de kläcks och därmed har begränsad spridningsförmåga. En av de arter som minskar är den rörbyggande amphipoden *Haploops tenuis* som är rödlistad i kategorin sårbar (VU). *H. tenuis* var i början av 1900-talet en dominerande art på stora områden i Kattegatt men återfinns idag oftast som enstaka individer (Göransson 1999; 2002). En annan art som förekommer på OSPAR:s lista över hotade arter och habitat⁴ är islandsmusslan *Arctica islandica*. Denna art är storvuxen och direkt känslig för att fångas i fiske-

⁴ <http://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats>

redskap. Den är också mycket långlivad, upp till 500 år (Butler et al. 2013), långsamt växande och därmed mycket känslig för tas som bifångst eller skadas mekaniskt i fiskeredskap (Klein & Witbaard, 1995; Piet et al., 1998). OSPAR listar också habitatet "Seapen and burrowing megafauna" som hotat och minskande. Detta habitat överensstämmer med de mjuka botten där havskräftfisket i Kattegatt bedrivs och där det också finns sjöpenor. Vår studie visar att fjädersjöpennan *Pennatula phosphorea* visar negativ korrelation med ökad trålningsintensitet. Detta styrks av resultat från de inventeringar som länsstyrelsen i Skåne län genomfört i sydöstra Kattegatt med observationer av höga tätheter *P. phosphorea* inom det fiskefria området jämfört med kringliggande områden (Göransson et al. 2014).

Ett antal arter visar också på en möjlig ökning utefter gradienten i trålningsintensitet, bl.a. den dominerande ormstjärnan *A. chiajei* och musslan *Abra nitida*. Detta kan vara en respons till avtagande predation från arter som fångas i bottentrålfisket då båda arterna är viktig födoresurs för framförallt olika plattfiskarter men också torsk och havskräfta (Baden et al. 1990; Pihl 1994).

BQI är ett index som idag används för att bedöma miljötillståndet för marina sedimentbotten. Vår studie visar att BQI också påverkas av trålningsintensitet vilket tidigare inte kunnat studeras pga. av avsaknad av information om bottentrålningen (Leonardsson et al. 2015; 2016). Detta kan ha betydelse för bedömningar av ekologisk status och arbetet med Havsmiljöförordningen och klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2012:18, HVMFS 2013:19).

I denna undersökning kan vi inte finna några tydliga effekter på att bottenfaunan förändras efter att fiskeförbudet införs och trålningsintensiteten minskar. Parvisa jämförelser mellan år i den multivariata analysen för abundans av arter antyder att det kan ha skett förändringar inom det stängda området. De flesta experimentella studier av effekter av bottentrålning på mjukbottenfauna är korttidsförsök och påverkansstudier utformade för att följa förändringar efter att experimentell trålning genomförts. Studier av återhämtning där trålning upphört är ovanliga. En metastudie av Kaiser et al. (2006) uppskattade återhämtningstider för olika habitat påverkade av mobila fiskeredskap. Habitat motsvarande denna undersökning, dvs. djupare lerbotten som inte påverkas av vågenergi och som fiskades med bottentrål hade återhämtningstider på skalan år-flera år. En möjlig förklaring till att det inte kan detekteras några förändringar i vår studie kan alltså vara att en eventuell återhämtning/återgång till av bottentrålning opåverkade mjukbottenfaunasamhällen sker över längre tid än vad vi haft möjlighet att analysera dvs. från 2009 - 2014. Det relativa bidraget till förklaringsmodellerna av mjukbottenfaunans artsammansättning, antal arter, abundans m.m. som korrelerar med trålningsintensitet över den studerade gradienten var också litet, vilket bidrar till att det är svårt att detektera förändringar över tid i det stängda området när trålningen upphör. En alternativ förklaring är också att trålningen i det stängda området inte minskat i den omfattning

som vi kan avläsa från VMS och loggböcker om efterlevnaden av regleringen varit dålig, t.ex. av mindre fartyg som inte har VMS. Detta var fallet under de första åren (2009-2010) då överträdelser konstaterades i fiskeförbudsområdet (Sköld et al. 2012), men efterlevnaden bedöms ha förbättrats över tid då kontrollen har skärpts från myndigheterna främst genom att även mindre fartyg (\Rightarrow 12 m) sedan 2012 övervakas med VMS.

Konklusion

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. Indikatorer för biologisk mångfald visar också en tydlig minskning utefter gradienten liksom miljöindexet BQI som används för bedömning inom ramdirektivet för vatten. I sammandrag är detta viktig baskunskap för att kunna verifiera, bedöma och vidareutveckla metoder för att följa upp God ekologisk status (GES) med avseende på särskilt temaområdena Biologisk mångfald och Havsbottens integritet enligt Havsmiljödirektivet. En fortsatt uppföljning av effekterna av det fiskefria området vore mycket värdefullt då få liknande och långsiktiga studier av återhämtning av mjukbottenfauna i områden där bottentrålning reglerats har genomförts. Det är också viktigt för den fortsatta kunskapsuppbyggnaden att det finns långsiktigt ostörda referensområden så att påverkan från bottentrålning kan studeras i jämförbara livsmiljöer.

13.5 Tillkännagivanden

Tack till Katja Norén, Alfred Sandström och Andreas Wikström för granskning och synpunkter på denna rapport. Provtagningarna har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten och Länsstyrelsen i Hallands län. Utvecklingsarbetet med kartläggning och analys av trålningens intensitet har finansierats av EU:s 7e ramprogram projekt BENTHIS (kontrakt 312088). Uppdraget att redovisa effekter av Fiskefria områden har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten.

13.6 Referenser

- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32e46.
- Anderson, M.J., 2005. PERMANOVA: a FORTRAN Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Baden, S.P., Loo, L.O., Pihl, L. & Rosenberg, R. 1990a. Effects of Eutrophication on benthic communities including fish - Swedish west coast. *Ambio* 19, 113-122.
- Bolam SG, Coggan RC, Eggleton J, Diesing M, Stephens D. 2014. Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait approach. *Journal of Sea Research*, 85: 162-177.
- Butler, P.G., Wanamaker Jr, A.D., Scourse, J.D., Richardson, C.A., Reynolds, D.J. 2013. Variability of marine climate on the North Icelandic Shelf in a 1357-year proxy archive based on growth increments in the bivalve *Arctica islandica*. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 373: 141-151.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69: 785–798.
- van Denderen P.D., van Kooten T., Rijnsdorp, A.D. 2013 When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proc. R. Soc. B.* 280: 20131883
- van Denderen, P.D., Hintzen, N.T., Rijnsdorp, A.D., Ruurdij, P., van Kooten, T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 216–1226.
- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D., 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.
- Eigaard, O.R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G.E., Hintzen, N.T., Laffargue, P., Mortensen, L.O., Nielsen, J.R., Nilsson, H.C. O'Neill, F.G. Polet, H., Reid, D. G. Sala, A. Sköld, M., Smith, C., Sørensen, T. K., Tully, O., Zengin, M., Rijnsdorp A. D. 2015. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*; doi:10.1093/icesjms/fsv099E
- Fosså, J. H., Mortensen, P. B. & Furevik, D. M. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia*, 471(1-3), 1-12.
- Greathead, C.F., Donnan, D.W., Mair, J.M., Saunders, G.R. 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis*: distribution and conservation issues in Scottish waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 87: 1095–1103.
- Göransson, P. 1999. Det långa och det korta perspektivet i södra Kattegatt - bottendjurens berättelse från två provpunkter. *Fauna och Flora* 94:3, 125-138.
- Göransson, P. 2002. Petersen's benthic macrofauna stations revisited in the Öresund area (southern Sweden) and species composition in the 1990s - signs of decreased biological variation. *Sarsia* 87:263-280.
- Göransson P., Emanuelsson A. & Lundqvist M. (2014) Kartering av bottenfaunan i sydöstra Kattegatt 2014.

- http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/Skanes_havsomraden/Lansstyrelsen_Skane_2015_Bottenkartering_Katte-gatt.pdf
- Hiddink, J.G., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Cendrier, M., Bowyer, R., Kaiser, M.J., 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. *Journal of Applied Ecology*. doi: 10.1111/1365-2664.12697.
- HVMFS 2012:18. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-havsforvaltning/god-miljostatus-samt-miljokvalitetsnormer-med-indikatorer-for-nordsjon-och-ostersjon-hvmfs-201218.html>
- HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201319.html>
- Jørgensen, L. L., Planque, B., Thangstad, T. H., and Certain, G. 2016. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 73 (suppl. 1): i84–i97. doi: 10.1093/icesjms/fsv107.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 311: 1–14.
- Klein, R. & Whitbaard, R. (1995). Long-term trends in the effects of beam trawl fishery on the shells of *Arctica islandica*. NIOZ Rapport 1995-3.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive - examples from Swedish waters. *Mar. Pollut. Bull.* 59, 1286-1296. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.007.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M., Magnusson, Wikström, A., M., Rosenberg, R. 2015. Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 94–102. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.010.
- Leonardsson, K., Blomqvist, 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.
- Løkkeborg, S. 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. Fisheries Technical Paper No. 472. FAO, Rome. 58 pp.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance based redundancy analysis. *Ecol. Lett.* 82, 290e297.
- Pihl, L. 1994. Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 321–336.
- Pommer, C.D., Olesen, M., Hansen, J.L.S. 2016. Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom communities in the Kattegat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 548: 47–60.
- Sköld, M, M. Vinther et al. 2012. Evaluation of closed areas in Kattegat to promote the rebuilding of the cod stock. Report to Swedish Ministry for Rural Affairs and the Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries June 2012. Appendix 10 http://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/pm-rapporter/summary_evaluation_of_closed_areas_in_kattegat.pdf

