



Marina miljön i 8+fjordar

– nuvarande kunskap om ekosystemet och de mänskliga belastningarna

Peter Thor, Karin Olsson, Håkan Wennhage, Karl Lundström, Mattias Sköld,

Andrea Belgrano, Matti Åhlund, Jan Uddén, Maciej Tomczak, Kerstin Magnusson

Marina miljön i 8+fjordar – nuvarande kunskap om ekosystemet och de mänskliga belastningarna

The marine environment in the 8+fjords – present knowledge on the ecosystem and human pressures

Peter Thor	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Karin Olsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Håkan Wennhage	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Karl Lundström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Mattias Sköld	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Andrea Belgrano	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Matti Åhlund	Naturcentrum AB
Jan Uddén	Bohusläns Museum
Maciej Tomczak	Stockholms universitet (SU), Östersjöcentrum
Kerstin Magnusson	Magnusson Marin Miljö

Rapportens innehåll har granskats av:

Andreas Bryhn, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Johanna Bergman, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 01007-21 (SLU-ID: xxxxx)

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2023
Utgivningsort:	Lysekil
Illustrationer:	Fraktskepp i Havstensfjorden. Foto: Peter Thor
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2023:xx
ISBN:	xxxxx (elektronisk version)
DOI:	https://doi.org/10.xxxx/xxxxx
Nyckelord:	Marin miljö, ekosystem, mänskliga belastningar, fiske, föroreningar, närsaltsbelastning
Rekommenderad citering:	Thor, P., Olsson, K., Wennhage, H., Lundström, K., Sköld, M., Belgrano, A., Åhlund, M., Uddén, J., Tomczak, M., Magnusson, K. (2023). Marina miljön i 8+fjordar – nuvarande kunskap om ekosystemet och de mänskliga belastningarna. Aqua reports 2023:XX. Lysekil: Institutionen för akvatiska resurser. Beständig länk

Sammanfattning

8+fjordar-området är topografiskt väldigt varierande. Vattenutbytet är ganska långsamt och tillförseln av näringsämnen stor. Största delen av näringsämnen stannar kvar i fjordarna. Mest i Havstens- och Hakefjordar där 40-50 % av den lokala näringstillförseln stannar kvar. Utsläppen från jordbruk och skogsbruk är stora i 8+fjordar-området. T.ex. står dessa för 62 % av kvävetillförseln och 69 % av fosfortillförseln till Byfjorden. Men utsläpp från punktkällor direkt till havet är också betydande (21 % av kvävetillförseln och 19 % av fosfortillförseln till Byfjorden). Man har genom en mängd olika tilltag de senaste decennierna försökt sänka utsläppen av kväve och fosfor och även om koncentrationerna av kväve och fosfor fortsatt är höga har halterna av främst kväve sjunkit i 8+fjordar-området. De stora utsläppen av näringsämnen ökar växtplanktonproduktionen och när denna sjunker till botten och bryts ner av bakterier orsakar det syrebrist och höga koncentrationer av giftigt svavelväte i de djupare delarna av fjordarna. I de grundare delarna av fjordsystemet finns grunda vikar med ålgräsängar, blåmusselbankar och klippkuster med tångskogar. Dessa biotoper har ändrats genom de senaste decennierna med en ökande påväxt av fintrådiga alger.

Den pelagiska miljön (de fria vattenmassorna) är främst påverkad av avrinning av sötvatten från älvar och åar och av inflöde av salthaltigt vatten från Skagerrak genom Marstrandsfjorden och norrut i fjordsystemet. Närsaltkoncentrationen är hög i hela vattenpelaren vilket ses speciellt för nitrat. Detta ger förhöjda klorofyllkoncentrationer även om dessa alltså har minskat betydligt genom de senaste decennierna. 8+fjordar-området har länge haft höga koncentrationer av giftiga dinoflagellater, men de senaste decennierna har giftalgbloomingarna minskat betydligt. De flesta områden uppnår nu minst god ekologisk status med avseende vinterkoncentrationer av totalt kväve med undantag för By-, Havstens-, Askerö- och Älgöfjordar. Status av växtplankton klassas som hög i nästan hela området. 2006 kom den amerikanska kammaneten *Mnemiopsis leidyi* till svenska västkusten. Den är en effektiv predator på djurplankton och kan vissa år minska djurplankton biomassan allvarligt under hösten. Detta kan ha allvarliga konsekvenser för överlevnad av fisk och fisklarver som livnär sig på djurplankton. De allra flesta fiskarter livnär sig på djurplankton i larvstadiet.

Den bentiska miljön innefattar livsmiljön från de djupa mjukbottenarna till tångskogarnas och ålgräsängarnas topp. 8+fjordar-områdets bentiska miljön kännetecknas av klippstränder med hårbottenar beväxta med bland annat snärjtång, blåstång, sågtång, sockertång och fintrådiga alger, där blåmusslor och andra evertebrater lever och i de djupare delarna täckta av fastsittande bentiska evertebrater som t.ex. havsanemoner och havsnejlikor. De djupare sedimentbottenar hyser grävande evertebrater som livnär sig av den biomassa som sjunker ner från

pelagialen. Här dominerar havsborstmasken *Scalibregma inflatum*, slätbukig trådormstjärna och pepparmussla. Bassängerna söderut inklusive Hake- och Askeröfjordar är normalt syresatta under hela året även i sina djupaste delar, medan de djupa delarna av Kalvö-, Borgile-, Koljö- och Byfjordar samt även Havstensfjorden ofta präglas av långvarig syrebrist. I dessa områden försvinner bottenfaunan ofta helt eller befinner sig i någon fas av återkolonisering efter vattenutbyten. Den bentiska miljön hade bättre ekologisk status under 1980- och 90-talet än under det tidigare 2000-talet. De flesta åren därefter visar måttlig status i Hake-, Halse- och Havstensfjordar. I de grunda vikarna har mängden fintrådiga alger ökat betydligt sedan slutet på 1990-talet. Dessa alger bildar påväxt på ålgräs och tång och täta mattor av ruttnande alger på botten vilket försvagar ålgräs och tång och orsakar lokal syrebrist i ängarna. Dessa alger har ökat i biomassa delvist på grund av avsaknad av betande evertebrater (t.ex. märkräftor) som i sin tur har minskat i antal eftersom mesopredatorer som t.ex. strandkrabba och läppfiskar har ökat när deras predatorer, som t.ex. torsk, har fiskats bort. Utbredningen av ålgräs i 8+fjordarområdet har minskat ganska dramatiskt de senaste decennierna, speciellt kring Kungälv och Uddevalla där 80-85% av arean har försvunnit. Status för ålgräs och tång är otillfredsställande eller måttlig i nästan hela 8+fjordarområdet.

Fiskbestånden i 8+fjordarområdet har varit överfiskade i lång tid och liksom i Västerhavets övriga kuststområden är förekomsten av större bottenlevande fisk, främst torskfiskar, mycket reducerad i 8+fjordarområdet. Det fanns ett betydande fiske av torsk, näbbgädda, rödspotta, sill och skarpsill i området på 1960-talet men 2004-2008 hade de flesta fisken kollapsat med undantag av fisket på sill och skarpsill som fortfarande fiskas även om mängden landad sill har minskat betydligt från 2014 till 2021. Av alla fångster av sill och skarpsill fiskades i genomsnitt 14 % av sillen och 87 % av skarpsillen med lysfiske. SLUs undersökningar visar dessvärre inte på någon återhämtning av fiskbestånden under de senaste 20 åren, trots att det riktade fisket efter flera av dessa arter stoppats och det införts ett fiskefritt område i 8+fjordar. Genetiska studier visar dock att det fortfarande finns ett lokalt lekande bestånd av torsk i området och det har observerats bättre rekryteringar i 2016 och 2019. Sportfisket efter havsöring är betydande, men störst är fisket efter makrill både med spö och med dörj. Det finns ingen officiell statistik på landningar men i Fiskeriverkets rapport från 1999 angavs att fritidsfiskets sammanlagda fångster översteg yrkesfiskets för lax och havsöring och vissa arter av plattfisk. Det finns en del vattenbruk i 8+fjordarområdet. Företaget Scanfjord är störst, med blåmusselodlingar i yttre Stigfjorden, Havstensfjorden och Koljöfjorden. En rad andra aktörer har odlingar främst i norra delen av 8+fjordarområdet och företaget Marine Taste odlar sjöpungar nära Stenungsund.

Sjöfåglar är viktiga länkar mellan näringsvävar i havet och på land och de kan vara bra indikatorer på förändringar i de marina ekosystemen. Efter mitten av 1990-talet har ejderpopulationen minskat till hälften och arten är numera (2020) rödlistad

som ”starkt hotad” (EN) i både Sverige och Europa. Strandskatan har minskat med omkring 40 % i Sverige de senaste 30 åren och är sedan 2020 rödlistad som "nära hotad" (NT). Troliga faktorer för dessa två arters minskning är minskad mängd och/eller kvalitet, inklusive vitaminbrist, på bytesdjur, ökad utbredning av syrefria bottenar, klimatförändringar, predation och sjukdom. Stora förändringar har också ägt rum hos många måsfågelbestånd de senaste 20-30 åren. Fisktärna och silltrut (på västkusten) har klarat sig bra, medan övriga måsfåglar minskat så kraftigt att de blivit rödlistade. Bestånden av grågås, kanadagås och vitkindad gås har ökat kraftigt de senaste 30 åren. Tillgången på höst- och vintergröna grödor har ökat genom ändrat jordbruk, samt varmare och snöfriare vintrar, har gynnat gässen. Storskarven var tidigare utdöd i Sverige men under 1980- och 1990-talet spred sig skarven längs den svenska kusten och i 8+fjordar-området etablerades de första kolonier i början av 2000-talet. Det finns ingen regelbunden inventering av storskarv i Sverige men år 2021 räknades 1300 bon i 7 kolonier från Nordre Älvs mynning i söder till Havstensfjord i norr, absoluta majoriteten väster om Orust-Tjörn. I 8+fjordar-området är storskarvens vanligaste byten smörbult och plattfisk, men även andelen torskfisk och sötvattensfisk är betydande.

Knubbsäl, gråsäl och tumlare förekommer i 8+fjordar-området. Knubbsäl och tumlare är de överlägset vanligaste marina däggdjuren medan antalet gråsäl är betydligt färre. Efter att jakten förbjöds och sälarna skyddades, samtidigt som mängden miljögifter minskade, började sälpopulationen längs västkusten återhämta sig under 1980-talet. Knubbsälpopulationen har ökad sedan dess även om virusjukdom (Phocine Distemper Virus, PDV) reducerade antalet betydligt år 1988 och 2002. Under 2010-talets senare hälft uppskattades antalet knubbsäl i Västerhavet till över 20 000 djur. Vid 8+fjordar-området vistas långt de flesta säl på utsidan Orust och Tjörn med mycket färre säl i själva 8+fjordar-området. Antalet räknade knubbsäl varierade över året i 8+fjordar-området med i genomsnitt 40 säl under vintern, 5 säl under sommaren och 10 säl under hösten. Prover insamlade 2015-2016 visade att knubbsälens födoval är helt dominerad av plattfisk (viktandel >70 %) följt av sill, rötsimpa och vitling.

Miljögifter finns i stora koncentrationer i vissa delar av 8+fjordar-området, främst i Byfjorden där föroreningar från hamnen har varit stora och kring Stenungsund där utsläpp från den petrokemiska industrin dominerar. Men inom 8+fjordar-området finns även ett stort antal mindre båtvarv och marinor som genom åren har bidragit till giftiga utsläpp främst från båtbottnfärg. I Byfjorden har bottensedimenten höga eller mycket höga koncentrationer av olja, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och PCB. Där är koncentrationerna av TBT, som tidigare användes i båtbottnfärg, och dess två nerbrytningsprodukter DBT och MBT mycket höga. Flera metaller så som zink, kadmium, koppar och nickel finns också i höga koncentrationer. Kvicksilver- och PBDE-halten i blåmusslor överskrider Vattendirektivets gränsvärde för fisk. Dessa föroreningar finns också i

Havstensfjorden och Halsefjorden men till en mindre grad. Kring Stenungsund är bottensedimentens halter av hexaklorbensen (HCB) höga eller mycket höga men dessa avspeglas dock inte i förhöjda HCB-halter i blåmusslor från samma område. Halterna av DBT och MBT är också höga här, medan halterna av TBT inte är förhöjda. Kopparhalten i sediment från Stenungsundsområdet är förhöjda och på en lokal är de långt över Vattendirektivets gränsvärde. Även koncentrationen av PBDE i blåmussla överstiger vattendirektivets gränsvärde. Blåstång från en lokal vid nordvästra Stenungsön har höga eller mycket höga koncentrationer av kadmium, arsenik och koppar. I syrefria bottenar förekommer ingen omblandning av sedimentet av infauna såsom havsborstmaskar vilket gör att lagrade ämnen inte i så hög utsträckning frigörs till vattnet och miljögifter koncentreras som mest i dessa områden. Nedbrytningshastigheten av organiska miljögifter är också betydligt långsammare i en syrefattig miljö än i en syrerik och det kan ta många decennier att bryta ned gifterna. Om syrefria bottenar innehållande miljögifter åter syresätts och omblandningen sätts igång, är det därför risk för kontaminering av kringliggande vatten. Mikroplast som härstammar från den lokala plastindustrin finns i större mängder i bottensedimenten kring Stenungsund. En studie viste att minst 3 miljoner och i värsta fall 36 miljoner PE pellets större än 2 mm, motsvarande 73-730 kg, släpps ut via Stenunge å årligen. När mindre fraktioner ner till 300 µm inkluderades i mätningarna var det totala partikelantalet hundrafaldigt högre. Dessa partiklar har direkt effekt på djur och växter i fjorden. Elfiskeundersökningar visade att 62 % av öring fångade i Stenunge å hade plastpartiklar i magen.

Flera invasiva arter har etablerat sig i 8+fjordar-området de senaste decennier. Den amerikanska kammaneten *Mnemiopsis leidyi* finns i stora mängder sensommar och höst under vissa år. Under år med dessa maneter kan de äta upp största delen av djurplanktonbiomassan vilket skapar problem för fisklarver som livnär sig på detta plankton. Stillahavsostronet eller det japanska jätteostronet har observerats på stränder i hela 8+fjordar-området. Dessa ostroter kan tränga undan blåmussla när det bildas stora ostroterbankar och de europeiska ostroterna kan smittas av nya typer av parasiter. Ostroterns skal är också vassa och kan orsaka skador på människor som går på botten i grunda områden.

Mellan 20 och 40 % av 8+fjordar-områdets kustlinje är bebyggd inom 100 meters avstånd till vattenlinjen. I Kungälv och på Tjörn och Orust har bebyggd kustlinje fördubblats på bara 10 år trots förbud mot uppförande av nya byggnader närmre än 100 meter från strandlinjen enligt strandskyddslagstiftningen. 20-25 % av kusten i dessa kommuner är nu bebyggd. Friluftslivet till sjöss har också ökat kraftigt under senare år. Intervjuundersökningar visar att det under 2004 uppskattningsvis fanns totalt 26 600 båtar på svenska västkusten men att antalet har fyrdubblats fram till 2010. Denna ökning av mänsklig närvaro stör på många olika sätt. Pirar eller bryggor kan störa djurs naturliga migrationsrutter längs kusten,

speciellt i topografiskt komplexa områden som 8+fjordar-området och större strukturer som t.ex. brofästen eller bortsprängningar och utgrävningar kan ändra vattenströmningarna, vilket i 8+fjordar-området kan ha extra stor effekt eftersom vattenutbytet är naturligt långsamt. Fåglar störs kraftigt av snabbgående båtar. Många fåglar undviker ofta platser med mycket trafik under ruggningen och på rast- och övervintringslokaler kan störningar från båtar leda till att de oftare tar till flykt med energiförluster som följd.

Marint skräp är ett särskilt stort problem i Bohuslän där stora mängder makroskräp driver i land på grund av havsströmmarna (Jutska strömmen). Detta är faktiskt ett av Europas mest nedskräpade marina områden. 96 % av det marina skräpet längs stränderna i Bohuslän utgörs av plastartiklar, och det vanligaste är snören och linor som till allra största del kommer från fisket. Effekter av skräp på det marina djurlivet är väldokumenterade, t ex insnärjning av marina djur och intag av skräpföremål av fåglar, fiskar och evertebrater. Förlorade tinor, garn och ryssjor utgör också en betydande del av skräpet. Efter intervjuundersökningar uppskattades antalet förlorade hummertinor till 3900 per år på västkusten bara från fritidsfisket. Förlorade fiskredskap fiskar vidare och studier har visat att så mycket som 163 800 humrar och krabbtaskor fångas per år på västkusten i detta spökfiske.

Klimatförändringarna leder till att haven runt Sverige blir allt varmare, att kustnära vatten utsötas när nederbörden ändras och att haven försuras när ökade mängder koldioxid tas upp i havet. Varmare vatten tar upp mer plats så havsnivån stiger med stigande temperatur och detta förvärras när polarnas fastlandsisar smälter. I 8+fjordar-området ökar ytvattentemperaturen fyra gånger så snabbt som den globala medeluppvärmningen och enligt SMHI har temperaturen ökat med 3,5 °C sedan 1960. Salthalt och skiktning förändras i kustnära miljöer när nederbörden varierar. I svenska kustnära marina miljöer vatten har saliniteten minskat i perioden från 1992 där mätningarna började fram till ca 2010, men under de senare år har den ökat så mycket att den nu är på samma nivå som 1990. En tredjedel av den koldioxid som släpps ut absorberas av världens hav där den bildar kolsyra. Under industrialiseringen har den globala medel-pH minskat från cirka 8,11 till 8,06, en minskning som motsvarar en ökning i surhet med 30 %. Det finns ingen marin övervakning av pH i 8+fjordar-området men data från danska fjordar visar en försurning som är dubbel så snabb som globala medelvärdet. Av alla belastningar relaterade till klimatförändringarna är det temperaturökningen som har störst effekt på djur och växter i havet. Först och främst förflyttar utbredningsområden för djur och växter sig mot norr. Torsken i Skagerrak/Kattegatt föredrar temperaturer som är låga jämfört med de medeltemperaturer de upplever i området i dag och den temperaturökningen vi ser i 8+fjordar minskar därför torskens lekmöjlighet i området. Ålgräs påverkas också av ökande temperaturer och studier visar att en 5 °C ökning minskar ålgräsets skottätheten. Havsförsurning påverkar främst bottenens kalkifierande arter som kräftdjur, mollusker och tagghudingar. Till exempel har det

visat sig att sjöborrelarvers utveckling försämras av även väldigt små minskningar i pH och bottensamhällen påverkas så att båda artdiversiteten och abundansen minskar under försurning.

English abstract

The 8+fjords area is topographically very diverse. The water exchange is quite slow and the input of nutrients from land large. A large fraction of the nutrient runoff is retained in the marine environment, e.g. in Havstensfjord and Hakefjord where 40-50% of the total nutrient input is sequestered within the fjords. The origin is largely agricultural; for example 62% and 69% of the nitrogen and phosphorus input to Byfjorden originates from agriculture and forestry. However, emissions from point sources directly to the sea are also significant (21% of the nitrogen input and 19% of the phosphorus input to Byfjorden). During recent decades, attempts have been made to reduce the emissions of nitrogen and phosphorus, and although the concentrations of both are still comparably high, concentrations of mainly nitrogen have decreased in the 8+fjords area. The high nutrient loads drive high phytoplankton production, and increased bacterial decomposition of dead phytoplankton material on the sea floor causes oxygen deficiency and high concentrations of toxic hydrogen sulphide in the deeper parts of the fjords. The shallower parts of the fjord system is characterised by shallow bays with eelgrass beds, blue mussel banks and rocky coasts with seaweed and kelp. These biotopes have changed significantly over the past decades with an increasing growth of filamentous algae.

The pelagic environment is mainly affected by the fresh water runoff from rivers and streams and an inflow of saline water from the Skagerrak from the south through the Marstrandsfjord. Nutrient concentrations are high throughout the water column, especially for nitrate, and while chlorophyll concentrations have decreased significantly over the past decades, they are still comparably high. The 8+fjords area has long had high concentrations of toxic dinoflagellates, but in recent decades, toxic algal blooms have decreased significantly. Most areas now achieve at least good ecological status with regard to winter concentrations of total nitrogen, with the exception of the Byfjord, the Havstensfjord, the Askeröfjord and the Älgöfjordfjord. The ecological status of phytoplankton is classified as high in almost the entire area. In 2006, the comb jelly *Mnemiopsis leidyi* arrived on the Swedish west coast. It is an effective predator on zooplankton and in some years can seriously reduce the zooplankton biomass during autumn, which entails serious consequences for the survival of fish and fish larvae feeding on zooplankton. The vast majority of fish species feed on zooplankton in the larval stage.

The benthic environment includes the habitat from the deep soft bottoms to the top of the rocky shore kelp forests and the eelgrass beds of the shallow coves. It is characterized by rocky shores overgrown by, among others, sea lace, bladder wrack,

toothed wrack, sugar kelp and fine filamentous algae, where also blue mussels and other invertebrates live. In the deeper parts the rocky bottom is covered by sedentary benthic invertebrates such as sea anemones. The deeper soft bottoms harbour burrowing invertebrates feeding on sinking pelagic material. Here the balloon worm, the brittlestar *Amphiura filiformis* and the bivalve glossy furrow shell dominate. The basins to the south, including the Hakefjord and the Askeröfjord, are normally oxygenated throughout the year even in their deepest parts, while the deep parts of the more northerly fjords (the Kalvöfjord, Borgilefjord, Koljöfjord, Byfjord and Havstensfjord) are often characterized by a long-term lack of oxygen. In these areas, the benthic fauna often disappears completely or is in some phase of recolonization subsequent to major water inflow events. The ecological status of the benthic environment has worsened since the 1980s and 90s. Most recent years show moderate status in the Hakefjord, the Halsefjord and the Havstensfjord. In most shallow bays throughout the 8+fjords area, the amount of filamentous algae has increased significantly since the end of the 1990s. These algae overgrow eelgrass, wrack and kelp and form dense mats of rotting algae on the bottom, which weakens the eelgrass, wrack and kelp and causes local oxygen deficiency in the meadows. Filamentous algae have increased in biomass partly due to the absence of grazing invertebrates (e.g. amphipods) which in turn have decreased in number as mesopredators such as e.g. crab and wrasse have increased when their predators, such as cod, have been overfished. The areal extent of eelgrass in the 8+fjords area has decreased quite dramatically in recent decades, especially around Kungälv and Uddevalla where 80-85% of the area has disappeared. The ecological status of eelgrass and seaweed is unsatisfactory or moderate in almost the entire 8+fjords area.

All commercial fish stocks have been overfished for several decades, and as in most other coastal areas of the North Sea, the presence of large bottom-dwelling fish, mainly codfish, is greatly reduced in the 8+fjords area. A significant fishery for cod, pike, plaice, herring and sprat existed in the area in the 1960s but by 2004-2008, most fisheries had collapsed with the exception of herring and sprat fisheries, which is still fished to a lesser extent. Of all catches of herring and sprat, 14% of the herring and 87% of the sprat were caught by light fishing. Unfortunately, monitoring by SLU do not show any recovery of fish stocks during the last 20 years, despite the moratorium on fishing for several of these species and the initiation of a fishing-free area in the Havstensfjord. However, genetic studies show that there is still a local spawning stock of cod in the area, and somewhat better recruitments have been observed in 2016 and 2019. Sport fishing for sea trout is significant, but the fishing for mackerel with rod and with sinker is larger. There are no official statistics on landings, but the Swedish Fisheries Agency's report from 1999 indicated that the total catches of recreational fishing exceeded those of commercial fishing for salmon and sea trout and certain species of flatfish. There is some

aquaculture in the 8+fjords area. The company Scanfjord is the largest, with blue mussel farms in the outer Stigfjord, the Havstensfjord and the Koljöfjord. A number of other farms exists mainly in the northern part of the 8+fjords area and the company Marine Taste grows ascidians (*Ciona intestinalis*) near Stenungsund.

Seabirds are important links between food webs in the sea and on land and they function as indicators of changes in the marine ecosystems. After the mid-1990s, the common eider population has halved and the species is now (2020) red-listed as "endangered" (EN) in both Sweden and Europe. The eurasian oystercatcher has declined by around 40% in Sweden in the last 30 years and is red-listed as "near threatened" (NT) since 2020. Probable factors for the decline of these two species are reduced quantity and/or quality, including vitamin deficiency, of prey, increased sea floor anoxia, climate change, predation and disease. Many gull populations have also experienced major changes over the past 20-30 years. Common tern and lesser black-backed gull have done well, while other seagulls have declined so sharply that they have been red-listed. The populations of greylag goose, Canada goose and barnacle goose have increased greatly in the last 30 years. Changed agricultural strategies have increased the supply of winter green crops whereas warmer and snow-free winters have benefited the geese. While previously extinct in Sweden, the great cormorant spread along the Swedish coast during the 1980s and 1990s, and in the 8+fjords area the first colonies were established in the early 2000s. There is no regular inventory of great cormorants in Sweden, but in 2021, 1,300 nests were counted in seven colonies from the mouth of Nordre Älv in the south to the Havstensfjord in the north, the absolute majority west of Orust-Tjörn. In the 8+fjords area, the cormorant's most common prey items are flounder and flatfish, but the proportion of codfish and freshwater fish is also significant.

Harbour seals, grey seals and harbour porpoises are often observed in the 8+fjords area. Harbour seals and porpoises are by far the most common marine mammals, while the number of grey seals is considerably fewer. A ban on hunting and decreasing pollution have initiated the recovery of seal population along the west coast during the 1980s. The harbour seal population has increased since then, although a virus disease (phocine distemper virus) reduced the population significantly in 1988 and 2002. During the latter half of the 2010s, the number of harbour seals in the North Sea was estimated at over 20,000 animals. In the 8+fjords area, most seals are found outside Orust and Tjörn, with far fewer seals in the 8+fjords area itself. In the 8+fjords area, counts of harbour seals vary over the year from an average of 40 during winter, 5 during summer and 10 seals during autumn. Samples collected in 2015-2016 showed that the harbour seal's prey is completely dominated by flatfish (>70% by weight), followed by herring, shorthorn sculpin and whiting.

Environmental pollutants are found in large concentrations in certain parts of the 8+fjords area, mainly in the Byfjord where pollution from the harbour has been

extensive and around Stenungsund where emissions from the petrochemical industry dominate. However, within the 8+fjords area there are also a large number of smaller boatyards and marinas, which over the years have contributed to toxic emissions mainly from antifouling paint. In the Byfjord, the bottom sediments have high or very high concentrations of oil, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and PCBs. There, the concentrations of tributyltin (TBT), which was previously used in antifouling paint, and its two breakdown products dibutyltin (DBT) and monobutyltin (MBT) are very high. Several metals such as zinc, cadmium, copper and nickel are also present in high concentrations. Contents of mercury and polybrominated diphenyl ether (PBDE), a flame retardant, in blue mussels exceed the Water Framework Directive's (WFD) allowable limit for fish. These pollutants are also found in the Havstensfjord and the Halsefjord but at lower concentrations. Around Stenungsund, the concentrations of hexachlorobenzene (HCB) are high or very high in bottom sediments, but not in blue mussels from the same area. Concentrations of DBT and MBT are also high here, although TBT concentrations are low. The copper content in sediments from the Stenungsund area is elevated and in one location, they are far above the WFD's allowable limit. The concentration of PBDEs in blue mussels also exceeds the WFD's allowable limit. Bladder wrack collected from a location at the northwest of the Stenung Island had high or very high concentrations of cadmium, arsenic and copper. In oxygen-free sediments, there is no mixing by infauna and stored pollutants are only released to a much lesser extent and hence environmental toxins are concentrated in such areas. The rate of degradation of organic environmental pollutants is also significantly lower in oxygen-poor environment than in oxygen-rich ones, and it the ultimate break down and elimination of pollutants may take many decades. However, if oxygen-free bottoms containing pollutants are re-oxygenated and mixing is started, there is a risk of contamination of surrounding water. Micro-plastics originating from the local plastics industry are found in large quantities in the bottom sediments around Stenungsund. A study showed that at least 3 million and in the worst case 36 million polyethylene pellets larger than 2 mm, corresponding to 73-730 kg, are released via Stenunge creek annually. When smaller fractions down to 300 µm are included, the total number of particles is a hundredfold higher. These particles have a direct effect on animals and plants in the fjord. Electric fishing surveys showed that 62% of trout caught in Stenunge creek had plastic particles in their stomachs.

Several invasive species have established themselves in the 8+fjords area in recent decades. The comb jelly *Mnemiopsis leidyi* is found in large numbers in late summer and fall during some years. During these years, these jellyfish can devour most of the zooplankton biomass, with potential starvation in fish and fish larvae relying on this plankton for prey as a result. The Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) has been observed on beaches throughout the 8+fjords area for a number of years. These oysters can displace the blue mussel when large oyster shoals form and the

European oysters can become infected with new types of parasites from this invasive species. The sharp shells from these oysters can cause injury to people walking on the bottom in shallow areas.

Between 20 and 40% of the 8+fjords area's coastline is built-up within 100 meters of the waterline (including houses, piers and docks). In Kungälv and on Tjörn and Orust, the built-up coastline has doubled in just 10 years despite a ban on the construction of new buildings closer than 100 meters from the shoreline. 20-25% of the coast in these municipalities is now fully exploited. Outdoor life at sea has also increased sharply in recent years. Interview surveys show that while a total of 26,600 boats were estimated for the Swedish west coast in 2004, the number had quadrupled by 2010. This increase in human presence disturbs wild life in many different ways. Piers or jetties may disrupt natural migration routes of fish along the coast, especially in topographically complex areas such as the 8+fjords area, and larger structures such as bridge anchorages or excavations may change water currents, which in the 8+fjords can be especially disruptive due to the naturally slow water exchange. Birds are greatly disturbed by fast-moving boats. Many birds often avoid heavily trafficked areas during moulting, and they take to flight more often on resting and wintering grounds when disturbed with energy losses as a result.

Marine litter is a particularly big problem in Bohuslän, which is one of Europe's most littered marine areas. 96% of the marine litter along the beaches of Bohuslän consists of plastic items, most commonly strings and ropes originating from fishing. Litter is a problem when fish, birds or mammals become entangled or ingest the litter. Lost lobster pods, nets and fyke nets also make up a significant part of the litter. Interview surveys estimated the number of lost lobster pods at 3,900 per year on the west coast from the recreational fishery alone. Lost fishing gear fishes on and studies have shown that as many as 163,800 lobsters and brown crabs are caught per year on the west coast in this ghost fishery.

Climate change increases surface water temperatures, freshens coastal waters when precipitation changes, and acidifies the sea when increased amounts of carbon dioxide are absorbed into the water. Warming water expands causing the sea level to rise and this is exacerbated as the polar ice caps melt. In the 8+fjords area, surface water temperature is increasing four times as fast as average global warming and, according to SMHI, it has increased by 3.5 °C since 1960. In Swedish coastal marine environments, salinity has decreased in the period from 1992, when the measurements began until about 2010, but in recent years it has increased and is now at the same level as in 1990. A third of the anthropogenic carbon dioxide is absorbed of the world's oceans where it forms carbonic acid. The global mean pH has decreased from about 8.11 to 8.06 from the onset of the industrialization, a decrease corresponding to a 30% increase in acidity. There is no marine monitoring of pH in the 8+fjords area but data from Danish fjords shows acidification rates twice as high as the global average. Of all the stresses related to climate change,

warming has the greatest effect on animals and plants in the sea. First of all, distribution areas for animals and plants are moving north. The cod in the Skagerrak/Kattegatt prefer temperatures that are low compared to the average temperatures they experience in the area today and the temperature increase we see in fjords therefore reduces the cod's ability to spawn in the area. Eelgrass is also affected by increasing temperatures and studies show that a 5 °C increase reduces the shoot density of eelgrass. Ocean acidification primarily affects calcifying species such as crustaceans, molluscs and echinoderms. For example, it has been shown that sea urchin larval development is impaired by even very small decreases in pH and benthic communities are affected such that both species diversity and abundance decrease under acidification.

Förord

Denna rapport utgör ett steg i processen mot en ekosystembaserad havsförvaltning i området 8-fjordar, och är ett delresultat inom Havs- och Vattenmyndighetens pilotprojekt ”Ekosystembaserad havsförvaltning 8-fjordar & Bottenhavet 2021-2023” (Dnr 01007-21). SLU Aqua har inom projektet sammanställt aktuellt kunskapsläge för relevanta ekosystemkomponenter och belastningar med syftet att rapporten ska fungera som naturvetenskapligt underlag i den fortsatta pilotprocessen. Där det har varit möjligt har ekosystemkomponenternas status under sista förvaltningscykeln (2016-2021) rapporterats.

Innehållsförteckning

1. Inledning	19
1.1.1. Behov av denna kunskapsöversikt	19
1.1.2. Arbetsprocess	20
1.1.3. 8+fjordar samförvaltning	20
2. Naturförhållanden	23
3. Ekosystemkomponenter	25
3.1. Biotoper	25
3.1.1. Pelagiska miljön	25
3.1.2. Bentiska miljön	31
3.2. Djurliv	42
3.2.1. Djurplankton	42
3.2.2. Bottenlevande evertebrater	44
3.2.3. Fisk	46
3.2.4. Fåglar	62
3.2.5. Marina däggdjur	68
3.3. Ekosystemmodeller och EBHF	72
3.3.1. Födovävar	72
3.3.2. Biodiversitet och ekosystemtjänster	72
3.3.3. Integrerad ekosystemanalys	75
4. Belastningar	76
4.1. Fiske och vattenbruk	76
4.1.1. Fiske	76
4.1.2. Fiskeregleringar och tillsyn	81
4.1.3. Vattenbruk	81
4.2. Miljögifter	82
4.2.1. Sammanfattning av miljögiftssituationen i 8+fjordar-området	84
4.2.2. Pågående övervakningsprogram i 8+fjordar-området	86
4.2.3. Källor till miljöfarliga ämnen	87
4.2.4. Statusklassificering av sediment och gränsvärden	88
4.2.5. Organiska miljögifter	89
4.2.6. Metaller	98

4.2.7.	Mikroplast.....	107
4.2.8.	Fjordarna: punktkällor och miljögiftsdata i samtliga fjordar.....	108
4.3.	Främmande arter	111
4.3.1.	Invasiva arter	112
4.3.2.	Patogena mikroorganismer.....	118
4.4.	Tillförsel av näringsämnen.....	119
4.5.	Störning av arter på grund av mänsklig närvaro	120
4.6.	Antropogent ljud	123
4.7.	Tillförsel av avfall	125
4.7.1.	Spökfiske av förlorade fiskeredskap	126
5.	Klimatförändringar	128
5.1.1.	Uppvärmning.....	128
5.1.2.	Förändringar i salinitet	129
5.1.3.	Havs försurning.....	129
5.1.4.	Effekter av klimatförändringarna.....	130
6.	Referenser	133

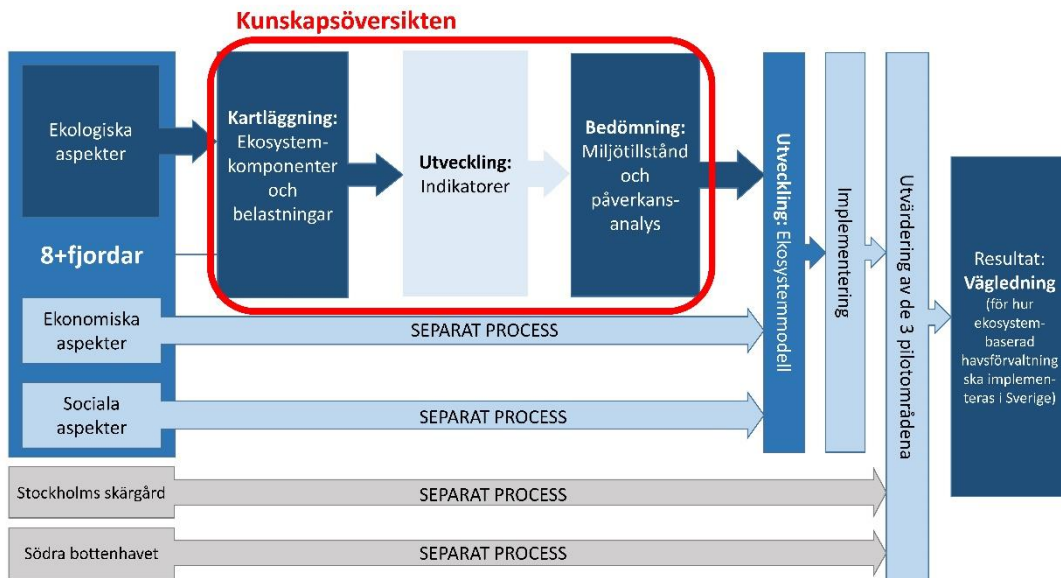
1. Inledning

Denna rapport utgör en del av Havs- och vattenmyndighetens satsning på tre pilotprojekt för att utreda möjligheten att implementera ekosystembaserad havsförvaltning (EBHF) i svenska havsområden. De tre utvalda pilotområdena utgörs av 8+fjordar, Stockholms skärgård samt Södra Bottenhavet. Målsättningen är att utveckla en lokal förvaltningsmodell för varje område som bygger på ekosystemansatsen och som kan fungera pådrivande i ett lokalt/regionalt förändringsarbete. Erfarenheter från alla tre pilotområdena ska vid projektets slut sammanställas i en handbok eller vägledning för att stödja att EBHF kan implementeras i fler områden.

1.1.1. Behov av denna kunskapsöversikt

För att kunna implementera EBHF krävs bland annat en grundlig beskrivning av dominerande ekosystemkomponenter och belastningar i området samt geografiskt anpassade status- och påverkansbedömningar (Figur 1). Dessa ska utgöra basen för definition av målsättningar för förvaltningen och för planering av åtgärder för att uppnå de definierade målen. Havs- och vattenmyndigheten har satt upp ett antal principer som ska vara vägledande i arbetet med ekosystemansatsen, där en av dessa är att förvaltningsbeslut ska vila på vetenskaplig grund (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Dessutom ska försiktighetsprincipen tillämpas. Denna säger att om en viss åtgärd kan utgöra fara för allmänheten eller miljön och om det inte finns tillräckligt med tillförlitliga data eller annan information att tillgå, bör åtgärden inte genomföras. Innan några status- och påverkansbedömningar kan göras krävs därför grundläggande förståelse för ekologin i området och kännedom om det nuvarande kunskapsläget. Detta behov är bakgrund till att denna kunskapsöversikt ställts samman. Figur 1 visar schematiskt kunskapsöversiktens plats i det större arbetet med implementeringen av EBHF. Kunskapsöversikten innehåller båda en övergripande beskrivning av ekologin i 8+fjordar-området och en beskrivning av status av befintliga ekologiska indikatorer för många ekosystemkomponenter och belastningar. Vi har därför bedömt att det inte finns ett behov av en övergripande utveckling av statusindikatorer och har försökt att beskriva status så grundligt som möjligt för de komponenter eller belastningar där indikatorer är frånvarande.

EBHF ska vara anpassad till ekosystemens områdesspecifika egenskaper samt de kulturella och socioekonomiska förutsättningarna i området. De tre hållbarhets-



Figur 1. Kunskapsöversiktens plats i arbetet med implementeringen av ekosystembaserad havsförvaltning i 8+fjordar.

dimensionerna (ekologiska, ekonomiska och sociala) är alla viktiga inom pilotprojektet men hanteras separat i detta första skede av arbetsprocessen. Denna kunskapsöversikt omfattar därför enbart den ekologiska dimensionen på området 8+fjordar. Rapporten är delad in i två huvudavsnitt, ett om ekosystemkomponenter och ett om belastningar. Såväl ekosystemkomponenter som belastningar är beskrivna enligt EU:s vattendirektiv med ambitionen att synkronisera arbetet mot både detta direktiv och havsmiljödirektivet.

1.1.2. Arbetsprocess

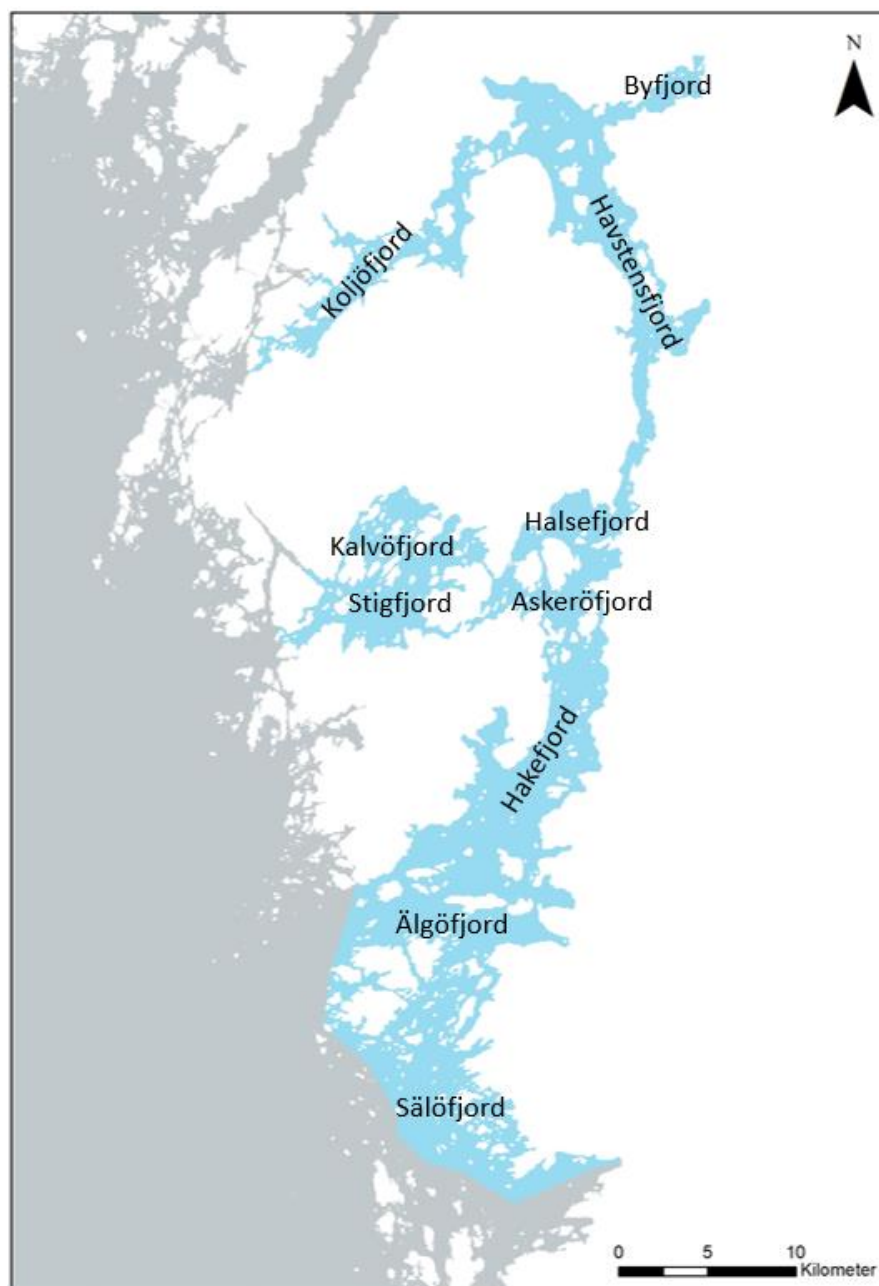
En viktig aspekt av EBHF är ett fördjupat deltagande av områdesspecifika intressenter. Gemensamma mål för att uppnå god ekologisk status (GES) ska sättas i dialog med relevanta intressenter och aktörer, och dessa har därför erbjudits olika möjligheter att påverka och till viss del styra innehållet i denna kunskapsöversikt. Frågeställningar har samlats in från 8+fjordars styrgrupp, miljögrupp, fiskegrupp samt vid storgruppsmöten öppna för allmänheten. De ämnen/synpunkter/förslag som kommit in men som inte kunnat tas om hand i denna naturvetenskapliga text hanteras i andra sammanhang inom projektet ekosystembaserad havsförvaltning, t.ex. i de praktiska arbetsgrupperna.

1.1.3. 8+fjordar samförvaltning

8+fjordar är ett samarbetsprojekt mellan fem kommuner, organisationer, företag, privatpersoner och ideella föreningar. De fem ingående kommunerna är Stenungsund, Kungälv, Tjörn, Orust och Uddevalla. Projektet samarbetar framförallt inom tre teman; fiske, miljö och företagsamhet med marin anknytning.

Projektet 8+fjordar har sin bakgrund i den oro som uppstod i samhället när flera fiskbestånd i fjordarna mellan och innanför öarna Tjörn och Orust i Bohuslän minskade kraftigt till följd av överfiske. Kustkommunerna kontaktades av privatpersoner och företag som inte var nöjda med tillståndet och bekymrade över framtiden. Detta ledde till att samarbetsprojektet ”8-fjordar” startades 1999. Området utökades senare för att omfatta hela kustområdet från Nordre Älv till Uddevalla (Figur 2), och 2008 grundades det nya projektet med namnet ”8+fjordar”. Ledstjärnan i arbetet är det nationella miljömålet ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”.

På 2000-talet fick kommunerna ett ”LONA”-bidrag (stöd till lokala naturvårdsprojekt) för att ta fram ett kunskapsunderlag och rapporten ”8Fjordar – Natur-fiske-



Figur 2. Havsområden i 8+fjordar.

miljö – en kunskapsöversikt” som blev klar 2006 (8-Fjordar 2006). Det har nu gått över 15 år sedan den sammanställningen gjordes, 8+fjordar har utökats till ytan och belastningar från t.ex. klimatförändringar har blivit än mer påtagliga och behöver inkluderas. Detta gör att det nu finns behov av att ta fram en uppdaterad kunskapsöversikt.

I en tidigare analys värderades 8+fjordars förvaltning mot 15 principer för en ekosystemstyrd fiskeriförvaltning (ecosystem approach to fisheries, EAF) (Bryhn *et al.* 2016). Man konkluderade att de flesta av dessa förvaltningsprinciper redan är implementerad i 8+fjordar (utan att man i förvaltningen var varse om det!), men att det fortfarande inte finns passande ekologiska, sociala och ekonomiska bedömningar för en långsiktig EBHF. Denna kunskapssammanställning är ett första stort steg i dessa bedömningar.

2. Naturförhållanden

Fjordar är per definition avgränsade havsområden som har gröpts ur av tidigare inlandsis, och har därför ofta djupare områden avskilda av grundare trösklar. Fjordarna innanför Orust och Tjörn på Sveriges västkust är topografiskt väldigt varierade (Figur 3). De enskilda fjordarna är avgränsade av smala sund och grunda trösklar och fjordarna innehåller en mängd olika marina livsmiljöer. Som i den resterande delen av den västsvenska skärgården kännetecknas området av klippiga kuster med tångskogar, grunda vikar med ålgräsängar och djupare bottnar med mjukbotten. Men där den biologiska mångfalden är stor i Skagerrak, finns det flera olika aspekter som gör den marina miljön i 8+fjordar-området annorlunda än den som finns på utsidan Orust och Tjörn.

Vattenutbytet är ganska långsamt med långa uppehållstider i alla fjordarna. Vattnet rinner huvudsakligen via Marstrandsfjorden i söder och vidare norrut, in i fjordsystemet (Hansson *et al.* 2013, Björk *et al.* 2000). I norr har ytvattnet kontakt med havet genom de trånga, grunda och starkt strömmande Malö strömmar och i Nordströmmarna. Vattenmassorna under språngskiktet ersätts däremot endast söderifrån. Vattenutbytet försämras och uppehållstiden blir längre ju längre in i fjordsystemet man kommer mot norr. Flödesmodeller visar att större inflöden av nytt vatten till Byfjorden bara händer i storleksordningen en gång vart tredje år (Hansson *et al.* 2013).

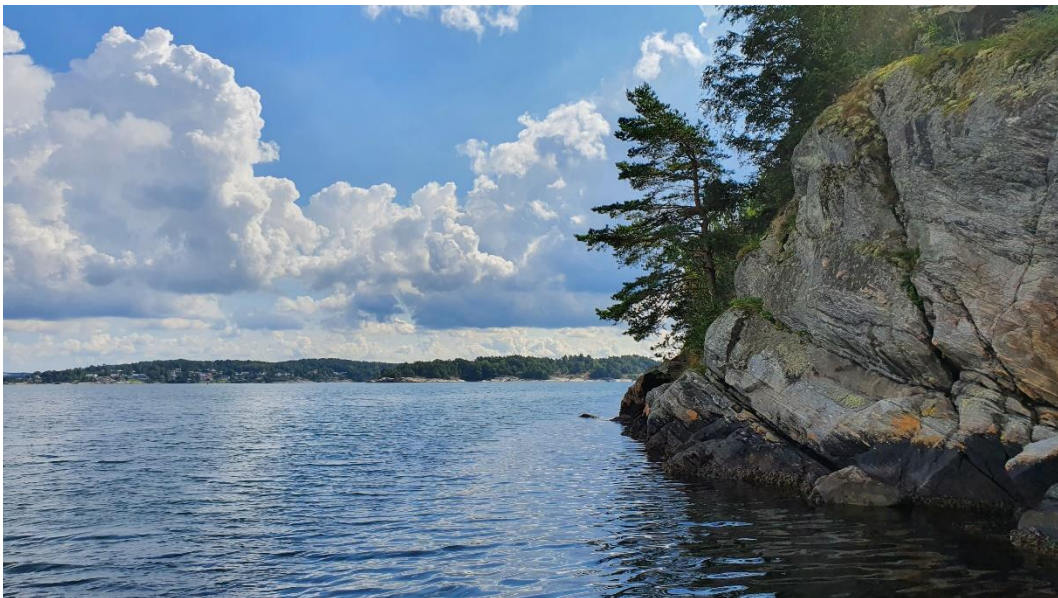
Tillförseln av näringsämnen till fjordarna är stor. Detta ger eutrofiska förhållanden med närsaltskoncentrationer som är uppemot dubbelt så höga som i centrala Skagerrak och en stor tillväxt av växtplankton i vattenpelaren och fintrådiga alger på botten.

Det långsamma vattenutbytet och den stora tillförseln av näringsämnen orsakar syrebrist i de djupare delarna av fjordarna. Största delen av det växtplankton som produceras i vattenpelaren sjunker till botten där det bryts ner av bakterier i sedimentet. Denna bakteriella aktivitet kräver syre och skapar alltså syrebrist. I områden med en lång historik av syrebrist bryts organiskt material ner av svavelbakterier som är speciellt anpassade syrefria miljöer. Nedbrytningen skapar svavelväte som är giftig för växter och djur. Svavelväten och syrebristen skapar områden som är helt eller delvis fria för växt- och djurliv. Detta gäller speciellt för de djupare delarna av Byfjorden, Havstensfjorden och Koljöfjorden där bottarna är syrefria hela eller största delen av året (Nilsson och Rosenberg 1997).

De grundare delarna av fjordsystemet är dominerade av grunda vikar där det finns ålgräsängar, blåmusselbankar av varierande storlek och klippkuster med

tångskogar. Dessa biotoper har ändrats genom de senaste decennierna med en ökande påväxt av fintrådiga alger på ålgräs och tång. I många områden är påväxten av en sådan omfattning att tång eller ålgräs tyngs ner och det bildas ruttnande samlingar av alger och ålgräs/tång som i vissa områden bildar syrebrist vilket missgynnar bentiska evertetrater och fisk (Holmer och Nielsen 2007).

I följande avsnitt beskriver vi, med hjälp av Vattendirektivets formulerade ekosystemkomponenter och belastningar, de olika livsmiljöerna och viktiga arter i 8+fjordar-området och förändringarna i dessa de senaste decennierna.



Figur 3. Typiska vyer i 8+fjordar (bilder Peter Thor, SLU Aqua).

3. Ekosystemkomponenter

Ekosystemkomponenter är olika delar som tillsammans bygger upp ekosystemet i ett område. Dessa kan vara specifika arter, som t.ex. torsk eller sill, det kan vara grupper av arter, som t.ex. växtplankton, och det kan vara biotoper. Biotoper är en biologisk term för en typ av omgivning, med naturliga gränser, där vissa växt- eller djursamhällen dominerar, t.ex. ålgräs.

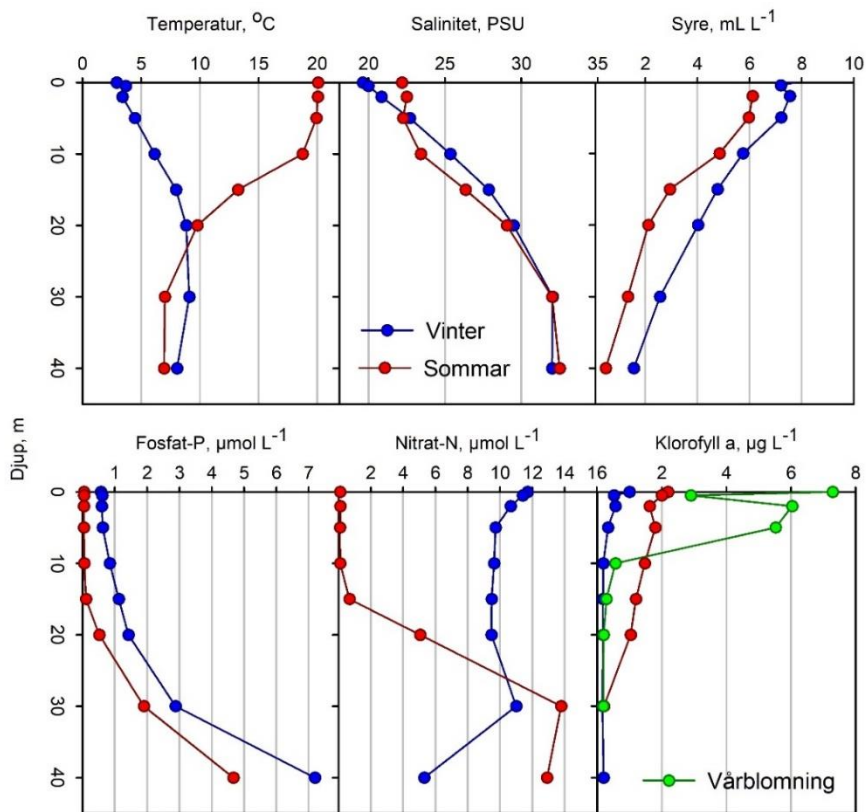
3.1. Biotoper

3.1.1. Pelagiska miljön

Pelagiska miljön definieras som de fria vattenmassorna mellan ytan och den översta delen av bottenbiotopen. Här dominerar ekologin av växt- och djurplankton.

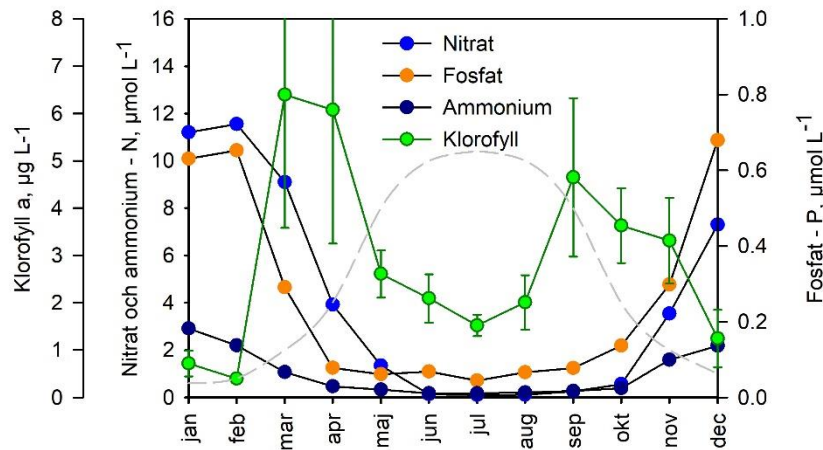
I 8+fjordar-området är den pelagiska miljön främst påverkad av avrinning av sötvatten från älvar och åar och av inflöde av högsalint vatten från Skagerrak genom Marstrandsfjorden och norrut i fjordsystemet. Eftersom saltvatten är tyngre än sötvatten resulterar det i en salinitetsgradient från ytan ner mot botten, om sommaren ofta med ett klart synligt språngskikt vid 10-15 m mellan varmt vatten med lägre salinitet överst och kallare högsalint vatten under (Figur 4).

Den planktoniska produktionen utgörs av både bakterier, växtplankton och djurplankton, och den planktoniska näringsväven är väldigt komplex med många trofiska nivåer (nivåer i födoväven) och många arter på varje nivå. 8+fjordar-området kännetecknas av inestängda bassängområden med smala sund och delvis grunda trösklar och uppehållstiden i dessa bassänger är därför relativt lång. Vinterkoncentrationen av nitrat och fosfat är därför generellt högre än utanför fjordsystemet (Erlandsson *et al.* 2009). Under vintern är planktonproduktionen liten på grund av låg ljusinstrålning och låg temperatur i ytvattnet (Figur 5). Närsaltkoncentrationen är hög i hela vattenpelaren vilket ses speciellt för nitrat. I februari/mars ökar planktonproduktionen på grund av den ökade solinstrålningen. Ytvattnet värms upp och växtplanktonproduktionen ökar. Kombinerat med låg betning från växtätande mikrodjurplankton får detta växtplanktonkoncentrationen att öka explosionsartat i den översta vattenmassan i den så kallade vårbloomingen (Figur 5). Kiselalger dominerar under vårbloomingen (se Figur 7). Bloomingen drivs av höga närsaltskoncentrationer men begränsas av tillgången till fosfor. Växter behöver typiskt sett kväve och fosfor i förhållandet 16 till 1 så skalan på y-



Figur 4. Havstensfjorden. Medelvärden 2012-2020 för temperatur, salinitet och koncentrationer av fosfat, nitrat och klorofyll under januari och augusti. Marsdata inkluderad för klorofyll för att visa vårblomningen (data från Sharkweb, SMHI).

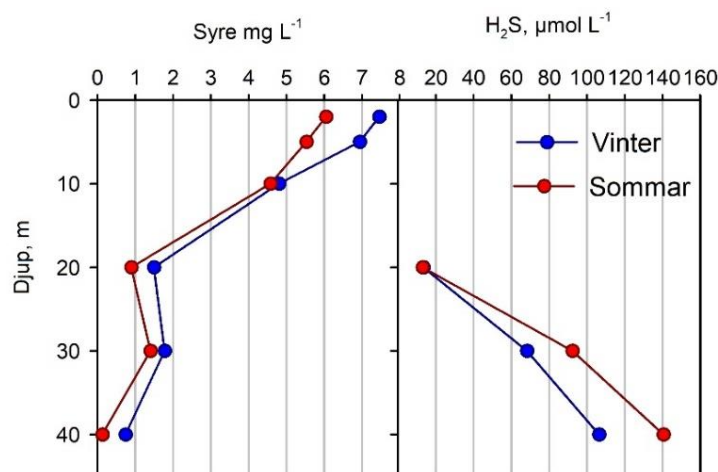
axlarna i Figur 5 är vald så att när punkterna för nitrat ligger högst är det fosfor som begränsar växtplanktonproduktionen och omvänt. Blomningen slutar oftast efter en eller två veckor när närsalterna i översta vattenskiktet över språngskiktet tagit slut och det växtätande mikrodjurplanktonet ökar. Vårblomningen är startskottet för produktionen av större djurplankton där hoppkräftor som oftast livnär sig på mikrodjurplankton dominerar (Figur 5). Produktionen av bakterieplankton som bryter ner dött växtplankton har också ökat under och efter vårblomningen. Koncentrationen av nitrat och fosfat förblir låg under sommaren och nu är det kväve som begränsar produktionen (Figur 5). I sommarens varmare vatten drivs växtplanktonproduktion dels av närsalter som frigges när bakterier bryter ner organiskt material (recirkulerad produktion, främst ammonium) och dels av närsalter som periodvis blandas upp från bottenvattnet (nyproduktion av nitrat). Under denna period dominerar mindre flagellater växtplanktonbiomassan, växtplanktonproduktionen kan vara hög men djurplanktonets betningstryck är stort och växtplanktonbiomassan blir sällan stor. Under hösten blandar stormar upp närsalter från djupvattnet vilket orsakar mindre blomningar. Om dessa blomningar innehåller giftiga dinoflagellater kan det ge besvär för odling av skaldjur (Lindahl *et al.* 2007).



Figur 5. Havstensfjorden. Närsalter och klorofyll medelvärden 2012-2020. Den streckade grå linjen visar den typiska förekomsten av djurplankton genom året. De lodräta linjerna i varje klorofyllpunkt anger standardavvikelse (data från Sharkweb, SMHI).

Eftersom vattnets uppehållstid är lång i 8+fjordar-området och planktonproduktionen betydande, är den bakteriella nerbrytningen av plankton som sjunker ner under språngskiktet stor. Denna process kräver mycket syre så syrekonzentrationen är kronisk låg i de djupare delarna av fjordsystemet (Figur 6). Den bakteriella aktiviteten späds också på av organiskt material från älvar och åar. De flesta djur klarar inte syrehalter under 2 mg L^{-1} och i stora områden finns inget djurliv i djupvattnet. Detta gäller också plankton.

I Havstensfjorden, Byfjorden, Kalvöfjorden och Koljöfjorden förekommer svavelväte i höga koncentrationer i bottenvattnet. Svavelväte bildas i syrefria



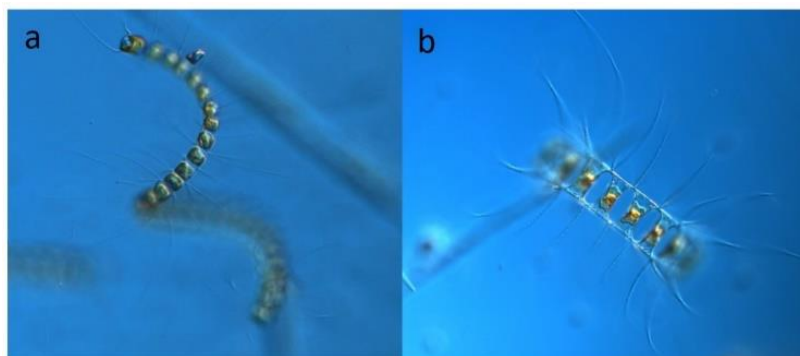
Figur 6. Byfjorden. Medelvärden 2012-2020 för syre- och svavelvätekoncentration.

områden där sulfatreducerande bakterier använder sulfat istället för syre som elektronreceptor i respirationen. Svavelväteförekomsten i Koljöfjorden är naturlig men i de övriga fjordar kan det bero på nedbrytning av organiskt material i området, speciellt från Stenungsund och Uddevalla (SMHI Faktablad nr 56 – 2012). I Byfjorden ökar svavelvätekoncentrationen med djup från ca 10 $\mu\text{mol L}^{-1}$ vid 20 meter till upp emot 140 $\mu\text{mol L}^{-1}$ vid 40 meter (Figur 6). Svavelväte är mycket giftigt i dessa koncentrationer. 48 timmars LC_{50} (koncentrationen där hälften dör inom 48 timmar) för svavelväte är kring 60 $\mu\text{mol L}^{-1}$ för vuxna märlkräftor och så lågt som 6 $\mu\text{mol L}^{-1}$ för sjöborrelarver (Knezovich *et al.* 1996). Djurplankton producerar vilande ägg som tål perioder med låg syrekonzentration men ägg som sjunker ner i de höga svavelvätekoncentrationerna överlever inte om de inte sköljs upp över språngskiktet igen (Nielsen *et al.* 2006).

SMHI ansvarar för det svenska nationella marina övervakningsprogrammet av pelagialen (de fria vattenmassorna mellan botten och ytan). Programmet omfattar månatliga mätningar av hydrografi, närsaltkoncentrationer, växtplankton och djurplankton. Uppdraget att samla in, analysera och rapportera data kommer från Havs- och vattenmyndigheten. Vattnets temperatur och kemi mäts från ytan ner till 40 meters djup vid 6 fasta stationer i 8+fjordar-området: Koljöfjorden, Havstensfjorden, Byfjorden, Galterö i Halsefjorden, Instö ränna i Älgöfjorden och Åstol. Resultaten från övervakningen av pelagialen publiceras av SMHI i årliga statusrapporter, den senaste för året 2021 (Skjevik *et al.* 2022).

Växtplankton

Växtplankton består av flera grupper fotosyntetiserande encelliga organismer med olika levnadssätt. De kan leva enskilt eller bilda långa kedjor eller kolonier. Mycket grovt kan de indelas i fyra huvudgrupper; kiselalger (diatoméer), dinoflagellater, cyanobakterier (tidigare benämnda blågröna alger) samt övriga växtplankton som består av flera olika taxonomiska grupper. Som i Skagerrak och många andra svenska havsområden och inlandsvatten, dominerar kiselalger biomassan i 8+fjordar-områdets växtplanktonsamhälle och vårbloomingen består nästan uteslutande av kiselalger (Skjevik och Johansen 2021) (Figur 7).



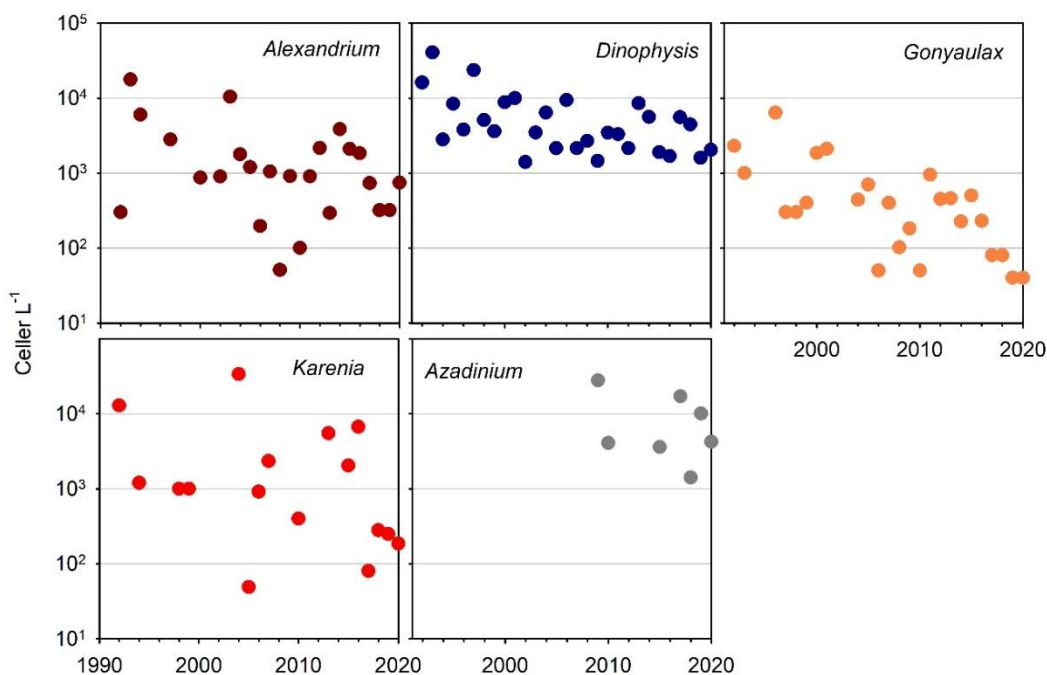
Figur 7. Kiselalgerna *Chaetoceros debilis* (a) och *Chaetoceros curvisetus* (b) från prov tagna sommaren 2020 i Koljöfjorden. Foto: Ann-Turi Skjevik (SMHI).

Giftiga alger

SMHI övervakar förekomsten av giftiga alger i 8+fjordar-området genom det nationella övervakningsprogrammet.

8+fjordar-området har länge haft höga koncentrationer av giftiga dinoflagellater, främst släkten *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Gonyaulax* och *Karenia*. *Alexandrium* är det mest toxiska släktet och varningsgränsen är satt till endast 200 celler per liter (Skjevik och Johansen 2021). Gifterna som produceras av algerna kan inte skada människan direkt via exempelvis en kallsup, men kan däremot ackumuleras i filtrerande musslor och därmed orsaka förgiftning av människor som äter dessa musslor. Vid tillräckligt höga nivåer i musslorna kan vissa av gifterna i värsta fall leda till döden. De giftproducerande cellerna av *Alexandrium* förekommer normalt på våren och sommaren. Många arter, men inte alla, av släktet producerar ett paralytiskt gift (PST, Paralytic Shellfish Toxin) som kan leda till förlamning hos människor. Släktet *Dinophysis* producerar diarrégifter (DST, Diarrhetic Shellfish Toxin). Gifterna är inte akut dödliga, men ger magsjuka med magsmärtor och diarré. DST är de vanligast förekommande alggifterna längs Bohuskusten och kan förekomma året runt, men framför allt under sommar och höst i förhöjda halter. *Karenia* är ett släkte som också förekommer under vissa år och som producerar ett neurologiskt gift (NST, Neurotoxic Shellfish Toxin) vilket kan orsaka illamående, kräkningar och olika neurologiska besvär.

De senaste decennierna har giftalgbloomingarna minskad betydligt (Figur 8). Årliga maximala koncentrationerna av *Dinophysis sp.* och *Gonyaulax sp.* har senaste åren varit mindre än en tiondel av vad som rapporterades under 1990-2000.



Figur 8. Årligt noterade maximala cellkoncentrationer av fem släkter av giftiga dinoflagellater (data från Sharkweb, SMHI). Bemärk den logaritmiska skalan på y-axeln.

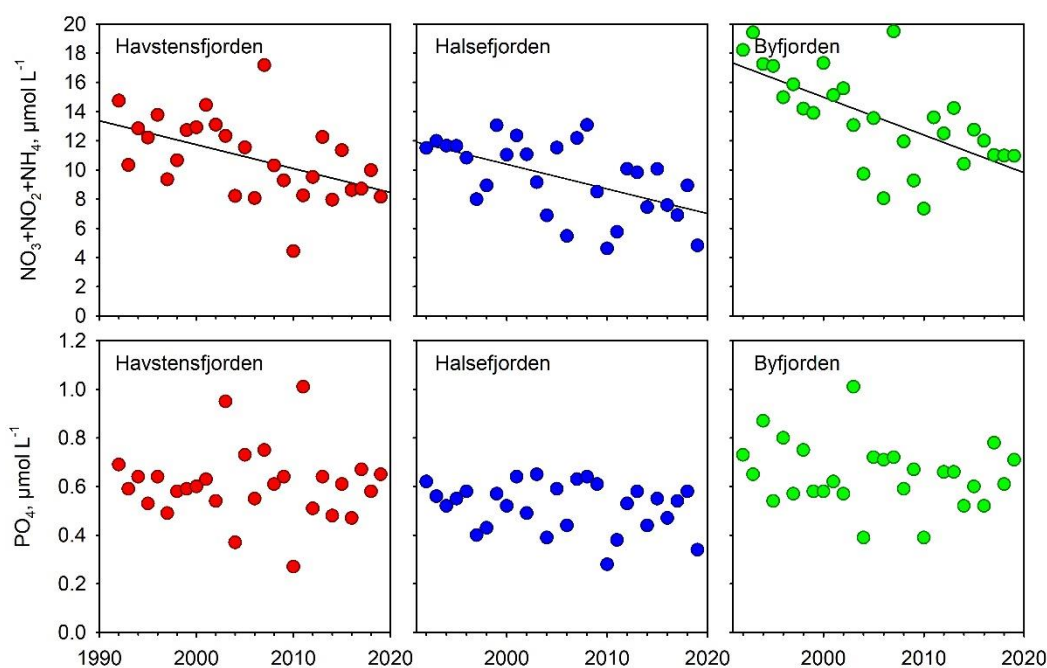
Koncentrationerna av t.ex. *Alexandrium spp.* är dock fortfarande ofta högre än gränsvärdet på 200 celler L⁻¹.

Amerikansk kammanet (*Mnemiopsis leidyi*)

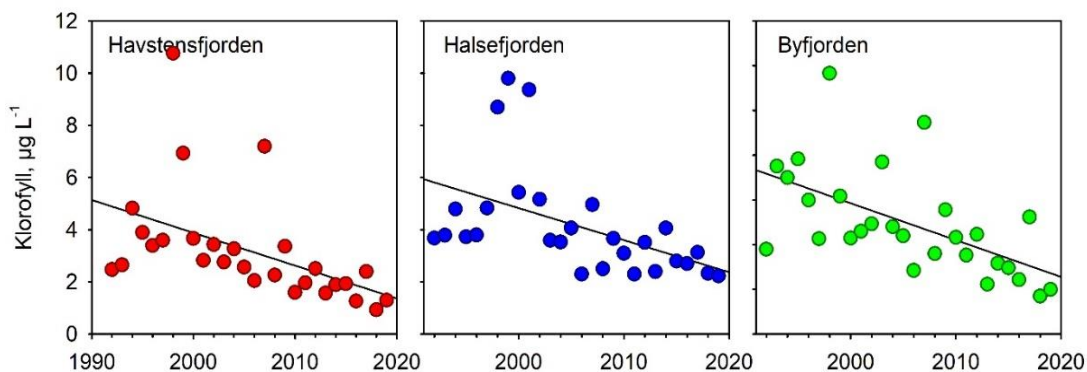
Amerikansk kammanet hittades för första gången i Sverige i Kosterfjorden 2006 och numera finns den i hela Skagerrak, Kattegatt och södra Östersjön. Inom 8+fjordar-området har observationer av amerikansk kammanet gjorts i hela området under nästan alla år sedan 2006. Studier vid Göteborgs Universitet har visat en massiv påverkan av *M. leidyi* på planktonsamhället på i Skagerrak (se avsnitt 4.3.1).

Temporära förändringar i planktonsamhället

Planktonsamhället i 8+fjordar-området har genomgått många förändringar de senaste decennierna. Den långsamma vattenomsättningen i delar av 8+fjordar-området gör området extra känsligt för lokal tillförsel av näringsämnen (Erlandsson *et al.* 2009), men trots detta har koncentrationen av oorganiskt kväve i 8+fjordar-områdets ytvatten minskat signifikant genom åren (Figur 9) tack vara minskade tillförseln av närsalter från land (se även avsnitt 4.4). De flesta områden uppnår nu minst god ekologisk status med avseende på vinterkoncentrationer av totalt kväve med undantag för Byfjorden, Havstensfjorden, Askeröfjorden och Älgöfjorden där koncentrationerna är så höga att bara måttlig status uppnås i senaste förvaltningscykeln (2016-2021, Vatteninformationssystem Sverige). Koncentrationen av oorganisk fosfor har varit låg genom alla år och alla områden uppnår hög eller god status. Generellt uppnår alla fjordar god ekologisk status gällande den



Figur 9. Årsmedelvärden av koncentrationer av oorganiskt kväve ($NO_3+NO_2+NH_4$) och oorganisk fosfor (PO_4) i ytvattnet i Havstensfjorden, Halsefjorden och Byfjorden. Linjerna visar statistiskt signifikanta negativa trender (data från Sharkweb, SMHI).



Figur 10. Årsmedelvärden av klorofyll i yvattnet i Havstensfjorden, Halsefjorden och Byfjorden. Linjerna visar statistiskt signifikanta negativa trender (data från Sharkweb, SMHI).

generella statusen för näringsämnen med undantag för Koljö-, By- och Halsefjordar som bara uppnår måttlig status (2016-2021, Vatteninformationssystem Sverige).

Minskningen i näringsämnen har åstadkommit en tillsvarende minskning av klorofyllkoncentrationerna i fjordarna (Figur 10) och en generell ökning av den ekologiska statusen av växtplankton sedan år 2000 (Tabell 1).

Tabell 1. Statusklassning av växtplankton där varje ruta representerar en treårs-bedömning av innevarande och de två föregående åren (Skjevik & Johansen, 2021).

Station	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020		
Instö Ränna	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	
Åstol	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God
Galterö	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God
Koljöfjorden	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God
Havstensfjorden	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God
Byfjorden	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God	God

■ Dålig
 ■ Otillfredställande
 ■ Måttlig
 ■ God
 ■ Hög

3.1.2. Bentiska miljön

Den bentiska biotopen innefattar livsmiljön från de djupa bottensedimenten där grävande evertebrater lever till grunda bottnar med tång och ålgräs. Demersala fiskarter som t.ex. torsk hör också till den bentiska biotopen.

8+fjordar-området är ett komplext, av inlandsisen utmejslat landskap såväl över som under ytan. Den bentiska miljön kännetecknas av klippstränder med hårbottnar tills de når djup där sedimentbottnar som täcker berggrunden tar vid. Det finns också stora grundområden med sedimentbottnar t.ex. i norra Havstensfjord, Stigfjorden, Halsefjorden och Stenungsundskusten. Särskilt de grunda områdena, med livsmiljöer som ålgräsängar och musselbankar som är viktiga för både fisk och fåglar, är skyddade i stor utsträckning i form av naturreservat och Natura 2000-områden (Figur 11).

I stora drag kan livsmiljöer och biotoper på bottnarna delas in enligt följande vilket också kopplar till den miljöövervakning som bedrivs:



Figur 11. Ålgräs. Foto: Jonas Thormar. Blåmusselbank, Foto: Länsstyrelsen i Västra Götaland.

1. Djupa mjukbottnar: Infauna (grävande djur) och epifauna som lever mest på ytan av sedimentet
2. Grunda vikar: Bara bottnar med grus, sand och/eller lera, ålgräsängar och blåmusselbankar
3. Hårdbottnar: Algsamhällen med zonerings av algsamhället på grunda klippbottnar och djursamhällen med fastsittande och bottenlevande djur på de djupare delarna.

Djupa mjukbottnar

Tydliga grunda trösklar som avgränsar vattenområden med större djup finns vid mynningarna till Koljöfjorden och Byfjorden. Dessa grundområden medför att tyngre vatten med hög salthalt från Skagerrak återfinns nedanför tröskeldjupen i fjordarna. Detta skulle kunna ge möjlighet för en artrik djupvattensfauna (Agrenius *et al.* 2012, Figur 12), men på grund av begränsningen i vattenutbytet uppstår syrebrist under långa perioder i många områden där vattenutbyten är sällsynta (se även avsnitt 3.1.1). Bassängerna i Hake- och Askeröfjordar är normalt syresatta under hela året även i sina djupaste delar, men de djupa delarna av Kalvö-, Borgile-, Koljö- och Byfjordar samt även Havstensfjorden drabbas i olika grad och tidsperioder av långvarig syrebrist (Tabell 2) (se t.ex. Nordberg *et al.* 2001). Bottenfaunan i dessa områden dör vid allvarlig syrebrist, eller befinner sig i någon fas av återkolonisering efter vattenutbyten. Detta påverkar artsammansättning, abundans och biomassa i områdena enligt karaktäristiska successionsmönster, där påverkade bottnar är dominerade av mindre känsliga arter som succesivt ersätts av mer känsliga arter efterhand som botten återkoloniserar (Norkko *et al.* 2019). I By-, Kalvö-, Borgile- och Koljöfjordar är syrebristen flerårig och under 15 m djup har



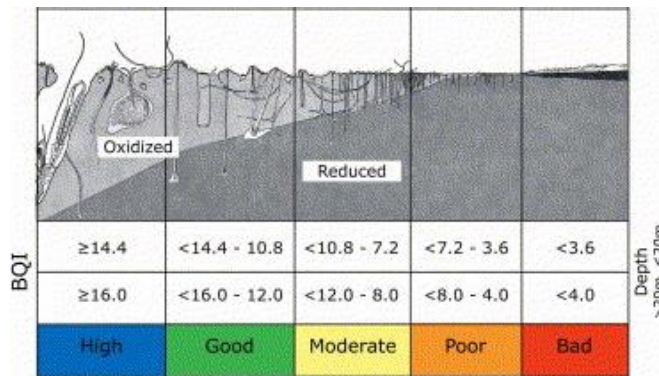
Figur 12. Mjukbottenfauna. Foto: Peter Thor SLU Aqua. Bilden är tagen på Havets Hus och visar vanlig förekommande fauna i Skagerrak: Sjöpenner, stor cylindereros och slätbukig trådormstjärna (armarna sticker upp ur sedimentet).

det under många år inte funnits någon fauna (Agrenius *et al.* 2012). De korta perioder med syresatt vatten som förekommer idag är sällan tillräckligt långvariga för att någon fauna ska hinna etablera sig. Byfjorden utanför Uddevalla står i förbindelse med Havstensfjord över en tröskel med en smal farled som muddrats till 13 m djup. Vattenmassans skiktning förstärks ytterligare av sötvattenutflödet från Bäveån som rinner genom Uddevalla och mynnar i fjordens inre del. Under 15 m djup råder under normala förhållanden i det närmaste permanent anoxiska förhållanden (se även avsnitt 3.1.1). Under 15 meters djup består hela bassängen av ett mycket mjukt, starkt svavelhaltigt sediment som helt saknar fauna (Agrenius *et al.* 2012).

Tabell 2. Mät djup där genomsnittlig O_2 -koncentration är lägre än 2 ml L^{-1} (Sharkweb, SMHI). ”> botten” betyder att O_2 -koncentrationen är högre än 2 ml L^{-1} vid botten. Se också Figur 4.

	djup
Sälöfjorden	> botten
Åstol	> botten
Askeröfjorden	> botten
Galterö	> botten
Hakefjorden	> botten
Stigfjorden	> botten
Havstensfjorden	35 m
Byfjorden	15 m
Koljöfjorden	20 m

Sedan början av 2000-talet är programmen för mjukbottenundersökningar som finansieras av Havs- och vattenmyndigheten, länsstyrelserna längs västkusten och Bohusläns Vattenvårdsförbund (BVVF) samordnade med syftet att kunna svara mot de krav på havsområdesvis miljöövervakning som EU:s vattendirektiv ställer. Sedan 2014 provtas mjukbottens makrofauna med regelbundna intervall i By-,

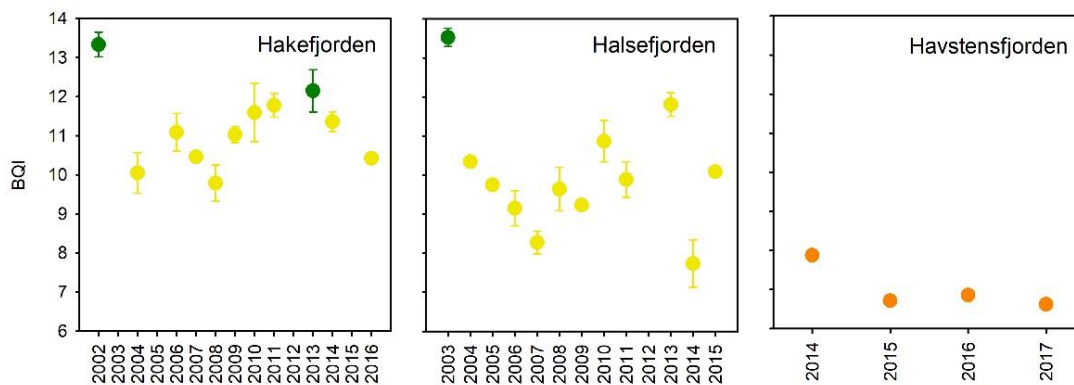


Figur 13. Tvärsnitt av mjukbotten vid olika grader av påverkan med tillhörande BQI-värden. Opåverkad botten med känslig fauna och oxiderat sediment mot vänster och kraftigt påverkad botten utan fauna och syrefritt sedimentet mot höger (Rosenberg *et al.*, 2004).

Hake-, Halse-, Askerö-, Havstens-, Kalvö-, Koljö-, Sälö- och Älgöfjorden samt vid Nordre Älvs mynning. Sedan 2018 påbörjades ett nytt samordnat program där miljöövervakningen samordnas vattenområdesvis av Havs- och vattenmyndigheten, Länsstyrelsens för Västra Götaland och BVVF. Göteborgs universitet (GU) utför själva provtagningen.

Övervakning av den marina mjukbottenfaunan genomförs standardiserat med bottenhugg där antal taxa (arter, släkten eller familjer), abundans och biomassa analyseras och beräknas per hugg som ett så kallat bentiskt kvalitetsindex (BQI; Rosenberg *et al.* 2004). BQI beräknas som den relativa förekomsten av känsliga respektive mindre känsliga arter, antalet arter och det totala antalet individer i ett bottenhugg. Arter som framför allt förekommer i opåverkade miljöer med hög diversitet klassas med ett högt känslighetsvärde medan arter som framför allt förekommer i påverkade miljöer med låg diversitet klassas med ett lågt känslighetsvärde. Arter som havskräfta (*Nephrops norvegicus*), spökräka *Callianassa tyrrhena*, märkräftan *Ampelisca tenuicornis*, hjärtsjöborre (*Echinocardium cordatum*) och havsborstmaskar av släktet *Ophelina* indikerar opåverkade miljöer medan havsborstmasken *Capitella* spp. indikerar en påverkad miljö (Figur 13). Fram till 2013 analyserades mjukbottens syresättning med sedimentprofilkamera. Denna kamera, som sticks ner i sedimentet från en rigg stående på botten, är försett med en spegel som tillåter horisontell fotografering av de översta sedimentlagren. Sedimentet har olika färger allt efter syrekonzentrationen och fotografierna kan tolkas enligt ett miljökvalitetsindex (BHQ). Denna provtagning utfördes av BVVF.

Övervakningen av mjukbottenfaunan har nyligen utvärderats för perioden 2017 – 2020 (Nygren och Agrenius 2022). Sammanfattningsvis antyds en tendens till förbättring i alla olika vattentyper längs Bohuskusten med ökande antal taxa och individer då det beräknade BQI-värdet har ökat på mer än hälften av stationerna i varje vattentyp. För västkustens fjordar finns data också från Gullmarsfjorden som sträcker sig tillbaka till 60-talet och tidigt 80-tal. Från 8+fjordar-området finns data från stationer i Halse- och Havstensfjordar från tidigt 90-tal. Gemensamt för flera stationer med äldre data är att miljöstatusen var bättre under 1980- och 90-talet än



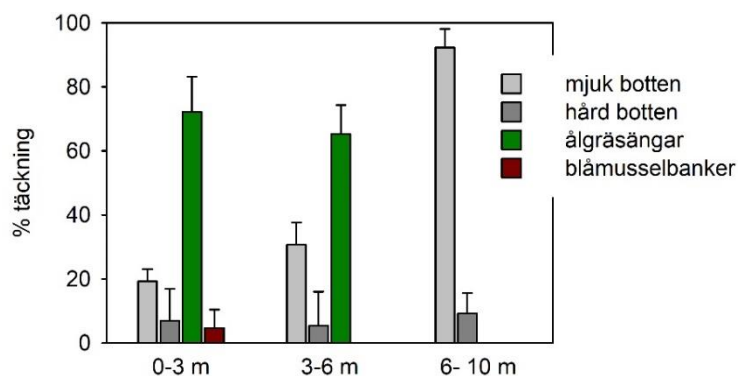
Figur 14. Benthic Quality Index (BQI). Värden över 12 (gröna) visar god status, värden mellan 8 och 12 visar måttlig status (gula) och värden under 8 indikerar dålig status (orangea). Högsta status (värden över 16) nås inte i någon av fjordarna.

under det tidigare 2000-talet. De flesta åren därefter visar måttlig status i Hake- och Halsefjordar (Figur 14). Vid stationen i Havstensfjorden är det dålig status 2014-2017 (Figur 14). Havstensfjorden provtas med mer än 5 stationer vartannat år nedanför språngskiktet och området kan därför miljöklassas enligt vattendirektivet. Området hade måttlig status 2019 (visas inte i figuren).

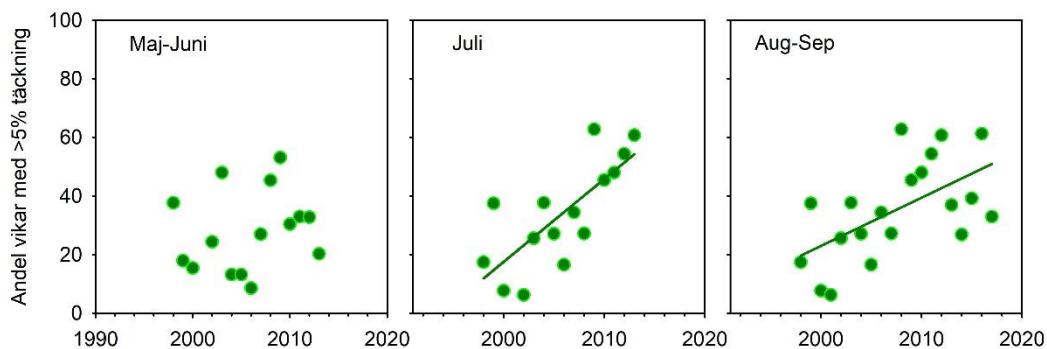
Grunda vikar

Ovanför tröskeldjupen är syret inte begränsande för djurliv men den lägre salthalten till följd av påverkan från åar, Göta Älv och Baltiska ytströmmen präglar bottenfaunasamhällets artsammansättning i dessa områden, och mängden arter är lägre än i de yttre havsområdena på motsvarande djup i Skagerrak och det finns också inslag av andra arter som typiskt tål brackvattensmiljöer (Agrenius *et al.* 2012).

Den grunda miljöns sammansättning i olika biotoper skattades 2003 vid flyginventering (Stål och Pihl 2007). Av en total areal om 11 083 ha grunda bottnar i området innanför Orust och Tjörn (alltså inte hela 8+fjordar-området)



Figur 15. Fördelning av grunda biotoper i fjordarna innanför Orust och Tjörn 2003 (Stål och Pihl 2007).



Figur 16. Procentuell andel av grunda vikar i 8+fjordar som är täckta av fintrådiga alger till mer än 5 %. Linjerna anger statistiskt säkerställda förändringar (data från Marine Monitoring AB, 2018).

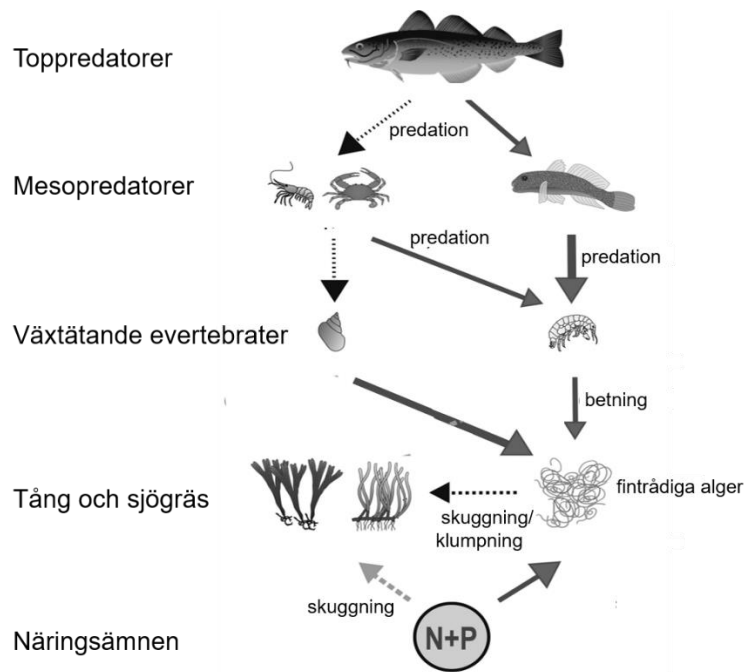
uppskattades ålgräs utgöra cirka 70 % från 0 till 6 meters djup under år 2003. Vegetationsfria mjukbottenar täckte mellan 20 och 30 %, hårbotten täckte cirka 5 % och musselbankar cirka 4 % (Figur 15).

De stora närsaltsutsläppen från land genom många år (se avsnitt 4.4) har medfört ökad tillväxt av fintrådiga alger i de grunda områdena av 8+fjordar-området. Detta skapar en rad problem för växter och djur i dessa viktiga områden.

Snabbväxande fintrådiga makroalger övervakas sedan 1998 i största delen av 8+fjordar-området med hjälp av flygfotografering av grunda områden under juli och september. Detta ingår som en del av BVVFs regionala övervakning där Marine Monitoring AB är utförare. Undersökningar visar att utbredningen av fintrådiga alger i grunda vikar ökar i 8+fjordar-området såsom den gör i de flesta områden av den svenska västkusten (Marine Monitoring 2018) (Figur 16). Algerna bildar påväxt på ålgräset och täta mattor av ruttande alger på botten, vilket försvagar ålgräset och orsakar lokal syrebrist i ängarna (Holmer och Nielsen 2007, Rasmussen *et al.* 2012).

Studier vid Kristinebergs Marina Forskningsstation visar en direkt koppling mellan påväxt av fintrådiga alger på ålgräs och närsaltskoncentration, men också koppling till antal betande evertetrater (Moksnes *et al.* 2008). Genom att utesluta rovfiskar och introducera mesopredatorer (fiskar som äter växtätande evertetrater) i burar med konstgjort ålgräs (i plast) kunde man följa effekterna av toppredatorer ner genom födokedjan (så kallade top-down effekter). Experimenten visade en stark negativ påverkan från toppredatorer på mesopredatorerna, vilket orsakade ökade antal växtätande evertetrater som märkräfter och sniglar och minskad påväxt (Moksnes *et al.* 2008) (Figur 17).

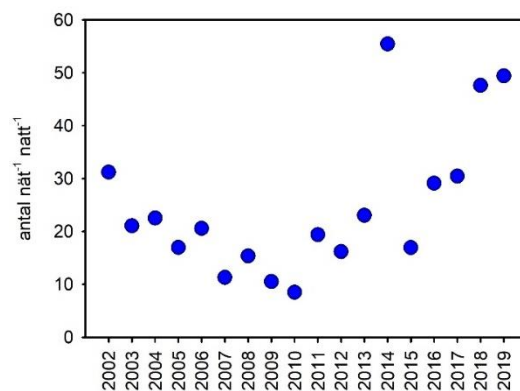
Inom den nationella miljöövervakningen övervakas mesopredatorer som egen variabel längs västkusten. Det strandnära fisksamhället domineras av skärsnultra, stensnultra, svart smörbult, ål, tånglake, röt- och oxsimpa och plattfiskar. Resultat från kustprovfisket på mesopredatorer anges i antal fångade individer per redskap och natt. Det visar sig, att antalet mesopredatorer har ökat sedan 2010. Det kan ses i relation till en kraftig nergång i alla bestånd av bentiska toppredatorer i 8+fjordar-området (se 3.2.3).



Figur 17. Trofiska interaktioner i födoväven som leder till ökad påväxt av fintrådiga alger på tång och ålgräs (Östman *et al.* 2016). Pilarnas tjocklek anger styrkan av påverkan.

På svenska västkusten har toppredatorer som jagar i ålgräsängar (torskfiskar och öring) minskat med cirka 80 % som ett resultat av överfiske (Baden *et al.* 2012). Som ett resultat har gobider (t.ex. svart smörbult) och spigg ökat 8-11 gånger och växtätande evertebrater som märlkräftor nästan försvunnit (Figur 18).

Forskningen konkluderar att överfiske längs kusterna men också på utsjöbankarna, tillsammans med närsaltstillförsel från städer och lantbruk (se avsnitt 4.4), är ansvarig för ökningen av fintrådiga alger längs kusten (Eriksson *et al.* 2011, Östman *et al.* 2016, Baden *et al.* 2012).



Figur 18. Askeröfjorden. Genomsnittligt antal mesopredatorer 2002-2019. Mesopredatorer är arter som äter evertebrater som t.ex. märlkräftor i ålgräsängarna (data från SLU Aqua).

Ålgräsängar

I Sverige finns fyra olika arter av sjögräs. Den vanligaste är ålgräset (*Zostera marina*) som ger namn åt biotopen ålgräsängar. Primärproduktionen i ålgräsängar är hög. Inte minst för att epifyter på ålgräsbladen såsom små kiselalger och makroalger har hög tillväxt. Dessa alger betas av många arter evertebrater som t.ex. märkräftor och sniglar som lever på och bland ålgräset (dessa betare har, som tidigare nämnt, minskat i antal). Ålgräsängar stabiliserar bottenbunden, dämpar vågor och strömmar och skyddar stränder mot erosion (Cole och Moksnes 2016).

Ålgräsängar fungerar som viktiga uppväxtområden för många fiskarter som ål, kantnålsfiskar, smörbultar, simpbor och läppfiskar som stensnultra och skärsnultra. En sammanställning av flera studier visar att juvenila torsk har större tillväxt och större chans att överleva i ålgräsängar jämfört med andra grunda områden (Lilley och Unsworth 2014).

Ålgräsängar kan vara väldigt gamla och kan fungera som effektiva kolsänkor vilket bidrar till att minska klimatförändringar (Röhr *et al.* 2018). Beräkningarna är väldigt osäkra, men upp emot 1/3 av havets totala upptag av CO₂ inlagras i beväxta områden längs kuster (Duarte 2017).

Nedre utbredningsgräns av ålgräs övervakas sedan 2019 i Malö strömmar och Borgilefjorden med hjälp av hängande kamerarigg (drop-video). Denna övervakning samordnas också vattenområdesvis av Havs- och vattenmyndigheten och Länsstyrelsen för Västra Götaland med GU som utförare.

Studier av utbredningen av ålgräs längs Svenska västkusten visar en ganska dramatisk minskning av utbredningen av ålgräs i 8-fjordar-området. Denna minskning är ett resultat av många olika faktorer så som ökad skuggning från ökade koncentrationer av växtplankton i vattenpelaren, ökad påväxt av fintrådiga alger och syrebrist kring rotsystemen orsakad av ruttnande fintrådiga alger men också



Figur 19. En livskraftig ålgräsäng till vänster och ålgräs överväxt av fintrådiga alger till höger. Från Baden *et al.* 2003.

skuggning och sedimentation av suspenderad lera och sediment från utlopp och konstruktionsarbeten (Figur 19) (Boström *et al.* 2003).

Tabell 3. Förändringar i områden täckta av ålgräs. Från Baden *et al.* 2003.

	Uppmätt areal 1980 ha	Förlorad areal 2000 ha	Ny areal 2000 ha	Antal minskade ängar	Antal ökade ängar
Uddevalla	384	303	23	6	1
Stenungsund	290	140	86	2	1
Kungälv	794	681	33	20	1

I området kring Uddevalla var 384 ha täckt av ålgräsängar under 1980-talet men nya undersökningar i 2000 visade en minskning med 73 % (Tabell 3) (Baden *et al.* 2003). Kring Stenungsund fanns det 290 ha ålgräsängar under 1980-talet men där har minskningen inte varit lika dramatisk, bara 19 %. Däremot har de 794 ha ålgräsängar som fanns kring Kungälv på 1980-talet minskat med hela 82 %. Det finns dock tre ängar i dessa områden som har ökat i storlek (Baden *et al.* 2003). Dessa kraftiga förändringar har gjort att ekologisk status för ålgräs bedöms som måttlig eller otillfredsställande i alla områden i 8+fjordar-området (Tabell 4). Ett pågående forskningsprojekt på Göteborgs universitet (sedan 2011) undersöker hur plantering av nya skott kan re-etablera ålgräsängar i 8+fjordar-området¹. Mer information om ålgräsängar finns på Havs- och vattenmyndighetens hemsida².

Tabell 4. Status ålgräs och makroalger i 8+fjordar-området. Gömfröiga växter och makroalger är klassade tillsammans.

Koljöfjorden		Ej klassad
Havstensfjorden		Måttlig
Byfjorden		Otillfredsställande
Askeröfjorden		Otillfredsställande
Stigfjorden		Ej klassad
Halsefjorden		Måttlig
Askeröfjorden		Måttlig
Hakefjorden		Måttlig
Älgöfjorden		Ej klassad
Sälöfjorden		Ej klassad
Marstrandsfjorden		Måttlig

Musselbankar

Blåmusslor filtrerar omgivande vatten och kan därmed bidra med näringstransport från det fira vattnet ner till botten, förbättrad vattenkvalitet och minskning av näringsämnen. De binder även sediment och kan på så sätt minska erosion och dämpa övergödningseffekter. Blåmusslor är habitatsbildande. De komplexa miljöer

¹ <https://www.gu.se/forskning/zorro>

² <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/algrasangar.html#>

som bildas i form av musselbankar är viktiga habitat för många arter fisk och evertebrater och bidrar till ökad biologisk mångfald.

Baserat på observationer från både riktade undersökningar och allmänheten råder en oro över minskande blåmusselbestånd i ett flertal länder, inklusive Sverige (Jenneborg 2007, Wernbo och Calderon 2015, Andersen *et al.* 2017, Sorte *et al.* 2017, Frigstad *et al.* 2018, Toth och Erlandsson 2021). Dessutom har fångsterna av vildlevande musslor i Skagerrak minskat med ungefär 90 % de senaste åren. Någon motsvarande nedåtgående trend för produktionen av musslor från odlingar, som till stor del sker i 8+fjordar-området, verkar däremot inte vara gällande (Lundström 2021). Orsakerna till minskningarna är inte kända och kan vara en kombination av olika faktorer, som klimat- och ekosystemförändringar samt predation (Christie *et al.* 2020). Ökande predation från strandkrabbor och det tilltagande beståndet av övervintrande ejdrar, förändring av bottenstrukturer med ökande mängd fintrådiga alger är de mest sannolika orsakerna (Baden *et al.* 2021). Det verkar främst vara utbredningen av blåmusslor på grunda bottenar som minskat medan rekrytering och tillväxt på konstruktioner utan bottenkontakt, t.ex. flytbryggor och musselodlingar, inte minskat (Lindgarth *et al.* 2019, Baden *et al.* 2021).

Kunskapen om utbredning och status av blåmusslor är dålig då det saknas en nationell samordnad övervakning av blåmusslor. Kontinuerlig övervakning av blåmusslor saknas även för 8+fjordar-området. Däremot har området ingått i tidigare inventeringar, från 1970-talet och framåt (Degerman 1979, Pihl *et al.* 1983, Haamer 1999, Jenneborg 2005). Som en följd av indikationerna på minskande blåmusselbestånd har nya inventeringar påbörjats med syfte att följa upp utvecklingen i olika områden, och i dessa inventeringar ingår 8+fjordar-området (Lindgarth *et al.* 2019). Mellan 2013 och 2018 inventerades lokaler i 8+fjordar-området där tidigare inventeringar konstaterat blåmusselbankar. Även om det inte varit möjligt att säkerställa några statistiskt signifikanta minskningar i förekomst eller utbredning, eftersom metodiken i de tidigare inventeringarna var varierande och svårtolkad, var slutsatsen att förekomsten av vilda blåmusslor i 8+fjordar-området verkar ha minskat under de senaste årtiondena och att minskningen fortsatt under 2010-talet. Även beståndsförstärkande insatser pågår för att försöka underlätta en återhämtning och nyetablering av musselbankar i 8+fjordar-området (Isaksson, 2009, Svedberg, 2019, Västra Götalands län, 2021).

Hårdbotten

Den marina hårdbotten är en viktig biotop med stor artdiversitet. Dessa bottenar ger ett fast substrat för tång och andra makroalger samt för fastsittande evertebrater som t.ex. havstulpaner, havsanemoner, koraller, mossdjur, musslor och sjöpungr. Humrar, krabbor och andra kräftdjur samt demersala fiskar som t.ex. torsk trivs också på hårdbotten. Täckningsgrad och utbredning av de fastsittande organismerna bestäms av deras miljöpreferenser för ljusställning och temperatur samt deras förmåga att kolonisera tomma, tillgängliga ytor på botten. Det finns därför en tydlig zonerings från ytan och neråt med skiftande dominans av specifika nyckelarter. På



Figur 20. Sågtång (*Fucus serratus*) med påväxt av grönalger och rödalger. Foto: Mats Blomqvist.

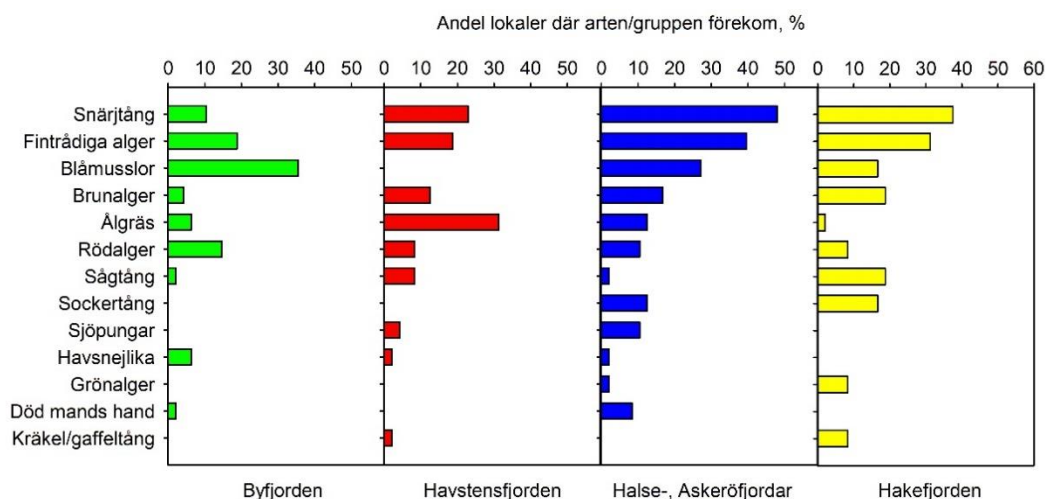
grunda hårbottenar finns en hög primärproduktion och generellt är det konkurrens om utrymme som begränsar organismernas utbredning.

Sju arter av fleråriga stora brunalger dominerar här: blåstång (*Fucus vesiculosus*), sågtång (*F. serratus*), spiraltång (*F. spiralis*), knöltång (*Ascophyllum nodosum*) och sargassosnärlje (*Sargassum muticum*). Tången bildar en viktig biotop för en rad fiskar och evertebrater (Figur 20). Strandkrabba och stensnultra är vanligt förekommande arter. Lite djupare dominerar olika arter av tare som t.ex. fingertång (*Laminaria digitata*, Figur 21) och sockertång (*L. saccharina*).

Det finns inga övervakningsdata avseende hårbottens fauna och flora i 8+fjorder-området. Tidigare inventerades hårbottenfauna vid fyra lokaler längs Bohuskusten årligen (Sankt Brattskär, Hassenstenscholmen, Djurnäs udde och Fiolklippan) genom fotografering på olika djup. Fotografierna analyserades digitalt med avseende på täckningsgrad och djuputbredning hos funna arter. Även alger inventerades översiktligt, då algerna kan påverka täckningsgrad och artsammansättning av faunan. Denna provtagning utfördes också av BVVF. Mobil



Figur 21. Fingertång (*Laminaria digitata*). Foto: Ellen Schagerström.



Figur 22. Förekomst av makrovegetation och fastsittande evertebrater 2012. Total provtogs bottensam-hällen på 48 olika lokaler i varje fjord (WATERS; Pihl *et al.*, 2015).

epibentisk fauna i grunda kustområden inventerades fram till 2011 genom insamling av organismer med en så kallad ”fallfälla”.

2011-2015 omfattades 8+fjordar-området av provtagningar i programmet WATERS (Waterbody Assessment Tools for Ecological Reference conditions and status in Sweden), ett program som blev framtagen för att förbättra bedömningsgrunderna för miljöbedömning längs de svenska kusterna (www.waters.gu.se; Pihl *et al.* 2015). Provtagningar inom detta program 2012 visade dominans av ett-åriga arter som snärjtång (*Corda filum*) och fintrådiga alger i stora delar av 8+fjordar-områdets hårdbotten (Figur 22). Blåmusslor fanns också i större utbredning, medan fleråriga habitatbildande brunalger som t.ex. sågtång, blåstång, fingertång eller sockertång också fanns men i mindre utbredning. Status för makroalger bedöms tillsammans med ålgräs och på grund av den stora påväxten av fintrådiga alger är status måttlig eller otillfredsställande i hela 8+fjordar-området (Tabell 4).

3.2. Djurliv

3.2.1. Djurplankton

Som i alla världens hav domineras djurplanktonbiomassan i fjordarna längs den svenska västkusten av hoppkräftor som kan utgöra upp emot 80% av biomassan (Figur 23). Dessa små kräftdjur är bara upp till ett par mm i storlek längd men de utgör en oerhört viktig trofisk länk mellan växtplankton och högre marina djur. Hoppkräftor utgör den viktigaste födokällan för larver och juveniler av många fiskarter däribland torsk och torskfiskar (Heath och Lough 2007). De utgör också den viktigaste födokällan för vuxen sill och skarpsill och populationsstorlekarna av dessa fiskarter varierar om artsammansättningen av hoppkräftor ändrar sig (Möllmann *et al.* 2003). Djurplanktonsamhället varierar naturligt genom åren men

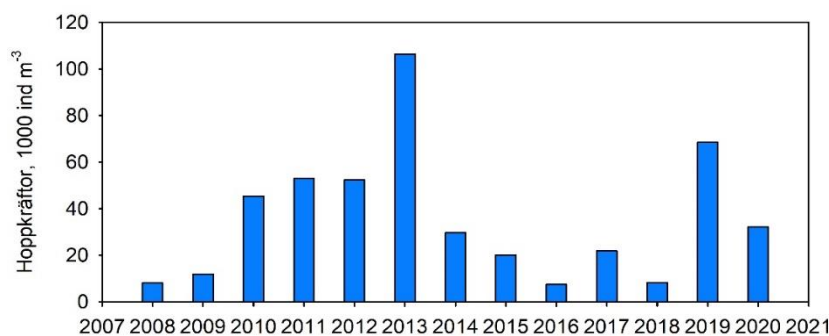


Figur 23. Hoppkräftan *Pseudocalanus acuspes* är vanlig längs svenska västkusten. Bilden visar en hona med ägg. Antennerna som här ligger längs kroppssidan är oftast vända utåt i rät vinkel mot kroppen. Individerna på bilden är ca.2 mm. Foto: Peter Thor.

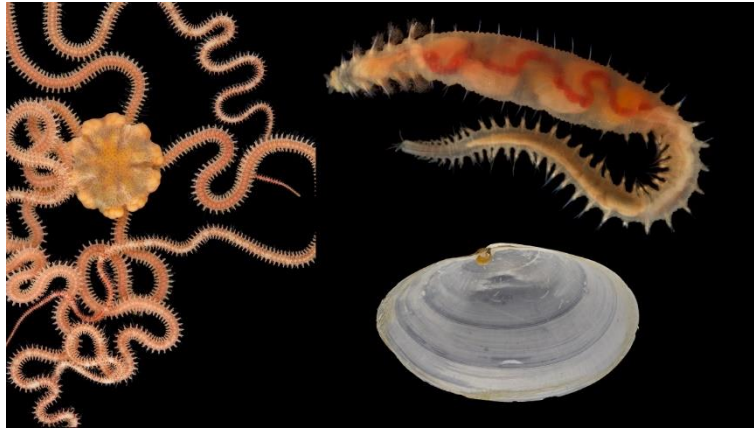
sedan 2006, då den invasiva kammaneten *Mnemiopsis leidyi* visade sig i första gången på västkusten, har hoppkräftbiomassan varit låg under sensommar och höst under år där *M. leidyi* dominerar (Figur 24) (se avsnitt 4.3.1).

Tyvärr finns det ingen nationell provtagning för djurplankton i 8+fjordarområdet men djurplanktonsamhället i 8+fjordarområdet speglar sannolikt artsammansättningen i Skagerrak med undantag för arter i som lever i djupare vatten. Utöver hoppkräftor förekommer också hinnkräftor i höga antal men biomassan är mindre eftersom djurens individuella massa är mindre. Djurplankton provtas med hög frekvens i intilliggande Gullmarsfjorden och där dominerar båda grupperna.

En metod för bedömning av status för djurplankton har tagits fram för Östersjön (Gorokhova *et al.* 2016). Metoden bygger på en mall för kroppsviktsstandarder för alla utvecklingsstadier av de vanligast förekommande arterna men den kan tyvärr inte appliceras i Västerhavet eftersom kroppsvikter inte tagits fram för många av de dominerande arterna här. Det finns därför i nuläget ingen bra klassningsmetod för djurplankton i Västerhavet men SMHI arbetar med uppdatering av sin djurplanktondatabas till att också innefatta djurplanktonkroppsvikter för Västerhavsarter. Dessa vikter kommer att basera sig på längd-vikt-regressioner i motsättning till viktstandardmallen i Östersjön.



Figur 24. Abundanser av hoppkräftor vid Släggö i Gullmarsfjorden (Data från SMHI).

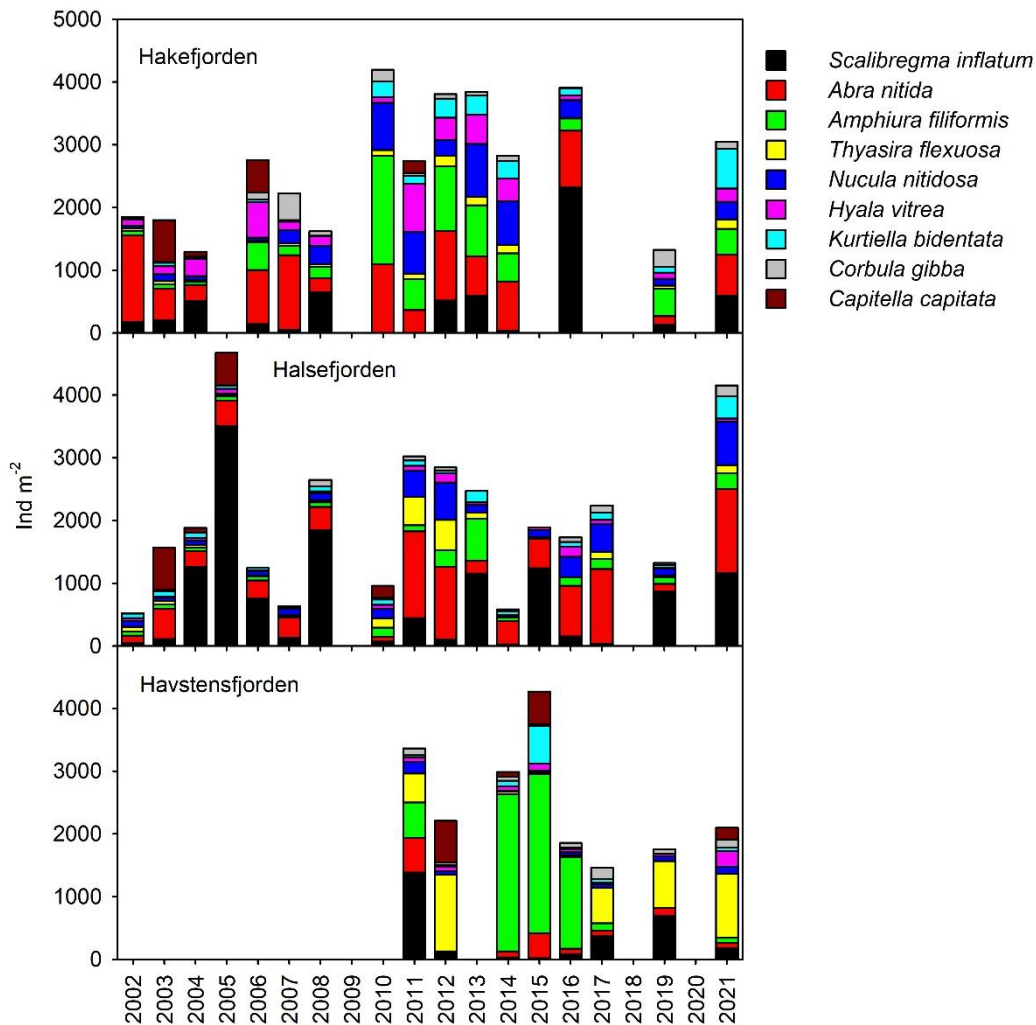


Figur 25. Slätbukig trådormstjärna (*Amphiura filiformis*) (vänster), havsborstmasken *Scalibregma inflatum* (överst höger) och glansig pepparmussla (*Abra nitida*) (nederst höger). Bilder: Fredrik Pleijel, Artdatabanken.

3.2.2. Bottenlevande evertebrater

De djupa mjukbottnars fauna lever oftast nergrävda och är helt beroende av föda från det ovanliggande planktonsamhället. Några arter, som t.ex. slätbukig trådormstjärna, filtrerar vattnet över bottenleran för planktoniska organismer och resuspenderat material från botten medan andra arter, som t.ex. glansig pepparmussla och havsborstmasken *Scalibregma inflatum*, livnär sig på organiskt material på bottenytan (Figur 25). Det finns inga övervakningsdata om djursamhällen i 8+fjordar-områdets grunda vikar och klippkuster. Däremot har mjukbottnars fauna övervakats regelbundet sedan 2002 av Kristinebergs Marina Forskningsstation och Marine Monitoring AB. Datavärd är SMHI (Sharkweb).

Djursamhällen i de djupare delarna av fjordsystemet påverkas kraftigt av syrekoncentrationen i och över botten (se avsnitt 3.1.2). Faunan är därför rikare i de sydliga delarna av 8+fjordar-området eftersom vatten strömmar in från Skagerrak söderifrån och norrut genom fjordarna (Norkko *et al.* 2019). Prover från WATERS programmet 2012 visade att, medan bottenfauna finns i Hake-, Askerö- och Havstensfjordar, finns det nästan ingen bottenfauna i de djupare delarna av Byfjorden (Pihl *et al.* 2015). Dessa skiljaktigheter reflekteras i skillnader i det bentiska kvalitetsindexet (BQI) (se avsnitt 3.1.2). Artsammansättningen varierar betydligt mellan provtagningstillfällen och provtagningsplatser men det finns vissa generella trender. I Hake-, Halse- och Havstensfjordar är mjukbottensamhällen dominerade av glansig pepparmussla (*Abra nitida*), slätbukig trådormstjärna (*Amphiura filiformis*) och havsborstmasken *Scalibregma inflatum* (Figur 26). Av de känsliga arterna (som kännetecknar högt BQI) finns det bara få fynd av märkräfta (*Ampelisca tenuicornis*), hjärtsjöborre (*Echinocardium cordatum*) och havsborstmasken *Ophelina acuminata* och övervakningsdata innehåller inga fynd av havskräfta (*Nephrops norvegicus*) från 8+fjordar-området.



Figur 26. Mjukbottenfauna i Hake-, Halse- och Havstensfjordar (data från Sharkweb, SMHI).

En recipientundersökning 1962 av tre djupa lokaler i Askeröfjorden visade att det djupa mjukbottensamhället dominerades av tagghudingar, förmodligen slätbukig trådormstjärna (Figur 25). Dessa fanns i tätheter mellan 400 och 1000 individer m⁻² (Hannerz 1970). Enligt nationella miljöövervakningsprogrammet fanns det 2011-2021 mellan 118 och 473 individer m⁻² av tagghudingar i Askeröfjorden (SMHI, Sharkweb). Men även om individantalet är lägre nu är artrikedomen bland tagghudingar ungefär den samma (ca 5 arter). Samma jämförelse visar att även om antalet arter av havsborstmask inte heller har förändrat sig nämnvärt, har antalet individer ökat från 100-200 individer m⁻² 1962 till mellan 1000 och 3600 individer m⁻² 2011-2021. Detta kan tolkas som att mjukbottensamhället har förändrats från att domineras av tagghudingar till dominans av havsborstmaskar, då främst *Scalibregma inflatum* (Figur 25).

Statusklassning av mjukbottensamhällen finns bara för Askerö-, Hake-, Halse-, och Koljöfjordar och i 2021-års klassning bedömdes alla till måttlig utan Koljöfjorden som bedömdes till dålig (Tabell 5).

Tabell 5. Statusklassning 2021 av 8+fjordar-områdets bottenfauna (data från VISS Vattenkartan).

Koljöfjorden		Dålig
Havstensfjorden		Ej klassad
Byfjorden		Ej klassad
Stigfjorden		Ej klassad
Halsefjorden		Måttlig
Askeröfjorden		Måttlig
Hakefjorden		Måttlig
Älgöfjorden		Ej klassad
Sälöfjorden		Ej klassad

3.2.3. Fisk

Fisk indelas här i pelagisk fisk, bottenlevande (demersala) fisk och vandringsarter. Vidare redovisas särskild kunskap om ett antal fiskarter som varit viktiga för yrkes- och fritidsfisket. Flertalet fiskarter som förekommer i de grundare delarna av Västerhavet (Kullander *et al.* 2012), återfinns också i 8+fjordar-områdets skärgårdsområde. Dessutom hyser kustens och 8+fjordar-områdets grunda komplexa livsmiljöer ett antal mesopredatorer (se 3.1.2, *Grunda vikar*) såsom läppfiskar, smörbultar och kantnålsfiskar (Pihl och Wennhage 2002) och även vandringsarterna ål, öring och lax. 8+fjordar-området saknar ett dedikerat provtagningsprogram för fisk, men information från data insamlade i SLU:s kusttrålningsprogram och från fisket i delar av området kan användas för att skapa en bild av fisksamhällets sammansättning och i viss mån utveckling över tid (Tabell 6 och se avsnitt 4.1.1).

Flera av de kommersiella arter som redovisas här förvaltas gemensamt inom EU på en större havsområdesskala, men förefaller i flera fall ha eller ha haft lokala delbestånd vid kusten (se artbeskrivningar härunder). Då en verifierad uppföljning av lokala bestånd kräver märkningar och genetiska analyser finns mycket begränsad information om kustbeståndens status och utveckling över tid. Många av de kommersiellt viktiga arterna i Västerhavet använder kustens livsmiljöer för lek och som uppväxtområden (Seitz *et al.* 2014). Västkustens livsmiljöer verkar ha kvar sin roll som uppväxtområden för utsjöbestånden, men frånvaro av vuxna individer och lekaggregationer av fisk indikerar att lokala bestånd eller åtminstone lokala komponenter av bestånd av torsk, kolja, vitling, rödspotta, lerskädda och sandskädda kan ha gått förlorade i ett historiskt överfiske (Svedäng 2003, Svedäng *et al.* 2004). Orsakssammanhangen är inte helt klarlagda, men den komplexa beståndsstrukturen och kopplingar mellan kust- och utsjöbestånd innebär en risk att små lokala bestånd kan överfiskas eller helt utplånas när det saknas särskild beståndsövervakning och förvaltning på lämplig rumslig skala (Cardinale *et al.* 2017). Det betyder också att den information som finns om arternas status och som kan redovisas här oftast har sin huvudsakliga giltighet på större geografiska skalor och inte nödvändigtvis speglar situationen specifikt i 8+fjordar-området.

Tabell 6. Genomsnittlig biomassa (kg km⁻²) av fiskbestånd 2019-2021 från SLU Aquas kusttrålningsprogram. Bottentrålning på ca 10 meter djup.

Lokalt namn	Marstrands fjorden	Älgö	Kärsö	Askerö fjorden	Slussen	Ljungskile
Vitling	577	474	453	768	39	101
Sandskädda	1896	44	84	48	30	37
Pigghaj	431	0	0	0	0	0
Torsk	44	61	76	150	32	7
Rödspätta	80	8	12	24	15	10
Skrubbskädda	67	5	12	9	11	6
Knot	4	0	0	18	24	23
Kolja	8	24	8	17	1	7
Svart smörbult	14	21	14	2	3	3
Makrill	14	15	6	7	6	5
Kummel	44	0	0	0	0	0
Rötsimpa	5	5	5	15	0	6
Slätvar	25	0	0	0	0	1
Piggvar	0	0	0	0	20	0
Tunga	0	2	3	14	0	0
Lerskädda	13	0	0	0	4	0
Gråsej	0	4	1	3	3	0
Taggmakrill	4	2	2	0	0	0
Glyskolja	1	2	0	1	0	0
Tungevar	1	1	0	0	0	1
Skäggsimpa	0	0	0	2	0	0
Trubbstj. långebarn	0	0	0	0	1	0
Fjärsing	1	0	0	0	0	0

Förekomsten av större bottenlevande fisk, främst torskfiskar, är mycket reducerad i 8+fjordar-området liksom i Västerhavets övriga kuststområden (Svedäng *et al.* 2004). Detta följer det storskaliga mönstret med allt mindre andel stor fisk i Skagerrak och Kattegatt, men är än mer uttalat längs med kusten (Anon 2020). Från tiden innan SLU:s provfisken startade längs kusten år 2002 (Andersson *et al.* 2021), finns informationen om fiskarternas status främst i landningsstatistiken, men då bara fram till att det traditionella yrkesfisket upphörde i brist på fisk. Denna information indikerar att bestånden av de flesta arter har kollapsat, med undantag för sill och skarpsill som fortfarande fiskades 2004-2008 i den sydliga delen av 8+fjordar-området (se Tabell 11 i avsnitt 4.1.1). SLU:s undersökningar av trender i förekomst av större fisk i skärgården visar dessvärre inte på någon återhämtning under de senaste 20 åren, trots att striktare fiskeregleringar införts och stoppat det riktade fisket efter flera av dessa arter (Wennhage *et al.* 2021). Inför etableringen av det fiskefria området i 8+fjordar-området 2009 indikerade dock de inventeringar som gjordes att det fortfarande fanns ett lokalt lekande bestånd av torsk i Havstensfjorden (Fiskeriverket 2009). Förekomst av fisk i 8+fjordar-området övervakas genom flera olika program (Tabell 7).

Tabell 7. Pågående miljöövervakning och annan relevant datainsamling avseende fisk i 8 fjordar+.

Typ av data	Undersökning	Utförare, Dataåtkomst
Rumslig information, uppväxtområden	Rumsliga statistiska modeller (ensemble modellering), 20 arter	Nationell Marin Kartering. Fredriksson m.fl. 2021. Data finns hos SLU Aqua
Rumslig information Lekområden	Enkla kartor (environmental envelope), flera arter	Lektidsportalen (HaV 2020). Länen har tillgång i dagsläget, Egen hemsida under planering
Akustikdata	Akustikprovtagning nattetid under torskens lekperiod under åren 2010-15	Svedäng m fl 2016
Årlig övervakning av fisksamhälle i grunda kustområden	Nationell Miljöövervakning i Ålgöfjorden; ett referensområde med begränsad mänsklig påverkan.	.. Utförare är SLU, Data för förekomst finns i KUL (SLU). Årligen sedan 2002 i augusti samt 2002-12 i oktober
Årlig övervakning av fisksamhälle i grunda kustområden	Nationell Miljöövervakning i Havstensfjord; ett fiskefritt referensområde med begränsad mänsklig påverkan.	.. Utförare är SLU, Data för förekomst finns i KUL (SLU). Nytt provtagningsprogram från 2021 med provtagning i augusti
Gradientstudie av fisksamhället i en gradient av mänsklig påverkan	Ryssjefiske från Byfjorden och ut till ytterskärgård utanför Orust genomfört 2012	.. Utförare var SLU, Data för förekomst finns i KUL (SLU). Bergström et al. 2016
Årlig övervakning av fisksamhället på mjukare djupbottnar	Kusttråningen inbegriper 3 stationer inom 8 fjordar som provtas med finmaskig bottenräk	.. Utförare är SLU. Genomförs årligen sedan 2002 och i sin nuvarande utformning sedan 2014 i september
Övervakning av torskrekyter	Provfiske med miniräl och landvad 2019 till 2021. Beståndstillhörighet rekryter (Genetik)	Utförare är SLU. Kvartalsvis Okt 2019 till Okt 2021
Ägg och larvförekomst fisk under vinterlekperioden	Äggpåvinng: förekomst av tidiga äggstadier från torsk indikerande lokal lek. Artsammansättning i proverna.	Utförare är SLU. Feb-apr sedan 2013. Varierande geografisk, tidsmässig och taxonomisk upplösning
Kontinuerlig övervakning av öring och i vissa fall lax i tillrimmande vattendrag	Elfiske	Del av miljöövervakningen och kalkningseffektuppföljningen. Data finns i databasen SERS på SLU

Pelagiska arter

Pelagiska fiskarter som återfinns i området är sill, skarpsill och makrill. Dessutom förekommer semipelagiska arter såsom tobis, gråsej och glyskolja i viss omfattning. De provfisken som finns i området och i kustzonen mer generellt, är designade för demersala och bentiska arter och de pelagiska arterna fångas bara sporadiskt. Samtidigt är skarpsill, sill och makrill betydande fångstarter för det kustnära fisket (Bergenius *et al.* 2018), vilket tyder på att arterna fortsatt är allmänt representerade längs kusten. De pelagiska arterna förvaltas i bestånd med stor geografisk utbredning och det är inte klarlagt hur trender i dessa stora bestånd återspeglas i förekomst eller status av pelagisk fisk i 8+fjordar-området.

Skarpsill

Skarpsill har historiskt fångats i 8+fjordar-området (Andersson 1942) och ett säsongsfiske för ansjovisinläggning sker fortsatt i angränsande kustområden (se avsnitt 4.1.1). Beståndet i Nordsjön inklusive Västerhavet befinner sig över sin referensnivå (MSY $B_{\text{escapement}}$), vilket innebär att tillräcklig fiskbiomassa återstår i havet efter att fisket ägt rum; tillräcklig för att säkerställa beståndets långsiktiga överlevnad (ICES advice 2021³).

Skarpsillen räknas som en viktig födoart för rovfisk, sjöfåglar och marina däggdjur i den pelagiska näringsväven (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Genom att arten livnär sig på djurplankton (se avsnitt 3.2.1) kan den även påverka lägre trofiska nivåer som djur- och växtplankton. Skarpsillen är en kortlivad art där mängden fisk (lekbiomassan) i hög grad beror på rekryteringen av ungfisk till det vuxna beståndet vid 1–2 års ålder. Kunskap om bestandsstruktur från norska fjordområden (Quintela *et al.* 2020), indikerar att det skulle kunna finnas lokala bestånd även i den svenska skärgården med ytterligare tecken på detta för skarpsill från Uddevallaområdet i pågående studier (Havs- och Vattenmyndigheten 2021). Det finns också vissa historiska indikationer på lokala bestånd av skarpsill (Molander 1940, Lindquist 1968). ICES varnar för att ett stort fiske vid kusten i sådana fall innebär en risk för utarmning av lokala populationer av skarpsill. Tyvärr övervakas skarpsillen inte i västkustens skärgårdsområden och befintliga övervakningsprogram för kustfisk är inte lämpliga för uppföljning av arten.

Sill

Två sillbestånd samexisterar i Västerhavet; vårlekande sill i Skagerrak, Kattegatt och sydvästra Östersjön, samt höstlekande sill i Nordsjön inklusive Skagerrak och Kattegatt. Sillen är en långlivad art jämfört med många andra pelagiska arter, en egenskap som kan stabilisera beståndens storlek över tid om inte fiskeridödligheten är för hög. Liksom skarpsillen anses sillen kunna ha en central roll i de pelagiska näringsvävarna som en viktig bytesart för större rovfisk, sjöfågel och marina däggdjur, där sillen i sin tur konsumerar stora mängder djurplankton (Havs- och

³ ICES Advice 2021 – spr.27.3a4 – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7868>

vattenmyndigheten 2021). Sillen lägger sina ägg på vegetation, vilket gör sillen beroende av kustområden. Förekomst och sammansättning av vegetationen har i andra områden visats kunna påverka överlevnad hos äggen och därmed rekryteringen av sill (von Nordheim et al 2020). De historiska beskrivningarna av västkustens sillperioder (Nystedt 1994), ger en bild av hur betydelsefull arten en gång varit för fisket och livsmedelsförsörjningen vid kusten, men även kvalitativt för dess roll i ekosystemen. Det är den vårlekande sillen som har lokal lek i våra vatten och främst skulle kunna förekomma som vuxna individer i området. Detta bestånd är överfiskat, d.v.s. det fiskas inte inom biologiskt säkra gränser utan kännetecknas av låg lekbiomassa (under B_{lim}) och låg rekrytering (ICES advice 2021⁴). Beståndet vårlekande sill i Skagerrak, Kattegatt och sydvästra Östersjön har således en dålig status och tillhörande rådgivning från ICES är därför att beståndet inte skall fiskas. Tyvärr övervakas sillen inte i västkustens skärgårdsområden och befintliga övervakningsprogram för kustfisk är inte lämpliga för uppföljning av arten.

Makrill

Makrillen är idag en viktig art för fritids- och husbehovsfiske när den uppehåller sig inne vid kusten under sommarhalvåret (Havs- och Vattenmyndigheten 2019, 2021). Makrillen är genom sin höga förekomst under denna del av året en viktig rovfisk i kustekosystemen (Wennhage & Pihl 2002), då den i tillägg till en djurplanktondiet kan livnära sig på småfisk. Lekområden finns närmast beskrivna från östra Skagerrak (Kullander et al 2012), men även från lokal kunskap om att den första makrillen som kommer till kusten under sommaren är i lekstadium och vandrar långt in i skärgården för fortplantning. Detta skulle kunna vara en indikation på lokala bestånd eller åtminstone att vissa komponenter av beståndet genomför lekvandringar in i skärgården men dessa iakttagelser är ännu inte belagda med vetenskapliga studier. Makrillen förvaltas enligt principen för maximalt hållbart uttag (MSY) som ett bestånd i hela Nordostatlanten. Beståndet bedöms vara i god status med en fiskeridödlighet under och en lekbiomassa över uppsatta referensvärden (ICES advice 2021⁵). Det finns särskilda råd om att begränsa fisket i Nordsjön och Västerhavet pekats ut särskilt som ett område där fisket bör ske med försiktighet (ICES Advice 2021). Trots detta är fångsterna i Västerhavet några av de största i Nordsjön. Makrillen övervakas inte i västkustens skärgårdsområden och befintliga övervakningsprogram för kustfisk är inte lämpliga för uppföljning av arten. Systematisk registrering av fångst per ansträngning från fritidsfisket skulle potentiellt kunna testas som en indikator för makrillens utveckling över tid i området.

⁴ ICES Advice 2021 – her.27.3a47d – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7770>

⁵ ICES Advice 2021 – mac.27.nea – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7789>

Vandringsarter

Vandringsarter finns representerade i området genom den katadroma (fortplantning i havet) ålen och de anadroma (fortplantning i sötvatten) arterna lax och öring (Kullander *et al.* 2012). 8+fjordar-området fungerar som uppväxt- och födoområden för vandringsarterna och dessa utgör idag en betydande andel av den stora fisken i grundare områden genom att fisksamhället i övrigt utarmats på fisk av större storlek.

Ål

Historiskt och fram till att ålfisket förbjöds helt på västkusten (förbud mot fritidsfiske 2007 och yrkesfiske 2012) har ålen varit en viktig fångstart både för yrkes- och husbehovsfiske på svenska västkusten däribland 8+fjordar-området (Lagenfelt & Svedäng 1999, Svedäng 1999). Ålens livscykel börjar med parning/lek i Sargassohavet varifrån larver och glasålstadium driver med strömmar till våra kuster och sötvattensystem där ålen lever fram till ca 10-20 års ålder innan den som blankål återvandrar till lekplatserna. Den europeiska ålen tillhör således en enda population, spridd över Europa, Västasien och Nordafrika (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Ålen räknas som akut hotad art enligt den nationella rödlistan och IUCN (Eide *et al.* 2020). Ålen omfattas av EU:s ålförvaltningsplan varigenom varje land ska tillse att 40 % av de blankålar som i ett orört ekosystem skulle återvandrat till Sargassohavet har möjlighet att göra så (Rådets förordning (EG) nr 1100/2007). Mängden ålyngel som når Nordsjöområdet från Sargassohavet har sjunkit till enstaka procent av historiska nivåer (Havs- och vattenmyndigheten 2021).

Tabell 8. Antal ålar per år i provfisket i Hakefjorden

År	Antal ålar i provfisket
2011	360 000
2012	365 752
2013	404 800
2014	397 911
2015	333 050
2016	387 036
2017	421 274
2018	400 408
2019	377 307

Metoden med yngelutsättning för att lokalt stärka beståndet, är kontroversiell eftersom vild glasål från andra områden sätts ut och påverkan på utsatta ålars förmåga att hitta tillbaka till lekplatserna i Sargassohavet är inte klarlagda (ICES advice 2021⁶). Ålen övervakas inte specifikt i 8+fjordar-området, men viss

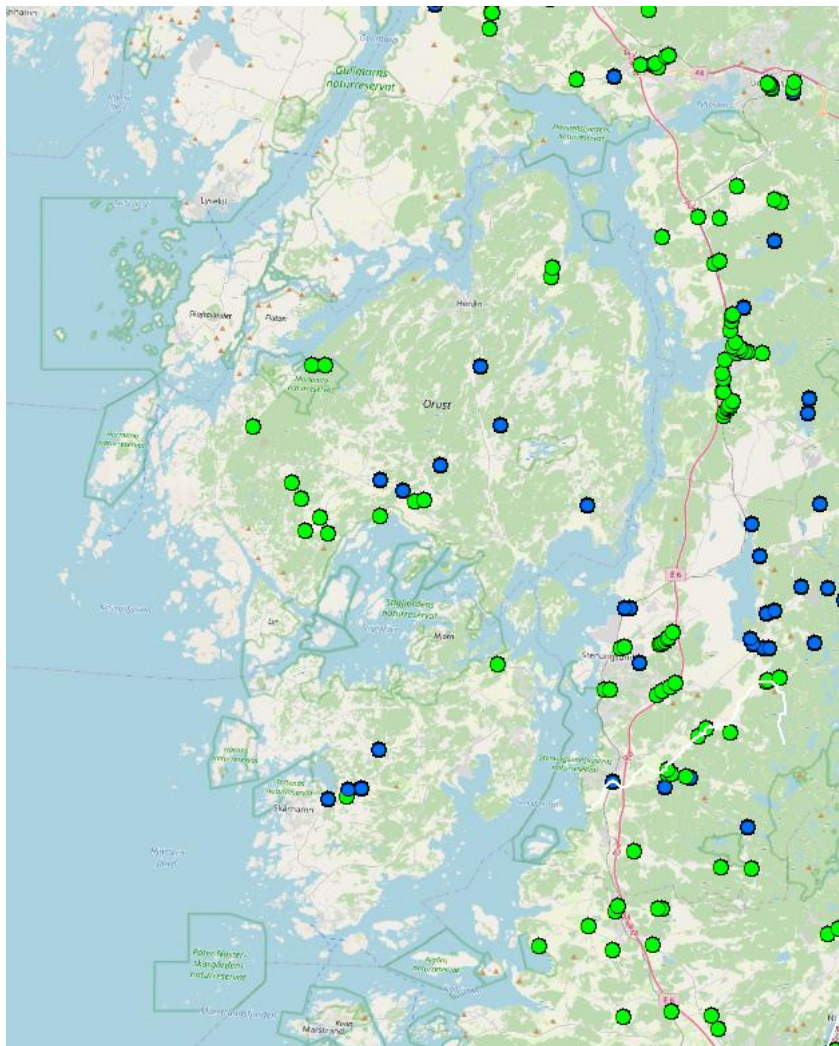
⁶ ICES Advice 2021 – ele.2737.nea – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7752>

indikation om förekomst kan fås från det årliga provfisket i Hakefjorden vid Älgön (). ICES (2021) ger rådet att fångsten av ål ska hållas till noll i alla habitat, både vad gäller fritidsfiske och yrkesfiske liksom fångst av glasål för utsättning. Alla andra mortalitetsfaktorer ska minimeras eller elimineras där så är möjligt.

Inom projekt 8+fjordar har det sedan 2010 satts ut ålyngel som fördelas på 11 utvalda platser i området. En utsättning har också gjorts varje sommar vid Nordens Ark i norra Bohuslän. Sedan 2011 har utsättningarna gjorts inom programmet *Krafttag ål*.

Öring

Öring (*Salmo trutta*) är en delvis anadrom fiskart som förekommer inom 8+fjordarområdet både som den havsvandrande varianten (havsöring), som leker i sötvatten men där den största delen av tillväxten sker i havet, och som den mer stationära varianten (öring) som både leker och växer upp i sötvatten. I ett och samma



Figur 27. Havsvandrande (gröna cirklar) och strömlevande (blå cirklar) öringsbestånd där elfisken finns registrerade (SERS-databasen, SLU).

vattendrag kan båda varianterna förekomma. Valet att vara havsvandrande eller att vara stationär styrs av flera olika faktorer t.ex. habitatets kvalitet, konkurrens – både inom arten och med andra arter – samt predation (Nevoux *et al.* 2019).

I 8+fjordar-området finns 122 olika vattendrag där många hyser öring (Figur 27). De rinnande vattendragen i området utgörs mestadels av mindre bäckar och åar där storleken på varje vattendrags avrinningsområde varierar, vilket gör vattendragen mer eller mindre känsliga för uttorkning. Alla havsöringsbäckar i 8+fjordar-området har på ett eller annat sätt blivit påverkad av mänsklig aktivitet. Exempel är försurning, mänskliga konstruerade vandringshinder, rensning, utdikning samt uträtning av åar (personlig kommunikation med Niclas Åberg, 8+fjordar).

Status för havsöringsbestånden i västkustens olika vattendrag baseras på så kallat maximalt produktionspotential för respektive vattendragen. Detta beräknas som antal havsöringsstirr fångade i elfisket i förhållande till det maximala antalet ungar som vattendraget kan producera under ideala förhållanden givet vattendragets specifika kvalitet som habitat för havsöring (vattendragets storlek, strömhastighet, bottensubstrat etc.). Sett till västkustens havsöringsbestånd som helhet så har tätheten av havsöringsungar i vattendragen minskat sedan 1990-talet, dock med stor variation beroende på bland annat variation i nederbörd och temperatur mellan år (Magnusson *et al.* 2020).

Yrkesfisket efter havsöring är idag i stort sett obetydligt och under den senaste tioårsperioden landades mindre än 0,5 ton havsöring per år sett över hela Skagerrak och Kattegatt (Sundelöf *et al.* 2022).

På västkusten fångas havsöring nästan uteslutande genom fritidsfiske med nät eller spö, i 8+fjordar-området nästan helt uteslutande med spö. Uppskattningen är dock förenat med stor osäkerhet eftersom det inte finns rapporteringsplikt för landad eller återutsatt havsöring. Enda existerande informationen inhämtas genom enkätundersökningar utförda av Havs- och Vattenmyndigheten och Statistiska centralbyrån och dessa visar på stora osäkerhet i skattat fisketryck (Sundelöf *et al.* 2022).

Sedan 1980-talet har det pågått ett restaureringsarbete av bäckar och åar i 8+fjordar-området med avsikt att förbättra havsöringens lek- och uppväxtnöjligheter (Figur 28). Arbetet, som fortfarande pågår i mindre skala, har utförts av olika lokala fiskevårdsnätverk som t.ex. privatpersoner, fiskeklubbar, privata aktörer, 8+fjordars samförvaltning och kommuner. Arbetet inriktar sig mot att minska försurningen av vattendrag, riva eller ta bort vandringshinder i form av gamla sågverk och kvarnar, samt öppna upp kulverterade delar av bäckar och utläggning av lekgrus. Restaureringsarbetet har tillsammans med en minskad och förändrad markanvändning runt vattendragen gjort att den tillgängliga lek- och uppväxtarealen för havsöring i bäckar och åar har ökat väsentligt (personlig kommunikation Niclas Åberg, 8+fjordar).



Figur 28. Restaurering av vandringsleder för öring. Bild: Stenungsunds kommun.

Majoritet av havsöringen som vandrar ut från vattendragen stannar i den marina kustnära miljö där de söker föda och växer till. Detta särskiljer den från laxen som efter sin uppväxtperiod i vattendraget vandrar ut till Nordöstra Atlanten. I den kustnära miljön kan havsöringen både anses vara en mesopredator som äter tångmärlor, räkor och havsborstmaskar och som en rovfisk som äter andra fiskar (piscivor), t.ex. olika arter av smörbultar och stubbar, tobis, sill och skarpsill (Thorstad et al. 2016).

Lax

Lax är en vanligtvis anadrom fiskart som förekommer i 24 vattendrag i västra Sverige, fyra av dessa laxförande vattendrag finns i 8+fjordar-området: Bäveån (Uddevalla), Arödsån (Ljungskile), Bratteforsån (Ljungskile) samt Anråsån (Stora Höga).

Laxens närvaro i 8+fjordar-området har tidigare bedömts som obetydlig men de senaste åren har mer och mer lekande lax observerats, vilket fått till följd att öringen trängts undan (Magnusson et al. 2020, personlig kommunikation Niclas Åberg, 8+fjordars samförvaltning).

Mänsklig påverkan på laxens lek- och uppväxtområden i 8+fjordar-området är i stort sett identisk med den för havsöring, d.v.s. försurning, mänskligt konstruerade vandringshinder, rensning, utdikning samt uträtning av åar.

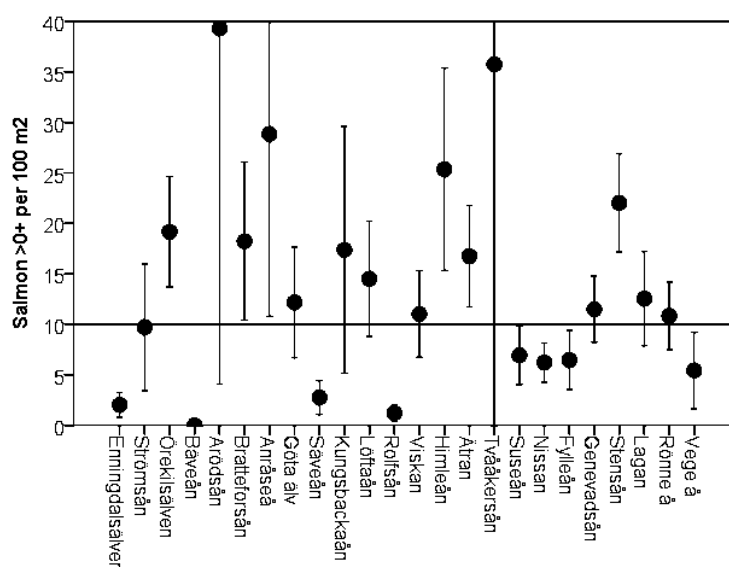
Historiskt har människan haft en stor negativ påverkan på laxbeståndens välmående. Beräkningar på landningar av lax i Halland under 1800-talet, innan introduktionen av vattenkraft, jämfört med idag visar att endast cirka 5 % av vildlaxproduktionen finns kvar. De senaste 20 årens elfiske i alla laxförande vattendrag på västkusten visar på en generell minskning i täthet av laxstirr sedan 1990, och att andelen laxar som endast spenderar en vinter i havet minskar samtidigt

som andelen lax som spenderar flera år i havet ökar (Douglas 2020). Möjligen kan de senaste årens nedgång härledas till klimatförändringar som gjort vattnet i Nordostatlanten varmare, vilket lett till i förändringar i födoväven, exempelvis en minskning i mängden fisklarver som är ett viktigt byte för laxen under den första tiden i havet (Vollset et al. 2022). Sammantaget för vattendragen på västkusten, men med stor variation mellan vattendragen, så uppnås fortfarande gränsvärdet för det man kallar ”conservation limit”. Det är ett sammanvägt mått på dels individtäthet av laxungar i vattendraget och dels antalet återvändande laxar som minst behövs för effektiv rekrytering till populationen (Douglas 2020).

Sannolikt har det svenska yrkesfisket mycket liten påverkan på laxen i våra västkuståar då laxungar efter att de vandrat ut i havet lämnar den svenska kusten för att söka föda i det öppna havet i Nordostatlanten. Fisket med fasta redskap längs kusten gjorda för att fånga lekvandrande laxar har också minskat från cirka 60 redskap (längs hela västkusten) på 1980-talet till inga licenser 2019-2020 (Sundelöf et al. 2022).

Eftersom en större andel av laxarna spenderar flera år i havet förekommer det idag sannolikt inget riktat fritidsfiske på lax vid kusten. Laxfiske förekommer i vattendragen där mängden landad lax har minskat i fritidsfisket under de senaste åren samtidigt som ”catch and release”-fisket ökat. Överlevnaden hos återsatt lax är beroende av själva hanteringen av laxen innan återutsättning samt rådande vattentemperaturen, vilket ger osäkerhet i skattningen av hur fritidsfisket i vattendragen påverkar laxbestånden. Internationella studier av överlevnad hos lax i ”catch and release”-fisket pekar dock på en relativt hög överlevnad (Lennox et al. 2017).

Idag förekommer inget restaureringsarbete riktat specifikt mot lax, men laxens tillgängliga lek- och uppväxtarealer ökar i och med de insatser som görs för öringen.



Figur 29. Status 2019 för laxbestånd i vattendrag på Västkusten. Vattendrag där konfidensintervallet (vertikala svarta linjer) överlappar ”conservation limit” (horisontell linje) bedöms ha risk för reducerad produktion.

Sannolikt har lax en mindre roll i det marina kustnära ekosystemet eftersom laxen efter sin uppväxtperiod i vattendraget vandrar som smolt ut till Nordostatlanten kring Shetlands- och Färöarna för att söka föda, och det är också där som största delen av laxens tillväxt sker (Haugland *et al.* 2006).

Laxens miljöstatus är bättre i 8+fjordar-området än i de flesta andra områden i Sverige. Status är över den fastsatta ”conservation limit” – vilken baseras på analys av individtätheter för laxungar (stirr) i de olika vattendragen – i alla år i 8+fjordar-området utom Bäveån där rekryteringen verkar utebli (Figur 29).

Bottenlevande arter

Fisksamhällen i grunda vikar karakteriseras av en rad mindre fiskarter som mestadels är mesopredatorer som livnär sig på bentiska evertebrater som t.ex. märlor, andra kräftdjur och blötdjur (se 3.1.2, *Grunda vikar*). Provfiske med ryssja och landvad har visat på fisksamhällen med stor diversitet i 8+fjordar-området (Bergström *et al.* 2016) (Tabell 9).

De djupare bottenlevande fisksamhällena karaktäriseras av plattfisk- och torskfiskarter (Tabell 10). Fiskförekomsten i denna provtagning representerar huvudsakligen förhållandena på mjukbottnar under språngskiktet, en ytmässigt dominerande livsmiljö på svenska västkusten och även i 8+fjordar-områdets skärgårdsområde.

Tabell 9. Fångster i provfiske med ryssjor 0-10 m 2012 (Bergström *et al.* 2016) och landvad 0-4 m 2019-2020 (SLU Aqua).

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Maxantal per ryssja	Medelantal per landvadsdrag
<i>Mesopredatorer</i>			
Stensnultra	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	93	7.7
Skärsnultra	<i>Symphodus melops</i>	68	1.4
Tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>	20	
Grässnultra	<i>Centrolabrus exoletus</i>	9	0.1
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	7	0.6
Oxsimpa	<i>Taurulus bubalis</i>	6	0.1
Svart smörbult	<i>Gobius niger</i>	4	10.5
Rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	4	0.6
Tunga	<i>Solea solea</i>	4	
Rödspätta	<i>Pleuronectes platessa</i>	3	0.5
Berggylta	<i>Labrus bergylta</i>	2	
Slätvar	<i>Scophthalmus rhombus</i>	2	
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	14.5
Tångspigg	<i>Spinachia spinachia</i>	1	0.5
Större kantnål	<i>Syngnathus acus</i>	1	0.3
Femtömmad skärlånga	<i>Ciliata mustela</i>	1	
Sandskädda	<i>Limanda limanda</i>	1	
Sjöcock	<i>Callionymus lyra</i>	1	
Klarbult	<i>Aphia minuta</i>		26.9

Smörbultar	<i>Pomatoschistus spp.</i>		19.3
Sjustrålig smörbult	<i>Gobiusculus flavescens</i>		10.0
Liten tångsnälla	<i>Syngnathus typhle</i>		5.9
Mindre havsnål	<i>Nerophis ophidion</i>		3.4
Sill	<i>Clupea harengus</i>		2.0
Tobis	<i>Ammodytes tobianus</i>		1.9
Tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>		1.5
Mindre Kantnål	<i>Syngnathus rostellatus</i>		0.9
Strandkrabba	<i>Carcinus meanas</i>		0.2
Större havsnål	<i>Entelurus aequoreus</i>		0.2
Sjurygg	<i>Cyclopterus lumpus</i>		0.1
Tejstefisk	<i>Pholis gunnellus</i>		0.1
Bergstubb	<i>Pomatoschistus pictus</i>		0.03
Tungevar	<i>Arnoglossus laterna</i>		0.03
	<i>Andra arter</i>		
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	36	
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	24	3.8
Sej	<i>Pollachius virens</i>	17	
Vitling	<i>Merlangius merlangus</i>	8	9.6
Lyrorsk	<i>Pollachius pollachius</i>	2	3.5
Havsöring	<i>Salmo trutta</i>	1	2.8
Gråsej	<i>Pollachius virens</i>		0.05
Näbbgädda	<i>Belone belone</i>		0.03

Plattfiskar

Plattfiskar utgör en stor del av fångsterna från provfisket på större djup i 8+fjordar-området mjukbottenområden, där sandskäddan är den sammantaget dominerande arten (Tabell 10). Sandskäddan är även en vanlig plattfiskart på mjukbotten ute i Västerhavet och övervakas i viss mån av ICES⁷, men då inga förvaltningsråd efterfrågas görs inte bedömningar regelbundet. Genom att sandskäddan inte längre har fiskekvoter omfattas den inte av landningsskyldigheten utan kan slängas tillbaka som oönskad bifångst.

Skrubbskäddan förekommer regelbundet i 8+fjordar-området liksom i många kust- och flodmynningsområden i Nordsjön. Skrubbskäddans larver bottenfaller under senvåren i grunda vikar och flodmynningar; miljöer som den nyttjar som uppväxtområden under första sommaren. De äldre individerna kan sedan årligen återkomma till grundare vatten för födosök och arten har i Nordsjön framförallt en kustnära utbredning (Curry-Lindahl 1985). Arten förvaltas för Nordsjön inklusive Västerhavet enligt försiktighetsprincipen (ICES advice 2021⁸).

⁷ ICES Advice 2019 – dab.27.3a4 – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5641>

⁸ ICES Advice 2021 – fle.27.3a4 – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7753>

Tabell 10. Förekomst i viktprocent av dominerande fiskarter i olika delområden av 8+fjordarområdet baserat på medelvärden från SLUs kusttrålning för perioden 2002-21. Pelagiska arter som sill, skarpsill, blåvitling och tobis registreras ej i fångsterna.

Fiskart	Askerö- fjorden	Kärsö	Ljungskile	Marstrands- fjorden	Slussen	Stigfjorden	Älgö	Totalt 8+fjordar
Sandskädda	15	24	17	73	16	6	26	41
Vitling	27	45	11	13	5	42	38	22
Rödspätta	25	7	23	6	8	11	7	12
Torsk	8	7	31	2	5	9	9	8
Skrubbskädda	13	9	3	1	29	23	4	7
Rötsimpa	6	2	1	0	0	1	4	2
Tunga	2	2	1	0	1	0	7	2
Piggvar	1	0	4	0	22	1	0	1
Övriga arter	2	4	10	5	13	6	5	5

Rödspotta

Rödspottan (populärt även kallad rödspätta) bottenfaller om våren som larver i grunda vikar inom bland annat 8+fjordar-området där de tillbringar den första sommaren (Pihl et al. 2000). Under uppväxttiden är ynglen känsliga för blomning och igenväxning av näringsgynnade fintrådiga alger, som kan påverka deras tillväxt och överlevnad negativt i de grunda vikarna (se också avsnitt 3.1.2) (Wennhage & Pihl 2007). Så sent som i början av 1990-talet pågick ett fiske efter rödspotta i Koljöfjorden, där fångade individer användes som avelsfisk för forskningsodling (Wennhage 1999). Detta indikerar att lokal lek förekom i området vid denna tid, men det är oklart om lokal lek fortsatt sker. Rödspottan i Västerhavet har på senare tid separerats upp i ett bestånd för Nordsjön inklusive Skagerrak och ett bestånd i Kattegatt inklusive Bälthavet och sydvästra Östersjön (ICES 2012). Båda bestånden anses i dagsläget ha god status med stor beståndsstorlek⁹. För beståndet i Nordsjön rekommenderas dock en analys av den rumsliga fördelningen av rödspotta för att övervaka att förekomsten av individer längs svenska västkusten inte minskar från historiskt låga nivåer som fortfarande råder här (Ulrich *et al.* 2013). Bohuskusten utgör uppväxtområde för Nordsjöbeståndet och det får anses sannolikt att Bohuskustens skärgårdsområden kan fungera som uppväxtområde även för Kattegattbeståndet av rödspotta. Rödspottan i 8+fjordar-området uppvisade ingen återhämtning vid utvärderingen av Havstensfjords fiskefria område år 2015 (Bergström et al 2016). Utvecklingen för rödspotta i 8+fjordar-området är därefter fortsatt bekymmersam med en biomassa under perioden 2016-2021 på samma låga nivåer som för övriga västkustens skärgårdsområden (Bergström *et al.* 2022). Förekomsten av stor rödspotta (≥ 24 cm) har sedan 2007 med något enstaka undantag varit noll i trålragen från 8+fjordar-området. Det kan även noteras att förekomsten av juvenil rödspotta varit låg i kusttrålningen sedan 2007.

⁹ ICES Advice 2021 – ple.27.420 – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.8113>

Piggvar

Piggvaren växer upp i grunda kustområden och uppsöker grunda bottnar för lek under våren (Curry-Lindahl 1985). Historiskt har ett visst fiske efter piggvar förekommit i 8+fjordar-området (Tabell 12, Hannerz 1970), och analys av historiska provfisken indikerar att förekomsten av arten i Västerhavet minskat utmed svenska Västkusten under 1900-talet (Cardinale et al 2009). Utvärderingen av det fiskefria området fram till år 2015 visade inte på någon ökning av piggvar i 8+fjordar-området. Medelfångsten av köns mogen piggvar var dock högre inom de fiskefria områdena i Havstensfjorden och i omgivande buffertzon jämfört med Gullmarsfjorden och övriga undersökta kustområden (Bergström *et al.* 2016). Sedan utvärderingen fram till 2015 har biomassan uppvisat vikande trender i 8+fjordar-området (Bergström *et al.* 2022). Under provtrålningar 2019-2021 påträffades inga stora piggvarar (≥ 35 cm) i 8+fjordar-området. Mängden juvenil piggvar har fluktuerat över tid men uppvisar likt biomassan en vikande trend sedan 2016 (Bergström *et al.* 2022). ICES lämnar råd för piggvar i Västerhavet där arten anses nyttjas hållbart med en lekbiomassa över och fiskeridödlighet under referensnivåerna för maximalt hållbart uttag (MSY)¹⁰.

Torskfiskar

Bland torskfiskarna som regelbundet återfinns i 8+fjordar-området märks vitling, torsk, bleka, och kolja. Vitlingen är fortsatt talrik i området och dominerar i provfisket med trål (Tabell 10), men består nästan enbart av små unga individer. Den låga andelen vuxna individer gör att vitlingen knappast är föremål för något fiske. Vitlingen är dock en art av torskfisk som tidigt i livet växlar över till en fiskdiet och även relativt små individer kan därför vara betydelsefulla predatorer av småfisk (Wennhage och Pihl 2002).

Läget för bleka och kolja anses liksom för torsken vara problematiskt (Svedäng *et al.* 2004). Innanför trålgränsen omfattas torsk, kolja och bleka därför alla av ett generellt fångstförbud under leken första kvartalet på året. Dessutom råder ett särskilt fångstförbud i 8+fjordområdet för dessa tre arter under hela året. Cardinale *et al.* (2012) beskriver den historiska nedgången av kolja och bleka i Västerhavet under 1900-talet till nuvarande mycket låga nivåer. Mängden kolja i området uppgick i genomsnitt till 3,5 kg/Ha och bleka påträffades bara vid ett tillfälle i Askeröfjorden. Kunskapsläget för bleka och kolja är i övrigt sämre än för torsken, varför torsken delvis kan ses som en paraplyart för skyddet av dessa arter (Fiskeriverket 2009).

Torsk

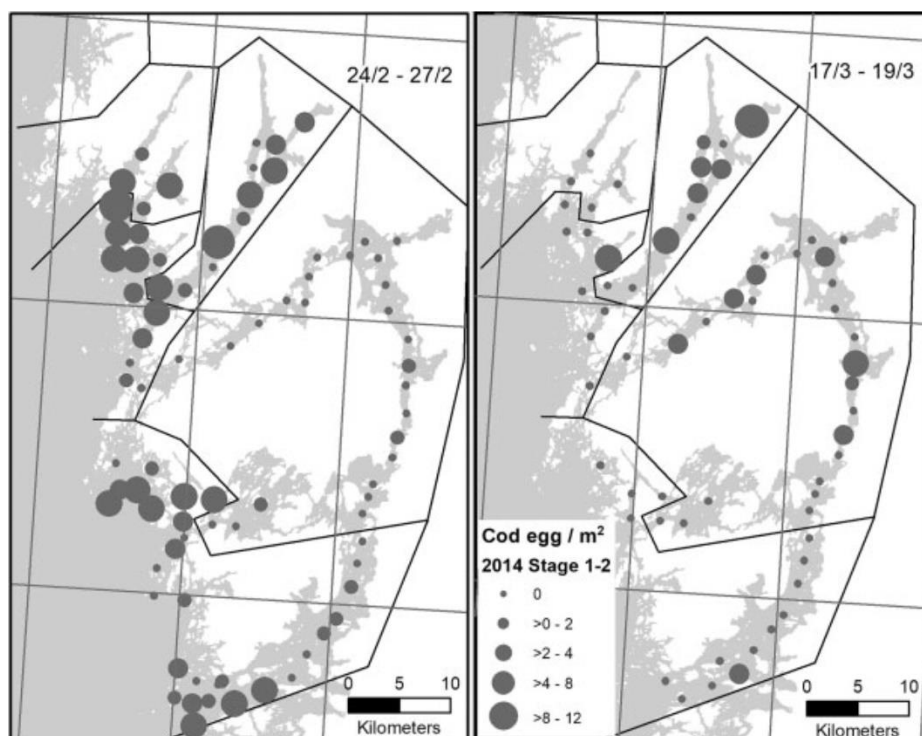
Torsken är en långlivad art (ca 20 år) med pelagiska ägg och larvstadier och med uppväxtområden i kustens strukturellt komplexa livsmiljöer (Kullander *et al.* 2012).

¹⁰ ICES Advice 2021 – tur.27.3a – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7878>

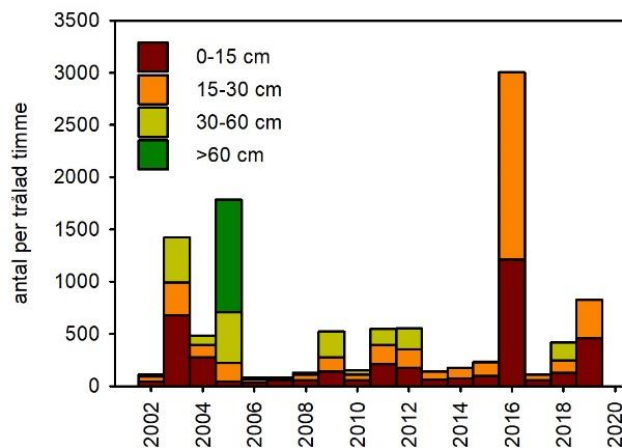
Historiskt har torsk varit en viktig målart för fisket både vid kusten och i utsjön, men som med sviktande överfiskade bestånd blivit allt ovanligare och av försumbar ekonomisk betydelse för fisket. Torsken påverkar dock fortfarande mycket av fiskeriförvaltningen som en skyddsvärd men förvaltningsmässigt problematisk bifångst. Torsken var därvidlag en central del av inrättandet av fiskefria områden 2010 i Havstensfjord med omkringliggande buffertzoner i 8+fjordar-området.

Fjordområden i Skagerrak har visats ha lokala bestånd av torsk, framförallt längs den norska kusten, men tidiga genetiska studier indikerar lokala bestånd även i svenska fjordområden (Knutsen *et al.* 2004; Barth *et al.* 2017). Samtidigt fungerar kustens och fjordarnas ekosystem som viktiga uppväxtområden för de större Kattegatt- och Nordsjöbestånden. Under 12970-talet var förekomsten av torsk hög i utsjön i Skagerrak och Kattegatt samtidigt som bestånden längs södra Bohuskusten minskade dramatiskt (Svedäng 2003); försvagningen av bestånden i fjordarna kan därför inte antas vara en ren konsekvens av uttunnade utsjöbestånd utan anses även bero på utfiskning av de lokala fiskbestånden i den Bohuslänska skärgården.

En viktig indikation på ett lokalt torskbestånd är förekomsten av lekande fisk i ett område. Intervjuundersökning med det lokala fisket tyder på att det funnits lekplatser i 8+fjordar-området och angränsande fjordområden såsom Gullmarsfjorden. Lekmogen (rinnande) fisk påträffades i Havstensfjord och vid Vindön inför inrättandet av det fiskefria området (Fiskeriverket 2009). I nutid studeras förekomsten av lokal lek genom ägghävning där förekomsten av nybefruktade fiskägg indikerar lokal lek och samtidigt skonar eventuella kvarvarande föräldrar från dödlighet i provfisken. De första årens ägghävning indikerade torsklek utanför



Figur 30. Förekomst av torskägg i SLUs årliga ägghävning 2014 (Svedäng *et al.*, 2018).



Figur 31. Genomsnittligt antal torsk i 8+fjordar-området fångat i SLU Aquas kusttrålning.

Orust och Tjörn och i Gullmarsfjorden, men väsentligt mindre i 8+fjordar-området (Figur 30) (Svedäng *et al.* 2018). År 2017 visade också på förekomst av tidiga stadier torskägg och därmed torsklek i 8+fjordar-området, men äggförekomsten har därefter uppvisat en vikande trend fram till 2021 (Bergström *et al.* 2022). Det finns vissa indikationer från genetisk analys av äggen på att leken skulle kunna härstamma från ett lokalt bestånd (Svedäng *et al.* 2018), även om det inte kan uteslutas att det rör sig om samma bestånd som återfinns i Kattegatt (Cardinale *et al.* 2019). Utvärderingen 2010-2015 av det fiskefria området med buffertzoner i 8+fjordar-området visar på låga och minskande förekomster av stor torsk i området (Bergström *et al.* 2016). Under perioden 2016-2021 har nästan ingen stor (≥ 40 cm) och potentiellt köns mogen torsk påträffats i kusttrålningen (Figur 31), och den tillfälliga återhämtning av torsk som sågs i Skagerrak 2012-2017 kan inte skönjas i data från 8+fjordar-området (Bergström *et al.* 2022). Den juvenila torsken återfinns fortfarande i området och förekomsten har i närtid (2016 och 2019) varit relativt god, men de försvinner innan de växer sig större än ca 30 cm. Tyvärr försvårar byte till finare maskstorlek i trålen kvantitativa jämförelser mellan åren. Genetiska studier av juvenil torsk visar att skärgården inklusive 8+fjordar-området fortsatt är uppväxtområde för Kattegatt- och Nordsjötorsk (Henriksson 2021). Större individer av torsk rapporteras nu i den mån de alls förekommer, i övervakning och av allmänhet, främst ifrån komplexa klippbottnar. Allmänhetens inrapporterade bifångster av torsk i hummerfisket 2013-2021 visar att arten i snitt bifångas i vart 20:e redskap och denna bifångst domineras av individer från 25 till 40 cm längd (Bergström *et al.* 2022). En översiktlig beräkning baserad på antalet hummertinor i 8+fjordar-området ger att c:a 3500 individer torsk bifångas årligen i hummerfisket. Med hjälp av betade undervattenskameror (BRUV), har SLU-Aqua under de senaste åren verifierat förekomst av större torskindivider i revmiljöer i 8+fjordar-området, men det kräver fler observationer för att få ett bättre kvantitativt estimat av mängden större torsk.

3.2.4. Fåglar

Många fågelarter är viktiga länkar inom och mellan näringsvävar i havet och på land. Sjöfåglar kan vara bra indikatorer på förändringar i den marina miljön och storskaliga förändringar i de marina ekosystemen. Bland de sjöfågarna som häckar i svenska havsområden och tillbringar sommarhalvåret längs kusten övervintrar vissa arter i sydliga regioner. Samtidigt använder sig sjöfåglar, som häckar i andra delar av Nordeuropa, av svenska havsområden som rastplatser och födosöksområden under vintern.

För sjöfågel finns sedan 2015 den Nationella kustfågelövervakningen, som en del av den nationella miljöövervakningen. Övervakningen består av återkommande inventeringar av 2x2 km stora rutor i slutet av maj-början av juni och utförs av kontrakterade ornitologer på uppdrag av Länsstyrelserna. I Västra Götalands län finns 24 rutor varav omkring 10 finns i 8+fjordar-området. Rutornas placeringar ger en representativ bild av flertalet kustfåglar och varje ruta inventeras en gång per år (Haas och Green 2016). För Västra Götalands län genomfördes dock en mer omfattande regional kustfågelinventering mellan 2001 och 2013 med samma metoder som i den nationella övervakningen (Alexandersson 2011). Resultaten i ovanstående inventeringar har sammanställts i en rapport som visar populationstrender för länets havskustfåglar 2002–2021 (Åhlund 2022).

Andra nationella inventeringar som kan ge information om förekomsten av fågel i 8+fjordar-området är de sjöfågelrutter (utförs i maj) samt höst- och vinter-räkningar (utförs i september respektive januari) av sjöfågel som genomförs av frivilliga observatörer samordnade av Svensk Fågeltaxering vid Lunds universitet (www.fageltaxering.lu.se).

För 8+fjordar-området finns dessutom resultat från fågelinventeringar från 1960- och 1970-talet (Assmundson 1978, Assmundson 1979), som pågått kontinuerligt sedan 1979 (Uddén & Åhlund), liksom data från de heltäckande kustfågelinventeringar som genomfördes i länet 1966–1968 och 1993–1995 (Pehrsson 1967, Pehrsson 1968, Åhlund 1996).

Storskarv

I Sverige finns två underarter av storskarv. Mellanskarven (*Phalacrocorax carbo sinensis*), även kallad kontinental storskarv, är den underart som häckar i Sverige. Majoriteten av dessa fåglar lämnar Sverige efter häckningen och övervintrar längre söderut på kontinenten. Mellanskarven är utspridd från Europas atlantkust till Asien. År 2012 hade Sverige det största antalet häckande par i norra Europa (Bregnballe *et al.* 2014). Underarten atlantstorskarv (*P. carbo carbo*) anses inte häcka i Sverige, och de närmaste kolonierna finns längs kusterna i Norge, Storbritannien och den europeiska kontinentens atlantkust. Åtskilliga individer av underarten *carbo* övervintrar dock i svenska vatten. Underarternas fördelning i olika delar av Sverige under olika delar av året är dåligt känd. Utöver de bägge

underarterna av storskarv förekommer dessutom såväl häckande som övervintrande toppskarvar (*P. aristotelis*) längs svenska västkusten.

I norra Bohuslän är mellanskarven under delar av året den minst vanliga skarven då både atlantskarv och toppskarv förekommer i större antal (Åhlund 2021). Troligen har andelen mellanskarvar som övervintrar i Sverige ökat under senare år, till stor del som en följd av ett varmare klimat. Under år med kalla vintrar syns en tydlig nedgång antalet storskarvar (Nilsson och Haas 2016).

Storskarven häckar i kolonier som kan variera mellan ett fåtal bon till flera tusen par. Häckningsperioden sträcker sig mellan mars och juni. Mellan 3 och 5 ägg läggs och vanligtvis blir två ungar flygga. Avstånd mellan skarvarnas koloni eller rastplats och födosöksområden kan variera mellan några få kilometer till flera mil (Johansen *et al.* 2001, Paillisson *et al.* 2004).

Häckande storskarv förekom i Sverige åtminstone fram till slutet av 1800-talet, åtminstone av underarten mellanskarv i södra Östersjön (Andersson *et al.* 1984), men eventuellt även atlantstorskarv i Bohuslän (Nilsson 1858). Som en följd av jakt och förföljelse från människan utrotades dock arten helt från Sverige och återkom inte förrän i mitten av 1900-talet, till Kalmarsund. Under 1980- och 1990-talet spred sig skarven längs den svenska kusten och återfinns nu som häckande fågel ändå upp till Norrbotten. Den snabba sökningen av antalet skarvar kan förklaras av att arten blev skyddad och att födotillgången gynnades av eutrofiering och kraftigt nedfiskade fiskbestånd som innebar att tillgången på mindre fiskar, i lämplig storlek för skarvarna, har ökat. I Bohuslän upptäcktes de första häckande storskarvarna i mitten av 1990-talet (Engström 2001).

Någon regelbunden nationell övervakning av storskarv förekommer inte i Sverige. Inventeringar av antalet bon i samtliga kolonier i landet har utförts tidigare, i internationell regi, men efter 2012 har inga sådana inventeringar gjorts. I vissa län finns årliga samordnade inventeringar, dock inte för Bohuslän, inklusive 8+fjordarområdet. Däremot finns spridda uppgifter om koloniernas storlek från vissa år, insamlade av ornitologer och SLU. Som en följd av bristen på information om utvecklingen av skarv längs västkusten påbörjades en ny inventering år 2020 då kolonierna längs kusten i Västra Götalands län inventerades genom fotografering från flygplan. År 2021 utökades inventeringen till att även täcka in kolonierna längs Hallands kust (Lundström *et al.* 2023a). De första storskarvkolonierna i anslutning till 8+fjordarområdet upptäcktes i början av 2000-talet, i Hakefjorden samt väster och söder om Tjörn. Ingen av dessa kolonier ligger dock inom 8+fjordars område med fiskeförbud för torsk, kolja och bleka. År 2020 konstaterades en ny koloni i 8+fjordars fredningsområde, i Havstensfjord, bestående av 10 bon. År 2021 räknades sammanlagt 1300 bon i 7 kolonier från Nordre Älvs mynning i söder till Havstensfjord i norr, majoriteten väster om Orust-Tjörn (Lundström *et al.* 2023b).

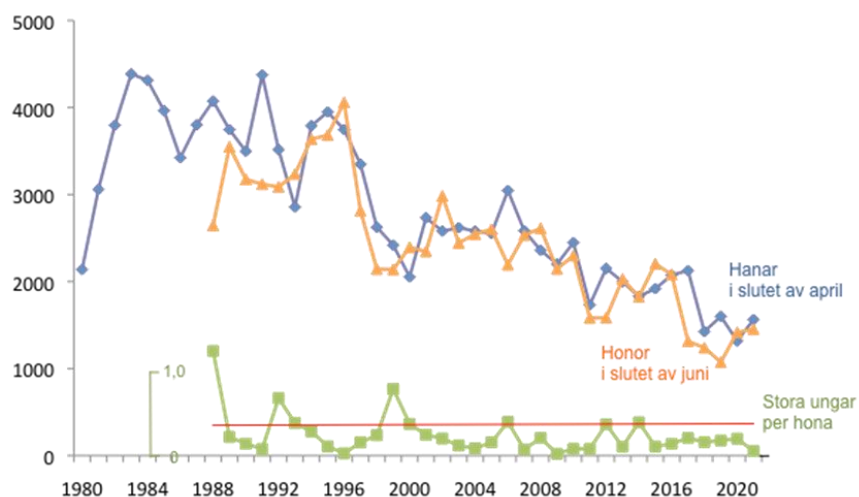
Specifikt för 8+fjordarområdet har det under 2019-2021 även utförts en inventering av skarv (och säl) i en del av området för att få en bättre uppfattning av hur antalet skarvar varierar under året. Inventeringen har utförts längs en rutt från båt en gång per månad, från Stora Höga i söder till Svanesund i norr. Antalet

räknade skarvar varierade över året, som lägst omkring 100 skarvar under senhöst-vår och som högst 300 skarvar under juli-september. Antalet räknade skarvar i området varje månad minskade för varje år. År 2020 och 2021 gjordes en liknande inventering varje månad i ett större område, från Stenungsund i söder till Uddevalla i norr. Antalet räknade skarvar i det större området var något högre än resultaten från inventeringarna av det mindre området: från ca 100 fåglar under vinter och vår upp till knappt 500 fåglar i september då antalet var som högst (Lundström *et al.* 2023b). Det är okänt i vilken omfattning det är samma fåglar som uppehåller sig i området över tid eller om det sker ett kontinuerligt utbyte av fåglar, t.ex. om 8+fjordar-området används under en begränsad tid av fåglar som häckar i andra områden och som bara utnyttjar området tillfälligt. Under både sommar och vinter är förekomsten av storskarv främst koncentrerad till den yttre skärgården (Alexandersson 2011, Nilsson och Haas 2016).

Storskarven anses vara en opportunistisk predator som huvudsakligen lever av olika arter av fisk i längdintervallet 10-30 cm. Ofta uppfattas skarven, tillsammans med sälen, som en konkurrent till människan och i 8+fjordar-området lyfts den av vissa intressenter som ett problem för fiskbestånden i området och som en faktor som förhindrar återhämtningen av fiskbestånden (Bryhn *et al.* 2017). Vilken påverkan storskarv har på olika fiskbestånd i 8+fjordar-området är emellertid inte känt. Tidigare information om födoval hos storskarv i Skagerrak finns från fyra undersökningar från Norge (2002, 2010-2012, 2015-2017), två undersökningar från Kosterhavet (1980, 1999-2002) och en från 8+fjordar-området (Hakefjorden, 2001-2002) (Dehnhard *et al.* 2021, Gustavsen 2017, Härkönen 1988, Lunneryd och Alexandersson 2005, Skarprud 2003, Sørensen 2012). I undersökningarna från Norge dominerades dieten viktligt av olika arter av läppfisk, följt av olika arter av torskfisk och plattfisk. I den äldre undersökningen från Kosterhavet var läppfisk och torskfisk de viktigaste bytesgrupperna, medan torskfisk, simpbor och plattfisk var de dominerande bytesgrupperna i den senare undersökningen. I undersökningen från 8+fjordar-området (Hakefjorden) dominerades dieten av simpbor, plattfisk och smörbult. Från 8+fjordarområdet finns även två senare undersökningar av storskarvens födoval, en baserad på underlag från 2016 och en från 2019-2020, som visar att dieten varierar stort mellan år, områden och årstider (Fleet 2021, Ljunggren 2017). De vanligaste bytesgrupperna i området var smörbult och plattfisk, men även andelen torskfisk var betydande. I den senare undersökningen konstaterades en tydlig förändring av födoval med ett stort inslag av sötvattensfisk.

Ejder

Ejdern häckar i stort sett längs hela den svenska kusten. Från och med mitten av 1900-talet fram till mitten av 1990-talet ökade antalet ejdrar i Sverige, bland annat på grund av ökad tillförsel av näringsämnen till havet och som en följd av att fågelskyddsområden inrättades och jakttrycket minskade. Efter mitten av 1990-talet har ejderpopulationen minskat avsevärt och arten är numera (2020) rödlistad som ”starkt hotad” (EN) i både Sverige och Europa. Ejderpopulationen i Sverige



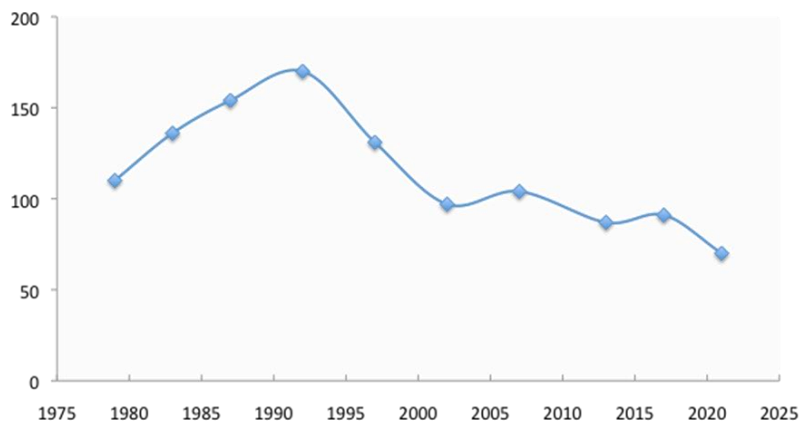
Figur 32. Antal vuxna fåglar och ungprouktion hos ejder i fjordarna mellan Uddevalla och Orust. Den röda linjen visar den ungprouktionsnivå (0,4) som behövs för att upprätthålla en stabil population (Lindegarth *et al.*, 2019).

minskade med mer än hälften mellan 2001 och 2012. Orsakerna till tillbakagången är inte klarlagda och kan förmodligen skilja sig åt mellan områden. Troliga faktorer som föreslagits är minskad mängd och/eller kvalitet, inklusive vitaminbrist, på blåmusslor som är ejderns huvudföda, ökad utbredning av syrefria bottnar, klimatförändringar, predation och sjukdom. En stor del av de ejdrar som häckar i Sverige övervintrar i danska vatten, men under senare år verkar en större andel stanna kvar i svenska vatten, framför allt i ytterskärgårdarna längs västkusten (Nilsson och Haas 2016). Hanarna lämnar häckningsområdena kort efter att äggen lagts och flyttar ut till ytterskärgården. Blåmusslor utgör ejderns huvudföda, men även andra musslor, snäckor, kräftdjur, tagghudingar och fisk kan förekomma i dieten (Waltho och Coulson 2015). Som en följd av att utbredningen av blåmusselbankar minskat längs kusten har förekomsten av ejdrar i musselodlingar i 8+fjordarområdet ökat, vilket bidragit till ökade konflikter mellan musselnäringen och ejderpopulationen i området (Baden *et al.* 2021, Lindegarth *et al.* 2019).

Ejderpopulationen i 8+fjordarområdet har övervakats i över 40 år, och för delar av området finns äldre övervakningsdata från 1960- och 1970-talet. I övervakningen har man räknat:

- antalet hanar i slutet av april, årligen sedan 1980;
- antalet honor och ungar i slutet av juni, årligen sedan 1988;
- antalet ejderbon på alla öar i området i början av maj, med 4–6 års mellanrum sedan 1979.

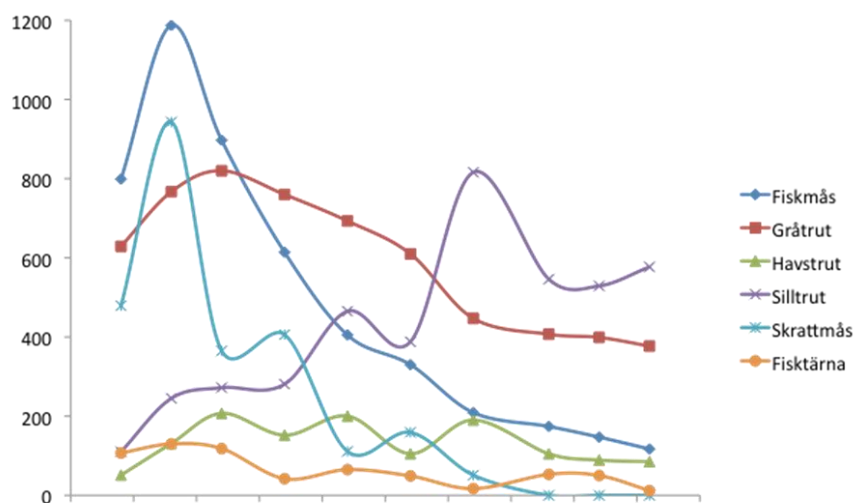
Utvecklingen för ejder i 8+fjordar-området överensstämmer med den i övriga Sverige, antalet ejdrar har minskat med mer än hälften sedan mitten av 1990-talet (Figur 32). Även produktionen av ungar har varit generellt låg med hög dödligheten under ungarernas första veckor (Lindegarth *et al.* 2019).



Figur 33. Strandskata. Antal par i fjordarna mellan Uddevalla och Orust 1979–2021 (Uddén & Åhlund, opubl.).

Strandskata

Strandskatan häckar längs hela svenska kusten och även i många stora sjöar. Arten har minskat med omkring 40 % i Sverige de senaste 30 åren och är sedan 2020 rödlistad som "nära hotad" (NT). I Europa är den till och med rödlistad som "sårbar" (VU). Födan består till stor del av musslor och snäckor, men till exempel havsborstmaskar och krabbor ingår också, liksom daggmask som hämtas från åkrar och gräsmarker. En betydande del av populationsminskningen kan sannolikt precis som för ejdern förklaras av bristande tillgång på musslor i både häckningsområdet och övervintringsområdet. I 8+fjordarområdet har bestånden av blåmusslor och hjärtmusslor minskat kraftigt under de senaste årtiondena. Populationsutvecklingen hos strandskata i fjordarna mellan Uddevalla och Orust påminner mycket om den hos ejder: en ökning fram till mitten av 1990-talet och därefter en påtaglig nedgång (Figur 33).



Figur 34. Måsfåglar. Antal par i fjordarna mellan Uddevalla och Orust 1979–2021 (Uddén & Åhlund, opubl.).

Måsfåglar

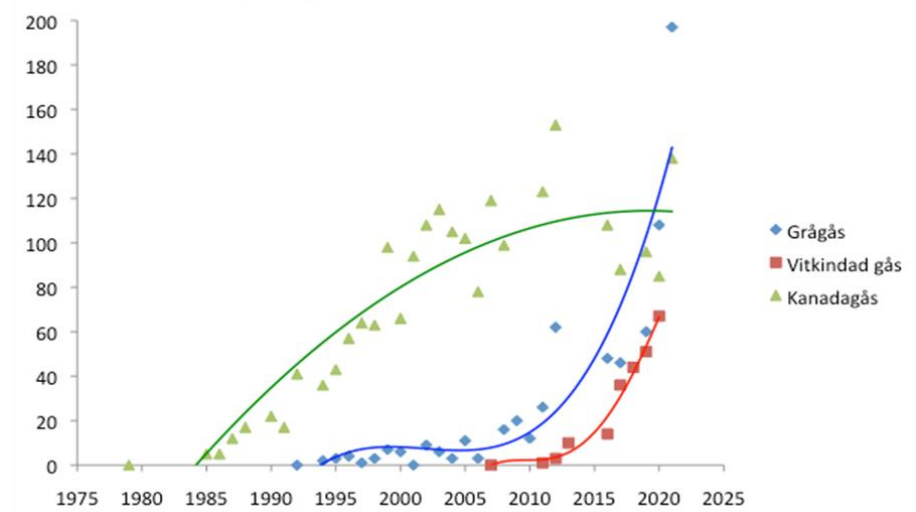
Stora förändringar har också ägt rum hos många måsfågelbestånd de senaste 20-30 åren. Av arterna som är aktuella i 8+fjordarområdet har fisktärna och silltrut (på västkusten) klarat sig bra, medan övriga måsfåglar minskat så kraftigt att de blivit rödlistade. Havstrut, gråtrut och silltrut (på ostkusten) är numera rödlistade i hotkategorin *Sårbar* (VU), medan fiskmåås och skrattmåås hamnat i kategorin *Nära hotad* (NT). De nationella trenderna kan också skönjas hos bestånden i fjordarna mellan Uddevalla och Orust med undantag av fisktärna (Figur 34).

Tillgången på föda spelar en viktig roll för arternas beståndsutveckling. Övertäckning av stora öppna soptippar, samt minskat spill från stor- och småskaligt fiske (utkast) och passagerarfärjor har minskat födoutbudet för flera av arterna. Förändringar i jordbruket har minskat arealerna där dagmask och insekter är tillgängliga på våren inför häckningen.

Gäss

Grågås häckar allmänt längs svenska kusten, samt vid sjöar och våtmarker i södra Sverige. Populationen i Sverige har ökat mycket kraftigt de senaste 30 åren (Figur 35). I fjordarna mellan Uddevalla och Orust ägde första häckningen rum 1994, från 2010 har beståndet ökat kraftigt och 2021 registrerades 198 par (bon). I 8+fjordarområdet fanns redan på 1970-talet en litet häckande grågåsbestånd.

Kanadagås är en art som införts från Nordamerika och förekommer i sjöar och längs kusten i så gott som hela Sverige. Utplanteringar i mitten av 1900-talet följdes av en snabb tillväxt som dock avstannat under de senaste årtiondena. I fjordarna mellan Uddevalla och Orust ägde första häckningen rum 1984, beståndet växte stadigt fram till omkring år 2000 och har därefter legat stabilt på omkring 120 par (bon).



Figur 35. Gäss. Antal par i fjordarna mellan Uddevalla och Orust 1979–2021 (Uddén & Åhlund, preliminär sammanställning).

Vitkindad gås häckar på öar längs hela svenska kusten och i ett antal insjöar. Den började häcka på Gotland och Öland på 1970-talet, som länge hyste huvuddelen av den svenska populationen. Där har beståndet emellertid minskat under senare, medan arten spritt sig och ökat snabbt på andra håll. I fjordarna mellan Uddevalla och Orust ägde första häckningen rum 2011, de senaste fem åren har beståndet ökat snabbt och 2021 registrerades 78 bon.

Tillgången på höst- och vintergröna grödor har ökat genom ändrat jordbruk, samt varmare och snöfriare vintrar, har gynnat gässen. Att de börjat övervintra längre norrut där jakttrycket är lägre har sannolikt också bidragit. Medan grågåsen och vitkindade gåsen nästan enbart söker föda på åkermark och gräsmarker på öar och strandängar betar kanadagåsen gärna också i ålgräsängar.

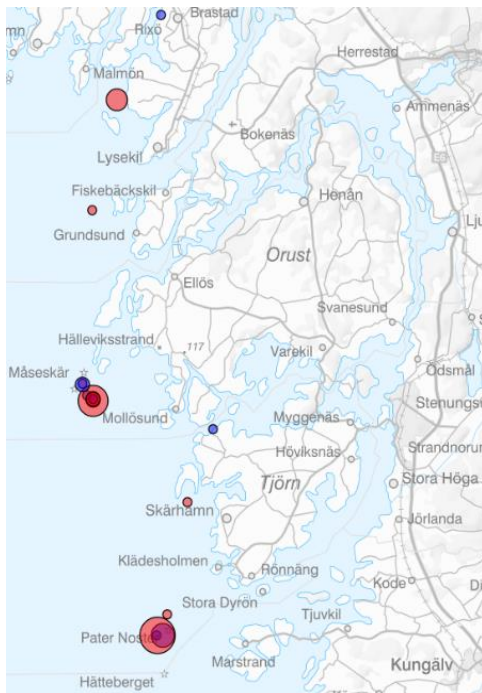
Knölsvan

Arten häckar allmänt i södra Sverige och längs en stor del av Norrlandskusten. Det svenska beståndet bedöms öka, men längs västkusten har det minskat de senaste 20-30 åren. En gång i tiden återfanns arten framför allt i näringsrika slättsjöar. Knölsvanen livnär sig nästan uteslutande av undervattensvegetation. Längs kusten är ålgräs, samt nate- och natingväxter de viktigaste födoslagen. För 30-50 år sedan kan också de näringsgynnade grönalgerna havssallat (*Ulva lactuca*) och tarmtång ha utgjort en betydande del av födan. I fjordarna mellan Uddevalla och Orust har det inte varit några dramatiska ändringar i antalet par under de senaste 30 åren, men antalet par som verkligen gick till häckning var påtagligt fler under 1980-talet än idag och kullstorleken var betydligt större.

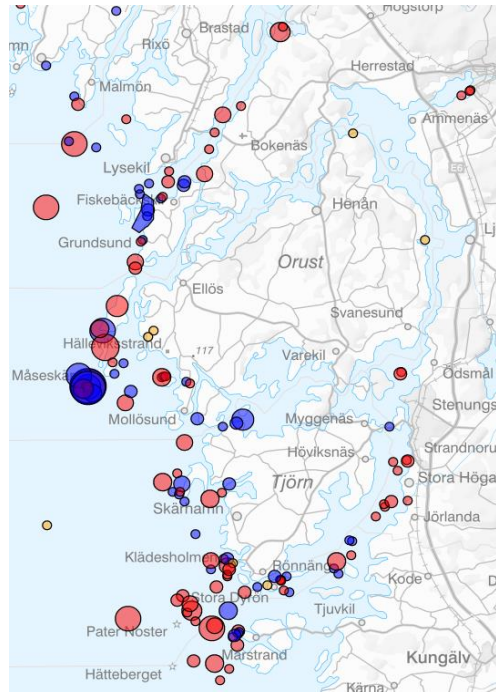
3.2.5. Marina däggdjur

Tre arter av marina däggdjur förekommer regelbundet i Västerhavet: knobbsäl (*Phoca vitulina*), gråsäl (*Halichoerus grypus*) och tumlare (*Phocoena phocoena*). Emellanåt observeras andra valar som till exempel späckhuggare och delfiner. Knobbsäl och tumlare är de överlägset vanligaste marina däggdjuren i Skagerrak-Kattegatt medan antalet gråsäl, som visserligen observeras längs hela västkusten, är betydligt färre. Ingen riktad övervakning av gråsäl i Västerhavet förekommer i Sverige, men resultat från Danmark tyder på att antalet gråsäl ökar, åtminstone i Kattegatt (Galatius *et al.* 2020). Enstaka observationer av gråsäl förkommer från 8+fjordar-områdets ytterområde men saknas från de inre fjordarna (Figur 36).

Övervakning av tumlare i Västerhavet utförs dels med akustisk metodik i ett antal områden i Kattegatt och dels genom flyginventering av Västerhavet i återkommande internationellt samordnade insatser ungefär vart tionde år (Scans 1994, Scans II 2005 och Scans III 2016). Dessutom genomförs dansk-svenska flyginventeringar i Kattegatt-Skagerrak mellan Scans-undersökningarna. Återkommande observationer av tumlare görs även i de inre delarna av 8+fjordarområdet, i synnerhet under senare år (Figur 37).



Figur 37. Gråsäl. Observationer av gråsäl rapporterade i Artportalen 2010-2021.



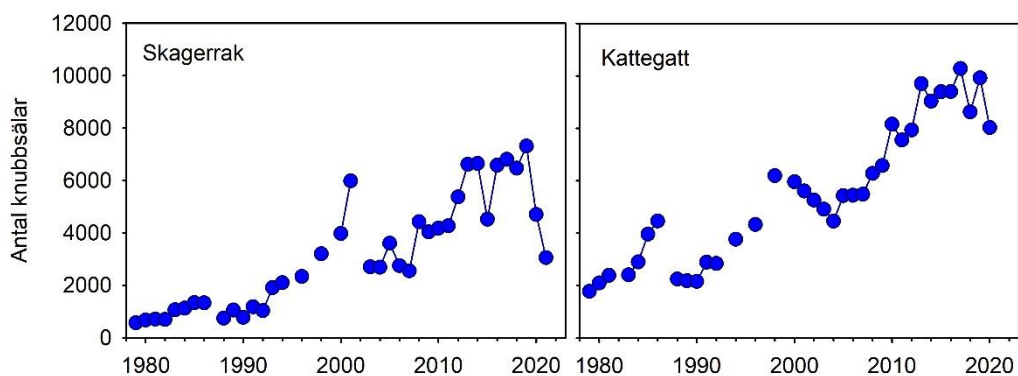
Figur 36. Tumlare. Observationer av tumlare rapporterade i Artportalen 2010-2021.

Knubbsäl

Knubbsälen förekommer längs hela Sveriges västkust men antalet har varierat stort under de senaste hundra åren. Sälarna blir könsmogna vid 3-6 års ålder och honorna föder en kut i juni som sedan dias under några veckor. Parningen sker i juli, följt av pälsbytesperioden i augusti då sälarna tillbringar mycket tid på land. Övriga året tillbringar sälarna en större del av tiden i vattnet och lever mer utspridda. Vuxna knubbsälshanar väger i genomsnitt 70-80 kg, medan vuxna honor är något mindre, 60-70 kg.

Baserat på skottpengstatistik har antalet knubbsälar i Västerhavet uppskattas till omkring 20 000 djur i början av 1900-talet. Därefter minskade antalet knubbsälar drastiskt på grund av omfattande jakt, Från 1930-talet fram till 1980-talet fanns bara några få tusen knubbsälar i Västerhavet (Heide-Jørgensen och Härkönen 1988, Härkönen 2014). Efter att jakten förbjöds och sälarna skyddades, samtidigt som mängden miljögifter minskade, började sälpopulationen längs västkusten återhämta sig under 1980-talet.

Västkustens knubbsälar har inventerats med fotografering från flygplan mer eller mindre årligen sedan 1980-talet och inventering ingår i den nationella miljöövervakningen. Knubbsälpopulationen ökade under 1980-talet fram till 1988 då nästan hälften av sälarna dog i en virusjukdom (Phocine Distemper Virus, PDV). Därefter tillväxte populationen på nytt fram till 2002 då PDV-viruset åter drabbade sälarna (Härkönen *et al.* 2006). Från och med 2003 har populationen ökat i storlek med smärre avbrott orsakade av andra sjukdomar (Härkönen *et al.* 2008, Zohari *et al.* 2014), och under 2010-talets senare hälft uppskattades antalet knubbsälar i



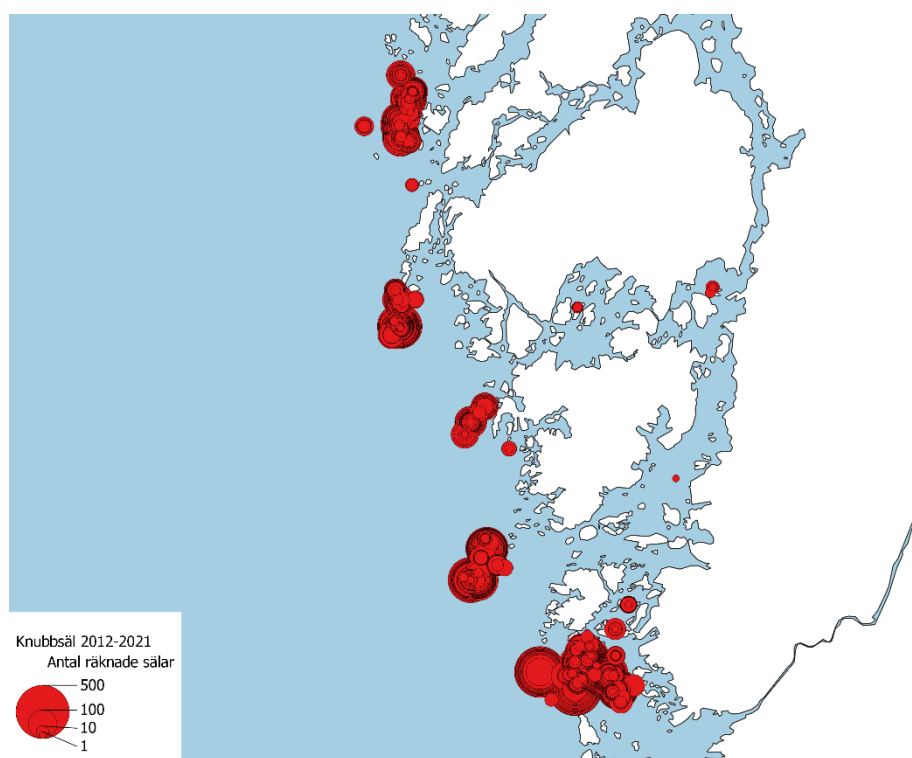
Figur 38. Uppskattat antal knubbsälar i Västerhavet. Underlag från den nationella miljöövervakningen av knubbsäl. Antalet räknade säl har antagits motsvara 65% av populationens storlek.

Västerhavet till över 20 000 djur. Populationstillväxten har under senare år stannat av och antalet säl i Västerhavet uppskattas till 20 000-25 000 djur (Figur 38).

8+fjordar-området ingår inte i den nationella miljöövervakningen för knubbsäl som sker i augusti (Isakson 2003). Enstaka överflygningar har gjorts men antalet säl som då räknats har varit enstaka, varför inkludering av området i den nationella övervakningen snarare endast skulle leda till onödigt merarbete och ökad bränsleförbrukning och inte tillföra några resultat av värde. Syftet med den nationella övervakningen av knubbsäl är dessutom inte att skatta totalbeståndets storlek utan att följa trender i beståndsutvecklingen. Att antalet säl i 8+fjordar-området är mycket lågt under sommaren har även konstaterats i andra undersökningar (Alexandersson 2011, Lundström et al. 2023a). Inventeringsresultaten från sällokalerna i anslutning till 8+fjordar-området visar samma mönster som för övriga Västerhavet, antalet säl har ökat fram till för att plana ut under 2010-talet (Figur 39).

Under 2019-2021 har det utförts en inventering av knubbsäl (och skarv) specifikt för 8+fjordar-området med syfte att få en bättre uppfattning av hur antalet säl varierar under året. Inventeringen har utförts från båt i en del av 8+fjordar-området, längs en rutt från Stora Höga i söder till Svanesund i norr (Lundström et al. 2023a). Antalet räknade knubbsäl varierade över året, med störst antal under vintern (kvartal 1), i genomsnitt ca 40 säl, och lägst under sommaren (maj-sep) med i genomsnitt 5 säl och något högre under hösten (kvartal 4) då i genomsnitt 10 säl räknades längs ruten. Antalet räknade säl var högre år 2019 och 2020 än 2021, framför allt under vintern. Förklaringar kan vara den kalla vintern med omfattande isutbredning 2021, påverkan från jakt och förändringar i bytesförekomst.

År 2020 och 2021 gjordes en liknande inventering varje månad i ett större område, från Stenungsund i söder till Uddevalla i norr. Antalet räknade säl var något fler i det större området än i det mindre området. Även i det större området syntes samma tendens till fler säl under vinter-tidig vår 2020, kring 70-90, och lågt antal säl under övriga året, inklusive vintern 2021, i genomsnitt 10-15 säl (Lundström et al. 2023b). Att antalet säl i 8+fjordar-området varierar under året



Figur 39. Antalet räknade knubbsäl i den nationella miljöövervakningen av knubbsäl på olika lokaler vid varje inventeringstillfälle, vanligtvis 3 per år.

har även konstaterats i en tidigare studie baserad på bilder tagna med övervakningskameror vid kända viloplats för knubbsäl i 8+fjordar-området under åren 2015-2017 (Carlsson 2019). Resultaten visade på störst antal sälar under april månad ($n=39$). Kameraövervakningsstudien resultat var i linje med siffrorna från ruttinventeringen av det större området i april-maj 2020-2021. Vintermånaderna ingick dock inte i kameraövervakningsstudien. Det största antalet knubbsäl från fjordarna innanför Orust-Tjörn som rapporterats till Artportalen 2010-2021 är 36 individer i Hakefjorden 2015.

Knubbsälen är en utpräglad fiskätare. Tidigare undersökningar från norra Skagerrak från 1970-1990-talet visar att knubbsälens födoval varierar mellan områden, år och säsonger men att olika arter av torskfisk, plattfisk och sill vanligtvis dominerar (Aspholm *et al.* 1995, Härkönen 1987, Härkönen 1988, Härkönen och Heide-Jørgensen 1991, Olsen och Bjørge 1995). En senare undersökning visade liknande resultat (Sørli *et al.* 2020). Undersökning av knubbsälens födoval i 8+fjordar-området pågår men analyser av prover insamlade 2015-2016 visade att dieten var helt dominerad av plattfisk (viktandel $>70\%$) följt av sill, rötsimpa och vitling (personlig kommunikation, K. Lundström, SLU). Liksom med mellanskarven så är sälförekomsten ett kontroversiellt diskussionsämne i området, beroende på sälarnas sammantagna fiskkonsumtion (Bryhn *et al.* 2017).

3.3. Ekosystemmodeller och EBHF

3.3.1. Födovävar

De samband som uppstår genom födointeraktioner (där en organism livnär sig på en annan) mellan arter eller populationer som förekommer samtidigt inom samhällen eller ekosystem kan beskrivas genom födovävar (Ulanowicz 1980). Födovävar spelar en central roll i ekosystemens struktur och funktion, eftersom de ger information om hur ekosystem anpassar sig till förändringar i biotiska och abiotiska faktorer och hur de svarar på mänskligt genererade belastningar som t.ex. fiske och klimatförändringar. Tyvärr saknas för närvarande information om födovävarna i 8+fjordar-området, men Moksnes *et al.* (2008) beskrev ett exempel på hur födovävens dynamik hos ett ålgrässamhälle på den svenska västkusten påverkas genom kaskader som kopplar ihop arter på olika nivåer i födokedjan (trofiska nivåer: ju högre i födokedjan ju högre trofisk nivå) (se avsnitt 3.1.2). Deras experiment visade hur överfiske påverkar biomassan av makroalger, ålgräs och betare.

Födovävar kan beskrivas med hjälp av modelleringsverktyg som t.ex. Ecopath with Ecosim (EwE). Sådana verktyg används för att karakterisera interaktionerna mellan växter, betare, bytesdjur och rovdjur samt för att härleda näringsvävsindikatorer som kan användas för att vägleda miljöförvaltningen (Bentley *et al.* 2019). En sådan modell finns för Kattegatt och man skulle kunna använda denna för att beskriva näringsvävens dynamik och eventuella förändringar på ekosystemnivå i 8+fjordar-området (Figur 40). I modellen representeras Kattegatts näringsvävsdynamik av 39 trofiska grupper (arter, grupper av arter eller ett specifikt fiske) som beskriver Kattegatts marina ekosystem. Informationen som fångas upp av denna väv av interaktioner används för att simulera olika belastningar för att bedöma hur ekosystemet reagerar på förändringar och för att informera och vägleda förvaltningen.

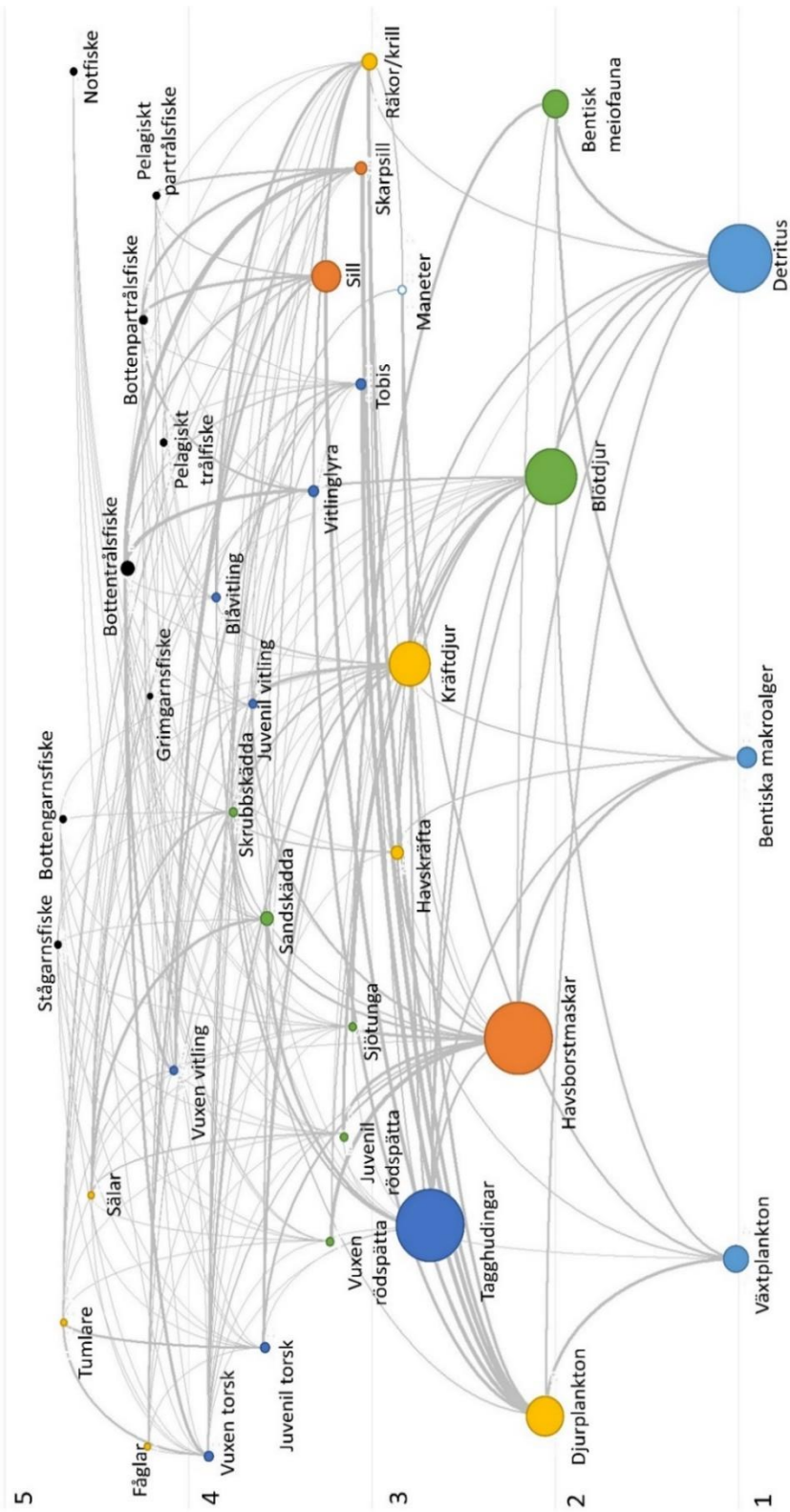
Det finns för närvarande en kunskapslucka rörande vilken roll näringsvävens dynamik spelar för struktureringen och funktionen av kustekosystemet i 8+fjordar-området. EwE-metoden skulle kunna vara ett starkt förvaltningsverktyg för miljöarbetet i 8+fjordar-området. Enligt bästa praxis i EwE-modeller (Heymans *et al.* 2017) finns det ett behov av att samla in datainformation som input för att utveckla denna modell för att ta itu med specifika förvaltningsfrågor från 8+fjordarförvaltningen.

3.3.2. Biodiversitet och ekosystemtjänster

Biologisk mångfald är viktig för ekosystems hälsa och motståndskraft mot förändringar som t.ex. mänskliga störningar och klimatförändringar. Stor mångfald ger också möjlighet att nyttja ekosystemet till större del eftersom de ekosystemtjänster naturen ger oss blir fler. Ekosystemtjänster är de många olika nyttor som människor får från ekosystem. Ett naturligt samhälle med stor diversitet på varje

trofisk nivå i näringsväven (som t.ex. ett bottensamhälle med hög BQI, se avsnitt 3.1.2) har större motståndskraft än ett samhälle med låg mångfald (Soliveres *et al.* 2016). För 8+fjordar-området finns tyvärr bara information tillgänglig för några få av ekosystemkomponenterna på olika trofiska nivåer (Andersson *et al.* 2019). Det finns dock andra mer generaliserade metoder som kan beskriva ekosystemets funktion. För 8+fjordar-området skulle en analys av en så kallad ”species-area relationship” (SAR) kunna ge en överblick över områdets artdiversitet och ekosystemets funktion och hälsa. SAR beskriver förhållandet mellan arean av en livsmiljö, eller en del av en livsmiljö, och antalet arter som finns inom området. Det finns en mängd faktorer som bestämmer förhållandet mellan art och område. Dessa faktorer inkluderar den relativa balansen mellan immigration och utrotning, hastighet och storlek på störningar, rovdjur-bytesdynamik och gruppering av individer av samma art som ett resultat av spridningsbegränsningar eller livsmiljöheterogenitet (Rosenzweig 1995). SAR kan också användas för att utvärdera effekten av mänsklig påverkan på ekosystemet (Novaglio *et al.* 2016).

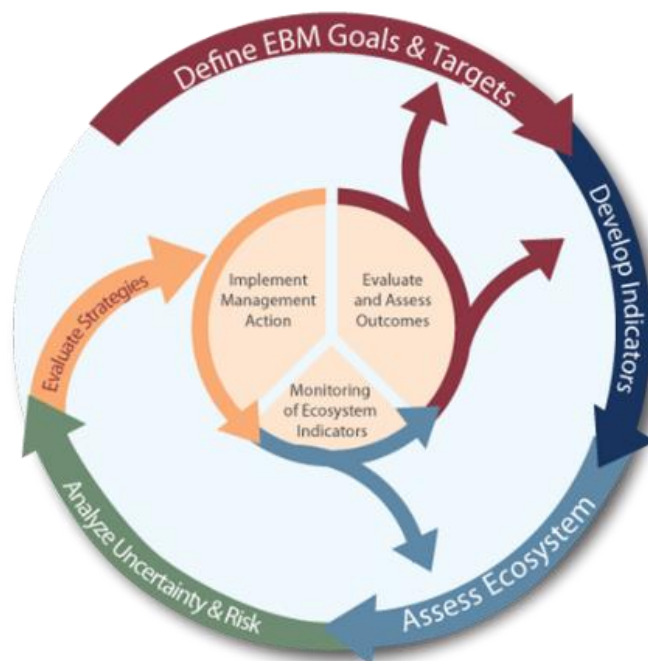
I utvecklingen av ekosystembaserad förvaltning är kunskap om hur nyttjandet av naturen förändrar den biologiska mångfalden grundläggande för att koppla ihop mänskliga belastningar och ekosystemtjänster. Ett färskt exempel på hur mänskliga aktiviteter och marina ekosystemtjänster hänger ihop belyser intressanta tillvägagångssätt som kan vidareutvecklas och anpassas till 8+fjordar-området (Bryhn *et al.* 2020; Belgrano *et al.* 2021). Här finns också information om hur kunskap om biologisk mångfald och ekosystemtjänster kan vägleda förvaltningen i utvecklingen av en ekosystembaserad havsförvaltning.



Figur 40. Kattgatts Ecopath EwE-modell av näringsvävsstruktur. De grå pilarna anger födointeraktionerna mellan de olika taxa (arter eller grupper av arter). Horisontala linjerna och siffrorna till vänster anger trofisk nivå.

3.3.3. Integrerad ekosystemanalys

Födovävar, biologisk mångfald och ekosystemtjänster spelar en central roll i en mångfald av modeller som används för utvecklingen av ekosystembaserad havsförvaltning (EBHF) (Bauer *et al.* 2019). I 8+fjordar använder vi modellen som är beskriven i avsnitt 1.1.1, men det finns andra alternativ. I USA och på andra håll försöker man att operationalisera EBHF genom så kallad integrerad ekosystemanalys ("Integrated ecosystem assessment", IEA) (Monaco *et al.* 2021). I den inledande fasen definieras och implementeras ett generiskt ramverk och protokoll för att vägleda integrationen av kvantitativ och kvalitativ vetenskaplig kunskap för att hjälpa till att identifiera och robust definiera användbara indikatorer för ekosystemkomponenters status (Figur 41). I nästa steg formuleras ekosystemmål som är nödvändiga för EBHFs rådgivnings- och beslutsprocesser. Osäkerheter och risker analyseras och strategier baserad på den inledande fasen formuleras innan förvaltningsprocessen igångsätts (innercirkeln i Figur 41). EBHF-arbetet i 8+fjordar-området har många likheter med IEA och förvaltningen av 8+fjordar-området kan använda sig av lärdomarna därifrån. IEA-ramverket är baserat på sex EBHF-vägledande principer: i) Genomför planering på ekosystemnivå; ii) förbättra vår förståelse av ekosystemprocesser; iii) prioritera sårbarheter och risker med ekosystem och deras komponenter; iv) utforska och ta itu med kompromisser inom ett ekosystem och dess tjänster, v) införliva ekosystem och socioekonomiska överväganden i förvaltningsråd och vi) upprätthålla motståndskraftiga ekosystem och ekosystemtjänster.



Figur 41. National Oceanic and Atmospheric Administrations (NOAA) integrerade ekosystembedömningprocess.

4. Belastningar

8+fjordar-området har en lång historik av mänsklig påverkan, inte bara från fisket, men också från skeppsfart och industrier längs kusterna. Varvsindustrin i Uddevalla har belastat främst Byfjorden med miljögifter från t.ex. båtbottnfärg, den kemiska industrin i Stenungsund har belastat Askeröfjorden och Halsefjorden med miljögifter och invasiva arter har introducerats med ballastvatten i hela området.

4.1. Fiske och vattenbruk

Inför att det fiskefria området i Havstensfjord och omkringliggande buffertzoner i 8+fjordar-området tillskapades 2010, genomfördes en litteraturgenomgång av historisk information kring fiskets utveckling i området som i korthet återges här. Eftersom fiskets fångstmängder och sammansättning är den största källan till kunskap om den historiska fiskfaunan, ligger fokus på fångstsammansättningen snarare än fiskets tekniska utveckling. Föreliggande rapport redovisar dessutom relevanta fiskeregleringar som införts i området över tid. För aktuella fiskeregler inför fiske hänvisas till information från Länsstyrelsen i Västra Götaland.

4.1.1. Fiske

Historisk information kring fiskets fångster från fjordarna kring Tjörn och Orust visar att området varit produktivt med avseende på fisk och haft lokal betydelse för yrkesfisket efter bl.a. torsk- och plattfiskarter. Fisket bedrevs i huvudsak som backefiske eller långrevsfiske, men även som ett notfiske efter sill i vattnen kring Tjörn och Orust (Haneson och Rencke 1923). Resor från Marstrand ut mot de västliga delarna av Skagerrak redan under 1500-talet indikerar att förekomsten av hälleflundra såväl som långa och flera torskfiskarter har varit högre i utsjön än vid kusten (Andersson 1954). Fisketillgången vid kusten var ändå på en sådan nivå att det gick att bedriva ett vinterfiske efter torsk och annan bottenfisk med så kallade små- eller koljebackor. En successiv utfiskning kan emellertid ha skett; uppgifter finns om att lekfiske efter hälleflundra och ”rocka” (dvs. i huvudsak slät- och knaggrocka) på utsidan av Tjörn upphörde kring sekelskiftet - 1900 (Hansson & Rencke 1923), på grund av vikande bestånd. Det fortsatta fiskets utveckling kan följas i fiskeriintendentens noteringar där det under den efterföljande period mellan 1926 och 1960 beskrivs som ett relativt stabilt ”hemmafiske” vad avser de

vanligaste demersala arterna (Svedäng et al. 2001). Vid 1960-talets början uppgick fortfarande antalet yrkes- och binäringsfiskare i 8+fjordar-området till 45 respektive 60 st (Hannerz 1970).

I Hannerz' (1970) utredning av recipientundersökningar för Stenungsund industrier finns en gedigen redogörelse av det totala fiskets (dvs. yrkes-, binärings-, husbehovs- och sportfiskare) fångster inom 8+fjordar-området 1962 (Tabell 11). Fångster förekom i samtliga delområden, där fångsterna av torsk var högst i södra Hakefjorden och i Uddevallafjordarna (Havstens- och Byfjordar), medan störst mängd rödspotta fångades i Stigfjorden. Totalt skattades torskfångsten 1962 i 8+fjordar-området till omkring 130 ton.

Tabell 11. Fångstbiomassa i havsområdet kring Tjörn och Orust 1962 (Hannerz 1970). Biomassor i kg år⁻¹.

	Yrkesfiske	Binäringsfiske	Husbehovsfiske	Sportfiske
Skarpsill	193 900	-	-	-
Torsk	41 500	27 600	34 900	25 700
Rödspotta	23 800	9 500	17 500	3 200
Ål	21 300	3 600	3 000	1 000
Sill	14 700	2 100	500	-
Näbbgädda	13 100	10 100	100	100
Skrubbskädda	4 900	3 700	7 200	4 300
Lyrorsk/bleka	3 900	800	800	1 300
Öring	1 500	800	3 000	1 000
Makrill	1 400	3 000	9 400	9 900
Piggvar+slätvar	800	300	800	600
Hummer	600	400	1 300	100
Sandskädda	500	700	3 800	3 100
Äkta tunga	200	300	600	200
Vitling	-	500	3 300	8 900

Skarpsillfiskets utveckling från 1936 till 1960 finns redovisat för olika delområden i och kring 8+fjordar-området (Hannerz, 1970). Dessa data är särskilt intressanta eftersom de belyser fångstnivån innan det så kallade lysfiskets introduktion i svenskt skarpsillfiske vid mitten av 1960-talet. Fångsterna av skarpsill var betydande från tidsseriens början 1936 fram till 1947. Störst fångster kan noteras från Marstrandfjorden, men även i Hakefjorden och Halsefjorden och Havstensfjorden uppvisar fisket goda resultat under vissa år. För perioden 2004-2008 gjordes relativt goda fångster som dock inte överstiger 1946 års nivå⁸ i samma område (Tabell 12).

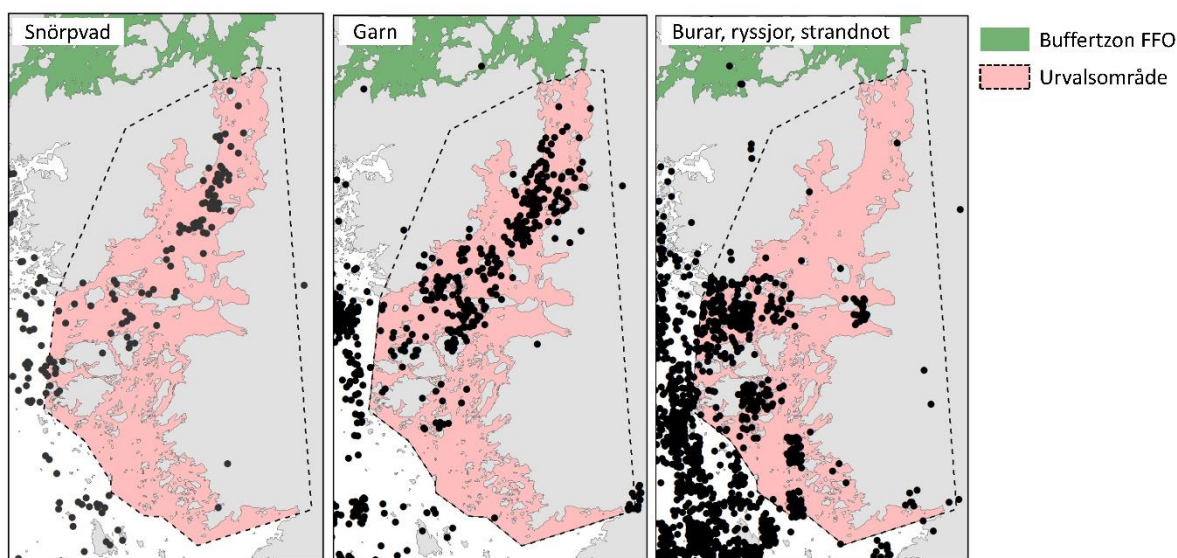
Sillfisket var av liten omfattning vid mitten av 1900-talet jämfört med det nutida fisket: 1962 skattades totalfångsten till totalt 17 ton år⁻¹ att jämföra med en genomsnittlig fångst på ca 203 ton år⁻¹ 2004-2008 för område B (Tabell 12).

Tabell 12. Årliga fångster i 8+fjordar-området. Data från Hannertz 1970 och Fiskeriverket. Biomassor i kg år⁻¹.

Art	1962	2004-2008	Ändring %
Sill	16 830	203 130	1107
Makrill	4 410	940	-79
Torsk	69 090	130	-100
Skarpsill	193 930	486 720	151
Skrubbskädda	8 530	-	-100
Vitling	550	10	-98
Lytorsk	4 680	10	-100
Rödspotta	33 310	20	-100
Hummer	980	310	-69
Näbbgädda	23 160	-	-100
Piggvar & slätvar	1 100	-	-100
Sandskädda	1 170	-	-100
Äkta tunga	570	10	-99
Öring	2 350	10	-100

Kvarvarande yrkesfiske

Det finns båda pelagiskt fiske och fiske med tinor, ryssjor och lina i de nyligen tillagda områdena i södra delen av 8+fjordar-området. Dessa områden omfattas inte av de generella fiskeregleringarna kring de fiskefria områdena i Havstensfjorden (se Figur 44). Fisket har dominerats av sill och skarpsill men mängden landad sill har minskat betydligt från 2014 till 2021 (Tabell 13). Av alla fångster av sill och skarpsill fiskades i genomsnitt 14 % av sillen och 87 % av skarpsillen med lysfiske.



Figur 42. Positioner för fiske 2014-2021. Urvalsområdet visar fisket som beskrivs i Tabell 13 och Tabell 14. Norr om urvalsområdet finns buffertzonen för det fiskefria området i Havstensfjorden (markerad i grönt).

Makrill fiskas också, mest med linor (dörjning). Detta fiske har varierat genom tiden och det ses ingen ner- eller uppåtgående trend. Hummer och krabbtaska fiskas med tinor och det fanns tidigare ett havskräftfiske i yttre delarna av området, men detta har minskat betydligt.

Tabell 13. Fiske med ringnot, garn, linor och strandnot i södra 8+fjorlar. Fångstbiomassor i kg år⁻¹. Data från SLU Aqua.

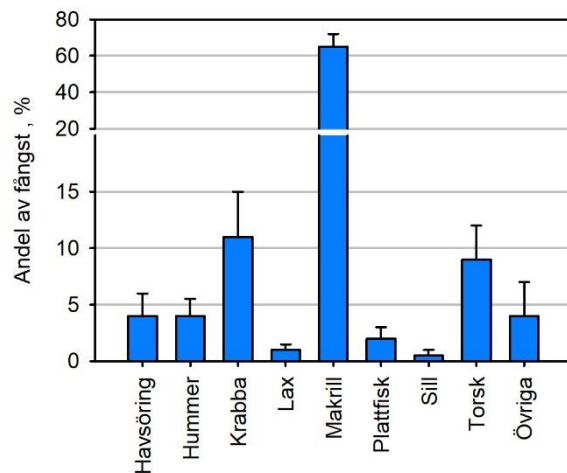
Art	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Sill	93 700	60 600	561 900	44 500	269 000	6 800		2 000
Sill, lysfiske	9 500	8 300			89 000	50 300	50	2 600
Skarpsill	137 300	93 100	36 500	1 000	185 000	424 200	56 000	42 100
Skarpsill, lysfiske	135 600	78 100	7 200		175 000	366 200	56 000	27 100
Makrill		1 200	2 400			500		
Vitling						51		
Torsk			500					
Skrubbskädda	40	60	200					
Sej			8			40		
Långa						5		
Rödspotta			2					

Tabell 14. Fiske med tinor och ryssjor i södra 8+fjorlar. Fångstbiomassor i kg år⁻¹. SLU Aqua.

Art	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Krabbtaska	1 700	1 500	2 300	2 600	2 400	1 800	3 800	1 900
Havskräfta	1 600	1 500	1 800	2 300	1 500	31	14	39
Skärsnultra	300	700	1 000	700				
Hummer	300	300	200	200	200	200	400	300
Stensnultra	400	200	400	500				
Tretömmad skärlånga					600	200		
Torsk				4				2
Långa				3				

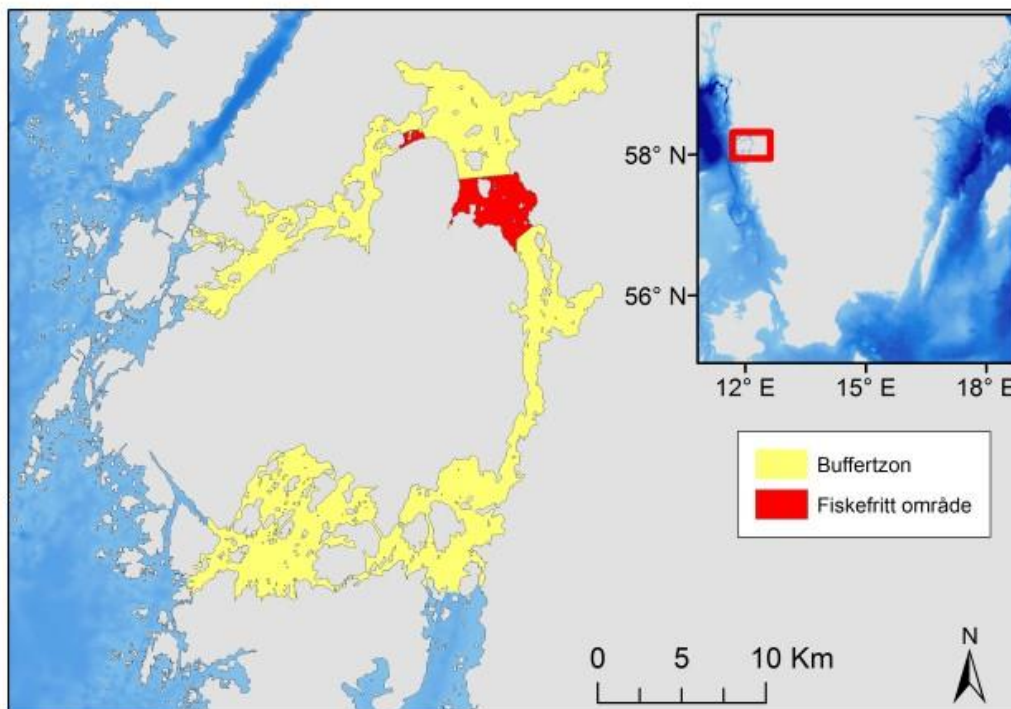
Fritidsfiske

Det finns ingen officiell statistik omfång i 8+fjorlar-området men det finns ett omfattande fritidsfiske på västkusten generellt sett. Sportfisket efter havsöring är betydande, men störst är fisket efter makrill både med spö och dörj (Figur 43) (Havs- och Vattenmyndigheten 2019). Det finns ingen officiell statistik på landningar men i Fiskeriverkets rapport från 1999 angavs att fritidsfiskets sammanlagda fångster översteg yrkesfiskets för lax och havsöring och vissa arter av plattfisk, åtminstone i kustnära områden (Lagenfelt och Svedäng 1999). I sportfisket återutsätts en stor del av den fångna fisken. Återutsättning av fisk ökar i popularitet och det är ett sätt att fortsatt kunna fiska på bestånd medan påverkan hålls så låg som möjligt. Det är dock långt ifrån alla utsatta fiskar som överlever. Detta beror på tiden fisken är ur vattnet och hur den hanteras under tiden. Internationella studier av överlevnad hos lax i ”catch and release” fisket pekar dock på en relativt hög



Figur 43. Fångst från fritidsfiske i Skagerrak fördelad på art. Bara den behållna fångsten visas. Medelvärde \pm 95 % konfidensintervall (Havs- och Vattenmyndigheten 2019).

överlevnad (Lennox et al. 2017). Fisket efter makrill och sill är riktad mot konsumtion och bara 13 % av sillen och 16 % av makrillen återutsätts. Havsöringsfisket är mer sportbetonat och här återutsätts 57 %. Även om fisket är riktat mot konsumtion återutsätts en stor del av de fångna humrar och krabbtaskor (54 % och 61 %), detta troligen på grund av undermålighet. Detsamma gäller för torsk där 53 % släpps ut igen.



Figur 44. Fiskefria områden i Havstensfjorden. Kartmaterial: SLU Aqua.

4.1.2. Fiskeregleringar och tillsyn

Snörpvaden är ett effektivt och icke selektivt redskap. Ett förbud för fiske med dessa redskap infördes därför i Havstensfjorden, Byfjorden, Koljöfjorden och Stigfjorden fr.o.m. den 1 januari 2004 i samband med översynen av trålgränserna. Bestämmelserna i de aktuella fjordområdena skärptes ytterligare i januari 2008, då begränsningar i nät- och handredskapsfisket infördes. Nätlängden begränsades till 180 m och förbud infördes mot att fiska med nät på större djup än 10 m. I handredskapsfisket infördes en begränsning av hur många torskar, koljor eller blekor som fick fångas per fiskare och dag.

I skyddsområdet 8+fjordar infördes fiskeförbud för torsk, kolja och bleka hela året (Figur 44). Vid fiske efter andra arter i en buffertzoon tilläts fortsatt fiske med handredskap. I buffertzonen är det bara tillåtet att fiska efter andra arter från land på Orust och ifrån fastlandet under perioden 1:a april till och med 30:e september.

Området gränsar i norr till skyddsområdet Gullmarsfjorden där det likaledes är fiskeförbud för torsk, kolja och bleka under hela året. Längs med hela västkusten råder fiskeförbud för dessa arter under perioden 1 januari till 31 mars.

För aktuella fiskeregler i området hänvisas till Länsstyrelsen i Västra Götaland.

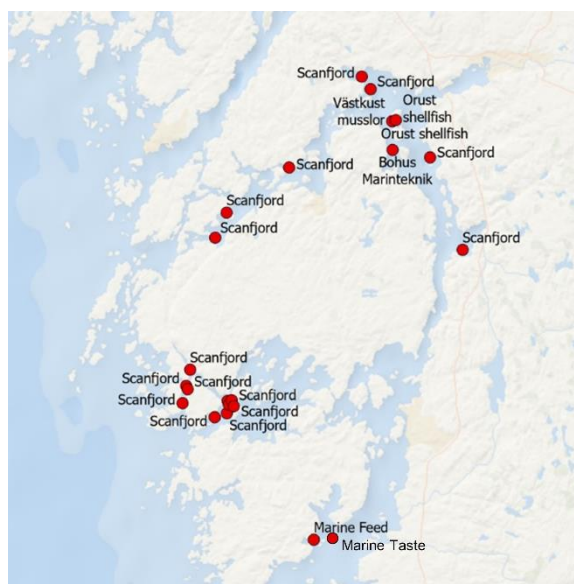
SLU Aqua har nyligen (2023) publicerat en rapport om effekterna av införandet av fiskefria områden runt Sverige där också Havstensfjorden ingår. De fiskefria områdena i Östersjön och Bottenhavet har haft stor effekt, med ökade bestånd och större individer av målarterna, men de 12 år utan fiske har inte haft någon mätbar positiv effekt på torskbeståndet i Havstensfjorden (se också avsnitt 3.2.3 *Torskfiskar*) (Bergström *et al.* 2022).

4.1.3. Vattenbruk

Det finns en del vattenbruk i 8+fjordar-området. Företaget Scanfjord är störst, med blåmusselodlingar i yttre Stigfjorden, Havstensfjorden och Koljöfjorden (Figur 45). En rad andra aktörer har odlingar främst i norra delen av 8+fjordar-området och företaget Marine Taste odlar sjöpungar (*Ciona intestinalis*) nära Stenungsund.

Odling av icke-utfodrade arter som musslor och sjöpungar kan mildra konsekvenserna av näringsbelastning och övergödning på grund av deras sedimentstabiliserande förmåga, biofiltreringsfunktion och förmåga att ta upp koldioxid. Världsnaturfonden (WWF) och Aquaculture Stewardship Council (ASC) anger denna form av vattenbruk som en mycket hållbar produktion av fisk och skaldjur och rekommenderas som ett "bästa val" eller "supergrönt" alternativ av Marine Conservation Society (Mascorda Cabre *et al.* 2021 och referenser däri).

Det finns dock nackdelar med denna verksamhet också. I kustnära skyddade områden utan stor vattengenomströmning (som 8+fjordar-området) ackumuleras ökade mängder biologiskt material i form av fekalier och pseudofekalier från musslorna eller sjöpungarna samt skräp från själva odlingen under och runt odlingarna. Det påverkar därmed den naturliga bentiska samhällsstrukturen under odlingarna. Påverkan förstärks av förändringar i vattenflödes hastigheter när



Figur 45. Registrerade odlingar i 8+fjorlar. Alla är blåmusselodlingar utom Marine Taste vid Stenungsund där det odlas sjöpungar (*Ciona intestinalis*).

odlingarna blockerar vattenflödet runt bruket. Denna organiska belastning kan påverka de biogeokemiska processerna i botten och öka risken för lokal syrebrist med negativa konsekvenser för bottenlevande organismer (McKindsey *et al.* 2011). Detta har lett till att industrin har fått ett visst negativt rykte i allmänhetens åsikt (Mascorda Cabre *et al.* 2021 och referenser däri).

Länsstyrelsen utövar tillsyn för tillståndspliktiga vattenbruksanläggningar med en foderförbrukning över 40 ton per år, både enligt fiskerilagstiftningen och miljölagstiftningen. Länsstyrelsen är även tillsynsmyndighet för djurskyddet vid odlingarna samt enligt livsmedelslagstiftningen och de övergripande EU-bestämmelserna för primärproduktionsledet fram till och med slakt. Miljöbalks-tillsynen för tillståndspliktiga anläggningar kan överlåtas till kommunen.

4.2. Miljögifter

Organiska miljögifter är kemiska ämnen som är särskilt skadliga för djur och växter. De härstammar nästan uteslutande från mänsklig verksamhet och många bryts ner väldigt långsamt och koncentreras därför i den miljö de slutligen hamnar i. Hur de påverkar miljön och oss människor varierar, men gemensamt för dem alla är att de negativa miljöeffekterna kvarstår under mycket lång tid. Kemikalieinspektionen har hittills registrerat mer än 24 000 kemiska ämnen som ingår i kemiska produkter varav drygt hälften finns i aktiva kemiska produkter såsom t.ex. olja, kemiska bekämpningsmedel (pesticider och insekticider), färg, smörjmedel och lösningsmedel. Förutom de ämnen som ingår i kemiska produkter används ännu fler i kläder, plastartiklar och byggnadsmaterial. Men miljögifter kommer också från diffusa utsläpp till luft och vatten. Förbränning och avgaser

bidrar med en stor mängd ämnen varav många inte övervakas. Nya miljöproblem orsakat av miljögifter uppstår i samma takt som nya ämnen produceras och släppas ut i naturen.

I den marina miljön samlas miljögifter från land, luft och direkt från maritima verksamheter. En stor del av de miljögifter vi använder idag hamnar i spillvattnet och slutligen därför i havet. Eftersom belastningen från land är stor är det oftast i kustnära områden som miljögiftshalterna är störst. Spridningen av miljögifterna beror på deras kemiska beskaffenhet, primärt deras löslighet i vatten (Bayona och Albaigés 2006). Ämnen med hög löslighet kan transporteras långt medan mer hydrofobiska föreningar ofta deponeras i närheten av utsläppskällan. Många föroreningar utgör eller binds till partikulärt material, som transporteras nedåt i vattenkolumnen. Långt de flesta föreningar hamnar på så sätt till sist i bottensedimenten där de koncentreras och stannar i många år och ibland permanent (Bayona och Albaigés 2006). Detta gäller i synnerhet de mer hydrofoba ämnen som i särskilt hög grad binder sig till partiklar i vattenpelaren och sjunker till botten.

I syrefria bottnar, som t.ex. finns i Havstensfjorden och Byfjorden, förekommer ingen omblandning av sedimentet av infauna såsom havsborstmaskar (s.k. bioturbation). Denna avsaknad av bioturbation gör att lagrade ämnen inte i så hög utsträckning frigörs till vattnet och miljögifter koncentreras som mest i dessa områden. Nedbrytningshastigheten av organiska miljögifter är betydligt långsammare i en syrefattig miljö än i en syrerik. I sediment med syrebrist, något som är vanligt förekommande i området runt Orust och Tjörn, kan det ta flera decennier att bryta ned gifterna. Samtidigt innebär det att de partikelbundna gifterna ligger fast i sedimenten utan att spridas i marina näringsvävar. Om syrefria bottnar innehållande miljögifter åter syresätts och omblandningen sätts igång, är det därför risk för kontaminering av kringliggande vatten (Granberg *et al.* 2008, Josefsson *et al.* 2010). Om man sätter in åtgärder för att förbättra syresättningen i ett starkt förorenat syrefattigt eller syrefritt sediment kommer man därför samtidigt att frigöra stora mängder miljögifter till omgivande vatten och de organismer som lever där. Detta är en verklighet som är högst relevant för 8+fjordar-området där miljögiftshalterna är höga och syrehalten låg i många områden.

Många organiska miljögifter är fettlösliga. När dessa ämnen tas upp av djur och växter, antingen genom vattnet eller genom maten, koncentreras de i fettvävnader där de stannar kvar i lång tid. De kan därför påverka djuret eller växten genom stora delar av livet, och om många av dessa djur och växter i sin tur äts av andra djur kommer miljögifterna att koncentreras ytterligare i deras vävnad. Det kallas för biomagnifiering och är orsaken till att t.ex. fisk i vissa områden, som t.ex. Östersjön, kan bli olämpliga för mänsklig konsumtion.

Även om den urbana miljön inom 8+-fjordar till stor del utgörs av mindre orter där merparten av industriell verksamhet är relativt småskalig, finns här ett stort antal punktkällor för utsläpp av miljöfarliga ämnen till havsmiljön. Vissa utsläpp är pågående, medan andra utgörs av historiska synder men där resultatet kan vara märkbara än idag, oftast i form av höga halter av miljögifter i sedimenten. De två

tydligaste undantagen från småskaligheten är förstas Stenungsundsindustrin, Sveriges största petrokemiska industriområde, och Uddevalla hamnområde, där en omfattande varvsindustri bedrevs mellan 1945 och 1986. Det gamla varvsområdet har därefter använts för annan industriell verksamhet bland annat av Volvo.

Men inom 8+fjordar-området finns även ett stort antal mindre båtvarv och marinor som bidrar och genom åren har bidragit till giftiga utsläpp. Fritidsbåtsmarinor med båtar som använder tvåtaktsmotorer och målar skroven med giftig båtbottnfärg är också viktiga punktkällor som kan ha särskilt stor betydelse eftersom de ofta ligger i grundare områden med ett särskilt rikt marint liv. Studier visar att miljögifter från marinor kan bidra till försämringar i miljön i grunda områden. Föroreningar med koppar från båtbottnfärg kan försämra samhället av betande kräftdjur vilket i sin tur ökar mängden fintrådiga alger (Fowles *et al.* 2018). Gifterna från båtbottnfärg kan alltså ha samma effekt som utfiskningen av rovfiskar (se avsnitt 3.1.2 *Grunda vikar*).

I detta kapitel delas de miljöfarliga ämnena upp i två huvudgrupper; organiska miljögifter och metaller. Bland de organiska ämnena finner man substanser som tillverkats av människan, såsom PCB som bland annat använts i smörjoljor, bromerade difenyletrar (PBDE) som används som flamskyddsmedel och organiska tennföreningar vilka tidigare användes som båtbottnfärger för att förhindra påväxt. Men organiska miljögifter innefattar också naturliga ämnen som olja och ämnen som polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) och dioxiner vilka finns som beståndsdelar i olja eller bildas när olja eller annat material förbränns. Nedbrytningshastigheten för dessa ämnen är långsam, vilket bidrar till att de är så problematiska.

Metaller är naturligt förekommande grundämnen som alltid funnits och som inte kan förstöras. Genom olika mänskliga aktiviteter kan dock metaller anrikats i så höga koncentrationer att de blir giftiga för oss och andra levande organismer. Även metaller binder i stor utsträckning till partiklar, vilket innebär att även de tenderar att anrikas i sedimenten. I ett syrefritt sediment binder många av metallerna väldigt hårt till partikulärt sedimenterande material, medan de i en syrerik miljö är mer rörliga.

4.2.1. Sammanfattning av miljögiftssituationen i 8+fjordar-området

- Flera områden i 8+fjordar-området har miljögiftshalter som är högre än i alla andra områden av Skagerrak och Kattegatts kustvatten. Byfjorden och vattnet kring Stenungsund är speciellt belastade med miljögifter, men andra områden visar också förhöjda halter av specifika miljögifter.
- BVVF:s lokal Byfjorden har högre sedimentkoncentrationer av olja (mätt som oljeindex), polycykliska aromatiska kolväten (PAH), PCB, och de tennorganiska ämnena tributyltenn (TBT), dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT), än andra undersökta lokaler. Uppmätta

sedimentkoncentrationer av PAH och PCB klassas som höga, och även blåmusslor i området har höga PCB-koncentrationer jämfört med övriga BVVF-lokaler. Sedimentkoncentrationerna av TBT, DBT och MBT är mycket höga, och Byfjorden är den enda av de undersökta lokalerna där kvoten mellan TBT och dess metaboliter DBT och MBT är betydligt högre än 1, vilket är en indikation på ett pågående TBT-utsläpp i området. Flera metaller förekommer i höga eller mycket höga koncentrationer. Kadmium- och zinkhalterna är förhöjda i både sediment och blåmusslor. Sedimenten innehåller även förhöjda kopparhalter och musslorna innehåller mycket höga nickelhalter. Kvicksilver- och PBDE-halten i blåmusslor överskrider Vattendirektivets gränsvärde för fisk.

- Blåmusslor från Kungsviken i Koljöfjorden har de högst uppmätta halterna av polyklorerade bifenyler (PCB), dioxiner och polybromerade difenyletrar (PBDE) av alla analyserade lokaler i 8+fjordar-området. Koncentrationen av flamskyddsämnen PBDE i blåmusslor överstiger vattendirektivets gränsvärde vid denna och vid samtliga övriga lokaler där substansgruppen analyserades. Halten av icke-dioxinlika PCB i blåmusslor är den näst-högsta av alla uppmätta halter i BVVF:s lokaler längs hela Bohuskusten. Blåstång från Kungsviken har mycket höga kopparkoncentrationer och höga zinkkoncentrationer.
- BVVF:s lokaler i Havstensfjorden och Halsefjorden har mycket höga sedimentkoncentrationer av DBT och MBT, medan TBT-halten låg i nivå med genomsnittshalter uppmätta i svenska kustsediment. Halten av PAH-föreningen antracen, överskrider Vattendirektivets gränsvärde. Sedimenthalterna av koppar och zink är också tydligt förhöjda vid flertalet lokaler, medan kvicksilverhalten bara är förhöjd vid två lokaler utanför, och strax söder om Ljungskileviken. Det finns inga tillgängliga data för biota från detta område.
- Området i Askeröfjorden från Stenungsbron och norrut har sedimentkoncentrationer av hexaklorbensen (HCB) som klassas som höga/mycket höga. Halterna är i storleksordning 100 gånger högre än vid lokalerna i Havstensfjorden, Halsefjorden och Hakefjorden. De höga halterna avspeglas dock inte i förhöjda HCB-halter i blåmusslor från samma område. Sedimenthalten av PAH-föreningen antracen överskrider kraftigt Vattendirektivets gränsvärde vid norrsidan av Norra Hamnplans industriområde (BVVF:s lokal F2). Samtliga lokaler i området har sedimentkoncentrationer av DBT och MBT som klassas som höga, medan TBT-koncentrationerna inte är förhöjda. Kopparhalten i sediment från flertalet av BVVF:s lokaler i Stenungsundsområdet är förhöjda och på en lokal, F2, är de långt över Vattendirektivets gränsvärde. Även koncentrationen av PBDE i blåmussla överstiger vattendirektivets

gränsvärde. Blåstång från en lokal vid nordvästra Stenungsön har höga eller mycket höga koncentrationer av kadmium, arsenik och koppar.

- Sediment i Hakefjorden något söder om Stenungsöbron har kraftigt förhöjd halt av HCB, medan halten är betydligt lägre i de två mer sydliga Hakefjordslokalerna. TBT-halterna ligger på en medelnivå för svenska kustsediment vid samtliga lokaler, medan DBT och MBT är förhöjda vid vissa av dem. Sedimenthalterna av arsenik, koppar, krom, kvicksilver och zink är tydligt förhöjda vid den sydligaste lokalen, i höjd med Vallhamn på östra Tjörn. Data över miljöfarliga ämnen i biota från Hakefjorden saknas.

4.2.2. Pågående övervakningsprogram i 8+fjordar-området

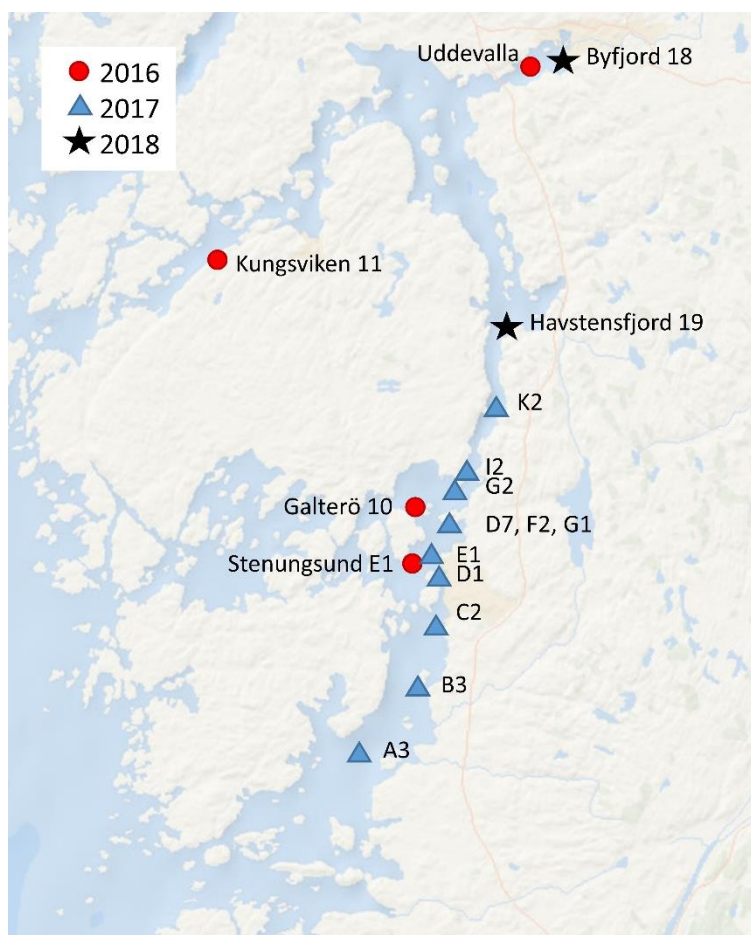
Merparten av existerande data över miljöfarliga ämnen i 8+fjordar-området kommer från BVVF:s återkommande övervakningsprogram av miljöfarliga ämnen i sediment och biota (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Inom 8+fjordar-området analyseras sediment från 14 lokaler, och i denna rapport inkluderas enbart data från provtagningsomgången 2016/2017/2018 (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Data för biota kommer från de två senaste provtagningarna 2016 och 2021 då fyra respektive tre lokaler analyserades inom 8+fjordar-området (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Samtliga lokaler inom 8+fjordar-området så när som på en, är belägna på insidan Orust/Tjörn (Figur 46). Undantaget är en lokal för blåmusslor (*Mytilus edulis*) och blåstång (*Fucus vesiculosus*) i Kungsviken 11 i Koljöfjorden. Av sedimentlokalerna ligger, från norr till söder, två i Havstensfjorden (Havstensfjord 19 och lokal K2), en i Byfjorden (Byfjorden 18) och två i Halsefjorden (I2 och H3). I Askeröfjorden finns sex sedimentlokaler, Stenungsund G1 och G2 vid Galterön, F4 mellan Stora Askerö och Jordhammarviken, F2 och D7 på norra respektive södra sidan om Norra Hamnplans industriområde i Stenungsund, E1 vid nordvästsidan av Stenungsön, och D1strax norr om Stenungsöbron. I Hakefjord finns tre lokaler, C1 något söder om Stenungsöbron, B3 i höjd med Stora Höga på Orust, och A3 i höjd med Vallhamn på östra Tjörn. Mätdata över metaller i sediment har också hämtats från Eklund *et al.* (2016).

Provtagning för analys av biota gjordes 2016 vid lokal Kungsviken 11 i Koljöfjorden, lokal Uddevalla i Byfjorden samt två lokaler i Askeröfjorden, Stenungsund E1 som överlappar med sedimentlokal E1 nordväst om Stenungsund, och Galterö 10 nära sedimentlokalerna G1 och G2. Vid 2021 års provtagning gjordes inga analyser i Byfjorden och färre organiska miljögifter var inkluderade. Mätdata över miljöfarliga ämnen i biota har även hämtats från en undersökning gjord av länsstyrelsen Västra Götaland 2018 (Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Här analyserades tre lokaler inom 8+fjordar-området, Malö strömmar i Koljöfjorden, Byfjorden och Stenungsund.

De organiska substanser/substansgrupper som analyserats i sediment och/eller i biota är totalkolväten (också kallat oljeindex), 16 PAH, 7 icke-dioxinlika PCB:er ($\Sigma 7$ PCB), dioxinlika PCB, dioxiner och furaner, HCB, PBDE och den organiska tennföreningen TBT och dess metaboliter DBT och MBT. Metallerna som analyseras är arsenik, bly, kadmium, kobolt, krom, koppar, kvicksilver, mangan, nickel, tenn, vanadin och zink.

4.2.3. Källor till miljöfarliga ämnen

Inom 8+fjordar-området finns tio anläggningar som klassificerats som industriutsläppsverksamheter enligt miljöprövningsförordningen (2013:251). Fem av dessa är petrokemiska verksamheter i Stenungsund, tre är kraftverk eller avfallskraftvärmeverk och två är deponier. Samtliga anläggningar riskerar att bidra med miljögifter till området, genom direkta utsläpp i form av industriell avloppsvatten, som markavrinning eller via luftdeposition. Övriga potentiellt förorenande aktiviteter i området är en ganska småskalig men omfattande varvsverksamhet. Historiskt har denna verksamhet varit stor i Uddevalla. Vid varvet i Uddevalla har målning med giftig båtbottnfärg varit omfattande genom



Figur 46. Provtagningslokaler för miljögifter.

många år. I dagsläget produceras det få nya båtar, men det finns en betydande verksamhet för reparation och service. Fritidsbåtsaktiviteten i området är omfattande, och bidrar också till spridning av miljöfarliga ämnen, framför allt av oljerelaterade ämnen och metaller eller andra substanser från båtbottnfärg.

4.2.4. Statusklassificering av sediment och gränsvärden

Flera av de analyserade substanserna/substansgrupper ingår i Naturvårdsverkets två system för klassificering av miljötillståndet ett för metaller och ett för organiska miljöfarliga ämnen (Tabell 15). Eftersom metaller är grundämnen med naturlig förekomst i miljön visar sig det antropogena tillskottet som avvikelser från dessa naturliga halter. Flertalet organiska ämnen som tas upp i klassificeringen är dock syntetiserade av människan eller, som till exempel för PAH, domineras helt av tillskott från mänskliga aktiviteter. Den naturliga förekomsten ska därför vara noll eller nära noll i de flesta områden.

Tabell 15. Klassificering av miljögiftshalter i biota och sediment i Sverige.

Miljögiftshalt klass	Metaller, avvikelse från medelhalt (Naturvårdsverket, 1999)	Organiska miljögifter (Josefsson, 2017)
1	Ingen/obetydlig avvikelse	Mycket låg halt
2	Liten avvikelse	Låg halt
3	Tydlig avvikelse	Medelhög halt
4	Stor avvikelse	Hög halt
5	Mycket stor avvikelse	Mycket hög halt

Metallförekomst klassificeras enligt Naturvårdsverket rapport 4914, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav från år 1999 (Naturvårdsverket 1999), medan klassificering med avseende på organiska miljöfarliga ämnen gjorts enligt det uppdaterade system som utarbetats av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) på Naturvårdsverkets uppdrag, (Josefsson och Apler 2019). Bägge systemen delar upp uppmätta miljögiftshalter i klasser, 1 – 5, baserat på jämförelse med genomsnittliga halter i sediment och biota från ett stort antal lokaler i svenska kustvatten, s.k. jämförvärden. Bedömningsgrunderna är dock olika i de två systemen. I det systemet som används för metaller i sediment och biota jämför man halterna med genomsnittliga halter i sediment och biota i hela Sverige där 1 är medelhalten, medan man i systemet för organiska miljögifter bedömer koncentrationen utifrån normalfördelningspercentiler. Här går gränsen mellan klass 1 och 2 vid 5-percentilen av alla data, gränsen mellan klass 2 och 3 vid 25-percentilen, mellan klass 3 och 4 vid 75-percentilen, och mellan klass 4 och 5 vid 95-percentilen (Josefsson 2017). Det innebär att klass 3 sträcker sig från 25- och 75-percentilen och alltså innefattar 50 % av alla uppmätta halter och en medelhalt får alltså värdet 3. Gemensamt för bägge systemen är dock att de bygger

på hur föroreningshalten i ett sediment förhåller sig till andra sediment, och inget av systemet tar någon hänsyn till ekotoxikologiska effekter.

För vissa av substanserna/substansgrupper gäller gränsvärden som inte får överskridas om ett område ska anses ha god ekologisk status. Dessa gränsvärden är dels framtagna inom EU:s vattendirektiv, men för en del särskilt förorenande ämnen (SFÄ) är specifika gränsvärden satt av svenska myndigheter. Bägge typer av gränsvärden finns samlade i Havs- och vattenmyndighetens Författningssamling 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Av de substanser som analyserats finns det gränsvärden i sediment för de polycykliska aromatiska kolvätena (PAH) antracen och fluoranten, för tributyl-tenn (TBT), samt för metallerna bly, kadmium och koppar. I biota finns gränsvärden för hexaklorbensen (HCB), fluoranten och bens(a)pyren (också en PAH-förening), polybromerade difenyletrar (PBDE), dioxin, furan och plana polyklorerade bifenyler (PCB), icke-plana PCB:er och bland metallerna bara för kvicksilver.

4.2.5. Organiska miljögifter

Organiska miljögifter är föreningar som innehåller kedjor eller ringar av kolväten som ofta är klorerade eller fluorerade, dvs. har en eller flera klor- eller fluoratomer bundna till sig. Dessa miljögifter anses vara särskilt skadliga på grund av deras bioackumulerande och långlivade natur (Alharbi *et al.* 2018). Dessa ämnen finns överallt i vår miljö inklusive växter, djur och människor. De är ansvariga för olika dödliga sjukdomar såsom diabetes, fetma, endokrina störningar, cancer, kardiovaskulära och reproduktionsproblem och kan därför ha stora negativa effekter i miljön. Det finns därför en generell oro bland forskare, regeringar och icke-statliga organisationer över föroreningar med organiska miljögifter och effekterna föroreningarna kan ha (Alharbi *et al.* 2018).

Tabell 16. Övre koncentrationer som används i klassificering av organiska miljögifter. Alla värden är $\mu\text{g kg}^{-1}$ torrsvikt, utom PBDE där våtvtikt anges. Värden för dioxiner, furaner och dioxinliknande PCB:er är angivna som TEQ ng kg^{-1} våtvtikt. "gv" betyder gränsvärden.

Klass	PAH	HCB	PBDE	PCB	Dioxiner, furaner, dioxin- PCB	TBT
<i>Sediment</i>						
gv	24, 20001 ¹					1,6
1	250	0,02		0,81		
2	440	0,15		2,5		1
3	1200	0,45		7,6		19
4	4700	1,6		34		55
5	>4700	>1,6		>34		>55
<i>Biota</i>						
gv	30, 52 ²		0,0085		6,5	-

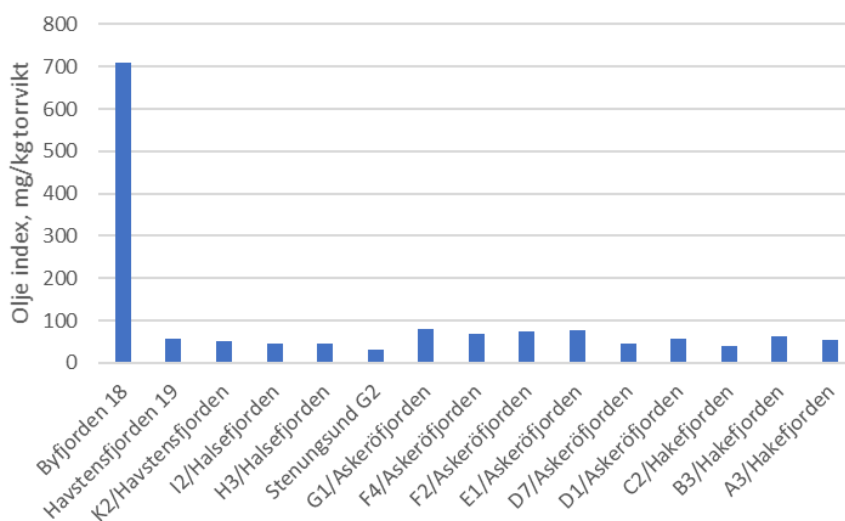
¹ Gränsvärden för antracen och fluoranten, ² Gränsvärden för fluoranten och bens(a)pyren

Organiska miljögifter toxicitet varierar stort vilket avspeglas i de stora skillnaderna i gränsvärden och klassningskoncentrationer. Organiska miljögifter klassificeras från klass 1 till 5 i sediment och biota enligt Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) på Naturvårdsverkets uppdrag (Josefsson och Apler 2019).

Totalkolväten (oljeindex)

Mängden totalkolväten, även benämnd *oljeindex*, indikerar oljeföreningar. TOC mäts som kolväteföreningar i storleken >10 kolatomer (>C10) till <40 kolatomer (<C40). Analysen av totalkolväten görs i mindre fraktioner: <C10 till C12, >C12 till C16, >C16 till C35, >C35 till <C40. Totalkolväten mäts bara i sediment och det finns inte med i den nationella klassificeringen.

I särklass mest oljeförorenade sedimentet av alla analyserade lokaler inom BVVF:s övervakningsprogram längs Bohuskusten finns i Byfjorden, 709 mg kg⁻¹ torrsvikt, mer än dubbelt så högt som vid den näst högst belastade lokalen, Brofjorden #324 där Preems raffinaderi ligger (Figur 47) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). I övriga lokaler inom 8+fjoridar-området är koncentrationerna mindre än en tiondel av Byfjordens. De näst högsta koncentrationerna finns vid fyra lokaler runt och utanför Norra hamnplans industriområde, Stenungsund (BVVF-lokalerna F4, F2, D7 och E1), 67-79 mg kg⁻¹ torrsvikt. Vid lokalerna norr och söder om detta område är koncentrationerna något lägre, 30-62 mg kg⁻¹ torrsvikt. Vid samtliga lokaler är det en kraftig dominans av totalkolvätefraktionen >C16 till >C35.



Figur 47. Totalkolväten (*oljeindex*) i sediment från 8+fjoridar. Data är från sediment analyserade 2017 och 2018.

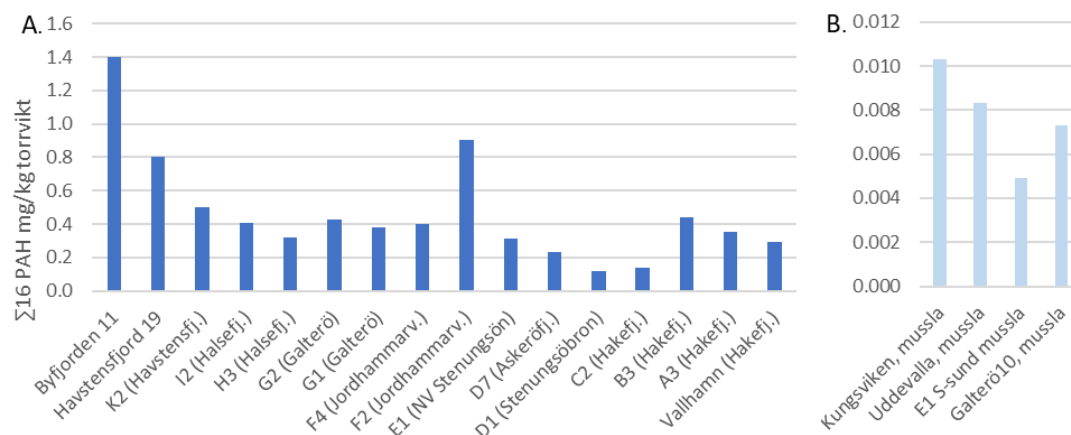
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

PAH är en grupp på flera hundra aromatiska kolväten (kolväten som bildar en eller flera kolringar, så kallade aromatiska ringar) som finns naturligt i petroleumolja men som också bildas vid förbränning av organiskt material. PAH:er anses allmänt vara den mest toxiska gruppen av oljerelaterade ämnen. I många miljöövervakningsprogram, nationellt och internationellt, analyseras ett standard-set bestående av 16 PAH-föreningar (16 PAH) och som inkluderar substanser med mellan två och fem aromatiska ringar. Det är dock en bråkdel av den totala mängd PAH:er som finns i de analyserade proverna, och dessa 16 har inte heller valts ut för att de är de mest toxiska. Ofta finns alkylerade PAH:er i koncentrationer som är mycket högre än deras icke-alkylerade modersubstanser och dessa alkylerade molekyler är ofta giftigare (Fang *et al.* 2022).

Gränsvärden finns för PAH-föreningarna antracen och fluoranten i sediment, 24 respektive 2000 $\mu\text{g kg}^{-1}$ torrsvikt, och för fluoranten och bens(a)pyren i biota, 30 resp. 5 $\mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Gränsvärdet för antracen överskreds i provtagningslokalen på norrsidan om Norra Hamnplans industriområde, Stenungsund (F2), 120 $\mu\text{g kg}^{-1}$ torrsvikt. Övriga gränsvärden överskreds inte i något av de analyserade proverna.

I Byfjorden är sedimentkoncentrationen av 16 PAH 1,4 mg kg^{-1} torrsvikt, vilket är en klass 4-nivå (hög halt) jämfört med medelhalter i svenska kustvatten (Figur 48) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Vid lokalerna K2 och I2 i Hålsfjorden är sedimentkoncentrationen av PAH-halterna på klass 3-nivå (medelhög halt) och vid övriga lokaler klass 2 eller 1 (låg eller mycket låg halt i jämförelse med medelhalter i svenska kustvatten).

PAH-halter i musslor från Kungsviken i Koljöfjorden kommer från prover insamlade 2021, medan analyser från Uddevalla (Byfjorden) är från 2016 års prover (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Högst koncentration finns i djur från Kungsviken, 11 $\mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt, följt av Byfjorden



Figur 48. 16 PAH i A) sediment och B) blåmusslor. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Uddevalla är från 2016, medan övriga musselprover är från 2021.

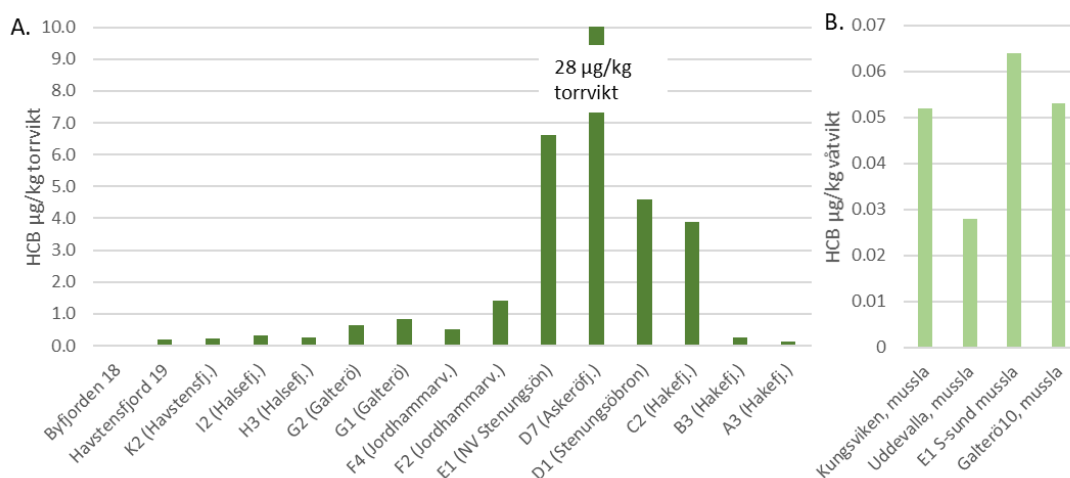
och därefter Stenungsundslokalerna E1 (nordvästra Stenungsön) och Galterö 10 (Figur 48). PAH-koncentrationen i Stenungsundslokalerna var bara en fjärdedel så höga i 2021 som i 2016, ca 5 jämfört med $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt vid E1 och 7 jämfört med $29 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt vid Galterö 10. Även PAH-halten i krabbtaska från Stenungsundslokalerna var betydligt lägre i 2021 än i 2016, 1,2 jämfört med $80 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt vid E1, och 1,6 jämfört med $78 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt vid Galterö 10 (data visas inte) (Bergkvist och Magnusson 2017).

Hexaklorbensen (HCB)

HCB användes tidigare som fungicid, men har varit förbjudet i Sverige sedan 1980-talet. Ingen global produktion av ämnet har skett sedan 2004 men substansen bildas som biprodukt vid förbränning och kloreringsprocesser. Tiden efter förbudet sjönk HCB-halterna i ytsediment vid utsjölokaler längs svenska kusten, men sedan början av 2000-talet har de successivt ökat (Josefsson och Apler 2019).

Gränsvärdet för HCB i biota är $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt (Havs- och vattenmyndigheten 2020) och detta överskrids inte i 8+fjordar-området. Det finns inget gränsvärde för HCB i sediment.

Mycket höga HCB-halter (klass 5) uppmätts i sedimentprover från lokaler vid sydsidan av Norra Hamnens industriområde, Stenungsund (D7), sydöstra Stenungsöbron (E1), en lokal strax norr om Stenungsöbron (D1) och en lokal något söder om bron (C2) (Figur 49) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). De i särklass högsta koncentrationerna, $28 \mu\text{g kg}^{-1}$ torrsvikt, finns vid Norra Hamnens industriområde, Stenungsund. Även norr härom finns det höga halter (klass 4), vid en lokal på norrsidan om Norra Hamnplans industriområde (F2), ostsidan av Stora Askerö (F4), och sydsidan av Galterö (G1 och G2). Övriga lokaler, norr och söder om dessa mycket förorenade områden, har koncentrationer som faller inom klass 3 eller 2, medelhög eller låg halt. I Byfjordens sediment är koncentrationen under detektionsgränsen ($<0.1 \mu\text{g kg}^{-1}$ torrsvikt).



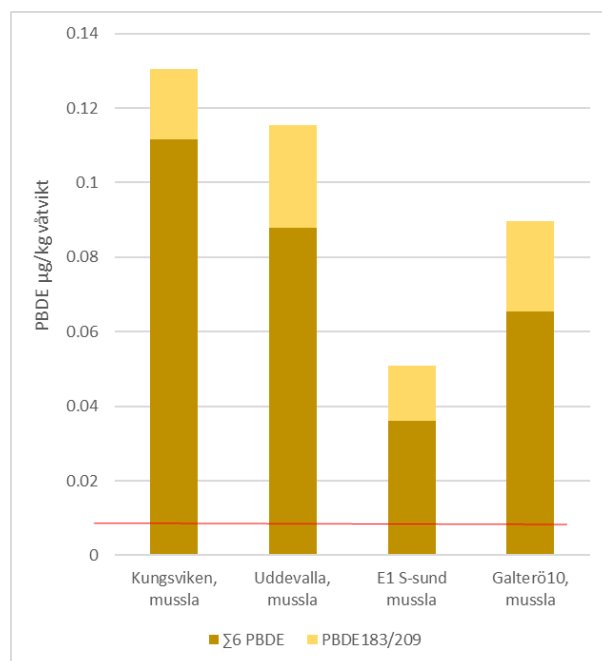
Figur 49. Hexaklorbensen (HCB) i sediment och blåmusslor från 8+fjordar. Analyserade sedimentprover är insamlade 2017 och 2018., och musselprover är från 2016.

Tillgängliga HCB-data av blåmusslor 2016 i 8+fjordar-området visar på koncentrationer mellan $0,03 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt i Byfjorden (lokal Uddevalla) och $0,06 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt vid nordvästra Stenungsön (E1; Figur 49) (Bergkvist och Magnusson 2017). Detta är drygt två tiopotenser lägre än gränsvärdet för HCB i biota. Man hade kunnat förvänta sig höga halter i biota, men de höga/mycket höga HCB-koncentrationerna i sediment reflekterades inte i musslorna. Värt att notera är att mycket högre halter har detekterats i en tidigare analys av musslor.

Polybromerade difenyletrar (PBDE)

PBDE är en grupp bromorganiska ämnen som används som flamskyddsmedel i ett stort antal produkter som elektronik, byggmaterial och textilier. I området 8+fjordar finns det bara aktuell PBDE-data från blåmusslor, medan sedimentdata saknas. I BVVFs övervakningsprogram av biota analyserades åtta kongener ($\Sigma 8$ PBDE), BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 och 209. Gränsvärde för biota är $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt, och gäller för summan av sex av dessa åtta kongenerna ($\Sigma 6$ PBDE): PBDE 29, 47, 99, 100, 153 och 154 (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Gränsvärdet överskrids i hela 8+fjordar-området. Blåmusslor från Kungsviken i Koljöfjorden har den högsta koncentrationen av $\Sigma 8$ PBDE ($0,131 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt), följt av Byfjorden (lokal Uddevalla), och lägst vid de två lokalerna i Stenungsundsområdet, Galterö och nordvästra Stenungsön (E1), (Figur 50) (Bergkvist och Magnusson 2017).

PBDE analyserades även i blåmusslor vid tre andra lokaler inom 8+fjordar-området: Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund (Länstyrelsen Västra



Figur 50. PBDE i blåmusslor från 8+fjordar. Musslorna samlades in 2016. Röd linje anger gränsvärdet.

Götaland 2020). Dessa analyser hade dock en så hög detektionsgräns att det inte är meningsfullt att inkludera dessa data.

Polyklorerade bifenyler ($\Sigma 7$ PCB, ej dioxinliknande)

PCB är en grupp klororganiska ämnen som använts som industrikemikalier sedan 1920-talet, men som också kan bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material i närvaro av klor. På 1970-talet började användandet av PCB begränsas i Sverige och 1995 infördes ett totalförbud för användandet av PCB.

Gränsvärde för ej dioxinlika PCB i biota är $75 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt (Havs- och vattenmyndigheten 2020), och det överskreds inte i något av de analyserade proverna. Gränsvärde för sediment saknas.

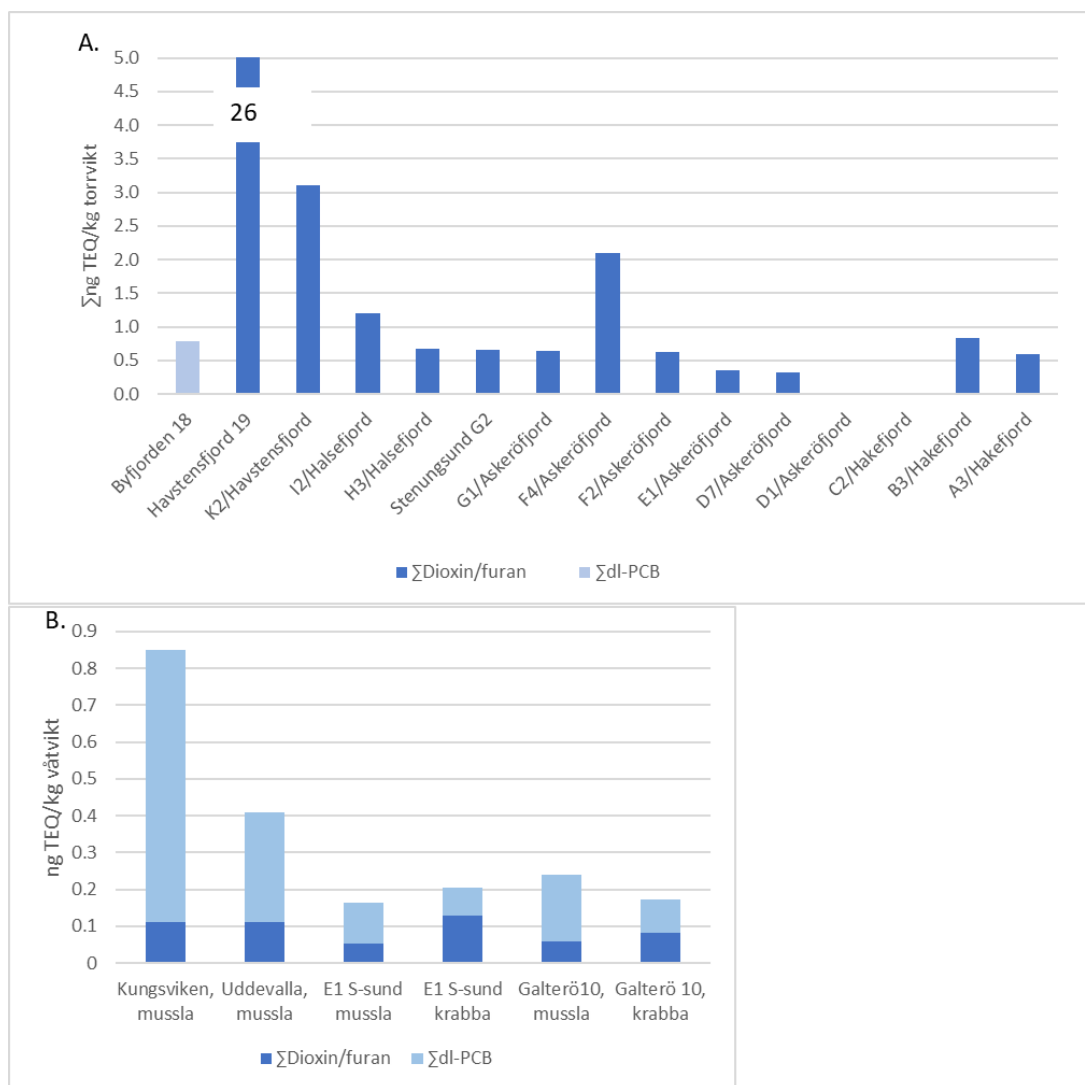
Bara sediment från Byfjorden har en halt av $\Sigma 7$ PCB som överstiger analysens detektionsgräns (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Koncentrationen är här $9,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ torrsvikt, vilket innebär klass 4, hög halt (data visas ej). Vid Havstensfjord 19 och samtliga 13 lokaler i Stenungsundområdet var koncentrationerna under detektionsgränsen. Det bör dock noteras att detektionsgränsen för PCB år 2017/2018 var avsevärt högre (d.v.s. analysen var okänsligare) än alla tidigare år av BVVFs mätningar (1995, 2000, 2006 och 2011). Detektionsgränsen låg på nivåer för klass 3 (medelhög halt) eller klass 4 (hög halt).

I BVVFs analyser av $\Sigma 7$ PCB i biota från 2016, finns det data från 8+fjordarområdet för blåmusslor och muskel av krabba (*Carcinus pagurus*) (Bergkvist och Magnusson 2017). Högst halt finns i blåmusslor från Kungsviken i Koljöfjorden, $7,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt, följt av musslor från Byfjorden (lokal Uddevalla), $5,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt (Fig. 6). I Stenungsund är $\Sigma 7$ PCB-halterna i blåmusslor lägre, $0,6 - 2,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt. Krabbmuskel analyserades bara i djur från Stenungsundslokaler E1 och Galterö 10 och de har betydligt lägre halter än blåmussla, $0,6$ resp. $0,9 \text{ mg kg}^{-1}$ våtvikt (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).

$\Sigma 7$ PCB i blåmussla analyserades även i en annan studie vid tre lokaler inom 8+fjordar-området, Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund (Länstyrelsen Västra Götaland 2020), men dessa data tas inte upp här eftersom detektionsgränsen var så hög att halterna sannolikt underskattats.

Dioxiner, furaner och dioxinliknande PCB:er

Dioxiner och furaner är två ämnesgrupper som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material i närvaro av klor. Ofta presenteras en gemensam koncentration för dioxin, furan och dioxinlika, eller plana, PCB-föreningar (dl-PCB) eftersom de senare har en molekylär struktur som ger dem dioxinliknande toxiska effekter. Enskilda dioxin-, furan- och PCB-föreningarna kallas för kongener. Halten av dioxin, furan och dl-PCB brukar anges som toxiska ekvivalenter (TEQ), där toxiciteten av respektive kongen viktas mot en referenskongen som tillskrivits toxiciteten 1. Det finns inte någon tillståndsklassning av sediment eller biota för dioxin, furan eller dl-PCB.



Figur 51. Koncentrationen av dioxin, furan och dioxinlika PCB:er (dl-PCB) uttryckta som toxiska ekvivalenter (TEQ). A: Koncentrationen i sediment som provtagits 2017 och 2018; B: Koncentrationer i blåmusslor och krabba från djur provtagna 2016.

Gränsvärde för summan av dioxin och dioxinliknande substanser (vilket alltså innefattar dioxin, furan och dl-PCB) i fisk, kräftdjur och blötdjur är 6,5 TEQ ng kg⁻¹ våtvikt (Havs- och vattenmyndigheten 2020), och överskrids inte vid någon av provtagningsstationerna.

Detektionsgränsen för den kemiska analysen av dioxin-, furan- och dl-PCB i sedimentprover som samlades in 2017/2018, var avsevärt högre än vid 2006- och 2011-års övervakning (analysen var okänsligare). Detta resulterade i att sedimenthalten av flertalet kongener hamnade under detektionsgränsen (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Detekterbara halter av dl-PCB fanns bara i sediment från Byfjorden, och då endast för några få enskilda kongener. Enstaka kongener av dioxin och furan detekterades vid alla utom tre lokaler, däribland Byfjorden. Halter under detektionsgränsen räknas som noll, vilket innebär att om många kongener hamnar under detektionsgränsen är risken stor att totalkoncentrationen

underskattas. Data presenteras i Figur 50 men måste alltså tolkas med stor försiktighet.

Sediment från Byfjorden har en koncentration av dl-PCB på 0,78 ng TEQ kg⁻¹ torrsvikt, medan dioxin- och furankoncentrationen var under detektionsgränsen (Figur 51A). Den detekterbara koncentrationen av dioxiner och furaner är i särklass högst vid i Havstensfjord 19, 26 ng TEQ kg⁻¹ torrsvikt. Vid övriga lokaler ligger koncentrationerna mellan 0,3 och 3,1 ng TEQ kg⁻¹ torrsvikt. Notera att dl-PCB låg under detektionsgränsen i sediment från samtliga dessa lokaler.

BVVF:s analyser av dioxiner, furaner och dl-PCB i biota 2016 fångade upp avsevärt fler kongener över detektionsgränsen än sedimentanalyserna (Bergkvist och Magnusson 2017). Analyser gjordes av blåmussla och muskel från krabbtaska, och högsta halter av summan av dioxin, furan och dl-PCB finns i blåmussla från Kungsviken i Koljöfjorden, 0,85 ng TEQ kg⁻¹ våtvikt och i blåmussla från Byfjorden (lokal Uddevalla), 0,41 ng TEQ kg⁻¹ våtvikt. (Figur 50B). Musslor och krabba från Stenungsundsområdet har lägst halter, 0,16–0,24 ng TEQ kg⁻¹ våtvikt.

Organiska tennföreningar

Tributyltenn (TBT) användes tidigare som båtbottnfärg för att förhindra påväxt, men är sedan 2008 förbjuden på global nivå.

TBT, som är den kommersiella produkten, bryts ner till dibutyltenn (DBT) som sedan bryts ner till monobutyltenn (MBT). Kvoten mellan modersubstansen och nedbrytningsprodukterna i fältprover, TBT/(DBT+MBT), ger en indikation om hur gammalt utsläppet är. Kvoter >1 indikerar att det finns pågående utsläpp av TBT, medan kvoter <1 indikerar att det, åtminstone huvudsakligen, rör sig om nedbrytning av tidigare utsläpp.

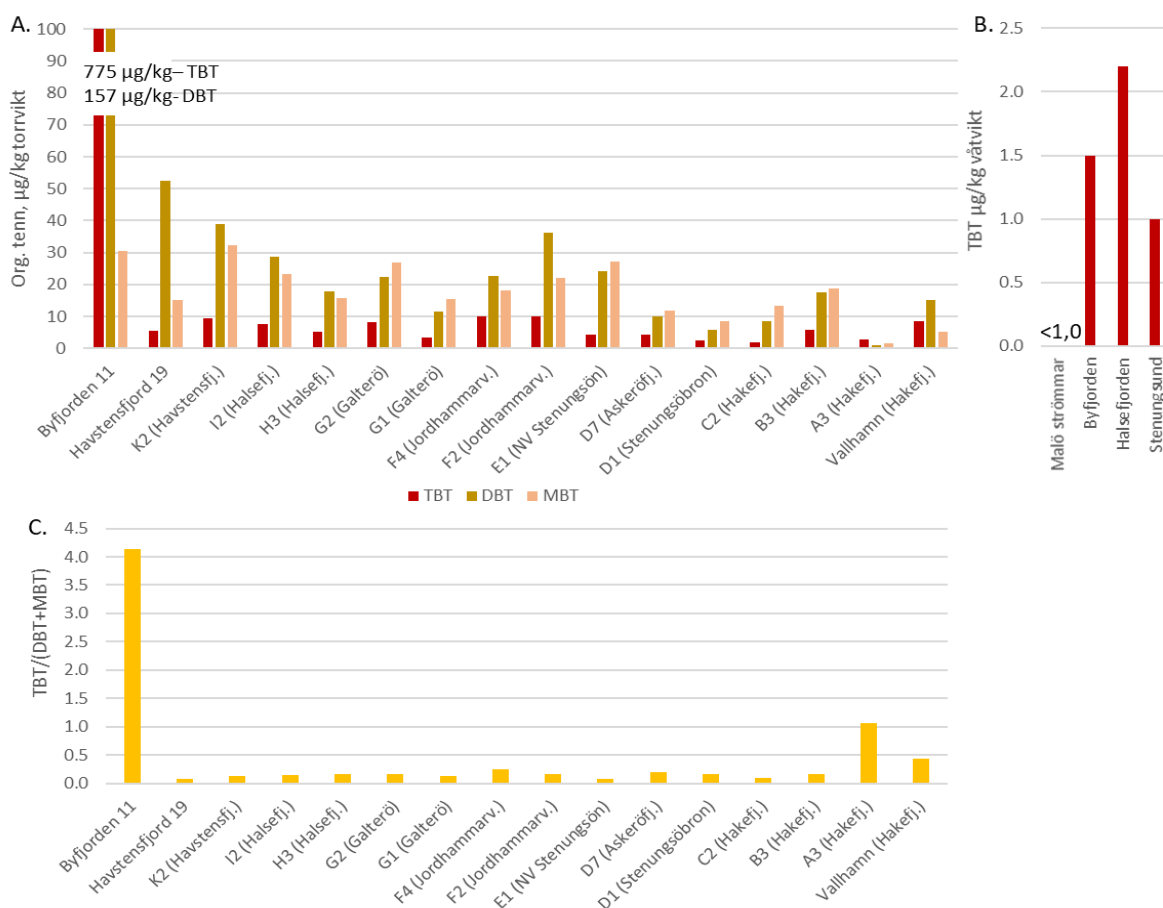
Gränsvärde för TBT i sediment på 1,6 µg kg⁻¹ torrsvikt (Havs- och vattenmyndigheten 2020) överskrids vid samtliga lokaler. Gränsvärde för biota saknas.

Sediment i Byfjorden har den i särklass högsta halten (klass 5) av TBT, DBT och MBT av alla lokaler som ingick i BVVF:s övervakningsprogram för Bohuskusten 2017/2018 (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). TBT-koncentrationen i Byfjorden är 775 µg kg⁻¹ torrsvikt, medan den näst högsta koncentrationen, 38 µg TBT/kg torrsvikt, finns i Brofjorden. Inga andra lokaler inom 8+fjordar-området har sedimentkoncentrationer som överstiger 10 µg kg⁻¹ torrsvikt, och de faller alla inom klass 3, d.v.s. de var på samma nivå som medelhalter i svenska kustvatten (Figur 52A). Halterna av DBT och MBT var dock höga eller mycket höga (klass 4 eller 5), inte bara i Byfjorden utan i merparten av de analyserade lokalerna. Bara i sediment från en lokal strax norr om Stenungsöbron (C2), och en i Hakefjorden i höjd med Vallhamn (A3), var DBT- och MBT-halten på en medelnivå för svenska kustvatten (klass 3).

I Byfjorden var TBT-halten mycket högre än koncentrationen av dess nedbrytningsprodukter, DBT och MBT. Kvoten TBT/(DBT+MBT) i Byfjordssedimentet var 4,1, vilket är en stark indikation på att det här finns ett

pågående utsläpp av TBT (Figur 52C). Det finns heller inga tecken på att koncentrationen minskat sedan analyserna år 2000 (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Vid övriga analyserade lokaler varierade kvoten mellan 0,08 och 0,43, vilket alltså indikerar att där inte finns några pågående TBT-utsläpp, utan att det snarare rör sig om historiska belastningar som håller på att brytas ner. De höga DBT- och MBT-koncentrationerna tyder dock på att tidigare koncentrationer varit mycket höga.

Data över organiska tennföreningar i biota inom 8+fjordar-området är få. Substansgruppen ingår till exempel inte i BVVFs övervakningsprogram. I en studie av Länsstyrelsen i Västra Götalands län (2020) analyserades dock TBT i blåmussla från Malö strömmar i Koljöfjorden, från Byfjorden, Halsefjorden och Stenungsund. Koncentrationerna varierade mellan $<1,0 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt i musslor från Malö strömmar, och $2,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ våtvikt i Halsefjord (Figur 52B).



Figur 52. Organiska tennföreningar i sediment och blåmusslor från 8+fjordar. A: Sedimentkoncentrationer av TBT, DBT och MBT. Sedimentproverna samlades in 2017 och 2018: B: TBT-halter i blåmusslor insamlade 2018: C: Kvoten mellan koncentrationen modersubstansen TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT i sediment.

4.2.6. Metaller

Metallens många industriella, hushållsmässiga, jordbruks-, medicinska och tekniska tillämpningar har lett till en bred spridning i miljön. Det ger upphov till oro över deras potentiella effekter på människors hälsa och miljön. Metallernas toxicitet beror på flera olika faktorer inklusive dos, exponeringsväg och kemisk speciering, såväl som ålder, kön, genetisk disposition och näringsstatus hos exponerade individer. På grund av sin höga toxicitet rankas arsenik, kadmium, krom, bly och kvicksilver bland de metaller som är av betydelse för folkhälsan (Tchounwou *et al.* 2012). Dessa metalliska element anses vara systemiskt giftiga ämnen som är kända för att inducera flera organskador hos människor, även vid lägre exponeringsnivåer. De klassificeras också som cancerframkallande ämnen hos människor (kända eller sannolika) enligt US Environmental Protection Agency och International Agency for Research on Cancer (Tchounwou *et al.* 2012).

De sedimentdata som rapporteras nedan kommer från prover insamlade 2017 och 2018 (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Data för biota kommer från olika provtagningstillfällen; lokalerna Malö strömmar, Byfjorden, och Stenungsund provtogs 2018 (Länstyrelsen Västra Götaland 2020), lokalen Uddevalla provtogs 2016 (Bergkvist och Magnusson 2017) och lokalerna Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 provtogs 2021 (Bergkvist och Magnusson 2022). Notera att klassificering av metaller skiljer sig från den för organiska ämnen. För metaller innebär klass 1 ingen eller obetydlig avvikelse från jämförelsevärde (en genomsnittshalt i svenska kustvatten), medan klass 5 betyder mycket stor avvikelse från jämförelsevärde (Tabell 17; se mer detaljerad beskrivning ovan, sektion 1.4.1).

Tabell 17. Övre koncentrationer som används i klassificering (klass 1 till 5) av mängden metaller i sediment, blåmusslor, blåstång och fisk enligt Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 1999). Alla värden är mg kg⁻¹ torr vikt utom fisk som är mg kg⁻¹ våtvikt. "GV" anger tillåtna gränsvärden. "–" anger att det inte finns någon klassificering och tomma rutor anger att informationen inte har används i tabellen eftersom det inte finns relevanta mätningar i 8+fjordar-området.

Klass	Arsenik	Bly	Kadmium	Kobolt	Koppar	Krom	Kvicksilver	Nickel	Tenn	Vanadin	Zink
<i>Sediment</i>											
GV	-	120	2,3	-	52	-	-	-	-	-	-
1	10	25	0,2	12	15	40	0,04	30	*	-	85
2	17	40	0,5	20,4	30	48	0,12	45	-	-	127,5
3	28	65	1,2	34,8	49,5	60	0,4	66	-	-	204
4	45	110	3	60	79,5	72	1	99	-	-	357
5	>45	>110	>3	>60	>79,5	>72	>1	>99	-	-	>357
<i>Blåmussla</i>											
GV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	-	0,9	1,3	8	8	-	0,5	1	0,2	-	-
2	-	1,8	1,69	10,4	10,4	-	0,7	1,5	0,26	-	-
3	-	3,24	2,21	13,6	13,6	-	0,9	2	0,34	-	-
4	-	6,03	2,99	16	16	-	1,2	3	0,4	-	-
5	-	>6,03	>2,99	>16	>16	-	>1,2	>3	>0,4	-	-
<i>Blåstång</i>											
GV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

1	-	0,3	0,9	2,5	-	0,2	-	3,5	-	-	40
2	-	0,6	1,08	3,5	-	0,4	-	4,55	-	-	80
3	-	1,2	1,26	5,5	-	0,8	-	5,95	-	-	152
4	-	4	1,62	8	-	1,6	-	8,05	-	-	300
5	-	>3	>1,62	>8	-	>1,6	-	>8,05	-	-	>300

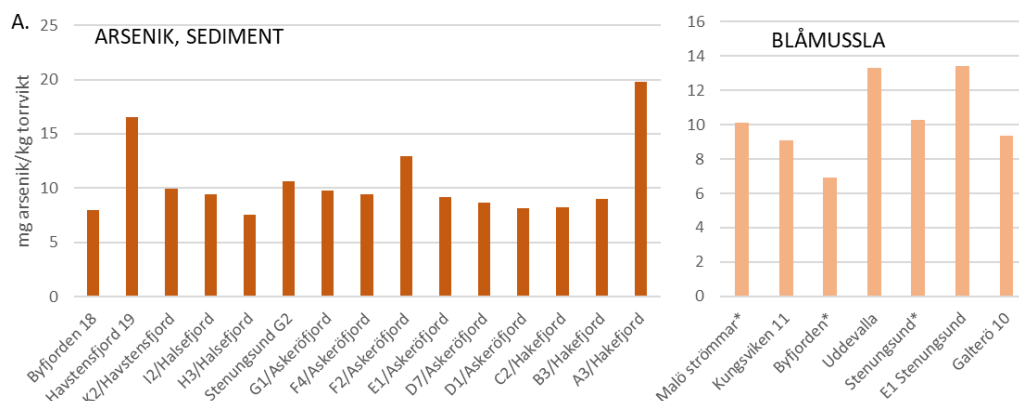
Fisk

GV 0,02

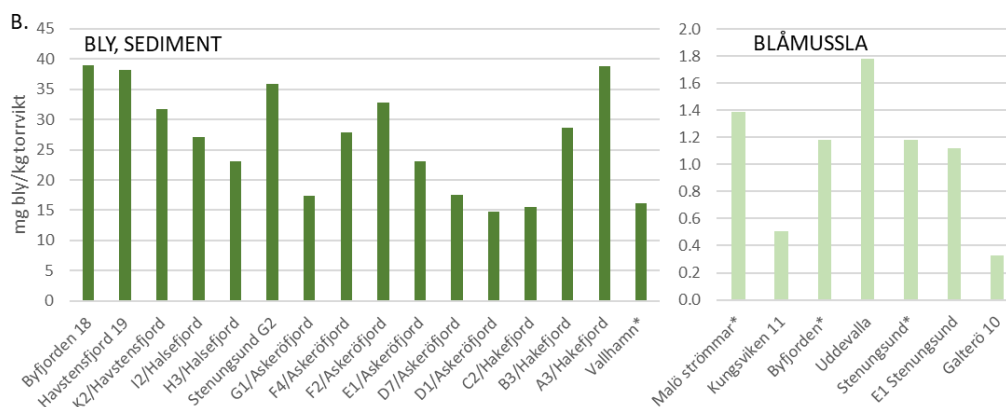
Arsenik

Den högsta arsenikhalten i sediment, 20 mg kg⁻¹ torrsvikt, uppmättes vid lokalen A3 i Hakefjorden, i höjd med Vallhamn på Tjörn (Figur 53) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Det är alltså ett klass 3-sediment som tydligt avviker från svenska medelhalter, och av alla BVVF:s lokaler längs Bohuskusten var det bara lokalen Vinga 30 som har en högre halt, 22 mg arsenik/kg torrsvikt. Något förhöjda halter, klass 2, detekterades i sediment från Havstensfjord 19, i höjd med Ljungskile, och vid en lokal på norrsidan om Norra Hamnplans industriområde (F2). Vid övriga lokaler var arsenikkoncentrationen i sediment på samma nivå som svenska medelhalter.

Data över arsenikkoncentrationerna i blåmusslor finns från sju lokaler (Figur 53) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022, Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Halterna var relativt jämna och varierade mellan 7 och 13 mg kg⁻¹ torrsvikt. Lokalerna Uddevalla och Byfjorden inne i Byfjorden har den högsta respektive lägsta halten, vilken visar hur halterna kan variera inom samma område (Fig.9A). Blåstång analyserades bara vid BVVF-lokalerna Kungsviken i Koljöfjorden, E1 nordväst om Stenungsön och Galterö. Arsenikhalten var högst vid lokal E1, 40 mg kg⁻¹ torrsvikt, vilket innebär att den låg på gränsen mellan klass 4 och 5 (stor - mycket stor avvikelse från jämförelsevärde) (data visas ej i figur) (Bergkvist och Magnusson 2017).



Figur 53. Arsenikkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjorlar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.



Figur 54. Blykoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjorlar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.

Bly

Gränsvärdet för sediment (120 mg kg^{-1} torrsvikt) överskreds inte vid någon av de analyserade lokalerna (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Gränsvärde för biota saknas.

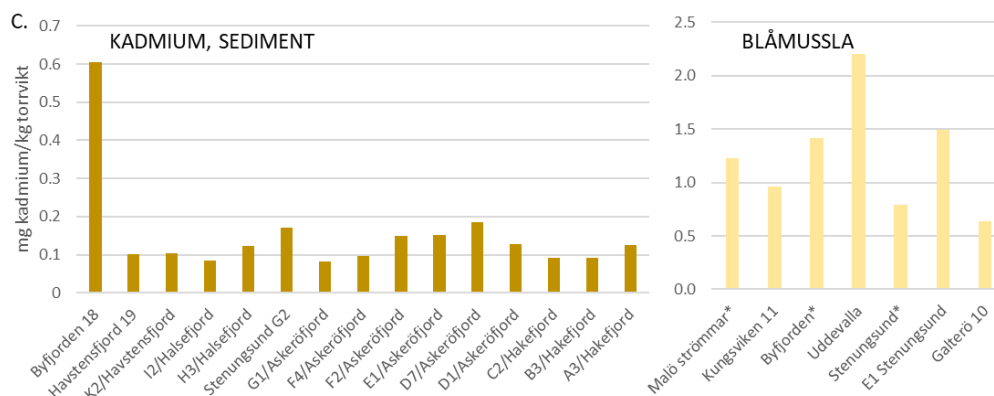
I BVVF:s mätningar 2017/2018 låg sedimentkoncentrationerna i klass 1 eller klass 2, ingen eller liten avvikelse från jämförelsevärde (Figur 54) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Även sediment från småbåtshamnen i Vallhamn på östra Tjörn, hade blyhalter som föll inom klass 2 (Eklund *et al.* 2016).

Högst blyhalt i blåmusslor fann man i djur från lokal Uddevalla i Byfjorden $1,8 \text{ mg kg}^{-1}$ torrsvikt, vilket är på gränsen mellan klass 2 och 3, liten resp. tydlig avvikelse från medelhalter (Fig. 9B) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Musslor från Malö strömmar och lokal Byfjorden innehöll 1,4 respektive 1,2 mg kg^{-1} torrsvikt, vilket innebär klass 2, viss avvikelse, medan övriga musselprover var på klass 1-nivå. Även i blåstång låg blyhalterna på klass 1 eller klass 2-nivå (data visas inte) (Bergkvist och Magnusson 2017).

Kadmium

Gränsvärde för kadmium i sediment ($2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ torrsvikt) överskreds inte vid någon av de analyserade lokalerna (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Gränsvärde för biota saknas.

Sedimentanalyser från BVVF 2017/2018 visade att kadmiumhalterna var förhöjda vid en lokal, Byfjorden, där koncentrationen var $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ torrsvikt, vilket innebär ett klass 3-sediment (tydlig avvikelse från medelhalter i svenska kustvatten) (Fig.9C) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Vid övriga lokaler var koncentrationerna mellan 0,1 och 0,2 mg kadmium/kg torrsvikt, dvs klass 1-sediment.

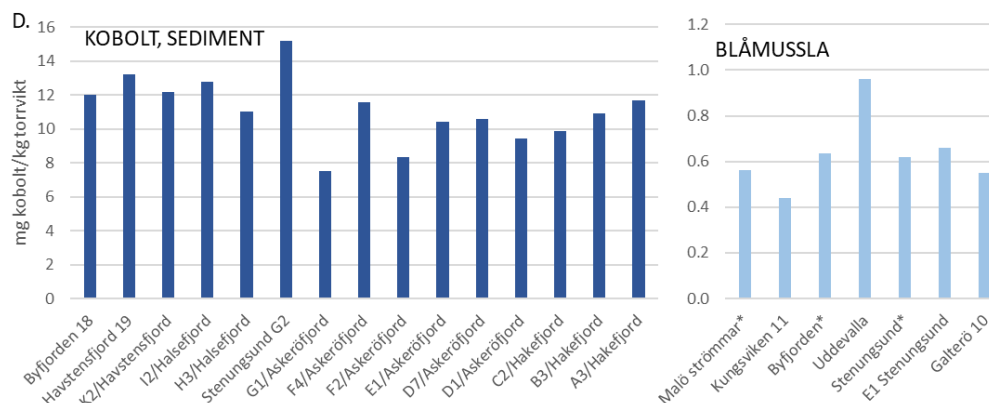


Figur 55. Kadmiumkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjordar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021

Även i blåmusslor detekterades den högsta kadmiumkoncentrationen i den ena av två lokaler i Byfjorden, 2,2 mg kg⁻¹ torrsvikt, vilket innebär klass 3, på gränsen till klass 4 (tydlig respektive stor avvikelse från jämförelsevärden) (Figur 55) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Övriga lokaler låg på en klass 1 eller klass 2-nivå, ingen eller liten avvikelse. Blåstång från lokal E1 nordväst om Stenungsön, hade dock mycket höga kadmiumhalter, 1,8 mg kg⁻¹ torrsvikt, vilket innebär klass 5, mycket stor avvikelse från medelhalter. Vid lokalen Galterö, i närheten av E1, var koncentrationen lägre, 0,97 mg kg⁻¹ torrsvikt (klass 2, liten avvikelse) (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).

Kobolt

Sedimentkoncentrationer av kobolt var högst vid lokaler i Havstensfjorden (Havstensfjord 19 och K2), i Halsefjord (I2) och vid Galterö (G2) i Askeröfjorden, med klass 2-värden (12–15 mg kg⁻¹ torrsvikt) (Figur 56) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Vid övriga lokaler var halterna på klass 1-nivå.



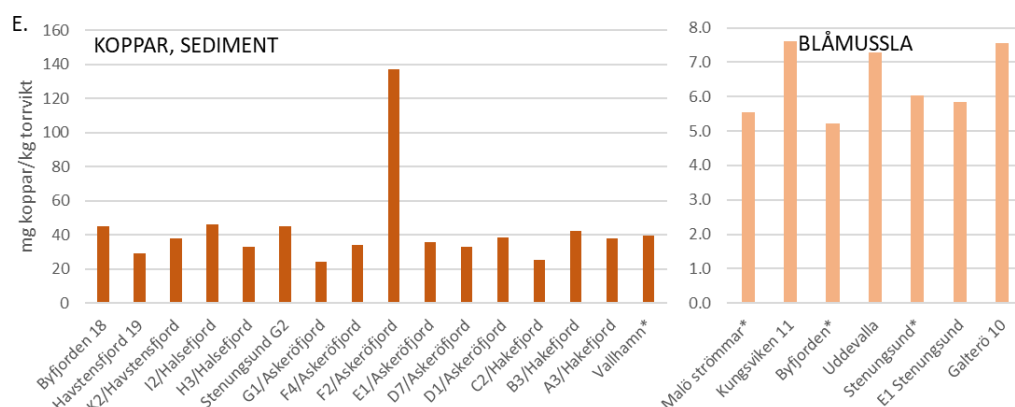
Figur 56. Koboltkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjordar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021

Kobolthalterna i blåmusslor var högst i lokal Uddevalla i Byfjorden, 1,0 mg kg⁻¹ torrsvikt, medan de vid övriga lokaler låg mellan 0,4 och 0,7 mg kg⁻¹ torrsvikt (Figur 56) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Halter i blåstång låg runt 1 mg kg⁻¹ torrsvikt i både Stenungsundsområdet (E1 och Galterö 10), och Kungsviken i Koljöfjorden (data visas inte) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022).

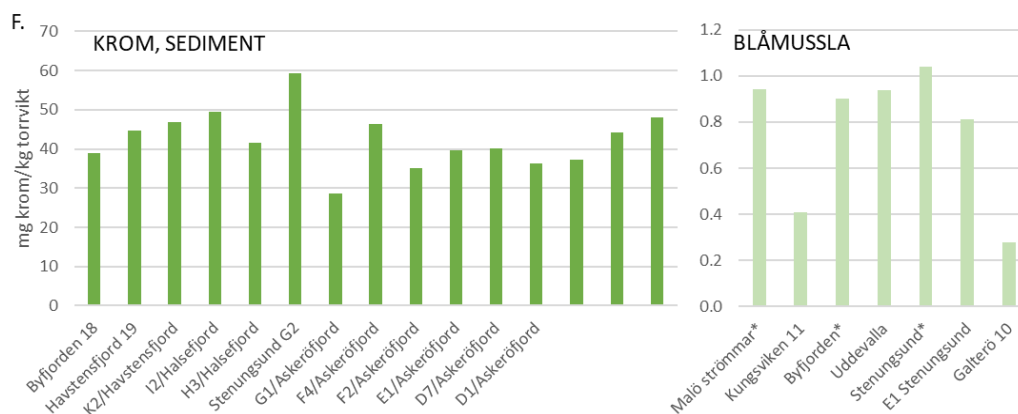
Koppar

Gränsvärdet för koppar i sediment på 52,0 mg kg⁻¹ torrsvikt (Havs- och vattenmyndigheten 2020) överskreds kraftigt vid lokalen på norrsidan av Norra Hamnplans industriområde, Stenungsund (BVVF:s lokal F2). Här uppmättes 137 mg kg⁻¹ torrsvikt, (klass 5) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Även i sedimentprov från flertalet övriga BVVF-lokaler var kopparhalten tydligt förhöjd i förhållande till medelhalter i svenska vatten (klass 3). Även sediment från Vallhamns småbåtshamn på östra Tjörn hade en kopparhalt på klass 3-nivå, 39,7 mg kg⁻¹ torrsvikt (Eklund *et al.* 2016).

Kopparhalterna i blåmussla låg betydligt lägre i förhållande till svenska medelkoncentrationer än sedimenthalterna. Musslor från samtliga lokaler i Byfjorden, Stenungsundsområdet och lokalen Kungsviken i Koljöfjorden hade kopparkoncentrationer som låg inom klass 1, ingen avvikelser, och halterna varierade mellan 5,2 och 7,6 mg kg⁻¹ torrsvikt (Figur 57) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022, Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Blåstång från Kungsviken i Koljöfjorden hade dock mycket hög halt, 9,8 mg kg⁻¹ torrsvikt, vilket innebär klass 5, mycket stor avvikelser från svenska medelhalter (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017). Blåstång från Stenungsundsområdet hade klass 2-halter av koppar, ca 3 mg kg⁻¹ torrsvikt.



Figur 57. Kopparkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjordar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.



Figur 58. Kromkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjordar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.

Krom

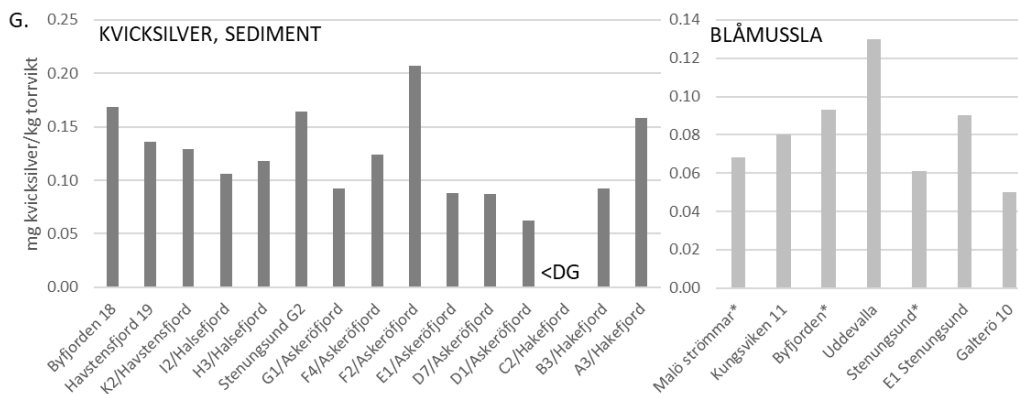
Kromhalterna i sediment från lokal I2 strax söder om Svanesundsfärjan i Halsefjorden, Galterö (G2) och lokal A3 i Hakefjorden i höjd med Vallhamn, låg på en klass 3-nivå, tydlig avvikelse från svenska genomsnittskoncentrationer, med 50, 59 resp. 48 mg kg⁻¹ torrsvikt (Figur 57) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Sediment från övriga lokaler hade kromhalter i klass 1- eller 2-nivå, d.v.s. ingen eller liten avvikelse från genomsnittshalter i svenska kustvatten.

Kromhalter i blåmusslor visade inget tydligt geografiskt mönster. Högst halter 0,9 – 1,0 mg kg⁻¹ torrsvikt, uppmättes i musslor från lokalen Stenungsund, de två lokalerna i Byfjorden och i djur från Malö strömmar (Figur 58) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022, Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Kromhalterna i blåstång från Galterö och Stenungsund E1 var 0,15 resp. 0,29 mg kg⁻¹ torrsvikt, vilket innebär klass 1 resp. klass 2 (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).

Kvicksilver

Vattendirektivets gränsvärde för fisk på 0,02 mg kg⁻¹ våtvikt (Havs- och vattenmyndigheten 2020) överskreds i blåmusslor från lokal Uddevalla i Byfjorden (observera att relationen torrsvikt/våtvikt kan variera mellan musslor från olika lokaler) (Bergkvist och Magnusson 2017).

De högsta kvicksilverkoncentrationerna, 0,2 mg kg⁻¹ torrsvikt, detekterades i sediment från norrsidan av Norra Hamnplans industriområde i Stenungsund (lokal F2). Det innebär en klass 3-nivå, tydligt över medelhalter i svenska kustvatten (Figur 59) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Något lägre halter, men fortfarande klass 3-sediment fanns vid lokalen öster om Stora Askerön (F4) och vid Galterön (G2). Utanför Askeröfjorden uppmättes klass 3-nivåer av kvicksilver i sediment från Byfjorden (0,17 mg kg⁻¹ torrsvikt), Havstensfjorden (lokaler



Figur 59. Kvicksilverkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjorदार. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.

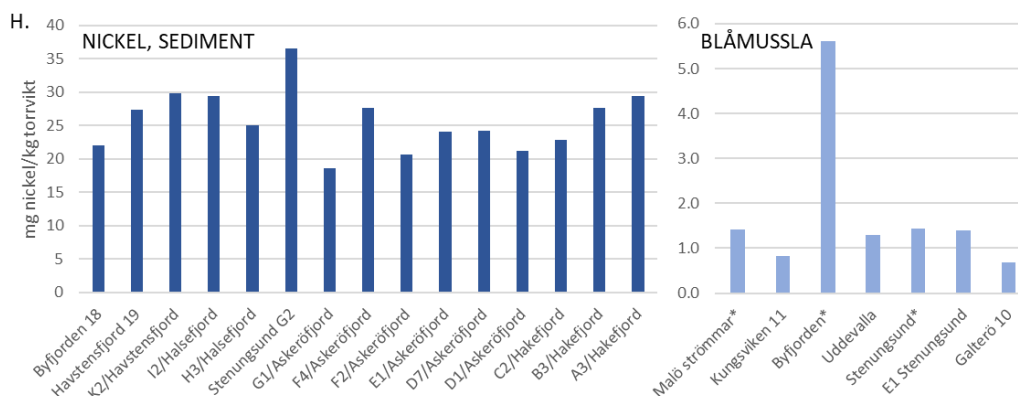
Havstensfjorden 19 och I2) samt från Hakefjorden i höjd med Vallhamn på Tjörn (A3).

Blåmusslor från samtliga lokaler hade kvicksilverhalter som låg på klass 1-nivå, ingen/obetydlig avvikelser från svenska genomsnittshalter (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022, Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Högsta halter, 0,13 mg kg⁻¹ torrsvikt, detekterades i musslor insamlade nordväst om Stenungsön (BVVF:s lokal E1) (Figur 59). Blåstång vid samtliga tre provtagna lokaler (Stenungsund E1, Galterö 10 och Kungsviken/Koljöfjorden) var under detektionsgränsen, <0,02 mg kg⁻¹ torrsvikt (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).

Nickel

Den enda analyserade lokal där sedimentkoncentrationen av nickel översteg klass 1-nivåer var vid södra Galterön (G2), med 37 mg kg⁻¹ torrsvikt, vilket innebär klass 2 (Figur 60) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019).

Kraftigt förhöjda nickelhalter, klass 5-nivåer, detekterades i blåmusslor från Byfjorden, 5,6 mg kg⁻¹ torrsvikt, medan musslor från övriga lokaler hade nickelhalter på klass 1- eller klass 2-nivå (Figur 60) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022, Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Blåstång hade klass 2-koncentrationer av nickel vid alla tre analyserade lokaler, nordost om Stenungsön (E1) 4,3 mg kg⁻¹ torrsvikt och vid Galterön och Kungsviken i Koljöfjorden 3,7 mg kg⁻¹ torrsvikt (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).



Figur 60. Nickelkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjorlar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.

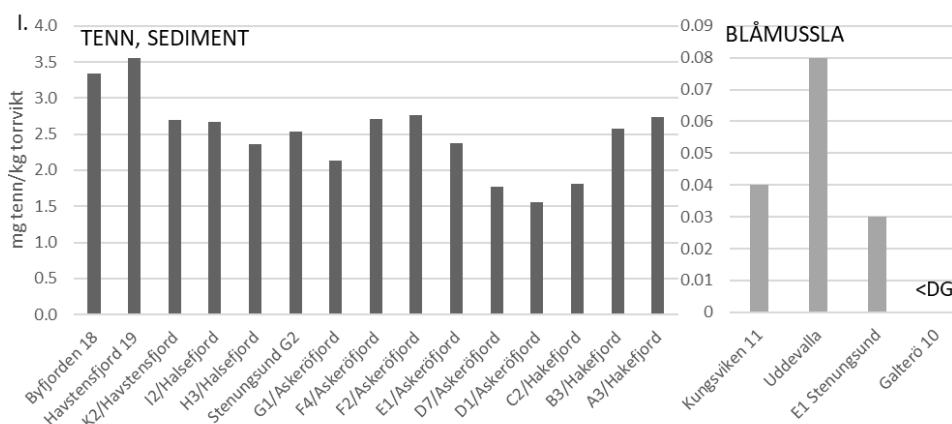
Tenn

Tennkoncentrationen i sediment var relativt jämn mellan de olika lokalerna (Fig. 9I). Högst halter, ca $3,5 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}$ torrvikt uppmättes vid lokalerna Havstensfjord 19 och Byfjorden, medan övriga lokaler hade mellan $1,6$ och $2,7 \text{ mg kg}^{-1}$ torrvikt (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019).

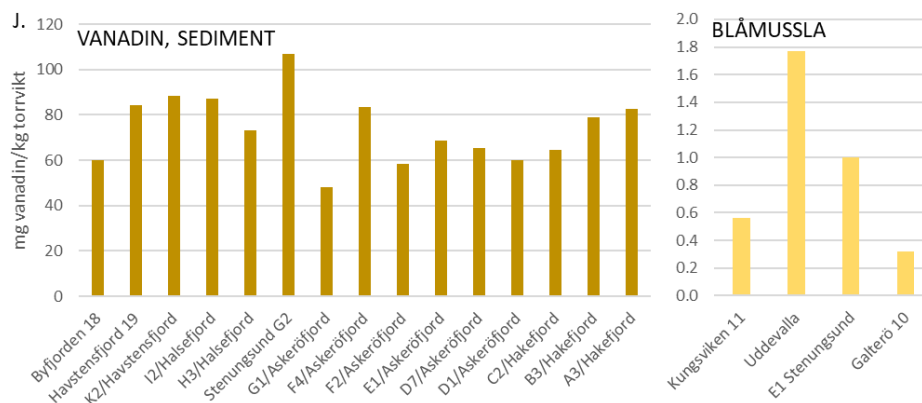
Tennhalterna i blåmusslor från samtliga lokaler, Byfjorden (lokal Uddevalla), Galterö och Kungsviken i Koljöfjorden, låg inom klass 1, ingen/obetydlig avvikelse från svenska genomsnittsvärden (Figur 61) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Blåstång hade koncentrationerna $\leq 0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ torrvikt vid alla analyserade lokaler, Kungsviken i Koljöfjorden, Galterö och E1 nordväst Stenungsön (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).

Vanadin

Högst vanadinhalt i sediment uppmättes vid södra Galterö (lokal G2), 107 mg kg^{-1} torrvikt medan lägsta koncentrationen, 48 mg kg^{-1} torrvikt uppmättes vid lokal G1,



Figur 61. Tennkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjorlar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.



Figur 62. Vanadinkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjordar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.

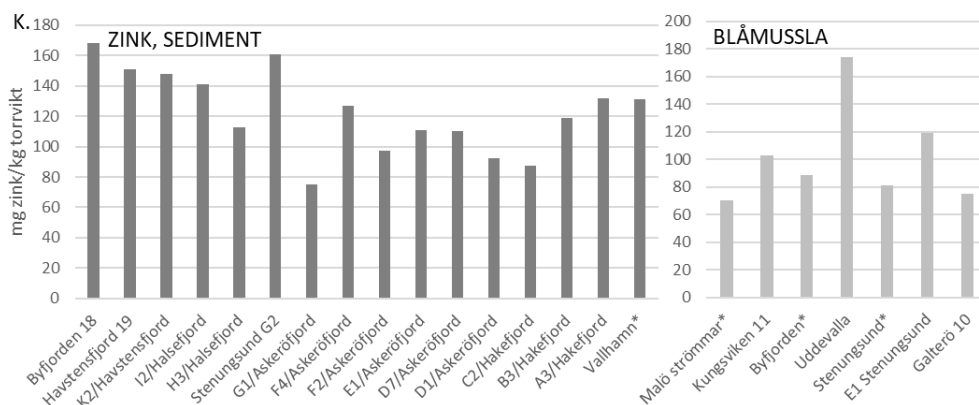
strax söder om G2 (Fig.9J) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Vid övriga lokaler varierade vanadinkoncentrationen mellan 58 och 88 mg kg⁻¹ torrsvikt.

Högst vanadinhalt uppmättes i blåmussla från lokalen Uddevalla i Byfjorden, 1,77 mg kg⁻¹ torrsvikt (Figur 62). Vanadinhalterna vid de tre lokaler som analyserades 2021, Kungsviken, och lokalerna E1 och Galterö 10 vid Stenungsund, var 5 – 10 gånger lägre 2021 än 2016 (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Blåstångshalterna var mellan 0,5 och 0,7 mg kg⁻¹ torrsvikt vid lokalerna Stenungsund E1, Galterön och Kungsviken i Koljöfjorden (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).

Zink

Zinkhalten i sediment var förhöjd i förhållande till medelhalter i svenska kustvatten, klass 3, vid lokaler i Byfjorden, Havstensfjorden (Havstensfjord 19 och K2), Halsefjord (I2) samt vid södra Galterön (G2), (140 – 169 mg kg⁻¹ torrsvikt) (Fig.9K) (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019). Halterna vid lokal A3 i Hakefjorden i höjd med Vallhamn på östra Tjörn, och vid småbåtshamnen i Vallhamn, var också på klass 3-nivå, ca 130 mg kg⁻¹ torrsvikt (Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2019, Eklund *et al.* 2016). Flertalet övriga provtagningslokaler hade zinkhalter på en klass 2-nivå.

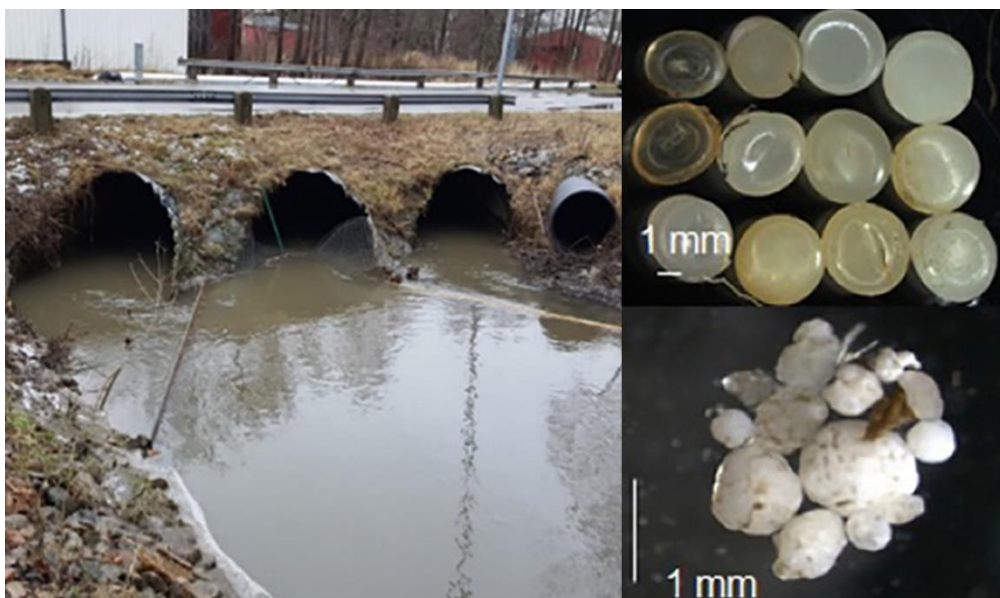
I blåmussla var zinkhalten högst i djur från Byfjorden (lokal Uddevalla), 174 mg kg⁻¹ torrsvikt, följt av lokal E1 nordost Stenungsund och Kungsviken, med 119 respektive 103 mg kg⁻¹ torrsvikt (Figur 63) (Bergkvist och Magnusson 2017, Bergkvist och Magnusson 2022). Övriga lokaler hade mellan 70 och 90 mg kg⁻¹ torrsvikt. Zinkhalter i blåstång låg på klass 3-nivå, tydlig avvikelse från genomsnittshalter i svenska vatten, i prov från Kungsviken, 97 mg kg⁻¹ torrsvikt. Halter i blåstång från de två Stenungsundslokalerna låg på klass 1-nivå (data visas ej) (Bergkvist och Magnusson 2017).



Figur 63. Zinkkoncentrationer i sediment och blåmusslor från 8+fjorlar. Sedimentdata är från prover insamlade 2017 och 2018. Musselprover från Malö strömmar, Byfjorden och Stenungsund är från 2018, musslor från Uddevalla från 2016 och musslor från Kungsviken 11, E1 Stenungsund och Galterö 10 är från 2021.

4.2.7. Mikroplast¹¹

Plastförorening är ett globalt problem (Li *et al.* 2016, Eriksen *et al.* 2023) och förutom de miljöfarliga ämnen som analyseras i övervakningsprogram är två Stenungsundsindustrier betydande källor för utsläpp av mikroplast till havet. Borealis AB är Sveriges enda tillverkare av polyeten (PE) och produktionen har pågått i Stenungsund sedan början av 1960-talet. Produkterna används framförallt inom rör- och kabelindustrin. Företaget Inovyn Sverige AB tillverkar



Figur 64. Utloppet från Borealis till Stenunge å. Plastpartiklar fångna i utloppet (Karlsson *et al.* 2018).

¹¹ Se avsnitt 4.7 för makroplast

polyvinylklorid (PVC). Både millimeterstora partiklar, s.k. pellets, och mer fint ”fluff” av PE- och PVC släpps ut i havet i samband med produktion, lagring och transport av materialet (Karlsson *et al.* 2018). Regnvatten från Borealis industriområde leds efter rening ut i Stenunge Å, som löper ut i industrihamnen i Stenungsund och det industriella spillvattnet från industrin leds efter rening direkt ut i Askeröfjorden. En studie från Göteborgs Universitet visar att reningen inte är 100 % effektiv för PE pellets och att en stor del släpps ut i fjorden (Figur 64) (Karlsson *et al.* 2018). Studien visar att minst 3 miljoner och i värsta fall 36 miljoner PE pellets större än 2 mm släpps ut från industrin årligen. Det motsvarar mellan 73 och 730 kg PE. När mindre fraktioner ner till 300 µm inkluderades i mätningarna var det totala partikelantalet hundrafaldigt högre. Majoriteten av partiklarna (78 %) var genomskinliga till vit ludd, även om fragment (>21 %) och foliebitar (1 %) också var närvarande (Figur 64). Vikten av dessa mindre partiklar är låg, men om dessa partiklar räknas in släpps det årligen ut mellan 300 och 3000 kg PE (Karlsson *et al.* 2018).

PVC har en densitet på 1,4 g/cm³, vilket gör att dessa partiklar till största delen hamnar i sedimentet, medan PE har en densitet runt eller strax under 1 g/cm³, vilket gör att de är mer benägna att röra sig i övre vattenlagret och hamna på stränder. Koncentrationen av PE-pellets avtog med avståndet från Stenungsunds industriområde, men relativt höga koncentrationer återfanns åtminstone 35 km bort från detta område. Sedimenten runt Stenungsundsindustrin innehåller också rikligt med PVC-pellets (K. Magnusson, personliga observationer). Analys av mikroplast ingår inte i något övervakningsprogram.

Dessa partiklar har direkt effekt på djur och växter i fjorden. Elfiskeundersökningar visade att 62 % av öring fångade i Stenunge å hade plastpartiklar i magen (Karlsson *et al.* 2017). Många planktivora fiskarter får i sig mikroplastpartiklar eftersom partiklar liknar djurplanktonfödan (Hodkovicova *et al.* 2022). De flesta fiskarter livnär sig på djurplankton i larvstadiet och en lång rad fysiologiska effekter på larver har rapporterats från många arter när de misstar plastpartiklar för djurplankton. Allt från förändringar i metabolismen till ökad dödlighet har observerats (Hodkovicova *et al.* 2022 och referenser däri). Filtrande evertebrater som t.ex. musslor har också visat sig vara påverkade av mikroplastföroreningar (Hodkovicova *et al.* 2022 och referenser däri).

4.2.8. Fjordarna: punktkällor och miljögiftsdata i samtliga fjordar

Se avsnitten 4.2.5, 4.2.6 och 4.2.7 för en mera utförlig beskrivning av miljögift-situationen.

Björnsunds-, Koljö- och Borgilefjordar

I Henån finns en industriutsläppsverksamhet, Månsemyrs deponi- och återvinning. Tidigare har funnits flera varv som byggt större fritidsbåtar men i dag pågår främst renovering, upplag och service av båtar bland annat i Henån, Vindön och Sätas. Vid

Kungsviken och Svineviken på Orustsidan har det pågått varvsverksamhet under mycket lång tid, enligt vissa uppgifter sedan 1200-talet eller till och med tidigare. På 1920- och 30-talet fanns här ett flertal varv som byggde båtar, medan det idag framför allt görs reparation och service. Sannolikt bidrar historiska aktiviteter till de höga halter av flera miljöförorenande ämnen man finner blåmusslor utanför Kungsviken.

Aktuella data över miljöfarliga ämnen i sediment saknas.

Halten av ej dioxinlika PCB:er i blåmusslor från Kungsviken var den näst högsta av samtliga lokaler vid BVVF:s provtagning längs Bohuskusten 2016. Endast musslor från lokalen vid Fisketången hade högre halter. Även dioxinlika PCB:er och dioxin/furan var högre i blåmusslor från Kungsviken än vid andra lokaler inom 8+fjordar-området. Koncentrationen av flamskyddsämnen PBDE var över vattendirektivets gränsvärde. Blåstång hade koppar- och zinkhalter som var mycket höga respektive förhöjda jämfört med medelhalter i svenska kustvatten.

Byfjorden

Runt Uddevalla finns två industriutsläppsverksamheter (IUV): Lillesjö Avfallskraftvärmeverk och Hovhultsverket. Flera stora, numera nedlagda, industriverksamheter kan ha bidragit till de förhöjda miljögiftshalter vi ser idag, till exempel Uddevallavarvet och Pinnifarinas/Volvos tillverkning av personbilar.

Byfjorden hade de högsta sedimentkoncentrationerna av olja (mätt som oljeindex), PAH och ej dioxinlika PCB. Halterna av TBT och DBT var tre gånger så höga som vid övriga undersökta lokaler inom 8+fjordar-området analyserade lokaler, och även MBT låg bland de högst uppmätta. Kvoten mellan koncentrationen av TBT och av dess metaboliter (DBT+MBT) var 4, och värden >1 indikerar att det finns ett pågående TBT-utsläpp av TBT. Sedimenthalten av kadmium, koppar, kvicksilver och zink var tydligt förhöjda jämfört med svenska genomsnittshalter.

PBDE i blåmussla, och kvicksilver i blåmussla och krabbtaska överskred vattendirektivets gränsvärde. Blåmusslor innehöll också mycket höga nickelhalter och förhöjda kadmiumhalter i förhållande till medelhalter i svenska kustvatten. Zinkhalten i blåmussla var den högsta av de sju lokaler där denna metall analyserades.

Havstensfjorden

De högsta sedimenthalterna av dioxin och furan i BVVFs övervakningsprogram 2018 uppmättes i Havstensfjorden vid en lokal utanför mynningen av Ljungskileviken (BVVF-lokal K2, Figur 48). Detektionsgränsen för enskilda dioxin- eller furan-kongener var dock så höga att resultatet måste tolkas med försiktighet. Halterna av de organiska tennföreningarna DBT och MBT, nedbrytningsprodukter av den kommersiella substansen TBT, var mycket höga jämfört med medelhalter i svenska vatten. TBT-halten var dock låg, varför det sannolikt inte rörde sig om ett pågående utsläpp. Sedimentkoncentrationer av koppar, kvicksilver och zink var förhöjda i förhållande till svenska medelhalter.

Data för biota saknas.

Halsefjorden

Halterna av de organiska tennföreningarna DBT och MBT, nedbrytningsprodukter av den kommersiella substansen TBT, var mycket höga jämfört med medelhalter i svenska vatten. Eftersom TBT-halten var låg rör det sig troligen om ett äldre utsläpp. Koppar- och zinkhalten var förhöjd. Koncentrationen av koppar, krom och zink var förhöjda i Halsefjorden jämfört med medelhalter i svenska kustvatten. Även kvicksilverhalten var förhöjd vid en provtagningslokal strax söder om Svanesundsfärjan (BVVF-lokal I2: Figur 59).

Data för biota saknas.

Askeröfjorden

Stenungsundsindustrin är Nordens största petrokemiska industri. Här finns ett antal IUV:er: Perstorp Oxo AB; Nouryon Functional Chemicals (tidigare AkzoNobel); Borealis Krackeranläggning; Borealis Polyetenfabriken, plasttillverkare; Inovyn Sverige AB, tillverkare av polyvinylklorid-(PVC) plaster; Stenungsunds Kraftverk.

De höga HCB-halterna, vilka är unika för Stenungsundsområdet, uppmärksammades redan i början på 1990-talet, och man kunde då konstatera att avloppsvattnet från företaget Hydro Plast (numera Inovyn Sverige AB) innehöll stora mängder HCB.

Förutom de miljöfarliga, ämnen som analyseras i övervakningsprogram är två Stenungsundsindustrier betydande källor för utsläpp av mikroplast till havet. Inovyn tillverkar polyvinylklorid (PVC-plast), och Borealis är Nordens enda tillverkare av polyeten (PE). Både PVC- och PE-partiklar påträffas i stora mängder i omgivningarna runt Stenungsund. PVC har en densitet på ca $1,4 \text{ g/cm}^3$, vilket gör att dessa partiklar till största delen hamnar i sedimentet, medan PE har en densitet runt eller strax under 1 g cm^{-3} , vilket gör den mer benägen att röra sig i övre vattenlagret. De stora mängder plastpellets som finns i den uppskölda tången på stränder vid insidan Orust och Tjörn är sannolikt till största delen just PE-pellets.

Halterna av HCB var mycket höga i förhållande till medelhalter i svenska kustvatten. De organiska tennföreningarna DBT och MBT, metaboliter av TBT, förkom också i mycket höga koncentrationer i sediment, medan halten av TBT låg på nivå med medelvärden för svenska kustvatten. Detta indikerar att det åtminstone huvudsakligen rör sig om gamla utsläpp. PAH-halterna i sedimenten var generellt låga, men vattendirektivets gränsvärde för PAH-föreningen antracen överskreds kraftigt vid en lokal på norrsidan av Norra hamnplans industriområde (BVVF-lokal F2; Figur 48). Kopparhalterna vid samtliga lokaler i Askeröfjorden var förhöjda i förhållande till medelhalter i svenska farvatten, och mycket höga halter, långt över vattendirektivets gränsvärde, detekterades vid F2. Vid flera lokaler i området var sedimentkoncentrationerna av krom, kvicksilver och zink förhöjda. Plastpellet härstammande från lokal produktion, förekommer i relativt höga kvantiteter på stränder (framför allt PE-pellets) och i sediment (mycket PVC-pellets).

Halten av PBDE i blåmusslor vid samtliga lokaler överskred vattendirektivets gränsvärde. Blåstång vid en lokal nordväst om Stenungsön (BVVF-lokal E1, Figur 50) hade höga respektive mycket höga koncentrationer av arsenik och kadmium.

Stig- och Hakefjordar

I Vallhamn finns en hamn för RoRo-fartyg vilken, enligt företaget, är en av Nordens ledande fordonshamnar, där bilar, lastbilar, bussar och industrimaskiner lossas och görs leveransklara.

Halterna av HCB var kraftigt förhöjda i den nordligaste Hakefjordslokalen, strax söder om Stenungsöbro (BVVF-lokal C2; Figur 49), medan de vid den sydligaste lokalen (BVVF-lokal A3) var på samma nivå som medelhalter i svenska kustsediment. Halterna av DBT och MBT var förhöjda vid samtliga lokaler, medan TBT låg på samma nivå som medelhalter i svenska vatten. Den högsta arsenikhalten i sediment i 8-fjordar-området, och näst högst av alla BVVF:s lokaler längs Bohuskusten, uppmättes vid lokal A3 i höjd med Vallhamn på Tjörn (Figur 49). Lokalerna norr härom hade dock låga sedimentkoncentrationer av arsenik. Kvicksilver-, krom- och zinkkoncentrationerna i sedimenten var också förhöjda, med högst halter vid de två sydligaste lokalerna, B3 i höjd med Stora Höga på Tjörn, och A3. Halten var högst vid A3. Tydligt förhöjda kopparhalter detekterades vid alla provtagna lokaler. Flertalet metaller förelåg i lägre halter vid BVVF-lokalen, C2, än vid de två sydligare lokalerna i Hakefjorden.

Data för biota saknas.

Älgö- och Sälöfjordar samt Nordre Älvs mynning

I området finns en hel del varvsaktivitet med reparation och underhåll av båtar. Kungälv har en IUUV, Munkegårde avfallslager, och miljöfarliga ämnen från denna verksamhet riskerar att föras ut med Nordre älv och förorena mynningsområdet.

Tillgängliga data saknas.

4.3. Främmande arter

En främmande art är en växt, ett djur, en svamp eller en mikroorganism som med människans hjälp, avsiktligt eller oavsiktligt, introducerats utanför sitt naturliga utbredningsområde. Även genetiskt modifierade organismer (GMO) klassas som främmande arter. En främmande art skiljer sig från en invasiv art genom att den inte nödvändigtvis innebär negativa effekter för sin nya omgivning. En del främmande arter gör ingen skada.

Främmande arter introduceras framförallt via kommersiell sjöfart. Det sker genom att arterna transporteras dit i barlastvatten eller genom att de växer på fartygens skrov. Även annan typ av båttrafik som inte är kommersiell har viss betydelse för spridning. Övriga möjliga tillförsel- och spridningsvägar för främmande arter är bland annat utsättning av fisk, användning av levande agn eller

fiske där främmande arter följer med redskapen till nya platser. Arter kan också rymma från vattenbruksanläggningar, sumpar eller akvarier och sättas ut illegalt i naturen. Historiskt sett har vissa främmande arter introducerats lagligt och avsiktligt.

Fynd av nya främmande arter som dyker upp i miljöövervakning eller på andra sätt, rapporteras till den internationella databasen AquaNIS¹². 76 nya främmande arter har rapporterats från de svenska delarna av Nordsjön sedan mitten på 1800-talet. Sverige har dock ingen riktad övervakning för introduktion av främmande arter som inte är invasiva, vilket innebär att det saknas heltäckande och detaljerad kunskap om förekomst eller spridning av främmande arter i 8+fjordar-området.

4.3.1. Invasiva arter

En invasiv art är en främmande art som innebär negativa effekter för sin nya omgivning. Den kan t.ex. konkurrera ut inhemska arter, sprida sjukdomar, orsaka ekonomiska skador eller skador på människors och djurs hälsa. Ofta har invasiva arter lätt för att anpassa sig, växer fort och är snabba på att föröka sig och därför kan de snabbt orsaka stora problem för miljön i ett nytt område.

Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för övervakningen av invasiva arter i havet. Provtagningar riktar sig specifikt mot arter som finns i EU:s förteckning över invasiva främmande arter, eller mot så kallade "hot spots" (t.ex. där man bedömer att risken är stor att nya arter introduceras). Även många privatpersoner är delaktiga i övervakningen då de rapporterar fynd av nya marina däggdjur, fiskar, växter, ryggradslösa djur som kräftdjur och musslor i webbtjänsten "Rappen". Både resultaten av Havs- och vattenmyndighetens övervakning och allmänhetens observationer hamnar i Sveriges största databas för artobservationer, Artportalen¹³.

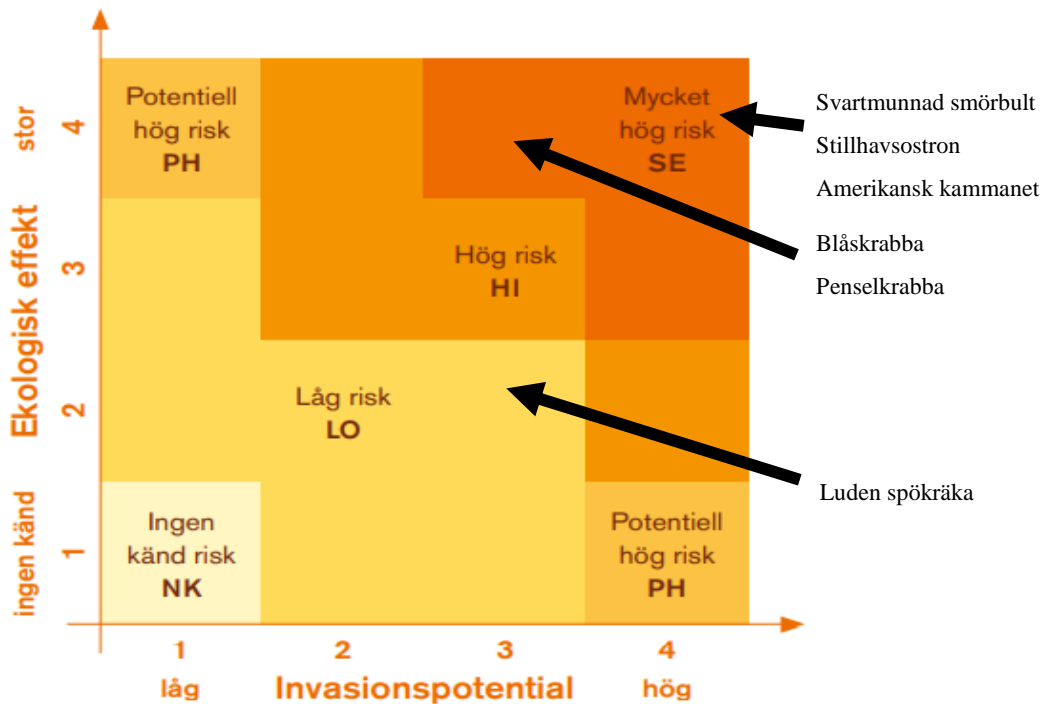
Nedan listas ett urval invasiva arter som upptäckts i eller i direkt närhet till 8+fjordar-området. För mer utförliga artbeskrivningar hänvisas till Artdatabankens¹⁴ sidor för respektive art. Utbredningen av invasiva arter kan ändras på kort tid och därför blir informationen snabbt inaktuell. För aktuell utbredningsstatus och fyndrapporter hänvisas därför till Artportalen (www.artportalen.se).

Artdatabanken har tagit fram en lista där en stor mängd främmande arter klassificerats efter sannolikheten att de utgör, eller kan komma att utgöra, en risk för inhemsk biologisk mångfald. Riskklassificeringen för de arter som beskrivs i detta kapitel presenteras i Figur 65.

¹² <http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis>

¹³ <https://www.artportalen.se/>

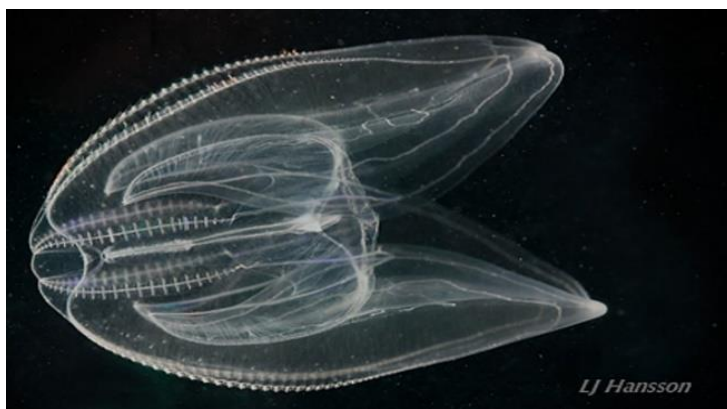
¹⁴ <https://artfakta.se/artbestamning>



Figur 65. Riskklassificering av de främmande arter som presenterats i detta kapitel, avseende sannolikheten att de utgör, eller kan komma att utgöra, en risk för inhemsk biologisk mångfald. Bilden är anpassad efter Strand et al. 2018.

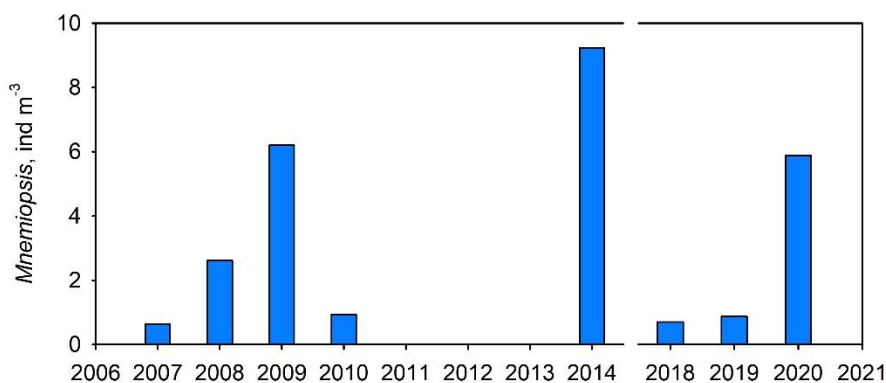
Amerikansk kammanet (*Mnemiopsis leidyi*)

Den amerikanska kammaneten (Figur 66) härstammar från kustområden i varmare delar av Nord- och Sydamerikas östkust, och har spridits till andra delar av världen med barlastvatten och strömmar. I Svarta havet och Kaspiska havet har invasionen av *M. leidyi* fullkomligt ändrat fisksamhället och fisket. Svarta havet var, redan innan *M. leidyi* invaderade, ur ekologisk balans orsakad av främst överfiske och föroreningar. Efter att intensivt fiske hade utrotat manetätande makrill på 1960-talet började en rad olika arter av maneter blomma kraftigt (Gershwin 2014). Den sista att göra detta var *M. leidyi* där abundansen sommartid uppgår till så mycket som 300-500 individer m^{-3} (Zaitsev 1992). Det orsakade en kollaps av ansjovisbeståndet (*Engraulis encrasicolus*) i Svarta havet eftersom maneten livnär sig på fiskens ägg och larver men också det djurplankton som är ansjovisens föda (Zaitsev 1992). Samma problem har observerats i Kaspiska havet dit *M. leidyi* kom under 1989 (Bilio och Niermann 2004).

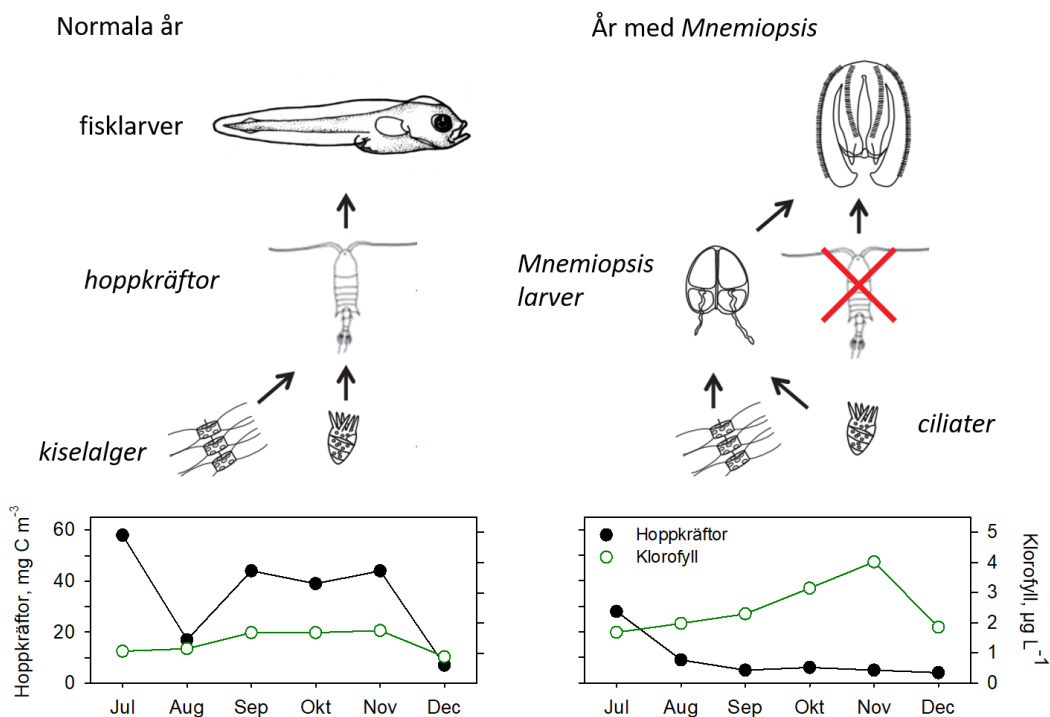


Figur 67. Amerikansk kammanet, *Mnemiopsis leidyi*. Foto: L.-J. Hansson

Amerikansk kammanet hittades för första gången i Nordsjön 2006 (Boersma *et al.* 2007), i Kosterfjorden samma år och numera finns den i hela Skagerrak, Kattegatt och södra Östersjön. I Gullmarsfjorden har observationer av amerikansk kammanet gjorts främst under hösten under många år sedan 2006 (Figur 67). Maneten finns också i 8+fjordar-området i stort antal (personliga observationer, Peter Thor). Studier vid Göteborgs universitet har visat en massiv påverkan av *M. leidyi* på planktonsamhället på västkusten. Under år med stor *Mnemiopsis*-biomassa kan predationstrycket på djurplankton vara upp emot 100 % d^{-1} , det vill säga att *M. leidyi* kan äta upp hela hoppkräftbiomassan varje dag (hoppkräftor se 3.2.1) (Tiselius och Møller 2017). Det leder till stora skillnader i hoppkräftbiomassan under normala år och år med mycket *M. leidyi* (Figur 68), vilket i sin tur leder till förändringar överallt i den planktoniska födokedjan. Under normala år utan *M. leidyi*, där planktonsamhället domineras av hoppkräftor finns det mycket föda för alla fisklarver som växer upp i grunda områden längs kusten. Samtidigt är



Figur 66. Årsmedelvärden av förekomst av *Mnemiopsis leidyi* vid Släggö i Gullmarsfjorden norr om 8+fjordar. Inga mätningar har gjorts 2015-2017.



Figur 68 Biomassa av hoppkräftor (*Calanus* sp.) och klorofyllkoncentration (en indikator för växtplanktonbiomassa) vid Släggö (Gullmarsfjorden) under normala år och år med den amerikanska kammaneten *Mnemiopsis leidyi* (Tiselius och Møller 2017).

betningstrycket högt på kiselalger och ciliater som därför förekommer med låga biomassor. Motsatt, under år med många *M. leidyi* minskar hoppkräftsbiomassan till nästan noll. Då minskar födotillgången för fisklarverna samtidigt som biomassan av kiselalger och ciliater ökar. Kiselalger innehåller klorofyll och vattnet blir därför mer grumligt under år med *M. leidyi*.

Turligt nog ser det inte ut som att *M. leidyi* äter fiskägg och -larver i Nordsjön (Hamer *et al.* 2010). Men det stora predationstrycket på hoppkräftor kan ha besvärliga konsekvenser för fiskbeståndens återhämtning i Västerhavet. Eftersom larver av de flesta andra av Västerhavets fiskarter livnär sig på djurplankton kan födokonkurrensen från *M. leidyi* ha stora konsekvenser för återhämtningen av fiskbestånd som har blivit utfiskade på västkusten (Hamer *et al.* 2010). Sill och skarpsill livnär sig nästan uteslutande på hoppkräftor i djurplanktonsamhället (Ojaveer *et al.* 2018). Dessa två arter har historiskt fiskats i södra delen av 8+fjordar-området (se avsnitt 4.1.1) och det finns oro för att Västerhavets bestånd av dessa arter ska få svårt att återhämta sig efter överfisket.

Stillahavsostrom/Japanskt jätteostrom (*Magallana gigas* tidigare *Crassostrea gigas*)

Stillahavsostromet eller det japanska jätteostromet (Figur 69) kommer ursprungligen från Ostasien men har introducerats avsiktligt på många olika platser världen över.

Stillahavsostrom orsakar flera olika problem i våra vatten, bl.a. kan andra arter som blåmussla trängas undan av de stora bankar av jätteostrom som bildas och de



Figur 69. Stillahavsostron. Bild: Anna Dimming, Länsstyrelsen

europiska ostronen kan smittas av nya typer av parasiter. Ostronens skal är också vassa och kan orsaka skador på människor som går på bottnen i grunda områden.

Stillahavsostron togs till Frankrike och Atlantkusten för att odlas 1966, och 2007 upptäckte man att de spridit sig till många platser längs den svenska västkusten. Inom 8+fjordar-området har observationer av stillahavsostron gjorts på stränder i hela området.

Svartmunnad smörbult (Neogobius melanostomus)

Svartmunnad smörbult (Figur 70) kommer ursprungligen från Kaspiska havet och Svarta havet och kom hit med fartygstrafik. Arten kan leva på de flesta typer av grunda bottenar och äter framförallt musslor. Detta gör att den kan konkurrera med våra andra bottenlevande arter som tånglake, skrubbskädda och svart smörbult om både boplatser och föda.

Svartmunnad smörbult upptäcktes för första gången i Sverige 2008, och när den väl etablerat sig i ett område ökar den ofta snabbt i antal. Arten räknas numera som



Figur 70. Svartmunnad smörbult. Bild: Johanna Bergkvist, Marine Monitoring AB



Figur 71. Blåskrabba. Bild: Matz Berggren, Artdatabanken.

etablerad i Göteborgs hamnområde, men ännu inte inom 8+fjordar-området. Däremot har fynd av enstaka individer rapporterats mellan 2013-2019 i de fem kommuner som utgör området.

Blåskrabba (asiatisk strandkrabba) (Hemigrapsus sanguineus)

Blåskrabban (Figur 71) har sitt ursprung i västra Stilla havet, och har troligtvis kommit till Europa med barlastvatten. Här har larverna sedan spridits vidare med strömmar. Blåskrabban förökar sig snabbt, och eftersom de lever på samma djup och av samma föda som den inhemska strandkrabban, riskerar de att konkurrera ut denna. Då de äter stora mängder musslor och ostron kan de dessutom påverka även andra delar av ekosystemen.

Blåskrabban hittades första gången i Sverige 2012, då i Göteborgs skärgård. Inom 8+fjordar-området har fångster av ett 50-tal krabbor rapporterats utanför Stenungsund 2019.



Figur 72. Småprickig penselkrabba. Bild: Matz Berggren, Artdatabanken.

Småprickig penselkrabba (Hemigrapsus takanoi)

Den småprickiga penselkrabban (Figur 72) har sitt ursprung i västra Stilla havet. Den upptäcktes i Frankrike i mitten av 1990-talet, och den tros ha kommit dit med importerade ostron eller barlastvatten. Därifrån kan den ha spridits vidare till Sverige genom larver som flyter med strömmar eller med barlastvatten.

Den småprickiga penselkrabban förökar sig snabbt, och är väldigt tålig för förändringar i miljön (t.ex. förändring i salthalt och temperatur). Det gör att den konkurrerar med andra bottenlevande djur om resurser, t.ex. vår inhemska strandkrabba och räkor.

Småprickig penselkrabba hittades första gången i Sverige 2016, och därefter har många fynd gjorts längs västkusten. Inom 8+fjordar-området har fångster av ett flertal krabbor rapporterats.

Ludna spökräka (Caprella mutica)

Den ludna spökräkan (Figur 73) härstammar från nordvästra Stilla havet. Den spreds till Europa med importerade ostron under 1970- och 1980-talet. Därefter spreds den vidare genom att följa med flytande föremål eller båtskrov.

Arten har snabb reproduktion, vilket kan utgöra ett problem i de ekosystem dit den sprider sig.

Den ludna spökräkan räknas som etablerad i Sverige, och är vanlig strax utanför 8+fjordar-området (Gullmarsfjordens mynning). Den har också rapporterats inifrån området, t.ex. i Havstensfjord och vid Svanesund.

4.3.2. Patogena mikroorganismer

En patogen mikroorganism är något som kan framkalla sjukdomar, till exempel virus, svamp eller bakterie. Patogena mikroorganismer kan introduceras i 8+fjordar-området via t.ex. utsläpp av orenat avloppsvatten, avrinning från betesmarker till kusten, via främmande arter eller via vattenbruksanläggningar.



Figur 73. Ludna spökräka. Bild: Fredrik Pleijel, Artdatabanken.

Indirekt kan även spridning av alger förorsaka sjukdomar genom de algtoxiner som kan uppkomma vid algblomningar.

Det finns ingen generell miljöövervakning av patogena mikroorganismer i 8+fjordar-området. Däremot utförs provtagning av badvatten på de tre registrerade "EU:s Blå Flagga-badplatser" (Hafstens camping, Unda camping och Saxenhof i Uddevalla kommun) som finns inom området. Det sker under tre till fem gånger per badsäsong. Vid provtagningen under 2021 visade 12 av 13 prover på "tjänligt badvatten" och ett prov på "tjänligt med anmärkning".

Att enbart badvatten provtas innebär att det saknas heltäckande och detaljerad kunskap om förekomst av patogena mikroorganismer i 8+fjordar-området.

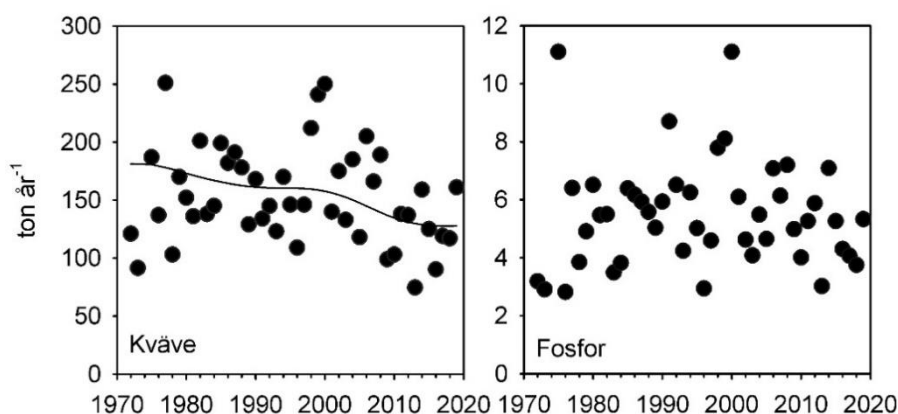
4.4. Tillförsel av näringsämnen

Tillförseln av näringsämnen mäts i 20 kustmynnande vattendrag i 8+fjordar-området. Detta arbete utgör en del av programmet "Bohusbäckar", ett delprogram i Länsstyrelsen i Västra Götalands läns regionala miljöövervakningsprogram som pågått sedan 1988. Syftet med denna miljöövervakning är bl.a. att ge underlag för åtgärdsarbetet i att begränsa kväve- och fosforbelastningen till vattendrag och havet. Programmet genomförs i nära samarbete med kustkommunerna, som ombesörjer vattenprovtagningen. Länsstyrelsen i Västra Götalands län publicerade 2017 en rapport om transporter av närsalter från vattendrag där det speciellt fokuserades på 8+fjordar-området (Ruist *et al.* 2017). Denna rapport uppsummerar i detalj viktiga flöden av närsalter till 8+fjordar-området, deras geografi och mängd.

Tillförseln av näringsämnen är stor från Bäveån som rinner ut i Byfjorden vid Uddevalla, och från Anråse å som rinner ut i Askeröfjorden söder om Stenungsund (Erlandsson *et al.* 2009). Av 8+fjordar-områdets totala avrinningsområde på 880 km² utgår Bäveåns och Anråse ås avrinningsområden med 402 km² (beräknat från Ruist *et al.* 2017). Eftersom vattenutbytet är så långsamt i 8+fjordar-området är den lokala sänkan av näringsämnen (sedimentation och mikrobiell nerbrytning) relativt stor. Störst är den i Havstensfjorden och Hakefjorden där sänkan utgör 40-50 % av



Figur 74. Källor för tillförsel av totalt kväve (NO₃, NO₂, NH₄ och organiskt) och fosfor (PO₄) till Byfjorden (beräknat från Vattenwebb, SMHI).



Figur 75. Årsmedelvärden av tillförseln av totalt kväve (NO_3 , NO_2 , NH_4 och organiskt) och fosfor (PO_4) till Byfjorden från Bäveån. Svart linje visar signifikant minskning (Sveriges Vattenmiljö).

den lokala näringstillförseln (Erlandsson *et al.* 2009). Enligt SMHI:s kustzonsmodell transporteras resten ut i Skagerrak (Edman *et al.* 2018). Det är alltså mycket stor påverkan av närsaltstillförseln på den marina miljön i 8+fjordar-området.

Utsläppen från jordbruk och skogsbruk är stora i 8+fjordar-området. T.ex. står dessa för 62 % av kvävetillförseln och 69 % av fosfortillförseln till Byfjorden (Figur 74). Men utsläpp från punktkällor direkt till havet är också betydande (21 % av kvävetillförseln och 19 % av fosfortillförseln till Byfjorden). Dessa innefattar industriens utsläpp direkt till havet och utsläpp från reningsverk direkt till havet enligt Svenska Miljöemissionsdata (SMED). Även om medelvärdet är lågt kan utsläpp från enskilda avlopp vara ganska betydande om sommaren i områden med många sommarboenden.

Man har genom en mängd olika tilltag de senaste decennierna försökt sänka utsläppen av kväve och fosfor. Detta arbete har burit frukt och även om koncentrationerna av kväve och fosfor fortsatt är höga har halterna av främst kväve sjunkit i 8+fjordar-området (se 3.1.1). Utsläppen från land av kväve har minskat signifikant sedan 1970 medan fosforutsläppen är oförändrade (Figur 75).

4.5. Störning av arter på grund av mänsklig närvaro

Denna belastning avser störning från människor på platser där djuren t.ex. fortplantar sig, vilar och äter. Störning av havslevande arter på grund av mänskliga aktiviteter innebär att djur ändrar beteende eller flyr till följd av mänsklig närvaro (ljud, ljus eller rörelser) och aktivitet i miljön. Det kan exempelvis handla om mänsklig närvaro i viktiga områden för sjöfåglar, sälar och/eller tumlare, som leder till att djuren störs eller skräms därifrån. En grundlig analys av fysiska störningar av den marina miljön i Sverige publicerades av Havs- och vattenmyndigheten 2020 (Törnqvist *et al.* 2020).

8+fjordar-områdets kustlinje kännetecknas av att natur och bebyggelse avlöser varandra. Mellan 20 och 40 % av kustlinjen är bebyggd inom 100 meters avstånd

till vattenlinjen och mänsklig aktivitet kring bebyggelse innefattar störningar av djurlivet (Tabell 18). I Kungälv och på Tjörn och Orust har bebyggd kustlinje fördubblats på bara 10 år. Detta trots förbud mot uppförande av nya byggnader närmre än 100 meter från strandlinjen enligt strandskyddslagstiftningen. 20-25 % av kusten i dessa kommuner är nu bebyggd. Motsatt har bebyggelsesgraden minskat till hälften i Stenungsund.

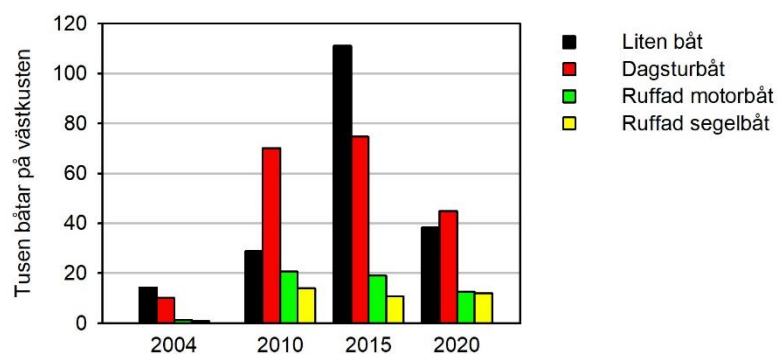
Tabell 18. Bebyggd strandlinje i 8+fjordar-området (SCB). Efter 2011 räknades fler byggnader med i statistiken så bebyggelsesgraden fördubblades. I tabellen är SCBs data 2010 därför multiplicerade med två för korrekt jämförelse.

Kommun	Total strandlinje km	Bebyggd 2010 km	Bebyggd 2020 km	Förändring 2010-2020
Kungälv	527	60	109	82 %
Stenungsund	107	92	44	-52 %
Tjörn	594	70	140	100 %
Orust	680	90	174	93 %
Uddevalla	273	98	110	12 %

I Bohuslän har längden anlagda bryggor, pirar och kajer ökat kraftigt. År 1960 fanns 65 m brygga km^{-1} och 170 m brygga km^{-1} i 2016, vilket motsvarar en ökning på 150 %. Det innebär att 17 % av kusten är bebyggd med bryggor, pirar eller kajer (Törnqvist *et al.* 2020).

Friluftslivet till sjöss har också ökat kraftigt under senare år. Det ses tydligt på Transportstyrelsens återkommande båtlivsundersökningar. Det finns ingen officiell statistik om antalet fritidsbåtar i svenska vatten, men Transportstyrelsens intervjuundersökningar visar att det under 2004 uppskattningsvis fanns totalt 26 600 båtar på svenska västkusten (Figur 76) (Transportstyrelsen 2004). Samma undersökning 2010, 2015 och 2020 visade en fyrdubbling av antalet båtar (Transportstyrelsen 2010, 2016, 2021). Av dessa var mellan 40 och 70 % dagtursbåtar, huvudsakligen små motorbåtar. I 2020 inkluderades vattenskotrar i undersökningen och det estimerades då att finnas 12 000 vattenskotrar i Sverige. Tyvärr gavs ingen specifik information om antalet i 8+fjordar-området.

Både ökad bebyggelse längs stränderna och ökat friluftsliv ger ökade belastningar på natur och djur. Det växande antalet konstgjorda strukturer i kustnära



Figur 76. Antalet båtar på svenska västkusten.

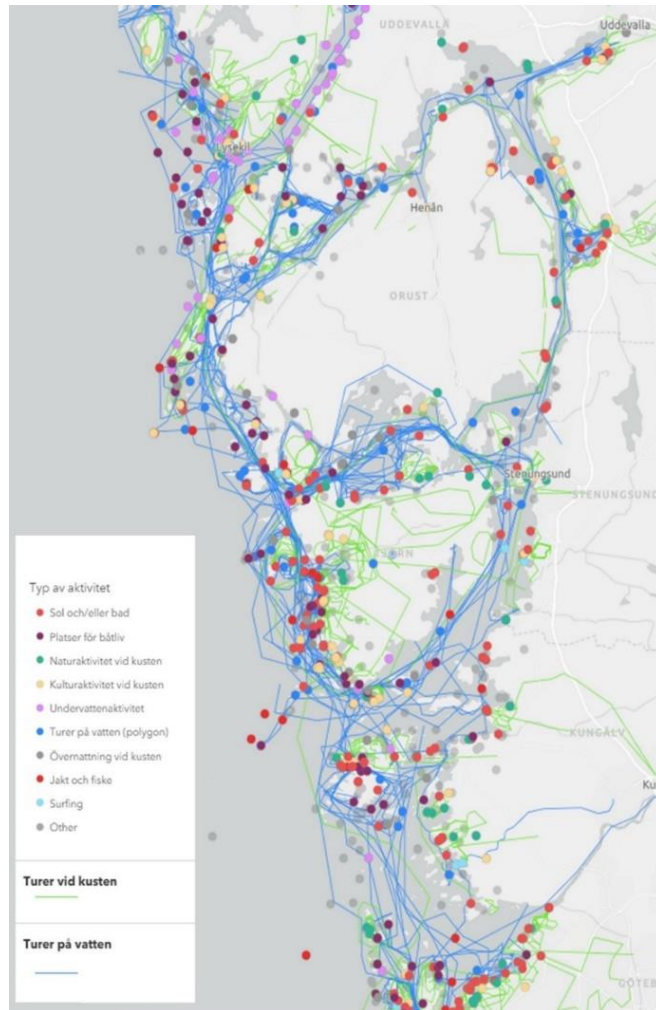
marina miljöer modifierar inte bara marina och kustnära ekosystem just där de är placerade, utan kan också ge storskaliga effekter genom deras förändring av ekologisk konnektivitet (förflyttning av organismer, vatten eller bottenmaterial mellan de olika habitaterna) (Bishop *et al.* 2017). Anläggning av pirlar eller bryggor kan störa djurs naturliga migrationsrutter längs kusten, speciellt i topografiskt komplexa områden som 8+fjordar-området. Även bryggor som inte utgör något direkt fysisk hinder kan störa fisks vandringar eftersom många arter undviker större skuggor (Munsch *et al.* 2014). Större strukturer som t.ex. brofästen eller bortsprängningar och utgrävningar kan också ändra vattenströmningarna, vilket i 8+fjordar-området kan ha extra stor effekt eftersom vattenutbytet är naturligt långsamt. När t.ex. tröskeln till Byfjorden gjordes djupare 1975 förändrades vattenutbytet i fjorden.

Båtliv i alla dess former har visat sig störa fåglar på många olika sätt. Dykänder och lommar är särskild känsliga. Dessa arter är knutna till öppna havsytor och i början av uppväxttiden är honor med ungar beroende av skydd i lugna vikar och sund vid blåsigt väder (Andersson 1990). Detta sammanfaller med båtfolks anspråk på vindskyddade platser vid ankring och övernattning. Änder undviker ofta platser med mycket trafik under ruggningen och på rast- och övervintringslokaler kan störningar från båtar leda till att de oftare tar till flykt med energiförluster som följd, börjar söka föda nattetid, eller att de helt undviker störda områden (Cronan 1957, Pedroli 1982, Schneider 1987, Laursen *et al.* 1997, Knapton *et al.* 2000,).

Snabbgående motorbåtar och vattenskotrar stör mest. Till exempel har en studie av tärnor från New Jersey, USA, visat att speciellt fåglar i den tidiga delen av häckningen tar till flykt när båtar närmar sig (Burger 1998). Denna undersökning visade också att båtar eller vattenskotrar med högre fart stör förhållandevis mer än fartyg med lägre fart. Men långsammare mera grundgående farkoster, som kajaker och SUPar kan också störa. Tärnor, vadare och hägrar kan störas när de söker föda i grunda områden (Norman och Saunders 1969, Kaiser och Fritzell 1984, Burger 1998, Madsen 1998).

Buffert-zoner med 100-200 meters avstånd till fågelkolonier kan skydda mot störningar från båttrafik (Rodgers Jr. och Schwikert 2002). Kända effekter av störningar på fåglar rapporterades 2004 av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2004).

Ankring i känsliga miljöer orsakar fysiska störningar. Sjögräs (som t.ex. ålgräs) kan slitas av ankrar och ankarkedjor och detta förvärras när ström och vind får båtar ankra i ängar att svaja runt ankringen. Studier har visat att sådana slitningar inuti sjögräsängar har mycket större negativ effekt än om samma areal blev stört från utsidan av ängarna (Walker *et al.* 1989, Eriander *et al.* 2017, Eriksson *et al.* 2004, Hansen och Snickars 2014, Moksnes *et al.* 2019).



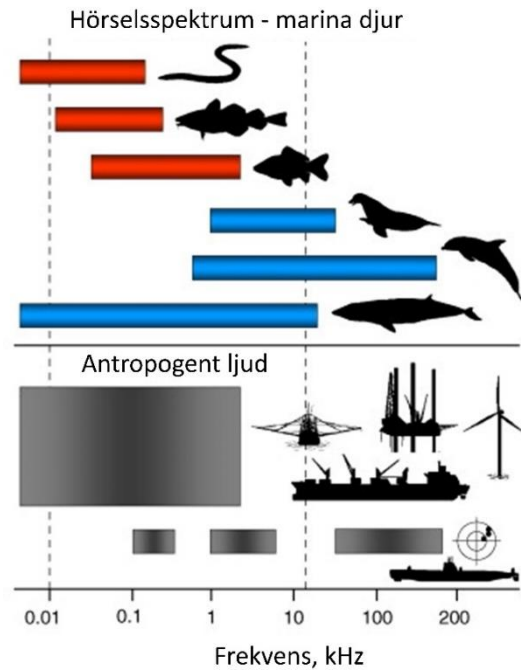
Figur 77. Aktiviteter som utövas under sommaren kring 8+fjordar-området (Göteborgsregionen).

På uppdrag av Göteborgsregionen genomfördes hösten 2019 en kartläggning av marint friluftsliv i Göteborg, Orust och Uddevalla genom en undersökning där ”smultronställen” (speciellt identifierade ställen med högt friluftslivsvärde) kunde identifieras med hjälp av telefon/tablet-appen Maptionnaire (Skriver Hansen *et al.* 2021). Drygt 800 respondenter från föreningar och allmänheten i området skickade in mer än 3000 platser för olika friluftslivsaktiviteter och resultatet visas som en så kallad ”story map”¹⁵. Undersökningen visade, att även om det finns en del aktiviteter i 8+fjordar-området, är naturaktiviteter under sommaren främst förlagt till utsidan av 8+fjordar-området (Figur 77).

4.6. Antropogent ljud

Antropogent ljud eller ljud från mänskliga aktiviteter kan delas upp i impulsiva ljud (till exempel från explosioner, sonaranvändning och pälning i vatten) och

¹⁵ <https://storymaps.arcgis.com/stories/666f1359b3ac43eb8e70c5d2f82ab450>



Figur 78. Antropogent ljud kan ha olika frekvenser och därmed störa på olika sätt (Slappekoorn *et al.* 2010).

kontinuerliga ljud (till exempel från fartygstrafik och havsbaserad vindkraft). Potentiell påverkan på marint liv skiljer sig mycket åt mellan de olika typerna, och det är viktigt att beakta båda när bedömning av påverkan görs. Ljud färdas snabbare och längre i vatten än i luft. Anledningen till att just antropogent ljud anses som en belastning är att ljudnivåerna i vissa fall kan bli så höga att marina organismer kan komma att påverkas negativt genom stress, maskering av kommunikation, skada eller i värsta fall avlida av effekterna från antropogent ljud.

Ljud rör sig som tryck i vattnet, och potentiella effekter av antropogent ljud beror bland annat på ljudtryckets totala storlek, hur snabb ljudtrycksförändringen är, ljudets frekvens samt hur länge ljudet pågår. Det finns naturliga ljud i havet från exempelvis evertebrater, fisk, marina däggdjur, strömmar och vågor som skapar en kontinuerlig ljudmatta. Ljud är något naturligt men när vi introducerar antropogent ljud kan i vissa fall nivåerna och varaktigheten hos ljudet medföra negativa konsekvenser för marina organismer. Många av ljuden som människor skapar under vatten ligger dessutom inom samma frekvensintervall som hörbarhetsområdet för många marina arter (Figur 78).

Antropogent ljud påverkar först och främst fisk och däggdjur även om vissa studier också har påvisat effekter på olika evertebrater (Slabbekoorn *et al.* 2010). Hos fisk har man sett att arter som t.ex. torsk och sill aktivt undviker buller från fartyg (Handegard *et al.* 2003, Vabø *et al.* 2002). Många fiskarter använder ljud för lokalisering och attraktion av partners under leken och antropogent ljud kan störa leken till en sådan grad att det påverkar populationer med lekområden längs farleder signifikant (Slabbekoorn *et al.* 2010). Det har också visat sig att ålar använder hörsel för att undvika predatorer och deras överlevnad kan påverkas av en ljudfylld miljö (Sand *et al.* 2000). För marina däggdjur som valar kan undervattensbuller

maskera kommunikationen på långt håll. Detta kan bland annat försvåra födosök och lokaliseringen av andra valar under parningen (Slabbekoorn *et al.* 2010).

I 8+fjordar-området kan man anta att kontinuerliga ljud främst orsakas av fartygstrafik, d.v.s. både kommersiell trafik, fiskefartyg och fritidsbåtar. För impulsiva ljud uppkommer belastning främst från konstruktionsarbete, ekolod och sonar. Hur stor belastningen från olika källor till antropogent ljud blir i just 8+fjordar-området beror på en mängd faktorer, t.ex. vilket tid på året ljuden uppstår och hur känsliga aktuella arter är för störning från antropogent ljud.

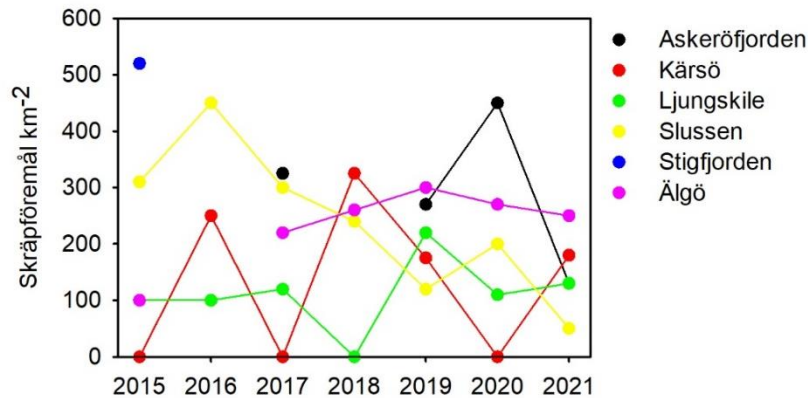
Det finns ingen övervakning av undervattensbuller i 8+fjordar-området. En bullermodell som Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape (BIAS) tog fram och som baseras på variabler som fartygstrafik, djup, temperatur och salthalt, har resulterat i regionala ljudkartor men dessa täcker inte kustnära områden som 8+fjordar-området.

4.7. Tillförsel av avfall

Marint skräp är fasta föremål och material som har tillverkats eller bearbetats av människor och som avsiktligt kastats eller oavsiktligt förlorats i den marina och kustnära miljön. Det kan bestå av många olika material som plast, trä, metall, glas, gummi, textilier och papper, och delas in i makroskräp (föremål större än ca 5 mm) respektive mikroskräp (föremål mindre än 5 mm). Makroskräp kan skada eller döda djur som trasslar in sig i, eller äter föremålen (Kühn *et al.* 2015). Skräpet kan även utgöra en fara för sjöfart, ett hinder för fiske och bidra till att gifter sprids i miljön.

Mängderna marint makroskräp ökade i havet fram till millennieskiftet och har därefter varit på en stabil hög nivå. En stor del av skräpet kommer från internationella källor och följer med strömmar och vågor till svenska västkusten. Problemet med marint skräp är särskilt tydligt i Bohuslän där stora mängder makroskräp driver i land på grund av havsströmmarna (Jutska strömmen). Detta är faktiskt ett av Europas mest nedskräpade marina områden. Effekter av skräp på det marina djurlivet är väldokumenterade, t ex insnärjning av marina djur och intag av skräpföremål av fåglar, fiskar och evertebrater.

I den nationella miljöövervakningen mäts skräp på stränder genom att antal skräpföremål per 100 m räknas på 16 svenska stränder. Organisationen Håll Sverige Rent ansvarar för övervakningen och man noterar antalet föremål av olika material, samt vilka slags föremål det handlar om. Syftet med övervakningen är att mäta mängden skräp som hamnat på stränder antingen genom tillförsel från havet, eller från land. I den senaste skräppporten från Håll Sverige Rent (2021) framgår att mängden skräp längs stränderna i Skagerrak är höga. År 2020 var medelantalet 12 948 skräpartiklar per 100 meter strand, och mängderna är störst i norra Bohuslän. 96 % av det marina skräpet längs stränderna i Bohuslän utgörs av plastartiklar, och det vanligaste är snören och linor som Håll Sverige Rent (2021)



Figur 79. Totalt antal skräpobjekt på havsbotten vid olika stationer inom 8+fjordar från SLU:s bottenrålning (Personlig kommunikation, Katja Norén SLU Aqua).

menar till allra största del kommer från fisket. Andra vanliga typer av skräp i området är plast- och polystyrenbitar, korkar/kapsyler och bomullspinnar.

Skräp på havsbotten provtas i 8+fjordar-området inom kusttrålningen som genomförs av SLU Aqua varje år under juli-augusti-september. Trålningen sker på sex platser inom 8+fjordar-området och data lagras på SLU:s server (Figur 79). Det saknas i dagsläget övervakning av mikroskräp i havet.

4.7.1. Spökfiske av förlorade fiskeredskap

Förlorade fiskeredskap utgör en betydande del av skräpet i havet, i kustnära områden som 8+fjordar-området främst genom förlorade tinor, garn och ryssjor (Figur 80). Det finns tyvärr ingen officiell statistik för antalet förlorade tinor, men baserad på en intervjuundersökning uppskattades antalet förlorade hummertinor till 3900 per år på västkusten (Boltenstern och Unsbo 2023). Denna undersökning innefattade dock bara fritidsfisket.

Förlorade fiskeredskap fiskar vidare. Inte bara passiva garn och ryssjor men betade tinor kan också fiska vidare eftersom fångade fisk eller evertebrater själv blir bete åt nästa fångst. Havsmiljöinstitutet publicerade 2022 en rapport där det så kallade spökfisket skattades (Hall *et al.* 2022). Spökfiskande redskapseffektivitet varierar mellan olika delar av svenska kusten beroende på hur snabbt de koloniserar av alger och fastsittande evertebrater. Vid västkusten är denna kolonisering snabbare och den effektiva tiden för redskapens spökfiske därför kortare. Hall *et al.* (2022) uppskattade spökfisket i tinor till upp emot $14 \text{ kräftdjur tina}^{-1} \text{ år}^{-1}$ och den funktionella livstiden av tinor till genomsnittligt 3 år. Om det förloras 3900 tinor per år kan det alltså uppskattningsvis spökfångas $3900 \text{ tinor år}^{-1} \times 3 \text{ år tina}^{-1} \times 14 \text{ individer år}^{-1} = 163\,800 \text{ individer}$ (humrar och krabbtaskor) per år på västkusten. Om tinorna stängs med spökråd, som löses upp i vatten efter ca 6 månader, blir spökfisket reducerat till 27 400 individer per år. Givet att bifångsten av torsk i hummertinor är ganska betydlig (se avsnitt 3.2.3, *Torskfiskar*), kan spökfisket av torsk och andra större fiskarter också vara betydligt.



Figur 80. Uppfiskade fiskeredskap från 8+fjordar-området. Bilder: 8+fjordar.

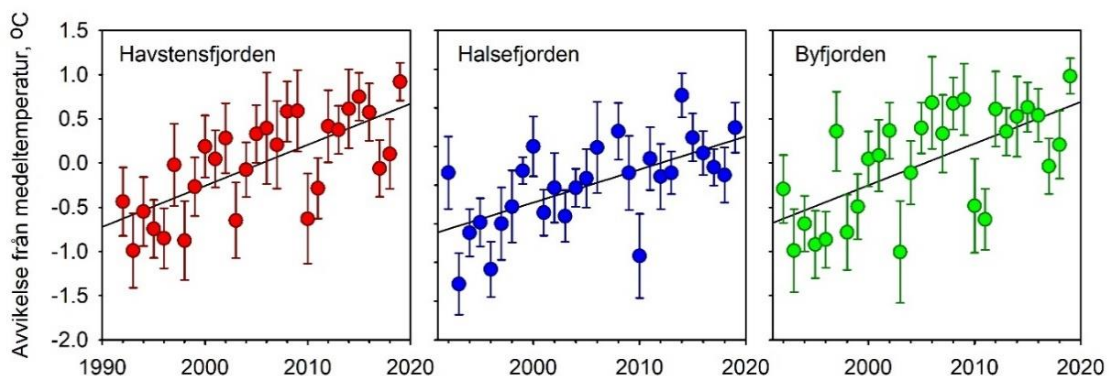
Ett åtgärdsprojekt kring spökfiskande redskap i 8+fjordar-området inleddes 2015 med syftet att kartlägga och identifiera områden med spökfiskeredskap i södra Bohuslän, samt att åtgärda problemen i områden där spökfiskande redskap hittas. Tappade fiskeredskap draggas upp och som en del av projektet inventeras storleken på spökfisket (Figur 80). De flesta uppfiskade tinor är intakta och förseglade med nylongarn, buntband eller krokar i plast och innehållit både levande och många döda, humrar, krabbor och fiskar. Av 670 hittills upptagne fiskeredskap var 627 hummertinor och det fanns levande djur i 43 % av redskapen (8+fjordar 2023). I 33 % av redskapen hittades krabbtaska, i 7 % hittades hummer och i 1 % hittades torsk. Tyvärr inventerades inte döda individer. I projektet hittades en ståltina, som förlorades för 7-8 år sedan, innehållandes två levande humrar vilket betyder att tinan har fortsatt att fiska sedan den förlorades.

5. Klimatförändringar

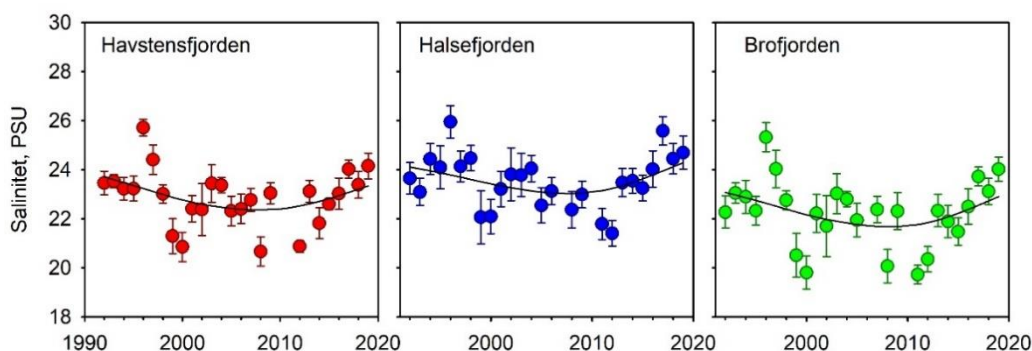
De globala klimatförändringarna leder till att haven runt Sverige blir allt varmare, att kustnära vatten utsötas när nederbörden ändras och att haven försuras när ökade mängder koldioxid tas upp i havet. Varmare vatten tar upp mer plats så havsnivån stiger med stigande temperatur och detta förvärras när polarnas fastlandsisar smälter. Vattnets temperatur och kemi mäts från ytan ner till 40 meter vid 5 fasta stationer i 8+fjordar-området: Koljöfjorden, Havstensfjorden, Byfjorden, Galterö i Halsefjorden, och Instö ränna i Älgöfjorden. All data från dessa mätningar samlas i databasen Sharkweb (SMHI) och trender beräknas av Havsmiljöinstitutet och publiceras på Sveriges Vattenmiljö-websidan (sverigesvattenmiljo.se).

5.1.1. Uppvärmning

Som i de flesta andra kustnära vatten runt Sverige är uppvärmningen snabbare i 8+fjordar-området än i centrala Skagerrak och i världshaven generellt. Från 1992 till 2019 har årsmedelvärdet för ytvattentemperatur ökat signifikant med $0,046\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ i Havstensfjorden, $0,043\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ i Halsefjorden och $0,047\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ i Byfjorden (Figur 81). Jämförelsevis är det ingen signifikant trend för ytvattnets årsmedelvärde vid mätstationen Å17 i centrala Skagerrak (data från Sharkweb; SMHI). Däremot om ett längre tidsspänn beaktas visar det sig att också centrala Skagerrak uppvärms. Från 1960 till 2019 har ytvattnet uppvärmts signifikant med $0,036\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ under vintern och $0,029\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ under sommaren (Viktorsson *et al.* 2020). Den globala medeluppvärmningstakt i haven ligger runt $0,009\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ (Bulgin *et al.* 2020) och djur och växter i 8+fjordar-området upplever alltså en uppvärmning som är mer än



Figur 81. Ytvatten temperaturanomalier från 1990 till 2019 i tre fjordar i 8+fjordar. Lutningarna är alla statistiskt signifikanta: $0,046\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ i Havstensfjorden, $0,043\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ i Halsefjorden och $0,047\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ }^{\text{år}}^{-1}$ i Byfjorden (data från Sharkweb, SMHI).



Figur 82. Ytvatten salinitet från 1990 till 2019 i tre fjordar i 8+fjordar (data från Sharkweb, SMHI).

fyra gånger så snabb som i oceanen. Sammanfattningsvis har ytvattentemperaturen i 8+fjordar-området, enligt trenderna ovan, ökad med 3,5 °C sedan 1960 om utvecklingen i temperatur har följt samma lineära ökning som i Skagerrak (cf. Viktorsson *et al.* 2020).

5.1.2. Förändring i salinitet

Salthalt och skiktning förändras i kustnära miljöer när nederbörden varierar. Årlig total nederbörd samt frekvensen av extrema nederbördshändelser förutsägs öka i Skandinavien (IPCC 2021). I svenska kustnära marina miljöer vatten har saliniteten minskat i perioden från 1992 där mätningarna började fram till ca 2010, men under de senare år har den ökat så mycket att den nu är på samma nivå som 1990 (data från Sharkweb, SMHI), även i 8+fjordar-området (Figur 82).

5.1.3. Havsförsurning

En tredjedel av den koldioxid som släpps ut absorberas av världens hav. I havet reagerar den med vatten och bildar kolsyra. Detta gör att haven försuras. Under de senaste trehundra miljoner åren har pH-värdet i havets ytvatten varit någorlunda stabilt, med ett genomsnitt på cirka 8,11 men idag är det runt 8,06, en minskning som motsvarar en ökning i surhet med 30 % under de senaste två århundradena (Rhein *et al.* 2013). Oceanerna absorberar för närvarande cirka 22 miljoner ton koldioxid per dag. Prognoser baserade på dessa siffror visar att i slutet av detta århundrade kommer fortsatta utsläpp att ha minskat havets pH med ytterligare 0,5 enheter, vilket är mer än en fördubbling av surhet (Cao *et al.* 2007). Det finns en växande oro att denna havsförsurning kommer att påverka livet i havet på ett sätt som vi ännu inte kan förutse.

I kustnära vatten har inte bara atmosfärens koldioxidinnehåll inverkan på vattnets pH. Studier från danska fjordar visar att pH avhänger av nederbörd eftersom utsötning minskar vattnets buffertkapacitet och därmed ökar känsligheten för atmosfärisk koldioxid (Carstensen *et al.* 2018). Men vattenavrinning tillför också både organiskt kol, som genom bakteriell nedbrytning kan tillföra koldioxid,

och alkaliska ämnen som hjälper till att stabilisera vattnets känslighet för atmosfärisk koldioxid. Stor primärproduktion i dessa områden motverkar också havsförurning. Men totalt sett fortgår förurning av danska fjordar med 0,0040 pH enheter år^{-1} (Carstensen *et al.* 2018). Detta är ungefär dubbelt så snabbt som i oceanen (Omar *et al.* 2019).

Tyvärr finns det för närvarande ingen marin övervakning av pH i 8+fjordarområdet. Men eftersom danska jordar innehåller mer alkaliska ämnen än berggrunden i Bohuslän, och avrinningen från bohuslänska älvar och åar därför buffrar vattnet sämre, kan det antas att förurning fortgår minst lika snabbt eller snabbare än i de danska fjordarna. En studie från Koljöfjorden visar väldigt höga CO₂ halter (och därmed väldigt låga pH värden) under vintern (Atamanchuk *et al.* 2015).

5.1.4. Effekter av klimatförändringarna

Av alla belastningar relaterade till klimatförändringarna är det temperaturökningen som har störst effekt på djur och växter i havet. Först och främst förflyttar utbredningsområden för djur och växter sig mot norr (Pinsky *et al.* 2013) vilket orsakar att arktisk-boreala kallvattensarter eller temperaturanpassade populationer som har sin sydliga utbredningsgräns i Skagerrak försvinner och främmande arter introduceras från syd.

Även om många fiskarter är anpassade en vid temperaturfördelning har studier visat att deras utbredning har ändrats genom de senaste decennierna. Till exempel har en rad vintrar som kännetecknades av höga temperaturer och sydliga vindar under torskens ägg- och larvfaser, lett till en förändring av den nordliga fördelningen av ung Nordsjötorsk året efter (Rindorf och Lewy 2006). Denna förändring norrut befästades åren efter. Torsk söker tillbaka till sitt uppväxtområde och ungfisken förblev nordlig under hela sitt liv (Rindorf och Lewy 2006). En annan studie visar att speciellt torsken i Skagerrak/Kattegatt föredrar temperaturer som är låga jämfört med de medeltemperaturer de upplever i området i dag och lekande torsk föredrar temperaturer mellan 2.0°C och 9.3°C (Righton *et al.* 2010). Den temperaturökning vi ser i 8+fjordar minskar därför torskens lekmöjlighet i området. Samtidigt är torsken i 8+fjordar-området utsatt för korta höga temperaturhöjningar (så kallade marina värmeböljor) i en högre grad än torsk i Nordsjön (Righton *et al.* 2010), vilket gör den ännu mer känslig för klimatförändringarna. Men även om torsken som finns i 8+fjordar-området i dag inte klarar temperaturhöjningen, skulle individer från andra subpopulationer som är anpassade högre temperaturer, kunna migrera in söderifrån. En modellstudie visar att Kattegatt/Skagerrak-regionen kan ha de bästa förutsättningar för fortlevnad av Nordsjötorsk i framtiden (Núñez-Riboni *et al.* 2019). Men det är tveksamt om det också gäller för 8+fjordar-området eftersom temperaturökningen är såpass större än i Skagerrak.

Vissa studier visar att havsförurning kan ha signifikant negativa konsekvenser för torsken. En studie visar att överlevnaden av larver från Öresund minskar från

den naturliga ca 20 % till nästan noll vid en försurningsnivå relaterad till IPCCs ”business as usual” RCP8.5 scenario för år 2100 (pH 7.7) (Stiasny *et al.* 2016). Tyvärr visar studien inte effekten av försurningsnivåer relaterade till andra IPCC scenarier.

Torsk är anpassat till ganska stora förändringar i salinitet (Lambert *et al.* 1994) och nya studier indikerar att torsk kan vara genetiskt anpassade till att klara stora miljöförändringar generellt. Genetiska studier har påvisat stabiliserande selektion av vissa ”supergener” genom 1000 år med högt fisketryck. Denna selektion indikerar att dessa gener spelar en viktig roll i torskens anpassning till hög fiskemortalitet och stora miljöförändringar (Sodeland *et al.* 2022).

Bottenfaunas artdiversitet har förändrats under de senaste decennierna. I Kattegatt har många av de mera sällsynta bentiska arterna försvunnit (Obst *et al.* 2018). Antalet arktisk-boreala arter har minskat medan medelhavstempererade arter har ökat under åren 1993-2016 och det finns ett signifikant sammanhang mellan denna förändring och ökande temperatur i bottenvattnet (Göransson 2017). Sannolikt, så sker samma förändring i 8+fjordar-området även om andra påverkansfaktorer som t.ex. övergödning kan ha större effekter.

Havsförsurning påverkar främst botten kalkifierande arter som kräftdjur, mollusker och tagghudingar. Till exempel har det visat sig att tagghudinglarvers utveckling försämras av även väldigt små minskningar i pH (Dupont och Thorndyke 2009). Studier har visat att bottenmiljöerna påverkas så att båda artdiversiteten och abundansen minskar under försurning (Hale *et al.* 2011). Detta kommer att försämra födgrundlaget för demersala fiskar (Pihl 1994). Den måttliga minskningen av saliniteten i bottenvattnet kommer förmodligen inte ha effekter på bentiska organismer.

Planktonsamhället kan också påverkas negativt. I Nordostatlantens planktonsamhälle har man sett en norrgående förskjutning av 74 % av alla arter; en förskjutning som rör sig med 12,9 km per decennium (Barton *et al.* 2016). Förskjutningen är driven av den globala uppvärmning och kommer också att påverka planktonsamhället i Skagerrak och 8+fjordar-området. De flesta fiskarter livnär sig på plankton – främst hoppkräftor (Figur 23) – under larv- och juvenila stadierna och det är möjligt att vi kommer att se förändringar i födotillgången för fisk i området så som man har sett i Östersjön (Möllmann *et al.* 2003). I Östersjön har djurplanktonsamhället förändrat sig så att näringsrika bytesarter, som hoppkräftarten *Pseudocalanus sp.* (se Figur 23), har minskat i abundans. Predatorer måste därför livnära sig på andra mindre näringsrika byten, vilket har gett dålig tillväxt för t.ex. skarpsill (Möllmann *et al.* 2003).

Mesokosmexperiment vid Kristinebergs marina forskningsstation, där man slutade in stora volymer havsvatten i poser i havet och studerade förändringar över tid, har visat att havsförsurning inducerar förändringar i artdiversiteten i planktonsamhället främst vad gäller växtplankton (Taucher *et al.* 2017). Men eftersom hoppkräftor ser ut till att vara relativt resistent mot havsförsurning är det

möjligt att havsförsurning inte får samma negativa effekter som beskrivs ovan för uppvärmning (Runge *et al.* 2016).

Ålgräsängar utgör en viktig biotop i grunda områden. Ängarna bildar refuger för fiskar och evertebrater och fungerar som uppväxtområde för många fiskarter inklusive torsk. Klimatförändringarna kan, genom högre vattentemperaturer, åstadkomma förändrad tillväxt, förflyttningar av utbredningsmönster, och när temperaturen når en övre gräns kommer den minskade produktiviteten att få växter att dö (Short och Neckles 1999). Förhöjda temperaturer ökar också påväxt av fintrådiga och epifyter, som minskar det tillgängliga solljus som är nödvändigt för fotosyntes. Experiment har visat att en 5°C ökning av den normala vattentemperaturen orsakar en signifikant förlust i skottäthet i ålgräset (Björk *et al.* 2008).

Alla klimatförändringseffekter verkar i samband och marina samhällen påverkas av båda temperaturhöjningen, försurningen och förändringar i salinitet. Därtill kommer ökad frekvens av marina värmeböljor och stormar. En studie på Kristinebergs marina forskningsstation har visat att dessa förändringar påverkar organismer på alla trofiska nivåer i ålgräsängarnas näringsväv. Ålgräs, spigg, tångsnälla och två arter av tångräka (Figur 83), alla vanliga i ålgräsängar, visade kraftiga fysiologiska effekter (förändringar i tillväxt, respiration mm.) av en kombination av förändringarna ovan (Perry *et al.* 2019). Dessa effekter kommer att ändra energiflödet genom näringsväven och ändra på antalet ekologiska nischer¹⁶ i ekosystemet, vilket kan medföra förlust av nyckelarter och större risk för etablering av oönskade invasiva arter.



Figur 83. Långfingrad tångräka (*Palaemon adspersus*). Foto: Fredrik Pleijel.

¹⁶ En arts ekologiska nisch är intervallet av alla biologiska faktorer (som tex. plats i födoväven) och icke-biologiska faktorer (som tex. salinitet) som arten kan överleva och fortplanta sig inom. I ett djur- eller växtsamhälle finns det oftast plats till bara en eller få arter i varje nisch.

6. Referenser

- 8-Fjordar (2006) 8 Fjordar – Natur, Fiske, Miljö- en kunskapsöversikt. Stenungssund.
- 8+fjordar (2023) Projektrapport “Spöknätsjägarna”. 8+fjordar. Stenungsund.
- Agrenius, S., Magnusson, M., Hammar, J. (2012) Syretillgången avgörande för Bohusläns fjordar. In: Havet. Gothenburg, Havsmiljöinstitutet.
- Ahlbeck Bergendahl, I., Jansson, M., Sundqvist, F. (2015) Fakta blad – Resultat från övervakningen av kustfisk 2015:6. Algöfjorden (Västerhavet) 2002-2015.
- Aldvén, D. (2016) Migration in anadromous brown trout. Doctoral thesis. Göteborg: Göteborgs universitet, Naturvetenskapliga fakulteten, Institutionen för biologi och miljövetenskap.
- Alexandersson, H. (2011) Bohuskustens häckfågelfauna 2001-2009. Förekomst, reproduktion och habitat. Länsstyrelsen Västra Götaland Län. Rapport: 2011:70. ISSN: 1403-168X. 62 sidor.
- Alharbi, O. M. L., Basheer, A. A., Khattab, R. A., Ali, I. (2018) Health and environmental effects of persistent organic pollutants. *Journal of Molecular Liquids*, 263, 442-453.
- Andersen, S., Grefsrud, E. S., Mortensen, S., Naustvoll, L. J., Strand, Ø., Stroheimer, T., and Sælemyr, L. (2017) Meldinger om blåskjell som er forsvunnet - oppsummering for 2016. Rapport fra Havforskningen. Havforskningsinstituttet Nr. 4-2017: 11 sidor.
- Andersson, K.A. 1942. (red) Fiskar och fiske i Norden. Bokförlaget Natur och Kultur. Stockholm
- Andersson, E., Jakobsson, P, Thorvaldsson, B. & Högvall, J. (2019) Expeditionsrapport Kustrålundersökningen 2019, Aqua reports 2019:19. Sveriges lantbruksuniversitet. 22 sidor.
- Andersson, E., Högvall, J., Larsson, R. (2021) Kustrålundersökningen 2021 - Expeditionsrapport. Aqua reports 2021:23. Sveriges lantbruksuniversitet. 28 sidor.
- Andersson, G., Karlsson, J., Kjellén, N. (1984) Storskarven *Phalacrocorax carbo* i Skåne. Tidigare förekomst och nutida uppträdande, Earlier occurrence and recent appearance of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Skåne, South Sweden. *Ander*, 23, 109-124.
- Andersson, G., Karlsson, J., and Kjellén, N. (1984) Storskarven *Phalacrocorax carbo* i Skåne. Tidigare förekomst och nutida uppträdande, Earlier

- occurrence and recent appearance of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Skåne, South Sweden. *Ander*, 23: 109-124.
- Andersson, K.A. (1954) *Fiskar och Fiske i Norden*. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Anon (2020) Faktablad för att bedöma indikator till miljökvalitetsnorm enligt 19 § havsmiljöförordningen: C.4.1 Storleksstruktur i fisksamhället i utsjövatten, 6 sidor.
- Arrhenius, F., Frohnlund, K., Hallbäck, H., Jakobsson, P. & Modin, J. (1998) Bycatches in purse-seining with light for sprat and herring on the Swedish west coast 1997/98. *Meddelande från Havsfiskelaboratoriet* 328:19-42.
- Aspholm, P. E., Ugland, K. I., Jodestol, K. A., Berland, B. (1995) Sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) infection in common seals (*Phoca vitulina*) and potential intermediate fish hosts from the outer Oslofjord. *International Journal for Parasitology*, 25, 367-373.
- Assmundson, B. (1978) Flerårsstudie av rastande och övervintrande sjöfåglar vid Strand-Restenäs, Uddevalla kommun, Bohuslän. 161 sidor.
- Assmundson, B. (1979) Häckande sjöfågel i Orusts innerskärgård. En översikt av sjöfågelbeståndets förändringar 1966-1975. 55 sidor.
- Atamanchuk, D., Kononets, M., Thomas, P. J., Hovdenes, J., Tengberg, A., Hall, P. O. J. (2015) Continuous long-term observations of the carbonate system dynamics in the water column of a temperate fjord. *Journal of Marine Systems*, 148, 272-284.
- Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C. J., Åberg, P. (2012) Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, 451, 61-73.
- Baden, S., Gullström, M., Lundén, B., Pihl, L., Rosenberg, R. (2003) Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish Coastal Waters. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32, 374-377, 374.
- Baden, S., Hernroth, B., Lindahl, O. (2021) Declining populations of *Mytilus spp.* in north Atlantic coastal waters - A Swedish perspective. *Journal of Shellfish Research*, 40, 269-296, 228.
- Balk, Lindem (2009) *Sonar4 and Sonar5-Pro Post processing systems*, Operator manual version 5.9.8,
- Barth, J.M.I., Berg, P.R., Jonsson, P.R., et al. (2017) Genome architecture enables local adaptation of Atlantic cod despite high connectivity. *Mol Ecol*, 26, 4452–4466. <https://doi.org/10.1111/mec.14207>
- Barton, A. D., Irwin, A. J., Finkel, Z. V., Stock, C. A. (2016) Anthropogenic climate change drives shift and shuffle in North Atlantic phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 2964-2969.
- Bauer B, Horbowy J, Rahikainen M, Kulatska N, Müller-Karulis B, Tomczak MT, et al. (2019) Model uncertainty and simulated multispecies fisheries

- management advice in the Baltic Sea. PLoS ONE 14(1): e0211320.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211320>
- Bayona, J. M., Albaigés, J. (2006) Sources and fate of organic contaminants in the marine environment. In: Marine Organic Matter: Biomarkers, Isotopes and DNA. (ed Volkman, J.K.) pp 323-370. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.
- Belgrano, A., Novaglio, C., *et al.* (2021) Mapping and evaluating marine protected areas and ecosystem services: a transdisciplinary Delphi forecasting process framework. *Front. Ecol. Evol.* 9:652492.
doi:10.3389/fevo.2021.652492
- Bentley, J. Hines, D., Borrett, S., Serpetti, N., Fox, C., Reid, D. G., Heymans, J. J. (2019) Diet uncertainty analysis strengthen model-driven indicators of food web structure and function. *Ecological Indicators* 98:239-250.
- Bergenius, M., Ringdahl, K., Sundelöf, A., Carlshamre, S, Wennhage, H. Valentinsson, D. (2018) Atlas över svenskt kust- och havsfiske 2003-205. Aqua reports 2018:3. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 245 sidor.
- Bergkvist, J., Magnusson, M. (2017) Miljögifter i biota 2016. Bohuskustens Vattenvårdsförbund.
- Bergkvist, J., Magnusson, M. (2022) Miljögifter i biota 2021. Bohuskustens V.
- Bergström U, Berkström C, Sköld M, Börjesson P, Eggertsen M, Fetterplace L, Florin A-B, Fredriksson R, Fredriksson S, Kraufvelin P, Lundström K, Nilsson J, Ovegård M, Hammar Perry D, Sacre E, Sundelöf A, Wikström A, Wennhage H (2022) Long-term effects of no-take zones in Swedish waters. SLU Aqua report 2022:20. Sveriges Lantbruksuniversitet, Lysekil
- Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., Kraufvelin, P. (2016) Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. *Marine Biology*, 163, 201.
- Bergström, U., Berkström, C., Sköld, M., Börjesson, P., Eggertsen, M., Fetterplace, L., . . . Wennhage, H. (2022) Long-term effects of no-take zones in Swedish waters. Lysekil, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H. & Wikström, A. (2016) Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. (Aqua reports 2016:20). Department of Aquatic Resources, Swedish University of Agricultural Sciences, Öregrund, Sweden.
- Bilio, M., Niermann, U. (2004) Is the comb jelly really to blame for it all? *Mnemiopsis leidyi* and the ecological concerns about the Caspian Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 269, 173-183.
- Bishop, M. J., Mayer-Pinto, M., Airoidi, L., Firth, L. B., Morris, R. L., Loke, L. H. L., . . . Dafforn, K. A. (2017) Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, 7-30.

- Björk, G., Liungman, O., Rydberg, L. (2000) Net circulation and salinity variations in an open-ended Swedish fjord system. *Estuaries*, 23, 367-380.
- Björk, M., Short, F., Mcleod, E., Beer, S. (2008) Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change. Gland, Switzerland, IUCN.
- Boersma, M., Malzahn, A. M., Greve, W., Javidpour, J. (2007) The first occurrence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Sea. *Helgoland Marine Research*, 61, 153-155.
- Bohuskustens Vattenvårdsförbund (2019) Bohuskustens vattenvårdsförbunds kontrollprogram: delprogram 3. Miljögifter.
- Boström, C., Baden, S., Krause-Jensen, D. (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: *World atlas of seagrasses*. (ed Short, F.T.). Univ of California Press.
- Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss & Van Eerden, M. R. (2014) Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 20122013. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. - Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 99. 224 sidor.
- Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., N., D., et al. (2014) Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 20122013.
- Bryhn, A. C., Lundström, K., Johansson, A., Ragnarsson Stabo, H., Svedäng, H. (2017) A continuous involvement of stakeholders promotes the ecosystem approach to fisheries in the 8-fjords area on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science*, 74, 431-442.
- Bryhn, A., Kraufvelin, P., Bergström, U., Vretborn, M., Bergström, L. (2020) A model for disentangling dependencies and impacts among human activities and marine ecosystem services. *Environmental Management*, 65:575–586, <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01260-1>
- Bulgin, C. E., Merchant, C. J., Ferreira, D. (2020) Tendencies, variability and persistence of sea surface temperature anomalies. *Scientific Reports*, 10, 7986.
- Burger, J. (1998) Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. *The Condor*, 100, 528-534.
- Cao, L., Caldeira, K., Jain, A. K. (2007) Effects of carbon dioxide and climate change on ocean acidification and carbonate mineral saturation. *Geophysical Research Letters*, 34, L05607.
- Cardinale M. , Mariani S., Hjelm J. (2019) Comments on local cod (*Gadus morhua*) revealed by egg surveys and population genetic analysis after longstanding depletion on the Swedish Skagerrak Coast by Svedäng et al. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 1209–1211.
- Cardinale, M., Hagberg, J., Svedäng, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., Börjesson, P., Norén, F. (2010) Fishing through time: population dynamics

- of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Kattegat-Skagerrak over a century. *Population Ecology* 52: 251-262.
- Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M. (2009) Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamics of turbot during the last century in the Kattegat- Skagerrak. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 206-386.
- Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M., Hjelm, J. Linderholm H. (2012). Spatial and temporal depletion of haddock and pollack during the last century in the Kattegat-Skagerrak. *Journal of Applied Ichthyology*, 1-12, doi: 10.1111/j.1439-0426.2012.01937.x.
- Cardinale, M., Svenson, A., & Hjelm, J. (2017) The “easy restriction” syndrome drive local fish stocks to extinction: The case of the management of Swedish coastal populations. *Marine Policy*, 83(February), 179–183. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.06.011>
- Carlsson, D. (2019) Användning av åtelkameror för att uppskatta antalet sälar i fjordarna innanför Orust – En metodutvärdering. Självständigt arbete. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). 28 sidor.
- Carlsson, D. (2019) Användning av åtelkameror för att uppskatta antalet sälar i fjordarna innanför Orust – En metodutvärdering. Självständigt arbete. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). 28 sidor.
- Carstensen, J., Chierici, M., Gustafsson, B. G., Gustafsson, E. (2018) Long-term and seasonal trends in estuarine and coastal carbonate systems. 32, 497-513.
- Christie, H., Kraufvelin, P., Kraufvelin, L., Niemi, N., and Rinde, E. (2020) Disappearing blue mussels – can mesopredators be blamed? *Frontiers in Marine Science*, 7.
- Cole, S. G., Moksnes, P.-O. (2016) Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science*, 2, 121.
- Cronan J.M., Jr. (1957) Food and feeding habits of the scaups in Connecticut waters. *Auk* 74: 459-468.
- Curry-Lindahl, K. (1985) Våra fiskar: Havs- och sötvattensfiskar i Norden och övriga Europa. P. A. Nordstedts & Söners Förlag. 528s
- Degerman, E. (1983) Kustfisket i Göteborgs och Bohus län. Rapport 2. Fiskeribiologiska förutsättningar. Länsstyrelsen i Göteborg och Bohus län.
- Degerman, E., Lagenfelt, I. (1979) Fiskeribiologisk inventering av grunda havsvikar i Stenungsunds kommun. Fiskenämden i Göteborg och Bohuslän. 54 sidor.
- Dehnhard, N., Langset, M., Aglen, A., Lorentsen, S.-H., Anker-Nilssen, T. (2021) Fish consumption by great cormorants in Norwegian coastal waters - A human-wildlife conflict for wrasses, but not gadids. *Ices Journal of Marine Science*, 78, 1074-1089.

- Douglas, J. (2020) Laxbestånd på svenska västkusten – status och förvaltningsbehov. Biologiskt underlag, Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU aqua report 2020.5.4-39.
- Duarte, C. M. (2017) Reviews and syntheses: Hidden forests, the role of vegetated coastal habitats in the ocean carbon budget. *Biogeosciences*, 14, 301-310.
- Dupont, S., Thorndyke, M. (2009) Impact of CO₂-driven ocean acidification on invertebrates early life-history - What we know, what we need to know and what we can do. *Biogeosciences Discussion*, 6, 3109-3131.
- Edman, M., Eilola, K., Almroth-Rosell, E., Meier, H. E. M., Wåhlström, I., Arneborg, L. (2018) Nutrient retention in the Swedish coastal zone. *Frontiers in Marine Science*, 5.
- Eide, W. et al. (2020) Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020. SLU Artdatabanken rapporterar 24. SLU Artdatabanken, Uppsala
- Eklund, B., Hansson, T., Bengtsson, H., Eriksson Wiklund, A.-K. (2016) Pollutant concentrations and toxic effects on the red alga *Ceramium tenuicorne* of sediments from natural harbors and small boat harbors on the west coast of Sweden. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70, 583-594.
- Engström, H. (2001) The occurrence of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Sweden, with special emphasis on the recent population growth. 11: 155-170.
- Eriander L. et al. 2017. The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast – Ecological impact and legal challenges. *Ocean Coast. Manag.* 148: 182–194.
- Eriksen, M., Cowger, W., Erdle, L.M., Coffin, S., Villarrubia-Gómez, P., Moore, C.J., Carpenter, E.J., Day, R.H., Thiel, M. and Wilcox, C., 2023. A growing plastic smog, now estimated to be over 170 trillion plastic particles afloat in the world's oceans—Urgent solutions required. *Plos one*, 18(3), p.e0281596.
- Eriksson B.K. et al. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 61: 339–349.
- Eriksson, B. K., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., Bergström, U. (2011) Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *Ambio*, 40, 786.
- Erlandsson, C., Lann, H., Ruist, E., Rönner, U., Stibe, L., Klingberg, M. (2009) Finn de områden som göder havet mest – och de som är mest känsliga för övergödning. Gothenburg, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten.

- Fang, J., Dong, S., Boogaard, P. J., Rietjens, I. M. C. M., Kamelia, L. (2022) Developmental toxicity testing of unsubstituted and methylated 4- and 5-ring polycyclic aromatic hydrocarbons using the zebrafish embryotoxicity test. *Toxicology In Vitro*, 80, 105312.
- Fiskeriverket (2009) Förslag till ändring av Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fisket i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. Bilaga 2: Underlag för fiskevårdsåtgärder i fjordarna kring Tjörn och Orust. Beteckning 13-4053-09.
- Fleet, F. (2021) Diet composition of great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) in the 8-fjord area and Gullmarsfjord. Prey choice and potential impact on fish stocks. Master of Science Thesis. Department of Marine Sciences. University of Gothenburg. 40 sidor.
- Fowles, A. E., Edgar, G. J., Hill, N., Stuart-Smith, R. D., & Kirkpatrick, J. B. (2018). An experimental assessment of impacts of pollution sources on sessile biota in a temperate urbanised estuary. *Marine pollution bulletin*, 133, 209-217.
- Fredriksson, R., Erlandsson, M., Bergström, U., (2021) Kartering av uppväxtområden för fisk och större kräftdjur i grunda områden i Västerhavet. Sveriges Lantbruksuniversitet, Aqua reports 2021:15.
- Frigstad, H., Andersen, G. S., Trannum, H. C., Naustvoll, L. J., Kaste, Ø., and Hjermann, D. Ø. (2018) Synthesis of climate relevant results from selected monitoring programs in the coastal zone. Part 2: Quantitative analyses. Norwegian Environment Agency. Miljødirektoratet report M-1220|2018. 76 sidor.
- Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L. A., . . . Dietz, R. (2020) Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology*, 2020.
- Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L. A., Pawliczka, I., et al. (2020) Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology*, 2020.
- Gershwin, L. (2014) *Stung! On Jellyfish Blooms and the Future of the Ocean*, Chicago, The University of Chicago Press.
- Gorokhova, E., Lehtiniemi, M., Postel, L., Rubene, G., Amid, C., Lesutiene, J., . . . Demereckiene, N. (2016) Indicator Properties of Baltic Zooplankton for Classification of Environmental Status within Marine Strategy Framework Directive. *PLoS ONE*, 11, e0158326.
- Granberg, M. E., Gunnarsson, J. S., Hedman, J. E., Rosenberg, R., Jonsson, P. (2008) Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic Sea sediments mediated by the invading polychaete *Marenzelleria neglecta*. *Environmental Science & Technology*, 42, 1058-1065.
- Gustavsen, F. (2017) Great cormorant *Phalacrocorax carbo* diet related to the supply of marine shallow-living fish species in southeastern Norway;

- opportunistic or selective foraging? Master's Thesis Norges miljø- og biovitenskapelige
- Göransson, P. (2017) Changes of benthic fauna in the Kattegat – An indication of climate change at mid-latitudes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 194, 276-285.
- Haamer, J. (1999) Inventering av de vilda blåmusselbestånden vid västkusten, Preliminär delrapport för 1997 och 1998 års verksamhet. Kustlaboratoriet, Fiskeriverket. 22 sidor.
- Haas, F., Green, M. (2016) Projektplan för nationell övervakning av häckande kustfåglar. Naturvårdsverket, Biologiska institutionen, Lunds universitet. 18 sidor.
- Haas, F., and Green, M. (2016) Projektplan för nationell övervakning av häckande kustfåglar. Naturvårdsverket, Biologiska institutionen, Lunds universitet. 18 sidor.
- Hale, R., Calosi, P., McNeill, L., Mieszkowska, N., Widdicombe, S. (2011) Predicted levels of future ocean acidification and temperature rise could alter community structure and biodiversity in marine benthic communities. *Oikos*, 120, 661-674.
- Hall, M., Stage, J., Tibblin, P. and Waldo, S. (2022) Spökfiskets påverkan på fiskeresursen. Rapport nr 2022:07, Havsmiljöinstitutet.
- Hamer, H. H., Malzahn, A. M., Boersma, M. (2010) The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi*: a threat to fish recruitment in the North Sea? *Journal of Plankton Research*, 33, 137-144.
- Handegard, N. O., Michalsen, K., Tjøstheim, D. (2003) Avoidance behaviour in cod (*Gadus morhua*) to a bottom-trawling vessel. *Aquatic Living Resources*, 16, 265-270.
- Hansen J. & Snickars M. 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738: 171–189.
- Haneson, V. & Rencke, K. (1923) Bohusfisket. Skrifter utgivna till Göteborgs stads trehundraårsjubileum genom Jubileumsutställningens publikationskommitté. XIX. Göteborg 1923.
- Hannerz, L. (1970) Recipientundersökningar vid Stenungsund 1962-1968. Rapport till Västerbygdens vattendomstol.
- Hansson, D., Stigebrandt, A., Liljebladh, B. (2013) Modelling the Orust fjord system on the Swedish west coast. *Journal of Marine Systems*, 113-114, 29-41.
- Haugland, M., Holst, J. C., Holm, M., Hansen, L. P. (2006) Feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts in the Northeast Atlantic. *Journal of Marine Science*, 63: 1488-1500.
- Havs- Och Vattenmyndigheten (2019) Fritidsfisket i Sverige - En inblick i fritidsfiskets omfattning under åren 2013-2017. Gothenburg, Havs- och Vattenmyndigheten.

- Havs- och Vattenmyndigheten (2019) Fritidsfisket i Sverige: En inblick i fritidsfiskets omfattning under åren 2013-2017. HaV rapport 2019:5, ISBN 978-91-88727-37-4
- Havs- och Vattenmyndigheten (2020) Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Mätkampanj och regional miljöövervakning 2018 (HVMFS 2019:25). Havs- och Vattenmyndigheten.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2020) Lektidsportalen. Version 1.0 2020-02-01.
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2021) Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020 – resursöversikt. (HaV rapport 2021:6).
- Heath, M. R., Lough, R. G. (2007) A synthesis of large-scale patterns in the planktonic prey of larval and juvenile cod (*Gadus morhua*). Fisheries Oceanography, 16, 169-185.
- Heide-Jørgensen, M. P., Härkönen, T. J. (1988) Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Skagerrak. Marine Mammal Science, 4, 231-246.
- Heide-Jørgensen, M. P., and Härkönen, T. J. (1988) Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Skagerrak. Marine Mammal Science, 4: 231-246.
- Henriksson S. (2021) Mixed origin of juvenile cod on the Swedish west coast: a population genetic study. MSc thesis. University of Gothenburg, 35 sidor.
- Heymans, J. J., Coll, M., Link, J. S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., Christensen, V. (2017) Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. Ecological Modelling, 331:173-184.
- Hodkovicova, N., Hollerova, A., Svobodova, Z., Faldyna, M., Faggio, C. (2022) Effects of plastic particles on aquatic invertebrates and fish – A review. Environmental Toxicology and Pharmacology, 96, 104013.
- Holmer, M., Nielsen, R. M. (2007) Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 353, 245-252.
- Håll Sverige Rent (2021) Skräpprapporten 2021.
https://hsr.se/sites/default/files/2021-09/Skrapprapporten_2021_webb.pdf
- Härkönen, T. (1987) Seasonal and regional variations in the feeding habits of the harbour seal, *Phoca vitulina*, in the Skagerrak and the Kattegat. Journal of Zoology (London), 213, 535-543.
- Härkönen, T. (1988) Food-habitat relationship of harbour seals and black cormorants in Skagerrak and Kattegatt. Journal of Zoology (London), 214, 673-681.
- Härkönen, T. (2014) Jakt och miljögifter pressar sälarna under 1900-talet. In Havet 1888. Havsmiljöinstitutet. 59-62.
- Härkönen, T., Heide-Jørgensen, M.-P. (1991) The harbour seal *Phoca vitulina* as a predator in the Skagerrak. Ophelia, 34, 191-207.

- Härkönen, T., Backlin, B. M., Barrett, T., Bergman, A., Corteyn, M., Dietz, R., . . .
 . Teilmann, J. (2008) Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. *Veterinary Record*, 162, 555-556.
- Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., . . .
 Thompson, P. M. (2006) A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. *Dis. Aquat. Org.*, 68, 115-130.
- ICES (2012) Report of the Workshop on the Evaluation of Plaice Stocks (WKPESTO). 28 February-1 March 2012. Köpenhamn: Internationella Havsforskningsrådet. ICES CM; 2012/ACOM:32.
- IPCC (2021) Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ed: Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R., Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, B. Zhou. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 2391 sidor.
- Isakson, E. (2003) Flyginventering av knubbsäl på Västkusten och i Kalmarsund 1999, 2000 och 2001 inom ramen för nationell miljöövervakning. Länsstyrelsen Västra Götaland 2003:41. 46 sidor.
- Isaksson, I. (2009) Restaurering av övergödda havsvikar i Västerhavets vattendistrikt. Redovisning av regeringsuppdrag. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport: 2009:57. 75 sidor.
- Jacobsson, A. (1982) Fiskmärkning. SNV. Femårsrapport Vatten 1977-1981.
- Jenneborg, L. H. (2005) Marinbiologisk undersökning. Marina bottnar inom Orust kommun år 2004. 45 sidor.
- Jenneborg, L. H. (2007) Marinbiologisk undersökning. Utbredning av blåmusselbankar inom Göteborgs skärgård. Miljöförvaltningen, Göteborgs Stad. Rapport R2007:17. 15 sidor.
- Johansen, R., Barrett, R. T., and Pedersen, T. (2001) Foraging strategies of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* wintering north of the Arctic Circle. *Bird Study*, 48: 59-67.
- Josefsson, S. (2017) Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. Sveriges Geologiska Undersökning.
- Josefsson, S., Apler, A. (2019) Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender. Sveriges Geologiska Undersökning på uppdrag av Naturvårdsverket.
- Josefsson, S., Leonardsson, K., Gunnarsson, J. S., Wiberg, K. (2010) Bioturbation-driven release of buried PCBs and PBDEs from different depths in contaminated sediments. *Environmental Science & Technology*, 44, 7456-7464.
- Kaiser M.S., Fritzell E.K. (1984) Effects of river recreationists on green-backed heron behavior. *Journal of Wildlife Management* 48(2): 561-567.

- Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., Hassellöv, M. (2018) The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 129, 52-60.
- Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., Van Velzen, M., Hassellöv, M., Leslie, H. A. (2017) Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 122, 403-408.
- Knapton R.W., Petrie S.A., Herring G. 2000. Human disturbance of diving ducks on Long Point Bay, Lake Erie. *Wildlife Society Bulletin* 28(4): 923-930.
- Knezovich, J. P., Steichen, D. J., Jelinski, J. A., Anderson, S. L. (1996) Sulfide tolerance of four marine species used to evaluate sediment and pore-water toxicity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 57, 450-457.
- Knutsen, H., Andre, C., Jorde, P. E., Skogen, M. D., Thuroczy, E. & Stenseth, N. C. (2004) Transport of North Sea cod larvae into the Skagerrak coastal populations. *Proceedings of the Royal Society B* 271, 1337–1344. doi: 10.1098/rspb.2004.2721
- Kullander, S.O., Nyman, L., Jilg, K. & Dellling, B. (2012) Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Ryggsträngsdjur: Strålfeniga fiskar. Chordata: Actinopterygii. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., Van Franeker, J. A. (2015) Deleterious effects of litter on marine life. *Marine anthropogenic litter*, 75-116.
- Lagenfelt, I. Svedäng, H. (1999) Fisk och fiske i Västerhavets och Öresunds kustområden. Fiskeriverkets rapport 1999:7, 51s.
- Lambert, Y., Dutil, J.-D., Munro, J. (1994) Effects of Intermediate and Low Salinity Conditions on Growth Rate and Food Conversion of Atlantic Cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 1569-1576.
- Laursen K., Salvig J., Frikke J. (1997) Vandfugle i relation til menneskelig aktivitet i Vadehavet 1980-1995. Rapport nr 187, DMU, Danmark, 73 s.
- Lennox, R. J., Cooke, S. J., Davis, C. R., Gargan, P., Hawkins, L. A., Havn, T. B., Johansen, M. R., Kennedy, R. J. Richard, A., Svenning M-A, Uglem, I., Webb, J., Whoriskey, F. G., Thorstan, E. B. (2017) Pan-Holarctic assessment of post-release mortality of angled Atlantic salmon *Salmo salar*. *Biological Conservation*, 209: 150-158.
- Li, W. C., Tse, H. F., Fok, L. (2016) Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 566-567, 333-349.
- Lilley, R. J., Unsworth, R. K. F. (2014) Atlantic Cod (*Gadus morhua*) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. *Global Ecology and Conservation*, 2, 367-377.

- Lindahl, O., Lundve, B., Johansen, M. (2007) Toxicity of *Dinophysis spp.* in relation to population density and environmental conditions on the Swedish west coast. *Harmful Algae*, 6, 218-231.
- Lindegarth, M., Ekelund, A., Bergström, P., Lundström, K., Granhed, A., Åhlund, M., Uddén, J. (2019) Slutrapport för projektet "Utveckling av metoder och kunskap för att minska ejderpredation i blåmusselodlingar". Jordbruksverket. 45 sidor.
- Lindquist, A. (1968) Meristic and morphometric characters, year-classes and races of the sprat (*Sprattus sprattus*) (No. 17). Fiskeristyrelsen.
- Ljunggren, E. (2017) Prey choice of great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) in a marine protected area - Potential impact on collapsed fish stocks and implications for future monitoring. Degree project in biology, Master of Science. Uppsala University and Swedish University of Agricultural Sciences: 22 sidor.
- Lundström, K. (2021) Blåmussla. I Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020: Resursöversikt. Havs- och Vattenmyndigheten. Rapport 2021:6. 41-44.
- Lundström, K., Åhlund, M., Högvall, J. och Uddén, J. (2023a) Inventering av häckande storskarv längs kusten i Västra Götalands och Hallands län 2020-2022. Aqua notes 2023. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil.
- Lundström, K., Svedberg, K. och Wolf, R. (2023b) Knubbsäl och storskarv i ett skyddsområde för fisk i Bohuslän – Inventering av knubbsäl och storskarv i 8-fjordarområdet. Aqua reports 2023. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil.
- Lunneryd, S. G., Alexandersson, K. (2005) Födoanalyser av storskarv, *Phalacrocorax carbo* i Kattegatt–Skagerrak. Finfo (Fiskeriverket informerar), 2005:11, 22 sidor.
- Lunneryd, S. G., and Alexandersson, K. (2005) Födoanalyser av storskarv, *Phalacrocorax carbo* i Kattegatt–Skagerrak. . Finfo (Fiskeriverket informerar), 2005:11: 22 sidor.
- Länstyrelsen Västra Götaland (2020) Mätkampanj och regional miljöövervakning 2018. Länstyrelsen Västra Götaland.
- Madsen J. (1998) Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology* 35(3): 386-397.
- Magnusson, K., Dannewitz, J., Kagervall, A., Palm, S. (2020) Svenskt havsöringsbestånd på västkusten och i Östersjön – status, exploatering och förvaltning. Biologiskt underlag, Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU ID: SLU.aqua.2020.5.4-39.
- Marine Monitoring (2018) Förekomst, utbredning och biomassa av snabbväxande fintrådiga grönalger längs Bohuskusten - år 2018. Marine Monitoring AB.

- Mascorda Cabre, L., Hosegood, P., Attrill, M. J., Bridger, D., Sheehan, E. V. (2021) Offshore longline mussel farms: a review of oceanographic and ecological interactions to inform future research needs, policy and management. *Reviews in Aquaculture*, 13, 1864-1887.
- Mckindsey, C. W., Archambault, P., Callier, M. D., Olivier, F. (2011) Influence of suspended and off-bottom mussel culture on the sea bottom and benthic habitats: a review. *Canadian Journal of Zoology*, 89, 622-646.
- Moksnes, P.-O., Gullström, M., Tryman, K., Baden, S. (2008) Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Moksnes et al. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets rapport 2019:3.
- Molander, A.R. (1940) A research upon the sprat of the West coast of Sweden. Svenska hydrografisk-biologiska kommissionens skrifter. *Biologi*, 0370-9973; 2:4. Stockholm
- Monaco, M. E., Spooner, E., Oakes, S. A., Harvey, C. J., Kelble, C. R. (2021) Introduction to the NOAA Integrated Ecosystem Assessment Program: Advancing Ecosystem Based Management. *Coastal Management*, 49, 1-8.
- Munsch, S. H., Cordell, J. R., Toft, J. D., Morgan, E. E. (2014) Effects of seawalls and piers on fish assemblages and juvenile salmon feeding behavior. *North American Journal of Fisheries Management*, 34, 814-827.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Koster, F. W., Hinrichsen, H. H. (2003) The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. *Fisheries Oceanography*, 12, 360-368.
- Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. pp Page, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2004) Effekter av störningar på fåglar- en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden. Naturvårdsverket rapport 5351. 64 sidor.
- Nevoux, M., Finstad, B., Davidsen, J.G., Finlay, R., Josset, Q., Poole, R., Höjesjö, J., Aarestrup, K., Tolvanen, O., Jonsson, B. (2019) Brown trout *Salmo trutta*: A review of ecological factors affecting abundance and life history of a partly anadromous fish. *Fish and Fisheries* 20:1051-108.
- Nielsen, P., Mortensen, J., Vismann, B., Hansen, B. W. (2006) Physiological tolerance of marine calanoid copepod eggs to sulphide. *Marine Ecology Progress Series*, 328, 171-182.
- Nilsson, H. C., 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, L., and Haas, F. (2016) Distribution and numbers of wintering waterbirds in Sweden in 2015 and changes during the last fifty years.
- Nilsson, S. (1858) Skandinavisk Fauna. Föglarna.

- Nordberg, K., Filipsson, H.L., Gustafsson, M., Harland, R., Roos, P. (2001) Climate, hydrographic variations and marine benthic hypoxia in Koljö Fjord, Sweden. *J Sea Res* 46:187-200
- Norkko, J., Pilditch, C. A., Gammal, J., Rosenberg, R., Enemar, A., Magnusson, M., . . . Norkko, A. (2019) Ecosystem functioning along gradients of increasing hypoxia and changing soft-sediment community types. *Journal of Sea Research*, 153, 101781.
- Norman R.K., Saunders D.R. (1969) Status of the little terns in Great Britain and Ireland in 1967. *British Birds* 62: 4-13.
- Novaglio, C., Ferretti, F., Smith, A. D. M., Frusher, S. (2016) Species-area relationship as indicators of human impacts on demersal fish communities. *Divers. Distrib.* Doi:10.1111/ddi.12482.
- Núñez-Riboni, I., Taylor, M. H., Kempf, A., Püts, M., Mathis, M. (2019) Spatially resolved past and projected changes of the suitable thermal habitat of North Sea cod (*Gadus morhua*) under climate change. *ICES Journal of Marine Science*, 76, 2389-2403.
- Nygren, A., Agrenius, S. (2022) Övervakning av marin mjukbottenfauna 2017-2020 - en översikt av det nya kontrollprogrammet med fokus på kustnära bottnar längs Bohuskusten. Göteborgs Universitet. Göteborg. 161 sidor.
- Nystedt, Olle (1994) Sillen i Bohuslän: sillen, sillfisket och sillperioderna i Bohuslän. Bohusläns museum, Uddevalla. ISBN 9176861325
- Obst, M., Vicario, S., Lundin, K., Berggren, M., Karlsson, A., Haines, R., . . . Güntsch, A. (2018) Marine long-term biodiversity assessment suggests loss of rare species in the Skagerrak and Kattegat region. *Marine Biodiversity*, 48, 2165-2176.
- Ojaveer, H., Lankov, A., Raid, T., Põllumäe, A., Klais, R. (2018) Selecting for three copepods - feeding of sprat and herring in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 75, 2439-2449.
- Olsen, M., and Bjørge, A. (1995) Seasonal and regional variations in the diet of harbour seal in Norwegian waters. In Whales, seals, fish and man. A.S. Blix, L. Walloe and O. Ulltang, editors. *Proceedings of the International Symposium on the Biology of Marine Mammals in the North East Atlantic*: 271-285.
- Omar, A. M., Thomas, H., Olsen, A., Becker, M., Skjelvan, I., Reverdin, G. (2019) Trends of ocean acidification and pCO₂ in the northern North Sea, 2003–2015. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124, 3088-3103.
- Paillisson, J.-M., Carpentier, A., Le Gentil, J., Marion, L. C. (2004) Space utilization by a cormorant (*Phalacrocorax carbo* L.) colony in a multi-wetland complex in relation to feeding strategies. *Comptes Rendus Biologies*, 327, 493-500.
- Pedroli J.C. (1982) Activity and time budget of tufted ducks on Swiss lakes during winter. *Wildfowl* 33: 105-112.

- Pehrsson, O. (1967) Inventering av häckande sjöfågel i Göteborgs och Bohus län. Del 1. Göteborgs Ornitologiska Förening. Stencil.
- Pehrsson, O. (1968) Inventering av häckande sjöfågel i Göteborgs och Bohus län. Del 2. Göteborgs Ornitologiska Förening. Stencil.
- Perry, D., Staveley, T., Deyanova, D., Baden, S., Dupont, S., Hernroth, B., . . . Gullström, M. (2019) Global environmental changes negatively impact temperate seagrass ecosystems. *Ecosphere*, 10, e02986.
- Pihl, L. & Wennhage, H. (2002) Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology*, 61(A), 148-166.
- Pihl, L. (1994) Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 321-336.
- Pihl, L., Bergström, L., Blomqvist, M., Rosenberg, R., Walve, J., Wikström, S. A. (2015) Insamlade biologiska data i WATERS kustgradientstudie - Species by site dataset of biological response variables in selected coastal areas. pp Page, Gothenburg, Havsmiljöinstitutet.
- Pihl, L., Elmer, S., and Rosenberg, R. (1983) Kusten Lysekils kommun. Inventering och biologisk undersökning. Havsfiskelaboratoriet, Lysekil. 40 sidor.
- Pihl, L., Modin, J. & Wennhage, H. (2000) Spatial distribution patterns of newly settled plaice (*Pleuronectes platessa* L.) along the Swedish Skagerrak archipelago. *Journal of Sea Research*, 44(1-2), 65-80.
[https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(00\)00035-6](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(00)00035-6)
- Pinsky, M. L., Worm, B., Fogarty, M. J., Sarmiento, J. L., Levin, S. A. (2013) Marine Taxa Track Local Climate Velocities. *Science*, 341, 1239-1242.
- Projekt 8-fjordar (2006) 8-Fjordar Natur-Fiske-Miljö, en kunskapsöversikt.
- Quintela M, Kvamme C, Bekkevold D, et al. (2020) Genetic analysis redraws the management boundaries for the European sprat. *Evol Appl*. 00:1–17.
<https://doi.org/10.1111/eva.12942>
- Rasmussen, J. R., Olesen, B., Krause-Jensen, D. (2012) Effects of filamentous macroalgae mats on growth and survival of eelgrass, *Zostera marina*, seedlings. *Aquatic Botany*, 99, 41-48.
- Rhein M, Rintoul SR, Aoki S, Campos E, Chambers D, Feely RA, Gulev GC, Johnson GC, Josey SA, Kostianoy A, Mauritzen C, Roemmich D, Talley LD, Wang F (2013) Observations: Ocean. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA
- Righton, D. A., Andersen, K. H., Neat, F., Thorsteinsson, V., Steingrund, P., Svedäng, H., . . . Metcalfe, J. (2010) Thermal niche of Atlantic cod *Gadus*

- morhua: limits, tolerance and optima. Marine Ecology Progress Series, 420, 1-13.
- Rindorf, A., Lewy, P. (2006) Warm, windy winters drive cod north and homing of spawners keeps them there. *Journal of Applied Ecology*, 43, 445-453.
- Rodgers Jr., J. A., Schwikert, S. T. (2002) Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology*, 16, 216-224.
- Rose, Porter (1996) Target-strength studies on Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Newfoundland waters, *ICES Journal of Marine Science* 53: 259–265
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H., Cederwall, H., Dimming, A. (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 728-739.
- Rosenzweig, M. L. (1995) *Species diversity in space and time*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Ruist, E., Gelang, M., Lagergren, R. (2017) Kväve och fosfor i kustmynnande vattendrag - Utvärdering av halter och transporter i Västra Götalands län 1988-2014. Gothenburg, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenavdelningen.
- Runge, J. A., Fields, D. M., Thompson, C. R. S., Shema, S. D., Bjelland, R. M., Durif, C. M. F., . . . Browman, H. I. (2016) End of the century CO₂ concentrations do not have a negative effect on vital rates of *Calanus finmarchicus*, an ecologically critical planktonic species in North Atlantic ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 937-950.
- Röhr, M. E., Holmer, M., Baum, J. K., Björk, M., Boyer, K., Chin, D., . . . Boström, C. (2018) Blue carbon storage capacity of temperate eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 32, 1457-1475.
- Sand, O., Enger, P. S., Karlsen, H. E., Knudsen, F. och Kvernstuen, T. (2000) Avoidance responses to infrasound in downstream migrating European silver eels, *Anguilla anguilla*. *Environmental Biology of Fishes*, 57, 327-336.
- Schneider M. (1987) Wassersportler stören Wasservögel auch im Winter. *Die Vogelwelt* 108(6).
- Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., & Ysebaert, T. (2014) Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science*, 71, 648-665.
- Short, F. T., Neckles, H. A. (1999) The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63, 169-196.
- Simmonds and Maclennan (2005) *Fisheries Acoustics – Theory and Practice*, Blackwell
- Skarprud, M. (2003) Sommerføden til storskarven *Phalacrocorax carbo* i Øra naturreservat, Fredrikstad. Cand. Scient. hovedoppgave, Norges Landbrukshøgskole, Ås. 43 sider.

- Skjevik, A.-T., Wesslander, K., Viktorsson, L., Johansen, M. (2022) Årsrapport från utsjöövervakningen 2021. Gothenburg, Swedish Meteorological and Hydrological Institute.
- Skriver Hansen, A., Glette V., & Falla Arce, J. (2021) Mapping recreational activities in coastal and marine areas – PPGIS findings from western Sweden. *Ocean and Coastal Management*. Vol 205. Art 105567.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., Van Opzeeland, I., Coers, A., Ten Cate, C., Popper, A. N. (2010) A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 419-427.
- Sodeland, M., Jentoft, S., Jorde, P. E., Mattingsdal, M., Albretsen, J., Kleiven, A. R., Knutsen, H. (2022) Stabilizing selection on Atlantic cod supergenes through a millennium of extensive exploitation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119, e2114904119.
- Soliveres, S., Van Der Plas, F., Manning, P., Prati, D., Gossner, M.M., Renner, S.C., Alt F, Arndt, H., Baumgartner, V., Binkenstein, J. (2016) Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature* 536:456-459
- Sorte, C. J. B., Davidson, V. E., Franklin, M. C., Benes, K. M., Doellman, M. M., Etter, R. J., Hannigan, R. E., et al. (2017) Long-term declines in an intertidal foundation species parallel shifts in community composition. *Global Change Biology*, 23: 341-352.
- Stiasny, M. H., Mittermayer, F. H., Sswat, M., Voss, R., Jutfelt, F., Chierici, M., . . . Clemmesen, C. (2016) Ocean acidification effects on atlantic cod larval survival and recruitment to the fished population. *PLoS ONE*, 11, e0155448.
- Strand, M., Aronsson, M., & Svensson, M. (2018) Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige – ArtDatabankens risklista. *ArtDatabanken Rapporterar 21*. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Stål, J., Pihl, L. (2007) Quantitative assessment of the area of shallow habitat for fish on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 446-452.
- Sundelöf, A., Florin, A-B., Rogell, B., et al. (2022) Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2021. *Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2022:2*.
- Svedberg, K. (2019) Musselbanker: Nulägesanalys och beståndsförstärkning. Degree project for MSc University of Gothenburg. 41 sidor.
- Svedäng H, Wikström A, Wennhage H & Hentati Sundberg J (2016) Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspotta i Västkustens fjordområden. I: Bergström m fl 2016. *Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden*. Aqua reports 2016:20
- Svedäng, H. (1999) Vital population statistics of the exploited eel stock on the Swedish west coast. *Fisheries Research* 40: 251-265

- Svedäng, H. (2003) The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. *ICES Journal of Marine Science* 60: 23-31.
- Svedäng, H., Barth, J. M. I., Svenson, A., Jonsson, P., Jentoft, S., Knutsen, H. & Andre', C. (2018) Local cod (*Gadus morhua*) revealed by egg surveys and population genetic analysis after longstanding depletion on the Swedish Skagerrak coast. *ICES Journal of Marine Science*, 76, 418–429.
- Svedäng, H., Hagberg, J., Börjesson, P., Svensson, A., Vitale, F. (2004) Bottenfisk i Västerhavet. Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten. *Finno* 2004:6. 42 s.
- Svedäng, H., Wikström, A., Wennhage, H., Hentati Sundberg, J. (2016) Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspätta i Västkustens fjordområden. I: Bergström m. fl. (2016) Ekologiska effekter av fiskefria områden I Sveriges kust- och havsområden. *Aqua reports* 2016:20.
- Söderberg, L., Lind, E., Degerman, E., Palm, S. (2020) Genetisk särart och variation hos svenska bestånd av Atlantlax. Promemoria SLU ID: SLU.aqua.2018.5.5-19 Institutionen för akvatiska resurser Sötvattenslaboratoriet
- Sørensen, A. (2012) Sommerdiett hos storskarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*) i Øra naturreservat 15 år etter kolonietablering. Masteroppgave, Universitetet for Miljø- og Biovitenskap. 33 sider.
- Sørensen, A. (2012) Sommerdiett hos storskarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*) i Øra naturreservat 15 år etter kolonietablering. Masteroppgave, Universitetet for Miljø- og Biovitenskap. 33 sider.
- Sørli, M., Nilssen, K., Bjørge, A., and Freitas, C. (2020) Diet composition and biomass consumption of harbour seals in Telemark and Aust-Agder, Norwegian Skagerrak. *Marine Biology Research*, 16: 1-12.
- Taucher, J., Haunost, M., Boxhammer, T., Bach, L. T., Algueró-Muñiz, M., Riebesell, U. (2017) Influence of ocean acidification on plankton community structure during a winter-to-summer succession: An imaging approach indicates that copepods can benefit from elevated CO₂ via indirect food web effects. *PLoS ONE*, 12, e0169737.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., Sutton, D. J. (2012) Heavy metal toxicity and the environment. In: *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology: Volume 3: Environmental Toxicology*. (ed Luch A) pp 133-164. Basel, Springer Basel.
- Thorstad, E. B., Todd, C. D., Uglem, I., Bjørn, P. A., Gargan, P. G., Vollset, K. W., Halttunen, E., Kålås, S., Berg, M., Finstad, B. (2016) Marine life of the sea trout. *Marine Biology* 163, 1-19.
- Thörnclöf, E. & Lagenfelt, I. (1982) Fiskeribiologisk inventering av grunda havsområden i Kungälv kommun. Mars, 1982.

- Tiselius, P. Møller, L. F. (2017) Community cascades in a marine pelagic food web controlled by the non-visual apex predator *Mnemiopsis leidyi*. *Journal of Plankton Research*, 39, 271-279.
- Toth, J., and Erlandsson, J. (2021) Kartläggning och skydd av marina ansvarsbiotoper. Fokus på ålgräsängar och biogena rev. Miljöförvaltningen, Göteborgs Stad. Rapport R2021:11. 53 sidor.
- Transportstyrelsen (2004) Båtlivsundersökningen 2004 – En undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används. Transportstyrelsen. 49 sidor.
- Transportstyrelsen (2010) Båtlivsundersökningen 2010 – En undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används. Transportstyrelsen. 92 sidor.
- Transportstyrelsen (2016) Båtlivsundersökningen 2015 – En undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används. Transportstyrelsen. 122 sidor.
- Transportstyrelsen (2021) Båtlivsundersökningen 2020 – En undersökning om båtlivet i Sverige. Transportstyrelsen. 109 sidor.
- Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, R., Giljam, C. (2020) Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkansområde samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, 126 sidor (exklusive appendix).
- Ulanowicz, R. E. (1980) A hypothesis on the development of natural communities. *J- Theor. Biol.* 85 (223-245): 0022-5193.
- Ulrich C, Boje J, Cardinale M, Gatti P, LeBras Q, Andersen M, et al. (2013) Variability and connectivity of plaice populations from the Eastern North Sea to the Western Baltic Sea, and implications for assessment and management. *Journal of Sea Research* 84:40-8.
- universitet. 33 sidor.
- Vabø, R., Olsen, K. Huse, I. (2002) The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. *Fisheries research*, 58, 59-77.
- Viktorsson, L., Wesslander, K., Thor, P., Nilsson, M. Skjevik, A.-T. (2020) The Swedish National Marine Monitoring Programme 2019 - hydrography, nutrients, phytoplankton. In: Report Oceanography. Gothenburg, Sweden., Swedish Meteorological and Hydrological Institute.
- Vollset, K. W., Urdal, K., Utne, K., Thorstad, E. B., Sægvog, H., Raunsgard, A., Skagseth, Ø., Lennox, R. J., Østborg, G. M., Ugedal, O., Jensen, A. J., Bolstad, G. H., Fiske, P. (2022) Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon. *Science Advances*, 8, doi: 10.1126/sciadv.abk2542.
- von Nordheim L, Kotterba P, Moll D, Polte P. (2020) Lethal effect of filamentous algal blooms on Atlantic herring (*Clupea harengus*) eggs in the Baltic Sea. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 2020;30:1362–1372. <https://doi.org/10.1002/aqc.3329>
- Västra Götalands län (2021) Restaurering av blåmusselbankar. Projektbeskrivning. Länsstyrelsen i Västra Götaland län. 4 sidor.

- Walker, D. I., Lukatelich, R. J., Bastyan, G. McComb, A. J. (1989) Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. *Aquatic Botany*, 36, 69-77.
- Waltho, C., Coulson, J. (2015) *The Common Eider*. T & AD Poyser, London, UK. 352.
- Wennhage, H., Pihl, L. (2002) Fish feeding guilds in shallow rocky and soft bottom areas on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology*, 61(A), 207-228. doi:10.1006/jfbi.2002.207
- Wennhage, H., Pihl, L. (2007) From flatfish to sticklebacks: assemblage structure of epibenthic fauna in relation to macroalgal blooms. *Marine Ecology Progress Series*, 335, 187-198.
- Wennhage, H. (1999) Recruitment processes in the flatfish *Pleuronectes platessa* (L.): larval supply, habitat selection and predator-prey interactions at settlement. Diss. Göteborgs universitet.
- Wennhage, H., Naddafi, R., Mustamäki, N., Orio, A., Bergström, L., Sköld, M., Bergenius, M., Valentinsson, D., Olsson, J. (2021) Påverkansanalys fisk – till åtgärdsprogram för havsmiljön. *Aqua reports 2021:22*. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Lysekil. 81 s
- Wernbo, A., Calderon, D. (2015) Återetablering av musselbankar i Kungälv. Projektrapport. 15 sidor.
- Zaitsev, Y. P. (1992) Recent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fisheries Oceanography*, 1, 180-189.
- Zohari, S., Neimanis, A., Härkönen, T., Moraeus, C. Valarcher, J. F. (2014) Avian influenza A(H10N7) virus involvement in mass mortality of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Sweden, March through October 2014. *Eurosurveillance*, 19, 20967.
- Zohari, S., Neimanis, A., Härkönen, T., Moraeus, C., and Valarcher, J. F. (2014) Avian influenza A(H10N7) virus involvement in mass mortality of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Sweden, March through October 2014. *Eurosurveillance*, 19: 20967.
- Åhlund, M. (1980) Förändringar i häckfågelfaunan på ett antal fredade och ej fredade öar i Bohuslän mellan 1966 och 1979. *Naturinventeringar i Göteborgs och Bohus län 1980: 6*. Länsstyrelsen, Naturvårdsenheten. 47 sidor.
- Åhlund, M. (1996) *Kustfågelfaunan i Göteborgs och Bohus län: beståndsutveckling och effekter av fågelskyddsområden*. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, publikationer 1996: 9. 28 sidor.
- Åhlund, M. (2021) *Kustfåglar i Kosterhavet. Resultat från inventeringar och övervakning till och med 2020*. Länsstyrelsen Västra Götaland. Rapport 2021:05. 30 sidor.
- Åhlund, M. (2022) *Populationstrender för häckande kustfåglar längs Västra Götalands havskust 2002–2021*. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2022:XX. 53 sidor.

Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P.-O., Bergström, U.
(2016) Top-down control as important as nutrient enrichment for
eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of
Applied Ecology*, 53, 1138-1147.

Tack