



Aqua reports 2021:13

Kunskapsunderlag för ekosystembaserad havsförvaltning i Bottenhavet

Carolyn Faithfull, Birgit Koehler, Ulf Bergström, Charlotte Berkström, Mårten Erlandsson, Lachlan Fetterplace, Anna Karlsson, Jens Olsson, Karin Thompson-Svanfeldt, Peter Thor, Sofia A. Wikström, och Lena Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Kunskapsunderlag för ekosystembaserade havsförvaltning i Bottenhavet

Carolyn Faithfull	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Birgit Koehler	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Ulf Bergström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Charlotte Berkström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Mårten Erlandsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Lachlan Fetterplace	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Anna Karlsson	Havs- och vattenmyndigheten
Jens Olsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Karin Thompson-Svanfeldt	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Peter Thor	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Sofia A. Wikström	Stockholm Universitets Östersjöcentrum
Lena Bergström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Edmond Sacre, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Sara Bergek, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 01862-2020 (SLU-ID: SLU.aqua.2020.4.2-239)

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:	2021
Utgivningsort:	Öregrund
Illustrationer:	Fiskmåsar och trutar flyger ut över Bottenhavet. Foto: Ulf Bergström
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2021:13
ISBN:	978-91-576-9891-9 (elektronisk version)
Nyckelord:	Ekosystemtjänster, ekosystemkomponenter, belastningar, kustfisk

Sammanfattning

Ekosystembaserad havsförvaltning anges som ett viktigt verktyg för att nå Sveriges miljömål. Denna rapport tar ett första steg i riktning mot ett vetenskapligt underlag för att stödja ekosystembaserad havsförvaltning i ett pilotområde i södra Bottenhavet. Ekosystemkomponenter (dvs. arter och livsmiljöer) som är viktiga för modellering av ekosystemet identifieras och deras status samt faktorer som påverkar dem redovisas. Även kunskapsluckor kopplade till påverkansfaktorer diskuteras, samt hur dessa påverkansfaktorer integreras med ekosystemkomponenterna, liksom vilka ekosystemtjänster som ekosystemkomponenterna bidrar till. Många av ekosystemkomponenterna har inte god miljöstatus, särskilt grunda bottnar som har ett högt exploateringsstryck. Oroväckande nog saknas det övervakning av både grunda kustnära mjukbottnar och utsjöbankar, fastän dessa områden är av intresse för exploatering samtidigt som de har hög biodiversitet och är kopplade till många ekosystemtjänster. Dock finns det en del data tillgängligt i området som kan användas vid modellering för att ta fram kartor över ekosystemkomponenter och även ekosystemtjänster, som kan vara viktiga underlag för ekosystembaserad förvaltning i södra Bottenhavet.

I flera fall är kunskapen om belastningar i södra Bottenhavet och hur de kopplar till statusen av ekosystemkomponenter relativt god, men det saknas information om kumulativa effekter av påverkansfaktorer. Många av de marina arter som finns längst in i Östersjön lever här vid sin nordliga utbredningsgräns, vilket kan innebära att de är extra känsliga för mänskliga belastningar och klimatförändring. Storskaligt fiske efter strömming i utsjön och dess effekter på strömmingsbestånden kan påverka ekosystemets funktion. Strömmingen är talrik och spelar en stor roll i södra Bottenhavets ekosystem. Eftersom strömming vandrar mellan utsjön och kusten kan den koppla samman näringsvävar i kust och utsjö.

I Bottenhavets område kan man se tydliga intressekonflikter gällande resursförvaltning. Traditionella lokala näringar baserar sig mycket på fiske av strömming och laxfisk, men vikande fångster av den mer storvuxna strömming som fiskas för humankonsumtion, liksom av laxfisk, skapar problem för det kustnära yrkesfisket. Här finns en uppenbar konkurrenssituation både med det storskaliga pelagiska fisket i utsjön och med naturliga predatorer. Dessa konflikter är svåra att lösa med de förvaltningsmetoder som används idag.

Södra Bottenhavets ekosystem skulle sannolikt gynnas av en mer helhetsbaserad förvaltning av fiskbestånden och livsmiljöer, utifrån samtliga faktorer som påverkar dem. I kustområdet gäller detta även, inte minst, de områden där gösens och sikens status är mycket svag, liksom viktiga områden för rekrytering av gädda. En sådan mer helhetsbaserad förvaltning innefattar en samplanering av fiskeregleringar, skyddade områden och åtgärder för att restaurera och skydda diverse livsmiljöer. Förbättring av livsmiljöer för fisk förväntas även gynna andra delar av den biologiska mångfalden och ekosystemtjänster, inklusive olika arters motståndskraft och förmåga att anpassa sig till pågående klimatförändringar.

Förord

Denna rapport återger resultat från Bottenhavets del i projektet ”Ekosystembaserad havsförvaltning Kattegatt & Bottenhavet” som utförts på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (Dnr 01862-2020) under 2020. Uppdraget avsåg att avgränsa och beskriva ett möjligt pilotområde i södra Bottenhavet för ett införande av ekosystembaserad havsförvaltning. Som ett första steg mot en ekosystembaserad havsförvaltningsstrategi ska relevanta ekosystemkomponenter samt information om deras status och möjliga bidrag till ekosystemtjänster beskrivas, och relevanta dataunderlag identifieras. I rapporten redogörs för dessa, liksom för viktiga belastningar som har bäring på ekosystemkomponenters status med fokus på södra Bottenhavet. I rapporten redogörs även för viktiga kunskapsluckor om samspelet mellan ekosystemkomponenterna och belastningar. Rapporten är tänkt att fungera som en kunskapsbas för aktörer inom havsförvaltning i södra Bottenhavet och som underlag för vidare diskussioner om utvecklingsbehov.

Innehållsförteckning

1. Inledning	7
2. Områdesbeskrivning	9
2.1. Motivering i relation till ekologiska aspekter och ekosystembaserad förvaltning	10
2.2. Motivering för områdets avgränsningar.....	10
3. Ekosystemkomponenter – kunskapsläge, miljöstatus och ekosystemtjänster	12
3.1. Grunda bottenar	14
3.1.1. Grunda mjukbottenar	15
3.1.2. Grunda hårbottenar.....	17
3.1.3. Utsjöbankarna.....	20
3.2. Djupa bottenar	21
3.3. Pelagiska livsmiljöer	24
3.4. Fisk.....	28
3.4.1. Fisk i utsjön	28
3.4.2. Fisk vid kusten	30
3.4.3. Vandrande fiskarter.....	32
3.5. Marina däggdjur.....	33
3.6. Fågel.....	36
4. Belastningar	40
4.1. Översikt av belastningar och deras status i södra Bottenhavet	40
4.2. Främmande arter	46
4.3. Dödlighet eller skada hos vilda arter	47
4.4. Fysisk störning eller förlust av havsbotten	48
4.5. Tillförsel av näringsämnen.....	49
4.6. Tillförsel av organiskt material.....	50
4.7. Tillförsel av farliga ämnen.....	51
4.7.1. Fiberbankar	51
4.7.2. Cesium-137.....	52
4.7.3. Påverkan på produktivitet hos havsörn	52
4.7.4. Störningar i reproduktion hos vitmärta	53
4.7.5. Oljeutsläpp	53

4.8.	Marint skräp.....	53
4.9.	Undervattensbuller	54
5.	Mänskliga aktiviteter i södra Bottenhavet	55
5.1.	Yrkesfisket och dess utveckling över tid.....	56
5.2.	Fritidsfiske.....	59
5.3.	Vindkraften	60
5.4.	Sjöfart	60
5.5.	Kustnära byggnation.....	61
6.	Klimat.....	63
6.1.	Trender och nutidsläge.....	63
6.2.	Framtidens klimat	65
6.3.	Klimat effekter på ekosystemet	66
7.	Sammanfattande problembeskrivning	68
8.	Referenser	71
Bilaga 1		81
Bilaga 2		83
Bilaga 3		87

1. Inledning

Ekosystembaserad havsförvaltning anges som ett viktigt verktyg för att nå Sveriges miljömål, samt som en målsättning inom såväl EU:s havspolitik, havsmiljödirektivet, havsplaneringsdirektivet som den gemensamma fiskeripolitiken. Ekosystembaserad förvaltning är kopplad till ekosystemansatsen som beskrivs av tolv principer (Malawiprinciperna; Naturvårdsverket 2007). Dessa förklarar bland annat att en ekosystembaserad havsförvaltning ska präglas av en helhetssyn på bevarande och hållbart nyttjande av ekosystemen. Ekosystembaserad havsförvaltning är ett sätt att förvalta människors påverkan på ekosystemen, inte att förvalta själva ekosystemet.

Flera principer ska beaktas för att nå en ekosystembaserad havsförvaltning (Long m.fl. 2015):

- Förtydliggöra sambandet mellan samhälle och ekosystem. För att synliggöra dessa samband kan konceptet ekosystemtjänster användas.
- Att enstaka faktorer tillsammans kan ha en kumulativ påverkan på tillgången på ekosystemtjänster.
- Ekosystemen har många delar (ekosystemkomponenter) som är kopplade på ett dynamiskt sätt.
- En långsiktig tillgång på ekosystemtjänster ska bevaras genom bevarandet av biodiversitet och ekosystemens integritet.
- Flera olika mål/inriktningar ska beaktas inom förvaltningen, och med ett aktivt deltagande av berörda intressegrupper.
- Förvaltningen ska baseras på vetenskap, inkludera lokal kunskap, och vara adaptiv.
- Förvaltningen ska genomföras på ändamålsenlig tidsmässig och rumslig skala och ha ett uppföljningsprogram för att mäta effekten av åtgärder.

Forskning och miljöanalys har en viktig roll i att förse förvaltningen med information, till exempel när det gäller ekosystemkomponenters förekomst och deras status, vilka faktorer som påverkar statusen, samt tillgången på ekosystemtjänster och deras status i ekosystemet. Det är viktigt att försöka förutspå hur ekosystemet kan reagera vid olika förvaltningsåtgärder. Frågeställningar kan vara, till exempel: Har vi tillräcklig kunskap om hur ekosystemkomponenter interagerar, hur ekosystemtjänster är berörda av kumulativ påverkan, eller om

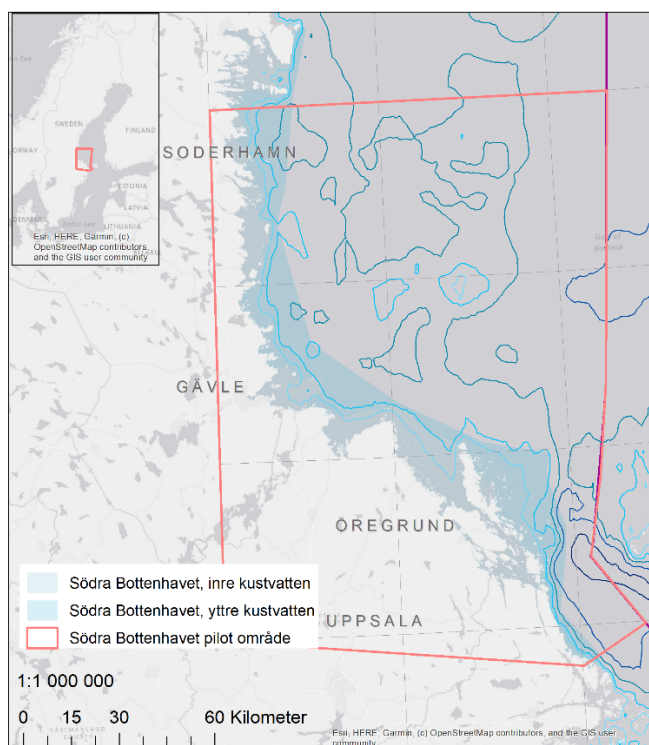
avvägningar mellan tillgången på olika ekosystemtjänster för att kunna modellera eller på annat sätt undersöka förvaltningseffekter?

Denna rapport tar ett första steg i riktning mot ett vetenskapligt underlag för att stödja ekosystembaserad havsförvaltning i ett pilotområde i södra Bottenhavet. I rapporten fokuseras det särskilt på att:

- Beskriva och avgränsa ett pilotområde i södra Bottenhavet som kan vara lämpligt för att införa ekosystembaserad havsförvaltning,
- Identifiera ekosystemkomponenter i området, och redogöra för kunskapsläget om deras förekomst, miljöstatus och hur de kan bidra till ekosystemtjänster,
- Ge en översikt av belastningar som påverkar statusen av ekosystemkomponenterna i området, och ange kunskapsluckor om dessa,
- Ge en översikt av de viktigaste havsbaserade aktiviteterna i södra Bottenhavet,
- Ange hur klimatförändringar förväntas påverka södra Bottenhavet och dess arter.

2. Områdesbeskrivning

Det undersökta, tilltänkta pilotområdet är i södra Bottenhavet av 21 000 km². I nordsydlig riktning har det i huvudsak samma omfattning som södra Bottenhavets kustvattentyper, och österut går det till gränsen för den svenska ekonomiska zonen (Figur 1). De kommuner som ingår spänner från Söderhamns kommun i norr (latitud 61,5010 DD) till den del av Norrtälje kommun som är inom Upplands län i söder (latitud 59,8830 DD). Därmed ingår hela Upplands län och stora delar av Gävleborgs län. I relation till ICES indelning ingår delar av subdivisioner 29 och 30, närmare bestämt rutor 49G8, 50G7-G8, och 51G7-G8 i sin helhet, samt delar av 49G9, 50G9 och 51G9.



Figur 1. Området i södra Bottenhavet som omfattas av denna rapport. Områdets avgränsningar definieras av de röda linjerna. Den yttre röda linjen och den lila linjen visar gränsen för svensk ekonomisk zon. Linjerna i vattnet är djupkurvor 10, 20 och 30 m (ljusblå) och djupare (mörkare blå) Den djupast området är mellan Uppland och Åland och är cirka 300 m djup. Det ljusblå heldragna fältet visar avgränsningarna för Södra Bottenhavets yttre och inre kustvatten, vilka även är gränser för HELCOM bedömningsområde nivå 4.

2.1. Motivering i relation till ekologiska aspekter och ekosystembaserad förvaltning

Södra Bottenhavet är särskilt intressant som pilotområde för utveckling av ekosystembaserad havsförvaltning, eftersom det är ett viktigt område när det gäller kombinationen klimat och biologisk mångfald. I området finns både arter av limniskt och marint ursprung. Många av de marina arter som går längst in i Östersjön lever här på gränsen för sin nordliga utbredning avseende salthalt, till exempel blåmussla (*Mytilus trossulus*), blåstång (*Fucus vesiculosus*) och torsk (*Gadus mohua*) i Ålands hav. Här förekommer även båda de arter som idag noterats vara endemiska för Östersjön, smaltång (*F. radicans*) och östersjöflundra (*Platichthys solemdali*). Den pågående klimatförändringen ger anledning att anta att de marina arternas utbredning kommer att förskjutas söderut, om salthalten minskar, medan sötvattendominerade arters betydelse i födoväven kan öka. Sådana förändringar kan förväntas i alla delar av Östersjön, men kan möjligen accentueras här i denna gränsszon (HELCOM 2021).

I området finns en pågående problematik gällande intressekonflikter inom resursförvaltning. Traditionella lokala näringar baserar sig mycket på fiske av strömming och sik. Det har dock redan en längre tid funnits oro hos det kustnära yrkesfisket eftersom fångsterna har gått ner, speciellt när det gäller fisk av den större storleken, och att detta beror på predation från säl och konkurrens från det storskaliga fisket. Denna typ av intressekonflikt är ofta svår att lösa med förvaltningsmetoder som fokusera på enskilda sektorer, vilka används idag. Det finns även ett aktivt intresse för blå näringar, framför allt flera initiativ för havsbaserad vindkraft. Den här frågan hanteras delvis inom havsplaneringen i Sverige. Men även när det gäller tillståndsprocessen finns det ett behov av ett ekosystembaserat perspektiv för att se över om och hur olika intressen kan förenas, till exempel när det gäller hur planerna för havsbaserad vindkraft kan påverka biologisk mångfald och fiske.

2.2. Motivering för områdets avgränsningar

Några faktorer som har beaktats i valet av områdets avgränsningar är:

1. Området är relativt ekologiskt enhetligt vilket gör att en likartad ekosystemmodell vore relevant i alla dess delar

2. Genom att området följer avgränsningen för kustvattentyp är det direkt kompatibelt med havsmiljöförordningens och HELCOMs¹ bedömningsområden. Avgränsningen följer relativt väl ICES² statistiska rektanglar, vilket är viktigt för de fiskerirelaterade dataanalyserna. I de fall där sådana rektanglar ingår endast delvis har vi inkluderat dem i det som beskrivs nedan
3. Viktiga utsjöbankar för biologisk mångfald och förnyelsebar energi ingår, som Storgrundet, Finngrundens östra och västra bankar
4. Områden med djupa syresatta botten i Ålands Hav ingår, vilket är det enda område i Östersjön idag som har storvuxen torsk
5. Den södra delen omfattar den svenska delen av ett av Östersjöns nio så kallade EBSA-områden (*Ecologically or Biologically Significant marine Area*), som pekats ut av FN:s konvention för biologisk mångfald (CBD).



Figur 2. Fiskebåtar i Grisslehamn. Fotograf: Ulf Bergström

¹ Den regionala havsmiljökonventionen för Östersjön. www.helcom.fi

² Internationella havsforskningsrådet www.ices.dk

3. Ekosystemkomponenter – kunskapsläge, miljöstatus och ekosystemtjänster

Östersjön består av ett antal djupare havsbassänger som avgränsas av grundare tröskelområden. Bottenhavet är havsbassängen i Östersjön söder om Bottenviken och norr om Egentliga Östersjön. Det Bottenhavet avgränsas norrut mot tröskelområdet Norra kvarken, och söderut mot Ålands hav och Skärgårdshavet. Östersjön består helt och hållet av brackvatten, det vill säga en blandning av sötvatten och havsvatten. Salthalten går som en gradient med övervägande sötvatten i norr, och saltare vatten i söder och sydväst nära det danska sundet. Sötvatten tillförs från älvar, floder och andra vattendrag i avrinningsområdet. Inströmning av salt havsvatten är endast möjlig genom de danska sunden från Nordsjön, och vattnet måste sedan passera de olika trösklarna för att nå in i nordligare bassänger.

Gradienten i salthalt avspeglar sig också i antalet arter, där ett högt antal arter lever nära det danska sundet, medan antalet arter i norra delarna av Östersjön är förhållandevis lågt (Ojaveer m.fl. 2010). I Bottenhavet är salthalten omkring 5-6 psu. Bottenhavet är den nordligaste gränsen för de marina arter som går längst in i Östersjön, bland annat blåstång (*Fucus vesiculosus*), blåmussla (*Mytilus trossulus*) och skrubbskädda (*Platichthys* spp). Några av de marina arter som är vanliga i Egentliga Östersjön saknas eller är ovanliga i Bottenviken, till exempel torsk (*Gadus morhua*) och sågtång (*Fucus serratus*). I den lägre salthalten ökar dock den relativa dominansen av arter med sötvattenursprung. Totalt förekommer omkring 430 arter inkluderande bottenlevande djur, makrofyter, fisk, fåglar och däggdjur i Bottenhavet (HELCOM 2020). En annan faktor som särpräglar Bottenhavet är en högre frekvens av år med fast is och fler isdagar per år än Egentliga Östersjön och Västerhavet³.

Marina arter och arter av sötvattensursprung förekommer ofta sida vid sida i Bottenhavet, och är en del av samma näringsväv. Generellt sett dominerar dock arter med sötvattensursprung närmare kusten och marina arter i utsjön. Flera

³ <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/is-till-havs/isforhallanden-i-ostersjon-1.7024>

fiskarter, fågel och säl förflyttar sig mellan kust och utsjö, och påverkar därmed båda dessa ekosystem, liksom bidrar till ekologiska samspel mellan dessa. Flera marina arter uppvisar ekologiska anpassningar till den låga salthalten (Johannesson och André 2006), och båda Östersjöns endemiska arter förekommer i södra Bottenhavet; smaltång (*Fucus radicans*) och östersjöflundra (*Platichthys solemdali*) (Bergström m.fl. 2005; Momigliano m.fl. 2018).

Livsmiljöerna och de arter som ingår i ekosystemet bidrar även till processer och funktioner som leder till nytta för människor på många olika sätt. För att identifiera och värdera ekosystemens olika betydelser för människan används begreppet ekosystemtjänster. Ekosystemtjänster har definierats som ”de nyttor som människor erhåller från ekosystem” (*Millennium Ecosystem Assessment*; World Resources Institute 2005). Det finns flera sätt att klassificera ekosystemtjänster. Utöver systemet som förklarades i *Millennium Ecosystem Assessment*, har till exempel TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) initiativet och CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*) utvecklat system som ofta används. I denna rapport används klassifikationssystemet från *Millennium Ecosystem Assessment* (World Resources Institute 2005) eftersom det belyser stödjande ekosystemtjänster, är relativt enkelt att kommunicera och har använts i flera rapporter om Östersjön tidigare (Bryhn m.fl. 2015; Kraufvelin m.fl. 2018; Havs- och vattenmyndigheten 2018; se Box 1). En sammanfattning av ekosystem komponenter och vilka ekosystemtjänster de kan bidra till finns i Bilaga 3, Tabell B3).

Box 1. Indelningen av ekosystemtjänster i denna rapport

Ekosystemtjänster delas ofta in i följande fyra grupper: stödjande, reglerande, försörjande och kulturella.

Stödjande tjänster är de ekosystemtjänster som upprätthåller ekosystemens struktur och funktion, men som vi människor inte drar någon direkt nytta av. Stödjande ekosystemtjänster (S) delas in i de sex kategorierna: biogeokemiska kretslopp (S1), primärproduktion (S2), näringsvävdynamik (S3), biologisk mångfald (S4), livsmiljöer (S5) och resiliens (S6).

Reglerande tjänster (R) är sådana som till exempel kan reglera och minska olika miljöproblem. De indelas enligt klimat- och atmosfärisk reglering (R1), sedimentkvarhållning (R2), reglering av övergödning (R3), biologisk reglering (R4), samt reglering av giftiga ämnen (R5). I CICES klassifikationssystem räknas stödjande och reglerande ekosystemtjänster i samma grupp (Haines-Young och Potschin 2018).

Försörjande tjänster (P) bidrar till en direkt nytta för människor, till exempel genom att tillhandahålla varor som kan säljas på en marknad. De indelas enligt följande grupper: livsmedel (P1), råvaror (P2), genetiska resurser (P3), resurser för läkemedels-, kemi- och bioteknologiindustrin (P4), utsmyckningar (P5) samt energiproduktion (P6; endast bioenergi).

Kulturella tjänster (C) bidrar till icke-materiella nyttor som människor får från ekosystemen, såsom rekreation (C1), estetiska värden (C2), vetenskap och utbildning (C3), kulturarv (C4), inspiration (C5) och naturarv (C6).

I efterföljande delar av detta avsnitt ger vi en överblick av livsmiljöer och arter i södra Bottenhavets ekosystem. Vi presenterar de viktigaste arterna inom olika grupper, separat för olika typer av bottenmiljöer, den pelagiska miljön, fisk, marina däggdjur samt fågel, med en kort sammanfattning om deras miljöstatus. I anslutning till varje del ger vi därefter en kort problembeskrivning när det gäller aktuella frågor ur ett havsmiljöperspektiv och gällande vilka övervakningsdata som finns tillgängliga, samt en översikt av hur ekosystemkomponenten kan bidra till ekosystemtjänster.

3.1. Grunda bottnar

Grunda bottnar har ett högt ekologiskt värde i södra Bottenhavet. De karaktäriseras av en hög biologisk mångfald och hög produktion, vilken främst beror på den goda tillgången på solljus och näringsämnen som leder till en hög primärproduktion, och därmed även hög sekundärproduktion. Vi betraktar områden grundare än 20 meter som ”grunda fotiska bottnar” eftersom gränsen för den fotiska zonen (i.e. områden där fotosyntes är möjlig) i Östersjön som helhet överensstämmer ganska väl med 20 meters djup. Det är lämpligt att definitionen av ekosystemkomponenter inom ekosystembaserad havsförvaltning överensstämmer så mycket som möjligt mellan olika vägledningsdokument, och 20 meter används även som avgränsning mellan grunda och djupa bottnar när det kommer till praktisk tillämpning till exempel i det arbetet med vägledning för Regional Handlingsplan för marint skydd i Bottniska viken. Unikt för södra Bottenhavets grunda bottnar är att sötvattensarter och marina arter ofta växer sida vid sida. I pilotområdet har det noterats 29 arter av kärllväxter, 41 arter av alger (bruna, röda och gröna makroalger), och 10 kransalgsarter⁴.

I nedanstående avsnitt presenterar vi information separat för grunda mjukbottnar och grunda hårbottnar, samt för de grunda utsjöbankarna som karaktäriseras av särskilda ekologiska förhållanden. I Tabell 1 ges en sammanfattning av pågående

⁴ datakälla: SHARKweb

miljöövervakning och annan relevant datainsamling när det gäller grunda bottenar i södra Bottenhavet. Många kustfiskarter är kopplade till en viss livsmiljö (Kraufvelin m.fl. 2018), och grunda bottenar med vegetation är ofta viktiga rekryterings- eller födosöksområde, till exempel för abborre, gädda, mört och spigg (Hansen och Snickars 2014; Mustamäki m.fl. 2015).

3.1.1. Grunda mjukbottenar

Mjukbottenar är bottenar som domineras av substrat med kornstorlek mindre än 63 mm. Här ackumuleras finkornigt partikulärt organiskt material, som ofta ursprungligen kommer från dött växtplankton eller större växter. Grunda mjukbottenar är vanliga i flera delar av södra Bottenhavet, till exempel Gräsö skärgård, Gävlebukten, Hudiksvalls skärgård, Söderhamns skärgård och vid utsjöbankarna. Grunda, vågskyddade vikar utmärker sig genom hög artrikedom och täckningsgrad av rotade alger och växter. Naturtyperna ”laguner” och ”stora vikar och sund” är utpekade som skyddsvärda habitat i art- och habitatdirektivet. Landhöjningen i södra Bottenhavet är 5–8 mm per år, vilket gör att ekologiskt värdefulla laguner i en succession av stadier från förflada till glosjöar är vanliga (Naturvårdsverket 2011).

Nära kusten och sötvattnensutflöden karakteriseras grunda mjukbottenar ofta av en hög täckningsgrad av kärlväxter. Dessa miljöer är en viktig livsmiljö och ett födosöksområde för olika arter av bottenfauna, fisk och fågel. Typiska mjukbottensarter är borstnate (*Stuckenia pectinata*), ålnate (*Potamogeton perfoliatus*), axslinga (*Myriophyllum* spp.), hårsärv (*Zannichellia palustris*), och havsrufse (*Tolypella nidifica*). Typiska arter i skyddade laguner är kransalgen borststräse (*Chara aspera*), rödsträse (*C. tomentosa*) och havsnajas (*Najas marina*).

Ängar av kransalger och havsnajas är klassade som nära hotade biotoper (HELCOM 2013). De är viktiga uppväxtmiljöer för många kustfiskarter, och är känsliga mot övergödning och fysisk störning såsom muddring, dumpning och båttrafik (HELCOM 2013, Hansen och Snickars 2014, Sundblad m.fl. 2014, Moksnes m.fl. 2019).

Vid något djupare belägna, så kallade sublittorala, sandbottenar är vegetationens täckningsgrad ofta lägre, men sådana sandbottenar är till exempel ett viktigt rekryteringshabitat för sik (Florin m.fl. 2019). Sublittorala sandbottenar är klassade som sårbara enligt HELCOM (2013). De finns framför allt vid Finngrundets östra bank (se även avsnittet om utsjöbankar nedan), Sandarne i Söderhamn och i Hudiksvalls yttre skärgård. I Njutångersfjärden och i Gräsö skärgård finns

dokumenterade ängar av frilevande *Fucus* spp. som är starkt hotade (HELCOM 2013).

Problembeskrivning: Grunda mjukbottnar är högproduktiva, stödjer hög biodiversitet och är viktiga som livsmiljö och födosöksområde för många olika arter. De grunda mjukbottnarna har dock ett högt exploateringsstryck och kunskapen om effekten av denna pågående exploatering är bristfällig. Flera naturtyper inom ekosystemkomponenten grunda mjukbottnar, såsom laguner, stora vikar och sund, estuarier och smala östersjövikar är rödlistade (HELCOM 2013) och nästan alla ligger under gränsvärden för gynnsam bevarandestatus (Naturvårdsverket 2020). Trots detta finns det ingen samordnat nationellt eller regionalt övervakningsprogram för grunda mjukbottnar. Det finns data från inventeringar och naturvärdesklassningar av särskilda områden inför införandet eller uppföljning av marint skydd (Tabell 1). En indikator för status baserat på bottenvegetation har föreslagits för Östersjön (Hansen och Snickars 2014), och har möjlighet att fungera i södra Bottenhavet om den kompletteras och anpassas efter Bottenhavets artsammansättning.

Ekosystemtjänster: Grunda mjukbottnar bidrar till flera stödjande ekosystemtjänster, och utgör ett viktigt habitat för många olika arter (Bilaga 3, Tabell B3). Bottnar med och utan vegetation kan bidra till ekosystemtjänster på olika sätt, och även vilken typ av vegetation som växer på en viss plats kan påverka hur grunda mjukbottnar bidrar till ekosystemtjänster. Grunda mjukbottnar bidrar till det biokemiska kretsloppet (S1; se Box 1) eftersom kol, föroreningar, näring och syre binds och recirkuleras i och mellan växter, bottenlevande djur och sediment. Växter och biofilmer på grunda mjukbottnar bidrar till primärproduktionen (S2), och tillsammans med sedimentet utgör de en viktig livsmiljö (S5) för många olika arter (biologisk mångfald, S4 och genetiska resurser, P3), som även stödjer en rik näringsvävdynamik (S3) (Ask m.fl. 2016; Hansen m.fl. 2019). Detta stödjer klimatreglering (R1) och reglering av föroreningar (R5), samt bidrar till att minska övergödning (R3) (Pajusalu m.fl. 2016; Austin m.fl. 2017; Asmala m.fl. 2017). De är till exempel viktiga lek- och uppväxtmiljöer för många fiskarter (Erlandsson m.fl. 2021). Grunda mjukbottnar bidrar även till att kvarhålla sediment (R2), eftersom vegetation och musslor stabiliserar botten (Austin m.fl. 2017). Endast lite kunskap finns om hur vegetationen på grunda mjukbottnar kan användas i livsmedel och födoproduktion (P1) eller som kosttillskott eller läkemedel (P4) (Heckwolf m.fl. 2020).

Många grunda mjukbottnar och grunda hårbottnar i södra Bottenhavet har en outnyttjad potential som resurs för rekreation (C1); aktiviteter som snorkling, kajakpaddling och stand-up paddling berikas av frodiga bottnar med varierad vegetation och mycket fisk.

3.1.2. Grunda hårbottnar

Den dominerande vegetationen på grunda hårbottnar utgörs av blåstång (*Fucus vesiculosus*) och smaltång (*F. radicans*) (Figur 3). De kan bilda täta bälten (>25% täckningsgrad) från omkring 1–6 m djup. Den nedre gränsen är beroende av ljusställning förutsatt att det finns lämpligt substrat med hårda bottenar och inte för mycket sedimentation (Eriksson och Bergström 2005). Bottenhavet är den nordligaste bassängen i Östersjön med förekomst av strukturbildande större alger. Smaltång är endemisk i Östersjön och har sin huvudsakliga förekomst i Bottenhavet (Bergström m.fl. 2005, Pereyra m.fl. 2009). Både blåstång och smaltång är nyckelarter och viktiga som livsmiljö för ett stort antal andra arter. Även olika arter av grönalger återfinns på 0–6 m djup, till exempel grönslick (*Cladophora glomerata*) och tarmalg (*Ulva intestinalis*). Under blåstångsbältet dominerar rödalger såsom kräkel (*Furcellaria lumbricalis*), ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) samt andra brunalger, som ishavstofs (*Battersia arctica*).

Lokaler för långsiktig övervakning av hårda vegetationsklädda bottenar finns i Singö skärgård och längst Gävleborgs kust (Figur 4). Övervakningen sker genom dyktransekter inom nationella eller regionala program för miljöövervakning (Tabell 1). Enligt data för södra delen av södra Bottenhavet indikerar djuputbredningen av blåstång en god miljöstatus i det yttre området (yttre Singö) och en måttlig miljöstatus i det mer inre området (inre Singö). Längs Gävleborgs kust har vegetationsklädda bottenar hög miljöstatus på 17 av 23 undersökta transekter (Qvarfordt m.fl. 2020).

Problembeskrivning: Djuputbredningen av indikatorarterna blåstång, smaltång, kräkel och ishavstofs har minskat något i Gävleborgs län, Gräsö skärgård och yttre Singö skärgård sedan 2008, vilket kan vara tecken på att ljusförhållanden har försämrats (Qvarfordt m.fl. 2020, Qvarfordt och D'Agata 2020). Grunda hårbottenar i södra Bottenhavet domineras av marina arter, som här lever nära sin toleransgräns för låg salthalt. Särskilt känsliga arter är smal- och blåstång, som främst har vegetativ reproduktion i Bottenhavet (Ardehed m.fl. 2016). Om salthalten minskar i Bottenhavet kopplat till ett varmare klimat och kraftigare hydrologiskt kretslopp, kan gränsen för smaltångens och blåstångens utbredning tvingas söderut och en viktig habitatbildande art förloras.

Ekosystemtjänster: Grunda hårbottenar bidrar med liknande ekosystemtjänster som grunda mjukbottenar (Bilaga 3, Tabell B3), kopplade till primärproduktion (S2), biokemiska kretslopp (S1), livsmiljö (S5), biologisk mångfald (S4), genetiska resurser (P3) och näringsvävdynamik (Wikström och Kautsky 2007; Krause-Jensen och Duarte 2016). Många av ekosystemtjänsterna på grunda hårbottenar är

starkt kopplade till förekomsten av vegetation, framför allt *Fucus* spp. som bildar stora områden med viktiga livsmiljöer för många olika arter, men också fungerar som en sänka för kol och näring, samt bidrar till klimatreglering (R1), reglering av föroreningar (R5) och minskad övergödning (R3) (Krause-Jensen och Duarte 2016; Takolander m.fl. 2017). Hårdbottnar har en påtagligt annorlunda typ av fauna än mjuka bottnar. Hårdbottnar som domineras av musslor är viktiga för att filtrera partiklar och näring från vattenkolumnen och bidrar på så vis till att minska övergödning och föroreningar (R3 och R5) (Kautsky och Evans 1987). Endast lite kunskap finns om hur vegetationen på grunda hårdbottnar kan användas i livsmedel och födoproduktion (P1) eller som kosttillskott eller läkemedel (P4) (Heckwolf m.fl. 2020).



Figur 3. Smaltång vid Örskär. I bakgrunden axslinga och på tången sitter schackmönstrad snäcka. Fotograf: Ulf Bergström

Tabell 1. Pågående miljöövervakning och annan relevant datainsamling när det gäller grunda bottnar i södra Bottenhavet.

Typ av data	Undersökning	Utförare, dataåtkomst
Generella data för grunda bottnar		
Befintliga utbredningskartor	Heltäckande kartor för Helcom underwater biotopes (HUB) eller enstaka	Länsstyrelsen Gävleborg och Länsstyrelsen Uppsala.

	ekosystemkomponenter (till exempel <i>Fucus</i> spp.) finns på högt upplöst skala (<25 m rutor) i enstaka områden: Klacksörarna, Stgrundets vindkraftutredning (färdig 2021), Axmar – Tupparna, Öster om Lindön, Hilleviks- och Trödjefjärden, Eskön, Finngrundets östra bank, 15 områden i Gävleborgs län, Gårdskär, Slatön-Medholma, Gräsö-Singö skärgård.	
	Heltäckande modellerade kartor över uppväxtområden för 20 fiskarter på 0-6 m djup längs hela Östkusten.	SLU (Erlandsson m.fl. (2021)
	Heltäckande kartor för enstaka ekosystemkomponenter finns på grovt upplöst skala (250 m).	Florén m.fl. (2018). Kartor för vissa ekosystemkomponenter borde valideras med nya fältprov.
Nationell kartering	Nationell marin kartering är på gång med heltäckande kartor för utvalda ekosystemkomponenter i området på högupplöst skala.	HaV, Nationell marin kartering, färdigställd slutet 2021.
Lokala inventeringar	Undersökningar med dykmetoder och dropvideo på grunda mjuk- och hårbottnar	Upplandsstiftelsen, Länsstyrelsen Gävleborg och Länsstyrelsen Uppsala, data finns på SHARKweb.
<i>Grunda mjukbottnar</i>		
Kontinuerlig övervakning	Finns inget trendövervakningsprogram.	-
Lokala inventeringar	Undersökningar av kustnära fiskrekrytering och vegetation	Flera utförare: Länsstyrelsen Uppsala, Länsstyrelsen Gävleborg, SLU, Upplandsstiftelsen. Yngeldatabas på SLU Aqua, delar ligger i KUL
	Snorklingsinventeringar i >200 grunda vikar och en del mer öppna mjukbottensmiljöer, i flera fall kombinerad inventering av bottenvegetation och fiskyngel	Länsstyrelsen Gävleborg, Länsstyrelsen Uppsala län, Upplandsstiftelsen. Vissa data i Sharkweb, annars lokaldatabaser.
<i>Grunda hårbottnar</i>		
Kontinuerlig övervakning	Regional miljöövervakning Gävleborgs län, trendövervakning i cirka 20 transekter vartannat år mellan 2002 och 2019 (se Figur 2).	Länsstyrelsen Gävleborg, Data finns i SHARKweb.
	Regional miljöövervakning Uppsala län, ingen trendövervakning	-
	Nationell miljöövervakning, 6 dyktransekter i Singö skärgård (se Figur 2)	Stockholms universitet, Data finns i SHARKweb.
Annan övervakning	Övervakning inom olika recipientkontrollprogram omfattar totalt cirka 62 transekter 2011-2020. Samma	Olika utförare, Data finns i SHARKweb

	metodik som miljöövervakningen (se Figur 2 - epibenthos).	
<i>Utsjöbankarna</i>		
Kontinuerlig övervakning	Ingen pågående trendövervakning.	-
Inventeringar	Undersökning 2006 och 2010, modellering av vegetation på Finngrundets östra bank 2008.	Naturvårdsverket (2006, 2008, 2010). Vissa data ligger i SHARKweb, andra osäkert.

3.1.3. Utsjöbankarna

Utsjöbankar är grunda områden till havs som omges av djupare vatten. Sådana områden är ofta även mer isolerade från mänsklig påverkan än kustnära områden, och kan karaktäriseras av arter och habitat som är mer vanliga i opåverkade vattenmiljöer. I södra Bottenhavet finns flera utsjöbankar: Finngrundens norra, västra och östra bankar, Storgrundet, Gretas Klackar, Sylen, Campsgrund, Argos yttre och inre grund, Märketskallen och Grundkallegrund. Av dessa områden är Gretas Klackar och Storgrundet utpekade i den nationella havsplaneringen som energiutvinningsområden och de västra delarna av Finngrundets västra bank som ett så kallat utredningsområde för energiutvinning (Havs- och vattenmyndigheten 2019a; se även Figur 4 längre ned i denna text).

I synnerhet Finngrundets östra och västra bankar samt Storgrundet har konstaterats ha särskilt höga naturvärden när det gäller biologisk mångfald och ekologisk funktion (Naturvårdsverket, 2008, 2010). På Finngrundets östra bank har stora arealer av bältesbildande blåstång (*F. vesiculosus*) och smaltång (*F. radicans*) noterats, med en djuputbredning så långt ned som till 11 m (Naturvårdsverket, 2006; 2008). Finngrundens västra bank och Storgrundet har noterats ha särskilt höga naturvärden när det gäller fisk, till exempel Storgrundet är viktigt för strömmingslek (Naturvårdsverket 2010; Backer och Frias 2013).

Problembeskrivning: Det finns ingen regelbunden samordnad nationell eller regional övervakning av utsjöbankarna, och för vissa områden (till exempel Utknallen och väster om Finngrundets västra bank), finns ingen inventering eller kartering av biotoper. Det innebär att vi inte heller kan ta reda på hur livet på utsjöbankarna kommer att påverkas av klimatförändring eller förändras över tid. Eftersom kunskapen om utsjöbankarna och dess förknippade ekosystemkomponenter är bristfällig är det även svårt att ta ställning till hur dess ekosystem, till exempel dess roll för fiskrekrytering eller för rastning- och övervintring av fåglar, påverkas av mänsklig verksamhet, som vindkraftsbyggnation.

Ekosystemtjänster: Utsjöbankarna har samma ekosystemtjänster som grunda hårbottenar (Avsnitt 3.2.1, Bilaga 3, Tabell B3), kopplade till primärproduktion (S2), biokemiska kretslopp (S1), livsmiljö (S5), biologisk mångfald (S4), genetiska resurser (P3) och näringsvävsvävdynamik (Wikström och Kautsky 2007; Krause-Jensen och Duarte 2016). Utsjöbankar oftast har en hög täckningsgrad av vegetation och musslor, som bidrar till klimatreglering (R1), reglering av föroreningar (R5) och minskad övergödning (R3) (Krause-Jensen och Duarte 2016; Takolander m.fl. 2017).

3.2. Djupa bottenar

Data över de djupa bottenarna i södra Bottenhavet är fortfarande bristfällig, både när det gäller mjuka och hårda bottenar. Speciellt de djupa mjukbottenarna täcker stora ytor arealmässigt. Djuren som lever i och på djupa mjukbottenar är en viktig del av havets biologiska mångfald och bidrar till flera viktiga ekosystemfunktioner. Djuplevande djur är viktiga för näringsväven eftersom de bryter ned eller konsumerar bottenfällande partiklar och organismer, och i samband med detta binder kol, syresätter sediment genom grävande aktivitet, och är en viktig födokälla för fisk (Kautsky och Kautsky 2000). Från djupa bottenar i pilotområdet (Figur 1) har minst 46 djurarter rapporterats (Datakälla: SHARKweb).

Sedimentrika bottenar med hög täthet av fauna anses som skyddsvärda (Hogfors m.fl. 2020). Ingen kartsammanställning finns dock om arter som lever på mjuka djupbottenar i södra Bottenhavet. Områden djupare än 30 meter täcks delvis av järnmangan mineralkonkretioner, som bildas i samband med skillnader i redoxpotential och mikrobiell reduktion. Konkretionerna binder tungmetaller och bildar hårda substrat på den annars mjuka botten, vilket ökar habitatkomplexiteten i en annars relativt homogen miljö (Glasby m.fl. 1997; Kaikkonen m.fl. 2019).

På mjukbottenar är de vanligaste djurarterna vitmärla (*Monoporeia affinis*) och östersjömussla (*Limecola balthica*). Ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) och snabelsäcksmask (*Halicryptus spinulosus*) är viktiga strukturerande predatorer i djupa faunasamhällen (Haahtela 1990; Aarnio m.fl. 1998). Havsborstmasken (*Marenzelleria* spp) etablerades i Bottenhavet under början av 2000-talet och har haft en hög förekomst de senaste 15–20 åren. Den snabba ökningen av havsborstmasken *Marenzelleria*, och även av östersjömussla, har gett upphov till väsentliga förändringar på mjukbottenfaunasamhället (Olsson m.fl. 2013; Törnroos m.fl. 2019). Det råder en brist på tillförlitliga kvantitativa uppskattningar av effekter på ekosystemnivå (Grimvall m.fl. 2019), men flera studier har visat att förändringar i bottenfauna kan kopplas till förändringar i salinitet, temperatur och förändringar i fiskbestånden (Olsson m.fl. 2013; Rousi m.fl. 2013; Snickars m.fl. 2015).

Bottenfaunan påverkar även energiflöden till fisk och djur högre upp i näringsväven (Karlson m.fl. 2020).

Nationell övervakning av mjukbottenfauna sker med bottenhugg vid åtta stationer inom pilotområdet, vartannat eller vart tredje år (Figur 4, Tabell 2). Statusen hos faunan på mjuka djupbottnar är god till måttlig enligt den nationellt och internationellt tillämpade indikatorn *Benthic Quality Index* (BQI). I södra Bottenhavet följer detta index i hög grad abundansen av vitmärla. Det är noterbart att vitmärlan har ökat under senare år i Söderhamns kust, från att ha legat på extremt låga nivåer under många år.

En karaktärsart för djupa hårbottnar är blåmusslan (*Mytilus trossulus*), som finns från 1–55 m djup. Blåmusslor har en viktig ekologisk funktion i kustnära områden där de sammanlänkar de pelagiala och bottennära ekosystemen genom att cirkulera näringsämnen (Kautsky och Evans 1987). Det finns inget miljöövervakningsprogram för blåmusslor eller djupa hårbottnar i södra Bottenhavet.

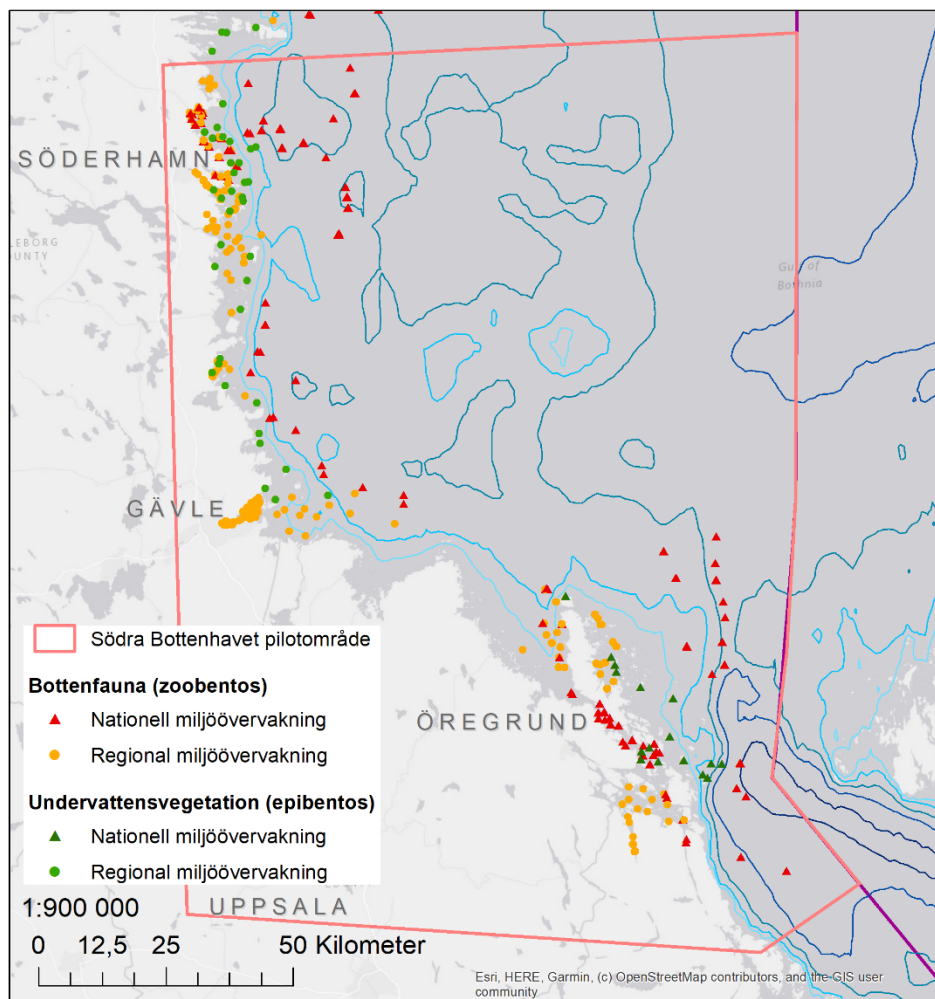
Problembeskrivning: En översiktlig modellering av mjukbottensamhällen finns för hela Östersjön (Gogina m.fl. 2016) och ekosystemmodeller finns för modellering av miljöförändringar, men ingen detaljerad kartsammanställning finns om arter som lever på mjuka djupbottnar. BQI index som används vid bedömningen av status är särskilt inriktad på att ta hänsyn till hur känsliga de observerade botten djuren är för oönskade effekter av övergödning, men det är osäkert hur det förhåller sig till annan påverkan än övergödning. Indexet skulle därför behöva kompletteras med annan kunskap för att ge korrekt information om miljöstatus och relevant vägledning om åtgärder (Grimvall m.fl. 2019). Djupa mjukbottnar är hotade av föroreningar och fysisk störning, orsakad av till exempel bottenrålning och dumpning (Villnäs m.fl. 2013; Moksnes m.fl. 2019). Effekter av fysisk störning på djupa bottnar ingår dock inte i bedömningen enligt BQI index (HELCOM 2018). Det finns ingen kartsammanställning av utbredning av järn-mangankonkretioner i Bottenhavet, och deras roll i ekosystemet är okänd (Glasby m.fl. 1997; Kaikkonen m.fl. 2019). Detta trots att stora områden kan vara täckta av konkretioner och att det finns ett stort intresse för utvinning av dessa metaller (Kaikkonen m.fl. 2019).

Ekosystemtjänster från djupa mjukbottnar och hårbottnar: Djupa bottnar är mindre studerade än grunda bottnar, men är viktiga livsmiljöer för många djurarter, och därmed bidrar de till stödjande ekosystemtjänster såsom biokemiska kretslopp (S1), livsmiljö (S5), biologisk mångfald (S4), och näringsvävsdynamik (S3) (Bilaga 3, Tabell B3). Dessa ekosystemtjänster stödjer i sin tur tillgången på genetiska resurser, ätbara arter, och andra arter som kan vara av betydelse för människan (Kautsky och Evans 1987; Karlson m.fl. 2020; Kiljunen m.fl. 2020).

Djupa mjukbottnar bidrar även till reglering av klimatet (SR1), föroreningar (R5) och minskad övergödning (R3) eftersom biologiska och biogeokemiska processer binder kol, föroreningar och näring i sedimentet (Karlson m.fl. 2007).

Tabell 2. Pågående miljöövervakning och annan relevant datainsamling när det gäller djupa bottnar i södra Bottenhavet.

Typ av data	Undersökning	Utförare, dataåtkomst
<i>Generella data för djupa bottnar</i>		
Befintliga utbredningskartor	Heltäckande kartor finns över djuprev, hårbotten och mjukbotten fotiskt och afotiskt, blåmusselrev, transportbottnar. 250 m upplösning.	Symphony kartverktyg. Havs- och vattenmyndigheten är utförare (Hammar m.fl. 2018) Kartor är modellerade och borde valideras med nya fältprov. I flera fall stämmer de inte med verkligheten, till exempel blåmusselrev.
Nationell kartering	Nationell marin kartering är på gång med heltäckande kartor för utvalda ekosystemkomponenter i området på högupplöst skala.	HaV, Nationell marin kartering, färdigställd slutet 2021.
<i>Djupa mjukbottnar</i>		
Kontinuerlig övervakning	Bottenhugg, nationell och regional miljöövervakning (se Figur 4 - zoobenthos)	Umeå universitet, data finns i SHARKweb.
<i>Djupa hårda bottnar</i>		
Kontinuerlig övervakning	Ingen	-
Ekosystem modeller	BALTSEM med BMM	Stockholms Universitet



Figur 4. Provtagningslokaler för nationellt och regionalt miljöövervakningsprogram, urval av punkter som sträcker sig över minst 3 år, för bottenfauna (zoobentos, djupa mjukbottnar) och undervattensvegetation (epibentos, grunda hårdbottnar).

3.3. Pelagiska livsmiljöer

Växtplankton är grundläggande för den marina födoväven eftersom de utgör föda åt djurplankton och bottendjur, som i sin tur utgör föda åt andra arter, framförallt fisk. Förekomsten av växtplankton påverkas av tillförseln av näringsämnen, humus och andra substanser från land till hav via främst vattendragen. Om produktionen av växtplankton är begränsad av tillgång till ljus eller näring kan detta vara en begränsande faktor för hela havsekosystemets produktivitet, och även ha effekt till exempel på produktiviteten av fiskbestånd (Winder m.fl. 2017). Å andra sidan, om växtplanktonproduktionen ökas väsentlig, vilket sker vid kraftigt ökad näringstillgång och övergödning, kan allt växtplankton som produceras inte tas upp i näringsväven. Växtplanktonsamhällets sammansättning kan även skifta med

förändrade näringstillgång, till exempel kan en ökad dominans av oätliga cyanobakterier eller stora växtplankton innebära att en mindre andel av växtplanktonen kan äts av djurplankton. Sådant överblivet växtplankton sjunker ned till havsbotten. Om mycket material sedimenterar på detta sätt ökar bakteriella nedbrytningsprocesser på bottenarna, som konsumerar syre. Stora syrefattiga områden kan då bildas, med negativa effekter på till exempel bottenfauna och minskad födotillgång för arter som äter bottendjur.

Näringsväven kan också inledas med att bakterier tillgodogör sig energin i humus och annat organiskt material (Ducklow och Carlson 1992). Energin tar sig då vidare upp i näringskedjan genom bakterieätande mikroorganismer till djurplankton. Denna kedja är mindre effektiv än en näringskedja baserad på växtplankton, eftersom näring och energi måste transporteras genom fler trofiska nivåer, vilka alla innebär en förlust av energi och näring genom respiration (Berglund m.fl. 2007; se även Avsnitt 4.6).

Varje år rapporteras flera algblomningar av cyanobakterier i Bottenhavet, mellan juni och november (Länsstyrelsen Västerbotten 2019). Cyanobakterier kan vara problematiska både eftersom de ofta fungerar dåligt som föda för djurplankton och för att de kan bilda toxiner. Men cyanobakterier kan också vara en viktig näringskälla, eftersom de kan fixera kväve från luften, som sedan kan användas av andra växtplanktonarter (Carlson m.fl. 2015).

Det finns ingen nationell station för högfrekvent övervakning av växtplankton i södra Bottenhavet, men sedan 2018 finns en station (C24) för övervakning av djurplankton (Figur 5). Tolv arter av djurplankton har hittills observerats vid station C24. Arterna *Bosmina coregoni maritima*, *Synchaeta* och hjuldjuret *Keratella quadrata* förekommer enligt övervakningen med högst antal, medan hoppkräftan *Limnocalanus macrurus* och den introducerade arten av hinnkräfta *Cercopagis pengoi* har störst biomassa (Datakälla: SHARKweb). Den närmaste kustnära övervakningsstationen är Örefjärden i norr, som dock ligger en god bit norr om det avgränsade området i södra Bottenhavet (Figur 1). Här har biovolymen av växtplankton och cyanobakterier ökat sedan 1995 men andelen hoppkräftor minskar. Detta ger upphov till en förändrad artsammansättning i riktning mot arter med relativt lägre energiinnehåll. Den minskade andelen hoppkräftor i Örefjärden (främst *Limnocalanus macrurus*) kan vara kopplad till en ökande temperatur snarare än förändringar i salthalt, eftersom *Limnocalanus* är en kallvattensart. Vid den närmaste utsjöstationen i norra Bottenhavet (MS4/C12), som har data för flera år, minskar djurplanktons biomassa över tid.

Växtplankton och djurplankton försörjer högre trofiska nivåer inte bara med energi utan även med essentiella fettsyror, näring och vitaminer. Brist på vitamin B1

(tiamin) har återkommande diskuterats som en orsak till överdödighet hos sjöfågel och mortalitet hos fiskyngel (Grimvall m.fl. 2019). I marina miljöer skapar främst växtplankton och bakterier en bas av tiamin till födoväven, vilket reglerar hur mycket tiamin som kan föras vidare upp i näringskedjan (Fridolfsson 2019). Det finns dock många brister i kunskapen om sambandet mellan löst tiamin och tiaminhalt i växtplankton, och vilka faktorer som påverkar hur tiamin förs vidare i näringsväven (Grimvall m.fl. 2019).

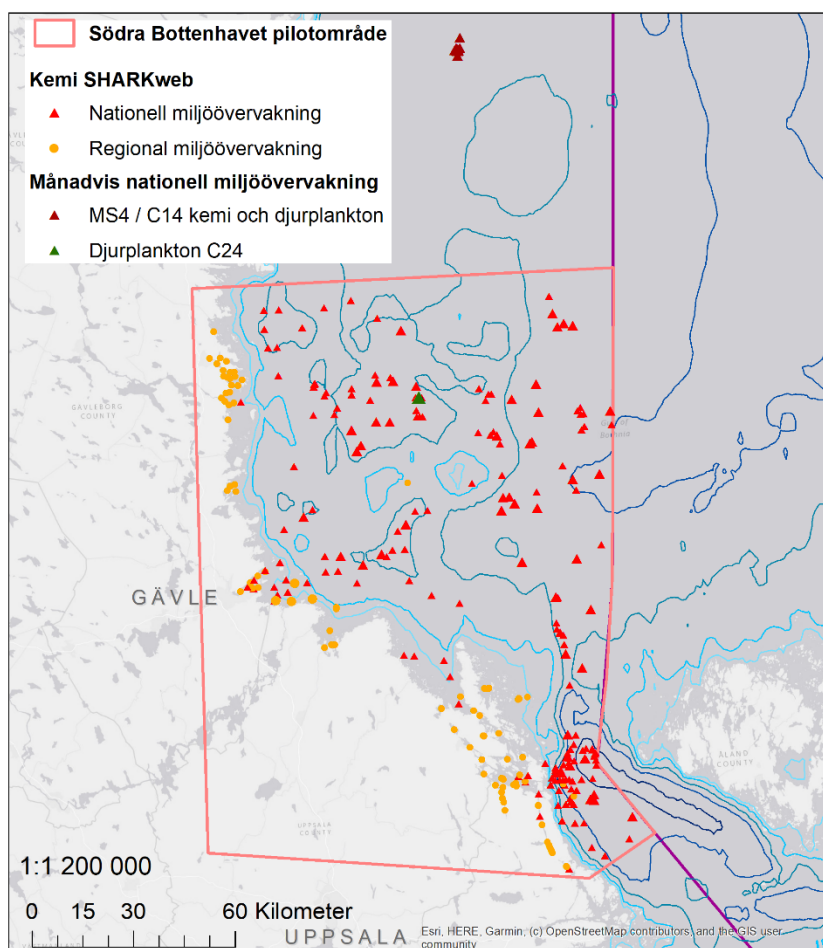
Problembild: Det är stor brist på data för djurplankton i södra Bottenhavet, liksom för stora delar av övriga kusten. Kunskap om hur produktiviteten och effektiviteten hos den pelagiska näringsväven förändras över tid och påverkas av yttre faktorer, till exempel klimatförändringar och övergödning, är viktig för att förstå till exempel hur tillgången och kvaliteten på föda för fisk i form av djurplankton kan påverkas.

Ekosystemtjänster: Den pelagiska miljön omfattar väldigt stora ytor och volymer, och är ett viktigt habitat för många arter i havet. De bidrar därmed till flera stödjande ekosystemtjänster (Bilaga 3, Tabell B3), såsom biokemiska kretslopp (S1), livsmiljö (S5), biologisk mångfald (S4), näringsvävsdynamik (S3), och primärproduktion (S2) (Winder m.fl. 2017). Dessa ekosystemtjänster stödjer tillgången på genetiska resurser (P3), ätbara arter (P1), och andra arter som kan vara av betydelse för människor (Winder m.fl. 2017). Genom primärproduktionen och dess nära koppling till djurplankton och fiskyngel, och även bottenhabitat, bidrar pelagiska miljöer till reglering av klimatet (SR1), reglering av föroreningar (R5) och minskad övergödning (R3) (Karlson m.fl. 2015).

Tabell 3. Pågående miljöövervakning och annan relevant datainsamling när det gäller pelagiska miljöer i södra Bottenhavet.

Typ av data	Undersökning	Utförare, dataåtkomst
<i>Övergripande vattenkemi</i>		
Kontinuerlig övervakning	Nationell övervakning, salthalt, temperatur, syre, näringsämnen	Det finns ingen nationell station för högfrekvent övervakning av vattenkemi i södra Bottenhavet. De närmaste stationerna i norr är MS4/C14 som har månadsvis provtagning (se Figur 3). Utförare är SMHI, Data finns i SHARKweb.
	Regional miljöövervakning: Hydrografi, kemi	Gemensamt delprogram för Uppsala, Stockholms och Södermanlands län med Länsstyrelsen i Stockholms län som projektledare. Data finns i SHARKweb.
<i>Växtplankton</i>		
Kontinuerlig (månadsvis) övervakning	Nationell miljöövervakning av växtplankton och primärproduktion (se Figur 3)	Det finns ingen nationell station för högfrekvent övervakning av växtplankton i södra Bottenhavet. De närmaste stationerna i norr är Örefjärden och C1/C3 i utsjön. Utförare är Umeå universitet, Data finns i SHARKweb
Årlig övervakning	Nationell miljöövervakning: Klorofyll, biovolym,	

	närsalter och siktdjup (se Figur 3)	
Årlig övervakning	Regional miljöövervakning: Klorofyll, biovolym, närsalter och siktdjup i 20 provpunkter. (se Figur 3)	Ingår i gemensamt delprogram för Uppsala, Stockholms och Södermanlands län med Länsstyrelsen i Stockholms län som projektledare. Data finns i SHARKweb.
<i>Djurplankton</i>		
Kontinuerlig övervakning	Nationell miljöövervakning	Det finns ingen nationell station för högfrekvent övervakning av djurplankton i södra Bottenhavet. De närmaste utsjöstation i norr är MS4/C14 som har månadsvis provtagning. Den närmaste kustnära stationen är Örefjärden i norr. Utförare är Umeå universitet. Data finns i SHARKweb.
Årlig övervakning inom pilotområde	Nationell miljöövervakning	Data finns tillgänglig för utsjöstationen SR3/C24 för 2018–2019.



Figur 5. Nationell och regional provtagning av vattenkemi i södra Bottenhavet. Den nationella stationen med månadsvis provtagning heter MS4/C14 och ligger norr om pilotområdet.

3.4. Fisk

3.4.1. Fisk i utsjön

Fisksamhället i södra Bottenhavets utsjö domineras helt av strömming (*Clupea harengus*), som även är den art som har högst socioekonomisk betydelse (Fetterplace m.fl. under bearbetning). Andra vanligt förekommande arter i den öppna vattenmassan (pelagiska fiskarter) är skarpsill (*Sprattus sprattus*) och storspigg (*Gasterosteus aculeatus*). Under åren 2007–2012 utgjorde strömmingen ca 87 % av den pelagiska fiskbiomassan i Bottenhavet, skarpsill utgjorde 8 % och storspigg 6 % (Olsson m.fl. 2019).

Strömmingen i Bottenhavet och Bottenviken behandlas i beståndskattningen som ett enda bestånd, men består sannolikt av flera lokala delbestånd. Både vår- och höstlekande strömming förekommer. Enligt ICES aktuella rådgivning för beståndet fiskas beståndet på en nivå som ligger under förvaltningsmålet *maximal sustainable yield*, MSY⁵ (ICES 2021a). Fisketrycket har dock ökat kraftigt under 2010-talet, och under senare år ligger på en rekordhög nivå (se även avsnitt 4.1 om fiske). I södra Bottenhavet har problem med beståndstatusen hos strömming i kustområdet uppmärksamrats i allt högre grad, med anledning av vikande förekomst av storspigg och minskande tillväxt (Appelberg m. fl. 2019; Sportfiskarna 2020). Minskningen har kopplats samman både med det höga fisketrycket, ökad predation från säl, och ökad födokonkurrens. Det finns idag ingen systematisk bedömning av hur förekomsten av strömming ser ut lokalt längs olika delar av kusten, men nätfångsterna av strömming i det småskaliga kustnära fisket har minskat kraftigt under senare år (Appelberg m.fl. 2019).

Skarpsillen bedöms som ett bestånd i hela Östersjön. Beståndet hade en topp under 1997 och har därefter varierat en del i storlek (ICES 2021b). De senaste åren har beståndet haft en stigande trend, men fisketrycket bedöms för högt för att vara långsiktigt hållbart (ICES 2021b).

För storspigg saknas systematisk information om utvecklingen, men tillgängliga data tyder på en kraftigt ökad förekomst av storspigg både i utsjön och på kusten sedan början av 2000-talet (Bergström m.fl. 2015; Olsson m.fl. 2019). Under senare år verkar spiggen ha fortsatt öka kraftigt i sydvästra Bottenhavet (Adill och Åkerlund 2020). Arten behöver övervakas och inkluderas i förvaltningen eftersom den är associerad med kraftig konkurrens och potentiell utslagning av andra arter,

⁵ MSY (Maximum Sustainable Yield, på svenska Maximal Hållbar Uttag) är ett teoretiskt koncept om hur man kan få ut så stora fångster som möjligt från ett fiskbestånd utan att riskera beståndets återväxt på lång sikt. Konceptet bygger på att tillväxten i en population är täthetsberoende, så att när antalet fiskar i ett bestånd minskar till följd av fiske kommer tillväxthastigheten och reproduktionen hos de kvarvarande individerna att öka. Dessutom ska en tillräckligt stor mängd lekmogen fisk lämnas kvar i havet för att garantera återväxten.

speciellt kustnära arter som abborre (Eklöf m.fl. 2020, Donadi m.fl. 2020). Även lax och öring förekommer i utsjön och behandlas i sektion 3.4.3.

De vanligast förekommande bottenlevande (demersala) fiskarterna i södra Bottenhavets utsjö är torsk (*Gadus morhua*), som framförallt förekommer i Ålands hav, tånglake (*Zoarces viviparus*), rötsimpa (*Myoxocephalus scorpius*) och hornsimpa (*Myoxocephalus quadricornis*) (Naturvårdsverket, 2006; 2010; SLU 2021). Två arter av plattfisk, skrubbskädda (*Platichthys flesus*) och den endemiska arten östersjöflundra (*Platichthys solemdali*), kan påträffas i södra Bottenhavet, som utgör den nordligaste gränsen för arternas utbredning i Östersjön (Bergström m.fl. 2021; SLU 2021). För torsken i Ålands hav finns ingen övervakning eller analys av tillståndet. Data finns tillgänglig från det småskaliga kustnära yrkesfisket med nät som bedrivits i området fram till fiskestoppet för torsk i Östersjön 2019. Dessa data visar på ökande torskfångster, relativt stabil fångst per ansträngning och att torsken i motsats till den i södra Östersjön är storvuxen, snabbväxande och i god kondition (ICES 2019).

Problembild: Förekomsten av storvuxen strömning är låg. Det finns ett behov av insatser för att undvika en liknande kraftig negativ utveckling som man sett i andra fiskade områden, både i Sverige och andra länder. Samtidigt saknas kunskap om förekomsten av lokala populationer och övervakning av strömningen i mer kustnära områden. Denna kunskap behövs för att förstå den relativa betydelsen av olika påverkansfaktorer, som storskaligt pelagiskt fiske, konkurrens med andra arter, predation från säl och fåglar, övergödning, habitatförlust samt klimatförändringar. Storspiggen är ökande i förekomst, vilket kan medföra negativa effekter på reproduktionen hos kustfisk, till exempel abborre. Samtidigt saknas det en systematisk övervakning av spigg i hela Östersjön. Det finns bristande kunskap om torsken i Ålands hav, både gällande beståndsutveckling och reproduktion.

Ekosystemtjänster: En sammanfattning av ekosystem komponenter och hur de bidra till ekosystemtjänster finns i Bilaga 3, Tabell B3. Fiskar bidrar till att binda föroreningar (R5) och näring (R3) (Isosaari m.fl. 2006). Rovfiskar har en viktig funktion inom näringsväven (R4) eftersom de är predatorer som reglerar förekomsten av flera andra arter (Karlsson m.fl. 2020). Strömning liksom flera andra fiskarter är en livsmedelsresurs (P1). Strömning och skarpsill används också för produktion av råvara (P2), till exempel, för fiskolja och som foder för djur (Ignatius m.fl. 2019). Flera populationer av strömning förekommer i Bottenhavet, med särskilda genetiska variationer, därför kan strömningen i området ha en särskild betydelse som genetisk resurs, liksom andra lokala fisk populationer (P3) (Barrio m.fl. 2016). Strömmingsfiske har pågått under hundratals år i Bottenhavet (Humble 1744) och är en viktig del av områdets kulturarv (C4) och naturarv (C6),

och strömming är även en uppskattad fångst inom fritidsfisket (C1) (Faithfull m.fl. 2020).

3.4.2. Fisk vid kusten

Vid kusten är fisksamhället mer artrikt än i öppet vatten. Kustfisksamhället domineras av arter med sötvattensursprung, framför allt abborre (*Perca fluviatilis*), som numera är den viktigaste rovfisken i systemet, mört (*Rutilus rutilus*), som klassas som en mesopredator, liksom andra arter från familjen karpfiskar (*Cyprinidae*). Även strömming och storspigg är vanligt förekommande arter längs kusterna i södra Bottenhavet, framför allt sommartid när de kommer till kusten för lek (Olsson m.fl. 2012; Bergström m.fl. 2015). Under senare år har storspiggen blivit den dominerande fiskarten under sommaren i många kustområden (Eklöf m.fl. 2020), vilket innebär en problematik eftersom den har en negativ effekt på abborrens och gäddans rekrytering, genom att den äter upp deras ägg och larver. Gädda (*Esox lucius*) är en nyckelart och tillsammans med abborre den viktigaste rovfisken i det kustnära fisksamhället. I den södra skärgårdens inre delar förekommer även gös (*Sander lucioperca*), och skrubbskädda. En karaktärsart för kustens ekosystem i Bottenhavet är siken (*Coregonus maraena*). Det finns två typer av sik som inte går att åtskilja, en som leker i havet och en som leker i sötvatten, och att dessa två typer kan utgöra olika bestånd med olika beståndsutveckling och beståndsstatus. Inom pilotområdet finns gott om miljöer för den havslekande formen av sik (Florin m.fl. 2019).

Det finns även ett betydande inslag av andra arter, som nors (*Osmerus eperlanus*), olika simpbor (*Cottidae*), och mindre, bottennära fiskar som sandstubb (*Pomatoschistus minutus*) i södra Bottenhavets kustområden. För dessa saknas dock bra data från miljöövervakningen. Gävlebukten är den nordligaste fyndplatsen för den svartmunnade smörbulten längs den svenska Östersjökusten (se även text om främmande arter, avsnitt 4.2).

Data för att bedöma förändringar i kustfiskens status över tid finns att tillgå från fyra kustområden; Långvindsfjärden (norra delarna av pilotområdet), Forsmark, Gräsö och Galtfjärden (alla tre i de södra delarna av pilotområdet). I den senaste nationella statusbedömningen av kustfiskens tillstånd inom havsmiljödirektivet, med data till och med 2016, bedömdes statusen för abborre vara god i Forsmark men dålig i Långvindsfjärden, medan statusen för karpfisk bedömdes som god i båda områdena (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Data från senare år anger ett oförändrat tillstånd för abborre i Forsmark och en förbättring för abborre i Långvindsfjärden (SLU 2021), samt sämre status i Forsmark men oförändrad status i Långvindsfjärden för karpfisk (opublicerat). Vid Gräsö utförs övervakningen endast vart tredje år. Fångstnivåerna här ligger på motsvarande nivå som i Forsmark

gällande abborre och karpfiskar (Mustamäki 2019). Storleken på de fångade abborrarna ligger över det prelimära gränsvärdet för god status i alla områden utom Galtfjärden (Olsson, under bearbetning). I Forsmark utförs sedan några år tillbaka årliga undersökningar av abborrens hälsostatus. Dessa undersökningar visar att abborrens hälsostatus i Forsmark inte avviker från övriga referensområden längs den svenska Östersjökusten, men att den är tydligt påverkad och att statusen inte är tillfredställande (Förlin, opublicerat). I Galtfjärden är gös målarten för provfisket. Gösen i Galtfjärden visar ett klart undermåligt tillstånd (SLU 2021). Såväl mängden stor som liten gös har minskat kraftigt sedan mitten av 1990-talet. Gäddan fångas i mycket begränsad omfattning i kustprovfisken. De data som finns att tillgå visar att arten är på stark tillbakagång (SLU 2021), men i de provfisken som ingår i södra Bottenhavets område finns det inte tillräckligt med data för att göra en bedömning av tillståndet för gädda. Utvecklingen för siken i Bottenhavet och Ålands hav har varit negativ under en längre tidsperiod, men har förbättrats under de senaste tio åren i och med att kraftiga åtgärder vidtogs för att minska fisket under lektid (Florin m.fl. 2019). Det bör dock noteras att mängden äldre sik i bestånden har minskat.

Problembild: Gösen är en art med stort värde för yrkesfisket och fritidsfisket men bestånden är kraftigt reducerade på grund av överfiske (SLU 2021). Även gäddan visar på stark tillbakagång i många områden, men data för Bottenhavet är mycket begränsat och är inte tillräckligt för att göra en bedömning av tillståndet för gädda. Mängden äldre sik har minskat, vilket är ett trendbrott jämfört med att den tidigare utvecklingen i samband med införandet av regleringar, som till exempel fiskefredningsområde, har varit positiv (Bergström m.fl. 2016). Det finns även tecken på att sikens yngelområden längs kusten har påverkats negativt sedan 1990-talet. Både geografiska modeller över lämpliga habitat och yngelundersökningar i fält utförda i Bottniska viken under senare år visar att flera av sikens tidigare uppväxtområden inte längre är lämpliga (Veneranta et al. 2013; Rivinoja et al. 2020). Även om det finns övervakning av kustfisken på kusten i fyra områden i södra Bottenhavet, så saknas data för bedömning i flera delområden då fisksamhällen och bestånd ofta har en lokal förekomst. Vidare saknas kunskap om olika påverkansfaktorers relativa betydelse för utvecklingen av fisken på kusten i olika områden. Kustfisken påverkas sannolikt av flera faktorer, där till exempel fiske (yrkes- och fritidsfiske), predation från säl, fåglar och spigg, förlust av habitat, miljögifter, övergödning och klimat ingår.

Ekosystemtjänster: Många ekosystemtjänster för kustfisk är lika de för fisk i utsjön (Bilaga 3, Tabell B3). Fångsterna av kustfisk är dock mycket lägre än det storskaliga fisket av strömmingen i utsjön. Abborre, sik och gös är de mest populära matfiskar (P1) för både yrkesfiskare och fritidsfiskare (Fiskeriverket 2010). Kustfisken bidrar även till att binda föroreningar (R5) och näring (R3), men omfattningen skiljer sig åt mellan arter. Rovfisk har en viktig reglerande funktion

inom näringsväven (R4) eftersom de är predatorer på flera andra arter (Karlsson m.fl. 2020). Många fiskpopulationer i Bottenhavet har låg rumslig spridning och visar särskilda anpassningar till det bräckta vattnet, och bidrar till en genetisk resurs (P3) (Berkström m.fl. 2019). Kustfisket har pågått under flera hundra år i Bottenhavet (Humble 1744) och är en viktig del av områdets kulturarv (C4) och naturarv (C6). Många kustnära arter är viktiga inom fritidsfisket (C1) (Faithfull m.fl. 2020; Fiskeriverket 2010).

3.4.3. Vandrande fiskarter

Inslaget och betydelsen av vandrande fiskarter som lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) ökar ju längre norr ut i Östersjön man kommer. Åar och älvar utgör viktiga lekområden för dessa arter. Även älvlekande former av sik förekommer i södra Bottenhavet.

Produktionen av laxsmolt har ökat i Östersjön sedan början av 2000-talet. Mängden uppvandrande lax har ökat i Testeboån, ett vattendrag nära Gävle som ligger i pilotområdet, och här uppnår smoltproduktionen de uppsatta förvaltningsmålen (SLU 2021). De största älvarna i pilotområdet, Dalälven och Ljusnan, är reglerade till följd av vattenkraft och ingen vild lax produceras i dessa älvar. För öringen är data- och kunskapsbristen för stor för att en tillförlitlig bedömning av utvecklingen av lokala bestånd ska kunna göras. Enligt en uppföljning av fredningsområdet vid Storzjungfrun/Kalvhararna, i de norra delarna av pilotområdet, ökade beståndet av öring under 2011–2015 (Florin m.fl. 2019).

Problembild: Lax och öring är särskilt utmanande att inkludera i ekosystembaserad förvaltning eftersom de vandrar över stora områden, och därför påverkas av miljöförändringar både i sötvatten och i havet. Arterna representeras dessutom av flera bestånd som inkluderar både odlade och vilda populationer, och som varierar i status (SLU 2020). Vidare påverkas arterna av såväl ett väl reglerat småskaligt yrkesfiske och ett fritidsfiske som ute i det öppna havet är oreglerat och dåligt kartlagt.

Ekosystemtjänster: De flesta ekosystemtjänster för kustfisk är även relevanta för vandrande fiskarter (se ovan och Bilaga 3, Tabell B3). Lax och ål har en hög procent fettsyra och binder en hög andel föroreningar (R5) (Isosaari m.fl. 2006). Vild lax kan användas som rekryter för akvakultur eller för att öka genetisk variation i odlade bestånd (P3) (Skaala m.fl. 2019).

Tabell 4. Pågående miljöövervakning och annan relevant datainsamling när det gäller fisk i södra Bottenhavet.

Typ av data	Undersökning	Utförare, dataåtkomst,
Övergripande data		

Rumslig information, uppväxtområden	Rumsliga statistiska modeller (ensemble modellering), 20 arter	NMK. Erlandsson m.fl. 2021. Datat finns hos SLU Aqua
Rumslig information Lekområden	Enkla kartor (<i>environmental envelope</i>), flera arter	Lektidsportalen (HaV 2020b). Länen har tillgång i dagsläget, Egen hemsida under planering
Rumslig information Lekområden	Intervjustudier	Gunnartz m.fl. 2011. Kartor i rapporten
Annan rumslig information om viktiga miljöer för fisk	Rumsliga modeller över viktiga rekryteringsområden och lekområden, Östersjösкала	Bergström m.fl. 2021. Data finns på HELCOM Maps and Data Services
	Rumsliga modeller över viktiga rekryteringsområden och lekområden i Sverige	Hammar m.fl. 2018. Datat finns hos SLU Aqua
<i>Pelagisk fisk</i>		
Kontinuerlig övervakning	Internationellt koordinerad datainsamling, Baltic International Acoustic Survey	Utförare är SLU tillsammans med LUKE i Finland inom ramen för ICES. ICES är datavård
Rumslig information, lek- och uppväxtområden	Se ”övergripande data”	
<i>Kustfisk</i>		
Kontinuerlig övervakning	Samordnad nationell och regional övervakning med flera aktörer. Regional miljöövervakning sker i Långvindsfjärden och Galtfjärden. Kustfisk övervakas även inom recipientkontrollen för Forsmarks kärnkraftverk och vid uppföljning av reservat utanför Gräsö. Fiskhälsa hos abborre i Forsmark övervakas inom nationell Miljöövervakning	Utförare är SLU, Lst Gävleborg, konsulter samt Göteborgs universitet för fiskhälsa). Data för förekomst finns i KUL (SLU). Data för fiskhälsa finns hos Göteborgs universitet (Lars Förlin)
Rumslig information, lek- och uppväxtområden	Se ”övergripande data”	
<i>Vandrande arter</i>		
Kontinuerlig övervakning	Elfiske	Utförare är Länsstyrelsen Gävleborg och kustkommuner. Data finns i databasen SERS på SLU och hos ICES när det gäller uppvandrande fisk

3.5. Marina däggdjur

Gråsälén (*Halichoerus grypus*) är det vanligaste marina däggdjuret i södra Bottenhavet. De senaste fem åren har i medeltal 2 200 individer räknats vid sälinventering i svenska delen av Bottenhavet (data från Naturhistoriska riksmuseet

2020). Övervakningen av gråsäl sker huvudsakligen genom att sälarna räknas från luften på samtliga platser där många säl ar samlas under perioden för pälsbyte i maj. Övervakningen av gråsäl samordnas för hela Östersjön, med målet att mäta utveckling och populationsstatus. Populationen i Östersjön uppskattas idag till mellan 50–60 000 djur, med 2 300 djur beräknade i Bottenhavet i 2019 (Havs- och vattenmyndigheten, 2018; Havs- och vattenmyndigheten, 2019b).

Gråsälens status bedöms sammantaget för hela Östersjön, och baseras på tre kriterier: abundans, utbredning och hälsostatus. I den inledande bedömningen enligt havsmiljödirektivet (2018) uppnår arten inte god miljöstatus på grund av att dräktighetsfrekvensen och späcktjockleken, vilken används som indikator på sälarnas hälsa, är lägre än gränsvärden för god miljöstatus. Eftersom gråsälens populationsstorlek förmodligen är nära ekosystemets bärkraft kan gränsvärden för både dräktighetsfrekvens och späcktjocklek dock behöva ses över under nästa förvaltningscykel (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Gråsälens status bedöms uppnå gynnsam bevarandestatus i Östersjön enligt senaste bedömningen för art- och habitatdirektivet (Naturvårdsverket 2020).

Även vikare (*Pusa hispida botnica*) förekommer i södra Bottenhavet. De allra flesta vikare förekommer dock längre norrut, i Bottenviken. Vikare inventeras i Bottenviken i april när de ansamlas på isen för sin reproduktion. Under 2020 räknades 13 300 vikare i Bottenviken (LUKE 2020). Vikarens status bedöms sammantaget för hela Bottniska viken. Vikaren uppnår inte god status i Bottniska viken eftersom populationens tillväxthastighet bedöms som för låg, men abundansen klarar gränsvärdet för god miljöstatus (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Vikaren bedöms vara särskilt känslig för klimatförändringar eftersom den är beroende av havsis för sin reproduktion, och tillräckliga förhållanden för förökning uteblir allt oftare när isens täckningsgrad minskar (Sundqvist m.fl. 2012). Vikare bedöms ha dålig bevarandestatus i Östersjön enligt senaste bedömningen för art- och habitatdirektivet (Naturvårdsverket, 2020).

Som toppredatorer i de marina ekosystemen påverkas marina däggdjur av förändringar i hela näringskedjan, som till exempel förändringar av artsammansättningen i andra delar av näringsväven på grund av övergödning, fiske eller klimatförändring. I början av 1900-talet var antalet gråsäl cirka 90 000, och av vikare cirka 180 000 i Östersjön som helhet. Antalet gråsäl och vikare reducerades kraftigt på grund av jakt, och var nere på 20 000 individer för respektive art under 1970-talet. Antalet säl fortsatte att minska även efter det att jakt förbjöds, som ett resultat av att höga halter av farliga ämnen påverkade deras reproduktion kraftigt negativt (Harding m.fl. 2007). År 1985 var antalet vikare bara 5 000 i Östersjön. Andra direkta störningar som påverkar marina däggdjur är buller, fartygskollisioner, bifångst och jakt. Dessutom påverkas säl av förlust av

livsmiljöer genom att isens utbredning minskar. Klimateffekter på säl förväntas förstärkas under kommande decennier.

Sälarna kan samtidigt ha en tydlig påverkan på fisk och fiske, genom skador på redskap och fångst, och även påverkan på fiskbestånd. Strömningen utgör mellan 63–79 % av gråsälens föda i Bottenhavet (Lundström m.fl. 2010). För arter med små populationer kan effekterna av gråsäl vara relativt starka. Exempelvis när det gäller sik och öring tar sälen ut mera fisk än yrkes- och fritidsfisket tillsammans (Hansson m.fl. 2018).

Även landlevande däggdjur har betydelse i Bottenhavets ekosystem. En invasiv däggdjursart med betydande påverkan på det marina systemet är minken (*Mustela vison*), som spridit sig från minkfarmer och etablerat sig i det vilda. Minken orsakar stora problem för markhäckande fåglar och konkurrerar om föda med utter (Nordström m.fl. 2003). Minken kan jagas i hela området året runt för att förebygga skada på vilt. Som en åtgärd för att skydda skrانتärna jagas mink i Björns skärgård i södra Bottenhavet, som håller Sveriges största koloni av häckande skrانتärna (Naturvårdsverket 2007). Utter (*Lutra lutra*) födosöker längs kusten, framförallt i Uppsala län. Antalet utter är dock fortfarande lågt, med bara 3 000-5 000 individer i hela Sverige (Naturvårdsverket 2020). Utter bedöms inte vara en ekologisk betydande ekosystemkomponent i pilotområdet.

Problembild: Det går inte att bedöma förekomsten av gråsäl och vikare i pilotområdet på basen av de årliga räkningarna, utan mer lokal information behövs. Kunskap om gråsälens förekomst i södra Bottenhavet och om dess födoval skulle underlätta uppskattningar av gråsälens effekt på fiskbestånden och ekosystemet. Den kunskapen skulle även underlätta en bedömning av om gråsälens populationsstorlek är nära ekosystemets bärkraft, och om det finns en ökad konkurrens om föda. Om det finns skäl kan gränsvärden för både dräktighetsfrekvens och späcktjocklek hos gråsäl behöva ses över.

Ekosystemtjänster (Bilaga 3, Tabell B3): Säl har en viktig funktion inom näringsväven (S3) eftersom de är predatorer på flera andra arter (Lundström m.fl. 2010; Karlson m.fl. 2020). Säl är stora långlivade djur som därmed även bidrar till att binda föroreningar (R5) och näring (R3) i sina kroppar på ett effektivt sätt (Nyman m.fl. 2002). Sälen har jagats i flera tusen år i området (Storå 2002). Det har traditionellt funnits många användningsområden för sälprodukter, till exempel köttet som mat (P1), späcket för oljelampor och målarfärg (P6) eller som botemedel (ledsmärta) och kosttillskott (P4), skinnet för klädsel (P2) och andra delar som utsmyckning (P5) (Havs- och vattenmyndigheten 2019b). Idag jagas mellan 350-850 gråsäl per år, men handel av sälprodukter är förbjudna inom EU och enligt sälförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2019b). Säljakt kan betraktas som

ett kulturarv (C4) i vissa delar av Sverige (Storå 2002), och säljakt kan även bedrivas som en turistaktivitet (C1) i mycket begränsad skala (Havs- och vattenmyndigheten 2019b). Turism kring sälskådning (C1, C5) omfattar 56 svenska företag inriktade mot salturism med en omsättning av 10 miljoner kronor (Alteg 2019). Dock är salturism begränsad i södra Bottenhavet, med bara ett företag i området och fem i Stockholm (Alteg 2019).

Tabell 5. Pågående miljöövervakning och annan relevant datainsamling när det gäller marina däggdjur i södra Bottenhavet.

Typ av data	Undersökning	Utförare, dataåtkomst, datavärd
Rumslig information	Rumsliga modeller över utbredning av gråsäl och vikare vid räkningarna	Symphony (Hammar m.fl. 2018). Datat finns hos SLU Aqua
<i>Gråsäl</i>		
Kontinuerlig övervakning	Årlig räkning i maj-juni i ytterskärgården.	Naturhistoriska riksmuseet, Data finns i SHARKweb.
<i>Vikare</i>		
Kontinuerlig övervakning	Årlig inventering från luften i Bottenviken i april över isen. Ingen inventering görs specifikt i södra Bottenhavet	Naturhistoriska riksmuseet, Data finns i SHARKweb.

3.6. Fågel

Södra Bottenhavet är ett viktigt område för omkring 60 fågelarter, vilka använder området för födosök, häckning, ruggning och/eller övervintring. Kustfågelarter sammankopplar havsfödoväven med arter på land, och genom flyttning förbinder de Bottenhavet med andra miljöer och havsområden. Flera områden i södra Bottenhavet är utpekade som särskilt viktiga områden för fågel. Gräsö skärgård, Björns skärgård och Ledskär är särskilt viktiga områden för kustfåglar och vidare under förflyttning och häckning (BirdLife International 2021). Ytterligare 17 områden är utpekade som fågelskyddsområden inom fågeldirektivet inom södra Bottenhavet. Bevarandestatus för kustfåglar bedöms på nationell nivå inom ramen för fågeldirektivet för ett urval av arter, och i den nationella rödlistan bedöms utdöenderisk (Eide m.fl. 2020). Bedömning av bevarandestatus för fåglar ingår även i havsmiljödirektivet. I havsmiljödirektivet bedöms kustfåglar på basen av förändringar i förekomst över tid. Det finns separata indikatorer för häckande fåglar (fåglar som tillbringar sommarperioden i svenska havsområden) och övervintrande havsfåglar (som använder svenska havsområden som rastplatser och födosöksområden under vintern) (HaV, 2018). Inom respektive grupp delas fåglarna in i funktionella grupper enligt sina typer av födosök: pelagiskt födosökande, ytfodosökande, bentiskt födosökande, samt vidare. Typiska arter i södra Bottenhavet för dessa grupper, samt deras status och hotbild, anges nedan.

Pelagisk födosökande arter: Vanliga pelagiskt födosökande arter i södra Bottenhavet är storskrake (*Mergus merganser*), småskrake (*M. serrator*) och storskarv (*Phalacrocorax carbo*). Sillgrissla (*Uria aalge*), skäggdopping, (*Podiceps cristatus*), stor- och småskrake och storskarv födosöker nära kusten. Dykande fiskätare som födosöker längre ute till havs är tordmule (*Alca torda*) och tobisgrissla (*Cephus grylle*). Statusen hos dykande fiskätande fågelarter som grupp är god i Bottenhavet, både under häcknings- och övervintringssäsongen (HELCOM 2018). Ett undantag är dock tobisgrissla som har statusen “nära hotad” och där minkpredation är det största hotet (Eide m.fl. 2020). Storskarv har fördubblats i antal i Östersjön sedan 2006, vilket kan upplevas som ett problem eftersom de äter stor mängd fisk och häckar i täta kolonier (Hermann m.fl. 2018; Hansson m.fl. 2018; se även Avsnitt 4.3). I Gävleborgsområdet beräknas storskarv konsumera 14 % mer fiskbiomassa än fritidsfisket och det småskaliga kustnära yrkesfisket tillsammans (Faithfull m.fl. 2020).

Ytfodosökande arter: Status hos de arter av ytfodosökande fåglar som förekommer i Bottenhavet är god (HELCOM 2018). Fisktärna (*Sterna hirundo*) och silvertärna (*S. paradisaea*) äter småfisk på ytan och är vanliga i hela Bottniska viken. Fiskmåsk och trutar häckar längst kusten men är allätare och äter båda fisk vid ytan och uppsöker inlandslokaler för födosök.

Bentiskt födosökande arter: Typiska bentiska födosökande arter i området är ejder (*Somateria mollissima*), vigg (*Aythya fuligula*) och svärta (*Melanitta fusca*). Vigg är vanlig längs hela den svenska östkusten. Den äter mest bottendjur, helst musslor, men även små kräftdjur och insektslarver. Finngrundens utsjöbankar har nationell betydelse för rastande och övervintrande sjöfåglar och är troligen speciellt betydande för rastande flyttfåglar på våren. Bankarna hyser också det nordligaste någorlunda täta beståndet av övervintrande alfågel (*Clangula hyemalis*) de år området är isfritt (Naturvårdsverket, 2010). Alfågeln övervintrande population är klassad som starkt hotad, och har minskat med omkring 65 % under de senaste 21 åren (Eide m.fl. 2020). Hos gruppen dykande bottenfaunaätande fågel är statusen som helhet god för fåglar under vintersäsongen, men dålig för arter som räknas under häckningssäsongen (HELCOM 2018). Abundansen av ejder och svärta har minskat i Bottenhavet och de är klassade som sårbara, men statusen hos vigg är god (HELCOM 2018; Eide m.fl. 2020). Oljeutsläpp, krav på ostörda födosöks- och häckningsplatser, tiaminbrist, minskande siktdjup, minkpredation och havsbaserad vindkraft listas som allvarliga hot mot dykande fåglar (HELCOM 2018). Under klimatförändring kan en minskning av blåmusslans utbredning utvecklas som ett hot mot bentiskt födosökande fågelarter som är beroende av blåmussla som föda.

En annan viktig fågelart, i tillägg till ovanstående, är havsörnen (*Haliaeetus albicilla*), som är en central toppredator i Bottenhavets ekosystem. Havsörnar som

häckar kustnära hämtar huvudsakligen sin föda i grunda vikar och flador. Havsrörnen i södra Bottenhavet är klassificerad som nära hotad (Eide m.fl. 2020). Dess genomsnittliga reproduktionsframgång är lägre än gränsvärdet för god status (HELCOM 2018) och ett eventuellt samband med miljögifter är under utredning (Eide m.fl. 2020; se även Avsnitt 4.7.3).

Identifierade brister: Det finns ingen heltäckande inventering av sjöfåglar i södra Bottenhavet. För några arter/artgrupper (doppingar, lommar, alfågel, svärta, ejder) finns risk för att de landbaserade räkningarna som utförs idag ger inte helt tillförlitliga resultat, då dessa arter/artgrupper till stor del övervintrar långt från land. Flyginventering av kust och sjöfåglar utförts vintertid under 2009 och 2016 i delar av södra Bottenhavet (Nilsson 2016), men det skulle krävas regelbundet återkommande båt- eller flygbaserade stickprovsinventeringar för att ge en rättvisande bild av mellanårsvariation och förekomst i utsjöområden. Det är inte möjligt att uttala sig om de direkta orsakerna till respektive arts utveckling över tid, eftersom kunskapen om koppling till miljövariabler, hot, och predation i många fall saknas eller är otillräcklig (Havs- och vattenmyndigheten 2018). En annan aspekt som berör fågel är att bedömning av bifångst är obligatoriskt för att definiera god miljöstatus inom havsmiljödirektivet, men har hittills inte varit möjlig på grund av databrist. Även om det till viss del är känt vilka fågelarter som drabbas av bifångst, finns det i regel inte tillräckligt med data för att skatta omfattningen av bifångstdödighet. Det behövs även bättre kunskap om födoval hos skarv i södra Bottenhavet för att avgöra skarvens betydelse som konkurrent till fiske, och hur skarvpredation påverkar fiskbestånden (Ovegård m.fl. 2021).

Ekosystemtjänster: I bedömningen av ekosystemtjänster har alla kustfågelarter betraktats som en grupp (Bilaga 3, Tabell B3). Eftersom fåglar förflyttar sig över långa avstånd sammankopplar de det biokemiska kretsloppet (S1) och näringsväven (S3) mellan terrestra och marina ekosystem, och stora kolonier kan ha stora effekter på näringstillförsel i havet och på öarna (Hentati-Sundberg m.fl. 2020). Sådana effekter kan även leda till förändringar i livsmiljöer som kan tillgodose andra arter (S5) (Signa m.fl. 2021). Beroende på födoval kan fåglar bidra till biologisk reglering genom kontroll av skadedjur och sjukdomar (R4), eller bidra till nedbrytning och bindning av näring (R3) (Boström m.fl. 2012). Allmän jakt på flera kustfågelarter är tillåten i Sverige och Finland, och fågel används i mindre skala som mat (P1) och för utsmyckning (P5) (Näringsdepartementet 2021). Fåglar är ofta karismatiska arter och en viktig del av hur människor upplever havet. Fågelskådning är en populär aktivitet i södra Bottenhavet. Fågelskådning angavs som en aktivitet i cirka 8 % av de kustnära hushållen i Gävleborgs län under 2019 (Faithfull m.fl. 2020). Människors intresse för fåglar bidrar till flera kulturella ekosystemtjänster såsom rekreation (C1), estetiska värden (C2), vetenskap och utbildning (C3), samt kulturarv och inspiration (C5).

Tabell 6. Pågående miljöövervakning och annan relevant datainsamling när det gäller fågel i södra Bottenhavet.

Typ av data	Undersökning	Utförare, dataåtkomst
Kontinuerlig övervakning	Nationell kustfågelövervakning i 20 stycken 2x2 km rutor årligen	EU rapportering för Fågeldirektivet. Artdatabanken ansvarig. Lunds universitet datavärd. (Green m.fl. 2019)
	Regional kustfågelövervakning Bottniska viken, åren 2010–2018 över 6 block om 4 stycken 2x2 km rutor varje år.	Länsstyrelsen Gävleborg. Lunds universitet datavärd.
	Årlig inventering vid Forsmark kylvattenutsläpp	SLU är utförare och datavärd (Adill och Åkerlund (2020).
	Nationell övervakning 2009, 2016 Finngrundens bankar och Uppsala län.	Lunds universitet är utförare och datavärd.
Rumslig information	Vi känner inte till några rumsliga kartor över fågel i Bottenhavet som helhet.	Punktobservationer finns tex i HELCOM biodiversitet databas (https://maps.helcom.fi/website/biodiversity/ gällande övervakningsdata och Artportalen https://www.analysisportal.se/ gällande även citizen science material

4. Belastningar

4.1. Översikt av belastningar och deras status i södra Bottenhavet

En bedömning av den sammanlagda påverkan från olika belastningar i svenska havsområden har nyligen gjorts med verktyget *Symphony*, som ger rumsligt baserade underlag separat för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet (Hammar m.fl. 2018). Miljöpåverkan anses enligt denna, så kallade kumulativa bedömning generellt som låg i Bottniska viken jämfört med andra områden. Det här gäller särskilt i utsjön, till exempel på södra Bottenhavets utsjöbankar, medan miljöpåverkan är högre nära kusten.

Enligt den bedömning som gjordes inom svenskt havsplaneområde (utanför baslinjen, se även Figur 4 i avsnitt 5) står allmänna föroreningar (farliga ämnen) för nästan hälften av påverkan på ekosystemkomponenter i Bottniska viken, vilket i huvudsak är relaterat till metaller och miljögifter i sediment. Övergödning står för lite mer än 40 % av den totala kumulativa påverkan, framför allt representerat av fosforbelastning (bakgrundsnivå). Den återstående andelen av påverkan härrörde framför allt från belastningar associerade med sjöfart, som till exempel buller och turbiditet, och fiske. Området öster om Finngrundan framträdde som betydligt mer miljöpåverkat än andra områden, vilket är det område där det pelagiska fisket varit koncentrerat under senare år.

För kusten anger man att exploatering av strandnära områden är avsevärd även i Bottniska viken (Hammar m.fl. 2018). Med kustområdena inräknade i den kumulativa bedömningen minskade föroreningarnas andel något medan bidraget från sjöfart (7 %) och bebyggelse (2 %) ökade. I majoriteten av Bottniska viken bedömdes tillförlitligheten i bedömningsunderlaget dock som låg, speciellt eftersom det finns få data från utsjön (Hammar m.fl. 2018).

HELCOM har gjort en motsvarande analys av rumslig kumulativ påverkan på östersjöskala (BSII; HELCOM 2018). Resultaten när det gäller södra Bottenhavet är i linje med de som anges av Hammar m.fl. (2018). Även i Östersjön som helhet

var de mest utbredda belastningarna associerade med övergödning och farliga ämnen, därefter följt av främmande arter, och uttag av fisk. *Symphony* och BSII lyfter analysen framför allt fram belastningar som har en utbredd rumslig utbredning, eller som påverkar flera olika delar av ekosystemet. Om man i högre grad beaktar vilken påverkan belastningen kan ha på ett specifikt område (arternas känslighet) är till exempel risken associerad med oljeutsläpp och fysisk habitatförlust störst (HELCOM 2018, ICES 2020c).

Tabell 7 visar samtliga de belastningar som listas i havsmiljödirektivets vägledande förteckning (Bilaga III i EC 2017), tillsammans med en sammanfattning av kunskapsläget när det gäller deras data och status i södra Bottenhavet. Statusen anges enligt Havs- och vattenmyndigheten (2018). För flera aktuella belastningar saknas data eller operativa indikatorer. Utvalda belastningar som är särskilt relevanta i Bottenhavet beskrivs närmare nedan.

Tabell 7. Belastningar listade i den vägledande förteckningen för havsmiljödirektivet (EC 2017). Kolumnen "rumsliga data" anger om det finns heltäckande data på rumslig utbredning, antingen för den svenska delen av Bottniska viken från Symphony (enligt Hammar m.fl. 2018) eller för Östersjön som helhet (BSII, enligt HELCOM 2018), eller annan typ av data. "Deskriptor" anger om det finns en motsvarande kvalitativ deskriptor i havsmiljöförordningen (enligt EC 2017). De två sista kolumnerna anger vad som är känt om belastningarnas status i södra Bottenhavet, dels vilken indikator som används, dels statusen under bedömningsperioden 2011-2016 (enligt HaV 2018).

Belastning	Rumsliga data (S=Symphony, BSII=BSII)	Deskriptor	Indikator	Status (E=ej god, G=god miljöstatus, - = ingen data)
<i>Biologiska</i>				
Tillförsel eller spridning av främmande arter	BSII (baserat på områden med förhöjd risk)	D2 Främmande arter	D2C1: Nya introduktioner av främmande arter	E
Tillförsel av patogena mikroorganismer	-	-	-	-
Tillförsel av genetiskt modifierade arter och omflyttning av inhemska arter	-	-	-	-
Förlust eller ändring av naturliga biologiska samhällen på grund av odling av djur eller växtarter	-	-	-	-
Störning av arter på grund av mänsklig närvaro	BSII (komposit beräknad på basen av flera aktiviteter)	-	-	-
Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter	S (separat för fågeljakt, fiske med bottentrål, pelagisk trål och nät). BSII (separat för fågeljakt, fiske efter strömming, skarpsill, torsk, samt säljakt)	D3. Kommersiell fisk och fiske	D3C1: Fiskeridödlighet och D3C2: Lekbiomassa hos kommersiella fiskarter bedöms tillsammans	E för strömming, E för torsk, G för skarpsill (enligt ICES 2020: N/A för strömming, E för torsk och för skarpsill)
	-		D3C3: Storleksfördelning i fisksamhället	-
<i>Fysiska</i>				

Fysisk störning av havsbotten	S (separat för bottenrålning och muddring), BSII (generell), även turbiditet i relation bottenrålning, muddring, mining och fartygstrafik, BSII (komposit för olika underliggande aktiviteter)	D6. Havsbottens integritet	D6C3 Påverkan från fysisk störning på relevant livsmiljötyp	-
Fysisk förlust	S (separat för mining, kustexploatering, dumpning och akvakultur samt infrastruktur), BSII (komposit för flera underliggande aktiviteter)	D6. Havsbottens integritet	-	-
Ändringar av hydrologiska förhållanden	BSII (komposit för olika underliggande aktiviteter)	D7. Bestående förändringar av hydrologiska villkor	-	-
<i>Ämnen, avfall och energi</i>				
Tillförsel av näringsämnen	S (separat för bakgrundsbelastning av kväve och fosfor, samt tillförsel av kväve från akvakultur), BSII (bakgrundsbelastning av kväve respektive fosfor)	D5. Övergödning (belastnings-faktorer)	D5C1: Oorganiska och totala närsaltskoncentrationer	G i kustvatten, E i utsjö
	-	D5. Övergödning (direkta effekter)	D5C2: klorofyll-a	E i kustvatten, E i utsjö
	-		D5C3: växtplankton ingen uppgift,	n/a i kustvatten, E i utsjö
	Annan: SMHI+SLU kustnära prediktionskarta finns vid SLU		D5C4: siktdjup	E i kustvatten, E i utsjö
	Se avsnitt 3.1 om ekosystemkomponenter		D5C7: makroalger	G i kustvatten, n/a i utsjö
	S	D5. Övergödning (indirekta effekter)	D5C5: syrebrist	G i kustvatten, n/a i utsjö

	Se avsnitt 3.2 om ekosystemkomponenter		D5C8: mjukbottenfauna	G i yttre, E i inre kustvatten, G i utsjö
Tillförsel av organiskt material	-	-	-	-
Tillförsel av andra ämnen (till exempel syntetiska ämnen, icke-syntetiska ämnen, radionuklider)	S (separat för syntetiska ämnen bakgrundsbelastning, samt från punktkällor i hamnar, industri och reningsverk)	D8. Farliga ämnen i havsmiljön (Halter av farliga ämnen i havsmiljön)	D8C1: Koncentration av ämnen som uppträder som allmänt förekommande PBT-ämnen	E avseende flamskyddsmedlet PBDE och kvicksilver
	S (separat för metaller bakgrundsbelastning, samt för metaller i fiberbankar, dumpning och militära aktiviteter, även övriga ämnen från mining och ammunition)		D8C1; Koncentration av övriga ämnen	G (Endast ett fåtal av de miljögifters och farliga ämnen som förekommer i havet övervakas)
	BSII (potentiella punktkällor radioaktivitet)		D8C1: Halter av radionuklider: Cesium-137	E
	-	D8. Farliga ämnen i havsmiljön (Effekter på arters hälsa och livsmiljöer)	D8C2: Produktivitet hos havsörn	E avseende kullstorlek
	-		D8C2: Störningar i reproduktion hos vitmärsla	E
	S (separat för fartyg och vrak), BSII (komposit för illegala och fartygsutsläpp)	D8. Farliga ämnen i havsmiljön (Akuta föroreningshändelser)	D8C3: Omfattning och frekvens av oljeutsläpp	E
	-	D9. Farliga ämnen i fisk och andra marina livsmedel	D9: Halter av dioxiner och dioxinlika PCB:er, icke dioxinlika PCB:er, och benso(a)pyren	E på Östersjöskala
Tillförsel av avfall	-	D10. Marint skräp	D10C1: Mängd skräp på stränder	G
	-		D10C1: Mängd skräp på	-

			havsbotten	
Påverkan av antropogent ljud	S (separat för ljudtryck och övertryck), BSII	D11. Undervattensbuller	D11C1 Impulsiva ljud	-
	S (separat för ljus från fartyg, vindkraft och vågkraft), BSII		11.2 Kontinuerliga lågfrekventa ljud	-
Tillförsel av andra former av energi	S (elektromagnetiska fält), BSII (kylvatten)	-	-	-
Tillförsel av vatten punktkällor	-	-	-	-

4.2. Främmande arter

Främmande arter är organismer som med människans hjälp, avsiktligt eller oavsiktligt, flyttats från ett område till ett annat där de tidigare inte fanns. Vanligtvis sker introduktion av nya arter i Östersjön genom sjöfart, till exempel med ballastvatten. Om nya främmande arter etablerar sig kan de påverka den biologiska mångfalden och ekosystemet. Eftersom deras effekter kan vara svåra att förutspå och medför risker ska nyintroduktion av främmande arter undvikas (HELCOM 2018; HaV 2018). Främmande arter med bekräftad negativ påverkan på de inhemska ekosystemen räknas som invasiva (Havs- och vattenmyndigheten 2018; HELCOM 2018).

I dagsläget har minst 140 främmande arter introducerats i Östersjön. Av dessa introducerades tolv arter i Östersjön som helhet under åren 2011–2016. Antalet kan dock vara större eftersom vissa nyintroducerade arter kan ha missats på grund av att man inte utför riktad övervakning (HELCOM 2018). I Bottniska viken hade 26 främmande arter registrerats fram till hösten 2008, varav nästan hälften ursprungligen kommer från Nordamerika (HELCOM 2009). Ett exempel är den nordamerikanska havsborstmasken *Marenzelleria sp.* (representeras av tre arter som har etablerat sig i Östersjön), som antagligen har förflyttats via ballastvatten. *Marenzelleria* lever i djupa mjukbottenar och kan där dominera djursamhället (Kauppi m.fl. 2018).

År 2020 påträffades den i Östersjön redan etablerade invasiva arten svartmunnad smörtbult (*Neogobius melanostomus*), vid Furuskär i Gävleborgs län. Svartmunnad smörtbult är mycket anpassningsbar och kan föröka sig effektivt under olika miljöbetingelser och även i låg salthalt. Den har ett territoriellt beteende, kan skrämja bort andra fiskar från de områden den etablerar sig i, och äter rommen från andra arter. Det är därför hög risk att dess spridning i området leder till betydande effekter på andra arter och ekosystem. Andra främmande arter som har etablerat sig i Bottenhavet är till exempel den kinesiska ullhandskrabban, nyzeeländska tusensnäcken, den släta havstulpanen och gulgrönalgen svartskinna⁶.

Klimatförändringar kan ha flera möjliga effekter när det gäller främmande och invasiva arter till exempel genom 1) förändrade transport- eller introduktionsvägar, 2) etablering av nya arter, 3) påverkan från befintliga invasiva arter kan förändras, 4) utbredningen av befintliga invasiva arter kan förändras och 5) olika kontrollåtgärders effektivitet kan förändras. Hur effekterna av invasiva arter

⁶ <https://www.havet.nu/livet/arter/frammande-arter>

förändras med klimatförändringar kan vara svårt att förutspå eftersom många faktorer interagerar för att avgöra förutsättningarna för dem (Hellman m. fl. 2008).

4.3. Dödlighet eller skada hos vilda arter

Den aktivitet som främst bidrar till belastningen är yrkesfiske, där strömming är den huvudsakliga målarten i södra Bottenhavet. Landningarna av strömming har ökat markant de senaste decennierna (se avsnittet "Yrkesfisket och dess utveckling över tid" nedan). Det internationella havsforskningsrådets senaste bedömning av status hos kommersiellt fångade fiskarter (ICES 2020c) visade dålig status för två av de bestånd som är relevanta för södra Bottenhavet: skarpsill och torsk nådde inte god miljöstatus. För strömming och östersjöflundra saknades referenspunkter, och miljöstatus kunde inte bedömas (ICES 2020c; Se också Avsnitt 3.4).

Flera nationellt förvaltade bestånd, i synnerhet i kustområdena, har en lokal populationsstruktur vilket gör det svårt att med befintliga dataunderlag generalisera lokala beståndsuppskattningar till större geografiska områden. I tillägg är bestånden inte enbart påverkade av fiske utan av flera faktorer, förutom fiske. Abborre, gädda och gös fiskas inom yrkesfiske men är främst viktiga inom fritidsfisket. Enligt den senaste resursöversikten av fisk- och skaldjursbestånd (SLU 2021) minskade fångsterna per ansträngning för abborre i 3 av 12 provfiskeområden under perioden 2002–2018, och visade ingen trend i de resterande 9 områdena. För gädda var trenden nedåtgående i vissa provfisken men underlag om beståndens status var generellt svaga. Fisketrycket för gös i Östersjön bedömdes vara för högt, så att beståndsutvecklingen är starkt negativ. För sik har utvecklingen varit negativ sett över en längre tid, i både yrkesfisken och provfisken. Även om det under den senaste tioårsperioden inte setts några negativa trender för sik var andelen äldre och könsmogna individer låg i Bottenhavet (SLU 2021; se också Avsnitt 3.4).

Sälar, som jagades tidigare, blev under 1970–80-talet skyddade i alla länder runt Östersjön. Efter att antalet sälar återigen ökat markant är kontrollerad skyddsjakt numera tillåten. Totalt i Sverige var licensjakt på 2 000 gråsälar tillåtet för perioden 20 april 2020 till 31 januari 2021, och 1028 skjutna gråsälar hade rapporterats inom perioden⁷. De flesta fällda sälar rapporterades i Gävleborgs län med 181 djur, och 77 i Uppsala län. Ett ytterligare antal sälar dör årligen genom illegal jakt, och genom bifångst i fiskeredskap (HELCOM, 2018).

Under vissa tider tillåter några av östersjöländerna, inklusive Sverige, jakt av sjöfågel. Tidigare har allmän jakt på alfågel och småskrake tillåtits, men i den senast

⁷ <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Beslut/Beslut-om-jakt-och-vilt/beslut-sal/Sal>

jaktidsöversynen har jakt på dessa arter förbjudits (Regeringskansliet 2021). Allmän jakt på vigg, storskrake, ejder, havstrut och fiskmås tillåts inom relevant säsong (Regeringskansliet 2021). Länsstyrelsen i Gävleborgs län hade för året 2020 beviljat skydds jakt på 2 040 skarvar längs länets kust. Det utfördes även störningsåtgärder mot skarv för att förhindra etablering och allvarlig skada på känsliga fiskbestånd på olika platser längs länets kust, främst på vissa öar. Detta ledde till att skarvar inte påbörjade häckning på dessa platser (Länsstyrelsen Gävleborg 2020). Länsstyrelsen Uppsala län beviljade skydds jakt på maximalt 300 skarvar mellan 27 mars till 31 december 2020 (Länsstyrelsen Uppsala län 2020). Utöver planerad jakt eller skyddsåtgärder, skadas eller dödas sjöfåglar vid oljespill. Andelen fågel som fångas som oavsiktlig bifångst i fiskeredskap är i dagsläget okänd (HELCOM 2018). Förutom bifångst av tumlare, är i dagsläget information om bifångster på andra arter generellt mycket begränsad, både när det gäller arter och deras antal (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

4.4. Fysisk störning eller förlust av havsbotten

”Fysisk störning” av havsbotten innebär en temporär skada på habitatet som en följd av mänskliga aktiviteter, och ”förlust” innebär en permanent förändring. Aktiviteter som leder till störningar eller förlust är till exempel uttag av sand och grus, modifikationer av havsbotten vid installationer av ledningar, hamnar eller vindkraft, muddring, bottentrålning och sjöfart. För Bottenhavet som helhet beräknade HELCOM (2018) att <1 % av havsbotten har förlorats som en följd av mänskliga aktiviteter, och att upp till 40 % har blivit störda under perioden 2011–2016.

En kartläggning av aktuell fysisk påverkan och modellering av påverkanszonering på grunda havsområden i Östersjön har nyligen publicerats (Törnqvist m.fl. 2020). Karteringen av fysisk påverkan, från till exempel ankringsskador, muddring, dumpning, bryggor och pিরer, har kompletterats med modellerade påverkanszoner när det gäller morfologiskt tillstånd (botten integritet) och hydrologiskt tillstånd (naturlig ström- och vågregim). Morfologisk påverkan innebär effekter som ändrar bottenarnas struktur och sedimentsammansättning, till exempel effekter av dumpning, muddring och ankringsskador. Enligt Törnqvist m.fl. (2020) hade cirka 15 % av Bottenhavets grunda vågskyddade bottenar sannolikt en helt onaturlig morfologisk bottenmiljö, 15 % visade mätbara eller stora förändringar av morfologin, cirka 15 % hade försumbar påverkan på morfologin, och 50 % visade inga tecken på fysisk påverkan på de hydromorfologiska processerna. Påverkan på hydrologisk regim är till exempel borttagen tröskel i laguner, och pিরer som förändrar vattenföringen (Törnqvist m.fl. 2020). Gällande påverkan på hydrografiska villkor (baserat på vågregim) beräknades endast cirka

50 % av alla grunda havsområden ha en naturlig vågregim, och resten var påverkade i olika grad. Både vågregim och bottenintegritet har betydliga effekter på ekosystemet. Många arter föredrar en viss vågregim eller bottentyp, och förändringar i våregimen eller bottenintegriteten kan påverka hela samhället, från makrofiter till fisk och fåglar (Thoran 1985; Herkul m.fl. 2006)

Bottentrålning är den mänskliga aktivitet som orsakar mest utbredd störning av havsbotten i Östersjön. På östersjönivå sker bottentrålning framför allt i södra Östersjön i de områden där man trålat efter torsk. I Bottenhavet är påverkan lägre eftersom de målarterna för trålfisket är pelagiska, men även de trålar som används här medför en viss grad av fysisk påverkan. Andelen trålpåverkad botten kan beräknas med ett index (*swept-area ratio*, enhetslöst) som representerar andelen trålad bottenyta i förhållande till total bottenyta (ICES, 2020d). Beräknat för åren 2015–2018 varierade indexet mellan >0 och cirka 10 mellan olika bedömningsområden inom Bottenhavet när det gäller påverkan ned till 0–2 cm sedimentdjup, och mellan >0 och cirka 0,2 när det gäller påverkan på sedimentet djupare än 2 cm. Som jämförelse, så går motsvarande siffror i de mest trålpåverkade områdena av Östersjön (södra och sydvästra Östersjön) upp till 25,5 när det gäller påverkan på 0–2 cm sedimentdjup, och upp till cirka 2 för påverkan djupare än 2 cm (ICES, 2020d). Effekter av regelbunden bottentrålning inkluderar förlust av bottenfauna, för vilken det kan ta minst 7 till 11 år för att återhämta sig efter att trålning upphört, beroende på trålningens intensitet och den naturliga bottenfaunans egenskaper, till exempel arternas livslängd (Hussin m.fl. 2012; van Denderen m.fl. 2020).

4.5. Tillförsel av näringsämnen

Tillförsel av kväve och fosfor till Östersjön från land har reducerats kraftigt under de senaste 3–4 decennierna (HELCOM 2018). Ändå förblir övergödning ett av Östersjöns stora miljöproblem, inte minst på grund av intern frisättning av ackumulerade näringsämnen från sedimentet som kan pågå under lång tid. Påverkan från internbelastningen verkar även synas i Bottenhavet, där oorganiska fosforhalter visar en ökande trend trots minskade fosforutsläpp från land (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Inom perioden 2011–2016 låg de landbaserade utsläppen av kväve och fosfor till Bottenhavet inom det överenskomna belastningstaket för Östersjöns aktionsplan (HELCOM 2007). Från referensperioden för Östersjöns aktionsplan 1997–2003 till år 2015 har kvävetillförseln till Bottenhavet reducerats med 14 %, och fosfortillförseln med 3 %. Siktdjupet (2011–2016) hade dock inte förbättrats jämfört med perioden 2007–2011, och statusen gällande cyanobakterier i Bottenhavet var bland de sämsta i hela Östersjön (HELCOM 2018). Klorofyllhalterna, som bland annat återspeglar

övergödningens effekter på primärproduktion, ökar i Bottenhavet (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Bottenhavets utsjövatten uppnår för de flesta övergödningssindikatorerna inte god miljöstatus. I Bottenhavets kustvatten är övergödningssstatusen bättre. Målen för god status nås för de flesta indikatorer i Norra Bottenhavets inre och yttre kustvatten, såsom siktdjup, vegetationens djuputbredning och bottenfaunasamhällets artsammansättning (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

4.6. Tillförsel av organiskt material

Förutom tillförseln av näringsämnen är tillförsel av organiskt material från land en viktig komponent i norra Östersjön. Bottniska viken får stora mängder organiskt material via de stora älvarna, framförallt i Bottenviken men även i Bottenhavet. Mängden sådant, så kallat terrestriskt löst organiskt material, som vanligtvis ger vattnet en brunaktig färg, är högre i Bottenviken och Bottenhavet än längre söderut. Specifikt för Bottenhavet uppskattas att omkring 80 % av den lösta organiska kolen har sitt ursprung på land (Seidel m.fl. 2017).

Tillflödet av organiskt material från land förväntas öka i framtiden i och med ökande temperaturer och nederbörd (Seidel m.fl. 2017), och kan komma att påverka många akvatiska processer. Exempelvis påverkar mängden organiskt material siktdjupet, temperaturfördelningen, mikrobiella och fotokemiska processer samt näringsvävens struktur och funktion. Mer specifikt kan ökade koncentrationer av terrestriskt organiskt material till exempel innebära att mängden ljus som är tillgänglig för primärproduktion minskar, med ett mindre produktivt havsekosystem som följd (Winder m.fl. 2017). Ett annat exempel är förändrad energieffektivitet i näringsväven: Medan växtplanktons produktion baserar sig på fotosyntes och framför allt beror av tillgången på näringsämnen och ljus, finns det också näringsvävar som inleds med att bakterier tillgodogör sig energin i humus och annat organiskt material (Ducklow och Carlson 1992). Den relativa betydelsen av dessa kan öka om mängden terrestriskt organiskt material ökar. Energin tar då en längre väg upp, genom bakterieätande mikroorganismer till djurplankton. Denna längre födokedja beräknas vara mindre effektiv för att transportera energi än i en näringsväv baserad på växtplankton, eftersom näring och energi måste tas genom flera trofiska nivåer, som alla innebär en viss förlust av energi och näring genom respiration (Berglund m.fl. 2007). Organiskt material är även kopplat till en ökad tillförsel av tungmetaller, vilket kan leda till ändringar i bottensamhällen (Virtasalo m.fl. 2020).

4.7. Tillförsel av farliga ämnen

Farliga ämnen som förekommer i naturen kan både vara syntetiska eller naturliga, till exempel metaller som förekommer i förhöjda halter. Ett flertal farliga och potentiellt farliga ämnen sprids avsiktligt eller oavsiktligt i haven som en följd av mänskliga aktiviteter. Den direkta effekten av farliga ämnen på en organism kan innebära allt från akut förgiftning och död, till kronisk påverkan som gör det svårare för organismer att växa eller fortplanta sig. Detta kan i sin tur påverka populationer, artsammansättning och funktioner i ekosystemet. Människan kan till exempel påverkas negativt efter konsumtion av fisk som är förorenad av till exempel kadmium eller kvicksilver (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Medan ett antal kända miljögifter övervakas i Östersjön finns det dessutom okända koncentrationer av både okända miljögifter och kända miljögifter som inte övervakas men som kan påverka miljön och det marina livet både direkt och i kombination med dem andra ämnen (HELCOM 2018).

De farligaste ämnena är de som är persistenta, giftiga och ackumuleras i näringsväven, som till exempel polybromerade difenyletrar (PBDE), tributyltin (TBT) och kvicksilver. PBDE:er är en grupp av organiska bromerade ämnen som tillsätts brännbara material, framför allt plaster och textilier, som flamskyddsmedel för att fördröja eller minska spridningen av brand⁸. TBT är en giftig organisk tennförening som idag är förbjuden men som tidigare, sedan 60-talet, användes i båtbottnfärger för att förhindra påväxt av havstulpaner, alger och musslor. TBT har varit förbjudet för småbåtar i Sverige sedan år 1989, och för ny-målning av kommersiella fartyg och skepp inom EU sedan år 2003. TBT återfinns dock fortfarande i sediment och organismer, och orsakar skador eftersom ämnet är giftigt även i mycket små koncentrationer⁹. Kviksilver har använts i en rad produkter och processer som termometrar, amalgam, batterier, färger, och inom kloralkaliindustrin, och används idag fortfarande till exempel i lågenergilampor. Största utsläpsskällan idag är förbränning av fossila bränslen (HELCOM 2018). I Bottenhavet var halterna av både PBDE:s och kvicksilver i biota, tributyltin i sediment, samt cesium-137 i både biota och vatten högre än angivna gränsvärden under perioden 2011–2016. Även läkemedelsrester hittas i många prover från Östersjön (HELCOM 2018). Några specifika aspekter av farliga ämnen i Bottenhavet presenteras nedan.

4.7.1. Fiberbankar

Längs Bottniska vikens kust finns fiberbankar som är historiska lämningar från trämassa- och pappersindustri. Dessa innehåller höga halter av exempelvis DDE,

⁸ <https://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde>

⁹ <https://www.havet.nu/batbottenfarger>

PCB, dioxiner och metylkvicksilver. Många av fiberbankarna är inte övertäckta, vilket innebär en risk för spridning av dessa giftiga ämnen (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Fyra fiberbankar har karterats inom pilotområdet (Norrlin m.fl. 2016). Arter i ekosystemet kan påverkas av förorenade fiberbanksförekomster som en följd av läckage av lösta farliga ämnen, men även genom direkt upptag av sedimentlevande organismer som har nära kontakt med fiberbankar, eller genom erosion av partikulära material som tas upp via filtrerande vattenlevande organismer. Vissa av föroreningarna kan bioackumuleras och orsaka påverkan även på toppkonsumenter, som havsörn, säl och vikare. I hur stor utsträckning fiberhaltiga sediment orsakar förhöjda föroreningshalter i den akvatiska miljön och organismer är inte fastställt utan behöver utredas närmare. Forskningsprojekt som undersöker risken för spridning från fiberhaltigt sediment pågår för närvarande, däribland TREASURE, *Sanering av starkt förorenade sediment längs norra Östersjökusten för hållbar utveckling och levande kust och skärgård* (under ledning av Uppsala universitet), REACT, *Understanding the possible reactivation of high priority contaminant release from pulp fibre sediments in the northern Baltic Sea* (under ledning av Umeå universitet) och *Starkt förorenade sediment: toxicitet, spridning och deras inverkan på kustområdenas miljöstatus* (under ledning av SGU).

4.7.2. Cesium-137

Cesium tillfördes till Östersjön efter olyckan i det ukrainska kärnkraftverket i Tjernobyl, år 1986, och utgör den största komponenten av artificiella radionuklider i Östersjön. Vid intag kan cesium-137 orsaka interna skador av organ, och cesium-137 bioackumuleras i marina organismer och deponeras i sediment. Under förvaltningsperioden 2011–2016 överskred cesiumhalterna fortfarande gränsvärdena i biota och vatten i Bottenhavet, men halterna var sjunkande och beräknades komma att ligga under gränsvärdet omkring år 2020. Cesiumhalterna i strömming från Bottenhavet var höga under 1990-talet, men har sjunkit markant över tid och sjunker fortfarande (HELCOM 2018).

4.7.3. Påverkan på produktivitet hos havsörn

Havsörn är relevant för övervakningen av miljögifter eftersom dess populationer minskade betydligt från 1960–1990, som en följd av rekryteringsstörning på grund av exponering för höga halter av DDE och PCB i miljön. I takt med förbud som lett till att halterna av DDT och PCB i miljön minskat har havsörnens populationsutveckling förbättrats och varit positiv. Trots detta får havsörnspår i Bottenhavet fortfarande färre ungar per kull än gränsvärdet, och rekryteringsstörningsskador med tunna äggskal har börjat uppträda igen hos ett fåtal

honor. Även förhöjda halter av PCB och DDT har uppmätts i havsörnsägg (Bignert och Helander 2015). Den snabba ökningen av havsborstmasken *Marenzelleria* spp. i Bottenhavet de senaste 10-15 åren och dess förmåga att leva och gräva i fiberbankar har lett till hypotesen att *Marenzelleria* (se "Främmande arter" ovan) bidrar till frigöring av lagrat DDE och PCB, som återigen kan ha lett till ökade halter i toppredatorerna (Granberg m.fl. 2008).

4.7.4. Störningar i reproduktion hos vitmärla

Vitmärla (*Monoporeia affinis*) är en liten (upp till cirka 1 cm lång) gulaktig märlkräfta som är en så kallad ishavsrelikt, det vill säga en arktisk art som lever kvar i Bottenhavet sedan den senaste istiden. Vitmärla används som en av flera indikatorarter för bedömning av påverkan av farliga ämnen, som dioxiner, tributyltin, kvicksilver och bromerade flamskyddsmedel. Dessa miljögifter kan orsaka reproduktiva störningar hos vitmärla. I Bottenhavet nås inte gränsvärden för god miljöstatus när det gäller bedömning av vitmärlans reproduktion (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).

4.7.5. Oljeutsläpp

Oljeutsläpp kan orsaka förgiftningseffekter och död hos marina djur. Dessa kan komma dels från direkta olyckor i sjöfarten, dels från illegala utsläpp. Antalet illegala oljeutsläpp och mängden rapporterade oljeutsläpp har sjunkit de senaste decennierna i Bottenhavet, men gränsvärdet för indikatorn "Operationella oljeutsläpp från sjöfart" som helhet överskreds under förvaltningsperioden 2011–2016 (HELCOM 2018).

4.8. Marint skräp

Skräp förs till havet via vattendrag eller med vindar. Man skiljer mellan makroskräp, som är större än cirka 5 mm, och mikroskräp, som är mindre än 5 mm. Mängden skräp mäts dels i form av strandskräp, som ansamlas på land nära vattnet, dels i form av bottenskräp, som ligger på havsbotten och som i högre grad även består av till exempel förlorade fiskeredskap och dumpat material. Mängden mikroskräp mäts ofta i vattenpelaren, men saknas indikatorer, så för närvarande finns ingen bedömning av mikroskräp (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Mer än hälften av allt skräp i Östersjön är av plast. Makroskräp kan skada eller döda djur som trasslar in sig i, eller äter föremålen. Skräpet kan även utgöra en fara för sjöfart, ett hinder för fiske och bidra till att gifter sprids i miljön. Mikroskräp kan till exempel skada eller förgifta djur efter intag. Skräp påverkar också människors upplevelse av naturen (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Bottenhavet är ett av de områden i Östersjöns som uppvisar mest strandskräp, dock visar mängden

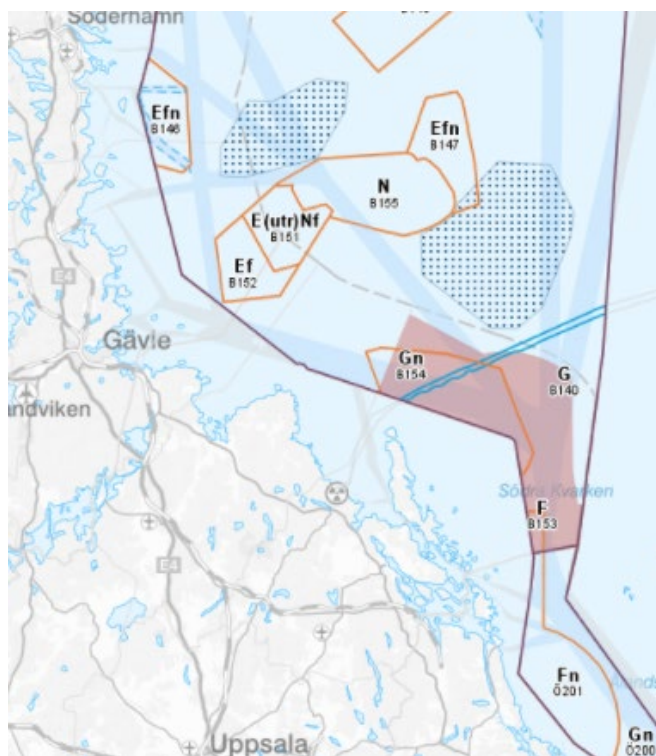
strandskräp en nedåtgående trend (Havs- och vattenmyndigheten 2018; HELCOM 2018). I nuläget består strandskräp vid Bottenhavet främst av plast, följt av papper, trä och metall (HELCOM 2018). Övervakning av mängden skräp på havsbotten saknas i Bottenhavet och kan därför inte bedömas (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

4.9. Undervattensbuller

Undervattensbuller orsakad av mänsklig aktivitet sprids över långa avstånd under vatten. Vissa marina djur kan påverkas negativt, till exempel arter som är beroende av sin hörsel för att söka föda, orientera sig eller kommunicera, eller om djuren störs, stressas eller skräms iväg från viktiga livsmiljöer (Jain-Schlaepfer m.fl. 2018; Popper och Hawkins 2016). Kontinuerligt ljud orsakas främst av fartygstrafik och småbåtstrafik (Moksnes m.fl. 2019), men även till exempel industriella aktiviteter bidrar till detta. Bullernivån påverkas även av havsbaserad vindkraft, som inte förekommer i Bottenhavet idag, men där det finns flera planer på utbyggnad (se Avsnitt 5.3). Impulsivt ljud orsakas till exempel av seismiska undersökningar eller pålning i samband med byggnationsarbeten. Impulsivt ljud kan skrämja bort marint liv, och orsaka skada på fisk och däggdjur som finnas inom det påverkade området. Det kan även förekomma fiskdöd vid impulsivt ljud om inte lämpliga skadeförebyggande åtgärder vidtas. Havs- och vattenmyndigheten samlar in uppgifter om aktiviteter som orsakar impulsivt buller från de myndigheter och företag som utför dessa aktiviteter och rapporterar till en internationell databas som tillhandahålls av ICES. Kartor över modellerade nivåer för kontinuerligt buller från fartygstrafik från projektet BIAS finns för hela Östersjön, inklusive Stockholms skärgård. I nuläget är gränsvärden för god miljöstatus ännu inte framtagna, varken för impulsivt eller kontinuerligt ljud (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Den generella nivån av undervattensljud i södra Bottenhavet är jämförbar med övriga Östersjön. Nivåerna är framför allt högre vid starkt frekventerade fartygsrutter, inklusive de linjer som förekommer i södra Bottenhavet (HELCOM 2018).

5. Mänskliga aktiviteter i södra Bottenhavet

De främsta havsbaserade aktiviteterna i södra Bottenhavet är fiske och sjöfart. Det finns även ett växande intresse för havsbaserad vindkraft. I sitt förslag till havsplan anger Havs- och Vattenmyndigheten (Havs- och vattenmyndigheten 2019a) att Bottniska viken är det av Sveriges tre havsplaneområden som är minst belastat av mänsklig påverkan men att miljötillståndet fortfarande behöver förbättras för att god miljöstatus ska uppnås. Man bedömer dock att många mänskliga verksamheter i Bottniska viken kan samexistera på ett fungerande sätt förutsatt att det finns regleringar som fungerar (i andra delar av lagstiftningen än genom havsplanen; Figur 6).



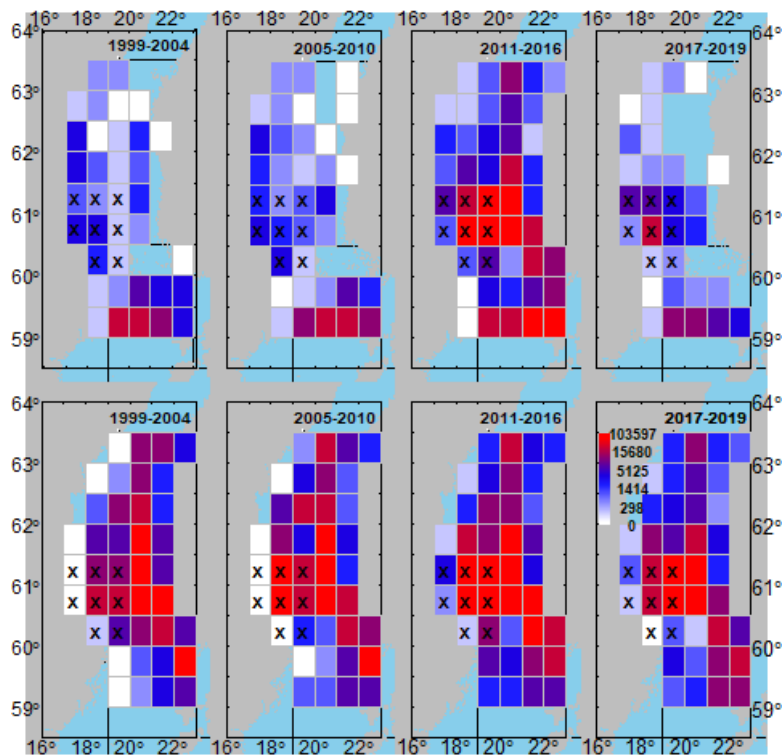
Figur 6. Utsnitt ur förslag till havsplan för södra Bottenhavet.¹⁰ Havsplanen gäller utanför baslinjen och innanför den markerade polygon. Beteckningarna indikerar användningar, till exempel natur (N), försvar (F) och energitvinning (E), generell användning (G), fiske (punktfält), sjöfart (mörkare blå fält) och rekreation (röd fält).

¹⁰<https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsplanering/havsplaner/forslag-till-havsplaner/karta-att-utforska.html>

5.1. Yrkesfisket och dess utveckling över tid

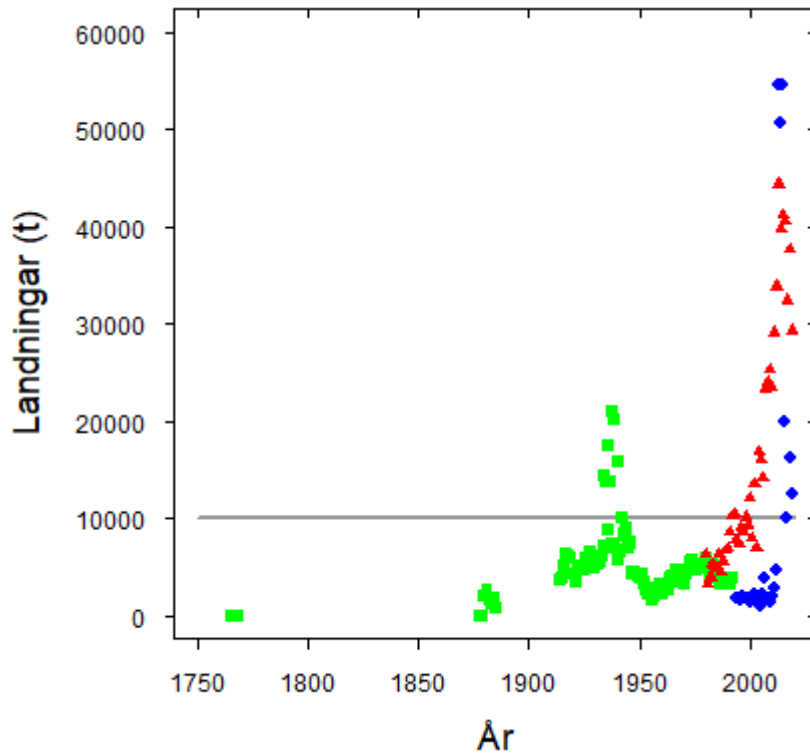
I Bottenhavet bedrivs yrkesfiske av Sverige och Finland. Merparten av fisken i södra Bottenhavet landas av Finland, eller totalt 68 % av biomassan under åren 1999–2019, och 32 % landas av Sverige. Den officiella landningsstatistiken för de båda länderna sedan 1999 presenteras i Bilaga 2 (Figurer B1–B3), separat för sexårsperioder. Sveriges totala landningar under den här tidsperioden var sammansatt av >24 arter (se Bilaga 2, Tabell B1). Den dominerade arten var strömming, som totalt under 1999–2019 utgjorde 95 % av de totala svenska landningarna, eller 235 259 ton. Den näst mest landade arten var skarpsill, med 2 %, motsvarande 4 970 ton under samma tidsperiod. Dessa arter rapporterades framförallt inom fisket med trål. Det svenska kustnära fisket med fasta redskap, till exempel garn, burar och tinor, landade främst strömming, abborre, torsk, sik och lax. Finland rapporterade landningar för >15 arter (mindre mängder ej angivna per art), vilka dominerades av strömming med 94 % av totallandningarna (487 791 ton), följt av skarpsill med 6 % (29 804 ton).

Figur 7 visar den rumsliga fördelningen av rapporterade landningar, separat för olika statistiska rektanglar, under tre olika tidsperioder om sex år, samt de senaste åren för vilka data finns tillgängligt, 2017–2019. Data visas separat för Sverige och Finland. Sveriges fiske i Bottenhavet var jämförelsevis litet under perioderna 1999–2004 och 2005–2010. Landningarna ökade markant under perioden 2011–2016 för att sedan minska kraftigt igen åren 2017–2019 (Figur 7, övre raden). Finlands fiske i Bottenhavet var jämförelsevis högt under alla dessa tidsperioder, högst under perioden 2011–2016, och fortsatt högt åren 2017–2019 (Figur 7, nedre raden).



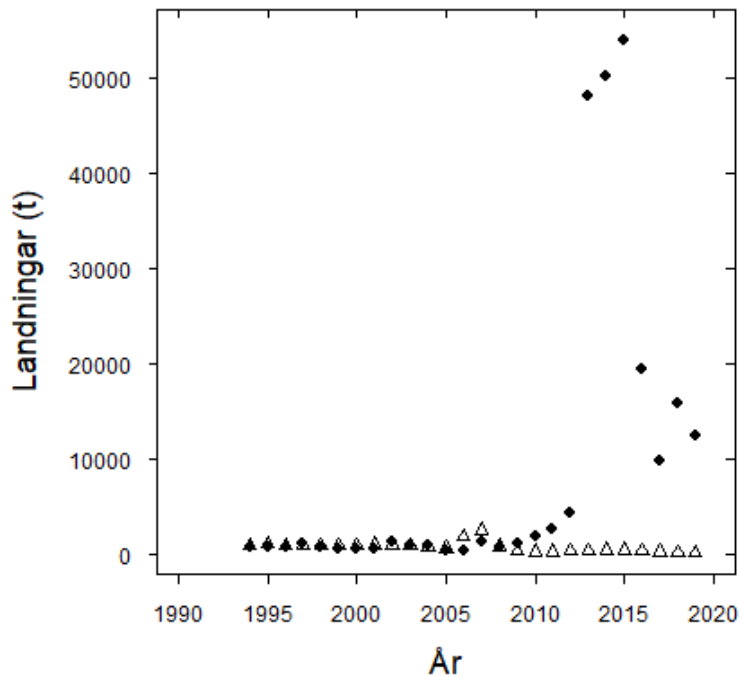
Figur 7. Fördelningen av fiskets landningar i Bottenhavet för tre sexårsperioder bakåt i tiden från 2016, samt för åren 2017-2019. Data visas separat för Sverige (övre raden) och Finland (nedre raden). Legenden är baserad på fördelningen av datamängden (ton). Rektanglar som ingår i pilotområdet enligt Figur 1 är markerade med X.

Figur 8 visar förändringar i landningar över tid i det avgränsade pilotområdet. Sveriges landningar var jämförelsevis låga fram till år 2012, ökade markant åren 2013–2015, för att sedan sjunka något igen. Finlands fiske började öka cirka 10 år innan Sveriges, i mitten av 2000-talet. För att sätta dessa värden i ett längre tidsmässigt sammanhang visas i samma figur även rapporterade historiska landningar inom Gävleborgs och Uppsala län på basen av data från Hentati-Sundberg (2017; HMAP *databases*). De äldre data är inte helt jämförbara med de nyare tidsserierna, eftersom de gäller ett geografiskt område som är något större än pilotområdet. Figuren som helhet visar ändå att omfattningen av Sveriges fiske i det avgränsade pilotområdet för det mesta har varit tydligt under 10 000 ton per år under de senaste 250 åren (1765–2014). Landningarna var något högre, upp mot 20 100 ton per år under åren 1934–1940. I genomsnitt var de rapporterade landningarna 5 100 ton per år från Gävleborg och Uppsala under åren 1765–1992 (Figur 8).



Figur 8. Totala landningar i pilotområdet mellan 1999–2019, separat för Sverige (blåa cirklar) och Finland (röda trianglar). Som jämförelse visas summan av för Gävleborg och Uppsala rapporterade historiska svenska landningar åren 1750–1993 (gröna fyrkanter). Grå linje markerar 10 000 ton.

De klart högsta landningarna sker med trål, följt av garn. Figur 9 visar förändringen över tid i landningar per redskapstyp. Den markanta ökningen av landningarna efter år 2010 beror på trålfiske (Figur 9).



Figur 9. Totala svenska landningar (ton) med trål (svarta rutor) och garn (öppna trianglar) i pilotområdet över tid.

5.2. Fritidsfiske

Data över fritidsfisket finns för Gävleborgs län från en enkätundersökning som gjordes år 2019 och skickas ut till 15 000 hushåll (Faithfull m.fl. 2020). Ingen motsvarande data finns för Uppsala län. Fritidsfisket i Gävleborgs län står enligt undersökningen för 46 % av det totala kustnära uttaget av fisk. Spinnfiske och nätfiske var de mest använda redskapstyperna inom fritidsfiske. Vid spinnfiske beräknades 78 % av fångsten återutsättas, i tydlig kontrast till nätfiske där återutsättningen bara var 11 %. För abborre, gädda, mört, öring och sik fångas två gånger mer fisk inom fritidsfisket än i det kustnära yrkesfisket. Yrkesfiskets landningar av sik har minskat med över 50 % i Östersjön sedan mitten av 1990-talet, och uppgick till 10–30 ton per år under 2016–2019 i den svenska delen av Bottenhavet (Florin m.fl. 2019, se även Bilaga 2). Fångsten av sik i fritidsfisket år 2019 var 40 ton i Gävleborgs län, vilket tyder på att fritidsfiskets fångst av sik i enbart Gävleborgs län är minst lika stort som yrkesfiskets fångst i svenska delen av Bottenhavet. Exempel på fritidsfiskeregler i södra Bottenhavet är förbud att under perioden 1 september – 10 juni utföra nätfiske inom vattenområden grundare än tre meter. Alla regler finns på www.svenskafiskeregler.se

5.3. Vindkraften

Sverige har ett samhällsmål om att nå 100 procent förnybar energiproduktion år 2040¹¹. Södra Bottenhavet bedöms ha fler områden lämpliga för havsbaserad vindkraft (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Projektering av havsbaserad vindkraft har varit aktuell i många år i området, men än så länge med låg grad av realisering. Tabell 8 visar aktuella projekt för havsbaserad vindkraft i södra Bottenhavet enligt samlade uppgifter från Länsstyrelsen Gävleborg.

Tabell 8. Aktuella eller nyligen avhandlade vindkraftsprojekt i den svenska delen av södra Bottenhavet, uppgifter uppdaterade 2021-01-31.

Anläggning	Storlek (km ²)	Antal verk	Max-höjd	Skede	Bolag	Produktion (Twh)	Kommun
Storgrundet	190	50-83	320	Samråd 2020	WPD		Gävle/ Söderhamn
Eystrasalt	1351	250-300		Ansöker om undersökningstillstånd kontinentalsockeln	WPD		Ekonomisk zon, utanför Hudiksvall-norra länsgränsen
Utposten1	15	40	290	Ansökan drogs tillbaks 2020	Sveavind	1	Gävle
Utposten2	36	50	350	Samråd 2019 och 2020	Sveavind	2	Gävle
Utknallen	67	100-260	220	Samråd 2016 och 2019	Sveavind	3-6	Gävle
Gretas klackar	77	130	290	Samråd 2017	Sveavind	5	Hudiksvall
Gretas klackar2	57	60	350	Samråd 2019 och 2020	Sveavind	3	Söderhamn/ EKZ
Sylen	678		375	Ansöker om undersökningstillstånd kontinentalsockeln	Sveavind	18-24	Ekonomisk zon, utanför Söderhamn
Storgrundet		70	180	Tillstånd finns men verkar inte vara gångbart	WPD		

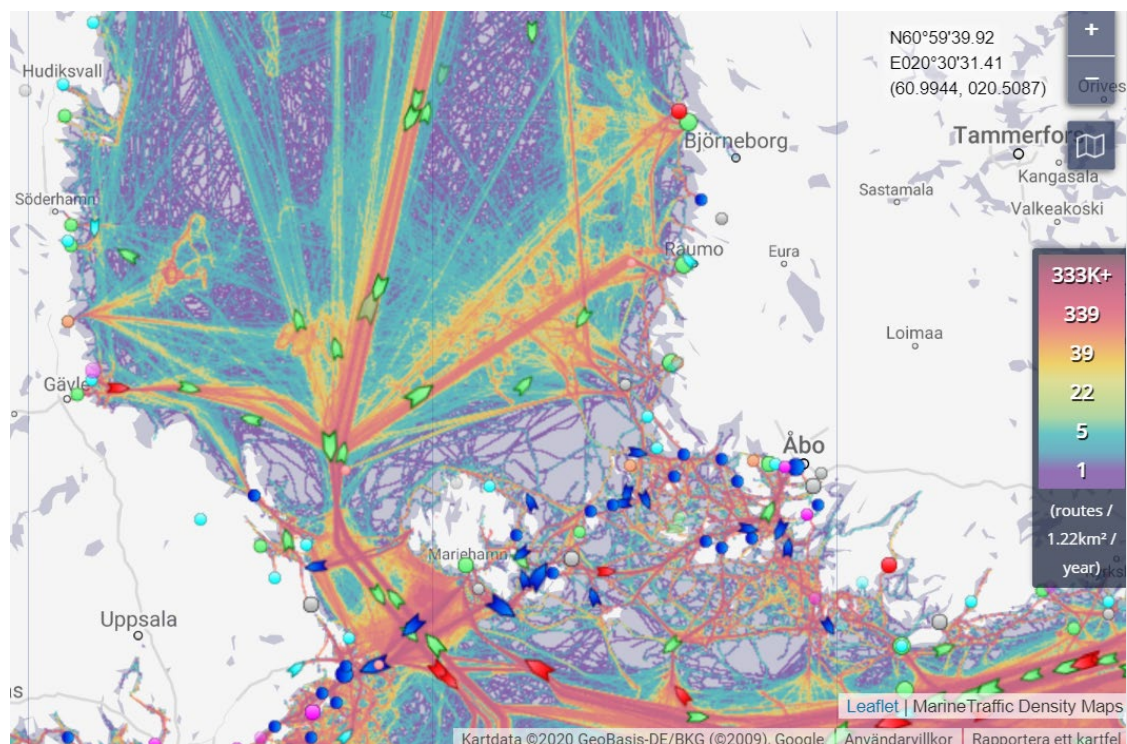
5.4. Sjöfart

Längs kusten i södra Bottenhavet ligger flera viktiga hamnar och sjötrafiken är avgörande för olika industrier (Havs- och vattenmyndigheten, 2019a). De viktigaste varorna som hanteras vid hamnarna är trädprodukter, malm, mineraler, olja, kol, kemikalier och stål. En speciell frakt på Bottenhavet är kärnavfall, som transporteras från Sveriges kärnkraftverk till Forsmark (Backer och Frias 2013). Det finns flera fartygsstråk, men sjöfarten behöver även ha utrymme för alternativa rutter, då vanliga rutter kan vara otillgängliga under den vanligtvis flera månader långa istäckta perioden (Havs- och vattenmyndigheten 2019a) (Figur 10). Transport

¹¹ <https://www.regeringen.se/regeringens-politik/energi/mal-och-visioner-for-energi>

mellan Sverige och Finland sker huvudsakligen med sjöfart, och är av stor ekonomisk betydelse. Sjötransport förväntas öka i framtiden, och hamnarna förväntas utvidgas, på grund av till exempel nya gruvor, och politiska satsningar på sjötransport. Om fartygen blir större behöver även farlederna vid hamnarna göras djupare och bredare. Sjöfarten är inte kompatibel med vindkraftverk eller med vattenbruk, det vill säga dessa aktiviteter kan inte genomföras i samma område (Backer och Frias 2013).

Sjöfartens miljöpåverkan utgörs främst av utsläpp av avgaser och partiklar, ökad turbiditet, muddringsbehov, spridning av främmande arter, undervattensbuller, båtbottnfärger och tillförsel av skräp. Sjöfarten utgör även risk för oljespill eller lastade kemikalier i samband med olyckor (HELCOM 2018).



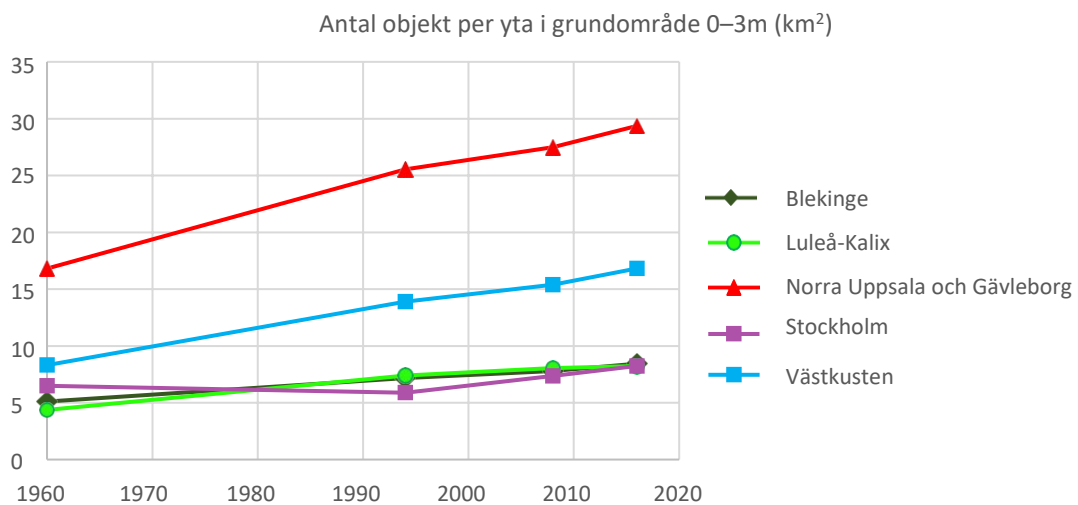
Figur 10. Sjöfart året 2019 enligt "AIS Marine Traffic"¹².

5.5. Kustnära byggnation

Över hela landet sker en fortsatt utbyggnad i strandnära områden (Lundberg och Nilsson 2018). Bebyggelse längs stränder innebär inskränkningar i det allmänna friluftslivet men det påverkar även djur- och växtlivet negativt, både i vattnet och på land, genom att livsmiljöer förstörs eller fragmenteras (Sundblad och Bergström

¹² <https://www.marinetraffic.com/en/ais/home/centerx:24.0/centery:61.5/zoom:6>

2014). Ofta medför bebyggelse även ökning av annan påverkan, till exempel bryggor, båttrafik, muddringar och strandmodifieringar (Moksnes m.fl. 2019). I Gävleborgs län är 38 % av havsstrandlinjen påverkad av bebyggelse medan motsvarande siffra för Uppsala län är 17 %. Den kustnära byggnationen är pågående i både Gävleborgs och Uppsala län, till exempel skedde bebyggelse av ytterligare 31 km opåverkad kustlinje under 2018 (Lundberg och Nilsson 2018). Antalet bebyggda objekt längs med strandlinjen har nästan fördubblats i södra Bottenhavet sedan 1960. Antalet objekt per yta i södra Bottenhavet är högt jämfört med andra områden i Sverige, och ökande (Figur 11; Törnqvist m.fl. 2020).



Figur 11. Figur 25 från Törnqvist m.fl. (2020). För de yt- och punktobjekt som ligger i grunda områden (medeldjupet i en 200-meters radie är < 6m) redovisas här det sammanlagda antalet piler bredare än 6 m, broar, byggnader och övriga yt- eller punktobjekt per km² havsyta i djupzon 0–3 m i respektive inventeringsområde 1960, 1994, 2008 och 2016.

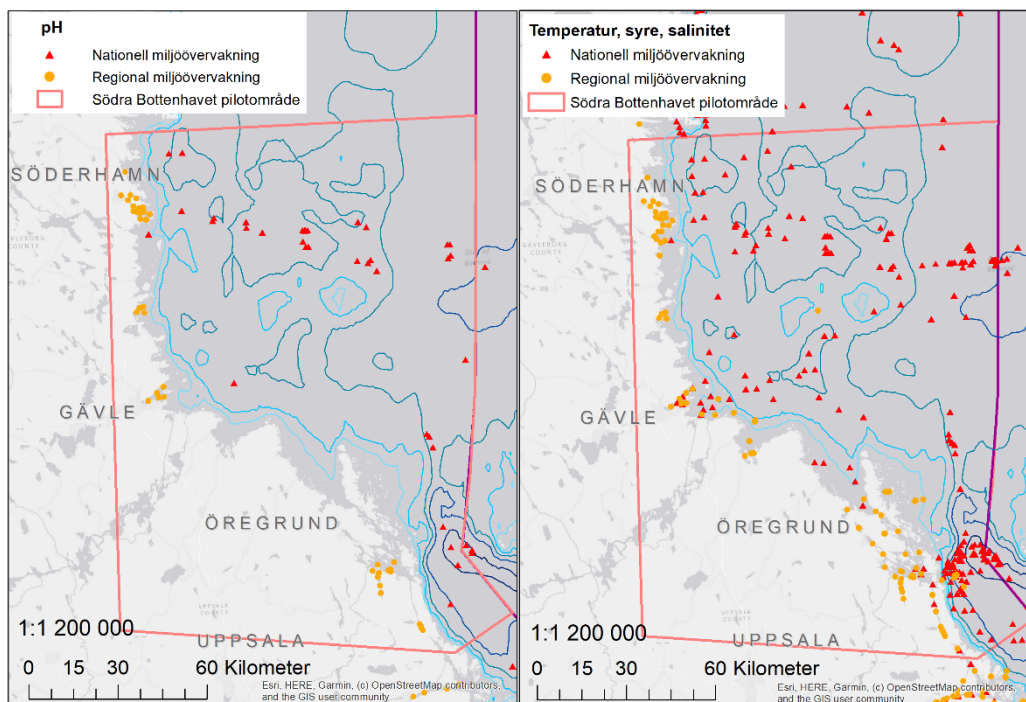
Man har beräknat att ca 15 % av grunda, vågskyddade mjukbottnar i Gävleborgs och Uppsala län är så störda att fiskreproduktionen påverkas negativt av bryggor och båttrafik. Endast 30 % av grunda vågskyddade miljöer är opåverkade i den meningen att de saknar bryggor (Moksnes m.fl. 2019).

6. Klimat

De naturliga hydrologiska processerna i Bottenhavet förändras genom klimatförändringarna. Den globala uppvärmningen leder till att haven runt Sverige blir varmare, perioden med havsis och havsisutbredning minskar och havsnivån stiger (Bergström m.fl. 2020). Klimatförändringar som är särskilt relevanta i Bottenhavet beskrivs närmare nedan.

6.1. Trender och nutidsläge

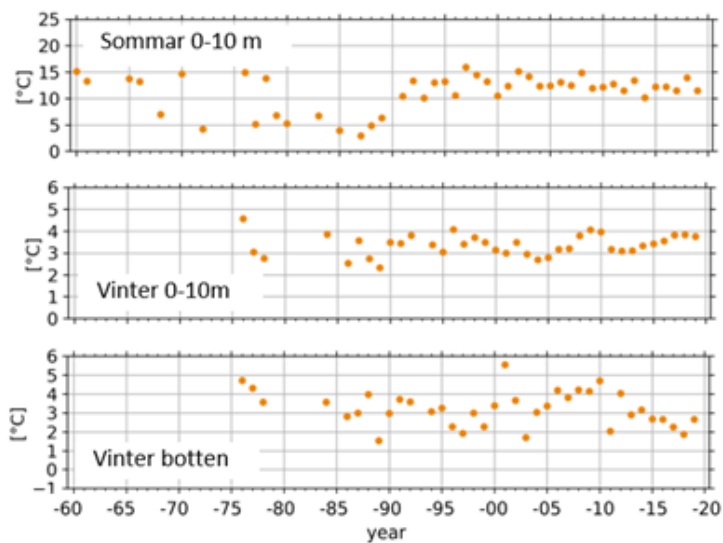
Data över temperatur, salinitet, syre, pH och alkalinitet samlas in i Bottenhavet av SMHI. Temperatur, salinitet och syre mäts i flaskprover och med CTD i stora delar av Bottenhavet (Figur 12, höger). pH och alkalinitet mäts bara vid 10 stationer under SMHIs månatliga provtagning med R/V Svea i utsjöprogrammet (Figur 12, vänster) i Bottenhavet.



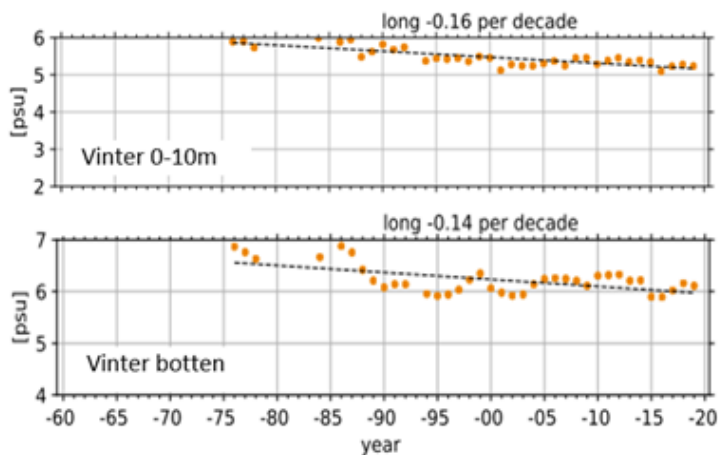
Figur 12. Lokaler i Bottenhavet med provtagning av temperatur, salinitet, syre och pH.

SMHI beskriver regelbundet långtidsförändringar i hydrologin baserad på data från alla SMHI mätstationer per havsbassäng. Figurer 13–16 visar förändringar över tid i Bottenhavet, som ett medelvärde av alla mätta stationer, på basen av SMHIs årsrapport för 2019 (Wesslander m.fl. 2020).

Idag ökar vattentemperaturen i de flesta delar av Östersjön. I Bottenhavet, syns dock ingen signifikant trend i temperaturen för varken yt- eller bottenvatten, även om det finns stora variationer från år till år (Figur 13). Saliniteten har däremot minskat signifikant i både yt- och bottenvatten mellan 1965 och 2019, med $-0,16$ PSU respektive $-0,14$ PSU per decennium (Figur 14), som en direkt följd av ökad avrinning från land.

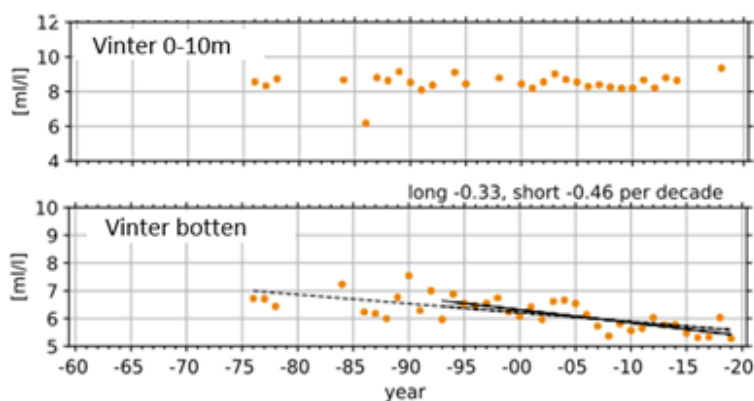


Figur 13. Medeltemperatur för Bottenhavet 1965–2019 för yt- och bottenvatten.

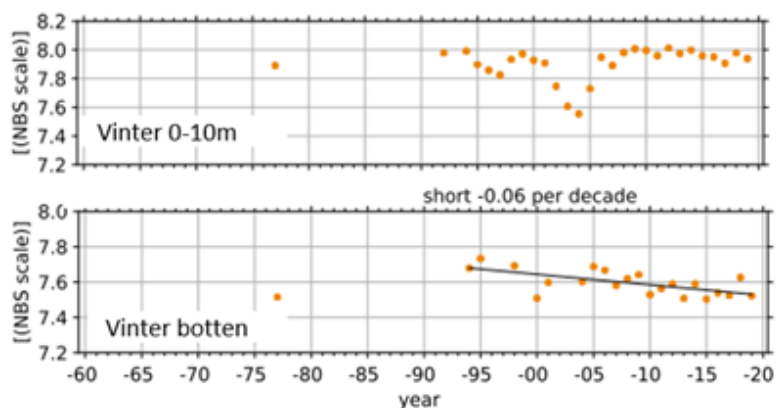


Figur 14. Medelsalinitet för Bottenhavet 1965–2019 för yt- och bottenvatten. Linjen visar signifikant trend för 1965–2019.

En annan vanlig effekt av klimatförändringar i världshaven är ökad aciditet (försurning). I oceaniskt vatten ökar aciditeten när partialtrycket av koldioxid ökar i atmosfären. I Östersjön bestäms pH dock primärt av koncentrationerna av syre och svavelväte. I samband med sjunkande syrekoncentrationer mellan 1975 och 2019 (Figur 15) ses en samtidig minskning av pH i bottenvattnet på $-0,06$ per decennium sedan 1995 (Figur 16).



Figur 15. Medelsyrehalt för Bottenhavet 1965–2019. Linjerna visar signifikanta trender för 1975–2019 och 1993–2019.



Figur 16. Medelsurhetsgrad (pH) i Bottenhavet 1965–2019. Linjen visar signifikant trend för 1993–2019.

Utbredning av havsisen minskade med cirka 30 % eller med 6 700 kvadratkilometer per 10-årsperiod mellan 1985–2015 (HELCOM 2021).

6.2. Framtidens klimat

SMHI, liksom den internationella klimatpanelen IPCC, använder scenarier för att undersöka en möjlig klimatutveckling baserat på antaganden om framtida förändringar i atmosfären och förändringar i människans aktiviteter. Varje scenario grundar sig på flera modeller och antaganden, och är associerade med osäkerhet.

De scenarier som oftast används är RCP8,5, RCP4,5 och RCP2,6 (*Representative Concentration Pathways*). Dessa representerar olika varianter av hur mycket koldioxid som släpps ut i atmosfären fram till år 2100. RCP8,5 framställer ett scenario med fortsatt höga utsläpp av koldioxid och RCP2,6 framställer ett scenario där koldioxidutsläppen minskar efter år 2020.

För Bottenhavet innebär scenarier RCP4,5 och RCP8,5 att antalet dagar med havsis per år minskar, liksom havsisens totala täckningsgrad och volym (Fredriksson m.fl. 2020; HELCOM 2021). Vattentemperaturen ökar generellt, även om det finns en stor variation i ökningsgrad mellan de olika modeller som beaktas i scenarierna (Fredriksson m.fl. 2020). Salthalten förutspås att minska i Bottenhavet, men osäkerheten kring graden av förändring i salthalt är stor. Det här beror till exempel på att klimatmodeller för nederbörd har en stor grad av osäkerhet och att inflödet av salt havsvatten genom de danska sunden kan öka med en ökad havsnivå (Sonnenborg 2015; Fredriksson m.fl. 2020). Vattennivån förväntas inte förändras avsevärt i Bottenhavet, eftersom landhöjningen och den höjning av havsvattennivån som kommer av pågående klimatförändringar ger motsatta effekter och är av ungefär samma omfattning (Grinsted 2015).

6.3. Klimateffekter på ekosystemet

Klimatförändringar kan förväntas påverka varje ekosystemkomponent och ekosystemprocess i havet (HELCOM 2021, Bergström m.fl. 2020). I Bottenhavet har de yttre miljöförhållandena förändrats sedan trendövervakning började i 1975 (se Avsnitt 6.1). Flera effekter av en minskande salthalt och ökande temperatur har redan dokumenterats i ekosystemet, medan andra förändringar i ekosystemet kan förutspås baserade på kontrollerade experiment eller bevisade trender i fältundersökningar (HELCOM 2021). Men även i de fall där klimateffekter för enstaka ekosystemkomponenter kan påvisas, är det oklart hur samspelet mellan ekosystemkomponenter kommer att förefalla och hur interaktioner mellan klimatförändring och andra faktorer som övergödning och exploatering påverkas. En väldigt översiktlig bild ges nedan, med utvalda exempel på förändringar i södra Bottenhavets ekosystem som kan förväntas med klimatförändring.

Växtplanktonens primärproduktion kan minska, som en följd av att ett ökande organiskt kolinflöde leder till minskad ljustillgängligt och ökad mikrobiell produktion (Wikner och Andersson 2012). Vissa växtplanktongrupper, till exempel cyanobakterier, gynnas ofta av varmare temperatur, och algbloomningar av cyanobakterier kan bli vanligare i södra Bottenhavet (Länsstyrelsen Västerbotten 2019). Även förändringar i förekomst och utbredning av havsis kan påverka växtplankton, eftersom minskad havsis innebär ökad omblandning av

vattenkolumnen under vintern, och kan leda till en tidigarelagd vår blomning av kiselalger (Pärn m.fl. 2021). Djurplanktonsamhället kan förändras till exempel genom att hjuldjur och vissa hoppkräftor förväntas bli allt vanligare i ett varmare hav (Jansson m.fl. 2020). Även djurplanktonens biomassa kan minska, om växtplanktonproduktion eller födokvaliteten i växtplanktonsamhället minskar (Dahlgren m.fl. 2010) med negativa effekter på fiskproduktion som följd (Karlson m.fl. 2020)

Förändringar i bottendjursamhället förväntas leda till ökad dominans av arter som är mer toleranta mot högre temperatur och minskade salthalt. Sådana förändringar har redan noterats i Bottenhavet (Olsson m.fl. 2013) och även biomassan av bottendjursamhället kan minska med ökade temperaturer (Snickars m.fl. 2014). För makrovegetation kan ökad temperatur och utsötning leda till en ökad förekomst av trådalger och missgynna habitatbildande marina arter som blåstång och smaltång (Takolander m.fl. 2017).

Klimatförändringar kan ha olika typer av effekter på fisk. Vissa fiskarter, särskilt vår- och sommarlekande arter, kan gynnas av varmare vatten, såsom abborre, gös, skarpsill, storspigg och mört, där temperaturen i vattnet under tillväxtsäsongen är viktig till exempel för längden på rekryteringsperioden och överlevnaden av nya årsklasser (MacKenzie och Köster 2004; Olsson m.fl. 2012). Strömming, skarpsill och storspigg tillväxt kan öka med ökande temperatur, när det finns tillräcklig med föda (HELCOM 2021). Andra arter kan missgynnas av varmare havsvatten, såsom laxfiskar, strömming, och skrubbskädda som behöver kalla syresatta bottenar för rekrytering (Olsson m.fl. 2012; SLU 2021).

Klimatförändringar kan även ha indirekta negativa effekter, till exempel förlust av rekryteringshabitat om stora områden med viktiga habitatbildande arter försvinner, eller minskad födotillgång, om mängden bottendjur och djurplankton minskar eller deras artsammansättning förskjuts mot arter som inte fungerar lika väl som föda för fisken (Snickars m.fl. 2015; Bergström m.fl. 2020).

7. Sammanfattande problembeskrivning

I det här avsnittet lyfter vi kort några av de beskrivningar som getts ovan, för att ge exempel på sammanhang som särskilt kan gynnas av ekosystembaserad förvaltning i södra Bottenhavet. Dessa exempel är inte uttömmande utan avsedda som en inledande bedömning, där ytterligare aspekter kan tillföras, och är identifierade för att betona särskilt aktuella eller viktiga frågeställningar. Sammanfattningar av mer specifika luckor och problem när det gäller kunskapsunderlag ges i anslutning till beskrivningarna för respektive ekosystemkomponent i Avsnitt 2.

De frågor som förvaltningen behöver hantera kräver olika perspektiv beroende på om man inriktar sig på havsbaserade eller kustnära frågeställningar. Oavsett ingång är det dock viktigt att de olika skalorna samspelar, till exempel mellan konkreta åtgärder som fokuserar på lokala belastningar eller aktiviteter, och mer storskaliga eller strategiska åtgärder, som planeringsaspekter, internationella samarbeten, förändringar i regelverk och organisationer. I Bottenhavet påverkas till exempel kustmiljön och förutsättningarna för kustnära verksamheter i hög grad av omkringliggande havsområden när det gäller såväl övergödning som påverkan på fiskbestånd (exempelvis Avsnitt 3.4, 5.1). Det finns även en viktig problembild med pågående fysisk förlust och påverkan på livsmiljöer i kustområden (Avsnitt 4.4).

Enligt de bedömningar av kumulativ påverkan som nyligen gjorts, när det gäller såväl svenska havsområden (Hammar m.fl. 2018), som Östersjön som helhet (HELCOM 2018), är den totala miljöpåverkan generellt lägre i Bottniska viken jämfört med andra svenska havsområden. Denna bedömning är delvis applicerbar på södra Bottenhavet, som dock påverkas påtagligt av till exempel fartygstrafik, industrier och fiske. Miljöpåverkan är generellt högre vid kusten än i utsjön. Bottenviken tillhör till exempel den del av den svenska kusten som är mest påverkad av ett pågående exploateringsstryck (Se Avsnitt 4.4. och 5.5). Södra Bottenhavet som helhet hyser dock även flera naturvärden som är väl bevarade, och området kan ha en god potential för framtida utveckling i linje med en ekosystembaserad förvaltning som kan gynna blå(grön) tillväxt parallellt med arbete för att uppnå miljömålen.

En särskild problematik för södra Bottenhavet är ett fortsatt behov av åtgärder för att minska belastningen av farliga ämnen. Kända ämnen som behöver reduceras är

till exempel metaller och miljögifter i sediment, men försämringar i till exempel havsörnens reproduktionsframgång indikerar att det finns ytterligare problematik som behöver utredas (Avsnitt 4.7). Förekomsten av miljögifter påverkar ekosystemens funktion och begränsar avsättningen av fisk från området för humankonsumtion. Även en tilltagande övergödning påverkar södra Bottenhavet, och en stor del kan sannolikt relateras till fosforbelastning från utsjön. Statusen gällande cyanobakterier i Bottenhavet är bland de sämsta i hela Östersjön, och klorofyllhalterna, som bland annat återspeglar övergödningens effekter på primärproduktion, ökar (Avsnitt 3.5).

I dagsläget finns en viktig pågående diskussion om de långsiktiga förutsättningarna för att utöva kustfiske i södra Bottenhavet. Möjligheten att utöva kustnära fiske har allt mer kommit att begränsas av konkurrensen med säl och skarv. I allt högre grad uppmärksammas därtill problem med beståndstatusen hos strömming i kustområdet med anknytning till vikande förekomst av storvuxen strömming, där problembilden kopplas till ökat storskaligt pelagiskt fiske (Avsnitt 5.1). I ljuset av dessa förändringar vore det rimligt att införa rumsliga åtgärder i syfte att gynna strömming i kustnära områden, till exempel skydd från storskaligt fiske. Den här frågan är särskilt viktig för strömming, som är en central art för ekosystemfunktioner i södra Bottenhavet. Överlag skulle dock södra Bottenhavets ekosystem sannolikt gynnas av en mer helhetsbaserad förvaltning av alla dess fiskbestånd, utifrån samtliga faktorer som påverkar dem. I kustområdet gäller detta även, inte minst, de områden där gösens och sikens status är mycket svag, liksom viktiga områden för rekrytering av gädda och abborre. En sådan mer helhetsbaserad förvaltning av kustfisk innefattar en samplanering av fiskeregleringar, skyddade områden och åtgärder för att restaurera och skydda deras habitat. Förbättring av livsmiljöer för fisk förväntas även gynna andra delar av den biologiska mångfalden och ekosystemtjänster, inklusive olika arters motståndskraft och förmåga att anpassa sig till pågående klimatförändringar (Avsnitt 6). Tillsammans med uppföljning och kunskapsdelning förväntas detta gynna det kustnära fisket långsiktigt och är i linje med aktuella förslag på åtgärder inom aktionsplanen för Östersjön (HELCOM 2007, 2020) och nationellt (Havs- och vattenmyndigheten 2021).

Det sista exemplet berör utsjöbankarna. Södra Bottenhavet är utpekad som särskilt intressant för utbyggnad av havsbaserad vindkraft (Havs- och vattenmyndigheten 2019a, Se även Avsnitt 5.3), eftersom det finns gott om grundområden och goda vindförhållanden. En utveckling av havsbaserad vindkraft behöver ske under förutsättningarna att man genom rätt utförande och helhetsmässig planering kan minimera risken för skada på utsjöbankarnas livsmiljöer och de populationer som är beroende av dem, eventuellt i kombination med kompensationsåtgärder för biologisk mångfald. En sådan utveckling kräver noggrann övervakning för att följa

effekter på marint liv, inklusive kumulativa effekter, och god grundkunskap om de berörda områdenas ekologi och produktion av ekosystemtjänster (Se Avsnitt 3.1). Idag finns det ingen regelbunden samordnad nationell eller regional övervakning av utsjöbankarna, och för vissa områden finns ingen grundläggande inventering eller kartering av biotoper.

8. Referenser

- Aarnio, K., Bonsdorff, E. & Norkko, A. (1998). Role of *Halicryptus spinulosus* (Priapulida) in structuring meiofauna and settling macrofauna. *Marine Ecology Progress Series*, 163, ss.145-153.
- Adill, A. & Åkerlund, C. (2020). *Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk, Årsrapport för 2019*. Aqua reports 2020:7, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Alteg E. (2019). *Can tourism seal the deal? – An explorative study of seal tourism in Sweden*. Masters thesis in Economics. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Economics.
- Appelberg, M., Olsson, J., Mattila, J., Kaljuste, O., Bergström, U., Peckan Hekim, Z., Östman Ö., Bryhn A. m.fl. (2019). *Begränsning av trålfisket i Ålands hav och sydvästra Bottenhavet*. SLU ID: SLU.aqua.2019.5.5-216.
- Ardehed, A., Johansson, D., Sundqvist, L. Schagerström, E., Zagrodzka, Z., Kovaltchouk, N.A., Bergström L., Kautsky L., Rafajlovic, M., Pereyra R.T. & Johannesson K. (2016). Divergence within and among Seaweed Siblings (*Fucus vesiculosus* and *F. radicans*) in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 11(8): e0161266.
- Ask, J., Rowe, O., Brugel, S., Strömgren, M., Byström, P. & Andersson, A., (2016). Importance of coastal primary production in the northern Baltic Sea. *Ambio*, 45(6), ss. 635-648.
- Asmala, E., Carstensen, J., Conley, D.J., Slomp, C.P., Stadmark, J. and Voss, M., (2017). Efficiency of the coastal filter: Nitrogen and phosphorus removal in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography*, 62(S1), pp.S222-S238.
- Austin Å.N, Hansen J.P., Donadi S. & Eklöf, J.S. (2017). Relationships between aquatic vegetation and water turbidity: A field survey across seasons and spatial scales. *PLOS ONE* 12(8): e0181419. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181419>
- Backer, H. & Frias, M. (eds.; 2013). *Planning the Bothnian Sea –key findings of the Plan Bothnia project*. Digital edition. ISBN 978-952-67205-5-5.
- Barrio, A.M., Lamichhaney, S., Fan, G., Rafati, N., Pettersson, M., Zhang, H.E., Dainat, J., Ekman, D., Höppner, M., Jern, P. & Martin, M. (2016). The genetic basis for ecological adaptation of the Atlantic herring revealed by genome sequencing. *elife*, 5, p.e12081.
- Berglund, J., Müren, U., Båmstedt, U. & Andersson, A. (2007) Efficiency of a phytoplankton-based and a bacterial-based food web in a pelagic marine system. *Limnology and Oceanography*, 52(1), ss. 121-31.
- Bergström, L., Tatarenkov, A., Jönsson, R.B., Johannesson, K. & Kautsky, L. (2005). Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp. nov. (Fucales, Phaeophyceae) in the brackish Baltic Sea. *Journal of Phycology* 41, ss. 1025-1038.

- Bergström, L., Borgström, P. & Smith, H.G., Bergek S., Caplat, P., Casini M., Ekroos, J., Gårdmark, A., Halling, C., Huss, M., Jönsson A.M., Limburg, K., Miller, P., Nilsson, L. & Sandin, L. (2020) *Klimatförändringar och biologisk mångfald – Slutsatser från IPCC och IPBES i ett svenskt perspektiv*. SMHI och Naturvårdsverket. Klimatologi Nr 56
- Bergström, L., Erlandsson, M., Putnis, I., Gatt Støttrup, J., Kallasvuo, M., Bergström, U., Jokinen, H., & Ustups, D. (2021). *Essential fish habitats in the Baltic Sea – identification of potential spawning, recruitment and nursery areas*. HELCOM report (in press).
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H. & Wikström A. (2016). *Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden*. Aqua reports 2016:20.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B.K., Fredriksson, R., Wennhage, H. & Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea—a thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163, ss.134-142.
- Berkström C., Wennerström L. & Bergström U. (2019). *Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområde – en kunskapsställning*. Aqua reports. 2019:15.
- Bignert, A. & Helander, B.O. (2015). Monitoring of contaminants and their effects on the common Guillemot and the White-tailed sea eagle. *Journal of Ornithology*, 156, ss.173-185.
- BirdLife International (2021). Data Zone. Sites, Regions of conservation importance. <http://datazone.birdlife.org/site/mapsearch>. Accessed 2021-02-18
- Boström, M.K., Östman, Ö., Bergenius, M.A. & Lunneryd, S.G. (2012). Cormorant diet in relation to temporal changes in fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 69(2), ss.175-183.
- Bryhn A., Lindegarth M., Bergström L., & Bergström U. (2015). *Ekosystemtjänster från svenska hav. Status och påverkandefaktorer*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12.
- Dahlgren, K., Andersson, A., Larsson, U., Hajdu, S. & Båmstedt, U. (2010). Planktonic production and carbon transfer efficiency along a north–south gradient in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 409, ss.77-94.
- Donadi, S., Bergström, L., Berglund, J.M.B., Bäck, A., Mikkola, R., Saarinen, A., & Bergström, U. (2020). Perch and pike recruitment in coastal bays limited by stickleback predation and environmental forcing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 246: 107052
doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107052.
- Ducklow, H.W. & Carlson, C.A. (1992). Oceanic bacterial production. *Advances in Microbial Ecology* 12, ss. 113–181.
- Eide W., Ahrné K., Bjelke U., Nordström S., Ottosson E., Sandström J. & Sundberg S. (2020). *Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020*. SLU Artdatabanken rapporterar 24. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Eklöf, J.S., Sundblad, G., Erlandsson, M. Donadi, S., Hansen J.P., Klemens, Eriksson & Bergström, U. (2020). A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology* 3: 459. [doi:10.1038/s42003-020-01180-0](https://doi.org/10.1038/s42003-020-01180-0).

- Eriksson, B.K. & Bergström, L. (2005). Local distribution patterns of macroalgae in relation to environmental variables in the northern Baltic Proper. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62:109-117.
- Erlandsson, M., Fredriksson, R. & Bergström, U. (2020). *Kartläggning av viktiga uppväxtområden för fisk i grunda kustområden i Östersjön*. Aqua reports, Sveriges lantbruksuniversitet.
- SLU, Naturhistoriska Riksmuseet, Göteborgs Universitet, Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten (2020). *Faktablad från Integrerad kustfiskövervakning 2020:1*.
- Faithfull, C., Nordling, P., Kraft, E. & Nyberg, C. (2020). *Fritidsfiskeenkät Gävleborg 2019*. Länsstyrelsen Gävleborg Rapport 2020:13.
- Fetterplace, L., Faithfull C., Koehler, B., Berkström, C., Bergström, U., Bergenius Nord, M., Olsson, J., Erlandsson, M. & Bergström, L. (under bearbetning). Herring in the Bothnian Sea: A review of stock status, ecosystem role and potential management measures to achieve sustainable stocks.
- Fiskeriverket (2010). Småskaligt kustfiske. Regeringsuppdrag att beskriva det småskaliga kustnära fisket samt föreslå hur detta fiske kan förstärkas.
- Florén, K. Wijkmark, N., Fyhr, F., Tano, S. & Beltrán, J. (2018). *Kartering av bentiska naturvärden I Bottniska Viken*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:29.
- Florin A.-B., Jonsson A.-L. & Fredriksson R. (2019). Sik i Östersjön – en kunskapsmanställning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:10.
- Fredriksson, S., Siiriä, S., Oikkonen, A., Roiha, P., Särkkä, J., Hordoir, R., Höglund, A., m.fl. & Arneborg, L. (2020) *Climate scenarios of the Gulf of Bothnia using a high-resolution regional ocean model (NEMO-SCOBI)*, EGU General Assembly 2020, Online, 4–8 May 2020, EGU2020-18908, doi:10.5194/egusphere-egu2020-18908.
- Fridolfsson, E. (2019). *Thiamin (vitamin B1) in the aquatic food web*. Ph.D. Thesis, Linnaeus University.
- Glasby, G.P., Emelyanov, E.M., Zhamoida, V.A., Baturin, G.N., Leipe, T., Bahlo, R. & Bonacker, P. (1997). Environments of formation of ferromanganese concretions in the Baltic Sea: a critical review. Geological Society, London, Special Publications, 119, ss.213-237.
- Gogina, M., Nygård, H., Blomqvist, M., Daunys, D., Josefson, A.B., Kotta, J., Maximov, A., m.fl. & Zettler, M.L. (2016). The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. *ICES Journal of Marine Science*, 73(4), ss.1196-1213.
- 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 and technology*, 42(4), ss.1058-1065.
- Green M., Haas F. & Linström, Å. (2019). *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling*. Årsrapport för 2019. Lunds Universitet.
- Grimvall, A., Svedäng, H., Farnelid, H., Moksnes, P.-O. & Albertsson, J. (2019). *Ekosystembaserad förvaltning som metod för att hantera negativa miljötrender och oklara orsakssamband*. Havsmiljöinstitutets rapport 2019:6.
- Grinsted A. (2015) Projected Change—Sea Level. In: The BACC II Author Team (eds.) Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin.

- Regional Climate Studies*. Springer, Cham. doi:org/10.1007/978-3-319-16006-1_14.
- Gunnartz, U., Lif, M., Lindberg, P., Ljunggren, L., Sandström, A. & Sundblad, G. (2011). *Kartläggning av lekområden för kommersiella fiskarter längs den svenska ostkusten -en intervjustudie*. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. ISSN, 1404-8590.
- Haahtela, I. (1990). What do Baltic studies tell us about the isopod *Saduria entomon* (L.). In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 269-278). Finnish Zoological Publishing Board.
- Haines-Young R. & Potschin M. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure. www.cices.eu.
- Hammar, L., Schmidbauer Crona, J., Kågesten, G., Hume, D., Pålsson, J., Aarsrud, M., Åberg, F., Hallberg, M. och Johansson, T. (2018). *Symphony -Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1.
- Hansen, J.P. & Snickars, M. (2014). Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia*, 738(1), ss.171-189.
- Hansen, J.P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, A.N., Donadi, S., Klemens Eriksson B. & Eklöf J.S. (2019) Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48, 539–551 (2019). <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1088-x>
- Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.G., Ovegård, M., Salmi, J. & Sendek, D., (2018). Competition for the fish–fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3), ss.999-1008.
- Harding, K.C., Härkönen, T., Helander, B. & Karlsson, O. (2007). Status of Baltic grey seals: Population assessment and extinction risk. *NAMMCO Sci. Publ.* 6, ss. 33-5.
- Havs- och vattenmyndigheten (2018). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018-2023*. Rapport 2018:27.
- Havs- och vattenmyndigheten (2019a). *Havsplaner för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet*. Förslag till regeringen 2019-12-16.
- Havs- och vattenmyndigheten (2019b). *Nationell förvaltningsplan för gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön*. Rapport 2019:24
- Havs- och vattenmyndigheten (2020a). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Samråd om uppdaterat åtgärdsprogram för havsmiljön i Nordsjön och Östersjön 2022-2027 enligt havsmiljöförordningen*. Havs- och vattenmyndighetens remissversion 2020-11-01.
- Havs- och vattenmyndigheten (2020b). *Lektidsportalen*. Version 1.0 2020-02-01.
- Heckwolf, M.J., Peterson, A., Jänes, H., Horne, P., Künne, J., Liversage, K., Sajeva, M., Reusch, T.B. & Kotta, J. (2020). From ecosystems to socio-economic benefits: A systematic review of coastal ecosystem services in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, p.142565.
- HELCOM (2007) *Baltic Sea Action Plan*. Adopted at HELCOM Ministerial Meeting in Krakow, Poland on 15 November 2007.
- HELCOM (2009). *Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea*. Baltic Sea Environment Proceedings No. 116B.

- HELCOM (2013). *Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes*. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 138.
- HELCOM (2018). *State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016*. Baltic Sea Environment Proceedings No. 155.
- HELCOM (2020). *Checklist 2.0 of Baltic Sea Macrospecies*. Baltic Sea Environment Proceedings No. 174.
- HELCOM (2021). Draft Climate Change Fact Sheet. Document 5-3-Rev.1 of HELCOM 42-2021.
- Hellmann, J.J., Byers, J.E., Bierwagen, B.G. & Dukes, J.S. (2008). Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation biology*, 22, ss.534-543.
- Hentati-Sundberg, J. (2017). *Svenskt fiske i historiens ljus – en historisk fiskeriatlas*. Aqua reports 2017:4. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil. 56 s.
- Hentati-Sundberg, J., Raymond, C., Sköld, M., Svensson, O., Gustafsson, B. & Bonaglia, S. (2020). Fueling of a marine-terrestrial ecosystem by a major seabird colony. *Scientific reports*, 10(1), ss.1-10.
- Herkul, K., Kotta, J., Kotta, I. & Orav-Kotta, H. (2006). Effects of physical disturbance, isolation and key macrozoobenthic species on community development, recolonisation and sedimentation processes. *Oceanologia*, 48(S).
- Humble N. (1744). *Resp. Specimen academicum de Piscatura Harengorum in Roslagia*. Praes E. Frondin (Doctoral dissertation).
- Hogfors H., Fyr F. & Nyström-Sandman A. (2020). *Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden*. Version 1. Havs- och vattenmyndigheten rapport 2020:13.
- Hussin, W.R.W., Cooper, K.M., Froján, C.R.B., Defew, E.C. & Paterson, D.M., (2012). Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: a comparative analysis using traditional and novel approaches. *Ecological Indicators*, 12, pss.37-45.
- ICES (2019). *Report on eastern Baltic cod bycatch in non-targeted fisheries, mixing with western Baltic cod in SD24, and stock situation in SDs 27-32*. ICES Scientific Reports. 1:76. 69 s.
- ICES (2021a). Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 30 and 31 (Gulf of Bothnia). *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Baltic Sea ecoregion*. Published 28 May 2021.
- ICES (2021b). Sprat (*Sprattus sprattus*) in subdivisions 22–32 (Baltic Sea). *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Baltic Sea ecoregion*. Published 28 May 2020.
- ICES (2020c). *ICES Fisheries Overviews*. Baltic Sea ecoregion. Published 30 November 2020. Version 2: 3 December 2020.
- ICES (2020d). International Bottom Trawl Survey Working Group (IBTSWG). *ICES Scientific Reports*. 2:92. 197ss.
- Ignatius, S., Delaney, A. & Haapasaari, P. (2019). Socio-cultural values as a dimension of fisheries governance: The cases of Baltic salmon and herring. *Environmental science & policy*, 94, ss.1-8.
- Isosaari, P., Hallikainen, A., Kiviranta, H., Vuorinen, P.J., Parmanne, R., Koistinen, J. & Vartiainen, T. (2006). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, naphthalenes and polybrominated diphenyl ethers in the edible fish caught from the Baltic Sea and lakes in Finland. *Environmental Pollution*, 141(2), ss. 213-225.

- Jain-Schlaepfer, S., Fakan, E., Rummer, J.L., Simpson, S.D. and McCormick, M.I., (2018). Impact of motorboats on fish embryos depends on engine type. *Conservation physiology*, 6, p.coy014.
- Jansson, A., Klais-Peets, R., Griniënė, E., Rubene, G., Semenova, A., Lewandowska, A. & Engström-Öst, J. (2020). Functional shifts in estuarine zooplankton in response to climate variability. *Ecology and evolution*, 10(20), ss.11591-11606.
- Johannesson, K. & Andre, C. (2006). Invited Review: Life on the margin: genetic isolation and diversity loss in a peripheral marine ecosystem, the Baltic Sea. *Molecular Ecology* 15(8), ss. 2013-2029.
- Kaikkonen, L., Virtanen E.A. & Kotilainen, A. (2019). Extensive coverage of marine mineral concretions revealed in shallow shelf sea areas. *Frontiers in Marine Science*, 6:541.
- Karlson, K., Bonsdorff, E. & Rosenberg, R. (2007). The impact of benthic macrofauna for nutrient fluxes from Baltic Sea sediments. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(2), ss.161-167.
- Karlson, A.M., Duberg, J., Motwani, N.H., Hogfors, H., Klawonn, I., Ploug, H., Svedén, J.B., Garbaras, A., Sundelin, B., Hajdu, S. and Larsson, U. (2015). Nitrogen fixation by cyanobacteria stimulates production in Baltic food webs. *Ambio*, 44(3), ss.413-426.
- Karlson, A.M., Gorokhova, E., Gårdmark, A., Pekcan-Hekim, Z., Casini, M., Albertsson, J., Sundelin, B., Karlsson, O. & Bergström, L. (2020). Linking consumer physiological status to food-web structure and prey food value in the Baltic Sea. *Ambio*, 49(2), ss.391-406.
- Kauppi L., Norkko, A. & Norkko, J. (2018). Seasonal population dynamics of the invasive polychaete genus *Marenzelleria* spp. in contrasting soft-sediment habitats. *Journal of Sea Research* 131, ss. 46-60.
- Kautsky, N. & Evans, S., (1987). Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, ss.201-212.
- Kautsky, L. & Kautsky, N. (2000). The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian Bay. *Seas at the millennium: an environmental evaluation 1*, ss.121-133.
- Kiljunen, M., Peltonen, H., Lehtiniemi, M., Uusitalo, L., Sinisalo, T., Norkko, J., Kunnasranta, M., Torniainen, J., Rissanen, A.J. & Karjalainen, J. (2020). Benthic-pelagic coupling and trophic relationships in northern Baltic Sea food webs. *Limnology and Oceanography*, 65(8), ss.1706-1722.
- Kraufvelin, P., Bergström, L., Bergström, U. & Bryhn, A. (2018). *Relationships between human activities and marine ecosystem services*. PM till Havs- och vattenmyndigheten. SLU, Institutionen för akvatiska resurser.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.B., Lehikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E.J., Celmer, Z. and Dainys, J. (2018). Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204, pp.14-30.
- Krause-Jensen, D. & Duarte, C.M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9(10), ss.737-742.
- Long, R.D., Charles, A. & Stephenson, R.L. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy*, 57, pp.53-60.
- Lundström, K., Hjerne, O., Lunneryd, S.G. & Karlsson, O. (2010). Understanding the diet composition of marine mammals: grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 67(6), ss.1230-1239.

- Länsstyrelsen Gävleborg (2020). Inventering av skarv. Enheten för vild, Dnr 7344-2020.
- Länsstyrelsen Uppsala Län (2020). Beslut om tillstånd till skyddsjakt efter skarv i Östersjön inom Uppsala län. Dnr 218-871-2019.
- Länsstyrelsen Västerbotten (2019). Bottniska viken 2018 - Årsrapport från Informationscentralens verksamhet. Redaktör: Kristin Dahlgren.
- Lundberg C., & Nilsson T. (2018). *Exploatering av stränder 2013-2018. Jämförande statistik på läns- och kommunnivå*. Länsstyrelsens rapportserie nr 15/2018.
- MacKenzie, B.R. & Köster, F.W. (2004). Fish production and climate: sprat in the Baltic Sea. *Ecology*, 85(3), ss.784-794.
- Moksnes, P.O., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L. & Lindgren, F. (2019). *Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige*. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3.
- Momigliano, P., Denys, G.P., Jokinen, H. & Merilä, J. (2018). *Platichthys solemdali* sp. nov. (Actinopterygii, Pleuronectiformes): a new flounder species from the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 5:225.
- Mustamäki, N., Jokinen, H., Scheinin, M., Bonsdorff, E. & Mattila, J. (2015). Seasonal small-scale variation in distribution among depth zones in a coastal Baltic Sea fish assemblage. *ICES Journal of Marine Science*, 72(8), pp.2374-2384.
- Mustamäki, N. (2019). Gräsö östra skärgård 2012, 2015 och 2018. Sveriges lantbruksuniversitet och Länsstyrelsen Uppsala län.
- Naturvårdsverket (2006). *Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar*. Rapport 5576.
- Naturvårdsverket (2007). *Ekosystemansatsen – en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser*. Rapport 5782, 50 s.
- Naturvårdsverket (2008). *Utbredning av arter och naturtyper på utsjögrund i Östersjön. En modelleringsstudie*. Rapport 5817.
- Naturvårdsverket (2010). *Undersökning av utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning*. Rapport 6385.
- Naturvårdsverket (2011). *Laguner. Kustnära laguner. Coastal lagoons*. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 NV-04493-11
- Naturvårdsverket (2020). *Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus*. 2013-2018.
- Nilsson, L. (2016). Changes in numbers and distribution of wintering Long-tailed ducks *Clangula hyemalis* in Swedish waters during the last fifty years. *Ornis Svecica* 26:162-176.
- Nordström, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. (2003). Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation*, 109(3), ss.359-368.
- Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O. & Gottby, L. (2016). *Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland*. Sveriges geologiska undersökning. SGU Rapport 2016:21.
- Nyman, M., Koistinen, J., Fant, M.L., Vartiainen, T. & Helle, E. (2002). Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca*

- hispidus balticus*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environmental Pollution*, 119(3), ss.399-412.
- Näringsdepartementet RSL (2021). *Jaktförordning (1987:905) Ändrade SFS 2021:11*.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B.R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M.L. & Zaiko, A. (2010). Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS one*, 5(9), p.e12467.
- Olsson, J., Bergström, L. & Gårdmark, A. (2012). Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 69(6), ss. 961-970.
- Olsson, J., Bergström, L. & Gårdmark, A. (2013). Top-Down Regulation, Climate and Multi-Decadal Changes in Coastal Zoobenthos Communities in Two Baltic Sea Areas. *PLoS one* 8(5): e64767. doi:10.1371/journal.pone.0064767.
- Olsson, J., Jakubavičiūtė, E., Kaljuste, O., Larsson, N., Bergström, U., Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. & Byström, P. (2019). The first large-scale assessment of three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) biomass and spatial distribution in the Baltic Sea. *Ices Journal of Marine Science*, 76(6), ss.1653-1665.
- Ovegård, M.K., Jepsen, N., Bergenius Nord, M. and Petersson, E. (2021). Cormorant predation effects on fish populations: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 22, ss.605-622.
- Pajusalu, L., Martin, G., Paalme, T. & Pöllumäe, A. (2016). The effect of CO2 enrichment on net photosynthesis of macrophytes in a brackish water environment. *PeerJ*, 4, p.e2505.
- Pereyra, R., Bergström, L., Kautsky, L. & Johannesson, K. (2009). Rapid speciation in a newly opened postglacial marine environment, the Baltic Sea. *BMC Evolutionary Biology* 9:70.
- Popper, A.N., & Hawkins A. [Eds.] (2016). *The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology*. ss. 1292.
- Pärn O., Lessin G., & Stips A. (2021). Effects of sea ice and wind speed on phytoplankton spring bloom in central and southern Baltic Sea. *PLoS one* 16(3): e0242637.
- Qvarfordt, S. & D'Agata, C. (2020). *Inventering av vegetation i Gräsö östra skärgård 2019*. Länsstyrelsen i Uppsala län 2020:1.
- Qvarfordt, S., Borgiel, M., D'Agata C. & Wallin A. (2020). *Vegetationsklädda bottnar i Gävleborgs läns kustvatten – Trendövervakning 2019*. Länsstyrelsen Gävleborg rapport 2020:6.
- Regeringskansliet (2021). *Förordning om ändring I jaktförordning (1987:905)*. Svensk författningssamling 2021:334.
- Rivinoja, P., Lindberg D.-E., Ask, P., Videkull, L. (2020). *Inventering av sikens uppväxtområden: Notning av sikyngel i Gävleborgs län*. Länsstyrelsen Gävleborg Rapport 2020:12.
- Rousi, H., Laine, A.O., Peltonen, H., Kangas, P., Andersin, A.B., Rissanen, J., Sandberg-Kilpi, E. och Bonsdorff, E. (2013). Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: The role of abiotic environmental factors. *ICES Journal of Marine Science*, 70(2), ss.440-451.
- Seidel, M., Manecki, M., Herlemann, D.P., Deutsch, B., Schulz-Bull, D., Jürgens, K. & Dittmar, T. (2017). Composition and transformation of dissolved organic matter in the Baltic Sea. *Frontiers in Earth Science*, 5, ss.31.

- Signa, G., Mazzola, A. & Vizzini, S. (2021). Seabird influence on ecological processes in coastal marine ecosystems: An overlooked role? A critical review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, ss.107164.
- Skaala, Ø., Besnier, F., Borgstrøm, R., Barlaup, B., Sørvik, A.G., Normann, E., Østebø, B.I., Hansen, M.M. & Glover, K.A. (2019). An extensive common-garden study with domesticated and wild Atlantic salmon in the wild reveals impact on smolt production and shifts in fitness traits. *Evolutionary applications*, 12(5), ss.1001-1016.
- Snickars, M., Weigel, B. & Bonsdorff, E. (2015). Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Marine Biology*, 162, ss.141-151.
- SLU (2021). *Fisk-och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020: Resursöversikt*. Havs- och Vattenmyndigheten, Rapport 2021:6
- Sonnenborg T.O. (2015). *Projected Change—Hydrology*. In: The BACC II Author Team (eds.) Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Regional Climate Studies. Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-319-16006-1_12.
- Sportfiskarna (2020). Strömmingsfisket i södra Bottenhavet. <https://www.sportfiskarna.se/portals/sportfiskarna/PDF/Miljo/Str%C3%B6mmingsfisket%20i%20S%C3%B6dra%20Bottenhavet%202020.pdf?ver=2020-06-11-170446-333>
- Storå, J. (2002). Neolithic seal exploitation on the Åland Islands in the Baltic Sea on the basis of epiphyseal fusion data and metric studies. *International Journal of Osteoarchaeology*, 12(1), ss.49-64.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. & Eklöv, P. (2014). Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science* 71 ss. 672-680.
- Sundqvist, L., Harkonen, T., Svensson, C.J. & Harding, K.C. (2012). Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal: Impacts of historical and future winter temperatures. *Ambio*, 41(8), ss.865-872.
- Takolander, A., Cabeza, M. & Leskinen, E., (2017). Climate change can cause complex responses in Baltic Sea macroalgae: A systematic review. *Journal of Sea research*, 123, pp.16-29.
- 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 påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, ss. 126 (exklusive appendix).
- Törnroos, A., Pecuchet, L., Olsson, J., Gårdmark, A., Blomqvist, M., Lindegren, M. & Bonsdorff, E. (2019). Four decades of functional community change reveals gradual trends and low interlinkage across trophic groups in a large marine ecosystem. *Global Change Biology*, 25(4), ss.1235-1246.
- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Friedland, R., Hiddink, J.G., Noren, K., Rijnsdorp, A.D., Sköld, M., Törnroos, A., Virtanen, E.A. and Valanko, S., (2020). Evaluating impacts of bottom trawling and hypoxia on benthic communities at the local, habitat, and regional scale using a modelling approach. *ICES Journal of Marine Science*, 77, ss.278-289.
- Veneranta, L., R. Hudd, & Vanhatalo, J. (2013). Reproduction areas of sea-spawning coregonids reflect the environment in shallow coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, 477: ss. 231-250.

- Villnäs, A., Norkko, J., Hietanen, S., Josefson, A.B., Lukkari K. & Norkko, A. (2013). The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology* 94, ss. 2275-2287.
- Virtasalo, J., Österholm, P. & Kotilainen, A. (2020). Enrichment of trace metals from acid sulfate soils in the Kvarken Archipelago, eastern Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Biogeosciences* 17, ss. 6097–6113
- Wesslander, K., Viktorsson, L., Thor, P., Nilsson, M. & Skjjevik, A.-T. (2020). *The Swedish national monitoring programme 2019. Hydrography, nutrients, phytoplankton*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute. Rapport Oceanography No. 69.
- Wikner, J. & Andersson, A. (2012). Increased freshwater discharge shifts the trophic balance in the coastal zone of the northern Baltic Sea. *Global Change Biology*, 18(8), ss.2509-2519.
- Wikström, S.A., & Kautsky, L. (2007). Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, no. 1-2, ss. 168-176.
- Winder, M., Carstensen, J., Galloway, A.W., Jakobsen, H.H. & Cloern, J.E. (2017). The land–sea interface: A source of high-quality phytoplankton to support secondary production. *Limnology and Oceanography*, 62(S1), ss. 258-S271.
- World Resources Institute (2005). *Millennium Assessment. Ecosystems and human wellbeing. A framework for assessment*. Island Press, Washington. 155

Bilaga 1

Tabell B1. Fågelarter noterade i södra Bottenhavet, med information om de är rastande, övervintrar eller häckar i området, om de är inkluderade i fågeldirektivet och deras rödlistningsstatus NT=Nära hotad, VU=Sårbar, EN=Starkt hotad. Tom cell innebär inte klassad som hotad.

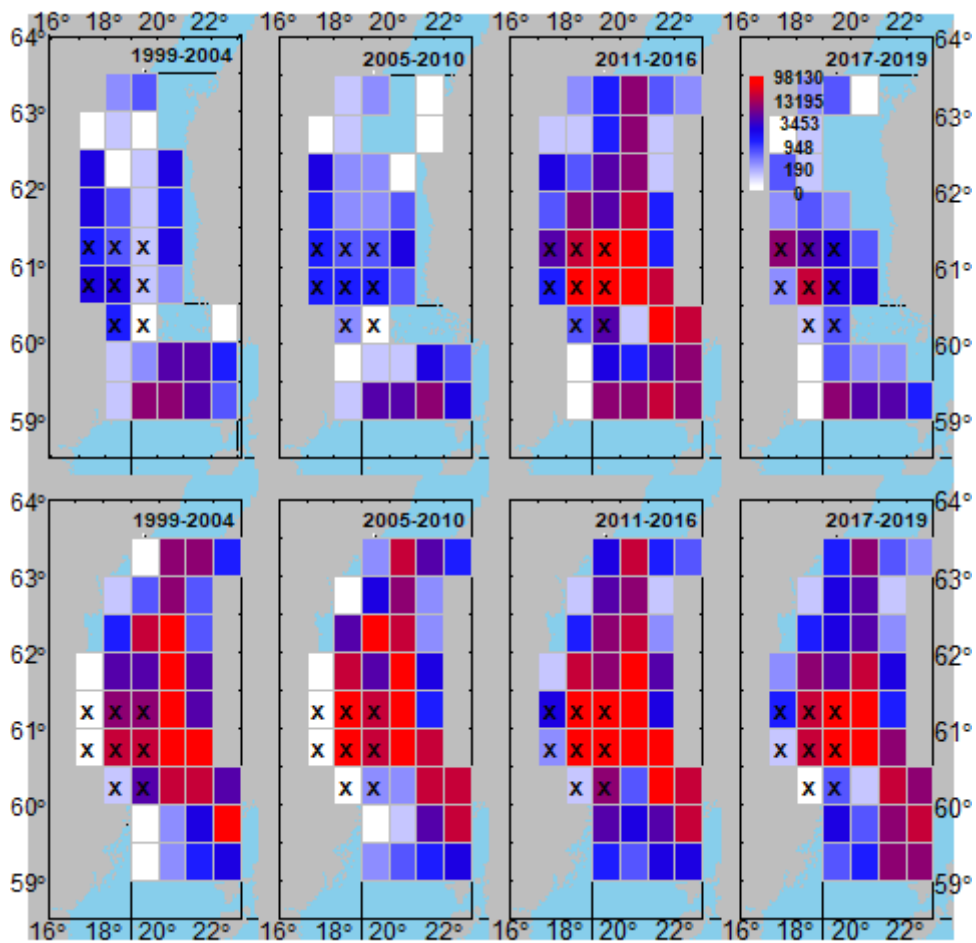
Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Rastande	Över- vintring	Häckande	Fågel- direktivet	Rödlist- kategori
alfågel	<i>Clangula hyemalis</i>	x	x			NT
bergand	<i>Aythya marila</i>	x	x	x		EN
bläsand	<i>Mareca penelope</i>	x	x	x		VU
dvärgmåså	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	x	x	x	x	
ejder	<i>Somateria mollissima</i>	x	x	x		EN
fiskgjuse	<i>Pandion haliaetus</i>	x	x		x	
fiskmåså	<i>Larus canus</i>	x	x	x		NT
fjällabb	<i>Stercorarius longicaudus</i>	x				
fisktärna	<i>Sterna hirundo</i>	x	x	x	x	
gluttsnäppa	<i>Tringa nebularia</i>	x		x		
gravand	<i>Tadorna tadorna</i>	x	x	x		NT
grågås	<i>Anser anser</i>	x	x	x		
gråhakedopping	<i>Podiceps grisegena</i>	x	x	x		
gråhäger	<i>Ardea cinerea</i>	x	x	x		
gråtrut	<i>Larus argentatus</i>	x	x	x		VU
gräsand	<i>Anas platyrhynchos</i>	x	x	x		
grönbena	<i>Tringa glareola</i>	x	x	x	x	
havstrut	<i>Larus marinus</i>	x	x	x		VU
havsörn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	x	x		x	NT
kanadagås	<i>Branta canadensis</i>	x	x	x		NA
kentsk tärna	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	x			x	NT
knipa	<i>Bucephala clangula</i>	x	x	x		
knölsvan	<i>Cygnus olor</i>	x	x	x		
kricka	<i>Anas crecca</i>	x	x	x		VU
kustlabb	<i>Stercorarius parasiticus</i>	x	x	x		NT
myrspov	<i>Limosa lapponica</i>	x			x	VU
rödbena	<i>Tringa totanus</i>	x	x	x		
salskrake	<i>Mergellus albellus</i>	x	x	x		
sillgrissla	<i>Uria aalge</i>	x	x	x		
silltrut	<i>Larus fuscus</i>	x	x	x		NE
silvertärna	<i>Sterna paradisaea</i>	x		x	x	
sjöorre	<i>Melanitta nigra</i>	x	x			
skedand	<i>Spatula clypeata</i>	x	x	x		NT
skratmåså	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	x	x	x		NT
skrântärna	<i>Hydroprogne caspia</i>	x	x	x	x	NT
skäggdopping	<i>Podiceps cristatus</i>	x	x	x		
smådopping	<i>Tachybaptus ruficollis</i>		x	x		NT
smålom	<i>Gavia stellata</i>	x	x			NT

småskrake	<i>Mergus serrator</i>	x	x	x		
snatterand	<i>Mareca strepera</i>	x	x	x		
sothöna	<i>Fulica atra</i>	x	x	x		
stjärtand	<i>Anas acuta</i>	x	x	x		VU
storlom	<i>Gavia arctica</i>	x	x	x	x	
storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	x	x	x		
storskrake	<i>Mergus merganser</i>	x	x	x		
strandkata	<i>Haematopus ostralegus</i>	x	x	x		NT
svarthakedopping	<i>Podiceps auritus</i>	x	x	x		
svartsnäppa	<i>Tringa erythropus</i>	x				NT
svärta	<i>Melanitta fusca</i>	x	x	x		VU
sångsvan	<i>Cygnus cygnus</i>	x	x	x		
tobisgrissla	<i>Cephus grylle</i>	x	x	x		NT
tordmule	<i>Alca torda</i>	x	x	x		
tretåig mås	<i>Rissa tridactyla</i>	x	x			EN
vattenrall	<i>Rallus aquaticus</i>	x	x	x		
vigg	<i>Aythya fuligula</i>	x	x	x		
vitkindad gås	<i>Branta leucopsis</i>	x	x	x	x	

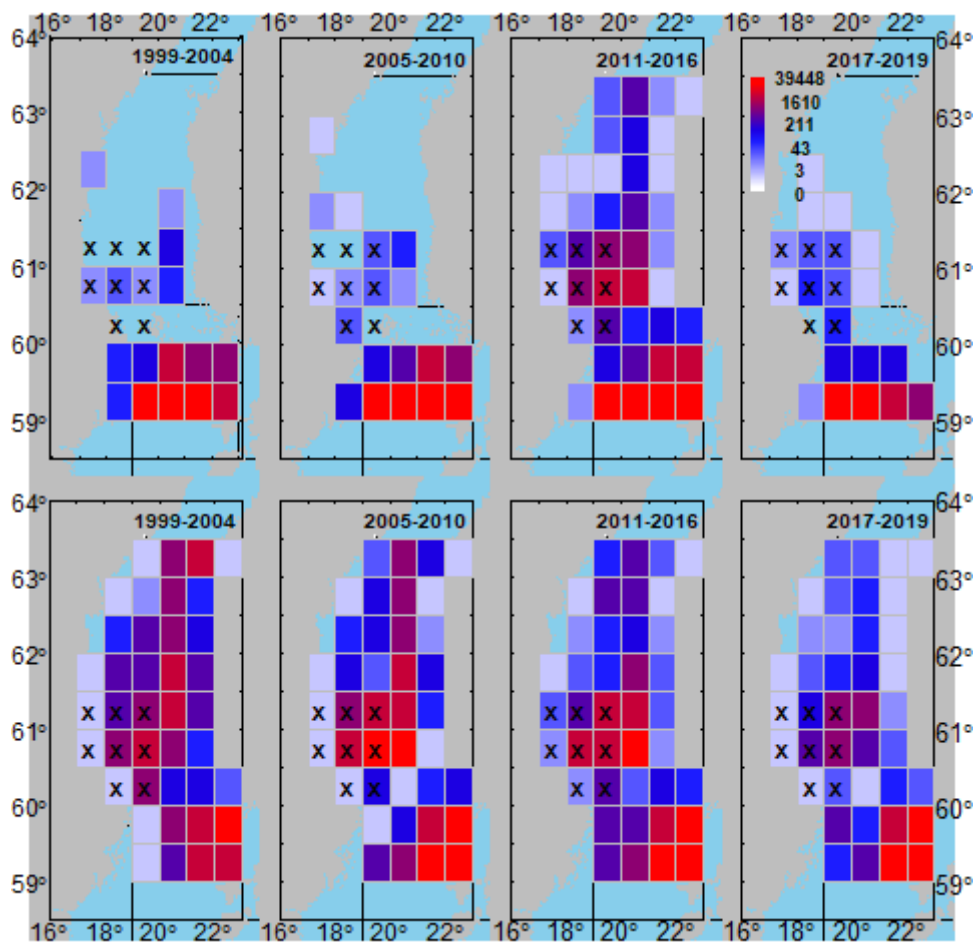
Bilaga 2

Tabell B2. Sammanfattning av den officiella landningsstatistiken för Sverige och Finland (ton). Data är sammanställt för perioder om sex år sedan 1999, förutom den sista perioden som är 2017-2019

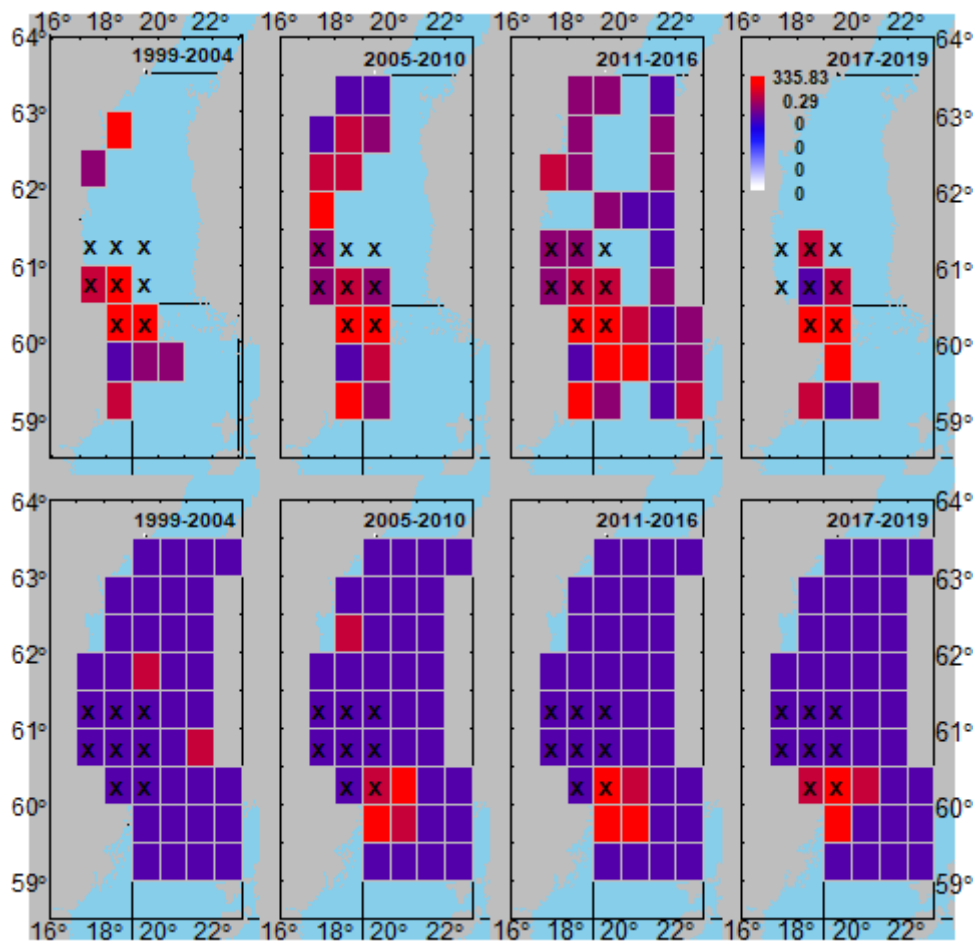
Land	Swe				Fin			
Tidsperiod	1999-2004	2005-2010	2011-2016	2017-2019	1999-2004	2005-2010	2011-2016	2017-2019
Alla arter (totalt)	10381	12305	187273	38916	66741	126427	228847	99433
Strömming	9259	7372	181167	37461	60196	113289	218742	95564
Skarpsill	37	74	4657	203	5521	12086	8901	3296
Abborre	199	214	568	89	192	453	491	178
Torsk	73	119	418	99	0	1	57	105
Sik	392	182	28	48	197	146	159	48
Lax	148	138	198	84	318	82	39	24
Storspigg	0	0	61	726				
Gös	80	91	96	10	163	134	130	47
Gädda	56	35	57	3	67	80	66	27
Hornsimpa	0	0	0.1	160				
Öring	35	33	5	11	16	12	10	3
Braxen	28	16	1	2	14	66	109	17
Ål	17.3	37	3	6.3				
Mört	0.2	1	3	8	7	48	108	23
Nors	1	0.3	6	0.1	7	1	16	15
Lake	4	1	0	0	11	7	7	2
Plattfiskar ospec.	0	0	5	0				
Tobisar ospec.	0	0	0	3				
Id	0.4	0.3	0	0.4	2	0	1	0
Piggvar	0.4	0.1	0	0				
Siklöja	0.4	0	0	0				
Sutare	0.1	0.1	0	0				
Björkna	0	0.2	0	0				
Tånglake	0	0.1	0	0				
Regnbåge					5	0	0	0



Figur B1. Landningsfördelningen (ton) av strömming i Bottenhavet och norra Egentliga Östersjön för de senaste tre sexårsperioderna, samt för åren 2017-2019. Data visas separat för Sverige (övre raden) och Finland (nedre raden). Legendan är baserad på fördelningen av den totala datamängden. Rektanglar som ingår i det föreslagna pilotområdet är markerade med X.



Figur B2. Landningsfördelningen (ton) av skarpsill i Bottenhavet och norra Egentliga Östersjön för de senaste tre sexårsperioderna, samt för åren 2017-2019, för Sverige (övre raden) och Finland (nedre raden). Legenden är baserad på fördelningen av den totala datamängden. Rektanglar som ingår i det föreslagna pilotområdet är markerade med X.



Figur B3. Landningsfördelningen (ton) av torsk i Bottenhavet och norra Egentliga Östersjön för de senaste tre sexårsperioderna, samt för åren 2017-2019, för Sverige (övre raden) och Finland (nedre raden). Legendan är baserad på fördelningen av den totala datamängden. Rektanglar som ingår i det föreslagna pilotområdet är markerade med X.

Bilaga 3

Table B3. Sammanställning av hur de ekosystemkomponenter som beskrivs i texten kan bidra till ekosystemtjänster i södra Bottenhavet. I tabellen visas även ett försök att översätta benämningar av ekosystemtjänster mellan Havs- och vattenmyndighetens- (HaV) och Naturvårdsverkets klassifikationssystem. Vissa punkter i HaVs system omfattar två ekosystemtjänster enligt Naturvårdsverket då redovisas båda ekosystemtjänster koder under kolumn N. Andra notervärda avvikelser mellan systemen förklaras i fotnoterna. De sista kolumnerna anger vilka ekosystemkomponenter som kan förväntas bidra till en given ekosystemtjänst. Skattningarna är baserade på expertkunskap från Kraufvelin m.fl. (2018).

Näringsvävdynamik (S3)	Biokemiska kretslopp (S1)	Havs- och vattens definition	HaV	N	Naturvårdsverket definition (modifierade)	Grunda mjukbottnar		Grunda hårbottnar		Djupa hårbottnar		Djupa mjukbottnar		Fågel			Djur	Fisk				
						Med vegetation	Utan vegetation	Med vegetation	Utan vegetation	Utsjöbankar	Med blåmusslor	utan musslor	Med mycket fauna	Med låg fauna	Pelagisk vatten	Pelagisk födosökande	Bentisk födosökande	Havsörn	Säl	Strömning	Kustfisk	Vädrande fisk
		Bindning av föroreningar genom levande organismer	R5	21	Levande processers nedbrytning av avfall och giftiga ämnen. Biologisk sanering genomförd av mikroorganismer, alger, växter och djur.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
		Bindning av näring i levande organismer	R3	22 39	Levande processers nedbrytning av avfall och giftiga ämnen. Filtrering/ inkapsling/ bindning, genomförda av mikroorganismer, alger, växter och djur (22). Reglering av saltvattenskemi genom levande processer (vattenrening) - närings reglering av kantzoner (39).	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
		Bindning av kol i levande organismer	SR1	40	Reglering av atmosfärens kemiska sammansättning. T.ex. kolbindning av växter, kolbindning av växtplankton.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					

Primärproduktion (S2)	Alger och växter som livsmedel och föda	P1	3	Livsmedel från vilda växter, svampar och alger.	x		x													
	Genetiska resurser	P3	13	Genetiska material (ej för energi eller livsmedel). T.ex. produktion av förädlade växter och avlade djur.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Biologisk mångfald (S4)	Utsmyckningar och material från utsmyckningar	P5	14 15	Fibrer och andra material från vilda växter, svampar, alger, bakterier eller djur för direkt användning eller för bearbetning, (ej för energi eller livsmedel).	x		x		x				x		x					
	Tillhandahållande av ätbara arter	P1	4	Livsmedel från vilda djur.			x		x		x			x		x			x	x
Livsmiljöer (S5)	Tillhandahållande av arter som bidrar till biologisk reglering	R4	34 35	Kontroll av skadedjur och sjukdomar.	x		x		x		x		x		x			x	x	
	Tillhandahållande av livscyklar av arter som kan vara användbart för människor	(S5)	31 32 33	Upprätthållande av livscyklar, skydd av habitat och skydd av genpooler. Pollinering (31), Fröspridning (32) och uppväxtmiljöer (33).	x		x		x		x		x		x					
	Produktion av råvara, till exempel industriprodukter	P2	14 15	Fibrer och andra material från vilda växter, svampar, alger, bakterier eller djur för direkt användning eller för bearbetning, (ej för energi eller livsmedel).	x		x		x		x								x	x
	Alger och växter för energitvinnning och djur(!)	P6	19 20	Vilda växter, svampar, alger eller material från djur för energiproduktion.	x		x		x		x								x	
	Tillhandahållande av rekryter och djur för användning inom akvakultur	P1	4	Livsmedel från vilda djur.	x		x		x		x									x

Resilience (S6)	Hydromorfologisk struktur och dynamik	Tillhandahållande av resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin	P4	14 15	Fibrer och andra material från vilda växter, svampar, alger, bakterier eller djur för direkt användning eller för bearbetning, (ej för energi eller livsmedel).	x	x	x	x		x	x				
		Skydd mot översvämning och bindning av flöden, t ex i strandzonen	R6	28 29	Reglering av normalflöden och extrema händelser, t.ex. översvämningskontroll (28) och stormskydd (29).	x	x	x			x					
		Reglering av kol och näringsflöden genom inlagring i sediment	SR1	36 37	Reglering av markens kvalitet genom nedtrykning och söderdelning av mineraler av rötter och svampar (36) och av växtdelar av maskar, svampar, bakterier (37).	x	x	x			x	x	x			
		Minskad erosion i strandzonen	R2	26	Erosionskontroll och sedimentstabilisering av växter (i akvatisk miljö även fastsittande djur).	x		x								
Kulturella	Rekreation	C1	42 43	Egenskaper hos levande system som möjliggör aktiviteter som främjar hälsa, återhämtning eller välmående genom passiv eller observerande interaktioner. Rekreation, ekoturism.	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x
	Estetiska värden	C2	51	Arter eller levande systems egenskaper eller funktioner som har ett existensvärde.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Vetenskap och utbildning	C3	44 45	Tillhandahållande av områden med vetenskapligt särskilt intressanta arter, naturtyper eller ekosystemprocesser. Och/eller kan användas för praktiskt lärande och förvaltning.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Kulturarv	C4	46	Egenskaper hos levande system som bidrar till kulturarv eller historiska arv	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
	Inspiration	C5	47 50	Egenskaper hos levande system som möjliggör estetiska naturupplevelser (47) eller används som underhållning eller gestaltning (50).	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x

Naturarv	C6	52	Arter eller levande systems egenskaper eller funktioner som har ett arvsvärde.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Spirituella, symboliska och andra interaktioner med naturmiljöer		48 49	Arter eller delar av levande system som har symbolisk betydelse eller helig eller religiös mening.	x	x	x	x					x	x	x	x	x	x

