

God Havsmiljö 2020

Marin strategi för Nordsjön och Östersjön

Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys



God havsmiljö 2020

Marin strategi för Nordsjön och Östersjön

Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys

Ansvariga för rapportens framtagande:

Mats Ivarsson och Karin Pettersson

Övriga medverkande från Havs- och vattenmyndigheten:

Malin Aarsrud, Åsa Andersson, Ylva Engwall, Johanna Eriksson och
Ann-Sofie Wernersson

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2012:19

Formgivning återstår

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2012-12-17

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
ISBN 978-91-87025-21-1

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Omslagsfoto: Glenn Ivarsson

Förord

Tillståndet för den marina miljön i Nordsjön och Östersjön är på många sätt undermåligt. Havsområdena lider av olika belastningar såsom övergödning, farliga ämnen, fysisk påverkan och stora uttag av arter, vilket får negativa effekter på de producerande ekosystemtjänsterna som haven levererar till samhället. Samtidigt ökar trycket från andra ekosystemtjänster i form av ökat behov av energiutvinning, av turism och av transporter. Utvecklingen är likartad i många andra havsområden i Europa. För att på sikt vända den negativa miljöutvecklingen och stimulera till ett hållbart nyttjande av havens resurser har Europeiska gemenskapen infört havsmiljödirektivet (2008/56/EG) som i Sverige införts genom havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341).

I Sverige fick de marina frågorna en ny hemvist den 1 juli 2011 genom inrättandet av en central förvaltningsmyndighet, Havs- och vattenmyndigheten. Den nya myndigheten arbetar på ett integrerat sätt med vatten-, havs- och fiskförvaltningsfrågor. Införandet av havsmiljöförordningen och utvecklingen av den fysiska planeringen av havet är centrala delar av verksamheten de närmaste åren.

Havsmiljödirektivet syftar till att uppnå eller upprätthålla god miljöstatus i Europas hav till år 2020. För Sveriges del handlar det om förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön.

I rapporten görs en beskrivning av nuvarande miljötillstånd och de belastningar som bedöms påverka miljötillståndet. Den beskriver också den samhällsekonomiska betydelsen av olika aktiviteter och verksamheter som pågår i våra havsområden idag, samt den belastning på ekosystemen som nyttjandet ger upphov till.

Björn Risinger
Generaldirektör

Sammanfattning

Havsmiljöförordningens övergripande mål är att upprätthålla eller uppnå en god miljöstatus i de svenska förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön till år 2020. En av uppgifterna i den första förvaltningsperioden är att göra en inledande bedömning av miljötillståndet och en ekonomisk och social analys av nyttjandet av havet.

Den inledande bedömningen redovisar grundläggande egenskaper och det aktuella miljötillståndet i Nordsjön och Östersjön. Rapporten följer havsmiljödirektivets instruktioner, det vill säga det EU-direktiv som i Sverige genomförs genom havsmiljöförordningen. I den inledande bedömningen ingår en beskrivning av fysiska och kemiska förhållanden, livsmiljöer, samt biologiska förhållanden. Belastning på miljön i form av fysisk störning (t.ex. skador på bottenarna) tillförsel av näringsämnen, tillförsel och förorenande ämnen samt biologisk störning (t.ex. uttag av arter genom fiske) ingår också i analysen.

Den ekonomiska och sociala analysen består tre delar. Den första delen beskriver hur förvaltningsområdena nyttjas och var i områdena som aktiviteterna sker. Den andra delen ger en bild av trender i de mänskliga aktiviteter som påverkar miljötillståndet samt en beskrivning av samhällets kostnad för en eventuell försämring av miljötillståndet. Den svenska analysen bygger på ekosystemtjänstansatsen vilket innebär att kostnaden beskrivs i termer av välfärd förluster som kan kopplas till försämrade eller försvagade ekosystemtjänster. Den tredje delen är en social analys som behandlar direkta och indirekta drivkrafter för miljöbelastningarna.

Havsmiljödirektivets krav innebär i vissa fall att nya underlag måste tas fram vilket inte alltid varit möjligt att nå i tid för den inledande bedömningen. Rapporten innehåller därför också bristanalyser som pekar ut behov av framtida informations- och kunskapsinhämtning. Bristanalysen redovisas i anslutning till respektive delkapitel.

Den inledande bedömningen baseras på underlag från svenska universitet, forskningsinstitut, myndigheter, konsulter och publicerade resultat från projekt som drivits av HELCOM, OSPAR samt projektet HARMONY, där Danmark, Sverige, Norge och Tyskland deltagit för att ta fram underlag om östra Nordsjön.

I rapporten återfinns Havs- och vattenmyndighetens samlade slutsatser om det aktuella miljötillståndet och den socioekonomiska analysen. Slutsatsen av den inledande bedömningen överensstämmer med vad som framkommit i senare års nationella liksom internationella tillståndsbedömningar; tillståndet i Nordsjön och Östersjön varierar visserligen mellan olika havsbassänger, liksom mellan kust- och utsjövatten, men sammanfattningsvis är nuvarande tillstånd i många fall inte förenligt med vad som kännetecknar god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen. Det ogynnsamma tillståndet är förknippat med negativa konsekvenser för såväl marina växter, djur och livsmiljöer som de ekosystemtjänster som människan nyttjar.

En sammanfattning av miljötillstånd och belastning finns i avsnitt 3.8 och slutsatser finns i kapitel 8.

Innehållsförteckning

1. INTRODUKTION	11
1.1. Bakgrund	11
1.2. Hur hör de olika stegen ihop?	12
1.3. Bristanalys	15
1.4. Hänsyn till existerande mål och EU-direktiv	15
1.5. Samråd och samverkan	16
1.6. Internationell havsmiljöförvaltning	16
1.7. Den inledande bedömningen	17
1.8. Övergripande utgångspunkter för analysen	18
1.8.1. Kunskapskällor	19
1.9. Utgångspunkter för den ekonomiska analysen	22
1.9.1. Totalt ekonomiskt värde (Total Economic Value, TEV)	22
1.9.2. Ekosystemtjänstansatsen	24
1.9.3. Avgränsning mellan hav och land	28
2. GRUNDLÄGGANDE FÖRHÅLLANDEN	29
2.1. Fysikaliska och kemiska förhållanden.....	29
2.1.1. Hydrografi	29
2.1.2. pH	43
2.2. Livsmiljöer	46
2.2.1. Dominerande livsmiljöer	46
2.2.2. Speciella livsmiljötyper.....	49
2.2.3. Livsmiljöer i särskilda områden	52
2.3. Biologiska förhållanden.....	58
2.3.1. Växtplankton	58
2.3.2. Djurplankton	66
2.3.3. Makroalger och gömfröiga växter.....	76
2.3.4. Ryggradslösa bottendjur.....	89
2.3.5. Fisk	95
2.3.6. Marina däggdjur	109
2.3.7. Havsfåglar.....	111
2.3.8. Genetiskt distinkta former av inhemska arter.....	117
3. BELASTNING OCH PÅVERKAN	122
3.1. Fysisk förlust	122
3.1.1. Kvävning	122
3.1.2. Tillslutning	124
3.2. Fysiska skador	127

3.2.1.	Förändring i igenslamning	127
3.2.2.	Abrasion genom trålning	128
3.2.3.	Selektiv utvinning av icke levande resurser.....	133
3.3.	Övrig fysisk störning.....	133
3.3.1.	Undervattensbuller.....	133
3.3.2.	Marint avfall	135
3.4.	Påverkan på naturliga hydrologiska processer.....	143
3.5.	Farliga ämnen.....	143
3.5.1.	Aktuella förhållanden och naturlig variation	144
3.5.2.	Tillförsel av farliga ämnen	154
3.5.3.	Bedömning av miljötilstånd	157
3.5.4.	Aktuell miljöövervakning	158
3.5.5.	Bristanalys	159
3.6.	Näringsämnen och syreförhållanden	160
3.6.1.	Aktuella förhållanden och naturlig variation	160
3.6.2.	Tillförsel av näringsämnen och organiskt material.....	171
3.6.3.	Bedömning av miljötilstånd	176
3.6.4.	Miljöövervakning.....	176
3.7.	Biologiska störningar.....	176
3.7.1.	Tillförsel av patogena organismer	176
3.7.2.	Främmande arter.....	177
3.7.3.	Selektivt uttag av arter (inklusive icke-mål arter).....	183
3.8.	Sammanfattning av miljötilstånd och kumulativa	190
3.8.1.	Biologiska samhällen och funktionella grupper	191
3.8.2.	Kumulativ mänsklig påverkan och effekter	192
4.	HAVETS ROLL I DEN SVENSKA SAMHÄLLSEKONOMIN	195
4.1.	Den havsrelaterade ekonomins profil	195
4.2.	Den maritima sektorn.....	196
4.2.1.	Sjöfart	200
	1)	200
4.2.2.	Hamnar.....	201
4.2.3.	Farleder	203
4.2.4.	Fiske.....	204
4.2.5.	Vattenbruk.....	206
	Tabell 4.6.	206
4.2.6.	Båtliv.....	207
4.2.7.	Marinor.....	207
4.2.8.	Energi	208
	1)	209
4.2.9.	Marin turism och rekreation	209

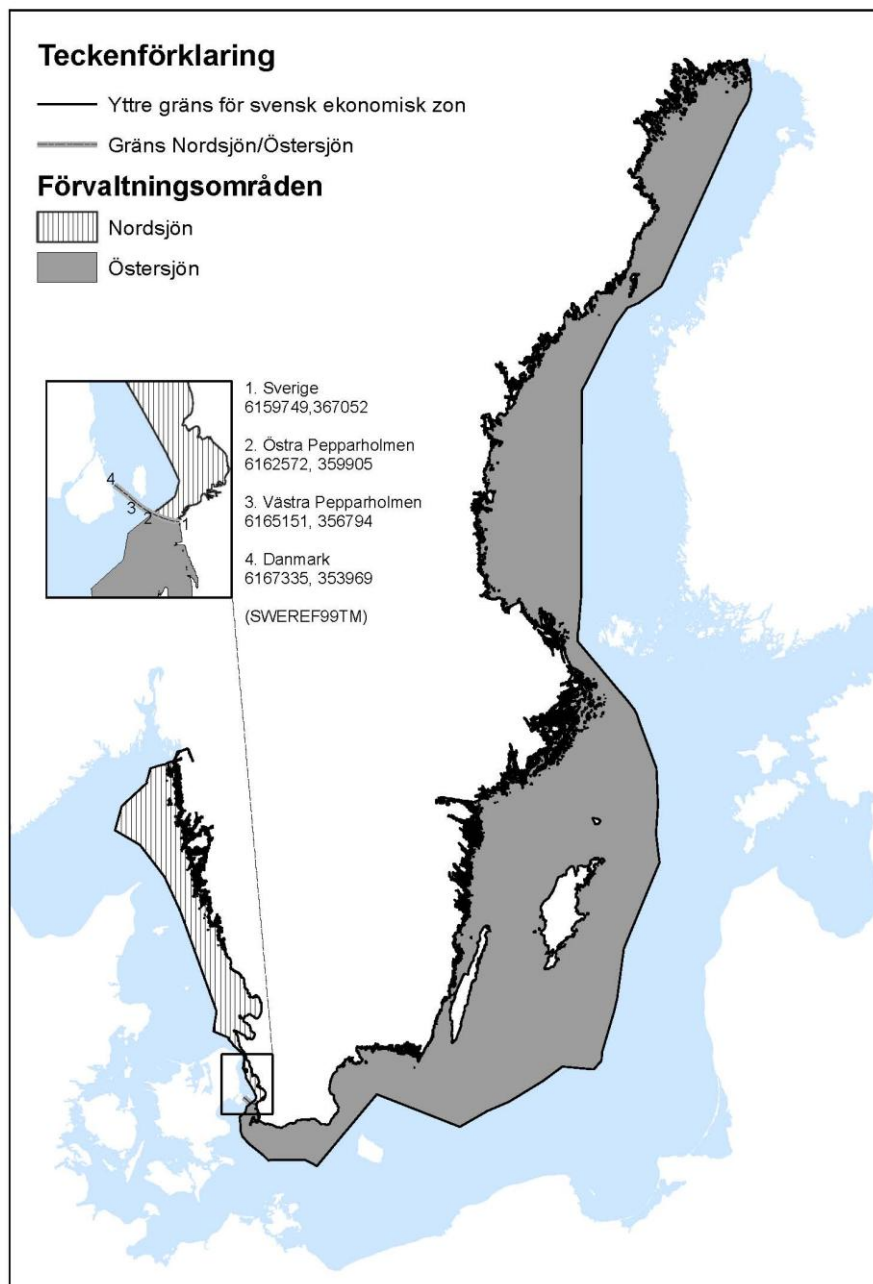
4.2.10.	Offshore	213
4.3.	Verksamhet i inlandet som belastar den marina miljön	214
4.3.1.	Tillförsel av näringsämnen	214
4.3.2.	Tillförsel av förorenande ämnen	216
4.4.	Icke-kommersiella nyttor	219
4.4.1.	Direkta och indirekta användarvärden.....	219
4.4.2.	Icke-användarvärden.....	222
4.5.	Kopplingen mellan aktiviteter och belastning.....	223
4.5.1.	Sammanfattning av de aktiviteter som skapar de största belastningarna	225
4.6.	Ekosystemtjänstanalys	226
4.6.1.	Underlag till ekosystemtjänstanalysen.....	226
4.6.2.	Aktiviteters (drivkrafternas) beroende av ekosystemtjänster ..	227
4.6.3.	Aktiviteters (drivkrafternas) påverkan på ekosystemtjänsterna 229	
4.7.	Ekosystemtjänster och GES-deskriptorer och indikatorer.....	236
4.7.1.	Kopplingen mellan utvalda ekosystemtjänster och GES- deskriptorer och indikatorer.....	237
4.7.2.	GES-deskriptorer, kriterier och indikatorer	237
4.7.3.	Sammanfattning av indikatorer för bedömning av ekosystemtjänster	243
4.8.	Nuvarande status för valda indikatorer och ekosystemtjänster ...	244
4.8.1.	D1 - Biologisk mångfald.....	244
4.8.2.	D5 - Övergödning	248
4.8.3.	D8 - Främmande ämnen	250
4.8.4.	D10 – Marint avfall.....	251
5.	SAMHÄLLET'S KOSTNAD FÖR FORTSATT MILJÖFÖRSÄMRING.....	254
5.1.	Referensscenarier för framtiden.....	254
5.1.1.	Genomgång av existerande styrmedel.....	254
5.2.	Drivkrafternas utveckling till 2020 och 2050.....	261
5.2.1.	Utvecklingen inom den maritima sektorn.....	261
5.2.2.	Utvecklingen av belastningen från landbaserade drivkrafter	264
5.3.	Hur påverkas GES-indikatorerna och ekosystemtjänsterna?	265
5.3.1.	D1: Biologisk mångfald.....	265
5.3.2.	D5: Övergödning	267
5.3.3.	D8: Farliga ämnen och D10: Marint avfall	268
5.3.4.	Effekter från landbaserad påverkan	269
5.4.	Samhällets kostnader för fortsatt miljöförstöring.....	270
5.4.1.	D1 Biologisk mångfald.....	271
5.4.2.	D5 Övergödning.....	272
5.4.3.	D8 Farliga ämnen	274

5.4.4.	D10 Marint avfall.....	275
5.4.5.	Effekter från landbaserad påverkan	276
5.4.6.	Potentiella framtida behov av styrmedel för att nå GES	276
5.5.	Slutsatser	278
6.1.	Havets ekonomi i relation till övriga näringslivet	281
6.2.	Fördjupad social analys	282
6.2.1.	Social analys enligt DSPIR-modellen	282
6.2.2.	Attityder till miljöproblem i havet.....	283
6.2.3.	Fallstudier för en social analys	288
6.2.4.	Grupper som berörs av Havsmiljöförordningen	290
6.2.5.	Slutsatser från den sociala analysen.....	297
7.	BRISTANALYS	299
7.1.	Kapitel 3.....	299
7.2.	Kapitel 4.....	299
7.3.	Kapitel 5.....	299
8.	SLUTSATSER	300
9.	FÖRKORTNINGAR OCH ORDLISTA	301
10.	REFERENSER	308
	BILAGA 1 BEDÖMNINGSMRÅDEN	326
	BILAGA 2 TABELLER.....	330

1. Introduktion

1.1. Bakgrund

Havsmiljödirektivet (2008/56/EG) är miljöpelaren i EU:s integrerade havspolitik. Dess syfte är att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i Europas hav till år 2020. Enligt direktivets grundläggande bestämmelser ska god miljöstatus uppnås genom en ekosystembaserad förvaltning.



Karta 1. De svenska förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön.

I havsmiljödirektivet görs en indelning i marina regioner eller delregioner och Sverige berörs av två av dessa: delregion Nordsjön och region Östersjön. Direktivet infördes i november 2010 i svensk lagstiftning genom havsmiljöförordningen (2010:1341). Havs- och vattenmyndigheten är enligt förordningen ansvarig myndighet för genomförandet och har föreskriftsrätt. Förordningen gäller för alla marina vatten och deras underliggande jordlager, från strandlinjen till och med Sveriges ekonomiska zon. De områden som enligt vattenförvaltningen klassats som övergångsvatten omfattas inte. Enligt havsmiljöförordningen indelas Sveriges havsområde i två förvaltningsområden: Nordsjön och Östersjön (Karta 1). För en beskrivning av de bedömningsområden som används för att bedöma miljötilståndet hänvisas till God havsmiljö 2020, del 2 (Havs- och vattenmyndigheten, 2012). Kartor över bedömningsområdena finns i Bilaga 1 i denna rapport.

I havsmiljöförordningens första förvaltningsperiod ska Havs- och vattenmyndigheten genomföra följande:

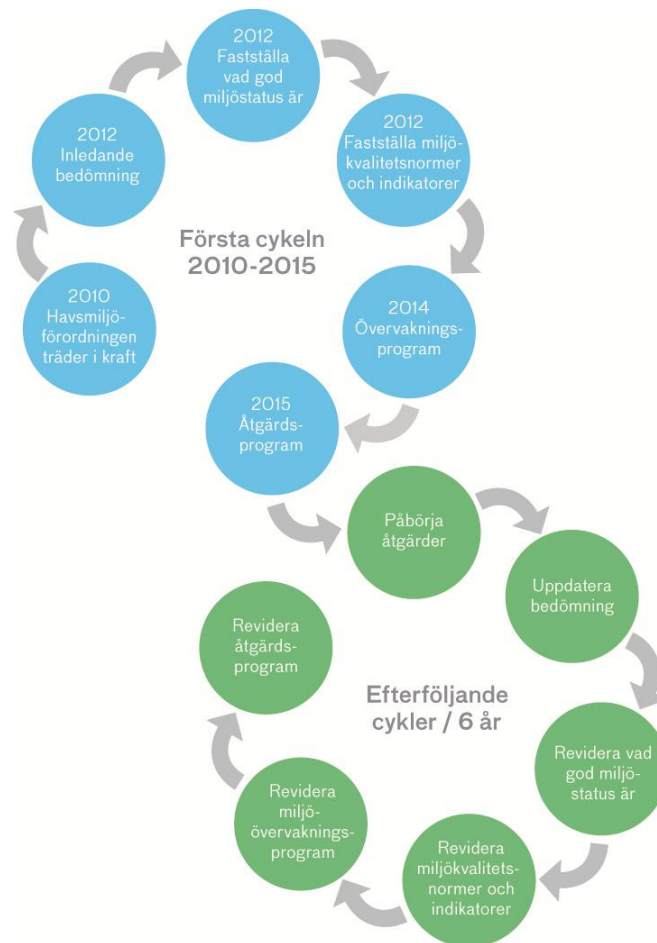
1. Göra en inledande bedömning av miljötilstånd och en social och ekonomisk analys av nyttjandet av havet,
2. fastställa vad som kännetecknar god miljöstatus i Nordsjön och Östersjön,
3. ta fram miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön,
4. fastställa och genomföra miljöövervakningsprogram 2014, samt
5. fastställa åtgärdsprogram 2015 och påbörja genomförandet av åtgärdsprogrammen 2016.

Dessa fem steg utgör en marin strategi enligt havsmiljödirektivet. Det tre första stegen redovisas i två delrapporter: God havsmiljö 2020, Del 1: Inledande bedömning och Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Miljö kvalitetsnormer och vad som kännetecknar god miljöstatus fastställs i föreskriftsform. Havsmiljöförordningen genomförs i sexåriga förvaltningsperioder och under nästa förvaltningsperiod ska de steg som presenterats ovan repeteras och uppdateras (Figur 1).

1.2. Hur hör de olika stegen ihop?

I den inledande bedömningen beskrivs miljötilståndet. Även påverkan på olika delar av ekosystemet ska beskrivas och i möjligaste mån bedömas. De belastningar som ger upphov till påverkan ska också identifieras. De viktigaste belastningarna ska sedan knytas till aktiviteter och verksamheter som påverkar havsmiljön.

Den inledande bedömningen ska också innehålla en ekonomisk och social analys. Analysen syftar till att ge en bild av dels kommersiella och icke-kommersiella värden, eller nyttor, som dagens nyttjande av havet medför, dels de konsekvenser som samhället kan förvänta sig om miljööversiktningarna fortsätter. Resultaten från den ekonomiska och sociala analysen ska bland annat fungera som underlag vid utformandet av åtgärdsprogram.



Figur 1. Havsmiljöförordningens förvaltningscykel med de steg som ska genomföras varje sexårsperiod.

God miljöstatus är det önskade tillståndet i miljön och utgör en övergripande miljö kvalitetsnorm för Nordsjön respektive Östersjön. Havsmiljödirektivet anger en rad kriterier som ska tas hänsyn till när god miljöstatus formuleras. För att kunna bedöma om det önskade tillståndet är uppnått krävs indikatorer och gränsvärden som anger vilken miljö kvalitet och nivå av påverkan som är förenlig med god miljöstatus (Figur 2).

Om den inledande bedömningen indikerar att miljöns status inte är god ska medlemsstaterna ta fram miljömål enligt havsmiljödirektivet. Sverige har valt att införa miljömålen i form av miljö kvalitetsnormer som är ett juridiskt styrmedel som regleras i 5 kap. miljöbalken. Miljö kvalitetsnormerna ska fungera som verktyg för att upprätthålla eller nå god miljöstatus för Nordsjön och Östersjön.



Figur 2. Koppling mellan de tre första stegen av havsmiljöförordningen.

Två centrala delar av havsmiljöförordningen som ligger längre fram i förvaltningsperioden är uppföljning genom övervakningsprogram och åtgärdsprogram. Övervakningsprogrammen ska utformas för att kunna följa utvecklingen av miljöstatus samt belastning och påverkan på miljön i de två förvaltningsområdena. Uppdaterade övervakningsprogram som utgår från de indikatorer som fastställts för att bedöma om god miljöstatus uppnås ska påbörjas senast den 15 juli 2014.

Det sista steget i förvaltningscykeln är formulering av åtgärdsprogram som ska bidra till att miljö kvalitetsnormerna följs och att en god miljöstatus upprätthålls eller uppnås. Åtgärdsprogrammen ska vara fastställda i slutet av 2015, och börja genomföras senast i slutet av 2016.

I den inledande bedömningen 2012 har inte miljö tillståndet kunnat klassificeras utifrån de förhållanden som nu fastslås känneteckna god miljöstatus, eftersom dessa, liksom indikatorer och gränsvärden, tagits fram parallellt med genomförandet av den inledande bedömningen. I nästa förvaltningsperiod ska dock bedömningen i huvudsak baseras på definitionen av god miljöstatus och de indikatorer som presenteras i God havsmiljö 2020, Del 2, och fastställs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.

1.3. Bristanalys

De krav på kunskapsunderlag som direktivet ställer på den inledande bedömningen har inte kunnat uppfyllas på alla områden i den första förvaltningsperioden. En annan brist är att tillämpbara gränsvärden saknas för flera av de indikatorer som föreslås för bedömning av miljöstatus. I båda delrapporterna identifieras därför också luckor i underlagsmaterial och metoder för bedömning så att bristerna, om det är motiverat, kan åtgärdas.

1.4. Hänsyn till existerande mål och EU-direktiv

När de förhållanden som kännetecknar god miljöstatus definieras samt vid framtagandet av miljö kvalitetsnormer ska hänsyn tas till andra EU-direktiv som gäller för samma vatten. De EU-direktiv som har tydligast koppling till havsmiljön är vattendirektivet (2000/60/EG) vilket överlappar geografiskt med havsmiljödirektivet i kustzonen samt art- och habitatdirektivet (92/43/EEG) som bland annat omfattar marina arter och livsmiljöer. Andra relevanta EU-direktiv är fågeldirektivet (2009/147/EG) och direktivet om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område (2008/105/EG) vilket berör så kallade prioriterade ämnen.

Hänsyn ska även tas till fortsatt tillämpning av relevanta nationella och internationella miljömål. De svenska miljö kvalitetsmålen med främsta beröringspunkter till havsmiljödirektivet är *Hav i balans samt levande kust och skärgård*, *Ingen övergödning*, *Giftfri miljö* och *Ett rikt växt- och djurliv*. Internationella miljömål som ska beaktas är de som överenskommit genom regionala havskonventioner bland annat HELCOM:s Aktionsplan för Östersjön (HELCOM 2007) samt mål framtagna inom OSPAR.

I EU:s integrerade havspolitik ingår även den fysiska havsplaneringen. Den syftar till att utforma och reglera människans användning av havet samtidigt som de marina ekosystemen skyddas. Att lyckas med de marina strategierna, d.v.s. att upprätthålla eller uppnå en god miljöstatus till 2020, är beroende av en fungerande havsplanering. Havsmiljödirektivet sätter miljömål, övervakar och tar fram åtgärdsprogram där så behövs och havsplaneringen är ett verktyg

för att anpassa användningen av havet så att utvecklingsbehov tillgodoses samtidigt som god miljöstatus upprätthålls.

Även den gemensamma fiskeripolitiken (EG nr 2371/2002), ingår i den integrerade havspolitik och är av central betydelse för havsmiljön. Fiskeverksamhet är, för att fortleva, beroende av att haven kan leverera fisk, samtidigt som fiskeverksamheten utgör en påverkan på ekosystem genom uttag av arter och fysisk påverkan på bland annat botten. I den gemensamma fiskeripolitiken ska nyttjandet och bevarandet av fisken balanseras. Den gemensamma fiskeripolitiken är under revision.

1.5. Samråd och samverkan

För att nå samverkan och få en bred förankring för den inledande bedömningen samt beskrivningen av god miljöstatus och framtagande av miljö kvalitetsnormer genomfördes samråd under våren 2012.

En särskild referensgrupp inrättades för att ge Havs- och vattenmyndigheten stöd i utformningen av det material som utgör underlag för genomförandet av havsmiljöförordningen. Referensgruppen bestod av representanter från intresse- och näringslivsorganisationer, vattenmyndigheter, svenska universitet genom Havsmiljöinstitutet, samt ett antal myndigheter med ansvar för frågor som berör havsmiljön (Havs- och vattenmyndigheten 2012).

Övriga myndigheter, kommuner, organisationer, verksamhetsutövare och enskilda gavs möjlighet att komma med synpunkter på remissversionen av God havsmiljö 2020 och Havs- och vattenmyndighetens förslag till föreskrift. Materialet skickades till 155 remissinstanser, tillgängliggjordes via myndighetens hemsida, och presenterades vid två öppna möten i Göteborg och Stockholm. Totalt inkom 73 remissyttranden. Synpunkterna resulterade i en rad ändringar som inkorporerats i slutversionen av rapporterna. Även Havs- och vattenmyndighetens föreskrift har omarbetats utifrån inkomna remissynpunkter.

1.6. Internationell havsmiljöförvaltning

Den svenska havsmiljöförvaltningen ska vara samordnad med andra medlemstaters förvaltning i Nordsjön och Östersjön. Det ställer krav på en samsyn kring vad som kännetecknar god miljöstatus, och ett samarbete kring åtgärder mot belastningar med gränsöverskridande effekter. Samordningen sker genom EU-kommissionen, de regionala havskonventionerna OSPAR och HELCOM samt bi- och trilaterala kontakter. Havskonventionerna har fått medlemstaternas uppdrag att utgöra koordinerande plattformar för havsmiljödirektivet.

1.7. Den inledande bedömningen

Syftet med den inledande bedömningen är att beskriva miljötillståndet och identifiera den främsta påverkan på olika delar av ekosystemet samt vilka belastningar som ger denna påverkan. De viktigaste belastningarna kan sedan knytas till aktiviteter som använder den marina miljön. Den inledande bedömningen ska också innehålla en ekonomisk analys, dels av kommersiella och icke-kommersiella värden eller nyttor, som dagens nyttjande av havet medför, och dels över de konsekvenser som samhället kan förvänta sig om miljöförsämringarna fortsätter.

Den inledande bedömningen ska enligt 13 § i havsmiljöförordningen bestå av följande delar:

6. En analys av havsområdets grundläggande egenskaper och förhållanden,
7. En analys av det aktuella miljötillståndet i havsområdet,
8. En analys av de viktigaste kvalitativa och kvantitativa faktorer, märkbara trender och mänskliga aktiviteter som påverkar miljötillståndet i havsområdet och
9. En ekonomisk och social analys av nyttjandet av havsområdet samt de kostnader som en försämring av havsområdets miljöer medför.

Vad som ska beskrivas i punkterna ovan finns preciserat i olika bilagor till direktivet.

Under punkt ett ska till exempel bottenförhållanden, temperatur- salthalts- och isförhållanden, uppehållstid för vattnet och blandningskaraktistik samt närings-, syre- och försurningsförhållanden beskrivas. I de biologiska förhållandena ingår att beskriva ett antal biologiska samhällen. Det är växtplankton, djurplankton, gömfröiga växter, makroalger, bottenfaunaeventebrater, fiskbestånd, marina däggdjur och fåglar som ska beskrivas på olika sätt. Dessutom ska förekomst av främmande arter och genetiskt distinkta former av inhemska arter beskrivas. Även miljögiftssituationen och typiska särdrag för den marina regionen ska beskrivas. Analysen av det aktuella miljötillståndet görs för varje del. Detta beskrivs i kapitel 2 i rapporten.

Under punkt tre ska olika typer av fysisk störning kvantifieras, liksom tillförsel av olika ämnen och biologiska störningar. I fysiska störningar ingår t.ex. muddring, deponering av muddermassor, trålnings-skador på bottarna, undervattensbuller och marint avfall medan tillförsel av ämnen omfattar syntetiska och icke-syntetiska skadliga ämnen, näringsämnen och organiskt material. Detta beskrivs i kapitel 3 i rapporten.

Den ekonomiska och sociala analysen som ingår i den inledande bedömningen kan delas in i två delar. Den ena delen innebär att ge en beskrivning av hur havsregionerna nyttjas och geografiskt var i havsregionerna som aktiviteter sker samt hur användningen kan komma att utvecklas framöver. Den andra delen ska ge en beskrivning av samhällets kostnad för en eventuell försämring av miljötillståndet om Havsmiljödirektivet inte genomförs (se kapitel om referensscenario). Den svenska analysen bygger på ekosystemtjänstansatsen vilket innebär att kostnaden beskrivs i termer av välfärd förluster som kan kopplas till försämrade eller försvagade ekosystemtjänster. Beskrivningen kommer huvudsakligen att vara kvalitativ men i de fall det är möjligt även kvantitativ. Syftet med att göra denna ekonomiska och sociala analys är att ta fram relevant information som ska ligga till grund för och stödja det fortsatta arbetet med Havsmiljödirektivet, bl.a. utvecklingen av övervaknings- och åtgärdsprogram samt konsekvensanalyser. Det gäller främst:

- kostnadseffektivitetsanalys vid val av åtgärder för att nå uppsatta miljökvalitetsnormer,
- kostnadsnyttoanalyser av nya åtgärder samt i områden där det kan uppstå stora intressekonflikter (t.ex. för bedömning av huruvida kostnader av att genomföra åtgärder för att nå målen är för höga jämfört med nyttan det medför) och för
- ekonomisk modellering, för att underlätta analyser av framtida konsekvenser av förvaltningsåtgärder (styrmedel) på ekonomiska sektorer som använder den marina miljön.

Detta beskrivs i kapitlen 4-6 i rapporten.

Kopplingen mellan belastning och påverkan och de aktiviteter som åstadkommer belastningen beskrivs i kapitel 4 i rapporten.

1.8. Övergripande utgångspunkter för analysen

Den inledande bedömningen ska sträva efter att ge en så fullständig beskrivning som möjligt av den marina miljön. Detta omfattar en beskrivning av:

- det nuvarande miljötillståndet i medlemslandets marina område(n),
- det nuvarande nyttjandet av medlemslandets marina område(n) och
- den belastning och påverkan på ekosystemtjänster som det ger upphov till.

Den inledande bedömningen ska också beskriva hur dessa belastningar förväntas utvecklas över tid om Havsmiljödirektivet inte implementeras (se kapitel om referensscenario) (COM, 2010b). Eftersom en betydande del av det underlag som krävs för en sådan rigorös analys idag inte finns tillgängligt är målsättningen inte under innevarande cykel att nå ända fram med analysen inom alla problemområden. I kapitlet bristanalys beskrivs de aktuella data- och

underlagsbristerna och en viktig del av arbetet under den kommande cykeln blir att åtgärda dessa brister.

1.8.1. Kunskapskällor

För en del av beskrivningarna i kapitel 2 och 3 har underlag beställts från Havsmiljöinstitutet (HMI), SMHI, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua) och Lunds universitet. En mera detaljerad beskrivning av underlagen och deras författare finns i kapitel 10. Dessutom har underlag från HELCOM (HOLAS-rapporten med underlag), OSPAR och Harmony-projektet använts liksom många andra rapporter som återfinns i referenslistan.

I kapitel 4 har statistik över ekonomisk aktivitet, sysselsättning m.m. för de maritima sektorerna och aktiviteterna inhämtats från Statistiska centralbyrån (SCB). När det gäller turism och rekreation har en del ekonomisk information inhämtats från Resurs AB, ett företag som fungerat som underkonsult till Enveco i ett av de projekt som pågått under hösten och vintern 2011/2012 (se nedan).

För kapitel 4 och 5 har Havs- och vattenmyndigheten i fem olika projekt under hösten och vintern 2011/2012 uppdragit åt två konsultgrupper att ta fram underlag till den inledande bedömningen. En grupp bestående av Enveco Miljöekonomi AB med underkonsulterna DHI Sverige AB och Resurs AB har arbetat med två projekt. Ett projekt har syftat till att beskriva marin turism och rekreation i relation till dels den miljöbelastning som den ger upphov till och dels hur den påverkas av annan miljöbelastning (Enveco med Resurs AB). I ett andra projekt har det marina avfallets påverkan på ekosystemen och betydelse för mänskligt välbefinnande analyserats (Enveco med DHI).

En andra konsultgrupp bestående av IVL Svenska Miljöinstitutet AB med underkonsulterna Enveco Miljöekonomi AB och Enviro Economics Sweden har arbeta med ytterligare två uppdrag. Ett uppdrag har bestått i att göra en maritim sektorsanalys med syfte att beskriva kedjan från drivkrafter till miljöbelastning och slutligen konsekvenser för berörda ekosystemtjänster (IVL med Enveco). Ett andra uppdrag har fokuserat på belastningen från oljespill, vilken påverkan de medför på ekosystemen och slutligen på berörda ekosystemtjänster (IVL med Enveco och EnviroEconomics Sweden).

I ett femte uppdrag har Enveco Miljöekonomi AB sammanfattat slutsatserna i de fyra föregående uppdragen med avseende på påverkan från mänskliga aktiviteter på ekosystemen och ekosystemtjänsterna samt förväntad utveckling hos drivkrafter och miljöbelastning i ett referensscenario. I uppdraget har också ingått att i termer av påverkan på ekosystemtjänster beskriva samhällets kostnad för fortsatt miljöförstöring.

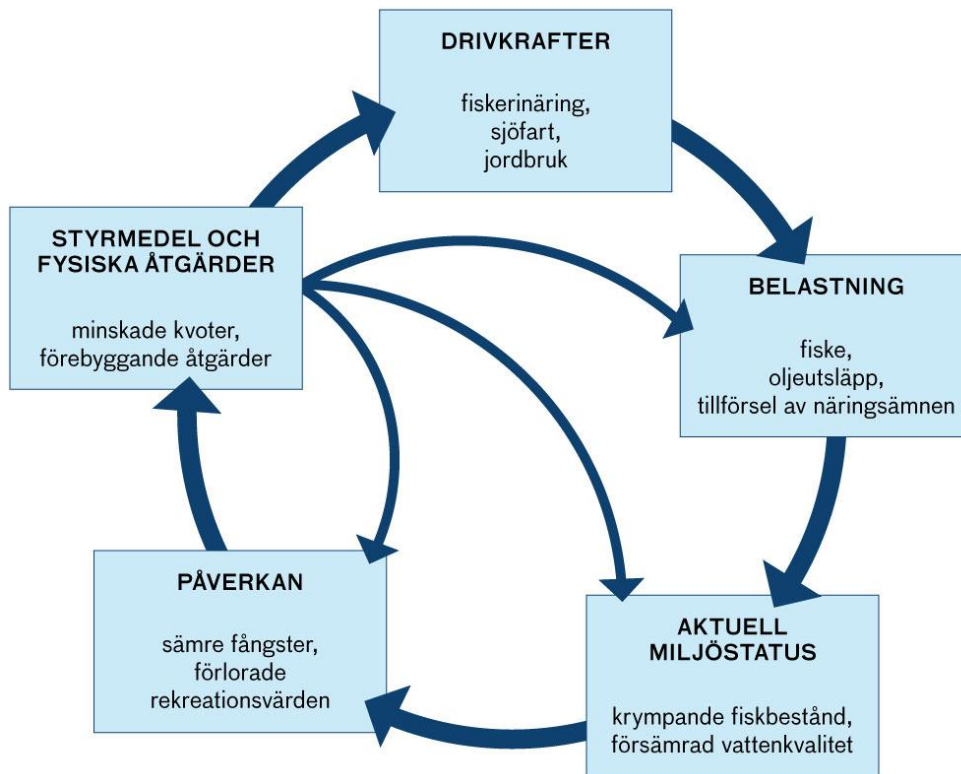
För den sociala analysen i kapitel 6 har Havsmiljöinstitutet (HMI) på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten utvecklat en modell för att beskriva direkta och indirekta drivkrafter som ger upphov till miljöbelastning, vilka direkta och

indirekta aktörer som förekommer och vilka grupper i samhället som drabbas av belastningen.

1.8.2. DPSIR

Upplägget i den inledande bedömningen följer i stora drag de olika stegen i DPSIR-ramverket där de ingående bokstäverna i namnet har följande betydelse;

- **D** - Drivkrafter (**D**Driving forces) – Aktiviteter och verksamheter som använder marina vatten samt drivkrafter bakom. I kapitel 3 görs en sammanställning av de aktiviteter och verksamheter med betydande påverkan på miljön som använder havet för sin verksamhet.
- **P** - Belastning (**P**Pressures) – Belastning på miljön till följd av aktiviteter användning av marina vatten. Kapitel 3 innehåller också en sammanställning av vilka belastningar som de aktuella aktiviteterna och verksamheterna ger upphov till.
- **S** - Aktuellt miljötilstånd (**S**tate) – Det aktuella miljötilståndet. I slutet på kapitel 3 ges en sammanfattning över det aktuella miljötilståndet mot bakgrund av den befintliga belastningen från aktiviteter och verksamheter.
- **I** - Påverkan (**I**mpact) – Effekter på ekosystemens status – kan kopplas till vilka ekosystemtjänster som dessa ekosystem tillhandahåller för att beskriva välfärdseffekter som belastningen ger upphov till. I kapitel 4 analyseras hur de olika belastningarna påverkar olika deskriptorer och indikatorer. Analysen visar också vilka ekosystemtjänster som de olika aktiviteterna och verksamheterna är beroende av samt vilka ekosystemtjänster som påverkas.
- **R** - Respons (**R**esponse) – Policy åtgärder (styrmedel) och fysiska åtgärder. I kapitel 5 analyseras effektiviteten hos befintliga styrmedel inom olika områden samt behovet av de framtida kompletteringar och förbättringar som kan krävas för att god miljöstatus ska kunna uppnås eller för att en försämring ska undvikas.



Figur 1.3. DPSIR-metodiken är en systematik för att undersöka hur olika *drivkrafter* ger upphov till *miljöbelastningar* och på vilket sätt ekosystemens aktuella *tillstånd* påverkas. I det följande momentet analyseras vilken *påverkan* belastningarna får på ekosystemens funktion. I den ekonomiska delen av arbetet innebär påverkan också en analys av de välfärdsförändringar som belastningarna ger upphov till. Det sista steget av analysen omfattar en beskrivning av samhällets reaktion på miljöförändringarna genom olika typer av styrmedel eller fysiska åtgärder riktade mot drivkrafter, belastningar och påverkan (Se exempelvis COM (2010b) eller Turner et al. (2010) för en närmare beskrivning av DPSIR).

1.9. Utgångspunkter för den ekonomiska analysen

1.9.1. Totalt ekonomiskt värde (Total Economic Value, TEV)

För ett antal ekosystemtjänster är det möjligt att göra ekonomiska värderingar medan det för andra är svårare på grund av stora osäkerheter och hög grad av komplexitet. Begreppet TEV erbjuder ett sätt att tillskriva vilken naturresurs som helst ett ekonomiskt värde men det är viktigt att understryka att detta värde alltid understiger själva ekosystemets värde (Turner *et al.*, 2010; Pearce *et al.*, 2006). TEV-begreppet innebär en uppdelning i användar- och icke-användarvärden som dock inte omfattar de inneboende värden som människor tillmäter naturen. Inte heller kulturella eller symboliska värden som människor exempelvis tillmäter vissa landskap eller miljöer omfattas. Människors betalningsvilja för att bevara exempelvis en naturtyp, oberoende av om de planerar att själva använda det, ger emellertid ett mått på deras uppfattning om det inneboende värdet. Detta kallas för altruistiska värden (se nedan).

Marina ekosystem tillhandahåller ett stort antal tjänster av betydande värde för samhället som exempelvis fisk, transportvägar, spädning och nedbrytning av miljögifter, möjligheter till rekreation, estetiska värden m.fl. För att värdera dessa nyttor är det viktigt att beskriva värdet eller nyttan hos de specifika tjänster som kommer samhället till godo. TEV-begreppet innebär en möjlighet till en uppdelning av värden som möjliggör en sådan värdering. Den första indelningen görs i användar- och icke-användarvärden. Användarvärden innefattar någon typ av interagerande med själva resursen, antingen direkt eller indirekt (Pearce *et al.*, 2006).

1.9.1.1. Direkta användarvärden

Direkta användarvärden innebär som namnet antyder en direkt kontakt med ekosystemet snarare än genom de tjänster som det tillhandahåller. Användandet kan ha konsumtionssyfte som vid fiske eller skogsbruk, men kan också vara exempelvis för rekreation eller utbildning, utan konsumtionssyfte.

1.9.1.2. Indirekta användarvärden

Indirekta användarvärden kan härledas till tjänster som tillhandahålls av ekosystemet. Detta kan exempelvis omfatta naturens förmåga att lindra effekterna från övergödning, och därmed förbättra vattenkvaliteten, eller havets förmåga att lagra koldioxid och därmed lindra klimateffekterna.

1.9.1.3. Icke-användarvärden

Icke-användarvärden förknippas med den nytta som människor tillskriver blotta vetskapen om att ett visst ekosystem upprätthålls (Pearce *et al.*, 2006). Definitionsmässigt inbegriper dessa värden inte något användande av själva resursen även om användare också kan tillskriva resursen icke-användarvärde. Icke-användarvärden är nära kopplat till etiska ställningstaganden som ofta

kan kopplas till altruism. Icke-användarvärdena kan delas upp i tre delar som i vissa fall kan överlappa varandra beroende på hur de definieras;
Existensvärden: förknippas med tillfredsställelsen av vetenskapen om att ett visst ekosystem fortsätter att existera oavsett om det medför någon nytta för andra. Begreppet har tolkats på ett flertal sätt och förefaller ligga nära gränsen till det som beskrivs som "inneboende värden" ovan.

Arvsvärden: baseras på vetenskapen om att även efterkommande generationer kommer att ha möjligheten att njuta av en naturresurs i framtiden.

Altruistsiska värden: förknippas med vetenskapen om att en viss naturresurs är tillgänglig även för andra människor i den nuvarande generationen.

Ytterligare två typer av värden som inte följer indelningen i användar- och icke-användarvärden förekommer.

Optionsvärde: förknippas med den nytta som en kommer en individ till del genom vetenskapen om att en viss resurs finns tillgänglig i framtiden

Kvasioptionsvärde (QOV): förknippas med den potentiella nyttan med att avvakta mer information innan man ger upp möjligheten att bevara en resurs för framtida användning. QOV kan också beskrivas som *värdet av att undvika en irreversibel skada som med ytterligare information kanske visar sig vara omotiverad*. Ett exempel på ett QOV är värdet av att bevara regnskog för möjligheten att den i framtiden kan vara betydelsefull för framställning av nya läkemedel. QOV antas kunna utgöra en ansenlig del av TEV men är problematiskt att mäta.

De olika ingående delarna av TEV skattas med hjälp av ekonomiska värderingsmetoder där användarvärden är de lättaste att värdera, icke-användarvärden är ofta svårare att värdera. Svårigheten med att involvera samtliga ekosystemtjänster i den ekonomiska analysen är att många av dem inte har någon marknad. Det finns ett glapp mellan marknadsvärde och ekonomiskt värde på många ekosystemtjänster. För att fylla det glappet måste först de ekosystemtjänster som saknar en marknad identifieras och om möjligt förses med monetära värden (Turner *et al.*, 2010).

1.9.1.4 TEV i den inledande bedömningens ekonomiska analys

I den inledande bedömningen utgår den ekonomiska analysen från TEV genom kartläggning av användarvärdena. Dels direkta användarvärden i termer av den ekonomiska nyttan av aktiviteter och verksamheter som använder havet för sin verksamhet, och dels exempel på icke-kommersiella direkta användarvärden. De indirekta användarvärdena som representeras exempelvis av nyttan med havets förmåga att lagra koldioxid, eller omsätta näringsämnen behandlas genom analysen av de maritima aktiviteternas beroende av olika ekosystemtjänster och den påverkan som de i sin tur har på tillgången på och funktionen hos ekosystemtjänsterna. I arbetet med den inledande

bedömningen har ingen sammanställning gjorts över värderingsstudier som specifikt inriktar sig på icke-användarvärdena. De antas emellertid att dessa i varierande grad utgör en del av de värden som tillmäts direkta icke-kommersiella användarvärden som exempelvis värdet av förbättrad vattenkvalitet.

1.9.2. Ekosystemtjänstansatsen

I det vägledningsdokument för ekonomisk analys som tagits fram inom EU:s arbetsgrupp, WG-ESA (COM 2010b), anges olika metoder för medlemsländernas genomförande av den ekonomiska analysen inom havsmiljödirektivet. Den metod som Sverige valt är *Ekosystemtjänstansatsen*. Metoden, som inte ska förväxlas med Ekosystemansatsen, se exempelvis Naturvårdsverkets rapport 2007:12 "Ekosystemansatsen - en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser", innebär att ekosystemtjänsterna är utgångspunkten både för analysen av nyttjande av havet och bedömningen av kostnaden för fortsatt miljöönsämring, se 1.9.2.2, 4.6-4.8 samt 5.3-5.5.

1.9.2.1. Vad är marina ekosystemtjänster?

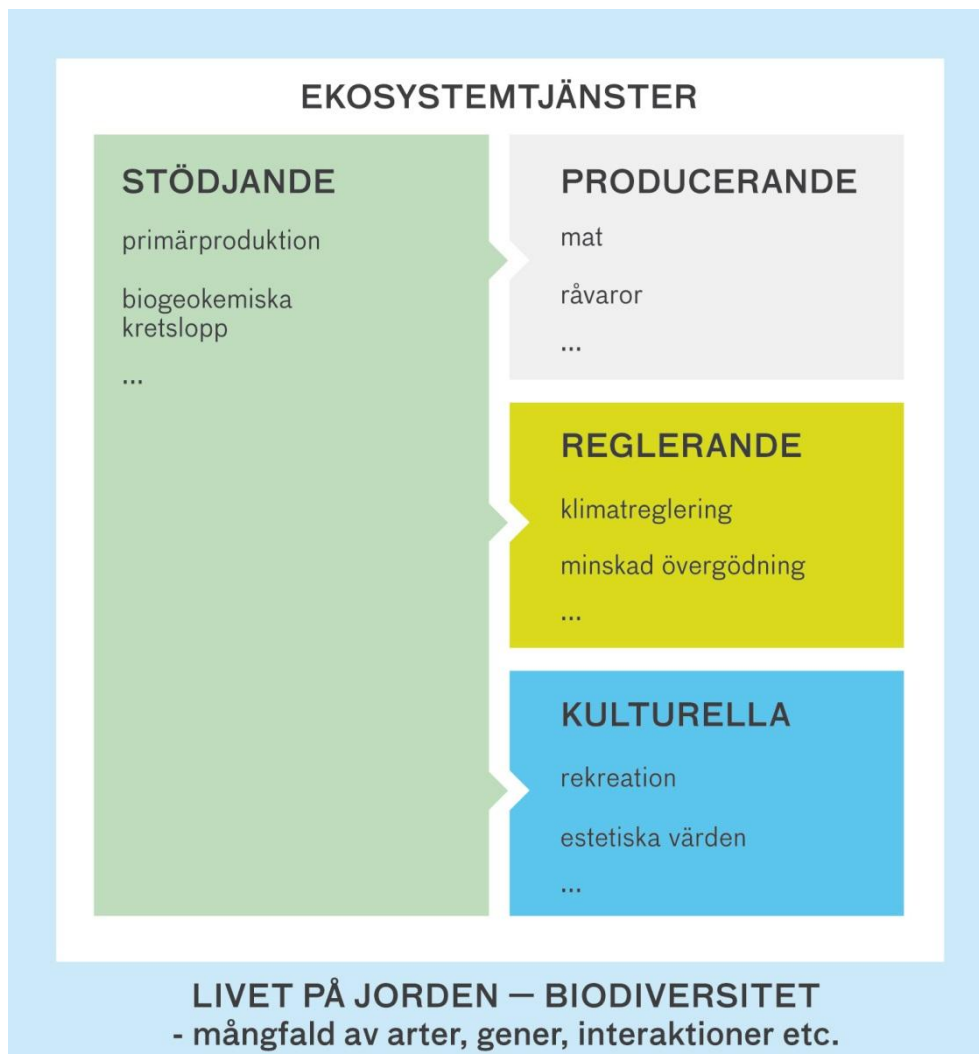
Våra ekosystem ger stöd till mänskligt liv och välbefinnande på många olika sätt. På senare år har användandet av termer som "ekosystemvaror" och "ekosystemtjänster" ökat och ett antal definitioner och klassificeringar finns tillgängliga i litteraturen, se exempelvis referenserna i TEEB (2010, s. 17). I The Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) ges ett förslag på definition och kategorisering som har använts flitigt i efterföljande studier, bl.a. Garpe (2008) och Naturvårdsverket (2009) när det gäller marina ekosystemtjänster. Ibland görs en indelning i "ekosystemvaror" och "ekosystemtjänster" där den senare avser produkter som ekosystemen förser oss med och som det finns en marknad för – där fisk är ett typiskt exempel. Den inledande bedömningen följer den indelning som görs i Garpe (2008) och Naturvårdsverket (2009) vilket innebär att även ekosystemvaror omfattas av begreppet ekosystemtjänster.

Själva ekosystemtjänst-begreppet representerar ett försök att beskriva ekosystemen ur människans perspektiv – det handlar om hur ekosystemen är användbara för människor. Som Garpe (2008) konstaterar utgör därmed ekosystemtjänst-begreppet ett sätt att betrakta miljön ur ett användarperspektiv. Detta understryks också i TEEB (2010, figur 1.4) där man menar att ekosystemtjänst-begreppet innebär en koppling mellan vad som händer i ett ekosystem i termer av strukturer, processer och funktioner samt mänskligt välbefinnande. Utifrån den indelning av ekosystemtjänsterna i fyra kategorier, *producerande, stödjande, reglerande* och *kulturella*, som görs i MA (2005), se figur 1.4, har Garpe (2008) och Naturvårdsverket (2009) identifierat ett antal ekosystemtjänster som tillhandahålls av ekosystemen i Östersjön, Kattegatt och Skagerrak, se tabell 1.1. Se Garpe (2008) för definitioner av ekosystemtjänsterna.

I diskussionerna om ekosystemtjänster har det konstaterats att vissa tjänster kan betraktas som input i ekosystemens produktion av andra tjänster. Exempelvis kan den reglerande ekosystemtjänsten ”minskad övergödning” manifesteras sig som förbättrade möjligheter till rekreation, d.v.s. en kulturell ekosystemtjänst. Av detta skäl är det vanligt att man gör en indelning i intermediära och slutliga ekosystemtjänster, se exempelvis Fisher (2009). Som nämns i COM (2010b) hjälper en sådan indelning till att undvika ett för snävt fokus på slutliga ekosystemtjänster genom att alla inblandade tjänster beskrivs, samtidigt som man undviker dubbelräkning vid skattningar av ekosystemtjänsternas monetära värde. På detta tema skriver Boyd (2010):

“The distinction between final and intermediate goods and services arises in any economic accounting system. Final goods are not necessarily more important or valuable than intermediate goods. Rather, the distinction arises because of the fundamental accounting identity: count everything, but only count it once.” (p.8)
/.../

“Consider the issue of double-counting in conventional economic accounts, like GDP. Take cars for example. If we counted both cars and the steel used to make them and then weighted cars and steel by their market prices, we will have double counted the value of the steel. The reason is that the steel’s value in car production is embodied in the value of the cars. If a good or service’s value adds to the value of a good or service subsequently sold in the market, it is an intermediate good. The labor, leather, steel, and human capital required to make the car are intermediate goods. The final good is the car itself.” (p.9)



Figur 1.4. Fyra kategorier av ekosystemtjänster efter MA (2005).

Tabell 1.1. Lista över identifierade marina ekosystemtjänster i Östersjön och Nordsjön. S = supporting (stödande), R = regulating (reglerande), P = provisioning (producerande), C = cultural (kulturella). Se Garpe (2008) and SEPA (2009) för definitioner av ekosystemtjänsterna.

Ekosystemtjänster	
S1	Biogeokemiska kretslopp
S2	Primärproduktion
S3	Näringsvävsdynamik
S4	Biologisk mångfald
S5	Livsmiljö
S6	Resiliens
R1	Klimatreglering
R2	Sedimentbevarande
R3	Minskad övergödning
R4	Biologisk rening
R5	Reglering av föroreningar
P1	Livsmedel
P2	Råvaror
P3	Genetiska resursers
P4	Kemikalier
P5	Utsmyckningar
P6	Energi
P7	Utrymme och vattenvägar
C1	Rekreation
C2	Estetiska värden
C3	Vetenskap och utbildning
C4	Kulturarv
C5	Inspiration
C6	Naturarv

1.9.2.2. Ekosystemtjänstansatsen i den ekonomiska analysen

Den ekonomiska analysen i den inledande bedömningen består av två delar: (1) Nyttjandet av haven och (2) Kostnaden för fortsatt miljööförsämring i den marina miljön. I EU:s vägledningsdokument för den ekonomiska analysen (COM 2010b) beskrivs två angreppssätt för (1): *the ecosystem service approach* och *the marine water accounts*, samt tre angreppssätt för (2): *the ecosystem services approach*, *the thematic approach* och *the cost based approach*. Det svenska arbetet med ekonomisk analys i den inledande bedömningen utgår i båda delarna från ekosystemtjänstansatsen.

Momenten under (1) beskrivs i (COM 2010b) av följande steg:

- a) Identifiera ekosystemtjänster i de marina områdena i anslutning till analysen av grundläggande förhållanden (artikel 8,1 (a) Havsmiljödirektivet) och analysen av belastning och påverkan (artikel 8,1 (b) Havsmiljödirektivet).
- b) Identifiera och om möjligt kvantifiera värdet samhällets nytta (välfärd) som kan kopplas till relevanta ekosystemtjänster genom olika metoder för att uppskatta användar- och icke-användarvärden av dessa ekosystemtjänster.
- c) Identifiera drivkrafter och belastningar som påverkar ekosystemtjänsterna.

I arbetet med (2) krävs ytterligare förfining av ekosystemtjänstansatsen i termer av fokus på ekologisk status och kopplingen till mänsklig välfärd. Enligt EU:s vägledningsdokument COM (2010b) kan det omfatta följande arbetsmoment:

- a) Definition av God miljöstatus med hjälp av kvalitativa deskriptorer samt listning av aktuella belastningar.
- b) Utvärdering av miljötilståndet i ett referensscenario (BAU).
- c) Att beskriva i kvalitativa och om möjligt kvantitativa termer skillnaden mellan GES och det miljötilstånd som skulle resultera från referensscenariet. Skillnaden vid en viss tidpunkt definierar försämringen vid samma tidpunkt.
- d) Att beskriva konsekvenserna för mänskligt välbefinnande av försämringen av den marina miljön, antingen kvalitativt eller kvantitativt i monetära termer. Dessa konsekvenser är kostnaden för miljöförstörelsen.

1.9.3. Avgränsning mellan hav och land

Den inledande bedömningen fokuserar på rent maritima aktiviteter och verksamheter. Undantaget är belastningen från inlandsaktiviteter och kustnära industri. När det gäller tillförseln av näringsämnen från inlandsbaserade aktiviteter har läckage av kväve från kustnära områden jämförts med den totala belastningen från inlandskällorna, se kapitel 3.6 och 4.3.1. Kriteriet för ett kustnära område har här varit att den naturliga retentionen av näringsämnen är noll enligt PLC5-modellen.

Med kustnära industri avses den verksamhet som bedöms ha en direkt belastning på den marina miljön och definieras som de anläggningar inom branscherna: massa-, pappers- och pappersvaruindustri, raffinaderier, kemi- och läkemedelsindustri samt stål- och metallverk som är belägna inom fem kilometer från strandlinjen. För anläggningar som uppfyller detta kriterium har ekonomisk statistik sammanställts, se kapitel 4.3.2, kustnära kommunala reningsverk beskrivs i kapitel 4.3.1. I det kommande arbetet behöver en bättre definition av kustnära utarbetas.

2. Grundläggande förhållanden

I detta kapitel redovisas grundläggande förhållanden i Sveriges havsområden enligt den vägledande förteckning som finns i Tabell 1 i bilaga III i direktivet. För ytterligare tolkning av vad som bör ingå under varje punkt har också vägledningsdokumentet från EU-kommissionen använts (COM, 2011).

2.1. Fysikaliska och kemiska förhållanden

Alla de fysiska och kemiska förhållanden som redovisas i detta avsnitt är viktiga för att beskriva vad som är karakteristiskt för både vattenmassan och bottenarna. De är viktiga också för bedömningarna av arter, biologiska samhällen, livsmiljöer och för ekosystemen som helhet. Det är också viktigt att förstå de naturliga variationerna, liksom klimatvariationer, i kemiska och fysiska förhållanden för att kunna skilja dessa från de förändringar som beror på mänsklig påverkan.

Vissa fysiska och kemiska parametrar kan också påverkas direkt av olika belastningar. Till exempel kan bottenarnas topografi och djupförhållanden påverkas av fysisk förlust och fysiska skador.

Förhållanden för näringsämnen och syre samt förorenande ämnen beskrivs i kapitlet om belastning och påverkan tillsammans med tillförseln av respektive ämnen.

2.1.1. Hydrografi

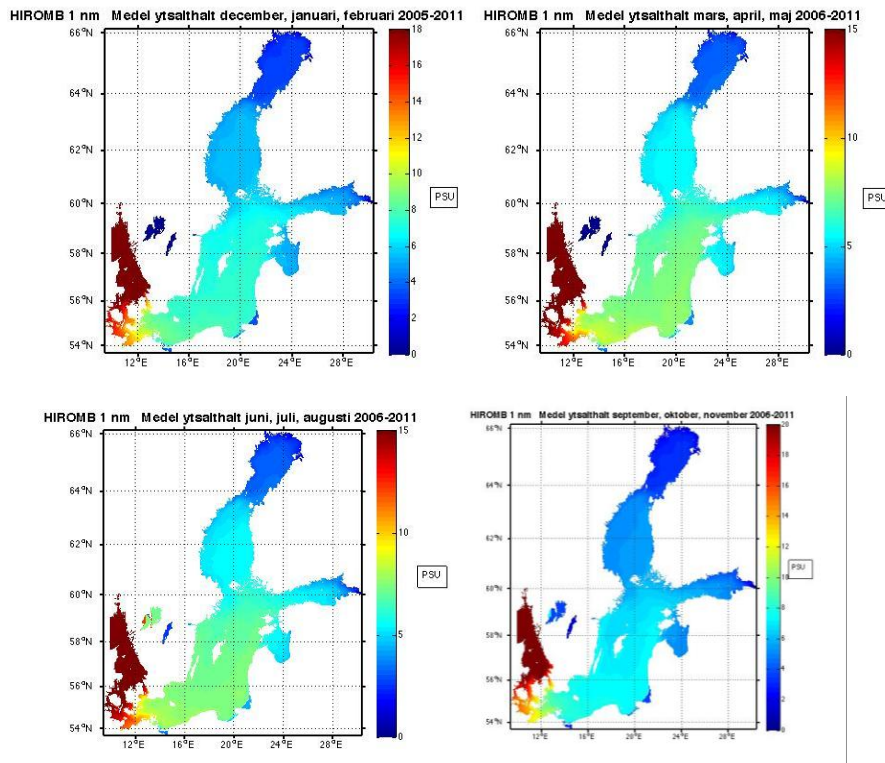
I detta avsnitt beskrivs de fysiska förutsättningarna i vattenmassan.

2.1.1.1. Salthalt

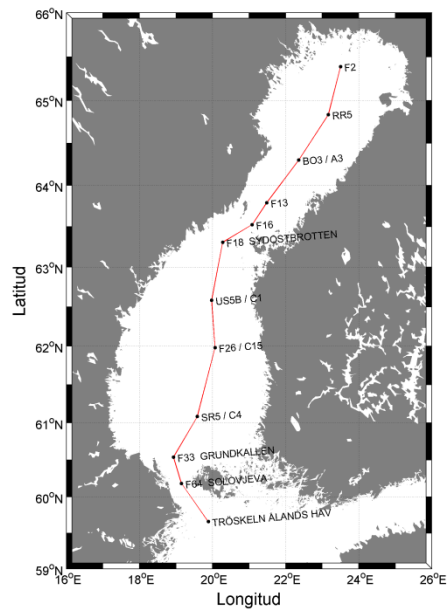
Östersjön är ett brackvattenshav. Avrinning från land och nederbörd tillför stora mängder sötvatten och det sker ett nettoutflöde från Östersjön av bräckt vatten genom Öresund och Bälten, vilket skapar en ofta förekommande nordgående transport av bräckt vatten längs Sveriges västkust. Det marina, salta vattnet har sitt ursprung i Nordsjön och transporteras in i Västerhavet genom yt- och djupströmmar. Det saltare vattnet transporteras in i Östersjön via Stora och Lilla Bält och Öresund. Viss omblandning sker mellan det söta och marina vattnet, därav Östersjöns bräckta vatten. Salt vatten är tyngre än sött och skarpa skillnader i salthalt över djupet kallas haloklin. Denna skiktning i vattnet skapar stabilt vatten som kan försvåra eller helt förhindra omblandning av vatten mellan ytvatten och djupare skikt. Detta kan leda till stagnation som kan orsaka syrefria bottenar. Ju saltare och tyngre befintligt bottenvattnet är, desto svårare är det för nytt inflödande vatten att tränga ned och byta ut bottenvattnet.

Salthalten varierar kraftigt i Sveriges havsområden, från 2-4 psu (practical salinity units) i Bottenviken till ca 30-33 psu i östra Skagerrak. Från strandlinjen ut till öppna havsområdena varierar också salthalten kraftigt speciellt i områden med färskvattentillförsel. Slutligen varierar salthalten i vertikalled i alla havsområden, med starkast skiktning i Kattegatt och i kustnära områden i Skagerrak. Därefter avtar salthaltsskillnaden mellan yta och botten ju längre norrut i Östersjön man kommer. Den vertikala salthaltsskillnaden är permanent över tid. I övrigt förekommer variationer över året.

Figurer 2.1 visar säsongmedelvärden för salthalt i ytlagret i Västerhavet och Östersjön. De fyra säsongerna indelas i vinter (december, januari, februari), vår (mars, april, maj), sommar (juni, juli, augusti) och höst (september, oktober, november). Motsvarande kartor för standardavvikelse och varians är framtagna men visas inte i rapporten.

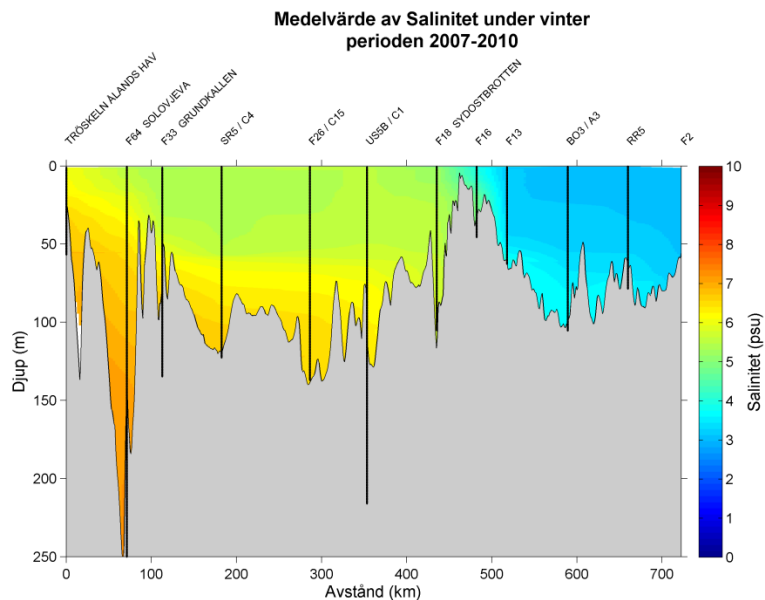


Figur 2.1. baseras på modelldata från SMHI:s oceanografiska prognosmodell HIROMB (High Resolution Operational Model for the Baltic Sea). Data visar salthalten i ytlagret från 0-8 meters djup. Modellen har en horisontell upplösning på en nautisk mil har och ur detta material har säsongmedelvärden för åren 2006-2011 extraherats. En beräkning per dygn har inkluderats.

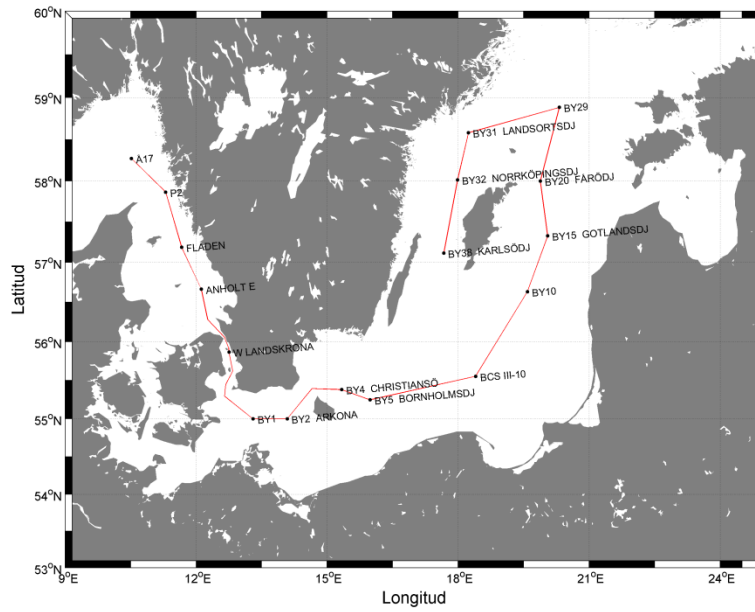


Figur 2.2. Karta över snitt i Bottniska viken som används för salthalt, temperatur, Brünt-Väisäläfrekvens och turbiditet i olika avsnitt nedan.

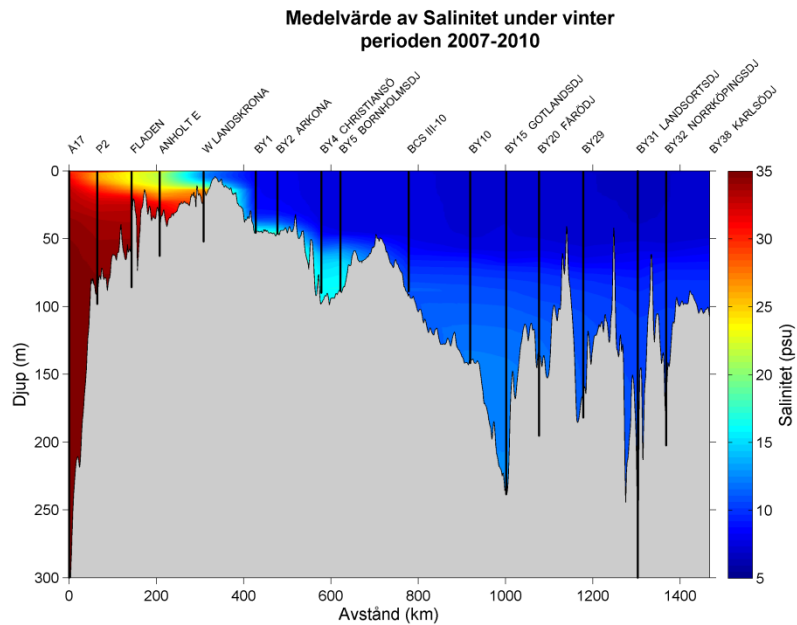
I figurerna 2.3 och 2.5 nedan framgår det kraftiga salthaltssprångskikt, haloklin, som finns i Västerhavet och den minskande salthalten längre in i Östersjön.



Figur 2.3. Medelvärde för salthalt under vinter för Bottniska viken figur 2.2. För Bottniska viken finns endast vinterdata tillgängliga. Svarta streck indikerar provtagningsstationerna.



Figur 2.4. Karta över snitt i Västerhavet och Egentliga Östersjön som används för salthalt, temperatur och Brünt-Väisäläfrekvens i olika avsnitt nedan.



Figur 2.5. Medelvärde för salthalt under vinter för Västerhavet och Egentliga Östersjön enligt figur 2.4. Svarta streck indikerar provtagningsstationerna. Notera att skalan är annorlunda jämfört med bilden av Bottniska viken.

2.1.1.2. Temperatur

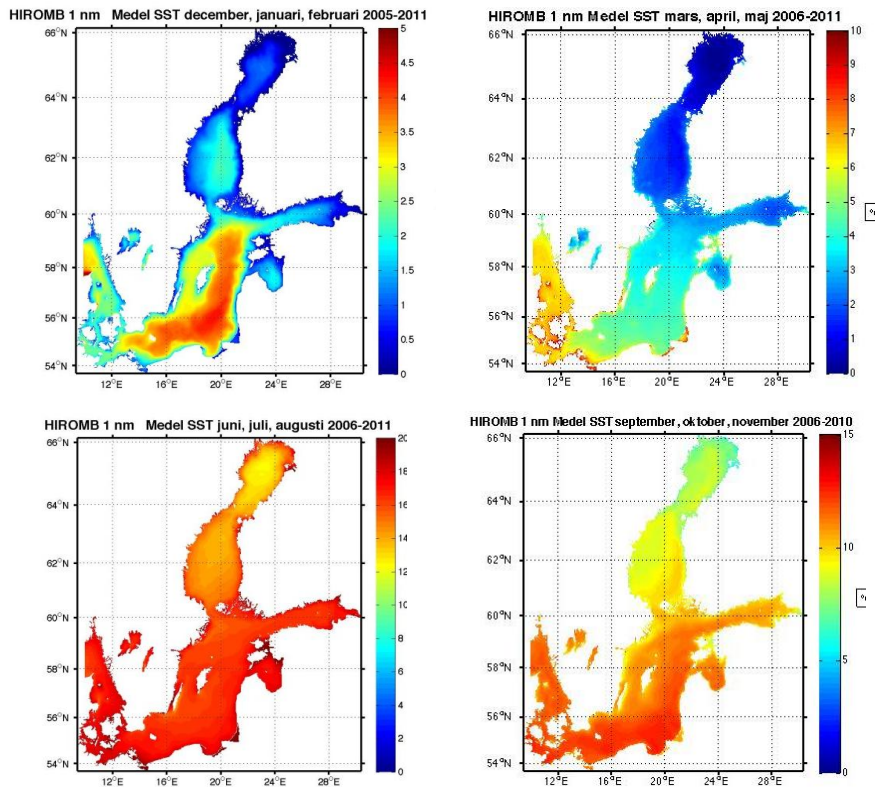
Kallt vatten är tyngre än varmt och skarpa skillnader i temperatur över djupet kallas termoklin. Denna skiktning i vattnet skapar stabilt vatten som kan försvåra eller helt förhindra omblandning av vatten mellan ytvatten och djupare skikt. Lösligheten för vissa ämnen påverkas av vattnets temperatur. Till exempel kan kallt vatten lösa större mängder syrgas och koldioxid än varmare vatten.

Yttemperaturen i de olika havsbassängerna visar tydliga säsongsskillnader, ytvattnet sommartid är ca 20 °C i Skagerrak, Kattegatt och Egentliga Östersjön och i Bottenviken ca 13 °C. Under vinter och vår är temperaturen upp till 5 °C i Egentliga Östersjön och runt 0 °C i Bottenviken, medan den under vintern är upp till 2 °C i Västerhavet. Under höst och vår är variationen störst längs kusten. På vintern och sommaren varierar temperaturen mer till havs än längs kusten.

Under våren skapas i Östersjön en termoklin (temperatursprångskikt) som senare bryts ner av avkylning och omblandning under hösten, termoklinen ligger på ca 20 till 30 meters djup medan motsvarande termoklin i Kattegatt och Skagerrak sammanfaller med salthaltsprångskiktet (haloklinen) på ca 15 till 20 meters djup.

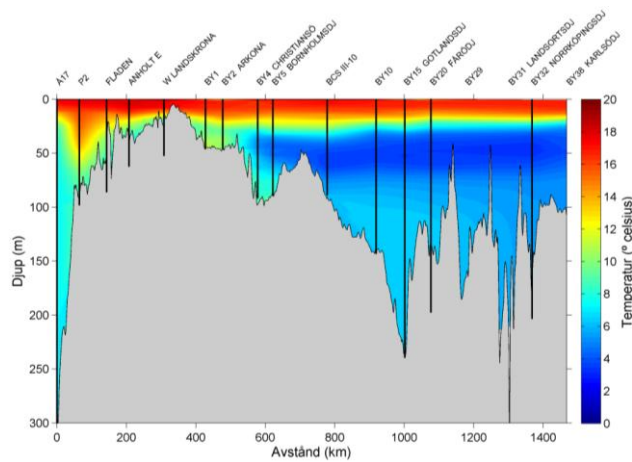
Under termoklinen är vattentemperaturerna stabila över året med svag variation. I Östersjön mellan termoklin och haloklin är temperaturen året runt ca någon eller några plusgrader och under haloklinen är temperaturen ca 4-6 grader Celsius.

I figur 2.6 presenteras medeltemperaturen i ytvatten under olika säsonger. Motsvarande kartor för standardavvikelse och variationskoefficient (% Varor) finns framtagna. Säsongerna är vinter (december, januari, februari), vår (mars, april, maj), sommar (juni, juli, augusti) och höst (november, oktober, september).



Figur 2.6. Figurerna baseras på modelldata från SMHI:s oceanografiska prognosmodell HIROMB (High Resolution Operational Model for the Baltic Sea). Data visar vattentemperaturen i ytlagret från 0-8 meters djup. Modellen har en horisontell upplösning på en nautisk mil har och ur detta material har säsongsmedelvärden för åren 2006-2011 extraherats. En beräkning per dygn har inkluderats.

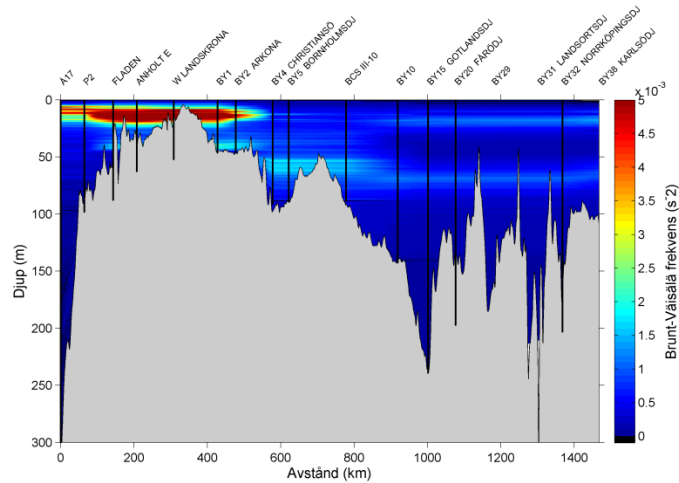
I figur 2.7 ses temperaturskiktningen under sommaren i Västerhavet och i Egentliga Östersjön.



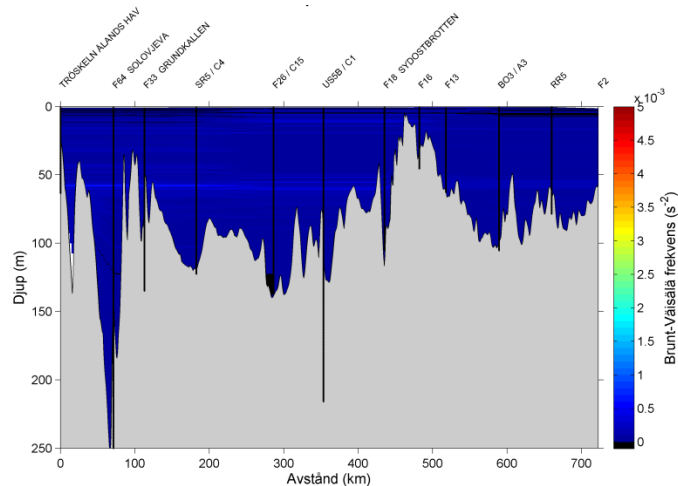
Figur 2.7. Medelvärde för temperatur i Västerhavet och Egentliga Östersjön under sommaren (juni, juli och augusti) åren 2006 till 2010.. De svarta strecken anger provtagningsstationerna enligt figur 2.4.

2.1.1.3. Blandningsförhållanden

Brunt-Väisälä frekvensen (N) är ett mått på stabiliteten av den vertikala densitetsskiktningen. I figuren 2.8 visas densitetsgradienten i Västerhavet och Egentliga Östersjön. Omkring Öresund är värdena särskilt höga som en effekt av den stora variationen hos flödet genom Öresund. Värdena är också något förhöjda längs haloklinen i Egentliga Östersjön. En viss förhöjning kan anas i det nordliga snittet under vintern runt 60 meters djup, se figur 2.9, där det bara finns tillräckliga data för vinterperioden. Generellt sammanfaller den högsta stabiliteten med haloklinens och termoklinens djuplägen och den lägsta stabiliteten med homogena vattenområden som i ytvattnet.



Figur 2.8. Brunt-Väisäläfrekvens som ett mått på hur stark skiktningen i vattenmassan är visas för sommarperioden, då den är som starkast, i Västerhavet och Egentliga Östersjön. De svarta strecken anger provtagningsstationerna enligt figur 2.4.



Figur 2.9. Brunt-Väisäläfrekvens som ett mått på hur stark skiktningen i vattenmassan är visas för vinterperioden i Bottniska viken. Vintern är den enda period då data finns tillgängliga för området. De svarta strecken anger provtagningsstationerna enligt figur 2.2.

2.1.1.4. Uppehållstid

Med omsättningstid menas den tid det teoretiskt tar att byta ut hela vattenmassan i en bassäng. Omsättningstiden beräknas utifrån medelflödet genom en viss bassängs volym, alltså $\text{Omsättningstid} = \text{Volym}/\text{Flöde}$.

Skagerrak

Omsättningstiden för Skagerraks vatten har beräknats vara några få veckor i områden med starka strömmar och något lägre i kustområden och i vattnet under 270 meters djup i Norska rännan (Grimås och Svansson, 1985). Rodhe, 1987 anger omsättningstiden till omkring 100 dygn. I vissa fjordar är omsättningstiden upp till ett år och ibland längre.

Kattegatt

På grund av Kattegatts breda mynning mot Skagerrak är det mycket svårt att beräkna bruttotransporter. Det kan på grund av vattencirkulationen ske utflöde till Skagerrak i ytvattnet t.ex. vid svenska kusten och inflöde på danska sidan och mellan dessa strömmar kan vattnet vara stillastående. Likaså kan djupströmmen variera i riktning. Det är därför också svårt att beräkna vattnets uppehållstider i Kattegatt. Rydberg (1987) anger omsättningstiden för ytvattnet till storleksordningen en månad och för djupvattnet till 1-4 månader.

Omsättningstiden i sunden rör sig om någon månad för Stora och Lilla Bält och några veckor för Öresund, Fonselius (1995).

Östersjön

Inflöden som på ett avgörande sätt förändrar förhållandena i Östersjöns djuphålur är numera sällsynta och sker i medeltal var tionde år. För att få ett kraftigt saltvatteninbrott krävs speciella förutsättningar. Det inströmmande vattnet behöver ha en hög densitet dvs. hög salthalt och låg temperatur för att kunna tränga undan det befintliga djupvattnet på sin väg längs Östersjöns botten. Egentliga Östersjöns djupvatten förnyas under bestämda förutsättningar genom att salt vatten från Kattegatt rinner in genom Bälten och Öresund och fyller i tur och ordning djupområdena i Arkonabassängen, Bornholmsbassängen, östra Gotlandsbassängen och västra Gotlandsbassängen.

Den utgående strömmen från Östersjön, bestående av sötvattensöverskottet och det inströmmande vattnet, är runt $944 \text{ km}^3/\text{år}$. En tredjedel av det utströmmande brackvattnet blandas in i det inströmmande vattnet och återvänder till Östersjön. Det inströmmande vattnet består alltså till två tredjedelar av inblandat ytvatten, och endast två tredjedelar av ytvattnet lämnar verkligen Östersjön. Östersjöns volym (ca $21\,000 \text{ km}^3$) dividerat med $2/3$ av $944 \text{ km}^3/\text{år}$ ger en omsättningstid på 33 år. Samma beräkning med användning av egentliga Östersjöns volym ($14\,143 \text{ km}^3$) ger en omsättningstid på 23 år. (Fonselius, 1995)

Med hjälp av en tre-dimensionell modell beräknade Döös et al. (2004) omsättningstiden för olika vattenmassor i Östersjön. Omsättningstiderna beräknades till 26-29 år för hela Östersjön. Baserat på observationer av

salthalten i Gotlandsbassängen från 1968 till 2005 och med hjälp av en enkel dynamisk boxmodell beräknade Feistel et al. (2006) omsättningstider för yt- och bottenvattnet till 33 respektive 21 år.

Bottniska viken

Med användning av värden av bruttoutströmning, beräknade Fonselius (1995) omsättningstiden för vattnet i Bottenviken till omkring fem år och för Bottenhavet till omkring 3,5 år. Om istället värden av nettoutströmning användes för beräkningarna blir omsättningstiderna 14 respektive 23 år. Skillnaden mellan brutto- och nettoutströmning beror på att en del av det utströmmande vattnet blandas in i det inströmmande vattnet och återvänder till Bottenhavet och Bottenviken.

2.1.1.5. Vågor

Merparten av vågor i svenska vatten är vindinducerade. De viktigaste faktorerna för vågens höjd och hastighet är vindens hastighet, varaktighet och den sträcka över fri vattenyta som vinden kan blåsa över (fetch). Vattendjupet har också stor betydelse. Den förhärskande vindriktningen över stora delar av svenska havsområden är västlig, vilket generellt sett medför högre vågor i de östra delarna av havsområdena. I Skagerrak kan stora vågor uppkomma som resultat av västliga vindars långa fria blåssträcka över öppet hav, samt långa vågor uppbyggda under stormar på Nordsjön.

Signifikant våghöjd är medelhöjden för tredjedelen högsta vågor under ett visst tidsintervall. Maximal våghöjd antas vara knappt dubbla signifikanta våghöjden. Under höst och vinter är den signifikanta cirka 1,5 meter i Västerhavet och Egentliga Östersjön samt 1,2 meter i Bottenviken, medan de under sommaren är 0,8-1 meter. I stora delar av Egentliga Östersjön överstiger den maximala våghöjden två meter vid ca 500 tillfällen under höst och vinter. Under hösten förekommer en maximal våghöjd över två meter 400-500 gånger i hela området utom längs kusterna. Under vår och sommar är det betydligt färre tillfällen, se figur 2.10.

2.1.1.6. Strömmar

När vinden blåser över en havsyta bildas dels vågor dels ytvattenström. Strömmen påverkas av jordrotationen vilket i svenska vatten leder till att ytströmmen rör sig ungefär 20-45 grader till höger om vindriktningen. Genom friktion påverkas även djupare lager av vindinducerad ytström och nettoriktningen av vindinducerade strömmen över djupet är ca 90 grader till höger om vindriktningen (förutsatt frånvaro av fysiska hinder).

I Östersjön är permanenta ytvattenströmmar mycket svaga och knappt märkbara. Vattendragens sötvatten som rinner ut i havet rör sig som ett tunt skikt över saltvattnet och vrider mot höger på grund av jordrotationen. Sötvattnet blandas efterhand med havsvattnet. Det ger en storskalig långsam kustström söderut längs svenska östkusten. Under sommaren är denna ström som svagast på grund av liten tillrinning från vattendragen.

På öppet hav är vinden och vattenståndsändringar främsta orsaken till strömmar som därmed också blir oregelbundna. Dock kan typiska cyklonala strömmönster framträda i de större havsbassängerna, till exempel i södra och norra Egentliga Östersjön och Bottenhavet, vid medelvärdesbildande av ytströmmar över lång tid.

Västerhavet, främst Skagerrak, har flera regelbundna och permanenta ytströmsystem. Den Baltiska strömmen som är utströmmande Östersjövatten rinner längs svenska västkusten på grund av jordrotationen.

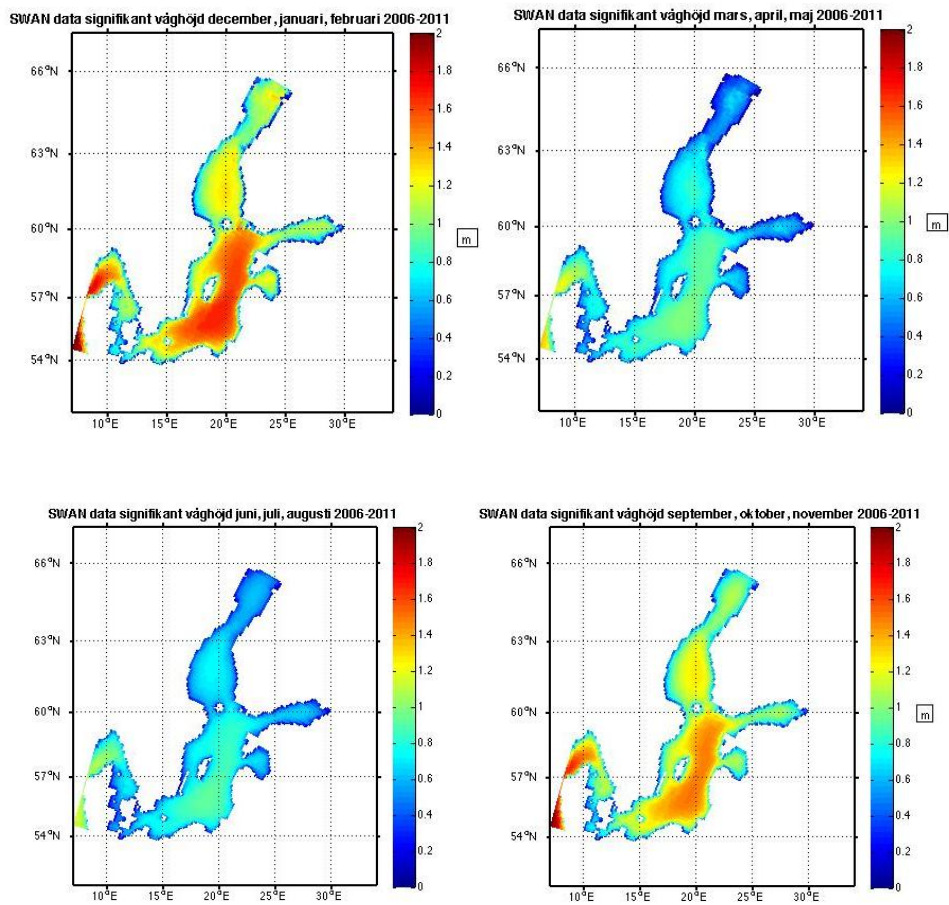
I Bohuslän förstärks den nordgående ytströmmen (Baltiska) av Jutska strömmen som kommer via Skagen mot den svenska kusten. Den Jutska strömmen har saltare vatten vilket gör att denna strömmar under Baltiska strömmen. I östra Skagerrak finns en tydlig cyklonal strömning.

Tidvattenståndsskillnader i svenska vatten är liten. Ström längs trängre sund längs västkusten, kan påverkas av tidvatten, men främst är det andra krafter som vind, lufttryck, snedställning av vattenytan som påverkar strömmen, samt batymetri och kustlinjer. Längs Skagerrakkusten har vi också de starkaste tidvattenströmmarna som är påtagliga särskilt på ställen som Malö strömmar.

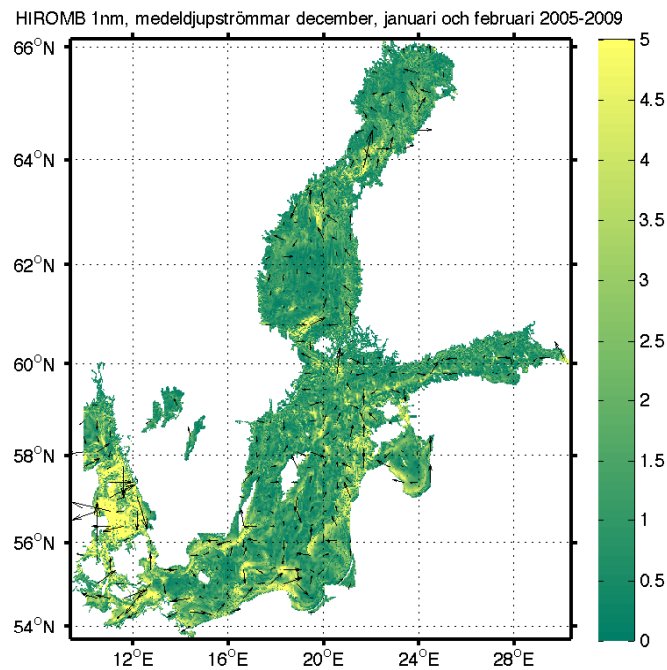
Bottenströmmar, ej direkt inducerade av vind, påverkas främst av tidvatten (där det finns) batymetri, snedställning av vattenmassor och inflödande av tungt vatten. Bottenströmmar påverkar bottenstrukturen och även tillförsel av näringsämnen, partiklar samt syresituationen. Bottenströmmar kan också inducera re-suspension, vilket kan tillföra bottenvattnet mer lösta näringsämnen och partiklar.

Ytströmmar och djupare strömmar agerar transportmedel för näringsämnen, salt, partiklar, larver, bakterier, olja, skräp, med mera och är en viktig faktor för att kunna förstå ekosystemet och kunna fatta beslut om till exempel saneringar, räddningsaktioner, kemiska budgetar och uppföljning av åtgärder. Det finns en stor brist på observationer av strömmar från svenska vatten, från yta till botten. Framtagna oceanografiska modeller har i stort sett inga valideringsmöjligheter för denna parameter, ändå baseras många beslut och antaganden på grundläggande information från oceanografiska modeller.

Bottenströmmarna i Östersjön följer bottenkonturerna med starkast strömmar längs med branta sluttningar. Detta syns tydligast under höst och vinter då vindar och snedställning av vattenytan är som störst. Den estaurina baroklina strömningen påverkar strömningsbilden längs botten då vatten med högre densitet tränger undan och lyfter upp vattenmassor med lägre densitet och kan därmed fylla djupare havsområden, se figur 2.11. I Kattegatt syns starkare strömmar på grund av att det är grunt och är ett aktivt område där vattenutbyte mellan Nordsjön och Östersjön sker. Standardavvikelsen är störst under höst och vinter. Generellt sett har områden med starkare strömmar en större standardavvikelse.



Figur 2.10. Data för vågor är hämtade från SMHI:s operationella vågprognosmodell SWAN. Modellen har en upplösning på 11x11 km till och med Skagerrak och 22x22 km ute i Nordsjön. Signifikanta våghöjden vid varje gridpunkt har extraherats och medelvärdesbildats säsongvis för perioden 2006-2011, en mätning per dygn har inkluderats. Säsongerna är vinter (december, januari, februari), vår (mars, april, maj), sommar (juni, juli, augusti) och höst (november, oktober, september).



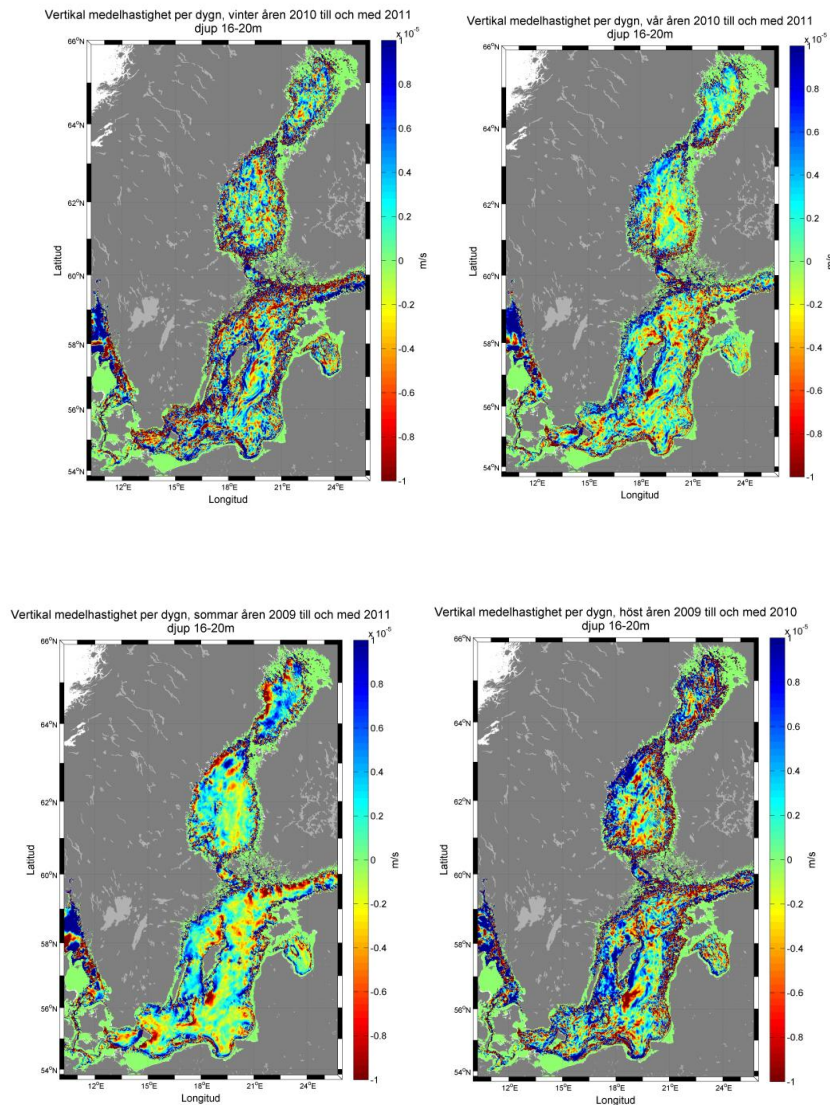
Figur 2.11. Kartan visar bottenströmmar under vinterperioden för åren 2005-2009. Strömstyrka i cm/s samt medelriktning redovisas. Data för djupströmmar är beräknade med SMHI:s oceanografiska modell HIROMB.

2.1.1.7. Uppvällning respektive nedvällning

Vinden har betydelse för vattentemperaturen. Detta är tydligt under sommartid. Det blir varmt i vattnet vid pålandsvind och kallt när det blåser från land. Det beror på att när vinden blåser in mot land kommer det varma ytvattnet in och trycks nedåt och tvärtom när det blåser ut från land blåser ytvattnet ut och kallt vatten kommer upp underifrån. Fenomenet kallas för uppvällning. När vinden på sommarhalvåret blåser från land eller längs kusten med land till vänster om vindriktningen transporteras det varma ytvattnet ut från kusten. Det betyder till exempel för den svenska ostkusten vindar mellan väst och syd. Om vinden är tillräckligt stark och blåser tillräckligt länge förs hela den uppvärmda ytvattenvolymen ut till havs och det kalla vattnet under temperatursprångskiktet förs upp till ytan. Uppvällning är vanligt längs alla våra kuster, ofta mest påtagligt i Hanöbukten och runt Gotland och minst påtagligt på västkusten. Under dessa uppvällningssituationer förs vatten med högre näringsinnehåll upp mot ytan och tillgängliggörs för primärproducenterna.

Gränsen för stark uppvällning respektive nedvällning har satts till 10^{-4} m/s respektive -10^{-4} m/s som motsvarar en vertikal förflyttning på 8.6 m per dygn, Kowalewski och Ostrowski (2005). Antas en typisk tjocklek på ett övre lager på 10-20 meter i en skiktad vattenmassa så krävs att en vinddriven uppvällning pågår under 28-56 timmar för att vatten från det undre lagret ska nå ytan.

De starkaste vertikala strömmarna påträffas i det understa lagret av ytvattnet på 16 till 20 meters djup, därför visas data från dessa djupintervall i figur 2.12. Områden med antingen uppvällning eller nervällning och med hastigheter större än 10^{-4} m/s, förekommer i samma områden men under olika säsonger. De modellberäknade vertikalhastigheterna är inte validerade mot observationer varför säkerheten i resultaten är okänd. Områden där högre vertikala hastigheter återfinns är bland annat runt Gotland (tydligast på östkusten), öster om Öland, södra delen av Egentliga Östersjön (specifikt nordvästra Gdanskbukten, runt Bornholm och norr om Rügen), östra delen av Egentliga Östersjön (specifikt utanför Lettlands kust samt väster om Sarrema). Längre norrut hittar man högre vertikala hastigheter i bland annat Norra Ålands hav (Södra Kvarken), omkring Eystrasaltbanken, Vänta Litets Grund samt i Norra Kvarken. I Skagerrak och Kattegatt är vertikala hastigheter större än i Östersjön.

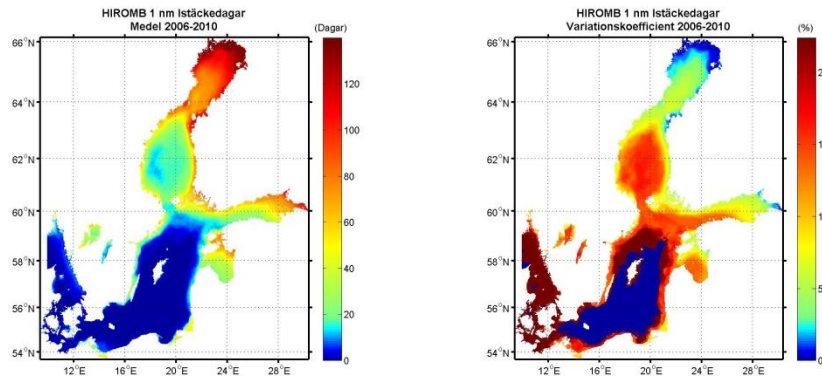


Figur 2.12. Vertikalhastighetens medelvärde per säsong beräknade med SMHI:s prognosmodell HIROMB-BS01.

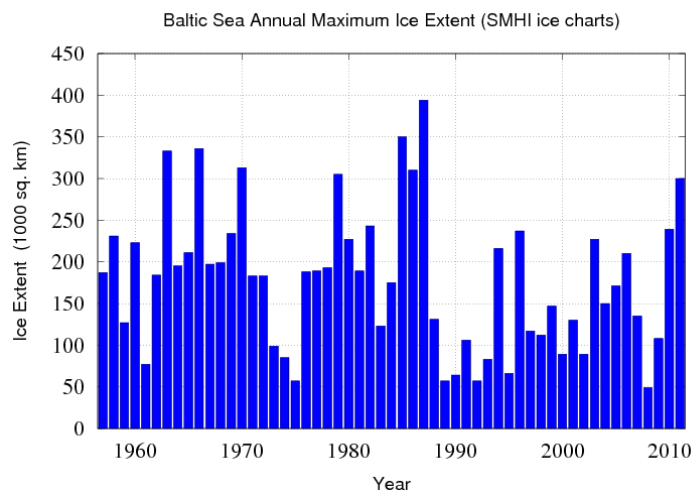
2.1.1.8. Isutbredning

För hela Östersjön, Kattegatt och Skagerrak gäller att ju fler istäckedagar området har desto stabilare istäcke. I norra Bottenvikens kustnära områden ligger istäcket som längst och uppvisar liten mellanårsvariation. Här är antalet istäckedagar 120-130 dagar medan i södra centrala Östersjön och i Kattegatt och Skagerrak är antalet istäckedagar i medeltal mellan 0-20 dagar.

Den geografiska utbredningen av istäcket varierar stort över tid som figuren med maximal isutbredning tydligt visar, 2.13. Emellertid har Bottenviken alltid ett istäcke medan det förekommer år då Bottenviken endast har istäcke längs kusterna. Under en "normal" vinter når den maximala isutbredningen hela Bottniska viken och norra delarna av Egentliga Östersjön. Den stora variationen i årlig isutbredning visas i figur 2.14.



Figur 2.13. Figuren till vänster visar den geografiska utbredningen av antalet dagar med istäcke i medeltal för perioden 2006-2010 och motsvarande variationskoefficient i figuren till höger. Prognosmodellen HIROMB beräknar iskoncentration som procent för varje gridruta. Om iskoncentrationen för en dag är > 15 procent räknas den dagen som en istäckedag.



Figur 2.14. Årlig maximal isutbredning i uttryckt som tusentals kvadratkilometer i Östersjön under 1955 till 2010.

2.1.1.9. Grumlighet

Turbiditeten mäter grumligheten i vattenpelaren. Mätningar görs i samband med mätningar av temperatur och salthalt, men eftersom data inte är kvalitetssäkrade gör ingen redovisning av grumlighet i denna rapport.

2.1.2. pH

Ökande halter av koldioxid i atmosfären som löser sig i havsvattnet medför att havsvattnets pH sjunker då jämvikten mellan karbonat och kolsyra förskjuts mot kolsyra. Detta påverkar bland annat lösligheten av olika kalkföreningar och kan bland annat få konsekvenser för olika växt och djurarter och för havets förmåga att lagra kol. Sänkt pH har konstaterats i världshaven och även i svenska havsområden.

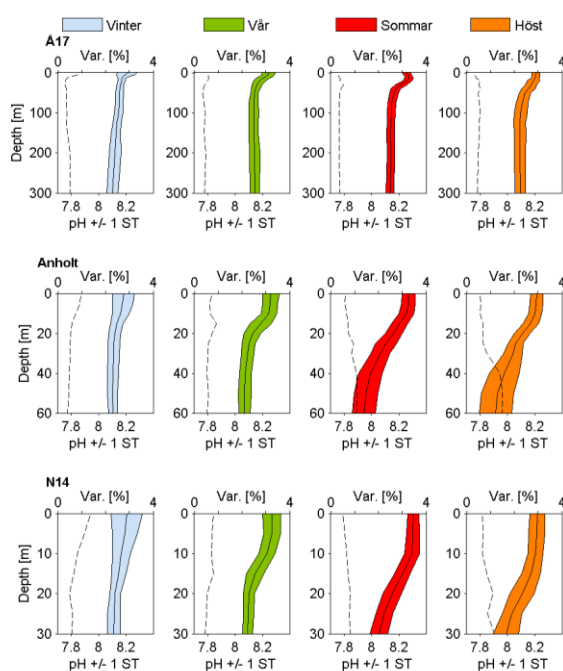
Lösligheten av koldioxid påverkas av temperatur och salthalt, vilket gör att pH varierar under året. Till årstidsvariationen bidrar även primärproduktionen genom sitt upptag av koldioxid vilket gör att pH ökar under den produktiva delen av året. Vid nedbrytning av biologiskt material frigörs koldioxid vilket gör att pH sjunker. Eftersom det inte sker någon större primärproduktion i djupare vattenlager men däremot nedbrytning av organiskt material är pH-värdet i allmänhet något lägre där jämfört med i ytvattnet.

I figurerna 2.15-2.17 visas djupprofiler för pH-värde på några stationer i Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottniska viken. Variationerna i pH-värde är större i Egentliga Östersjön och Bottniska viken jämfört med Västerhavet.

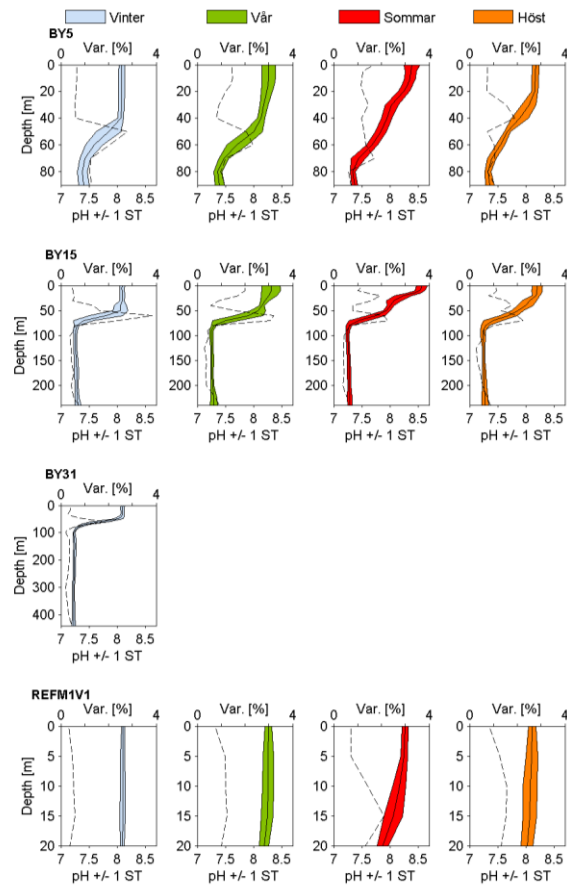
En analys av samtliga mätdata av pH i haven runt Sverige, tillgängliga i SMHIs databas SHARK, från 1993 till mitten av 2007 gjordes i Andersson med flera 2008. Generellt visar analysen en minskning av pH i de flesta svenska havsbassängerna, men alla förändringar är inte statistiskt säkerställda. Detta gäller bl.a. Skagerrak där det inte gjordes några mätningar mellan 2001 och 2007.

Signifikanta förändringar på 95 %-ig signifikansnivå visar följande:

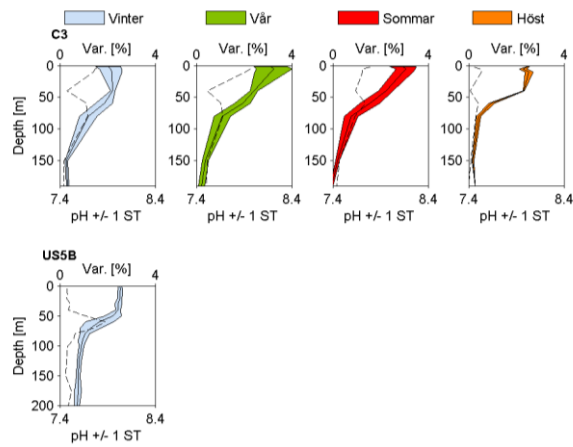
I Kattegatt har en minskning skett med 0.06 enheter i ytvattnet och med 0.11 enheter i djupvattnet. I södra delen av Egentliga Östersjön har en minskning skett med 0.20 enheter i mellanskiktet och i djupvattnet. I centrala och norra delen av Egentliga Östersjön är minskningen 0.14 enheter i mellanskiktet och 0.09 enheter i djupvattnet. I Bottenhavet är minskningen 0.44 enheter i ytvattnet, vilket är den största förändringen, medan den är 0.27 enheter i djupvattnet. I Bottenviken är minskningen 0.20 enheter i ytvattnet och 0.18 enheter i djupvattnet.



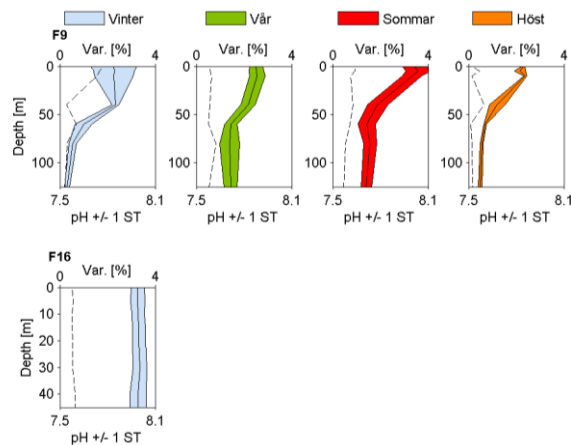
Figur 2.15. Säsongsvisa profiler av av pH för tre stationer i Västerhavet.). Det färgade fältet till varje säsongprofil är +/- 1 standardavvikelse. Medelprofilen är den heldragna linjen. Den svarta streckade linjen är variationskoefficienten i procent. pH (både värde och ST) avläses på nedre x-axel och variationen avläses på övre x-axel. Provtagningsstationer, se karta 2.4. Motsvarande profiler för total alkalinitet kommer att finnas på Havs- och vattenmyndighetens hemsida.



Figur 2.16. Profiler av pH i Egentliga Östersjön. Förklaring finns i motsvarande figur för Västerhavet.



Figur 2.17. Profiler av pH i Bottenhavet. Förklaring finns i motsvarande figur för Västerhavet.



Figur 2.18. pH för två stationer i Bottniska viken. Förklaring finns i motsvarande figur för Västerhavet.

2.2. Livsmiljöer

I detta avsnitt beskrivs de dominerande livsmiljöerna på havsbotten och i vattenmassan, men eftersom många av framför allt vattenmassans fysikaliska och kemiska egenskaper beskrivits i föregående avsnitt hänvisas även dit. När det i följande avsnitt och kapitel refereras till den svenska rödlistan så är det Rödlistan 2010 som avses (Gärdenfors 2010).

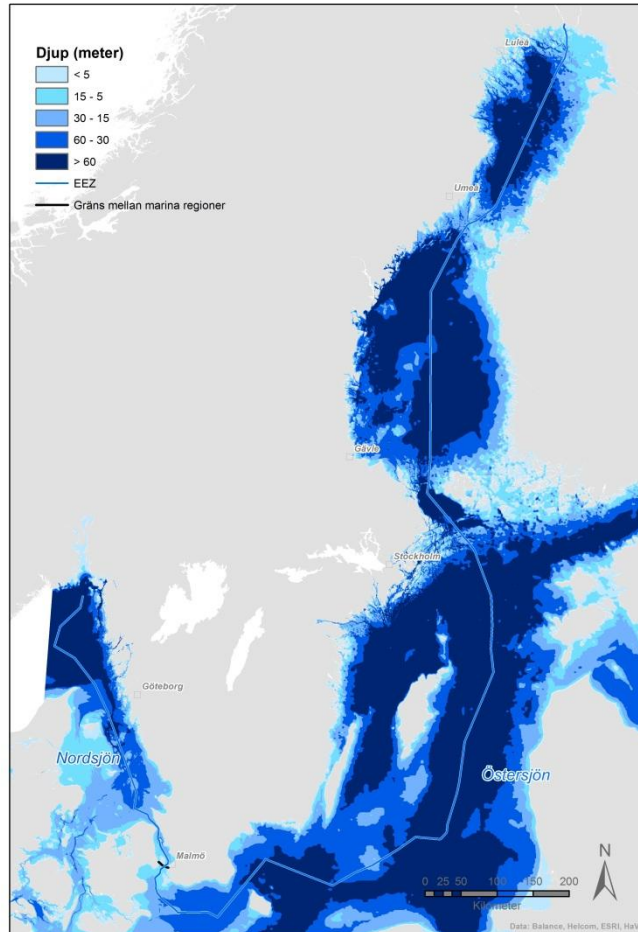
2.2.1. Dominerande livsmiljöer

Sveriges havsområde från strandlinjen ut till yttersta gränsen för ekonomisk zon är ca 154 000 km² till ytan. Kuststräckan utmed fastlandet är ca 2 000 km och ligger till stora delar i ett område som kan ses som ett estuarie på grund av den stora sötvattentillförseln. Detta medför att den faktor som påverkar de biologiska förutsättningarna mest i svenska marina miljöer är salthalten. Salthalten i bottenvattnet varierar från nästan helt utsötat, under 3 promille, i norra Bottenviken till helt oceaniska förhållanden, över 35 promille i yttre Skagerrak. Salthalten varierar också kraftigt i vattenmassan med ett salthalts-språngskikt, som i Västerhavet (Skagerrak, Kattegatt och Öresund) skiljer den bräckta Baltiska ytströmmen från den mer djupliggande bottenströmmen med hög salthalt. Språngskiktets läge varierar under året beroende på nederbörd och väderförhållanden men ligger runt 15 meters djup i Västerhavet.

I Egentliga Östersjön ligger språngskiktet mellan 40 och 70 meters djup och är så kraftigt att vinterutbyte av yt- och bottenvatten förhindras. I Bottniska viken är skiktningen inte så stark och påverkar därför inte växt- och djurliv lika mycket. Mer detaljerade uppgifter om dessa faktorer finns i avsnitt 2.1 om hydrografi.

2.2.1.1. Bottnar

Översiktlig djupkarta över Västerhavet och Östersjön presenteras i figur 2.19. Variationen är stor och de största djupen i Nordsjön finns i Skagerrak. I Östersjön återfinns det största djupet vid Landsortsdjupet.

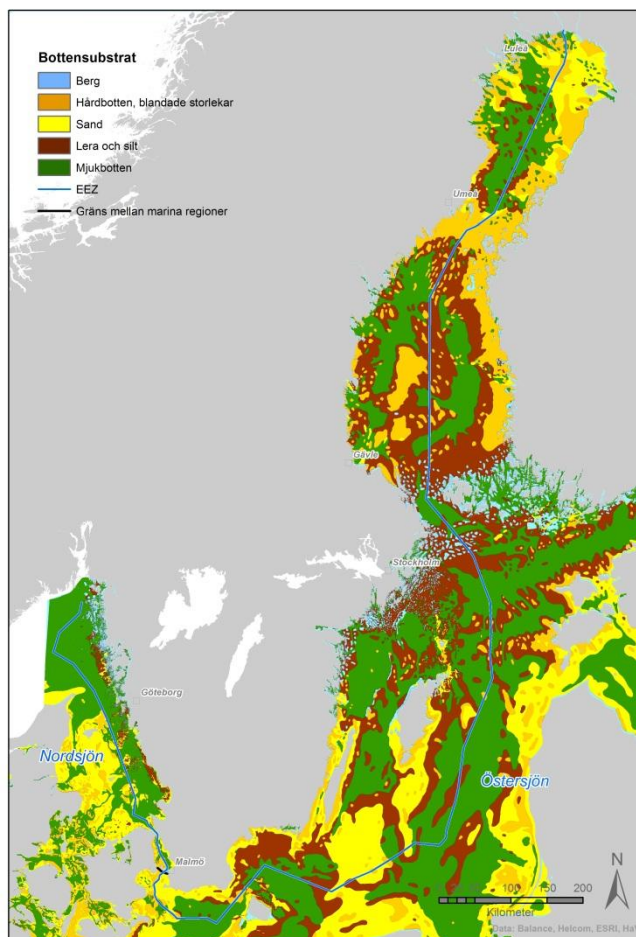


Figur 2.19. Djupförhållanden i havsområdena, från BALANCE-projektet. Materialet hämtat på HELCOMs hemsida.

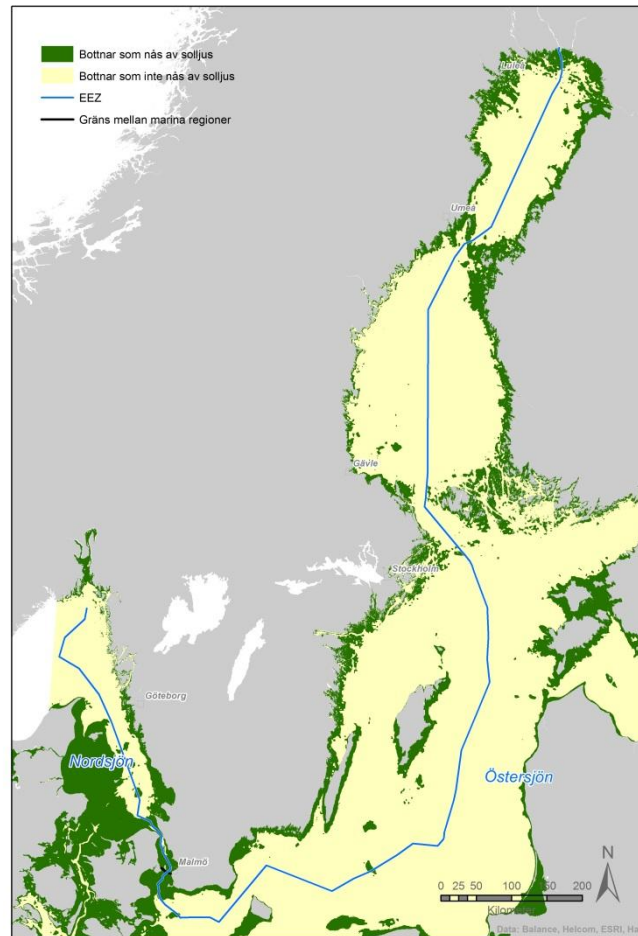
Även det bottenstrukturer som finns tillgängligt för havets organismer varierar och ett försök att visa detta finns i figur 2.20. I grundare områden finns en extra dimension genom att bottenarna där nås av solljus vilket gör det möjligt för fotosyntetiserande organismer att leva. Den andel av bottenarna som nås av solljus har modellerats och visas på i figur 2.21.

Ett arbete har också genomförts för att klassa Sveriges havsbottnar enligt EUNIS (Hallberg med flera 2010). Detaljeringsgraden i underlagsmaterialet varierar mellan svenska havsområden. De biologiska undersökningarna som gett underlag till beskrivningarna av biologiska samhällen i denna rapport följer heller inte denna indelning. Av dessa skäl redovisas inte indelning av

bottensubstrat enligt EUNIS i denna rapport, vilket däremot är önskvärt i framtiden.



Figur 2.20. Marina ytsediment indelat i fem klasser, från BALANCE-projektet. Materialet hämtat på HELCOMs hemsida.



Figur 2.21. Bottnar som nås respektive inte nås av solljus, från BALANCE-projektet. Materialet hämtat på HELCOMs hemsida.

2.2.1.2. .Vattenmassan

För beskrivning av förhållandena i vattenmassan, se hydrografiavsnittet 2.1.

2.2.2. Speciella livsmiljötyper

I Sverige finns inget nationellt program för kartläggning av marina livsmiljöer. De kartläggningar som finns är fragmenterade. Av tabellen framgår att det finns information om areal täckning enbart för sjögräsängar och inga livsmiljöer har rapporterats som förlorade. Det kan finnas ett flertal nyare inventeringar (till exempel Svaberget) som inte tagits med i rapporten. Därtill har ett stort historiskt material tillgängliggjorts via Svenska artprojektet, och där skulle man till exempel kunna finna utbredningsuppgifter för livsmiljöer (korallrev och sjöpenor) som minskat kraftigt under senare år.

Under 2013 kommer också en sammanställning av alla skyddade områden, inklusive de skyddade områdena inom OSPAR och HELCOM, att offentliggöras i enlighet med artikel 13 punkt 6 i havsmiljödirektivet.

2.2.2.1. Livsmiljödirektivet

Rapportering av uppdaterade arealer och områden kommer att ske i samband med rapportering till EU av art- och habitatdirektivet under 2013.

Natura 2000-områden och livsmiljötyper

I Västerhavet finns 53 områden (figur 2.22) som totalt innehåller sju av de utpekade livsmiljötyperna (1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170 och 1180).

Beskrivning av respektive livsmiljötyp finns på Naturvårdsverkets hemsida.

Den totala arealen av varje livsmiljötyp finns i tabell 2.1.

Tabell 2.1. Areal i hektar per livsmiljötyp i Västerhavet, gällande 2011-05-31.

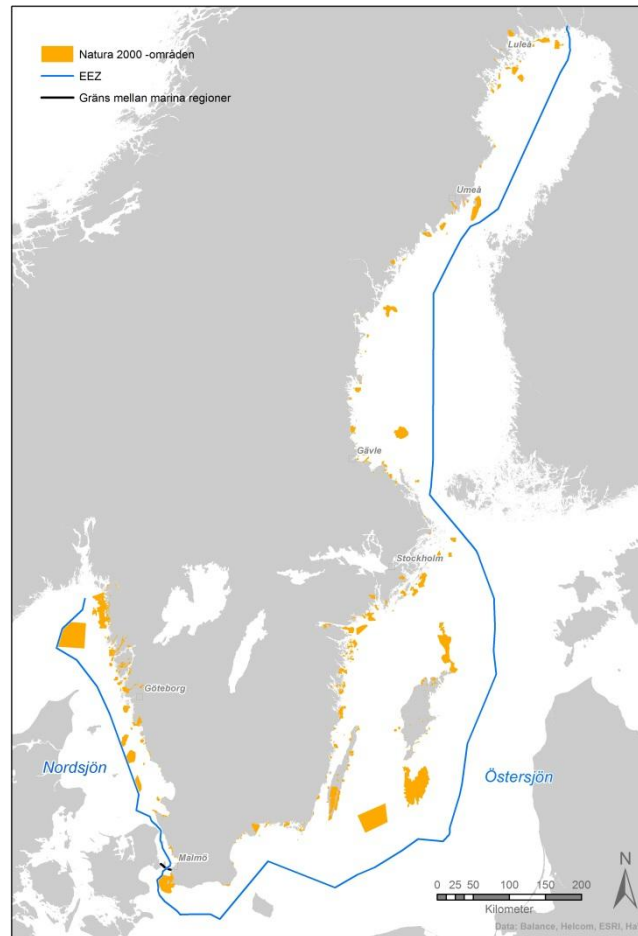
Livsmiljötyp	1110	1130	1140	1150	1160	1170	1180	Totalt
Areal (hektar)	19 875	5 730	4 370	55	9 582	18 856	97	58 568

I Östersjön finns totalt 321 områden (figur 2.22) som innehåller elva av livsmiljötyperna (1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1610, 1620, 1630, 1640 och 1650). Areal av respektive livsmiljötypredovisas i tabell 2.2.

Tabell 2.2. Areal i hektar per livsmiljötyp i Östersjön, gällande 2011-05-31.

Livs- miljö	1110	1130	1140	1150	1160	1170	1610	1620	1630	1640	1650	Totalt
Areal	318520	6 785	2 749	2 663	15 934	70 137	180	9 466	3 406	417	622	430 878

I den rapportering av livsmiljödirektivet som kommer att göras 2013 kommer Sverige att ha ett uppdaterat underlag för arealerna.



Figur 2.22. Karta över alla svenska Natura 2000- områden i januari 2011.

Arter

Fyra marina arter, alla däggdjur, var med på listan i Sveriges rapportering av livsmiljödirektivet 2007. Det var gråsäl, knubbsäl, vikare och tumlare. Som helhet bedömdes situation som dålig för dessa arter. Marina däggdjur beskrivs mera ingående i avsnitt 2.3.6.

2.2.2.2. Skyddade områden enligt OSPAR

Sverige har åtta områden som rapporterats som MPA (marine protected areas) till OSPAR och ytterligare ett som nyligen förslagits. Samtliga dessa är också Natura 2000-områden enligt Livsmiljödirektivet.

Inom ramen för OSPAR finns det en lista av hotade och minskande arter och livsmiljöer. Sverige har medverkat i arbetet med att definiera, klassificera och kartlägga livsmiljötyper som ingår i OSPAR:s lista. Tabell 2.3 (BDC 12/2/5) visar vilka av OSPAR:s listade livsmiljöer som Sverige rapporterat från Västerhavet fram till december 2011.

Tabell 2.3 visar OSPAR:s utpekade livsmiljöer och vad Sverige rapporterat när det gäller förekomst. Förekomsten av ålgräsängar (*Zostera beds*) är troligen underskattad, jämför text om gömfröiga växter.

Livsmiljöer OSPAR som rapporterats för Västerhavet	Förekomst i Sverige
Littoral chalk communities	
Intertidal <i>Mytilus edulis</i> beds on mixed and sandy sediments	
Intertidal mudflats	30
<i>Zostera</i> beds	2578
<i>Cymodocea</i> meadows	
<i>Ostrea edulis</i> beds	
<i>Modiolus modiolus</i> beds	6
<i>Sabellaria spinulosa</i> reefs	
Maerl beds	12
Sea-pen and burrowing megafauna communities	5
<i>Lophelia pertusa</i> reefs	56
Coral gardens	
Deep-sea sponge aggregations	2
Oceanic ridges with hydrothermal vents/fields	
Carbonate mounds	
Seamounts	

Förklaring av förekomst av OSPAR's listade habitat i Sverige	
	Livsmiljön förekommer i svenskt vatten inom OSPARs område. Siffran i rutan anger livsmiljöns areal i hektar
	Livsmiljönt förekommer i svenskt vatten inom OSPARs område. Siffran i rutan anger rapporteringspunkter där förekomst är känd.
	Livsmiljön förekommer men kartläggning och rapporteringen saknas
	Livsmiljön har rapporterats som förlorad eller död.
	Närvaron av livsmiljön är okänd.

2.2.2.3. Skyddade områden enligt HELCOM

Sverige har rapporterat 28 områden till HELCOM som BSPA-områden. (Baltic Sea Protected Areas). Av dessa ligger åtta i delregionen Nordsjön och fem av dem har också rapporterats till OSPAR. Av de 28 områdena är det tio stycken som idag inte har ett heltäckande skydd enligt miljöbalken.

2.2.3. Livsmiljöer i särskilda områden

2.2.3.1. Utsjöbankar

Utsjöbankar har definierats som ett avgränsat område, med omkring 30 meters maximalt djup, i öppet hav utan direkt kontakt med fastlandskust. Den första kartläggningen av utsjöbankar genomfördes under åren 2003-2005 (Naturvårdsverkets Rapport 5576, 2006) och den fortsatta kartläggningen genomfördes under perioden december 2007-2010 (Naturvårdsverkets Rapport 6385, 2010), där också mera detaljer finns beskrivna. Totalt har 42

utsjöbankar inventerats med en sammanlagd yta på 5 452 kvadratkilometer, vilket motsvarar ca tre procent av Sveriges havsområden.

Kartläggningen innefattar organismgrupperna fisk, sjöfågel samt bottenlevande växter (bottenflora) och ryggradslösa djur (evertebrater). Det främsta syftet med inventeringen var att identifiera och skydda värdefulla livsmiljöer, men underlaget ska även tjäna som underlag för planering av verksamheter till havs.

Skagerrak

Grisbådarna inventerades i denna undersökning enbart med avseende på fågel där de viktigaste arterna är alkor och ejder.

Svaberget, utanför Smögen, består till största delen av strömspolad hårdbotten. Banken har höga värden för både makroalger (ca 67 arter) och flera djurarter (ca 258 arter). Ormstjärnesamhällen och grupper av ”död-mans-hand” är karakteristiska för banken. Bedömningen av naturvärdena är främst förknippade med det stora antal algarter och rödlistade ryggradslösa djur (17 st.) samt de sällsynta och hotade livsmiljöerna maerl (en grupp kalkinlagrande rödalger) och renspolade skalgrusbänkar. Det påträffades även gasventiler med pipor och rörbildningar.

Persgrunden, som ligger inom Kosterhavets nationalpark, utmärker sig genom en hög diversitet (376 arter) av ryggradslösa djur.

Bottenundersökningarna antyder även att diversiteten av fisk är hög på denna bank, men en mer riktad fiskeundersökning är nödvändig för att med säkerhet jämföra bankarnas inbördes värde för fisk.

Makrillbåden är dominerat av hårdbotten (häll, block och sten) men jämfört med de två ovan beskrivna bankarna, mindre betydelsefull för alger (ett tiotal arter dominerade) och har en mindre andel renspolat skalgrus, men flera rödlistade ryggradslösa djur (17 st.) av det totala antalet funna (204).

Kattegatt

Vanguards grund har en botten som består av 50 procent med rörligt substrat mestadels sten och grus, men även skalgrus förekommer. Detta rörliga substrat gör att botten har en lägre täckningsgrad (30 procent) av bottenlevande djur och växter jämfört med de andra bankarna. Botten täcks framförallt av röda kalkkrustor, läderkorallen död mans hand och den bladformiga rödalgen ekblading, men även nässeldjur, hydroider, kalkrörmaskar, bågarkorall och sjöstjärnor är vanliga arter/artgrupper. På vissa områden var sjöpenann tandpetare vanlig. Totalt påträffades 219 bottenlevande djurarter och 49 makroalgsarter.

Kummelbank har övervägande flat botten bestående av strömspolad sand-, snäck- och musselskal samt en del stenhögar. De djur som dominerar är grävande organismer i täta populationer, till exempel nagelkrabba och

grävkräftor samt svart ormstjärna. Det totala antalet funna bottenlevande djurarter är 220.

Fladen domineras av sand- och moränbotten och har de högsta naturvärdena för både fisk (55 arter), ryggradslösa djur (439 arter) och makroalger (59 arter). Banken är Natura 2000-område med naturtyperna Rev (1170) och Sublittoral sandbankar (1110). Både den rika förekomsten av brunalgsskogar och stora fångster av exempelvis ungtorsk visar att grundet sannolikt är en viktig uppväxtplats för fisk. Banken är också av internationell betydelse för fågel, framförallt som vinterområde för sillgrissla och tordmule.

Lilla Middelgrund består mestadels av sandig botten. Banken har höga naturvärden för alla undersökta organismgrupper. Banken är Natura 2000-område med naturtyperna Rev (1170) och Sublittoral sandbankar (1110). På Lilla Middelgrund hittades även omfattande hästmusselbankar.

Stora Middelgrund domineras av sand och skalgrusbottnar men det förekommer även grövre sand- grusfraktioner. En hög diversitet av ryggradslösa djur och stor förekomst av hästmusselbankar finns här. Banken är också betydelsefullt för fisk, med hög förekomst av äkta tunga. Banken har även internationell betydelse för fågel och höga tätheter av tumlare har registrerats.

Tistlarna, som undersöktes enbart med avseende på fisk, har höga tätheter av fisk med 28 arter.

Morups bank har ett substrat som mestadels består av svallad morän och sandiga sediment. Banken har en artrik algflora (38 arter) och mycket bottenlevande djur (236 arter). Speciellt de grundaste områdena (0-20 meterdjup) har betydelse för fisk. Banken är ett Natura 2000-område.

Röde bank består huvudsakligen av svallad morän samt leriga sediment. Vid undersökningstillfället påträffades färre antal arter av makroalger (11 arter) jämfört med närliggande bankar. Banken är ett Natura 2000-område.

Egentliga Östersjön

Hoburgs bank domineras av sandiga sediment och morän med viss rörlighet. Vid fiskinventeringen noterades totalt nio fiskarter varav tre är rödlistade. En stor mängd blåmusslor finns tillsammans med andra bottenlevande organismer samt ovanligt djupt växande alger ner till ca 30 meters djup. Banken har internationell betydelse för fågel genom den höga tätheten av övervintrande alfågel. Området är avsatt som Natura 2000-områden och är klassat som Sublittoral sandbank (1110).

Norra Midsjöbanken har ett substrat som övervägande består av sand. Banken har internationell betydelse för fågel genom den höga tätheten av övervintrande alfågel. Tätheten av fisk är hög och banken har en livshistorisk betydelse för exempelvis piggvar. Området är avsatt som Natura 2000-områden och är klassat som Sublittoral sandbank (1110).

Södra Midsjöbanken har dominans av substratet sand och småsten. Karakteristiskt för banken är makroalgsvegetation med djupt växande utbredning och bottenlevande djur med dominans av blåmusselklädda ytor. Banken är av internationell betydelse för fågel genom den höga tätheten av övervintrande alfågel.

Utklippan Banken karakteriseras av en blandad botten med allt från håll till sand, där de hårda bottenarna (block och håll) dominerar. Området har ett varierat samhälle med rika algbälten av delvis heltäckande tång, framför allt sågtång, som hade sin maximala djuputbredning vid ca 13 meters djup. Nära ytan förekommer även blåstång rikligt. Även andra algarter förekom i riklig mängd: ullsläke, kräkel, rödblåd, trådslick, röd- och brunlickar. Eftersom banken sträcker sig upp till ytan har den därmed den högsta diversiteten av alger av bankarna i Östersjön. Utklippan har även nationell betydelse för fågel, med flera arter som häckar. Undersökningen av fisk visar att arterna torsk och skrubbskädda dominerar.

Hanöreven består av ett antal svallade moränryggar som går i ca SSV–NNO riktning, där åsarna består av blockbottnar med omgivande vida sandflador ner till undersökta maxdjupet på 30 meter. De omkringliggande sandfladorna är artfattiga med framför allt skal, främst från östersjömussla. På åsarna förekom sågtång ner till 13 meters djup, vilket tyder på god vattenkvalitet i området. I övrigt fanns ett antal bruna och röda alger såsom brunlickar, kräkel, rödblåd, rödris, rödslick, trådslick och ullsläke. Påväxt av tångbark var vanlig. Ishavstofs förekom spritt. Undersökningen av fisk visar att arterna torsk (85 procent) och skrubbskädda dominerade.

Ölands södra grund består till största delen av block samt djupare ner sand-, grus- och stenfraktioner. Undersökning gjordes enbart på fisk. Resultaten visar att torsk dominerar med 91 % av arterna i nätprovfisket, med stor täthet av ungtorsk.

Knolls grund är uppbyggd av moränbankar med inslag av block stabila för bottenlevande organismer.

Svenska Björn karakteriseras av hårdbotten av framförallt renspolad håll med hög vattenomsättning. Blåmusslor finns, men inte i så riklig mängd, samt rödalger i ett bälte på 15-20 meters djup.

Bottenhavet

Finngrundens Västra och Östra bank har substrat av svallad morän, med inslag av sand på de djupare ställena. På Västra banken dominerade strömring med den största individtätheten under försommaren. Algarter är framför allt de omfattande bältena av smal- och blåstång. Östra banken, som även är utpekad som Natura 2000-område, har även stora områden med tångvegetation, som täcker en större yta än på något annat grund i Bottenhavet. Båda bankarna är dessutom av nationell betydelse för fågel, främst som rastlokal för alfågel.

Storgrundet består av morän med inslag av sand. Banken har den högsta noterade tätheten av strömming i Bottenhavet och en stor artrikedom av alger. Till skillnad från Finngrundens bedöms dock denna mer nordligt liggande bank inte vara betydelsefull för fågel.

Grundkallegrund domineras av klippor. Banken utmärker sig som intressant för bottenflora och bottenlevande ryggradslösa djur, med en hög artdiversitet av alger och utbredning av blåmusslor med en täckningsgrad på 10-15 procent.

Argos inre och yttre grund består uteslutande av hård botten (klippor och större block). Vegetationen domineras av ishavstofs, medan rödris och kräkel förekommer sparsamt. Blåmusslor förekommer.

Campsgrund domineras av block. Vegetationen domineras av ishavstofs, medan rödris och kräkel förekommer sparsamt. Blåmusslor förekommer.

Norra och Södra Långrogrund består av långsträckta moränrygggar i N-S riktning. Sidorna av ryggarna består av sten och block, men i de grundaste delarna går berget i dagen. Där dominerar algarter som ishavstofs med inslag av rödris. Banken är av internationell betydelse för fågel, med framförallt häckande tordmule och sillgrissla.

Sydostbotten och Verners grund med långsträckta moränrygggar i N-S riktning. Sidorna av ryggarna består av sten och block, men i de grundaste delarna går berget i dagen. Algvegetationen domineras av ishavstofs men även smaltång förekommer i skyddade lägen. Blåmussla och havstulpaner finns med en täckningsgrad på ca 1-5 procent. Banken är betydelsefull för fågel, med framförallt häckande tordmule och sillgrissla.

Vänta litets grund består till största delen av moränrester delvis övertäckta av rörlig sand. Bankens naturvärde bedöms som högt, främst på grund av den stora mängden blåmusslor som är unik så långt norrut i Bottenhavet. Området är ett Natura 2000-område dominerat av naturtypen Sublittoral sandbank (1110).

Bottenviken

Marakallen domineras av sandiga sediment med inslag av hårdbotten. Botten är vegetationsklädd med en större förekomst av filtrerande sötvattensvamp. Marakallen var den enda banken i Bottenviken som inventerades med avseende på fisk. Banken uppvisade en relativt hög täthet av fisk, framförallt abborre, men inga rödlistade arter. Banken är ett Natura 2000-område, avsatt som Sublittoral sandbank (1110).

Rata Storgrund, Klockgrundet/Tärnans grund är alla relativt lika Marakallen med avseende på förekomst av arter och livsmiljöer på botten.

Svalans och **Falkens grund** ligger djupare än de andra grunden och saknar nästan helt vegetation. Naturvärden för dessa grund förknippas med arter knutna till sandbotten.

2.2.3.2. Fiskefria områden

Efter uppdrag från regeringen inrättade Fiskeriverket sex fiskefria områden, tre i Västerhavet och tre i Östersjön. I dessa områden regleras fisket genom zonerings av fiskebestämmelserna så att i vissa områden tillåts inte fiske alls medan i andra delar regleras fisket delvis.

Områdena i Västerhavet inrättades alla år 2010 och är: Havstensfjorden, Vinga (Buskär-Tanneskär) och Kattegatt.

Områdena i Östersjön med året för inrättande inom parentes är: Gotska Sandön (2006), Gålö (2010) och Storjungfrun/Kalvhararna (2011).

2.2.3.3. Kosterhavets nationalpark

Kosterhavets nationalpark är Sveriges första marina nationalpark och bildades 2009. Området är nästan 400 kvadratkilometer och 98 procent utgörs av marina miljöer. Vattnen runt Kosteröarna innehåller livsmiljöer och arter som är unika för Sverige, t.ex. korallrev. I övrigt finns såväl mjuk- som hårbottenar i området. I Kosterhavet finns ca 6 000 marina arter, varav 300 har sin största eller enda kända svenska förekomst just här. Många av de sällsynta och unika arterna är knutna till Kosterfjordens djupränna. Den löper genom nationalparken från norr till söder och har ett största djup på 247 meter. Rännan fortsätter ända ut till Nordatlantens kontinentalbranter. Därifrån förs oceaniskt vatten med hög salthalt och låg temperatur in i Kosterfjorden. Det gör det möjligt för många djuphavsdjur att leva här, helt nära kusten.

Syftet med nationalparken är att bevara ett särpräglad och artrikt havs- och skärgårdsområde med angränsande landområden i väsentligen oförändrat skick. De miljöer och arter som finns här ska bevaras men samtidigt ska de biologiska resurserna i området också kunna användas på ett hänsynsfullt sätt. Att besökare till området enklare ska uppleva och få kunskap om områdets natur- och kulturvärden ingår också som en del av syftet samt att underlätta forskning och utbildning om hur man bäst bevarar och på ett hållbart sätt använder marina och landbaserade ekosystem.

Kosterhavets nationalpark delar gräns med den norska nationalparken Ytre Hvaler. De miljöer och arter som finns på den svenska sidan återfinns även på den norska sidan och den gränslösa marina miljön tillåter utbyte av såväl arter som erfarenheter mellan de båda nationalparkerna. Tillsammans skyddar de båda nationalparkerna en yta av nästan 800 kvadratkilometer marina miljöer.

2.3. Biologiska förhållanden

I detta avsnitt beskrivs de olika ”biologiska samhällena” och ”funktionella grupper” enligt vad som anges i tabell 1 i bilaga 3 till havsmiljödirektivet. Främmande arter beskrivs i kapitlet belastning och påverkan, kapitel 3. Det har till denna rapport inte varit möjligt att ta med allt befintligt material, till exempel från regional och lokal övervakning (t.ex. samordnad recipientkontroll) eller inventeringar. Det kan gälla material från de senaste åren och äldre material som inte är digitaliserat och inrapporterat till nationella datavårdar. De dominerande livsmiljöer som beskrivs i avsnittet är den fria vattenmassan (pelagiska habitat) och olika typer av bottenar (hårdbottenhabitat och mjukbottenhabitat). Stora delar av det underlagsmaterial som använts i avsnitten 2.3, 2.4 och 2.5 finns tillgängligt inom det marinbiologiska datavårdskapet på SMHI med adressen: <http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/Havsmiljodata/oceanografiskt-datacenter-1.3798>

2.3.1. Växtplankton

Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevanta för växtplanktonsamhällena är 1.4, 1.5, 1.6 och 5.2. I kustvatten gäller bedömningsgrunderna enligt vattenförvaltningsförordningen enligt NFS 2008:1 som delvis omfattar kriteriet 5.2. Dessa bedömningsgrunder genomgår revidering inom forskningsprogrammet WATERS.

Växtplankton är encelliga mikroskopiska organismer som innehåller klorofyll och därmed är basen för produktionen i havet. De förflyttas huvudsakligen med vattnets strömmar, men en del arter har en viss självständig rörelseförmåga och kan förflytta sig vertikalt mellan ytan och djupare lager. Det finns också bottenlevande mikroskopiska alger där solljuset når botten, som i dessa områden kan stå för en stor del av produktionen. Dessa behandlas inte i denna rapport. De makroskopiska växterna behandlas i senare avsnitt.

I detta avsnitt behandlas inte bara mikroskopiska plankton som innehåller klorofyll utan även andra encelliga organismer i samma storleksklass. I begreppet mikroskopiskt plankton finns flera stora och inbördes olika grupper av organismer med olika levnadssätt samlade. Alla innehåller inte klorofyll, utan det finns de som istället för att få sin energi från solljus lever av t.ex. bakterier och vissa kombinerar dessa energikällor. Storleken varierar kraftigt, med en faktor omkring 1000, från omkring en mikrometer till nästan en millimeter och även formen varierar vilket framgår av bilderna i figur 2.23. Detta gör det svårt att jämföra antal och biomassa mellan arter och grupper. Mängd och artsammansättning mäts huvudsakligen med hjälp av följande tre metoder:

- Räkning av antal celler av olika arter, släkten eller grupper.
- Bestämning av biovolym, då man mäter storlek på cellen och räknar ut den totala volymen genom att man vet formen på cellen. Från

biovolymen beräknas sedan det totala kolinnehållet för att få ett mått på den totala biomassan.

- Bestämning av halten av klorofyll a, som är det viktigaste fotosyntetiserande pigmentet. Klorofyll används som ett mått på biomassan av växtplankton.

Det finns drygt tio stora grupper av encelliga mikroskopiska plankton i havet, men de stora grupper man brukar urskilja är kiselalger, dinoflagellater och cyanobakterier. I dessa tre grupper förekommer släkten och arter som kan vara skadliga för både människor och marina organismer. De andra grupperna brukar sammanfattas i gruppen övriga. Här finns flera grupper av små flagellater och bland dem några arter som kan vara skadliga. De allra minsta bland de övriga anges ofta i storleksgrupper. De minsta av dessa är pikoplankton som är mindre än två mikrometer (tusendels millimeter) som troligen ofta dominerar i antal, men inte i biomassa. Dessa räknas dock inte normalt inom miljöövervakningen och finns därför inte med i redovisningarna nedan.



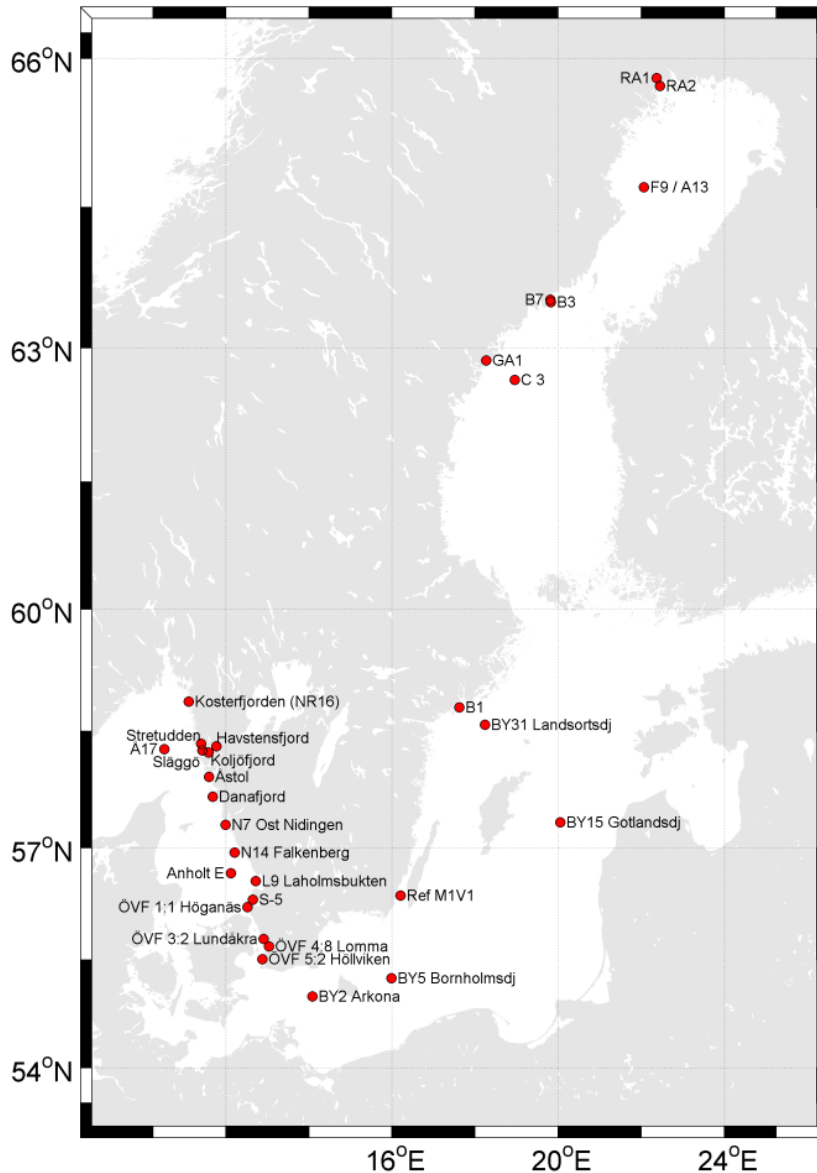
Figur 2.23. Bilder på arter som representerar olika grupper av växtplankton. Från vänster till höger är det *Coccosphaera wailesii* (kiselalg), *Ceratum tripos* (dinoflagellat), *Aphanizomenon* sp. (cyanobakterie) och *Pyramimonas disomata* (övriga). Foto: Mats Kuylenstierna, Bengt Karlson, Helena Högländer och Mats Kuylenstierna. Källa: <http://nordicmicroalgae.org>.

2.3.1.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

Redovisningen av arter, cellantal, klorofyllhalter och förekomst av skadliga arter bygger på data som finns hos den nationella datavärden för marinbiologiska data, SMHI. Redovisningen sker säsongvis för vinter (december, januari och februari) vår (mars, april och maj) sommar (juni, juli och augusti) och höst (september, oktober och november). Data visas i figurerna 2.26 och 2.27.

Artantal, cellantal och kvoter

Artantalet är generellt högre i Västerhavet jämfört med Östersjön. Kiselalger är den vanligaste gruppen och står för ca 50 procent av antalet arter i Västerhavet. I Östersjön är fördelningen mellan grupper ganska jämn, dock minskar antalet arter av gruppen dinoflagellater norrut. Bottniska viken har generellt fler arter än Egentliga Östersjön beroende på flera arter av limniskt ursprung.



Figur 2.24. Mätstationer från vilka data för mikroskopiskt plankton redovisas.

I Västerhavet domineras den totala celltätheten av kiselalger med undantag för sommaren då gruppen "övriga" är på samma nivå som kiselalgerna. Variationen i total celltäthet i Västerhavet är kraftigast i början på året. Under de 3-4 första månaderna är variationen större än övriga året, troligen på grund av att vårbloomingens tidpunkt skiftar och inte alltid fångas in med den existerande provtagningsfrekvensen.

Celltäthetskvoten mellan kiselalger och dinoflagellater är relativt jämn i Västerhavet med en tydlig dominans av kiselalger. Cyanobakterierna utgör här endast en liten del av den totala celltätheten under hela året. Celltäthetskvoten

mellan cyanobakterier och övriga, där övriga i detta fall är allt utom cyanobakterier, är därför låg.

Östersjön domineras under hela året av cyanobakterier och ”övriga” när det gäller den totala celltätheten, men under våren förekommer vanligtvis en kiselalgsblomning. Under sommaren dominerar cyanobakterier i Egentliga Östersjön med extremt höga cellantal då de står för 50-90% av den totala celltätheten. Lite mer kustnära förekommer höga tätheter av cyanobakterier i Östersjön även på hösten. I Egentliga Östersjön är variationen som störst under sommaren då cyanobakterierna blommar. I Bottniska viken är andelen cyanobakterier relativt konstant med ca 15-50% av den totala celltätheten under året beroende på station.

I Egentliga Östersjön visar kvoterna att dinoflagellater har något högre tätheter jämfört med kiselalger men också betydligt lägre celltätheter totalt jämfört med Västerhavet. Våren utgör ett undantag då kiselalgerna dominerar även i Egentliga Östersjön. Bottniska viken är jämförbar med Egentliga Östersjön med enda skillnad att kiselalgerna är lite mer dominerande under sommaren.

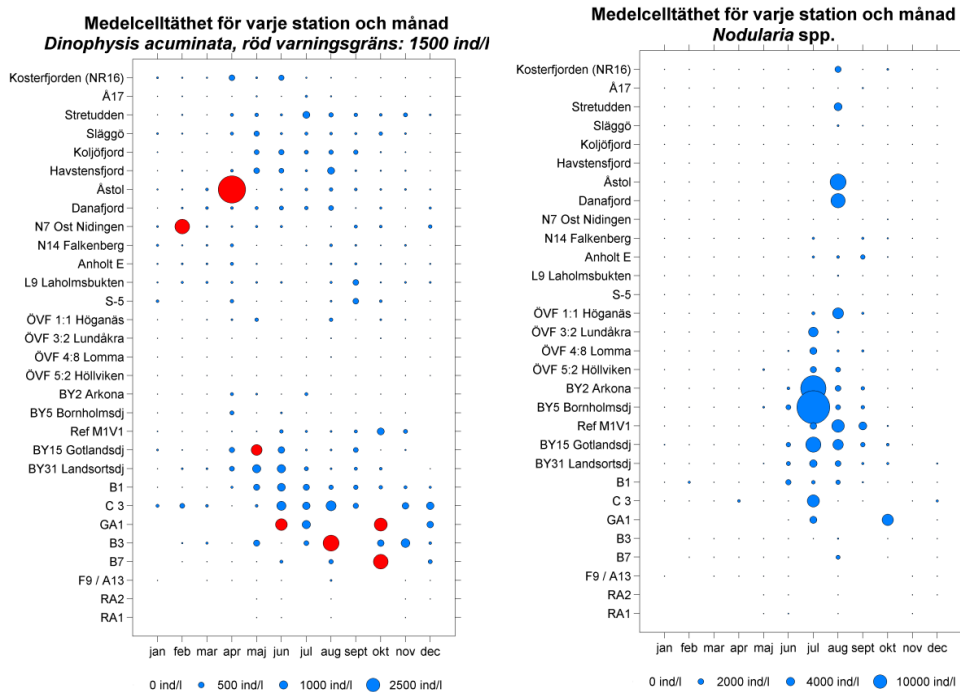
Skadliga alger

Vissa skadliga arter förekommer generellt bara i Västerhavet och andra i Östersjön. Ytterligare andra arter finns både i Östersjön och i Västerhavet. För vissa arter finns etablerade varningsgränser då de överskrider en nivå som kan innebära problem för människor eller djur. Ett exempel är gränserna för de dinoflagellater som producerar toxiner som gör att musslor blir otjänliga att äta för människor. Släktet *Dolichospermum* (cyanobakterie) förekommer på sommaren vid de flesta stationer runt Sverige. *Prorocentrum minimum* (dinoflagellat) förekommer under sommar och höst i såväl Västerhavet som Egentliga Östersjön. *Dinophysis acuminata* (dinoflagellat) förekommer över varningsgränsen i Västerhavet och Egentliga Östersjön främst under vår och sommar. I Bottenhavet överstiger *D. acuminata* oftast varningsgränsen under sommar och vinter. *Dinophysis norvegica* (dinoflagellat) förekommer främst under sommaren i Västerhavet och Egentliga Östersjön men överskrider sällan varningsgränsen. Celltätheten av släktet *Alexandrium* (dinoflagellat) överstiger framförallt varningsgränsen under vår och höst. Detta skadliga släkte observeras i Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottenhavet, över Livsmedelsverkets varningsgräns. Denna gräns används för att avgöra om det finns risk för skadliga nivåer av alggifter i blåmusslor avsedda för konsumtion.

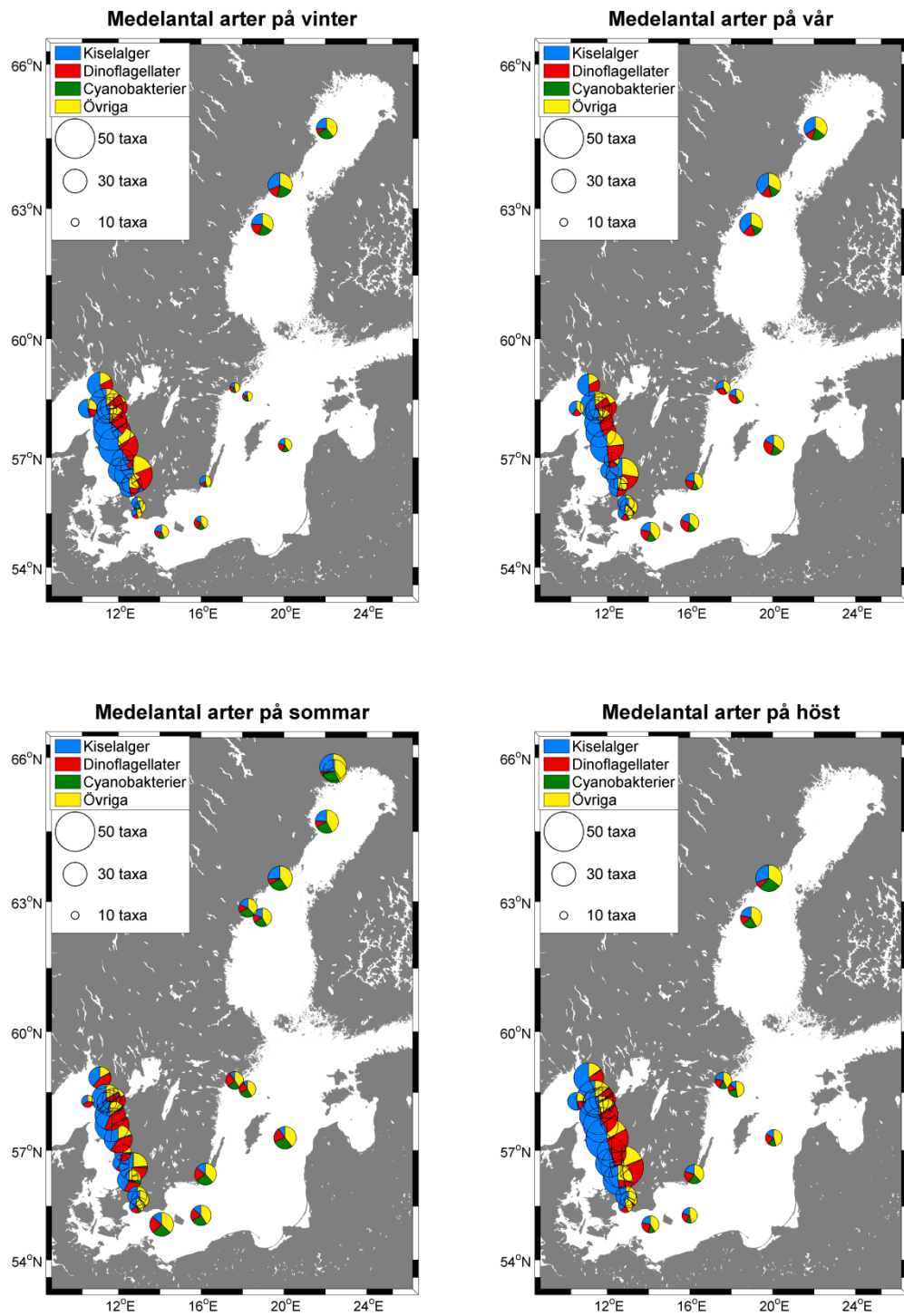
Bland typiska arter/släkten i Västerhavet finns släktet *Pseudo-nitzschia* (kiselalg) som förekommer med högst celltäthet under höst och vinter, men som sällan överstiger varningsgränsen på en miljon celler per liter. Släktet *Pseudochattonella* (Dichtyochophyceae) förekommer vanligen under vinter eller mycket tidig vår. Arterna *Karenia mikimotoi* (dinoflagellat), *Lingulodinium polyedrum* (dinoflagellat), och *Dinophysis acuta* (dinoflagellat), har de största blomningarna under sensommaren och tidig höst. *D. acuta* överskrider ofta varningsgränsen i Koljöfjord och Havstensfjord

under denna period. *Protoceratium reticulatum* (dinoflagellat), förekommer från sen vår till tidig höst.

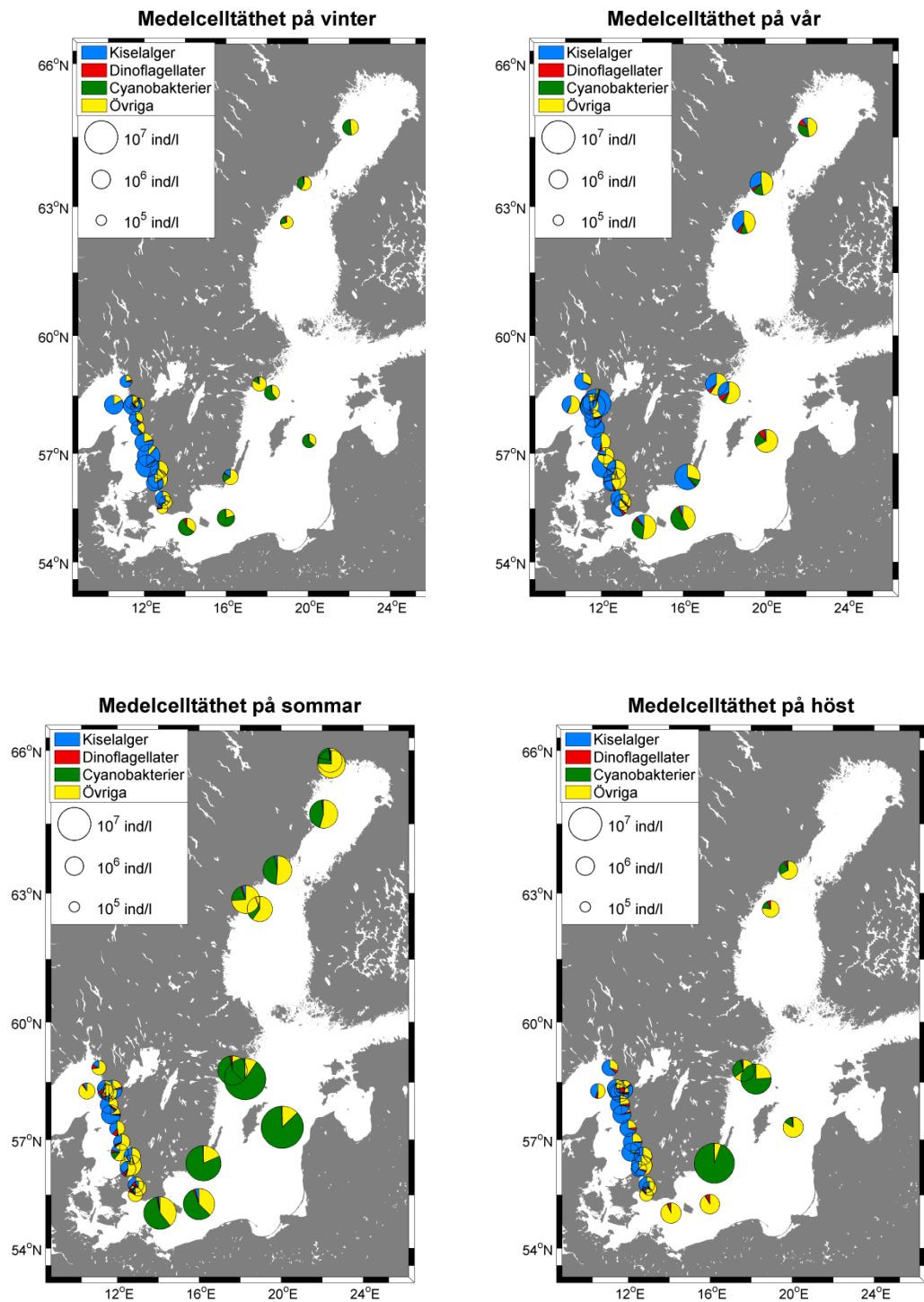
Typiska arter/släkten i Östersjön är släktet *Aphanizomenon* (cyanobakterie) som återfinns i högst celltäthet under sommaren och förekommer nästan bara i Egentliga Östersjön. *Nodularia spumigena* (cyanobakterie) förekommer i Egentliga Östersjön under sommaren men påträffas sporadiskt på vissa stationer i Bottenhavet och Västerhavet, då främst i augusti. Släktet *Chrysochromulina* (häftalger) förekommer i hela Östersjön och blommar under senvåren-sommaren. Släktet förekommer även i mindre mängder i Kattegatt. Exempel visas i figur 2.25.



Figur 2.25. Exempel på förekomst av skadliga arter under olika delar av året. Gränsen mellan Nordsjön och Östersjön går mellan stationerna ÖVF 4:8 och ÖVF 5:2. Antalet anges i celler per liter vilket för *Nodularia* spp. motsvaras av längder på 100 mikrometer.



Figur 2.26. Totalt antal arter och fördelning mellan olika grupper under olika säsonger. Ytterligare figurer finns framtagna men redovisas inte här.



Figur 2.27. Medelcelltäthet av olika grupper av encelliga mikroskopiska plankton under olika säsonger. För trådformiga cyanobakterier anges en längd av 100 mikrometer som en cell. Ytterligare figurer finns framtagna men redovisas inte här.

Klorofyllhalter

Klorofyllhalt används som ett mått på växtplanktonbiomassan, men ska inte tolkas som ett direkt mått på primärproduktion. Förhöjda klorofyll halter ses som en effekt av ökad tillförsel av näringsämnen. Under vintersäsongen är koncentrationen av klorofyll *a* hög i Västerhavet och där startar vårbloomingen tidigt på året. Vårkartan ger en tydlig bild av att klorofyllhalten då har minskat i Västerhavet. I Östersjön där vårbloomingen startar senare har halterna så istället ökat. Överlag är det relativt hög variation i klorofylldata vilket beror på stor inhomogenitet i vattenmassan vilket beskrivs i avsnitt 2.1.2. Hög variationskoefficient tyder på en stor variation med stor spridning i data samt att mätfrekvensen inte är tillräcklig för att tidsmässigt fånga upp dessa variationer. Detta gäller främst för Västerhavet där variationen är hög både under vinter och under vår. Även sommarperioden som används i bedömningsgrunderna visar på en relativt stor variation vid flertalet stationer. Data redovisas i figur 2.28.

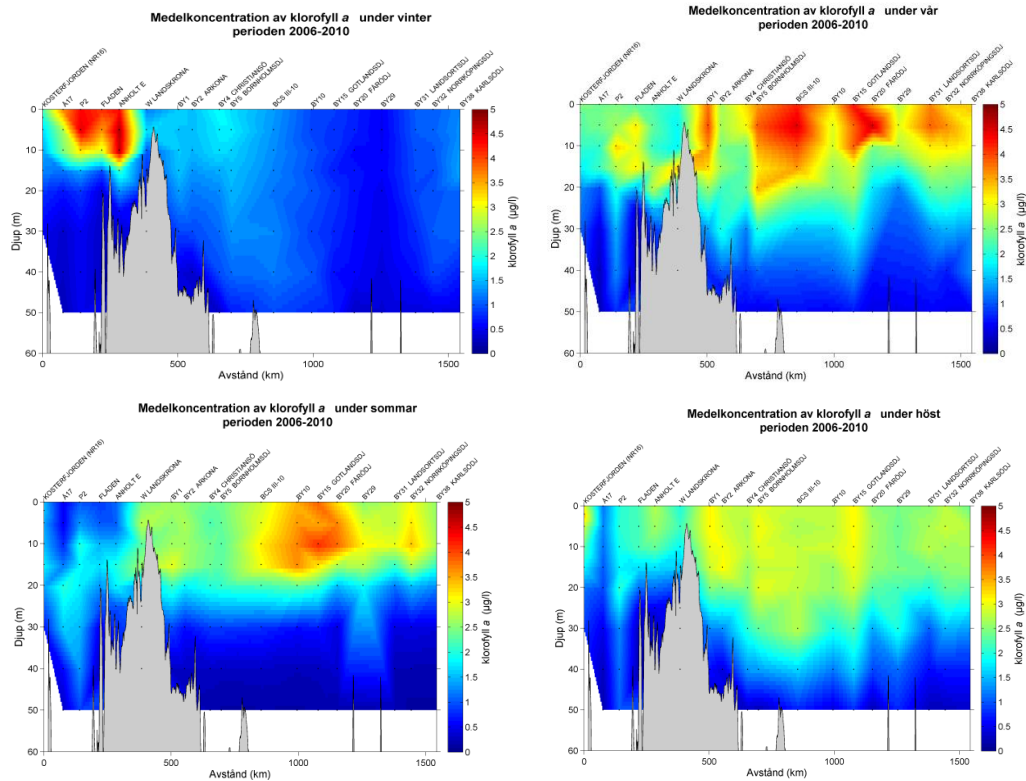
2.3.1.2. Bedömning av miljötillstånd

Inom vattenförvaltningen har kvalitetsfaktorn växtplankton bedömts i kustvatten utifrån klorofyllhalt och i vissa vattenförekomster även biovolym. I Västerhavet har 21 kustvattenförekomster av totalt 117 statusklassats. Av dessa hade 14 procent sämre än god status enligt den klassning som anges i VISS (VattenInformationsSystem Sverige) den 9 mars 2012. I Sveriges bedömning av övergödning 2007 enligt OSPARs riktlinjer bedömdes hela Kattegatt och kustvatten i Skagerrak som problemområden bl.a. utifrån förhöjda klorofyllhalter.

I hela Östersjön har 234 kustvattenförekomster av totalt 485 statusklassats. Av dessa hade 65 procent sämre än god status enligt den klassning som anges i VISS den 9 mars 2012. I Bottniska viken är dock andelen betydligt lägre, endast 26 procent. Enligt HELCOMs bedömning av klorofyll i öppna havsområden för perioden 2001 till 2006 visade alla Östersjöns bassänger utom Bottenviken tydlig avvikelse från referensförhållanden.

Belastningar som påverkar mest

Tillståndet för växtplankton påverkas huvudsakligen av tillförsel av näringsämnen. Introduktion av främmande arter kan också innebära negativa förändringar. Skadliga blomningar, varav vissa kan kopplas till förändrad tillförsel av näringsämnen, förekommer i både Västerhavet och Östersjön, men i mindre utsträckning i Bottniska viken. Det kan också finnas indirekta effekter av selektivt uttag av fiskarter på artsammansättningen hos växtplankton, vilket ges exempel på i avsnitt 3.7.3.



Figur 2.28. Medelkoncentration av klorofyll i ett snitt från Kosterfjorden i norra Skagerrak genom Öresund och in i Egentliga Östersjön till norr om Gotska Sandön under vinter, vår, sommar och höst.

2.3.2. Djurplankton

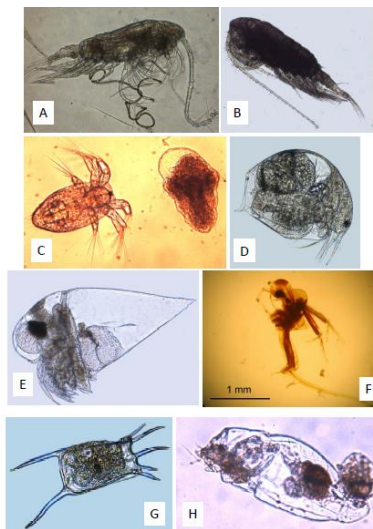
Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevanta för djurplanktonsamhällena är 1.4, 1.5 och 1.6. Svenska indikatorer och bedömningsgrunder för dessa är inte färdigutvecklade.

Djurplankton är små djur som huvudsakligen rör sig med hjälp av vattnets strömmar. En del arter har en viss självständig rörelseförmåga och kan förflytta sig vertikalt mellan vattenmassans botten och yta. Det finns arter som tillbringar hela sitt liv som djurplankton och klassificeras då som holoplankton. Det finns även djur som tillbringar bara en del av sin livscykel som plankton, så kallade meroplankton. Exempel på meroplankton kan vara fiskägg eller ryggradslösa bottendjurs frimmande larver.

Djurplankton befinner sig mitt i havets näringskedja. De intar en ställning i födoväven mellan växtplankton och högre nivåer, som till exempel fisk. Djurplankton bidrar därmed till att lägga grunden för produktiviteten på högre trofiska nivåer, inklusive kommersiellt viktiga fiskarter. Genom att livnära sig på växtplankton och samtidigt vara en viktig föda för många fiskarter speglar sammansättningen och beståndet av djurplankton havets miljöstatus.

Många variabler spelar in för hur ett djurplanktonsamhälle ser ut. Abiotiska faktorer påverkar tillväxt och förekomst av djurplankton, till exempel mängden näringsämnen, salthalt och temperatur. Mängden djurplankton begränsas av bland annat betetryck.

Djurplankton är en heterogen grupp, både funktionellt och storleksmässigt. Djurplankton i storlekar mellan 0,2 och 20 millimeter kallas mesozooplankton, och består i huvudsak av de dominerade grupperna hoppkräftor (*Copepoda*; figur 2.29, A-C), hinnkräftor (*Cladocera*; figur 2.29, D-F) och hjuldjur (*Rotifera*; figur 2.29, G H). Det förekommer ungefär 40 arter av mesozooplankton i vårt hav, varav ungefär tio dominerar (Ackefors 1969).



Figur 2.29. Exempel på djurplanktonarter i svenska vatten: hoppkräftor *Acartia tonsa* (A), *Centropages hamatus* (B), en larv, så kallade nauplie, av hoppkräftan *Acartia biflosa* samt en nauplie som kläcks ur ägg (C), hinnkräftor *Bosmina maritima* (D) och *Evadne nordmannii* (E) samt rovvattenloppan *Cercopagis pengoi* (F), och hjuldjuren *Keratella quadrata* (G) och *Synchaeta baltica* (H).

Hoppkräftor

Hoppkräftor är den vanligaste gruppen i djurplanktonsamhällena i svenska vatten. Denna grupp karaktäriseras av varierande former och att de föredrar olika årstider, livsmiljöer och föda. Det finns tre ordningar av hoppkräftor i Östersjön: *Calanoida*, *Cyclopoida* och *Harpacticoida*. Storleken på fullvuxna individer i denna grupp kan variera mellan 0,5 och 5 mm.

I Östersjön tillhör de flesta pelagiska hoppkräftor ordningen *Calanoida* och är huvudsakligen växtätare som lever i den fria vattenmassan. Arter som *Eurytemora affinis* förekommer ofta i kustnära områden, såsom skyddade vikar och innerskärgårdar, med lägre salthalt och högre temperaturer, medan andra arter som *Pseudocalanus acuspes* och *Centropages hamatus* trivs bättre i utsjön där vattnet är kallare och salthalten högre.

Hinnkräftor

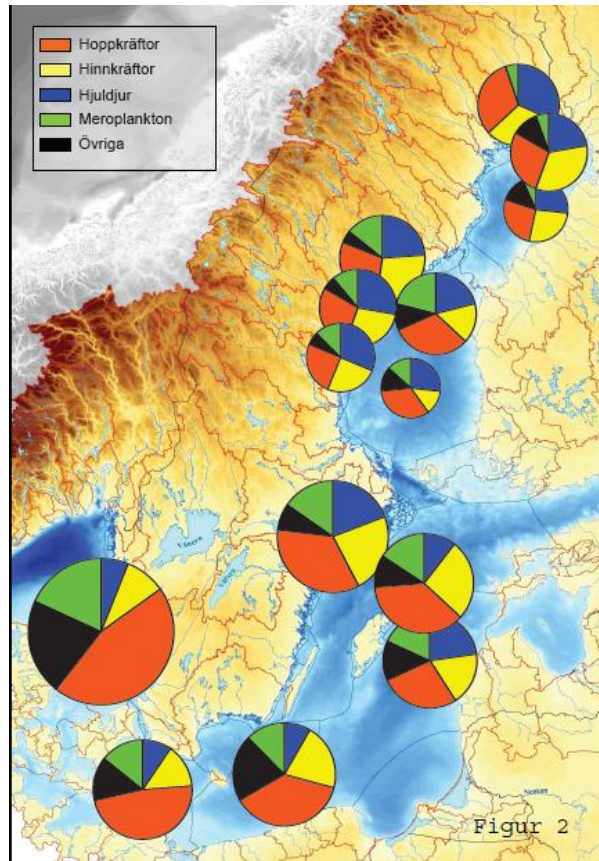
Hinnkräftor, eller vattenloppor, och är små kräftdjur (0,2-3,0 mm) som primärt lever i sötvatten. De är särskilt viktiga i Bottenvikens utsötade miljö (figur 2.30). Några exempel på vanligt förekommande arter i Östersjön är *Bosmina maritima* samt *Evadne nordmanii* (figur 2.29 DE). Hinnkräftor får sin föda genom att filtrera vattnet och äta små växtplankton och bakterier.

Hjuldjur

Östersjöns hjuldjur är små (ca 0,1-0,3 mm). De filtrerar in ätbara partiklar, växtplankton och bakterier. Vissa arter lever i den fria vattenmassan, medan andra sitter fast med hjälp av en fot. I Östersjön är det mest vanligt med släkten av *Synchaeta* och *Keratella* (figur 2.29 G H). Även om hjuldjur är små i storlek, så är de viktiga i Östersjöns ekosystem. Hjuldjuren är normalt något mer småväxta och energifattiga än hinnkräftor och hoppkräftor och därför mindre lämpliga som föda för fisk. Däremot, på grund av sin extremt snabba förökningstakt, är de viktig föda för fisklarver.

Övriga djurplanktongrupper

Till holoplankton hör olika rovmaskar (pilmaskar och havsborstmaskar), maneter, kammaneter samt manteldjur (såsom *Appendicularia*). Det finns även olika arter av meroplankton i Östersjön. Till meroplankton hör larver av musslor, snäckor, mossdjur och havstulpaner. Pungräkor (*Mysida*), vilka är 1-2 centimeter stora, brukar ofta räknas till det fria vattnets organismer trots att de i lika stor utsträckning förekommer alldeles vid botten. Pungräkor är allätare som lever av såväl djur- som växtplankton samt dött organiskt material (detritus) och de ingår därför i komplexa nätverk i födoväven. Pungräkor är viktiga födodjur för fiskar.



Figur 2.30. Artdiversitet av mesozooplankton i miljöövervakningsprover från 2007. Analyser av djurplankton görs vanligen på ganska små delprov. Mindre vanliga arter kan därmed lätt förbises och de verkliga artantalen i bassängerna är sannolikt högre än de som erhålls från miljöövervakningens data (modifierat från Gorokhova med flera), 2009).

2.3.2.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

Information om förändringar i djurplanktonsamhället över tid är i allmänhet bristfällig. Den stora bristen på äldre data gör också att det är svårt att bedöma hur ett mer opåverkat djurplanktonsamhälle kan ha sett ut.

Salthalten påverkar djurplanktonens artsammansättning och är en viktigare faktor när det gäller artsammansättning än betetryck, temperatur och näringstillgång. Detta gäller i hög grad havslevande arter av hoppkräftor (exempelvis *Pseudocalanus acuspes*) än andra djurplankton. Totalmängderna ökar med stigande salthalt, men tätheterna är i allmänhet som högst på kustnära stationer (figur 2.30).

I Bottenviken där salthalten är låg förekommer få arter. Framförallt är det sötvattenlevande hjuldjur och hinnkräftor som dominerar. Antalet djurplanktonarter blir successivt fler i en gradient från den utsötade och relativt artfattiga Bottenviken i norr mot det saltare Västerhavet (figur 2). De sötvattenslevande arterna minskar i motsvarande grad och i Västerhavet förekommer de mycket sällan och ersätts istället med saltvattenlevande arter. Det är framförallt artantalen och abundansen av hoppkräftor som ökar med ökande salthalt (figur 2) med förekomst av havslevande arter som *Paracalanus parvus* och *Oithona similis*. I Bottniska viken utgör hoppkräftornas artantal ungefär tio procent av djurplankton, medan de i Västerhavet står för ungefär 90 procent. Även andelen övriga planktonorganismer, som exempelvis manteldjur och kammaneter, ökar från <1 procent i norra Östersjön till ungefär 10 procent i Västerhavet. Hos meroplankton - olika larvstadier av bottenlevande (men även frisimmande) djur - är både diversiteten och bestånden betydligt större i Västerhavet (figurerna 2.30 och 2.31).

I motsats till hoppkräftorna, uppvisar hinnkräftor och hjuldjur en motsats trend med ökande salthalt. Dessa djurgrupper dominerar i Bottenviken under sommarsäsong och kan utgöra mer än 80 procent av det totala beståndet (figurer 2.30 och 2.31). I Bottenhavet minskar gruppernas gemensamma andel till mellan 40 procent och 70 procent. I Egentliga Östersjön minskar mängderna hjuldjur och hinnkräftor från knappt hälften till en tredjedel av alla djurplankton, i Västerhavet är andelen mindre än 3 procent.

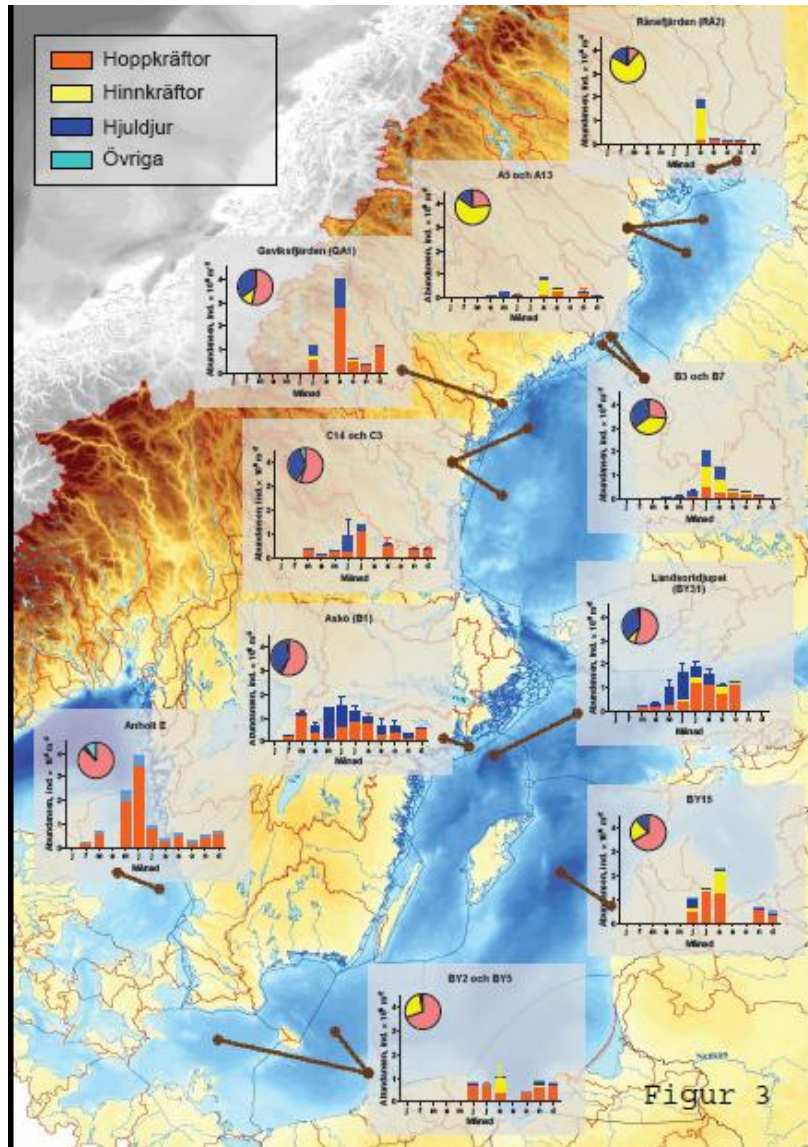
Trots en ökande salthalt från Bottenhavet till Kattegatt, så finns det några få arter som förekommer i hela detta område. Till dessa hör till exempel hoppkräftan *Acartia biflosa* och hinnkräftan *Bosmina maritima* som är väl anpassade till salthaltsvariationer. Även om antalet hoppkräftarter är väsentligt större i Kattegatt än i Östersjön, så finns enstaka arter, som den relativt stora hoppkräftan *Limnocalanus macrurus* och rovvattenloppan *Cercopagis pengoi*, vilka påträffas i Östersjön men inte i Kattegatt.

Säsongsvariation

Olika arter har olika behov av föda och temperatur. Därför förändras art-sammansättning och förekomst av djurplankton med årstiderna på ett ganska regelbundet sätt, men domineras oftast av hoppkräftor (figur 2.31).

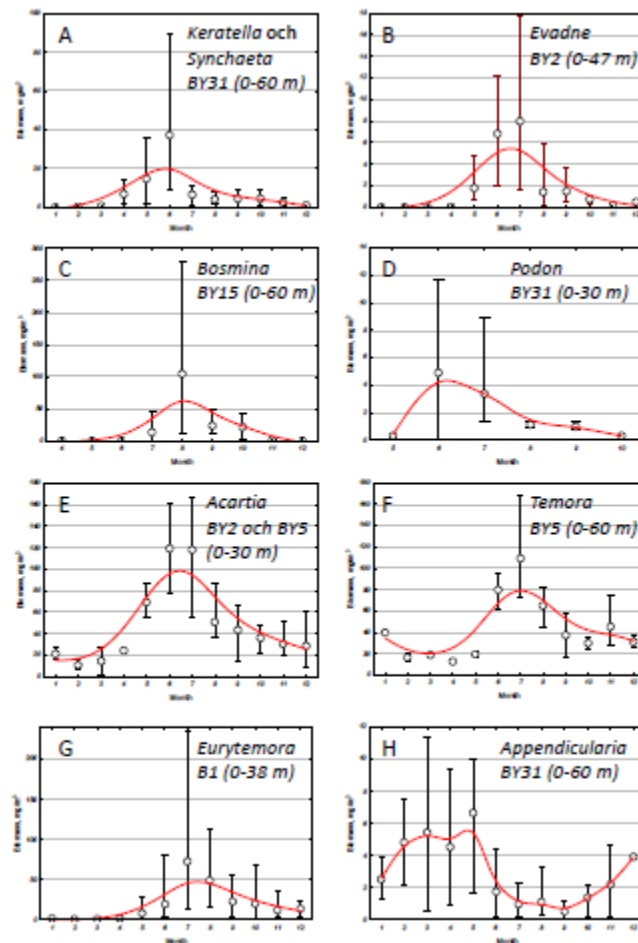
Eftersom växtplankton är den dominerande födan för djurplankton, så finns det mycket färre djurplankton under vintern (figurer 2.31 och 2.32.). Djurplanktonen drar fördel av vårbloomingen vilken domineras av näringsrika kiselalger och dinoflagellater. En topp i snabbväxande djurplanktongrupper följer vårbloomingen med en kort tidsförskjutning. Exempelvis i Egentliga Östersjön brukar hjuldjur dominera under maj månad efter vårbloomingen i mars-april (figurer 2.31 och 2.32, A).

Under större delen av året dominerar hoppkräftor biomassan (figur 2.31). När vattnet är som varmast under sommaren finns också ett stort inslag av hinnkräftor (figur 2.32, B-D). Djurplanktonbiomassan når sin topp under sommarsäsongen i svenska vatten (figur 2.31). Under september och oktober minskar mängden djurplankton (figur 2.32, A-G) beroende på långsammare föröknings-takt och betning från rovdjur (fisk, pungräkor, maneter). Under den kalla och mörka delen av året sker sedan en ytterligare minskning.



Figur 2.31. Årscykel för förekomst av mesozooplankton i alla Sveriges havsområden i 2007. Staplarna representerar månadsmedelvärden med eventuella standardavvikelser vid replikat, och visar antal tusen individer per kvadratmeter: 0–60 meter för stationerna BY31, BY15 och BY5, 0–25 för Ansholt E, 0–47 meter för BY2, och ytan till botten för övriga. Cirkeldiagram visar den procentuella fördelningen av djurplanktongrupper av den totala abundansen under sommaren modifierat från Gorokhova med flera 2009).

Även om de flesta djurplankton är mest talrika under sommaren (figur 2.32, A–G), så föredrar vissa arter den kalla årstiden. Ett exempel på detta är de två manteldjurarterna *Oikopleura dioica* och *Fritillaria borealis*, av släktet *Appendicularia*, som når sina populationsmaximum under hösten, vintern och våren (figur 2.32, H). I Egentliga Östersjön minskar hinnkräftan *Podon* kraftigt i augusti när vattentemperaturen blir för hög och för att sedan försvinna i oktober (figur 2.32, D). Arter med låga temperaturoptima kan komma påverkas negativt av den temperaturökning som förväntas i framtiden.

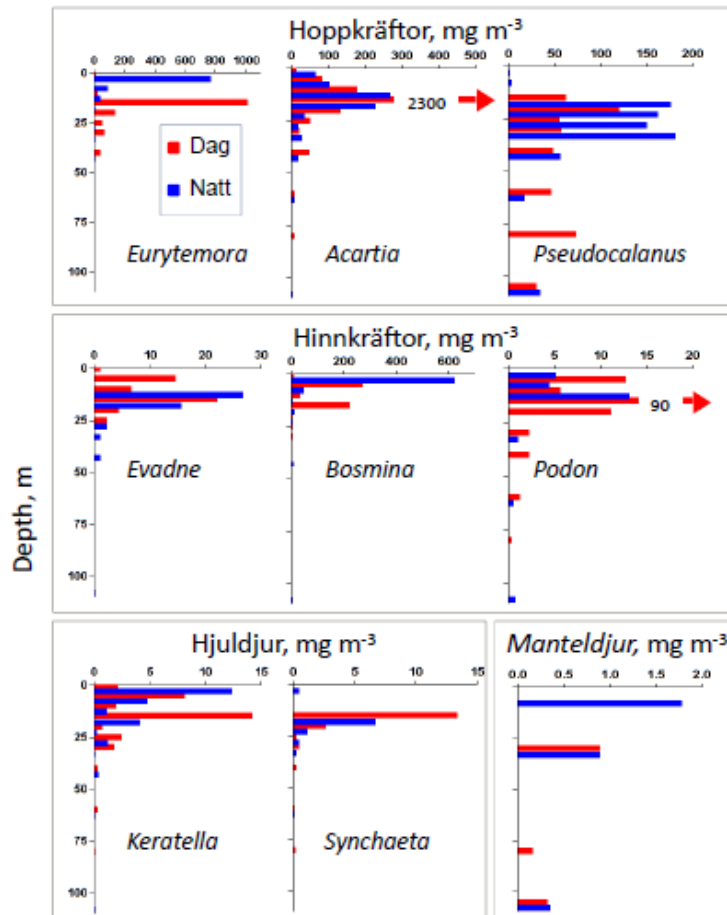


Figur 2.32. Säsongsvariation hos djurplankton på olika stationer i Egentliga Östersjön. Integrerade månadsmedelvärden (2007-2010) med max- och minimivärden som spridningsmått. Notera de olika skalorna.

Larver och ägg från meroplankton kan ibland utgöra en betydande del av djurplanktonbiomassan, särskilt i södra Östersjön, fast detta tenderar att vara ett säsongsbundet fenomen. Olika bottenlevande organisms planktonlarver förekommer vid olika tider: lamellibranchiater från april till juli, gastropoder från maj till juli och havsborstmaskar i oktober-november (Jönsson med flera 1997).

Vertikal fördelning och vertikalvandringar under dygnet

De allra flesta planktondjuren lever i det varma ytvattnet under sommaren (figur 2.33). Detta förklaras delvis av att den huvudsakliga födan finns ovanför. Under perioder med inflöde av syre vid havsbotten kan djurplankton förekomma även nedanför salthaltssprångskiktet. Släkten som *Pseudocalanus*, *Paracalanus* och *Oithona* finns ofta på större djup i saltare vatten. (figur 2.33). Vissa arter kan söka sig nedåt under de ljusa timmarna av dygnet för att undvika att bli uppätta av fiskar, som jagar främst med hjälp av synen.



Figur 2.33. Vertikalfördelning av olika djurplanktonarter i Egentliga Östersjön (Gotlandsdjup, BY 15, augusti 1997). Biomassan (mg m^{-3} , våtvikt) under dag- och nattprovtagning. Notera de olika skalorna.

2.3.2.2. Bedömning av miljötillstånd

Den långsiktiga utvecklingen av den årliga djurplanktonbiomassan har analyserats av Umeå universitet, Stockholms universitet och SMHI. Inga betydande generella tendenser har noterats i den totala djurplanktonbiomassan under den senaste tioårsperioden (Albertsson med flera 2011). Däremot visar den totala biomassan av djurplankton i Egentliga Östersjön och Västerhavet minskande trender från tidigt 1970-tal och framåt (Egentliga Östersjön: Möllmann med flera 2003; Alheit med flera 2005; Södra Östersjön: Feike med flera 2007). Mest markant är den proportionella förändringen av mängden större djurplanktonarter. När den totala djurplanktonbiomassan är stor, är andelen stora djurplanktonarter liten. Detta sammanfaller med perioder av lägre salthalt. De grupper som minskat mest är hoppkräftan *Pseudocalanus acuspes* och hinnkräftan *Bosmina maritima*, vilket har förklarats av en minskande salthalt och en ökad betning från framför allt skarpsill (Möllmann med flera, 2003). Samtidigt har hoppkräftor av andra släkten (till exempel *Acartia*) ökat. Troligen har dessa gynnats av ett varmare klimat. Förändringen är tydligast under vår och försommar.

Mängden hjulldjur i Östersjöns djurplanktonsamhälle har ökat under de senaste decennierna. Detta kan bero på övergödning och klimatförändringar (milda vintrar och vårar) samt på en ökning av småcelliga växtplanktonarter. Vid exempelvis kuststationerna i Örefjärden i norra Bottenhavet och i Stockholms skärgård i norra Egentliga Österjön har biomassorna av både hinnkräftor och hjulldjur ökat med 3-4 gånger under den senaste tjugoårsperioden. Ökningen är tydlig, särskilt för hinnkräftor i Bottenhavet och för hjulldjur i norra Egentliga Östersjön. Samtidigt finns en tendens till en minskning av hoppkräftor. Sett över hela tidsserien ökar både biomassan av hinnkräftor och totalbiomassan (Johansen med flera, 2011).

Idag verkar det råda en generell brist på djurplankton i Östersjön. Detta kan bland annat bero på ett ökande betestryck från skarpsill. Skarpsillsbeståndet har vuxit i samband med att torsken blev utfiskad. Sådana förändringar i näringskedjan kan drabba också andra fiskbestånd som är beroende av djurplankton som föda.

Den främmande rovvattenloppan *Cercopagis pengoi* (figur 2.29, F) som har blivit spridd till olika delar av Östersjön (Gorokhova med flera, 2000) har ett annat val av föda än andra vattenloppor. Den härstammar ursprungligen från Svarta havet och förekommer i de svenska delarna av Östersjön sedan 1997. Rovvatten-loppan äter andra djurplankton och kan påverka det lokala planktonsamhället. Detta har kopplats till betydande ekonomiska förluster inom fiskerieringen. Framför allt under sommaren kan den förekomma i så stor mängd att den sätter igen fasta redskap och på så vis omöjliggör fiske. Arten kan tolerera allt från sötvatten upp till en salthalt på 15–17 PSU. Den tål även låg temperatur (Gorokhova med flera, 2000).

Belastningar som påverkar

Sammanfattningsvis så påverkas djurplanktonsamhällena av övergödning, selektivt uttag av fisk och introduktion av främmande arter.

2.3.2.3. Övervakning och provtagning

Östersjöns djurplankton har sedan år 2007 fått en större roll i det nationella miljöövervakningsprogrammet. Provtagning görs på 17 stationer året runt. Antalet provtagningstillfällen skiljer sig från station till station. Som minst görs det 5 provtagningar och som mest 22. Eftersom sommarhalvåret är den mest produktiva årstiden så sker de flesta provtagningarna då.

2.3.2.4. Bristanalys

Det finns inga svenska bedömningsgrunder där djurplankton ingår idag, men däremot föreslagna indikatorer för god miljöstatus. De resultat man får vid studier av djurplanktonsamhällets struktur kan användas vid beskrivning av näringsstatus och även långsiktiga överfiske- och övergödningseffekter bör kunna påvisas. Miljöövervakningsprogram för djurplankton ger också värdefull information om biologisk mångfald och invandring av nya arter (Gorokhova med flera, 2000). Analyser av djurplankton görs vanligen på ganska små delprov. Mindre vanliga arter kan därmed lätt förbises och de verkliga

artantalen i bassängerna är sannolikt högre än de som erhålls från miljöövervakningens data. Andra miljöförändringar som kan avspelas i djurplanktonsamhället är klimatförändringar. Kännedom om djurplanktonsamhällena kan också utgöra underlag för att bedöma möjlig fiskproduktion i olika områden.

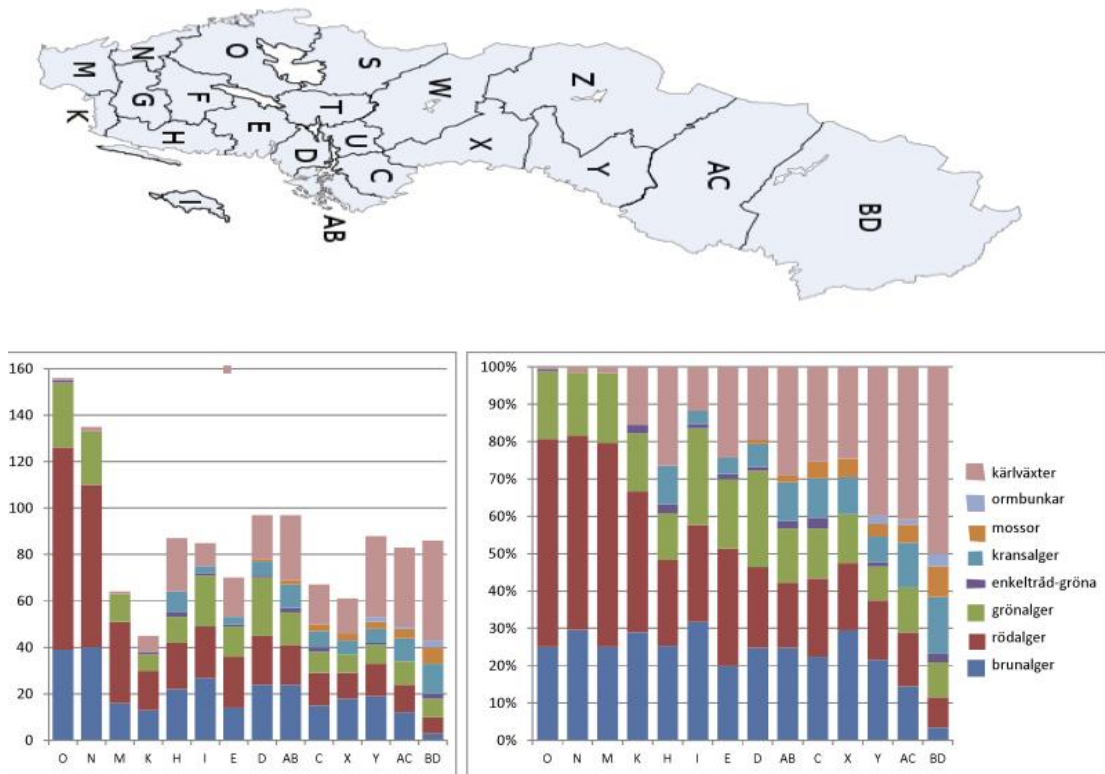
2.3.3. Makroalger och gömfröiga växter

Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevanta för makroalger och gömfröiga växter är 1.4, 1.5, 1.6, 5.2 och 5.3. Svenska indikatorer för dessa är inte färdigutvecklade. I kustvatten gäller bedömningsgrunderna enligt vattenförvaltningsförordningen enligt NFS 2008:1 som delvis omfattar kriterium 5.3. Dessa bedömningsgrunder genomgår revidering inom forskningsprogrammet WATERS. En av huvuduppgifterna är att harmonisera resultaten från olika bedömningsgrunder och införa fler kriterier för makrovegetation än maximala djuputbredningen av arter.

Växtklädda bottenar är bland Sveriges mest produktiva och artrika havsbottenmiljöer. Artrikedomen är hög utmed alla kuster, men de dominerande växtgrupperna förändras kraftigt längs salthaltsgradienten från Skagerrak till norra Bottenviken.

2.3.3.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

I Västerhavet finns omkring 350 algararter, vilka domineras av rödalger (ca 60 procent), samt brun- och grönalger, medan endast ett fåtal marina gömfröiga växter hittas (figur 2.34). En majoritet av dessa algararter är mycket ovanliga och endast ca 40 arter förekommer regelbundet i miljöövervakningsprover, där endast en handfull arter har en täckningsgrad över 10 procent (Tobiasson med flera 2010). Bältesbildande arter på hårdbottnar är de fleråriga, stora brunalgerna, t.ex. blås- och sågtång, samt flera arter av tare, vilka utgör viktiga och artrika miljöer. På skyddade mjukbottnar i Västerhavet dominerar ålgräs, samt under senare år, mattor av lösdrivande, fintrådiga alger.



Figur 2.34. Länsvisa fördelningen av artantalet makroskopiska växter som återfunnits i prover de senaste 10 åren längs Sveriges kuster. Antalet är indelat i de olika taxonomiska gruppernas artantal (t.v.) och procentuella fördelning (t.h.).

I södra Östersjön finns ca 100 arter makroalger, inklusive kransalger, men liksom i Västerhavet är en majoritet av dessa mycket ovanliga och endast ca 20 arter förekommer regelbundet i miljöövervakningsdata (Tobiasson med flera) 2010). I södra Östersjön utgör blås- och sågtång dominerande och viktiga arter på hårbotten. I Bottniska viken minskar antalet marina arter ju längre norrut man kommer. Detta gäller framför allt rödalger som i Bottenviken endast utgör en minoritet av växtsamhället. Istället tillkommer en allt rikare flora av vattenlevande kärlväxter och alger av sötvattenursprung, som framför allt växer i utsötade grunda vikar. Antalet gömfröiga växter ökar därför från ett 10-tal i södra Östersjön till ett 40-tal i Bottenviken, vilket gör att det totala antalet växter är relativt konstant längs den svenska Östersjökusten (figur 2.34). De flesta röd- och brunalger försvinner vid Norra Kvarken, varefter grönalger dominerar de hårda bottenarna. På skyddade mjukbottenar är kransalger, gömfröiga växter och vattenlevande mossor och ormbunksväxter typiska för hela Bottniska viken.

Den maximala biomassan av alger på hårbotten varierar stort längs Sveriges kuster, från upp till 8-10 kilo per kvadratmeter i Västerhavets tareskogar, och 3-4 i blåstångbältet i Egentliga Östersjön. Den totala medelbiomassan av vegetation på både hård- och mjukbotten är dock relativt konstant längs kusterna upp till mellersta Egentliga Östersjön (gram per kvadratmeter). Därefter minskar den något till ca 200 gram per kvadratmeter för att i

Bottenhavet ligger kring 50-100 för att sjunka till endast fåtal gram per kvadratmeter i Bottenviken (Kautsky 1995).

Makroalger

På Västerhavets hårbotten är de mest dominerade (iögonfallande) arterna fleråriga brunalger. I medelxponerade miljöer hittas ofta ett tångbälte från ytan ned till ett par meters djup som domineras av *Fucus vesiculosus* (blåstång) och djupare av *F. serratus* (sågtång), samt i mer skyddade miljöer av *Ascophyllum nodosum* (knöltång). Djupare dominerar olika tare-arter med *Saccharina latissima* (socker- eller skräppetare), samt *Laminaria digitata* (fingertare) blandat med *Halidrys siliquosus* (ektång) på större djup. Ibland är trädskiktet så tätt att endast ett fåtal växter kan förekomma under dem, vanligen krustformade rödalger (t.ex. *Lithothamnion*). Annars förekommer ett stort antal rödalger som undervegetation där de vanligaste arterna är *Chondrus crispus* (karragentång) och *Furcellaria lumbricalis* (gaffeltång), men även *Delesseria sanguinea* (ribbetång), samt olika arter av *Phyllophora* spp. (rödblading), vilka dominerar på de djupare bottenarna. Från några meters djup täcks ofta både hårbotten och fleråriga alger av påväxt av fintrådiga ettåriga brun-, grön och rödalger under framför allt sommarmånaderna, t.ex. *Pilayella/Ectocarpus* (brunlick), *Ulva* spp., *Ceramium* spp., *Bonnemaisonia*, *Desmarestia viridis* med flera

På Egentliga Östersjöns hårbotten hittas närmast ytan ett bälte av ettåriga fintrådiga alger som domineras av brunalger på våren, grönalger på sommaren och rödalger på hösten. Oregelbundet lågvatten begränsar utbredningen av fleråriga alger närmast ytan. Från ca 0,5 meters djup dominerar såg- och blåstång som kan hittas ned till över 10 meters djup, då konkurrens från andra stora alger saknas. Nedanför tången dominerar ofta *Furcellaria lumbricalis* (gaffeltång) tillsammans med *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick), *Phyllophora/Coccotylus* (rödblading) och andra rödalger. Under sommarmånaderna täcks oftast de fleråriga arterna av årliga fintrådiga alger (t.ex. *Pilayella/Ectocarpus*, brunlick). I skyddade vikar förekommer ofta mattor av lösdrivande alger, ofta bestående av ettåriga grönalger samt löslevande blåstång. I Östersjön begränsas förekomsten av sågtång av en linje mellan nordspetsen av Öland och södra Gotland, medan blåstången hittas upp till den sydligaste delen av Norra Kvarken. Den smalbåliga formen av blåstång, som under senare år fått egen artstatus (*Fucus radicans* smaltång) förekommer frekvent från sydliga Bottenhavet uppåt till norra Kvarken. Algsamhällena i Bottniska viken ser likartade ut hela vägen upp till Norra Kvarken. De marina arterna blir något mindre i storlek sprängvis (Ålands hav, N Kvarken) beroende på salthaltsstress. I Bottenviken är nästan alla marina arter borta från de vegetationsklädda bottenarna. Enstaka *Ceramium tenuicorne* (ullsläke) kan observeras men annars är det framför allt grönalger som dominerar i mycket låg biomassa. I norra Östersjön ersätts algsamhället i skyddade vikar av en rik flora av gömfröiga växter med ursprung i sötvatten (se nedan).

I den svenska algfloran är storvuxna alger som tång och tare speciellt viktiga livsmiljöer för många olika organismer på hårbotten. Den tredimensionella strukturen skapar en livsmiljö för många olika växter och djur, och tjänar också

som viktiga uppväxt- och födosöksområden för många fiskarter (Kautsky med flera) 1992). Eftersom dessa alger är fleråriga skapar de en stabil miljö som finns kvar när växtsäsongen är slut. Bevarandet av tång- och tareskogor är därför av stor vikt för den biologiska mångfalden och fiskproduktion längs kusten. På grunda mjukbottnar i Östersjön kan kransalger tillsammans med gömfröiga växter fylla samma viktiga funktion.

Gömfröiga växter

Växtligheten på grunda mjukbottnar längs Sveriges kuster domineras av olika arter av gömfröiga kärlväxter, dvs. vattenlevande blomväxter, samt mossor och ormbunksväxter i norra Östersjön. Dessa växter fyller en unik ekologisk roll i grunda mjukbottenområden eftersom de, till skillnad från de flesta alger, kan förankra sig i sedimentet med sina rotstänglar och rötter, och bilda täta bestånd som är mycket viktiga livsmiljöer för en lång rad växter och djur. Gömfröiga växter bildar därför mycket artrika miljöer på grunda mjukbottnar ner till ca 3-10 meters djup utmed Sveriges kuster. Att de växer i grunda kustområden gör också arterna och habitaterna känsliga för mänskliga aktiviteter, varför de utgör viktiga indikatorer för flera av Havsmiljödirektivets deskriptorer.

Artsammansättningen av gömfröiga växter längs Sveriges kuster påverkas starkt av salthaltsgradienten. I Västerhavet dominerar ålgräs (*Zostera marina*) vegetationen på grunda mjukbottnar där den oftast växer i rena bestånd. I grunda delar av skyddade områden kan även hårnating (*Ruppia maritima*) och skruvnating (*R. cirrhosa*) växa blandat med ålgräs. Det ovanliga dvärgålgräs (*Z. noltii*, som är rödlistad som sårbar), förekommer också på ett fåtal platser i Västerhavet. I Skagerraks kustvatten hittas ålgräset idag på ca 0,5-4 djup, i huvudsak i skyddade områden med leriga till sandiga sediment. Den totala areella utbredningen av ålgräs och andra gömfröiga växter i Bohuslän uppskattats till ca 13 600 hektar (Stål med flera och Pihl 2007), men historiskt har ålgräset troligen haft mer än tre gånger så stor utbredning, vilket skulle ha gjort ålgräs till den vanligaste vegetationstypen i Västerhavet. I Kattegatts kustvatten finns idag ett stort bestånd av ålgräs i Kungsbackafjorden, men utbredningen är mer begränsad längre söder ut i Halland eftersom kusten är exponerad. Den totala utbredningen av ålgräs i Halland uppskattas till ca 5 000 ha (Stål med flera och Pihl 2007). I västra Skåne hittas tillsynes välmående bestånd av ålgräs i Skälderviken och Öresund där de ofta växer ned till sex meters djup. Skattningar av den areella utbredningen saknas i Skåne.

I Egentliga Östersjöns hittas ålgräs i huvudsak på relativt exponerade lokaler med sandigt sediment på 2-8 meters djup i mellan- och ytterskärgården. Den växer oftast i blandbestånd med fläckar av nating och gömfröiga växter med sötvattensursprung, t.ex. borstnate (*Potamogeton pectinatus*), ålnate (*P. perfoliatus*), hårsärvar (*Zannichellia spp.*) slingor (*Myriophyllum spp.*) samt flera arter av kransalger. Längs svenska sydkusten, Kalmarsund och kring Öland och Gotland förekommer dock ålgräs i nästan rena, kraftiga bestånd (se ref. i Boström med flera) 2003). Det saknas dock skattningar på ålgräsbeståndens storlek i Östersjön. Ålgräs förekommer upp till Stockholms

mellersta skärgård som utgör en ungefärlig nordlig gräns. Längre norrut, i Bottenhavet, förekommer framför allt olika natearter samt slingor och en del kransalger i skyddade vikar. I de mest skyddade vikarna kan även havsnajas (*Najas marina*) påträffas. Den växer oftast tillsammans med kransalger. I Bottenviken växer dessa limniska gömfröiga växter tillsammans med mossor och ormbunksväxter som kan bilda täta bestånd i vikar som skyddas från isskrap. Här förekommer även ett antal gömfröiga växter från sötvattenmiljö som är sällsynta också där, t.ex. småsvalting (*Alisma wahlebergii*), en art som endast förekommer i Norden och är mycket sällsynt (rödlistad). Med undantag för ålgräs så finns det endast begränsad kunskap i marin miljö om svenska gömfröiga växters ekologi, utbredning och påverkan från mänskliga aktiviteter. Nedanstående beskrivningar baseras därför i huvudsak på ålgräs.

2.3.3.2. Bedömning av miljö tillstånd

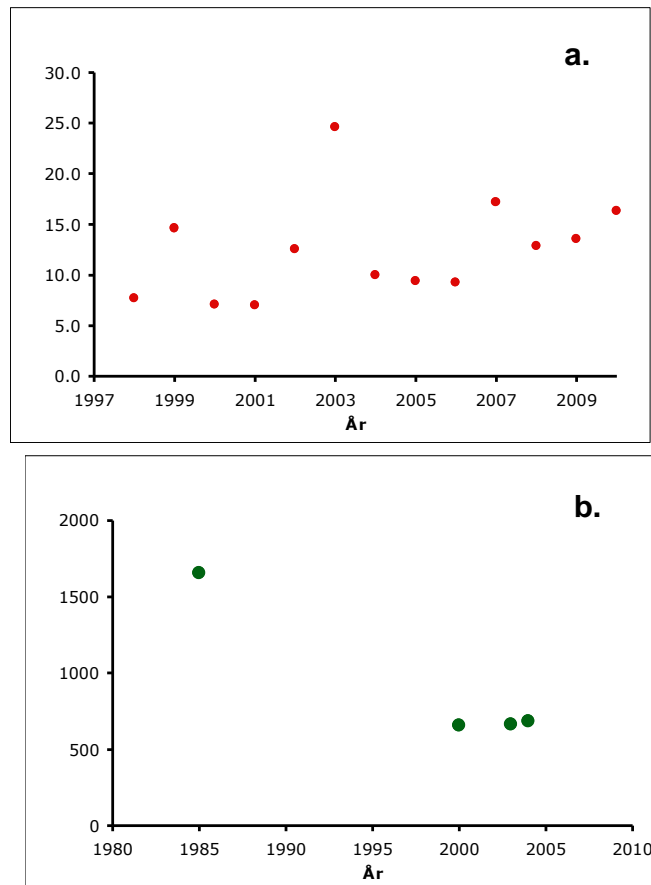
I både Östersjön och Västerhavet har tillförseln av näringsämnen mer än fyrdubblats de senaste hundra åren vilket anses vara huvudförklaringen till att vegetation genomgått stora förändringar längs Sveriges kuster. Närsalter ökar mängden växtplankton och organiska partiklar i vattnet, vilket minskar ljusstillgången för växterna. I Västerhavet har siktdjupet i utsjön minskat från i medeltal 10 meter i början på 1900-talet till runt sju meter idag (Bernes. 2005), och i Egentliga Östersjön minskade siktdjupet med nästan fyra meter mellan 1914 och 1991 (Sandén och Håkansson 1996). Detta har medfört att djuputbredningen av många makroalger har minskat längs Sveriges kuster, vilket kan ha medfört stora förluster av algbiomassa och livsmiljöer för andra organismer, framför allt på de större djupen. Förlusten har skett i det fördolda och effekterna för Sveriges kustecosystem är till största delen okända. En ökad näringstillgång har samtidigt ökat primärproduktionen hos växterna, vilket kan påverka artsammansättningen då t.ex. snabbväxande, fintrådiga alger gynnas.

Makroalger

Västerhavet. I Västerhavet har en minskning av fleråriga algers djuputbredning och en ökad förekomst av fintrådiga alger dokumenterats sedan mitten av 1970-talet (Wennberg 1987, Rosenberg med flera, 1990). Längs den relativt öppna kusten i de svenska delarna av Öresund och Kattegatt tyder god djuputbredning av makrovegetation och låg förekomst av fintrådiga alger idag på mindre allvarliga övergödningssproblem. I Skagerrak tycks däremot problemen öka då makrovegetationen där genomgått flera storskaliga förändringar de senaste 20-30 åren.

Sedan 1980-talet har fintrådiga alger ökat i biomassa och utbredning i grunda kustområden i Bohuslän (Pihl med flera) 1999). Idag hittas flytande algmattor i mer än hälften av alla grunda mjukbottensområden mellan Göteborg och norska gränsen under sommaren. Algerna bildar tjocka mattor (i medeltal 100-200 g torrsvikt m⁻²) som täcker annan vegetation, och anses vara en förklaring till ålgräsets kraftiga tillbakagång i Bohuslän under samma period (Baden med flera) 2003). Algmattorna domineras av fintrådiga grönalger (*Ulva spp.*) och *Cladophora spp*) och brunalger (*Ectocarpales*). Utbredningen av algmattor i

Bohuslän har övervakats av regionala övervakningsprogram sedan mitten av 1990-talet och visar inga tecken på att minska (figur 2.35). Fintrådiga alger gynnas av näringsberikning, och ökad tillförsel av näringsämnen anses vara en huvudförklaring till den ökade utbredningen i Skagerraks kustvatten. Den ökade förekomsten av alger anses också vara kopplat till för stort uttag av torsk och andra stora rovfiskar vilket lett till en storskalig förändring av kustekosystem, där små rovfiskar ökat och små algbetande kräftdjur minskat (Moksnes med flera, 2008, Eriksson med flera 2011).



Figur 2.35. Förändringar i vegetation i Bohuslän. (a) Täckningsgrad (%) av fintrådiga algmattor i Bohuslän's grunda (<1 m) kustområden 1998-2010. Täckningsgraden uppskattas med hjälp av flyginventering där ca 200 slumpvist valda grundområden mellan Göteborg och norska gränsen inventeras 3 gånger per år (maj-september; data från BVVF 2011). (b) Areell utbredning av ålgräs (hektar) i Bohuslän. Utbredningen baseras på kommuninventeringar i 4 regioner i Bohuslän under 1980-talet samt under perioden 2001-2004 (Baden med flera) 2003, Nyqvist med flera 2009).

Längs den norska Skagerrakkusten har den fleråriga brunalgen skräppetare, som tidigare dominerade klippbottarna, minskat i areell utbredning med 80 procent sedan slutet på 1990-talet. Orsakerna är oklara men tros vara en kombination av förhöjda temperaturer och övergödning vilket gynnat fintrådiga alger som nu dominerar klippbottarna (SFT 2008). Längs svenska västkusten har den areella utbredningen av skräppetare aldrig blivit kartlagd, men en kraftig minskning av utbredningsdjupet har dokumenterats från

Lysekilsområdet under samma period (Tobiasson med flera, 2010). Skräppetaren bildar en viktig livsmiljö för många organismer, och när en tareskog försvinner och ersätts av en klippbotten med fintrådiga alger minskar mångfalden kraftigt på platsen (SFT 2008).

Östersjön. I norra Egentliga Östersjön minskade medeldjuputbredningen av blåstång i yttre skärgårdarna med tre meter mellan 1940- och 1980-talet (Kautsky med flera, 1986), (Erikson med flera, 1998). Under de senaste 30 åren har dock tångens utbredningsdjup ökat igen i norra Egentliga Östersjön, där det maximala utbredningsdjupet är nere på samma djup som 1940-talet i flera områden (8-10 meters djup). Den ökade djuputbredningen sammanfaller med ökat siktdjup, vilket tyder på förbättrade vattenförhållanden i dessa områden. I flera områden är dock täckningsgraden av tång fortfarande låg på större djup i jämförelse med situationen på 1940-talet (tabell 2.4), vilket tyder på att återhämtningen ännu inte är fullständig. I Kalmarsund och Blekinge har stora förluster av blås- och sågtång skett under 1990-talet, både i fråga om djuputbredning och när det gäller areell täckning, där tången helt försvunnit från stora områden. Den direkta orsaken till den dramatiska förlusten anses vara ökad betning på tången av det lilla kräftdjuret tånggråsugga (*Idotea baltica*), som eventuellt gynnats av en kombination av hög temperatur, övergödning och minskad betning från fisk under perioden (Nilsson med flera, 2004). En försämring i vattnets ljusgenomsläpplighet tycks alltså inte vara en orsak till denna förlust. I Kalmarsund har en återhämtning skett under senare år, medan ingen betydande återhämtning skett längs Blekingekusten. Liknande storskaliga förluster av blåstång har rapporterats i flera områden runt Östersjön de senaste 50 åren, bl.a. i Finland och Polen. Orsakerna är inte klarlagda, men direkta och indirekta effekter av övergödning har ansetts vara en förklaring i flera fall (Schramm med flera, 1996). I Bottenhavet saknas historisk data på tångens utbredning, och det är oklart om djuputbredningen förändrats under 1900-talet då övergödning anses vara ett mindre problem i detta område. Generellt växer tången djupare i Bottenhavet där den är vanlig ner till 12-14 meters djup i de yttre skärgårdarna.

En annan vanlig effekt av övergödning är att förekomsten av snabbväxande fintrådiga alger ökar i grunda kustområden. Dessa alger växer direkt på hårdbotten eller som påväxt på fleråriga alger, och kan i skyddade områden bilda lösliggande tjocka algmattor som kväver annan vegetation och orsakar syrebrist (Valiela med flera, 1997). I norra Egentliga Östersjön har mängden fintrådiga alger ökat på klippor och tång sedan mitten av 1900-talet i flera områden (Kautsky 1991, Bonsdorff med flera, 1997), (Eriksson med flera 1998). I Asköområdet kan dock ingen större ökning av fintrådiga alger påvisas sen 1970-talet (H. Kautsky *opublicerat data*), varför ökningen av fintrådiga alger inte tycks ha skett i alla områden. På Åland förekommer idag fintrådiga algmattor i 30-60% av alla grunda vikar där de utgör mer än hälften av makrovegetationens biomassa.

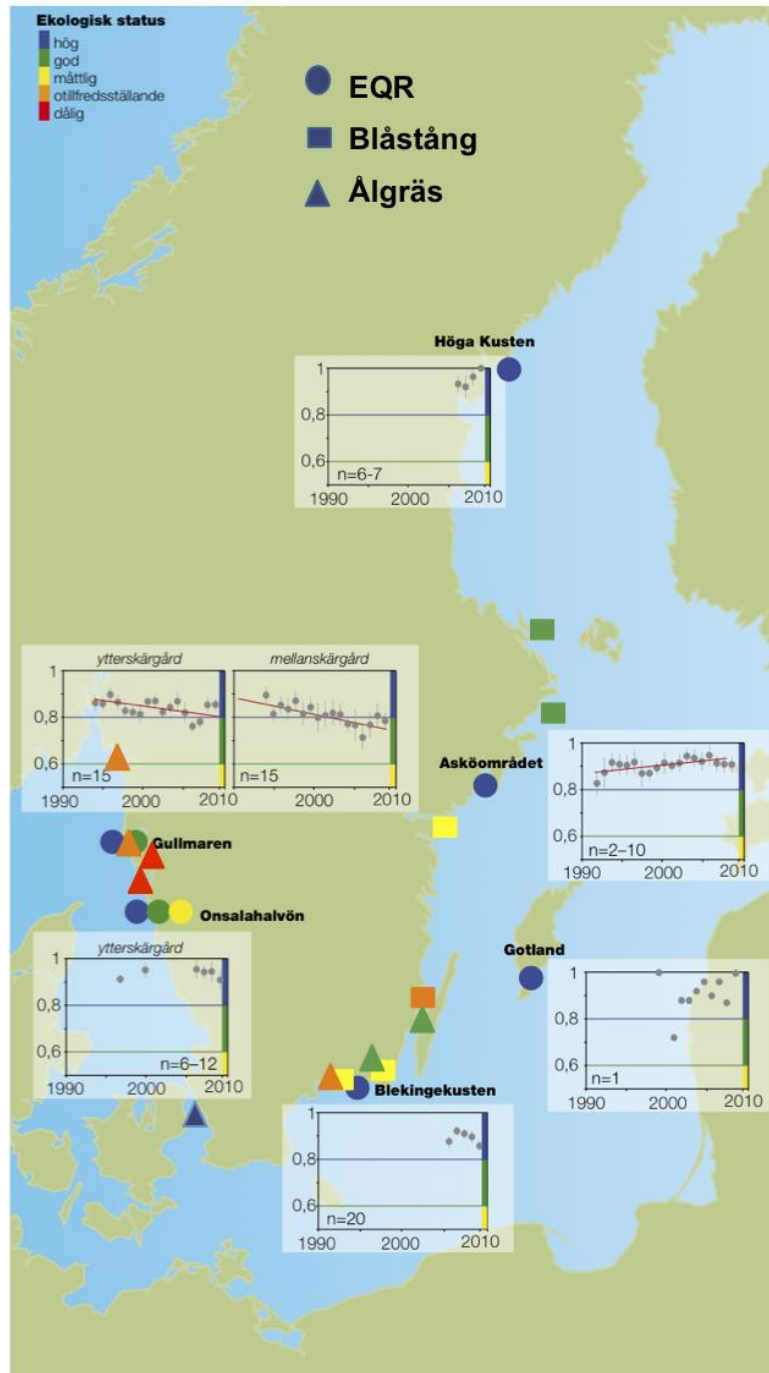
Gömfröiga växter

Utbredningen av ålgräs kan variera mycket under året och mellan år beroende på bland annat variationer i isläggning, vågerosion, vattentemperatur, ljus,

närings och syreförhållanden. Utöver denna naturliga variation har stora förändringar i utbredning observeras under det senaste århundradet, framför allt i Västerhavets kustområden. På 1930-talet drabbades ålgräs av en svampinfektion (*Labyrinthula zosterae*) som medförde att utbredningen av ålgräs minskade med över 90 procent i Europa och längs den amerikanska östkusten (Muehlstein 1989). Denna sjukdom anses ha påverkat ålgräset i svenska delen av Östersjön mindre, eftersom den låga salthalten anses motverkat infektionen. Under de efterföljande 40 åren skedde en återhämtning, men ålgräset återtog aldrig helt den forna utbredningen, möjligen på grund av att lämpligt substrat eroderades bort på flera platser (Boström med flera, 2003).

De senaste 30 till 40 åren har utbredning av ålgräset återigen minskat på många håll i Europa, vilket i huvudsak tros vara en effekt av ökad tillförsel av näringsämnen (Borum med flera, 2004). Näringen ökar mängden växtplankton och organiska partiklar i vattnet, vilket minskar ljustillgången och det djup där fröväxter kan överleva. Till följd av ökad grumlighet har djuputbredningen av ålgräs i Skagerrak och Kattegatt minskat med ca 50 procent, från runt åtta meter till mindre än fyra meter sen 1930-talet (Boström med flera, 2003). Sedan 1980-talet har också snabbväxande fintrådiga alger ökat i biomassa och utbredning i grunda kustområden i Skagerrak (Pihl med flera, 1999). Dessa alger växer på ålgräsbladen eller som drivande algmattor, vilka periodvis kan täcka hela ålgräsängar. Detta minskar ljustillgången och syrehalten under algerna, vilket försämrar ålgräsets tillväxt och överlevnad (Greve med flera, 2005).

Västerhavet. Den ökade förekomsten av kvävande algmattor anses vara en viktig orsak till att utbredningen av ålgräsängar i Skagerraks kustområden minskat med ca 60 procent sedan 1980-talet (Baden med flera, 2003), (Nyqvist med flera, 2009), en förlust som motsvarar ungefär 19 000 hektar ålgräs. Nya studier visar att förekomsten av snabbväxande alger också kan vara kopplat till överfiske och trofiska kaskadeffekter som minskar betningen på fintrådiga alger (Moksnes med flera 2008, Eriksson med flera, 2011).



Figur 2.36. Statusbedömning av makrofyter från områdena inom den nationella övervakningen. Cirklar och grafer visar ekologisk status vid de sex områden som ingår i den nationella övervakningen av makrofyter (färgkoden visar status 2010). Bedömningen baseras på ett index (EQR) från indikatorarters djuputbredning. Kvadrater och triangler visar statusen på biodiversiteten baserat på sammanväg bedömning av areell utbredning och djuputbredning av blåstång (kvadrater) och areell utbredning, djuputbredning och biomassa av ålgräs 2001-2009 (triangler; se tabell 2.4 för detaljer).

I Skagerraks kustvatten är sannolikt också småskalig kustexploatering en viktig faktor för ålgräsets tillbakagång. En stor andel av Bohuslänns skyddade mjukbottensområden, där ålgräset normalt växer, är idag exploaterade för marinor, småbåtshamnar och muddrade bryggor. De återstående bestånden av

ålgräs står under starkt tryck från fortsatt exploatering då båtintresset ökar och båtplatser saknas. De storskaliga effekterna av denna exploatering på ålgräsbestånden är dock idag inte kända. I Kattegatts svenska kustvatten och i Öresund saknas historisk data på ålgräsets utbredning, men dagens stora bestånd och djuputbredning tyder på att tillbakagången där har varit mindre.

Östersjön. Det är brist på historisk data på ålgräsets och andra gömfröiga växters utbredning längs svenska kusten också i Östersjön, varför det är dåligt känt hur den har förändrats det senaste århundradet. Dokumenterade siktdjupsminskningar på nästan fyra meter i Egentliga Östersjön mellan 1914 och 1991 (Sandén och Håkansson 1996), tyder på att djuputbredningen av ålgräs och andra gömfröiga växter i Egentliga Östersjön minskat i motsvarande omfattning, men också på att djuputbredningen i norra Egentliga Östersjön nu kanske ökar igen. I jämförelse med Skagerraks kustvatten tycks inte ålgräset i Östersjön ha påverkas negativt av övergödning i samma omfattning. Detta anses bl.a. bero på att ålgräs ofta växer i mer exponerad miljö i Östersjön, vilket motverkar bildandet av algmattor, samt på grund av större mängder små algbetande kräftdjur, som minskar algernas tillväxt i ålgräset (Baden med flera, 2010).

Sammanfattning av bedömning

I vattenförvaltningens bedömningsgrunder ingår makrovegetation som en kvalitetsfaktor för bedömning av ett områdes ekologiska status. Ett index (EQR) beräknas efter utvalda arters djuputbredning.

Bedömningen av status för makrovegetation baserat på resultat från den nationella miljöövervakningen, som omfattar två områden i Västerhavet och fyra områden i Östersjön, visar överlag hög status i Östersjön och hög till god status i Kattegatt och Skagerrak (figur 2.36). Med undantag från Skagerrak är tidstrenderna neutrala eller positiva i de undersökta lokalerna för de 5-20 år som övervakningen pågått. Vid Askö i Östersjön har statusen ökat sedan 1990-talet, vilket bl.a. återspeglas i en ökad medeldjuputbredning för blåstång från ca tre meter till över fyra meters djup 2010. Vid Gullmarsfjorden i Västerhavet visar statusen en minskande trend, vilket beror på minskad djuputbredning hos flera av de ingående indikatorarterna.

Inom vattenförvaltningen har kvalitetsfaktorn makrovegetation bedömts i kustvatten utifrån djuputbredning av utvalda arter. I Västerhavet har 16 kustvattenförekomster av totalt 117 statusklassats. Av dessa hade ingen sämre än god status enligt den klassning som anges i VISS (VattenInfomationsSystem Sverige) den 9 mars 2012.

I hela Östersjön har 103 vattenförekomster av totalt 485 statusklassats. Av dessa hade 31 procent sämre än god status enligt den klassning som anges i VISS (VattenInfomationsSystem Sverige) den 9 mars 2012. Noteras bör att i Bottenviken har ingen klassning av makrovegetation gjorts.

För flera av Havsmiljödirektivets deskriptorer anges utbredningen av habitatsbildande vegetation som en viktig indikator. Inom HELCOM-projektet HOLAS och projektet HARMONY har harmoniserade bedömningsverktyg för Havsmiljödirektivet prövats i ett försök att bedöma bl.a. övergödning (HEAT) och biodiversitet (BEAT), där större vikt läggs på livsmiljöbildande arters utbredning än i den svenska bedömningen av ekologisk status. Längs den svenska Egentliga Östersjökusten har bl.a. blås- och sågtångens djuputbredning och areella utbredning använts som indikatorer. Bedömningar baserade på dessa blåstångsvariabler prövade med BEAT-verktyget visar på Otillfredsställande till God status längs den svenska Östersjökusten, och ger överlag lägre status än nuvarande bedömningsverktyg för Vattendirektivet (tabell 2.4, figur 2.36). Skillnaden i resultat kan bl.a. förklaras av att BEAT-verktyget i detta exempel endast bedömt utbredningen av en taxa (*Fucus*) utifrån att de utgör en viktig livsmiljö som är viktig för mångfalden av växter och djur, medan vattenförvaltningens bedömningsgrunder ger status på växtsamhället (både makroalger och gömfröiga växter), men inte inkluderar areella förändringar av livsmiljöernas utbredning. Resultaten från BEAT-analyserna skall ses som preliminära då bedömningsverktyget är under utveckling.

Inom HELCOM-projektet HOLAS och projektet HARMONY har bedömningar av svenska kustekosystem utförs enligt Havsmiljödirektivets anvisningar som i Västerhavet till stor del baserats på areell utsträckning och djuputbredning av ålgräs. Bedömningsverktyget för deskriptor 1 (biodiversitet) i BEAT har använts och preliminära resultat som baseras på ålgräsvariabler skiljer sig kraftigt från den bild som fås av vattenförvaltningens statusklassning som huvudsakligen baseras på makroalger. I Skagerraks kustområde varierar statusen mellan ”otillfredsställande” och ”dålig”, medan den i Öresund är ”hög”. I södra Egentliga Östersjön varierar statusen mellan ”otillfredsställande” och ”god” (tabell 2.4, figur 2.36). De stora skillnaderna i bedömd status i Skagerraks kustområden beror på att minskningen av ålgräset utbredning är medtagen i BEAT-analysen, men inte i bedömningen av status enligt vattenförvaltningens bedömningsgrunder som baseras på algutbredning på hårdbotten.

Belastningar som påverkar

Sammanfattningsvis så påverkas makroalger och gömfröiga växter huvudsakligen av tillförsel av näringsämnen, biologisk störning och fysiska skador.

Tabell 2.4. Summering av statusbedömning för makrofyter. Bedömningarna är genomförda inom HELCOM-projektet HOLAS (resultat från Östersjön-Kattegat) och projektet HARMONY (preliminära resultat från Skagerrak) där bedömningsverktyget BEAT har använts för att sammanväga olika variabler för att få fram en samlad bedömning av ett områdes status på biologisk mångfald. Från varje område har data från ett flertal lokaler och flera år (2001-2009) sammanvägts för att få ett mått på variabelns status. Detta värde jämförs med ett historiskt referensvärde (RefCon) för att räkna fram avvikelseknot (EQR), vilket bedöms mot en acceptabel avvikelse (AcDev) för att generera en status på variabeln (QE status). Olika variabler sammanvägs sen (i dessa studier med samma viktning) för att få fram en total status på biologisk mångfald i området (Total status).

Område	Variabel	RefCon	Status	AcDev	EQR	QE Status	Total status
Kosterfjorden	Zost Area	190 ha	107 ha	25 %	0.56	Otillfred	Otillfred
	Zost D _{Max}	8.0 m	3.7 m	30 %	0.46	Otillfred	
Gullmarsfjorden	Zost Area	142 ha	113 ha	25 %	0.79	God	Otillfred
	Zost D _{Max}	8.0 m	3.9 m	30 %	0.49	Otillfred	
Hake- Askeröfjorden	Zost Area	299 ha	251 ha	25 %	0.84	God	Dålig
	Zost D _{Max}	8.0 m	3.4 m	30 %	0.43	Dålig	
Marstrandsskärgården	Zost Area	649 ha	78 ha	25 %	0.12	Dålig	Dålig
	Zost D _{Max}	8.0 m	3.1 m	30 %	0.39	Dålig	
Öresund	Zost D _{Max}	8.0 m	6.1 m	30 %	0.76	God	Hög
	Zost B	200g/m ²	207g/m ²	50 %	1.00	Hög	
Ronneby	Fuc Area	100 %	29 %	50 %	0.29	Måttlig	Måttlig
	Fuc D _{25%}	5.0 m	1.2 m	50 %	0.25	Otillfred	
	Fuc D _{Max}	8.0 m	2.0 m	40 %	0.16	Otillfred	
	Zost D _{Max}	8.0 m	4.5 m	30 %	0.56	Otillfred	
	Veg EQR	1.0	0.74	40 %	0.74	God	
Karlskrona	Fuc A	100 %	60 %	50 %	0.60	God	Måttlig
	Fuc D _{25%}	5.0 m	2.3 m	50 %	0.46	Måttlig	
	Fuc D _{Max}	8.0 m	3.5 m	50 %	0.29	Måttlig	
	Veg EQR	1.0	0.69	40 %	0.69	God	
	Zost D _{Max}	8.0 m	5.7 m	30 %	0.71	God	
Kalmarsund	Fuc D _{25%}	5.0 m	1.1 m	50 %	0.22	Otillfred	Måttlig
	Zost D _{Max}	8.0 m	5.7 m	30 %	0.71	God	
Kärrfjärden	Fuc D _{25%}	5.0 m	2.3 m	50 %	0.46	Måttlig	God
	Veg EQR	1.0	0.86	40 %	0.86	Hög	
Stora Nassa	Fuc D _{25%}	5.0 m	3.0 m	50 %	0.59	God	Hög
	Veg EQR	1.0	0.92	40 %	0.92	Hög	
Gräsö-Singö	Fuc D _{25%}	8.0 m	5.6 m	50 %	0.70	God	Hög
	Veg EQR	1.0	0.92	40 %	0.92	Hög	

Fuc Area = index för bedömning av förlust av blåstång sedan 1990-talet, Fuc D_{25%}=djuputbredning av blåstång med ≥25% täckningsgrad, Fuc D_{Max}=maximal djuputbredning av blåstång, Veg EQR=index för indikatorarters djuputbredning (används idag för bedömning av ekologisk status i Vattendirektivet), Zost Area= areell utbredning av ålgräs på 1980-talet, Zost D_{Max}=maximala djuputbredning av ålgräs, Zost B=medelbiomassan av ålgräs.

2.3.3.3. Bristanalys

Makroalgers djuputbredning utgör en viktig indikator också för Havsmiljödirektivet, men ny övervakning av andra variabler och fler områden kommer att krävas för att möta kraven på övervakningen av direktivets olika deskriptorer.

För deskriptor 1 (biodiversitet), utgör livsmiljöbildande fleråriga makroalger som tång och tare centrala indikatorer för hårbottensmiljöer, och då framför

allt habitatens geografiska (1.4¹) och areella utbredning (1.5), samt tillstånd (1.6). I dag saknas inventeringar av dessa livsmiljöers faktiska areella utbredning från de flesta områden i Sverige, och förändringar i livsmiljöernas areella utbredning ingår inte i den nationella miljöövervakningen. Storskaliga förluster av dessa livsmiljöer, som t.ex. skräppetarens försvinnande i Skagerrak, eller tångens tillbakagång i Blekinge, fångas därför inte upp av den nationella miljöövervakningen utanför de få provtagningsområdena.

Olika grupper av makroalger utgör också viktiga indikatorer för deskriptor 5 (*Övergödning*), där mängden opportunistiska makroalger omnämns specifikt som indikator för direkta effekter av övergödning (5.2.3). Mängden fleråriga makroalger (t.ex. *Fucus* spp.) omnämns specifikt som indikator för indirekta effekter (5.3.1). Opportunistiska makroalger (t.ex. snabbväxande fintrådiga grön- och brunalger) tas idag inte med vid den nationella bedömningen av ekologisk status enligt vattenförvaltningen. De ingår dock i flera övervakningsprogram och inventeringar. En pålitlig metod för att utvärdera deras användbarhet som indikatorer bör utvecklas.

Förekomsten av gömfröiga växter vid provtagningslokalerna inom den nationella övervakningen av makrofyter varierar längs kusten, och i Skagerraks kustvatten ingår de inte alls. I dagens nationella övervakning av makrofyter är grunda, skyddade havsområden (t.ex. skyddade vikar) kraftigt underrepresenterade. Övervakningslokaler med mjukbotten där gömfröiga växter dominerar är få i Egentliga Östersjön, och saknas nästan helt i Västerhavet, vilket är en stor brist för att möta Havsmiljödirektivets krav. Inventeringar av den faktiska areella utbredningen av gömfröiga växter är också bristfällig i de flesta områden, framför allt i Östersjön, vilket försvårar den inledande bedömningen. Data på gömfröiga växters utbredning har däremot täckt in inom basininventeringen av Natura 2000 områden och i vissa andra inventeringar.

Gömfröiga växter är centrala för flera deskriptorer i Havsmiljödirektivet, då arter som t.ex. ålgräs både utgör ett viktigt habitat för många organismer, svarar på indirekta effekter av övergödning, och utgör ett viktigt, men störningskänsligt habitat i grunda mjukbottensmiljöer som utsätts för flera mänskliga aktiviteter.

Gömfröiga växter är viktiga för deskriptor 1 (biodiversitet), speciellt habitatbildande arter som ålgräs, natingar och natearter, vars geografiska och areella utbredning utgör kritiska indikatorer för biodiversiteten i grunda mjukbottensmiljöer (1.4 och 1.5). Gömfröiga växter är också centrala indikatorer för deskriptor 5 (*Ingen övergödning*), där ålgräset specifikt omnämns som en indikator för indirekta effekter av övergödning (5.3.1). Slutligen växer gömfröiga växter i grunda kustmiljöer som ofta utsätts för exploatering och är

¹ Siffrorna hänvisar till kommissionsbeslutet 477/2010/EU.

därför även störningskänsliga indikatorer för kriterierna 6.1 och 6.2.

2.3.4. Ryggradslösa bottendjur

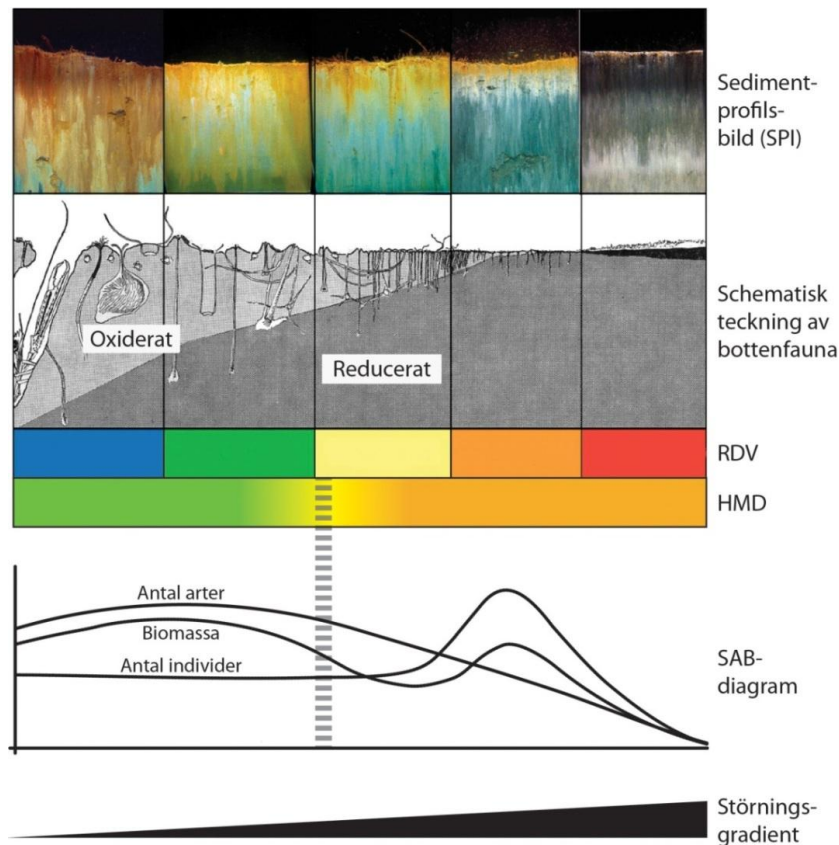
Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevanta för ryggradslösa bottendjur är 1.4, 1.5, 1.6, och 6.2. Svenska indikatorer för dessa är inte färdigutvecklade. I kustvatten gäller bedömningsgrunderna enligt vattenförvaltningsförordningen enligt NFS 2008:1 som delvis omfattar kriterium 6.2. Dessa bedömningsgrunder genomgår revidering inom forskningsprogrammet WATERS.

Bottendjuren som lever på och i sedimenten på mjukbottnar har i över ett sekel använts för att klassificera havsmiljön. Petersen klassade redan på 1910-talet havsbottnarna i olika samhällen utifrån artsammansättningen av bottendjur. Det var dock först under 1970-talet som kunskapen om hur man kunde använda bottendjuren som indikator på miljö kvalitet etablerades. Pearson och Rosenberg-modellen (1978, figur 2.37) är ett klassiskt arbete som även idag används som modell för att tolka successionen av bottendjurssamhällen längs störningsgradienter. Under 80-talet startades de nationella övervakningsprogrammen av mjukbottnar delvis som en följd av denna bedömningsgrund.

Även om större delen av havsbotten (mellan 75 och 80 procent) täcks av sedimenterat material (mjukbotten) är hårda substrat vanliga framförallt längs kusterna. Som hårda substrat räknas berg, block och stenbottnar men även konstruktioner förankrade i botten som exempelvis fyrar, bropelare och de idag allt vanligare vindkraftverksparkerna. Djuren som lever på och vid hårda substrat kan delas in i rörliga arter och arter som sitter fast. Den sistnämnda gruppen kan själva utgöra substrat, så kallade biogena rev som exempelvis korallrev och musselbankar. Övervakningen av fauna på hårda substrat görs framför allt i samband med övervakning av vegetationsklädda bottnar, och i förekommande fall även vid biogena rev.

2.3.4.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

Den faktor som påverkar bottendjurens naturliga utbredning mest är salthalten. I opåverkade områden i Västerhavet återfinns ca 35 arter av makrofauna (större än en millimeter) per provtagningsenhet (0,1 kvadratmeter). I Östersjön sjunker denna siffra från strax under 10 arter i södra Östersjön till ca fem arter i centrala Östersjön och ca två arter per prov i Bottenviken. I grunda områden i Egentliga Östersjön och Bottniska viken kan dock antalet arter öka markant genom att sötvattensarter som fjädermygglarver och glattmaskar kan bli mycket talrika i dessa områden. Biomassa per ytenhet följer ett liknande mönster (ca 30 gram per kvadratmeter i Västerhavet till mindre än ett gram per kvadratmeter i Bottenviken) längs salthaltsgradienten runt Sveriges kust medan det totala antalet individer per ytenhet inte tycks följa salthaltsgradienten på samma sätt utan varierar mellan 1 000 och 4 000 individer per kvadratmeter med den största variationen i de olika bassängerna i Egentliga Östersjön.



Figur 2.37. Pearson-Rosenberg visar sambandet mellan antalet arter (S), individer (A) och biomassa (B) i förhållande till en lokal störning. Modellen togs fram för att karaktärisera utsläpp av stora mängder av organiskt material från pappersbruk i Sverige och Storbritannien. Den höga puckeln för både antalet individer och biomassa närmast utsläppskällan karakteriseras av ett fåtal opportunistiska arter som koloniserar botten som är rik på organiskt material men där syrgashalterna i bottenvattnet är acceptabla. Denna generella bild längs en störningsgradient har visats fungera även för andra och mer diffusa störningar i många olika havsområden. Den schematiska teckningen av bottenfauna och sedimentprofilbilder visar hur störningen påverkar djupet för bottenfaunas bioturbation i sedimentet och att arterna sannolikt blir större ju längre från störningskällan man förflyttar sig. Modellen kan användas för att illustrera vattendirektivets klassgränser (RDV) då dessa liknar de ursprungliga successionsstadierna i modellen. Teoretiskt kan gränsen för god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen (HMD) också illustreras enligt modellen.

De dominerande djurgrupperna på mjukbottnar är annelider (exv. borstmaskar), mollusker (ex. musslor), leddjur (ex. kräftdjur) och tagghudingar (ex. sjöstjärnor). Framförallt den sista gruppen är en rent marin grupp, men även hos de andra grupperna hittar vi betydligt fler arter anpassade för marina förhållanden än i sötvatten. Hos annelider är havsborstmaskar den största undergruppen och hos dessa finner vi som exempel i data från miljöövervakningen 370 arter fördelade på 203 släkten i Västerhavet medan vi enbart finner 58 arter fördelat på 43 släkten i Östersjön. Diversitet av bottenfauna i ett prov anses vara en indikator för olika miljöförhållanden. Diversitet kan räknas som antalet arter per prov eller större rumslig skala, men kan även beräknas med hänsyn till olika arters dominans. Diversitet tillsammans med kännedom om de funna arternas tolerans och/eller

känslighet kan användas för beräkning av index för miljöstatus som det gjorts i BQI (Benthic Quality Index). BQI togs fram som en integrerad indikator för klassning av status för bottendjur inom vattenförvaltningen.

Mångfalden av bottendjur är viktig för att bevara havsbottens ekologiska funktion. Bottendjuren kan delas upp genom hur och vad de äter, om de lever i eller på sedimenten, deras rörlighet och hur de förökar sig. Dessa olika beteenden och djurens skillnader i storlek och form påverkar havsbottens funktion, till exempel hur djupt ner i sedimentet syre transporteras - bioirregation och sediment omblandas - bioturbation (figur 2.37). Bioturbationen och bioirregationen fungerar som motorer för de biogeokemiska processer, till exempel kväveomsättningen, som förekommer i sedimenten och är beroende av oxidationsprocesser. Genom bottendjurens grävande bildas ett tredimensionellt rum i sedimentet, vilket ökar hastigheten i dessa processer betydligt.

Bottenfaunans sammansättning och utbredning styrs övergripande av salthalten och bottenstruktursammansättning. I arbetet med vattenförvaltningen gjordes en indelning av den svenska kusten i olika typer utifrån framför allt salthalt, exponering, djup och substrat. Tack vare den omfattande provtagning som skett finns på det stora hela en ganska bra uppfattning om utbredningen av de flesta vanligare arterna, men för de arter som är ovanliga saknar vi kunskap om utbredningsmönster. Som ett exempel kan nämnas att ca 50 procent av västkustens arter (totalt 1389 taxa) har setts i färre än 10 av totalt ca 10 000 prover.

2.3.4.2. Bedömning av miljö tillstånd

De grunda och känsliga haven kring Sverige har genomgått stora förändringar under de senaste hundra åren. Fiske, avloppshantering, jordbrukets intensitet och användning av gödning samt utsläpp från större punktkällor har tillsammans med annan påverkan kraftigt förändrats vilket lett till stora förändringar av bottenfaunans sammansättning. Under 60-talet startades övervakning av bottendjur i en del recipienter och sedan 80-talet har ett nationellt och flera regionala program runt hela kusten varit i drift. Några av världens längsta tidsserier för bottendjur finns i Sverige. I och med att vattendirektivet antogs år 2000, fokuserades övervakningen till kustzonen, men delar av utsjön har fortsatt att övervakas inom det nationella programmet.

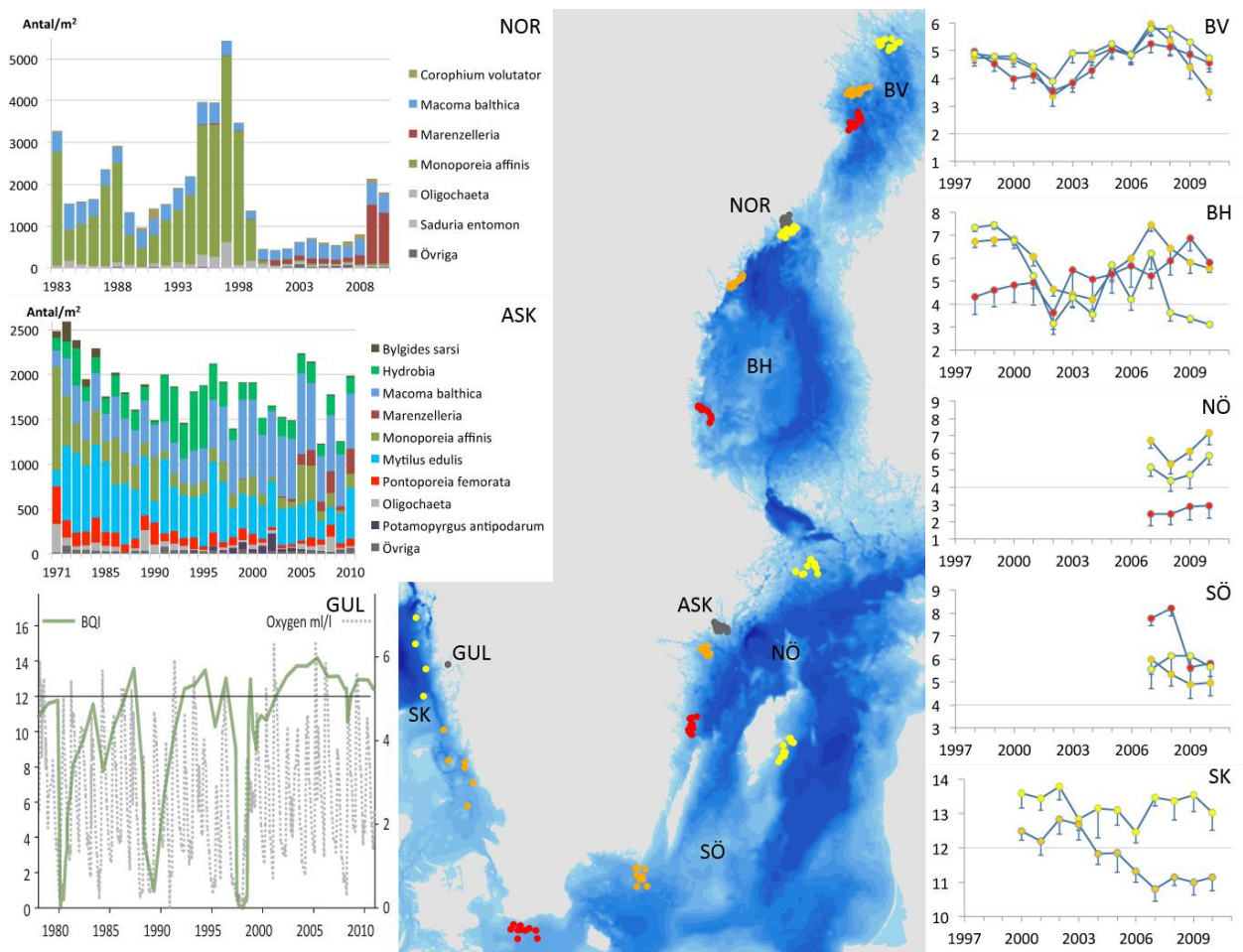
Figur 2.38 visar trender i bentiska kvalitetsindexet BQI i utsjön mellan 1998 och 2010 i fyra bassänger längs den svenska kusten. Här har använts den bedömningsmetod som finns för bottenfauna i den svenska tillämpningen av Vattendirektivet och använt gränsen mellan god och måttlig status för innanför liggande kustområden som ett förslag på nivå för god miljöstatus i utsjön (grå linje i diagrammen). Enligt denna bedömningsgrund ska man ta hänsyn till osäkerheten i bedömningen vilket görs enligt försiktighetsprincipen genom att bedöma tillståndet med ett nedre spridningsmått kring medianen (20:e percentilen).

Det är viktigt att notera hur representativ övervakningen är för att bedöma tillståndet för ett havsområde. I Egentliga Östersjön är en stor del av de djupare liggande bottenarna helt eller nästan helt syrefria och saknar makroskopiskt liv (ca 80 000 kvadratkilometer med mindre än 2 milliliter syre per liter under år 2009). Utsjöövervakningen i detta havsområde är förlagd till områden ovanför syrefria områden. I Västerhavet förekommer periodvist låga syrgaskoncentrationer i södra Kattegatt och i ett flertal av fjordarna i östra Skagerrak. I Bottniska viken är språngskiktet inte så kraftigt och utbyte av vatten under vintern tillsammans med lägre primärproduktion förhindrar till stor del motsvarande syreproblem i detta havsområde. Vid bedömning av miljöstatus är det därför viktigt att väga in de stora arealerna av botten utan liv.

Några av de största förändringarna i kustzonens bottendjursamhällen kan knytas till effekter av övergödning, invandring av nya arter och oförklarade, men troligen i alla fall delvis, naturliga faktorer. I mitten på 80-talet vandrade den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria* in, troligen via barlastvatten. Taxonomin är oklar men det rör sig troligen om tre arter. Den har nu blivit en permanent del i bottenfaunan i hela Sverige och då framförallt i Östersjön där den i vissa områden nu totalt dominerar. Till Norrbyområdet söder om Umeå (figur 2.38, NOR) kom arten i mitten av 1990-talet och dominerar djursamhällena totalt sedan 2009.

Längs hela kusten av Bottniska viken skedde runt år 2000 en kraftig tillbakagång av den tidigare ofta kraftigt dominerande vitmärulan *Monoporeia affinis*. Orsaken är inte helt klarlagd. Kraschen var mest uttalad i kustzonen men syntes även i utsjön (figur 2.38, NOR, BV och BH). Återhämtningen har varit dålig i kustzonen men bättre i utsjön. I Egentliga Östersjön har motsvarande förändringar skett även om de inte är lika tydliga då det här finns fler arter i bottenfaunan (figur 2.38, ASK). Dominansen av vitmärulan *Monoporeia* minskade här redan under 70-talet och istället ökade andelen av Östersjomusslan *Macoma balthica*. Även i Egentliga Östersjön har *Marenzelleria* fått en dominerande roll i flera kustnära områden.

I Gullmarsfjordens djuphåla varierar syret kraftigt under året med sjunkande halter fram till vinteromblandningen när syre åter förs ned till bottenarna. År 1998 uteblev vinteromblandningen med en total utslagning av bottenfaunan i de djupare delarna som följd. Området är välstuderat och har bidragit med mycket kunskap om utslagning och återkolonisation av bottenfauna vid syrebrist (figur 2.38, GUL). Liknande fluktuationer i syrgaskoncentration, med betydande effekter på bottendjurens sammansättning och funktion, har visats i många kustnära områden längs kusten. Vanligen varierar syrgaskoncentrationen i bottenvattnet under året med lägst halt under sensommar eller tidig höst men även mer oregelbundna variationer förekommer på grund av klimatologiska eller hydrografiska skäl. I några fall förekommer även mer permanent dåliga syreförhållanden.



Figur 2.38. Kartan visar på nuvarande stationer i den nationella/regionala övervakningen i utsjöområden längs den svenska kusten. Diagram till höger över (BV) Bottenviken, (BH) Bottenhavet, (EÖ) Egentliga Östersjön, (SÖ) Södra Östersjön och (SK) Skagerrak och Kattegatt visar på trender i det bentiska kvalitetsindexet (BQI) över tiden (median och 20:e percentilen). Den grå linjen visar gränsen mellan god och måttlig status för närmaste kustområde enligt vattendirektivet. Färgkodningen på områden inom bassäng motsvarar färg i tidsseriediagram. Diagram för Norrbyn (NOR) och Asköområdet (ASK) visar på förändringar i artsammansättningen före och efter "kraschen" av *Monoporeia* och invandringen av den för Östersjön sedan mitten på 80-talet nya borstmaskan *Marenzelleria*. Diagrammet (GUL) visar hur BQI följer syrgaskoncentrationen i Gullmarsfjordens djuphåla som exempel på mer kustnära trender på bottendjur. Observera att skalan i ASK gör ett hopp från 1971 till 1981.

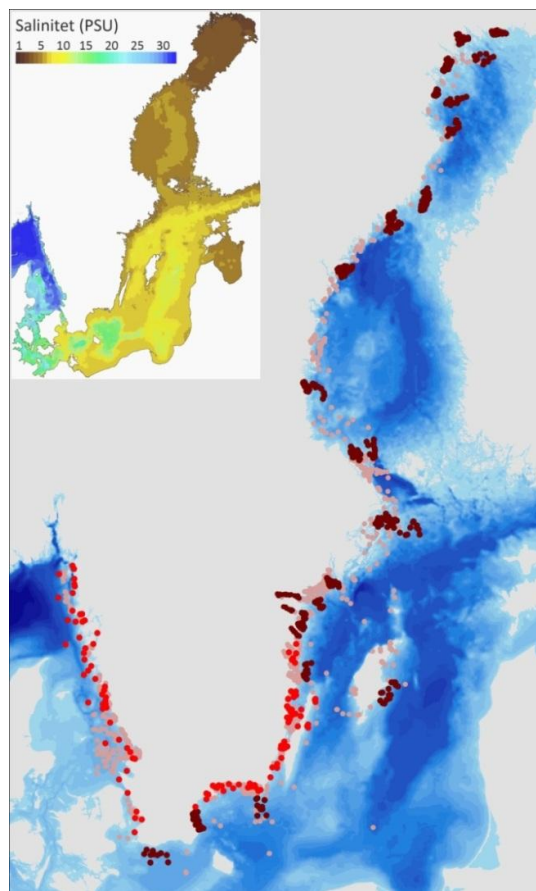
Inom vattenförvaltningen har kvalitetsfaktorn ryggradslösa bottendjur på mjukbottnar bedömts i kustvatten bentiskt kvalitetsindex (BQI). I Västerhavet har 47 vattenförekomster av totalt 117 statusklassats. Av dessa har 85 procent sämre än god status, enligt den status som anges i VISS (VattenInformationsSystem Sverige) den 9 mars 2012. I Östersjön har 215 kustvattenförekomster av totalt 485 statusklassats. Av dessa har 47 procent sämre än god status enligt den klassning som anges i VISS (VattenInformationsSystem Sverige) den 9 mars 2012.

Belastningar som påverkar

Sammanfattningsvis påverkas bottendjuren huvudsakligen av tillförsel av näringsämnen, biologisk störning och fysiska skador.

2.3.4.4. Aktuell miljöövervakning

Miljöövervakningen är indelad i nationell, regional och lokal (kommunal, recipientkontroll) övervakning (figur 2.39). Nationell och regional övervakning samordnas ofta i gemensamma program. Regional övervakning sker också via kustvattenkommittéer, vattenvårdsförbund och som samordnad recipientkontroll. Tillfälliga kampanjer, inventeringar och forskning tillför oregelbundet användbara data för att öka förståelsen för bottendjurens dynamik, utbredning och hur de påverkas av olika påverkansvariabler.



Figur 2.39. Karta över stationer i pågående nationella och regionala program enligt klusterdesign (mörkröda, ett hugg per station) eller stationsdesign (röda, flera hugg per station). Andra stationer från forskningsprogram, inventeringar och annan data (rosa). Delfiguren visar saliniteten i bottenvattnet.

Provtagningsmetodik och analysmetoder är väl standardiserade via undersökningstyper i handböcker från central myndighet (generellt tas 0,1 m² prov som sällas i en sikt på en millimeter för att samla upp bottendjuren). Endast i mycket få fall görs idag provtagning som avviker från standard för provtagning och analys. Ackreditering kan erhållas via Swedac och interkalibrering genomförs med oregelbundna intervall. Datavärd är SMHI. I

de flesta fall görs årlig provtagning under våren/försommaren. I en del program tas prover vart annat eller vart tredje år vilket försämrar möjligheten att upptäcka trender i tiden. Programdesignen skiljer sig mellan olika övervakningsprogram vilket försvårar utvärdering trots väl standardiserade metoder i övrigt. Orsaken till olika design beror på programmens syfte när de startades samt olika principer för rumsliga skalor, fördelning av prover inom och mellan lokaler samt vilka botten typer och djupintervall som provtas. I Västerhavet används också sedimentprofilsfotografering (SPI) som ett komplement för att framför allt kartlägga effekter av syrgasbrist i bottenvattnet på botten djuren i bohüslänkska fjordar samt i södra Kattegatt.

2.3.4.5. *Bristanalys*

Livsmiljöer och arters utbredning och utbredningsmönster är centrala begrepp i havsmiljöförordningen. Ur dagens miljöövervakning kan storskalig utbredning och lokala populationsstorlekar bedömas. Mätningar av populationernas demografiska egenskaper saknas i stor utsträckning idag. Idag övervakas i huvudsak makrofauna på mjukare bottenar, medan arter på hårda substrat, arter mindre än 1 mm (meio- och mikrofauna) samt större arter inte övervakas alls, bristfälligt eller i mycket liten utsträckning. Ett undantag är blåmusslor som övervakas inom vegetationsövervakningen längs stora delar av kusten. Övervakning saknas i dag för exempelvis på större och mer långlivade arter som sjöpenner. Dessa kan vara betydligt känsligare för exempelvis fysisk påverkan, vilket idag inte fångas i något övervakningsprogram. Samma osäkerhet, eller ännu större, gäller även för indikatorer för habitat och ekosystem.

För att sätta gränsvärden för god miljöstatus krävs för flertalet indikatorer ett större arbete där indikatorns svar på påverkan undersöks. För detta krävs sammanställning och kvantifiering av olika former av påverkan med tillräcklig rumslig och temporal upplösning. Det krävs också tillräckliga mängder av data för beräkning av indikatorerna. I flera fall kan databrist för påverkans- eller statusindikatorer göra det svårt att sätta gränser i alla områden.

2.3.5. Fisk

I detta avsnitt behandlas fiskfaunan tillsammans med de kommersiellt viktigaste skaldjuren, i likhet med den konventionella fiskförvaltningen. Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevanta för fisk är 1.1, 1.2, 1.3 1.6, 1.7, 3.1, 3.2, 3.3, 4.2 och 4.3. Alla svenska indikatorer för dessa kriterier är inte färdigutvecklade.

2.3.5.1. *Aktuella förhållanden och naturlig variation*

Västerhavet

Fiskfaunans sammansättning i Västerhavet (Skagerrak och Kattegatt) är ungefär densamma som förekommer i övriga Nordsjön, om än något

artfattigare. Vid sidan av de arter som förekommer i tempererade delar av Europa finns ett arktiskt inslag genom Norska rännan. Omkring 80 marina fiskarter förökar sig i svenska vatten (Artdatabanken 2010). Antalet fiskarter minskar generellt från Skagerrak ned mot Öresund och minskande salthalt och djup är sannolikt de viktigaste omvärldsfaktorerna bakom mönstret.

I den fria vattenmassan dominerar sill (*Clupea harengus*), skarpsill (*Sprattus sprattus*) och olika tobisararter (*Ammodytidae*) som till stor del livnar sig på djurplankton. Torskfiskar (*Gadidae*) är en framträdande grupp både vid botten och i vattenmassan och innefattar flera, större rovfiskarter som i huvudsak äter annan fisk. På sand och lerbottnar är oftast plattfiskar (*Pleuronectiformes*) viktiga arter som framför allt utnyttjar botten djur som föda (Fiskeriverket 2011). Broskfiskarna (*Chondrichthyes*) är en nästan uteslutande marint levande grupp av fiskar och förekomsten av såväl hajar som rockor minskar i riktning mot Östersjön. Havskräftan (*Nephrops norvegicus*) lever på fast lerbotten från 40-250 m djup där den gräver hålor. Nordhavsräkan (*Pandalus borealis*) uppehåller sig främst i Skagerrak på större djup över mjukbotten där den gör regelbundna vertikala förflyttningar upp i vattenpelaren. Hummer (*Homarus gammarus*) och krabbtaska (*Cancer pagurus*) återfinns främst på ringa djup (5-50 m) i anslutning till klipp- och stenbottnar ned till norra delen av Öresund.

Vissa arter i området är uppbyggda av flera lokala bestånd. Andra arter består av sammanhängande bestånd som sträcker sig in i angränsande områden av Nordsjön eller Östersjön. Ytterligare några andra fiskarter som påträffas genomför vida vandringar och kan vara delar av bestånd som sträcker sig över hela Nordostatlanten. För bestånd som förekommer i Västerhavet och för vilka ICES (International Council for the Exploration of the Sea) ger biologiska råd till förvaltning, se tabell 2.5.

Utbredningen av torsk (*Gadus morhua*) och sill i området illustrerar den komplexa geografiska uppdelning som förvaltningen har att ta hänsyn till. Torsken har lokala bestånd i Kattegatt och spillror av bestånd i Skagerraks skärgårdsområden (Svedäng och Svenson 2006, Vitale med flera 2008, Svedäng med flera 2011). Dessutom är Västerhavet uppväxt- och födosöksområde för torsk som leker i andra delar av Nordsjön (Svedäng med flera 2007).

Sill har en minst lika komplex beståndsstruktur, där fångster i Västerhavet kan utgöras av sill från både Nordsjön och Östersjön såväl som från lokala lekbestånd i Skagerrak (Ruzzante med flera 2006). Makrill (*Scomber scombrus*) och blåvitling (*Micromesistius poutassou*) tillhör arter med bestånd som rör sig över stora delar av Nordostatlantien. Ålen (*Anguilla anguilla*) vars yngel bottenfaller och växer upp i Västerhavets kustområden tillhör en population med lek område i Sargassohavet (Fiskeriverket 2011).

[Tabell 2.5.\(nästa sida\)](#) Bestånd som förekommer i Västerhavet för vilka ICES ger biologiska råd till förvaltning. Arter som tas upp på 2010 års rödlista är markerade med ■. Fiskeridödligheten (F) och lekbiomassan (SSB) är primära indikatorer för god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen och färgerna anger status hos bestånden vid senaste bedömningen, där grön färg anger att bestånden skattas uthålligt och där röd färg anger en fiskeridödlighet som överstiger, och/eller en lekbiomassa som understiger MSY. Område indikerar den geografiska indelningen i bestånd som ICES använder. Medelfångst (%) anger den andel som en art utgör av den totala landade fångsten från Västerhavet av svenska fiskare.

	Beståndet utnyttjas hållbart, enligt MSY
	Dödligheten överstiger/ lekbiomassan underskrider gränsen för hållbart nyttjande, MSY

ART	På Art Data-bankens rödlista	KATEGGATT	SKAGERRAK	NORDSJÖN	NO ATLANTEN	DÖDLIGHET	LEKBIOMASSA	ICES RÅD
Pelagiska								
Vårlekande sill		X	X (+ SV Östersjön)					< 42 700 ton
Höstlekande sill		X	X	X				< 248 000 ton
Skarpsill		X	X			?	?	Minska fångsterna
Tobis (Kattegatt)		X				?	?	Fångsterna ska inte öka
Tobis (Skag-Nordsj.)			X	X		?		Inget fiske
Makrill					X			Inget fiske i Västerhavet
Taggmakrill		X	X	X		?	?	Minska fångsterna
Demersala								
Torsk (Kattegatt)	■	X				?		Inget fiske
Torsk (Nordsjön)	■		X	X				< 31 800 ton
Vitling	■	X	X			?	?	Minska fångsterna
Kolja	■		X	X				41 575 ton
Gråsej		X	X	X	X?			< 87 550 ton
Vitlingyra		X	X	X		?		Inget fiske
Lyrtsk	■	X	X	X		?	?	Fångsterna ska inte öka
Rödspotta		X	X			?	?	Minska fångsterna
Slätvar		X	X	X		?	?	Fångsterna ska inte öka
Sandskädda		X	X	X		?	Ökar	Fångsterna ska inte öka
Skrubbskädda		X	X	X		?	Stabil	Fångsterna ska inte öka
Bergtunga		X	X	X		?	Stabil	Fångsterna ska inte öka
Rödtunga		X	X	X		?	Stabil	Fångsterna ska inte öka
Tunga		X	X (+ SV Östersjön)					< 610 ton
Kummel					X		?	< 51 900 ton
Knot					X?	?	?	Fångsterna ska inte öka
Djuphavsart								
Blåvitling					X			Fiskas vid MSY
Diadroma								
Ål	■				X		?	Minska all dödlighet
Demersala broskfiskar								
Pigghaj	■				X		Låg	Inget fiske, minska bifångst
Pelagiska broskfiskar								
Brugd	■				X	?	Låg	Inget fiske
Sillhaj	■				X	?	Låg	Inget fiske
Kräftdjur								
Havskräfta		X	X				?	6 000 ton
Räka			X +IVa			?	Minskar	Minska fångst och bifångst

De grundare delarna av kusten och utsjöbankarna erbjuder en mosaik av livsmiljöer med en rik fiskfauna. På vegetationsklädda klippbottnar är såväl torskfiskar som flera icke-kommersiella fiskarter, exempelvis snultror (Labridae) och simpor (Cottidae), viktiga delar av ekosystemet. De grunda mjukbottnarna är viktiga uppväxt- och födolokaler för torsk, vitling (*Merlangius merlangius*), havsöring (*Salmo trutta*), makrill och rödspotta (*Pleuronectes platessa*) (Pihl och Wennhage, 2002). Kantnålfiskar (Syngnathidae) är vanliga på mjukbottnar med ålgräs, och dessa sjögräsängar är även viktiga uppväxtområden och hyser exempelvis 20 gånger fler torskyngel jämfört med vegetationsfria bottenar (Pihl med flera 2006).

I kustnära områden och på grunda utsjöbankar påverkas artsammansättningen av djupet, så att grundare områden är både mer art- och individrika än djupare områden. Ofta är artrikedomen även högre i områden med högre salthalt, närvaro av bottenströmmar och områden med klarare vatten (Fredriksson med flera 2010). Artsammansättningen förändras även i flodmynningsområden där inslaget av sötvattenarter ökar (Pihl med flera 1994).

Östersjön

Antalet fiskarter i Östersjön är lägre än i Västerhavet på grund av den lägre salthalten. Inom miljöövervakningen av Östersjöns grundare områden noteras cirka 50 fiskarter, varav omkring hälften har marint ursprung och hälften sötvattensursprung. Några av de marina fiskarterna uppvisar ekologiska och/eller genetiska anpassningar till den lägre salthalten i Östersjön, t.ex. torsk, strömming och skrubbskädda (*Platichthys flesus*) (Jørgensen med flera 2005, Florin och Höglund 2008, Johannesson med flera 2011). De vanligaste arterna i Östersjöns utsjöområden är torsk, sill och skarpsill. Torsk påträffas dock endast sporadiskt i Bottniska viken genom att den, vid högre populations-tätheter, kan expandera från sina reproduktionsområden i Egentliga Östersjön. Östersjöns kustområde domineras av sötvattensarter, framför allt abborre (*Perca fluviatilis*) och mört (*Rutilus rutilus*). Hos både marina och sötvattensarter förekommer vandringar mellan kustnära områden och öppet vatten under olika delar av livscykelns vid t.ex. uppväxt, lek och/eller födosök. Arter som är beroende av att vandra mellan sötvatten och marin miljö är framför allt lax och öring samt vissa bestånd av sik (*Coregonus maraena*). Ålen förekommer längs hela kusten, men mer allmänt i de södra delarna av Östersjön. Bestånden av lax, öring, ål och till viss del även sik, är en blandning av naturlig och utsatt fisk.

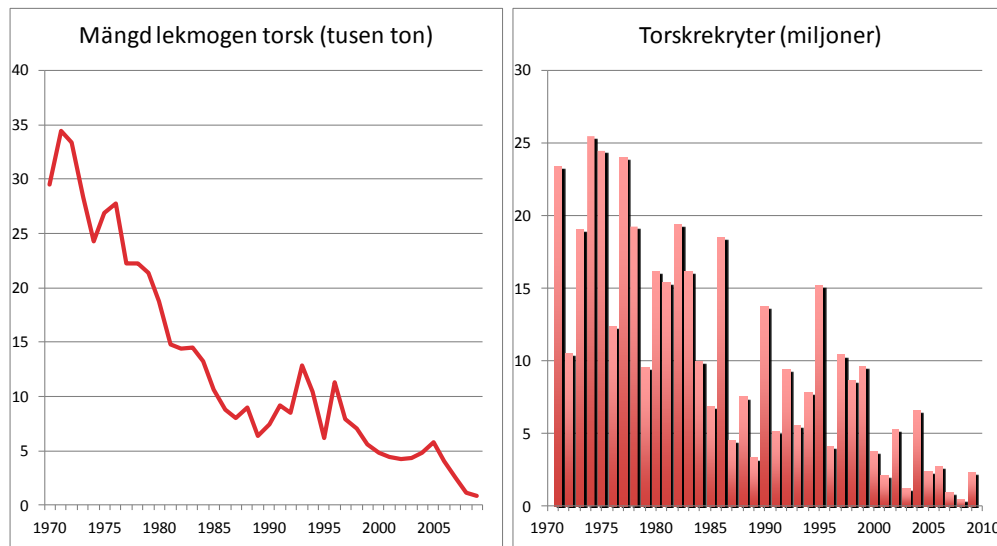
2.3.5.2. Bedömning av miljötillstånd

Västerhavet

Analyser av historisk data från Havsfiskelaboratoriets provtrålningar visar på betydande förändringar av fisksamhällets struktur sedan slutet av 1800-talet (Hagberg 2005). Den mest påtagliga förändringen är en förlust av stor vuxen rovfisk och därmed en ökad dominans av små och unga individer (Svedäng med flera 2004). Fisket avlägsnar selektivt stora individer, och är sannolikt den huvudsakliga orsaken till förändringarna. Många fiskbestånd är väsentligt

påverkade av fisket, med en fiskeridödlighet som överskrider MSY^2 och/eller har en biomassa som är lägre än den som är associerad med MSY , d.v.s. B_{MSY} (Tabell 2.5).

Enligt OSPAR:s indikator för stor fisk (LFI) (OSPAR 2008, 2010a) i Nordsjön så ska minst 30 procent av vikten i IBTS-provtagningarna (International Bottom Trawl Survey) utgöras av fisk som är större än 40 centimeter. Senaste statusrapporten visar att nivåerna inte är tillfredställande även om mängden stor fisk ökar (OSPAR 2010b). Det har inte skattats hur dessa nivåer speglar förhållandena specifikt i Skagerrak och Kattegatt. Bestånden av torsk i Nordsjön/Skagerrak och i Kattegatt är på en så låg nivå att ICES bedömer att bestånden har minskad reproduktionskapacitet och att beskattningen därför inte är långsiktigt hållbar. Lekbeståndet i Kattegatt är för närvarande det minsta som uppmätts, med en lekbio massa mindre än 10 procent av 1970-talets nivåer (figur 2.40).



Figur 2.40. Bestandutvecklingen för torsk i Kattegatt (a) Lektbiomassa i tusentals ton för torsk. (b) Ungfiskrekrytering visat som mängden ettårig torsk. Data från ICES.

² MSY , Maximum Sustainable Yield eller "maximalt hållbart uttag" av fisk används av ICES för att bedöma status hos kommersiella bestånd. För bedömningar inom havsmiljöförordningen föreslås den fiskeridödlighet som ger maximalt hållbart uttag (D3.1.1), respektive lekbio massa vid maximalt hållbart uttag (D3.2.1) som gränsvärden för god miljöstatus hos kommersiell fisk.

Även situationen för broskfiskar är allvarlig. Förekomsten av hajar och rockor har minskat i fångsterna och arter som blåkäxa (*Etmopterus spinax*) och slätrocka (*Dipturus batis*) fångas inte längre i IBTS-provtagningarna (Svedäng med flera 2004). Flera lokala bestånd i Västerhavet är starkt reducerade och anses på många platser helt försvunna. Exempel på arter av benfiskar som påverkats starkt är torsk, kolja (*Melanogrammus aeglefinus*), tunga (*Solea solea*), rödspotta och lyrtorsk (*Pollachius pollachius*) (t.ex. Svedäng och Bardon 2003, Cardinale med flera 2009). Kusttrålningarna som startade 2001 visar att stora individer av fisk, som funnits på undersökta lokaler under 1960-70 talen, nästan helt försvunnit längs hela svenska västkusten (Svedäng 2003). Fisksamhällena har inte visat några tydliga tecken på återhämtning under det senaste decenniet, trots utflyttad trålgräns och andra bevarandeåtgärder innanför gränsen (Sköld med flera 2011). Kusttrålningarna och IBTS-data visar dock samstämmigt att Öresunds-området, där trålfiske varit förbjudet sedan 1930-talet, har avsevärt högre tätheter av flera kommersiella arter och en mer naturlig storleksfördelning jämfört med Skagerraks och Kattegatts kust- och utsjöområden (Svedäng 2010). Men även här har andelen stor fisk minskat de senaste åren.

Övervakningen av kustnära fisksamhällen visar minskande fångster sett över de senaste decennierna, med likartade, övervägande låga, fångster under de senaste 10 åren. Framför allt har förekomsten av större individer varit låg. På de studerade lokalerna har storleksindex, trofisk nivå, diversitet (angivet som Shannon index), liksom den totala fångsten av fisk varit oförändrade under 2000-talet, förutom i Älgöfjorden i augusti där fångsten varit minskande (Fiskeriverket 2010, 2011b).

I de längre tidserierna från Vendelsö i Kattegatt, där kustnära övervakning utförts sedan 1970-talet, ses en betydande förändring av artsammansättningen. Torsk, tånglake och simpor har minskat medan småvuxna arter som snultror och svart smörbult, men även ål (gulål), har ökat (Olsson med flera 2011). Utvecklingen sammanfaller med en ökande vattentemperatur, men ökningen av snultror och svart smörbult kan även kopplas till minskande tätheter av torsk. Samtidigt som mängden stor torsk i Kattegatt har minskat på grund av utfiskning, har deras potentiella bytesdjur (snultror och svart smörbult) ökat i kustekosystemet, vilket gett kaskadeffekter som följd, med en ökad förekomst av påväxtalger och en minskning av ålgräs (*Zostera sp.*) (Moksnes med flera, 2008, Eriksson med flera, 2011). Denna utveckling diskuteras även i avsnittet om makroalger och gömfröiga växter (2.3.3).

Även utanför Fjällbacka i Skagerrak, där kustnära övervakning pågått sedan 1989, ses en minskning i den totala fångsten över tid, framför allt av rötsimpa (*Myoxocephalus scorpius*), tånglake (*Zoarces viviparus*), ål (gulål) och rödspotta, medan en ökning kan ses hos oxsimpa (*Taurulus bubalis*) och svart smörbult (*Gobius niger*) (Naturvårdsverket 2010b).

Genom att väga in flera kriterier och bedöma samtliga arter ger den nationella rödlistan av arter ytterligare vägledning om statusen hos fisk i svenska vatten (Gärdenfors 2010). Den nationella rödlistan 2010 tar upp 27 marina fiskarter i Västerhavet (Västra Götalands och Hallands län). Slätrockan (*Dipturus batis*) anses nationellt utdöd i svenska vatten. Lyrtsorsk och ål tillsammans med pigghaj (*Squalus acanthias*), håbrand (*Lamna nasus*) och brugd (*Cetorhinus maximus*) klassificeras som akut hotade. Vidare bedöms havskatt (*Anarhichas lupus*), havsmus (*Chimaera monstrosa*), skoläst (*Coryphaenoides rupestris*), torsk, hälleflundra (*Hippoglossus hippoglossus*), kolja, långa (*Molva molva*) och knaggrocka (*Raja clavata*) som starkt hotade. Fyra arter bedöms som sårbara, fem arter som nära hotade och för ytterligare tre arter råder kunskapsbrist. Av de 27 rödlistade arterna i Västerhavet fiskas 13 kommersiellt idag, åtta har tidigare varit fångstarter för yrkesfisket och fyra arter förekommer som önskad bifångst.

Östersjön

Beståndet av torsk i östra delen av Östersjön minskade drastiskt i slutet av 1980-talet till följd av ett alltför hårt fisketryck och ogynnsamma förhållanden för rekrytering (Möllman med flera 2009). Skattningar under senare år visar på ett ökande bestånd sedan 2005 (ICES WGBFAS 2011), även om skattningen är osäker (Gårdmark med flera 2011) och nivån fortfarande är tämligen låg i jämförelse med situationen på 1980-talet. Sett ur ett längre perspektiv, tillbaka till 1940-talet, så var mängden torsk under 1980-talet betydande. Underlaget för beståndsuppskattningarna före 1970-talet är dock osäkra och baseras på fiskets landningar. Återhämtningen beror framför allt på minskad fiskeri-dödlighet, genom att man följer återhämtningsplanen för torsk i Östersjön. Rekryteringen av torsk har varit låg sedan slutet av 1980-talet, men under senare tid har några relativt starka årsklasser tillkommit (2006 och 2007). Torskens konditionsfaktor visar en försämring, då den blivit betydligt magrare under senare tid. Detta är särskilt tydligt i Hanöbukten, där ökande rapporter från allmänheten och fisket tyder på stora förändringar under senare tid. Även interaktioner inom ekosystemet kan spela roll. Till de främsta påverkansfaktorerna inom ekosystemet hör predation från säl och skarv.

Strömmingen i Egentliga Östersjön visar sedan mitten av 1980-talet vikande trender, både för rekrytering och för beståndets storlek (ICES WGBFAS 2011). Utvecklingen har dock varit relativt oförändrad under de senaste tio åren. I Bottenhavet har det vuxna beståndet i stället ökat kraftigt och rekryteringen har varit stabil under de senaste 20 åren. Hos båda bestånden har konditionsfaktorn hos den vuxna fisken försämrats, vilket i Egentliga Östersjön har förknippats med födobrist som en följd av ökad konkurrens med skarpsill (Casini med flera 2010). I Bottniska viken har beståndet kraftigt ökat i storlek. Ökningen har skett parallellt med en minskad vikt vid viss ålder. Beståndet är numera också påverkat av en ökad predation från säl (Östman med flera in press.). Lekbeståndet av skarpsill ökade kraftigt i början av 1990-talet, som en följd av torskens kraftiga nedgång (Casini med flera 2009). Under 2000-talet minskade beståndet igen till följd av ett ökat fisketryck. Beståndet av skarpsill är för närvarande på en nivå som är nästan dubbelt så hög som den under

1980-talet. Rekryteringen av arten varierar stort mellan år, men visar ingen tydlig trend (Fiskeriverket 2011).

Bestånden av sik visar minskande trender i Bottenhavet. Bestånden i Egentliga Östersjön förefaller ha varit på en relativt stabil nivå de senaste 15-20 åren (Fiskeriverket 2011). Siken förekommer i två ekologiska former, en havs- och en älvlekande form och minskningen antas beröra båda formerna. Trenden visar en minskning av beståndet på 80 procent sedan mitten av 1990-talet. Även rekryteringen av sik är svag i de norra delarna av Östersjön. Orsakerna till denna utveckling är oklar men kan bero på att lekbottnar på kusten förstörts till följd av exploatering och övergödning och på att vandringshinder sätter stopp för den älvlekande formen från att nå sina reproduktionsområden. Hårt fiske under lektid och dåliga isvintrar har förmodligen också bidragit till den negativa trenden. Situationen för vild lax i Östersjön är oroande även om produktionen av smolt är relativt god. Överlevnaden i havet under de första levnadsåren visar en vikande trend och under de senaste 15 åren har överlevnaden uppskattningsvis minskat från 30 till idag dryga tio procent (ICES WGBAST 2011). Även återvandringen av lekmogen lax till älvarna visar en minskande trend sedan början av 1990-talet, men variationen mellan vattendrag är stor. De största problemen finns i södra Östersjön, medan återvandringen och smoltproduktionen för de största vildlaxbestånden i norr ökar.

Beståndet av siklöja i Bottenviken ökade fram till 2004 varefter beståndet minskade (Fiskeriverket 2011). Den årsklass som föddes 2009 är stor, varför beståndet kan förväntas växa under de närmaste åren. Rekryteringen varierar stort mellan åren och det antas att den gynnas av låga temperaturer och salthalter. Skrubbskäddans status i Östersjön anses stabil, och bestånden av piggvar visar på en viss återhämtning efter ha legat på en mycket låg nivå i början av 2000-talet (Fiskeriverket 2011). Medelåldern på piggvarshonor är låg i många områden, vilket tyder på ett fortsatt högt fisketryck. Eftersom rekryteringen under senare år har varit relativt god, kan man dock förvänta sig en fortsatt stabil beståndsutveckling.

Situationen för ål i Östersjön är väldigt kritisk, liksom i hela Europa. Rekryteringen från Atlanten har under 2000-talet minskat till under tio procent av vad den varit (Dekker med flera 2011). Orsakerna till det minskande beståndet av ål är inte helt klarlagda, men såväl fiske, föroreningar, förlust av lämpliga uppväxtområden och sjukdomsspridning som förändringar i havsklimatet, är möjliga förklaringar. För att om möjligt öka förståelsen för ålens situation har EU ålagt medlemsländerna att införa nationella förvaltningsplaner för arten. Dessa kommer under 2012 att rapporteras till kommissionen.

Utvecklingen i kustekosystemen återspeglar till viss del de förändringar som skett i utsjöns ekosystem sedan 1970-talet, till exempel minskningen av torsk, men även en minskad salthalt och ökad vattentemperatur har haft betydelse för förändringarna (Olsson med flera 2011). I såväl södra Bottenhavet som i

mellersta Egentliga Östersjöns kustområde har torsk, strömming och andra marina arter minskat, medan bestånd av sötvattensarter som abborre, karpfiskar och gös (*Sander lucioperca*), vilka gynnas av högre vattentemperaturer, har ökat.

För gäddan (*Esox lucius*) och abborren är variationen i status stor mellan olika områden (Fiskeriverket 2011). Gädda fångas i liten utsträckning i traditionella provfisken och det finns därför ett bristande underlag för bedömning av arten. Generellt sett är bestånden av arterna starkare i de inre delarna av skärgården, medan de i de mer exponerade delarna av kusten är svagare och visar i vissa områden en vikande trend. I de mer exponerade delarna av skärgården har minskningen kopplats till försämrade lek- och uppväxtförhållanden (Ljunggren med flera 2010). Gädda, men även abborre, fångas främst inom fritidsfisket och då ofta med fokus på större individer. För att stärka bestånden av stor gädda, och därmed lekbeståndet, har en fångstbegränsning införts inom fritidsfisket. Begränsningen innebär att det finns en gräns för största såväl som för minsta tillåtna längd.

Under 2000-talet har kustfiskbestånden i både Bottniska viken och Egentliga Östersjön varit relativt oförändrade, enligt den samordnade nationella och regionala miljöövervakningen. De faktorer som har undersökts är förekomst av den dominerande arten (abborre), förekomst av karpfiskar, storleksstruktur, trofisk nivå och biodiversitetsindex. Ett undantag i Egentliga Östersjön är en minskande förekomst av stor abborre i norra Egentliga Östersjön (Lagnö), och en minskande total mängd fisk, framför allt abborre, i Blekinge (Torhamn). Ett undantag i Bottniska viken är en minskande förekomst av stor fisk vid Forsmark och en något minskande trofisk nivå i Holmön och Norrbyn under 2000-talet (SLU, under bearbetning). En indikatorbaserad bedömning av kustfisksamhällets status under åren 2004-2009 (i relation till åren 1995-2004) har utförts för områden där data med längre tidsserier är tillgängliga. Analysen visar att utvecklingen i Egentliga Östersjön skiljer sig från den i Bottniska viken. I Bottniska viken hade förekomsten av stor fisk ökat medan den minskat i Egentliga Östersjön. Även förekomsten av karpfisk hade ökat i Bottniska viken medan den i Egentliga Östersjön hade minskat (Bergström med flera 2012).

Den nationella rödlistan över hotade arter omfattar sju fiskarter i Östersjön (Gärdenfors 2010). Ål klassas som akut hotad (CR) och torsk som starkt hotad (EN), medan lake (*Lota lota*), tånglake (*Zoarces viviparus*), sjurygg (*Cyclopterus lumpus*) och vimma (*Vimba vimba*) klassas som nära hotade (NT), och vitling (*Merlangius merlangus*) som sårbar (VU).

Belastningar som påverkar

Den främsta mänskliga påverkan på fiskbestånden utgörs av fisket, men påverkan sker även från tillförsel av näringsämnen, byggnation och exploatering av livsmiljöer samt miljögifter. En osäkerhetsfaktor är hur klimatförändringar och den ökade utbredningen av syrefria bottnar i Östersjön

påverkar fiskens livsmiljö och födobas. Det finns även en betydande naturlig variation mellan år hos fiskbestånden.

Sammanfattningsvis påverkas fisk framför allt av biologisk störning (uttag av fisk), men även av fysisk störning (buller, muddring och dumpning) och indirekt genom tillförsel av näringsämnen.

2.3.5.3. Aktuell miljöövervakning och datainsamling

Västerhavet

Utsjötrålning. Sverige medverkar i övervakningen av fisk i utsjön genom att delta i de internationellt samordade trålningarna i Skagerrak, Kattegatt och Öresund två gånger per år, International Bottom Trawl Survey (IBTS). Denna övervakning, som koordineras och utvärderas av ICES, ingår i och finansieras av EU:s gemensamma datainsamling, DCF (Data Collection Framework, Rådets förordning (EG) nr 199/2008). Information samlas in om samtliga fångade fiskarter även om undersökningens främsta syften är att uppskatta rekryteringen för ett antal arter samt att bestämma storlek och ålderssammansättning för vissa kommersiellt intressanta fiskarter. Provtagning under kvartal 1 har pågått sedan 1979 och under kvartal 3 sedan 1991, där de två provtagningstillfällena har olika förutsättningar att spegla rekrytering och förekomst av olika arter. Expeditionen under kvartal 1 innefattar även trålning efter fisklarver nattetid, främst efter sill och skarpsill. I Kattegatt genomförs sedan fyra år tillbaka en "Fisherman's survey", där yrkesfiskare och forskare i samarbete skattar mängden torsk i området som en del i utvärderingen av stängda områden för skydd av det hotade Kattegattbeståndet.

Kustrålning. Sedan 2001 pågår en nationell trålprovtagning längs den svenska västkusten som gör det möjligt att relatera storskaliga effekter av fisket i utsjön till förändringar i kustnära ekosystem. Kustrålningen täcker in kustnära områden som inte omfattas av den internationella provtagningen och är dessutom viktig för förståelsen av lokala bestånds status, utvecklingen av fiskbestånden i känsliga fjordområden samt för utvärdering av zoner i fisket (t.ex. trålgränser och stängda områden).

Ryssjefisken. Kustnära fisk (i litoralen; 0-6 meters djup) övervakas genom ryssjefisken i tre referensområden: Fjällbacka (Skagerrak, Nationella miljöövervakningen) sedan 1989, Älgöfjorden (södra Skagerrak, Nationella miljöövervakningen) och Kullen (Kattegatt, Regionala miljöövervakningen) sedan 2002. Vid Fjällbacka övervakas även hälsostatus och miljögifter hos tånglake. Motsvarande provfiskemetodik används även inom kontrollprogrammet för Ringhals kärnkraftverk i Kattegatt, som inleddes 1976.

I tillägg till den ovan beskrivna fiskerioberoende övervakningen sker provtagning av fisk genom stickprov från yrkesfiskets fångster i enlighet med datainsamlingsförordningen (DCF).

Östersjön

Även i Östersjön övervakas kommersiella fiskarter i enlighet med EU:s datainsamlingsförordning (DCF). En stor del av datainsamlingen är fiskeriberoende, det vill säga att den består av stickprov från fiskets fångster. I Egentliga Östersjön sker en fiskeriberoende övervakning³ av bottennära fisk, med fokus på torsk (*Gadus morhua*), inom Baltic International Trawl Survey (BITS). Undersökningarna har samordnats internationellt sedan 1982. Den metodik som används idag infördes 2001, och är standardiserad mellan de länder som utför undersökningarna. Pelagisk fisk, med fokus på sill/strömming (*Clupea harengus*) och skarpsill (*Sprattus sprattus*), övervakas inom ramen för Baltic International Acoustic Survey (BIAS), med en jämförbar metodik sedan 1978 (ICES BIFS 2011). BIAS utfördes även i Bottenhavet under perioden 2007-2011, men det svenska deltagandet kommer att upphöra från och med år 2012. Beståndsstatusen för siklöja (*Coregonus albula*) i Bottenviken övervakas sedan 2009 genom hydroakustiska metoder. Bestånden av lax (*Salmo salar*) övervakas främst genom fiskeriberoende provtagning, men också genom viss kvantifiering av uppvandrande lekfisk och utvandrande yngel i älvar (ICES WGBAST 2011). Ett liknande övervakningsprogram finns för att följa uppvandringen av ålyngel och ungfisk av ål i Östersjön, upp till Dalälven⁴ (Dekker med flera 2011). Utvandringen av blankål från våra sötvattensområden övervakas inte genom provfiske. Viss information om förändringar i fångst per ansträngning kan fås från journalförda yrkesfiskefångster av blankål, för vilka data finns sedan slutet av 1950-talet, genom finansiering av industrin i olika tillståndprocesser. Under senare år finns data från journalföring inom datainsamlingsprogrammet (DCF). Datainsamlingsförordningen anger tio indikatorer (DCF-indikatorer) som ska spegla effekter av fisket på ekosystemen. Data samlas in för DCF-indikatorerna redan idag, men de beräknas inte och gränsvärden för acceptabel påverkan av fisket är ännu inte framtagna. Arbete pågår inom ICES (WKMSFD) för att utreda hur dessa indikatorer relaterar till de kriterier för indikatorer som finns framtagna inom havsmiljödirektivet.

Inom den kustnära miljöövervakningen finns de längsta tidsserierna tillgängliga från två områden i Bottniska viken (Holmön sedan 1989 och Forsmark sedan 1983) och från fyra områden i Egentliga Östersjön (Kväddfjärden sedan 1987 samt Muskö, Vinö och Mönsterås sedan 1995). Övervakningen sker med nätlänkar i Egentliga Östersjön och med kustöversiktsnät i Bottniska viken (Thoresson 1996). Sedan början av 2000-talet sker en samordnad nationell och regional miljöövervakning av kustfiskbestånden (0-20 meters djup) med nordiska kustöversiktsnät i sex områden i Bottniska viken och fyra områden i Egentliga Östersjön

³ Den fiskeriberoende övervakningen är utformad för att ge en objektiv bild av utvecklingen i fisksamhället, till skillnad från den fiskeriberoende övervakningen, som baserar sig på fångster inom yrkesfisket och som därför varierar i fråga om både rumslig täckning samt ansträngning över tid.

⁴ Ål övervakas även inom kontrollprogrammen för kärnkraftverken vid Oskarshamn och Forsmark, men dessa data ingår inte i nationella beståndsanalyser av ål.

(Naturvårdsverket 2008). Denna metod används också inom kontrollprogrammet för Forsmarks kärnkraftverk i södra Bottenhavet. Spridda data från andra områden finns tillgängliga genom myndighets-finansierade inventeringar under enskilda år.

2.3.5.4. *Bristanalys*

Västerhavet

Datainsamlingen av fisk i Skagerrak och Kattegatt är inriktad på att följa utvecklingen över tid hos målarterna för respektive provtagningsprogram. Även om fokus ligger på kommersiella fiskarter, så innefattar provtagningen storleksfördelningen för alla arter som fångas i redskapet. De analyser av ålders- och storleksstruktur samt könsmognadsgrad som utförs idag skulle potentiellt kunna utökas för att förstärka kriterierna 1.3, 1.6 och 3.3 inom havsmiljödirektivet⁵.

Initiala bedömningar visar att aktuell miljöstatus sannolikt skulle kunna bedömas på basen av nuvarande datainsamling och miljöövervakning för de områden som idag omfattas av sådan, men att datainsamlingens rumsliga täckning är långt ifrån komplett. Som framgår av tabell 2.40 så saknas i många fall även data för att göra en fullgod bedömning av beståndsstatus för de kommersiella bestånd som ICES ger råd om i Västerhavet.

En utvärdering av hur den befintliga datainsamlingen behöver kompletteras för att även möta behovet av att övervaka biologisk mångfald bör ske i samordning med ICES och OSPAR. OSPAR har för avsikt att utveckla gemensamma generella indikatorer, som sedan anpassas lokalt för ingående arter och gränser för god miljöstatus och det är viktigt att Sverige deltar i detta arbete.

Även om fiskets direkta effekter på bestånden ofta är relativt välkända, är omfattningen av integrerade effekter av olika faktorer på fisk i stort sett okända. Övergödning kan ge komplexa effekter i form av förändrat bytesspektrum, förändrad produktion av byten, flykt undan syrebrist eller giftiga algbloomningar (Parrett 1998). Klimatförändringar och försurning av havet kan påverka utbredningsmönstret hos arter (Dulvy med flera 2008) och kombinationen av syrebrist och ökande temperatur kan ge fysiologiska effekter på fisk (t.ex. Behrens 2007). Kunskapen om effekten av dessa faktorer på fiskbestånden behöver utökas eftersom de är viktiga för att definiera utrymmet för uttag av fisk för att uppnå god miljöstatus.

En viktig aspekt är att fisket i stor utsträckning är selektivt mot stora exemplar av rovfiskar. De större rovfiskarna är alla nyckelarter i ekosystemen och förändringar i förekomst av dessa toppredatorer kan leda till kaskadeffekter i

⁵ Datainsamlingsförordningen (Rådets förordning (EG) nr 199/2008) anger tio indikatorer (DCF-indikatorer) som ska spegla "effekter av fisket på ekosystemen". Data samlas in för DCF-indikatorerna redan idag, men de beräknas inte och gränsvärden för acceptabel påverkan av fisket är ännu inte framtagna. Arbetet pågår inom ICES (WKMSFD) för att utreda hur dessa indikatorer relaterar till kriterier för god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen.

näringsvävarna med påverkan ända ned till primärproducenterna (Eriksson med flera 2011, Moksnes 2011, Casini 2009). Kunskap om hur mängden stora fiskar förändrats och hur deras förmåga att reglera andra trofinivåer påverkats, är viktiga för att förstå ekosystemeffekter av fisket. Denna kunskap kommer även att kunna användas för att utveckla bättre indikatorer inom havsmiljödirektivets deskriptor 4 (marina näringsvävar) och i förlängningen för att nå en ekosystembaserad förvaltning av fisket.

Kartläggningar av kvalitet och areal för viktiga uppväxtmiljöer för fisk i kustzonen borde vara en integrerad del i bedömningen av miljöstatus för fiskarter som utnyttjar grunda livsmiljöer under sin livscykel.

En viktig fråga vid förvaltning av fisk i Västerhavet är förekomst och utbredning av lokala lekbestånd. Kunskapen är särskilt viktig för arter som har en blandning av lokala bestånd och Nordsjöbestånd (torsk, sill, rödspotta samt potentiellt även andra arter, se ovan), där fångstregleringar (TAC) och förvaltning har skett på havsområdesnivå, men där fisket, vilket bedrivits under samma regelverk, även har haft möjlighet att fiska på små lokala lekbestånd. De små lokala bestånden har därigenom överexploateras eller helt utplånats, även om förvaltningen på havsområdesnivå kan ha varit förenlig med god miljöstatus. Det finns därför ett stort behov av att öka kunskapen om beståndsstruktur hos exploaterade fiskarter, att identifiera vilka områden de lokala bestånden behöver för lek, uppväxt och födosök samt att utveckla förvaltningsmetoder som tar hänsyn till dessa aspekter.

Östersjön

Den nuvarande metodiken för kustnära miljöövervakning av fisk i Östersjön är lämplig för att bedöma miljöstatus enligt havsmiljöförordningen (HELCOM 2011), men tätheten i provtagningen är låg. Det är svårt att generalisera resultaten till icke undersökta områden. Speciellt i södra Östersjön och omkring Gotland finns idag ingen kustnära miljöövervakning av fisksamhällen. För övriga delar av Östersjön kunde en lösning för att åstadkomma en statusbedömning vara att komplettera den befintliga övervakningen av kustfisk genom provfisken med ökad förtätning vissa år. Övervakningen är endast representativ för arter som vistas kustnära under sommarhalvåret, så kallade varmvattenarter. Det finns inte möjlighet att bedöma hur förändringar i kustområdet påverkar de arter som använder kustområdet för reproduktion och födosök under vinterhalvåret, till exempel de flesta marina arter och limniska kallvattenarter, trots att dessa anses starkt påverkade av människan genom framför allt fiske och klimatförändringar (se t.ex. HELCOM 2012).

Ett viktigt komplement till den befintliga miljöövervakningen, som saknas idag, är en övervakning av yngelproduktion och en övergripande kartering av viktiga livsmiljöer för fisk vid kusten. Denna information är av direkt intresse inom bedömningen av god miljöstatus (kriterium 1.5), men även för att identifiera målvärden för indikatorer inom andra kategorier, och för att identifiera lämpliga åtgärder för att uppnå god miljöstatus.

Det finns sannolikt goda förutsättningar att samordna provtagningar och rapporteringsbehov inom vattendirektivet, havsmiljödirektivet, samt livsmiljödirektivet i kustområdet. För kustnära fisk finns även en bas för internationell samordning inom Östersjön genom expertgruppen HELCOM FISH Project⁶.

Övervakningen i öppet vatten medger en bedömning av statusen hos målarterna inom datainsamlingen i Egentliga Östersjön, men för Bottenhavet och Bottenviken finns ingen motsvarande datainsamling idag, förutom för den kustnära övervakningen av siklöjebestånden beskriven ovan. Möjligheten att använda den befintliga datainsamlingen i öppet vatten för att även övervaka biologisk mångfald har inte undersökts systematiskt, men är av stort intresse för bedömningen av god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen. Detta arbete borde ske i samordning med andra Östersjöländer så att det tillgängliga datamaterialet används på ett övergripande sätt.

På artnivå saknas framför allt data för sik. Sikens status är idag svårbedömd på grund av databrist, även om den information som finns tyder på en vikande trend. Liksom för Västerhavet behövs en ökad kunskap av framförallt plattfiskarnas bestandsstruktur för en långsiktigt hållbar förvaltning av arterna i Östersjön. En annan viktig fråga är att det saknas ett system för att följa spridningen av främmande fiskarter och effekter av dessa på omgivande ekosystem.

2.3.6. Marina däggdjur

Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevanta för marina däggdjur är 1.1, 1.2, 1.3, 4.1 och 8.2.

2.3.6.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

De marina däggdjuren är en viktig toppkonsument i våra havsområden. De är bra indikatorer på statusen i födovävarna, förorenande ämnen och direkt störning från människan (jakt och livsmiljöförlust). De marina däggdjur som förekommer i svenska vatten är tre sälararter, gråsäl, knobbsäl och vikaresäl, och en valart, tumlare.

Gråsälen är den största av sälararterna och finns framför allt i Östersjön. I Västerhavet finns bara enstaka djur. Gråsälen äter all slags fisk men strömming dominerar i alla åldersgrupper. Skarpsill, sik och flundror ingår också i födan. Knobbsälen är mindre än gråsälen och vanligast i Västerhavet, men det finns även en mindre, genetiskt isolerad population vid Kalmarsund. Över 30 fiskarter kan ingå i knobbsälens föda. Vikaren är den minsta sälararten i svenska vatten och är egentligen en arktisk art som blev instängd i Östersjön efter den

⁶ <http://www.slu.se/sv/fakulteter/akvatiska-resurser/radgivning/helcom-fish-pro/>

senaste istiden. Den svenska populationen lever i Bottenviken. Vikare äter fisk och även skorv, ett kräftdjur.

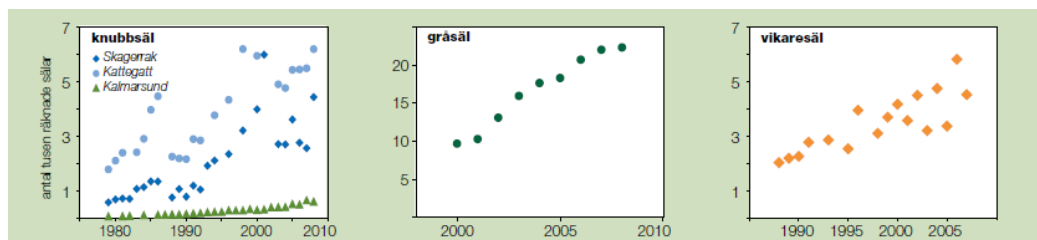
Tumlaren är den enda valart som förekommer regelbundet i svenska vatten. Det finns ett åtgärdsprogram för tumlare som togs fram 2008. I svenska vatten finns tumlare främst i Västerhavet, men en mindre population finns i Östersjön. Historiskt har den framför allt funnit i större antal och längre norrut i Östersjön än idag. Fram till 1900-talets mitt minskade antalet kraftigt främst på grund av jakt i kombination med hårda isvintrar. Under 1900-talets andra hälft tillkom andra störningar såsom bifångst i fisket, syntetiska förorenande ämnen och störning från båttrafik. Tumlaren äter framför allt sill och mindre torskfiskar..

2.3.6.2. Bedömning av miljötillstånd

Enligt Sveriges rapportering enligt art- och livsmiljödirektivet 2007 (Artdatabanken 2007) bedömdes den övergripande situation för de marina däggdjuren som dålig. Utbredningsområdena bedöms vara tillfredställande utom för knubbsäl i Östersjön och vikare.

Säl

Situationen för alla tre sälarternas har förbättrats sedan 1970-talet då de var akut hotade, se figur 2.41. Bestånden var i mitten av 1900-talet kraftigt decimerade av jakt och drabbas under 1970-talet av minskad fruktsamhet på grund av syntetiska förorenande ämnen. Beståndet av knubbsäl i Västerhavet tillväxer i normal takt, medan knubbsälsbeståndet i Kalmarsund tillväxer saktare. Gråsälsbeståndet i Östersjön har också en bra tillväxttakt, medan beståndet av vikare i Bottniska viken tillväxer saktare än förväntat, troligen beroende på dålig fruktsamhet eller hög dödlighet av kutar. Orsaken till detta är inte känd.



Figur 2.41. Populationsutveckling i Västerhavet och Östersjön hos Sveriges tre sälarter. Från HAVET-rapporten 2009.

Tumlare

Populationen i Västerhavet klassas idag som Sårbar (VU) och populationen i Östersjön som Akut hotad (CR). Ett stort hot mot tumlare i svenska vatten idag är sannolikt att de fastnar i fiskeredskap och drunknar. Dessutom kan de påverkas negativt av vissa miljögifter, men kunskaperna om detta är fortfarande otillräckliga. Det har rapporterats om höga halter av PCB och DDT i

nivå med vad man funnit i gråsäl med skador relaterade till miljögifterna. Även konkurrens om födan kan spela in.

Belastningar som påverkar

Sammanfattningsvis påverkas sälarna av tillförsel av förorenande ämnen, biologiska störningar (bifångst och konkurrens om födan) och eventuellt övrig fysisk störning (undervattensbuller).

2.3.6.3. Miljöövervakning

Inventering av de tre sälarterna ingår sedan slutat av 1980-talet i det nationella miljöövervakningsprogrammet. Utöver att följa utveckling i antal sälarna så följs halter av miljögifter och olika hälsoparametrar på säl. Populationerna av tumlare övervakas i Västerhavet genom Sveriges deltagande i de gemensamma internationella inventeringarna som sker ungefär var tionde år. I Östersjön sker inventeringar oregelbundet genom olika projekt.

2.3.7. Havsfåglar

Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevanta för havsfåglar är 1.1, 1.2, 1.3, 1.6, 4.1, 4.3 och 8.2.

Här ges en övergripande beskrivning av fåglar i marin miljö i svenska farvatten med särskild vikt på mångfaldsperspektivet. Alla arter som regelbundet förekommer i den marina miljön är inkluderade och inte bara de arter som är listade i olika direktiv, konventioner etcetera. Denna bedömning grundas bl.a. på arbetet inom det pågående MARMONI-projektet, vilket syftar till att arbeta fram olika indikatorer på biologisk mångfald i Östersjön, där det tidigt konstaterades att de vanliga arterna är väl så viktiga som indikatorer som de arter som förekommer på olika listor.

2.3.7.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

Häckande fåglar i Västerhavet

Den dominerande häckfågeln i Västerhavet är ejdern med huvudbeståndet i Skagerrak (Bohuslän). Till skillnad från ostkusten har ejderbeståndet på västkusten inte visat någon mer markant nedgång under senare år. Den näst vanligaste häckfågeln är gråtrutten, men också andra måsfåglar är vanligt förekommande. Huvuddelen av de häckande fåglarna på västkusten återfinns i Bohusläns skärgårdar, men betydande kolonier förekommer på öar i Kattegatt såsom på Hallands Väderö.

Enligt vägledning från EU-kommissionen (COM 2011 X) så ska fåglarna delas in i funktionella grupper, men det finns inga etablerade svenska begrepp på dessa. Dessutom kan många av de svenska arterna förekomma i mer än en funktionell grupp, till exempel både vid kusten och i utsjön. Det behövs därför ytterligare diskussioner bland svenska experter för att etablera svenska

begrepp och göra en indelning enligt kommissionens lista. I tabellerna nedan har istället angetts var de olika arterna söker sin föda och vad de äter.

Häckande fåglar i Östersjön

I Östersjöns bräckta miljö med dess många grunda vassrika vikar och skärgårdar kan det vara ganska godtyckligt vad som räknas till marina häckande fåglar. Många av de inre vikarna har större likheter med vassrika insjöar. Skäggdoppingen, som redovisas i tabell 2.6 är ett typiskt gränsfall, men betydande populationer återfinns i skärgårdarna. Däremot har sothönan, som också häckar i en del inre vassvikar inte tagits med i tabellen då det saknas underlag för att skatta den andel som häckar. Detsamma gäller sådana simänder som gräsand, skedand, snatterand med flera, vilka häckar i en del inre vikar och skärgårdsområden. En art som häckar både i insjöar och i kustområdena är knölsvanen, där man genom åren kunnat konstatera en ökning bland kushäckarna och en minskning i inlandet. Knölsvanen återfinns häckande långt ut i skärgårdarna.

Det häckande fågelbeståndet i Östersjöns skärgårdar domineras av ejder, men därutöver förekommer också goda bestånd av ett flertal andra dykänder samt betydande antal av olika måsfåglar (tabell 2.6). Av speciellt intresse är alkorna, där de viktiga kolonierna på Karlsöarna dominerar starkt för arter som tordmule och sillgrissla, men för den förstnämnda finns också stora bestånd längre norrut i Egentliga Östersjön och i Bottniska viken. Ejdern har sedan 1970-talet visat en mycket markant ökning för att sedan från mitten av 1990-talet minska drastiskt så att beståndet nu är nere på samma nivå som på 1970-talet. Även svärtan har minskat markant i Östersjöns skärgårdar.

Rastande och övervintrande sjöfåglar i Västerhavet

Vi inventeringarna 2009 (Nilsson 2011) konstaterades att ca 50000 ejdrar och ca 20000 svärta och sjöorre övervintrade i Kattegatt och Skagerrak. Ejdern är den dominerande arten på Västkusten, men i de inre farvattnen övervintrar ett betydande antal knipor, troligen från det svenska häckbeståndet. De inre vikarnas ålgräsängar erbjuder också goda födosöksområden för några tusen knölsvanar.

Det saknas uppgifter om bestånden av rastande och övervintrande alkor och lommar i Västerhavet. Äldre begränsande undersökningar tyder på mycket betydande bestånd av tordmule och sillgrissla till vilket kommer förekomst av tobisgrissla, lunnefågel och alkekung. Vid inventeringarna 2004 sågs några lommar, men landbaserade inventeringar ger inga rättvisande siffror för dessa arter. Betydande mängder smålom flyttar under våren in över land särskilt vid Laholmsbukten, vilket tyder på stora förekomster av rastande lommar till havs under våren. I Västerhavet förekommer också under hösten och vintern, särskilt i samband med stormar, ett antal pelagiskt fiskande arter som tretåig mås, stormfågel och havssula, men flera mer sparsamt förekommande arter ses också regelbundet.

Rastande och övervintrande fåglar i Östersjön

De övervintrande bestånden av sjöfåglar i de inre farvattnen domineras av dykänder med viggen som klart dominerande art (tabell 2.7). Som framgår av tabellen har de flesta av arterna visat en positiv trend för Sverige. Separata index har inte beräknats för kust och inland och eventuella skillnader mellan Västerhavet och Östersjön kan inte utläsas ur index. För alla arter utom gräsand och sångsvan dominerar havsförekomsterna mycket starkt de beräknade midvinterindex. Knipan som är vanlig på båda kusterna visar samma trender, medan ejderns index motsvarar förekomsten på västkusten eftersom antalet ejdrar i Östersjön är lågt. De ökande trenderna motsvarar emellertid endast till en del verkliga beståndsökningar. En mycket stor andel av förändringarna beror istället på en ändrad utbredning vintertid för många arter i relation till de mildare vintrarna. En utvärdering av detta fenomen baserat på de internationella inventeringarna pågår inom ramen för ett speciellt forskningsprojekt.

Den dominerande arten i de svenska farvattnen i Östersjön är alfågeln. Inventeringarna visar en synnerligen markant nedgång från ca 1,4 miljoner i de svenska farvattnen 1992/93 till 400000 år 2009 (Nilsson, 2011). Merparten av de svenska alfåglarna finns på Midsjöbankarna och Hoburgs bank. Samma utveckling finns i hela Östersjöområdet, vars totalbestånd minskat från 4,2 miljoner till ca 1,4 miljoner. Utöver alfåglarna förekommer också två andra havslevande dykänder i Östersjöns yttre svenska farvatten, svärta och sjöorre. Antalet varierar betydligt från upp till 20000 sjöorrar vissa år och endast några hundra andra år. Antalet övervintrande ejdrar i Östersjön är däremot lågt. De häckande alkorna (tabell 2.6) övervintrar inom Östersjön, men deras närmare utbredning i området är bristfälligt känd. Alkorna täcks inte av de hittills genomförda flyginventeringarna av svenska farvatten. Detsamma gäller olika arter av måsar, där bestånden i varierande utsträckning stannar kvar i Östersjön under vinterhalvåret.

Tabell 2.6. Det häckande fågelbeståndet i Västerhavet respektive Östersjön enligt Ottosson med flera (under arbete). Tabellen visar också trender för de viktigaste arterna över de senaste 30 respektive tio åren (Ottvall med flera, 2009). Observera att storskarv och mellanskarv är samma art och inte alltid går att skilja åt vid inventeringar. De redovisas därför tillsammans.

Art		Väster- havet	Öster- sjön	TOTAL KUST	SVERIGE	% Kust	Trend 30	Trend 10	Födosoök
Skäggdopping		0	5 000	5 000	23 000	22	-	0	Fisk
Storskarv		3 790	35 037	38 827	44 000	88	++	++	Fisk
Toppskarv		10	0	10	10	100			Fisk
Vigg		0	12 500	12 500	85 000	15	0	0	Bottendjur
Bergand	R	0	145	145	1 400	11	-	-	Bottendjur
Knipa		0	6 089	6 089	89 000	7	+	0	Bottendjur
Svärta	R	0	7 093	7 093	10 000	71	--	-	Bottendjur
Ejder		35 000	125 000	160 000	160 000	100	++	--	Bottendjur
Småskrake		1 800	9 820	11 620	22 000	53	+	0	Fisk
Storskrake		150	14 280	14 430	35 000	41	+	0	Fisk
Gravand		1 300	6 160	7 460	7 500	99	++	0	Bottendjur
Knölsvan		1 000	5 000	6 000	9 300	64	++	0	Växtätare
Kustlabb		75	485	560	560	100	+	-	
Fiskmåås		9 500	41 500	51 000	100 000	51	-	+	Fisk, pelagiskt
Silltrut	R	9 700	7 947	17 647	19 000	93	0	-	Fisk, pelagiskt
Gråtrut		16 500	36 600	53 100	67 000	79	0	-	Fisk, pelagiskt
Havstrut		8 450	5 900	14 350	15 000	96	++	-	Fisk, pelagiskt
Tretåig måås	R	40	0	40	40	100	-	0	Fisk, pelagiskt
Dvärgmåås	F	0	2 321	2 321	2 800	83	++	+	Fisk, pelagiskt
Skrattmåås		800	14 290	15 090	97 000	16	--	0	Fisk, pelagiskt
Skräntärna	FR	1	519	520	520	100	-	0	Fisk, pelagiskt
Kentsk tärna	FR	75	385	460	460	100	--	0	Fisk, pelagiskt
Fisktärna	F	3 700	11 900	15 600	25 000	62	++	++	Fisk, pelagiskt
Silvertärna	F	140	25 930	26 070	34 000	77	++	++	Fisk, pelagiskt
Småtärna	F	50	440	490	490	100	0	0	Fisk, pelagiskt
Sillgrissla		10	10 990	11 000	11 000	100	+	0	Fisk
Tordmule		6	25 000	25 006	25 000	100	++	++	Fisk
Tobisgrissla		940	7 460	8 400	8 400	100	-	-	Fisk

++ = stark ökning, + = ökning, -- = stark minskning, - = minskning samt 0 = oförändrad nivå. F = listad i fågeldirektivet, R = på svenska rödlistan, Trend 30 och Trend 10 = trend de senaste 30 respektive tio åren.

2.3.7.2. Bedömning av miljötillstånd

Populationsutvecklingen för de flesta arter i den svenska kustmiljön där man har data är positiv, men det finns undantag. För Östersjön gäller detta främst de övervintrande alfåglarna som minskat med kanske 50-60 procent sedan 1990-talets början samt för det häckande ejderbeståndet (se ovan).

Utvecklingen är också negativ för svärta. När det gäller alkorna är populationsutvecklingen positiv för tordmule och sillgrissla, men negativ för tobisgrisslan. I avsnittet om farliga ämnen (avsnitt 3.5) framgår hur vissa ämnen till exempel påverkar äggskalets tjocklek, vilket kan leda till att äggen går sönder under ruvningen. Sammantaget bedöms inte miljötillståndet som

bra för fåglarna i Östersjön, medan det är svårare att göra motsvarande bedömning för Västerhavet då det framför allt saknas bra underlag för utsjön. Det finns också studier gjorda om minkens påverkan på fågelbestånden, men materialet är inte tillräckligt heltäckande för att kunna kvantifiera den.

Belastningar som påverkar

Sammanfattningsvis påverkas fåglar framför allt av tillförsel av förorenande ämnen, biologiska störningar och fysisk störning.

Tabell 2.7. Antalet sjöfåglar av viktigare arter utefter den svenska kusten vid den senaste totalinventeringen i januari 2004 (Se Nilsson 2008) samt korrelationskoefficienter, R, för de årliga midvinterindexen för viktigare arter i Sverige under perioden 1967 – 2011 (Nilsson och Månsson 2011). Observera att storskarv och mellanskarv är samma art och inte alltid går att skilja åt vid inventeringar. De redovisas därför tillsammans.

Art	Listad	Västkusten	Östersjön	Kust Tot	R	Födösök
Storskarv		5 590	6 119	11 709	-0,44	Fisk
Toppskarv		43	0	43		Fisk
Storlom	F	58	57	115		Fisk
Smålom	FR	2	19	21		Fisk
Skäggdopping		52	4 352	4 404		Fisk
Gråhakedopping	F	2	33	35		Fisk
Svarthakedopping	FR	5	74	79		Fisk
Smådopping		20	115	135		Fisk
Gräsand		18 161	55 594	73 755	0,78	Frön/ allätare
Kricka		63	252	315		Frön/ allätare
Bläsand		238	5 324	5 562		Växtätare
Bergand	R	32	3 121	3 153		Bottendjur
Vigg		782	224 167	224 949	0,79	Bottendjur
Brunand	R	3	2 657	2 660	0,79	Bottendjur
Knipa		15 571	56 301	71 872	0,90	Bottendjur
Ejder		47 370	1 585	48 955	0,66	Bottendjur
Småskrake		1 708	3 626	5 334	0,68	Bottendjur
Storskrake		1 100	16 904	18 004	- 0,18	Fisk
Salskrake	FR	77	3 639	3 716		Fisk
Knölsvan		4 095	27 043	31 138	0,82	Växtätare
Sångsvan	F	489	996	1 485	0,54	Växtätare
Sothöna		523	15 074	15 597	0,58	Växtätare

F= listad i fågeldirektivet, R = på svenska rödlistan

2.3.7.3. Inventeringar och övervakning

Riksomfattande inventeringar av häckande kustfåglar saknas. Däremot finns täckande inventeringar av kusterna i flera län förutom ett antal mer lokala undersökningar. I samband med ett pågående bokprojekt, som avser att belysa storleken för de häckande fågelbestånden i landet (Ottosson med flera under arbete) har inventeringsmaterialet sammanställts i en databas och de länsvisa bestånden för samtliga arter beräknats. Beståndsutvecklingen för de svenska häckfåglarna under de senaste 30 åren har redovisats av Ottvall med flera

(2009) och trenderna redovisas också i tabell 1. Materialet för de häckande fåglarna är heterogent och det kan ibland vara svårt att ange hur stor del av länets bestånd som finns vid kusterna respektive i inlandet. Häckande vadare i skärgårdar och strandängsmiljö innefattas inte i bedömningarna. Detsamma gäller en del andra arter som häckar vid kusterna, men inte är direkt beroende av den marina miljön.

Förekomsten av övervintrande sjöfåglar i de inre svenska farvattnen är väl dokumenterad inom ramen för de svenska sjöfågelinventeringarna, vilka ingår i den nationella miljöövervakningen och utgör en del av Wetlands Internationals program. Dessa koncentreras till den årliga midvinterinventeringen, vilken organiserats sedan 1967. Dessa omfattar inventeringar av ett antal nyckelområden i kust och inlandet, vilka kompletterats med landsomfattande inventeringar 1971-73, 1987-1989 samt 2004. Under slutet av 60-talet samt början av 70-talet genomfördes också inventeringar efter samma metodik i november och mars. En septemberinventering startade 1973 för att följa utvecklingen hos rastande bestånd och den täcker en del strandnära områden utefter kusterna. Landsomfattande inventeringsdata saknas för vadare och måsfåglar. Antalet övervintrande vadare i landet är dock lågt med undantag för skärnäppa och huvudsakligen ett lokalt fenomen (Skåne).

För utsjöområdena saknas längre tidsserier för de övervintrande/rastande sjöfåglarna. Under perioden 1971 – 1978, främst 1971-74, genomfördes ett betydande antal inventeringar från båt samt begränsade flyginventeringar utanför de svenska kusterna. De viktiga utsjöbankarna, Midsjöbankarna och Hoburgs Bank kunde dock inte inventeras då. De yttre områdena har inventerats fullständigt med avseende på övervintrande sjöfåglar under två perioder, 1992-1993 (Durinck med flera 1994) samt 2007-2009 (Skov med flera 2011). Båda dessa rapporter presenterar övergripande kartor och tabeller över viktigare havslevande fåglar i Östersjön för de båda perioderna. Arter som är listade i fågeldirektivet resp. på den svenska rödlistan har speciellt markerats i tabellerna.

De övervintrande sjöfåglarna i de inre farvattnen samt Bohuslänns skärgårdar har inventerats fullständigt vid tre tillfällen 1971 – 1973, 1987-89 samt 2004. Havsdykänderna på Västkusten kunde dessutom täckas in vid inventeringarna 2009 (Nilsson 2011).

2.3.7.4. *Bristanalys*

När det gäller kunskapsläget för fåglar i den marina miljön kan man för häckfåglarna konstatera att bilden är mycket varierande mellan olika län. I vissa län finns moderna täckande inventeringar, medan detta saknas i andra fall. Det behövs en samordnad inventering av de kuthäckande fåglarna med en enhetlig metodik. Det hade varit önskvärt att dela upp tabellerna för fåglar i Nordsjön respektive Östersjön när det gäller trenderna. Det finns dock svårigheter med detta eftersom det inte finns ett nationellt program för övervakning av häckande fågel i marin miljö. Det finns däremot inventeringar i flera län och för olika lokaler. Dessa data kan användas för att beräkna separata

trender för havsområdena men inte för alla arter och kanske inte med årlig upplösning. Ett framtida nationellt övervakningsprogram skulle kunna åtgärda dessa brister.

För de övervintrande sjöfågeln finns långa inventeringsserier i de inre farvattnen och skärgårdarna inom ramen för de internationella sjöfågelinventeringarna (ingående i den nationella miljöövervakningen) samordnade av Wetlands International och genomförda i enlighet med AEWA. Förutom midvinterinventeringarna finns en septemberinventering som helt genomförs av frivilliga krafter. Denna behöver vidareutvecklas för att leva upp till EUs krav på data avseende rastande fåglar. Metodiken för inventering av rastande/övervintrande sjöfåglar är sedan länge standardiserad. Utsjöområdena erbjuder speciella krav på metodik och kräver flyg eller inventeringar från båt. I Östersjöområdet har som nämnts ovan två i princip heltäckande inventeringar genomförts, senast 2007-2009 (Nilsson, 2011, Skov med flera 2011). Ett förslag till övervakningsprogram för Östersjöns utsjöområden, gäller främst alfågel, har utarbetats på uppdrag av Naturvårdsverket. För Västerhavet är situationen en annan. De kustnära områdena är täckta av de nationella sjöfågelinventeringar, men data och inventeringsprogram saknas för utsjöområdena. Det saknas därför helt data som belyser situationen för alkorna, särskilt i Kattegatt, som enligt många uppgifter utgör ett viktigt rast- och vinterområde för dessa arter. Arterna visar en starkt negativ populationsutveckling särskilt i de norska häckningsområdena. Standardiserade inventeringsmetoder finns utarbetade för fågelinventeringar i utsjön.

Alkornas bestånd i Östersjön täcks väl av inventeringar i häckningsområdena, men det saknas kunskap om deras utbredning till havs under icke-häckningstid. Detta är en besvärande brist särskilt med tanke på olika former av utnyttjande av den marina miljön som kan utgöra en negativ faktor för dessa arter liksom för övriga sjöfåglar, t.ex. havsbaserad vindkraft.

2.3.8. Genetiskt distinkta former av inhemska arter

Det kriterium enligt kommissionsbeslutet (2010/477/EU) som är relevant för genetiskt distinkta former är 1.3. Svenska indikatorer för denna är inte utvecklade.

Biologisk mångfald på gennivå

Biologisk mångfald kan ses som den totala variationsrikedomen bland alla levande organismer. Vanligtvis brukar man betrakta begreppet biologisk mångfald som variation inom arter, mellan arter och av ekosystem. Variation inom arter kan dels bero på miljöfaktorer men kan också vara genetiskt betingad. Genetisk diversitet förklaras genom små skillnader i DNA-molekylens uppbyggnad mellan enskilda individer. Genetisk variation inom arter är avgörande för arters möjlighet till anpassning i en föränderlig miljö. Det har också visat sig att genetisk inomartsvariation kan spela en viktig roll för arters livskraftighet och därmed ekosystemens resiliens (motståndskraft).

För att Sverige ska kunna leva upp till konventionen om biologisk mångfald måste den genetiska variationen systematiskt kvantifieras och övervakas. Det saknas idag tydliga strategier för hur den biologiska mångfalden på gennivå ska kunna säkerställas. I dagsläget är endast ett fåtal svenska marina arter undersökta genetiskt, vilket gör det svårt att uppfylla konventionens kriterier.

Tre typer av genetiska mönster

De flesta arter är inte genetiskt homogena utan strukturerade i mer eller mindre genetiskt distinkta grupper (populationer). Kunskap om den genetiska strukturen inom arter är central för en hållbar förvaltning och bevarande av vilda bestånd. Populationsstrukturen hos en art kan beskrivas som tillhörande en av tre huvudtyper: distinkta populationer, kontinuerlig (gradvis) förändring eller avsaknad av differentiering, där de olika typerna speglar graden av genetiskt utbyte mellan individer över ett visst geografiskt område. I fallet med distinkta populationer är utbytet mellan populationer relativt litet vilket resulterar i stor genetisk skillnad mellan grupper. När genflödet ökar övergår mönstret i kontinuerlig förändring, för att med ytterligare ökat genetiskt utbyte slutligen resultera i avsaknad av differentiering.

Sverige upplevs vanligtvis som relativt artfattigt. Om vi emellertid beaktar att det ofta finns en viss differentiering inom arter, ger detta en extra dimension till den artfattigdom vi ofta uppfattar att vår fauna och flora har. Genetiskt distinkta populationer nyttjar ofta specifika ekologiska nischer och bidrar därmed på olika sätt till ekosystemens funktion som helhet.

Effekter av mänskliga aktiviteter

För att förstå och upptäcka genetiska effekter av mänskliga aktiviteter krävs information om naturliga genetiska mönster hos arten. Beroende på vilket genetiskt mönster som arten i fråga uppvisar, föreligger olika grad av genetisk sårbarhet. Störst risk för negativa effekter vid t.ex. fiske och utplanteringar är då arter är uppdelade i *distinkta populationer*. De mest uppenbara riskerna av fiske är att ett överuttag resulterar i att genetiskt unika populationer försvinner helt och hållet eller minskar i storlek så att inavel blir ett problem. Vad gäller utplanteringar finns det en risk för hybridisering mellan genetiskt skilda individer om inte lokala stammar används vid utsättningen. Detta kan resultera i att lokalt anpassade genkomplex bryts upp och att överlevnadsförmågan och den reproduktiva framgången därmed minskar. Även i de fall då lokalt material används, kan genetisk variation gå förlorad på grund av dåligt genomtänkt avelsstrategi (t.ex. genom att låta endast ett fåtal hanar befrukta ett stort antal honor).

Arter som sprider sina gener inom relativt begränsade geografiska områden är arter lämpliga för lokal förvaltning. Ett sådant nyttjande skulle minska risken för skadliga genetiska förändringar som annars kan orsakas av t.ex. fiske. Sill och ål är exempel på arter som uppvisar en betydligt mindre genetisk differentiering över sina utbredningsområden, vilket indikerar att förvaltningsstrategier på en större skala skulle kunna användas. Biologiska förändringar kan dock uppstå som en följd av mänskligt nyttjande även hos

arter som visar avsaknad av, eller endast begränsad, differentiering. Ett exempel på detta är då individer med specifika karaktärer tenderar att beskattas hårdare – om ett fiske riktas mot stora individer finns en risk att medelstorleken minskar på sikt.

2.3.8.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

Sverige har en unik marin miljö i det avseendet att Skagerrak-Kattegatt utgör en typisk saltvattenmiljö medan Östersjön representerar ett brackvattensystem. Att Östersjön ställer stora krav som levnadsmiljö avspeglas i det relativt låga antal arter som finns här – majoriteten av de marina arter som finns på svenska västkusten återfinns inte i Östersjön.

På grund av sitt geografiskt isolerade läge och sin speciella miljö håller Östersjön populationer som är ekologiskt och genetiskt unika. Trots Östersjöns evolutionärt sett unga ålder (ca 8 000 år) har populationer som lever här divergerat från atlantiska bestånd, sannolikt som en konsekvens av isolering, fluktuationer i populationsstorlek samt anpassningar till den speciella brackvattenmiljön. För många arter är det genetiska utbytet mellan populationer i Östersjön och närliggande områden är sannolikt begränsat. Om en art försvinner från Östersjön kan en återkolonisation inte tas för given.

Genetisk kunskap om svenska marina arter

Minst ett femtiotal svenska marina arter har varit föremål för en eller flera genetiska studier. Dock är den genetiska strukturen kartlagd hos ett betydligt färre antal arter och merparten av de genetiska studier som gjorts kan inte anses tillräckliga för att ligga till grund för en effektiv förvaltning och skötsel. Viktigt att notera är också att för majoriteten av svenska marina arter saknas genetisk information helt.

Den genetiska kunskapen om arter varierar och är störst om samhälls-ekonomiskt viktiga arter. Flera kommersiellt utnyttjade fiskarter, är därför mer genetiskt studerade än många andra arter.

Den generella slutsats som kan dras baserat på rådande kunskapsläge är att den genetiska diversiteten förändras från väst till öst (från Nordsjön in i Östersjön). Populationer i Östersjön uppvisar i många fall lägre grad av genetisk variation än populationer av samma art längre västerut. För många arter är dessutom den genetiska skillnaden mellan populationer i Östersjön och populationer från Nordsjön (inkl. Skagerrak-Kattegatt) större än vad man kan förvänta sig baserat enbart på det geografiska avståndet. Denna ”tröskeleffekt” förväntas uppkomma på grund av ett starkt reducerat genflöde mellan Östersjön och vatten längre västerut.

2.3.8.2. Bristanalys

För samtliga artgrupper i svenska marina miljöer finns begränsad genetisk kunskap (tabell 2.8). Benfiskar är den mest välstuderade gruppen och för de storskaligt nyttjade arterna lax, sill, torsk och öring finns relativt god kunskap

Tabell 2.8. Bedömning av det aktuella kunskapsläget rörande spatial inomartsvariation för olika artgrupper i Skagerrak-Kattegatt och Östersjön, samt en exemplifiering av genetiskt studerade arter i dessa områden.

Artgrupp	Ungefärligt antal arter	Genetisk kunskap i Västerhavet	Genetisk kunskap i Östersjön
Alger och växter	Totalt finns ett stort antal arter	Begränsad kunskap Ex. på studerade arter: bandtång, blåstång, <i>Cladophora rupestris</i> , sågtång, ullsläke	Begränsad kunskap Ex. på studerade arter: bandtång, blåstång, borstnate, <i>Cladophora rupestris</i> , rödalga, sågtång, ullsläke, ålgräs
Annelida(maskar/iglar)	Totalt finns ett stort antal arter	Mycket begränsad kunskap Ex. på studerade arter: <i>Halicryptus spinulosus</i>	Mycket begränsad kunskap Ex. på studerade arter: <i>Halicryptus spinulosus</i>
Bakterier	Okänt antal arter	Mycket begränsad kunskap Information om genetiska studier saknas	Mycket begränsad kunskap Ex. på studerade arter: aktinobakterie, <i>Nodularia sp.</i>
Benfiskar	Totalt finns ca 140 arter regelbundet i svenska vatten Skagerrak-Kattegatt: ca 110 Östersjön: ca 50	Relativt god kunskap Benfiskar är den organismgrupp som är mest studerad, enstaka arter utgör dock merparten av dessa studier. Ex. på arter där god kunskap finns: lax, sill Ex. på andra studerade arter: flundra, piggvar, torsk, tånglake	Relativt god kunskap Benfiskar är den organismgrupp som är mest studerad, enstaka arter utgör dock merparten av dessa studier. Ex. på arter där god kunskap finns: lax, sill, torsk, öring Ex. på andra studerade arter: abborre, flundra, gädda, gös, piggvar, skrubbskädda, svartmunnad smörbult ¹ , tånglake
Broskfiskar	Skagerrak-Kattegatt: ca 10-15 Östersjön: 0	Information om genetiska studier saknas	
Blötdjur	Totalt finns ett stort antal arter	Begränsad kunskap Ex. på studerade arter: blåmussla, hjärtmussla, <i>Littorina saxatilis</i> , ostron, sandmussla, vanlig strandsnäcka, Östersjömussla	Begränsad kunskap Ex. på studerade arter: blåmussla, hjärtmussla, sandmussla, Östersjömussla
Däggdjur	Skagerrak-Kattegatt: 4 Östersjön: 4	Begränsad kunskap (samtliga arter dock studerade) Studerade arter: gråsäl, knubbsäl, tumlare, vikare	Begränsad kunskap (samtliga arter dock studerade) Studerade arter: gråsäl, knubbsäl, tumlare, vikare
Leddjur	Totalt finns ett stort antal arter	Begränsad kunskap Ex. på studerade arter: <i>Cyprideis torosa</i> , <i>Gammarus sp.</i> , havstulpan, krabbtaska, <i>Mysis mixta</i> , sandräka, vitmärkla	Begränsad kunskap Ex. på studerade arter: <i>Cyprideis torosa</i> , <i>Gammarus sp.</i> , havstulpan, <i>Mysis mixta</i> , tångräka, sandräka, vitmärkla
Nässeldjur (maneter, koraller m.m.)	Totalt finns ett stort antal arter	Mycket begränsad kunskap Ex. på studerade arter: ögonkorall	Mycket begränsad kunskap Information om genetiska studier saknas
Kammaneter	Skagerrak-Kattegatt: 5 Östersjön: 5	Mycket begränsad kunskap Ex. på studerade arter: kammanet ²	Mycket begränsad kunskap Ex. på studerade arter: kammanet ²

¹ Invasiv art som rapporterades för första gången i Sverige (Blekinge) 2008.

² Invasiv art som rapporterades för första gången i Sverige (Bohuslän) 2006.

om det spatiala genetiska mönstret. Det saknas dock genetisk information för mer än två tredjedelar av de sammanlagt drygt 30 fiskarter som nyttjades kommersiellt i Östersjön och Skagerrak-Kattegatt under 2010.

För att kunna säkerställa den biologiska mångfalden och för att kunna upptäcka förlust av genetisk variation krävs, utöver kunskap om den spatiala strukturen, även information om hur den genetiska sammansättningen förändras över tiden. Sådan temporal genetisk information saknas för nästan samtliga svenska marina arter. Enstaka studier finns för piggvar, sill, torsk, ål och öring.

Trots att relativt god genetisk information finns tillgänglig för vissa arter implementeras denna kunskap inte alltid i förvaltningen. Exempelvis sker fortfarande ett havsfiske på blandbestånd (fisk härstammandes från olika älvar) av både havsöring och lax, trots att vi har god kunskap om påtaglig genetisk differentiering mellan älvar och att bestånd från vissa älvar är betydligt mer sårbara än andra. Vad gäller laxen finns dock ett beslut på att allt fiske i öppet hav ska fasas ut under år 2012. Vidare sker utsättningar av t.ex. öring med icke-älveget material, trots vetenskapen om stor genetisk skillnad mellan olika stammar.

Sammanfattningsvis kan konstateras att det finns ett behov av förbättrad kunskap om genetisk variation och mönster för de flesta av våra svenska marina arter. Rådande kunskap om genetiska mönster inom arter är långt ifrån tillräcklig för att ligga till grund för ett hållbart nyttjande och skydd av merparten vilda bestånd. För de arter där genetisk kunskap finns bör denna systematiseras och användas i förvaltningen. Slutligen bör det också påpekas att även om genetiska skillnader inte kan beläggas mellan exempelvis olika lekbestånd av fisk (d.v.s. fisk av samma art som leker vid olika tider eller på skilda lekplatser), kan dessa bestånd genom sitt beteende hållas åtskilda och utgöra en viktig grund för produktionen i havet. Avsaknad av genetisk differentiering betyder således inte att man vid förvaltning ska ignorera andra mer tillfälliga strukturer som kan vara viktiga ur ett ekologiskt perspektiv, även om de olika bestånden är en del av samma evolutionära enhet.

Punkter att överväga inför framtiden

- Sunda avelsstrategier och lokalt material bör användas vid odling och utplantering.
- Om fiske sker på blandbestånd bör man tillse att enskilda bestånd inte överbeskattas.
- Rådande genetisk kunskap bör systematiseras och beaktas för att kunna identifiera lämpliga skötselområden och förvaltningsstrategier.
- Övervakningsprogram bör övervägas för ett antal arter där genetisk kunskap redan finns och där ytterligare genetisk information samlas in kontinuerligt. Även arter där ingen genetisk kunskap existerar i dagsläget men där annan typ av regelbunden uppföljning sker är lämpliga för genetisk övervakning.

3. Belastning och påverkan

Indelningen av detta kapitel följer i stort sett havsmiljödirektivets Bilaga III Tabell 2 om Belastning och påverkan. Inkluderat är också tillståndsbeskrivningen för näringsämnen och syre, farliga ämnen och främmande arter som i direktivets bilaga finns med i både Tabell 1 och Tabell 2.

Kopplingen från belastning till aktivitet görs i tabell 4.20. Utifrån denna tabell görs kopplingen vidare till den ekonomiska analysen.

3.1. Fysisk förlust

3.1.1. Kvävning

Det kriterium enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevant för kvävning är 6.1. Svenska indikatorer är inte färdigutvecklade.

I HELCOMs underlag finns bland annat muddertippning och vindkraftverk utpekade som verksamheter som orsakar kvävning.

3.1.1.1. Aktuella förhållanden

Deponering av muddermassor

Deponering av muddermassor visas i figur 3.1. Kartan visar inte deponeringar i Skagerrak. Sverige rapporterar däremot mängd deponerat material i Skagerrak och Kattegatt varje år till OSPAR. Variationen mellan olika år kan vara stor. Längs Skagerrakkusten sker många små muddringar och deponeringar av muddermassor i samband med underhåll och byggande av bryggor och hamnar för fritidsbåtar. Överlag sker de flesta deponeringar som ett resultat av underhållsmuddringar av hamnar och farleder. Deponering av muddermassor prövas enligt miljöbalken och ska helst ske på en lämplig plats beroende på massornas sammansättning. Ofta eftersträvas att utföra den under så lämplig tid på året som möjligt för att minimera skadorna. Det är huvudsakligen mjukbottnar och deras växt- och djurliv som påverkas av verksamheten. Beroende på hur ofta massor deponeras i ett visst område så kan botten återkoloniserar efter en tid.

Vindkraftverk

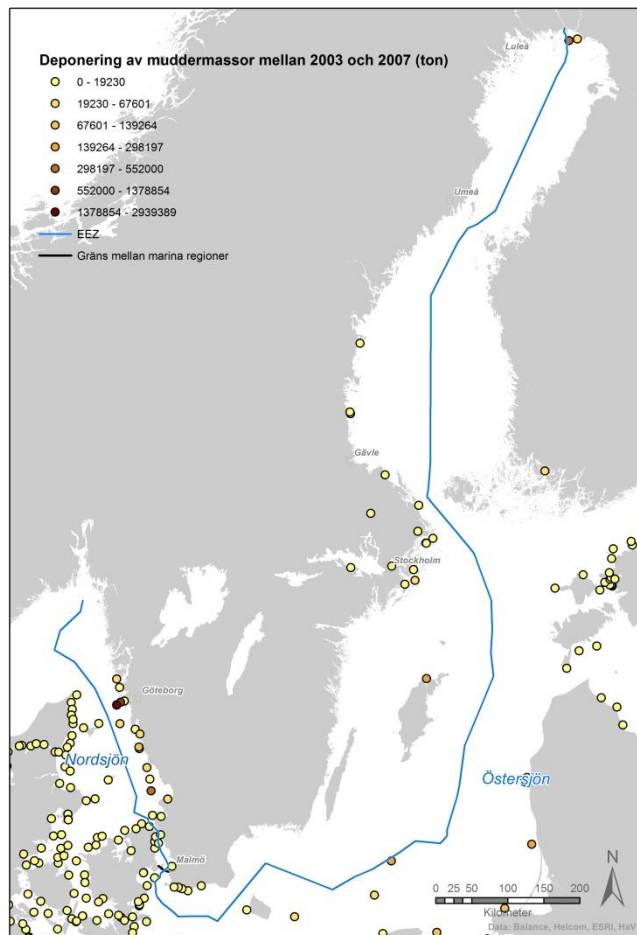
Vindkraftverk påverkar den marina miljön på flera sätt under anläggningsdrifts- och avvecklingsfas. Anläggningsfasen bedöms påverka mest med höga ljudnivåer och sedimentspridning. Under driftsfas är det huvudsakligen barriäreffekter och förändringar i den naturliga miljön som är problemet och i avvecklingsfas är det återigen ljudnivåer och sedimentspridning som ger problem. Detaljerade uppgifter om effekterna på olika livsmiljöer och arter finns i Naturvårdsverkets rapport 6488 (Bergström med flera 2012). En fortsatt etablering av havsbaserad vindkraft kan som nämns ovan att ha inverkan på miljökvalitetsmålen på bottenarna och därmed miljökvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård. Å andra sidan kan såväl

landbaserad som havsbaserad vindkraft bidra positivt till bland annat miljö kvalitetsmålen Begränsad klimatpåverkan, Bara naturlig försurning samt Ingen övergödning, vilket bidrar till en god havsmiljö.

Utmed den svenska kusten finns 65 havsbaserade vindkraftverk. Utanför Kårehamn på Öland förbereds uppförandet av 16 verk, se figur 3.2. Ytterligare drygt 200 vindkraftverk utmed Sveriges kust har kompletta tillstånd för etablering. Totalt är den planerade effekten för dessa verk 1 008,5 megawatt och den beräknade normalårsproduktionen är 4,66 terawattimmar.

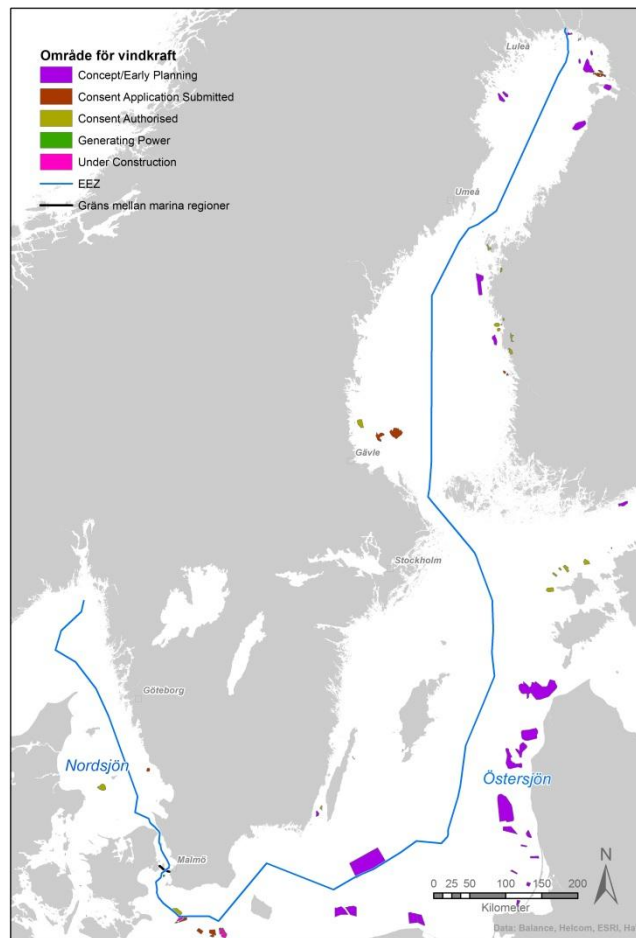
3.1.1.2. Bedömning

Kvävning orsakar störst problem i kustnära områden eftersom de huvudsakliga aktiviteterna som orsakar kvävning sker i dessa miljöer. Utbyggnad av havsbaserad vindkraft kan också bidra till kvävning i begränsade områden. Växt- och djurliv på olika typer av bottenar kan vara berörda beroende på lokalisering och aktivitet.



Figur 3.1. Kartan från HELCOM visar deponering av muddermassor under åren 2003 till 2007. Observera att de höga siffrorna utanför Göteborg beror på att farlederna in till Göteborgs hamn

fördjupades och flyttades under denna period. Observera att uppgifter vad gäller Skagerrak inte finns med i denna karta.



Figur 3.2. Kartan från HELCOM visar det aktuella läget för befintlig och planerad vindkraft under 2003-2007. Från www.helcom.fi.

3.1.1.3. *Bristanalys*

Det finns inte sammanställt underlag som omfattar alla de verksamheter som kan orsaka kvävning av bottnarna.

3.1.2. **Tillslutning**

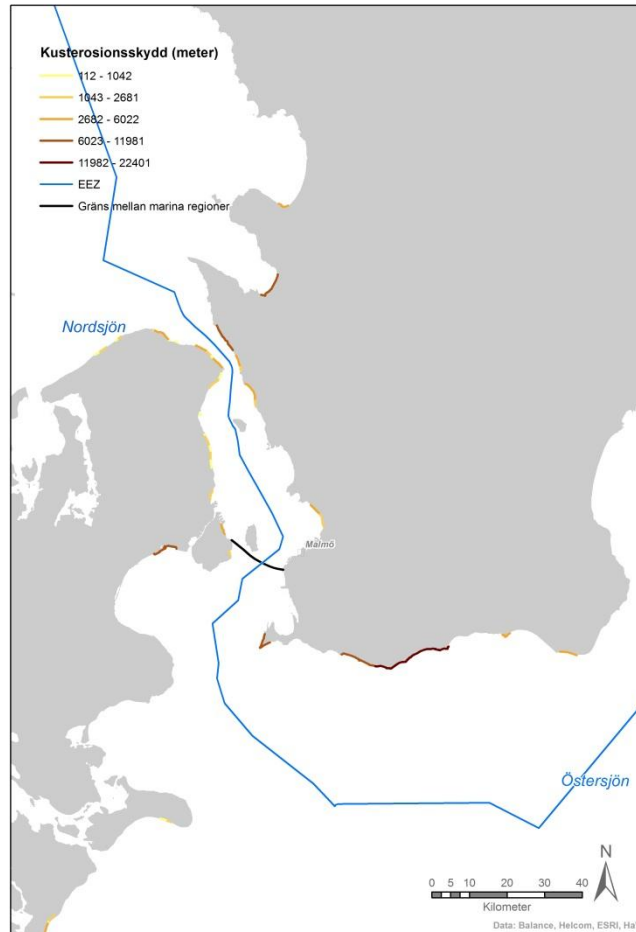
De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för tillslutning är 6.1 och 6.2. Svenska indikatorer är inte utvecklade.

Tillslutning har i HELCOMs underlag bl.a. definierats som hamnar och vågbrytare och likande som tillkommit för att skydda mot bl.a. översvämning och erosion.

3.1.2.1. Aktuella förhållanden

Kusterosionsskydd

Längre sammanhängande kusterosionsskydd förekommer i Sverige huvudsakligen i Skåne, närmare bestämt i Öresund och längs sydkusten men även i Skälderviken, se figur 3.3. Påverkan sker troligen framför allt i grunda områden och det kan till exempel vara ålgräsängar som drabbas.



Figur 3.3. Kartan från HELCOM visar var det finns längre sammanhängande kusterosionsskydd och liknande strukturer. Från www.helcom.fi.

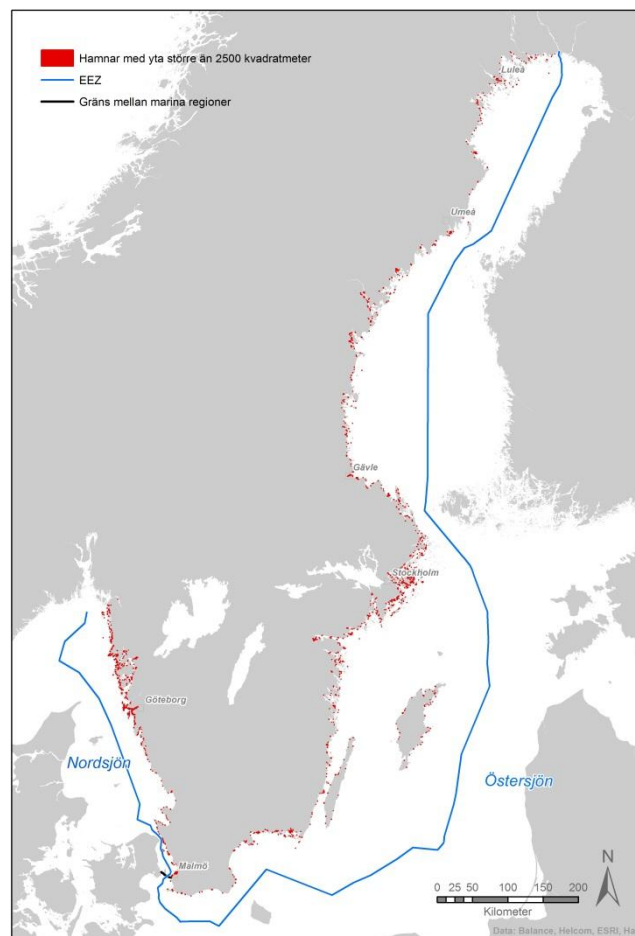
Hamnar och bryggor

Hamnar och bryggor har flera typer av påverkan och det är stor skillnad mellan stora och små hamnar och även mellan små hamnar och bryggor. Karta över hamnar och bryggor visas i figurerna 3.4 och 3.5. I vissa hamnar sker utfyllnader dels för att bygga pirar och vågbrytare men även för att öka landytan. Vanligt är också att det måste ske muddring för att fördjupa. Detta sker för anläggning av allt från stora hamnar till små bryggor. Dessutom görs återkommande underhållsmuddringar. Muddringen orsakar störningar på bottenarna och i vattenmassan dels genom att substrat tas bort och dels genom

att orsaka grumling och sedimentspridning. Det stora problemet med fritidsbåthamnar och bryggor är det stora antalet och att det uppkommer ett stort antal mindre störningar som sammantaget ger en större störning. Muddringar och annat byggande i vatten regleras av miljöbalken och är ofta förenat med villkor om lämplig tidpunkt att utföra verksamheten.

3.1.2.2. Bedömning

Det är troligt att det finns en betydande påverkan av olika ingrepp framför allt i kustvattnet. Det är såväl olika typer av bottnar, framför allt grunda, som vattenmassan som påverkas, men på olika sätt. Från fartygstrafik finns också en risk för utsläpp av farliga ämnen. Grunda kustområden är också fortsatt utsatta för ett högt exploateringsstryck, speciellt i tätbefolkade områden.

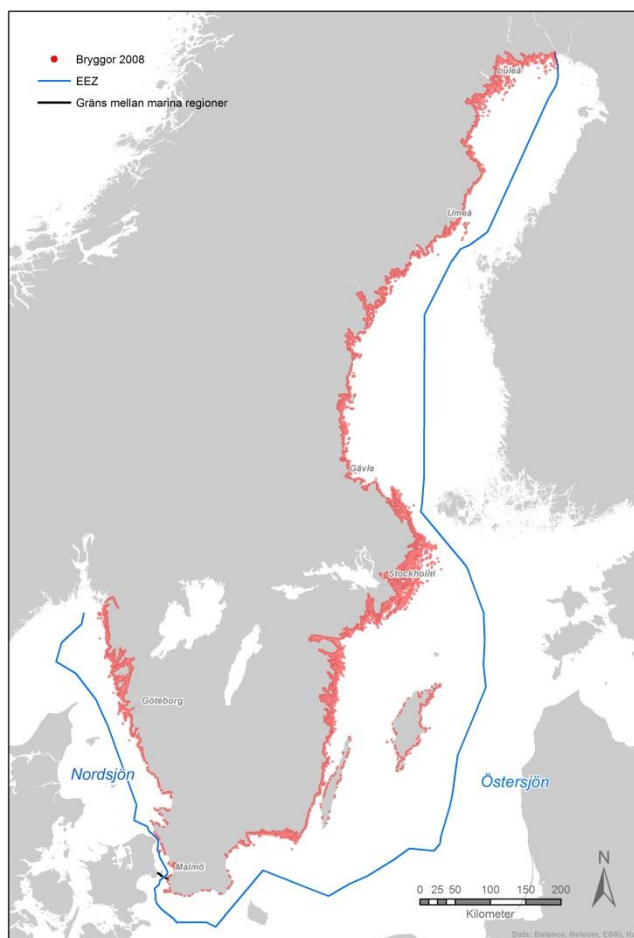


Figur 3.4. Kartan visar hamnar med yta större än 2 500 kvadratmeter vid inventering 2008. Underlaget finns på Miljödataportalen <http://gpt.vic-metria.nu/GeoPortal/> där man kan se detaljer.

3.1.2.3. Bristanalys

Det finns ett behov av att förbättra underlaget när det gäller de fysiska störningarna, inte minst i kustvattnet. Även konsekvenserna av olika typer av

ingrepp behöver belysas ytterligare. Detta bör samordnas med bedömningarna av hydromorfologiska förändringar inom vattenförvaltningen.



Figur 3.5. Kartan visar bryggor utmed svenska kusten vid inventering 2008. Underlaget finns på Miljödataportalen där man kan se detaljer.

3.2. Fysiska skador

I detta avsnitt beskrivs huvudsakligen den fysiska störning som uppkommer genom trålning.

3.2.1. Förändring i igenslamning

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta är 6.1 och 6.2. Svenska indikatorer är inte utvecklade.

Tillförsel av organiskt material från vattendragen visas i avsnitt 3.6 som mängden organiskt kol. Trenden visar en ökning i belastning till samtliga svenska havsområden.

3.2.2. Abrasion genom trålning

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för abrasion är 6.1 och 6.2 och då framför allt indikator 6.1.2. Svenska indikatorer för dessa är inte färdigutvecklade.

Abrasion har här begränsats till den störning av bottenarna som sker genom trålning då den bedöms vara den klart dominerande aktiviteten som orsakar abrasion. Även ankring av små och stora båtar och båttrafik kan orsaka abrasion.

Livsmiljöerna (habitatet) på bottenarna är känsliga för direkt fysisk påverkan från redskap som släpas över botten, exempelvis vid botten-trålning. Ett typiskt avstånd mellan trålborden ligger i svenskt fiske mellan 30 och 150 meter, beroende på vilken typ av fiske som bedrivs samt om enkel- eller dubbeltrål används.

Vad som avgör om störningar har långsiktigt negativa effekter är hur känsliga de påverkade organismerna och strukturerna är och med vilken frekvens störningarna återkommer. Effekter av fysisk störning av trålning är dock störst initialt, dvs. vid det första tråldraget eftersom de känsliga organismerna då dödas. En upprepad trålning skadar huvudsakligen mer toleranta bottenorganismer. Särskilt känsliga är sådana organismer som själva bygger upp eller modifierar sin livsmiljö under lång tid, till exempel korallrev. Om sådana livsmiljöer förstörs kommer de kanske tillbaka, men det kan ta mycket lång tid innan deras struktur och funktion är återställda. Botten-trålning kan ha följande påverkan på bottenhabitat och bottenorganismer:

- Dödlighet av känsliga arter, särskilt större arter som sjöpennor och andra djur som lever på ytan av sedimentet, och påverkan på produktionen av bottendjur.
- Förstörelse av tredimensionella strukturer som till exempel korallrev, svampdjurssamhällen, hålor och gångsystem.
- Förändring av sedimentstruktur.
- Förändring i topografi och sedimentstruktur genom bildning av fåror huvudsakligen från trålborden men också av underdelen av trålen.
- Resuspension av sediment som orsakar igensättning av filtrerapparater och gälar hos bottenorganismer.
- Förändrat utbyte av ämnen, som närsalter och föroreningar, mellan bottensediment och vatten till följd av resuspension av sedimentet och störning av de biogeokemiska kretsloppen.

3.2.2.1. Aktuella förhållanden

Generella utbredningsmönster

Den europeiska gemenskapens fiskeriförvaltning bygger på indelning av fiskerier i så kallade kvotområden, vilka i huvudsak avgränsar olika fiskbestånd. Dessa områden delas av medlemsstaterna och i vissa fall även

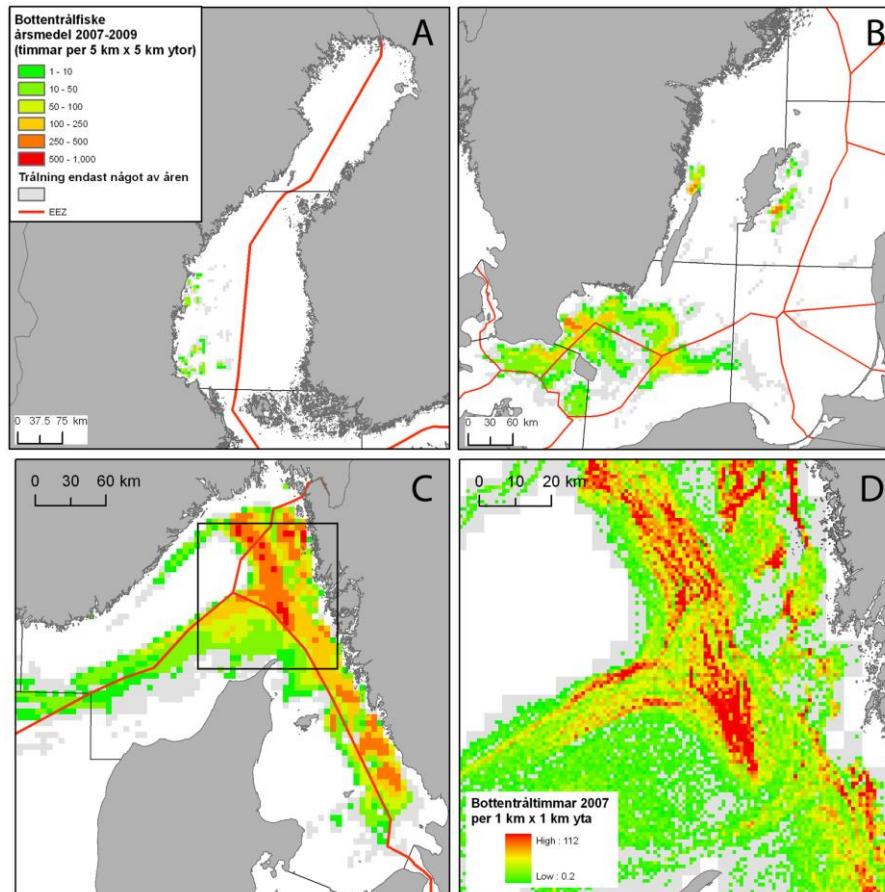
länder utanför EU. Kvotområden sammanfaller mycket sällan med nationsgränser såsom uppdelningen av havsområden i ekonomiska zoner och territorialvattenområden.

För perioden 2007-2009 finns VMS-data (Vessel Monitoring System) för cirka 70 procent av det svenska antalet bottentråltimmar i Östersjön, medan täckningen är något mindre, cirka 60 procent, för Nordsjön (Skagerrak och Kattegatt: figur 3.6). I detta fall har ett enkelt ansträngningsmått använts, antalet tråltimmar per ytenhet. Att täckningen inte är fullständig förklaras av att en stor del av fisket bedrivs med båtar som är mindre än 15 meter.

Satellitpositioner för respektive fartyg har filtrerats till hastigheter mellan noll och 3,6 knop, vilket kan anses utgöra en fiskeaktivitet, och alla positioner inom tre sjömil från registrerade svenska fiskehamnar har tagits bort. För varje år summeras alla positioner inom ett 5x5 kilometers rutnät.

Bottentrålning i Bottniska viken (huvudsaklig målart sill), det vill säga Bottenhavet och Bottenviken, sker i anslutning till svenska kusten i närheten av Gävle och norrut (figur 3.6a). I kartan saknas dock siklöjefisket längst upp i Bottenviken, som bedrivs med mindre fartyg, vilket illustrerar nuvarande begränsningar av VMS-analyser. I Egenliga Östersjön sker ett relativt intensivt bottentrålfiske efter sill och skarpsill i mindre områden strax norr om Öland och öster om Gotland. Det huvudsakliga bottentrålfisket, riktat mot torsk, är dock lokaliserat söder om Skånes och Blekinges kuster, längs djupkanterna runt Arkona-bassängen och Bornholmsdjupet. Utbredningen begränsas delvis av de syrefattiga djupområdena. Ett intensivt trålfiske sker också i gränsområdet mellan svensk, dansk och polsk ekonomisk zon i de centrala delarna av södra Östersjön (figur 3.6b).

Bottentrålfisket är mer intensivt i Västerhavet jämfört med Östersjön, både avseende intensitet och utbredning. Figur 3.6c visar förekomst av bottentrålfiske i nästan hela den svenska ekonomiska zonen, undantaget kustnära områden innanför trålgränsen och ett fiskefritt skyddsområde i södra Kattegatt. I Kattegatt sker det mest intensiva trålfisket (målart havskräfta) på mjukbottenområden. Bottentrålfiske i Skagerrak, som är det klart mest intensiva, är också det mest varierande i termer av fiskerier. Det finns ett fiske på relativt grunda mjukbottenar efter havskräfta, ett blandfiske längs djupkanterna och i Djupa rännan samt ett räkfiske, kombinerat med exempelvis fiske efter rödtunga, i djupare delar av östra Skagerrak. Genom att minska rutnätets storlek i kartframställningen fångas en del av den finskaliga rumsliga variationen upp. I figur 3.6d ges ett exempel från Skagerrak, där 2007 års tråltimmar summerats i ett rutnät med sidan 1 kilometer.



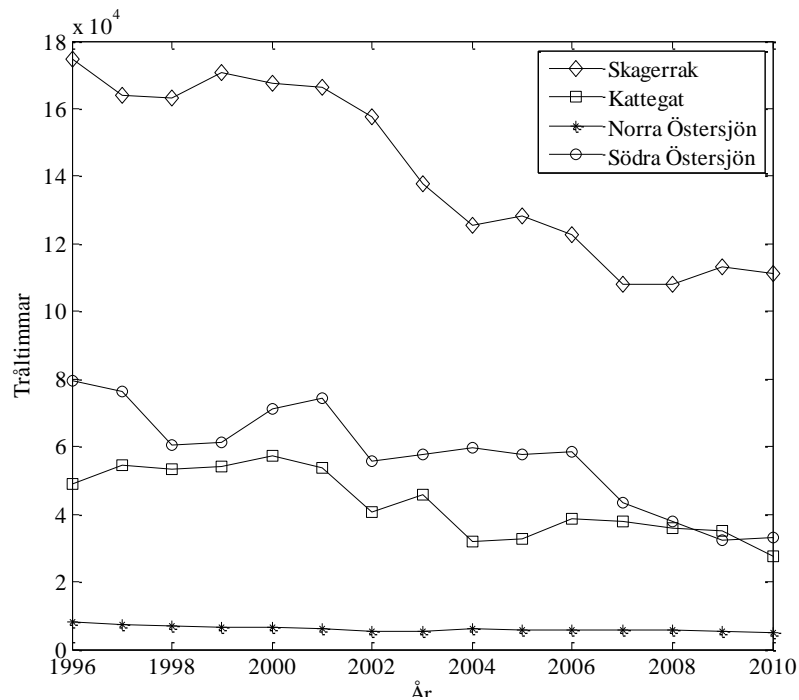
Figur 3.6. Antalet tråltimmar per ytenhet (5 km x 5 km), beräknat som årsmedelvärde (2007-2009) för bottentrålfiske utfört av svenska båtar över 15 m utrustade med VMS i; a) Norra Östersjön; b) Södra Östersjön, c) Skagerrak och Kattegatt. Grå rutor indikerar att tråling saknas i området under något av åren. d) Antalet tråltimmar i östra Skagerrak under 2007 beräknat per 1 km x 1 km ytenheter.

Trender

För att ge en översiktlig bild av trenderna i bottentrålfisket har det totala antalet bottentråltimmar i fiskeloggboken mellan 1996 och 2010 summerats i Skagerrak, Kattegatt samt i södra och norra Östersjön (figur 3.7). Med avseende på antal tråltimmar minskar bottentråling i det svenska fisket generellt, undantaget norra Östersjön (Bottniska viken), som ligger stabilt under 10 000 tråltimmar per år. Under samma period har antalet tråltimmar i södra Östersjön mer än halverats, från 80 000 timmar till 40 000 timmar. Den totala fiskeansträngningen i bottentrålfisket efter torsk i Östersjön visar att fisket har mer än halverats under perioden 2005-2010.

Kattegatt och Skagerrak visar också ett minskat bottentrålfiske. Minskningen beror på en kombination av minskande fiskeresurser och förvaltningsåtgärder för att minska överkapaciteten i olika fiskerier. Även om kompensation görs för att fiskefartygen successivt utrustas med starkare motorer (genom att utgå från produkten av motoreffekt och tråltid (kW*dagar)), så sker en minskning under perioden. Exempelvis har den totala bottentrålansträngningen i Kattegatt halverats under perioden 2000-2010.

I ett kortsiktigt perspektiv kan det, mot bakgrund av nationella och internationella ambitioner att minska överkapaciteten i fiskeflottan, inte förväntas att antalet tråltimmar kommer att öka i omfattning. Det är dock möjligt att påverkan på bottenarna omfördelas genom förvaltningsåtgärder och att fiskbestånden ändrar utbredning, till exempel som följd av klimatförändringar eller att bestånden expanderar alternativt kontraherar beroende på populationsstorlek och dynamik.



Figur 3.7. Totala antalet bottentråltimmar i fiskeloggboken 1996 – 2010, uppdelat på Skagerrak, Kattegatt samt norra (Bottniska viken) och södra Östersjön (Egentliga Östersjön).

3.2.2.2. Aktuell övervakning och datainsamling

Information om det svenska bottentrålfiskets rumsliga utbredning och omfattning finns idag i den obligatoriska fiskeloggboken och genom satellitövervakning av fiskefartyg, så kallad VMS-data. I loggboken anger fiskaren sättposition, tråltid och vilket redskap som använts för varje enskilt tråldrag. Uppgifter om trålens storlek och utformningen av svep och underställ saknas dock. Fiskeloggboken finns tillgänglig från 1995.

Satellitövervakningen kompletterar loggboken, då positions- och fartangivelserna är oberoende av uppgiftslämnaren. Systemen är dock endast delvis överlappande, då bara fartyg över 15 meter är utrustade med VMS. Från 2012 sänks denna gräns till 12 meter. För svenska fartyg inom EU:s fiskevatten och utländska fiskefartyg i svensk ekonomisk zon gäller att positionsangivelser sänds med en tidsintervall på en timme. Minimikravet inom EU är ett sändningsintervall på högst 2 timmar. Data från VMS-övervakning av fiskefartyg vars längd överstiger 15 meter finns tillgängligt från år 2005. För perioden 2003 till 2005 finns dessutom data för båtar över 24 meter. Systemet

med VMS gör det möjligt att återskapa en fartygsrutt med relativt stor precision, men det finns idag ingen information i satellitsändningen som anger om ett fiskefartyg trålar eller bara förflyttar sig. Istället används olika, mer eller mindre avancerade, algoritmer för att skilja mellan fiskeaktivitet och icke fiske, givet hastighet, position och eventuellt kurs.

För svenskt fiske kan både loggbokens sättposition och VMS användas för att beskriva den rumsliga utbredningen av exempelvis trålfisket. Inom den europeiska fiskeriförvaltningens datainsamling inkluderas fiskemönster baserat på VMS som ett sätt att mäta påverkan från trålfiske. Ett antal indikatorer för påverkan har föreslagits, såsom total trålad yta, icke trålad yta och trålfiskets rumsliga fördelning. Dessa indikatorer är relativt vagt formulerade och arbete pågår inom EU och inom Internationella Havsforskningsrådet (ICES) att standardisera data och beräkningsmetoder för dessa indikatorer.

I denna beskrivning innebär detta att analysen av aktuella grundläggande förhållanden gäller allt svenskt fiske i Östersjön, Skagerrak och Kattegatt oberoende av ekonomisk zon, och att internationellt fiske i svensk ekonomisk zon bedöms i förhållande till den svenska ansträngningen i respektive område.

3.2.2.3. Bedömning

Abrasion genom trålning orsakar sannolikt skador på olika typer av djupa bottenar. Detta sker till exempel genom att känsliga och långlivade arter slås ut. Detta kan innebära en förskjutning mot färre och mera toleranta arter. Problemen kring effekterna av trålning beskrivs också och lyfts fram i både OSPARs och HELCOMs bedömningar (OSPAR 2010a och HELCOM 2010a).

3.2.2.4. Bristanalys

För att kunna göra en framtida bedömning av den totala utbredningen och intensiteten av bottentrålfiske (och eventuellt andra bottenpåverkande fiskeredskap) i svenskt vatten krävs en samordnad analys av data från satellitövervakade fartyg från alla nationer som fiskar i svensk ekonomisk zon. Det finns idag redan ett antal indikatorer som beskriver fiskets utbredning i EU:s datainsamlingsprogram för fiskeriförvaltningen. Hittills har analysen delvis försvårats av vissa sekretessfrågor och tillgängligheten till delar av data. Dock pågår ett arbete inom det internationella havsforskningsrådet (ICES) där en arbetsgrupp (SGVMS) studerar förutsättningarna för gemensamma analyser och datatillträde. Det framtida arbetet bör organiseras så att en heltäckande analys genomförs för ett helt havsområde, exempelvis Östersjön. Resultatet kan då delas mellan berörda stater.

I dagsläget täcks endast en del av fiskeflottan med satellitövervaknings-systemet. Under 2012 kommer täckningsgraden öka då även fartyg mellan 12 och 15 meter utrustas med VMS. Mindre fartyg kan också bottentråla och dessa fartyg befinner sig oftare närmare kusten och även inom kustnära marina skyddsområden. Ett system där alla fartyg som bottentrålar, oberoende av

storlek, utrustas med VMS skulle ge ett bättre underlag för bedömningen av bottenpåverkan i kustnära områden.

Idag saknas uppgifter kring redskapens storlek i loggboken. Avståndet mellan trålborden är en uppgift som väsentligen förbättrar precisionen i skattningen av den påverkade ytan.

I dag används en sändningsfrekvens om en positionsangivelse per timme. Studier har visat att analysen och beskrivningen av en trålfiskerutt kräver tätare positionsangivelser, ungefär en position var 15:e minut. I samband med fiske inom eller i närheten av marina skyddsområden på svenskt vatten räcker heller inte den nuvarande sändningsfrekvensen för att ge en detaljerad bild av fisket.

Bottentrålning och liknande verksamhet kan beskrivas som en påverkansfaktor i den terminologi som används inom havsmiljöförordningen. Förutom de nämnda begränsningarna (storlek på fartyg, variationer i trålutrustning, sändningsfrekvens och data från andra länder) är omfattningen av bottentrålning som påverkansfaktor mycket väl dokumenterad genom VMS signalen i både tid och rum. För att definiera vad som utgör god miljöstatus måste dock den rumsliga utbredningen av trålfisket kopplas till vilka typer av bottnar (livsmiljöer) som trålas, samt effekterna av trålningen för de olika livsmiljöerna dokumenteras. Det finns också ett forskningsbehov om hur man skall kunna koppla VMS signalen till de negativa effekterna av bottentrålning på respektive habitat.

3.2.3. Selektiv utvinning av icke levande resurser

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för selektiv utvinning av icke-levande resurser är 6.1 och 6.2. Svenska indikatorer för dessa är inte utvecklade.

Det finns i Sverige idag inte någon storskalig utvinning av icke-levande resurser såsom sand etcetera, varför bedömning inte är relevant. I samband med muddringar kan material tas upp på land för att användas men syftet med muddringen är då inte utvinning av resursen. SGU har kartlagt tänkbara resurser som skulle kunna användas i framtiden.

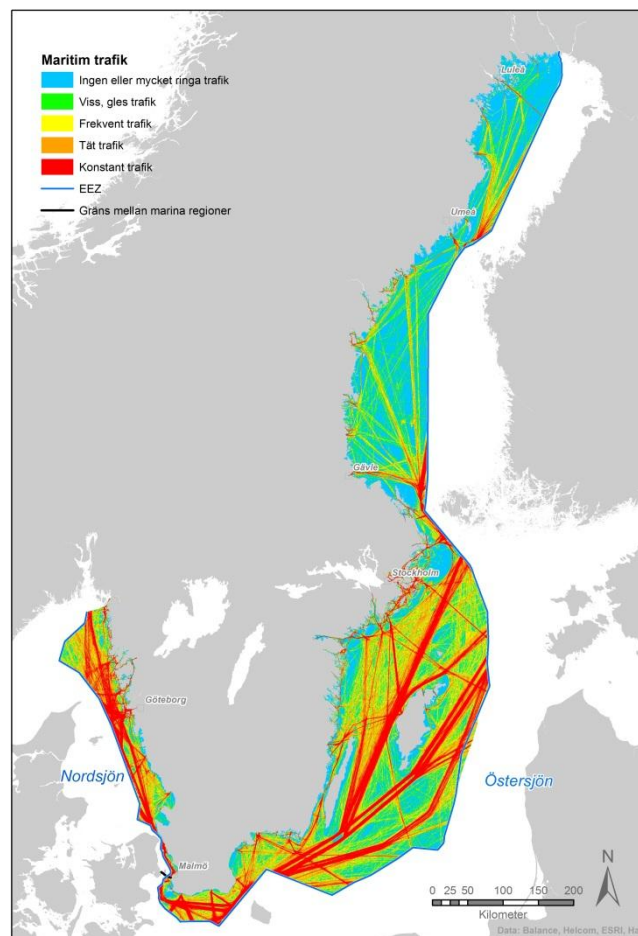
3.3. Övrig fysisk störning

3.3.1. Undervattensbuller

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för selektiv utvinning av icke-levande resurser är 11.1 och 11.2. Svenska indikatorer för dessa är inte utvecklade.

3.3.1.1. Aktuella förhållanden

Undervattensbuller är den belastning som man vet minst om idag både när det gäller förekomst av ljud av olika frekvenser och när det gäller vilka effekter det har i miljön. Undervattensljud antas påverka marina däggdjur och fisk. Sjöfart anses vara den största källan till undervattensbuller. Även fiske, militär aktivitet, seismiska undersökningar, konstruktionsarbeten och vindkraftverk i drift kan bidra till störningar. Figur 3.8 visar intensiteten i sjöfarten, som kan påvisa var störningar kan antas.



Figur 3.8. Kartan visar det generella rörelsemönstret för all båttrafik på svenskt vatten baserat på AIS-transponderdata insamlad av Sjöfartsverket. Materialet finns tillgängligt på Miljödataportalen.

3.3.1.2. Bedömning

Ingen bedömning görs av påverkan från undervattensbuller.

3.3.1.3. Miljöövervakning

Det finns idag ingen löpande övervakning av undervattensbuller.

3.3.1.4. Bristanalys

Det finns ett stort behov av utveckling av både metodik för övervakning och övervakning och Sverige deltar i detta arbete inom EU inom gruppen TSG Noise. Sverige leder också genom FOI ett EU-Life projekt som syftar till att öka kunskapen på området.

3.3.2. Marint avfall

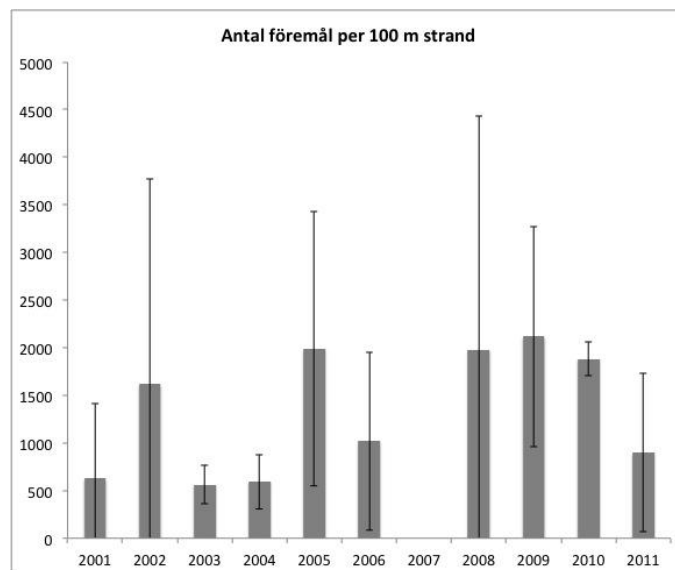
De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för marint avfall är 10.1 och 10.2. Svenska indikatorer är utvecklade för 10.1.

3.3.2.1. Aktuella förhållanden

Mängd avfall på stränder

Förekomst av avfall på stränder har kvantifierats enligt OSPARs protokoll på sex s.k. referensstränder i Bohuslän sedan 2001. Provtagningen har genomförts av Västkuststiftelsen. Samtliga stränder ska egentligen provtas fyra gånger per år, men det har inte lyckats i Sverige av flera skäl. Bland annat har det under flera år inte kunnat göras någon provtagning på vintern p.g.a. isläggning eller av säkerhetsskäl. Data från svenska provtagningar samlas in av Länsstyrelsen i Västra Götalands län, och rapporteras bland annat till OSPARs databas för marint skräp. Material från perioden 2001-2011 finns tillgängligt, sammanlagt 118 provtagningar.

Antalet föremål per 100 meter på de sex referensstränderna var $1\,190 \pm 260$, vilket är väsentligt högre än genomsnittet på 712 föremål per 100 meter strand inom OSPAR (OSPAR 2010b). Man bör då hålla i åtanke att detta antal inte är justerat för eventuella skillnader i frekvensen av städningar.



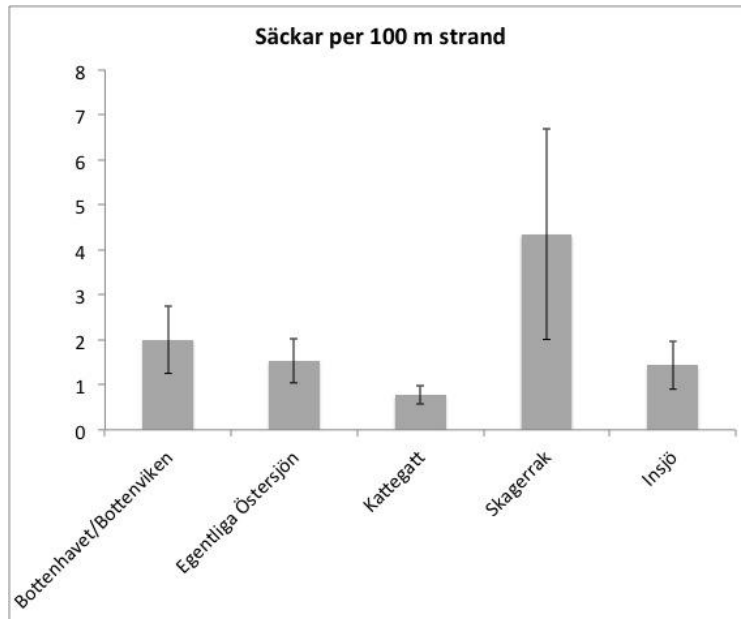
Figur 3.9. Medelantalet föremål per 100 meter strand ($\pm 95\%$ konfidensintervall) på svenska referensstränder. Antalet stränder per datapunkt varierar mellan 3 och 6 stränder.

En analys av data i figur 3.9 visar att medelantalet föremål på stränder ökade fram till 2007, men att det därefter minskat något eller stabiliseras på relativt höga nivåer. Stor del av det skräp som återfinns på referensstränder är ilandflutet och sköljs iland med havsströmmarna. Minskade mängder skräp på dessa stränder innebär inte per automatik att skräpet i havet minskat, det kan lika väl bero på väderförhållandena eftersom kalla vintrar med isläggning innebär att mindre mängder spolats iland.

En sammanställning av HELCOM (2007) visar att det fanns stora lokala variationer i Östersjön. Sverige är inte med i sammanställningen men den kan ändå vara av intresse då den visar att det på vissa platser återfanns så höga värden som mellan 700 och 1200 föremål per 100 m strand, vilket kan jämföras med stränderna i norra Nordsjön. Vanligtvis varierade dock medelvärdet mellan 6 och 16 föremål per 100 m strand. Utfallet beror till stor del på vad det är för typ av strand och var den är belägen (t.ex. offentliga badstränder, närhet till flodmynningar och sjötransportleder). Dessutom baseras sammanställningen på mätningar gjorda utifrån olika typer av metoder och gjorda av olika utförare såsom skolor och ideella organisationer vilket gör att det är svårt att dra några slutsatser.

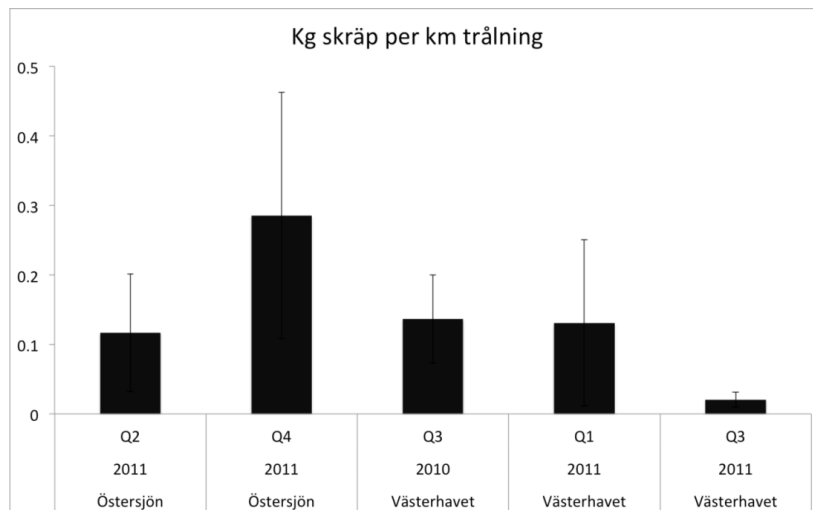
Organisationen Städa Sverige genomförde under 2010 och 2011 städningar av stränder i stora delar av Sverige, både längs kusterna och längs insjöstränder. Städningen gjordes av lokala idrottsorganisationer. På vissa stränder räknades antalet föremål i olika typer av avfallskategorier, men på de flesta räknades antalet insamlade säckar (indelade i brännbart avfall, icke brännbart avfall, och pant-föremål). För insamlingarna 2010 finns inte data på hur lång strandsträcka som städades, men sådana data finns för en del stränder under 2011 års insamling, så de kan användas för att få ett grepp om ungefärliga mängder på olika delar av kusten. Figur 3.10 visar att skillnaderna mellan olika kuststräckor var små, förutom för Skagerrak som hade signifikant mer skräp än övriga kuststräckor. Dessa data skall förstås tolkas med försiktighet, eftersom det knappast är något slumpmässigt urval av stränder (offentliga badstränder dominerar) och städningen gjordes av olika personer på olika stränder. Data kan ändå vara intressanta eftersom de antyder att skräp kan vara en väsentlig fråga också i Östersjön. Intressant är att jämföra med insjöstränder, som har mängder som ligger mellan västkuststränderna och Östkuststränderna. Insjöstränderna har förstås inte något avfall som kommer från andra länder, utan bara sådant som genereras lokalt/regionalt (några Vänerstränder är med). Detta antyder att för badstränder av den typ som är med i dessa insamlingar så är lokala källor förmodligen viktigast, annars skulle man kunna förväntat sig betydligt mindre mängder skräp på insjöstränderna.

Inom ramen för provtrålningar för att kunna skatta fiskbestånd (IBTS-programmet i Skagerrak-Kattegatt, och BITS-programmet i Östersjön) har man sedan 2010 (för IBTS) och 2011 (för BITS) börjat notera skräpmängder.



Figur 3.10. Medelantalet säckar per 100 meter strand ($\pm 95\%$ konfidensintervall) på stränder städade av organisationen städa Sverige under 2011. Antalet stränder per kuststräcka varierar mellan 68 stycken (Egentliga Östersjön) och 12 stycken (Skagerrak).

Trålningarna görs med demersala trålar, vilket innebär att det avfall som man får i trålen antingen ligger på botten eller finns i vattnet omedelbart (inom någon eller några meter) ovanför botten. Denna undersökning kan tolkas som representativ för avfall på havsbotten.



Figur 3.11. Mängd avfall (som kg skräp per km trålning) i provtrålningar i Östersjön andra och fjärde kvartalet 2011 och i Västerhavet (Skagerrak-Kattegatt) tredje kvartalet 2010 och första och tredje kvartalet 2011. Staplarna visar medelvärde $\pm 95\%$ konfidensintervall. Antalet replikat per tidsperiod varierar mellan 16 och 57 tråldrag.

Avfallet som ingår i analysen i figur 3.11 består främst av plast, papper, glas och metall. För Västerhavet är medelvärdet under denna period 0,098kg/km och för Östersjön 0,20 kg/km. Det är inte någon signifikant skillnad mellan skräpmängderna i Östersjön och Västerhavet, vilket antyder att avfallsfrågan kan var lika viktig i Östersjön som i Nordsjön, trots den skillnad i fokus på avfallsfrågor som hittills funnits mellan OSPAR- respektive HELCOM-områdena. Upplysningsvis kan nämnas att inom det svenska Fishing for litter-projektet fick 38 fiskebåtar (både garn- och trålbåtar) under september 2011 till juni 2012 upp totalt 6 ton skräp som fastnade i deras redskap.

Gällande avfallsmängder i den fria vattenmassan finns endast data för mikroskopiska avfallspartiklar att tillgå.

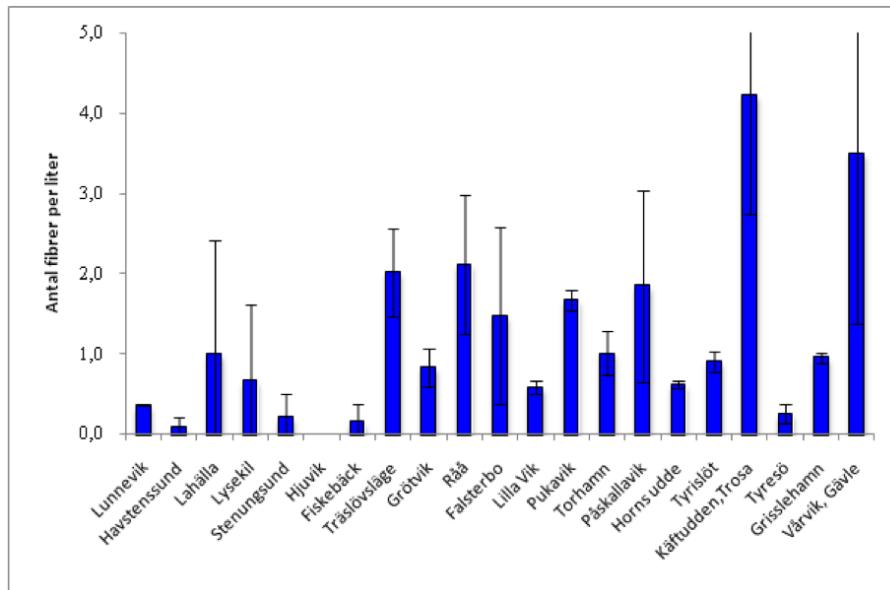
Mikroskopiska partiklar

Studier av förekomsten av mikroskopiska avfallspartiklar är begränsade men ett antal har genomförts på uppdrag av Naturvårdsverket (N-research 2011). I rapporten "Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning." (N-research 2011) visas resultat från provtagningar av vatten på 0,5 meters djup på 21 kustnära lokaler (figur 3.12).



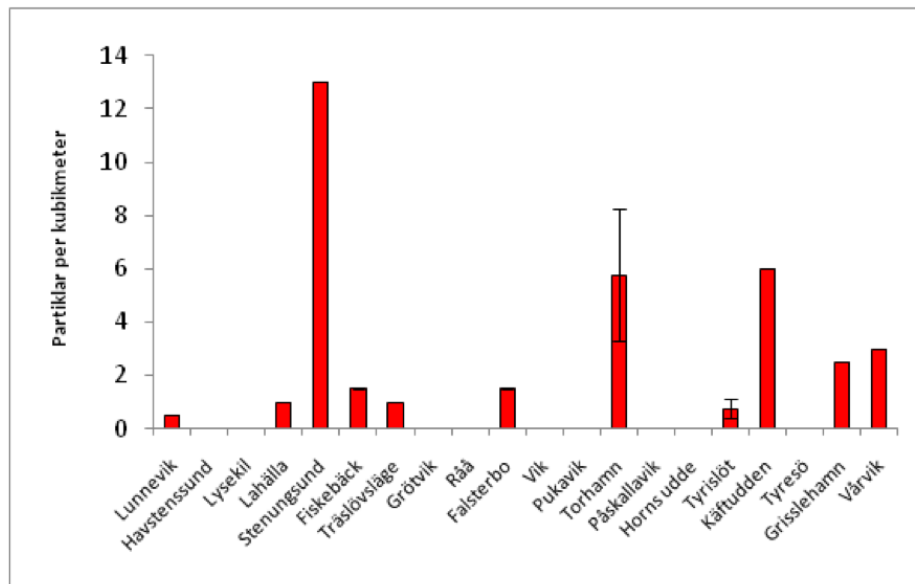
Figur 3.12. Karta över provtagningslokalerna. Prover har tagits från land på 0,5 m djup. Bilden tagen från rapporten "Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning." (N-research 2011).

Undersökningen baseras på en provtagningsperiod, maj 2011. Generellt sett var mängden fibrer och partiklar i de två storleksfraktioner som man undersökte (större än 300 mikrometer respektive större än 10 mikrometer) lägst i stationer i Skagerrak, och högre i Kattegatt och Östersjön. Figur 3.13 ger ett exempel på detta.



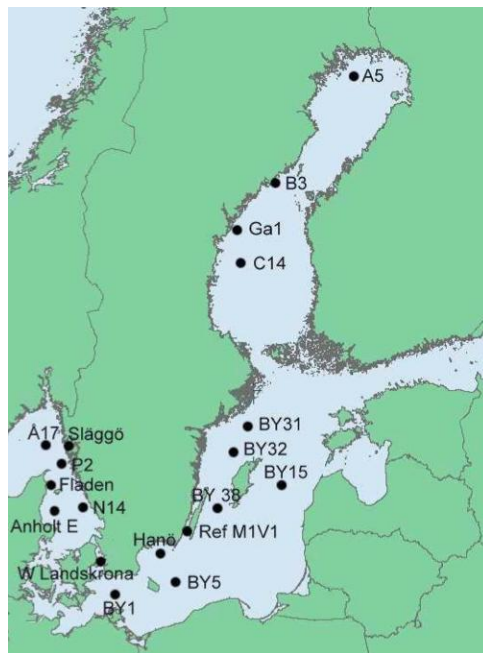
Figur 3.13. Koncentrationen antropogena fibrer större än eller lika med 10 mikrometer, både syntetiska och naturliga polymerer, per liter havsvatten. Vid varje lokal filterades mellan 1 och 11,6 L. (n=2). Bilden tagen från rapporten "Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning." (N-research 2011).

Den fraktion som visade ett annorlunda mönster var partiklar större än 300 mikrometer, där de absolut högsta halterna uppmättes utanför Stenungsund (figur 3.14).



Figur 3.14. Koncentrationen av antropogena partiklar (ej fibrer) större än eller lika med 300 mikrometer per kubikmeter havsvatten. Från varje lokal filterades 2-4 m³ vatten. Bilden tagen från rapporten "Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning." (N-research 2011).

Förekomsten av partiklar av förmodat mänskligt ursprung i fria vattenmassan har också mätts, både i Östersjön och i Skagerrak. Metoderna har utvecklats med tiden. I en studie från 2009 (se Norén med flera 2009) mätte man förekomsten av partiklar som fångades av en finmaskig planktonhäv (20 mikrometer) på 19 stationer från Västerhavet och Östersjön (figur 3.15). Proverna togs dels av SMHI dels av Umeå marina forskningscentrum i samband med planktonprovtagningar. Provtagningarna gjordes med delvis olika metoder i olika havsområden och det kan ha bidragit till olika resultat i olika havsområden.



Figur 3.15. Provtagningspunkter för mätning av partikelhalter i fria vattenmassan. De 4 nordligaste provpunkterna i Bottenhavet/Bottenviken togs av UMF, övriga av SMHI. Bilden tagen från rapporten " Mikroskopiska antropogena partiklar i svenska hav" (Norén med flera 2009)

Totalt uppmätte man mellan 300 och 1300 fibrer per kubikmeter i prover från Västerhavet och Egentliga Östersjön, och mellan 5000 och 15000 fibrer per kubikmeter i prover från Bottenhavet/Bottenviken. För partiklar var halterna 100-7000 , respektive 2000–104000 partiklar per kubikmeter för de två havsområdena. I en senare studie i Skagerrak hade man utvecklat provtagningsmetoden och pumpade in vatten med slang genom ett filter. Halterna av partiklar och fibrer i öppna Skagerrak var väsentligt lägre än i tidigare undersökningar (ca 600 fibrer/partiklar per kubikmeter). Liksom i tidigare undersökningar fann man en hög halt av svarta partiklar som man menar förmodligen kommer från förbränning och vägtrafik.

2011 gjordes en undersökning av halterna av antropogena mikroskopiska partiklar i marina sediment i Gullmarsn (Johansson 2011). Tre av stationerna ligger grunt, på ca en meters djup, medan tre stationer låg på 38-118 meters djup, dvs. under salthaltssprångskiktet. Medelantalet partiklar per 100

milliliter i de översta fem centimetrarna varierade mellan ca 10 och 104 stycken (tabell 3.1). Kontrollprov som tog på 50 centimeters djup på en lokal visade på halter på ca åtta partiklar per 100 milliliter sediment. Detta kontrollprov uppskattas ha sedimenterat för ca 70-80 år sedan.

Tabell 3.1. Medelantal och standardavvikelsen av fibrer och partiklar per 100 ml sediment. Tabell tagen från Johansson (2011).

Antal partiklar i sediment		
Station	Snitt antal partiklar/100 ml sediment	Standardavvikelse
Gullmarsfjorden 60 m	10,8	3,4
Blåbergsholmen 38 m	24,2	6,9
Alsäck 118 m	9,6	5,9
Bökevik 1 m	104,4	62,7
Pinnevik 1m	28,4	9,2
Blåbergsholmen vik 1 m	18,2	6,0
Kontrollsediment	7,8	2,9

Avfall som konsumerats av marina djur

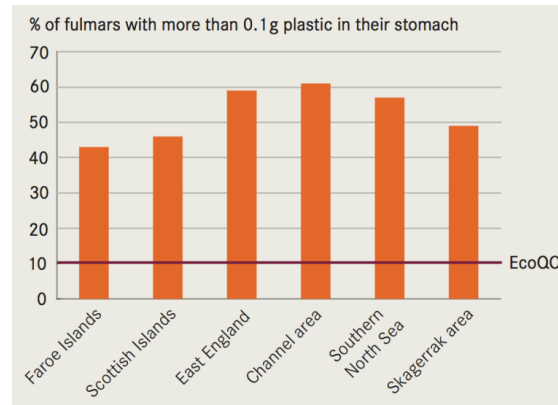
Inom OSPAR finns en föreslagen indikator för mängden avfall som förtärs av marina djur, nämligen förekomsten av skräp i magen på strandade (döda) stormfåglar. Sverige har i begränsad omfattning deltagit med att samla in data till detta program, genom att man under perioden 2003-2007 sände sex stycken strandade fåglar från främst Sotenäs kommun till Nederländerna där maganalysen gjordes (Franeker med flera 2011).

Av dessa sex fåglar hade fem fåglar plast i magen, i genomsnitt 0,63 gram per fågel. Totalt sett är värdena över antalet fåglar med mer än 0,6 g skräp i magen (OSPAR EcoQR) i Skagerrak (där de allra flesta fåglarna samlats in av Danmark och Norge) jämförbara med värden från andra områden i Nordsjön (figur 3.16). Från Östersjön finns inga motsvarande data eftersom stormfåglar i stort sett inte förekommer där. I övrigt finns mycket få uppgifter om effekten av avfall på marina djur.

I undersökningen från Gullmarn undersöktes också om det fanns partiklar och fibrer i fekalier från sex olika arter av sedimentlevande organismer. I fem av dessa arter återfanns både partiklar och fibrer (tabell 3.2).

3.3.2.2. *Bedömning*

Skräp på stränder påverkar framför allt längs Skagerrakkusten utseendet på stränderna varför kommunerna tvingas lägga resurser på städning för att hålla stränderna attraktiva för turister. Avfall på stränderna, liksom i vattnet kan också påverka växter och djur, men i vilken omfattning saknas underlag och indikatorer för att bedöma.



Figur 3.16. Proportion av strandade Stormfåglar med mer än 0.1 g plast i magen (OSPAR EcoQR). Figuren tagen från kapitel 9 i OSPAR Quality status report 2010.

Tabell 3.2. Tabell över organismerna som ingick i fekalieundersökningen tillsammans med antal organismer, antal fibrer funna i fekalerna och antalet fibrer i genomsnitt per organism. Volymen fekalier uppskattades utifrån ögonmått.

Lokal	Organism	Antal organismer	Antal fibrer	Fibrer/organism	Fibrer/ml fekalie	Vol. fekalier
Blåbergs-holmen	<i>Brissopsis lyrifera</i>	4	0	0	0	15 ml
	<i>Amphiura filiformis</i>	30	102	3,4	34	3 ml
	<i>Amphiura chijaei</i>	10	16	1,6	16	1 ml
Alsbäck	<i>Brissopsis lyrifera</i>	2	1	0,5	0,1	10 ml
	<i>Scalibregma inflatum</i>	23	11	0,5	7,3	1,5 ml
	<i>Terebellides stroemi</i>	7	2	0,3	1	2 ml
	<i>Melinna cristata</i>	9	2	0,2	2	1 ml

3.3.2.3. Miljöövervakning

I Sverige sker ännu ingen nationell övervakning av dessa indikatorer förutom i Skagerrak där övervakning av referensstränder sker enligt OSPARs metodik. Däremot sker eller har skett regional övervakning och pilotstudier av samtliga dessa indikatorer.

3.3.2.4. Bristanalys

Det enda område i Sverige där övervakning sker inom löpande program är Skagerrak där skräp på stränder övervakas. Annan övervakning behöver utvecklas liksom vilken effekt marint avfall kan ha för växter och djur. Sverige deltar i arbetet inom TSG litter.

I dagsläget sker inga mätningar för trender gällande mängden avfall i vattenmassan Framöver kan möjligen sådana ingå ett övervakningsprogram i samband med t.ex. SMHI:s provtagningsprogram.

Håll Sverige Rent har tillsammans med sina systerorganisationer runt Östersjön inom EU-projektet ”Marlin” påbörjat mätningar av avfall på stränder runt Östersjön. Framöver kan förhoppningsvis dessa ligga till grund för en indikator gällande mängd avfall på stränder i Östersjön.

Ett flertal länder runt Nordsjön kommer att använda nordlig stormfågel som indikatorart för indikatorn 10.2.1 ”Trender för mängden och sammansättningen av avfall som förtärs av marina djur (t.ex. magsäcksanalys)”. I Sverige utgör nordlig stormfågel endast en sporadisk besökare på västkusten, i Östersjön förekommer denna fågel i stort sett inte alls, varför den inte bedöms vara en lämplig indikatorart för svenska förhållanden. I Sverige diskuteras främst andra arter såsom blåmussla, sill och skarpsill.

3.4. Påverkan på naturliga hydrologiska processer

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för påverkan på naturliga hydrologiska processer 7.1 och 7.2. Svenska indikatorer är inte utvecklade.

Påverkan på naturliga hydrologiska processer bedöms i dagsläget huvudsakligen ske på lokal skala och redovisas i denna inledande bedömning inte närmare då tolkningen gjorts att det som avses framför allt är mera storskalig påverkan. Den lokala påverkan som sker är till exempel genom utsläpp av kylvatten med högre temperatur än omgivande vatten från kärnkraftverk och större industrier (till exempel raffinaderier och petrokemisk industri). Det finns underlag som visar på att arter som normalt inte skulle förekomma på platsen etablerar sig i närheten av kylvattenutsläpp och det kan bland annat gynna främmande arter.

3.5. Farliga ämnen

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för farliga ämnen är 8.1 och 8.2, men kriterier under deskriptor 1 är också viktiga.

Med farliga ämnen avses i detta sammanhang sådana ämnen och ämnesgrupper som i eller via havsmiljön kan skada ekosystemets beståndsdelar eller människor. Hit hör till exempel ämnen som ger upphov till negativa effekter redan i mycket låga halter, såsom hormonstörningar och mutationer. I detta sammanhang omfattas även sådana ämnen som är så pass stabila att de kan ackumuleras i miljön och som dessutom har egenskaper som gör att de kan anrikas i näringsväven. I det senare fallet kan de därför slå hårt mot marina rovdjur högre upp i näringsväven, såsom sälar och rovfåglar, men också utgöra en risk för oss människor via konsumtion av fisk och skaldjur.

Genom att jämföra halter av enskilda farliga ämnen som förekommer i miljön med de halter som bedöms vara säkra kan man göra en uppskattning av om nuvarande tillstånd innebär någon risk för negativ påverkan på ekosystemet eller oss människor. Därtill behövs dock en bedömning av huruvida halterna av stabila ämnen ökar eller inte, eftersom ökande halter påvisar en risk för framtida effekter. Det är också viktigt att beakta att flera ämnen som förekommer samtidigt kan ge effekter även om de enskilda ämnena förekommer i låg halt. Detta är ett viktigt skäl till att även övervaka effekter som kan relateras till farliga ämnen.

Sverige har sedan flera decennier tillbaka övervakat tillstånd och påverkan av farliga ämnen i den marina miljön, bland annat med syfte att följa upp arbetet med att nå de svenska miljö kvalitetsmålen men även för att uppfylla internationella krav eller åtaganden som gjorts genom främst de två regionala havsmiljökonventionerna (HELCOM och OSPAR). Sammanställningar och slutsatser som kan dras av de resultat som den marina miljöövervakningen ger upphov till, publiceras sedan 2007 i bl.a. rapportserien Havet.

3.5.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

3.5.1.1. Halter av ämnen

Det är viktigt att kunna bedöma huruvida de halter av farliga ämnen som idag förekommer i den marina miljön kan ge upphov till skador på ekosystemets beståndsdelar eller oss människor via konsumtion av till exempel fisk och skaldjur.

När det gäller farliga ämnen är det önskvärt att i så hög grad som möjligt harmonisera bedömningen av god miljöstatus med den statusklassning som ska göras till följd av vattendirektivet och som ska leda till att vi uppnår god kemisk ytvattenstatus. För båda direktiven är utgångspunkten för bedömningen de ämnen som anges i bilaga I till dotterdirektivet om prioriterade ämnen (2008/105/EG). I dagsläget anges i detta direktiv dock koncentrationen av farliga ämnen i vatten och väldigt få värden för de matriser (sediment och organismer) som övervakas i marin miljö i Sverige.

I artikel 3.2.a i dotterdirektivet anges dock värden som inte får överskridas i organismer, för ämnena kvicksilver (Hg), hexaklorbensen (HCB) och hexaklorbutadien (HCBd). Dessa är uttryckta på våtviktsbasis och det är upp till medlemslandet att välja ”den mest lämpliga indikatorn bland fisk, mollusker, skaldjur och annan biota”. De två förstnämnda ämnena övervakas idag regelbundet i bl.a. fisk i den marina miljön och det är också dessa ämnen som valts ut som indikatorer för kriterium 8.1, utöver en bedömning av trend, se avsnitt om trender. Denna inledande bedömning av miljötillståndet beaktar därför i första hand dessa två ämnen. Även för andra farliga ämnen kommer det dock att tas fram indikatorer. Urvalet baseras främst på en bedömning av risker i miljön utifrån tillgängliga data och preliminära kriterier och om de

redan ingår i nuvarande övervakningsprogram (se rubriken ”Bristanalys” och tabell 2 i bilaga 2).

Naturhistoriska riksmuseet har tagit fram rapporter som redogör för resultaten från övervakningen av farliga ämnen i marina organismer, främst med fokus på hur halterna varierar med tiden men även i relation till olika typer av målnivåer, geografiska skillnader och skillnader mellan arter, se till exempel Bignert med flera. (2011). OSPAR och HELCOM har relativt nyligen också publicerat rapporter som beskriver påverkan av farliga ämnen i den marina miljön. Även om de då har använt sig av något annorlunda kriterier och bedömningssätt än de som framöver kan komma att användas genom implementeringen av havsmiljödirektivet, ger dessa viktig information som kan användas för att göra en inledande bedömning av tillståndet i den svenska havsmiljön när det gäller farliga ämnen.

Enligt OSPARs rapport QSR 2010 och underliggande rapporter finns stora problem med farliga ämnen i Nordsjön. QSR 2010 baseras på övervakningsdata från 1998-2008. Halterna av PAHer, PCBer och metaller (Hg, Pb, Cd) minskar till exempel men ändå är den övergripande statusen för dessa ämnen inte god (OSPAR 2009a och OSPAR 2009b).

Även för Östersjön har liknande bedömningar gjorts. Enligt den senaste bedömningen inom HELCOM är PCBer, DDT/DDE, kadmium, bly, TBT och cesium-137 problematiska vid mer eller mindre samtliga övervakade stationer. De substanser som uppvisar störst avvikelse från önskvärt tillstånd är PCB, bly, kvicksilver, cesium-137, DDT/DDE, TBT, benz[a]anthracene och kadmium.

Utifrån svenska övervakningsdata för till exempel fisk framgår det att halterna av **kvicksilver** i havet är generellt lägre än i sötvatten, men ligger i fiskmuskel oftast nära eller något över värdet som anges i art 3.2.a till 2008/105/EG, både i Östersjön och i Västerhavet, se tabell 1 i bilaga 2. Värdet för kvicksilver och som anges i art 3.2.a är 0,02 mg/kg färskvikt, och halterna i fiskmuskel hamnar generellt över detta värde men oftast under 0,100 mg/kg. En omräkning mellan helkropp och muskel gjordes före utvärderingen, (Bignert et al 2011), se även tabell i avsnittet bristanalys. Värdet är satt för att skydda djur (fågel och däggdjur) som äter fisk. Det ges inga närmre specifikationer angående vilken art, ålder, storlek med mera som ska bedömas. Sådana faktorer kan dock ha stor betydelse när man utvärderar övervakningsdata (se Havet 2011 sid 66).

För kvicksilver finns det även ett högre värde som anger vilka halter som högst får förekomma i livsmedel (oftast 500 mikrogram/kg färskvikt, men det varierar beroende på art, se EG 1881/2006), och detta värde har aldrig överskridits i den fisk som undersökts på nationell nivå inom det marina programmet, men relativt ofta i rovfisk från svenska sjöar (se även beskrivning i del 2 relaterad till deskriptor 9). Det finns också ett förslag på gränsvärde för kvicksilver i barn-mat baserad på fisk (0,050 mg/kg), vilket är nära den medelhalt som uppmätts i fiskmuskel, se LIVSFS 2012:3. Värdet avser konsumtionsfärdig produkt, det vill säga inte bara fiskråvaran.

Man kan således dra slutsatsen att kvicksilver är ett av de ämnen som ofta förekommer i halter som överstiger värdet i 2008/105/EG och det därmed inte råder god miljöstatus enligt kriterium 8.1, men att problem med för höga halter kvicksilver är mer omfattande i sötvattenmiljöer (se även Nyberg et al 2012) och att det överlag troligen är god status med avseende på kvicksilver i fisk enligt deskriptor 9 (Havet 2011).

Eftersom **HCB**, liksom många andra organiska farliga ämnen, är fettlösliga förekommer de oftast i högre halt i fettrika organ. Uppmätta halter uttrycks därför oftast på lipidviktsbasis (till exempel mikrogram/g fett) för att underlätta jämförelser mellan arter och år. Med kännedom om lipidhalten kan man dock räkna om till våtviktsbasis, eller tvärtom. Värdet för HCB som anges i art 3.2.a till 2008/105/EG (0,01 mg/kg våtvikt) är satt för att skydda oss människor, även om det inte förekommer något sådant fastställt värde i EG 1881/2006 (och således inte påverkar bedömning av status med avseende på deskriptor 9). För att bedöma risk vid human konsumtion utvärderas lämpligen uppmätt halt i arter och den vävnad som konsumeras av oss människor, det vill säga oftast fiskmuskel (filé). För strömming kan det dock ofta även vara aktuellt att även ha med skinnet i bedömningen. Fiskmuskeldata som rapporterats in till datavärd tyder på att halterna inte överskrider detta gränsvärde men samtidigt att de tenderar att vara högre i marin än i limnisk miljö. Generellt är halterna hos både fisk och blåmusslor från Östersjön också högre än i motsvarande organismer från Nordsjön. Maximalt hittills uppmätta och rapporterade halten i strömmingsmuskel ligger strax under gränsvärdet (Wernersson 2012). Med lokala källor kan det därmed finnas risk för att värdet överskrider. Status med avseende på HCB är dock troligen överlag god i den marina miljön, åtminstone med utgångspunkt från det värde som anges i art 3.2.a i 2008/105/EG och som är framtaget för att bedöma risk för människa vid konsumtion av fisk och skaldjur.

I bakgrundsmaterialet till det värde som anges för HCB i biota i direktiv 2008/105/EG finns dock även ett värde som anger risk för organismer högre upp i näringsväven. Detta är visserligen något högre, men halterna av HCB i fettrika organ såsom lever (och som konsumeras av rovdjur) är generellt också högre. Halter uppmätta i torsklever från Gotland överskrider detta värde men det gäller inte för torsk från Fladen, i Kattegatt, och övriga data från Östersjön. Man bör också beakta att predatorer konsumerar hela fisken och att torsklever är förhållandevis fet i förhållande till resten av fisken, som ju betraktas som en mager fisk. Statusen är därför troligen god med avseende på HCB åtminstone för Nordsjön men troligen även Östersjön, även då risk i näringsväven beaktas. Halterna uppvisar också genomgående nedåtgående trender.

För ytterligare vissa farliga ämnen (kadmium, bly, dioxiner och dioxinlika ämnen samt benzo(a)pyren) finns EU gemensamma livsmedelskriterier som är av relevans för att bedöma tillståndet med avseende på deskriptor 9. Halter av dioxiner, dioxinlika PCBer, kadmium, bly och polycykliska aromatiska kolväten, PAH (hit räknas till exempel benzo(a)pyren och fluoranten) hör till

några av de prioriterade ämnen som kommer att beaktas i statusklassningen framöver, även enligt kriterium 8.1. (se även tabell 1 i Bilaga 2).

Halten **dioxiner och dioxinlika PCBer** i Östersjöfisk överskrider för vissa arter och i vissa områden de livsmedelsrelaterade gränsvärdena (1259/2011/EG), varför det troligen inte är god status i Östersjön med avseende på dioxiner och dioxinlika ämnen och deskriptor 9, men inte heller deskriptor 8 (Havet 2012, Livsmedelsverket 2011⁷). Halter av dioxiner och dibensofuraner i fisk överstiger också det värde som anges indikera risk för påverkan i näringsväven i både Östersjön och Nordsjön (Bignert et al 2012).

Metallerna **kadmium** och **bly** analyseras generellt inte i fiskmuskel utan på fisklever inom det nationella övervakningsprogrammet, vilket försvårar en direkt jämförelse mellan uppmätta halter och dessa kriterier. Baserat på jämförande data mellan halter i muskel och halter i fisklever gör dock Bignert med flera (2011) bedömningen att uppmätta halter av kadmium i fiskmuskel inte överskrider gränsvärdet och därmed inte utgör någon risk vid human konsumtion. Kadmiumhalter är visserligen generellt flera gånger högre i blåmussla än i fisklever, men även gränsvärdet (1 milligram/kg våtvikt) för halter i musslor som livsmedel är betydligt högre och bedöms inte överskridas. En liknande bedömning görs för bly i fisk och musslor. Även för benzo(a)pyren är halterna i musslor generellt lägre än gränsvärdet för livsmedel. Det finns dock troligen vissa undantag och det är stor spridning på mätvärdena. Kriteriet uttrycks på våtviktsbasis (10 mikrogram/kg våtvikt) medan halterna uttrycks på torrviktsbasis i rapporten från Naturhistoriska (Bignert et al 2011).

Huruvida statusen är att betrakta som god överlag när det gäller dessa ämnen och även enligt kriterium 8.1 är dock problematiskt att bedöma, eftersom även effekter på ekosystemet och dess beståndsdelar då ska beaktas. Kadmiumhalter i musslor låg till exempel enligt inrapporterade data för 2003 nära de nivåer som i bakgrundsmaterialet till 2008/104/EG anges kunna innebära risk för fåglar och däggdjur (Wernersson, 2012). För bly överskreds motsvarande värde ofta i musslor, men återigen uppmättes högst halter under 2003. Metallanalyserna som gjordes mellan 2003 och 2007 ska dock tolkas med försiktighet (Bignert et al 2011). Sedan dess har byte av metod skett och i den senaste analysen indikerar uppmätta halter av bly i musslor inte någon risk för sänkt status, medan de indikerar att statusen med avseende på kadmium inte är god (Bignert med flera, 2012).

Hexaklorcyklohexan (HCH) uppvisar liknande resultat som HCB, det vill säga nu uppmätta halter bedöms inte överskrida de halter som indikerar risk för effekter, möjligen med undantag för gamma-HCH (lindan) i torsklever från

⁷ Redovisning av uppdrag rörande gränsvärden för långlivade miljöföroreningar i fisk från Östersjöområdet. Livsmedelsverket 2011-02-28. Dnr 115/2010.
http://www.slv.se/upload/dokument/remisser/regeringsuppdrag_2011/rapport_regeringsuppdrag_dioxinundantag_2011_02_28.pdf

Östersjön och risk för effekter i näringskedjan (Bignert et al 2012). Precis som för HCB behöver man dock beakta att predatorer konsumerar hela fisken och att torsklever är förhållandevis fet i förhållande till resten av fisken. Statusen är därför troligen god med avseende på HCH åtminstone för Nordsjön men troligen även Östersjön, även då risk i näringsväven beaktas. Halterna uppvisar också genomgående nedåtgående trender.

Andra prioriterade ämnen som också kommer att beaktas framöver är polybromerade difenyletrar (PBDE), alkylfenoler (nonylfenol och oktylfenol) och tributyltenn (TBT) (se tabell i bilaga 2). Det värde som anges för **PBDE** i 2008/105/EG håller på att revideras och en kraftig sänkning har föreslagits. Den preliminära bedömningen utgår från nu gällande värden för biota som anges som utgångspunkt vid framräkning av det vattenrelaterade värde som anges i bilaga I till 2008/105/EG. I marin miljö är det då värdet som anger risk för effekter i näringsväven som är lägst. PBDE uppmätt i fiskmuskel tyder på god miljöstatus, medan halterna i lever är högre, vilket är av relevans då risk för rovfåglar och däggdjur ska bedömas. Bedömningen försvåras något ytterligare av att en av de kongener som ska ingå (BDE 28) i dagsläget inte analyseras, men dess betydelse för summan är troligen relativt liten (något som undersöks för närvarande). Med utgångspunkt från nuvarande värden tyder dock uppmätta halter i fisk att god status troligen uppnås i den marina miljön, men denna slutsats kan komma att ändras framöver, i synnerhet vid en kraftig sänkning av gränsvärdet.

Alkylfenolerna nonylfenol och oktylfenol, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och tributyltenn (TBT) är några av de farliga ämnen som generellt inte anses anrikas i näringsväven men som kan lagras upp i sediment och även förekomma i förhöjda halter i organismer på lägre nivåer i näringsväven. De brukar därför sällan analyseras i fisk utan snarare sediment och musslor.

Något EU gemensamt gränsvärde för **TBT** i sediment ingår inte i 2008/105/EG men i underlagsmaterialet finns ett beräknat värde för vad dessa vattenhalter skulle motsvara i sediment. Även om det finns en del osäkerheter när man gör sådana omräkningar är halterna av TBT i sediment i den marina miljön så pass höga (upp till tusen gånger högre än det beräknade värdet) även i utsjösediment att en preliminär bedömning är att god status inte skulle nås om man utgår från TBT i sediment som indikator. TBT specifika effekter övervakas också, och ger fortfarande utslag (se ”Effekter” nedan). Även för **oktylfenol** överskrider uppmätta halter i marina utsjösediment ett sådant omräknat värde i alla prover. För **nonylfenol** förekommer halter som överskrider motsvarande värde i några utsjösediment. Varken nonylfenol eller oktylfenol övervakas i organismer medan **PAH** övervakas i både musslor och sediment. Främst halterna av PAH i utsjösediment indikerar att god miljöstatus inte uppnås på flera platser, vid jämförelse med omräknade värden för fluoranten, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten och benzo(g,h,i)perylen.

Halten av **DDT** och dess nedbrytningsprodukt **DDE** (som också regleras genom 2008/105/EG, men där det saknas motsvarande underlagsmaterial som för de prioriterade ämnena och de värden som anges i direktivet) överskrider OSPARs EAC värde i strömning från Östersjön och torsk, från både Östersjön och Nordsjön (Bignert et al 2011). Statusen är därför troligen ännu inte att betrakta som god.

Nickelhalterna i musslor antyder att det kan finnas en viss risk för effekter, och både ökande och minskande trender har kunnat observeras i fisk, beroende på undersökt lokal (Bignert et al 2012). Nickelhalterna i sediment var högre 2008 än 2003 på flera platser och uppmätta halter indikerar risk för effekter (Havet 2009).

Halter av **DEHP** i utsjösediment var 2008 mycket lägre än 2003 (Havet 2010), och högst uppmätta halten ligger långt under det värde som indikerar risk för effekter. I organismer har ämnet främst undersökts i limniska miljöer (Nyberg et al 2012) och halterna i fisk bedöms då som låga i jämförelse med de som indikerar risk för effekter. Musslor har dock inte undersökts inom det marina programmet.

De återstående prioriterade ämnena och övriga ämnen som ingår i 2008/105/EG bedöms inte vara relevanta i större skala i den marina miljön, med utgångspunkt från hittills uppmätta halter i både marin och limnisk miljö (se även Wernersson 2012 och Nyberg et al 2012). Dessa kommer därför inte att ligga till grund för framtagande av indikatorer under denna förvaltningscykel.

Flera av de farliga ämnen som redan ingår i de marina övervakningsprogrammen är än så länge inte prioriterade substanser enligt 2008/105/EG. Hit hör till exempel polyklorerade bifenyl (PCB), dioxiner, dioxinlika PCBer, hexabromocyclododekan (HBCDD) och perfluoroktansulfonsyra (PFOS). Dessa föreslås dock ingå i direktivet framöver och de ingår redan i de marina övervakningsprogrammen, även om övervakad matris (fisk, musslor, sediment) kan skilja sig åt. De omnämnda ämnena betraktas som stabila organiska ämnen med stor spridning och är relevanta som indikatorer till deskriptor 8. Dioxiner och dioxinlika ämnen har redan omnämnts. Halterna av till exempel **PFOS** ligger nära effektnivåer och både PFOS och HBCDD ökar i sillgrisslägg (se även "Trender") (Bignert et al 2011).

Strålskyddsmyndigheten övervakar dessutom ¹³⁷Cs i vatten vid sex stationer längs kusten men halterna bedöms vara låga (normalt mellan 0,02-0,06 Bq/l) och uppvisar minskande trender. De är generellt lägre i Nordsjön än i Östersjön (högst halter i Bottenhavet och Ålands hav) (Andersson et al 2007).

3.5.1.2 Trender

Ökande halter av stabila ämnen påvisar en risk för framtida effekter, eftersom det kan ta lång tid innan de sjunker igen, även efter det att utsläppen har

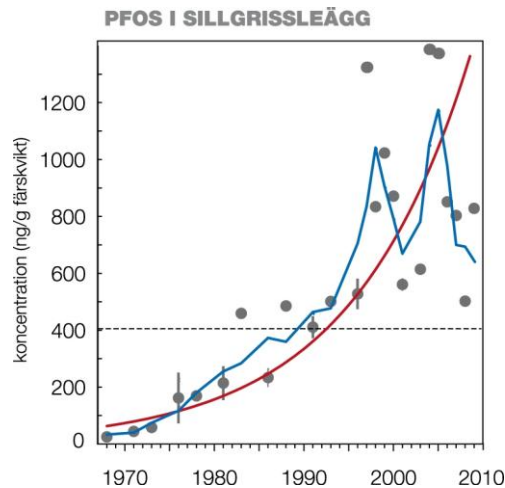
upphört. Law et al (2010) rekommenderar att trend bedöms inom deskriptor 8 både för koncentrationer och för effekter av farliga ämnen.

Dagens nationella övervakningsprogram är i hög grad utvecklade för att undersöka just tids-trender för olika stabila ämnen i miljön. En trendbaserad indikator har fastställts för sådana stabila ämnen som ingår i denna övervakning, och omfattar då betydligt fler ämnen än de som omnämnts ovan. Gräns för god status har satts till att halten inte får öka signifikant av stabila ämnen i marina organismer. Detta för att harmonisera med målsättningar inom vattendirektivsarbetet (se till exempel art 3.3. i direktiv 2008/105/EG, där det framgår att halterna av ackumulerande prioriterade ämnen inte får öka signifikant i sediment och/eller biota). Det är visserligen angeläget att halterna också går ner ytterligare (inte enbart stannar av), och då i synnerhet för sådana stabila ämnen som redan idag förekommer i så pass höga halter att de riskerar att ge upphov till effekter. Genom att även fastställa indikatorer som anger vilka halter som inte får överskridas visar kombinationen dock på om en sådan önskvärd utveckling sker.

Tidstrender kan också ge en uppfattning om belastningen av farliga ämnen i miljön. Även sedan utsläppen har minskat kan det dock förekomma en viss fördröjning innan man observerar nedåtgående trender av stabila farliga ämnen i miljön. Dessutom kan uppmätta halter av farliga ämnen påverkas av andra faktorer, såsom vatten-temperatur och pH, men även ålder, storlek och föda hos den organism som undersöks. För att undersöka trender av olika ämnen är det därför viktigt att man beaktar detta, genom att till exempel undersöka samma vävnad, individer från samma lokaler, men även tillhörande samma ålders- och storlekskategori och vid samma tid på året. Oavsett orsak, är en ökande trend av stabila farliga ämnen i organismer dock alltid att betrakta som dålig ur miljösynpunkt, vilket motiverar att även trend ska beaktas i samband med bedömning av miljöstatus.

Utifrån de tidsserier som finns för marina organismer (fisk, musslor och sillgrissleägg) kan man glädjande nog dra slutsatsen att halterna av bly, vissa flamskyddsmedel (BDE47, 99 och 100), HCB, HCH och PCB generellt minskar. Halterna av hexabromocyclododekan (HBCDD) och PFOS ökar dock i sillgrissleägg, se figur 3.17. Halterna av dioxiner minskade tidigare men den nedåtgående trenden har nu stannat av i både sillgrissleägg och strömming, med undantag för en lokal där halterna tidigare var kraftigt förhöjda. Inte heller kadmiumkoncentrationerna minskar utan befinner sig på samma nivå som för 30 år sedan (Bignert et al 2011).

För kvicksilver finns ingen generell trend. På västkusten ökar till exempel halterna i både torsk och sill vid Fladen och i tånglake vid Väderöarna. Halterna i sillgrissleägg (från Östersjön) minskar dock, liksom i tånglake från Kvädöfjärden och Holmöarna (Bignert et al 2011).



Figur 3.17. PFOS i sillgrisseägg (Från Havet 2011 sid 76)

Det finns således många goda exempel på att åtgärdsarbetet har gett mycket positiva effekter i form av minskande eller åtminstone inte ökande halter av stabila farliga ämnen i miljön. Eftersom vissa farliga ämnen fortfarande uppvisar ökande trender uppnås dock god status sannolikt inte.

Någon trendbaserad indikator för sediment har inte etablerats. Det är också svårt att dra långtgående slutsatser om trend med utgångspunkt från de två provtagningstillfällena som hittills ingått i det nationella övervakningsprogrammet. TBT är dock sedan länge förbjudet att använda i båtbottnfärger och halterna i utsjösediment har genomgående minskat, i synnerhet på lokalerna i Egentliga Östersjön, där också de högsta halterna förekommer (Havet 2010). Anmärkningsvärt är dock att halterna av dioctyltenn tycks ha ökat på flera lokaler.

Enligt kommissionsbeslut ska även förekomst och omfattning av betydande akuta utsläpp av till exempel olja och oljeliknande produkter beaktas, liksom fysikalisk påverkan på organismer. Redovisning av detta sker i avsnittet om tillförsel av olja genom utsläpp.

Det är problematiskt att förutsäga vilka effekter som kan uppstå till följd av en kombinerad exponering för farliga ämnen i miljön. Dessutom är det bara ett fåtal av de farliga ämnen som hamnar i miljön som kan övervakas, av tekniska och ekonomiska skäl. Slutligen finns det stora osäkerheter förknippade med att bedöma risk för effekter enbart utifrån uppmätta halter, och det är ofta inte möjligt att fastställa bedömningsgrunder på grund av brist på underlagsmaterial. Till följd av detta är det viktigt att också undersöka om det faktiskt förekommer negativa effekter, som kan relateras till farliga ämnen och som kan påverka ekosystemet och dess beståndsdelar negativt.

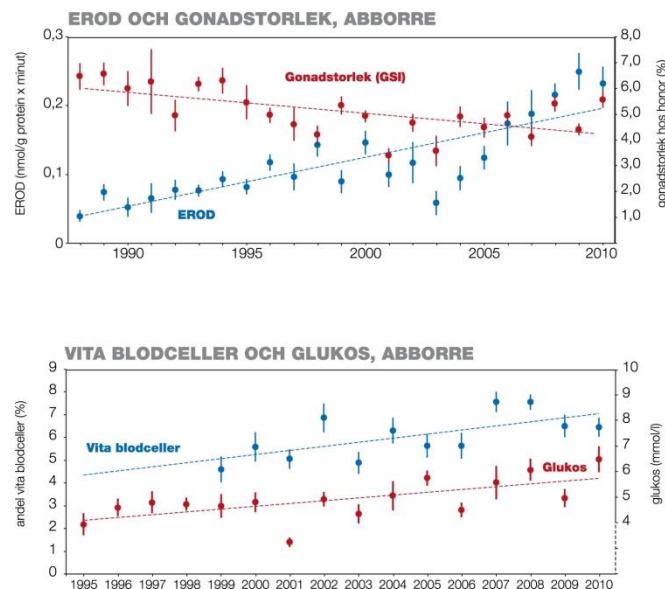
Många av de ämnen som omnämnts ovan (avsnitt 3.5.1) är idag förbjudna i många olika sammanhang, åtminstone delvis till följd av att man observerat

effekter i miljön. Enligt 2010/477/EU ska även verkningar av farliga ämnen ingå som indikatorer relaterade till kriterium 8.2. Law et al (2010) understryker att dessa lämpligen bör baseras på sådana indikatorer som tyder på betydande skador på organismer, populationer, samhällen och ekosystem. Flera metoder finns som kan användas för att spåra den sammanlagda effekten av många ämnen och ibland även andra stressfaktorer samtidigt, medan andra är mer specifika och förknippade med en viss grupp av ämnen. En del ger främst tidiga varningssignaler medan andra i hög grad kan relateras till en risk för påverkan på populationen. Ofta mäts s.k. biomarkörer, som indikerar om det förekommer en påverkan på individen, på cell- eller vävnadsnivå. Effekter som kan relateras till farliga ämnen i den marina miljön övervakas idag på fisk (abborre och tånglake), vitmärta, havsörn, säl, fågelägg (sillgrissla och havsörn) och snäckor (nätsnäckor och slamsnäckor) inom de nationella marina programmen (se ”miljöövervakning”). Kunskapsläget kring vilka effekter på fåglar, fiskar och däggdjur som har kunnat observeras och relateras till farliga ämnen i den svenska akvatiska miljön, inklusive den marina, beskrivs i Naturvårdsverkets rapport 5908 (Naturvårdsverket 2008).

Effekter som kan förknippas med organiska tennföreningar, så kallad imposex, är i hög grad relaterade till en risk för påverkan på populationen, eftersom honsnäckornas möjlighet att föröka sig störs. Effekten är irreversibel, det vill säga skadorna kan inte repareras. Graden av imposex hos nätsnäckor uppvisar generellt nedåtgående trender längs västkusten, även om denna minskning är mindre tydlig i Göteborgsområdet (Havet 2010), och effekt-nivåerna i hög grad överskrider vad som kan betecknas som god status enligt de bedömningsgrunder som tagits fram inom OSPAR. Det finns dock troligen vissa undantag och det är stor spridning på mätvärdena. Kriteriet uttrycks på våtviktsbasis (10 mikrogram/kg våtvikt) medan halterna uttrycks på torrviktsbasis i rapporten från Naturhistoriska (Bignert et al 2011). I Östersjön har övervakningen inte pågått lika länge varför det är för tidigt för att dra slutsatser om trender. Det är även osäkert om befintliga bedömningsgrunder kan tillämpas på den art som undersöks i Östersjön (slamsnäcka). Andelen honor som var påverkade varierade dock mellan 6 och 77 procent (Havet 2011), vilket antyder att förhållandena inte är goda. Effektövervakningen stödjer i så fall de preliminära slutsatser som kan dras utifrån uppmätta halter i sediment. Det är emellertid viktigt att beakta att flera av de stationer som ingår i detta övervakningsprogram är påverkade av lokala punktkällor. Helt opåverkade referenslokaler är dock också svårt att hitta. Sammantaget tyder detta på att det inte är god status med avseende på imposex, men ytterligare utredning krävs för att fastställa denna typ av analys som indikator i synnerhet för Östersjön, då det idag saknas bedömningsgrund för den art som övervakas.

Undersökningar av fiskhälsa visar på förändringar, främst vid stationen i Kvädöfjärden (Östersjön) men även på andra stationer i det nationella programmet. Induktion av avgiftningensenzymet EROD ökar och gonaderna hos abborrhonor minskar i storlek. På senare år ses även en ökning av vita blodkroppar hos både tånglake och abborre (se figur 3.18). Också saltreglering och ämnesomsättning är påverkad (Havet 2011). Vad det är som orsakar dessa

effekter håller på att utredas åtminstone vid den mest påverkade lokalen. Vad förändringarna kan ha för betydelse för populationen på sikt är oklart. De observerade trenderna antyder dock att det finns risk för en oacceptabel påverkan på ekosystemet åtminstone på lite längre sikt. Bedömningsgrunder att ha som utgångspunkt vid statusklassning saknas i dagsläget men håller på att utvecklas, och kommer då troligen att baseras på en sammanvägd bedömning med utgångspunkt från ett stort antal variabler.



Figur 3.18. Påverkan på avgiftningenszym (EROD), könsorgan, vita blodceller och glukos kan observeras hos fisk från Kvädöfjärden (figur från Havet 2011).

Missbildade embryon hos vitmärta kan också användas för att få en indikation om negativa effekter relaterade till farliga ämnen. De undersökta områdena i Bottenhavet och Egentliga Östersjön bedöms ha god status enligt ett nyligen framtaget förslag till bedömningsgrund (Havet 2011). Missbildningar hos vitmärta kan framöver tänkas bli en indikator relaterad till kriterium 8.2.

Sälinventeringar har gjorts sedan mitten av 70-talet, och då var de akut hotade på grund av kraftig påverkan på reproduktionen, relaterad till förekomst av farliga ämnen. Sälarnas hälsa har förbättrats avsevärt sedan dess men fortfarande förekommer skador såsom tarmsår (främst hos gråsäl i Östersjön) och även minskad späcktjocklek. Det är dock oklart om dessa förändringar kan kopplas till farliga ämnen. Man har hittills inte funnit någon korrelation mellan halter av analyserade farliga ämnen och förekomsten av tarmsår (NV 5908).

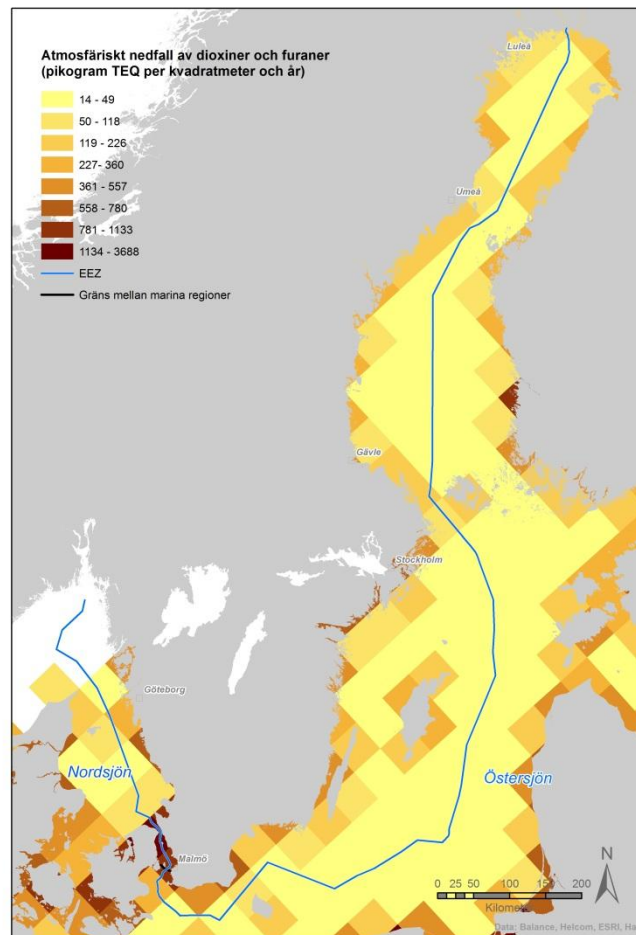
Äggskalsförtunning till följd av farliga ämnen som till exempel DDT har tidigare påvisats hos flera fågelarter och påverkat populationsutvecklingen. Idag mäts skaltjocklek årligen på sillgrissleägg och havsörnsägg. En förbättring av tillståndet har observerats men skaltjockleken är fortfarande signifikant

tunnare hos båda arterna. Hos havsörn var skaltjockleken hos hela ägg 2000-2010 fortfarande signifikant mindre än hos referensmaterialet av ägg från 1856-1935 (-6,2 %, $p < 0,001$). Om också skal från trasiga ägg tas med i analysen är skillnaden ännu större. Sillgrissleägg från 2000-2010 var 3 % tunnare än ägg från 1861-1934 ($p < 0,03$). Detta visar att det fortfarande finns effekter på fåglar av ett eller flera farliga ämnen.

3.5.2. Tillförsel av farliga ämnen

3.5.2.1. Tillförsel av syntetiska ämnen

Den totala tillförseln av syntetiska ämnen är svår att kvantifiera liksom källfördelning av den. I figur 3.19 ges ett exempel på tillförsel genom atmosfäriskt nedfall. Liknande sammanställningar på ytterligare ämnen har gjorts inom HELCOM.



Figur 3.19. Atmosfäriskt nedfall av dioxiner och furaner. Från www.helcom.fi.

3.5.2.2. Tillförsel av icke-syntetiska ämnen

Bruttobelastningen på havsområdena av de viktigaste tungmetallerna har beskrivits i SMED-rapport nr. 41 2010. Den totala bruttobelastningen av metallerna kadmium (Cd), kvicksilver (Hg), bly (Pb), nickel (Ni), koppar (Cu) och zink (Zn) red ovisas i tabell 3.3. Bruttobelastningen av samtliga metaller är lägst i vattendistriktet som avvattnar till Norra Egentliga Östersjön och Södra Egentliga Östersjön, mellan 9 och 16 % av bruttobelastningen för hela Sverige, vilket beror på att markarealen är minst i de distrikten. Övriga vattendistrikt har ungefär lika hög andel av belastningen för hela Sverige.

Tabell 3.3. Bruttobelastning (kg/år) för metallerna kadmium (Cd), kvicksilver (Hg), bly (Pb), nickel (Ni), koppar (Cu) och zink (Zn) baserat på summering av punktkällor och diffusa källor. Från SMED Nr 41 2010.

Vattendistrikt	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Bottenviken	861	33736	21095	19300	195000	217
Bottenhavet	1182	46226	22604	21348	306552	213
Norra Östersjön	469	21081	13480	10553	89105	78
Södra Östersjön	672	26983	17879	12471	111838	102
Västerhavet	1397	61837	35559	28709	246667	201
Hela Sverige	4581	189863	110617	92381	949162	811

För samtliga metaller står de diffusa källorna för merparten av den totala bruttobelastningen, för kadmium (Cd), koppar (Cu), och kvicksilver (Hg) mer än 80 % och för bly (Pb) och nickel (Ni) mer än 90 %. Fördelningen mellan de diffusa källorna skiljer sig däremot åt. För kadmium (Cd), bly (Pb) och kvicksilver (Hg) har läckage från skog och hygge och depositionen på sjöyta beräknats vara de dominerande källorna. För kvicksilver (Hg) är bidragen från övrig mark och dagvatten i tätort också betydande. För koppar (Cu), är skog och hygge den största källan, men övriga diffusa källor fördelas ungefär lika. Nickel har störst belastning från skog och hygge samt från jordbruksmark. I Västerhavets vattendistrikt står jordbruksbelastningen för cirka 50 % av den diffusa belastningen av nickel (Ni). Zink (Zn) har något lägre bidrag från diffusa källor, ca 77 % av totala bruttobelastningen relativt jämnt fördelat mellan de diffusa källorna. 20 % av den totala bruttobelastningen av zink (Zn) har beräknats komma från industrier och störst belastning i Bottenhavets vattendistrikt.

Av punktkällorna är industri den klart största källan till kadmium (Cd) och bly (Pb) (mer än 90 %) medan för koppar (Cu), fördelas punktkällorna mer jämt mellan kommunala avloppsreningsverk och industri (cirka 30 respektive 60 %). Både kadmium (Cd) och koppar (Cu) har störst belastning från punktkällor i norra Sverige medan Ni har relativt jämn fördelning av belastning av punktkällor för alla vattendistrikt. Hg har störst belastning från punktkällor i södra Sverige (SMED 2010).

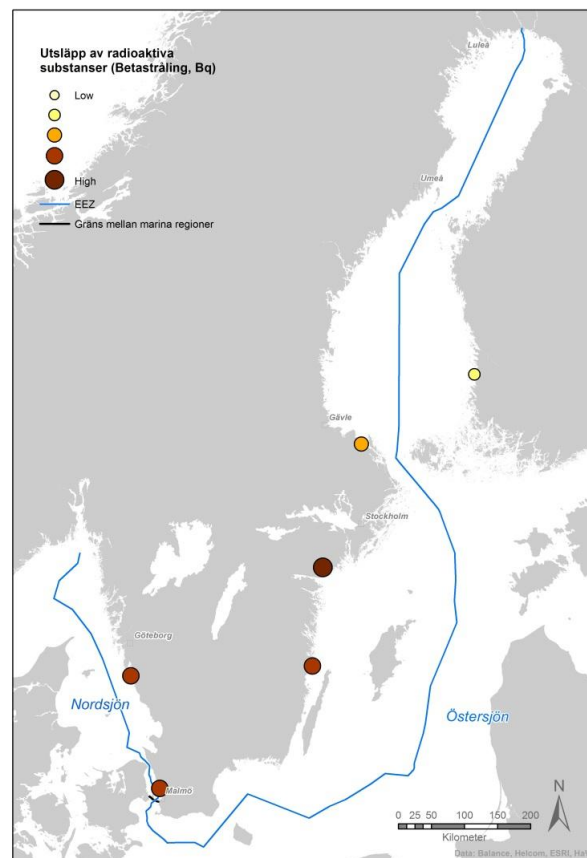
3.5.2.3. Tillförsel av radionuklider

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för tillförsel av radioaktiva ämnen är 8.1 och 8.2.

Det är huvudsakligen de kärntekniska anläggningarna som står för tillförseln av radioaktiva ämnen från Sverige och det visas i figur 3.20.

För radioaktiva ämnen görs i OSPAR QSR 2010 bedömningen att påverkan på organismer inte är sannolik. Detta är baserat på beräkningar av strålmiljön för tång, krabbor och plattfisk utifrån uppmätta koncentrationer av radioaktiva ämnen i havsvatten. Beräkningarna har jämförts med det så kallade screeningvärdet (10 mikrogray per timme) som tagits fram inom EU-projekten ERICA och PROTECT.

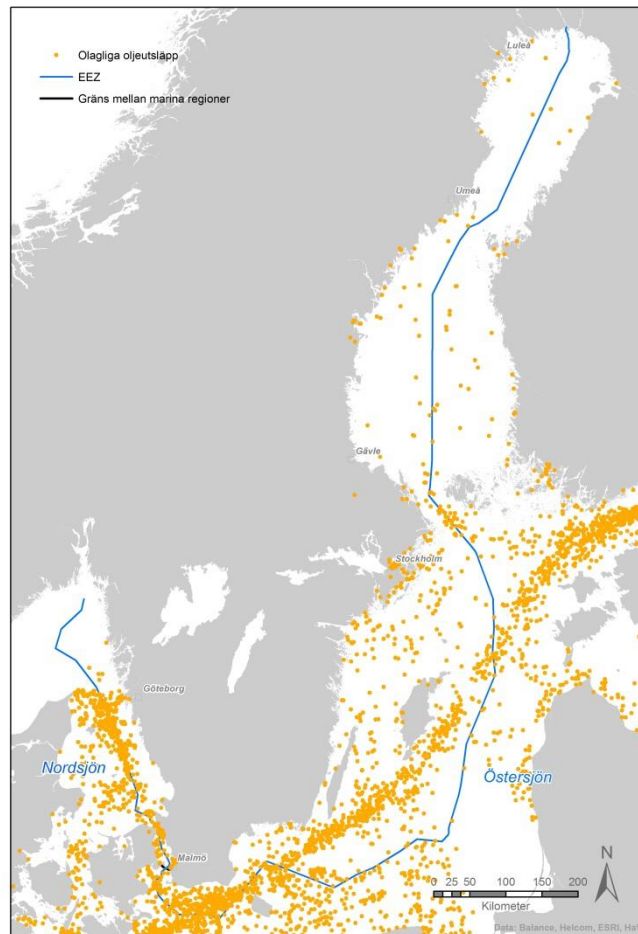
Inom OSPAR pågår arbete för att ta fram miljökvalitetskriterier i form av aktivitetskoncentrationer för de radionuklider som identifierats som mest relevanta (Cs-137, Pu-239, Pu-240, Tc-99 och H-3). Detta arbete är inte slutfört och det är därför för tidigt att fastställa svenska indikatorer för radioaktiva ämnen.



Figur 3.20. Karta över de svenska källorna till radioaktiva utsläpp

3.5.2.4. Tillförsel av olja genom utsläpp

Utsläpp av olja i havsmiljön orsakar bland annat ett stort problem för fåglar. Som figur 3.21 visar sker utsläppen framför allt längs sjöfartens rutter. Kustbevakningen registrerar alla storlekar på oljeutsläpp sedan 1970. Av denna framgår att utsläppen var som störst i mitten av 90-talet. Det går dock från statistiken inte att skilja ett 1-liters utsläpp från ett 1000-liters utsläpp och i årsredovisningen från 2008 angav man att nästan hälften av utsläppen var högst 1 liter. Under de senaste åren har Kustbevakningen konstaterat att antalet och storleken på utsläppen minskat, det vill säga en preliminär bedömning är att det idag är en minskande trend. Det finns dock ett stort mörkertal; dels de utsläpp som inte registreras och dels därför att utsläppen kan blandas med lösningsmedel så att de hinner lösas upp innan de upptäcks.



Figur 3.21. Kartan visar förekomsten av olagligt oljespill. Underlaget finns på HELCOMs hemsida www.helcom.fi.

3.5.3. Bedömning av miljötillstånd

En sammanfattande slutsats är att det fortfarande förekommer förhöjda halter av flera farliga ämnen i jämförelse med de som kan ge upphov till effekter i miljön. Detta visas i flera olika effektstudier längs kusten, men indikatorer för att göra bedömningar är i allmänhet inte utvecklade.

Enligt OSPARs rapport QSR 2010 och underliggande rapporter finns stora problem med farliga ämnen i Nordsjön. QSR 2010 baseras på övervakningsdata från 1998-2008. Halterna av PAHer, PCBer och metaller (Hg, Pb, Cd) minskar till exempel men ändå är den övergripande statusen för dessa ämnen inte god (OSPAR 2009a och OSPAR 2009b).

Även för Östersjön har liknande bedömningar gjorts. Enligt den senaste bedömningen inom HELCOM är PCBer, DDT/DDE, kadmium, bly, TBT och cesium-137 problematiska vid mer eller mindre samtliga övervakade stationer. De substanser som uppvisar störst avvikelse från önskvärt tillstånd är PCB, bly, kvicksilver, cesium-137, DDT/DDE, TBT, benz[a]anthracene och kadmium.

När det gäller ¹³⁷Cs sker mätningar i vattenmassan längs kusten men halterna bedöms halterna vara låga.

Information om förekomst av olika ämnen finns i Naturvårdsverkets rapport 6445. Ämnenas effekter beskrivs tillsammans med halter i Naturvårdsverkets rapport 5908. Även i HAVET-rapporterna (2007-2011) finns beskrivningar på tillståndet när det gäller farliga ämnen.

Oljeutsläpp orsakar problem bland annat för fåglar. Stora utsläpp orsakade av olyckor orakar problem även för andra växter och djur och kan orsaka störningar i större områden.

3.5.4. Aktuell miljöövervakning

Tabell 1 i bilaga 2 redogör övergripande för vilka matriser som övervakas för flera farliga ämnen som uppmärksammas i olika sammanhang. För en mer utförlig sammanställning av vilka variabler och lokaler som ingår i de nuvarande nationella marina övervakningsprogrammen relaterade till halter och effekter av farliga ämnen i den marina miljön hänvisas till exempel Wernersson (2012). Övervakning av radioaktiva ämnen i marin miljö beskrivs i Andersson et al (2007). Även andra aktörer, såsom Livsmedelsverket, Länsstyrelser och vattenvårdsförbund kan ha kompletterande program och det görs ofta specifika projekt eller kampanjer som kan ge ytterligare värdefull information. Sverige har också sedan drygt tio år tillbaka ett screeningprogram av farliga ämnen i olika matriser och där den marina miljön ofta ingår i undersökningarna.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att de existerande nationella övervakningsprogrammen är fokuserade på analys av halter av flera stabila ämnen i främst fisk men även annat biologiskt material, såsom musslor och ägg. Även ytsediment övervakas om än med betydligt glesare intervall. Någon regelbunden nationell övervakning av farliga ämnen i vattenfas bedrivs inte i den marina miljön (med undantag för Cs-137).

Därtill bedrivs en omfattande övervakning av effekter som, beroende på vilken typ av effekt som analyseras, ofta i hög grad kan relateras till en sammanlagd

påverkan från farliga ämnen, på fisk (abborre, tånglake), marina däggdjur (säl), fågel (havsörn, sillgrissla), och ryggradslösa djur (vitmärta).

De data som genereras inom de nationella miljöövervakningsprogrammen rapporteras till de nationella datavärdarna. Även vissa regionala data är tillgängliga på detta sätt och kan därmed användas för att dra slutsatser om tillståndet i miljön och behov av åtgärder.

Luft och nederbörd övervakas också. Dioxiner, PCB, HCH, PAH, HCB, HBCDD, PBDE, DDT, klordaner med flera farliga ämnen analyseras på luft och deposition (Naturvårdsverket 2012). Metaller (Ni, Cd, As, Pb, Hg) analyseras på både luft och nederbörd, men även i de större vattendragen.

Kustbevakningen övervakar och registreras utsläpp av olja kontinuerligt.

3.5.5. Bristanalys

Det är många faktorer som behöver beaktas vid val av lämpliga indikatorer i dagsläget och framöver. Tabell 1 i bilaga 2 redogör till exempel för vilka ämnen som HELCOM CORESET föreslagit, huruvida de övervakas i dagsläget i svenska marina program, om övervakning krävs eller rekommenderas inom OSPAR (CEMP respektive pre-CEMP) och om det finns effektbaserad bedömningsgrund eller kvalitetskrav för den akvatiska miljön.

Utöver att fastställa vilket ämne som är rimligt att använda som indikator, behövs på sikt en bedömning av mest lämplig matris göras. Här är en viktig utgångspunkt att den matris för vilken den mest känsliga organismen exponeras behöver beaktas (se Naturvårdsverket 2009c), vilket till exempel innebär att om det främst är fåglar och däggdjur högre upp i näringskedjan som bedömts som känsligast vid framtagande av gränsvärdet så är det halter i organismer snarare än sediment som behöver beaktas. I de fall pelagiska organismer bedöms vara känsligast, men för sådana ämnen som ackumuleras i sediment och/eller levande organismer (fisk och/eller ryggradslösa djur), behöver man även beakta att halterna som till exempel bottenlevande organismer exponeras för kan antas vara högre.

Bland de effekterelaterade analyserna är imposex en obligatorisk komponent för OSPARs övervakningsprogram (CEMP, Co-ordinated Environmental Monitoring Programme). Andra rekommenderas (preCEMP) och flera av dessa ingår redan i Sveriges övervakningsprogram. Även HELCOM CORESET föreslår några metoder som core indicators (HELCOM 2012) för kriterium 8.2, men alla dessa ingår inte i Sveriges nationella övervakningsprogram (se tabell 1 i bilaga 2).

Sverige har inte tagit fram några bedömningsgrunder för att bedöma verkningar av farliga ämnen på akvatiska organismer och som skulle kunna användas som gräns för god miljöstatus. Dessa är därför inte att anse som funktionella i dagsläget men möjligheter att etablera sådana håller på att

utredas för några av metoderna (Se tabell 2 i bilaga 2). För flera av metoderna finns dock EAC (Environmental Assessment Criteria) värden inom OSPAR⁸.

Det är således främst brist på bedömningsgrunder som gör att flera indikatorer inte går att fastställa i dagsläget. Men det kan även finnas andra skäl, såsom att det bara är ett fåtal platser som övervakas (till exempel mäts effekter hos fisk bara på en lokal i Nordsjön), eller att det främst är utsjön (gäller halter av farliga ämnen i sediment) eller kustnära stationer (gäller till exempel effekter på fisk och imposex) som undersöks. Frekvensen bedöms dock som rimlig, eftersom de flesta variabler som ingår i programmen undersöks årligen, i vissa fall flera gånger per år.

3.6. Näringsämnen och syreförhållanden

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för tillförsel av näringsämnen är 5.1, 5.2 och 5.3, men kriterier under deskriptor 1 och 6 är också viktiga.

3.6.1. Aktuella förhållanden och naturlig variation

Ett mycket omfattande material av figurer som visar variationen i tid och rum i halter av kväve, fosfor och kisel samt syre under olika säsonger har tagits fram. Här visas ett urval av dessa figurer. Data från svenska nationella och regionala mätprogram har hämtats från databasen SHARK (Svenskt HavsARKiv). Tidsperioden är begränsad till december 2005 till och med november 2010.). För att producera figurerna måste varje station ha data från minst tre mättillfällen från aktuell säsong. Antalet stationer, frekvens i mätningarna och tillgången till data varierar mellan olika havsbassänger. Villkoret med tre unika mättillfällen per säsong uppfylls inte för alla säsonger i Bottniska viken.

Näringsämnen

Den generella bilden när det gäller näringsämnen är att det finns en gradient med höga koncentrationer näringsämnen nära kusten och lägre koncentrationer i utsjön på grund av tillförsel av näringsämnen från land, se figurerna 3.22-3.24. På vintern då språngskiktet är svagt eller saknas helt, och vid tillfällen med starka vindar, kommer näringsämnen upp från djupvattnet och gradienten kust-utsjö är då inte lika tydlig.

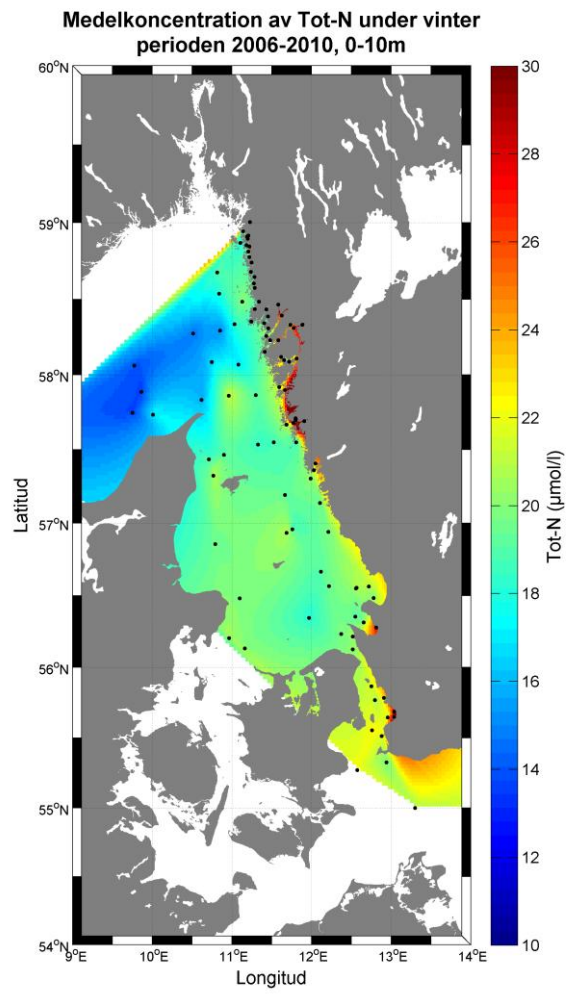
I figurerna 3.25 och 3.26 visas vinterkoncentrationer av löst oorganiskt kväve, DIN, och löst oorganiskt fosfor, DIP (de för produktionen mest tillgängliga formerna av kväve) på tvärsnitten genom Sveriges utsjöområden. Det finns en tydlig variation både mellan havsområden och mellan ytvatten och djupvattnet. I Bottniska viken sjunker halterna av kväve i ytvattnet från omkring 7 mikromol/l i Bottenviken till under 5 mikromol per liter i Bottenhavet. I

⁸ Detta gäller till exempel PAH metaboliter i galla, DNA addukter, lysosomal stabilitet och imposex, Se till exempel sammanställning i "JAMP Guidelines for the Integrated Monitoring and Assessment of Contaminants and their effects".

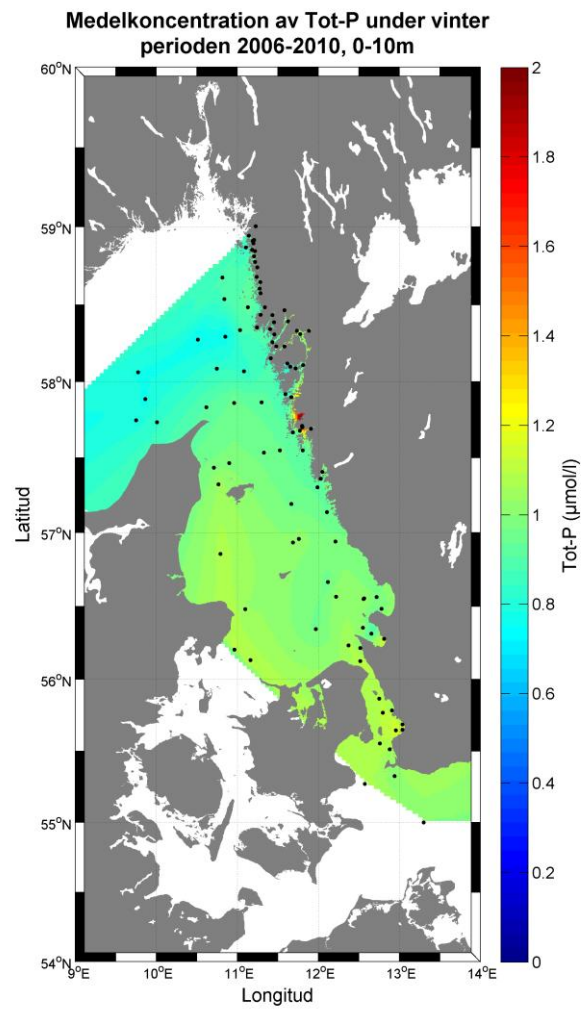
Bottenviken finns ingen uttalad variation i djupled medan Bottenhavet har ökade halter i bottenvattnet. Samma mönster följs när det gäller fosfor.

Även i Egentliga Östersjön är vinterkoncentrationerna av DIN under 5 mikromol/liter. Halterna i bottenvattnet varierar kraftigt mellan de olika bassängerna, med mycket höga halter i bassängerna med syrebrist, där ammonium frigörs. Variationen i fosforhalter är mycket stor i Egentliga Östersjön med halter mellan 0.5 och 1.0 mikromol/liter i ytvattnet och upp till 5 mikromol/liter i djupvattnet där frisättning av fosfor från bottenarna vid syrebrist påverkar halterna på ett betydande sätt. I Västerhavet ligger halterna av kväve i ytvattnet mellan ungefär mellan 5 och 8 mikromol/liter medan de under språngskiktet på 10-15 meters når upp till omkring 10 mikromol/liter. Fosforhalterna varierar från strax under 0.5 i ytvattnet till omkring 1 mikromol/liter i som högst i djupare vattenlager.

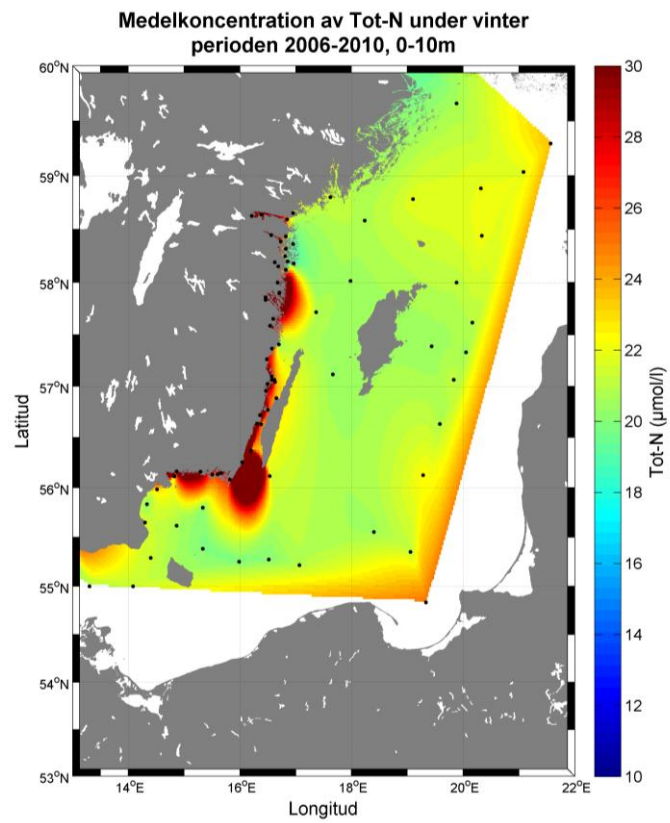
Trenderna för kväve och fosfor i svenska havsområden mellan åren 1975 och 2005 analyserades av Andersson & Andersson (2008) som fastslog ett antal trender som var signifikanta. Generellt ökade halterna av näringsämnen fram till slutet av 1980-talet och minskade under 1990-talet. I Västerhavet är den generella trenden att halterna av näringsämnen minskar. I Egentliga Östersjön ökar halterna av totalfosfor, fosfatfosfor och totalkväve medan halterna av nitrit och nitrat minskar. I Bottniska viken minskar halterna av totalfosfor, fosfatfosfor och ammonium medan nitrit och nitralthalterna ökade.



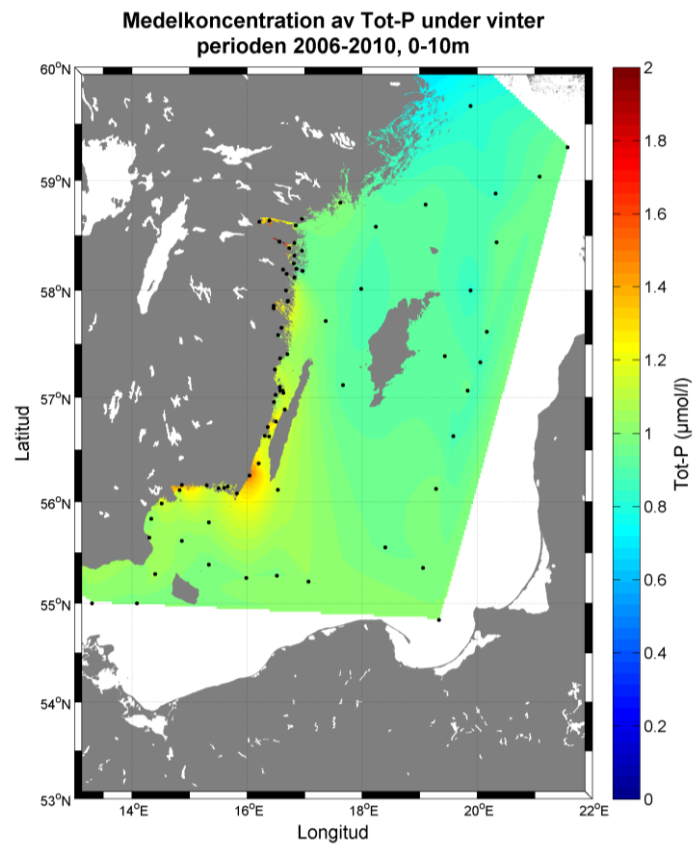
Figur 3.22 a. Medelkoncentration i ytvattnet av totalkväve under vintern i Västerhavet.



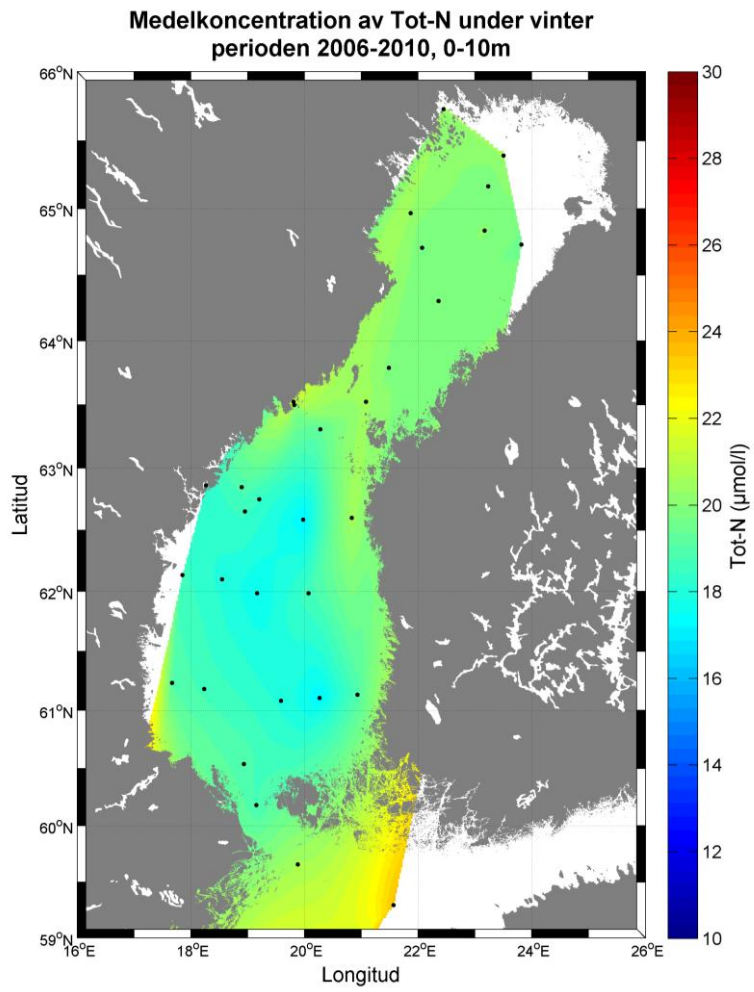
Figur 3.22 b. Medelkoncentration i ytvattnet av totalfosfor under vintern i Västerhavet.



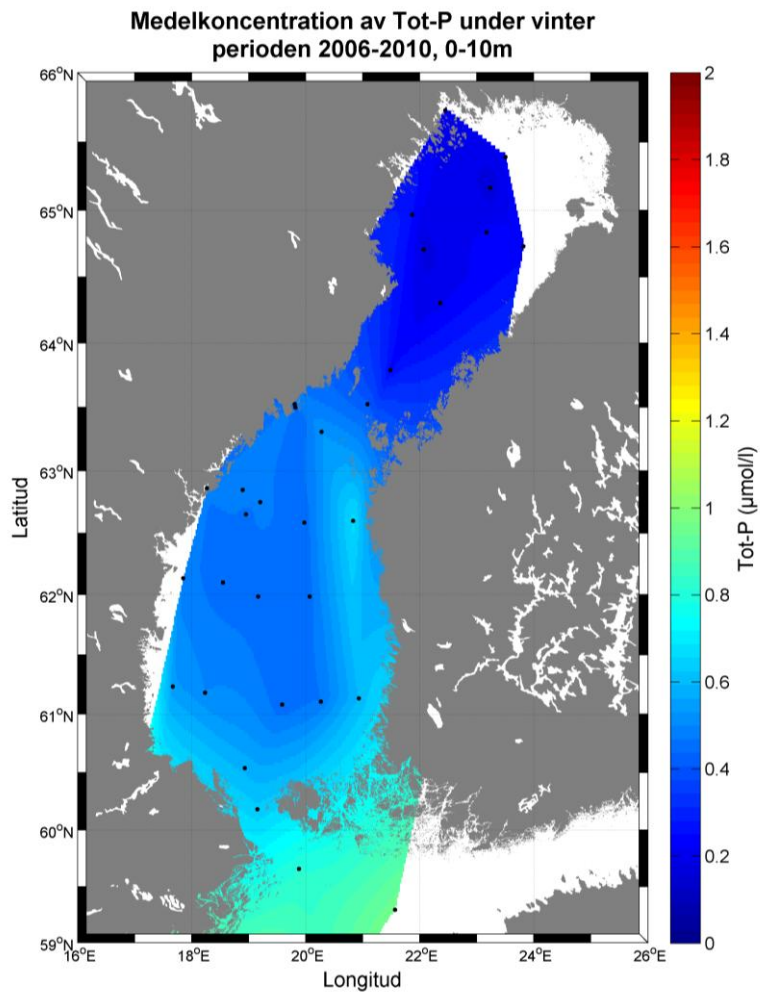
Figur 3.23 a. Medelkoncentration i ytvattnet av totalkväve under vintern i Egentliga Östersjön. De röda strecken i öster är interpoleringseffekter och ej verkliga värden. Detta kan uppstå vid tillgång till få datapunkter och då en punkt längst ut har avvikande värde från omgivande punkter.



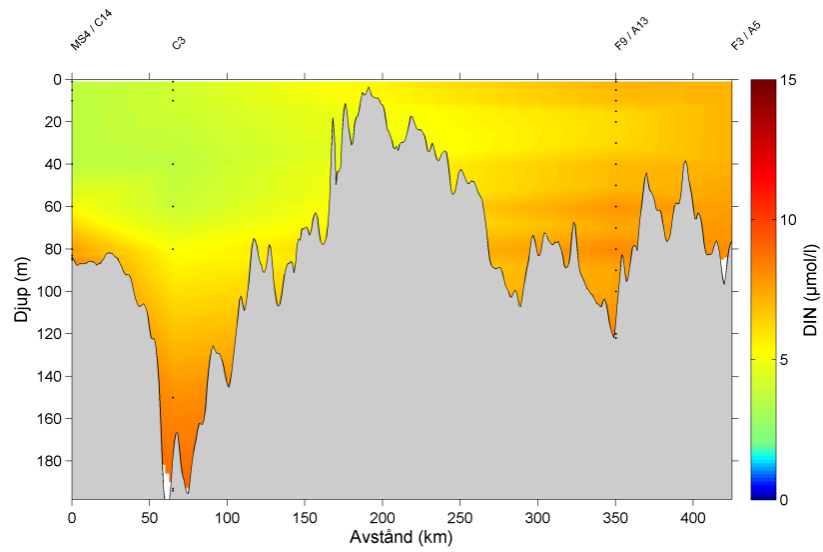
Figur 3.23 b. Medelkoncentration i ytvattnet av totalfosfor under vintern i Egentliga Östersjön.



Figur 3.24 a. Medelkoncentration i ytvattnet av totalkväve under vintern i Bottniska viken.

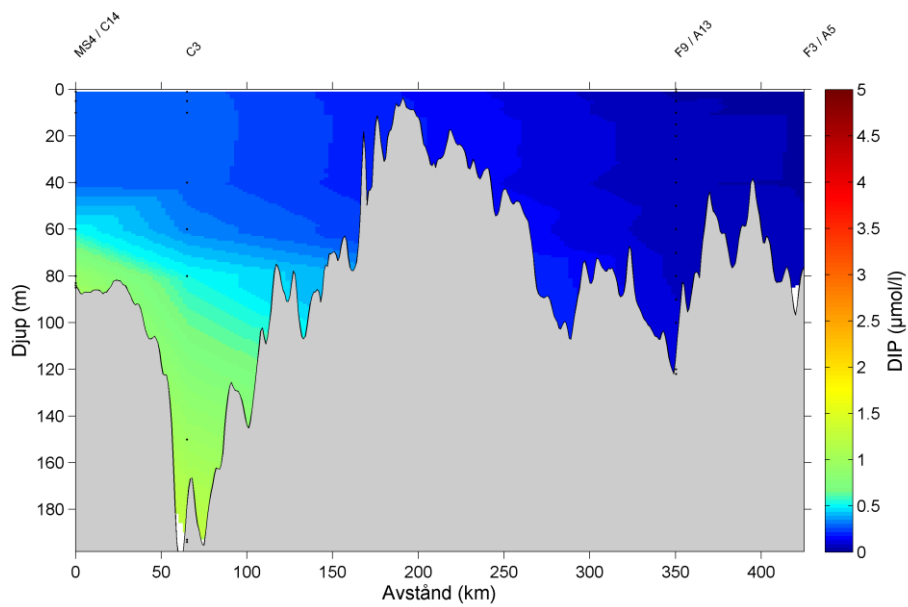


Figur 3.24 b. Medelkoncentration i ytvattnet av totalfosfor under vintern i Bottniska viken.

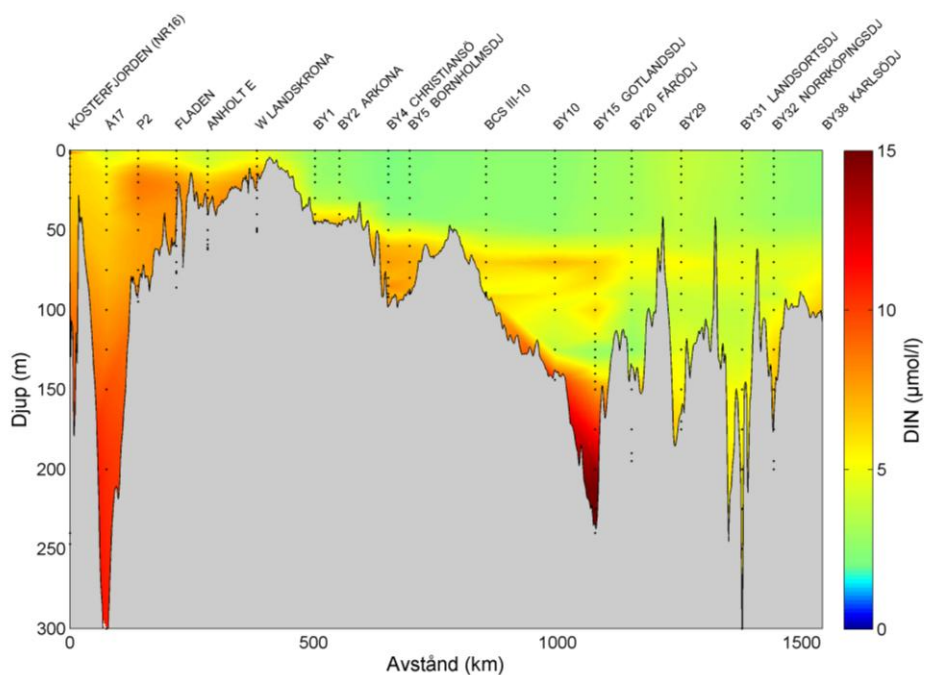


Figur 3.25 a. Medelkoncentration av DIN (löst organiskt kväve) under vintern i Bottniska viken. Mätstationerna är desamma som på kartan i figur 2.2.

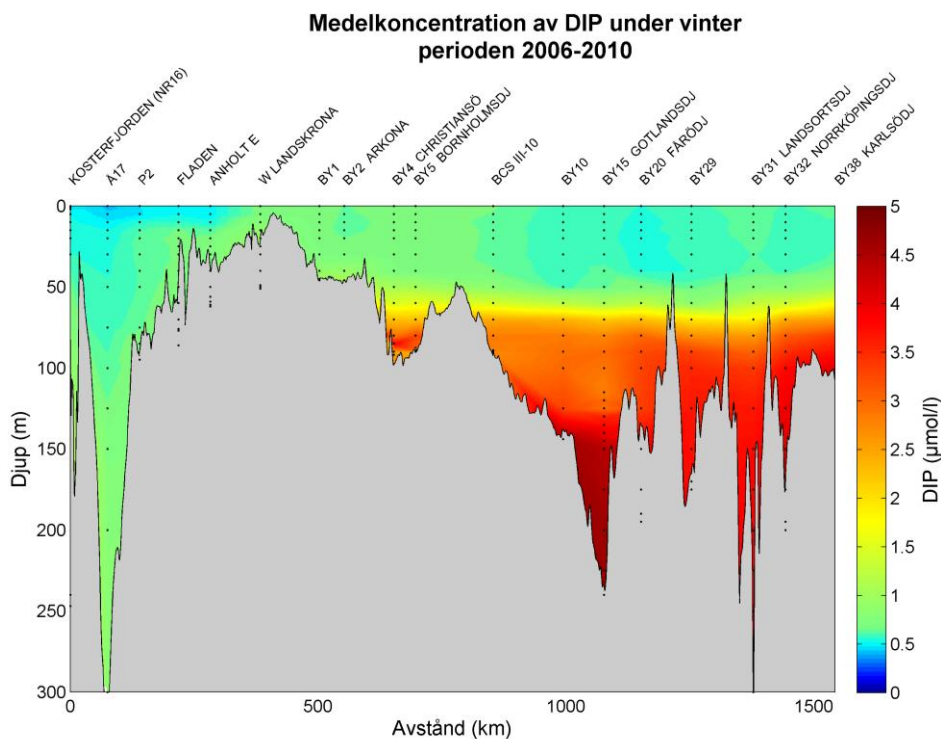
**Medelkoncentration av DIP under vinter
perioden 2006-2010**



Figur 3.25 b. Medelkoncentration av DIP (löst organisk fosfor) under vintern i Bottniska viken. Mätstationerna är desamma som på kartan i figur 2.2.



Figur 3.26 a. Medelkoncentration av DIN (löst oorganiskt kväve) under vintern i Västerhavet och Egentliga Östersjön. Mätstationerna är desamma som på kartan i figur 2.4.



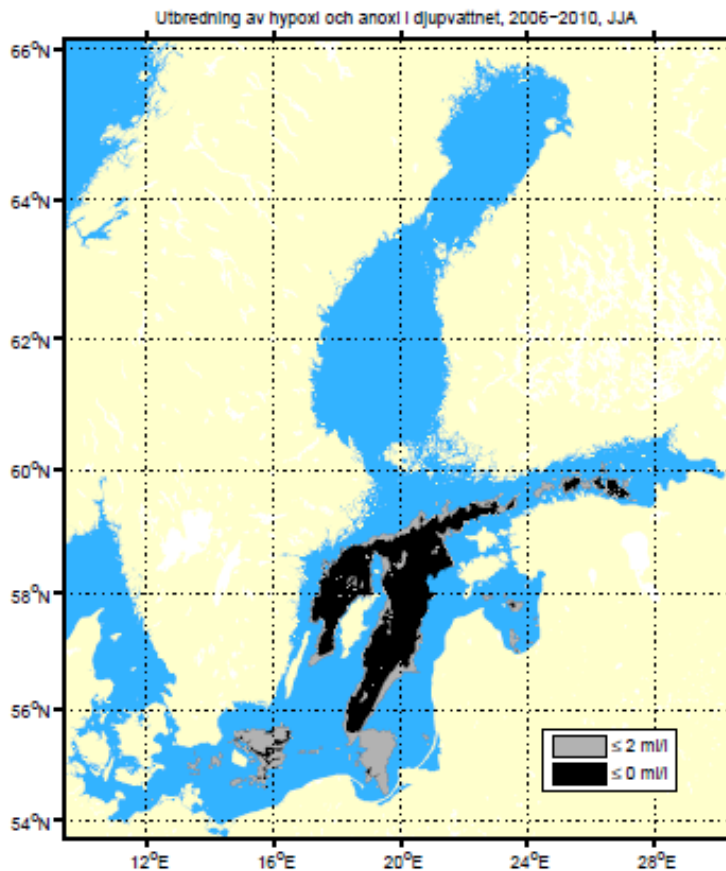
Figur 3.26 b. Medelkoncentration av DIP (löst oorganisk fosfor) under vintern i Västerhavet och Egentliga Östersjön. Mätstationerna är desamma som på kartan i figur 2.4.

Syre

Eftersom djupvatteninflöden till Östersjöns djupa bassänger är sporadiska är djupvattnet stagnant i långa perioder med syrgasbrist som följd. Vid ett inflöde förbättras i första hand södra delen av Egentliga Östersjön medan det äldre vattnet med lågt syrenehåll lyfts upp och förflyttas norrut. Ju större volym och intensitet ett inflöde har desto större områden kan få en förbättrad syresituation.

Stora delar av Egentliga Östersjöns botten har låga syrekoncentrationer av syre eller är helt syrefria. Störst utbredning av syrebrist enligt figur 3.27 är det under sommarperioden medan det tenderar till att vara något större utbredning av låga syrekoncentrationer under höstmånaderna. Problem med syrebrist finns också kustnära i fjärdar och vikar med begränsat vattenutbyte i bottenvattnet.

För den specifika perioden är det låga syrgashalter i Kattegatt under våren. Detta beror antagligen på nedbrytning av vårbloomningen i Skagerrak uppstår problem med låga syrehalter framför allt i fjordarna, som har ett begränsat vattenutbyte i bottenvattnet. Bottniska viken har inga problem med låga syrgaskoncentrationer.



Figur 3.27. Kartan visar medelutbredningen, sommartid, av områden med låga syrekoncentrationer respektive helt syrefria förhållanden beräknat som ett genomsnitt för perioden 2006-2010.

3.6.2. Tillförsel av näringsämnen och organiskt material

I både Västerhavet och Östersjön beräknas tillförseln av näringsämnen ha ökat mer än fyra gånger de senaste hundra åren. På senare år finns indikationer på att tillförseln börjat minska. Tillförseln till svenska vatten kommer från landbaserade källor, atmosfäriskt nedfall direkt på havet och tillförsel från andra havsområden.

Tillförsel från land

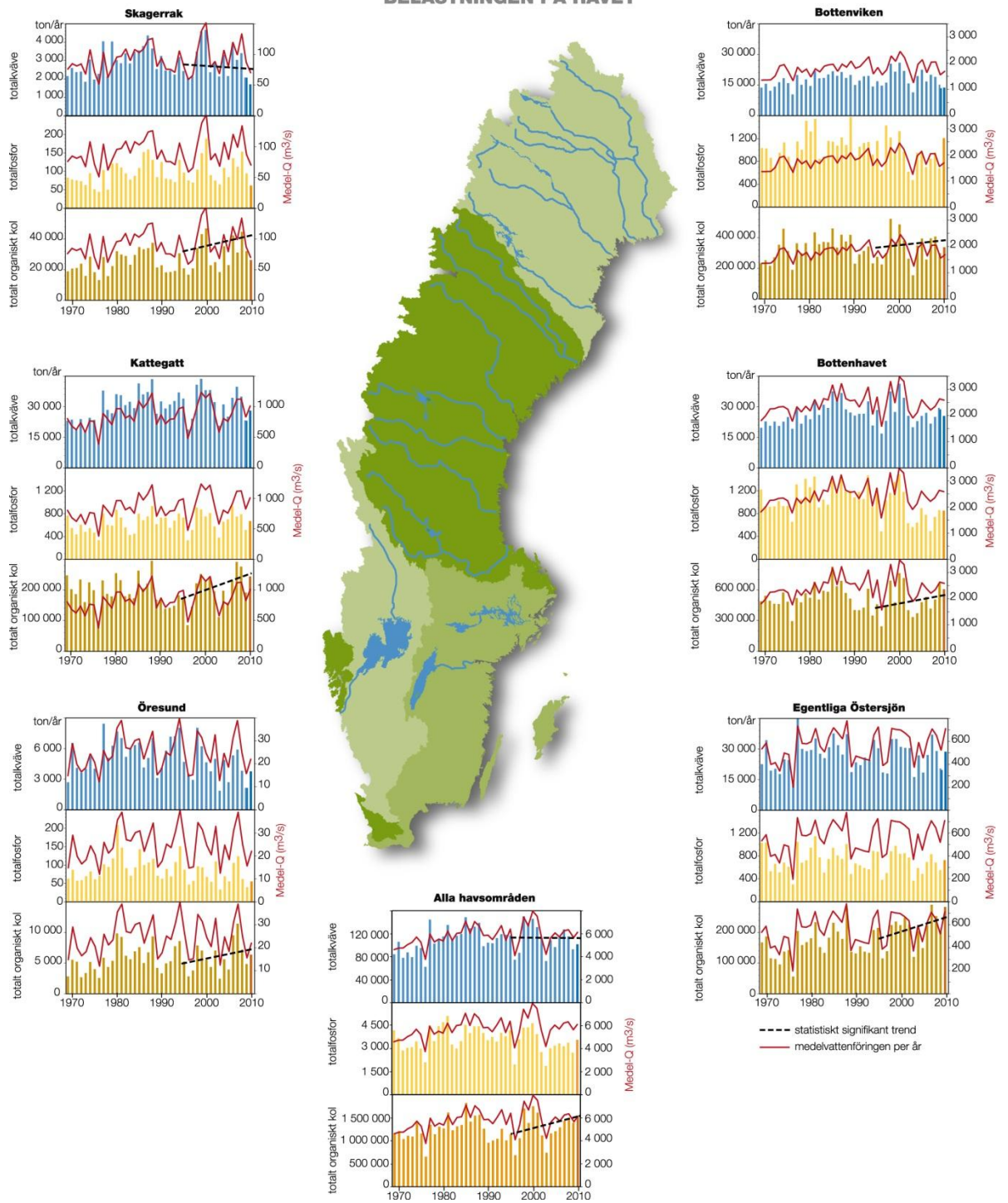
Utvecklingen i tillförseln av kväve och fosfor via vattendragen beskrivs i figur 3.28. Trender från 1995 till och med 2010 har analyserats. Den enda fastställda trend som finns är för en minskande kvävetillförsel till Skagerrak. Tillförsel av organiskt material från vattendragen visas som mängden organiskt kol. Trenden visar en ökad belastning till samtliga svenska havsområden.

När det gäller den av människan orsakade tillförseln av näringsämnen från land visar beräkningar (SMED 2011) att ca 33 000 ton kväve tillfördes Östersjön under 2009, för Nordsjön var tillförseln under samma period ca 26 000 ton. För fosfor var motvarande siffror 850 respektive 510 ton, se figur 3.33-3.34.

De aktiviteter som främst bidrar till belastningen av näringsämnen är jord- och skogsbruk, kommunala reningsverk, dagvatten från tätorter och vägar m.m., industrier, enskilda avlopp och i fallet med kväve även atmosfärisk deposition. I Östersjön dominerar bidragen från jordbruket tillsammans med industrin och därefter atmosfäriska depositioner på sjöytor. I Nordsjön är jordbruket den i särklass största källan med (ca 50 %), andraplatsen delas av de kommunala reningsverken tillsammans med atmosfärisk deposition på sjöytor, se figur 3.29.

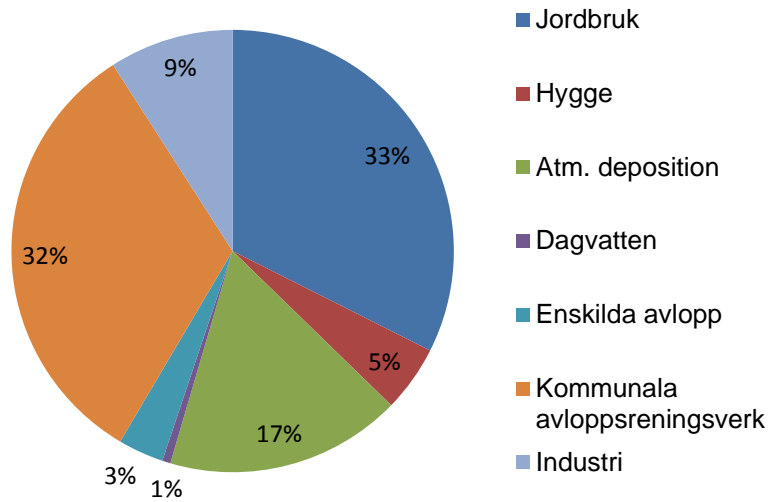
Av beräkningarna framgår också att bidraget av kväve från kustnära områden (dvs. områden som ligger tillräckligt nära havet för att ingen naturlig retention äger rum mellan utsläppspunkten och havet) är 41 % i Östersjön och 43 % i Nordsjön. När det gäller källfördelningen av bidragen av kväve från kustnära områden är jordbruket helt dominerande inom Östersjöområdet (ca 50 %) därefter följer kommunala reningsverk och industri, se figur 3.31. I Nordsjön är jordbrukets bidrag avseende kväve än mer dominant (ca 65 %) med kommunala avloppsreningsverk på tydlig andraplats (23 %), se figur 3.32. För fosfor har motsvarande siffror inte kunnat tas fram. Uppgifterna är viktiga för det kommande arbetet med utformningen av ett effektivt åtgärdsprogram för havsmiljön och en eventuell anpassning av åtgärdsprogrammen inom vattenförvaltningen.

BELASTNINGEN PÅ HAVET



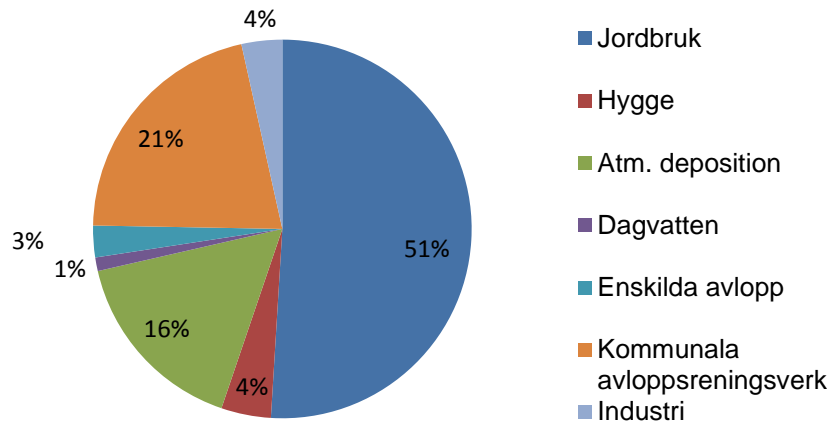
Figur 3.28. Diagram över tillförseln av kväve (blå), fosfor (gul) och organiskt material (orange) via vattendragen till de olika havsbassängerna runt Sverige. Från HAVET-rapporten 2011.

Tillförsel av kväve till Östersjön 2009, 33000 ton



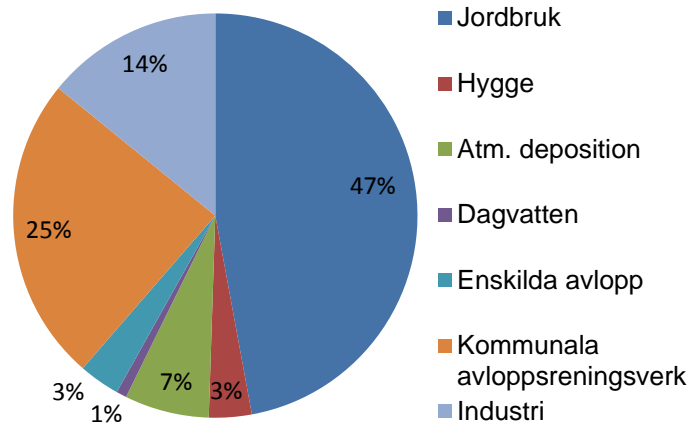
Figur 3.29. Källfördelning av tillförseln av kväve från land. Data från SMED (2011). I atmosfärisk deposition ingår inte depositionen på havsytan.

Tillförsel av kväve till Nordsjön 2009, 25900 ton



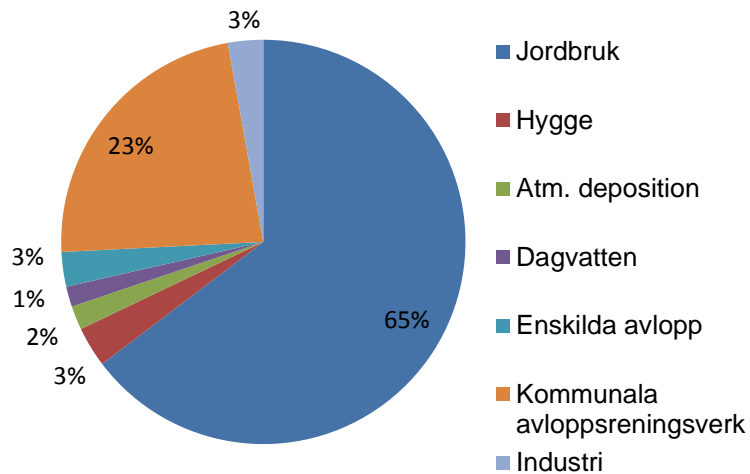
Figur 3.30. Källfördelning av tillförseln av kväve från land. Data från SMED (2011). I atmosfärisk deposition ingår inte depositionen på havsytan.

Tillförsel av kväve till Östersjön 2009 från kustnära områden (ingen naturlig retention), 13 600 ton



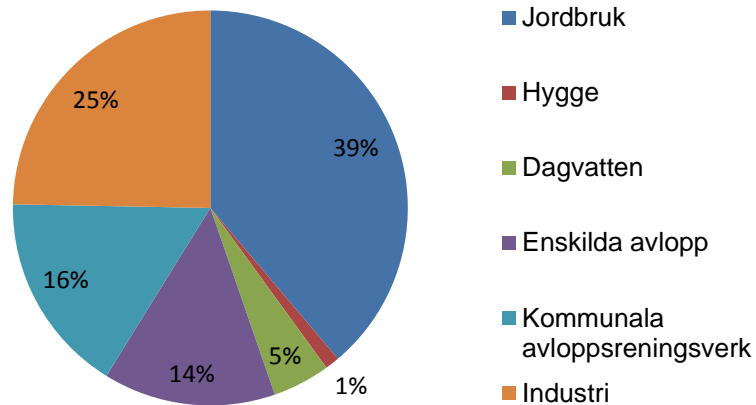
Figur 3.31. Källfördelning av kvävetillförsel från kustnära områden från vilka ingen retention sker. Från SMED (2011). I atmosfärisk deposition ingår inte depositionen på havsytan.

Tillförsel av kväve till Nordsjön 2009 från kustnära områden (ingen naturlig retention), 11 100 ton



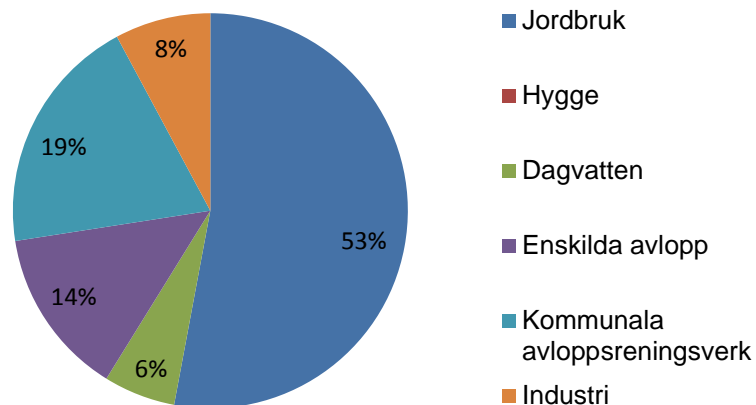
Figur 3.32. Källfördelning av kvävetillförsel från kustnära områden från vilka ingen retention sker. Från SMED (2011). I atmosfärisk deposition ingår inte depositionen på havsytan.

Tillförsel av fosfor till Östersjön 2009, 850 ton



Figur 3.33. Källfördelning av fosfor från land. Från SMED (2011).

Tillförsel av fosfor till Nordsjön 2009, 510 ton



Figur 3.34. Källfördelning av fosfor från land. Från SMED (2011).

Tillförsel via atmosfärisk deposition på havet

Tillförseln genom atmosfärisk deposition direkt på havet har inte kvantifierats för de svenska havsområdena. I genomsnitt bedöms den atmosfäriska depositionen stå för ca 25 % av den antropogena tillförseln till havet. Depositionen varierar dock och är större i söder (Västerhavet och Egentliga Östersjön) jämfört med i norr (Bottniska viken). Även om många åtgärder har satt in för att minska utsläppen från till exempel transporter på land och till sjöss så har de totala utsläppen inte minskat på grund av ökad trafik totalt.

Tillförsel från andra havsområden

Tillförseln från andra havsområden har inte kvantifierats i denna rapport. Generellt så sker en transport av näringsämnen från västra delarna av Nordsjön in i Skagerrak och Kattegatt. Det sker också en betydande transport av näringsämnen från Östersjön till Kattegatt och Skagerrak genom Öresund och de danska Bälten.

3.6.3. Bedömning av miljötillstånd

I Västerhavet bedöms enligt CEMP hela Kattegatt och kustnära områden i Skagerrak vara problemområden när det gäller övergödning. Skagerraks utsjövatten bedöms inte vara ett problemområde. Även i vattenförvaltningens statusklassning 2009 bedöms kustvattnen ha övergödningssproblem även om bedömningsgrunderna för kemiska-fysiska parametrar inte alltid indikerar att så är fallet.

Även den fördjupade utvärderingen av miljökvalitetsmålet Ingen övergödning talar om övergödningssproblem i Västerhavet.

I Östersjön är skillnaden stor mellan Egentliga Östersjön och Bottniska viken. Bottenviken bedöms inte ha problem med övergödning medan det i Bottenhavet finns indikationer på problem. I Egentliga Östersjön är problemen med övergödning störst. Detta framkommer av HELCOMs bedömningar, den fördjupade utvärderingen av miljökvalitetsmålet och av vattenförvaltningens statusklassning.

Övergödning i svenska vatten påverkar habitat i både vattenmassan och på olika typer av bottenar. Även fisk kan påverkas indirekt av övergödning.

Utförligare beskrivningar av detta framgår i avsnitten om biologiska samhällen och funktionella grupper i kapitel 2.

3.6.4. Miljöövervakning

Övervakning av näringsämnen och syreförhållanden sker inom nationella och regionala program liksom inom olika typer av recipientkontroll. En i stort sett heltäckande beskrivning av stationer och vilken övervakning som sker finns beskriven inom datavärdskapet för oceanografiska data på SMHI:s hemsida med adressen

<http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/Havsmiljodata/oceanografiskt-datacenter-1.3798>

3.7. Biologiska störningar

3.7.1. Tillförsel av patogena organismer

Inga kriterier för tillförsel av patogena organismer finns enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU). Kriterier för bedömning av badvattenkvalitet som kan ge en indikation på tillförsel av patogena organismer finns i badvattendirektivet 2006/7 EG.

Varje sommar provtas svenska badvatten utifrån temperatur, vattenkvalitet och förekomst av algblomning. Övervakningen utförs av kommunerna på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och data rapporteras till den nationella datavärden Smittskyddsinstitutet (SMI) samt till EU-kommissionen inom ramen för badvattendirektivet (2006/7/EG). SMI driver också websidan Badplatsen (<http://badplatsen.smi.se>) där analysresultaten från kommunernas provtagning av badvatten förs in och presenteras för allmänheten.

Provtagning sker generellt under juni, juli och augusti med vissa variationer kommuner emellan. Bedömningen av badvattnets kvalitet baseras på förekomsten av organismerna *Escherichia coli* samt intestinala enterokocker. Förhöjda halter av de angivna bakterierna indikerar att det skett en förorening av fekalt material (exempelvis via avloppsvatten). Höga koncentrationer av bakterier och virus kan orsaka smittspridning till badande människor.

Algblomningar kan också vara skadliga eftersom vissa alger innehåller så kallade algtoxiner som kan orsaka utslag, klåda och olika mag-tarmsbesvär hos människor. Otjänliga vatten kan också innehålla en parasit (*cercarier*) som är ofarlig men som kan orsaka obehaglig klåda, så kallad badklåda. Cercarierna förekommer och sprids via vissa sötvattensnäckor, där snäckorna är mellanvärd för cercarierna, och förekommer alltså inte enbart i otjänliga vatten.

I Sverige fanns under badsäsongen 2010 461 så kallade EU-bad, 254 kustbad respektive 207 inlandsbad som provtogs enligt direktivet. Enligt bedömningen nådde 76,1 % av baden upp till de strängaste kriterierna efter badsäsongen 2010, medan 97,4 % nådde den näst högsta nivån. Inom den högsta och näst högsta nivån tilläts inga otjänliga prov. Elva bad, 2,4 % hade ett eller flera otjänliga prov under säsongen.

Mätningar av bakteriehalter i musslor sker som ett led i livsmedelskontrollen enligt EU-förordning. I Sverige sker kommersiell skörd av musslor endast i Skagerrak och norra delarna av Kattegatt varför kontrollen är begränsad till dessa områden. Halter över gränsvärden förekommer under begränsade perioder i vissa områden. I dessa fall stängs områdena för skörd.

3.7.2. Främmande arter

Kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för främmande arter är 2.1 och 2.2. Svenska indikatorer för dessa är inte färdigutvecklade.

I EU-kommissionens beslut om kriterier och metodologisk standard för god miljöstatus (2010/477/EU) för Deskriptor 2, främmande arter, påpekas att det finns begränsad kunskap om effekter av främmande arter och att det behövs en hel del vetenskapligt och tekniskt arbete för att utveckla användbara indikatorer för att kunna bedöma miljöstatus för denna deskriptor. En av de föreslagna indikatorerna för vilken man idag kan hitta data är trender för abundans. Det är den enda indikator som expertgrupper inom HELCOM och

OSPAR än så länge kunnat enas om. Förslaget är att använda en trendindikator för att mäta ”ankomsten av främmande arter per tidsperiod” (förslagsvis sexårsscykel). En trend som är minskande och målet är ”så nära noll introduktioner per tidsperiod som möjligt”, kan spegla om åtgärder som barlastvattenrening lyckas minska introduktionerna. En sammanställning av informationen på webbsidan frammandearter.se visar hur många arter som rapporterats introducerade per tidsperiod (figur 3.37).

3.7.2.1. Aktuella förhållanden

För närvarande finns 75 främmande arter registrerade i svenska vatten. Av dessa påträffas 49 i Västerhavet och 38 i Östersjön och tio fanns i både Östersjön och Västerhavet. Detta kan jämföras med HELCOMs lista över främmande arter som bekräftats i Östersjön (109 arter), arter som rapporterats men som man inte känner utbredningen hos (42 arter) och arter man förväntar sig skulle kunna anlända (Target list, 140 arter, se HELCOM HOLAS). Detta betyder att det finns ett stort antal främmande arter i Sveriges närområden och som skulle kunna spridas hit. Till HELCOM område inräknas även Kattegatt, så för Sveriges del saknas information om Skagerrak. Någon enhetlig sammanställning av främmande arter i Västerhavet finns inte tillgänglig.

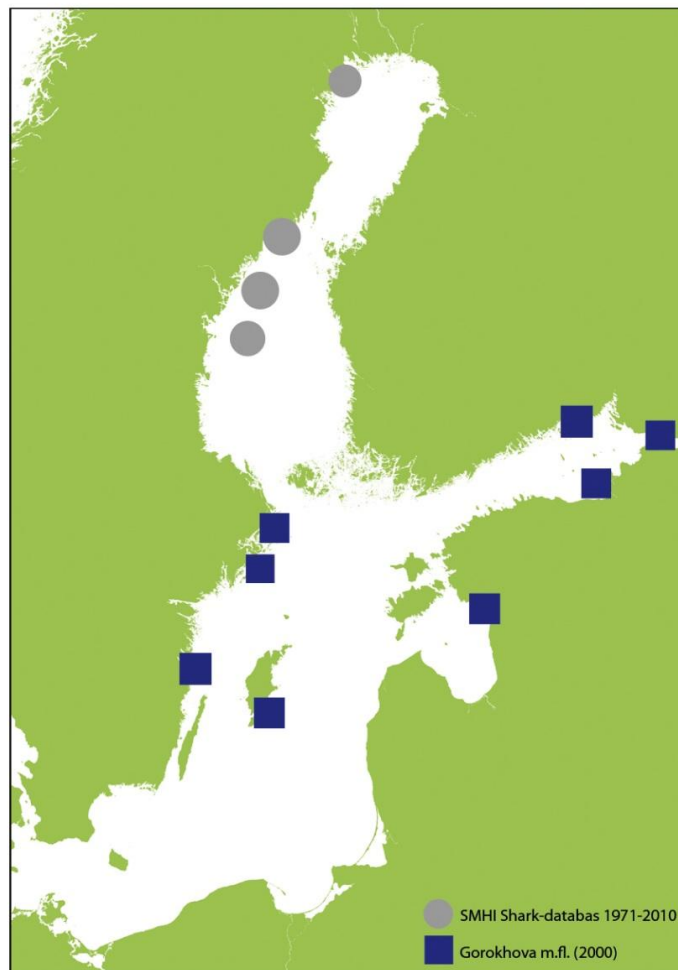
På www.frammandearter.se framgår också vilka av arterna som enligt internationella artlistor (NOBANIS, DAISE, GISD, IOC) bedöms vara invasiva eller skadliga (31 arter). Bedömningen behöver dock inte betyda att de är invasiva i svenska vatten. I en bedömning över vilka av de invasiva arter som sprids med barlastvatten som innebär störst sammanvägda risk för effekter på ekosystem, människors hälsa och socioekonomiska värden listas 10 arter (tabell 3.4). I en utredning av vilka främmande arter som bedöms ge de största problemen för fisket och vattenbruket i de fyra stora sjöarna och det svenska havsområdet utpekades följande 6 arter: (1) amerikansk kammanet (2) japanskt jätteostron, (3) signalkräfta, (4) rovvattenloppa (5) amerikansk hummer och (6) svartmunnad smörbult (Fiskeriverket 2008c).

Tabell 3.4. Topplista över de arter som sprids via barlastvatten som bedöms innebära störst risk för effekter på ekosystem, människors hälsa och socioekonomiska värden i Sverige enligt Josefsson (2011).

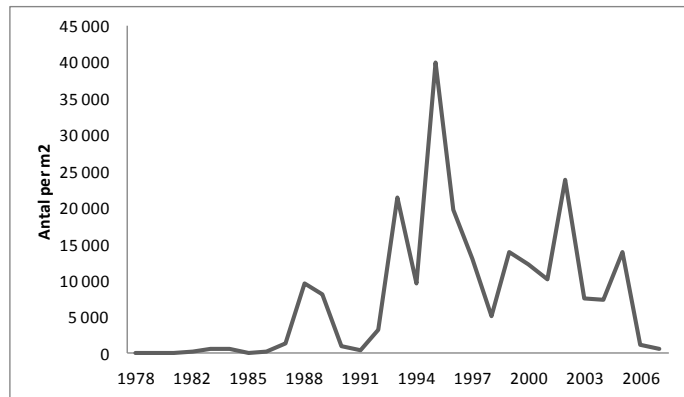
1. <i>Cercopagis pengoi</i>	rovvattenloppa
2. <i>Ensis directus</i>	knivmussla
3. <i>Karenia mikimotoi</i>	dinoflagellat
4. <i>Alexandrium minutum</i>	dinoflagellat
5. <i>Mnemiopsis leidyi</i>	amerikansk kammanet
6. <i>Crassostrea gigas</i>	jätteostron
7. <i>Eriocheir sinensis</i>	ullhandskrabba
8. <i>Balanus improvisus</i>	havstulpan
9. <i>Neogobius melanostomus</i>	svartmunnad smörbult
10. <i>Prorocentrum minimum</i>	dinoflagellat
11. <i>Coscinodiscus wailesii</i>	kiselalg

I figur 3.35 och 3.38 visas exempel på utbredning av några arter som utpekats som invasiva. Data över arterna finns tillgängliga till exempel i SMHIs databas Shark (plankton, bottendjur och makroalger), på webbplatserna Nobanis.org och frammandearter.se samt i SLUs databaser för fisk och bottendjur. Övervakningsdata kan kompletteras med allmänheten och forskares inrapporterade fynd, för att ge en mer övergripande bild av utbredning av en art. I figur 3.38 visas utbredning av den kinesiska ullhandskrabban. I figur 3.35 kan man se ett exempel på hur svårt det är att bedöma utbredningen av en art om dess förekomst varierar i tid och rum. Miljöövervakningsdata mellan 1971 och 2010 visar att *Cercopagis* sp. förekommer i Bottenhavet och Bottenviken medan Gorokhova med flera (2000) även hittat den längre söderut längs Sveriges kust, i Egentliga Östersjön.

I figur 3.36 ses trenden för Nya Zeeländsk tusensnäcka, *Potamopyrgus antipodarum*, enligt data från recipientkontrollprogrammet för Forsmarks kärnkraftverk (data från Karås med flera., 2010). Detta är ett av få exempel på att det går att följa utvecklingen av en enstaka främmande art.



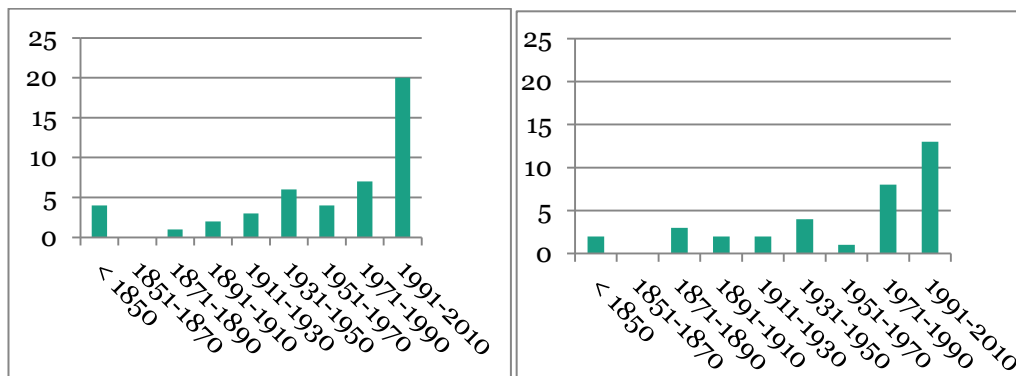
Figur 3.35. Fyndplatser för *Cercopagis* sp. Runda märken enligt SMHIs Shark-databas (1971-2010) och kvadrater enligt en artikel från 2000 (Gorokhova med flera., 2000).



Figur 3.36. Förekomst av Nya Zeeländsk tusensnäcka, *Potamopyrgus antipodarum*, i vårprovtagning i Biotestsjön utanför Forsmarks kärnkraftverk från 1978-2007.

3.7.2.2. Bedömning av miljötillstånd

Antalet främmande arter ser ut att ha ökat kraftigt de senaste 30-40 åren och liknande mönster har noterats i andra delar av världen. Ökningen anses bland annat bero på ökad fartygstrafik och handel (fler arter och individer transporteras), snabbare fartyg (fler överlever transporten), men det kan också vara en effekt av att man studerat havet mer (man upptäcker fler arter) och dessutom börjat använda genetiska metoder för att skilja arter åt. Det är en art rapporteras behöver inte vara samma som det år arten anlände för första gången. Och att upptäckas en gång säger inget om hur arten lyckats etablera sig. Man får också komma ihåg att alla främmande arter inte har negativa effekter. Fokus bör vara på de invasiva arterna.



Figur 3.37. Antal rapporterade nyintroducerade arter per tidsperiod om 20 år i svenska vatten i Västerhavet till vänster och Östersjön till höger.

3.7.2.3. Aktuell miljöövervakning och datainsamling

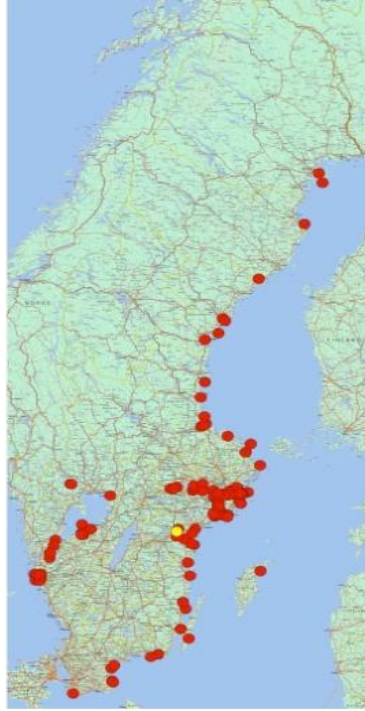
Riktad övervakning av främmande arter finns bara i fåtal fall och oftast är det en tillfällig åtgärd, när en ny art förväntats eller redan anlant. Ett exempel är svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*) som rapporterades 2008,

och för vilken ett mindre övervakningsprogram inrättades för att utreda artens spridning därefter (Florin & Karlsson 2011). Det finns också organiserad inrapportering från forskare eller allmänhet, till exempel för kinesisk ullhandskrabba (*Eriocheir sinensis*), i regi av Naturhistoriska riksmuseet.

I den reguljära miljöövervakningen, nationell, regional och lokal, finns inom programområdet Kust och Hav i dagsläget 60 pågående miljöövervakningsprogram (utdrag ur Vatteninformationssystem Sverige, VISS 2011-12-16). Miljöövervakning sker av skilda organismgrupper som plankton, bottendjur, makroalger, fisk, och däggdjur. Från befintlig miljöövervakningsdata kan man få information om utbredning och förekomst av vanliga främmande arter, till exempel havsborstmasken *Marenzelleria spp.* (se figur 2.38) eller vattenloppan *Cercopagis sp.* (figur 3.35). Det är dock svårt att använda befintlig miljöövervakning för att upptäcka när en ny art anländer, eftersom den vanliga miljöövervakningen oftast inte innefattar hamnar och andra områden som är de troligaste ankomstplatserna för fartygsburna främmande arter. De flesta oavsiktliga introduktionerna av akvatiska främmande arter sker via fartygstrafik, antingen via barlastvattnet eller som påväxt på fartygsskrovet (Leppäkoski och Gollasch 2006).

Vid jämförelse av tidpunkt för ankomst hos några av de främmande arter som nämns på webbsidan www.frammandearter.se med tidpunkt för när de dyker upp i miljöövervakningen noterades en stor skillnad mellan när arten först rapporteras och när den dyker upp i miljöövervakningen. Ett bra exempel är den svartmunnade smörbulten som rapporterades första gången hösten 2008 i Karlskrona skärgård, sedan 2009 i Göteborgs hamn och 2010 i Visby hamn, i samtliga fall av privatpersoner. Den har fortfarande inte påträffats i den reguljära miljöövervakningen.

Den kinesiska ullhandskrabban, som påträffades i Sverige första gången i Bråviken i Östergötland 1932 (Lundin med flera 2007) har sedan dess påträffats med jämna mellanrum längs i stort sett hela den svenska Östersjökusten och under 2000-talet kunde man se en drastisk ökning av ullhandskrabban i Vänern och Mälaren, som dock sedan gick tillbaka snabbt igen (Drotz med flera 2010). Trots att arten är relativt vanlig (figur 3.38) och fångas i fiskeredskap så finns enbart en rapport från miljöövervakningen i Östersjön och Västerhavet. Arten påträffades 2009 i samband med en tidsbegränsad uppföljning av fiskefritt område i södra Stockholms skärgård, det vill säga inte inom den reguljära miljöövervakningen.



Figur 3.38. Rapporterade fynd av Ullhandskrabba tom 2007. Den gula punkten visar var arten först påträffades 1932 (från Lundin med flera 2007). Den har ännu inte påträffats i den reguljära miljöövervakningen.

Mikroalgen *Karenina mikimotoi* rapporterades första gången 1981 (Jansson 1994) men finns med i SMHIs databas först 2001. Havsborstmasken *Marenzelleria viridis* ingick i SMHIs databas redan 1995, men det var ett fynd i Östersjön och numera anser man att det var frågan om *Marenzelleria neglecta*. *Marenzelleria viridis* bekräftades först 2002 utanför Helsingborg. Vattenloppan *Cercopagis sp.* rapporterades första gången i svenska vatten 1997, men återfinns i SMHIs databas 2006.

Resultaten visar att data från den nuvarande miljöövervakningen inte går att använda för att beskriva när en art först anlände till Sverige, utan datainsamlingen måste kompletteras med antingen utökad tidsmässig och rumsmässig täckning inom den reguljära miljöövervakningen, eller genom att nyttja andra data, som observationer från forskare och allmänhet. Just nu pågår en sammanställning av vilken miljöövervakning som sker i alla ICES medlemsländer och hur den kan användas för att övervaka utbredningen av främmande arter, vilket kommer att stöda havsmiljöförordningen. Sammanställningen utförs av WGITMO (ICES Working Group on Introduction and Transfer of Marine Organisms) och kommer att presenteras på ett arbetsgruppsmöte i mars 2012.

Bristanalyt

Den reguljära miljöövervakningen missar anländandet av främmande arter och ger en skev uppfattning om utbredningen, inte minst i den initiala spridningsfasen. Problemet är att de platser där risken för ankomst är störst är områden

med mycket båttrafik, medan den mesta övervakningen sker i andra områden. Särskilda övervakningsprogram borde upprättas i riskområden, såsom hamnar.

Ett annat problem med dagens övervakning är att provtagningen oftast sker vid ett tillfälle per år, det vill säga om arten inte är fångstbar vid provtagningstillfället kan man missa den. Vissa planktonarter uppträder till exempel bara pelagiskt under korta delar av året och en del fiskarter vandrar in och ut mellan kustnära miljö och utsjön. Ytterligare ett problem kan vara att taxonomiskt skilja en främmande från en inhemsk art. Ett projekt vid Naturhistoriska riskmuseet pågår, med syfte att med genetiska metoder kunna skilja olika arter åt (Lyrholm 2009).

Eftersom miljöövervakningen har brister är det viktigt att kunna använda andra metoder för att upptäcka och följa utvecklingen av främmande arter. I flera fall har de främmande arterna upptäckts utanför den ordinarie miljöövervakningen. Det finns ett behov av en samlad rapporteringsplats där allmänhet och privata aktörer kan rapportera sina fynd. Ett tänkbart alternativ är Artportalen som drivs av Artdatabanken vid SLU, där vem som helst kan rapportera fynd av olika arter. För att möjliggöra detta krävs dock en informationsinsats, i synnerhet riktad till länsstyrelser och kommuner, men även forskare och allmänheten om vikten av att rapportera fynd och hur rapportering går till.

Även om man kan göra utbredningskartor för främmande arter genom att kombinera miljöövervakningsdata med rapporter från vetenskapliga artiklar och andra rapporter, är en basinventering nödvändig för att få en baslinje för vilka arter som finns i landet och var. I en sådan inventering bör även så kallade hotspots, som hamnar, ingå.

För att bedöma effekter av främmande arter (indikator 2.2.2.) behövs mycket forskning, men ett alternativ skulle vara att använda sig av ett så kallat Bio Pollution Level Index, som är en föreslagen indikator.

3.7.3. Selektivt uttag av arter (inklusive icke-mål arter)

De kriterier enligt kommissionsbeslutet (2010/477EU) som är relevanta för selektivt uttag av arter är 3.1, 3.2, 3.3, och 6.2, men även kriterier under deskriptorerna 1 och 4 är relevanta. Svenska indikatorer är inte utvecklade.

Allt fiske är selektivt i någon mening. Dels genom att olika arter har olika fångstbarhet i ett redskap och dels genom att redskap fångar olika storleksklasser inom en art med olika framgång. Ett selektivt fiske anses generellt vara något positivt i förvaltningen eftersom fisket på en art då kan regleras direkt i förhållande till beståndets status oberoende av bifångstarter. Ur ett ekosystemperspektiv kan dock ett selektivt uttag ha stora effekter på hela näringsväven då ett omfattande fiske på en trofisk nivå kan ge upphov till kaskadeffekter i födoväven eller förändra födobasen för högre trofinivåer. Ett exempel på detta är Östersjön där fisket efter topp-predatorn torsk har fått

konsekvenser för näringsväven så att bytesfisk (skarpsill) ökar, djurplankton som en konsekvens minskar, vilket i slutändan kan ge en ökad frekvens av algblomningar (Casini med flera 2009).

Generellt innebär uttaget av fisk och skaldjur alltid att energi och näringsämnen avlägsnas ur de marina födovävarna. Rumsliga mönster samt tidstrender i uttaget kan därför vara en relevant påverkansindikator att ta hänsyn till när statusen hos födovävar bedöms. Den biologiska störning som orsakas av fisket innefattar även oönskad bifångst av känsliga arter som hajar och rockor m.m., samt marina däggdjur och fåglar. Gemensamt för dessa arter är att de har förhållandevis stor kroppsstorlek, sen könsmognad och liten reproduktionskapacitet, vilket gör dem utsatta för oselektiva fisken och begränsar arternas förmåga till återhämtning från fiskeriinducerad dödlighet.

Det selektiva uttaget av arter (inklusive icke målarter) har här delats upp i pelagiska (frivattenlevande) och demersala (bottennära) arter. Till de pelagiska arterna räknas här sill/strömming, skarpsill, ansjovis, makrill, räka, tobis och siklöja. Övriga arter är definierade som demersala arter. Även fisket kan delas in på motsvarande vis i ett pelagiskt fiske efter arter som i huvudsak fångas i den fria vattenmassan och ett demersalt fiske där målarterna består i huvudsak av bottenlevande arter.

Pelagiskt fiske

De viktigaste två arterna i det svenska pelagiska fisket är sill och skarpsill, dessa fångas i huvudsak med pelagiska flyttrålar (dvs. genom trålning utan bottenkontakt). En semipelagisk art som ökat i landningar under senare år är tobis som fiskas i Skagerrak och Nordsjön. Andra redskap som används inom fisket efter pelagiska arter är olika typer av vadar.

Demersalt fiske

Det svenska demersala fisket i Nordsjön skiljer sig mellan Kattegatt och Skagerrak. Det demersala fisket i Kattegatt är till största delen inriktat på havskräfta, torsk och plattfisk (främst rödspotta). Fisket bedrivs huvudsakligen med hjälp av bottentrål. I Skagerrak är det demersala fisket inriktat på havskräfta, räka, rundfisk (främst torsk, kolja och gråsej) och plattfisk (främst rödspotta och rödtunga). Fisket efter fisk och räka bedrivs huvudsakligen med hjälp av bottentrål medan fisket efter kräfta även bedrivs med burar. Det demersala fisket i Skagerrak kan grovt delas in i följande fisken; trålfiske efter fisk, trålfiske efter kräfta (med eller utan artselektörande rist), trålfiske efter räka (med eller utan artselektörande rist), trålfiske efter rödtunga och burfiske efter kräfta. Fiske med garn är numer av liten betydelse.

Det demersala fisket i Östersjön är huvudsakligen inriktat på torsk och är det ekonomiskt sett viktigaste svenska fisket. Torsken fångas framför allt med trål (bottentrål och flyttrål), garn (nät) och krok (långrev).

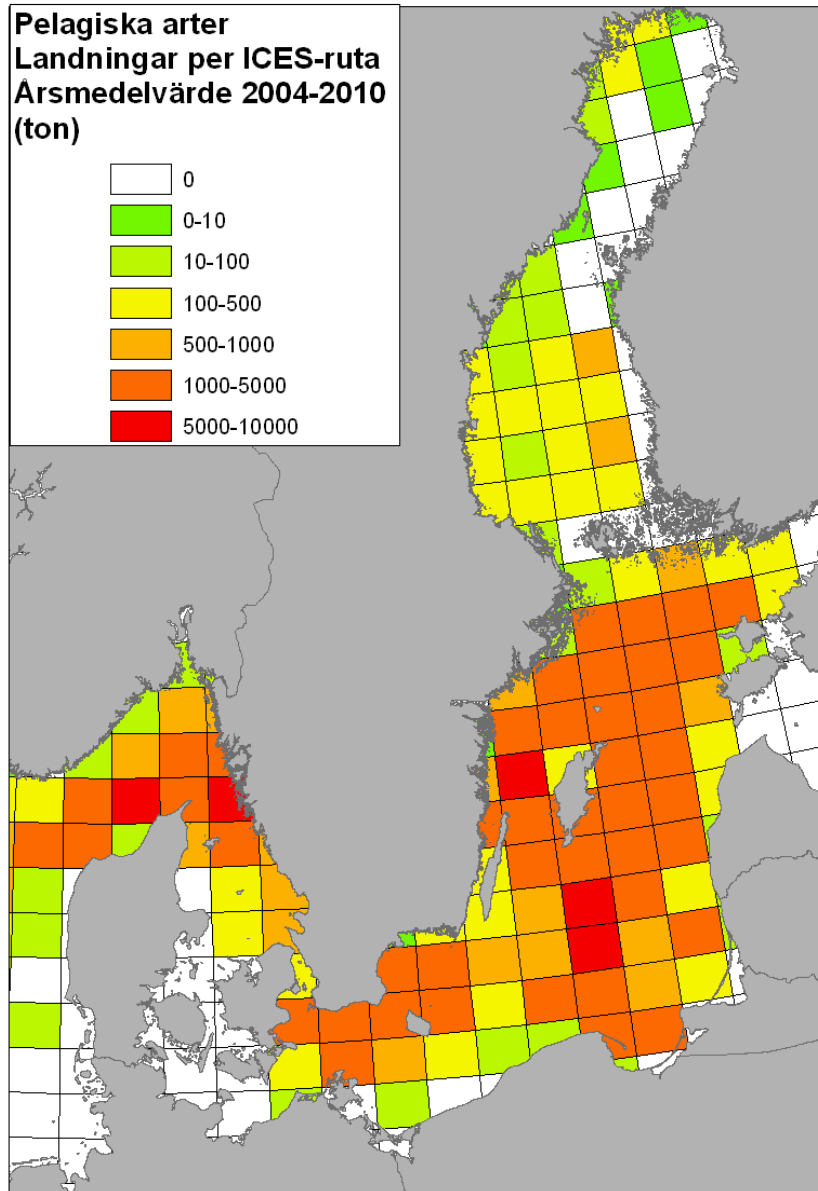
Bifångst

En vid definition av bifångst är att all fångst som sker utöver det som är målarten för en fiskeoperation betecknas som bifångst. Man kan dock urskilja fyra huvudtyper av bifångster:

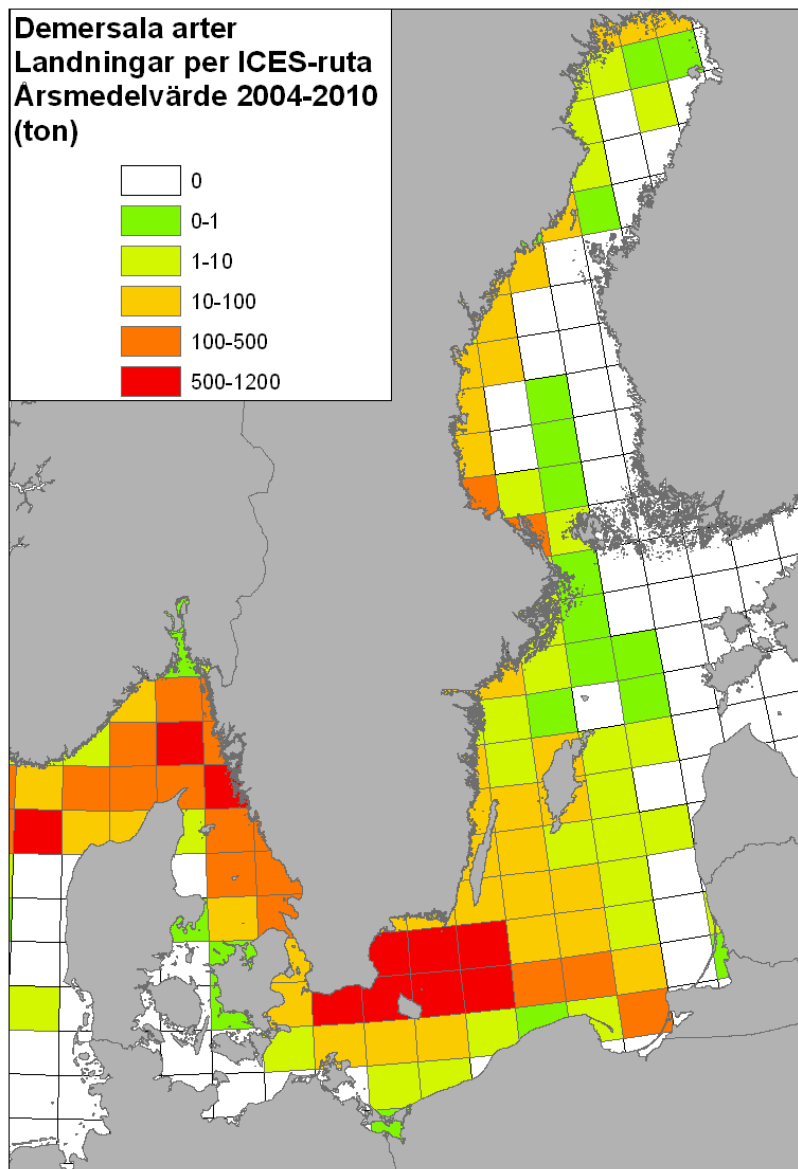
- Fångst av andra arter än målarten, men som har kommersiellt värde och landas.
- Fångst av kommersiella arter som inte kan landas på grund av att de understiger minimimått eller för vilket fartyget inte har någon kvarvarande kvot.
- Fångster av fisk och andra bottenorganismer som inte är avsiktliga och inte har något kommersiellt värde.
- Fångster av fågel och däggdjur som inte är avsiktliga.

*3.7.3.1. Aktuella grundläggande förhållanden**Generella utbredningsmönster*

I figur 3.39 visas årsmedelvärdet i landningar i ton per ICES-ruta (30x30 nautiska mil) av pelagiska arter, definierade ovan, mellan åren 2004-2010. I figur 3.40 visas motsvarande års medelvärde för demersala arter mellan åren 2004 och 2010. Landningarna är baserade på fiskarens uppgifter om sättposition i loggböckerna. Positionen för redskapet (ex. trål, garn eller bur) anges grovt som tillhörande en ruta i ICES definierade rutsystem.



Figur 3.39. Landningar av pelagiska arter per ICES ruta (årsmedelvärde mellan åren 2004-2010 i ton).



Figur 3.40. Landningar av demersala arter per ICES ruta (årsmedelvärde mellan åren 2004-2010 i ton).

De största landningarna av demersala arter härstammar från Hanöbuktsområdet i Östersjön och området utanför Göteborg samt centralt i Skagerrak (Norska rännan). Landningarna kan jämföras med figurerna som visar trålningsaktiviteten från VMS signaler (Vessel Monitoring System; Avsnitt 3.2.2. Abrasion från trålning). Skillnaderna mellan figurerna visar att uttaget av fisk inte enbart beror på hur mycket man fiskar i olika områden utan även hur mycket fisk det finns på olika platser. Dessutom finns tekniska skillnader i de olika skalor som landningar respektive VMS-positioner är aggregerad på och att inte alla fartyg har VMS eller bedriver trålning. De största landningarna av pelagiska arter härstammar från de centrala södra delarna av Östersjön, norr om Skagen och väster om Göteborg.

Bifångster

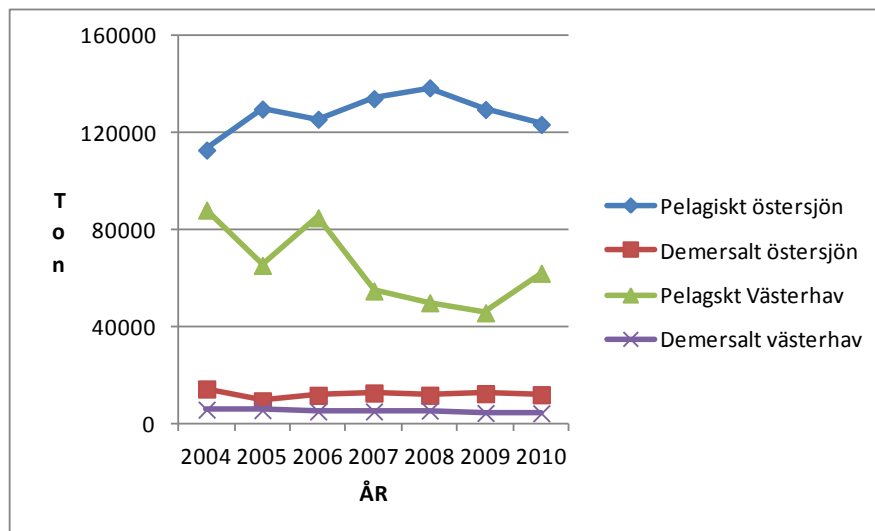
Mängden utkast i ett fiske är en följd av fördelningen av arter och storlekar på fiskeplatsen, fiskarens beteende det vill säga val av tid, plats och redskap samt art- och storleksselektiviteten i de redskap som används (tabell 3.5).

Utkastproblematiken är därför olika accentuerad i olika fisken men varierar också i tid och rum. Problemet är kvantitativt sett störst inom fisken med finmaskiga bottentrålar avsedda att fånga småvuxna arter, såsom räkor och havskräftor i våra vatten, där huvudparten av den totala fångsten av fisk, skaldjur och andra ryggradslösa djur vanligen kastas överbord. Även om bifångstmängderna i många andra fisken inte är lika stora kan de ändå hota svaga populationer av fisk, ryggradslösa djur, fåglar och marina däggdjur.

Bifångst av våra tre sälarter gråsäl, knubbsäl och vikare är i storleksordningen hundratals djur per art och år. För tumlare är siffran högst osäker, men avsevärt lägre än antalet sälar. Årligen drunknar i storleksordningen tusentals fåglar varav mellanskarv utgör en betydande del (Naturvårdsverket 2007).

Trender

I figuren 3.41 redovisas totala landningar av pelagiska och demersala arter i Östersjön respektive Nordsjön (Skagerrak och Kattegatt) under åren 2004-2010. Som framgår av figuren så ligger de stora uttagen av fisk och skaldjur i det pelagiska fisket. De landade svenska kvantiteterna är ungefär dubbelt så stora i Östersjön som i Nordsjön, från både det pelagiska och demersala fisket. Det föreligger inte någon tydlig trend över tid i det totala uttaget av pelagiska eller demersala arter i vare sig Östersjön eller Västerhavet.



Figur 3.41 Totala landningar av pelagiska och demersala arter (ton) under åren 2004-2010 uppdelat på Östersjön och Västerhavet.

3.7.3.2. *Bedömning*

Såväl OSPARs som HELCOMs bedömningar i QSR 2010 och HOLAS-rapporterna pekar ut fiske som en av de stora belastningarna som påverkar miljötillståndet i havet. Mera utförliga beskrivningar av effekterna går att finna i dessa rapporter.

Generellt innebär uttaget av fisk och skaldjur alltid att energi och näringsämnen avlägsnas ur de marina födovävarna. Rumsliga mönster samt tidstrender i uttaget kan därför vara en relevant påverkansindikator att ta hänsyn till när statusen hos födovävar bedöms. Den biologiska störning som orsakas av fisket innefattar även oönskad bifångst av känsliga arter som hajar och rockor m.m., samt marina däggdjur och fåglar. Gemensamt för dessa arter är att de har förhållandevis stor kroppsstorlek, sen könsmognad och liten reproduktionskapacitet, vilket gör dem utsatta för oselektiva fisken och begränsar arternas förmåga till återhämtning från fiskeriinducerad dödlighet.

Ur ett ekosystemperspektiv kan ett selektivt fiske ha stora effekter på hela näringsväven då ett omfattande fiske på en trofisk nivå kan ge upphov till kaskadeffekter i födoväven eller förändra födobasen för högre trofinivåer. Ett exempel på detta är Östersjön där fisket efter topp-predatorn torsk har fått konsekvenser för näringsväven så att bytesfisk (skarpsill) ökar, djurplankton som en konsekvens minskar, vilket i slutändan kan ge en ökad frekvens av algblomningar (Casini m. fl. 2009).

3.7.3.3. *Aktuell miljöövervakning och datainsamling*

Datainsamlingen för uttag av fisk och skaldjur bygger på de uppgifter som yrkesfiskarna lämnar i sina loggböcker. I loggboken skall det utöver formella uppgifter om fartyg, tid och plats för fiskeoperation, även lämnas biologiska uppgifter om arter och kvantitet av den fisk som landas. Den del av bifångsten som kastas tillbaka i havet (utkast) loggbokförs i dagsläget inte utan övervakas med hjälp av observatörer ombord. Andelen resor med observatörer varierar mellan olika typer av fiskerier, där fiskerier med historiskt sett störst utkast täcks i större omfattning än andra fiskerier.

3.7.3.4. *Bristanalys*

Rapporteringskyldigheten i loggboken innebär att data för uttag av fisk och skaldjur i stort sett är heltäckande för yrkesfisket. För att göra en bättre skattning av bifångster som inte landas (discard) borde även dessa redovisas i loggboken. I dagsläget beräknas discard utifrån ombordprovtagningar från ett stickprov av fiskeresor. De generella discardförbud som diskuteras skulle dock undanröja denna problematik. I vissa områden och för vissa arter kan fritidsfisket utgöra en betydande del av fångsterna och det kan då behövas andra verktyg för att skatta uttaget.

Tabell 3.5. Översikt över inom observatörsprogrammet provtagna fisken 2006. Total andel och mängd utkast samt dominerande (utgör kumulativt 80 % av mängden) arter i utkasten.

Fiske	Provtagna			Kastad fångst		Landad fångst	
	hal	Område	År	%	ton	ton	Dominerande arter i utkast
Trålfiske efter fisk	11	Kattegatt	2006	42	250	350	Rödspätta, Torsk, Skrubbskädda, Sandskädda, Lerskädda
Trålfiske efter kräfta	56	Kattegatt	2006	71	1550	620	Torsk, Vitling, Kräfta, Sandskädda, Rödspätta, Lerskädda
Trålfiske efter fisk	30	Skagerrak	2006	40	600	900	Gråsej, Torsk, Klorocka, Kolja
Trålfiske efter kräfta	28	Skagerrak	2006	68	1300	620	Kräfta, Torsk, Rödspotta, Lerskädda, Sandskädda, Vitling
Trålfiske efter kräfta med rist	32	Skagerrak	2006	62	500	310	Kräfta
Trålfiske efter torsk	82	Östersjön	2006	28	3200	8340	Torsk, Skrubbskädda
Garnfiske efter torsk	7	Öresund	2006	12	100	800	Sandskädda, Skrubbskädda, Rödspätta
Garnfiske efter torsk	36	Östersjön	2005	4	120	2600	Torsk, Skrubbskädda
Krokfiske efter torsk	17	Östersjön	2005	5	60	1220	Torsk

3.8. Sammanfattning av miljötillstånd och kumulativa

I denna inledande bedömning kan inte bedömningar av miljötillståndet göras med användning av indikatorer för God miljöstatus, eftersom det inte finns en fullständig uppsättning indikatorer för att göra bedömningen. Beslutade och föreslagna indikatorer och en bristanalys finns i rapporten God havsmiljö 2020 Del 2 (Havs- och vattenmyndigheten, 2012). Det är därmed inte en bedömning av om god miljöstatus uppnås i Nordsjön respektive Östersjön som görs nedan, utan en bedömning av om miljötillståndet är förändrat eller påverkat.

I de olika avsnitten i kapitel 2 har bedömningar gjorts utifrån olika förutsättningar i olika avsnitt, beroende på om det finns någon typ av bedömningsgrund eller inte. Bedömningsgrunder som använts är till exempel de som finns inom vattenförvaltningen enligt NFS 2008:1. Även de bedömningsverktyg som tagits fram inom HELCOM har använts (till exempel BEAT och HEAT, HELCOM, 2010b). Dessa har också utvecklats vidare inom HARMONY-projektet, vars bedömning också använts. I vissa fall finns inte någon bedömningsgrund att tillgå och då har expertbedömning använts.

Tabell 3.6 är ett försök till sammanfattande bedömning av miljötillståndet utifrån vad som redovisats i kapitel 2. Tillståndet varierar beroende på vilket biologiskt samhälle som bedöms och även mellan olika havsbassänger. Bedömningen kan också skilja sig åt mellan kust och utsjö. Den övervägande bilden ger resultatet att tillståndet inte är det önskade. Detta stämmer också tämligen väl överens med de bedömningar som gjorts av de nationella miljö kvalitetsmålen som berör den marina miljön. Bäst ser situationen ut i

Bottenviken, men å andra sidan är bristerna dataunderlaget störst där.

3.8.1. Biologiska samhällen och funktionella grupper

För växtplankton bedöms tillståndet som påverkat. Om enbart klorofyll bedöms enligt vattenförvaltningens bedömningsgrunder så ser det överlag bra ut i Västerhavet och Bottniska viken, medan OSPARs och HELCOMs bedömningar bara ger Bottenviken och Skagerraks utsjöområden godkänt. Bedöms också artsammansättning, förekomst av skadliga algbloomingar och främmande arter, som bör ingå i bedömningen enligt havsmiljödirektivet, blir den samlade bedömningen att miljötillståndet är förändrat. Växtplankton påverkas huvudsakligen av tillförsel av näringsämnen och biologisk störning genom introduktion av främmande arter.

Den totala biomassan av djurplankton i Egentliga Östersjön och Västerhavet visar minskande trender från tidigt 1970-tal och framåt, men har inte förändrats nämnvärt under det senaste årtiondet. Dataunderlaget är begränsat varför det är svårt att avgöra vilka förändringar som skett. Vissa arter av djurplankton har minskat och orsakerna bedöms framför allt vara tillförsel av näringsämnen, introduktion av främmande arter och selektivt uttag av stor rovfisk vilket ökar mängden rovfisk som lever av djurplankton. Temperaturförändringar kan också påverka men det är oklart på vilket sätt.

När det gäller makroalger och gömfröiga växter har olika bedömningsverktyg använts som också delvis ger olika resultat. Om enbart djuputbredning bedöms så är miljötillståndet i allmänhet bra, men när även areell utbredning bedöms så är tillståndet förändrat. Makroalger och gömfröiga växter påverkas främst av tillförsel av näringsämnen, fysiska störningar och biologiska störningar. Det är generellt begränsat med data på areell utbredning av såväl livsmiljöer som biologiska samhällen när det gäller flera biologiska samhällen och det är möjligt att detta påverkar bedömningarna.

För djuren på bottenarna har sammansättningen i Östersjön och Nordsjön genomgått stora förändringar de senaste hundra åren. Några av de största förändringarna kan knytas till effekter av övergödning, fysisk påverkan och introduktion av främmande arter. Sedan 1980-talet har till exempel den främmande havsborstmaskarten *Marenzelleria* konkurrerat ut andra djur på i flera områden. Vissa förändringar är dock svårare att förklara, som till exempel den kraftiga tillbakagången av vitmärkla i Bottniska viken som började under 1970-talet.

När det gäller fisk, fågel och däggdjur varierar tillståndet för olika arter. För dessa grupper har också en bedömning gjorts utifrån rödlistans kriterier. Situationen för säl har förbättrats sedan 1970-talet medan tumlarpopulationen i Västerhavet är sårbar och akut hotad i Östersjön. För fåglar är populationsutvecklingen för de flesta arter positiv, men det finns undantag, bland annat för alfåglar i Östersjön som har minskat med 50-60 %

sedan 1990-talet. Fåglar och marina däggdjur påverkas framför allt av tillförsel av farliga ämnen, biologisk störning och fysisk störning.

Långsiktiga trender visar på betydande förändringar av fisksamhällets struktur sedan slutet av 1800-talet. Den mest påtagliga förändringen är en förlust av stor vuxen rovfisk och därmed en ökad dominans av små och unga individer. De senaste årtiondena har storleken på flera fiskbestånd visat en negativ utveckling. Samtidigt har tillståndet för vissa populationer förbättrats de senaste åren. Tillståndet är fortfarande kritiskt för bland annat ål, broskfiskar samt för torskbeståndet i Kattegatt. Biologisk störning genom fiske är sannolikt den huvudsakliga orsaken till förändringarna och det sker fortfarande ett fiske på flera rödlistade arter. Även om fisket utgör den största belastningen, påverkas fiskbestånden även negativt av fysisk störning och indirekt av tillförsel av näringsämnen.

3.8.2. Kumulativ mänsklig påverkan och effekter

Alla delar av havsmiljön är idag mer eller mindre påverkad av mänskliga aktiviteter och belastningarna kommer från mänskliga aktiviteter både på land och från aktiviteter som sker direkt i den marina miljön. Havsmiljödirektivet kräver att detta analyseras och att även kumulativa effekter analyseras. Kumulativa effekter kan beskrivas som att flera aktiviteter eller deras belastning påverkar samma område och att de på olika sätt påverkar miljön. Data som kan användas för att beskriva detta kan vara sådana som visar direkt påverkan på havsmiljön, till exempel koncentrationer av näringsämnen. Andra data som kan användas är uppgifter om mänsklig aktivitet som ger en belastning. Ett sådant exempel är fiske med bottentrål som kan ge flera olika typer av påverkan samtidigt, till exempel uttag av arter, fysisk störning av bottenarna och oavsiktlig bifångst av fisk eller andra djur.

När havsmiljön utsätts för en viss belastning från en mänsklig aktivitet kan den påverka olika mycket beroende på områdets eller ekosystemets sårbarhet. Till exempel är ett oljeutsläpps påverkan på fågellivet olika stor beroende på om det finns mycket fåglar i området eller ej och känsligheten i ett område kan variera beroende på vilken tid på året det sker.

För att kunna värdera vilken effekt en viss belastning har är det viktigt att känna till de delar av ekosystemet som utsätts för belastningen. Det är också viktigt att veta ekosystemets geografiska utbredning. Dessutom behöver man veta hur motståndskraftigt hela ekosystemet och dess delar är med avseende på belastningen. Man måste alltså samla kunskap om de mänskliga aktiviteterna, belastningarna som aktiviteterna ger upphov till och ekosystemet och dess delar som påverkas av aktiviteten. Olika projekt som Sverige deltagit i har försökt samla kunskap för att kunna analysera kumulativa effekter. Det är HELCOM HOLAS och HARMONY som i princip använt samma metodik. Ett mycket förenklat försök att visa på risk för kumulativa effekter är den sammanställning av orsakerna till problemen i svenska havsområden som sammanfattas i tabell 3.7. Där kan konstateras det att tillförsel av

näringsämnen och biologiska störningar är de belastningar som stör flest olika biologiska samhällen eller funktionella grupper. Det är möjligt att bedömningen av de viktigaste belastningarna hade sett något annorlunda ut om den delats upp på de olika havsområdena, framför allt om man försöker rangordna belastningarna. Ett problem även när det gäller att rangordna belastningarna är att dataunderlaget ser olika ut för olika belastningar och för de olika havsbassängerna. Detta gäller framför allt de olika fysiska störningarna och deras påverkan.

Förutom HELCOM så har även OSPAR sedan lång tid tillbaka arbetat med att göra bedömningar av miljötillstånd, belastning och påverkan och nedan finns en kort sammanfattning av vad som kommit fram i olika sammanhang.

Den senaste analysen inom HELCOM, HELCOM HOLAS 2010, visar tydligt de viktigaste faktorerna som påverkar Östersjöns övergripande tillstånd. Enligt denna är den enskilt viktigaste belastningen uttag av arter vid fiske (trålning, garnfiske, bottentrålning). Därefter följer näringsbelastning av kväve och fosfor från land och atmosfär samt tillförsel av farliga ämnen (tungmetaller och främmande ämnen) En del av de farliga ämnena (oljespill) står sjöfarten för. Sjöfarten bidrar också till fysiska skador, dels genom undervattensbuller och dels genom behovet av muddring och deponering av muddermassor i farleder och hamnar. Även fiskets bottentrålning bidrar till fysisk påverkan. De områden i Östersjön som bedöms vara utsatta för flera olika belastningar som riskerar att förstärka varandras negativa påverkan (kumulativ påverkan) är kustområdena utanför Stockholms skärgård, Kalmar sund, områden öster om Gotland, Bornholmsbassängen och Arkonabassängen.

OSPAR gjorde en samlad bedömning av Nordostatlanten i Quality Status Report 2010 (OSPAR 2010b). De områden där man bedömer att det finns många problem i hela Nordsjön är tillförsel av näringsämnen, tillförsel av farliga ämnen, försämrad status för arter och livsmiljöer, kommersiella fiskbestånd och fysisk störning genom marint avfall.

Den senaste samlade bedömningen av tillstånd, belastning och påverkan inriktad på Nordsjön (för Sveriges del Skagerrak och Kattegatt) gjordes i projektet HARMONY 2011, med experter från Danmark, Tyskland, Norge och Sverige. Här användes en utveckling av de verktyg som använts i HELCOM Holas-rapporten, varför materialet kan vara mera jämförbart med hur bedömningarna i Östersjön gjorts. Faktorer som uttag av arter, tillförsel av näringsämnen och tillförsel av farliga ämnen identifieras som viktiga. Även fysisk påverkan bedöms som viktig och då främst abrasion genom bottentrålning samt marint avfall. De områden som i den svenska delen av Nordsjön bedöms vara utsatta för flera olika belastningar som riskerar att förstärka varandras negativa påverkan (kumulativ påverkan) är kust- och havsområdena från Lysekil och söderut ner till norra Halland, liksom områdena i Öresund och södra Kattegatt.

Med detta kan konstateras att det är tillförsel av näringsämnen, uttag av arter genom fiske och tillförsel av farliga ämnen som på en övergripande nivå bedöms påverka miljötillståndet i svenska havsområden mest. Den inbördes rangordningen mellan dessa varierar och lokalt kan andra belastningar vara viktiga och kanske till och med viktigare än någon av dessa tre.

Tabell 3.6. Sammanfattning av de indikativa bedömningar av biologiska samhällen och funktionella grupper som gjorts i avsnitten 2.3.1 till 2.3.7.

	Skagerrak	Kattegatt och Öresund	Egentliga Östersjön	Bottenhavet	Bottenviken
Växtplankton	+/0	0	0	0	+
Djurplankton	?	0	0	0	+
Gömfröiga växter	0	+	0/+	?	?
Makroalger	0	+	0/+	+	?
Ryggradslösa djur	0	0	0	0	0
Fisk	0	-	0	+/0	+/0
Däggdjur	0	0	0	0	0
Havsfåglar	?	0	0	0	0

+ indikerar gott miljötillstånd
- indikerar dåligt miljötillstånd

0 indikerar påverkat miljötillstånd
? ingen bedömning gjord

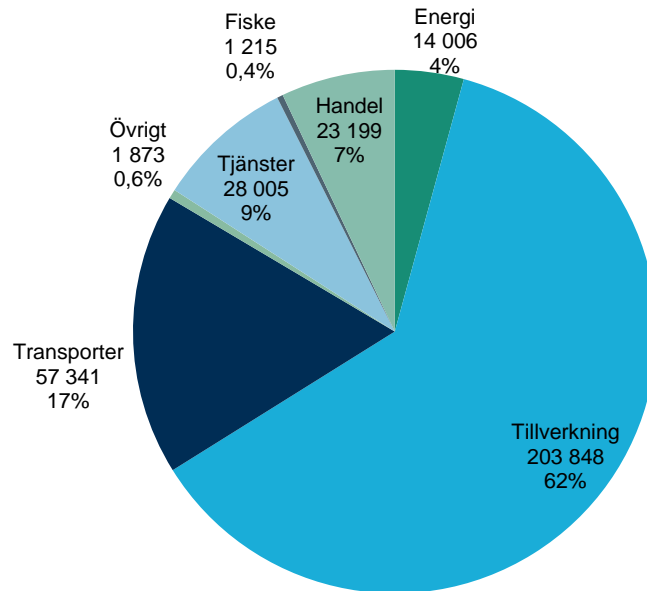
Tabell 3.7. Sammanfattning av de viktigaste belastningarna som påverkar respektive biologiskt samhälle eller funktionell grupp. Ett försök har gjorts att begränsa sammanfattningen till de tre belastningar som påverkar mest.

	Belastning					
	Fysisk förlust	Fysiska skador	Övrig fysisk störning	Farliga ämnen	Näringsämnen m.m.	Biologiska störningar
Biologiskt samhälle/ funktionell grupp		Trålning	Muddring/deponering			Fiske Introduktion av arter
Växtplankton					X	X
Djurplankton					X	X
Gömfröiga växter			X		X	X
Makroalger			X		X	X
Ryggradslösa djur		X			X	X
Fisk		X			X	X
Däggdjur			X	X		X
Havsfåglar	X			X		X

4. Havets roll i den svenska samhällsekonomin

4.1. Den havsrelaterade ekonomins profil

Omsättningen för de maritima aktiviteterna uppgick till totalt 329,6 miljarder kr för 2009 (SCB, 2011, SCB, 2012a, SCB 2012b, Resurs AB, 2010). I den maritima sektorn har även omsättningen för kustnära industri och kärnkraftsproduktion räknats in. Detta motsvarar 5,2 procent av näringslivets totala omsättning (exklusive finansiella tjänster). Maritimt relaterad tillverkning dominerade och stod för drygt 200 miljarder vilket motsvarar 62 procent av den maritima sektorns totala omsättning, här ingår den kustnära industrin med ca 188 miljarder kronor. Knappt 190 miljarder av omsättningen inom tillverkning kan kopplas till kustnära industri (se kapitel 4.3). Transportsektorn utgör 57 miljarder, vilket motsvarar 17 procent av den maritima sektorns totala omsättning, se figur 4.1. Här ingår bl.a. havs- och kustsjöfartsrederier med totalt 37 miljarder i omsättning och hamnföretag och andra stödtjänster till transport med 8 miljarder. Energiproduktion stod totalt för 14 miljarder, vilket motsvarar 4 procent av den maritima sektorns omsättning. Här stod omsättningen från kärnkraftsproduktion för merparten.



Figur 4.1. Omsättning inom maritima sektorn per branschgrupp (Miljarder kronor och procent av den maritima sektorns totala omsättning). Uppgifterna för branscherna är baserade på 2009 års statistik (SCB, 2012a) med undantag för sektorn marin turism och rekreation som bygger på statistik från 2010 (Resurs AB, 2011).

Handel och tjänster representerar 7 respektive 9 procent av den maritima sektorn och fisket knappt en halv procent.

Det bör noteras att för flera branscher inom den maritima sektorn har ingen eller obetydlig information kunnat redovisas pga. svårigheter att identifiera den maritima delen inom sektorer som också har betydande verksamhet i inlandet. Man bör även komma ihåg att 2009 var ett år som starkt präglades av finanskrisen. Före år 2009 hade t.ex. nettoomsättningen ökat under hela 2000-talet. Nettoomsättningen för industriföretagen minskade med 12 procent mellan 2008 och 2009, medan omsättningen för tjänsteföretagen minskade med fyra procent.

4.2. Den maritima sektorn

Den maritima sektorn definieras här som aktiviteter och sektorer som är beroende av havet för sin verksamhet, bl.a. de som kan klassas som direktanvändare och som drar ekonomisk nytta av sin användning av havet.

Följande undersektorer bedöms uppfylla ovanstående kriterier:

- Sjöfart
- Hamnar
- Farleder
- Fiske
- Vattenbruk
- Båtliv
- Marinor
- Energi
- Industri med direkt belastning till havet
- Marin turism och rekreation
- Gruvdrift (täktverksamhet)
- Översvämningsskydd
- Byggnation och markanvändning
- Tätorter
- Försvarsverksamhet
- Museer, utbildning

Utifrån ovanstående sektorer har SCB analyserat den senaste näringsgrensindelningen SNI2007 i syfte att identifiera branscher som kan anses i huvudsak maritima, respektive branscher som till en icke obetydlig del innehåller maritima aktiviteter.

Därefter har ett urval ekonomiska data tagits fram för de maritima branscherna från undersökningen företagens ekonomi⁹ för 2009 som är senast tillgängliga referensår. I de fall maritima aktiviteter endast utgör en del av en branschs verksamhet har försök gjorts att uppskatta värdet av den maritima delen utifrån annan tillgänglig information. För ett flertal sektorer saknas information helt från existerande ekonomisk statistik och för andra finns enbart mycket begränsad information.

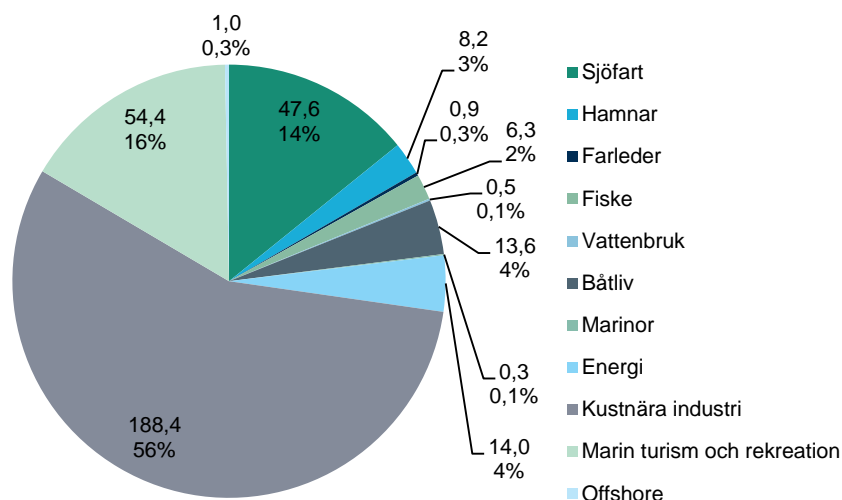
I tabell 4.1a samt figur 4.2 och 4.3 sammanfattas ekonomisk data på nationell nivå för de sektorer där sådan funnits tillgänglig. I tabell 4.1b ges en sammanställning av hur den ekonomiska statistiken fördelar sig på de två förvaltningsområdena Östersjön och Nordsjön. Av sekretesskäl har det inte varit möjligt att redovisa uppgifter för alla ingående branscher och sektorer (SCB 2012b). Därefter redovisas detaljerad data för de branscher som ingår i respektive sektor tillsammans med en beskrivning, i de fall det har varit möjligt redovisas här också hur den ekonomiska aktiviteten inom olika branscher fördelar sig på de två förvaltningsområdena.

Tabell 4.1a. Ekonomisk data för den maritima sektorn per bransch och aktivitet. Uppgifterna för branscherna är baserade på 2009 års statistik (SCB 2011) utom vad gäller sektorn marin turism och rekreation som bygger på statistik från 2010 (Resurs AB 2011).

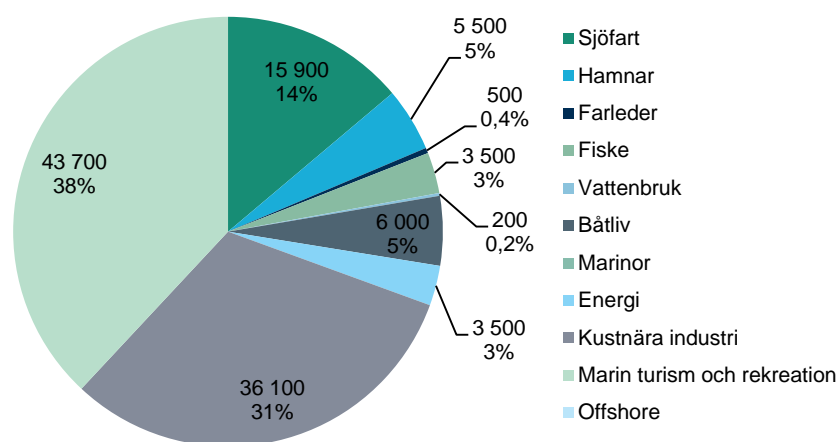
Bransch/aktivitet	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Sjöfart	1 804	15 924	47 570	7 071	-5 631
Hamnar	289	5 497	8 160	4 860	-2 375
Farleder	95	465	873	255	-133
Fiske	1 518	3 542	6342	1 666	-617
Vattenbruk	208	242	481	110	-60
Båtliv	2 044	6 003	13 633	2 514	-1 889
Marinor	0	0	315	0	0
Energi	3	3 462	14 006	5 649	-1 643
Industrianläggningar med direkt belastning på havet	517	36 083	188 423	66 270	-15 934
Marin turism och rekreation	0	43 742	54 382	0	0
Off-shore	0	0	1 000	0	0
	5 603	110 110	329 487	86 966	-27 146
Totala näringslivet ²⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,6	4,5	5,3	4,9	3,3

²⁾ Exklusive finansiella tjänster.

⁹ För mer information om företagens ekonomi, se http://www.scb.se/Pages/Product_130387.aspx



Figur 4.2. Fördelning av omsättning (miljarder kronor och procent) inom maritima sektorn 2009 (SCB 2011a, Enveco 2012a).



Figur 4.3. Antal anställda inom maritima sektorn 2009 (SCB 2011a, Enveco 2012a).

Sektorn kustnära industri dominerar tillsammans med marin turism och rekreation den maritima sektorn med knappt 75 % av omsättningen. Därefter följer sektorerna Sjöfart med 14 % och Energi med ca 4 % av omsättningen. När det gäller sysselsättningen (se figur 4.3) är inte den kustnära industrin lika dominerande med sina 31 % eftersom detta är en mindre personalintensiv bransch jämfört med turistsektorn med sina 38 % av antalet anställda. Tredje störst med avseende på sysselsättning är Sjöfarten med 14 %.

Tabell 4.1b. Ekonomisk data för den maritima sektorn per bransch och aktivitet, fördelat på de två förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön. Uppgifterna är baserade på 2009 års statistik (SCB 2012b) utom vad gäller sektorn marin turism och rekreation som bygger på statistik från 2010 (Resurs AB 2011).

Bransch/ aktivitet	Anställda (antal)			Netto-omsättning (Mkr)			Förädlingsvärde (Mkr)			Löner (Mkr)		
	N	Ö	O	N	Ö	O	N	Ö	O	N	Ö	O
Sjöfart	9 006	6 920	-	28 343	14 435	-	4 699	2 105	-	-3 381	-2 307	-
Hamnar	2 928	2 577	-	4 335	3 825	-	2 707	2 103	-	-1 369	-1 006	-
Farleder	257	208	-	122	494	-	122	118	-	-75	-57	-
Fiske, vattenbruk	1 585	565	-	4 907	1 343	-	1 284	397	-	-485	-144	-
Båtliv	1 498	1 289	-	3 223	3 114	-	646	507	-	-462	-339	-
Marinor	-	-	-	-	-	315	-	-	-	-	-	-
Energi	-	-	3 462	-	-	14 006	-	-	5 649	-	-	-1 643
Industri- anlägg.¹⁾	3 161	16 746	16 176	15 115	75 984	97 324	3 079	15 219	47 972	-1 253	-6 583	-8 098
Marin turism och rekreation	16 669	27 074	-	21 321	33 061	-	-	-	-	-	-	-
Off-shore	-	-	-	-	-	1 000	-	-	-	-	-	-
	35 104	55 379	19 638	77 366	132 254	112 645	12 537	20 448	53 621	-7 025	-10 437	-9 741

N = förvaltningsområde Nordsjön, Ö = förvaltningsområde Östersjön, O = Ofördelat

¹⁾Industrianläggningar med direkt belastning på havet.

De nationella totalerna som redovisas i tabell 4.1a har tagits fram med företaget som basenhet. När uppdelningen mellan förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön gjorts har inte företag kunnat användas som basenhet då företag kan ha verksamheter på flera platser inom landet. Därför har regional data baserats på uppgifter på arbetsställenivå från undersökningen *Företagens ekonomi*. På grund av detta skiljer sig resultaten något åt från de nationella totalerna när de redovisas regionalt (SCB 2012b).

För branscherna *Marinor* och *Offshore* finns endast nationell statistik över netto-omsättning. För branschen *Energi*, som domineras av kärnkraftsindustrin, är antalet aktörer så få att data av sekretessskäl endast får redovisas på nationell nivå. Data som inte kunnat fördelas på något av förvaltningsområdena redovisas i kolumnen *ofördelat*. Även inom sektorn *Industrianläggningar med direkt belastning till havet* är antalet aktörer så få inom vissa branscher att sekretessbestämmelserna hindrar en redovisning av all data på regional nivå. De branscher som berörs är Raffinaderier, kemi- och läkemedelsindustri, se tabell 4.16.

Sammanställningen i tabell 4.1b visar att huvuddelen av den ekonomiska aktiviteten inom *Sjöfart* samt *Fiske och vattenbruk* återfinns inom förvaltningsområdet Nordsjön. Detta gäller även för *Industrianläggningar med direkt belastning på havet* eftersom den stora andelen ofördelad data kan kopplas till verksamhet inom raffinaderi- och kemiindustri på Västkusten. Inom *Marin turism och rekreation* har huvuddelen av den ekonomiska aktiviteten kopplats

till förvaltningsområdet Östersjön. För övriga branscher och aktiviteter är fördelningen relativt jämn.

4.2.1. Sjöfart

Under 2009 var nettoomsättningen i svenska redarföretag drygt 37 miljarder kronor (Trafikanalys 2011). Nära 13 000 personer beräknas ha varit anställda på svenska fartyg under samma period medan knappt 3 000 personer var anställda på skepps- eller reparationsvarv samt skeppsmäklar- eller skeppsklareringsföretag (se tabell 4.2).

Tabell 4.2. I tabellen redovisas statistik från 2009 över den svenska sjöfartssektorn.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Reguljär passagerartrafik	68	6 699	10 945	2 718	-2 040
Icke reguljär passagerartrafik	426	741	1 653	587	-287
Reguljär godstrafik	69	2 218	6 497	1 187	-902
Icke reguljär godstrafik	170	3 287	18 265	1 107	-1 372
Skeppsvarv	116	1 494	2 343	594	-564
Reparationsvarv för fartyg och båtar	955	1 485	3 066	879	-467
Fartygs- och skeppsmäkleri, skeppsklarering ¹⁾			4 800		
	1 804	15 924	47 570	7 071	-5 631
Totala näringslivet²⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,19	0,65	0,76	0,40	0,68

¹⁾ Skattning baserat på företagslista som upprättats via sökning av verksamhetsbeskrivning. Skattningen bygger på ca 200 företag.

²⁾ Exklusive finansiella tjänster.

De två största svenska hamnarna räknat i godsvolym, Göteborg och Brofjorden, finns på västkusten. Nordsjöpassagen är huvudleden för fartyg mellan Nordsjön och Östersjön och för tillgång till de största svenska hamnarna. Årligen passerar ungefär 49 000 fartyg över Nordsjöpassagen (Sjöfartsverket, 2011c). För att ta sig vidare in i Kattegatt passerar fartygen mellan Skagen och Pater Noster. Runt 60 000 fartyg som till ca 20 % bestod av tankers och till ca 40 % av godsfartyg passerade där under 2010. De flesta av dessa var på väg till Östersjön (Sjöfartsverket 2011).

Upp till 15 procent av världens sjötransporter seglar på Östersjön, som är ett av de tätast trafikerade haven i världen (HELCOM 2009). I Östersjön är området

norr om Bornholm den mest trafikerade farleden för fartyg på väg till och från Bottniska viken och Finska viken. De senaste fem åren har runt 50 000 fartyg passerat där årligen (Sjöfartsverket 2011). Ungefär 20 000 fartyg passerar sedan årligen väster om Gotland på väg mot de norra delarna av Östersjön och 27 000 fartyg passerar öster om Gotland (Sjöfartsverket 2011).

Sjöfartssektorn förväntas ha en fortsatt tillväxt både vad gäller godsvolym och fartygsstorlek. En framtida höjning av bränslepriserna förväntas ha en signifikant påverkan på sektorn eftersom bränslekostnaderna motsvarar en tredjedel av den totala kostnaden för ett fartyg (Sjöfartsverket 2011).

4.2.2. Hamnar

Det finns ungefär 50 allmänna hamnar längs med hela den svenska kusten. Under 2009 hade de svenska hamnarna en nettoomsättning på 8 miljarder svenska kronor och drygt 5 000 anställda (se tabell 4.3). De fem största hamnarna (Göteborg, Brofjorden, Trelleborg, Malmö och Luleå) hanterar ungefär hälften av allt gods som transporteras till havs (Trafikanalys, 2011a).

Tabell 4.3. I tabellen redovisas statistik från 2009 över svenska hamnar.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Hamnföretag och andra serviceföretag till sjötransport	208	1 838	3 332	1 652	-845
Hamngodsterminaler	81	3 659	4 828	3 208	-1 530
	289	5 497	8 160	4 860	-2 375
Totala näringslivet ¹⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,03	0,23	0,13	0,28	0,29

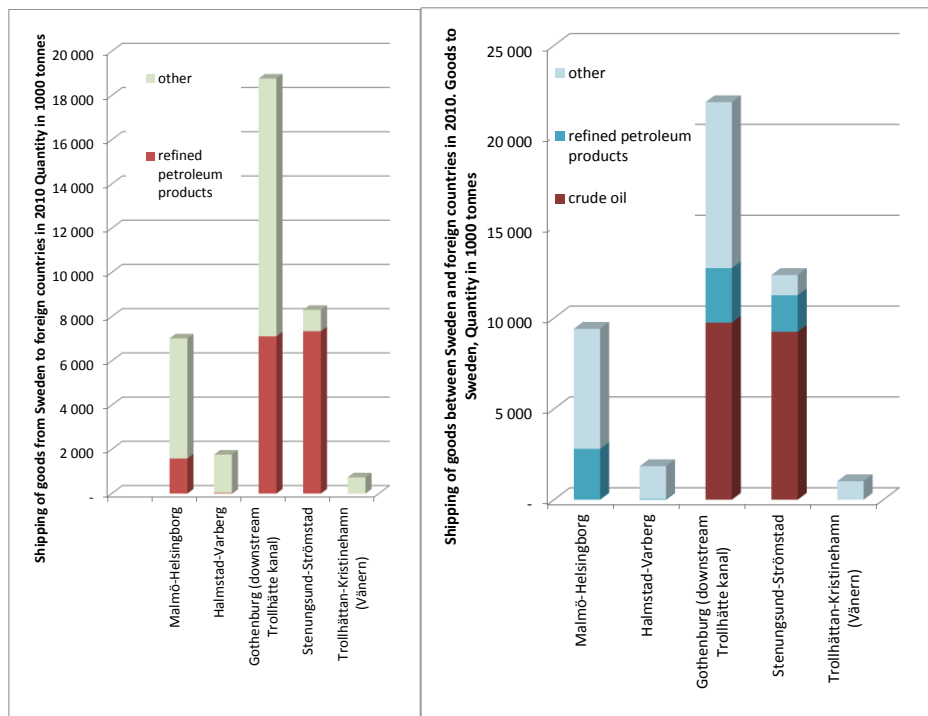
¹⁾ Exklusive finansiella tjänster.

Rorofartyg (som fraktar t.ex. lastbilar, trailrar, järnvägsvagnar med mera), inklusive passagerarfartyg, svarar för tre fjärdedelar av trafiken i svenska hamnar. Flytande bulk (som flytande gas, råolja och oljeprodukter) dominerar godsvolymen följt av rorogods. Under 2010 lossades 96 miljoner ton gods medan 83 miljoner ton lastades. Av dessa transporterades 12 miljoner ton mellan svenska hamnar. De nordiska länderna samt övriga länder inom EU dominerade annars som avsändare och mottagare. Även Ryssland är viktig som avsändare av oljeprodukter.

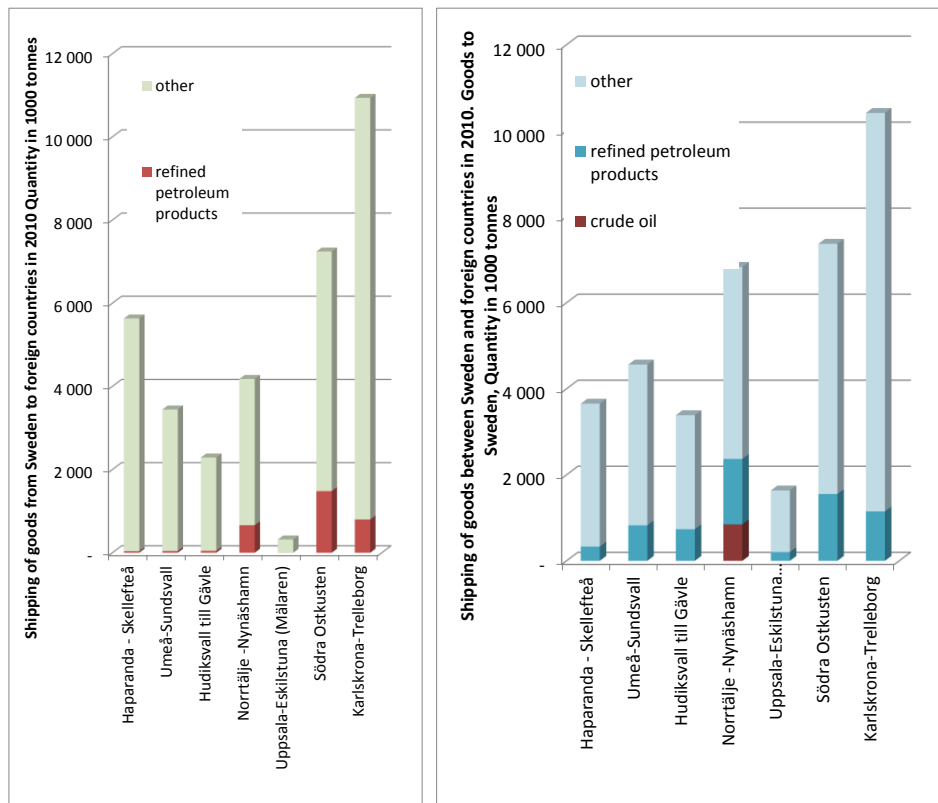
Tre av Sveriges största hamnar ligger i Nordsjöområdet: Göteborg, Brofjorden och Malmö. På Västkusten hanteras knappt hälften av den totala godsmängden till sjöss, 40 procent. Här hanteras det mesta av landets flytande bulkgoods.

Hamnarna i Östersjön är mer diversa. I Sydsverige (Skåne och Blekinge) hanteras en femtedel av den totala godshanteringen inklusive drygt hälften av allt rorogods. Flera av de större färjehamnarna ligger i Sydsverige. Hamnarna vid Ostkusten, Öland och Gotland samt Mälaren hanterade tillsammans huvuddelen av resterande gods med andelen 37 procent. Det fanns inte något dominerande godsslag i detta stora område. En betydande andel av godshanteringen i Stockholm utgjordes av rorogods. Det hanterades jämförelsevis stora andelar torrbulkgoods (som malm, kol och jordbruksprodukter) i områdena Östra Mellansverige, Småland samt Övre Norrland. De norra delarna av regionen domineras av Luleå hamn som är Sveriges femte största hamn.

Sjöfartens andel av godstransportarbetet uppgick till 38 procent år 2009, medan vägtrafik och järnväg hade andelar på 40 respektive 22 procent. Den långsiktiga tendensen har varit att vägtrafikens andel av godstransportarbetet har ökat medan sjöfartens har minskat. För hamnarnas relativa godshantering samt fördelningen mellan oljeprodukter och övrigt se figur 4.4 för Nordsjön. Se figur 4.5 för motsvarande för Östersjön.



Figur 4.4. Godstransporter till och från svenska hamnar i Nordsjöområdet. Transporterna har fördelats efter avstånd. (Trafikanalys 2011a).



Figur 4.5 Godstransporter till och från svenska hamnar i Östersjöområdet. Transporterna har fördelats efter avstånd. (Trafikanalys 2011a).

4.2.3. Farleder

För att underhålla samt konstruera nya farleder och hamnar krävs ibland muddring. Muddermassorna i Nordsjöregionen varierade mellan 31 600 och 170 400 ton torrsvikt per år under perioden 2005-2009. Under samma period varierade muddermassorna i Östersjön mellan 19 000 och 460 000 ton torrsvikt.

Under 2010 fanns det 95 företag i sektorn vattenbyggnadsentreprenörer med en sammanlagd nettoomsättning på 873 miljoner kronor och 465 anställda.

Tabell 4.4. I tabellen redovisas statistik från 2009 över den delen av den maritima sektorn med koppling till vattenbyggnad och underhåll av farleder.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Vattenbyggnadsentreprenörer	95	465	873	255	-133
Totala näringslivet ¹⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02

¹⁾ Exklusive finansiella tjänster.

4.2.4. Fiske

Sverige har EU:s längsta sammanhållna kuststräcka och omges av flera havsområden i vilka svenskt yrkesfiske och fritidsfiske sker. De havsområden som angränsar till Sveriges kust är Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. Svenskt fiske har även tillträde till Nordsjön och Norska havet.

Den svenska fiskerinäringen, omfattande fångstsektor, vattenbruk och beredningsverksamhet svarar för knappt 0,1 procent av Sveriges BNP. Huvuddelen av fiskerinäringen är lokaliserad utanför storstadsområdena och kan där ha stor betydelse för försörjning och arbetstillfällen. Fångstsektor och beredningsindustri sysselsatte under 2009 tillsammans 3 542 personer. Av dessa arbetade 1 758 inom yrkesfisket, 1 736 inom förädlingsindustrin och knappt 50 med redskapstillverkning och -utveckling. Den totala sysselsättningen inom yrkesfisket är dock något högre eftersom alla som arbetar ombord på fiskefartyg inte har yrkesfiskelicens. (Fiskeriverket 2009, SCB 2009).

Tabell 4.5. I tabellen redovisas statistik från 2009 över svenskt fiske.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Bentisk (demersal) trål ¹⁾	754	587	565	258	-60
Pelagisk trål ¹⁾		195	562	237	-44
Passiva redskap (garn, krok, m.m.) ¹⁾	503	976	181	83	-7
Fiskberedningsindustri	217	1 736	4 962	1 051	-494
Tågvirkes- och bindgarnsindustri	44	48	72	25	-12
	1 518	3 542	6 342	1 655	-617
Totala näringslivet²⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,16	0,15	0,10	0,09	0,07

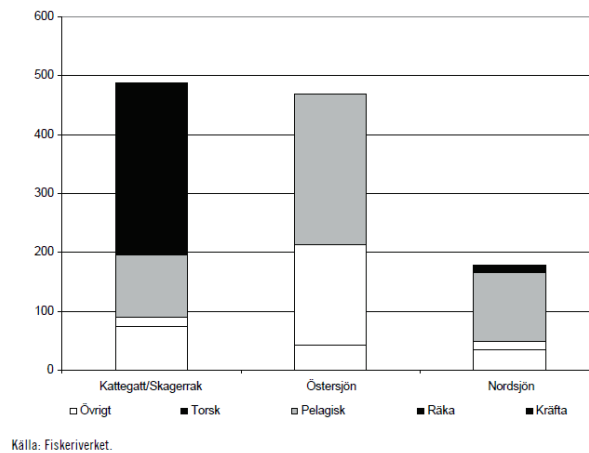
¹⁾Antalet anställda inom det demersala och bentiska trålfisket utgörs inte av heltidsekvivalenter utan antal personer.

²⁾ Exklusive finansiella tjänster.

Sverige har fiskemöjligheter på 42 olika bestånd som omfattas av regleringar inom den gemensamma fiskeripolitiken. Under 2009 svarade torsk, sill, skarpsill, havskräfta och räka för ungefär 85 procent av landningsvärdet för svenskt fiske.

Under 2009 landades knappt 200 000 ton fisk fångad av svenska fartyg. Värdet i första försäljningsledet uppgick till knappt 900 miljoner kronor. Den största kvantiteten fångad fisk utgörs av foderfisk medan konsumtionsfisken inbringar mest i värde. Under 2009 svarade konsumtionsfisk för 38 procent av den totala fångstmängden och 81 procent av landningsvärdet. En fördelning av fångsvärdet på de olika havsområden som svenskt fiske nyttjar visar att

Skagerrak/Kattegatt och Östersjön står för ungefär lika stora delar medan Nordsjön står för en mindre del.



Figur 4.6. Fördelning av totala fångstvärdet i svenskt yrkesfiske mellan havsområden 2008

Den svenska fiskeflottan bestod år 2010 av 1358 registrerade fiskefartyg och 1495 licensierade yrkesfiskare som bedrev fiske till havs. Av de yrkesfiskare som fiskar i havet finns cirka 51 procent på västkusten, 22 procent på sydkusten och 27 procent på ostkusten. Flottan utgörs till stor del av regionalt anpassade flottor bestående av mindre fartyg som främst opererar i sitt närområde och som landar sina fångster i eller i närheten av sin hemmahamn. Förutom de regionala flottorna förekommer också en mer rörlig sådan bestående av större fartyg, vilka huvudsakligen har hemmahamn på västkusten. Dessa riktar sitt fiske mot flera arter och bestånd. Några av dem är specialiserade på pelagiskt fiske medan andra riktar sitt fiske mot bottenlevande fisk. Fartyg under 12 meter står i genomsnitt för drygt 80 procent av den totala flottan.

De ekonomiskt mest viktiga arterna för svenskt yrkesfiske är sill och skarpsill som fiskas med trål eller not och torsk, havskräfta och råka som fiskas med bottentrål. Pelagiska trålare, som fiskar med bland annat trål, och de största demersala trålarna, som fiskar med bottentrål, är de segment i det svenska yrkesfisket som är mest lönsamma (Fiskeriverket 2011, JRC 2011).

Den svenska fiskberedningsindustrin bestod år 2009 av 217 företag av varierande storlek med en omsättning på nära fem miljarder kronor och totalt ca 1700 anställda. Sektorn består både av små familjeföretag som bereder fisk av råvara från eget fiske till stora industrier som köper råvara från svenska och utländska fiskeföretag. Ungefär 80 procent av råvaran importeras, främst från Norge. Företagen tillverkar en rad olika produkter där de ekonomiskt mest viktiga produkterna är framställda av sill och torsk men även produkter beredda av skarpsill, lax, makrill och råka är viktiga (JRC, 2010).

4.2.5. Vattenbruk

Vattenbrukssektorn i Sverige består till större delen av små företag med få heltidsanställda samt av ett mindre antal större företag till viss del ägda av utländska bolag. De senaste åren har små odlingar i allt högre grad klustrats till större företagsenheter där de fyra största företagen står för ca 50 % av Sveriges totala vattenbruksproduktion. De flesta företagen finns på landsbygden och bidrar till att skapa arbetstillfällen och utveckling på landsbygden. Under 2009 bedrev 208 företag med totalt 242 anställda vattenbruksproduktion i Sverige. Både mat- och sättfisk samt kräftor, musslor och ostron odlades. Den dominerande arten, både när det gäller vikt och värde, var regnbåge (SCB 2009, SOU 2009).

Under perioden 1998 till 2006 har den sammanlagda produktionen i Sverige varierat mellan 5 500 ton 1998 till 9 700 ton 2006. Av detta har den havsbaserade fiskodlingen legat relativt stabilt strax under 2 000 ton per år medan odling i sötvatten har ökat. Musselodlingen har också legat stabilt kring knappa 2 000 ton. (SOU 2009)

Under samma period, 1998-2006, har värdet av vattenbruksproduktionen ökat från 135 miljoner kronor till 280 miljoner kronor. Den huvudsakliga värdeökningen ligger i odling i sötvatten. Värdet på den havsbaserade odlingen och musselodling har över perioden legat relativt konstant runt 50 miljoner kronor respektive cirka 10 miljoner kronor. Den senast tillgängliga statistiken från SCB visar en total produktion från svenskt vattenbruk på 8 854 ton för 2008 till ett värde av 316 miljoner kronor. (SOU 2009)

Det har inte varit möjligt att skilja ut vattenbruk i havet från vattenbruk i sötvatten i statistiken.

Tabell 4.6. I tabellen redovisas statistik från 2009 över svenskt vattenbruk.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Netto-omsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Vattenbrukare	208	242	481	110	-60
Totala näringslivet ¹⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01

¹⁾ Exklusive finansiella tjänster.

4.2.6. Båtliv

Antalet sjödugliga fritidsbåtar ägda av personer bosatta i Sverige är ungefär 881 000, av vilka 47 procent har hemmahamn i marina vatten. Det finns alltså ungefär 414 000 fritidsbåtar med hemmahamn i vatten som omfattas av havsmiljödirektivet (Transportstyrelsen 2011a). Det finns inga specifika siffror för att skilja mellan Nordsjön och Östersjön men en grov uppskattning baserat på antalet övernattningar i varje område ger ungefär 143 000 fritidsbåtar i Nordsjön och 271 000 i Östersjön.

Omsättningen av fritidsbåtssektorn för Nordsjön uppskattades till 126 miljoner kronor år 2010 och för Östersjön 165 miljoner kronor. Siffrorna inkluderar inte turister i fritidsbåtar med hemmahamn utanför Sverige, till exempel Norge eller Danmark. (Enveco 2011)

Tabell 4.7. I tabellen redovisas statistik från 2009 över den maritima sektorn med koppling till varv, båtbyggeri och tillbehörshandel.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Skeppsvarv och båtbyggerier	712	3 217	5 124	1 333	-1 088
Fritidsbåtbyggerier	596	1 723	2 781	738	-524
Båt- och båttillbehörshandel	736	1 063	3 528	443	-278
Industri för motorer och turbiner utom för luftfartyg och fordon: <u>tillverkning av båtmotorer</u>	-	-	2 200	-	-
	2 044	6 003	13 633	2 514	-1 889
Totala näringslivet ¹⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,22	0,25	0,22	0,14	0,23

¹⁾ Exklusive finansiella tjänster.

4.2.7. Marinor

Marinor, eller småbåtshamnar, inkluderar mindre hamnar för fritidsbåtar. Småbåtshamnar finns längs med hela kusten och i de större sjöarna. Det finns över 1500 fritidsbåthamnar i Sverige varav 450 är klassificerade som gästhamnar. Antalet båtnätter i gästhamnarna under 2010 var drygt en halv miljon med i i genomsnitt knappt tre personer per båt. I antalet båtnätter inkluderas fritidsbåtar registrerade både i Sverige och utomlands. Fritidsbåtar registrerade utanför Sverige kommer vanligen från Norge, Danmark, Finland eller Tyskland. Båtturismen är starkt säsongberoende. Även om antalet gästnätter under sommaren är betydande så är den vanligaste övernattningsplatsen för båtturister naturhamnar. Uppskattningsvis gjordes drygt fem miljoner övernattningar (båtnätter) i naturhamnar under 2010.

Tabell 4.8. I tabellen redovisas statistik från 2009 med koppling till marinor.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Netto- omsättning (Mkr)	Förädlings- värde (Mkr)	Löner (Mkr)
Äga och hyra ut varvsplatser, vinterförvaring båtar, hamn och kajer. ¹⁾			140		
Drift av marinor, gästhamn, småbåtshamn. ²⁾			175		
			315		
Totala näringslivet ³⁾			6 223 625		
Andel Maritima branscher (%)			0,01		

¹⁾ Skattning baserat på företagslista som upprättats via sökning av verksamhetsbeskrivning. Skattningen bygger på ca 120 företag.

²⁾ Skattning baserat på företagslista som upprättats via sökning av verksamhetsbeskrivning. Skattningen bygger på ca 20 företag.

³⁾ Exklusive finansiella tjänster.

4.2.8. Energi

4.2.8.1. Kärnkraft

I Sverige finns tio kärnkraftsreaktorer i drift, fördelade på de tre kärnkraftverken i Forsmark, Oskarshamn och Ringhals. Verken i Forsmark och Oskarshamn har tre reaktorer vardera och i Ringhals finns fyra reaktorer. Tillsammans står dessa för cirka hälften av Sveriges elförsörjning, knappt 70 TWh per år. Kärnkraftverken använder havsvatten som kylvatten och räknas därmed in som en verksamhet som är beroende av havet. (SSM 2011, Svensk Energi 2011)

4.2.8.2. Vindkraft

En vindkraftspark syftar på en plats med en eller flera vindturbiner eller vindkraftverk. Vindkraften har under det senaste decenniet ökat markant i omfattning. År 2011 var nettoproduktionen för vindkraft 6,1 TWh och uppgick därmed till 4,2 procent av Sveriges totala nettoproduktion. Den landbaserade vindkraften stod här för 5,6 TWh och den havsbaserade för 0,5 TWh. Antalet havsbaserade vindkraftverk uppgick då till 65 stycken med en sammanlagd kapacitet på ca 130 MW. För närvarande finns alla tre vindkraftsparkerna i Östersjön. Det har medgetts tillstånd till en vindkraftspark i Nordsjöområdet.

Den senaste statistiken från SCB över vindkraft i Sverige (2009) skiljer inte ut havsbaserad vindkraft från landbaserad vindkraft. Antalet anställda inom vindkraft 2009 i Sverige var 1700 personer, om man allokerar antalet anställda efter kapaciteten på anläggningarna motsvaras det av ungefär 200 personer anställda inom havsbaserad vindkraft. Under 2009 var den totala omsättningen inom vindkraftsproduktionen i Sverige 11 066 miljoner kronor.

Med utgångspunkt från den produktion som sker vid de havsbaserade verken och det genomsnittliga snittpriset per kWh har nettoomsättningen kunnat skattas till ca 200 Mkr.

Tabell 4.9. I tabellen redovisas statistik från 2009 över svensk energiproduktion som sker med kärnkraft och vindkraft.

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Kärnkraft ¹⁾	3	3 462	13 806	5 649	-1 643
Havsbaserad vindkraft ²⁾	-	-	200	-	-
	3	3 462	14 006	5 649	-1 643
Totala näringslivet³⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	0,00	0,14	0,23	0,32	0,20

¹⁾ Summa framtagen för de tre företag som står för den här typen av energiproduktion. ²⁾ Skattning baserat på uppgift om produktion på 266,9 GWH gånger snittpris för småindustri på 78,7 öre per KWH. ³⁾ Exklusive finansiella tjänster.

4.2.9. Marin turism och rekreation

Med turism omfattas människors aktiviteter när de reser till, och vistas på, platser utanför sin vanliga omgivning. Resan eller vistelsen ska vara kortare än ett år och kan bero på fritid, affärer eller andra syften. (Tillväxtverket 2011).

4.2.9.1. Områdesavgränsning

Totalt har 85 svenska kommuner en kuststräcka mot Havet, se bilaga 1. Det saknas en etablerad exakt definition av vad som ska räknas in som kustnära turism. Beräkningarna är därför uppdelade på ett maximi- respektive ett minimalalternativ med följande avgränsning:

MAX, avser all turism i de berörda 85 kommunerna samt öarna utanför dessa. MIN, avser turismen i delavrinningsområden till havet som har en kuststräcka mot havet i nämnda kommuner.

4.2.9.2. Sektorns olika delar

För att beräkna turismen i angivna områden har sektorn delats upp i flera underrubriker eftersom det finns olika typer av underlag för var och en av dessa. Dessa underrubriker är följande:

- Kryssningstrafik
- Övrig kommersiell båttrafik
- Fritidsbåtar

- Fritidshus
- Kommersiellt boende
- Övrigt boende
- Dagbesök

De två första kategorierna Kryssningstrafik och Övrig kommersiell båttrafik har räknats in under reguljär- och icke-reguljär passerartrafik under sjöfartssektorn men utgör en betydande del av marin turism och rekreation.

Statistiken för underrubriken Fritidsbåtar angående övernattningar samt passagerarnas omsättning kommer från Rese- och Turistdatabasen (Resurs AB, 2011)

För underrubriken Fritidshus har SCB-statistik över antalet fritidshus i de berörda kustkommunerna och avrinningsområdena använts. Statistiken har sedan kombinerats med uppgifter om övernattningar och konsumtion i anslutning till olika boendeformer från TDB.

När det gäller Kommersiellt boende samt Övrigt boende (utgörs huvudsakligen av campande utanför campingplatser) vid havet har statistik från SCB:s inkvarteringsstatistik inhämtats och kombinerats med statistik från Turistdatabasen (TDB) med avseende på konsumtion och konsumtionsmönster (Resurs AB, 2011).

För den sista underrubriken Dagbesök har uppgifter från TDB avseende dagsresor över 10 mil (enkel väg) till svenska kusten använts. Uppgifterna har kompletterats med enkätfrågor i den årliga undersökningen om svenskarnas resor som görs inom ramen för TDB om resor kortare än 10 mil till kusten.

4.2.9.3. Omsättning och sysselsättning

Resultatet från analysen illustrerar betydelsen av kustnära och marin turism i Sverige. Omsättningen från kustnära och marin turism uppskattas mellan 58 578 miljoner kronor (MIN) och 75 153 miljoner kronor (MAX). Omsättningen för den totala turismsektorn i Sverige under 2010 var 255 000 miljoner kronor (Tillväxtverket 2011), vilket betyder att kustnära och marin turism motsvarade mellan 23 procent (MIN) och 29 procent (MAX). Resultatet från analysen presenteras dels fördelat på aktiviteter och dels fördelat på sektorns branscher enligt tabell 4.10.

Tabell 4.10. Aktiviteter och branscher inom sektorn kustnära och marin turism.

Aktiviteter	Sektorns branscher
Hotell	Livsmedel
Stugbyar/vandrarhem	Restaurang
Fritidshus	Transport
Släkt och vänner	Shopping
Fritidsbåt	Aktivitet (fritids)
Övriga boendeformer (exv. campande utanför campingplatser)	Logi
Dagbesök	

Totalt genomfördes nästan 80 miljoner övernattningar vid svenska havskusten under 2010. Flest övernattningar var hos släkt och vänner, följt av fritidshus och hotell. När resultatet presenteras i omsättning är det hotellgästerna som blir den viktigaste kategorin. Detta beror på att en hotellgäst vid Östersjön spenderade 1 385 SEK per person och dygn 2010 och motsvarande siffra var 1 258 SEK för Nordsjön. De som övernattade hos släkt och vänner spenderade 264 respektive 285 SEK och de som övernattade i eget fritidshus 171 respektive 189 SEK.

Tabell 4.11. Omsättning inom kustnära och marin turism baserat på ingående branscher och fördelat på Östersjön och Nordsjön.

Omsättning (MKr)						
	Östersjön		Nordsjön		Havet	
	Max	Min	Max	Min	Max	Min
Hotell	15 747	8 624	7 816	4 491	23 563	13 115
Stugby/vandrarhem	1 004	685	400	306	1 404	991
Camping	1 452	1 281	1 428	870	2 880	2 151
Fritidshus	2 145	1 626	1 028	867	3 173	2 492
Släkt och vänner	5 025	3 518	2 486	1 740	7 511	5 258
Fritidsbåt	165	165	126	126	290	290
Övriga boendeformer	1 076	841	937	787	2 013	1 628
Dagbesök	11 945	10 824	9 891	9 344	21 836	20 168
Totalt	38 558	27 563	24 112	18 531	62 670	46 094
Medel	33 061		21 321		54 382	

Tabell 4.12 visar vilka omsättningen för de olika branscherna. Av de totalt nära 63 miljarder (max-gränsen) som spenderades vid kusten hamnar nästan hälften (44,4 %) på restaurang och logi.

Tabell 4.12. Omsättning i turistsektorns branscher 2010 (Resurs AB, 2011).

Omsättning (MKr)							
	Östersjön		Nordsjön		Havet		Fördelning (%) ¹⁾
	Max	Min	Max	Min	Max	Min	
Livsmedel	3 200	2 455	1 697	1 330	4 897	3 785	8,0
Restaurang	9 387	6 713	5 652	4 316	15 039	11 029	24,0
Transport	5 233	4 071	2 600	2 138	7 833	6 209	12,9
Shopping	8 866	6 980	8 009	6 805	16 875	13 785	28,2
Aktivitet	2 705	2 007	1 367	1 073	4 072	3 081	6,6
Logi	9 168	5 337	4 787	2 868	13 954	8 205	20,4
Totalt	38 558	27 563	24 112	18 531	62 670	46 094	100
Medel	33 061		21 321		54 382		

¹⁾ Baserat på både Östersjön och Nordsjön (Havet)

Både logi och restaurang har låg omsättning per anställd vilket innebär att dessa branscher påverkas mest ur sysselsättningssynpunkt. Av de dryga 51 000 personer som påverkas av turismen i området svarar logi och restaurang för nästan 34 000 personer (ca 65 %) enligt maxalternativet, se tabell 4.13.

Tabell 4.13. Sysselsättning i turistsektorns branscher 2010 (Resurs AB, 2011).

Sysselsättning (fulltidsanställda)							
	Östersjön		Nordsjön		Havet		Fördelning (%) ¹⁾
	Max	Min	Max	Min	Max	Min	
Livsmedel	1 295	994	687	538	1 982	1 532	4,0
Restaurang	11 560	8 267	6 961	5 315	18 521	13 582	36,7
Transport	1 580	1 229	785	645	2 365	1 874	4,8
Shopping	4 001	3 150	3 614	3 071	7 615	6 221	15,8
aktivitet	3 455	2 564	1 745	1 371	5 200	3 935	10,4
Logi	10 038	6 015	5 316	3 289	15 354	9 304	28,2
Totalt	31 929	22 219	19 108	14 229	51 037	36 448	100
Medel	27 074		16 669		43 743		

¹⁾ Baserat på både Östersjön och Nordsjön

4.2.9.4. Fritids- och turistfiske

Sverige har stora möjligheter till fritidsfiske och fisketurism, både i inlandsvatten och i havet. Enligt svensk fiskerilagstiftning är allt fiske som inte sker med stöd av yrkesfiskelicens eller enskild rätt att beteckna som fritidsfiske. Detta fiske kan bedrivas såväl med handredskap som med en begränsad mängd redskap av annan typ, i första hand nät och burar. Termen sportfiske brukar användas för fisket som sker med handredskap.

Totalt 1 miljon personer bosatta i Sverige fiskade vid minst ett tillfälle under 2006 (Fiskeriverket 2009b). Antalet fiskedagar uppgick till närmare 13,8 miljoner varav antalet fiskedagar i haven uppgick till knappt fem miljoner. Fler män än kvinnor fiskar på sin fritid och i genomsnitt fiskar männen fler dagar per år. Störst andel fiskande bland befolkningen finns i Norrlands inland följt av Norrlandskusten och Norra Götalands- och Svealands inland. Av allt fritidsfiske sker 50 procent av fisket inom tre mil från bostaden och 80 procent av allt fiske sker inom tio mil. Huvuddelen av utövarna uppger att syftet med fritidsfisket är rekreation, naturupplevelser, social gemenskap och fångst av fisk för egen konsumtion. För mer information, se även Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet (Fiskeriverket 2008b).

De generellt sett viktigaste arterna, räknat i fångstmängd, är gädda och abborre. Vad gäller antalet utövare är för fiske med handredskap arterna abborre, gädda, öring och makrill mest betydelsefulla. För fiske med mängdfångande redskap är sötvattenskräftor, abborre, gädda, mörtfiskar och sik viktigast. Det finns fortfarande brister i det statistiska underlaget, men i allmänhet anses fritidsfiskets effekter på fiskbestånden vara små, särskilt när fritidsfisket bedrivs med handredskap, som fångar en fisk i taget. Fritidsfisket tenderar också att bedrivas över ett större område vilket gör det totala uttaget mer utspritt.

Fritidsfiskebaserade verksamheter definieras som verksamheter som levererar varor och tjänster till fritidsfiskare i direkt anslutning till deras fiskeupplevelse. Antalet företag bedöms ligga i storleksordningen 2 600 företag med en sammanlagd omsättning på strax under en miljard kronor. Antalet anställda i företagen som genereras av fritidsfisket bedöms ligga i storleksordningen 2 000 helårsanställningar. De flesta företag ägnar sig åt flera typer av fritidsfiskebaserad verksamhet. Annan turism eller besöksverksamhet är en mycket vanlig verksamhet i kombination med fritidsfisket. Den vanligaste kompletterande verksamheten är att erbjuda kost och logi, vilket erbjuds av ungefär 40 procent av företagen, men även guidning, uthyrning av båtar och uthyrning av vatten är vanliga verksamheter (Fiskeriverket 2009b).

4.2.10. Offshore

Offshoresektorn består av verksamheter relaterade till oceantransport och oljeutvinning. Sektorn består i Sverige huvudsakligen av teknik konsulter som arbetar med exempelvis ritning och design av oljeriggar. En uppskattning av sektorn bygger på ungefär 150 företag med en omsättning på totalt 1 miljard. Regional uppdelning saknas.

Tabell 4.14. Ekonomisk statistik för offshore sektorn från 2009 (SCB)

Bransch	Företag (antal)	Anställda (antal)	Netto- omsättning (Mkr)	Förädlings- värde (Mkr)	Löner (Mkr)
Offshore			1 000 ¹⁾		
Totala näringslivet²⁾	927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel Maritima branscher (%)	-	-	0,02	-	-

¹⁾ Skattning baserat på företagslista som upprättats via sökning av verksamhetsbeskrivning. Exklusive företag som ingår i branscher ovan. Skattningen bygger på ca 150 företag.

²⁾ Exklusive finansiella tjänster.

4.3. Verksamhet i inlandet som belastar den marina miljön

Utöver belastningar från aktiviteter och verksamheter i den maritima sektorn bidrar även inlandsbaserade källor stort till miljöbelastningen i Nordsjön och Östersjön. Främst rör det sig om tillförseln av organiskt material och näringsämnen samt tillförseln av förorenande ämnen.

4.3.1. Tillförsel av näringsämnen

De aktiviteter som främst bidrar till belastningen av näringsämnen är jord- och skogsbruk, kommunala reningsverk, dagvatten från tätorter och vägar m.m., industrier, enskilda avlopp och i fallet med kväve även atmosfärisk deposition. I Östersjön dominerar bidragen från jordbruket och de kommunala reningsverken, därefter följer bidragen från atmosfäriska depositioner på vattenytor och utsläpp från industrin. I Nordsjön är jordbruket den i särklass största källan med (ca 50 %), andraplatsen delas av de kommunala reningsverken tillsammans med atmosfärisk deposition, se figur 3.29 i kapitel 3.6.

I kapitel 3.6.2 ges en beskrivning av hur stor andel av de näringsämnen som tillförs havet från land genom mänskliga aktiviteter som kommer från kustnära områden. Här avses sådana områden varifrån ingen naturlig rening av näringsämnen sker under transporten mellan utsläppspunkten och havet.

I tabell 4.15 redoovisas ekonomisk statistik för jord- och skogsbruk i Sverige under 2009 fördelad på förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön.

Tabell 4.15. Jord- och skogsbruksföretagen 2009 (SCB 2012). Ett företag kategoriseras i SCB:s statistik som jord- eller skogsbruksföretag beroende på vilken av de två verksamheterna som utgör den övervägande delen.

Bransch	Förvaltnings- område	Anställda (antal)	Netto- omsättning (Mkr)	Fördelings värde (Mkr)	Löner (Mkr)
Jordbruksföretag och serviceföretag till jordbruk	Nordsjön	7 921	26 946	7 510	-1 790
	Östersjön	14 060	42 338	12 753	-3 086
Skogsbruksföretag	Nordsjön	3 071	13 869	2 858	-834
	Östersjön	12 474	61 180	14 234	-3 621
		37 526	144 333	37 354	-9 330
Totala näringslivet exklusive finansiella tjänster ²⁾		2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel av totala näringslivet (%)		1,54	2,32	2,12	1,13

Underlaget från SMED visar att de kommunala reningsverken står för det näst största bidraget av näringsämnen, både till Östersjön och Nordsjön. De kommunala reningsverken drivs med stöd av vattentjänstlagen och har till uppgift att skydda människors hälsa och miljön. Driften sker enligt självkostnadsprincipen vilket innebär att verksamheten inte får gå med vinst, avgifterna för vattentjänsterna ska balansera dess kostnader. Enligt uppgifter från Svenskt vatten¹⁰ är idag ca 5 miljoner människor, fördelade på 2,8 miljoner hushåll, anslutna till reningsverk belägna vid kusten eller i områden med 0-retention (se kapitel 3.6.2 för en beskrivning av retentionsbegreppet). De aktuella reningsverken hade 2009 en omsättning mellan 4 - 4,5 miljarder kronor och sysselsatte ca 1 650 personer. Utöver rening av avloppsvatten bidrar reningsverken också med biogasproduktion, slam och värmeenergi.

Reningsverkens andel av den svenska biogasproduktionen uppgick 2009 till 40% vilket motsvarade en energiproduktion på 600 GWh. Ca hälften av gasen uppgraderades till klimatneutral fordonsgas vilket representerar ett marknadsvärde på ca 300 miljoner kronor.

Från kustnära reningsverk lades enligt Svenskt Vattens bedömning ca 28 500 ton slam (räknat som torrsubstans) på de svenska åkrarna under 2009 för återföring av näringsämnen och mullämnen för jordförbättring. Slammet som erbjuds utan kostnad motsvarade ett gödslingsvärde på ca 13 miljoner kronor, enbart med avseende på fosfor.

¹⁰ Personlig kommunikation med Peter Sörngård, Svenskt Vatten.

I reningsverken sker också värmeväxling av det utgående avloppsvattnet för att ta till vara den värmeenergi som tillförs via hushållens användning. Enligt svenskt vattens bedömning resulterade detta under 2009 för de kustnära kommunerna, med ca 3,1 miljoner anslutna personer, ett återtag av ca 195 GWh med ett marknadsvärde på ca 19 miljoner kronor.

4.3.2. Tillförsel av förorenande ämnen

För samtliga metaller står de diffusa källorna för merparten av den totala bruttobelastningen, för kadmium (Cd), koppar (Cu), och kvicksilver (Hg) mer än 80 % och för bly (Pb) och nickel (Ni) mer än 90 %. Fördelningen mellan de diffusa källorna skiljer sig däremot åt. För kadmium (Cd), bly (Pb) och kvicksilver (Hg) har läckage från skog och hygge och depositionen på sjöyta beräknats vara de dominerande källorna. För kvicksilver (Hg) är bidragen från övrig mark och dagvatten i tätort också betydande. För koppar (Cu), är skog och hygge den största källan, men övriga diffusa källor fördelas ungefär lika. Nickel (Ni) har störst belastning från skog och hygge samt från jordbruksmark. I Västerhavets vattendistrikt står jordbruksbelastningen för cirka 50 % av den diffusa belastningen av nickel (Ni). Zink (Zn) har något lägre bidrag från diffusa källor, ca 77 % av totala bruttobelastningen relativt jämnt fördelat mellan de diffusa källorna. 20 % av den totala bruttobelastningen av zink (Zn) har beräknats komma från industrier och störst belastning i Bottenhavets vattendistrikt.

Av punktkällorna är industri den klart största källan till kadmium (Cd) och bly (Pb) (mer än 90 %) medan för koppar (Cu), fördelas punktkällorna mer jämt mellan kommunala avloppsreningsverk och industri (cirka 30 respektive 60 %). Både kadmium (Cd) och koppar (Cu) har störst belastning från punktkällor i norra Sverige medan Nickel (Ni) har relativt jämn fördelning av belastning av punktkällor för alla vattendistrikt. Kviksilver (Hg) har störst belastning från punktkällor i södra Sverige (SMED 2010), se även kapitel 3.5.

4.3.2.1. Industrianläggningar med direkt belastning på havet

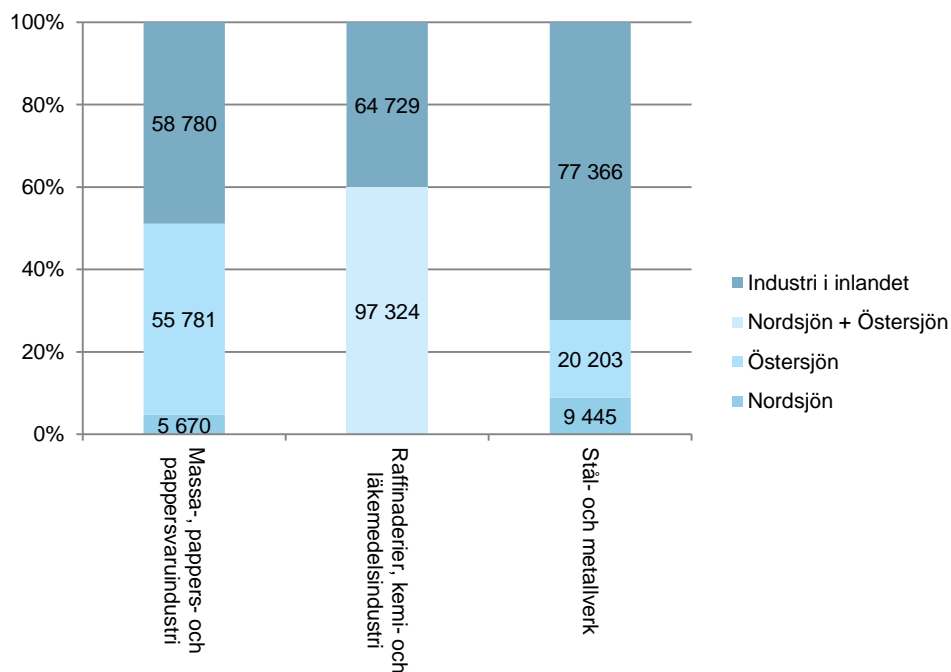
För att bedöma betydelsen av havet som recipient för industriella utsläpp av förorenande ämnen har den ekonomiska aktiviteten hos tre branscher/-branschgrupper kartlagts: *Massa och papper, Raffinaderier, kemi- och läkemedelsindustri* samt *Stål- och metallverk*. Information från anläggningar inom fem kilometer från strandlinjen har valts ut för kartläggningen och sammanställts i tabell 4.16. Jämförelser görs också mellan det kustnära urvalet och nationell statistik för respektive bransch/branschgrupp, se tabell 4.17.

Tabell 4.16. Industrianläggningar med direkt belastning till havet (inom 5 km från kust) uppdelade på Östersjön och Nordsjön.

Bransch	Förvaltningsområde	Företag (antal)	Anställda (antal)	Nettoomsättning (Mkr)	Förädling svärde (Mkr)	Löner (Mkr)
Massa-, pappers- och pappersvaruindustri	Nordsjön	45	1 641	5 670	1 483	-641
	Östersjön	79	11 554	55 781	12 566	-4 661
Raffinaderier, kemi- och läkemedelsind. ¹⁾		317	16 176	97 324	47 972	-8 098
Stål- och metallverk	Nordsjön	29	1 520	9 445	1 596	-612
	Östersjön	47	5 192	20 203	2 653	-1 922
Totalt kustnära anläggningar		517	36 083	188 423	66 270	-15 934
Totala näringslivet exklusive finansiella tjänster²⁾		927 917	2 441 926	6 223 625	1 760 159	-829 121
Andel av totala näringslivet (%)		0,06	1,48	3,03	3,76	1,92

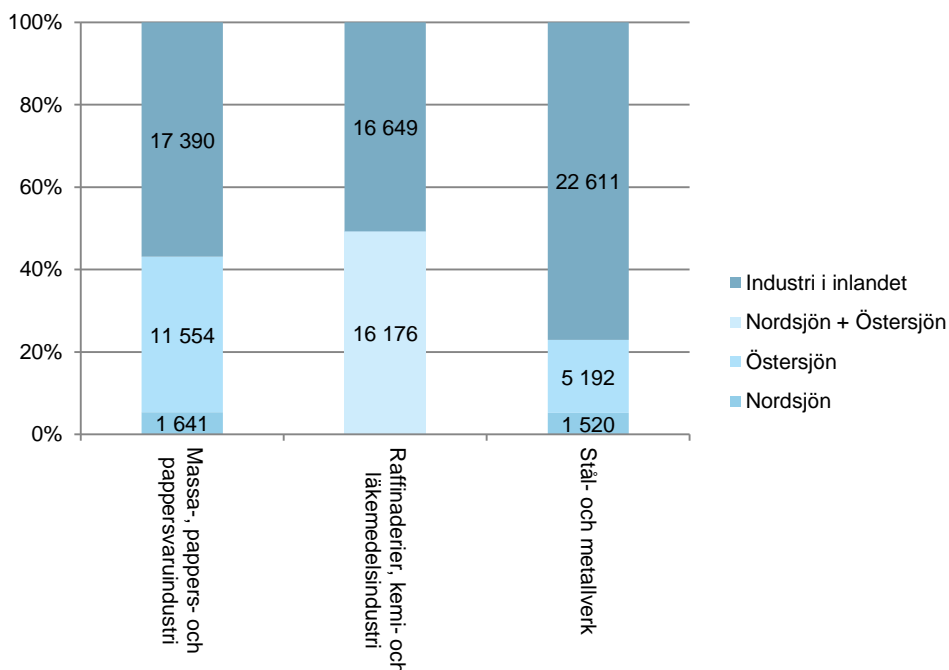
¹⁾Av sekretesskäl kunde inte branscherna raffinaderier (SNI 19), kemiindustri (SNI 20) och läkemedelsindustri (SNI 21) redovisas per förvaltningsområde.

²⁾ Exklusive finansiella tjänster.



Figur 4.7. Procentuell fördelning (2009 års statistik) av omsättningen (Mkr) mellan inlandsbaserad industri samt kustbaserad industri fördelat på Östersjön och Nordsjön. Av sekretesskäl kunde

ingen uppdelning på förvaltningsområden görs för branscherna raffinaderier, kemiindustri och läkemedelsindustri. Dessa redovisas aggregerat i figuren (SCB 2012a).



Figur 4.8. Procentuell fördelning (2009 års statistik) av anställda mellan inlandsbaserad industri samt kustbaserad industri fördelat på Östersjön och Nordsjön. Av sekretesskäl kunde ingen uppdelning på förvaltningsområden göras för branscherna raffinaderier, kemiindustri och läkemedelsindustri. Dessa redovisas aggregerat i figuren (SCB 2012a).

I figur 4.7 och 4.8 framgår att den största andelen av kustnära industri, både med avseende på omsättning och sysselsättning, återfinns inom branschgruppen Raffinaderier, Kemi- och läkemedelsindustri med ca 60 % av den nationella omsättningen och ca 50 % av det totala antalet anställda. Minst andel av den kustnära industrin i förhållande till nationella siffror återfinns inom branschen Stål- och metallverk med ca 30 % av omsättningen och ca 25 % av antalet anställda.

Tabell 4.17. Andelar som den kustnära industrin inom de tre studerade branscherna/ branschgrupperna utgör av nationella totaler.

%	Antal arbetsställen	Antal anställda	Nettoomsättning	Förädlingsvärde	Lönekostnad
	25	39	48	54	42

Som framgår av tabell 4.17 så omsätter de kustnära industrierna nästan hälften av den nationella omsättningen.

4.4. Icke-kommersiella nyttor

4.4.1. Direkta och indirekta användarvärden

Direkta användarvärden innebär som namnet antyder en direkt kontakt med ekosystemet snarare än genom de tjänster som det tillhandahåller. Användandet kan ha konsumtionssyfte som vid fiske eller skogsbruk, men kan också vara exempelvis för rekreation eller utbildning, utan konsumtionssyfte. Indirekta användarvärden kan härledas till tjänster som tillhandahålls av ekosystemet. Detta kan exempelvis omfatta naturens förmåga att lindra effekterna från övergödning, och därmed förbättra vattenkvaliteten, eller havets förmåga att lagra koldioxid och därmed lindra klimateffekterna.

4.4.1.1. Direkta användarvärden

I underlagsrapport B (Marine tourism and recreation in Sweden – a study for the Economic and Social Analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive, Enveco Miljöekonomi AB m.fl, 2012) gjordes en litteraturstudie med syfte att kartlägga värderingstudier som inriktar sig på Östersjöns och Nordsjöns ekosystemtjänster.

För att beskriva värderingar av i första hand ekosystemtjänsten rekreation valdes ett litet antal studier ut från litteraturgenomgången.

När det gäller valet av representativa studier har de studier som också omfattar icke-användarvärden (se kapitel 1.3.3.3) bedömts vara viktiga att få med för att det totala ekonomiska värdet (TEV) av tillgången till ekosystemtjänsten skulle kunna bedömas. Dessa studier syftar emellertid ofta till att fånga TEV av en miljöförbättring och speglar därmed inte värden kopplade specifikt till rekreation.

Vidare har somliga studier inriktat sig på att värdera förändringar i tillgången till ekosystemtjänsten marin rekreation medan andra inte nämner ekosystemtjänsten alls, även om det är den som faktiskt värderas. När det gäller kopplingen mellan värderingsstudiernas resultat och GES blir det än mer komplicerat då definitionerna av GES inte fanns tillgängliga då rapporten skrevs (hösten 2011). Kopplingen till GES är dock mycket viktig för diskussionen om kostnaden för fortsatt miljöförsämring.

Följande kriterier användes för att göra urvalet av relevanta värderingsstudier:

- Geografisk relevans (studierna bör vara kopplade till svenska kust- eller havsområden)
- Studien bör inte vara för gammal
- Studien bör fokusera på specifika rekreationsaktiviteter (för att undvika överskattningar av värdet av specifika rekreationsaktiviteter)

- Studien bör innehålla en diskussion om rekreationens betydelse när en värdering av TEV gjorts (för att undvika överskattningar av värdet av specifika rekreationsaktiviteter)
- Relevans för värdering av GES

Följande värderingsstudier valdes ut:

- Non-market valuation of the coastal environment – uniting political aims, ecological and economic knowledge. Östberg et al. (2010)
- Benefit transfer for environmental improvements in coastal areas: General vs. specific models. Östberg et al. (2011)
- Economic valuation for sustainable development in the Swedish coastal zone. Söderqvist et al. (2005)
- Denna studie sammanfattar resultaten från fem andra studier med relevant innehåll: 1) Eggert och Olsson (2003), 2) Söderqvist och Scharin (2000), 3) Soutukorva (2005), 4) Soutukorva och Söderqvist (2005), 5) Sundberg (2004).
- Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. Vesterinen et al. (2010)

En sammanställning av resultaten i ovanstående värderingsstudier ges i tabell 4.18.

Tabell 4.18. Sammanställning av värderingstudier som inriktar sig på Östersjöns och Nordsjöns ekosystemtjänster.

Studie	Metod	Syfte	Resultat	GES relevans
Östberg et al. (2010)	CV	Värdet av förbättrad vattenkvalitet med fokus på övergödning.	Medelbetalningsvilja/hushåll för: förbättrad vattenkvalitet; 61-108 SEK, Minskad algblooming; 54-84 SEK, för minskat buller och marint avfall; 32-50 SEK	D5 Övergödning genom indikator 5.1.1 och 5.2.4. D10 Marint avfall genom indikatorn 10.1.1
Östberg et al. (2011)	CE	Att undersöka möjligheten att tillämpa värderingsresultat från östkusten på västkusten och vice versa.	Resultatet visar att detta är möjligt men att variationer förekommer beroende på vilket attribut som värderas.	Samma som för studien ovan.
Söderqvist et al. (2005)				
Eggert och Ohlsson (2003)	CE	Vattenkvalitet i termer av fiskbestånd, badvattenkvalitet och biodiversitet.	Aggregerad betalningsvilja för: Förbättrad badvattenkvalitet; 200-300 MSEK, Ökat torskbestånd; 500-600 MSEK.	D5 Övergödning genom indikator 5.1.1. D9 Främmande ämnen i livsmedel genom indikator 9.1.1
Söderqvist och Scharin (2000)	TC/CV	Nyttan av minskad övergödning i Stockholms skärgård	Aggregerad betalningsvilja för ökat siktdjup (1m); 60 MSEK/år (TC) och 500 MSEK/år (CV)	D5 Övergödning genom indikator 5.1.1.
Soutukorva (2005)	TC	Värdet av förbättrat fritidsfiske.	Betalningsvilja per timma av fördubblad fångst av gädda (0,8-1,6 kg/timma) under vårfisket: 56 SEK per fiskare.	D5 Övergödning genom indikator 5.1.1. D9 Främmande ämnen i livsmedel genom indikatorn 9.1.1
Vesterinen et al. (2010)	TC	Vattenkvalitet i termer av bad, fiske och båtliv.	Ökat konsumentöverskott vid en meters siktdjupsförbättring för både inland och kustvatten. Bad: 31-92 MEuro, fritidsfiske: 43-129 MEuro.	D5 Övergödning genom indikator 5.1.1.

Alla fyra värderingstudier som granskats ovan har i varierande grad kopplingar till GES-deskriptorer och indikatorer. Baserat på ovanstående urval av värderingsstudier anges ett antal intervall för värdet på förbättrad vattenkvalitet i termer av ökat siktdjup med en meter i kustvatten (Naturvårdsverket, 2010c).

Medelbetalningsviljan anges till:

369-923 SEK per person och år, normalvärde 699 SEK

62-360 SEK per besök, normalvärde; 178 SEK

Baserat på 17 värderingsstudier över fritidsfiske har motsvarande intervall för det ekonomiska värdet av fritidsfiske sammanställts:

Tabell 4.19. Värdet av fritidsfiske baserat på 17 värderingsstudier.

Metod	Ett extra kilo fisk (SEK)	En extra fisk (SEK)	En extra fiskedag (SEK)
TCM	12-207	6-358	38-229
CVM	16-237	7-732	21-308

Ovanstående exempel på direkta användarvärden behöver kompletteras med sammanställningar från fler studier för att ge en mer heltäckande bild.

Inom det internationella forskningsnätverket BalticSTERN har man genomfört kostnads-nyttoanalyser av åtgärder mot övergödningen i Östersjön. I studien BalticSurvey (Naturvårdsverket, 2010e) tillfrågades representativa urval av befolkningen från alla nio Östersjöstater om hur de använder den marina miljön, i samma studie ställdes också frågor om synen på miljötillståndet. En annan studie, BalticSun (Ahtiainen et al., 2012), inriktades på att skatta betalningsviljan i Östersjöområdet för ett förbättrat miljötillstånd med avseende på övergödning. Studierna visar att över 80 % av respondenterna har tillbringat tid vid Östersjökusten för rekreation och att många är oroade över miljöproblem som exempelvis algbloomingar, skador på flora och fauna, förekomsten av farliga ämnen, små läckage av olja och stora utsläppsincidenter. Den totala betalningsviljan för miljöförbättringar motsvarande de som kan förväntas efter genomförandet av BSAP uppgick till 4 miljarder euro per år.

I BalticSTERN-rapporten (Baltic Stern, 2013) redovisas kostnadsskattningar för åtgärderna inom BSAP tillsammans med resultaten från kostnads-nyttoanalyserna. Sammanställningen visar att den totala välfärdsvinsten av miljöförbättringarna är i storleksordningen 1 – 1,5 miljard euro årligen beroende på vilka åtgärder som av praktiska och tekniska skäl är genomförbara.

4.4.2. Icke-användarvärden

I arbetet med den inledande bedömningen har ingen sammanställning gjorts över värderingsstudier som specifikt inriktar sig på icke-användarvärdena. De antas emellertid att dessa i varierande grad utgör en del av de värden som tillmäts direkta icke-kommersiella användarvärden som exempelvis värdet av förbättrad vattenkvalitet. I kapitel 1.3.3.3 ges en beskrivning av vilka värden som räknas till icke-användarvärdena.

4.5. Kopplingen mellan aktiviteter och belastning

Belastningar har beskrivits i kapitel 3 och i avsnitt 3.8 finns en tabell som visar vilka belastningar som påverkar de olika biologiska samhällena mest. För att kunna beskriva vilka aktiviteter (t.ex. sjöfart, fiske eller jordbruk) som påverkar olika delar av miljön behöver det göras en koppling mellan belastning och aktivitet. En aktivitet kan bidra till flera belastningar, till exempel innebär fiske dels en biologisk störning genom uttag av arter och dels en fysisk störning av bottenarna om fiskemetoden är bottentrålning. En belastning kan också ha bidrag från flera aktiviteter. Ett exempel på det är tillförsel av näringsämnen där till exempel jordbruk och avlopp av olika slag bidrar.

För att visa kopplingar mellan belastning och aktivitet har tabell 4.20 tagits fram. Siffrorna i tabellen indikerar vilka styrmedel som reglerar verksamheten. De röda fälten pekar ut de viktigaste störningarna som respektive aktivitet bidrar till. Detta har varit en utgångspunkt i det vidare arbetet med den ekonomiska analysen. Observera också att flera aktiviteter är uppdelade på delaktiviteter och därför kan ge intryck av att bidra oproportionerligt mycket.

4.5.1. Sammanfattning av de aktiviteter som skapar de största belastningarna

De belastningstyper som bedöms medföra den största påverkan på de marina ekosystemen beskrivs i tabell 3.7 tillsammans med de biologiska samhällen de påverkar. Ur tabell 4.20, som visar kopplingen mellan belastningstyperna och de aktiviteter som bedöms påverka den marina miljön, framgår ett antal aktiviteter som på ett betydande sätt bidrar till belastningen, se tabell 4.21.

Tabell 4.21. Aktiviteter med stor påverkan på den marina miljön samt deras huvudsakliga belastningar.

Aktivitet	Belastning				
	Fysiska skador och Fysisk förlust	Övrig fysisk störning	Föroreningar genom farliga ämnen	Tillförsel av näringsämnen och organiskt material	Biologiska störningar
Fiske ¹⁾	Abrasion	Marint avfall			Selektivt uttag av arter
Vattenbruk			Tillförsel av syntetiska och ickesyntetiska ämnen	Tillförsel av näringsämnen samt organiskt material	Tillförsel av mikroorganismer och införande av främmande arter och omflyttning av arter
Sjöfart		Marint avfall	Tillförsel av syntetiska och ickesyntetiska ämnen	Tillförsel av organiskt material	Införande av främmande arter och omflyttning av arter
Hamnar	Kvävning och tillslutning	Förändring i igenslamning	Tillförsel av syntetiska och ickesyntetiska ämnen	Tillförsel av näringsämnen	
Aktiviteter i inlandet ²⁾		Marint avfall	Tillförsel av syntetiska och ickesyntetiska ämnen	Tillförsel av näringsämnen samt organiskt material	
	a)				Selektivt uttag av arter, införande av främmande arter och omflyttning av arter
Marin turism ³⁾	b)	Marint avfall	Tillförsel av syntetiska och ickesyntetiska ämnen	Tillförsel av näringsämnen samt organiskt material	Selektivt uttag av arter, införande av främmande arter och omflyttning av arter
	c)	Marint avfall	Tillförsel av syntetiska och ickesyntetiska ämnen	Tillförsel av näringsämnen samt organiskt material	
Kustnära industri			Tillförsel av syntetiska och ickesyntetiska ämnen	Tillförsel av näringsämnen samt organiskt material	

¹⁾ Inbegriper bentisk och pelagisk trålning samt nätfiske.

²⁾ Inbegriper jordbruk, skogsbruk, industri, avloppsreningsverk, dagvatten och enskilda avlopp

³⁾ Marin turism är indelad i tre grupper enligt a) aktiviteter med fokus på fritidsfiske, b) aktiviteter med fokus på användandet av båt eller fartyg (fritidsfiske, kryssningstrafik, båtliv, övrig kommersiell båttrafik)

och c) övriga aktiviteter inom marin turism (fritidshus, kommersiella boendeanläggningar, övrigt boende och dagbesök).

Den fortsatta analysen fokuserar på att koppla dessa aktiviteter till relevanta GES-deskriptorer och kriterier samt de ekosystemtjänster som är nödvändiga för aktiviteterna eller påverkas av dem.

4.6. Ekosystemtjänstanalys

I detta kapitel beskrivs dels beroendet mellan de aktiviteter som beskrivs tidigare i rapporten (drivkrafter) och dels de berörda ekosystemtjänsterna. Därefter beskrivs den belastning som aktiviteterna ger upphov till på ekosystemtjänsterna. Syftet är att bestämma vilka ekosystemtjänster som är mest relevanta för en fördjupad analys. I nästa steg kartläggs sambandet mellan de mest relevanta ekosystemtjänsterna och GES-deskriptorer, samt vilka indikatorer eller kriterier som är bäst lämpade för att beskriva respektive ekosystemtjänst. Resultatet från detta moment är utgångspunkt för arbetet med kostnaden för miljöförstöring i kapitel fem.

4.6.1. Underlag till ekosystemtjänstanalysen

Innehållet fr.o.m. kapitel 4.6 t.o.m. kapitel fem baserar sig huvudsakligen på den syntesrapport som tagits fram av Enveco Miljöekonomi AB över slutsatser i de fyra underlagsrapporter som beskrivs i kapitel 1.8.1. Kunskapskällor. Syntesrapporten heter ”An ecosystem service approach to analyze marine human activities in Sweden – a synthesis for the Economic and Social analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive, Enveco Miljöekonomi, 2012.”

Av de fyra underlagsrapporterna som sammanfattas i syntesrapporten är underlagsrapporterna B och D publicerade och nedladdningsbara från Havs- och vattenmyndighetens hemsida (www.havochvatten.se/publikationer):

- A. Analysis of the maritime sector- from drivers to impact on ecosystem services, IVL m.fl., 2012.
- B. Marine tourism and recreation in Sweden – a study for the Economic and Social Analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive, Enveco Miljöekonomi AB m.fl., 2012.
- C. Oil spills in the Baltic Sea and the Northeast Atlantic Preliminary analysis to support Sweden’s Initial Assessment under the Marine Strategy Framework Directive, IVL m.fl, 2012.
- D. Marine litter in Sweden – a study for the Economic and Social Analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive, Enveco Miljöekonomi m.fl, 2012.

I följande kapitel görs referenser till ovanstående rapporter, t.ex. ”underlagsrapport C”.

4.6.2. Aktiviteternas (drivkrafternas) beroende av ekosystemtjänster

I tabell 4.22 beskrivs de huvudsakliga kopplingarna mellan ekosystemtjänster och drivkrafter. Kopplingarna bygger delvis på de slutsatser som dragits i underlagsrapporterna från Enveco (2012), Enveco and Resurs (2012), IVL, Enveco and EnviroEconomics Sweden (2012) och Enveco and DHI (2012). I underlagsrapporterna konstateras att de stödjande ekosystemtjänsterna S1-S6 samt R1, Klimatreglering spelar en fundamental roll för de flesta andra ekosystemtjänster. Nedan följer en sammanfattning över de olika aktiviteternas beroende av ekosystemtjänsterna (EST).

- **Fiske**

Denna aktivitet är beroende av *P7 Utrymme och vattenvägar* som en slutlig EST. I tillägg är aktiviteten även beroende av *P1 Livsmedel*, som i sin tur är beroende av ett flertal intermediära EST (*R3 Minskad övergödning*, *R4 Biologisk rening* och *R5 Regelring av föroreningar*) vid sidan om gruppen av fundamentala EST S1-S6 och R1.

- **Vattenbruk**

Aktiviteten vattenbruk bedöms vara beroende av samma ekosystemtjänster som fiske.

- **Sjöfart**

Denna är endast beroende av den slutliga EST *P7 Utrymme och vattenvägar*.

- **Hamnar**

Hamnar bedöms vara beroende av samma ekosystemtjänster som sjöfart.

- **Inlandsaktiviteter**

- Den belastning som uppstår på den marina miljön till följd av drivkraften Inlandsaktiviteter sker genom transport av avfall, miljögifter samt näringsämnen (även atmosfärisk deposition) via vattendrag och floder. Inget specifikt beroende av någon marin EST har kunnat konstateras för de aktiviteter som leder till att avfall transporteras till havet, för spridning av förorenande ämnen är emellertid *R5 Reglering av föroreningar* en slutlig EST. På motsvarande sätt är *R3 Minskad övergödning* en slutlig EST när det gäller tillförsel av näringsämnen.

- **Marin turism**

- a. De delar av den marina turismen som inbegriper fritidsfiske är beroende av *C1 Rekreation*. Ekosystemtjänsterna *C2 Estetiska värden* och *C4 Kulturarv* betraktas som intermediära till *C1* tillsammans med *P1 Livsmedel*.
- b. De delar av den marina turismen som utgår från användande av båt eller fartyg är beroende av *P7 Utrymme och vattenvägar* som en slutlig EST. En annan slutlig EST är *C1 Rekreation* som i sin tur beror av *R3 Minskad övergödning*, *C2 Estetiska värden* och *C4 Kulturarv* som intermediära EST.

c. För övriga aktiviteter som räknas till marin turism är endast *C1 Rekreation* att betrakta som en slutlig EST. Som tidigare är ekosystemtjänsterna *R3 Minskad övergödning*, *C2 Estetiska värden* och *C4 Kulturarv* att betrakta som intermediära. Även *R5 Reglering av föroreningar* tas här med som en intermediär EST då ett grundläggande krav för denna del av den marina turismen är tillgången till rent vatten som inte orsakar sjukdomar vid exempelvis bad.

- **Kustnära industri**

Den kustnära industrin medför en direkt påverkan på den marina miljön främst genom tillförsel av syntetiska- och icke-syntetiska ämnen samt näringsämnen och organiskt material. Även annan påverkan förekommer exempelvis i form av lokal påverkan på hydrografi genom kylvattenutsläpp. När det gäller tillförsel av syntetiska- och icke-syntetiska ämnen utgör *R5 Reglering av föroreningar* en slutlig EST. För tillförseln av näringsämnen respektive organiskt material utgör *R4 Biologisk rening* respektive *R3 Minskad övergödning* slutliga EST vid sidan om de fundamentala EST i gruppen S1-S6 och R1.

Tabell 4.22. Beroenden mellan aktiviteter (drivkrafter) och marina ekosystemtjänster.

Ekosystemtjänst	Aktiviteter				
	Fiske och vattenbruk	Sjöfart och hamnar	Inlands-aktiviteter	Marin turism ¹⁾	Kustnära industri
S1 Biogeokemiska kretslopp	Fu			Fu	
S2 Primärproduktion	Fu			Fu	
S3 Näringsvävsdynamik	Fu			Fu	
S4 Biologisk mångfald	Fu			Fu	
S5 Livsmiljö	Fu			Fu	
S6 Resiliens	Fu			Fu	
R1 Klimatreglering	Fu		Fu	Fu	Fu
R2 Sedimentbevarande					
R3 Minskad övergödning	I för P1		Fi	I för C1 (b,c)	Fi
R4 Biologisk rening	I för P1				Fi
R5 Reglering av föroreningar	I för P1		Fi	I för C1 (c)	Fi
P1 Livsmedel	Fi			I för C1 (a)	
P2 Råvaror					
P3 Genetiska resurser					
P4 Kemikalier					
P5 Utsmyckningar					
P6 Energi					
P7 Utrymme och vattenvägar	Fi	Fi		Fi (b)	
C1 Rekreation				Fi (a-c)	
C2 Estetiska värden				I för C1 (a-c)	
C3 Vetenskap och utbildning					
C4 Kulturarv				I för C1 (a-c)	
C5 Inspiration					
C6 Naturarv					

Fu = Fundamentala ekosystemtjänster

I = Intermediära ekosystemtjänster

Fi = Slutliga ekosystemtjänster

¹⁾ Marin turism är indelad i tre grupper enligt a) aktiviteter med fokus på fritidsfiske, b) aktiviteter med fokus på användandet av båt eller fartyg (fritidsfiske, kryssningstrafik, båtliv, övrig kommersiell båttrafik) och c) övriga aktiviteter inom marin turism (fritidshus, kommersiella boendeanläggningar, övrigt boende och dagbesök).

4.6.3. Aktiviteternas (drivkrafternas) påverkan på ekosystemtjänsterna

I detta stycke redovisas hur de aktiviteter som bedömts ha stor påverkan på de marina ekosystemen påverkar tillgången på ekosystemtjänster och deras funktion. Eftersom belastningen från aktiviteterna Sjöfart och Hamnar samt

Fiske och Vattenbruk till stora delar är likartad redovisas aktiviteternas påverkan på ekosystemtjänsterna grupperade enligt:

- Fiske och vattenbruk
- Sjöfart, hamnar och den del av marin turism och rekreation som innefattar användande av båt eller fartyg.
- Inlandsaktiviteter och kustnära industri
- Den del av marin turism och rekreation som inte omfattar användandet av båt eller fartyg

Redovisningen nedan bygger på de belastningar (enligt Havsmiljödirektivets bilaga III, tabell 2) som kopplats till respektive aktivitet, se tabell 4.20. De fall där belastning från en aktivitet bedöms medföra en förstärkning av en ekosystemtjänst markeras med (+) och med ett (-) i de fall de bedöms medföra en negativ påverkan. I tabellerna nedan har belastningar med likartad påverkan på ekosystemtjänsterna slagits samman i grupper enligt:

Fysisk påverkan

- a) Fysisk förlust
 - i. Kvävning
 - ii. Tillslutning
- b) Fysiska skador
 - i. Förändring i igenslamning
 - ii. Abrasion
 - iii. Selektiv utvinning
- c) Övrig fysisk störning
 - i. Undervattensbuller/energi
 - ii. Marint avfall

Föroreningar genom farliga ämnen

- a) Tillförsel av syntetiska ämnen
- b) Tillförsel av icke-syntetiska ämnen
- c) Tillförsel av radionuklider

Tillförsel av näringsämnen och organiskt material

- a) Tillförsel av näringsämnen och andra kväve- och fosforrika ämnen (punktkällor, diffusa källor, jordbruk vattenbruk, deposition)
- b) Tillförsel av organiskt material (avlopp vattenbruk, tillförsel från vattendrag)

Biologiska störningar

- a) Tillförsel av mikroorganismer
- b) Införande av främmande arter och omflyttning av arter
- c) Selektivt uttag av arter bl.a. oavsiktliga fångster av icke målarter (t.ex. genom kommersiellt fiske)

Bedömningarna baseras huvudsakligen på de slutsatser som dragits i underlagsrapporterna från Enveco (2012), Enveco and Resurs (2012), IVL, Enveco and EnviroEconomics Sweden (2012) och Enveco and DHI (2012).

Tabell 4.23. Huvudsaklig påverkan på ekosystemtjänsterna från fiske och vattenbruk.

Ekosystemtjänst	Belastning			
	Fysisk påverkan	Föroreningar genom farliga ämnen	Tillförsel av näringsämnen och organiskt material	Biologiska störningar
S1	Biogeokemiska kretslopp			
S2	Primärproduktion			+
S3	Näringsvävsdynamik			
S4	Biologisk mångfald	-		-
S5	Livsmiljö	-	-	
S6	Resiliens			
R1	Klimatreglering			+
R2	Sedimentbevarande	-	-	
R3	Minskad övergödning			-
R4	Biologisk reglering			+
R5	Reglering av föroreningar		-	+
P1	Livsmedel	-	+ och -	-
P2	Råvaror		+	-
P3	Genetiska resurser			-
P4	Kemikalier			
P5	Utsmyckningar			
P6	Energi			
P7	Utrymme och vattenvägar			
C1	Rekreation	-	-	-
C2	Estetiska värden	-	-	-
C3	Vetenskap och utbildning			
C4	Kulturarv			
C5	Inspiration			
C6	Naturarv	-		

Tabell 4.24. Huvudsaklig påverkan på ekosystemtjänsterna från sjöfart, hamnar och den del av marin turism och rekreation som fokuserar på användande av båt eller fartyg.

Ekosystemtjänst	Belastning			
	Fysisk påverkan	Föroreningar genom farliga ämnen (inkl. oljespill)	Tillförsel av näringsämnen och organiskt material	Biologiska störningar
S1	Biogeokemiska kretslopp			
S2	Primärproduktion		+	
S3	Näringsvävsdynamik			
S4	Biologisk mångfald	-	-	
S5	Livsmiljö	-	-	-
S6	Resiliens		-	
R1	Klimatreglering			+
R2	Sedimentbevarande	-	-	-
R3	Minskad övergödning			-
R4	Biologisk reglering			
R5	Reglering av föroreningar	(-)	-	+
P1	Livsmedel		-	-
P2	Råvaror			+
P3	Genetiska resurser		-	
P4	Kemikalier		-	
P5	Utsmyckningar			
P6	Energi			
P7	Utrymme och vattenvägar			
C1	Rekreation	-	-	
C2	Estetiska värden	-	-	
C3	Vetenskap och utbildning			
C4	Kulturarv			
C5	Inspiration		-	
C6	Naturarv	-	-	

Tabell 4.25. Huvudsaklig påverkan på ekosystemtjänsterna från aktiviteter i inlandet samt kustnära industri.

Ekosystemtjänst	Belastning			
	Fysisk påverkan	Föroreningar genom farliga ämnen	Tillförsel av näringsämnen och organiskt material	Biologiska störningar
S1	Biogeokemiska kretslopp			
S2	Primärproduktion		+	
S3	Näringsvävsdynamik			
S4	Biologisk mångfald	-		
S5	Livsmiljö		-	
S6	Resiliens	-		
R1	Klimatreglering		+	
R2	Sedimentbevarande		-	
R3	Minskad övergödning		-	
R4	Biologisk reglering			
R5	Reglering av föroreningar	-	+	
P1	Livsmedel	-	-	
P2	Råvaror		+	
P3	Genetiska resurser	-		
P4	Kemikalier			
P5	Utsmyckningar			
P6	Energi			
P7	Utrymme och vattenvägar			
C1	Rekreation	-	-	
C2	Estetiska värden	-		
C3	Vetenskap och utbildning			
C4	Kulturarv			
C5	Inspiration		-	
C6	Naturarv		-	

Tabell 4.26. Huvudsaklig påverkan på ekosystemtjänsterna från marin turism och rekreation som inte inbegriper användandet av båt eller fartyg.

Ekosystemtjänst	Belastning			
	Fysisk påverkan	Föroreningar genom farliga ämnen	Tillförsel av näringsämnen och organiskt material	Biologiska störningar
S1	Biogeokemiska kretslopp			
S2	Primärproduktion		+	
S3	Näringsvävsdynamik			
S4	Biologisk mångfald	-		
S5	Livsmiljö			
S6	Resiliens			
R1	Klimatreglering			
R2	Sedimentbevarande			
R3	Minskad övergödning		-	
R4	Biologisk reglering			
R5	Reglering av föroreningar	-		
P1	Livsmedel	-		
P2	Råvaror			
P3	Genetiska resurser			
P4	Kemikalier			
P5	Utsmyckningar			
P6	Energi			
P7	Utrymme och vattenvägar			
C1	Rekreation	-		
C2	Estetiska värden	-		
C3	Vetenskap och utbildning			
C4	Kulturarv			
C5	Inspiration			
C6	Naturarv	-		

Tabell 4.27. Sammanställning av påverkan på olika EST från de utvalda branscherna.

Ekosystemtjänst	Aktivitet				Summering
	Fiske och vattenbruk	Sjöfart, hamnar och marin turism och rekreation (inkl. båt/fartyg)	Aktiviteter i inlandet och kustnära industri	Marin turism (exkl. användandet av båt/fartyg)	
S1 Biogeokemiska kretslopp					
S2 Primärproduktion	+	+	+	+	4+
S3 Näringsvävsdynamik					
S4 Biologisk mångfald	-	-	-	-	4-
S5 Livsmiljö	-	-	-		3-
S6 Resiliens	-	-	-		3-
R1 Klimatreglering	+	+	+		3+
R2 Sedimentbevarande	-	-	-		3-
R3 Minskad övergödning	-	-	-	-	4-
R4 Biologisk reglering	+				1+
R5 Reglering av föroreningar	+ och -	+ och -	+ och -	-	3+, 4-
P1 Livsmedel	+ och -	-	-	-	1+, 4-
P2 Råvaror	+ och -	+	+		3+, 1-
P3 Genetiska resurser	-	-	-		3-
P4 Kemikalier		-			1-
P5 Utsmyckningar					
P6 Energi					
P7 Utrymme och vattenvägar					
C1 Rekreation	-	-	-	-	4-
C2 Estetiska värden	-	-	-	-	4-
C3 Vetenskap och utbildning					
C4 Kulturarv					
C5 Inspiration		-	-		2-
C6 Naturarv	-	-	-	-	4-

Informationen i tabellerna 4.23-4.26 sammanfattas i tabell 4.27, där det framgår hur aktiviteterna i de fyra grupperna i varierande omfattning påverkar ekosystemtjänsterna. Eftersom det saknas information om den relativa betydelsen av varje enskild belastning har ingen viktning gjorts. Då positiv eller negativ påverkan från en belastning på en EST kunnat konstateras har den tilldelats ett (-) eller (+). I de fall både positiv och negativ påverkan på en EST har kunna konstaterats har (-) och (+) tilldelats. I tabell 4.24 över sjöfart, hamnar m.m. återfinns ett minustecken inom parentes för *R5 Reglering av föroreningar* när det gäller belastningen Fysisk påverkan. Detta indikerar att det rör sig om potentiell påverkan, Garpe (2008).

Informationen i tabell 4.27 är utgångspunkten för urval av ett begränsat antal EST för en fördjupad analys. Ett sätt att göra detta urval är att undersöka antalet minustecken (-) som tilldelats respektive EST och därigenom dra slutsatser om vilka EST som påverkas mest av mänskliga aktiviteter. I sammanställningen över påverkan på ekosystemtjänsterna från mänskliga aktiviteter (tabell 4.22) framgår att följande sju EST har tilldelats fyra minustecken vardera: *S4 Biologisk mångfald*, *R3 Minskad övergödning*, *R5 Regelring av föroreningar*, *P1 Livsmedel*, *C1 Rekreation*, *C2 Estetiska värden* samt *C6 Naturarv*.

Att välja ut en av ekosystemtjänsterna i den fundamentala gruppen *S1-S6* och *R3* har bedömts vara motiverat på grund av det fundament de utgör för de flesta andra EST. Från gruppen har *S4 Biologisk mångfald* valts ut då den är en generellt viktig intermediär EST med stor betydelse för ekosystemens produktivitet och funktionen hos habitatet.

Övergödningens effekter har stor betydelse både i Östersjön och i Nordsjön. Av detta skäl har *R3 Minskad övergödning* valts ut då den är en mycket betydelsefull intermediär ekosystemtjänst för ett flertal mänskliga aktiviteter, se tabell 4.22.

Sammanställningen i tabell 4.27 visar att de kulturella EST *C1 Rekreation* och *C2 Estetiska värden* påverkas i hög grad av de mänskliga aktiviteterna i Östersjön och Nordsjön. Bland dessa två EST har *C2 Estetiska värden* valts ut då den också är en intermediär EST till *C1 Rekreation*.

Sammanfattningsvis har följande tre ekosystemtjänster bedömts vara mest relevanta för en fördjupad studie baserat på den betydelse de har för de mänskliga aktiviteterna i Östersjön och Nordsjön samt vilka belastningar som bedöms hota ekosystemtjänsternas fortsatta funktion: *S4 Biologisk mångfald*, *R3 Minskad övergödning* och *C2 Estetiska värden*.

I följande kapitel undersöks vilka GES-deskriptorer och indikatorer som kan kopplas till de tre ekosystemtjänsterna samt vilken status de har idag.

4.7. Ekosystemtjänster och GES-deskriptorer och indikatorer

För att utvärdera nuvarande status och framtida trender krävs information om vilka faktorer som påverkar tillgängligheten hos de utvalda ekosystemtjänsterna: *S4 Biologisk mångfald*, *R3 Minskad övergödning* och *C2 Estetiska värden*. Detta kapitel beskriver hur kopplingen görs mellan ekosystemtjänsterna och de GES-deskriptorer med indikatorer som definieras i kommissionsbeslutet från 2010 angående kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, COM (2010a). I kapitel 4.8 beskrivs de svenska indikatorer som tagits fram för att motsvara de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet, COM (2010a). De svenska indikatorerna är baserade på

befintlig miljöövervakning och fastställda GES-gränser (God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 4, Havs- och vattenmyndigheten 2012).

4.7.1. Kopplingen mellan utvalda ekosystemtjänster och GES-deskriptorer och indikatorer

Som framgår ur tabell 4.28 är *S4 Biologisk mångfald* närmast kopplad till deskriptor D1 – Biologisk mångfald men har också stor betydelse för D2- Främmande arter, D4 - Marina näringsvävar, D6 – Havsbottens integritet samt D8 – Främmande arter. Vidare är *R3 Minskad övergödning* främst kopplad till deskriptor D5 – Övergödning men även till D3 – Populationer av kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur. Slutligen bedöms *C2 Estetiska värden* främst vara kopplad till D8 – Förorenande ämnen och D10 – Marint avfall. Kopplingar finns också till D1 – Biologisk mångfald och D5 – Övergödning. Kopplingar mellan de utvalda ekosystemtjänsterna och deskriptorerna som inte ingår i den fortsatta analysen markeras med parentes i tabell 4.28.

Tabell 4.28. Kopplingen mellan ekosystemtjänster och deskriptorer.

GES deskriptor	Utvalda ekosystemtjänster		
	S4: Biologisk mångfald	R3: Minskad övergödning	C2: Estetiska värden
D1: Biologisk mångfald	x		(x)
D2: Främmande arter	(x)		
D3: Populationer av kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur		(x)	
D4: Marina näringsvävar	(x)		
D5: Övergödning		x	(x)
D6: Havsbottens integritet	(x)		
D7: Förändring av hydrografiska förhållanden			
D8: Främmande ämnen	(x)		x
D9: Förorenande ämnen i livsmedel			
D10: Marint avfall			x
D11: Tillförsel av energi			

4.7.2. GES-deskriptorer, kriterier och indikatorer

För de deskriptorer som bedöms ha den mest omedelbara kopplingen till de utvalda ekosystemtjänsterna görs en analys av vilka av de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet (COM 2010a) som är mest relevanta att utvärdera mot bakgrund av de aktiviteter som studeras i rapporten. Motsvarande svenska indikatorer beskrivs i kapitel 4.8.

4.7.2.1. Val av indikatorer för D1: *Biologisk mångfald*

Det första steget är att bestämma vilka indikatorer som är relevanta för att beskriva ekosystemtjänsten *S4 Biologisk mångfald* mot bakgrund av de aktiviteter som studeras. Det finns 14 indikatorer till deskriptor D1, för ett flertal av dessa indikatorer finns det i nuläget inte tillräckligt mycket information för att de ska kunna utvärderas. Av praktiska skäl fokuserar analysen därför endast på ett fåtal av indikatorerna. I tabell 4.29 redovisas vilka indikatorer som bedömts som mest lämpliga för att beskriva ekosystemtjänsten *S4 Biologisk mångfald* mot bakgrund av de aktiviteter som studeras.

Mångfald bland arter indikerar att alla olika arter i ett ekosystem befinner sig på vitala populationsnivåer. Även olika arters utbredningsområden skulle kunna vara en indikation på vitala populationsnivåer. Av detta skäl har indikatorn 1.1.1 Utbredningsområde bedömts vara relevant för att beskriva ekosystemtjänsten *S4*.

Variationer inom enskilda arter är en viktig del av den biologiska mångfalden eftersom de bidrar till artens förmåga att stå emot externa störningar (resiliens). Sådana variationer indikeras exempelvis av den genetiska strukturen hos en arts population. Av praktiska skäl antas därför populationens storlek vara en proxy för genetisk variation varför indikator 1.2.1 Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt bedömts vara en relevant indikator.

Mångfald mellan ekosystem kräver att vissa egenskaper som kännetecknar ett ekosystem i förhållande till andra ekosystem bevaras. Ekosystemets struktur beskrivs i kriteriet 1.7 men av praktiska skäl har indikatorerna 1.6.1 Tillståndet för typiska arter och samhällen, 1.6.2 Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt och 1.6.3 Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden, tillsammans med de två indikatorer som redan valts ut bedömts vara mer lämpliga att utvärdera. De bedöms tillsammans också utgöra en bra proxy för ekosystemets struktur och funktion.

Tabell 4.29. Utvärdering av de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet från 2010 (COM 2010a) för GES deskriptor D1.

GES-deskriptor: Biologisk mångfald bevaras. Livsmiljöernas kvalitet och förekomst samt arternas fördelning och abundans överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.		
Ekosystemtjänst: S4 Biologisk mångfald		
Kriterie	Indikator	Utvärdering Vilka är de viktigaste indikatorerna eller kriterierna för att beskriva <i>S4 Biologisk mångfald</i> mot bakgrund av de aktiviteter som studerats?
1.1 Arternas utbredning	1.1.1 Utbredningsområde	X
	1.1.2 Utbredningsmönster inom området, där detta är lämpligt	
	1.1.3 Areal som täcks av arterna (för sessila/bentiska arter)	
1.2 Populationens storlek	1.2.1 Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt	X
1.3 Populationens tillstånd	1.3.1 Populationens demografiska egenskaper (t.ex. kroppsstorlek eller åldersstruktur, könkvot, reproduktionshastighet, överlevnads-/mortalitetshastighet)	
	1.3.2 Populationens genetiska struktur, där det är lämpligt	
1.4 Livsmiljöns utbredning	1.4.1 Utbredningsområde	
	1.4.2 Utbredningsmönster	
1.5 Livsmiljöns utsträckning	1.5.1 Livsmiljöns areal	
	1.5.2 Livsmiljöns volym, där det är relevant	
1.6 Livsmiljöns tillstånd	1.6.1 Tillståndet för typiska arter och samhällen	X
	1.6.2 Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt	X
	1.6.3 Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden	X
1.7 Ekosystemets struktur	1.7.1 Sammansättning och beståndsdelarnas relativa andelar (livsmiljö och arter)	

4.2.7.2. Val av indikatorer för D5: Övergödning

Målet med denna studie är inte att analysera övergödning och alla dess indikatorer utan snarare att använda ett fåtal av dem för att fastställa status och trend för den ekosystemtjänst som är närmast förknippad med relevanta maritima aktiviteter. I tabell 4.30 redovisas vilka indikatorer som bedömts mest lämpliga för att beskriva ekosystemtjänsten *R3 Minskad övergödning* mot bakgrund av de aktiviteter som studeras.

Tabell 4.30. Utvärdering av de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet från 2010 (COM 2010a) för GES deskriptor D5.

GES-deskriptor: Övergödning framkallad av människan reduceras till ett minimum, särskilt dess negativa effekter, såsom minskad biologisk mångfald, försämrade ekosystem, skadliga algbloomningar och syrebrist i bottenvattnet.		
Ekosystemtjänst: R3 Minskad övergödning		
Kriterie	Indikator	Utvärdering Vilka är de viktigaste indikatorerna eller kriterierna för att beskriva <i>R3 Minskad övergödning</i> mot bakgrund av de aktiviteter som studerats?
5.1 Näringsämnesnivåer	5.1.1 Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren	X
	5.1.2 Näringsämneskvoter (kisel, kväve och fosfor), där det är lämpligt	
5.2 Direkta effekter av tillförsel av näringsämnen	5.2.1 Klorofyllkoncentrationen i vattenpelaren	
	5.2.2 Siktdjup i förhållande till ökning av mängden svävande alger, där så är relevant	
	5.2.3 Abundans av opportunistiska makroalger	
	5.2.4 Förändringar i den floristiska artsammansättningen såsom kvoten mellan diatomer och flagellater, skiften från bentisk till pelagisk såväl som störande/giftiga algbloomningar (t.ex. cyanobakterier) orsakade av mänsklig verksamhet	X
5.3 Indirekta effekter av tillförsel av näringsämnen	5.3.1 Abundansen av perenna sjöväxter (t.ex. fukoider, ålgräs och Neptungräs) påverkas negativt av minskat siktdjup	
	5.3.2 Löst syre, dvs. ändringar till följd av ökad nedbrytning av organiskt material och det berörda områdets storlek	

Övergödning kan beskrivas som ackumulering av näringsämnen i vattenpelaren. Koncentrationen av näringsämnen är emellertid inte nödvändigtvis i sig en indikator på övergödning då höga halter kan förekomma även då klorofyllhalterna är låga. Det är därför mer intressant att studera avvikelser från en "naturlig" koncentration, eller trender i koncentrationen för

att avgöra om näringsämnen ackumuleras eller inte. Av detta skäl har 5.1.1 Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren bedömts vara relevant för fortsatta studier.

Indikatorn 5.2.4 *Förändringar i den floristiska artsammansättningen* inkluderar även blomningar av störande eller giftiga alger. För marin rekreation och turism med aktiviteter i närheten av eller i vattnet är sådana händelser mycket störande vilket är orsaken till varför denna indikator också bedömts vara relevant.

4.7.2.3. Val av indikatorer för D8 Förorenande ämnen

GES-deskriptorn D8 inkluderar tre indikatorer. I tabell 4.32 redovisas vilka indikatorer som bedömts relevanta för att beskriva ekosystemtjänsten C2 *Estetiska värden*.

Oljespill ger upphov till flera typer av miljöpåverkan. En av dem är en påtaglig påverkan på de estetiska värdena under en tidsperiod. Den indikator som bäst fångar upp denna effekt är 8.2.2 Förekomst, källa (där så kan fastställas), omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser (t.ex. utsläpp av olja eller oljeprodukter) och deras inverkan på den biota som påverkas fysiskt av en sådan händelse. Även indikatorerna 8.1.1 och 8.2.1 beskriver effekterna av ett oljeutsläpp men främst då de osynliga effekterna. Indikatorn 8.2.2 är ett lämpligt val också eftersom den bedöms vara en bra startpunkt för att beskriva påverkan från oljeutsläpp på andra ekosystemtjänster

Tabell 4.31. Utvärdering av de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet från 2010 (COM 2010a) för GES deskriptor D8.

GES-deskriptor: Koncentrationen av förorenande ämnen håller sig på nivåer som inte ger upphov till föroreningseffekter.		
Ekosystemtjänst: C2 Estetiska värden		
Kriterie	Indikator	Utvärdering Vilka är de viktigaste indikatorerna eller kriterierna för att beskriva C2 <i>Estetiska värden</i> mot bakgrund av de aktiviteter som studerats?
8.1 Koncentrationen av föroreningar	8.1.1 Koncentrationen av de förorenande ämnen som nämns ovan, uppmätt i relevant matris (biota, sediment eller vatten) med metoder som säkerställer jämförbarhet med bedömningarna enligt direktiv 2000/60/EG	
8.2 Verknings av förorenande ämnen	8.2.1 Nivåer av föroreningseffekter på de berörda delarna av ekosystemet, med beaktande av de valda biologiska 8.2.2 Förekomst, källa (där så kan fastställas), omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser (t.ex. utsläpp av olja eller oljeprodukter) och deras inverkan på den biota som påverkas fysiskt av en sådan händelse	X

4.7.2.4. Val av indikatorer för D 10: Marint avfall

GES-deskriptorn D 10 handlar om marint avfall. Den indikator som bedömts vara lämplig för att beskriva ekosystemtjänsten *C2 Estetiska värden* mot bakgrund av de mänskliga aktiviteter som studeras redovisas i tabell 4.32. Valet av denna indikator är främst motiverat av den visuella effekten av det marina avfallet. De indikatorer som främst fångar upp detta är 10.1.1 Trender för mängden avfall som spolas upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallets sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung och 10.1.2 Trender för mängden avfall i vattenkolumnen (inbegripet sådant avfall som flyter på ytan) och som deponeras på havsbotten, inbegripet analys av avfallets sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung. Eftersom de flesta aktiviteter som hör till den marina turismen och rekreationen sker vid kusten fokuserar den fortsatta studien på indikatorn 10.1.1 som hanterar det marina avfallet på land. Ingen av de övriga indikatorerna bedöms ha någon betydelse för de estetiska värdena.

Tabell 4.32. Utvärdering av de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet från 2010 (COM 2010a) för GES deskriptor D10.

GES-deskriptor: Egenskaper hos och mängder av marint avfall förorsakar inga skador på kustmiljön och den marina miljön.		
Ekosystemtjänst: C2 Estetiska värden		
Kriterie	Indikator	Utvärdering Vilka är de viktigaste indikatorerna eller kriterierna för att beskriva <i>C2 Estetiska värden</i> mot bakgrund av de aktiviteter som studerats?
10.1 Egenskaper hos avfall i marin miljö och kustmiljö	10.1.1 Trender för mängden avfall som spolas upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallets sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung	X
	10.1.2 Trender för mängden avfall i vattenkolumnen (inbegripet sådant avfall som flyter på ytan) och som deponeras på havsbotten, inbegripet analys av avfallets sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung	
	10.1.3 Trender för mängden, fördelning och, där så är möjligt, sammansättning av mikropartiklar (särskilt mikroskopiska plastpartiklar)	
10.2 Avfallets påverkan på marina organismer	10.2.1 Trender för mängden och sammansättningen av avfall som förtärs av marina djur (t.ex. magsäcksanalys)	

4.7.3. Sammanfattning av indikatorer för bedömning av ekosystemtjänster

I tabell 4.33 sammanfattas de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet från 2010 (COM 2010a) och som bedömts vara de mest relevanta för att följa utvecklingen av de utvalda ekosystemtjänsterna. Utöver de närmaste kopplade deskriptorerna till de utvalda EST redovisas också deskriptorer med indirekta kopplingar, dessa anges inom parentes i figurens första kolumn.

Tabell 4.33. Sammanfattning av de indikatorer som föreslås i kommissionsbeslutet från 2010 (COM 2010a) och som bedöms vara mest relevanta för att beskriva utvecklingen för de utvalda ekosystemtjänsterna mot bakgrund av de aktiviteter som studerats.

GES deskriptor	Ekosystemtjänst	Vald indikator
D1, (D2, D6, D8)	S4 Biologisk mångfald	1.1.1 Utbredningsområde 1.2.1 Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt 1.6.1 Tillståndet för typiska arter och samhällen 1.6.2 Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt 1.6.3 Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden
D5, (D3)	R3 Minskad övergödning	5.1.1 Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren 5.2.4 Förändringar i den floristiska artsammansättningen såsom kvoten mellan diatomer och flagellater, skiften från bentisk till pelagisk såväl som störande/giftiga algbloomningar (t.ex. cyanobakterier) orsakade av mänsklig verksamhet
D8, D10, (D1)	C2 Estetiska värden	8.2.2 Förekomst, källa (där så kan fastställas), omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser (t.ex. utsläpp av olja eller oljeprodukter) och deras inverkan på den biota som påverkas fysiskt av en sådan händelse 10.1.1 Trender för mängden avfall som spolas upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallens sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung

4.8. Nuvarande status för valda indikatorer och ekosystemtjänster

Nedan ges en sammanfattning över hur statusen för respektive indikator bedömts i kapitel 2 och 3 och vilka konsekvenser detta får för de berörda ekosystemtjänsterna.

4.8.1. D1 - Biologisk mångfald

Följande indikatorer har valts ut som relevanta för att beskriva deskriptor D1.

- 1.1.1 *Utbredningsområde*
- 1.2.1 *Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt*
- 1.6.1 *Tillståndet för typiska arter och samhällen*
- 1.6.2 *Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt*
- 1.6.3 *Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden*

4.8.1.1. *Utbredningsområde (1.1.1)*

Statusen på denna indikator beror av förekomsten av inhemska arter i vissa ekosystem. I Östersjöns brackvatten utgörs stommen i näringsväven av ett relativt litet antal nyckelarter jämfört med ett betydligt större antal i Nordsjön (Elmgren, 1984). Detta innebär att Östersjöns ekosystem är mer känsliga för belastning vilket förstärks ytterligare av den låga salthalen som innebär att många marina arter lever på gränsen av vad som är möjligt. En av de arter som spelar en nyckelroll i Östersjön, Östersjötorsken, är genetiskt unik vilket innebär att populationen endast kan uppehållas genom lokal nyrekrytering (Garpe, 2008).

Utbredningsområdena för olika arter bestäms i stor utsträckning av livsmiljöernas utbredning och utsträckning (vilket reflekteras av indikatorerna under kriterierna 1.4 och 1.5). Ett exempel är förekomsten av ålgräsängar som minskar i Östersjön och utefter den svenska västkusten på grund av övergödning. Utbredningen av ålgräs påverkar i sin tur utbredningen av många andra arter som exempelvis torsk och annan fisk då denna livsmiljö fungerar som barnkammare och uppväxtplats. Sverige saknar idag miljöövervakning för att bedöma status avseende livsmiljöers utbredning.

Utbredningen av inhemska arter kan också påverkas av förekomsten av främmande arter. Ett exempel är den svartmunnande smörbulten (*Neogobius melanostomus*) som har invaderat den polska kusten vilket lett till att ett antal inhemska arter konkurrerats ut (Garpe, 2008). Ett flertal främmande arter som numera uppträder regelbundet längs de svenska kusterna antas ha förts hit via barlastvatten från fartygstrafiken (här ingår bl.a. den svartmunnande smörbulten, den amerikanska kammaneten, rödalgen *Gracilaria vermiculophylla* och det japanska jätteostronet). Hårdgjorda ytor som exempelvis kablar och undervattensledningar kan bidra till möjligheten för främmande arter att etablera sig i svenska marina vatten.

Den svenska indikatorn som ska beskriva *Utbredningsområden (1.1.1)* är;

- *1.1A Utbredning av tumlare (observationer från fartyg)*

Indikatorn förväntas ha funktionella bedömningsgrunder 2014.

(God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

4.8.1.2. Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt (1.2.1)

Denna indikator reflekterar populationstrender för arter i marina livsmiljöer men förväntas delvis också ge en bild av genetisk variabilitet i den mån genetisk variabilitet korrelerar med abundans.

I Östersjön och Nordsjön påverkas abundansen hos många arter negativt av mänskliga aktiviteter. För andra arter är populationstrenderna istället positiva. För närvarande finns 216 arter (exklusive fåglar) på den svenska listan över rödlistade arter (Garpe, 2008). Enligt HELCOM (2010a) är 59 arter hotade eller på tillbakagång i olika delar av Östersjön samtidigt som många viktiga kustmiljöer också är hotade. Samtidigt har sänkta nivåer av förorenande ämnen och förbud mot jakt lett till en förbättrad situation för exempelvis havsörn och gråsäl sedan 1980-talet. För Nordsjön listar OSPAR (2010) 29 arter som bedöms vara hotade eller på tillbakagång, listan omfattar ryggradslösa djur, fåglar, fisk, reptiler och däggdjur.

I Nordsjön och Östersjön anses fiske vara ett av de största hoten mot den biologiska mångfalden. Genom fiske har biomassan av ett flertal arter reducerats, även den genetiska mångfalden har påverkats, bl.a. hos östersjötorsken (Johannesson, 2007). Populationen av tumlare har påverkats genom bifångster i Östersjön och Skagerrak. Genom ett för stort uttag av fisk från ekosystemen har fisket också haft direkt påverkan på andra ekosystemtjänster som *S2 Primärproduktion*, *S3 Näringsvävsdynamik*, *S5 Livsmiljöer* och *S6 Resiliens*.

Förorenande ämnen som kan kopplas till maritima transporter har också en påverkan på den biologiska mångfalden. För många arter har negativa effekter också kunnat knytas till giftiga båtbottnfärger, bl.a. genetisk mångfald hos hoppkräftor, avtagande gröningsfrekvens hos makroalger, imposexuella och intersexuella inslag bland gastropodararter, ökad dödlighet och avtagande tillväxttakt bland blåmussellarver. Giftiga ämnen från båtbottnfärger har också påträffats i levervävnad hos marina däggdjur i Östersjön och i livsmedel. Nyckelarter i Östersjön som exempelvis blåstång har visat sig vara känsliga mot mycket låga koncentrationer av koppar och irgarol. Det tidigare utbredda användandet av tributyltenn (TBT) medför att höga halter fortfarande påträffas i hamnar och marinor trots det förbud som trädde i kraft 2008.

De effekter för indikator 1.1.1 med avseende på främmande arter som beskrivs ovan gäller även för indikator 1.2.1.

De svenska indikatorer som ska beskriva *1.2.1 Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt är;*

- *1.2A Abundans av tumlare*
- *1.2B Abundans av övervintrande sjöfåglar*
- *1.2C Abundans av häckande sjöfåglar*
- *1.2D Abundans/biomassa av nyckelart av fisk*

Med undantag för indikatorerna 1.2B och 1.2C förväntas alla vara funktionella 2014 för både Östersjön och Nordsjön 2014. För 1.2B och 1.2C bedöms det dröja till 2018 innan indikatorerna blir funktionella för Nordsjön. (God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012).

4.8.1.3. Tillståndet för typiska arter och samhällen (1.6.1.)

Exempel på belastning från mänsklig aktivitet som påverkar denna indikator är bottentrålning (abrasion), övergödning och oljespill.

I en rapport från Coalition Clean Baltic (Hopkins, 2003) uppskattas att mellan 5 000 och 15 000 km² av havsbotten trålas varje år i de mest intensivt trålade 60 × 60 km² rektanglarna i Östersjön. Det innebär att dessa havsbottnar trålas mellan en och fyra gånger per år. Floderus & Pihl (1990) uppskattar att bottenrepet och själva trålen tränger mellan fem och tio centimeter ner i sedimentet som då resuspenderas. Fysiska skador som uppstår vid konstruktionsarbetet och exploatering har också kunnat knytas till minskad biologisk mångfald enligt Garpe (2008), både med avseende på direkt förlust av habitat men med avseende på försämringar på grund av ökad sedimentation i anslutning till muddringsarbete.

Den påverkan på abundans och artsammansättning i algsamhället som kan härledas till övergödningseffekter påverkar i sin tur livsmiljöerna för andra arter. Även oljeutsläpp har en negativ påverkan på nyckelarter och artsamhällen och därmed också en övergripande negativ inverkan på den biologiska mångfalden.

De svenska indikatorer som ska beskriva *1.6.1 Tillståndet för typiska arter och samhällen är:*

- *1.6A Storleksstruktur i fisksamhället*
- *1.6B Andelen stora individer i fisksamhället i utsjövatten*
- *1.6C Bottenfaunaindex för kustvatten (BQI)*
- *1.6D Bottenfaunaindex för utsjövatten (BQI)*

Indikator 1.6A förväntas vara funktionell 2014 för både Östersjön och Nordsjön 2014. Indikatorerna 1.6B och C förväntas vara funktionella 2012 för både Östersjön och Nordsjön medan de olika delarna av 1.6D varierar mellan 2012 och 2018 för olika områden .

(God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

4.8.1.4. *Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt (1.6.2)*

Övergödningen anses spela en viktig och negativ roll när det gäller förlusten av ålgräsängar på den svenska västkusten. Även överfiske anses spela en roll ("top down" effekter; Phil et al., 2006) vilket också påverkar ekosystemtjänsten *R2 Sedimentbevarande*.

Förlust av livsmiljöer är i högsta grad även aktuellt som ett resultat av bottenrålning, se indikator 1.6.1. Exploatering i kustområden i anslutning till tätorter, exempelvis konstruktion i vatten av pirar, hamnar, infrastruktur samt muddringsaktivitet, har en negativ effekt på vidmakthållandet av livsmiljöer både i Nordsjön och i Östersjön.

I OSPAR (2010) listas 10 habitat (kustnära, på shelfområden och i djuphav) som bedöms vara hotade och eller på tillbakagång.

Den svenska indikator som ska beskriva *1.6.2 Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt* är;

- *1.6E Abundans/biomassa av viktiga funktionella grupper av fisk*

Indikator *1.6D* förväntas vara funktionell 2014 för både Östersjön och Nordsjön (God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

4.8.1.5. *Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden (1.6.3)*

Enligt Garpe (2008) kan klimatförändringar (med avseende både på ökad temperatur och på försurning till följd av CO₂ ackumulering) och övergödning potentiellt leda till minskad biologisk mångfald i den marina miljön.

Försurningen av haven är ett fenomen som ger upphov till problem för ett stort antal marina organismer med kalkhaltiga skal och bedöms påverka marina blötdjur, tagghudingar, och skaldjur både på individ- och på populationsnivå. Effekterna av försurning på grund av antropogena utsläpp av CO₂ kan komma att visa sig innan effekterna av den pågående temperaturförändringen blir uppenbara.

Näringsämnesstatusen har bevisligen stor betydelse för den biologiska produktiviteten och påverkar därmed också den biologiska mångfalden. Symptomen på övergödning som exempelvis syrefria botten har stora konsekvenser för de marina livsmiljöerna (Conley et al. 2011).

Även förekomsten av främmande arter kan påverka livsmiljöerna, inklusive de fysiska förhållandena. Ett exempel är införandet av den invasiva havsborstmasken *Marenzelleria neglecta* som bedöms ha haft en bidragande positiv inverkan på den återhämtning från syrefria förhållanden som kunnat iakttas i de inre delarna av Stockholms skärgård och på andra platser i Östersjön (Karlsson et al., 2010; Norkko et al. 2011).

I nuläget finns ingen fungerande svensk indikator för att beskriva 1.6.3 Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden. (se kap 2, God miljöstatus, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

4.8.1.6. *Statusen på ekosystemtjänsten S4 Biologisk mångfald*

Med utgångspunkt från observationer som indikerar att det pågår en alarmerande snabb förlust av biologisk mångfald skattar Garpe (2008) statusen för ekosystemtjänsten *S4 Biologisk mångfald* till att vara Moderat samtidigt som nivån av hot mot ekosystemtjänsten bedöms vara Hög. I tillägg bedöms flera marina arter vara hotade. Kunskapen om betydelsen som dessa arter har för ekosystemen är fortfarande okända. Sammanfattningsvis bedöms därför statusen på ekosystemtjänsten *S4 Biologisk mångfald* vara otillräcklig för Nordsjön och Östersjön.

4.8.2. D5 - Övergödning

Följande indikatorer har valts ut som relevanta för att beskriva deskriptor D5.

- 5.1.1 *Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren*
- 5.2.4 *Förändringar i den floristiska artsammansättningen såsom kvoten mellan diatomer och flagellater, skiften från bentisk till pelagisk såväl som störande/giftiga algbloomningar (t.ex. cyanobakterier) orsakade av mänsklig verksamhet*

4.8.2.1. *Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren (5.1.1)*

Datatillgången för näringsämnesindikatorn 5.1.1 är mycket god från övervakning längs den svenska kusten, data som under lång tid analyserats mot bakgrund av övergödningen. Analyserna visar att övergödning huvudsakligen är ett problem i södra Sverige, närmare bestämt i Skagerraks, Kattegatts och egentliga Östersjöns kustområden. I Bottniska viken är övergödning endast fläckvis ett problem. På webbplatsen för VattenInformationssystem Sverige (VISS) finns kartor tillgängliga som visar näringsämneskoncentrationer med avseende på övergödning samt ekologisk status.

I de områden som är drabbade av övergödning är ekosystemtjänsten *R3 Minskad övergödning* satt under press och nivåerna i dessa områden är tillräckligt höga för att ha en negativ påverkan på marin rekreation.

De svenska indikatorer som ska beskriva 5.1.1. Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren är;

- 5.1A Koncentrationer av kväve och fosfor i kustvatten
- 5.1B Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten

Bedömningsgrunderna för båda indikatorerna förväntas vara funktionella 2012 för både Östersjön och Nordsjön.

(God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

4.8.2.2. Förändringar i den floristiska artsammansättningen såsom kvoten mellan diatomer och flagellater, skiften från bentisk till pelagisk såväl som störande/giftiga algbloomingar (t.ex. cyanobakterier) orsakade av mänsklig verksamhet (5.2.4)

Giftiga algbloomingar mäts ofta utifrån den ackumulerade mängden cyanobakterier i ytvattnet. Eftersom blomingar av cyanobakterier kan följas via satellit finns det gott om storskalig information som beskriver utbredning och varaktighet. Satellitobservationerna visar att blomingarna oftast sker i egentliga Östersjön och bara sporadiskt i Bottniska viken. Det är dessutom stora variationer mellan olika år.

När det gäller marin turism och rekreation skulle det vara mer relevant att utvärdera de algbloomingar som har direkt påverkan på stränder. Detta är emellertid svårt då satelliterna har svårt att skilja mellan vegetation på land och blomingar i vattnet. För närvarande saknas data för att ge en övergripande bild över hur algbloomingarna faktiskt påverkat stränderna.

För närvarande finns ingen svensk indikator för att beskriva 5.2.4. Inom forskningsprogrammet WATERS utvecklas en bedömningsgrund för växtplanktonsamhällets sammansättning och struktur. Denna kan komma att motsvara indikator 5.2.4 i kommissionsbeslutet. Bedömningsgrunden kommer troligtvis inte att vara funktionell före 2018.

(God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

4.8.2.3. Statusen på ekosystemtjänsten R3 Minskad övergödning

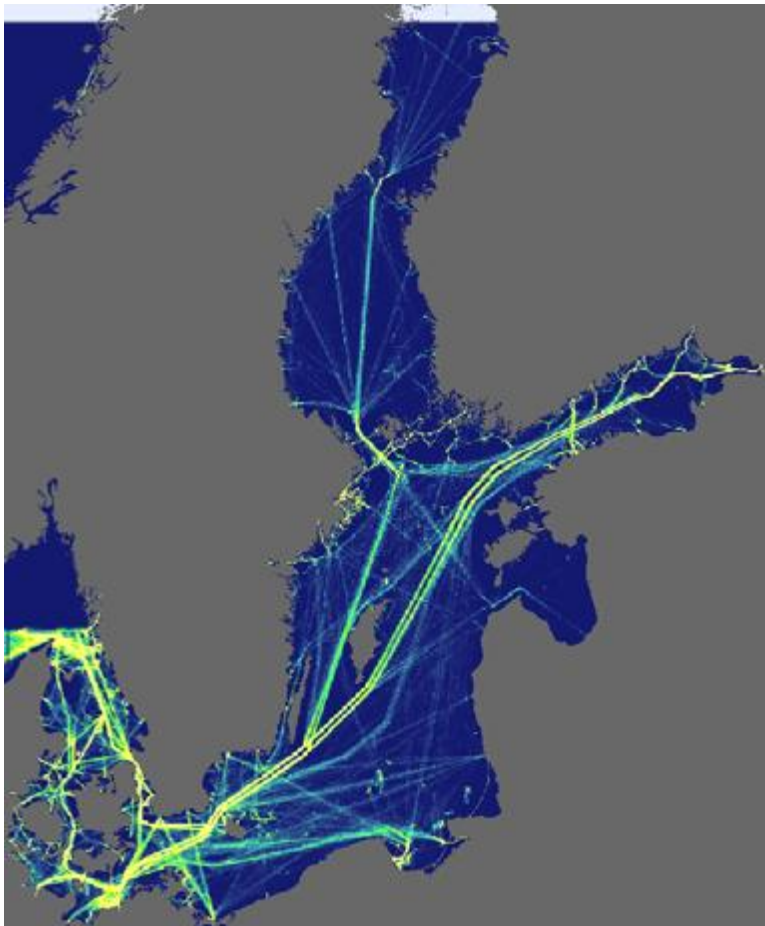
I sin utvärdering av statusen på ekosystemtjänsten *R3 minskad övergödning* skattade Garpe (2008, s. 80) den till att vara god i Östersjön och i Nordsjön med argumenten att mänskliga aktiviteter inte påverkar tillgången till *R3* och att de organismer som tar hand om överskottet av näringsämnen för närvarande inte är hotade. Vad som talar emot denna slutsats är de påtagliga övergödningseffekter, som exempelvis återkommande blomingar av cyanobakterier, som visar att ekosystemens förmåga att hantera de nuvarande koncentrationerna av näringsämnen inte är tillräcklig för samhällets behov. Exempelvis skulle förmodligen statusen på *R3* vara bättre om populationen av toppredatorer som torsk i den marina näringsväven kunde återställas till avsevärt högre nivåer än de nuvarande. Exempelvis visar Österblom et al. (2007) att ett ekosystem i Östersjön som på grund av övergödning och överfiske av torsk domineras av sillarter (*clupeider*) skulle drabbas av ett förvärrat tillstånd med avseende på övergödning. Slutsatsen blir att tillgången på *R3* i nuläget inte är tillräcklig för att effekterna från övergödningen skall kunna betraktas som acceptabla och att statusen för ekosystemtjänsten *R3 Minskad övergödning* uppskattas vara otillräcklig för både Östersjön och Nordsjön.

4.8.3. D8 - Främmande ämnen

För att beskriva deskriptor D8 har indikator 8.2.2 Förekomst, källa omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser bedömts som relevant.

4.8.3.1. Förekomst, källa (där så kan fastställas), omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser (t.ex. utsläpp av olja eller oljeprodukter) och deras inverkan på den biota som påverkas fysiskt av en sådan händelse (8.2.2)

I underlagsrapport C presenteras en översikt över risken för oljespill i Östersjön och Nordsjön. Östersjöregionen är ett av de mest trafikerade områdena i världen med upp till 15% av världens marina sjötransporter. Eftersom alla fartyg har olja i sina tankar utgör både tankfartyg och övriga fartygstyper en risk för läckage av olja. Trafikintensiteten under en vecka illustreras i figur 4.9 med de mest trafikerade farlederna markerade med gul färg. Utöver den fartygstrafik som anlöper svenska hamnar passerar också ett stort antal fartyg genom den svenska exklusiva ekonomiska zonen på väg mot andra destinationer (se exempelvis farleden öster om Gotland).



Figur 4.9. Intensiteten av fartygstrafiken i Östersjön och Nordsjön under en vecka 2008 (HELCOM 2009).

Det förekommer årligen ca 120 fartygsolyckor i Östersjö-området. HELCOM (2010b) har analyserat vilka typer av olyckor det rör sig om och funnit att ca 7% av olyckorna resulterar i utsläpp. Grundstötningar och kollisioner är de vanligaste typerna av olyckor HELCOM (2010b).

Sannolikheten för stora (500 – 3000 ton) och exceptionella (5 000 – 150 000 ton) oljeutsläpp är en på vart fjärde år respektive en på vart 26:e år (BRISK, 2011).

De svenska indikatorer som ska beskriva 8.2.2. *Förekomst, källa omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser* är;

- 8.2D *Antal upptäckta olagliga utsläpp av olja och oljeliknande produkter per år*

Indikatorn förväntas ha en funktionell bedömningsgrund för både Östersjön och Nordsjön under 2012.

(God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

Statusen på ekosystemtjänsten C2 *Estetiska värden* utvärderas i kapitel 4.8.4.2.

4.8.4. D10 – Marint avfall

För att beskriva deskriptor D8 har indikator 10.1.1 *Trender för mängden avfall som spolas upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallens sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung* bedömts som relevant.

4.8.4.1. Trender för mängden avfall som spolas upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallens sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung (10.1.1)

Sedan 90-talet genomförs insamling och analys av marint avfall på sex stränder på den svenska västkusten. Utöver uppgifter om volymer av avfall redovisas också antal arbetsdagar som gått åt vid insamlandet samt antal sopsäckar, fisklådor, och oljefat som påträffats, se tabell 4.34. Orsaken till de höga siffrorna för 1992 (15 500 m³) beror på att detta var det första år då insamlingarna skedde och att man då plockade upp stora mängder ackumulerat avfall. De relativt små mängderna som samlades in under 1996 beror på omfattande istäcke under vintersäsongen samt att ostliga vindar var något vanligare under det året vilket ledde till att avfall inte drev in till kusten i normal omfattning (Ohlin 2010).

Inom OSPARs Nordsjöprogram sker också insamling av data över det marina avfallet vid ett antal referensstränder längs den europeiska kusten. Uppgifterna från de sex stränderna i Bohuslän ingår i en sammanställning som visar att även i ett europeiskt perspektiv är norra Nordsjön (inklusive Skagerrak och Kattegatt) ett av de områden som är mest påverkat av marint avfall.

När det gäller Östersjökusten är tillgången till data över marint avfall mycket bristfällig. För att göra skattningar över problemet i detta område måste man söka information från andra delar av Östersjöområdet.

Tabell 4.34. Mängd och sammansättning hos det marina avfall som samlats in på stränder i Bohuslän under perioden 1992-2006 (Ohlin 2010). Även antalet arbetsdagar som använts redovisas.

År	Volym (m ³)	Arbetsdagar (antal)	Soppåsar (antal)	Fisklådor (antal)	Förpackningar för olja (antal)
1992	15 500	25 000	89 200	2 410	
1993	5 500	6 000	36 071	1 412	2 500
1994	6 000	7 163	36 210	1 231	733
1995	6 000	6 508	34 427	1 229	589
1996	4 000	5 840	22 607	575	1 316
1997	6 000	7 885	36 206	2 020	2 292
1998	6 000	6 480	35 825	1 620	2 290
1999	8 000	7 023	39 103	1 899	2 673
2000	7 000	8 081	48 581	3 046	4 021
2001	5 000	6 214	34 066	1 361	2 393
2002	4 000	5 880	30 119	2 186	2 937
2003	3 000	5 364	24 335	1 631	2 150
2004	3 000	5 472	24 620	1 453	2 099
2005	3 000	4 964	24 131	1 640	2 114
2006	3 000	4 156	19 944	1 072	1 553

Kommuner och NGO:s (WWF och Ocean Conservancy) samlar in information om marint avfall som påträffas på stränder i Östersjöområdet. Utöver detta samlar UNEP tillsammans med Ocean Conservancy in information från uppställningsinsatser. Även om UNEP (2009) inte inkluderar data specifikt för Sverige i sin rapportering kan den användas för att illustrera typiska värden för Östersjöområdet. De högsta koncentrationerna av marint avfall som påträffats uppgår till mellan 700 och 1200 föremål per 100 meter strandsträcka. Värdena överensstämmer med de som redovisas av OSPAR (2009) för Nordsjön. Mer typiskt för Östersjön är att koncentrationen uppgår till mellan 6 och 16 föremål per 100 meter strandsträcka. Utifrån dessa uppgifter kan man dra slutsatsen att problemet med marint avfall på stränderna i första hand är en fråga för Nordsjön. Det är emellertid viktigt att komma ihåg att det förekommer stora lokala variationer. Ju närmare källan man kommer, som exempelvis offentliga badplatser, ju större koncentrationer av avfall påträffas. Detta gör frågan om marint avfall till ett ofta iögonfallande problem.

De svenska indikatorer som ska beskriva 10.1.1 Trender för mängden avfall som spolas upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallets sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung är:

- 10.1A Mängd avfall på referensstränder
- 10.1B Mängd avfall på havsbotten

Indikator 10.1A förväntas ha en funktionell bedömningsgrund för Nordsjön under 2014, indikator 10.1B förväntas ha funktionella bedömningsgrunder för både Östersjön och Nordsjön under 2018.

(God havsmiljö 2020, Del 2, kapitel 2, Havs- och vattenmyndigheten 2012)

4.8.4.2. Statusen på ekosystemtjänsten C2 Estetiska värden

Ekosystemtjänsten C2 innebär tillhandahållandet av för människan estetiska värden som exempelvis skönhet men också tystnad, värden som kan uppskattas av såväl turister som boende och ägare av fritidshus. Rent vatten, en mångfald av både djur- och växtarter, en känsla av renhet och tystnad är viktiga attribut. Utöver marint avfall och effekter från övergödning utgör även havsbaserade vindkraftsparker, stranderosion, oljespill och tillbakagång av värdefulla arter andra faktorer som bedöms ha en negativ effekt på ekosystemtjänsten C2. Garpe (2008, s. 145) bedömer den övergripande statusen på C2 till moderat på grund av den omfattande exploatering som pågår i många kustområden. Det förekommer emellertid stora lokala skillnader och med tanke på ovanstående resonemang om marint avfall skattas statusen på S4 till lokalt otillräcklig i både Östersjön och Nordsjön. När det gäller oljespill finns det också en tidsaspekt att beakta eftersom effekterna på de estetiska värdena från ett oljeutsläpp kan förväntas försvinna efter sanering och/eller genom naturliga processer som utspädning och nedbrytning.

5. Samhällets kostnad för fortsatt miljöförsämring

I detta kapitel beskrivs ett referensscenario för perioden fram till 2020 och 2050. Scenariot består av bedömningar dels över olika drivkrafters (sektorer och aktiviteter) utveckling under den aktuella perioden, och dels av bedömningar över hur belastningarna på miljön som kan kopplas till drivkrafterna kommer att utvecklas. I analysen bedöms även effektiviteten hos den befintliga lagstiftningen som omgärdar olika sektorer och aktiviteter. Vidare bedöms konsekvensen av drivkrafternas och belastningarnas utveckling på berörda GES-deskriptorer och indikatorer och slutligen även på de berörda ekosystemtjänsterna.

Innehållet i detta kapitel redovisar det arbete som följer av Havsmiljödirektivet (2008/56/EG), artikel 8.1(c) och Havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341) 13§, p.4. För att detta ska vara tydligt följer rubrik ordvalet i ovan nämnda direktiv och förordning.

5.1. Referensscenarier för framtiden

I de följande kapitlen diskuteras de styrmedel som idag omfattar de drivkrafter och belastningar som identifierats ovan. Detaljerade beskrivningar av styrmedel inom olika sektorer och aktiviteter återfinns i underlagsrapporterna A, B, C och D. I denna sammanställning ges en översiktlig bild av hur styrmedel hitintills riktats mot drivkrafter och belastningar. Syftet är att identifiera eventuella överlappningar och glapp mellan olika styrmedel (kapitel 5.1.1). Med syfte att kartlägga styrmedelsområden med potential för framtida förbättringar diskuteras också effektiviteten hos olika styrmedel (kapitel 5.1.1.2).

Den förväntade utvecklingen av aktiviteter och belastningar under de rådande förhållandena behandlas under kapitel 5.2. I kapitel 5.3 diskuteras kopplingen mellan den inledande bedömningens breda ekosystemtjänstansats och de deskriptorer och indikatorer som berörs i skattningen av kostnaden för fortsatt miljöförstöring. I kapitel 5.4 görs själva skattningen av kostnaden för fortsatt miljöförstöring. I samma kapitel diskuteras även vilka styrmedel som behöver förstärkas eller kompletteras för att god miljöstatus ska kunna uppnås för olika deskriptorer.

5.1.1. Genomgång av existerande styrmedel

5.1.1.1. Översikt över drivkrafter och styrmedel

I tabell 5.1 och 5.2 görs en översiktlig genomgång av de drivkrafter som har lett fram till de styrmedel som omfattas av referensscenariot. Tabell 5.1 fokuserar på drivkrafterna maritima transporter och hamnaktiviteter, i tabell 5.2

redovisas övriga betydelsefulla drivkrafter som energisektorn, fiskerinäringen med vattenbruk samt marin turism och rekreation. För en genomgång av de styrmedel som omfattar landbaserade drivkrafter (inlandsaktiviteter och kustnära industri) hänvisas till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram samt den pågående fördjupade miljömålsutredningen (publicering förväntas under våren 2012). Eftersom styrmedelstyperna skiljer sig både mellan och inom drivkrafterna har underkategorier definierats för att möjliggöra en meningsfull indelning. Exempelvis har drivkraften maritima transporter och hamnaktiviteter delats in i tankfartyg, icke-tankfartyg, hamnaktiviteter och fritidsbåtar eftersom var och en av dessa underkategorier kräver speciella styrmedel.

Olika lagstiftningar har benämnts med förkortningar (förklaringar till förkortningarna finns i ordlistan längst bak i rapporten) och delats in i tre kategorier; internationella (I), regionala (R) och nationella (N). Informationen i tabellerna förutsätter att läsaren är bekant med de viktigaste lagstiftningarna. Detaljerad information om respektive sektor återfinns i underlagsrapporterna som identifieras enligt:

- (A) Detaljerad information finns i rapport A (se Summary of policy influence, kapitel 3 och appendix 1)
- (B) Detaljerad information finns i rapport B (se kapitel 4.5 Driving forces)
- (C) Detaljerad information finns i rapport C, se Underrapport 3.
- (D) Detaljerad information finns i rapport D, kapitel 4, Policy instruments.

Från innehållet i tabell 5.1 och 5.2 kan ett antal generella slutsatser dras:

- En av de mest betydande drivkrafterna är den snabba kontinuerliga tillväxten inom transportsektorn. Tillväxten förefaller inte påverkas av befintlig miljölågstiftning.
- Den maritima transportsektorn omgärdas nästa uteslutande av internationell lagstiftning. Alternativ i form av nationell sektorsspecifik lagstiftning saknas. Vidare omfattas inte heller fartyg vid kaj av nationell lagstiftning även om incitamentsbaserade frivilliga system kan vara effektiva.
- Inom vissa områden är arbetet med styrmedel mer intensivt än andra. Det finns exempelvis mycket lagstiftning i anslutning till problemet med oljespill medan det huvudsakligen saknas styrmedel för att hantera belastningen från vattenbruk.
- Det förekommer mycket överlapp mellan olika grupper av styrmedel. Det finns exempelvis mycket lagstiftning i anslutning till operationella läckage av olja från den maritima transportsektorn (i mindre omfattning när det gäller oljeutsläpp i samband med olyckor), både internationell, regional och nationell. Eftersom mycket av internationell och regional lagstiftning är implementerad i nationell lagstiftning kan mängden styrmedel i tabell 5.1 ge en överdriven bild av mängden styrmedel på området.
- Under senare år har allt mer uppmärksamhet riktats mot utsläppen till luft från de fyra sektorerna i tabell 5.1. och 5.2.

- På grund av övergödningen har mängden styrmedel riktade mot hanteringen av avlopp ökat under senare år. Problemet med avlopp är relevant för flera drivkrafter, exempelvis båtliv, fritidsbebyggelse, fiskerinäringen och transportsektorn.
- I teorin finns det ett antal styrmedel som riktar sig mot problemet med marint avfall. Deras effektivitet förefaller emellertid vara begränsad, se nedan.
- I tabellerna finns ingen information om styrmedel mot buller eftersom detta problem bedöms vara relativt obetydligt. Buller kan ha en negativ inverkan på upplevelsen av båtliv. Problemet tas upp översiktligt i en föreskrift (SJÖS 2005:4), vars primära inriktning annars är säkerhetsfrågor i anslutning till fartyg samt emissioner. Problemet med buller har emellertid lett till att Länsstyrelsen i Västra Götaland inrättat s.k. hänsynsområden med hänvisning till Miljöbalken, SFS 1998: 808, kapitel 7 1§ (se Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2012).
- En viktig del när det gäller bestämmelser som omfattar fritidsbebyggelse och kommersiella boendeanläggningar är reglerna för strandskydd i Miljöbalken, 1998:808 7:e kapitlet, nyligen ändrad genom propositionen 2008/09:119. Syftet med bestämmelsen är primärt att säkerställa allmänhetens tillgång till strandlinjen och att skydda strandlinjen från fysiska ingrepp. Bestämmelsen är därmed endast indirekt riktad mot de drivkrafter som listas i tabell 5.2.

Tabell 5.1. Sammanställning över betydelsefulla styrmedel som riktas mot drivkrafter/belastningar med påverkan på ekosystemtjänsterna inom maritima transporter och hamnaktiviteter. Övergripande gäller också EG-direktiv 2005/35/EG om förorening försakade av fartyg och införandet av sanktioner och överträdelser.

Drivkrafter & styrmedel	Maritima transporter och Hamnaktiviteter			Båttiv (fritidsbåtar) (B)
	Tankfartyg	Icke-tankfartyg ^a	Hamnaktiviteter	
Drivkrafter (A, B, C, D)		- globala preferenser för sjötransporter - global ökning av oljekonsumtionen - snabb, och av miljögästifattningen opåverkad, industriell tillväxt		- ekonomisk tillväxt - väder - klimatförändringar
Befintliga styrmedel				
Oljespill (C)	(I) MARPOL (I) SOLAS (I) Intervention (I) COLREG * (I) STCW (I) CLC (I) IOPC Fund (I) OPRC * (R) ELD (R) WFD (R) MSFD (R) Erika Package	(R) EU DSD (R) BSAP (R) EU strategy for the Baltic Sea Region (R) OSPAR (R) Bonn Agreement (R) Copenhagen Agree. (N) Marine Env. Reg. (N) MB (N) Sjölagen (1994:1009) (N) Civil Protection Act (N) Fartygs säkerhetslagen (2003:364) (N) SFS 1980:424 (I) Paris MOU	(R) EU Port Reception Dir. (R) HELCOM Baltic Strat. (N) Waste regulation (N) Act on pollution from ships	Relevant föreskrift, ej ännu publicerad, se SOU 2011:92
Farliga ämnen (A)	(I) AFS Conv. (I) MARPOL Ann. I-IV (I) Basel Conv. (N) Lagen (2006:311) om transport av farligt gods	Se tankfartyg	Se tankfartyg	(N) SJOFS 2005:4 (N) SFS 1996:18 (R) EU Dir 94/25
Luftföroreningar (A)	(I) MARPOL Ann. VI (R) EU Dir. 2005/33 ändrar 1999/32/EG (N) SFS 2010:743 (N) TSFS 2010:96	Se tankfartyg	Se tankfartyg	Relevant föreskrift, ej ännu publicerad, se Transportstyrelsen (2011) och SOU 2011:82
Avlopp (A, B)	(I) MARPOL Ann. IV, V, VI (R) HELCOM (R) OSPAR (R) BSAP (I) BMW	Se tankfartyg (se också (SB) för info om passagerarfartyg)	Se tankfartyg	
Marint avfall (D)	(I) MARPOL Annex V (garbage) (I) LC 1972 (I) UNCLOS (I) Agenda 21, Jsburg	(I) CBD (I) UNEP GPA (R) EU Dir - MSFD (R) EU Dir - 2000/59	(R) EU Dir - 2004/12 (R) EU Dir - 1999/32 (N) MB (N) SJOFS 2001:12	(N) TSFS 2010:96 (N) SFS 1980:789 (N) SFS 1980:424 (N) SJOFS 2001:13
Introduktion av främmande arter (A)	(I) BMW (R) MSFD			n/a

^a Icke-tankfartyg inkluderar last-, passagerar- och kryssningfartyg samt färjor och fiskerifartyg.

* Samtliga styrmedel riktar sig mot operationella utsläpp och utsläpp i samband med olyckor utom de som markerats med en asterisk (*), dessa riktar sig endast mot utsläpp i samband med olyckor.

(I) = Internationella styrmedel, (R) = Regionala styrmedel, (N) = Nationella styrmedel, (A, B, C, D) = hänvisning till källmaterial för styrmedel, se texten ovan.
n/a = styrmedel är inte direkt relevant för denna aktivitet.

Tabell 5.2. Sammanställning över betydelsefulla styrmedel som riktas mot drivkrafter/belastningar med påverkan på ekosystemtjänsterna inom energisektorn, fiskerinäringen med vattenbruk samt marin turism och rekreation.

	Energisektorn		Fiskerinäring och vattenbruk		Marin turism och rekreation	
	Kablar/Pipelines	Havsbaserad vindkraft	Kommersiellt fiske	Vattenbruk	Fritidshus och kommersiella boendeanläggningar	
Drivkrafter & styrmedel						
Drivkrafter (A, B, C, D)	- ökad global efterfrågan på (förnybar) energi - behov av att koppla ihop producent- med konsumentländer	- styrmedel för att stimulera utveckling (ETS, El. Cert)	- signifikant ekonomisk tillbakagång för industrerna i Östersjö- och Nordsjöområdet. - politisk vilja bland medlemsländerna att genomdriva kvoter	- snabbt växande industri	- internationella besök till Sverige - globalisering och ökad levnadsstandard - skatter/regleringar - klimatförändringar - väder	
Befintliga styrmedel						
Oljespill (C)	(R) Bonn överenskommenheten (R) Espoo konventionen		Se <i>icke-tankartyg</i> i tabell 5.1	Relevant föreskrift, <i>ej ännu publicerad</i>	n/a	
Farliga ämnen (A)	(N) SFS 2010:900 (N) Env. Code (N) SFS 1998:808 (R) EU WFD	(N) SFS 2010:900 (N) Env. Code	?	Relevant föreskrift, <i>ej ännu publicerad</i>	n/a	
Luftföroreningar (A)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Avlopp (A, B)	n/a	n/a	n/a	Relevant föreskrift, <i>ej ännu publicerad</i>	SFS 1998:899 NFS 2006:7 SFS 2006:412 SFS 1973:149	
Marint avfall (D)		Se tabell 5.1	(I) FAO-kod, se även tabell 5.1	Relevant föreskrift, <i>ej ännu publicerad</i>	Se Tabell 5.1	
Introduktion av främmande arter (A)	n/a	n/a	?	Relevant föreskrift, <i>ej ännu publicerad</i>	n/a	
Regleringar mot fisketryck (A)	n/a	n/a		MSPD BSAP WFD OSPAR	n/a	

Se Appendix B för förklaring av förkortningar.

(I) = Internationella styrmedel, (R) = Regionala styrmedel, (N) = Nationella styrmedel, (A, B, C, D) = hänvisning till källmaterial för styrmedel, se texten ovan.
n/a = styrmedel är inte direkt relevant för denna aktivitet.

5.1.1.2. Effektiviteten hos existerande styrmedel

I tabell 5.3 ges underlag för en grov analys av effektiviteten hos befintliga styrmedel för utformning av ett referensscenario. I en mer detaljerad analys behöver fler faktorer med betydelse för ett styrmedels effektivitet beaktas. Exempel på sådana faktorer kan vara huruvida styrmedlet bygger på att skapa incitament för ett visst agerande på frivillig basis, eller om det bygger på s.k. ”command and control”. Vidare om styrmedlet utformats som riktlinjer/-åtgärdsprogram, om det är juridiskt bindande eller om det bygger på frivilliga åtaganden och inte minst i vilken omfattning efterlevnaden av överenskomna regleringar kontrolleras. I de följande kapitlen sammanfattas de utvärderingar som gjorts i underlagsrapporterna A-D och en diskussion förs runt förväntningarna kring de befintliga styrmedlen i förhållande till drivkrafter och belastningar. I kapitel 5.4.6 diskuteras även framtida styrmedel.

- **Oljespill (C).** Det faktum att bestämmelserna runt oljeutsläpp är väl etablerade och erkända (vissa tillkomna så tidigt som 1973) garanterar en enhetlig tillämpning. De befintliga överlappen mellan olika styrmedel gör det svårt att avgöra vilka styrmedel som är mest effektiva. De mest kända avtalen om åtgärder för oavsiktliga utsläpp är MARPOL (ett internationellt fördrag som omfattar 99% av världens tonnage, inklusive Sverige). Andra viktiga avtal är SOLAS-konventionen och COLREG som båda syftar till att förebygga kollisioner. HELCOM:s arbete i Östersjön har visat sig vara särskilt effektivt i att minska fartygsgenererat avfall. Iakttagelsen baseras på frekvensen av oljeutsläpp som observerats från övervakningsflyg. På samma sätt förväntas HELCOM:s BSAP ytterligare förbättra läget då man planerar att använda satellitövervakning för att övervaka utsläpp samt identifiera och åtala utsläppare (se tabell 4.1 – 4.3 i del 3 av rapport C). *Trots den stora mängden föreskrifter och ingångna avtal som idag omfattar problemet med oljeutsläpp bedöms ytterligare styrmedel behövas för att GES ska kunna uppnås. Detta med tanke på den fortsatta och drastiska ökningen av oljetransporter genom Östersjön och Nordsjön, och inte minst med beaktande av hamnverksamheten.*
- **Tillförsel av farliga ämnen (A).** Som framgår ovan har miljölagstiftningen skärpts inom den maritima transportsektorn. Men tillkomsten av styrmedel är inte lika snabb när det gäller att reglera utsläpp av farliga ämnen som i frågan om oljeutsläpp. De flesta föreskrifter är relativt nya och den framtida efterlevnaden är fortfarande osäker. Exempelvis ska den relativt nytillkomna AFS även omfatta utsläpp av farliga ämnen från fartyg vid kaj. Vidare tas även sannolikheten för potentiellt stor påverkan från tankfartygskollisioner upp i MARPOL. *Som i fallet med oljepill görs bedömningen att de befintliga styrmedlen behöver förstärkas för att GES ska kunna uppnås givet den snabba tillväxten inom den maritima transportsektorn.*
- **Luftföroreningar (A).** Utsläppen av föroreningar till luft är idag så stora i vissa svenska hamnar att miljökvalitetsnormerna överskrids. Detta kan få konsekvenser för framtida expansionsmöjligheter i berörda hamnar. De relativt nya miljökvalitetsnormerna för luft förväntas minska svavelinnehållet i bränslen och därmed minska atmosfärisk deposition. *Den*

nuvarande lagstiftningen på området bedöms vara tillräcklig, samtidigt krävs att utvecklingen hos drivkrafterna följs noga.

- **Avlopp (A,B).** Ett antal initiativ som tagits på senare tid understryken vikten av att hantera frågan om avlopp, speciellt i Östersjön. *Givet problemets omfattning (nästan alla drivkrafter bidrar till belastning inom området) görs bedömningen att de existerande styrmedlen på området är otillräckliga och att ytterligare styrmedel krävs för att GES ska kunna uppnås.*
- **Marint avfall (D).** De styrmedel som tillkommit med inriktning mot marint avfall har hittills visat sig vara ineffektiva. Kanske beroende på brist på förståelse för hur de ska tillämpas inom olika sektorer. *Den nuvarande lagstiftningen på området bedöms vara otillräcklig. Ytterligare styrmedel behövs för att GES ska kunna uppnås.*
- **Introduktion av främmande arter (A).** I nuläget är BWM-konventionen den enda lagstiftningen på området. Konventionen som trädde i kraft 2004 förväntas bidra positivt till att minska oönskade introduktioner av främmande arter. Problemet som är välkänt sedan länge ställer stora krav på dyra och omsorgsfulla åtgärder inom den maritima transportsektorn. *Den nuvarande lagstiftningen på området bedöms vara tillräcklig. Emellertid krävs en noggrann implementering av bestämmelserna för att GES ska kunna uppnås.*
- **Reglering av fisketryck (A).** I kontrast till den sedan länge etablerade lagstiftningen på oljespillsområdet är bestämmelserna som omgärdar regleringen av fisketryck relativt nya. Eftersom tillsyn endast sker sporadiskt är det svårt att utvärdera deras effektivitet. Vidare är bestämmelserna mycket komplicerade vilket gör det svårt att utvärdera nettoeffekter av exempelvis kvoter, fångstbegränsningar, kapitalrestriktioner och viljan hos nationella myndigheter att genomdriva bestämmelserna. *I teorin kan de befintliga styrmedlen leda till en minskning av fisketrycket men den politiska viljan hos EU:s medlemsstater kommer avgöra hur effektiva de blir i realiteten. Det är därmed svårt att bedöma huruvida befintliga styrmedel kommer att leda till att GES uppnås.*
- **Buller (D).** Som anges ovan berörs endast bullerproblematiken indirekt i den befintliga lagstiftningen. Framtida regleringar på detta område kan komma att förstärka de befintliga styrmedlen. Eftersom det i nuläget inte finns någon lagstiftning som riktar sig direkt mot buller är framtida skattningar av samhällets kostnad för detta miljöproblem osäker.

Tabell 5.3. Effektiviteten hos befintlig lagstiftning

Styrmedel	Maritima transporter och hamnaktiviteter				Energisektor		Fiskenäring och vattenbruk		Marin turism och rekreation
	Tankfartyg	Icke-tankfartyg	Hamnaktiviteter	Båtliv (fritidsbåtar)	Kablar/Pipelines	Havs-baserad vindkraft	Kommersiellt fiske	Vattenbruk	Fritidshus och kommersiella boende-anläggningar
Oljespill (C)	-	-	-	+/-	+	+	+/-	- ^a	n/a
Förorenande ämnen (A)	-	-	-	n/a	+?	+	?	- ^a	n/a
Luftföroreningar (A)	+	+	+	n/a?	n/a	n/a	+	n/a	n/a
Avlopp (B)	-	-	-	-	n/a?	n/a	+	- ^a	-
Marint avfall (D)	-	-	-	-	-	+/-	-	- ^a	+/-
Introduktion av främmande arter (A)	+	+	+	?	n/a	n/a	+/-	- ^a	n/a
Fisketryck (A)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	+/-	n/a	n/a

^a För närvarande finns inga styrmedel som riktar sig mot påverkan på ekosystemtjänsterna från vattenbruk.

(+) = styrmedel som betraktas som effektiva mot existerande hot

(+/-) = effektiviteten hos befintliga styrmedel är svår att avgöra

(-) = befintliga styrmedel bedöms vara otillräckliga/ineffektiva gentemot existerande hot

n/a = styrmedel bedöms inte vara direkt relevanta för denna aktivitet

5.2. Drivkrafternas utveckling till 2020 och 2050

5.2.1. Utvecklingen inom den maritima sektorn

Ur tabellerna 5.1 och 5.2 ovan framgår att en gemensam drivkraft för nya styrmedel mot belastningar är den globala ekonomiska tillväxten och den växande efterfrågan på olja. I huvudsak förutses denna utveckling att bestå till 2020 och 2050. Nedan redovisas mer specifika slutsatser angående de drivkrafter som redovisas i tabell 5.4 och 5.5 samt de belastningar som de ger upphov till och som de definieras i kapitel 4.6.2. Belastningen från landbaserade drivkrafter (inlandsaktiviteter och kustnära industri) har inte omfattats av analysen i underlagsrapporterna A-D, en beskrivning av utvecklingen för dessa drivkrafter ges istället i kapitel 5.2.2.

Drivkrafternas inflytande över belastningarna i referensscenariot för 2020 och 2050 sammanfattas i tabellerna 5.4 och 5.5. Informationen baseras på underlag från rapporterna A-D, i synnerhet följande delar:

- A. Kapitel 3.10, tabellerna 34 och 35
- B. Kapitel 4.5.3, särskilt tabell 4.21
- C. Underrapport 2, särskilt kapitel 5 och 6.
- D. Kapitel 5.1.

I tillägg har följande överväganden gjorts för att sammanställa informationen:

- Det har bedömts vara nödvändigt att närma sig underlagsmaterialet från ett översiktligt perspektiv för att fokusera på de belastningar som kan betraktas som de mest betydande. För att åstadkomma detta har samma princip tillämpats som då plus- och minustecken delades ut i tabell 4.27. För tabellerna 5.4 och 5.5 innebär detta att en belastning, från någon av drivkrafterna, betraktas som allvarlig om åtminstone en av dess ”under-belastningar” bedömts som betydande i någon av underlagsrapporterna A-D.
- Utvecklingen av belastningar i tabellerna betecknas enligt följande:
 - ↑: ökande och betydande belastning
 - ↗: ökande och betydande belastning, mindre snabb än ↑
 - →: betydande belastning på uppskattningsvis stabila nivåer
 - ↓: minskande betydande belastning
 - R: risk är ett viktigt inslag i belastningen, exempelvis olycksrisk
- Även när det gäller bedömningen av utvecklingen för belastningar har en konservativ approach valts på så sätt att pilarna i tabell 5.4 och 5.5 betecknar den mest ökande utvecklingen bland ”under-belastningarna” som beskrivs i underlagsrapporterna A-D. Det innebär att ↑ dominerar över ↗ som i sin tur dominerar över → osv.
- Den uppskattningsvis stabila belastningen från icke-tankfartyg när det gäller oljespill baseras på en förutsägelse i rapport C. Den säger att trots den ökande risken för olyckor med resulterande utsläpp minskar risken för oljespill för denna del av de maritima fartygstransporterna pga. byte till andra bränslen än olja.
- Belastningen från fritidshus och kommersiella boendeanläggningar bedöms som betydande med avseende på fysisk förlust och övergödning. För fysisk förlust förklaras detta delvis av det faktum att denna belastning inkluderar marint avfall som ”under-belastning”. Att övergödning bedöms som en betydande belastning beror på att fritidsbebyggelse och kommersiella boendeanläggningar som drivkraft inte bara inbegriper vad som återfinns vid strandlinjen utan också delar av vad som återfinns längre upp på land, se definitionen av marin turism och rekreation i B-rapporten.

Tabell 5.4. Effekten på belastningar från utvecklingen av drivkrafterna, referensscenario 2020.

Belastning	Drivkrafter								
	Maritima transporter och hamnaktiviteter				Maritima energisektorn		Kommersiellt fiske och vattenbruk		Marin turism och rekreation
	Tank-fartyg	Icke-tank-fartyg	Hamn-aktiviteter	Båtliv (fritids-båtar)	Kablar/ Pipeline s	Havs-baserad vindkraft	Kommersiellt fiske	Vattenbruk	Fritidshus och kommersiellt boende
Fysisk skada och förlust, inkl. fysisk störning	↑		↑	→	↗	↑	→		→
Farliga ämnen	↑		↑	→	↗R				
Oljespill	↑R	→R	↑						
Övergödning	↑		↑					↑	→
Biologisk störning	↑R						↑		

↑: ökande och betydande belastning

↗: ökande och betydande belastning, mindre snabb än ↑

→: betydande belastning på uppskattningsvis stabila nivåer

↓: minskande betydande belastning

R: risk är ett viktigt inslag i belastningen, exempelvis olycksrisk

Skuggad cell: belastningen bedöms inte vara betydande

Tabell 5.5. Effekten på belastningar från utvecklingen av drivkrafterna, referensscenario 2050.

Belastning	Drivkrafter								
	Maritima transporter och hamnaktiviteter				Maritima energisektorn		Kommersiellt fiske och vattenbruk		Marin turism och rekreation
	Tank-fartyg	Icke-tank-fartyg	Hamn-aktiviteter	Båtliv (fritids-båtar)	Kablar/ Pipeline s	Havs-baserad vindkraft	Kommersiellt fiske	Vattenbruk	Fritidshus och kommersiellt boende
Fysisk skada och förlust, inkl. fysisk störning	↑		↑	→	↗	↑	→		→
Farliga ämnen	↑		↑	→	↗R				
Oljespill	↑R	→R	↑						
Övergödning	↑		↑					↑	→
Biologisk störning	↑R						↑		

↑: ökande och betydande belastning

↗: ökande och betydande belastning, mindre snabb än ↑

→: betydande belastning på uppskattningsvis stabila nivåer

↓: minskande betydande belastning

R: risk är ett viktigt inslag i belastningen, exempelvis olycksrisk

Skuggad cell: belastningen bedöms inte vara betydande

5.2.2. Utvecklingen av belastningen från landbaserade drivkrafter

Belastningen på den marina miljön från de landbaserade drivkrafterna utgörs huvudsakligen av tillförsel av organiskt material, näringsämnen och farliga ämnen (se kapitel 4.5).

5.2.2.1. Näringsämnen (övergödning)

Den förväntade utvecklingen avseende tillförsel av näringsämnen till Östersjön och Nordsjön beskrivs i de åtgärdsprogram som togs fram av vattenmyndigheterna 2009 inom ramen för genomförandet av för vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660). Tidshorisonten på de referensscenarier som tagits fram sträcker sig till 2015 och visar på en förutsedd minskning av läckaget av näringsämnen från jordbruket (Åtgärdsprogram för Västerhavsdistriktet, 2009). Samma bild av utvecklingen ges i (Åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt, 2009) orsakerna anges vara ökad produktivitet och effektivitet i jordbruket.

När det gäller läckage från skogsbruket är utvecklingen osäker och bedöms därför förbli oförändrad. Läckaget från industrin förväntas öka på grund av en förväntad tillväxt, om dessa ökningarna inte möts av effektivare rening bedöms utsläppen kunna öka. Tillförseln av fosfor och kväve till avloppsreningsverken följer befolkningstillväxten. Befolkningen förväntas öka under perioden fram till 2015, denna tillväxt kommer sannolikt inte att mötas av motsvarande effektivisering och förbättrad rening. Därför bedöms också tillförseln av näringsämnen från reningsverken till den marina miljön öka. Samma sak gäller bidraget från enskilda avlopp, där man emellertid ser att ökad tillsyn och utbyggnad av kommunala VA-nät kan motverka en ökad belastning och hålla nivåerna oförändrade. Tillförseln genom atmosfärisk deposition förväntas öka på grund av fortsatt tillväxt inom transportsektorn. Sammanfattningsvis bedöms inte tillförseln av fosfor kunna minska under perioden, däremot bedöms tillförseln av kväve kunna minska på grund av kraven på kväverening av avloppsvatten.

I Havet 2011 redovisas en oförändrad sammantagen tillförsel av kväve för perioden 1995-2010. I den fördjupade utvärdering av miljömålet *Ingen övergödning* (förväntas publiceras under våren 2012) anges en svag minskning av den sammantagna näringsämnestillförseln till Östersjön. Miljömålet bedöms inte vara möjligt att nå till 2020 utan ytterligare minskningar av tillförseln av näringsämnen från länderna runt Östersjön.

Baserat på ovanstående uppgifter antas utvecklingen av tillförsel av näringsämnen från landbaserade aktiviteter, samt effekten på övergödningen, förbli oförändrad eller något minskande under perioden fram till 2020. För perioden mellan 2020 och 2050 saknas underlag för en bedömning av utvecklingen. En fördjupad analys av utvecklingen inom berörda aktiviteter fram till 2020 och 2050 krävs för att en säkrare bedömning ska kunna göras.

5.2.2.2. *Farliga ämnen*

Utsläppen av farliga ämnen förutsågs av vattenmyndigheterna öka under perioden fram till 2015. Detta främst beroende på en förutspådd tillväxt hos branscher där hantering, utsläpp och läckage av farliga ämnen förekommer. Baserat på ovanstående, samt det generella antagandet om fortsatt industriell tillväxt, se exempelvis tabell 5.1, antas tillförseln av farliga ämnen från landbaserade aktiviteter öka under perioden fram till 2020.

5.3. Hur påverkas GES-indikatorerna och ekosystemtjänsterna?

Nedan görs en sammanfattning av hur utvecklingen som förutses i referensscenarierna för 2020 och 2050 bedöms kunna påverka de GES-indikatorer och ekosystemtjänster som valts ut i tidigare kapitel. Inledningsvis behandlas ekosystemtjänsterna *S4 Biologisk mångfald*, *R3 Minskad övergödning* och *C2 Estetiska värden*. I nästa skede diskuteras hur förändringar i tillgången till dessa intermediära tjänster kan förväntas leda till konsekvenser för tillgången till slutliga tjänster. Till detta tas hjälp av de slutsatser som drogs i kapitel 4.6.2 angående mänskliga aktiviteter beroende av ekosystemtjänsterna. Analysen nedan omfattar inte påverkan från landbaserade drivkrafter (inlandsaktiviteter och kustnära industri). I kapitel 5.3.4 förs en separat diskussion angående konsekvenserna av belastningen från landbaserade aktiviteter på slutsatserna som dras i kapitlen nedan.

5.3.1. D1: Biologisk mångfald

5.3.1.1. *Utbredningsområde (arter) (1.1.1)*

Enligt den föregående analysen påverkas 1.1.1 i första hand av uttag av arter, övergödning och främmande arter.

Uttag av arter genom kommersiellt fiske förväntas öka under perioden fram till 2020 för att därefter avta på grund av genomförandet av EU:s gemensamma fiskeripolitik. Ökat fiske förväntas ha en negativ påverkan på ålgräsängarna om en tillbakagång av toppredatorer kan medföra en tillväxt av betande arter.

Tillförseln av näringsämnen från den maritima transportsektorn och hamnaaktiviteter förväntas öka under perioden fram till 2020. Ökningen förväntas fortsätta under perioden fram till 2050 men i mindre omfattning. När det gäller turismen förväntas däremot ökningen tillta under perioden mellan 2020 och 2050. Sammantaget förväntas tillförseln öka både under perioden fram till 2020 och vidare mot 2050.

Påverkan från främmande arter förväntas öka under perioden fram till 2020 men inte under perioden fram till 2050.

När det gäller övergödning spelar aktiviteterna i den maritima sektorn en mindre roll i jämförelse med andra aktiviteter som exempelvis areella näringar, avloppsreningsverk och industri. Undantaget är belastningarna uttag av arter och introduktion av främmande arter. Det innebär att trenden för de två sistnämnda belastningarna kan spela en viktig roll för den slutliga bedömningen av belastningen från den maritima sektorn. Slutsatsen om indikatorn 1.1.1 är därmed en förväntad försämring av utvecklingen under perioden fram till 2020 som sedan avstannar och blir konstant under perioden fram till 2050.

5.3.1.2. Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt (1.2.1)

Uttag av arter, farliga ämnen och främmande arter är belastningar från den maritima sektorn som konstaterats ha en negativ påverkan på populationstäthet och biomassa.

Som nämns i föregående stycke förväntas fisketrycket öka under perioden fram till 2020 för att sedan avta under perioden fram till 2050. Belastningen från farliga ämnen förväntas öka under hela perioden och påverkan från främmande arter förväntas öka fram till 2020 men inte till 2050.

Utöver belastningen från främmande arter och farliga ämnen betraktas uttag av arter som den delen av belastningen från den maritima sektorn med störst betydelse för antalet individer i fiskpopulationerna. Mot bakgrund av ovanstående förväntas populationstätheten och/eller biomassan att avta under hela perioden fram till 2050 i referensscenariot.

5.3.1.3. Tillståndet för typiska arter och samhällen (1.6.1)

Den största belastningen från den maritima sektorn på typiska arter och samhällen bedöms utgöras av abrasion, övergödning och oljespill.

När det gäller energisektorn kommer abrasionen vid anläggning av ledningar på botten öka något under perioden fram till 2020 och 2050. Abrasion från bottentrålning förväntas följa trenderna för fisketrycket och därmed öka under perioden fram till 2020 för att därefter avta.

Som nämns ovan förväntas den sammanlagda tillförseln av näringsämnen från maritima transporter, hamnaktiviteter och turism öka fram till 2020 och 2050. Även mängden oljespill förväntas öka under hela perioden fram till 2050.

Sammantaget förväntas en försämring av tillståndet för indikator 1.6.1 under hela perioden fram till 2050 i referensscenariot.

5.3.1.4. Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt (1.6.2)

Tätheten av ålgräsängar och andra bentiska habitat förväntas minska som en effekt av påverkan från bottentrålning, konstruktionsarbete och övergödning.

Enligt analysen kommer påverkan från ovanstående belastningar att öka under perioden fram till 2020 och 2050 i referensscenariot.

Sammantaget förväntas en försämring av tillståndet för indikator 1.6.2 under hela perioden fram till 2050 i referensscenariot.

5.3.1.5. *Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden (1.6.3)*

Denna indikator kan påverkas av klimateffekter, övergödning och främmande arter (klimatförändringar betraktas inte i denna rapport som en belastning kopplad till maritima aktiviteter).

För belastningen från oljespill, övergödning och främmande arter uppvisas huvudsakligen ökande trender. Inte bara näringsämnen utan också tillförseln av organiskt material från vattenbruk och maritima transporter bidrar till en negativ påverkan på syreförhållanden i bottenvattnet. Belastningen från främmande arter på den fysiska miljön är emellertid inte enbart negativ vilket demonstreras av *Marenzelleria neglecta*, se stycke 4.7.1.5.

Sammantaget förväntas en försämring av tillståndet för indikator 1.6.3 under hela perioden fram till 2050 i referensscenariot.

5.3.1.6. *Konsekvenser för tillgången till ekosystemtjänsten S4 Biologisk mångfald*

Trenderna för indikatorerna till deskriptor D1 Biologisk mångfald, som också valts ut för att beskriva ekosystemtjänsten *S4 Biologisk mångfald*, är mer eller mindre negativa. Detta innebär att tillgången till ekosystemtjänsten *S4* kan förväntas minska under perioden fram till 2020 och 2050 i referensscenariot och därmed att tillståndet för *S4* även fortsättningsvis bedöms vara otillräckligt.

5.3.2. D5: Övergödning

5.3.2.1. *Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren (5.1.1)*

Enligt den föregående analysen är övergödningens problemen störst i södra Sverige längs Skagerraks, Kattegatts, Öresunds och Egentliga Östersjöns kuster. I Bottniska viken är övergödningen endast fläckvis ett problem. Enligt tabell 5.4 och 5.5 förväntas tillförseln av näringsämnen från maritima transporter och hamnaaktiviteter öka under perioden fram till 2020 och 2050 men i långsammare takt under den senare delen av perioden. När det gäller tillförseln från turismen förväntas emellertid ökningen istället tillta under den senare delen av perioden. Vidare förväntas tillförseln från vattenbruk att öka snabbt under hela perioden.

Sammantaget kan därför koncentrationen av näringsämnen i vattenpelaren förväntas öka både på kort sikt (2020) och på lång sikt (2050) i referensscenariot. Det är viktigt att komma ihåg att den tillförsel av

näringsämnen som sker från aktiviteter i inlandet (areella näringar, avloppsreningsverk, industri, dagvatten, m.m.) och kustnära industrier inte ingår i denna del av analysen.

5.3.2.2. *Förändringar i den floristiska artsammansättningen såsom kvoten mellan diatomer och flagellater, skiften från bentisk till pelagisk såväl som störande/giftiga algbloomningar (t.ex. cyanobakterier) orsakade av mänsklig verksamhet (5.2.4)*

Den enda delen av indikatorn som beaktas i analysen berör giftiga algbloomningar. Giftiga algbloomningar är den mest påtagliga delen av effekterna från övergödning på den marina turismen och mäts ofta genom antalet ackumulerade cyanobakterier i ytvattnet. Enligt den tidigare delen av analysen är bloomningarna främst ett problem i Egentliga Östersjön och på västkusten. I Bottniska viken uppträder bloomningarna endast sporadiskt. För hela området är de årsvisa variationerna stora. Eftersom giftiga algbloomningar är kopplade till övergödningen kan indikatorn 5.2.4 förväntas stiga både på kort sikt (2020) och på lång sikt (2050) i referensscenariot. På samma sätt som för koncentrationer av näringsämnen i vattenpelaren är det viktigt att komma ihåg att ett antal aktiviteter med stor betydelse för belastningen inte ingår i analysen, se ovan.

5.3.2.3. *Konsekvenser för tillgången till ekosystemtjänsten R3 Minskad övergödning*

Trenderna för de två indikatorerna till deskriptor D5 Övergödning, som också valts ut för att beskriva ekosystemtjänsten *R3 Minskad övergödning*, är negativa. Detta innebär att tillgången till ekosystemtjänsten *R3* kan förväntas minska under perioden fram till 2020 och 2050 i referensscenariot och därmed att tillståndet för *R3* även fortsättningsvis bedöms vara otillräckligt.

5.3.3. D8: Farliga ämnen och D10: Marint avfall

5.3.3.1. *Förekomst, källa (där så kan fastställas), omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser (t.ex. utsläpp av olja eller oljeprodukter) och deras inverkan på den biota som påverkas fysiskt av en sådan händelse (8.2.2)*

Sannolikheten för utsläpp av olja ökar med ökad trafikintensitet. I synnerhet bedöms risken för olyckor med tankfartyg öka på grund av en förväntad kraftig ökning av tankfartygstrafik i Östersjön och Nordsjön. Även för trafik med icke-tankfartyg bedöms risken för olyckor öka. Den pågående trenden att byta ut bunkerolja mot andra bränslen bedöms emellertid minska risken för oljespill i samband med dessa olyckor. Sammantaget förväntas risken för oljespill öka dramatiskt under perioden fram till 2020 och 2050 i referensscenariot.

Konsekvenserna för ekosystemtjänsten *C2 Estetiska värden* beskrivs i stycke 5.3.3.3.

5.3.3.2. *Trender för mängden avfall som spolats upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallets sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung (10.1.1)*

Enligt den föregående analysen kan problemet med marint avfall vara större i Nordsjön jämfört med Östersjön, de lokala variationerna i belastningen kan emellertid vara avsevärda. I tabell 5.4 och 5.5 framgår att trenden för marint avfall (som del av belastningen "Fysiska skador och förlust inklusive fysiska störningar") är stigande i referensscenarierna för 2020 och 2050. Den ökande och betydande belastningen från marint avfall förklaras av tillväxten inom den maritima transportsektorn samt den maritima energisektorn. I referensscenarierna bedöms aktiviteten inom både den maritima transportsektorn och den maritima energisektorn öka men även intensifierade aktiviteter inom marin turism och rekreation förutses. Sammantaget bedöms därför belastningen från marint avfall leda till ökad belastning både på kort sikt (2020) och på lång sikt (2050) med konsekvensen att indikatorn 10.1.1 kommer att öka.

5.3.3.3. *Konsekvenser för tillgången till ekosystemtjänsten C2 Estetiska värden*

Trenderna för de indikatorer som valts ut för att beskriva deskriptorerna D8 Farliga ämnen och D10 Marint avfall, som också beskriver ekosystemtjänsten C2 Estetiska värden, är negativa. Detta innebär att tillgången till ekosystemtjänsten C2 kan förväntas minska under perioden fram till 2020 och i en tilltagande omfattning under perioden fram till 2050 i referensscenariot. Tillståndet för C2 bedöms därför även fortsättningsvis vara lokalt otillräckligt i Östersjön och Nordsjön i referensscenariot.

5.3.4. **Effekter från landbaserad påverkan**

De aktuella belastningarna för de landbaserade aktiviteterna är tillförsel av organiskt material, näringsämnen och farliga ämnen. När det gäller prognosen för tillförsel av näringsämnen för perioden fram till 2020 och 2050 är tillgången på underlag bristfällig. I kapitel 5.2.2 görs emellertid en uppskattning av den framtida belastningens utveckling baserat på vattenmyndigheternas åtgärdsprogram, Havet 2011 och den fördjupade utvärderingen av miljömålen. Bedömningen är att belastningen förblir oförändrad eller svagt avtagande till 2020. För 2050 finns inget underlag för en bedömning utöver vad som kan sägas generellt om en fortsatt tillväxt inom industrin och en fortsatt befolkningsutveckling. När det gäller tillförseln av förenande ämnen från landbaserade källor görs bedömningen att tillförseln kommer att öka.

Sammantaget bedöms de konsekvenser för indikatorer, deskriptorer och ekosystemtjänster som beskrivs i kapitel 5.3.1.-5.3.3. inte påverkas nämnvärt av den belastning som förutses från landbaserade aktiviteter.

5.4. Samhällets kostnader för fortsatt miljöförstöring

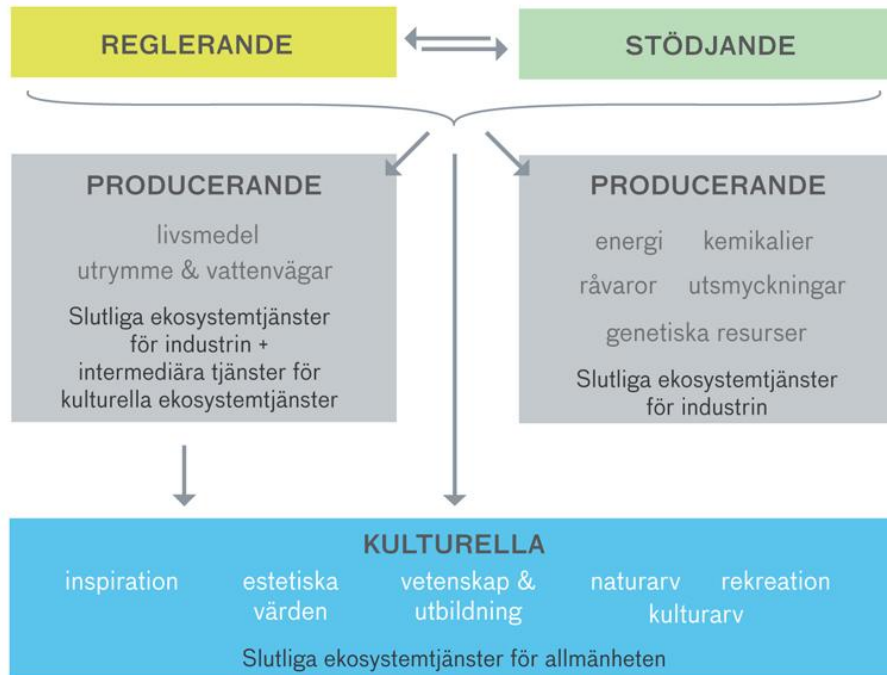
Mot bakgrund av analysen i kapitel 5.2 förs i detta kapitel en diskussion om den påverkan på mänsklig välfärd som kan förväntas från referensscenariot i jämförelse med den situation som kan förväntas om god miljöstatus (GES) uppnås. Diskussionen berör var och en av de berörda deskriptorerna samt dataluckor och behov av kompletterande styrmedel som kan krävas för att uppnå GES. Läsaren förutsätts vara bekant med begreppen som rör ekonomisk värdering av miljöresurser samt begreppet ”samhällets kostnad för fortsatt miljöförstöring”. Det är viktigt att betona att det i nuläget är svårt att kvantifiera kostnaden för fortsatt miljöförstöring eftersom kvantitativa definitioner av GES saknas.

För att kunna dra slutsatser om vilka värden som kommer påverkas av att statusen för deskriptorerna D1 Biologisk mångfald, D5 Övergödning, D8 Farliga ämnen och D10 Marint avfall försämras, presenteras inledningsvis en kartläggning över kopplingarna mellan olika typer av ekosystemtjänster, figur 5.1. I figuren presenteras de huvudsakliga länkarna mellan reglerande, stödjande, producerande och kulturella ekosystemtjänster. Reglerande och stödjande ekosystemtjänster utgör fundamentet för ekosystemens funktion. En positiv eller negativ förändring i en av dessa medför med stor sannolikhet också störningar på andra reglerande och stödjande tjänster. Exempelvis ger en försämring i tillgången till den reglerande ekosystemtjänsten *R3 Minskad övergödning* sannolikt en effekt på stödjande tjänster som *S4 Biologisk mångfald* och *S6 Resiliens*.

Reglerande och stödjande tjänster fungerar huvudsakligen som intermediära tjänster för de kulturella tjänsterna. De producerande tjänsterna tillhandahåller i sin tur nyttor till olika industriella aktiviteter som fiske, energiproduktion och utvinning av andra resurser. I figur 5.1 har de producerande tjänsterna delats in i två grupper, den högra gruppen representerar huvudsakligen slutliga tjänster med låg eller ingen intermediär funktion. Dessa tjänster tillhandahåller nyttor för industriell verksamhet. Den vänstra gruppen av producerande tjänster tillhandahåller slutliga nyttor till industriella aktiviteter samtidigt som de har en intermediär funktion gentemot de kulturella tjänsterna som *C2 Estetiska värden*, *C1 Rekreation* och *C6 Naturarv*.

De kulturella tjänsterna är antingen slutliga tjänster för allmänheten eller intermediära tjänster till andra kulturella tjänster. Exempelvis är *C1 Rekreation* en slutlig tjänst men kan också betraktas som en intermediär tjänst till *C4 Kulturarv*¹¹.

¹¹ Det kan diskuteras huruvida producerande tjänster huvudsakligen representerar nyttor för industriella aktiviteter och kulturella tjänster huvudsakligen representerar nyttor för allmänheten – välfungerande marknader för exempelvis fisk och skaldjur kan också betraktas som nyttor för allmänheten. Man kan eventuellt argumentera för att en tjänst i ett första steg tillhandahåller en nytta för en industri, som också kan medföra nyttor för allmänheten. Även kulturella tjänster



Figur 5.1. Länkar mellan olika ekosystemtjänster (efter Rapport 5, Syntesrapport (Enveco 2012)).

En slutsats som kan dras från figur 5.1 är att en och samma ekosystemtjänst kan betraktas som både slutlig och intermediär beroende på vilken typ av användning som beaktas. Detta får konsekvenser för analysen av kostnaden för fortsatt miljöförstöring.

Mot bakgrund av innehållet i figur 5.1 diskuteras i de följande kapitlen kostnaden för fortsatt miljöförstöring i förhållande till var och en av de berörda deskriptorerna. Som i kapitel 5.3 omfattar analysen nedan inte påverkan från landbaserade drivkrafter (inlandsaktiviteter och kustnära industri). I kapitel 5.4.5 förs en separat diskussion angående konsekvenserna av belastningen från landbaserade aktiviteter på slutsatserna som dras i kapitlen nedan.

5.4.1. D1 Biologisk mångfald

5.4.1.1. Påverkade ekosystem

Deskriptorn D1 Biologisk mångfald kan anses beskriva statusen för den stödjande tjänsten *S4 Biologisk mångfald*. Statusen på *S4* bedöms potentiellt också påverka statusen på alla andra ekosystemtjänster i varierande omfattning. Exempelvis påverkar den biologiska mångfalden produktionen av *P1 Livsmedel*, *P3 Genetiska resurser* och *P4 Kemikalier*. Vidare påverkas

påverkar industrier, exempelvis turistindustrin. Återigen kan man tänka att möjligheten till rekreation drar till sig allmänhet som erbjuder möjligheter för industrier att dra nytta av.

kulturella tjänster direkt genom effekten på *C2 Estetiska värden* och *C1 Rekreation*.

5.4.1.2. Vad vet vi om kostnaden för fortsatt miljöförstöring

Effekter på producerande tjänster av minskad tillgång till biologisk mångfald
De producerande tjänster som med största sannolikhet kommer att påverkas av minskad biologisk mångfald är *P1 Livsmedel*, *P2 Råvaror*, *P3 Genetiska resurser* och *P4 Kemikalier*. Ett flertal studier har genomförts för att kartlägga värdet av olika typer av fisken (rapport C). Exempelvis Döring et al. (2005) uppskattar värdet av en återhämtning av torskstammen till 28 000 euro per år och fartyg. HELCOM och Nefco (2007) skattar det totala årliga värdet av fiskfångsten i den västra delen av Östersjön till 1,5 miljarder euro. Effekten på fiskenäringen av minskad biologisk mångfald är emellertid svår att uppskatta och behöver eventuellt skattas från fall till fall.

Effekter på kulturella tjänster från minskad biologisk mångfald

Samtliga kulturella tjänster bedöms bli påverkade av minskad biologisk mångfald. Om exempelvis tillgången till fisk som fiskas inom fritidsfisket minskar, så minskar också värdet på själva fritidsfisket (*C1 Rekreation*). Vidare påverkas *C2 Estetiska värden* av minskad biologisk mångfald vilket i sin tur påverkar den upplevda nyttan av rekreationsaktiviteter. Eventuellt påverkas även *C5 Inspiration*, *C3 Vetenskap och utbildning* och *C4 Kulturarv*. Sist men inte minst kommer tjänsten *C6 Naturarv* att påverkas eftersom ekosystem i god kondition tillhandahåller existensvärden. En av slutsatserna i Garpe (2008) är att värderingen av biologisk mångfald huvudsakligen sker indirekt genom dess betydelse för andra ekosystemtjänster. I annan tillgänglig litteratur som behandlar kulturella tjänster fokuserar man huvudsakligen på värdet som representeras av olika typer av rekreationsaktiviteter samt naturarv. I Garpe (2008) ges flera exempel på värden för tjänsterna *C1 Rekreation* och *C6 Naturarv*. Det är emellertid svårt att koppla dessa till de indikatorer som valts ut för att beskriva *S4 Biologisk mångfald*.

Inga studier som behandlar värdet av ekosystemtjänsterna *C5 Inspiration*, *C3, Vetenskap och utbildning* eller *C4 Kulturarv* i Östersjöområdet har påträffats.

5.4.2. D5 Övergödning

5.4.2.1. Påverkade ekosystem

Deskriptorn D5 Övergödning kan sägas beskriva tillståndet för den reglerande ekosystemtjänsten *R3 Minskad övergödning*. På samma sätt som biologisk mångfald tillhandahåller denna ekosystemtjänst en del av grundförutsättningarna för funktionen hos ekosystemet. En minskning av tillgången till tjänsten har därför potentiellt betydelse för alla andra ekosystemtjänster. De viktigaste omedelbara effekterna från övergödning på de slutliga nyttorna från ekosystemtjänsterna är sannolikt relaterade till *P1 Livsmedel*, *C1 Rekreation* och *C6 Naturarv*. Genom samspelet mellan stödjande och

reglerande tjänster blir sannolikt effekterna märkbara även i ett vidare perspektiv. I tillägg finns även en risk för effekter på andra producerande tjänster som *P4 Kemikalier* och *P3 Genetiska resurser*. Slutligen drabbas även kulturella tjänster som *C3 Vetenskap och utbildning*, *C5 Inspiration* och *C4 Kulturarv* från effekterna av minskad tillgång till tjänsten *R3 Minskad övergödning*.

5.4.2.2. Vad vet vi om kostnaden för en fortsatt miljöförstöring

Effekter från övergödningen på producerande tjänster

I ett flertal studier har skattningar gjorts av värdet av ekosystemens tillhandahållande av livsmedel. Effekterna från övergödning på denna ekosystemtjänst är emellertid fortfarande relativt okända. Ett exempel är dock Paulsen (2007) som analyserar påverkan på tjänsten genom effekterna på ålgräsängar vid den svenska västkusten. Kostnaden uppskattas i studien till 1-1,5 miljard euro över en period på 55 år. När det gäller övergödningens effekter på andra försörjande tjänster har inga studier påträffats.

Effekter från övergödningen på kulturella tjänster

De kulturella tjänsterna påverkas av övergödningen på flera sätt. De tjänster som varit föremål för flest undersökningar med avseende på påverkan från övergödning i Nordsjön och Östersjön är *C1 Rekreation* och *C6 Naturarv*. När det gäller marin turism och rekreation varierar känsligheten för effekterna från övergödning beroende på vilka aktiviteter man tittar på, se rapport B. Mest känsliga är de aktiviteter som sker i vattnet såsom bad och dykning medan aktiviteter som bygger på vattenbaserade transportmedel är minst känsliga. Det är också inom de aktiviteter som bedöms vara mest känsliga som de största kostnaderna för en fortsatt försämring uppstår. Inom turistsektorn bedöms båtliv, fritidshus, kommersiella boendeanläggningar och aktiviteter förknippade med endagsbesök till havet vara de sektorer som drabbas hårdast vid minskad efterfrågan på rekreativa aktiviteter på grund av ett försämrat miljötillstånd.

I rapport B görs en analys över kostnaden för fortsatt miljöförstöring genom frågeställningen: vilka värden skulle gå förlorade om utvecklingen inom referensscenariot realiserar istället för att GES uppnås? För att svara på frågan gjordes en litteraturstudie främst baserad på Naturvårdsverket (2008), som innehåller en omfattande sammanställning av värderingsstudier med koppling till ekosystemtjänster i Östersjön och Nordsjön. Underlag hämtades också från andra kartläggningar som HELCOM (2010b) och Naturvårdsverket (2010c). Från litteraturgenomgången är det uppenbart att valideringsstudier som beaktar ekosystemtjänster sällan kopplas till separata rekreativa aktiviteter. Andelen studier som behandlar rekreation som helhet är emellertid inte försumbar.

Genomgången av värderingsstudierna visar att övergödningens frågan har studerats relativt grundligt. Värdet av minskad tillförsel av näringsämnen till Östersjön skattas exempelvis i Turner et al. (1999) till 4,5 miljard euro. I denna skattning återspeglas också icke-användarvärden (*C6 Naturarv*) vilket

försvarar en jämförelse mellan användar- och icke-användarvärden. Med andra ord är det svårt att skatta de värden som kan tillämnas Östersjön när det gäller rekreation. Sammanfattningsvis erbjuder inte litteraturen tillräckligt med information för att en skattning av kostnaden för fortsatt miljöförstöring ska kunna göras.

Den starkaste kopplingen mellan de värderingsstudier som analyserats och GES förefaller vara genom deskriptor D5, indikator 5.1.1 (Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren). När det gäller effekterna från övergödning på ekosystemtjänsterna *C5 Inspiration*, *C4 Kulturarv* och *C3 Vetenskap* och utbildning har inga studier påträffats.

5.4.3. D8 Farliga ämnen

5.4.3.1. Påverkade ekosystem

Indikator 8.2.2 (*Förekomst, källa (där så kan fastställas), omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser (t.ex. utsläpp av olja eller oljeprodukter) och deras inverkan på den biota som påverkas fysiskt av en sådan händelse.*) beskriver de effekter som kan förväntas från ett oljeutsläpp på kustlandskapet och på olika organismer som påverkas direkt av utsläppet. Ett oljeutsläpp har två effekter: dels den första direkta konsekvensen för den berörda kuststräckan med avseende på drabbade organismer och den begränsade möjligheten till rekreation och dels den potentiella långsiktiga effekten på reglerande och stödjande ekosystemtjänster.

Den första typen påverkar i första hand ekosystemtjänsterna *C2 Estetiska värden*, *C1 Rekreation* och *C6 Naturarv*. Påverkan från den andra typen är mer komplex och innebär en potentiell påverkan på alla andra ekosystemtjänster. Den negativa effekten från ett oljeutsläpp på ekosystemens funktion avgörs till stor del av var och när utsläppen sker och på vilken typ av olja det rör sig om.

5.4.3.2. Vad vet vi om kostnaden för en fortsatt miljöförstöring

Effekter från farliga ämnen på de producerande tjänsterna

I områden som drabbats av stora oljeutsläpp är fiske ofta förbjudet pga. risken för att fisken ska innehålla miljögifter. Detta representerar en negativ effekt på tjänsten *P1 Livsmedel*. I rapport C hänvisas till en studie som skattar fiskeindustrins kostnader vid ett exceptionellt stort oljeutsläpp (5000 – 150 000 ton) till mellan 5 – 16 miljoner euro (Forsman, 2003, 2006, 2007). En annan effekt kan vara det direkta hindret som ett oljeutsläpp utgör för sjöfarten. Vidare kan de potentiella långsiktiga effekterna från ett oljeutsläpp även påverka de producerande tjänsterna *P2 Råvaror*, *P3 Genetiska resurser* och *P4 Kemikalier*. För påverkan på dessa tjänster har inga kostnadsskattningar påträffats.

Effekter från farliga ämnen på de kulturella tjänsterna

En betydande del av påverkan från ett oljeutsläpp drabbar tjänsten *C1 Rekreation*. I rapport C skattas att skadekostnaden för utblivna fiskedagar (fritidsfiske) kan uppgå till 13 miljoner euro. Baserat på Kinell et al. (2009) skattas skadekostnaderna för utebliven möjlighet till rekreationsaktiviteter kopplade till stränder till 130 SEK per förlorad dag. Det finns emellertid inga uppgifter om antalet förlorade rekreationsdagar. Om man vidare antar att det kan finnas långsiktiga negativa effekter på stödjande och reglerande tjänster kommer sannolikt även fritidsfiske och strandaktiviteter att påverkas långsiktigt.

Även *C6 Naturarv* förväntas påverkas negativt av ett oljeutsläpp. En studie utförd av Ahtiainen (2007) skattar betalningsviljan för att minska risken för oljeutsläpp i Finska viken till mellan 100 och 300 miljoner euro. Skattningen omfattar både användar-, och icke-användarvärden vilket gör det svårt att avgöra hur stor del av värdet som är kopplat till tjänsten *C6 Naturarv*.

De kostnader som uppstår vid ett oljeutsläpp är beroende av ett flertal faktorer som exempelvis årstid, plats, mängd och typ av olja.

5.4.4. D10 Marint avfall*5.4.4.1. Påverkade ekosystem*

Marint avfall påverkar ekosystemet på två sätt: dels genom effekten på de estetiska värdena och dels genom negativa effekter på ekosystemens funktion, i synnerhet när avfallet innehåller miljögifter. Den fysiska effekten påverkar i första hand kulturella tjänster som *C1 Rekreation*, och *C6 Naturarv*. En negativ effekt kan också kopplas till *P6 Energi* samt *P7 Utrymme och vattenvägar* då avfall kan orsaka problem i våg- och tidvattenkraftverk samt ha en blockerande inverkan i trånga passager. Effekten på ekosystemens funktion innebär en potentiell negativ inverkan på många, eller t.o.m. alla andra, ekosystemtjänster.

*5.4.4.2. Vad vet vi om kostnaden för en fortsatt miljöförstöring**Effekter från marint avfall på de producerande tjänsterna*

Informationen om eventuella kemiska effekter från marint avfall är bristfällig. Man kan emellertid misstänka en generell påverkan på ekosystemet som helhet, inte minst med avseende på tjänsten *P1 Livsmedel*. Även om inga studier finns tillgängliga i nuläget kan man anta att även *P2 Råvaror* och *P4 Kemikalier* påverkas negativt. När det gäller den rent fysiska påverkan, *P6 Energi* samt *P7 Utrymme och vattenvägar*, har inga studier påträffats som beskriver potentiella kostnader. När det gäller *P1 Livsmedel* finns en risk för att marint avfall kan orsaka skador på utrustning och leda till minskade fångster inom det kommersiella fisket. Den sammanlagda kostnaden för skadade propellar, blockerade kylvattenintag på fiskefartyg, skadade nät och förstörd

fångst har skattats till 1 miljon euro per år längs den svenska västkusten (Hall 2000).

Effekter från marint avfall på de kulturella tjänsterna

Det marina avfallet påverkan på de kulturella tjänsterna är mest påtaglig inom *C2 Estetiska värden*. Problemet bedöms potentiellt ha betydelse för alla tjänster men berör sannolikt främst *C1 Rekreation* och *C6 Naturarv*. Det finns i nuläget inte mycket information om kostnader för skadorna men de studier som finns indikerar att allmänheten fäster stor vikt vid att problemet minskar. Det är också tydligt från studierna att städning av stränder utgör en ansevärd kostnad. Skattningar av strandstädningkostnader presenteras bl.a. i Hall (2000) och Franzén et al. (2006).

Det ekonomiska värdet av de hänsynsområden som inrättats på den svenska ost- och västkusten har skattats av Östberg et al. (2011). Hänsynsområden omgärdas av rekommendationer främst med avseende på marint avfall och buller. Det ungefärliga ekonomiska värdet för östkusten skattades till 500 SEK per hushåll och år. För västkusten var beloppet 900 SEK. En okänd andel av beloppen kan knytas till minskad mängd marint avfall. Denna andel skulle därmed kunna betraktas som kostnaden för fortsatt miljöförstöring om det marina avfallet inte skulle kunna undvikas.

Från litteraturgenomgången av värderingsstudier, rapport B, framgår att endast ett fåtal studier behandlar frågan om marint avfall specifikt. Endast en av studierna, Östberg et al. (2011), erbjuder en koppling till GES genom deskriptorn D10 Marint avfall.

5.4.5. Effekter från landbaserad påverkan

I kapitel 5.2.2. görs en bedömning av den framtida belastningens utveckling med avseende på näringsämnen och farliga ämnen. bedömningen baseras på vattenmyndigheternas åtgärdsprogram, Havet 2011 och den fördjupade utvärderingen av miljömålen. Bedömningen kan sammanfattas till att belastningen förblir oförändrad eller svagt avtagande till 2020. För 2050 finns inget underlag för en bedömning utöver vad som kan sägas generellt om en fortsatt tillväxt inom industrin och en fortsatt befolkningsutveckling. När det gäller tillförseln av förenande ämnen från landbaserade källor görs bedömningen att tillförseln kommer att öka.

Sammantaget bedöms de konsekvenser för påverkan på ekosystem och ekosystemtjänster som beskrivs i kapitel 5.4.1.- 5.4.4. inte förändras på ett betydande sätt på grund av den belastning som förutses från landbaserade aktiviteter.

5.4.6. Potentiella framtida behov av styrmedel för att nå GES

Givet bedömningen av effektiviteten hos vissa styrmedel när det gäller att komma tillrätta med en del av belastningarna (se - i tabell 5.3), samt de

förutsedda belastningsökningarna (tabell 5.4 och 5.5), kan man dra slutsatsen att det finns utrymme för förbättringar inom de befintliga styrmedlen. Behovet av både förbättrade och nya styrmedel understryks också av de potentiella välfärdsförluster som förutses under referensscenariorna för 2020 och 2050 (se avsnitt 5.4.1-5.4.4).

Syftet med detta stycke är att belysa potentiella framtida behov av styrmedel genom att lyfta fram de belastningar som kan behöva granskas särskilt vid utformningen av styrmedel. Framtida styrmedel kommer att utvecklas i takt med att kunskapsläget förbättras angående hot och belastningar. Från sammanställningen nedan kan man dra slutsatsen att mer innovativa och effektiva styrmedel är möjliga, kanske t.o.m. nödvändiga, om GES ska kunna uppnås.

Baserat på befintliga styrmedel i tabell 5.1 och 5.2 har följande styrmedelsförbättringar identifierats som potentiellt nödvändiga för att GES ska kunna uppnås. Fokus ligger primärt på existerande styrmedel vars effektivitet bedömts vara låg (- i tabell 5.3).

- **Styrmedel mot oljeutsläpp.** Utvecklingen av styrmedel mot oljespill förväntas gå mot att bli mer och mer bindande som svar på drivkrafter i termer av ökad globalisering och snabb ekonomisk tillväxt i transportsektorn. Framtida styrmedelsutveckling bör fokusera på tankfartyg och hamnaktiviteter som kan medföra betydande miljöpåverkan. Ett exempel på nya styrmedel är ökade krav på kompensatoriska åtgärder, t.ex. återställning av livsmiljöer, efter ett oljeutsläpp eller på grund av andra skador. Även om en del landbaserade anläggningar idag är ålagda att följa de strikta kraven på kompensatoriska åtgärder som gäller till följd av EU:s miljöansvarsdirektiv (ELD) så berörs inte aktiviteter som omfattas av annan internationell lagstiftning, exempelvis tankfartyg. Kraven på kompensatoriska åtgärder som återfinns i internationell lagstiftning är betydligt mindre ambitiösa jämfört med de som ställs inom ELD eller amerikansk lagstiftning. Ett motiv till att skärpa kraven på kompensatoriska åtgärder för verksamheter i Östersjön och Nordsjön är att det skulle kunna skapa ytterligare incitament för farliga verksamheter när det gäller att vidta förbyggande åtgärder mot oljespill. Detta genom att uppmuntra dem till att internalisera återställningskostnader (Carson et al. 2003, Fejes et al. 2011).
- **Utsläpp av farliga/giftiga ämnen.** Det kan finnas ett ytterligare behov av styrmedel för att komma tillrätta med utsläpp av farliga eller giftiga ämnen både med avseende på aktiviteter i Stockholms, Göteborgs och nordvästra Skånes hamnar, och med avseende på kollisionsrisken för icke-oljebärande fartygstrafik. Som nämns under avsnittet om oljespill ovan kan skärpta krav på kompensatoriska åtgärder vara en sådan möjlighet. Det är viktigt att påpeka att framtida styrmedel riktade mot den maritima transportsektorn (dvs. oljespill eller utsläpp av farliga ämnen) måste ske genom internationella överenskommelser eftersom nationella sektorsspecifika styrmedel inte är tillräckligt effektiva. Nationell lagstiftning omfattar inte heller fartyg vid kaj, varför incitamentsbaserade frivilliga system istället är aktuella.

- **Avlopp.** Styrmedel riktade mot avlopp är relevanta för samtliga drivkrafter som ingår i analysen. Med tanke på det stora antal aktiviteter som tillsammans bidrar till problemet med avlopp finns det sannolikt ett behov av ytterligare styrmedel i framtiden för att GES ska kunna uppnås. Dessa styrmedel bör riktas mot de aktiviteter som bidrar mest till övergödningen. I Sverige har Transportstyrelsen nyligen tagit ett initiativ till ny lagstiftning mot utsläpp av avlopp från fritidsbåtar. Regeln kan bli verklighet 2014.
- **Marint avfall.** Trots en stor mängd bestämmelser riktade mot de tre aktiviteterna med störst bidrag till det marina avfallet (sjöfart, fiske och rekreation) har effektiviteten hos styrmedlen varit begränsad. En undersökning som genomfördes nyligen bland berörda aktörer visade att endast ett fåtal kände till vilka regler som gäller. Resultatet visar att informationsarbetet runt gällande bestämmelser måste förbättras men också att det i framtiden kan komma att krävas strängare regler för vilka överträdelser som är straffbara. Undersökningen ovan visade också att det finns ett brett stöd för skärpning av reglerna mot nedskräpning. Förslag på förbättringar är ökat antal avfallsstationer på stränderna, bättre information, effektivare tillsyn och ökad tydlighet vad gäller gällande bestämmelser.
- **Vattenbruk.** För närvarande finns inga styrmedel riktade mot belastningen från vattenbruket, delvis beroende på att verksamheten är relativt begränsad. Beroende på tillväxten inom denna sektor kan emellertid behovet av styrmedel komma att öka. Om antagandet om en relativt snabb tillväxt för denna verksamhet slår in kan ett flertal indikatorer påverkas negativt. Utvecklingen av vattenbruket bör därför följas noga under de kommande åren.
- **Fisketryck.** På grund av bristande effektivitet hos de befintliga styrmedlen inom fisket kan förbättringar vara nödvändiga i framtiden. Det är emellertid mycket svårt att uppskatta det framtida behovet av ytterligare styrmedel på grund av stora årliga variationer i fiskbestånden och varierande ambition i tillsynen av som idag uppvisas mellan olika länder.

Slutligen ska det påpekas att ett flertal drivkrafter med stor betydelse för belastningen på miljön inte omfattas av denna analys. För dessa kan det krävas ytterligare och/eller andra styrmedelförbättringar för att GES ska kunna uppnås. Av betydelse är exempelvis att de åtgärdsprogram som utarbetats inom vattenförvaltningen anpassas till att även beakta utsläpps- och läckageminskningar m.m. från landbaserade källor som bedöms nödvändiga för att uppnå förbättringar i den marina miljön.

5.5. Slutsatser

En viktig begränsning för analysen i kapitel 5 är att den tar sin utgångspunkt endast i aktiviteter kopplade till den maritima sektorn. De drivkrafter som i vissa fall medför den mest betydande påverkan på den marina miljön blir därmed utelämnade. Exempelvis är det välkänt att påverkan från jordbruket och den landbaserade industrin har en avgörande betydelse för övergödningssproblematiken och förekomsten av farliga ämnen i den marina miljön. Den

grova bedömning som gjorts över den förväntade utvecklingen för belastning från landbaserade källor (kapitel 5.2.2) visar att en oförändrad sammantagen belastning av näringsämnen fram till 2020 är ett rimligt antagande. För perioden fram till 2050 saknas underlag för en bedömning. När det gäller tillförseln av farliga ämnen förväntas en ökning till 2020 och även för perioden till 2050. De slutsatser som dras angående påverkan på indikatorer, deskriptorer och ekosystemtjänster från maritima verksamheter och aktiviteter bedöms inte påverkas på något betydande sätt av förutsägelsena om den framtida landbaserade belastningen.

Den ekosystemtjänstanalys som gjorts i denna rapport följer stegen som presenteras i Ecosystem Service Review (ESR) som de beskrivs av WRI (2008). En av de viktigaste egenskaperna hos ekosystemtjänstanalysen är att den möjliggör en koppling mellan förändringar i miljötilståndet och mänskligt välbefinnande. Förändringar i mänskligt välbefinnande kan i sin tur utvärderas med hjälp av metoder som mäter ”Total Economic Value” (TEV) (eller genom icke-ekonomiska metoder). En avgörande fördel med ESR är att den betonar både beroendet av och påverkan på ekosystemtjänsterna från mänskliga aktiviteter. Metoden bygger också på att snabbt sortera ut de ekosystemtjänster som bedöms ha störst betydelse med avseende på beroende och påverkan. Det senare är viktigt för att analysen inte ska bli för komplicerad med följd att ”man inte ser skogen för alla träd”. Denna typ av utsortering har tillämpats även när det gäller urvalet av GES deskriptorer och indikatorer för att beskriva ekosystemtjänsterna i den inledande bedömningen.

En av nackdelarna med metoden är emellertid att de avgränsningar som görs också medför risk för att man förbiser viktiga samband och påverkansfaktorer. Exempelvis kan vissa faktorer som sorteras bort i olika stadier av analysen tillsammans ha betydande synergieffekter som i slutänden inte beaktas. Utöver detta finns det ett grundläggande behov av förbättrad information för att beskriva ekosystemtjänsternas, deskriptorernas och indikatorernas tillstånd. Ofta baseras skattningar på observationer av enskilda arter eller ämnen eller i vissa fall på observationer av vissa enskilda kustområden då mer heltäckande studier saknas. På grund av detta bygger analysen på kvalitativa beskrivningar och konservativa skattningar. Analysens resultat blir på så sätt mer robust samtidigt som en grundläggande osäkerhet kvarstår på grund av brist på data och underlag.

Till att börja med kan själva användandet av begreppet ekosystemtjänster anses utgöra en osäkerhetsfaktor. På senare år har förståelsen för begreppet ekosystemtjänster förbättrats avsevärt genom studier som MA (2005) och TEEB (2010). Sambandet mellan förändringar av miljötilståndet och hur dessa påverkar det mänskliga välbefinnandet och tillgången till ekosystemtjänsterna är emellertid inte lika väl kartlagt. Av Naeem (2011) förklaras detta av att traditionell forskning inom ekologi ofta har andra syften. I rapport C betonas vikten av att finna så kallade ”ecological endpoints”, dvs. biofysiska mått som kan användas för att skatta förändringar i tillgången till ekosystemtjänster. Att sådana ”ecological endpoints” utvecklas är mycket

viktigt då de skulle kunna användas som bra utgångspunkter för dialogen mellan ekonomer och ekologer, se också SAB (2009). Allt detta förklarar varför en analys som denna tenderar att bli kvalitativ och till stor del baseras på expertutlåtanden. Det finns alltså ett stort behov av studier som möjliggör en mer kvantitativ analys vilket i sin tur sannolikt också skulle kräva mer precisa definitioner av ekosystemtjänsterna. Detta skulle i sin tur underlätta den ekonomiska och sociala konsekvensanalysen av de kommande åtgärdsprogramen inom implementeringen av havsmiljödirektivet.

6. Social analys

Enligt Havsmiljöförordningen ska en social analys göras men det finns inte specificerat vad en sådan kan innehålla. Vissa frågor täcks in av den socio-ekonomiska analysen. Nyckeln är att för ett åtgärdsprogram behöver socio-ekonomiska data kompletteras med en social analys. Den sociala analysen ska inkludera välfärdspåverkan men i andra perspektiv än enbart de ekonomiska.

Huvudsyftet med en social analys är att samla information relevant för havsmiljöförvaltning och intressenter som kan komma att påverkas i regionen. Syftet med den sociala analysen i den inledande bedömningen är därför att beskriva utgångsläget i samhället avseende olika gruppers behov och nyttjande av de marina resurserna, hur grupper påverkas av miljöproblem i havet och åtgärdandet av dessa, samt allmänhetens attityder till havets resurser och miljö tillstånd.

Attityder kan betraktas som en drivkraft för samhällets interaktion med havet. De utgör därmed även en förutsättning för beslut om åtgärder för individer eller myndigheter. Genom att inkludera attityder till havets resurser och miljö tillstånd ges ett mer fullständigt underlag för utformningen av åtgärdsprogram samt formulering av mål för denna förvaltningscykel och senare förvaltningscykler.

Det är inte möjligt att fullständigt analysera alla aspekter. Fallstudierna har valts utifrån tre miljöproblem som uppfattas som mycket allvarliga och där krav på åtgärder är mycket sannolika.

6.1. Havets ekonomi i relation till övriga näringslivet

Havets roll i den svenska ekonomin utvecklas i kapitel fyra, framför allt 4.2 Den maritima sektorn. Den maritima sektorn, innefattande de branscher som direkt är beroende av havet i sin produktion av varor eller tjänster, motsvarar två procent av det totala näringslivet. Om även de branscher och företag som är indirekt beroende av havet inkluderas blir andelen större.

Tabell 6.1. Omsättningen inom den maritima sektorn jämfört med det totala näringslivet. Uppgifterna är baserade på 2009 års statistik (SCB, 2012a) kompletterat med statistik från 2010 (Resurs AB, 2011) för vissa sektorer. Se även tabell [kap 4.2]

Sektor	Anställda (antal)	Netto-omsättning (Mkr)	Förädlingsvärde (Mkr)
Den maritima sektorn	33 689	125 076	22 125
Totala näringslivet	2 441 926	6 223 625	1 760 159
Andel Maritima branscher (%)	1,38	2,01	1,26

Den maritima sektorn står för knappt 1,5 procent av den totala sysselsättningen. Då är anställda inom sektorn Marin turism och rekreation inte medräknade liksom inte heller näringar med indirekt koppling till havet, exempelvis fiskberedningsindustrin. För fördelningen av antalet anställda mellan sektorerna se figur 4.3, Antalet anställda inom maritima sektorn 2009.

All statistik, med undantag för den om Marin turism och rekreation, gäller nationell nivå. Det har alltså inte varit möjligt att analysera lokaliseringen av den maritima sektorn enligt Riksområden (NUTS 2) eller Län (NUTS 3)¹². Därmed har det heller inte varit möjligt att till fullo analysera statistiken på förvaltningsområdesnivå (Nordsjön och Östersjön). Den maritima sektorn finns lokaliserad både i tätortsområden och i glesbygdsområden. Det finns hamnar längs med hela den svenska kusten, från Västkusten upp till Luleå hamn i Bottenviken. Huvuddelen av fiskerinäringen och vattenbruksnäringen, liksom Marin turism och rekreation, är lokaliserad utanför storstadsområdena och kan lokalt ha stor betydelse för försörjning och arbetstillfällen.

6.2. Fördjupad social analys

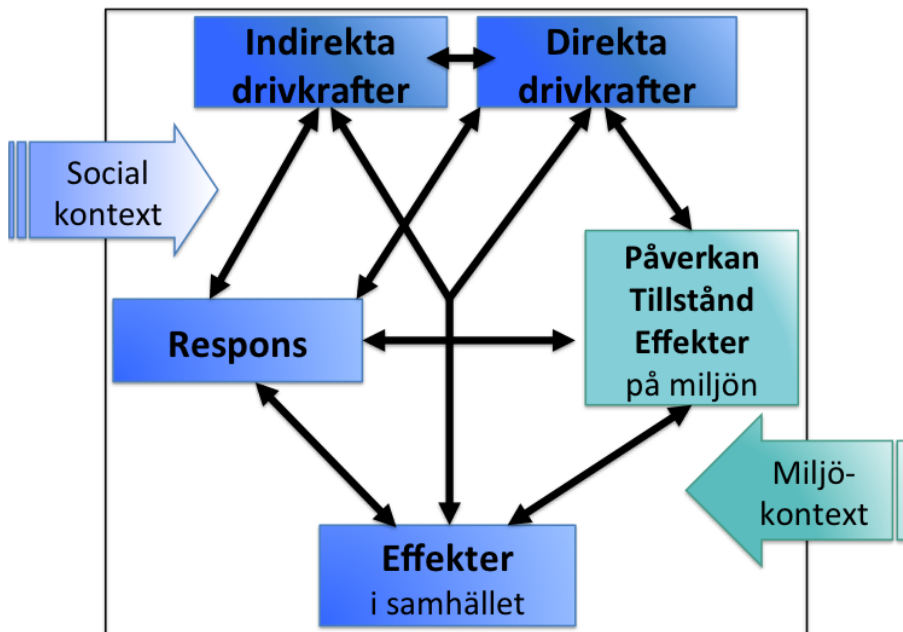
Den sociala analysen är baserad på den underlagsrapport om social analys som tagits fram av Havsmiljöinstitutet för den inledande bedömningen i havsmiljöförordningen (Havsmiljöinstitutet, 2012).

6.2.1. Social analys enligt DSPIR-modellen

Sverige har valt att bygga den inledande bedömningen i havsmiljöförordningen på den s.k. DPSIR-modellen med ekosystemansatsen som grund.¹³ DPSIR är en förkortning som står för Driving forces, Pressure, States, Impacts och Responses. På svenska används här uttrycken: Drivkrafter, Påverkan, Tillstånd, Effekter och Respons.

¹² NUTS är EU:s regionala indelning, som vanligen finns insamlad ned till nivå NUTS2, med en del till NUTS3.

¹³ EEA-European Environment Agency



Figur 6.1. Modell för social analys (anpassad DPSIR-modell)

I den sociala analysen läggs fokus på det som händer i samhället. I den sociala analysen används därför en anpassad DPSIR-modell som återfinns i figur. 6.1. Modellen har en bred definition av drivkrafter i samhället som inkluderar såväl aktiviteter, aktörerna som bedriver aktiviteter samt orsaken till varför de bedriver aktiviteten. Den sociala analysen tydliggör att det finns både direkta och indirekta drivkrafter. Med direkta drivkrafter avses aktörer och aktiviteter som direkt orsakar påverkan. Med indirekta drivkrafter avses de bakomliggande motiv och strukturer som styr aktiviteter och aktörer. Indirekta aktörer kan ha stor betydelse för en social analys och finns därför med som en egen komponent i vår modell.

Modellen i figur 6.1 används i den sociala analysen för att analysera aktörer och relationer dem emellan. Det betyder att de aktörer och roller undersöks som finns inom de samhällsrelaterade komponenterna i modellen, markerade som blå. För vissa frågeställningar är det värdefullt att diskutera relationen mellan komponenterna (i figur 6.1 markerade som pilar) och styrkan i sambandet.

6.2.2. Attityder till miljöproblem i havet

Människor kan vara mer eller mindre benägna att agera på miljöproblem. I arbetet med att hantera havsmiljöproblemen kan attityder betraktas som en faktor som styr människors eget agerande och som påverkar möjligheterna att åtgärda havsmiljöproblem. Attityder kan därför betraktas som en drivkraft för samhällets interaktion med havet. De utgör därmed en förutsättning för beslut

om åtgärder för individer eller myndigheter (SOM enkäten, Havsmiljöinstitutet 2008, 2009, 2010)

6.2.2.1. Hur mår havet?

Svenskar har en nära relation till havet. Nästan alla svenskar har varit vid havet för rekreation, och knappt 10 procent har eller har haft ett yrke som relaterar till havet. Detta tyder på att det finns ett intresse för havet och dess tillstånd bland Sveriges befolkning.

Svenskar uppfattar miljötillståndet i den svenska delen av Östersjön som varken bra eller dåligt, se tabell 6.2. För tillståndet i hela Östersjön har svenskar en något mer negativ bedömning. Man håller dock i hög grad med om ett uttalande att man är orolig för miljön i Östersjön. Ett sådant uttalande kan spegla tillståndet idag men också avse den förväntade utvecklingen i framtiden.

Tabell 6.2. Svenskars bedömning av tillståndet samt graden av egen oro för Östersjön (procent).

	Mycket dåligt	Ganska dåligt	Varken bra eller dåligt	Ganska bra	Mycket bra
Tillståndet i svenska delen av Östersjön	2	20	45	29	4
Tillståndet i Östersjön generellt	6	29	45	17	1
	Håller ej med alls	Håller ej med	Varken eller	Håller med	Håller med fullständigt
Är själv orolig för miljön i Östersjön	9	9	20	29	36

Attityder som relaterar specifikt till fallstudierna finns också kartlagda. Fosforrelaterade fenomen som algblooming anser många vara ett stort problem. Andra fenomen som kan kopplas till näringsöverskott av fosfor, såsom syrebrist på bottenarna, anses också vara ett stort problem, medan dåligt siktdjup bedöms som något mindre allvarligt (se tabell 6.3). Attityder till selektivt överfiske på torsk finns inte analyserat men överfiske generellt uppfattas som ett stort problem. Människors attityder specifikt gentemot kvicksilver och kvicksilver i fisk är inte analyserade men metaller och farliga substanser betraktas som ett mycket stort problem.

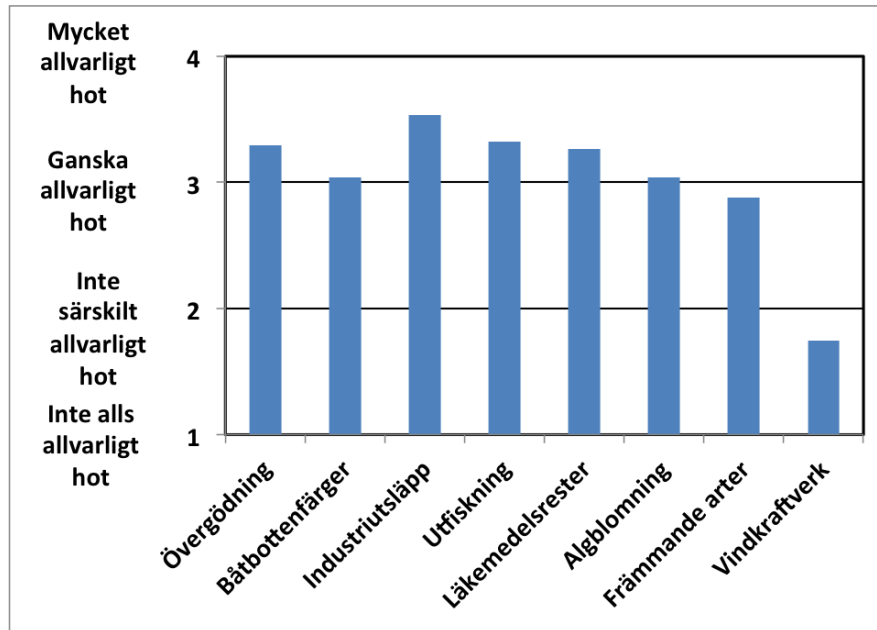
Tabell 6.3. Bedömning av grad av allvar för olika miljöproblem (procent).

	Inget problem	Ganska litet problem	Varken litet eller stort problem	Ganska stort problem	Mycket stort problem
Metaller och farliga substanser	1	5	15	36	43
Överfiske	3	8	17	40	33
Algblomning	2	6	20	41	32
Syrebrist på bottnarna	2	6	19	36	38
Dåligt siktdjup	7	19	37	27	11

6.2.2.2. Vad påverkar havets miljö?

När svenskar får gradera ett antal miljöproblem anses flera av dem vara ganska eller mycket allvarliga. Allra mest allvarligt bedöms giftutsläpp från industrin vara, vilket framgår av figur 6.2. Nära inpå kommer övergödning, överfiske samt läkemedelsrester i havsvattnet.

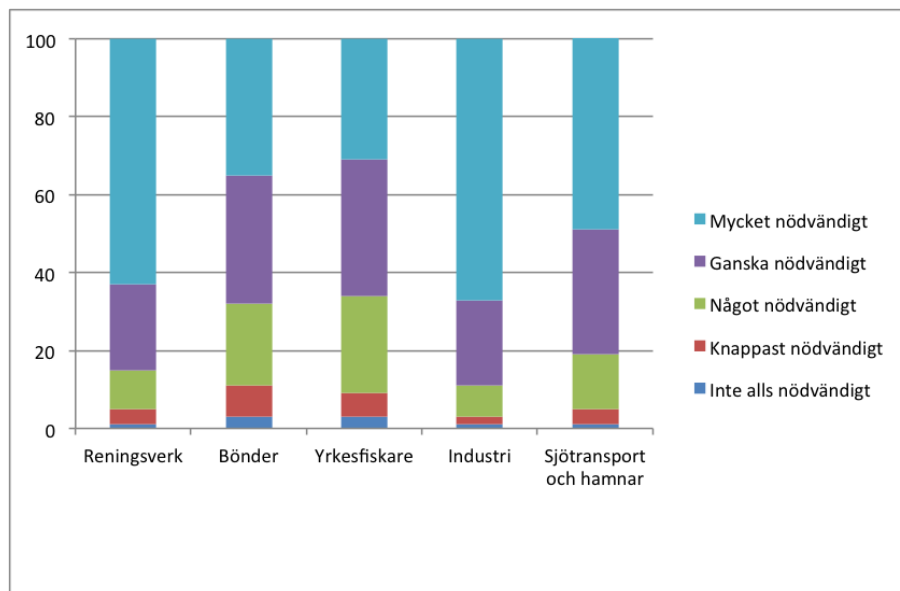
Anmärkningsvärt är att olika demografiska grupper tycker så lika. Det finns inga nämnvärda skillnader mellan kvinnor och män eller mellan olika åldersgrupper om vilka miljöproblem som är de allvarligaste. Även när man jämför personer som bor i inlandet med befolkningen i olika kustnära områden, så gör de nästan identiska bedömningar av hur allvarliga hoten mot havsmiljön är (SOM enkäten, Havsmiljöinstitutet, 2008, 2009, 2010). Skillnader i upplevelsorna av havet och kunskap om sin egen region verkar inte vara avgörande för hur hoten värderas. Tvärtom tycks bedömningarna grunda sig på gemensamma, mera enhetliga källor eller processer. En möjlighet är att debatterna om havsmiljön i media påverkar hur allvarligt ett miljöproblem uppfattas.



Figur 6.2. Människors bedömning av hur allvarliga hoten mot havet är.

6.2.2.3. Vem ska agera?

Industri och reningsverk förväntas av den svenska allmänheten ha en stor roll för att agera mot dålig miljö i Östersjön. Men det anses även nödvändigt att sjötransport och hamnar, bönder och yrkesfiskare vidtar åtgärder (figur 6.3).



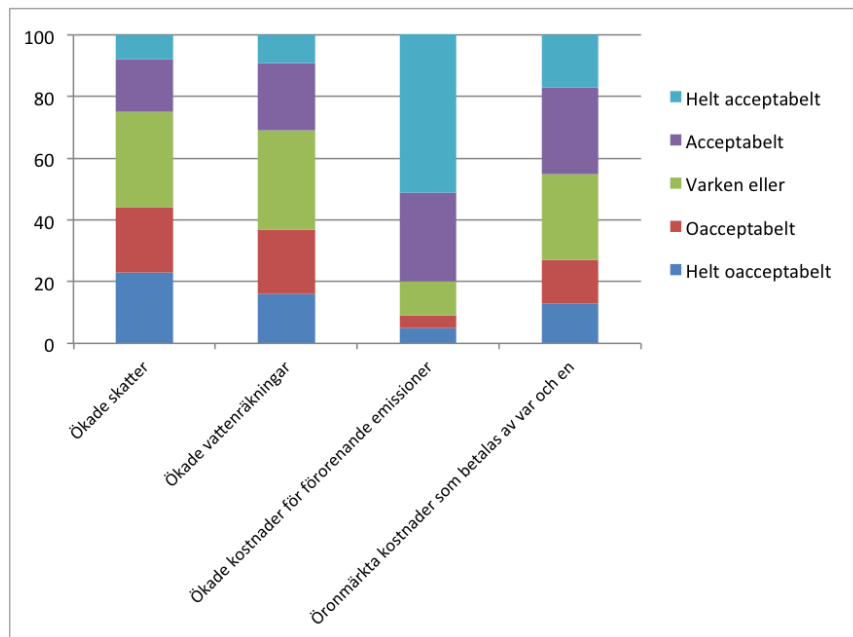
Figur 6.3. Svenskars uppfattning om nödvändigheten för olika grupper att agera.

Nästan hälften av svenskarna, 44 procent, anser att de själva påverkar miljön i Östersjön - resten håller inte med. Mer än hälften uppfattar även att de själva kan agera för att förbättra miljön i Östersjön. Det är en vanlig uppfattning att

man idag själv bidrar ekonomiskt för att finansiera åtgärder genom skatt eller annan betalning. En majoritet är inte beredd att bidra ännu mera ekonomiskt för att finansiera åtgärder (se tabell 6.4). Däremot finns en hög acceptans för att det används styrmedel som ger ökade kostnader för dem som orsakar utsläpp, se figur 6.4.

Tabell 6.4. Svenskars bedömning om vem som ska agera (procent)

	Håller ej med alls	Håller ej med	Varken eller	Håller med	Håller med fullständigt
Påverkar själv miljön i Östersjön	23	11	22	22	22
Kan själv agera för att förbättra miljön i Östersjön	13	10	23	27	28
Bidrar själv ekonomiskt för att finansiera åtgärder genom skatt eller annan betalning	11	5	17	21	47
Är beredd att bidra mer ekonomiskt för att finansiera åtgärder	34	16	22	18	11



Figur 6.4. Svenskars acceptans av olika metoder att förbättra miljön i Östersjön

6.2.2.4. Attityder och havsmiljöförvaltning

Det förefaller finnas ett gap mellan den generella bild som allmänheten har om miljötillståndet i Östersjön och den mer negativa bild som naturvetenskapliga experter lägger fram t.ex. i HELCOM-samarbetet. Däremot verkar det vara större överensstämmelse mellan grupperna för de specifika miljöhot som vi tar upp i fallstudierna. Miljöhoten är valda för att de utgör stor miljöpåverkan enligt experter och de bedöms även av svenskar i allmänhet som allvarliga. En orsak till att grupperna är överens kan vara att dessa problem har varit kända och diskuterade i det offentliga samtalet i flera decennier.

Det finns en acceptans för att det vidtas åtgärder till gagn för miljön. Ansvaret för att agera förefaller läggas på den direkta aktören, t.ex. industri, sjötransport och hamnar etc. Myndigheter förväntas också ta ansvar för att lösa problemet. Att man lägger ansvaret på dessa kan bero på att de indirekta aktörerna inte lyfts fram i attitydundersökningar. Ett annat skäl kan vara att det är svårt att bilda sig en uppfattning om orsaker och effekter i flera led. Ytterligare ett skäl kan vara att havsmiljöproblem inte har kommunicerats för att visa på bakomliggande orsaker till de effekter som sker i miljön.

Många anser att de själva påverkar miljön och att de bidrar ekonomiskt till arbetet för havsmiljön, men man vill inte göra mer. Samtidigt finns ändå en viss oro för Östersjöns tillstånd i sin helhet vilket indikerar att det kan finnas en viss beredskap för framtiden.

Attityderna ovan är sammanställda för att spegla allmänhetens inställning till frågor som är relevanta för förvaltning av havsmiljön. Frågorna som ställts har i regel varit tämligen generella, men generella attitydfrågor är av lågt värde för att förutsäga människors specifika beteende och agerande. Allmänheten kan huvudsakligen ha två roller för att förbättra havsmiljön: att agera själv på olika sätt eller att stödja myndigheter i åtgärder. Det egna agerandet har historiskt sett inte varit speciellt kraftfullt och det saknas i många fall kunskap om hur betydande det varit. Om man vill göra en djupare analys, så underlättar det om det finns starka specifika attityder för det egna agerandet, t.ex. att själv inte äta rödlistad fisk. På motsvarande sätt kan attityder till politiska beslut analyseras t.ex. genom viljan att stödja EU-beslut som reglerar fisket. Styrkan i sambandet mellan attityd och beteende varierar kraftigt för olika miljöområden (Eagly and Chaiken, 1993).

6.2.3. Fallstudier för en social analys

Fallstudierna beskrivs utifrån den modifierade DPSIR-modellen i figur 6.1. Fallstudierna visar att samhällets påverkan på havsmiljön hänger ihop med många faktorer. För varje fallstudie är det specifika aktörer och faktorer som är inblandade. Både direkta och indirekta drivkrafter bidrar till problemen.

6.2.3.1. Fosfor

Fosfor är ett ämne som är livsnödvändigt för alla levande organismer i havet men också för människor. Det är en ändlig resurs som främst bryts för att

användas i konstgödsel. Fosfor når havet genom läckage från jordbruksmark och utsläpp av avloppsvatten och kan då bidra till övergödning. I Östersjön medverkar den stora tillgången på fosfor till övergödning medan det i Nordsjön i första hand är tillgången på kväve som begränsar tillväxten och därigenom är den viktigaste faktorn för övergödning.

Övergödningen ger en lång rad effekter i samhället, varav en del är direkt synliga och andra är osynliga eller indirekta. Synliga och direkta effekter av övergödning är ökad alg tillväxt och algbloomingar, vilka kan ge dålig lukt, förändra landskapsbilden samt förändra ekosystem. Detta påverkar de grupper som nyttjar havet och kustzonen för rekreation (småbåtsägare, badande, fritidsfiskare, fågelskådare etc.) samt grupper av näringsidkare inom besöksnäringen samt boende. Vid algblooming kan människor och djur som kommer i kontakt med vattnet få olika besvär (klåda, utslag, ögonbesvär, illamående, kräkningar och diarréer). Övergödning kan också leda till minskad tillgång på fisk, vilket drabbar en rad aktörer; förutom fiskare även beredningsindustri, boende, konsumenter m.fl., se vidare stycket om selektivt överuttag av torsk.

6.2.3.2. Torsk

Torskfiske är en ekonomiskt viktig gren inom yrkesfisket. Den har också värde för fritidsfisket och som livsmedel. Selektivt fiske ger upphov till önskad storleks- och åldersfördelning hos torsken genom att stor, gammal torsk fiskas bort. Torsken spelar en viktig roll i havsekosystemet och dess reducering bidrar till andra havsmiljöproblem (t.ex. övergödning). Flera svenska torskbestånd både i Nordsjön och i Östersjön är hotade.

Flera sorters ekosystemtjänster påverkas av selektivt överuttag av torsk. Det förefaller finnas en koppling mellan överfiske på stor rovfisk som torsk och svårigheten att åtgärda övergödningens problematiken i Östersjön (Casini et al 2008), se vidare stycket om fosfor.

Selektivt överuttag av torsk leder till att betydelsen av torsk som mat- och rekreationsfisk minskar eller försvinner. Detta påverkar både produktions- och restaurangbranschen, men även enskilda hushåll. Yrkesfisket som näring har drabbats och yrkesfiskarna har varit tvungna att ändra sina fiskemetoder och fångstplatser och även sälja sina båtar och sluta fiska. Fiskeverksamhet som del i det marina kulturarvet i kustsamhällen förändras. Fritidsupplevelsen att åka ut och ta upp stor torsk vid havet finns inte i samma utsträckning som tidigare.

6.2.3.3. Kvicksilver

Kvicksilver är kraftigt toxiskt och kan ge allvarliga effekter på människan och miljön. En giftfri miljö är ett av Sveriges miljömål och det krävs åtgärder för att komma dit. Sverige har nationell lagstiftning som är mer restriktiv än Europa i övrigt. Sverige är drivande internationellt för att nå gemensamma aktiviteter inom EU och globalt. Det gör att en belysning av den svenska situationen i samhället är värdefull för gränsöverskridande dialoger.

Det finns en risk för kvicksilverskador baserat på intaget av fisk. Hälsoriskerna finns genom påverkan på olika organ och nerver. Idag kan man inte påvisa tydliga effekter som kan relateras till kvicksilver då människor samtidigt utsätts för effekter från andra faktorer men det finns kostråd som framför allt vänder sig till gravida och ammande. Om depositionen av kvicksilver fortsätter kommer alltmer kvicksilver att ackumuleras i samhället, vilket kan medföra större risker för framtida generationer.

6.2.4. Grupper som berörs av Havsmiljöförordningen

I de olika fallstudierna finns det aktörer på många nivåer i samhället alltifrån enskilda medborgare, hushåll, företag av olika storlekar och regionala myndigheter upp till internationella organisationer som FN. Här sammanställs aktörerna utifrån en geografisk och administrativ nivå för fallstudierna.

6.2.4.1. Grupper som berörs av effekter av miljöproblem

De grupper på lokal och regional nivå som är berörda av effekter orsakade av för hög tillförsel av fosfor och övergödning påverkas framför allt avseende rekreation och fiske. På nationell nivå rör problemet istället en problematisering av jordbruket, medan det på internationell nivå är en diskussion om regionalt ansvar och efterfrågan på och brytning av mera fosfor som är viktig.

För överfisket av torsk är det tillgången på torsk och lönsamheten i fiskerinäringen som är relevant på alla nivåer, dvs från lokalt till internationellt. Ytterligare teman tillkommer på olika nivåer: lokalt om kulturarv, regionalt om arbetstillfällen, nationellt om orsaken, samt nationellt och internationellt om konflikter mellan miljö- och ekonomisk politik.

Kvicksilverfallet berör hälsofrågor lokalt, medan det nationella temat är kostråd och risker för vissa grupper. Mellan olika länder är diskussionen inriktad på energiproduktion och tekniska frågor samt lagstiftning.

Sammanfattningsvis yttrar sig en miljöfrågas effekter i samhället på olika sätt på olika administrativa och geografiska nivåer. Det är därför också sannolikt att dialoger förs kring olika teman på de olika nivåerna. Skillnaderna mellan de olika nivåerna kan skapa svårigheter att få en överblick och därmed försvåra kommunikation och möjlighet att lösa problemen.

Tabell 6.5. Grupper som berörs av effekter av miljöproblem.

	FOSFOR	TORSK	KVICKSILVER
LOKALT	Kustbor och besökare som påverkas av rekreativsmöjligheter genom algbloomingar, grumlighet och igenväxning mm. Yrkesgrupper som arbetar inom besöksnäringen. Fritids- och yrkesfiskare som får sämre möjlighet att fiska.	Nuvarande och framtida yrkes- och fritidsfiskare som fångar mindre torsk. Boende och besökare som påverkas genom att fiske som kulturarv minskar och att övergödning blir mera svåråtgärdad.	Enskilda individer som kan drabbas av effekter som kan knytas till lokala eller gamla utsläpp.
REGIONALT	Boende och besökande vid Ostkusten samt vissa lokala platser längs Västkusten som påverkas av övergödningens miljöeffekter.	Beredningsindustrin på västkusten som förlorar en viktig art att bereda och eventuellt därmed även arbetstillfällen.	–
NATIONELLT	Konsumenter som får förändrad tillgång till vissa fiskarter. Jordbrukare som grupp skuldbeläggs. Allmänheten oroas. Framtida generationer som får tillgång till sämre fungerande ekosystemtjänster.	Konsumenterna som får mindre, dyrare eller ingen torsk. Yrkesfiskare som grupp skuldbeläggs.	Konsumenter som löper ökad risk vid frekvent konsumtion av viss fisk, särskilt kvinnor i barnafödande ålder och små barn. Industri skuldbeläggs.
INTER-NATIONELLT	Länder med fosfor att bryta får fortsatt efterfrågan då avrinningen leder till att fosfor försvinner ut till havs.	Sverige och fiskande grannländer i konflikt om torskens nyttjande eller bevarande (EU, Norge).	Länder och sektorer i möjlig konflikt (t.ex. om energibehov kontra miljökrav).

6.2.4.2. Grupper som berörs av respons på miljöproblem

I de tre fallstudierna genomförs åtgärder på flera organisatoriska nivåer. I samtliga fall har myndigheterna främst styrt sin respons mot de direkta drivkrafterna och inte så mycket mot indirekta drivkrafter.

Hanteringen av fosforproblemet har över åren utvecklats till en komplicerad väv av förvaltningsprocesser, regelverk, kontroller, information och rådgivning men även mera informella och tillfälliga samarbeten mellan aktörer på alla nivåer. Åtgärderna riktas mot primärkällor, exempelvis åtgärder inom jordbruket och insatser vid reningsverk.

Fallstudien för torsk visar att åtgärder sker på alla aktörsnivåer. Åtgärderna har under de senaste åren inte bara rört myndigheter utan även inneburit utveckling av andra sorters incitament som miljöpriser, miljömärkning och utvecklingsprojekt genom nya constellationer som näringsliv och NGO:s.

Åtgärdandet i kvicksilverfallet sker med expertstöd på nationell och EU/internationell nivå. De lokala åtgärderna är begränsade.

Tabell 6.6. Grupper som berörs av respons på miljöproblem.

	FOSFOR	TORSK	KVICKSILVER
LOKALT	Enskilda jordbrukare som anpassar förvaring och spridning av gödsel. Ägare av enskilda avlopp som gör åtgärder Myndigheter och jordbrukskonsulenter som ger råd.	Individer och NGO:s som lärmar om torskens försvinnande. Konsumenter som köper mindre torsk.	Individer i riskgrupper som äter mindre fisk av vissa arter.
REGIONAL T	Reningsverk som får snabbare mer omfattande krav på ytterligare fosforrening.	Småskaliga fiskare (inkl. sportfiske) som reagerar mot storskaligt fiske.	–
NATIONELL T	Beslutsfattare som ställer krav på förbud och försiktighetsmått. Myndigheter och organisationer som bedriver informationsinsatser (t.ex. Greppa Näringen). Miljöorganisationer (WWF, SNF och Greenpeace) som driver olika kampanjer.	Sverige inkluderar miljöperspektiv allt mer i sin fiskeripolitik och påverkar i EU. NGO:s som driver frågan (WWF m fl). Branschorganisationer som söker miljömärkning för vissa fiskbestånd. KRAV & MSC som miljömärker vissa torskprodukter. Näringsliv och myndigheter som skapar evenemang och priser	Myndigheter som verkar stödjande gentemot utsläpparna i form av dialog, samverkan, förbud och reglering. Myndigheter som utfärdar livsmedelsrekommendationer Företag som drivs till teknikutveckling genom förbud och utfasningsprojekt.
INTERNATIONELL T	Sverige driver frågorna internationellt t.ex. i HELCOM och i EU. HELCOM samordnar och driver på arbetet i Östersjön, inte minst genom BSAP. EU reglerar övergödning bl a genom Vattendirektivet och Havsmiljödirektivet.	EU agerar mot länders fiskeflottor och enstaka fiskare (genomförandet är hos länderna). Miljöorganisationer och livsmedelsbranschen som skapar miljömärkningar och valmöjlighet för konsumenterna.	Reglering förbereds såväl av EU som UNEP. EU reglerar import och export samt ställer krav på verksamheter.

6.2.4.3. Grupper som berörs genom de direkta drivkrafterna

År 2009 var den totala svenska tillförseln av fosfor till havet 3360 ton. Av dessa kan 1390 ton, 40 procent, hänföras till antropogena källor. Jordbruket står för 18 procent och punktkällor (industrier, kommunala reningsverk och enskilda avlopp) för 21 procent av den totala tillförseln. Fördelningen mellan olika källors bidrag skiljer sig i olika delar av landet liksom de drivkrafter som påverkar dessa verksamheter.

Torskfisket är ett av de mest inkomstbärande segmenten inom svenskt yrkesfiske, vilket betyder att sektorn är sårbar för en minskning av torskbeståndet. Yrkesfisket står för över 90 procent av uttaget av torsk. Fritidsfisket utgör 7 procent av det totala uttaget, men vid Skagerraks kust samt i Öresund är fritidsfisket efter torsk betydande och inkluderar delvis fiske efter lektorsk. Östersjöbestånden berörs däremot nästan enbart av yrkesfisket.

I Sverige finns inte starka drivkrafter för en storskalig användning av kvicksilver, och de indirekta drivkrafterna styr inte heller mot en användning. De aktiviteter och aktörer som orsakar nedfallet av kvicksilver idag bedöms till 15 procent komma från Sverige och till 85 procent från utländska källor. Nationell reglering styr mot en utfasning. Istället är det internationella drivkrafter, såväl indirekta som direkta, som utgör de viktiga faktorerna att komma åt. Det innebär att det är storskaliga lösningar som hanteras och dessa baseras på överenskommelser som ”förorenaren betalar”, ekosystemansats med mera.

Tabell 6.7. Grupper som berörs av direkta drivkrafter.

	FOSFOR	TORSK	KVICKSILVER
LOKALT	Jordbrukarna som sprider gödsel för att grödor ska växa och livsmedel m.m. produceras. Pappers- och massa-industri som släpper ut avlopp. Kommunala reningsverk som renar avloppsvatten Ägare till enskilda avlopp som inte uppfyller reningskraven.	Yrkes- och fritidsfiskare	Myndigheter och näringsliv som samverkar mot övergripande utfasning av kvicksilver.
REGIONALT	-	Yrkesfiskare som fiskar efter torsk	Samma som lokalt.
NATIONELLT	-	Samma som regionalt.	Samma som lokalt.
INTER-NATIONELLT	Andra länder påverkar Östersjön genom sina utsläpp.	Yrkesfiskare från andra länder som också fiskar på gemensamma bestånd	Sverige påverkas idag mest av andra länders utsläpp.

6.2.4.4. Grupper som berörs genom indirekta drivkrafter

I samtliga fallstudier har de indirekta drivkrafterna på nationell och internationell nivå haft stor påverkan på miljöproblemens uppkomst och utveckling.

För fosfor så har en ökad ekonomisk utveckling och handel drivit på rationaliseringen inom jordbruket vilket gjort att användningen av fosfor ökat fram till 70-talet för att sedan minska. Det svenska jordbruket har genomgått en omfattande rationalisering men också anpassning till olika typer av miljökrav. Vidare har också efterfrågan på livsmedel förändrats, bland annat importeras mer mat och vi äter mer kött än tidigare.

För fosfor spelar också urbaniseringen in. Fler enskilda avlopp når reningsverken vilket minskar belastningen. Möjligheten för kommunala reningsverk att ytterligare sänka utsläppen från sina avlopp är beroende av många indirekta faktorer, t.ex. kommunernas budget och långsiktiga planering och konsumenternas (kommuninvånarnas) incitament att betala för ytterligare rening.

I Östersjön påverkar flera länder fosforbelastningen till havet. Ekonomisk utveckling på internationell nivå påverkar fortsatt övergödningens problematik i Sverige. En indirekt men avgörande faktor är det historiska utsläppet av fosfor som idag är fastlagt i sediment och som bidrar till att gynna cyanobakteriernas kvävefixering och därigenom förvärra risken för syrefria botten och övergödning.

För torskfisket är det övervakning av internationell reglering som är avgörande. Den europeiska fiskeripolitiken har främjat en industrialisering och effektivisering av fisket. Näringen har varit starkt representerad i EU:s beslutsorgan och andra intressegrupper har haft svårt att påverka besluten. Politiska beslut om uttag har först på senare år börjat följa vetenskapliga råd om maximalt uttag.

För kvicksilver utgör de internationella drivkrafterna avgörande roll för Sveriges havsmiljö. Ekonomisk utveckling på internationell nivå är av betydelse för fortsatta kvicksilverproblem i Sverige. Det verkar finnas en viss okunskap om de mängder kvicksilver som faktiskt finns bundet i det svenska samhället genom varor. Dessa kan utgöra risker när de blir avfall.

Tabell 6.8. Grupper som berörs genom indirekta drivkrafter.

	FOSFOR	TORSK	KVICKSILVER
LOKALT	Konsumenter som efterfrågar och köper livs- & rengöringsmedel, pappersprodukter mm. Hushåll, företag och offentliga inrättningar som använder sina toaletter.	Familjer till fiskare samt anställda inom beredningsindustrin som vill behålla inkomst/arbete. En fullständig beredningskedja är avnämare på västkusten.	Bland allmänhet och företag i Sverige är drivkraften för att använda kvicksilver inte stark, snarare vill man fasa ut det.
REGIONALT	–	Samma som lokalt.	Samma som lokalt.
NATIONELLT	Konsumenter som efterfrågar och köper livs- & rengöringsmedel, pappersprodukter mm. Sveriges politiker som värnar produktion av livsmedel, papper och massa. Konsumenter som efterfrågar ekologiskt odlade livsmedel och väljer bort produkter som odlats på mark där avloppsslam spridits. Livsmedelskedjor och grossister som importerar livsmedel.	Förvaltningens inriktning att både skydda resursen och näringen har påverkat styrningen.	Samma som lokalt.
INTER-NATIONELLT	Östersjöländer som driver på utvecklingen av Östersjöregionen t.ex. genom Östersjöstrategin, vilket kan öka behovet av livsmedel etc.	Myndigheter som stödjer låga bränslekostnader och effektiviseringsstöd har gett effektiva men miljöbelastande redskap. Näringslivet som haft stora möjligheter att påverka beslut genom fiskeministrar. EU:s struktur- och stödåtgärder leder till koncentration. Länderna brister i kontroll och straff av överträdelser.	Befolkningsökning, ekonomisk utveckling och ökande energibehov i olika länder driver på, inte minst genom fortsatt användning av kol som energikälla och därmed fortsatta kvicksilverutsläpp till luften.

6.2.5. Slutsatser från den sociala analysen

Att identifiera de berörda grupperna blir viktigt i det framtida arbetet med att åtgärda marina miljöproblem. Det ger bl.a. underlag för att bestämma vilka som bör samrådas inför beslut om åtgärder. Även framtida generationer har identifierats som en grupp som påverkas av havets miljöpåverkan och åtgärder. Denna grupp är av naturliga skäl svår att samråda med. Gruppens intressen kan beaktas genom fokus på långsiktig hållbarhet i policy och regleringar.

Beskrivningarna av fallstudierna visar tydligt att det finns en komplex uppsättning av faktorer som tillsammans bidrar till havsmiljöproblemen. Genom preciserade beskrivningar blir sambanden mellan olika aktörer som påverkar och påverkas av problemen mer förståeliga. Fallstudierna visar att de olika miljöproblemen drivs av aktörer på såväl lokal, regional, nationell som internationell nivå. Det är vidare intressant att notera att de miljöproblem som behandlas i fallstudierna och fortfarande kräver åtgärder präglas av att de indirekta drivkrafterna spelar en avgörande roll.

Hittills har myndigheters respons framförallt riktats mot direkta aktörer. Många av dessa har under lång tid arbetat med att minska sin påverkan. Av arbetet med denna studie framgår det tydligt att det finns otillräckligt med information om indirekta drivkrafter och effekter i samhället (såsom konsumtionsmönster och attityder till åtgärder, effekter av tidigare reglering och åtgärder) eller kopplingar mellan dessa drivkrafter. Därför riskerar dessa att bli negligerade, vilket kan påverka åtgärdsarbetet.

Av analyserna i fallstudierna framgår att många indirekta aktörsgrupper är osynliga på så sätt att de inte omfattas av myndigheternas respons. De bidrar till problemen utan att de kan få en relevant feedback på sitt agerande. Det finns exempelvis inte några restriktioner för hur mycket fosfor ett hushåll får bidra med till reningsverket eller hur mycket livsmedel enskilda individer får konsumera. Det blir därigenom upp till enskilda individer eller kollektivet av konsumenter att välja om de ska ta ansvar för sin indirekta påverkan. Inte heller finns det mycket information om hur mycket ens eget agerande påverkar. Det kan därför bli svårt att göra effektiva val.

I flera av fallstudierna möter aktörer förutsättningar som inte stödjer att de agerar för havsmiljön. Detta kan ha både med regelverket och andra samhälleliga förutsättningar att göra, men beror på miljöproblemets karaktär. Exempelvis är en enskild fastighetsägare med enskilt avlopp ingen stor miljöbov. Som grupp har de däremot stor effekt. Ur individens perspektiv är det kostsamt att ordna avloppet och effekten är obetydlig om inte de flesta andra också åtgärdar sina utsläpp. Sådana här sociala dilemman kan påverkas genom att skapa fysiska, sociala och ekonomiska incitament som leder mot önskat mål. I samband med åtgärder kan det därför vara verkningsfullt att diskutera olika incitament och styrmedel som leder både direkta och indirekta aktörer mot det mål som är beslutat. En social analys som identifierar viktiga faktorer och hur de interagerar kan vara ett underlag för att skapa incitament.

7. Bristanalys

7.1. Kapitel 3

Figurerna 3.29-3.34 redovisar tillförseln av fosfor och kväve till Östersjön och Nordsjön för 2009 (SMED 2011). I figur 3.31 och 3.32 redovisas bidraget av kväve till Östersjön och Nordsjön från kustnära områden fördelat på olika källor. Underlaget för de sistnämnda figurerna är ännu inte kvalitetssäkrat av SMED och har heller inte tagits fram för redovisning på den aktuella skalan. Resultaten bör därför betraktas som en skattning. För fosfor har det inte varit möjligt att ta fram figurer för det kustnära bidraget.

7.2. Kapitel 4

De exempel på värderingsstudier som beskriver direkta icke-kommersiella användarvärden behöver kompletteras med fler studier för att ge en mer heltäckande bild.

7.3. Kapitel 5

Referensscenariot behöver kompletteras till att även omfatta landbaserade aktiviteter som jord- och skogsbruk, areella näringar, industri och transport. Även prognoser över befolkningstillväxten i olika delar av landet behövs för att beskriva förväntad belastningsutveckling från kommunala avloppsreningsverk och enskilda avlopp. Även den förväntade effektiviteten hos den befintliga lagstiftning som omgärdar de landbaserade aktiviteterna behöver kartläggas för att ge en komplett bild av drivkrafternas utveckling.

8. Slutsatser

Omsättningen för de maritima aktiviteterna uppgick till totalt 329,6 miljarder kr för 2009 (SCB, 2011a, SCB, 2011b samt Resurs AB, 2010). I den maritima sektorn har även omsättningen för kustnära industri och kärnkraftsproduktion räknats in. Den maritima sektorns omsättning motsvarar totalt 5,2 procent av näringslivets totala omsättning (exklusive finansiella tjänster). De aktiviteter med störst ekonomisk omsättning återfinns inom den kustnära tillverkningsindustrin, som bl.a. innefattar raffinaderier, pappers- och stålindustri, samt transportsektorn med sjöfart och hamnar. Fisket utgör endast 0,4 procent av den maritima sektorns omsättning. Men liksom alla näringar som baseras på havets ekosystemtjänster är den viktig för både storstadsområdena och glesbygdsområden med lokalt stor betydelse för försörjning och arbetstillfällen. Utöver de kommersiella nyttorna från den maritima sektorn genererar också havet stora icke-kommersiella användarvärden inom exv. marin rekreation och friluftsliv.

Aktiviteter som på ett betydande sätt bidrar till belastning och påverkan på den marina miljön är bland annat landbaserade aktiviteter såsom jordbruk och industri samt fiske och sjöfart. Utöver de fundamentala ekosystemtjänsterna (exv. klimatreglering) så är dessa aktiviteter också beroende av ekosystemtjänster som minskad övergödning och utrymme och vattenvägar.

De främsta belastningarna på den marina miljön utgörs av biologiska störningar, fysisk påverkan, tillförsel genom förorenande ämnen samt näringsämnen (Helcom 2010). Dessa belastningar påverkar de flesta marina ekosystemtjänsterna på ett betydande sätt. Ekosystemtjänsterna biologisk mångfald, minskad övergödning och estetiska värden bedöms vara mest representativa för att spegla effekterna av dessa belastningar.

Det nuvarande tillståndet för dessa tre ekosystemtjänster bedöms vara otillräckliga eller lokalt otillräckliga för båda förvaltningsområdena Östersjön och Nordsjön. Tillgången till tjänsterna bedöms minska om utvecklingen fortsätter som nu (business as usual) till 2020 och 2050. Ekosystemtjänsternas fortsatta utveckling bedöms därmed vara otillräcklig eller lokalt otillräcklig. Detta förväntas påverka alla framtida aktiviteter i samhället som är beroende av dessa ekosystemtjänster, både kommersiella och icke-kommersiella.

Den sociala analysen visar på både direkta och indirekta drivkrafter för miljöbelastningarna. Direkta drivkrafter är de drivkrafter som ger en direkt påverkan på miljön, exempelvis industriell produktion eller resursuttag. Indirekta drivkrafter är bakomliggande motiv och strukturer som konsumtions-mönster, ekonomisk utveckling eller teknikutveckling. Den sociala analysen indikerar att för flera viktiga miljöproblem spelar de indirekta drivkrafterna en avgörande roll. Indirekta drivkrafter bakom miljöbelastning i Sverige kan vara konsumenter som efterfrågar vissa typer av livsmedel eller politiska processer på internationell nivå.

9. Förkortningar och ordlista

BIAS	Baltic International Acoustic Survey
BITS	Baltic International Trawl Survey
BWM	International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (BWM). Konventionen om ballastvattenhantering.
DPSIR	Modell för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön.
ESR	Ecosystem Services Review
EST	Ekosystemtjänster
GES	God miljöstatus (Good Environmental Status)
HELCOM	Helsingforskommissionen (Helsinki Commission) för bevarande och skydd av Östersjöns marina ekosystem.
IBTS	Internationel Bottom Trawl Survey
ICES	Internationella Havsforskningsrådet (International Council for the Exploration of the Sea) för samordnande och främjande av havsforskning i Nordatlanten.
MSY	Maximalt hållbar avkastning (Maximum Sustainable Yield). Den optimala fångst som kan tas från ett fiskbestånd år efter år utan att äventyra dess kapacitet att återbildas för framtiden.
OSPAR	Oslo-Pariskonventionen (the Oslo and Paris Conventions), för bevarande och skydd i Nordsjöns och Nordostatlantens marina ekosystem.
TEV	Totala ekonomiska värdet (Total Economic Value). Det ekonomiska värdet som inkluderar både brukarvärden och icke-brukarvärden.
UNEP	Förenta nationernas miljöprogram (United Nations Environment Programme)
VMS	Vessel Monitoring System. Satellitbaserat övervakningssystem för fiskefartyg

Abiotisk
Icke-levande.

Abundans
Individdensitet, mäts per yta, volym eller ansträngning.

Abrasion
Mekanisk nötning av en yta som skapas av friktionen mellan ytan och små rörliga partiklar.

Afotisk zon

Den djupare delen av vattenpelaren där solljuset inte når ner och fotosyntes inte äger rum (se även *fotisk zon*).

Anadroma fiskar

Fiskar som växer upp i havet och vandrar till sötvatten för att fortplanta sig, t.ex. lax.

Antropogen

Av människan skapad eller orsakad.

Art- och habitatdirektivet

Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.

Atmosfärisk deposition

Deposition (nedfall) av näringsämnen, tungmetaller och andra föroreningar från atmosfären.

B_{MSY}

Den lekbiomassa (SSB) som uppnås när fiske utförs vid F_{MSY} .

$B_{MSY-trigger}$

Den nivå för lekbiomassa då ytterligare förvaltningsåtgärder krävs för att säkerställa ett hållbart nyttjande.

Baslinje

En baslinje är beskrivningen av ett tillstånd vid en viss tidpunkt som kan användas som utgångspunkt vid bedömning av status. Baslinjen kan sättas utifrån (1) referensförhållanden (se definition nedan), (2) en specifik tidpunkt eller tidperiod (t.ex. början av en tidsserie) eller (3) ett nuvarande tillstånd.

Bedömningsområde

Förvaltningsområde, havsbassäng, havsbassängers utsjövatten eller kustvattentyp, såsom framgår av Bilaga 1, Karta 1-4.

Belastning

Belastning beskriver de av människan framkallade faktorer som orsakar förändringar i miljöns tillstånd.

Bentisk

Bottenlevande.

Bestånd

En eller flera populationer (grupper av individer) av en art som kan avgränsas geografiskt och vars medlemmar antas ha större likhet sinsemellan (vad gäller t.ex. lekområden, vandringsmönster, tillväxt) än med individer i andra bestånd av arten.

Bifångst

Fångst av andra arter än målarten.

Biogena substrat

Strukturer på havsbotten som skapas eller skapats av levande organismer t.ex. musslor, koraller eller svampdjur.

Biologisk mångfald/biodiversitet

Enligt FN:s konvention om biologisk mångfald: Variationsrikedom bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och

andra akvatiska ekosystem samt de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår. Detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem (CBD, 1992).

Biomassa

Den sammanlagda vikten av levande organismer.

Biota

Levande fauna och flora inom ett område.

Bärförmåga

Det maximala antal individer av en viss art som ett givet geografiskt område kan stödja med födoresurser (eller andra resurser såsom t.ex. gömslen) (eng. carrying capacity).

Demersal

Bottennära.

Deskriptor

I havsmiljödirektivet finns 11 deskriptorer vilka representerar temaområden som beskriver god miljöstatus i de marina ekosystemen på en övergripande nivå (2008/56/EG).

Ekosystem

Alla levande varelser och den miljö som finns inom ett visst område bildar tillsammans ett ekologiskt system (ekosystem). Ett ekosystem kan vara stort eller litet beroende på vad som studeras. Havet som helhet kan ses som ett ekosystem men kan även delas upp i mindre system. Djur, växter och andra organismer lever tillsammans inom ekosystemet och påverkar varandras livsmiljöer och levnadsbetingelser.

Ekosystemets struktur

Sammansättningen av arter och hur de är organiserade i ett ekosystem.

Ekosystemets funktioner

Processer som sker som ett resultat av biologiska, kemiska och fysiska interaktioner i ett ekosystem, t.ex. näringsomsättning, primär- och sekundärproduktion eller nedbrytning av organiskt material.

Ekosystemtjänst

De funktioner hos ekosystem som på något sätt kommer människan till godo samt de egenskaper i systemet som upprätthåller och understödjer de funktioner som kommer människan till godo. Delas ofta in i producerande, kulturella, reglerande och stödjande ekosystemtjänster.

Farliga ämnen

Föroreningar genom farliga ämnen enligt Bilaga III, Tabell 2 i havsmiljödirektivet (2008/56/EG).

Fiskeridödlighet (F)

Andelen av ett fiskbestånd som dör på grund av fiske.

F_{MSY}

Den nivå på fiskeridödlighet som möjliggör ett maximalt hållbart uttag (MSY).

Fotisk zon

Den övre delen av vattenpelaren där tillräckligt med solljus når ner för att möjliggöra fotosyntes. Den fotiska zonens djup varierar beroende på vattnets genomsiktighet. Kallas även eufotisk zon (se även *afotisk zon*).

Funktionell indikator

En indikator som är tillämpbar d.v.s. som utvärderats, för vilken god miljöstatus har definierats och för vilken det finns övervakning.

Förvaltningsområde

Enligt havsmiljöförordningen ska förvaltningen av Sveriges havsområden delas in i två förvaltningsområden: Nordsjön och Östersjön.

Förädlingsvärde

Förädlingsvärdet är ett mått på den sammanlagda värdeökningen som producerats av företaget (m.a.o. dess bidrag till bruttonationalprodukten) och definieras i Företagens ekonomi som produktionsvärdet minus kostnader för köpta varor och tjänster som använts som insats i produktionen. Här ingår inte löner, sociala avgifter och inköpskostnaden för varor som säljs vidare utan bearbetning (eftersom enbart handelsmarginalen ingår för dessa i produktionsvärdet).

Geomorfologisk

Som avser havsbottnens form.

Gräns för god miljöstatus

Ett värde som utgör grund för att bedöma när god miljöstatus är uppnådd för en specifik indikator. Värdet kan uttryckas som ett minimumvärde, maxvärde eller som ett intervall.

Gömfröiga växter

Gömfröiga växter eller angiospermer (*Angiospermae*) är blomväxter och karaktäriseras av att de har blommor och frukt.

Habitat

Se Livsmiljö.

Habitatbildande arter

Organismer som utgör eller bygger upp livsmiljöer för andra arter. Exempel på habitatbildande arter är ålgräs, musslor och koralldjur.

Havsbassäng

Geografiskt avgränsat havsområde som används som bedömningsområde enligt Bilaga 1, karta 1.

Havsbassängens utsjövatten

Bedömningsområde som framgår av Bilaga 1, karta 2-4.

Havsmiljödirektivet

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi).

Havsmiljöförvaltningen

Det förvaltningsarbetet som genomför havsmiljödirektivet.

Havsområde

Vatten och havsbotten med underliggande jordlager som finns i kustvatten och i de områden som finns på havssidan utanför den linje som på varje punkt befinner sig en nautisk mil bortom den baslinje som avses i lagen om Sveriges sjöterritorium (2010:1341).

Hydrografisk

Vattnets fysiska egenskaper t.ex. salthalt, temperatur, djup, strömmar och vågor.

Imposex

En biologisk effekt av farliga ämnen där honkönade snäckor utvecklar hanliga karaktärsdrag som penis och sädesledare. Imposex orsakas av exponering för tennorganiska föreningar, t.ex. TBT.

Indikator

En mätbar egenskap eller förekomst som används för ett specifikt syfte, t.ex. för att bedöma tillståndet i eller belastningen på miljön.

Katadroma fiskar

Fiskar som växer upp i sötvatten och vandrar till havet för att fortplanta sig, t.ex. ål.

Klimatiska förhållanden

De genomsnittliga fysiska förhållandena i atmosfären avseende temperatur, luftfuktighet, lufttryck, vind, nederbörd, atmosfäriska partiklar och flera olika meteorologiska element på en given ort eller region över längre tidsperioder.

Kriterium

I denna rapport en egenskap hos eller påverkan på ekosystemet som ska beaktas vid fastställande av god miljöstatus (2008/56/EG).

Kustvatten

Vatten som finns från kusten till den linje som på varje punkt befinner sig en nautisk mil bortom den baslinje som avses i lagen (1966:374) om Sveriges sjöterritorium, om vattnet inte är grundvatten eller vatten i övergångszon (2010:1341).

Kustvattentyp

Bedömningsområde som framgår av Bilaga 1, karta 2-4. Baseras på indelning av kustvatten enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön (NFS 2006:1).

Kvalitativ

En kvalitativ beskrivning betecknar egenskaper som kan observeras men inte mätas och anger därmed kvalitet utan numeriska värden.

Kvantitativ

En kvantitativ beskrivning betecknar mätbara data och anger kvalitet med numeriska värden, t.ex. en mängd, kvot, trend eller storlek.

Lekbiomassa (SSB)

Den totala vikten av könsmogna individer i ett fiskbestånd (eng. Spawning Stock Biomass).

Livsmiljö

En miljö som kännetecknas av särskilda abiotiska egenskaper och associerade biologiska samhällen (2010/477/EU).

Löner

Kostnader för löner och andra ersättningar. Sociala kostnader och andra personalkostnader är exkluderade.

Marin region

I havsmiljödirektivet indelas Europas hav i regioner och del-regioner. Sveriges berörs av två av dessa; del-region Nordsjön och region Östersjön.

Marin strategi

Se havsmiljödirektivet artikel 5 samt rapportens Introduktion.

Maximalt hållbart uttag (MSY)

Det största uttag som kan göras ur ett fiskbestånd under rådande miljöförhållanden och selektivitet i fisket (eng. Maximum Sustainable Yield).

Miljö kvalitetsnorm (MKN)

Ett juridiskt bindande styrmedel som infördes med miljöbalken 1999. En MKN uttrycker den kvalitet miljön i ett visst område ska uppnå.

Naturliga fluktuationer

Variationer över tid som beror av ett ekosystems naturliga dynamik avseende dödlighet, födotillgång, konkurrens och omgivande faktorer t.ex. temperatur och ljusstillgång.

Nordsjön

Det svenska förvaltningsområdet Nordsjön.

Nettoomsättning

Med nettoomsättning avses intäkter från företagens huvudsakliga rörelse för sålda varor och utförda tjänster. Den nettoomsättning som publiceras är exklusive punktskatter och dessutom justerad för merchanting (d.v.s. intäkter från varor som såväl tillverkas/köps som säljs utomlands utan att passera rikets gränser har räknats bort).

Nyckelart

En art som är väsentlig för ekosystemets struktur och funktion avseende biomassa, abundans, produktivitet eller funktionell roll (Piraino et al. 2002).

Näringsväv

Samband mellan organismer i ett ekosystem.

Pelagial

Den fria vattenmassan.

Population

En grupp individer av samma art som finns inom ett visst område vid en viss tidpunkt.

Populationsstruktur

Ålders-, köns- och storleksfördelning inom en population.

Påverkan

Påverkan beskriver effekter av mänskliga aktiviteter på ekosystemets olika komponenter (se kapitel 1).

Referensvärde/referensförhållande

Det miljötillstånd som råder vid ingen eller liten påverkan från mänskliga verksamheter.

Samhälle (ekologiskt)

Alla populationer som påträffas inom ett visst område vid en viss tidpunkt.

SSB

Se *Lekbiomassa*.

Tillstånd/Status

En beskrivning av kvalitet och kvantitet på miljöns fysiska, kemiska och biologiska egenskaper (se kapitel 1).

Top down-reglering

Reglering "uppiifrån" d.v.s. då ett ekosystems struktur framför allt bestäms av konsumtion från organismer, t.ex. rovfiskar, högst upp i näringsväven.

Trofisk nivå

Nivå i näringsväven, t.ex. primärproducent eller primär-, sekundär- eller toppkonsument.

Trofisk reglering

Reglering av näringsvävens struktur och sammansättning, t.ex. top down-reglering.

Täthet

Se *Abundans*.

Utbredning

De fysiska gränser inom vilka livsmiljön eller arten förekommer (EC 2007), men inte de exakta platser där en livsmiljö eller art förekommer.

Utsträckning

Areal eller volym av en livsmiljö i ett givet område.

Vatten i övergångszon

Ytvatten i närheten av flodutlopp som delvis är av salthaltig karaktär till följd av närheten till kustvatten men som på ett väsentligt sätt påverkas av sötvattenströmmar (2010:1341).

Vattendirektivet

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

Vattenförvaltningen

Det förvaltningsarbete som genomför vattendirektivet.

Åldersstruktur

Olika ålderskategoriers procentuella andel av en total population.

Östersjön

Det svenska förvaltningsområdet Östersjön.

10. Referenser

- Ackefors H 1969. Ecological zooplankton investigations in the Baltic Proper 1963–1965. Ser Biol Inst Mar Res Lysekil Sweden 18: 1–139
- Ahtiainen, H., 2007. Willingness to pay for improvements in the oil spill response capacity in the Gulf of Finland – an application of the contingent valuation method. Master's thesis, Department of Economics and Management, University of Helsinki.
- Ahtiainen, H., Hasselström, L., Artell, J., Angeli, D., Czajkowski, M., Meyerhoff, J., Alemu, M., Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, V., Hasler, B., Hyytiäinen, K., Karlöseva, A., Khaleeva, Y., Maar, M., Martinsen, L., Nömmann, T., Oskolokaite, I., Pakalniete, K., Semeniene, D., Smart, J., and Söderqvist, T., 2012. *Benefits of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets – Combining ecological modelling and contingent valuation in the nine littoral states*, MTT Discussion Papers 1, 2012.
- Albertsson J, Johansen M, Mattsson L, Gorokhova E 2011. Pelagial biologi/djurplankton. Havet 2010 – om miljötillståndet i svenska havsområden: 31.
- Alheit J, Möllmann C, Dutz J, Kornilovs G, Loewe P, Mohrholz V, Wasmund N 2005. Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. ICES Journal of Marine Science 62: 1205-1215.
- Andersson P, Carlsson M, Falk R, Hubbard L, Leitz W, Mjönes L, Möre H, Nyblom L, Söderman A-L, Yuen Lasson K, Åkerblom G, Öhlén E. 2007. Strålmiljön i Sverige / The radiation environment in Sweden. SSI rapport 2007:02
- Andersson P (red), Håkansson B, Håkansson J, Sahlsten E, Havenhand J, Thorndike M, Dupont S 2008. Marine acidification. On effects and monitoring in the seas surrounding Sweden. SMHI Nr 92:2008.
- Arcadis, 2011. Inventory of the socio-economic activities affecting the Belgian marine waters and the related developments within the European Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC. Final report
- Arcadis, 2011. Scoping study about the socio economic aspects of the MSFD. Interim report 10/06/2010
- Atkins et al, 2011. Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. Marine Pollution Bulletin 62 (2011) 215–226.
- Baden S, C Boström, S Tobiasson, H Arponen, P-O Moksnes 2010. Relative importance of trophic interactions and nutrient enrichment in seagrass ecosystems: A broad-scale field experiment in the Baltic–Skagerrak area. Limnology and Oceanography 55:1435-1448.
- Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, Rosenberg R 2003. Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. Ambio 32: 374-377.
- Behrens, J.W. 2007. The effect of Global Change related oxygen depletion on fish; lesser sand-eel (*Ammodytes tobianus*) as model organism. PhD thesis. University of Copenhagen, Denmark.
- Berglund J, J Mattila, O Rönnberg, J Heikkilä, E Bonsdorff 2003. Seasonal and inter-annual variation in occurrence and biomass of rooted macrophytes and drift algae in shallow bays. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56:1167-1175

Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg R., Astrand Capetillo, N. 2012. Vindkraftens effekter på marint liv. Naturvårdsverket rapport 6488

Bernes 2005. Förändringar under ytan: Sveriges Havsmiljö granskad på djupet. Monitor 19, Naturvårdsverket, 192 sid.

Bignert A, Boalt E, Danielsson S, Hedman J, Johansson A-K, Miller A, Nyberg E, Berger U, Borg H, Eriksson U, Holm K, Nylund K, Haglund P. 2011. Sakrapport. Övervakning av metaller och organiska miljögifter i marin biota., Report 7:2011. Swedish Museum of Natural History.

Bignert A, Danielsson S, Faxneld S, Nyberg E, Berger U, Borg H, Eriksson U, Holm K, Nylund K, Haglund P. Övervakning av metaller och organiska miljögifter i marin biota, 2012. Report 1:2012. Swedish Museum of Natural History.

Bonsdorff E, Blomqvist EM, Mattila J, Norkko A 1997. Longterm changes and coastal eutrophication. Examples from the northern Baltic Sea. *Oceanol Acta* 20:319-329.

Borja, A., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A., van de Bund, W., 2010. Marine management – Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin* 60 (2010) 2175–2186

Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, and TM, Greve 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses. The M & MS project.

Boström C., Baden S.P., Krause-Jensen D. 2003. The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green E.P., Short F.T. (eds.) *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley, USA, p 27-37.

Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., Maiorano, L., and Casini, M., 2009. Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamics of turbot during the last century in the Kattegat- Skagerrak, *Marine Ecology-Progress Series*, 386: 197-206.

Casini M, Cardinale M, Hjelm, J, Vitale F 2005. Trends in cpue and related changes in spatial distribution of demersal fish species in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea, between 1981 and 2003. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 671-682.

Carson, R. T., Mitchell, R. C., Hanemann, M., Kopp, R. J., Presser, S. & Ruud, P. A. (2003). Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill. *Environmental and Resource Economics*, 25(3), 257-286.

Casini, M., Lövgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J., Kornilovs, G. 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*; 275:1793-1801.

Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J. C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A., and Kornilovs, G. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106: 196-202.

Casini, M., Bartolino, V., Molinero, J.C. & Kornilovs, G. 2010. Linking fisheries, trophic interactions and climate: threshold dynamics drive herring *Clupea*

harengus growth in the central Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 413: 241–252.

COM 2010a. Commission Decision (2010/477/EU) of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. *Off. J. Eur. Commun. L* 232/14

COM 2010b. Economic and social analysis for the initial assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A guidance document. European Commission, DG Environment, Working Group on Economic and Social Assessment (WGESA), 21 December 2010.

COM, 2011. Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. Commission Staff Working Paper. SEC(2011) 1255 final, Brussels 14 October 2011.

COWI, 2010, Scoping study on the requirements for economic assessment in the Marine Strategy Framework Directive, Final report for the DG Environment

Dekker, W., Wickström, H. & Andersson, J. 2011.. Ålbeståndets status i Sverige 2011.

DHI 2010. Delineation scenarios for the Kattegatt, data availability and data support tools (KARMA). 86 p.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union* (L327/1).

Directive 2005/33/EC of the European Parliament and of the council of 6 July 2005 amending Directive 1999/32/EC. *Official Journal of the European Union*, L 191, 22.7.2005, p. 59–69.

Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union* 51(L164/19): 22.

Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC." *Official Journal of the European Union* 52, 62

Drotz, K M., Lundin, K., Aneer, G., Berggren, M., Lundberg, S., Proschwitz von, T. 2010. Kräftgång för ullhandskrabban. *Fauna and Flora* 105: 12–17.

Dulvy, N. K., Rogers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R., Skjoldal, H. R. 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1029-1039.

Durinck, J., Skov, H., Jensen, F.P. & Pihl, S.1994. Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea. *Ornis Consult*. Köpenhamn.

Döring, R., Laforet, I., Bender, S., Sordyl, H., Kube, J., Brosda, K., Schulz, N., Meier, T., Schaber, M., Kraus, G. 2005. Wege zu einer natur- und ökosystemverträglichen Fischerei am Beispiel ausgewählter Gebiete der Ostsee [Ways towards environmentally sound fisheries in the Southern Baltic Sea]. Endbericht im F&E-Vorhaben [Final report of the Research and Development project] FKZ 802 25 010 des Bundesamtes für Naturschutz [Federal Agency of Nature Conservation], BfN-Skript Nr. 170, Bonn Weblink:

<http://www.habitatmarenatura2000.de>Eagly, A. E. & Chaiken, S.. 1993. The psychology of attitudes. Fort Worth, TX: Harcourt Brace Jovanovich.

- Elliott, 2011. Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures – A numbered guide. Editorial. *Marine Pollution Bulletin* 62 (2011) 651–655.
- Elmgren, R., 1984, Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. *Rapp P-v Réun. Cons. Int. Explor. Mer* 183, 152-169.
- Elofsson, K., 2010, The costs of meeting the environmental objectives for the Baltic Sea: A review of the literature. *Ambio*, 39:49–58.
- Enveco Miljöekonomi AB, DHI Sverige AB and Resurs AB, 2011. Marine tourism and recreation in Sweden – a study for the Economic and Social Analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive. Rapport till Havs- och vattenmyndigheten.
- Enveco Miljöekonomi, 2012. An ecosystem service approach to analyze marine human activities in Sweden – a synthesis for the Economic and Social analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive.
- Eriksson, B. K., Johansson, G., and Snoeijs, P. 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *European Journal of Phycology* 33, 241-249.
- Eriksson, B. K., Sieben, S., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., and Bergström, U. 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasizes the need for cross-ecosystem management. *Ambio*, 40:786–797 European Environment Agency (EEA). The DPSIR framework used by the EEA.
http://ia2dec.ew.eea.europa.eu/knowledge_base/Frameworks/doc101182, hämtad 2012-02-22.
- European Environment Agency. [http://www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu/Aquaculture). Aquaculture production (CSI 033) - Assessment published Sep 2011. Hämtad 5 dec 2011.
- Fehling, A. 2009. Marine application of the Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) – framework.
- Feike M, Heerkloss R, Rieling T, Schubert H 2007. Studies on the zooplankton community of a shallow lagoon of the Southern Baltic Sea: long-term trends, seasonal changes, and relations with physical and chemical parameters. *Hydrobiologia* 577: 95-106.
- Feistel R., G. Nausch, E. Hagen, 2006, Unusual inflow activity in 2002–2003 and Fick J, Lindberg RH, Kaj L, Brorström-Lundén E. 2011. Results from the Swedish National Screening Programme 2010, Subreport 3. Pharmaceuticals IVL report B2014
- Fejes, J., Cole, S., Hasselström, L. 2011. The REMEDE Project: A Useful Framework for Assessing Non-Market Damages from Oil Spills? Proceedings of the International Oil Spill Conference, Portland, 2011.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision makers. *Ecological Economics* 68, 643-653.
- Fiskeriverket 2004. Havsfiskemetoder: Något om havsfiskemetoder och redskap, f-Fakta 2004:19.
- Fiskeriverket 2008a. Analys av utvecklingen av fisket. Fiskeriverket, avdelningen för forskning och utveckling & resursavdelningen.
- Fiskeriverket 2008b. Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet.
- Fiskeriverket 2008c. Främmande arter och stammar. Fiskeriverket 2008-02-29, Dnr 101-01910-2006.

- Fiskeriverket 2009a. Årsredovisning 2009.
- Fiskeriverket 2009b. Fem studier av fritidsfiske 2002-2007. Finfo 2009:1. Göteborg 2009
- Fiskeriverket 2010. Kustfiskövervakning i Kattegatt, 2010. Kullen, Skälderviken 2002-2010. 15 s.
- Fiskeriverket 2011a. Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs och miljööversikt 2011.
- Fiskeriverket 2011b. Kustfiskövervakning i Västerhavet, 2010. Älgöfjorden 2002-2010, 15 s.
- Fejes et al 2011. Maritime activities that could cause oil spills.
- Floderus S., Pihl L. 1990. Resuspension in the Kattegat: Impact of variation in wind climate and fishery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Volume 31, Issue 4, October 1990, Pages 487-498.
- Florin AB & Höglund J. 2008. Population structure of flounder (*Platichthys flesus*) in the Baltic Sea: differences among demersal and pelagic spawners. *Heredity*, 101, 27-38.
- Florin, A.-B., Karlsson, M. 2011. Svartmunnad smörbult i svenska kustområden. *Finfo* 2011:2, 32s.
- Fonselius, S.H., 1995, Västerhavet och Östersjöns oceanografi, SMHI.
- Forsman B., 2003. Socioekonomiska effekter av större oljepåslag. Förstudie med scenario. [Socioeconomic consequences of major oil spill accidents – Preliminary study including scenario]. SSPA Rapport nr 2003: 3294-1. Räddningsverket, Karlstad.
- Forsman B., 2006. Socioekonomiska effekter av större oljepåslag – scenariostudier för Halland, Skåne, Blekinge och Kalmar Län [Socioeconomic consequences of major oil spill accidents – scenario studies for the provinces of Halland, Skåne, Blekinge and the county of Kalmar]. SSPA Rapport nr 2006: 4238-1. Räddningsverket, Karlstad, Sweden.
- Forsman B., 2007. Socioekonomiska effekter av större oljepåslag – scenariostudie för Stockholmsregionen [Socioeconomic consequences of major oil spill accidents – scenario study for the Stockholm region]. SSPA Rapport nr 2007: 4478. Räddningsverket, Karlstad, Sweden.
- Franeker, J., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., m.fl. (2011): "Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea". *Environmental pollution* 159: 2609-2615.
- Franzén F., Soutukorva Å., Söderqvist T., 2006. Skagerraks miljö i samhällsekonomisk belysning. Enveco Miljöekonomi, Forum Skagerrak II. Stockholm. Weblink: www.forumskagerrak.com.
- Fredriksson, R., Bergström, U., och Bergström, L. 2010. Kartläggning av viktiga livsmiljöer för fisk på grunda områden i Kattegatt - rumsliga modeller baserade på provfisken vid utsjöbankar och vid kusten. Fiskeriverkets informationsserie FINFO 2010:4, 25 s.
- Fridell E., 2009. Anslutning av fartyg till landel i Sverige- En kortfattad miljönyttoanalys, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Froese, R., & Proelß, A. 2010. Rebuilding fish stocks no later than 2015: will Europe meet the deadline? *Fish and Fisheries*, 2010, 11, 194-202.

- Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goragner, H., Latrouite, B., Cadiou, Y., Mahe, J.C., Poulard, J.C., Nerisson, P. 2000. Litter on the Sea Floor Along European Coasts. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 40, No. 6, pp. 516-527.
- Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J., Katsanevakis, T., Maes, S., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun A. & Janssen C. 2010. Report Marine litter, Task Group 10, Marine Strategy Framework Directive.
- Garpe, K., 2008, Ecosystem series provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Report 5873, Naturvårdsverket, Stockholm
- Gorokhova, E., Aladin, N. & Dumont, H. J. 2000. Further expansion of the genus *Cercopagis* (Crustacea, Branchiopoda, Onychopoda) in the Baltic Sea, with notes on the taxa present and their ecology. *Hydrobiologia* 429: 207–218.
- Gorokhova E, Kosinkova L, Albertsson J, Johansen M 2009. Djurplanktons fördelning i östersjöområdet. Havet 2009 - om miljötillståndet i svenska havsområden: 35-38.
- Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, m.fl. 2005. Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) Recolonisation in former dieback areas. *Aquatic Botany*. 82:143-156.
- Grimås, U and A. Svansson, 1985, Swedish report on the Skagerrak, International Conference on the protection of the North Sea. Nat. Swedish Environment Prot. Board PM 1967 E.
- Gårdmark, A., Nielsen, A., Floeter, J. & Möllmann, C. 2011. Depleted marine fish stocks and ecosystem-based management: on the road to recovery, we need to be precautionary. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 212-220.
- Gärdenfors, U (ed.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010 – The red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hagberg J, 2005., Utökad analys av historiska data för att säkerställa referensvärden för fisk. Fiskeriverket, 22 s.
- Hagen E. and R. Feistel, 2007, Synoptic changes in the deep rim current during stagnant hydrographic conditions in the Eastern Gotland Basin, Baltic Sea. *Oceanologia*, 49 (2), 185–208.
- Hall K., 2000. Impacts of marine debris and oil. Economic and social costs to coastal communities. Technical report. Kommunenes Internasjonale Miljøorganisation (KIMO), Shetland, Scotland.
- Hallberg, O., Nyberg, J., Elhammer, A. & Erlandsson C. 2010: Ytsubstratklassning av maringeologisk information SGU-rapport 2010:6. SGU Dnr 08-1565/2009
- Hasselström, L., 2008, Tourism and recreation industries in the Baltic Sea area: How are they affected by the state of the marine environment? – An interview study. Report 5878, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Havet - om miljötillståndet i svenska havsområden, 2009. ISBN 978-91-620-1277-9. Växjö 2009.
- Havet - om miljötillståndet i svenska havsområden, 2010. ISBN 978-91-620-1281-6.
- Havet - om miljötillståndet i svenska havsområden, 2011. ISBN 978-91-87025-00-6. Växjö 2011.
- Havsmiljöinstitutet 2012, Social analys - en havsrelaterad samhällsanalys, Havs- och vattenmyndigheten rapport 2012:5.

Havs- och vattenmyndigheten 2012. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2012:20. ISBN 978-91-87025-22-8.

HELCOM 2007a. HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting. Krakow, Poland, 15 november 2007. Available at www.helcom.fi.

HELCOM 2007b, Marine litter in the Baltic Sea region: Assessment of the Marine Litter problem in the Baltic region and priorities for response. Helsingfors, maj 2007.

HELCOM 2009. Overview of the Shipping Traffic in the Baltic Sea available from http://www.helcom.fi/shipping/navigation/en_GB/navigation/). Hämtad 2011-09-30.

HELCOM 2010a. Ecosystem Health of the Baltic Sea. HELCOM Initial Holistic Assessment. Balt. Sea Environ. Proc. No. 122.

HELCOM 2010b. Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment: A background document on the method, data and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices. Balt. Sea Environ. Proc. No. 125.

HELCOM, 2010c. Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B. <http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep120B.pdf>

HELCOM 2011. Development of HELCOM core set indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. HELCOM HOD 36/2011.

HELCOM FISH PRO (2011) Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea, 2005-2009. HELCOM HOD 36/2011.

HELCOM 2012. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. Baltic Sea Environment Proceedings 131.

HELCOM and NEFCO 2007. Economic analysis of the BSAP with focus on eutrophication.

Hopkins C.C.E. 2003. The dangers of bottom trawling in the Baltic Sea. A report for Coalition Clean Baltic. AquaMarine Advisers, Sweden.

Håll Sverige Rent (Keep Sweden Tidy), 2011. Fakta om marint skräp. <http://www.hsr.se/sa/node.asp?node=202> , accessed 2010-11-12.

Hänninen J, Vuorinen I, Kornilovs G 2003. Atlantic climatic factors control decadal dynamics of a Baltic Sea copepod *Temora longicornis*. *Ecography* 26: 672-678.

ICES, 2008a, Report of the ICES Advisory Committee, 2008. ICES Advice, 2008. Book 8, 133 pp.

ICES, 2008b, Report of the ICES Advisory Committee 2008. ICES Advice, 2008. Book 6, 326 pp.

ICES, 2010, Report of the ICES Advisory Committee, 2010. ICES Advice, 2010. Book 8, 119 pp. ICES 2011a. ICES CM 2011/ACOM:10. 19 April, ICES Headquarters, Copenhagen. 824pp.

ICES 2011b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS).

- ICES. 2011c. Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS), 21–25 March 2011, Kaliningrad, Russia. ICES CM 2011/SSGESST:05. 540 pp.
- ICES. 2011d. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 22–30 March 2011, Riga, Latvia. ICES 2011/ACOM:08. 297 pp.
- Jansson, K. 1994. Alien species in the marine environment. Naturvårdsverket. Rapport 4357.
- Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplicea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E. 2001, Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* 70; 459-475.
- Johannesson K, André C, Kautsky L (2007) Havets genetik viktig i hållbar förvaltning. Havet – om miljötillståndet i svenska havsområden. Naturvårdsverket,UMF, SMF, GMF.
- Johannesson, K., Smolarz, K., Grahn, M., Andre, C. 2011. The Future of Baltic Sea Populations: Local Extinction.
- Johansson, A. 2011. Mikroskopiska antropogena partiklar i marina sediment. Göteborgs universitet.
- Johansson M, Gorokhova E, Larsson U 2004. Annual variability in ciliate community structure, potential prey and predators in the open northern Baltic Sea proper. *Journal of Plankton Research* 26: 67-80.
- Josefsson, M. 2011-03-18. Implementation of the Ballast Water Roadmap - Top Ten Non-indigenous Species in the Swedish waters of the Baltic Sea and North Sea. Dnr NV-03462-11.
- JRC Scientific and technical reports (2010) Report of the working group on the evaluation of data collected on the fish processing sector (SGECA 10-04).
- JRC Scientific and technical reports (2011) The 2011 Annual Economic Report on the EU fishing fleet (STECF 11-16).
- Jönsson, N., Busch, A., Lorenz, T. & Korth, B. 1997. Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. GOAP Abschlussbericht.
- Jørgensen, H. B., Hansen, M. M., Bekkevold, D., Ruzzante, D. E. & Loeschke, V. 2005. Marine landscapes and population genetic structure of herring (*Clupea harengus* L.). *Molecular Ecology* 14, 3219–3234.
- Karlson, B., B. Håkansson och B. Sjöberg, (editors) 2001. The Skagerrak – Environmental state and monitoring prospects. ISBN 91-89507-04-5
- Karlsson, J., Sundberg, H., Åkerman, G., Grunder, G., Eklund, B., Breitholtz, M., 2008, Hazard identification of contaminated sites – ranking potential toxicity of organic sediment extracts in crustacean and fish. *Journal of Soils and Sediments*, 8:263–274.
- Karlsson O.M., Jonsson P.O., Lindgren D., Malmaeus J.M., Stehn A. 2010. Indications of Recovery from Hypoxia in the Inner Stockholm Archipelago. *Ambio* 39:486-495.
- Karlsson, M., Gilek, M., Udovyk, O., 2011. Governance of Complex Socio-Environmental Risks: The Case of Hazardous Chemicals in the Baltic Sea. *Ambio*, 40:144-157.

- Karås, P., A. Adill, M. Boström, K. Mo och A. Sevastik 2010. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk, år 2000-2007. Fiskeriverket FINFO 2010:2, 42 s.
- Kautsky, N., H. Kautsky, U. Kautsky, and M. Waern. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 28: 1-8.
- Kautsky, H. 1991. Influence of eutrophication on the distribution of phytobenthic plant and animal communities. *Int. Revue ges. Hydrobiol* vol. 76 (3) 423-432.
- Kautsky H, L. Kautsky, N. Kautsky, U. Kautsky and C. Lindblad 1992. Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. in eds: I. Wallentinus and P. Snoeijs. *Phycological studies of Nordic coastal waters, Acta Phytogeogr. Suec.* Vol. 78, 33-48.
- Kautsky, H. 1995. Quantitative distribution of sublittoral plant and animal communities in the Baltic Sea gradient. Pages 23-31 in A. Eleftheriou, A. Ansell, A., and C. Smith, J., editors. *Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters*. 28th EMBS, Crete 23-28th Sept 1993, Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Kinell, G., Söderqvist, T., Hasselström, L. 2009. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Naturvårdsverket Rapport 6322. December 2009, Stockholm.
- Kinell, G., Söderqvist, T. 2011, *Marine litter in Sweden – a study for the Economic and Social Analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive*.
- Kowalewski M., Ostrowski M., 2005. Coastal up- and downwelling in the southern Baltic, *Oceanologia*, 47 [4], 453-475.
- Lass H.-U., V. Mohrholz, and T. Seifert, 2005, On pathways and residence time of saltwater plumes in the Arkona Sea, *J. Geophys. Res.*, 110 (C11019).
- Law R, G. Hanke, M. Angelidis, J. Batty, A. Bignert, J. Dachs, I. Davies, Y. Denga, A. Duffek, B. Herut, K. Hylland, P. Lepom, P. Leonards, J. Mehtonen, H. Piha, P. Roose, J. Tronczynski, V. Velikova & D. Vethaak, 2010. *MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE Task Group 8 Report Contaminants and pollution effects*. EUR 24335 EN - 2010
- Leppäkoski, E. & Gollasch, S. 2006. Risk assessment of Ballast water mediated species introductions – a Baltic Sea approach. Report to HELCOM, 112p.
- Ljunggren L, Sandström A, Bergström U, Mattila J, Lappalainen A, Johansson G, Sundblad G, Casini M, Kaljuste O, Eriksson B.K. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincided with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of Marine Science* 67: 1587-1595.
- Lundin, K., Aneer, G., Berggren, M., Drotz, M., Filipsson, O., Lundberg, S., von Proschwitz, T. & Svensson, J.-E., 2007. Ullhandskrabba – en art på frammarsch i Sverige. [Chinese Mitten crab advancing in Sweden.] *Fauna och Flora* 102(3): 10–19.
- Lyrholm, T. 2009. DNA-baserade metoder för taxonomisk bestämning ('DNA barcoding'): Potentiella tillämpningar för effektivare miljöövervakning. *Naturhistoriska riksmuseets småskriftserie* 2009:2.
- MA 2005. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Meier H.E.M., and F. Kauker, 2003, Sensitivity of the Baltic Sea salinity to the freshwater supply. *Climate Res.*, 24 (3), 231–242.

- Meier, H.E.M., 2005, Modeling the age of Baltic Sea water masses: Quantification and steady state sensitivity experiments, *J. Geophys. Res.*, 110, C02006.
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K, Baden S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Moksnes, 2011. Överfiske – en miljöfarlig aktivitet. Ur Havsmiljöinstitutets rapport till Regeringen 2011.
- Muehlstein LK 1989. Perspectives on the wasting disease of eelgrass *Zostera marina*. *Dis Aquat Org* 7:211–221.
- Möllmann C, Kornilovs G, Fetter M, Köster FW, Hinrichsen HH 2003. The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. *Fisheries Oceanography* 12: 360-368.
- Möllman, C., Diekmann, R., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M., and Axe, P. 2009. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Global Change Biology*, 15: 1377-1393.
- Naturvårdsverket 2005. Förändringar under ytan. Monitor 19.
- Naturvårdsverket 2006. Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576.
- Naturvårdsverket 2007. Hav i balans samt levande kust och skärgård. Rapport 5770.
- Naturvårdsverket 2008. Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer. Rapport 5908.
- Naturvårdsverket, 2009a. Miljöeffekter vid muddring och dumpning: en litteratursammanställning. Rapport 5999.
- Naturvårdsverket 2009b. What's in the sea for me? Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Synthesis report. Rapport 5872.
- Naturvårdsverket 2009c. Förslag till genomförande av direktiv 2008/105/EG om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 5973.
- Naturvårdsverket 2010a. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. (GIS-skikt). Rapport 6376.
- Naturvårdsverket 2010b. Integrerad fiskövervakning i Västerhavet, 2010. Fjällbacka 1989-2009. 15 s.
- Naturvårdsverket 2010c Default monetary values for environmental change. Report 6323.
- Naturvårdsverket 2010d. Undersökning av utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385.
- Naturvårdsverket 2010e. *BalticSurvey – a study in the Baltic Sea countries of public attitudes and use of the sea*. Summary of main results. Naturvårdsverket Report 6382. Bromma: CM Gruppen
- Naturvårdsverket 2011. Reglering av fiske i skyddade havsområden. Rapport 6416.
- Naturvårdsverket 2012. Beskrivning av delprogrammet ("Organiska miljögifter i luft och nederbörd"),

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/programomraden/luft/Beskrivning-av-delprogram-Miljogifter-i-luft-och-nederbord_NV.pdf

Naeem, S., 2011. Askö 1998: Commentary. Chapter 20 in Söderqvist, T., Sundbaum, A., Folke, C., Mäler, K-G. (eds.), *Bringing Ecologists and Economists Together: The Askö Meetings and Papers*.

Nilsson J, Engkvist R, Persson L-E. 2006. Long-term decline and recent recovery of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 38: 587–598.

Nilsson, L. 2008. Changes of numbers and distributions of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967 – 2006. *Ornis Svecica* 18:135-226.

Nilsson, L. & Månsson, J. 2011. Inventering av sjöfågel, gäss och tranor i Sverige. Årsrapport för 2010/2011. Biologiska Institutionen, Lund.

Nilsson, L. 2011. Inventering av alfågel och andra havslevande andfåglar i svenska farvatten 2007-2011. Rapport. Biologiska Institutionen, Lund.

Nilsson, P. och Ziegler, F. 2007. Spatial distribution of fishing effort in relation to seafloor habitats in the Kattegat, a GIS analysis. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 17: 421–440.

Norén, F., Ekendahl, S., Johansson, U. 2009. Mikroskopiska antropogena partiklar i svenska hav.

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/programomraden/kust_och_hav/antropogena-partiklar-hav.pdf

Norkko, A. and Bonsdorff, E. 1996. Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series* 131:143–157.

Norkko J. et al 2011, A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology*.

Nyberg E, Faxneld S, Danielsson S, Bignert A, Eriksson U, Holm K, Borg H, Berger U, Haglund P. 2012. Övervakning av metaller och organiska miljögifter i limnisk biota, 2012. Report 13:2012. Swedish Museum of Natural History.

Nyqvist A, André C, Gullström M, Pihl Baden S, Åberg P. 2009. Dynamics of Seagrass Meadows on the Swedish Skagerrak Coast. *Ambio* 38:85-88

Olin, R., 2010. Strandskräp i Bohuslän – en internationell fråga. In *Västerhavet 2010 – Aktuellt om miljön i Skagerrak, Kattegatt och Öresund*.

Olsson, J., Bergström, L., Gårdmark, A. 2011. Vad styr kustfisksamhällets utveckling i Östersjön? *HAVET* 2011, s 60-64.

Omstedt A. and L.B. Axell, 1998, Modeling the seasonal, interannual, and long-term or Evolutionary Rescue? *Ambio* 40:179–190.

OSPAR 2008. Background Document on the EcoQO on changes in the proportion of large fish and evaluation of the size-based indicators. OSPAR Commission.

OSPAR 2009a. Status and trend of marine chemical pollution.

http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00395_Chemical_status_and_trend_HA-6.pdf#page=60

OSPAR 2009b. CEMP: 2008/2009 Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota

http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_2009_CEMP_assessment_report.pdf#page=30

OSPAR 2010a. The Ospar System of Ecological Quality Objectives for the North Sea. Update 2010. OSPAR Commission.

OSPAR 2010b. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission. London, 2010. 176 pp. <http://qsr2010.ospar.org/en/index.html>

OSPAR 2011, 2010 Status Report on the OSPAR Network of Marine Protected Areas, Biodiversity series.

Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. In press. Fåglarnas antal i Sverige – i ditt län och landskap. Sveriges Ornitologiska Förening.

Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Pärt, T., Tjernberg, M. 2009. Population trends for Swedish breeding birds. *Ornis Svecica* 19:117-192.

Parrett, A. 1998. Pollution impacts on North Sea fish stocks. European Commission Directorate General XIV-Fisheries, Ref. 96-083, 122 pp.

Paulsen S., 2007. Topics on the ecological economics of coastal zones; linking land uses, marine eutrophication, and fisheries. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala. ISSN 1652-6880. ISBN 978-91-576-7372-5.

Pearce, D., Atkinson, G., and Mourato, S., 2006. Cost-Benefit Analysis and the Environment Recent Developments. OECD Publishing: Paris.

Pihl L, Wennhage H, & Nilsson S 1994. Fish assemblage structure in relation to macrophytes and filamentous epiphytes in shallow non-tidal rocky- and soft-bottom habitats. *Environmental Biology of Fishes* 39: 271-288.

Pihl L., Svenson A., Moksnes P.-O., Wennhage H. 1999. Distribution and production of ephemeral algae in shallow coastal areas on the Swedish west coast. *Journal of Sea Research* 41: 281-294.

Pihl, L. och Wennhage, H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61: (Suppl. A) 148-166.

Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönnbäck P, Söderqvist T, Troell M & Wennhage H 2006. Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67: 123-132

Regeringskansliet 2009. Åtgärder för levande hav. Skr 2009/10:213.

Regeringskansliet 2010. Redovisning av fiskeripolitiska insatser. Skr 2009/10:187.

Resurs AB, 2011. Havsturismen i Sverige 2010: Ekonomiska och sysselsättningsmässiga effekter av turismen i och vid havsvatten i Sverige 2010. Resurs AB, Stockholm.

Rohde, J. 1987, The Large-scale Circulation in the Skagerrak; Interpretation of some Observations, *Tellus* 1987, 39 A.

Rosenberg, R, R. Elmgren, S. Fleischer, P. Jonsson, G. Persson, And H. Dahlin. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 3:102–108.

Ruzzante, D.E., Mariani, S., Bekkevold, D., André, C., Mosegaard, H., Clausen, L.A.W., Dahlgren, T., Hutchinson, W.F., Hatfield, E.M.C., Torstensen, E., Brigham, J., Simmonds, E.J., Laikre, L., Larsson, L.C., Stet, R.J.M., Ryman, N.

- och Carvalho, G.R. 2006., Biocomplexity in a highly migratory marine pelagic fish, *Proceedings of the Royal Society London, Series B*, 273:1459–1464.
- Rydberg, L., 1987, Hydrography, oxygen and nutrient balance of the Kattegat and related phenomena, Doctoral thesis, Dep of Oceanogr. Univ. of Gothenburg.
- Rätz, H.J., Dörner, H., Scott, R., Barbas, T. 2010. Complementary roles of European and national institutions under the Common Fisheries Policy and the Marine Strategy Framework Directive. *Marine Policy* 34 (2010) 1028–1035.
- SAB, 2009. Valuing the Protection of Ecological Systems and Services. Science Advisory Board of the US Environmental Protection Agency, EPA-SAB-09-012.
- Sandén, P och B. Håkansson. 1996. Long-term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 41:346-351.
- Schramm, W., and Nienhuis, P. H. 1996. *Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the Effects of Eutrophication* (Springer).
- SFT 2008. Sukkertareprojektet: Slutrapport. Statens Forurensningstilsyn (SFT), Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). SPFO-rapport 1043.
- Skov, H. m.fl. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. Rapport TemaNord 2011:550.
<http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2011-550>.
- Sköld, M. et al 2007, Kartläggning av livsmiljöer och fiske på djupa hård- och mjukbottnar i Skagerrak. Forum Skagerrak II.
- Sköld M, Svedäng H, Valentinsson, Jonsson P, Börjesson P, Lövgren J, Nilsson HC, Svenson A, Hjelm J 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. Fiskeriverket Finfo 2011:6.
- SLU 2011. Aqua reports 2011:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 78 s.
- SMED 2009 , Belastning av miljögifter på vatten.
http://www.smed.se/frames/subframes/vatten/rapporter/pdf/SMED_Rapport_t_2009_27.pdf. Rapport nr 27.
- SMED 2010. Bruttobelastning på vatten av metaller från punktkällor och diffusa källor – slutrapport. Rapport 41.
- SMED 2011. Beräkning av kväve – och fosforbelastning på vatten och hav för uppföljning av miljö kvalitetsmålet ”ingen övergödning”. Rapport 56.
- SOM enkäten, Havsmiljöinstitutet, 2008, 2009, 2010
- SOU 2009. Det växande vattenbrukslandet. Statens offentliga utredningar SOU 2009:26.
- Soutukorva, Å., Söderqvist, T. 2005. An instrument for assessing the quality of environmental valuation studies. Report for Swedish Environmental Protection Agency. Stockholm.
- Strålsäkerhetsmyndigheten 2007. Stålmiljön i Sverige.
<http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Publikationer/Rapport/Stralskydd/2007/ssi-rapp-2007-02.pdf>. Rapport 2007:02.
- Stål J, Pihl L. 2007. Quantitative assessment of the area of shallow habitat for fish on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science* 64(3):446–52.

- Svedäng, H. 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 23-31.
- Svedäng, H. 2010. Long-term impact of different fishing methods on the ecosystem in the Kattegat and Öresund. IP/B/PECH/IC/2010_24 May 2010, 34 p. <http://www.europarl.europa.eu/studiesPelagial>
- Svedäng H. and Bardon G. 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 32–37.
- Svedäng H, and Svenson A, 2006. Cod *Gadus morhua* L. populations as behavioural units: inference from time series on juvenile abundance in the eastern Skagerrak, *Journal of Fish Biology*, 69: 151-164.
- Svedäng H, Righton D, and Jonsson P, 2007. Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism, *Marine Ecology-Progress Series*, 345: 1-12.
- Svedäng H., Massimiliano C., André C. 2011. Recovery of former fish productivity: philopatric behaviors put depleted stocks in an unforeseen deadlock. In: *Ecosystem Based Management for Marine Fisheries: an evolving perspective*. 232-247.
- Söderberg, K. & Mattsson, P. 2011. Mätkampanj för kustfisk 2011 - design och dimensionering. Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport, 74 p.
- Söderqvist, T., Scharin, H., 2000, The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago. Discussion Paper, no. 128, Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences.
- Söderqvist, T., et al 2005. Economic valuation for sustainable development in the Swedish coastal zone. *Ambio* 34, 169-175.
- Söderqvist, T., and Hasselström, L., 2008. The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak- Existing information and gaps of knowledge, Report 5874, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Söderqvist, T. et al 2010. Baltic Survey – A study in the Baltic Sea countries of public attitudes and use of the sea. Report on basic findings. Naturvårdsverket. Rapport 6348.
- TEEB, 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington, DC.
- Telesh I, Postel L, Heerkloss R, Mironova E, Skarlato S. 2009. Zooplankton of the Open Baltic Sea: Extended Atlas. BMB Publication No. 76.
- Telesh IV, Schubert H, Skarlato SO 2011. Revisiting Remane's concept: evidence for high plankton diversity and a protistan species maximum in the horohalinicum of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 1-11.
- Thompson Richard C. et al 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304, pp838.
- Thoreson G., 1996. Guidelines for coastal fish monitoring. *Kustrapport 1996:2*. 34 s.
- Tillväxtverket 2011. Fakta om svensk turism. Stockholm 2011.

Tobiasson S, Karlsson J, Kautsky, H. 2010. Ett år för biologisk mångfald. Havet 2010. Om miljötillståndet i svenska havsområden, Naturvårdsverket, Havsmiljöinstitutet.

Transportstyrelsen, 2011. Båtlivsundersökningen 2010 – en undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används. Transportstyrelsen och MIND Research AB, Sollentuna.

Turistdelegationen, 1995. Turismens begreppsnyckel: En översikt över internationellt rekommenderade begrepp med definitioner för turism. Info 017-2006, Tillväxtverket, Stockholm.

Turner, R. K. et al 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics* 30, 333 – 352.

Turner, 2010, Turner, R.K., Hadley, D., Luisetti, T., Lam, V.W.Y., Cheung, W.W.L. An introduction to socio-economic assessment within a marine strategy framework. London, Department of Environment, Food and Rural Affairs. Available at www.defra.gov.uk.

UNEP 2005. Marine litter – an analytical overview. United Nations Environment Programme.

UNEP, 2009a. Guidelines on the Use of Market-based Instruments to Address the Problem of Marine Litter, United Nations Environment Programme.

UNEP, 2009b. Marine Litter: A Global Challenge. Nairobi: UNEP. 223 pp.

Valiela, I., J. McLelland, J. Hauxwell, P. J. Behr, D. Hersh, and K. Foreman. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42:1105–1118.

Varying deep-water properties, *Oceanologia*, 48 (S), 21–35.

Wennberg, T., 1987. Long-term changes in the composition and distribution of the macroalgal vegetation in the southern part of Laholm Bay, south-west Sweden, during the last thirty years. Naturvårdsverket. 47s.

Wernersson A-S. 2012. Swedish monitoring of hazardous substances in the aquatic environment. Current vs. required monitoring and potential developments. Länsstyrelsen Västra Götaland. Rapport 2012:23 <http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/2012/2012-23.pdf>

Vesterinen, J., Pouta, E., Huhtala, A., Neuvonen, M., 2010. Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, 2010, p. 1-11.

Vindval 2008. Vindkraftens miljöpåverkan, Resultat från forskning 2005–2007 inom kunskapsprogrammet Vindval. A. Norlin, Vindval, Naturvårdsverket, Stockholm.

Vitale F, Börjesson P, Svedäng H, Casini M 2008 The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea, *Fisheries Research*, 90: 36-44.

Witteven+ Bos, 2009. Study of Social Analysis methods for the Marine Strategy framework Directive (MSFD). Rotterdam, Netherlands.

Östberg, K. Hasselström, L. and Håkansson, C. (2010). Non-market valuation of the coastal environment - uniting political aims, ecological and economic knowledge. CERE Working Paper #10/2010.

Östberg et al 2011. Benefit Transfer for Environmental Improvements in Coastal Areas: General vs. Specific Models. CERE Working paper No. 2011:2.

Osterblom, H. et al 2007. Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10(6): 877-889.

Östman, Ö., Karlsson, O., Pönni, J., Gårdmark, A., Kaljuste, O. & Aho, T. Size-selective predation by mammals on fish: grey seals reduce herring body size in the Gulf of Bothnia. Inskickad till *Marine Ecology Progress Series*.

Hemsidor

BRISK, 2011. (02/09/2011) www.brisk.helcom.fi

BSAP. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5985-9.pdf>

County maps, 2009.. <http://gis.lst.se/lanskartor/>, accessed 2011-11-30

HARMONY-projektet (Development and demonstration of Marine Strategy Framework Directive tools for harmonization of the initial assessment in the eastern parts of the Greater North Sea sub-region), ett projekt initierat av Danmark, mellan Danmark, Norge, Tyskland och Sverige för att ta fram verktyg för arbetet med marina direktivet.

Havsmiljöinstitutet. Åsikter om havet. <http://www.havsmiljoinstitutet.se/hav-och-samhalle/asikter-om-havet/>. Hämtad 2012-02-22.

HELCOM GIS (på Internet), http://www.helcom.fi/GIS/en_GB/HelcomGIS/

<http://ices.dk/workinggroups/ViewWorkingGroup.aspx?ID=33>

<http://www.frammandearter.se/>

http://www.helcom.fi/environment2/biodiv/alien/en_GB/alienspecies/?u4.highlight=HOLAS

<http://www.viss.lansstyrelsen.se/>

Livsmiljömodelleringar kan fås från flera olika projekt (NV projekt om indikatorer för Natura 2000-områden (?), BONUS PREHAB, Mats Lindegarth, Martin Gullström m.fl.)

Länsstyrelsens kartbaserade informationssida om miljöövervakning:

Naturhistoriska Riksmuseets informations och rapporteringssida om ullhandskrabba. www.nrm.se/ullhandskrabba

Naturvårdsverket

Naturvårdsverket, 2011a, "Vindval." Retrieved 12 September, 2011, from <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Energi/Vindkraft/Vindval/>.

Naturvårdsverket, 2011d, <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Statistik/Avfall-och-avloppsvatten/Statistik-over-dumpning-av-muddermassor/> Hämtad 2011-09-30

Naturvårdsverket. Miljömålsportalen. <http://www.miljomal.se/10-Hav-i-balans-samt-levande-kust-och-skargard/>). Hämtad 2011-12-13.

Naturvårdsverket, tillståndet i miljön

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/programomraden/luft/Beskrivning-av-delprogram-Miljogifter-i-luft-och-nederbord_NV.pdf

Naturvårdsverket, tillståndet i miljön

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/org_tennforening.pdf

Naturvårdsverket, tillståndet i miljön

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/monoporeia.pdf

Naturvårdsverket, tillståndet i miljön

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/fiskhalso.pdf

Naturvårdsverket, statistik, <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/>

Rapporter från ICES-gruppen WGITMO

<http://ices.dk/workinggroups/ViewWorkingGroup.aspx?ID=33>

Sjöfartsverket 2011. "tabell: Fartygsstatistik för åren 2006, 2007, 2008, 2009, 2010." Hämtad från: <http://sjofartsverket.se/sv/Infrastruktur-amp-Sjotrafik/Sjotrafikinformation/Trafikflodesstatistik-fartyg/>

http://www.slv.se/upload/dokument/remisser/regeringsuppdrag_2011/rapport_regeringsuppdrag_dioxinundantag_2011_02_28.pdf

Strålsäkerhetsmyndigheten 2011.

<http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Allmanhet/Karnkraft/Anlaggningar-i-Sverige/>, Strålsäkerhetsmyndigheten. Hämtad 2012-02-29

Svensk Energi 2011. <http://www.svenskenergi.se/sv/Om-el/Elproduktion/>
Hämtad 2012-02-29

Trafikanalys, 2010, Sjötrafik 2009/Shipping goods 2009. 2010-06-08. Sveriges officiella statistik (Official statistics Sweden).

Trafikanalys, 2011a, Shipping goods 2010; Statistik 2011:8.

Trafikanalys, 2011b, Sjöfartsföretag 2009 (Water transport 2009), available at <http://www.trafa.se/Statistik/Sjofart/Sjofartsforetag/>

Oppublicerade underlagsmaterial

Inom nedanstående områden har underlag levererats enligt avtal med Havs- och vattenmyndigheten till kapitel 2 och 3. Materialet är bearbetat i olika utsträckning.

Havsmiljöinstitutet:

Sammanhållande för ett uppdrag som innehöll följande delar.

Djurplankton: Elena Gorokhova och Lisa Mattsson, Stockholms universitet

Makrovegetation: Per-Olav Moksnes och Hans Kautsky, Göteborgs och Stockholms universitet

Genetiskt distinkta former av inhemska arter: Anna Palmé, Johan Charlier och Lovisa Wennerström, Stockholms universitet

Marint avfall: Per Nilsson, Havsmiljöinstitutet

Lunds universitet:

Havsfåglar, Leif Nilsson, Lunds universitet

SMHI:

Fysikaliska och kemiska förhållanden samt växtplankton. Ett flertal personer inblandade både när det gäller att ta fram ett omfattande material av figurer med bearbetningar av data och i skrivande av texter.

Sveriges lantbruksuniversitet:

Sammanhållande för ett uppdrag som innehöll följande delar

Ryggradslösa djur: Mats Blomqvist och Hans C Nilsson, HAFOK AB respektive Havsfiskelaboratoriet

Fisk: Lena Bergström, Håkan Wennhage, Jens Olsson, Kustlaboratoriet respektive Havsfiskelaboratoriet

Abrasion från trålning: Hans Nilsson, Patrik Jonsson, Mattias Sköld, Havsfiskelaboratoriet

Främmande arter: Malin Werner, Ann-Britt Florin, Havsfiskelaboratoriet respektive Kustlaboratoriet

Selektivt uttag av arter: Hans Nilsson, Johan Lövgren, Håkan Wennhage, Havsfiskelaboratoriet

Inom nedanstående områden har underlag levererats enligt avtal med Havs- och vattenmyndigheten till kapitel 4, 5 och 8. Materialet är bearbetat i olika utsträckning.

SCB:

SCB, 2011, Studie maritima branscher, SCB beteckning: 211819/8618639.

SCB, 2012a, PM Metodbeskrivning - Havsnära verksamheter med inverkan på den marina miljön, SCB beteckning: 211925/8619082.

SCB, 2012b, PM Metodbeskrivning – Havsnära verksamheter inom marina sektorn tillsammans med jord- och skogsbruk med inverkan på den marina miljön, SCB beteckning: 8701559/215100.

Övrigt:

Enveco Miljöekonomi AB 2012, An ecosystem service approach to analyze marine human activities in Sweden – a synthesis for the Economic and Social analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive. Planerad publicering, januari 2013.

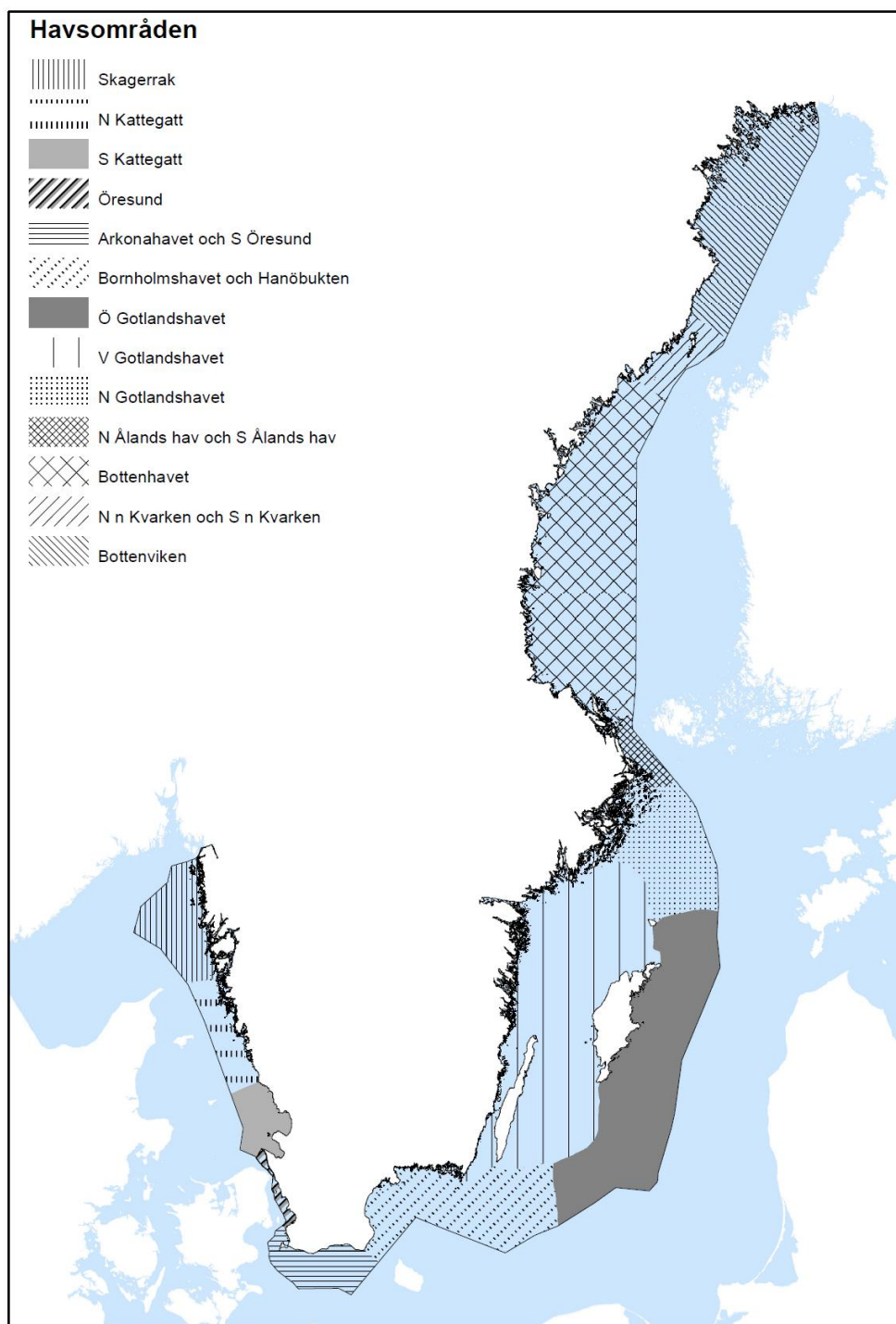
IVL Svenska miljöinstitutet, Enveco Miljöekonomi AB, Analysis of the maritime sector- from drivers to impact on ecosystem services, Ej publicerad

IVL Svenska miljöinstitutet, Enveco Miljöekonomi AB, Enviroeconomics Sweden, Oil spills in the Baltic Sea and the Northeast Atlantic, Preliminary analysis to support Sweden's Initial Assessment under the Marine Strategy Framework Directive. Ej publicerad.

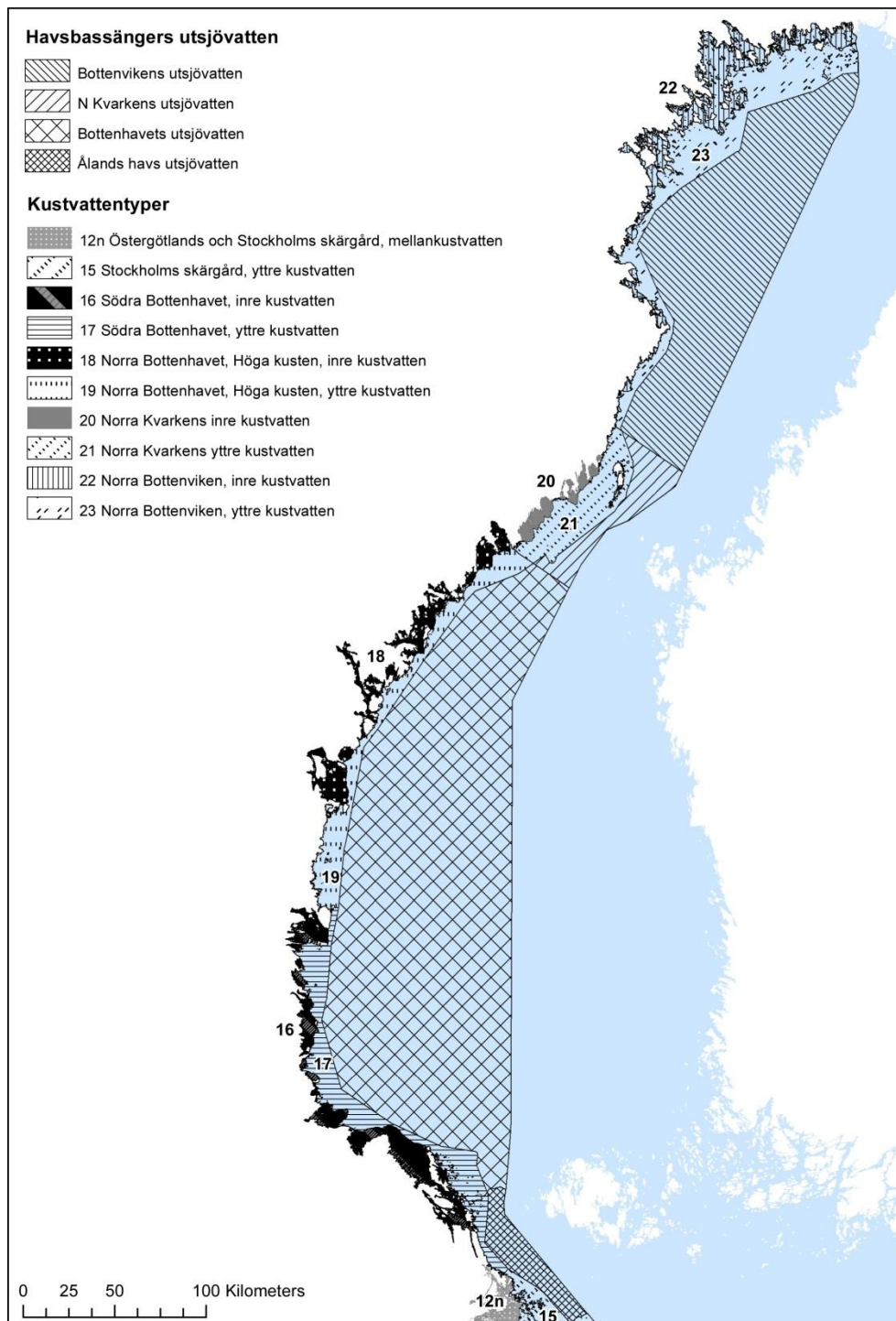
Resurs AB, 2011. Havsturismen i Sverige 2010: Ekonomiska och sysselsättningsmässiga effekter av turismen i och vid havsvatten i Sverige 2010. Resurs AB, Stockholm. Ej publicerad.

Baltic Stern, 2013, Baltic Sea - a Common Treasure! Economics of Saving the Sea. (Preliminär titel, planerad publicering, februari 2013)

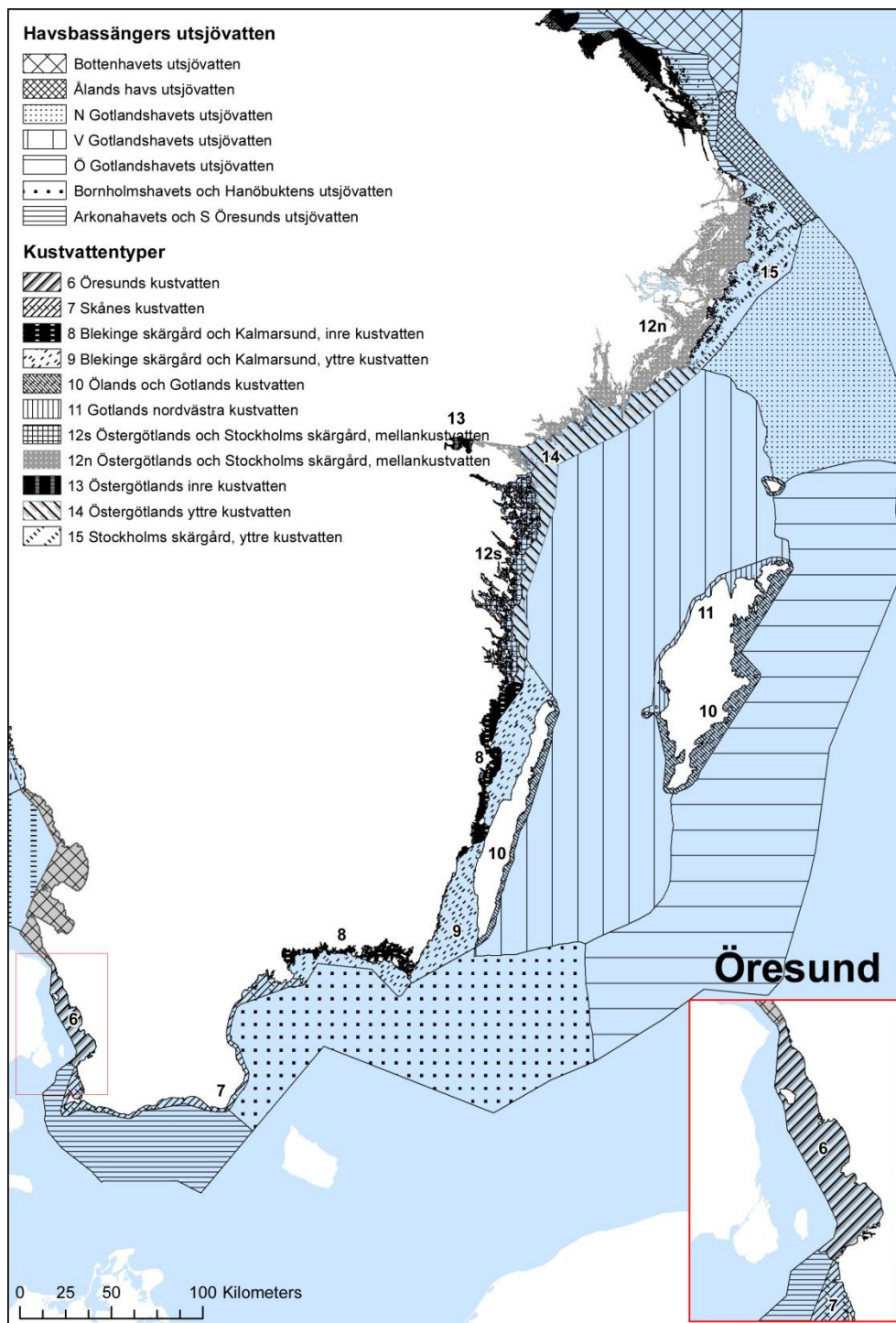
Bilaga 1 Bedömningsområden



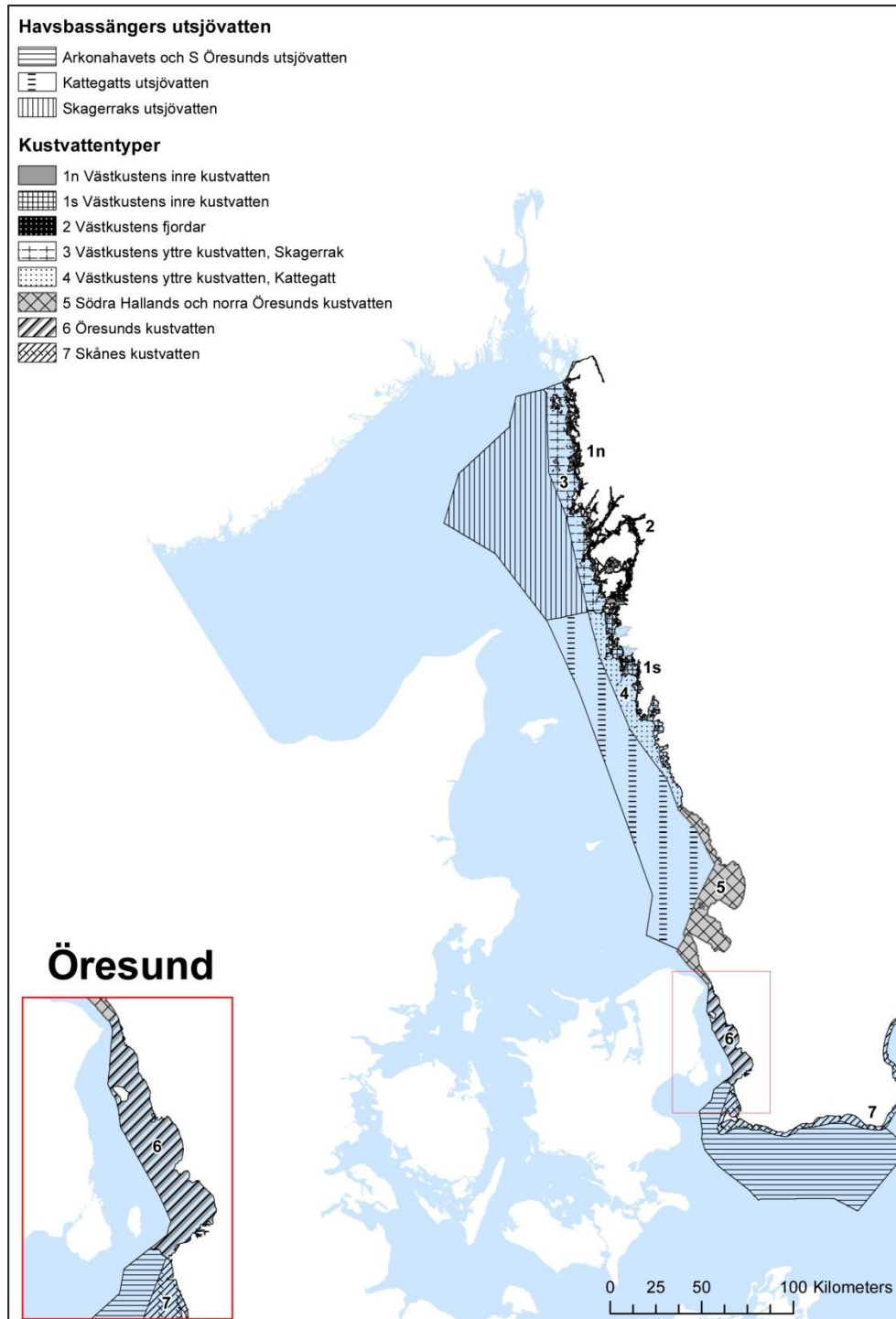
Bilaga 1, karta 1. Nordsjöns och Östersjöns havsbassänger.



Bilaga 1, karta 2. Kustvattentyper och havsbassängers utsjövatten i norra Östersjön.



Bilaga 1, karta 3. Kustvattentyper och havsbassängers utsjövatten i södra Östersjön.



Bilaga 1, karta 4. Kustvattentyper och havsbassängers utsjövatten i Nordsjön.

Bilaga 2 Tabeller

Tabell 1. Ämnen och faktorer som har beaktats vid identifiering av lämpliga indikatorer med koppling till deskriptor 8 och kriterium 8.1.

Ämne	Nuvarande nationell marin övervakning	Föreslås av HELCOM CORESET som core indicator ¹⁴ ?	Nuvarande reglering/ Övervakningskrav ¹⁵	Finns effektbaserad bedömningsrund/ kvalitetskrav?	Fastställs som indikator denna förvaltningscykel?
Kvicksilver	Fiskmuskel, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	Ja, metaller (Cd, Hg, Pb) föreslås i fisk och musslor	WFD, BSAP, CEMP	Ja, för biota (2008/105/EG)	JA, redan fastställd, men gränsvärdet kommer att revideras och specificeras ytterligare för respektive art och vävnad ¹⁶
HCB	Fiskmuskel, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	Nej, men som supplementär	WFD, POP	Ja, för biota (2008/105/EG)	JA, redan fastställd, men gränsvärdet kommer eventuellt att revideras och specificeras ytterligare. På sikt kan den dock eventuellt utgå pga minskande halter och liten risk för påverkan.
Dioxiner och dioxinlika-PCBer	Fiskmuskel, sillgrissleägg	JA, föreslås i fisk och musslor	pWFD, POP, BSAP, preCEMP	Föreslås inom 2008/105/EG (för biota)	JA, kommer att fastställas som indikator eftersom halterna idag indikerar risk för att god status inte uppnås, och halterna minskar inte.
Ej dioxinlika PCBer (PCB7)	Fiskmuskel, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	JA, föreslås för fisk och musslor	CEMP	EAC värde samt värde i NV rapport 5799	JA, kommer att fastställas som indikator med anledning av risk för effekter
Kadmium	Fisklever, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	Ja, metaller (Cd, Hg, Pb) föreslås i fisk och musslor	WFD, BSAP, CEMP	Ja, för vatten (2008/105/EG)	JA, kommer att fastställas som indikator eftersom halterna idag indikerar risk för att god status inte uppnås, och halterna minskar inte.
Bly	Fisklever, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	Ja, metaller (Cd, Hg, Pb) föreslås i fisk och musslor	WFD, CEMP	Ja, för vatten (2008/105/EG)	JA, kommer att fastställas som indikator med anledning av risk för effekter.
Ni	Fisklever, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	Nej, inte denna metall	WFD	Ja, för vatten (2008/105/EG)	Eventuellt; eftersom halter i sediment indikerar risk och en försämring på flera platser, samt att halter i musslor ev indikerar risk för effekter. Ytterligare utredning behövs dock.

¹⁴ Man har även förslag på supplementary indicators; dessa är troligen inte så problematiska längre, men man bör följa upp trend, liksom kandidater (alkylfenoler) – ännu inte tagit något beslut om dessa.

¹⁵ WFD: prioriterad substans i dagsläget enligt 2008/105/EG; pWFD: föreslås av kommissionen att bli prioriterad substans i samband med revidering av 2008/105/EG; , POP: regleras genom Stockholmskonventionen och EG förordning 850/2004, POPkand: utgör kandidat till att regleras genom dessa CEMP: obligatoriskt att övervaka i OSPAR området (gäller sediment och/eller biota beroende på ämne).

¹⁶ Värdet avser hela organismen eftersom det tagits fram för att skydda predatorer, vilka konsumerar hela djuret och inte bara muskelvävnad. I normalfallet analyseras bara muskelvävnad och värdet behöver därför räknas om för att ge rättvisande jämförelser. En omräkningsfaktor helkropp/muskel för strömning var 0,86 och för abborre 0,72 när data utvärderades av Naturhistoriska riksmuseet (Bignert et al 2011). Omräkningsfaktorerna bygger på en pilotstudie på strömning och abborre inom HELCOM.

HBCDD	Fiskmuskel, blåmusslor, sillgrissleägg	Ja, i fisk och musslor	pWFD, POP, BSAP, CEMP	Föreslås inom 2008/105/EG (för biota)	JA, kommer att etableras som indikator eftersom halterna ökar i sillgrissla.
PBDE	Fiskmuskel, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	Ja, i fisk och musslor	WFD ¹⁷ , POP ¹⁸ , BSAP, CEMP	Ja, för vatten (2008/105/EG), föreslås för biota	JA, kommer att etableras som indikator, men inväntar troligen en pågående revidering av gränsvärdet
PFOS	Fisklever	Ja, i fisk och musslor	pWFD, POP, BSAP, preCEMP	Föreslås inom 2008/105/EG (för biota)	JA, kommer att etableras som indikator, eftersom halterna indikerar risk för effekter och ökar
HCH	Fiskmuskel, blåmusslor, sillgrissleägg Sediment	Nej, men som supplementär	WFD, POP	Ja, för vatten (2008/105/EG)	JA, kommer eventuellt att etableras som indikator men ytterligare utredning behövs, eftersom halterna sjunker och statusen redan idag bedöms som god
PAH	Blåmusslor Sediment	Ja, 16 EPA-PAH föreslås för sediment och musslor; för PAH metaboliter föreslås fisk	WFD, CEMP	Ja, för vatten (2008/105/EG), föreslås för biota	JA, kommer att ingå som indikator framöver, eftersom uppmätta halter indikerar risk för effekter
Organiska tennföreningar	Nättnäckor Sediment	JA, TBT ¹⁹ och/eller imposex	BSAP, CEMP, TBT: WFD,	Ja, för vatten (2008/105/EG)	JA, kommer att ingå som indikator framöver, eftersom uppmätta halter i sediment indikerar risk för effekter
Alkylfenoler (nonyl- resp oktylfenol)	Sediment	Nej men kandidat	Nonylfenoler: WFD, BSAP Oktylfenol: WFD, BSAP	Ja, för vatten (2008/105/EG)	JA, kommer att ingå som indikatorer framöver, eftersom uppmätta halter i sediment indikerar risk för effekter
Läkemedelsre- ster (EE-2, E2 och diklofenak)	Ingår inte ²⁰	EE-2 i vatten, Diklofenak i fisk	pWFD	Föreslås inom 2008/105/EG (för vatten)	NEJ, kommer inte att etableras som indikator denna förvaltningscykel eftersom otillräckligt undersökt i marin miljö
Cs-137	Kustvatten	Cs-137 i musslor och fisk		Nej	Eventuellt; men trenden är nedåtgående och halter bedöms som låga, även om pre-Tjernobylyvärderna

¹⁷ Enbart penta och oktaBDE avses

¹⁸ Enbart tetra-, penta-, hexa-, hepta-BDE avses

¹⁹ Dock oklart för vilken matris som avses

²⁰ Ämnena har dock screenats. EE2 och E2 kunde inte detekteras i något av de vattenprov som analyserades inom den senaste nationella screeningundersökningen av läkemedel (Fick et al 2011). Detektions- och kvantifieringsgränser för EE2 och E2 i vattenfas är dock alltför hög för att man ska kunna dra några slutsatser vid jämförelse med föreslagna gränsvärden. Undersökningar i svensk marin miljö är dessutom mycket få. Däremot är det troligt att förhöjda halter av dessa substanser skulle kunna inducera en ökning av vitellogeninhalter hos hanfisk, vilket kan ge tidiga signaler om det finns risk för hormonstörningar på fisk. Den typen av analyser görs inom ramen för den effektbaserade övervakningen och någon påverkan i dessa referensområden har inte noterats. Däremot är det tänkbart att effekter av EE2 och E2 m fl östrogena ämnen skulle kunna uppträda närmre lokala källor såsom avloppsreningsverk.

					ännu inte uppnås. Ytterligare utredning behövs dock.
DDT	Fiskmuskel Blåmuslor, SillgrissleäggSedi- ment	Nej, men som supplementär	WFD, POP	Ja, för vatten (2008/105/EG)	Eventuellt; då halten av DDT och dess nedbrytningsprodukt DDE indikerar risk för effekter. Ytterligare utredning behövs dock
Koppar och Zink	Fisklever Blåmuslor Sillgrissleägg Sediment	Nej, men som supplementär men då bara trend		Ej relevant om bara trend ska utvärderas	NEJ, men ingår i trendindikator fastställd för stabila ämnen och dessa metaller i biota
SCCP, endosulfan	Sediment	Nej	BSAP, WFD	Ja, för vatten (2008/105/EG)	NEJ, kommer inte att etableras som indikator denna förvaltningscykel eftersom bedömts som mindre relevant
DEHP, PCP, diuron, isoproturon, pentaklorbens- en, alaklor, atrazin, bensen, klorfenvinfos, klorpyrifos, 1,2-diklorethan, diklormetan, hexaklorbutad- ien, simazin, triklormetan, triklorbensen- er, trifluralin	Sediment	Nej	WFD	Ja, för vatten (2008/105/EG)	NEJ, kommer inte att etableras som indikator denna förvaltningscykel eftersom bedömts som mindre relevant i marin miljö

Tabell 2. Faktorer som har beaktats vid identifiering av lämpliga indikatorer med koppling till deskriptor 8 och kriterium 8.2.

Variabel	Nuvarande svensk övervakning	Föreslås av HELCOM CORESET?	CEMP/preCEMP	Fastställs som indikator denna förvaltningscykel?
Fiskbiomarkörer	Ett stort antal biomarkörer som mäter om det förekommer en påverkan relaterad till t ex reproduktion, hormonella störningar, ämnesomsättning, immunförsvar, jonbalans och leverfunktion analyseras, på två arter och fyra lokaler. ²¹	JA, vissa av de ingående biomarkörerna: Missbildade tånglake-yngel Fish Disease Index som core indicators; kandidater: VTG, EROD, AChE	preCEMP: EROD, DNA addukter, PAH metaboliter i galla, lever histopatologi, makroskopiska lever noduler, ALA-D, MT, tånglakereproduktion, externt synliga fisksjukdomar	Eventuellt, ytterligare utredning behövs dock för att fastställa bedömningsgrund, som troligen kommer att baseras på integrerad analys
Äggskalsförtunning	Hos sillgrissla och havsörn	Nej		JA, men ytterligare utredning behövs för att fastställa bedömningsgrund
Vitmärkla, missbildade embryon	Utöver procent missbildade embryon undersöks många andra variabler ²²	Ja		Eventuellt, ytterligare utredning behövs dock för att fastställa bedömningsgrund
Imposex	Bl a undersöks VDSI, (Vas Deferens Sequence Index) och RPLI, (Relative Penis Length Index) ²³	Ja	CEMP	Eventuellt, ytterligare utredning behövs dock eftersom EAC värde eller annan bedömningsgrund saknas för den art som övervakas i Östersjön
Lysosomstabilitet	Nej	Ja	preCEMP	Eventuellt, men ingår ännu inte i det nationella programmet. Ytterligare utredning skulle behövas.
Mikronukleus test	Nej	Ja	Nej	Eventuellt, men ingår ännu inte i det nationella program-met. Ytterligare utredning skulle behövas.

²¹ Se undersökningstypen "Hälsotillstånd hos kustfisk - biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå" http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/fiskhalso.pdf

²² Undersökningar som ingår beskrivs mer utförligt i "Missbildade embryon av Monoporeia affinis" http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/monoporeia.pdf

²³ Undersökningar som ingår beskrivs mer utförligt i den s k undersökningstypen: "Biologisk effektövervakning av organiska tennföreningar" http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/org_tennforening.pdf

