



## **EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING SOM METOD FÖR ATT HANTERA NEGATIVA MILJÖTRENDER OCH OKLARA ORSAKSSAMBAND**

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2019:6

**ANDERS GRIMVALL, HENRIK SVEDÄNG, HANNA FARNELID,  
PER-OLAV MOKSNES, JAN ALBERTSSON.**

## UPPDRAGSRAPPORT

Denna rapport har tagits fram av Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Miljömålsberedningen  
Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten.

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2019:6

Titel: Ekosystembaserad förvaltning som metod för att hantera negativa miljötrender och oklara orsakssamband

Författare: Anders Grimvall, Henrik Svedäng, Hanna Farnelid, Per-Olav Moksnes, Jan Albertsson.

Publicerad: 2019-11

Kontakt: Anders Grimvall. Havsmiljöinstitutet, Box 260, 405 30. Göteborg.  
[anders.grimvall@havsmiljoinstitutet.se](mailto:anders.grimvall@havsmiljoinstitutet.se)

Referens till rapporten: Grimvall. A. Svedäng. H. Farnelid H. Moksnes. P-O. Albertsson. J. (2019) Ekosystembaserad förvaltning som metod för att hantera negativa miljötrender och oklara orsakssamband

Rapport nr 2019:6, Havsmiljöinstitutet.

Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, Linnéuniversitetet och Sveriges lantbruksuniversitet för att bistå myndigheter och andra aktörer inom havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.

[www.havsmiljoinstitutet.se](http://www.havsmiljoinstitutet.se)

Omslagsfoto: Ålgräsäng, Per-Olav Moksnes.

# FÖRORD

Miljömålsberedningen (M 2010:04) ska föreslå en strategi för förstärkt åtgärdsarbete för bevarande och hållbart nyttjande av hav och marina resurser. I detta uppdrag<sup>1</sup> ingår att utreda behovet av nya etappmål inom miljömålssystemet och vid behov föreslå nya etappmål.

Vidare ska beredningen analysera behovet av åtgärder och styrmedel och vid behov lämna förslag på förbättringar och nya kostnadseffektiva styrmedel och åtgärder.

Bland annat ska beredningen:

- redogöra för hur existerande styrmedel och åtgärder styr mot havsanknutna miljö kvalitetsmål och mål 14 och om de kan bli mer effektiva,
- analysera om det behövs ytterligare styrmedel och åtgärder, för att på ett kostnadseffektivt sätt säkerställa en ekosystembaserad havsförvaltning som bidrar till att stärka havens resiliens, särskilt med hänsyn till effekterna av klimatförändringarna och havsförureningen och vid behov lämna förslag på sådana,
- analysera om det behövs ytterligare styrmedel och åtgärder för att säkerställa kunskapsförsörjningen med avseende på berörda miljö kvalitetsmål och mål 14 i Agenda 2030 och vid behov lämna förslag på sådana,
- utifrån befintliga analyser och rapporter om kopplingen mellan havsanknutna miljö kvalitetsmål och mål 14 i Agenda 2030 bedöma om miljömålssystemet behöver kompletteras med fler etappmål, och vid behov lämna förslag,
- värdera hur det havsregionala samarbetet på ett effektivt sätt kan bidra till genomförandet av havsanknutna miljö kvalitets-mål och mål 14 i Agenda 2030.

Som ett av flera underlag för att lösa dessa uppgifter har Miljömålsberedningen ingått en överenskommelse med Havsmiljöinstitutet om att ta fram en underlagsrapport om ekosystembaserad förvaltning som metod för att hantera negativa miljö trender och oklara orsakssamband. Rapporten utgår från ett urval negativa miljö trender som dokumenterats i forskningsrapporter och fortlöpande miljö övervakning i Östersjön och Västerhavet. Dessa tematiska problembeskrivningar tjänar sedan som underlag för två synteser.

Den första syntesen behandlar interaktioner mellan olika organismer och processer i de marina ekosystemen. Den andra behandlar möjliga steg mot en havsmiljö förvaltning som präglas av kontinuerligt lärande, successiv anpassning av förvaltningsmål och en helhetssyn på bevarande och hållbart nyttjande av de marina ekosystemen.

Arbetet på rapporten leds av Havsmiljöinstitutet i samverkan med Östersjöcentrum. Kontaktpersoner är Anders Grimvall (vetenskaplig koordinator vid Havsmiljöinstitutet)

---

<sup>1</sup> Se dir. 2019:44.

och Jorid Hammersland (sekreterare i Miljömålsberedningen). Författarna till rapporten ansvarar gemensamt för såväl tematiska problembeskrivningar som synteser. Före publiceringen granskas rapporten av externa experter enligt Havsmiljöinstitutets granskningsprocess.

Göteborg 2019-10-31

**Anders Grimvall, vetenskaplig koordinator,  
Havsmiljöinstitutet.**

## SAMMANFATTNING

En ekosystembaserad förvaltning ska präglas av en helhetssyn på bevarande och hållbart nyttjande av ekosystemen. Det innebär bland annat att den ska ta hänsyn till att olika arter i ett ekosystem påverkar varandra och att samspelet mellan människa och miljö ofta spänner över flera sektorer i samhället. För att den ska bygga på bästa tillgänglig kunskap och få acceptans ska den dessutom vara adaptiv samt präglas av transparens och ett aktivt deltagande av många intressenter.

Sedan mer än tjugo år tillbaka har röster höjts i många länder och inom såväl förvaltning som forskning och ideella organisationer för att miljöförvaltningen ska bli mer ekosysteminriktad. Detta har medfört att olika principer för ekosystembaserad förvaltning upphöjts till en ledstjärna för arbetet inom EU:s ramdirektiv för vatten, Havsmiljödirektivet och den inom Helcom fastställda Baltic Sea Action Plan. Som många forskare har påpekat är det dock långtifrån alltid som allmänna principer omsätts i praktisk handling.

Denna rapport tar fasta på att det finns miljöstörningar i Östersjön och Västerhavet som förvärrats under senare år, trots ett i många avseenden ambitiöst arbete för en bättre havsmiljö. Den samlade fiske- och miljöförvaltningen har inte kunnat hindra att viktiga torskbestånd utarmats eller blivit lågproduktiva. Den har heller inte kunnat hindra att stora arealer av det, för de marina ekosystemen, viktiga ålgräset försvunnit längs västkusten. Reproduktionsskador hos lax och sjöfågel, vilka kopplats till brist på vitamin B<sub>1</sub> (tiamin), och dramatiska förändringar i djurlivet på Östersjöns botten har fått fler varningsklockor att ringa.

Samtliga fyra ovannämnda exempel på miljöstörningar har en sak gemensamt. De berör direkt eller indirekt flera grupper av organismer i de marina ekosystemen. Vidare är kopplingarna till mänskliga aktiviteter på land och till havs komplexa. Detta har gjort det svårt att peka ut klara orsaker till de observerade störningarna och att ta steget från forskningsresultat och miljöövervakning till åtgärder inom förvaltningen. Följande frågor blir därför viktiga att besvara:

- Hur viktigt är det att havsmiljöförvaltningen bygger på en systemsyn?
- Kan ekosystembaserad förvaltning tillämpas fullt ut inom nuvarande förvaltningsstruktur?
- Vad krävs för att ekosystembaserad förvaltning ska ge resultat?

De exempel på miljöstörningar som redovisas i denna rapport visar alla på betydelsen av en systemsyn. När torsken i Östersjöns östra bestånd under lång tid har fått allt sämre kondition och visar tydliga tecken på svält, så indikerar detta både allvarliga systemförändringar i havet och bristande koordinering av fiske- och miljöpolitik. När grunda vikar i Bohuslän gått från att ha klart vatten, stor fisk och ålgräs till att ha

grumligt vatten, liten fisk och mattor av alger, och dessutom tycks ha låsts fast i det senare tillståndet, så är det ett allvarligt regimskifte. Förändringarna i bottendjurens artsammansättning och tiaminbristen hos lax och sjöfågel är ytterligare exempel på störningar som är svåra att hantera utan en förvaltning som noga beaktar ekosystemens struktur, funktion och återhämtningsförmåga.

En genomgång av centrala dokument i EU:s miljödirektiv visar att det inte finns några väsentliga formella hinder för att fullt ut tillämpa den ekosystembaserade förvaltningens principer inom nuvarande förvaltningsstruktur. Däremot kommer inte samtliga dessa principer automatiskt bli uppfyllda i arbetet med att genomföra EU-direktiven och åtaganden, såsom Baltic Sea Action Plan. Stödet för sektorsövergripande förvaltning och dialoger med kommersiella aktörer är alltför svagt och bilden av ekosystemens funktion, sårbarhet och förmåga till återhämtning är alltför förenklad. I denna rapport föreslår vi därför förändringar inom tre områden:

- Tydliggör aktörers ansvar, mandat och möjligheter att agera.
- Organisera lärande- och samverkansprocesser.
- Utveckla kunskapsinhämtning och miljöövervakning.

Speciellt föreslås att riksdagen ger regeringen i uppdrag att:

- Tydliggöra hur nationella ambitioner avseende ekosystembaserad förvaltning kan koordineras med pågående arbeten inom EU:s miljödirektiv och internationella konventioner avseende Östersjön och Nordsjön.
- Verka för att Internationella havsforskningsrådet utvecklar råd som baseras på bästa tillgängliga kunskap om flödet av energi och näringsämnen i de marina ekosystemens näringsväv.
- Via regleringsbrev uppdra åt Havs- och vattenmyndigheten att inrätta ekologiskt- och administrativt avgränsade modellområden för utveckling av ekosystembaserad förvaltning.
- Via regleringsbrev uppdra åt Havs- och vattenmyndigheten att visa hur erfarenheter från lokal samverkan i havsmiljöfrågor kan överföras till nationell nivå.
- Via regleringsbrev uppdra åt Havs- och vattenmyndigheten att övervaka och uppskatta de totala flödena av energi och näringsämnen genom den marina näringsväven från växtplankton och bakterier till rovfisk och säl.
- Stärka den ekosystembaserade förvaltningen genom samordnad insamling och analys av data om miljötillstånd, belastning av miljön samt drivkrafter och aktörer i samhället.

- Skapa en fastare organisation för probleminriktade och forskningsnära analyser av insamlade miljöövervakningsdata för att åstadkomma ett systematiskt kunskapsbyggande.
- Stärka universitetens roll som kunskapssökare och spridare av vetenskapligt belagda tolkningar av miljödata.

Föreliggande rapport innehåller fler rekommendationer samt motiveringar till samtliga förslag.

# INNEHÅLL

Förord	3
Sammanfattning	5
Innehåll	8
1. Rapportens inriktning och syfte	10
2. Lågproduktiva torskbestånd	11
2.1 Observerade symptom	11
2.2 Symptomens utbredning i tid och rum	12
2.3 Följdverkningar för de marina ekosystemen 2.3.1 Vetenskapligt dokumenterade mekanismer	15
2.3.2 Teorier med visst vetenskapligt stöd	15
2.4 Orsaker till observerade symptom 2.4.1 Erkända kopplingar till mänskliga aktiviteter	16
2.4.3 Teorier med visst vetenskapligt stöd	17
2.5 Befintliga styrmedel 2.5.1 Förordningar och internationella konventioner	19
2.5.2 Övriga styrmedel	19
2.6 Åtgärder 2.6.1 Genomförda och beslutade åtgärder	20
2.6.2 Uppföljning och dokumenterade effekter av åtgärder	20
3. Tiaminbrist och reproduktionsstörningar hos fisk och sjöfågel	21
3.1 Observerade symptom	21
3.2 Symptomens utbredning i tid och rum	22
3.3 Orsaker till observerade symptom 3.3.1 Erkända samband inom de marina ekosystemen	23
3.3.2 Kunskapsluckor	24
3.4 Befintliga styrmedel	24
3.5 Åtgärder	24
4. Minskad utbredning av ålgräs	25
4.1 Symptomens utbredning i tid och rum	25
4.2 Ålgräsängarnas funktion i marina ekosystem	26
4.3 Orsaker till förluster och brist på återhämtning	26
4.4 Befintliga styrmedel	28
4.5 Åtgärder	29
5. Förändrat djurliv på havsbotten	30
5.1 Observerade symptom	30
5.2 Symptomens utbredning i tid och rum	30
5.3 Följdverkningar för de marina ekosystemen	31
5.4 Orsaker till observerade symptom 5.4.1 Samband med mänskliga aktiviteter	32
5.4.2 Samband inom de marina ekosystemen	33
5.5 Befintliga styrmedel	34
5.6 Åtgärder 5.6.1 Beslutade och genomförda åtgärder	35
5.6.2 Uppföljning och dokumenterade effekter av åtgärder	35



<b>6. Miljöstörningar, mänsklig påverkan och systemtänkande</b>	<b>37</b>
6.1 Miljöstörningars fortplantning i näringsväven	37
6.2 Regimskiften och återhämtning	40
6.3 Kunskapsluckor	41
<b>7. Möjliga steg mot en ekosystembaserad förvaltning</b>	<b>43</b>
7.1 Principer för ekosystembaserad förvaltning (EBM)	43
7.2 Stöd och hinder för att koordinera EBM och befintliga förvaltningsstrukturer	44
7.2.1 EBM och EU:s miljödirektiv	44
7.2.2 EBM och fiskeförvaltning	46
7.2.3 EBM och Baltic Sea Action Plan	49
7.3. Rekommendationer för att stärka införandet av EBM	49
7.3.1 Tydliggör aktörers ansvar, mandat och möjligheter att agera	50
7.3.2 Organisera lärande- och samverkansprocesser	51
7.3.3 Utveckla miljöövervakning och kunskapsinhämtning	52
<b>8. Litteraturreferenser</b>	<b>55</b>
Referenser till kapitel 2	55
Referenser till kapitel 3	60
Referenser till kapitel 4	62
Referenser till kapitel 5	64
Referenser till kapitel 6	68
Referenser till kapitel 7	71

# 1. RAPPORTENS INRIKTNING OCH SYFTE

Trots ett i många avseenden ambitiöst arbete för en bättre havsmiljö finns det flera miljöstörningar som har förvärrats under senare år. På senare tid har även olika episodiska sjukdomstillstånd hos vilda djurpopulationer börjat uppmärksammas. Exempel på sådana störningar som dokumenterats i forskning och miljöövervakning är:

- Östersjöns torskbestånd, särskilt östra beståndet, har blivit lågproduktivt och torsken lider av låg individuell tillväxt samt sämre kondition och hälsotillstånd.
- Laxfiskar och ejder lider av reproduktionsstörningar och av brist på tiamin (B-vitamin).
- Stora arealer av det för de marina ekosystemen viktiga ålgräset har försvunnit längs västkusten.
- Djurlivet på havsbotten, och därmed även viktigt födounderlag för fisk, har förändrats i Östersjön.

Havsmiljöinstitutet och Östersjöcentrum anser att några av dessa störningar av olika skäl har fallit mellan stolarna i förvaltningen. I andra fall har åtgärdsprogrammen varit otillräckliga eller haft en mindre ändamålsenlig utformning. Samtliga uppräknade störningar har dock en sak gemensamt. De berör direkt eller indirekt flera grupper av organismer i de marina ekosystemen. Vidare är kopplingarna till mänskliga aktiviteter på land och till havs komplexa. Detta har gjort det svårt att peka ut klara orsaker till de observerade störningarna och att ta steget från forskningsresultat och miljöövervakning till åtgärder inom förvaltningen.

De närmast följande kapitlen i denna rapport innehåller tematiska beskrivningar av utvalda miljöstörningar. Baserat på en noggrann genomgång av resultat från svensk miljöövervakning och vetenskapliga artiklar i erkända tidskrifter sammanfattas miljöstörningarnas utbredning i tid och rum samt kunskapen om bakomliggande orsaker. Vidare bedöms förutsättningarna att med befintliga förordningar, förvaltningsstrategier och åtgärdsprogram minska de dokumenterade miljöstörningarna. Urvalet av miljöstörningar i de tematiska beskrivningarna ska ses som exempel på problem som är angelägna att hantera. Det gör alltså inte anspråk på att vara fullständigt eller representera någon bestämd rangordning av olika havsmiljöproblem.

Rapporten avslutas med två synteser. Den första innehåller en kortfattad sammanfattning av interaktioner mellan olika nivåer i de marina ekosystemen och hur mänsklig påverkan av en viss art kan få spridningseffekter uppåt eller neråt i näringsväven. Där finns också en diskussion kring ekologiska regimskiften och ekosystemens förmåga till återhämtning.

Den andra syntesen behandlar principer för ekosystembaserad förvaltning, behovet av att fullt ut tillämpa dessa principer samt möjliga steg mot att bättre hantera miljöstörningar som kännetecknas av att det föreligger en negativ miljötrend eller att orsakerna till störningarna är dåligt kända.

## 2. LÅGPRODUKTIVA TORSKBESTÅND

*Rika och produktiva bestånd av sill/strömming och torsk har historiskt sett präglat utvecklingen av många kustsamhällen och gett viktiga bidrag till landets livsmedelsförsörjning. Sedan slutet av 1900-talet har det skett en dramatisk minskning av torskbestånden i både Östersjön och Västerhavet, med undantag för Öresund. Den samlade fiske- och miljöförvaltningen har inte kunnat hindra uppkomsten av lågproduktiva bestånd och idag finns historiskt få stora torskar i svenska kust- och utsjövatten.*



**Figur 2.1.** Forskaren Eero Aro inspekterar torskfångsten i den polska fiskezonen på det danska undersökningsfartyget U/F Dana i mars 1987. Mer än 7 000 kg torsk fångades efter en timmas trålning och fler än 100 individer hade en vikt som översteg 20 kg. Denna fångst vore idag helt omöjlig att uppbringa, då det finns mycket få torskar över 50 cm i Östersjön. Foto Jesper Bay.

### 2.1 Observerade symptom

I Västerhavet har torsk och andra rovfiskar minskat både i antal och storlek sedan 1970-talet. Längs stora delar av Bohuskusten och i hela Kattegatt domineras fångsten nu helt av

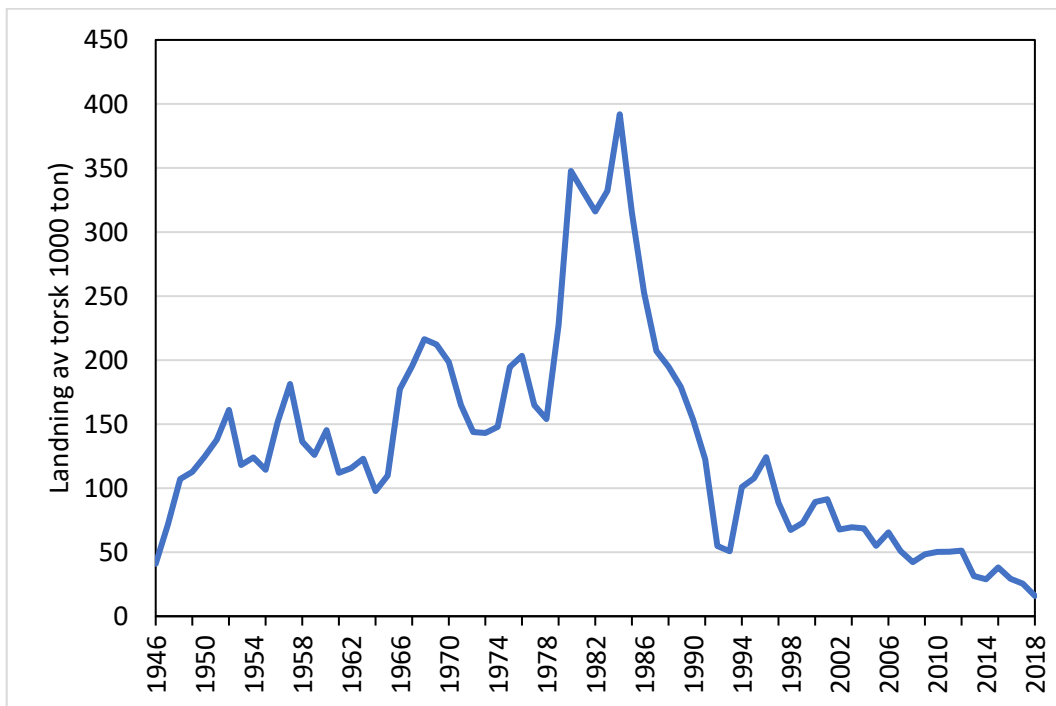
unga individer som kommer från andra lekområden i Nordsjön och i viss mån Öresund (Svedäng, 2003; Svedäng & Bardon, 2003; Svedäng m fl. 2004; Svedäng m fl. 2007; Svedäng m fl. 2010a; Svensson m fl. 2019). Endast i Öresund finns det kvar ett lokalt, produktivt torskbestånd (Svedäng m fl. 2010a, b; Lindegren m fl. 2013).

I Östersjön har torskbeståndet väster om Bornholm utvecklats på ett sätt som liknar den negativa trenden i Kattegatt. Det finns numera färre vuxna fiskar och beståndets totala biomassa har minskat (ICES, 2019). På grund av det hårda fisketrycket blir då beståndets storlek beroende av att nya, tämligen starka årsklasser, tillkommer praktiskt taget varje år.

Torskbeståndet öster om Bornholm har utvecklats på ett annat och särdeles negativt sätt då det för närvarande består till största delen av många småvuxna och magra individer som växer långsamt (Eero m fl. 2012, 2015; Svedäng & Hornborg, 2014, 2017; ICES 2019). Beståndet har därmed blivit lågproduktivt. Under senare tid har detta problem förvärrats ytterligare genom att torsken i hög grad har blivit infekterad av parasiter som sprids av gråsäl (Nadolna & Podolska, 2014; Horbowy m fl. 2016; Sulukova m fl. 2018).

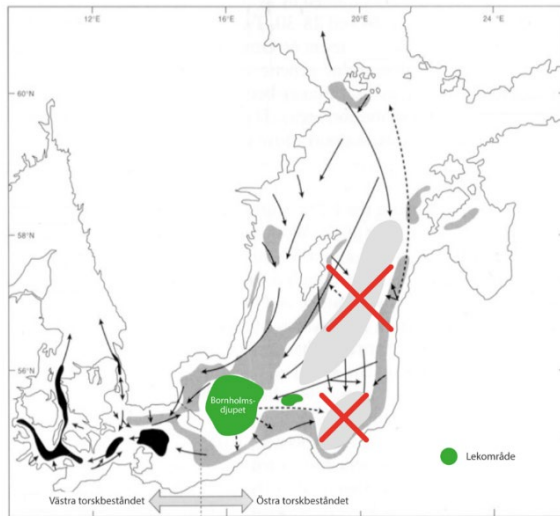
## **2.2 Symptomens utbredning i tid och rum**

När fiskeriundersökningarna längs svenska västkusten, efter mer än tjugo års uppehåll, återupptogs i början på 2000-talet visade det sig att det saknades vuxen och storväxt torsk i hela kustområdet från norska gränsen i norr till Kullen i söder (Svedäng, 2003; Svedäng & Bardon, 2003; Svedäng m fl. 2004). Analyser av den historiska utvecklingen visar att de tidigare täta, lokala bestånden av torsk i Bohusläns kustvatten gick starkt tillbaka redan under 1970-talet. I område efter område försvann bestånden tills det i hela Bohusläns skärgård inte längre fanns kvar några produktiva torskbestånd. På samma sätt har lokala torskbestånd försvunnit i Kattegatts kustvatten, det vill säga i Göteborgs skärgård, Kungsbackafjorden, Laholmsbukten och Skälderviken (Svedäng & Bardon, 2003; Svedäng m fl. 2004). Under 2000-talet har även det tidigare avsevärt större torskbeståndet i Kattegatts utsjö fortsatt att utarmas (Svedäng m fl. 2010a) och ligger numera på historiskt låga nivåer (ICES, 2019). Det är endast i Öresund som man idag kan finna ett produktivt torskbestånd med en normal storleksfördelning, det vill säga att det finns torskar i många olika storlekar och åldrar (Svedäng & Hornborg, 2017).



**Figur 2.2.** Totala landningar av torsk från det östra beståndet i Östersjön (Data från ICES).

Det östra torskbeståndet i Östersjön blev kraftigt decimerat efter att det kulminerat på unikt höga nivåer i mitten av 1980-talet. Detta avspeglas tydligt i uppgifterna om de totala landningarna (Figur 2.2). På grund av brist på syre och salt i torskens traditionella lekströmmar minskade rekryteringen och detta ledde till en permanent minskad produktivitet hos Östersjötorsken (MacKenzie m fl, 2000). Förhållandena har förbättrats sedan början av 2000-talet i Gdanskdjupet, men inte i Gotlandsdjupet. Torskreproduktionen är numera koncentrerad till området runt Bornholm. Det östra torskbeståndet leker delvis även i Arkonabassängen.



**Figur 2.3.** Lekområden för östra torskbeståndet i Östersjön (markerade i grönt). Överkorsade lekområden markerar de tidigare viktiga lekområdena för torsk i Gotlandsbassängen och Gdanskdjupet (Bagge m fl. 1994, delvis omarbetad).

I slutet av 00-talet fanns tecken på återhämtning för Östersjötorsken till följd av förbättrad rekrytering. Tack vare inflöden av syrerikt vatten från Nordsjön med högre salthalt skapades åter vattenpaket som innehöll tillräckligt med syre och salt för att torsken skulle kunna reproducera sig precis som under torskens tidigare storhetstid på 1970- och 1980-talen. Sedan några år tillbaka har dock nya allvarliga problem uppmärksammats. Beståndet har successivt fått en kraftigt sammanpressad storleksfördelning med färre stora fiskar och torskens kondition, mätt som vikt vid en given längd ("fiskens BMI"), har minskat i stort sett kontinuerligt sedan mitten av 1990-talet (Svedäng & Hornborg 2014, 2017; Casini m fl. 2016; ICES 2019). I samband med denna nedåtgående trend har även beståndets medelstorlek vid könsmognad minskat drastiskt från cirka 40 till 20 cm (ICES, 2019). Det finns också observationer av sårskador som indikerar att torskens hälsotillstånd försämrats (SVA, 2016).

Uppskattningar av torskens årliga individuella tillväxt indikerar starkt att östra beståndet av torsk även i det avseendet har en historiskt låg status (Svedäng & Hornborg, 2014, 2017). Detta har dock ifrågasatts, eftersom sådana uppskattningar bygger på att man kan göra tillförlitliga bestämningar av fiskars ålder genom att räkna antalet årsringar i fiskens hörselstenar (otoliter). Flera forskare har hävdats att denna teknik, som är väl etablerad för många fiskarter, är osäker för Östersjötorsken, vars otoliter numera har blivit grumligt gråfärgade och därför alltför diffusa för att man ska kunna särskilja årsringar och bestämma ålder (Hüsey m fl. 2015a, b). ICES beslutade därför 2014 att inte godkänna sådana åldersbestämningar av insamlade torskar från östra beståndet (ICES, 2014). Tillgängliga skattningar av individtillväxt och beståndets storlek betraktas därför som osäkra (Eero m fl. 2015). Vi vill dock framhålla att låg individtillväxt stämmer väl med de direkta observationerna av en allt mindre storleksspridning inom beståndet, minskande kondition och tidigare könsmognad.

Parasitangrepp i muskelvävnad och levervävnad är en annan viktig förändring. Detta symptom hos torsk började uppträda i början av 2010-talet i södra Östersjön (Nadolna & Podolska, 2014; Horbowy m fl. 2016; Sukulova m fl. 2018) och angreppen sammanfaller i tid med tillväxten av gråsälspopulationen i samma område. I norra Östersjön är sälstammarna sedan länge mycket större. Trots det innebär inte parasitangrepp på torsk samma bekymmer där som i södra Östersjön. Detta kan dels förklaras av den lägre salthalten i norra Östersjön (Lunneryd m fl. 2015), dels av att torsken i norra Östersjön har bättre kondition. Att de nu förekommande parasitangreppen i södra Östersjön har blivit värre av att torsken redan före parasitspridningen hade dålig kondition och nedsatt motståndskraft är en rimlig hypotes. Den stöds även av odlingsförsök på vildfångad, parasiterad torsk (Jordbruksverket, 2018).

## **2.3 Följdverkningar för de marina ekosystemen**

### **2.3.1 Vetenskapligt dokumenterade mekanismer**

Fiskbestånd utgör en viktig del av de marina ekosystemens födoväv (Carpenter m fl. 1987). Kopplingarna mellan de olika komponenterna i ett ekosystem är inte alltid uppenbara. Det är dock väl undersökt och ett etablerat faktum att torsk, efter att ha initialt livnärt sig på bottendjur, sedan övergår till fiskdiet och i stor utsträckning livnär sig på skarpsill och sill (Bagge m fl. 1994; Hammer m fl. 2008; Kulatska m fl. 2019). Skarpsillbeståndets storlek i Östersjön påverkas därför av torskbeståndets storlek (Mikkonen m fl. 2011), även om temperatur och djurplanktonförekomst kan ha ännu större betydelse (Lindegren m fl. 2009).

Kopplingarna inom de marina ekosystemen kan även sträcka sig över flera nivåer i näringsväven. Ett exempel på detta är att torsken kan bidra till att skydda de viktiga ålgräsängarna (*Zostera* sp.) längs västkusten, så att dessa inte kvävs av att fintrådiga alger växer över ålgräset (Moksnes m fl. 2008). Förklaringen till detta är att rovfisken håller efter mindre fiskar som spigg och smörbultar, vilket i sin tur minskar betningstrycket på de kräftdjur som äter fintrådiga alger (*se även kapitel 4*).

### **2.3.2 Teorier med visst vetenskapligt stöd**

Ett reducerat torskbestånd anses gynna skarpsillen mer än sillen/strömmingen (Casini m fl. 2009, Mikkonen m fl. 2011). Mot det kan invändas att klimateffekter med sammanhängande förändringar av djurplanktonsamhället och högre temperatur har väl så stor inverkan på sill- och skarpsillbestånden (Lindegren m fl. 2009). Det ökande skarpsillbeståndet har även kopplats samman med laxens hälsotillstånd i Östersjön. Om laxen alltför ensidigt lever av skarpsill tycks detta kunna leda till att den drabbas av brist på tiamin (vitamin B<sub>1</sub>), eftersom skarpsillens tarmar innehåller enzymer som bryter ned tiamin (Wistbacka & Bylund, 2008) och små skarpsillar innehåller mindre tiamin än andra arter som torsken äter (Keinänen m fl. 2012). Ovannämnda enzymaktivitet ger inte skarpsillen några kända problem. Däremot är det klarlagt att tiaminbrist kan minska överlevnaden hos laxyngel (Keinänen m fl. 2018) (*se vidare kapitel 3*).

Torskens försvinnande i de centrala delarna av Östersjön kan även ha minskat

förekomsten av djurplankton genom att dessa organismer utsatts för ett ökat betetryck från ett större skarpsillbestånd (Casini m fl. 2009). Eftersom djurplankton konsumerar växtplankton skulle färre djurplankton i sin tur kunna leda till ökad växtplanktonbiomassa i Östersjön. Det bör emellertid framhållas att det endast finns ett relativt begränsat antal tillförlitliga mätningar av hur förekomsten av djurplankton varierat i tid och rum i Östersjön. Till exempel är en stor andel av observationerna begränsade till ett område utanför den lettiska kusten (referenser i Casini m fl. 2009). Djurplanktonsamhällen är dessutom mycket komplexa med olika grupper av djur vars konsumtion av varandra kan vara betydligt viktigare än skarpsillens betningstryck.

## **2.4 Orsaker till observerade symptom**

### **2.4.1 Erkända kopplingar till mänskliga aktiviteter**

#### ***Utfiskning***

Den generella nedgången av torskbestånden i Kattegatt och Bohusläns skärgård har ett tydligt samband med ökat fisketryck under senare delen av 1900-talet (Svedäng & Bardon, 2003, Cardinale & Svedäng, 2004; Bartolino m fl. 2011). Med stor sannolikhet har ett ökat fisketryck även orsakat att många lokala bestånd av torsk och andra rovfiskar försvunnit längs den svenska västkusten. De lokala bestånden är att betrakta som beteendemässiga enheter, i likhet med lax- och öringstammar i olika älvar. När ett enskilt bestånd försvinner, förloras också möjligheterna till att fisk präglas till en viss kuststräcka. Därför ligger produktionsnivån av kusttorsk idag på en mycket låg nivå jämfört med tidigare. Som exempel kan nämnas att torskfångsten innanför Tjörn och Orust år 1963 skattades till minst 130 ton sammanlagt i fritids-, husbehovs- och yrkesfiske. Idag är torsk i vuxen storlek en raritet i detta viktiga rekreationsområde. Att en återhämtning ej har skett beror i huvudsak på att begränsningar av fisket satts in efter att de lokala bestånden redan utarmats.

#### ***Syrebrist***

Det finns ett väl belagt vetenskapligt samband mellan eutrofiering (övergödning) av Östersjön och utvecklingen av syrebrist i de djupare vattenskikten under 1900-talet (Fonselius, 1972, 1978; Carstensen m fl. 2014). Denna eutrofiering har bland annat medfört högre växtplanktonproduktion (Elmgren, 1989). När den större mängden växtplankton sedermera sjunker till botten förbrukas syre i bottenvattnet i samband med att rester av växtplankton bryts ned (Fonselius, 1978). Den ökade produktionen av växtplankton har därför lett till syrebrist i stora delar av Östersjöns djupare liggande delar, vilket så småningom skadat Östersjötorskens lekområden och dess reproduktionsförmåga.

#### ***Total fiskproduktion***

Fiskproduktionen i Östersjön anses ha ökat 4–5 gånger under 1900-talet som en effekt av eutrofieringen och detta har därmed gett upphov till ett ökat fiske (Hammer m fl. 2008). Eventuellt har även ett minskat gråsälsbestånd haft betydelse (Thurow, 1997). Fortfarande är produktionen av sill/strömming och skarpsill hög i Östersjön, även om det finns tecken på överfiske av i stort sett alla bestånd (ICES, 2019). Den tidigare höga produktionen av



torsk har, som påpekats, radikalt avtagit på grund av minskad rekrytering i de centrala delarna av Östersjön och minskad individuell tillväxt. De stora åtgärderna som gjorts för att minska näringsbelastningen av Östersjön och därmed få bukt med algblomningar och syrebrist kommer så småningom att få effekt (Andersen m fl. 2015). Men den minskade övergödningen innebär sannolikt även lägre fiskproduktion som helhet i Östersjön. En ekosystembaserad förvaltning måste därför ta sikte på att både tillgodose näringsbehovet hos olika djurarter (däggdjur, fåglar och rovfiskar) och ett yrkesfiske där fångsterna så småningom minskar.

### **2.4.3 Teorier med visst vetenskapligt stöd**

#### ***Födobrist***

Torskens försämrade tillväxt och kondition tycks höra samman med mängden eller typen av föda (Eero m fl. 2012; Orio m fl. 2019; Kulatska m fl. 2019). Sedan tio år tillbaka är bestånden av sill och skarpsill betydligt tätare i norra Östersjön än i södra (Eero m fl. 2012), där torsken håller till. Forskning visar på ett samband mellan torskens medelvikt och förekomsten av sill och skarpsill (Eero m fl. 2012).

Utfodringsexperiment som genomförts på infångad vildfisk har visat att torskens kondition och tillväxt förbättrats avsevärt sedan fiskarna fått tillräckligt med föda (Jordbruksverket, 2018). Detta är en viktig observation eftersom det funnits en diskussion om torskens tillväxt verkligen har minskat (Eero m fl. 2015; Casini m fl. 2016). Det är dock fortfarande okänt om det är kvaliteten eller kvantiteten på födan som är den viktigaste faktorn. Födobrist kan uppstå i naturen då det finns för få bytesdjur per rovfisk genom att rovfiskarna är för många (så kallad täthetsberoende födobrist) eller genom att förekomsten av bytesdjur är för låg oavsett tätheten av rovfisk (så kallad täthetsberoende födobrist).

#### ***Syrebrist***

För att Östersjötorsken ska kunna reproducera sig måste havsvattnets syrehalt överstiga 2 ml syre per liter havsvatten och vattnet dessutom ha en salthalt som överstiger 11 promille (Plikshs m fl. 1993). Förutsättningarna för en gynnsam rekrytering, det vill säga överlevnaden för torskägg i två av de tre viktigaste lekplatserna i Östersjön (Gdansk djupet och Gotlandsbassängen) förvärrades avsevärt på grund av minskad salthalt och syrebrist under slutet av 1980-talet (MacKenzie m fl. 2000, Figur 2.3). Detta ledde till att den totala torskrekryteringen blev lägre och att beståndets kärnområde flyttades söderut till den enda kvarvarande stora lekplatsen i Bornholmsbassängen med gynnsamma förhållanden (hög salt och syrehalt) för lek och överlevnad av torskägg och yngel (Köster m fl. 2005, 2017).

Syrebrist (*hypoxi*) har kopplats samman med lägre tillväxt hos Östersjötorsken, eftersom syrebristen i Östersjöns djupare delar har ökat sedan mitten av 1990-talet. Den sämre tillväxten har föreslagits bero på att vatten med låg syremättnad direkt påverkar fiskens metabolism (Limburg & Casini, 2018) eller att den ökade utbredningen av syrefria bottnar lett till födobrist genom att produktionen av bottendjur minskat (Eero m fl. 2015,

Casini m fl. 2016). Som motargument kan nämnas att utbredningen av syrefria bottnar idag är ungefär lika stor som i slutet av 1970-talet då torskbeståndet var som mest produktivt. (Utbredning av syrefria bottnar var under 1970-talet cirka 30 procent av Östersjöns bottenareal och under 2010-talet drygt 35 procent (SMHI, 2018). Dessutom har den senare tidens ökning av arealen syrefria bottnar skett i de norra delarna av Östersjön och inte i de södra (SMHI, 2018; SMHI data), där torsken idag har sin huvudsakliga utbredning (Eero m fl. 2012; ICES, 2019).

### ***Ökad selektivitet i fisket och förändrad populationsdynamik***

Trålfisket efter torsk har genom redskapsutveckling och regeländringar blivit betydligt mer selektivt sedan 1990-talet, det vill säga små och unga fiskar fångas nu i relativt mindre omfattning än tidigare genom att trålens maskor har gjorts större (Madsen, 2009; Feekings m fl. 2013). Denna förändring kan ses som god fiskevård, men risken finns att de småvuxna fiskarna blir så många att de allvarligt börjar konkurrera med varandra om födan (Beverton & Holt, 1957). Om förekomsten av små torskar blir så hög att tillväxten påverkas, så riskerar den allt lägre tillväxten att bli självgenererande; fler och fler torskar som växer långsamt tenderar att tillsammans förhindra varandras tillväxt. Detta fenomen är känt under namnet "*tusenbrödrabestånd*".

Hos torsk finns en självreglering av beståndens storleksstruktur genom att större individer äter mindre individer (Neuenfeldt & Köster, 2000, Hammer m fl. 2008). Denna mekanism kan dock bli satt ur spel om fisket alltför snabbt fångar de individer som lyckats växa till fångstbar storlek; det finns då inga fiskar kvar som är stora nog att äta upp sina artfränder och därigenom gallra beståndet. Torskens minskade tillväxt och den kraftiga ökningen av antalet individer strax under fångstbar storlek sammanfaller i tiden med att fisket blev mer selektivt (Svedäng & Hornborg, 2014, 2017). Frågan om detta också är ett orsakssamband behöver dock belysas ytterligare eftersom födans kvantitet/kvalitet kan bli begränsande av flera skäl (se *Födobrist* ovan).

### ***Säl och sälmaskar***

Förekomsten av så kallade sälmaskar hos torsk har ökat i samband med gråsälspopulationens (*Halichoerus grypus*) återhämtning i södra Östersjön. Andra havsdäggdjur är potentiellt sett också värddjur för samma parasiter, men deras betydelse är mycket mer begränsad. Gråsälspopulationen i Östersjön som helhet uppgick i början av 1900-talet till cirka 100 000 individer. Idag skattas antalet till cirka 30 000 (Helcom, 2017). Studier öster om Bornholm, det vill säga i Östersjötorskens nuvarande kärnområde, visar att förekomsten av dessa parasiter ökade från en mycket låg nivå 2012 till en betydligt högre ett par år senare (Nadolna & Podolska, 2014; Horbowy m fl. 2016; Sulukova m fl. 2018). Eftersom parasiter i Östersjötorskens muskelvävnad och lever började bli vanliga långt efter det att tillväxten hade avtagit i beståndet (Svedäng & Hornborg, 2014, 2017; ICES, 2019) kan dock inte sälmask vara en huvudorsak till torskens dåliga tillväxt. Snarare förefaller förhållandet vara det motsatta; sämre kondition och hälsotillstånd kan ha undergrävt torskens motståndskraft mot parasitangrepp.

### ***Sälarnas konsumtion av torsk***

Sälpopulationerna anses inte ha samma påverkan på fiskbeståndet som fisket eller en försämrad miljö på grund av klimatförändringar eller eutrofiering (Costalago m fl. 2019). Enligt senast publicerade beräkningar uppgick år 2013 sälarnas samlade torskkonsumtion i Östersjön till cirka 5 000 ton, medan fåglarna stod för cirka 1 600 ton (Hansson m fl. 2017). Detta kan jämföras med att fisket vid samma tid fångade cirka 59 000 ton torsk. Det är också viktigt att notera att sill/strömming och skarpsill dominerar gråsälens diet (Hjorth Scharff-Olsen m fl. 2018) och att sälarnas konsumtion spänner över ett brett storleksspektrum med ett stort intag av mindre torsk (Hammond & Grellier, 2006).

## **2.5 Befintliga styrmedel**

### **2.5.1 Förordningar och internationella konventioner**

#### ***För svenska nationella vatten***

Havs- och vattenmyndigheten har numera bemyndigande att reglera fisket innanför trålgränsen. Denna gräns går vanligen fyra nautiska mil ut från baslinjen, det vill säga den tänkta linje som binder samman de yttersta uddarna och skären längs med fastlandet. Dåvarande Fiskeriverket beslöt redan 2004 att med stöd av sitt nationella bemyndigande införa nya regler till skydd av de sviktande kustfiskbestånden (Fiskeriverkets föreskrifter om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön, FIFS 2004:36). I dessa regler ingick att i någon mån flytta ut trålgränsen. Innanför trålgränsen infördes dessutom en regel om att kräftfisketrålar måste vara försedda med artsorterande rist (*se vidare avsnitt 2.5.2*).

#### ***För internationella vatten***

Förvaltningen av bestånden i Östersjön har för åren 2010–2014 skett enligt EC 2007 (EC 1098/2007) och sker nu för åren 2015–2019 enligt EU 2016 (EU 2016/1139). EU-kommissionens förslag till nationella fiskekvoter till medlemsländerna grundar sig på ICES (Internationella Havsforskningsrådets) rådgivning (*Tabell 7.1*). I denna rådgivning ingår även att ange för förvaltningen viktiga aspekter av ekosystemkaraktär. De kan till exempel beröra fiske efter skarpsill och sill inom torskens utbredningsområde, eftersom det kan uppstå en konkurrenssituation mellan fisket av skarpsill och sill och torskens konsumtion av samma fiskarter (Eero m fl. 2012; Kulatska m fl. 2019). Bland övrig lagstiftning med relevans för både den nationella fiskeförvaltningen och EU:s gemensamma fiskepolitik kan nämnas EU:s havsmiljödirektiv och art- och habitatdirektiv samt FN:s konvention om biologisk mångfald (UN Convention on Biological Diversity 1992).

### **2.5.2 Övriga styrmedel**

Miljömärkning riktad till konsumenter och informationskampanjer till både yrkes- och fritidsfiskare är viktiga medel för att åstadkomma ett mer uthålligt nyttjande av havets resurser. Ekonomiska styrmedel, till exempel minskade subventioner till fiskesektorn, är en av de mest effektiva åtgärderna mot överfiske, sällan prövad fullt ut (Jordbruksverket, 2012). Ökad spårbarhet, det vill säga att kunna visa var fisken kommer ifrån, samt ökad kontroll av fiske och fiskhandel är nödvändiga delar av en effektiv fiskeriförvaltning.

## **2.6 Åtgärder**

### **2.6.1 Genomförda och beslutade åtgärder**

Som tidigare nämnts beslutade dåvarande Fiskeriverket år 2004 att begränsa fiskeaktiviteten i kustzonen genom att flytta ut trålgränsen från kusten. På västkusten flyttades trålgränsen ut från två till fyra nautiska mil utanför baslinjen från norska gränsen till Tylögrund; söder därom flyttades den från en till tre nautiska mil utanför en förenklad strandlinje. Detta innebär att utflyttning skett så långt det är möjligt utan att komma i konflikt med gällande avtal med Danmark och Norge om gemensamt fiske i Kattegatt och Skagerrak.

I ett antal områden innanför trålgränsen, så kallade inflyttningsområden, tillåts trålning med kräfttrål med artsortering och med en begränsning av diametern på underställets rullar som försvårar trålning på hårbotten. Sådan trålning får dock inte bedrivas med mer än två trålar samtidigt. Inflyttningsområdenas gränser har fastställts i samråd med fiskarna med målsättningen att undvika känsliga bottenhabitat. Ett förbud mot både yrkes- och fritidsfiske av torsk, kolja och lyrtorsk (bleka) innanför trålgränsen infördes under första kvartalet, vilket är dessa fiskarters lekperiod. Förbudsområdena för snörpvadsfiske utökades 2006. Bestämmelserna i dessa områden skärptes ytterligare 2008, då även begränsningar i nät- och handredskapsfisket infördes.

Inga ändringar har gjorts av trålgränsen i Östersjön, där gränsen redan är 4 nautiska mil utanför baslinjen och en ytterligare utflyttning skulle kräva ändringar i EG-rättens avtal om gemensamt fiske med Danmark och Finland. Även inflyttningsområdena kvarstår oförändrade men tillträde till dessa områden begränsas till fiskefartyg som är mindre än 24 meter och har maskinstyrka under 450 kW.

I Östersjön har en ökad storleksselektivitet inom torskfisket sedan 1990-talet setts om ett sätt att förbättra fiskeriförvaltningen (Madsen, 2009). Ökad selektivitet mot större fiskstorlekar menade man skulle tillåta fisken att utnyttja mer av sin naturliga tillväxtpotential och dessutom ge tid till reproduktionen innan den riskerade att fiskas upp.

Under senare tid har EU:s havsmiljödirektiv förändrat förvaltningens arbetsätt och legala instrument. Någon påtaglig effekt av detta har dock inte noterats på beståndsnivå (Svensson m fl. 2018; ICES 2019). Detta gäller även införandet av nya, potentiellt verk samma, skyddsåtgärder för att gynna torskbestånden.

### **2.6.2 Uppföljning och dokumenterade effekter av åtgärder**

Olika utvärderingar och även de senaste provfiskeresultaten (Svensson m fl. 2018) har inte kunnat visa på återhämtning av kusttorskbestånden längs västkusten. Dock har förekomst av torskägg och genetiska studier visat att lokal torsklek fortfarande förekommer i Bohuslän (Svedäng m fl. 2019). Selektiviteten inom torskfisket i Östersjön anses ha ökat kraftigt mellan 1990 och 2010 (Feekings m fl. 2013). Det tycks dock inte ha förbättrat det östra torskbeståndets produktivitet. Tvärtom har produktiviteten sjunkit drastiskt under de tre senaste decennierna (Svedäng & Hornborg, 2014; ICES, 2019).

### 3. TIAMINBRIST OCH REPRODUKTIONSSTÖRNINGAR HOS FISK OCH SJÖFÅGEL

*Brist på det livsnödvändiga vitamin B<sub>1</sub> (tiamin) har lett till allvarliga beteendestörningar och överdödlighet av fisk och sjöfågel. Östersjöområdet verkar vara särskilt utsatt för tiaminbrist, men den totala utbredningen av detta fenomen är inte klarlagd. Det är dessutom oklart varför tiaminbrist uppstår hos vilda djurpopulationer i marina ekosystem.*



**Figur 3.1.** Ejderungar som lider av beteendestörningar blir ett lätt byte för trutar.  
Foto Torsten Mörner.

#### 3.1 Observerade symptom

På 1970-talet drabbades odlingar av laxsmolt av hög dödlighet bland nykläckta yngel i svenska och finska älvar. Mer än tjugo år senare kunde både detta fenomen, som fick namnet M74 (Miljörelaterad dödlighet 1974), och dess amerikanska motsvarighet EMS (Early Mortality Syndrom) kopplas till brist på tiamin (vitamin B<sub>1</sub>). Vetenskapliga studier visade då att dödligheten hos yngel kunde reduceras kraftigt genom tillförsel av detta näringsämne (Åkerman & Balk, 1998; Fitzsimons, 1995; Bengtsson m fl. 1999). Under det senaste decenniet har det tillkommit studier som visar att tiamintillförsel även kan minska frekvensen av beteendestörningar och tidig död hos gråtrut och ejder (Balk m fl. 2009; Mörner m fl. 2017).

Tiamin är mycket viktigt för neurologiska funktioner och behövs för livsnödvändiga

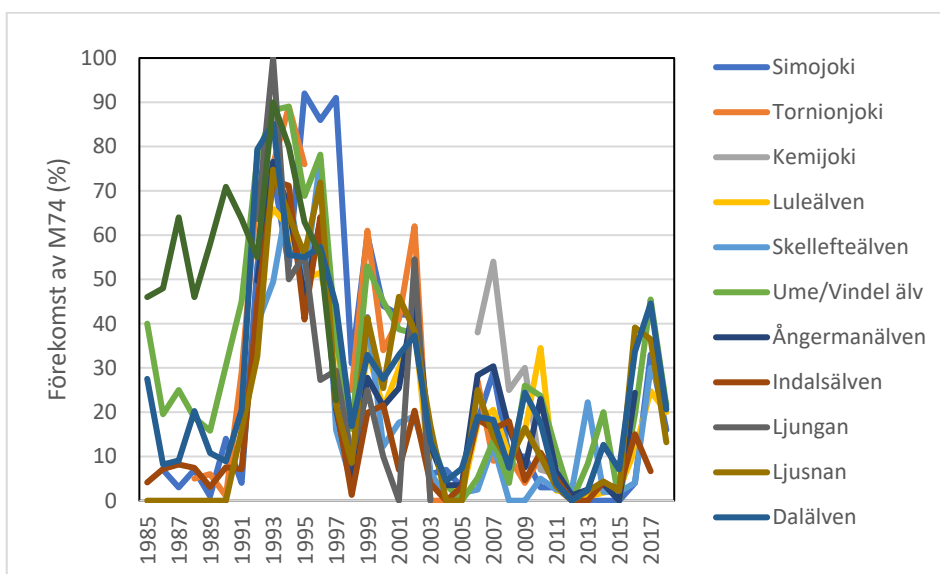
enzymer som finns i alla celler (Balk & Hansson, 2017). Djur som fisk och fågel är beroende av att få i sig tiamin via födan. De första tecknen på tiaminbrist är förändrat beteende och ett nedsatt immunförsvar som gör djuren känsligare för sjukdomar. Vidare störs reproduktionen liksom förmågan att hitta föda eller undvika rovdjur (Fitzsimons, 1999; Mörner m fl. 2017). Yngel från laxhonor med tiaminbrist får låg överlevnad och allvarlig tiaminbrist leder till döden (Bengtsson m fl. 1999).

### 3.2 Symptomens utbredning i tid och rum

Tiaminbrist och symptom som är typiska för brist på detta näringsämne har påvisats hos såväl fisk som sjöfågel i och runt Östersjön (Balk m fl. 2009; Bengtsson m fl. 1999; Keinänen m fl. 2000, 2008; Mörner m fl. 2017). Regelbundna mätningar av sjukdomssymptom som direkt kan kopplas till tiaminbrist har främst skett i anslutning till odling av smolt för utsättning i älvar som historiskt har haft ett betydande laxbestånd. Kunskapen om tiaminhalter och symptom hos andra djur än lax är främst baserad på enskilda forskningsstudier.

Mätningar av frekvensen M74 hos lax visar att sjukdomstillstånd orsakade av tiaminbrist förekommer allmänt i svenska och finska laxälvar. Dessa mätningar visar också att förekomsten är episodisk, vilket innebär att det är stor variation mellan år (Figur 3.2). Den höga frekvensen av M74 under vissa år, då yngel har starkt nedsatt överlevnad, kan ha stora konsekvenser för laxens utbredning.

Under senare år har sjukdomssymptom kopplade till tiaminbrist även dokumenterats bland sjöfågel. I en studie av gråtrut (*Larus argentatus*) konstaterades att tillståndet hos förlamade fåglar förbättrades när de fick ett tillskott av tiamin (Balk m fl. 2009). En annan studie visade att ejdrar (*Somateria mollissima*) med tiaminbrist lägger färre ägg och att ejderungar som fått ett tiamintillskott uppvisade kraftigt förbättrad överlevnad (Mörner m fl. 2017). Det finns också indikationer på att andra arter, såsom ål (*Anguilla anguilla*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*), kan vara drabbade av tiaminbrist (eg. Balk m fl. 2016), men dataunderlaget för dessa arter är begränsat.



**Figur 3.2.** Procentandelen laxhonor som producerat yngel som drabbats av sjukdomen M74. Data från ICES (2019).

Vissa forskare hävdar att det behövs fler studier för att säkerställa att de ovan beskrivna sambanden mellan sjukdomstillstånd och tiaminbrist inte orsakats av andra faktorer. Till exempel kan även blyförgiftning och infektion av bakterien *Clostridium botulinum* (Botulism) leda till förlamning hos fåglar (Sonne m fl. 2012). Detta kan dock inte förklara varför hälsotillståndet eller överlevnaden av såväl lax som gråtrut och ejder förbättrats av tiamintillskott.

Det finns även forskare som, baserat på observerade sjukdomssymptom och uppmätta halter av tiamin hos sjuka djur, hävdar att problemen med tiaminbrist är betydligt allvarligare och berör fler arter än man tidigare trott (Balk m fl. 2016; Sutherland m fl. 2018). Oavsett hur det förhåller sig med den saken drar vi i denna rapport slutsatsen att effekter av tiaminbrist i marina ekosystem förtjänar ökad uppmärksamhet.

### 3.3 Orsaker till observerade symptom

#### 3.3.1 Erkända samband inom de marina ekosystemen

Eftersom djur behöver få i sig tiamin via födan tros tiaminbrist ha en direkt koppling till djurens föda eller förändringar i näringskedjan. I Östersjöområdet har M74 kopplats till att andelen skarpsill (*Sprattus sprattus*) i födan har ökat (Mikkonen m fl. 2011). Ung skarpsill innehåller särskilt låga koncentrationer av tiamin och en obalanserad diet med stort intag av sådan föda skulle därför kunna förklara den observerade tiaminbristen hos lax. I Stora sjöarna mellan USA och Kanada har det visats att intag av fisk som är rik på enzymet tiaminas, som bryter ner tiamin, orsakar högre dödlighet bland fiskyngel (Brown m fl. 2005; Honeyfield m fl. 2005). Tiaminas finns också i sill (*Clupea harengus*) och skarpsill som är laxens huvudföda i Östersjön, men där har liknande samband inte kunnat påvisas.

Tiamin kan produceras av växter och växtplankton, men även av svamp och bakterier. I

marina miljöer är det främst växtplankton och bakterier som skapar en bas av tiamin i födoväven och reglerar hur mycket tiamin som kan föras vidare upp i näringskedjan (Fridolfsson m fl. 2018, 2019) till toppkonsumenter såsom lax eller sjöfågel. En modelleringsstudie visade nyligen att höga tiaminkoncentrationer hos fisk är relaterat till förekomst av växtplankton av varierande storlek och med en tydlig säsongvariation. Växtplanktonsamhällen som däremot dominerades av de minsta primärproducenterna, pikofytoplankton, resulterade i låga flöden av tiamin till högre nivåer i näringskedjan (Ejsmond m fl. 2019).

### 3.3.2 Kunskapsluckor

Även om tiamintillförsel botar symptom hos djur och att detta kan koppas till födoval och förändringar i näringsväven har forskningen ännu inte lyckats skapa en enhetlig bild om vilka faktorer som ligger till grund för tiaminbrist. Det finns en mängd olika såväl kemiska som biologiska teorier för att förstå orsakssambanden (Kraft & Angert, 2017). Det är också tänkbart att det finns flera former av obalans i ekosystemen som kan orsaka tiaminbrist och att det kan vara olika mekanismer i olika regioner (Kraft & Angert, 2017).

Kunskapen om tiaminhalter i havsvatten är bristfällig. Det har t ex rapporterats att tiaminhalterna är låga i kustnära vatten utanför Kalifornien (Sanudo-Wilhelmy m fl. 2012), men det saknas en överblick över hur halterna varierar i tid och rum. Det är också okänt hur förekomsten av löst tiamin i havsvatten är kopplad till tiaminhalt i växtplankton och vitaminbrist hos djur.

Det behövs fler studier som kartlägger tiaminflödena i Östersjöns födoväv som exempelvis belyser hur tiamin produceras och överförs i födokedjan växtplankton – djurplankton – bytesfisk – rovfisk eller i födokedjan växtplankton – blåmussla – ejder. Tiaminflöden i bakteriella födokedjor och deras koppling till flödena av organiskt material från land till hav är ytterligare en kunskapslucka.

### 3.4 Befintliga styrmedel

Brist på tiamin eller andra mikronäringsämnen och de bakomliggande orsakerna till dessa problem i marina ekosystem tas inte upp i EU:s miljödirektiv. I Havsmiljödirektivet finns flera påverkansfaktorer som berör tillförsel av skadliga ämnen till havet eller alltför hög tillförsel av växtnäringsämnen, men ingen faktor som handlar om ekosystemens tillgång till vitaminer. Tiamin nämns heller inte i vattenmyndigheternas nuvarande åtgärdsprogram. Det står heller inget explicit om tiamin i den senaste fördjupade utvärderingen av de svenska miljömålen.

### 3.5 Åtgärder

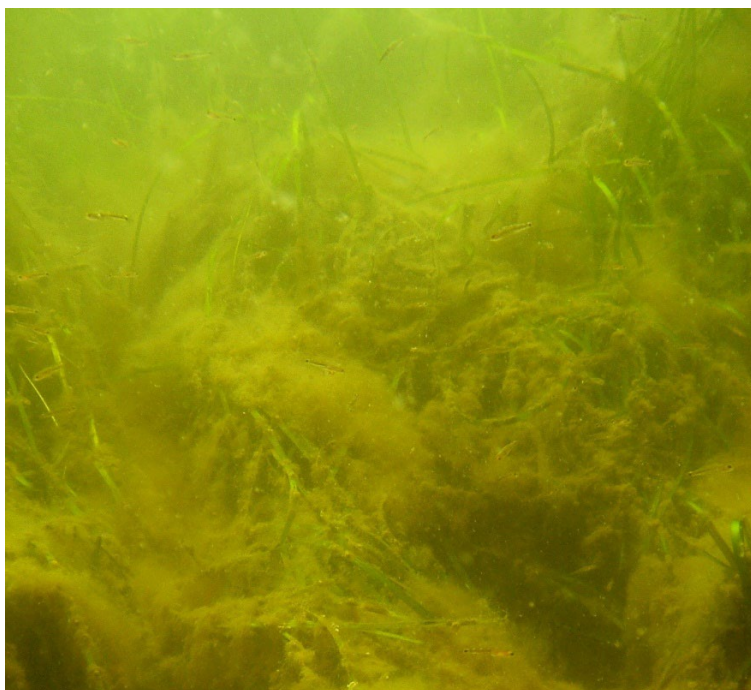
I svenska och finska odlingar av laxsmolt för att förstärka befintliga laxbestånd har man försökt behandla reproduktionsstörningar genom att tillföra tiamin direkt till laxhonor eller yngel (Bengtsson m fl. 1999). Samma metod har tillämpats i fiskodlingar vid Stora sjöarna mellan Kanada och USA (Riley m fl. 2011). Däremot saknas metoder för att i stor skala behandla vilda populationer av fisk eller sjöfågel.



Ett svenskt fyraårigt forskningsprogram ”FiRe -Reproductive disturbances in Baltic Fish” (1994-1998) undersökte reproduktiva störningar hos fisk i Östersjön och fokuserade mycket på M74-problematiken för lax (Bengtsson m fl. 1999). Inom detta projekt studerades symptom samt effekterna av M74 på laxpopulationer men orsaken till tiaminbristen kunde ej fastställas. I slutrapporten konstaterades att mer koordinering av forskningsprojekt samt finansiering behövs för att undersöka orsaken till tiaminbrist.

## 4. MINSKAD UTBREDNING AV ÅLGRÄS

*Ålgräs (Zostera marina L) är det dominerande sjögräset i Sverige och utgör basen för mycket artrika biotoper som förser naturen och människan med en lång rad viktiga ekosystemfunktioner och tjänster. Ålgräsängar är hotade ekosystem vars utbredning minskat dramatiskt i skandinaviska vatten, framför allt längs den svenska västkusten och i de danska inre farvattnen. Trots olika åtgärder för att minska näringsbelastning och öka skyddet av kustmiljöer har ingen återhämtning av ålgräs skett. Istället fortsätter förlusterna i de värst drabbade områdena.*



**Figur 4.1.** Ålgräsäng som har kvävts av algmattor. Foto: Per-Olav Moksnes.

### 4.1 Symptomens utbredning i tid och rum

Ålgräsängar förekommer i Sverige längs västkusten och in i Östersjön till Stockholms skärgård. Under de senaste 100 åren har deras utbredning minskat dramatiskt både i Sverige och generellt på norra halvklotet. I skandinaviska vatten fanns ålgräs i början av 1900-talet ned till dubbelt så stora djup som idag (Boström m fl. 2003). I Bohuslän har

den sammanlagda ytan av ålgräs minskat med över 60 procent sedan 1980-talet, vilket motsvarar en förlust på cirka 12 500 hektar ålgräs (Baden m fl. 2003; Nyqvist m fl. 2009; Moksnes m fl. 2016a). Även om åtgärder minskat belastningen av närsalter till Västerhavet syns ingen generell återhämtning av ålgräs. Tvärtom fortsätter de återstående ålgräsängarna att minska, framför allt i de värst drabbade områden i södra Bohuslän (Kungälv och Stenungssunds kommun) där nästan 300 hektar ålgräs förlorats sen 2004. I detta område återstår idag mindre än 7 procent av de ålgräsängar som fanns på 1980-talet, och förlusterna tycks fortsätta (Moksnes m fl. 2018).

#### **4.2 Ålgräsängarnas funktion i marina ekosystem**

Ålgräsängar utgör viktiga och artrika biotoper på grunda mjukbottnar som förser människan med viktiga ekosystemtjänster. Ålgräsets förmåga att växa på mjukbotten gör att det kan skapa en livsmiljö för många olika organismer, vilket höjer artrikedomen och produktionen i området (Frederiksen m fl. 2004; Pihl m fl. 2006). Bland annat fungerar ålgräsängarna som en viktig uppväxtmiljö för ett stort antal olika fisk- och kräftdjursarter, inklusive kommersiella arter som torsk och ål (Pihl & Wennhage, 2002).

En annan viktig ekosystemfunktion för den lokala miljön är att ålgräsängens blad tar upp vågenergi och dämpar hastigheten på strömmar. Detta medför att sedimentationen av partiklar ökar, vilket minskar grumligheten och halterna av växtnäringsämnen i vattnet. Dessutom stabiliserar ålgräsets rhizom och rötter mjukbottnarna, vilket minskar uppgrumling av sediment och erosion av bottensediment (Orth m fl. 2012). Studier i Bohuslän visar att siktdjupet kan minska med över en meter lokalt när en ålgräsäng försvinner (Moksnes m fl. 2018). Ett resultat av ökande sedimentation och minskad uppgrumling är att stora mängder organiskt material ansamlas i ålgräsängars sediment där det förvaras under långa tidsperioder (100–1000 år). Ålgräsängar utgör därför viktiga sänkor för kol och näringsämnen och bidrar därigenom till att minska klimateffekter och övergödning. Detta gäller framför ålgräsängar i Bohuslän där halterna av kol och kväve i sedimentet är ovanligt höga i en global jämförelse (Röhr m fl. 2018).

#### **4.3 Orsaker till förluster och brist på återhämtning**

Ålgräset tillbakagång i svenska vatten och brist på återhämtning anses ha flera orsaker som samverkar. När förlusten av ålgräsängar väl skett hindrar flera självgenererande mekanismer en naturlig återkomst av ålgräs. Detta innebär att ekosystem som en gång karaktäriserats av klart vatten, ålgräs och både stora och små fiskar ersätts av system med grumligt vatten, drivande algmattor och småfisk.

##### ***Övergödning och högt fisketryck***

I början av 1900-talet kunde ålgräs i Kattagatt växa på djup kring 8–12 meter, medan de idag inte förekommer på botten djupare än 4–6 meter. Denna förändring anses i huvudsak vara orsakad av ett minskat siktdjup till följd av övergödning (Boström m fl. 2003). Näringsbelastningen till Västerhavet har ökat 4–8 gånger sedan 1930-talet, vilket medfört en generell minskning av makrovegetationens utbredning (Rosenberg m fl. 1990).

De omfattande förluster av ålgräs i Bohuslän som pågått sedan 1980-talet anses ha orsakats av en kombination av övergödning och överfiske. Övergödning har medfört en dramatisk ökning av fintrådiga algmattor i grunda kustområden i Bohuslän (Pihl m fl. 1999) och under samma period har ålgräset minskat. Under sommaren täcker dessa mattor många ålgräsängar, vilket kan leda till syrebrist så att hela ålgräsängar slås ut (Baden m fl. 2003; Greve m fl. 2005). Nya studier visar att den ökade utbredningen av algmattor även har en tydlig koppling till det omfattande fisket som har minskat biomassan av bland annat torsk i Västerhavet med 90 procent sedan 1980-talet (se Moksnes m fl. 2011 för en sammanställning). När stora rovfiskar försvinner sker en kedjereaktion i kustekosystemet, som leder till en ökning av förekomsten av små rovfiskar och krabbor, vilket i sin tur minskar förekomsten av små algbetande kräftdjur och därmed också ökar mängden snabbväxande algmattor (Moksnes m fl. 2008; Baden m fl. 2010, 2012). Problemet förstärks av att populationen av strandkrabbor (*Carcinus maenas*) gynnas av både ökad utbredning av algmattor (som är en viktig uppväxtmiljö för strandkrabban) och minskad förekomst av torsk som äter strandkrabba. Dessa krabbor påverkar nämligen ålgräset negativt genom att äta frön och unga plantor av ålgräs (Infantes m fl. 2016).

Eftersom ålgräsängar utgör en viktig uppväxtmiljö för unga torskar, och stora torskar är viktiga för ålgräsängar, kan förlusten av torsk och ålgräs skapa en negativ spiral där algmattor, småfisk och strandkrabbor motverkar en återhämtning. Denna typ av självgenererande mekanism kan hindra att ålgräset återhämtar sig även om den ursprungliga störningen, övergödning, minskar. Ekosystemet låses fast i ett nytt stabilt tillstånd utan ålgräs. Ett sådant regimskifte kan vara förklaringen till att utbredningen av fintrådiga algmattor ökat i Västra Götalands län sedan 1990-talet (Lindegarh, 2018) och att ålgräs ej återhämtat sig, trots att belastningen och halterna av växtnäringssämnen minskat under samma period (Moksnes m fl. 2018).

Nya studier visar att även andra självgenererande mekanismer i mindre skala kan motverka ålgräsets återhämtning och förklara nya förluster. När en ålgräsäng försvinner förloras ängens stabiliserande effekt på bottensedimenten, vilket ökar uppgrumlingen av sediment och försämrar siktdjupet (Duffy m fl. 2014). I södra Bohuslän, där stora ålgräsängar fanns på 1980-talet, har detta lett till lokala regimskiften. Ålgräset kan inte längre överleva på grund av för dålig vattenkvalitet. Istället dominerar mattor av tång som driver längs botten, vilket ytterligare försvårar en återhämtning av ålgräs. Algmattor och grumligt vatten tycks även sprida sig från drabbade ängar till närliggande områden, vilket kan förklara de ökande förlusterna i området (Moksnes m fl. 2018).

Sammantaget visar dessa studier att när väl en ålgräsäng förlorats från ett område kan en återhämtning, även med hjälp av restaurering, vara synnerligen svår och kräva mycket omfattande åtgärder. Att skydda återstående ängar i de områden där ålgräset börjat minska är därför mycket viktigt (Moksnes m fl. 2016a). För att komma tillrätta med de negativa förändringarna av kustvegetationen behövs åtgärder både mot närsaltsutsläpp och åtgärder för att säkerställa ett fungerande ekosystem med friska bestånd av stora

rovfiskar och algbetande kräftdjur (Moksnes m fl. 2011; Östman m fl. 2016). Vidare kan stödjande åtgärder i form av restaurering av ålgräs och vattenkvalitet behövas för att stoppa de självgenererande mekanismer som idag hindrar en naturlig återhämtning (Moksnes m fl. 2016a).

### ***Kustexploatering och fritidsbåtar***

Förutom övergödning och överfiske kan kustexploatering och fritidsbåtar bidra till att ålgräsängar och annan kustvegetation fortsätter att minska i Sverige. Nya flyginventeringar visar att det idag finns nästan 110 000 bryggor längs Sveriges kuster samt att drygt 60 procent av dessa bryggor återfinns i grunda, vågskyddade områden med mjukbotten (Moksnes m fl. 2019), det vill säga den miljö där ålgräset trivs bäst. Studier i Västra Götalands län har visat att skuggning från bryggor minskar ålgräsets tillväxt och att detta kan ha en negativ effekt på nästan 7 procent av ålgräset i länet (Eriander m fl. 2017). Utöver skuggning från bryggor medför muddring och trafik från fritidsbåtar att ålgräsmiljöer förloras genom att sediment grumlas upp och ljusförhållandena försämras (Moksnes m fl. 2019). Nya studier i Norra Egentliga Östersjön har påvisat ett starkt negativt samband mellan antalet fritidsbåtar i ett område och bottenvegetationens utbredning (Hansen m fl. 2019) och att så mycket som 30 procent av de grunda, vågskyddade områdena i Stockholms och Västra Götalands län kan vara negativt påverkade (Moksnes m fl. 2019).

Sammantaget visar dessa studier att det tillgängligt livsutrymme för ålgräs kontinuerligt minskar på grund av småskalig exploatering, samt att skyddet för ålgräs och grunda kustmiljöer inte fungerar på ett tillfredställande sätt. Studier i Västra Götalands län visar att en stor majoritet (88 procent) av alla ärenden som rör konstruktion av bryggor i områden med ålgräs får dispens från strandskyddet och att denna siffra endast minskar marginellt till 69 procent inom skyddade områden (Eriander m fl. 2017). Totalt byggs nästa 1 700 nya bryggor per år längs Sveriges kuster (Moksnes m fl. 2019)

### **4.4 Befintliga styrmedel**

Ålgräs är en biotop som identifierats som skyddsvärd i flera EU-direktiv och internationella konventioner. Enligt Vattendirektivet (2000/60/EG) ska utbredningen av bland annat ålgräs utgöra en biologisk kvalitetsfaktor för att bedöma ekologisk status i kustvatten. Ålgräs nämns dessutom specifikt som en viktig indikator för flera deskriptorer i Havsmiljödirektivet (EU 2010) och kan förekomma i flera av de naturtyper som listas i EU:s art- och habitatdirektiv (1992/43/EEG). Ålgräs står även på Ospars lista över hotade arter och habitat samt Helcoms rödlista över viktiga livsmiljöer. Det senare medför att deltagande stater (inklusive Sverige) förbinder sig att övervaka biotopens utbredning och status (Ospar 2008, 2012; Helcom 2013).

Ett hinder för att tillämpa EU-lagstiftning och tillmötesgå krav från internationella konventioner är att det saknas en kartering av ålgräsets utbredning i Sverige samt en nationell miljöövervakning av ålgräs (Moksnes m fl. 2016a, 2017). Det finns heller ingen nationell lagstiftning som syftar till att skydda enbart habitatet ålgräsängar. Däremot finns

det en stor mängd lagstiftning som anger vilket rättsligt skydd dessa habitat har mot olika typer av påverkan (se Moksnes m fl. 2016a för detaljer).

#### 4.5 Åtgärder

I Havs- och vattenmyndighetens åtgärdsprogram för havsmiljön (ÅPH), enligt Havsmiljödirektivet (2015), finns flera åtgärder som direkt syftar till att förbättra situationen för ålgräsängar, bland annat genom att utveckla och genomföra restaureringsåtgärder samt att införa biotopskydd för ålgräs i Västerhavet (ÅPH 31) till en uppskattad kostnad av 111 miljoner kr. Inom ÅPH 4–9 föreslås lokala åtgärder innanför trålgränsen för att stärka bestånd av kustlevande rovfisk och inom ÅPH 10–12 föreslås fortsatta åtgärder för att minska effekter av övergödning i Västerhavet och Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten, 2015).

På uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Havs- och vattenmyndigheten har nya metoder och en nationell vägledning för ålgräsrestaurering i Sverige tagits fram (Eriander m fl. 2016; Infantes m fl, 2016; Moksnes m fl. 2016b). Under 2017–2018 testades metoderna med att plantera ålgrässkott genom dykning framgångsrikt även i Östersjön utanför Kalmar län (Nilsson & Jönsson, 2019).

Under 2017 startades på Havs- och vattenmyndighetens uppdrag ett *Åtgärdsprogram för ålgräsängar i Sverige*, som syftar till att förbättra skyddet av ålgräs genom konkreta åtgärder på regional och lokal nivå. I programmet föreslås bland annat att förbättra kartläggningen av ålgräsets utbredning i Sverige, inkludera areell och djuputbredning av ålgräs i nationell och regional miljöövervakning, förbättra miljöförhållandena för ålgräs bland annat genom att minska näringsbelastning och öka bestånden av stora rovfiskar, förbättra skyddet för ålgräs för kustexploatering, samt restaurera förlorade ålgräsängar (Moksnes m fl. 2017).

Idag saknas fortfarande nationell övervakning av ålgräs, men arbete pågår med att utveckla metoder för att övervaka areell- och djuputbredning av ålgräsängar på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (Infantes m fl. 2019). I ett projekt finansierat av Europeiska Havs- och fiskerifonden (EHFF) samt Havs- och vattenmyndigheten pågår arbete med att förbättra skyddet av ålgräs i Västra Götalands län genom att revidera skötselplanerna av marina skyddade områden, att utveckla nya åtgärder för att förbättra tillväxtförhållande i områden där ålgräset inte längre kan växa samt genomföra storskalig restaurering av ålgräs. Under sommaren 2019 planterades 0.16 hektar ålgräs i ett inledande försök i Gullmarsfjordsområdet och under 2020–2021 planeras upp till 2 hektar planteras på Sydkoster och i Halsefjorden (P. Moksnes).

## 5. FÖRÄNDRAT DJURLIV PÅ HAVSBOTTNEN

Djurlivet på Östersjöns mjuka havsbottnar har förändrats avsevärt under de senaste 30–50 åren. Tidigare dominerande arter har gått kraftigt tillbaka och andra har expanderat. Vi förstår endast delvis de bakomliggande orsakerna till dessa förändringar och deras konsekvenser. Bottendjuren har en rad viktiga funktioner i ekosystemet som alltför sällan får tillräcklig uppmärksamhet. När denna grupp av organismer förändras kan det påverka både fiskbestånd och flödena av näringsämnen och miljögifter mellan bottenarna och fria vattenmassan.



**Figur 5.1.** Den centimeterstora vitmärslan (till vänster) lever vanligen nedgrävd i botten sedimenten och är vintertid viktig föda åt sill/strömming. Havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria* (till höger) har oavsiktligt förts in i Östersjön i fartygs ballastvatten och på senare tid intagit en dominerande position i bottendjursamhället i många områden. Foto av havsborstmasken: Fredrik Pleijel.

### 5.1 Observerade symptom

Under de senaste 30–50 åren har de tidigare dominerande kräftdjursarterna vitmärslan (*Monoporeia affinis*) och dess släkting *Pontoporeia femorata* gått tillbaka kraftigt medan andra arter som östersjömussla (*Limecola balthica*) och havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria*<sup>2</sup> ökat kraftigt och ofta fått en dominerande position. Dessa förändringar gäller för grunda och medeldjupa områden med tillräckligt god syretillgång för att bottendjur ska kunna leva där. I egentliga Östersjöns djupare områden har utbredningen av bottenfauna med mycket låga syrehalter fluktuerat kraftigt under de senaste hundra åren till följd av övergödning och varierande saltvatteninflöden från Västerhavet. Under 2000-talet är arealen återigen mycket stor efter den tillfälligt bättre perioden i början av 1990-talet (SMHI, 2018). Detta har medfört att bottendjuren de senaste tjugo åren fått allt mindre yta att leva på (Casini m fl. 2016).

### 5.2 Symptomens utbredning i tid och rum

De senaste decenniernas förändringar av bottenfaunan i Östersjön är särskilt markanta på mjukbottenarna i Bottniska viken. Omkring millennieskiftet skedde där en storskalig och kraftig minskning av antalet individer av den dittills dominerande arten, kräftdjuret

<sup>2</sup> Inledningsvis trodde man att det rörde sig om en art av släktet *Marenzelleria*, men senare undersökningar har visat att det i själva verket är tre närbesläktade arter, som sinsemellan skiljer sig ifråga om levnadssätt. För enkelhets skull benämns de i texten oftast som om de vore en enda art.

vitmärla (Eriksson Wiklund m fl. 2008; *Figur 5.2*). Förändringen skedde relativt synkront över stora områden och inom några få år. Där det tidigare kunde finnas tusentals individer av vitmärla per kvadratmeter blev det efter populationernas krasch bara några hundra individer på samma yta (Leonardsson & Karlsson, 2003).

Förekomsten av vitmärla har även tidigare varierat (Andersin m fl. 1978), men den nyss beskrivna nedgången var exceptionellt kraftig. De allra senaste åren har man i några områden sett svaga tecken på återhämtning. Det höga antalet individer och vitmärlans dominerande position har dock inte återskapats. Istället har vitmärlans nedgång följts av att havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria* bredd ut sig i Bottniska viken. Dessa maskar har oavsiktligt spridits från andra avlägsna havsområden till Östersjön med fartygs ballastvatten. De kom till Östersjön 1985, sågs för första gången i svenska vatten 1992 och har sedan dess spridit sig norrut. Efter vitmärlans tillbakagång har de blivit den dominerande gruppen av organismer i många områden.

I Egentliga Östersjön skedde de stora förändringarna av bottendjurens artsammansättning tidigare. Närmare bestämt startade denna process mot slutet av 1970-talet och pågick sedan in på 1980-talet (Rousi m fl. 2013; *Figur 5.3*). Förändringsprocessen var alltså något mer utdragen än i Bottniska viken och den berörde också ytterligare några arter. Bland annat gick kräftdjuret *Pontoporia femorata* tillbaka, medan östersjömusslan blev vanligare. Vissa svaga tecken på en återgång till tidigare förhållanden har ibland kunnat skönjas under de senaste tio åren, men dessa tendenser tycks inte bli uthålliga. Dagens bottenfaunasamhälle avviker kraftigt från det som fanns på 1970-talet.

En likartad utglesning av ett närbesläktat och tidigare dominant kräftdjur har ägt rum i Stora sjöarna (The Great Lakes) i Nordamerika. Denna process startade på 1990-talet och de populationer som kollapsade har ännu inte återhämtat sig. Orsakerna till nedgången har inte kunnat klarläggas trots många ansatser (Nalepa m fl. 2009; Watkins m fl. 2013; Bunnell m fl. 2018).

### 5.3 Följdverkningar för de marina ekosystemen

Djuren på havets mjukbottnar har en rad viktiga ekologiska funktioner. De utgör bland annat en viktig föda för fisk. Genom sitt eget födointag och rörelsemönster påverkar dessa djur också nedbrytningen av organiskt material och hur både miljögifter och växtnäringssämnen läggs fast i sedimenten eller frigörs så att de kan spridas till andra nivåer i födoväven (Graf, 1992; Josefsson m fl. 2011). Det senare är av speciellt intresse i Bottenhavet eftersom gamla industriutsläpp där skapat stora depåer av miljögifter och organiskt material på flera mjukbottnar (Sobek m fl. 2014).

Olika arter av bottendjur har olika funktioner i de marina ekosystemen. I den artfattiga Östersjön är det därför troligt att skiftet från en tidigare dominans av vitmärlor till dominans av havsborstmasken *Marenzelleria* och östersjömusslor (*Limecola balthica*), gett upphov till väsentliga förändringar på ekosystemnivå (Törnroos m fl. 2018). Det råder dock en generell brist på tillförlitliga kvantitativa uppskattningar av effekter på ekosystemnivå (Griffiths m fl. 2017), till exempel hur mycket födobasen för fisk kan

förändras och hur mycket bottendjuren kan påverka substansflöden mellan bottarna och fria vattenmassan.

### ***Förändrad tillgång och kvalitet på föda för fisk***

Vitmärslan är värdefull som fiskföda på grund av sin höga fetthalt (Hill m fl. 1992; Sundelin m fl. 2008). Speciellt under vinterhalvåret, när tillgången på djurplankton är låg, anses vitmärslan spela en viktig roll som föda åt de större storleksklasserna av strömming (Casini m fl. 2004). Med tanke på vitmärslans tillbakagång i Östersjön redan på 1970- och 80-talen är det också intressant att notera att strömmingen där haft låga fetthalter under lång tid (Rajasilta m fl. 2018). Ytterligare undersökningar har stärkt hypotesen att artskiftet bland de dominerande bottendjuren kan förändra fiskars tillgång till föda eller dess kvalitet. I de delar av Egentliga Östersjön och Bottenhavet där en liten återhämtning av vitmärslor märkts under de senaste tio åren finns tecken på att strömmingens fetthalter och kondition vänt uppåt efter många dåliga år (Karlson m fl. 2019).

Även havsborstmaskarna *Marenzelleria*, som ersatt vitmärslorna i många områden, äts av fisk (Winkler & Debus, 1996) men omfattningen av detta är dåligt känd i stora delar av Östersjön. Effekterna på ekosystemnivå av artskiftet är därför svåra att uppskatta och den antydda kopplingen mellan kondition hos fisk och bottenfaunans sammansättning bör vara angelägen att utreda vidare. Även effekten på torskens kondition av den stora förlusten av produktiv bottenyta till följd av syrebrist i Egentliga Östersjöns djupare delar behöver utredas bättre.

### ***Förändrade biologiska-kemiska processer och flöden vid bottarna***

Bland Östersjöns främmande arter anses *Marenzelleria* ha stor potential att inverka på ekosystemfunktioner. Speciellt anses den kunna påverka flödena av näringsämnen som fosfor och kväve från och till bottarna, men även frigörelse eller fastläggning av miljögifter i sedimenten (Ojaveer & Kotta, 2015). *Marenzelleria* gräver nämligen djupare än de tidigare dominerande bottendjuren (Maximov m fl. 2015) och skulle på så sätt kunna påverka sedimentlager som tidigare varit utom räckhåll för dessa djur. De tre arterna av *Marenzelleria* skiljer sig för övrigt sinsemellan i fråga om levnadssätt och funktion (Renz & Forster, 2014). Även de ökade mängderna av östersjömussla i Egentliga Östersjön bidrar sannolikt till betydande förändringar i flöden och biogeokemiska processer, men omfattningen av sådana förändringar är dåligt känd och har först på sistone börjat undersökas (Ehrnsten m fl. 2019).

## **5.4 Orsaker till observerade symptom**

### **5.4.1 Samband med mänskliga aktiviteter**

Sambandet mellan övergödning och syrefattiga bottnar i Egentliga Östersjön är väl känt och de viktigaste källorna till kväve- och fosforbelastningen av olika havsbassänger i Östersjön är också väl kartlagda (Carstensen m fl. 2014; Helcom, 2018). Däremot har det inte fått lika stor uppmärksamhet att även Bottenhavet visar tydliga tecken på en fortlöpande eutrofiering samt att inflöde av fosfatrikt och syrefattigt vatten från Egentliga Östersjön tillsammans med klimatförändringar och hög belastning av organiskt material



framstår som de mest troliga påverkansfaktorerna (Ahlgren m fl. 2017). Det bör dock framhållas att den nedgång av vitmärlepopulationer som vi beskrivit i denna rapport även berör områden som är lindrigt påverkade av övergödning (se avsnitt 5.4.2).

Expansionen av de för Östersjön främmande havsborstmaskarna *Marenzelleria* är den i övrigt mest uppenbara kopplingen mellan olika bottendjurs utbredning och mänskliga aktiviteter. Dessa bottendjur introducerades oavsiktligt av människan via fartygstrafiken och har sedan spridit sig av egen kraft till nästan hela Östersjön. Som framgår av exemplen i *Figur 5.2* och *5.3* inleddes dock vitmärlets tillbakagång i flera områden redan innan *Marenzelleria* blev en etablerad art. Spridningen av *Marenzelleria* kan alltså inte vara en grundorsak till vitmärlets nedgång. Däremot kan detta ha bidragit till att försvåra vitmärlets återhämtning. Precis som många andra marina organismer kan bottendjuren naturligtvis också påverkas av storskaliga klimatförändringar. Det är i det sammanhanget intressant att notera att Östersjön hör till de havsområden där temperaturen ökat mest under de senaste decennierna (Belkin, 2009). Detta betyder dock inte att orsakerna till den förändrade bottenfaunan är helt klarlagda.

#### 5.4.2 Samband inom de marina ekosystemen

Det finns en känd koppling mellan övergödning och förekomsten av bottendjur som grundar sig på att mjukbottnar i havsområden som är drabbade av övergödning domineras av arter som är tåliga mot låg syrehalt och hög belastning av organiskt material från bland annat döda växtplankton. Omvänt gäller att havsområden med låg belastning av kväve och fosfor i hög grad präglas av arter som anses känsliga för låga syrehalter och hög organisk belastning (Pearson & Rosenberg 1978; Karlson m fl. 2002). De arter som minskat mest i Östersjön och Bottniska viken, vitmärle och den närbesläktade arten *Pontoporeia femorata*, anses mycket känsliga för hög organisk belastning och låg syrehalt, medan *Marenzelleria* och östersjömussla anses tåligare (Naturvårdsverket, 2007). De observerade artförskjutningarna skulle därmed stämma med ett övergödningsscenario. Emellertid har vitmärlet gått tillbaka kraftigt även i Bottenhavet som endast är lindrigt påverkat av övergödning. Denna förklaringsmodell håller därför knappast fullt ut och överallt.

Inledningsvis fanns teorier om att konkurrens från nyligen invandrade havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria* (Kotta & Ólafsson, 2003) kunde vara en anledning till vitmärlets nedgång. Senare studier stöder dock inte hypotesen att de skulle vara starka konkurrenter, även om *Marenzelleria* kan ha försvårat vitmärlets återhämtning i vissa områden (Eriksson Wiklund & Andersson, 2014; Karlson m fl. 2015). Som redan påpekats började dessutom vitmärlets tillbakagång i flera områden redan innan *Marenzelleria* blev etablerad (Rousi m fl. 2013). Möjligheten att miljögifter orsakat vitmärlets nedgång har också diskuterats med hänvisning till de embryoskador som arten har uppvisat. Ingen specifik substans har dock kunnat pekats ut då vitmärlepopulationernas kollaps inte stämmer tidsmässigt med någon trend i kända miljögifter eller i den pågående övervakningen av fysiologiska skador hos vitmärle (Eriksson Wiklund m fl. 2008).

### ***Förändrad näringsväv i ett förändrat klimat***

Det har även föreslagits att bottenfaunans förändringar är relaterade till väder- eller klimatfaktorer som påverkat den fria vattenmassans näringsväv på ett sätt som missgynnat de bottenlevande djuren. I Bottniska viken var nederbörden och vattenflödena i tillrinnande älvar mycket hög under åren kring millennieskiftet. Detta ledde till att havet fick ta emot en ovanligt stor mängd landbaserat naturligt organiskt material (humusämnen), vilket anses ha gynnat den bakteriebaserade delen av näringsväven på bekostnad av den växtplanktonbaserade. Eftersom sedimenterade växtplankton, särskilt kiselalger, har stor betydelse som föda åt vitmärlor (Sundelin m fl. 2008), skulle därmed näringsväven ha förskjutits på ett sätt som missgynnat vitmärlorna (Wikner & Andersson, 2012) med svält och populationskollaps som följd (Eriksson Wiklund m fl. 2008, 2009). I de två sistnämnda studierna visas dessutom att vitmärlorna växer mycket sämre i en bakteriebaserad än en kiselalgsdominerad näringsväv. Denna hypotes om orsakerna till vitmärlans tillbakagång får således anses ha mest stöd, åtminstone i Bottniska viken.

### ***Förändrad temperatur och salthalt samt låga syrehalter***

Vissa studier av långtidsutvecklingen av bottenfaunan i kustvatten längs norra Egentliga Östersjön och södra Bottenhavet pekar ut förändrad salthalt och/eller temperatur (Olsson m fl. 2013; Rousi m fl. 2013) som viktiga faktorer bakom generella förändringar i bottenfaunan. Minskad salthalt kan dock knappast förklara tillbakagångar för vitmärlan som har sötvattensursprung. Även sjunkande syrehalter i bottenvattnet anses ha betydelse i flera områden (Weigel m fl. 2015; Rousi m fl. 2019) och många kustområden i Östersjön har i ökande grad haft perioder med låga syrehalter (Conley m fl. 2011). Eftersom *Marenzelleria* är tåligare än vitmärlor mot låga syrehalter kan den förstnämnda ha gynnats av förändringen på bekostnad av vitmärlorna. Dessa samband mellan bottenfauna och låga syrehalter antyder att övergödning varit en viktig faktor. Å andra sidan tycks det inte finnas någon tydlig koppling mellan östersjömusslans fluktuationer och vanliga övergödningssindikatorer (Ehrnsten m fl. 2019), vilket antyder att frågan är mer komplicerad.

### ***Samlad bedömning***

Sammantaget finns flera olika teorier om orsakerna till de observerade förändringarna i Egentliga Östersjöns och Bottniska vikens mjukbottenfauna. Det är både möjligt och troligt att mer än en faktor har betydelse och att det kan finnas olika huvudförklaringar i olika områden. En viktig väg till mer kunskap går via en reviderad miljöövervakning som ger högre prioritet åt övervakning av energi- och näringsflöden genom hela den marina näringsväven från växtplankton och bakterier till rovfisk och säl samt en fastare organisation för förvaltningsrelevanta synteser av insamlade data.

## **5.5 Befintliga styrmedel**

Mjukbottenfaunans status följs inom ramen för Vattendirektivet. För kustområdena och flera av utsjöområdena beräknas ett sammansatt index som främst tar hänsyn till hur känsliga de observerade bottendjuren är för oönskade effekter av övergödning (Leonardsson m fl. 2009). Detta index ligger sedan till grund för en klassificering av

bottenfaunans miljöstatus. Om god status inte uppnås ska åtgärder sättas in. Det är osäkert hur det styrande indexet reagerar på annan påverkan än övergödning. Det kan därför behöva kompletteras med annan kunskap för att leverera korrekt information om orsaker och ge relevant vägledning om åtgärder. Dessutom vilar klassificeringen av miljöstatus på att det går att definiera ett referenstillstånd som ska representera en av människan relativt opåverkad bottenfauna. Östersjön är emellertid ett naturligt variabelt ekosystem, där det kan vara svårt att definiera vad som är ett opåverkat tillstånd (Villnäs & Norkko, 2011).

Bland övriga styrmedel kan nämnas Havsmiljödirektivet samt EU:s art- och habitatdirektiv.

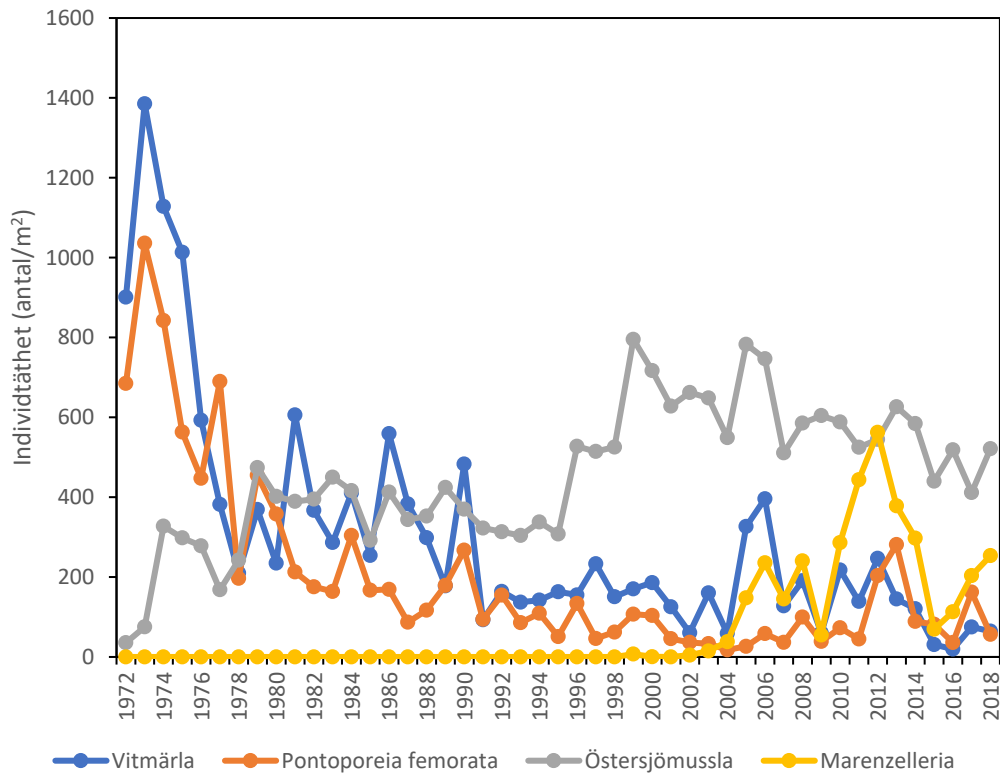
## **5.6 Åtgärder**

### **5.6.1 Beslutade och genomförda åtgärder**

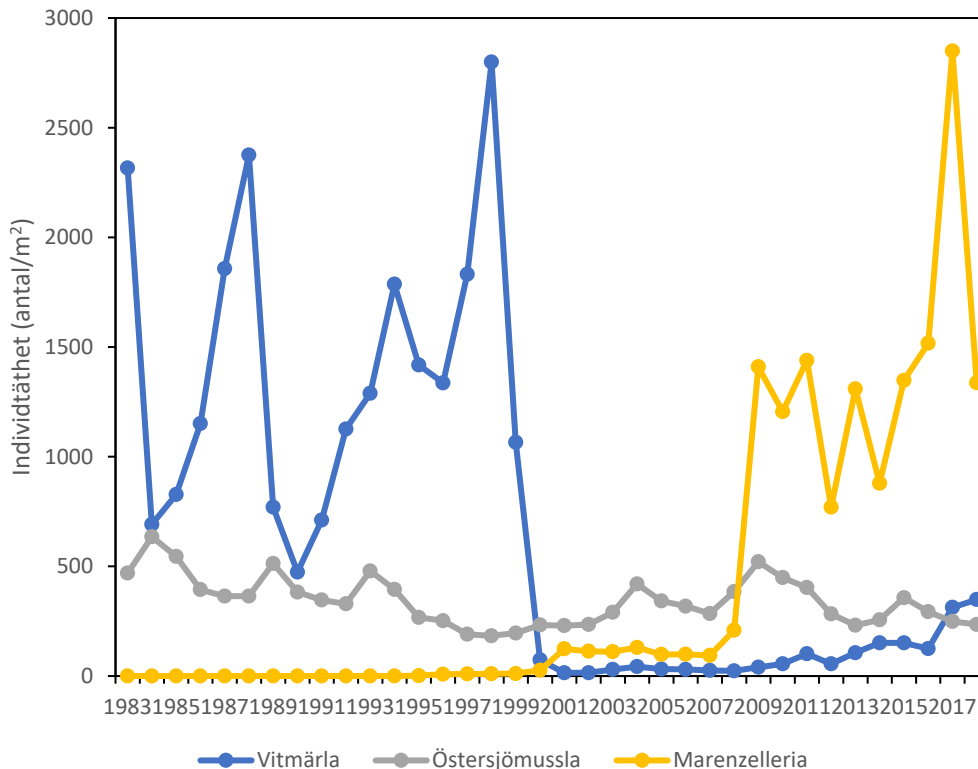
Historiskt, med start på 1960-talet, har många åtgärder i form av utsläppsreduktioner och processförbättringar genomförts i industrier och tätorter. Efter Vattendirektivets tillkomst har vattenförvaltande myndigheter regelbundet utvärderat bottenfaunans status tillsammans med andra kvalitetsfaktorer inom ramen för direktivets krav. Om en samlad bedömning resulterat i sämre än god status i en vattenförekomst har åtgärder övervägts. Merparten av de åtgärder som hittills beslutats och genomförts har, även om bottenfaunans status stått i fokus, främst inriktats på att motverka övergödningen generellt. I några fall har en låg status hos bottenfaunan inte ensamt ansetts vara skäl för åtgärder. Motiveringen har då varit att låg status hos bottenfaunan var en följd av att vitmårlepopulationer kollapsat och att detta haft andra orsaker än övergödning.

### **5.6.2 Uppföljning och dokumenterade effekter av åtgärder**

De tidiga åtgärderna i industri- och tätortsrecipienter har varit framgångsrika med stora förbättringar av bottenfaunans status i närområdena. I takt med att åtgärderna mot övergödning utvecklats har belastningen av näringsämnen på havet successivt minskat sedan 1990-talet. De beting för belastningsminskningar som fastställts inom ramen för Baltic Sea Action Plan (Helcom, 2007) har dock inte uppfyllts helt och oönskade effekter av övergödningen i havet förväntas bli kvar under lång tid (Östersjöcentrum, 2017). Av beskrivningen i den här rapporten framgår dessutom att bottenfaunan har en utveckling som inte enbart påverkas av övergödning och att den därför inte säkert uppnår god status enbart genom generella åtgärder mot övergödning.



**Figur 5.2.** Individtätheter av de tre dominerande bottendjuren i Norrbyns kustområde vid norra Bottenhavets kust, 1983–2018 (data från Sveriges nationella övervakningsprogram för mjukbottenfauna).



**Figur 5.3.** Individdensiteter av de fyra dominerande bottendjuren i Asköområdet vid Norra Egentliga Östersjöns kust, 1972-2018 (data från Sveriges nationella övervakningsprogram för mjukbottenfauna).

## 6. MILJÖSTÖRNINGAR, MÄNSKLIG PÅVERKAN OCH SYSTEMTÄNKANDE

Ekosystembaserad förvaltning av havsmiljön bygger på ett systemtänkande som beaktar interaktioner såväl mellan människa och miljö som inom de marina ekosystemen. Detta kräver bland annat kunskap om hur människans påverkan av havsmiljön kan fortplantas, från primärproducenter som växtplankton till toppkonsumenter som fisk, sjöfågel och säl, eller i motsatt riktning. Det behövs också kunskap om fundamentala processer som energi- och näringsflöden i ekosystemen och om systemens återhämtning eller brist på återhämtning när mänsklig påverkan minskar.

### 6.1 Miljöstörningars fortplantning i näringsväven

#### *Från primärproducenter till toppkonsumenter (bottom-up)*

Studier av ett mycket stort antal kustvatten och inlandhav i alla delar av världen har visat att ökad tillförsel av växtnärsämnen från områden som jordbruk, industri och tätorter gynnar produktionen av växtplankton. I många områden har detta fått negativa konsekvenser. Det är väl dokumenterat att kraftig övergödning kan slå ut känslig

bottenvegetation (Baden m fl. 1990) och ge upphov till syrebrist och döda bottnar när rester av döda växtplankton sedimenterar och bryts ner (WRI, 2017).

Det är mer omstritt hur måttligt ökad tillförsel av näringsämnen påverkar organismer högre upp i den marina näringsväven. Eftersom växtplankton utgör föda åt djurplankton och bottendjur, som i sin tur utgör föda åt fisk, förefaller det rimligt att den totala fiskproduktionen kan begränsas av växtplanktonproduktionen och därmed även av näringstillförseln till havet. Vetenskapliga studier baserade på fiskestatistik och fjärranalyser av havets primärproduktion indikerar att det både längs Europas och västra Nordamerikas kuster samt på global nivå faktiskt finns sådana regleringar underifrån i näringsväven (Ware&Thomson, 2005; Chassot m fl. 2007; 2010). Direkta mätningar av plankton kombinerat med fiskfångster i Nordsjön ger ytterligare belägg för att produktionen av växtplankton samvarierar med rekrytering och fångst av fisk (Ware&Thomson 2005; Frederiksen m fl. 2006). Som påpekats i kapitel 2 finns även studier av fiskfångster och fiskemetoder i Östersjön som indikerar att den totala biomassan av fisk ökade kraftigt från början av 1900-talet till 1980-talet (Thurow, 1997; Hammer m fl. 2008). Under samma period gick Östersjön från att vara näringsfattig (oligotrof) till att vara näringsrik (eutrof). En liknande utveckling av fiskbestånd och tillförsel av näringsämnen ägde rum i Kattegatt under perioden 1950-92 (Nielsen & Richardson, 1996).

Samtliga forskare som citerats i ovanstående stycke framhåller att tillgängliga data är svårtolkade, bland annat för att fiskfångster inte alltid är en bra indikator på fiskbeståndens storlek. De drar ändå slutsatsen att ökad tillförsel av näringsämnen följt av ökad produktion av växtplankton sannolikt bidragit till en ökad fiskproduktion. Andra forskare håller med om att både landning och total biomassa av de viktigaste fiskarterna i Östersjön (torsk, sill/strömming och skarpsill) ökade dramatiskt under den period på 1900-talet då eutrofieringen blev märkbar, men lägger större vikt vid att ekosystemen även påverkas kraftigt av andra faktorer, däribland de stora, oregelbundna inflödena av saltvatten från Kattegatt (MacKenzie m fl. 2002; Eero m fl. 2016). Det går dock inte att bortse från att de unikt stora torskbestånden på 1980-talets måste ha haft en födobas som innefattade ett stort närings- och energiflöde från växtplankton till torskens foderfisk (se även kapitel 2). Vi drar därför slutsatsen att eutrofieringen under andra halvan av 1900-talet bidrog till ökade torskbestånd, innan andra faktorer bidrog till att skapa dagens lågproduktiva bestånd.

En relativt omfattande sökning i den vetenskapliga litteraturen om *bottom-up*-reglering av marina ekosystem bekräftar att sådan reglering sannolikt spelar en viktig roll, men att den ändå är svår att följa steg för steg genom näringsväven. Detta kan delvis förklaras av att det i många ekosystem finns regleringar både nerifrån och uppifrån (*top-down*) (Hunt & McKinell, 2006; Lynam m fl. 2017). En annan delförklaring är att det finns flera olika vägar att överföra energi och näringsämnen från primärproducenter till toppkonsumenter och att effektiviteten i dessa överföringar kan variera kraftigt mellan olika arter inom samma grupp av organismer.

Utöver den dominerande näringskedjan från växtplankton via djurplankton till foderfisk och rovfisk finns även en näringskedja från växtplankton via bottendjur till fisk (Dimitriou m fl. 2015; se även kapitel 5). Det finns också näringskedjor som inleds med att bakterier tillgodogör sig energin i humus och annat organiskt material som förs ut från land till hav via vattendragen (Ducklow & Carlson, 1992). Energin går sedan vidare i bakterieätande mikroorganismer till djurplankton och vidare upp i näringskedjan.

I takt med att vattnet i många av de vattendrag som mynnar i Östersjön och Västerhavet sedan 1980-talet blivit allt brunare till följd av ökade humushalter (Kritzberg, 2017; Havsmiljöinstitutet, 2018) så har de potentiella ekologiska effekterna av bakteriella näringskedjor fått ökad uppmärksamhet. Både fältstudier och kontrollerade experiment indikerar att ökad humustillförsel till havet gynnar bakterier på bekostnad av växtplankton (Wikner & Andersson, 2012). Detta skulle i sin tur kunna störa både bottendjurens födobas och det livsviktiga flödet av tiamin (vitamin B<sub>1</sub>) från primärproducenter till sjöfågel och fisk (se även kapitel 3 och 5).

#### ***Från toppkonsumenter till primärproducenter (top-down)***

Många marina ekosystem har påverkats kraftigt av ett högt fisketryck eller andra exploateringar av arterna högst upp i näringsväven. Detta har gett flera tillfällen att studera förekomsten av kaskadeffekter av typen *top-down* (Jackson m fl. 2001; Frank m fl. 2005). Ett av de internationellt mest uppmärksammade fallen handlar om effekter av utfiskningen av torsk och andra rovfiskar utanför Kanadas östkust (Scheffer m fl. 2005). Där kunde man konstatera att räkor, krabbor och småfisk gynnades av att deras fiender rovfiskarna minskade i antal och att populationen av stora djurplankton, som är en viktig föda åt unga räkor, krabbor och småfisk, gick tillbaka. Helt i linje med teorin för så kallade trofiska kaskader blev det också mer växtplankton när risken minskade att de skulle ätas upp av djurplankton.

Förluster av korallrev i Karibien brukar också nämnas som ett exempel på att högt fisketryck kan bidra till att påverka hela strukturen hos ett ekosystem (Hughes, 1994). När det blev färre växtätande fiskar minskade ekosystemets förmåga att stå emot andra förändringar och sammantaget ledde detta till att koraller trängdes ut av makroalger. Det råder dock, både i Karibien och på andra platser, delade meningar om hur mycket fisketrycket har betytt jämfört med annan påverkan av korallreven (Bellwood m fl. 2004; Casey m fl. 2017)

#### ***Samtidig reglering både uppifrån och underifrån***

Som redan påpekats i detta kapitel kan det samtidigt förekomma reglering både underifrån (*bottom-up*) och uppifrån (*top-down*) i ett ekosystem. Beskrivningen av ålgräsets tillbakagång längs Sveriges västkust kan illustrera detta (se kapitel 4). Först och främst har utbredningen av alger gynnats direkt av att havsmiljön under lång tid utsatts för en hög belastning av växtnäringsämnen. Dessutom har utfiskningen av torsk i Bohusläns kustvatten medfört att fler krabbor och småfisk överlevt, vilket i sin tur missgynnat små kräftdjur och snäckor som betar alger. Sammantaget har detta lett till att fintrådiga alger brett ut sig så mycket att ålgräset kvävts över stora arealer.

Även i Östersjön är det uppenbart att de marina ekosystemen regleras både uppifrån och underifrån (Pershing m fl. 2015). Dock är situationen om möjligt än mer komplicerad än i Västerhavet på grund av stora, oregelbundna inflöden av saltvatten och stark skiktning av vattnet. Analysen av lågproduktiva torskbestånd i kapitel 2 betonar fiskets roll och speciellt effekterna av den selektiva utfiskningen av stor rovfisk, men den beskriver också hur ett tidigare stort bestånd slogs ut på grund av en ogynnsam kombination av hydrografiska förhållanden och syrebrist orsakad av övergödning i torskens lekområde. Därför är det viktigt att både fiskeförvaltning och vattenförvaltning baseras på en gemensam ekosystemsyn.

## 6.2 Regimskiften och återhämtning

Under lång tid utgick både miljöforskning och miljöförvaltning från att det vanligen råder ganska enkla samband mellan graden av mänsklig påverkan och tillståndet i havsmiljön. Ökad påverkan ger gradvis sämre miljö; minskad påverkan förbättrar gradvis tillståndet i miljön. I ekosystem som utsätts för långvarig och kraftig påverkan kan såväl biogeokemiska kretslopp som balansen mellan olika grupper av organismer ändras så kraftigt att man kan tala om regimskiften (Österblom m fl. 2007; Håkanson & Lindgren, 2008; Carstensen m fl. 2014). Nyare forskning betonar att regimskiften även kan utlösas av slumpmässiga händelser i ekosystem vars stabilitet försvagats av kontinuerligt ökande mänsklig påverkan (t.ex. Scheffer m fl. 2001, 2005; Steele m fl. 2004; Hsieh m fl. 2005; Möllmann m fl. 2009). Under senare år har miljöforskningen också betonat att praktiskt taget alla marina ekosystem samtidigt påverkas av flera olika faktorer. Inte minst har det blivit uppenbart att bedömningar av framtida utveckling och nyttjande av marina ekosystem bör väga in potentiella effekter av såväl fiske som övergödning och klimatförändringar (Blenckner m fl. 2015a; Kadin m fl. 2019).

Oavsett vad som orsakat strukturella förändringar i ett marint ekosystem uppstår frågan om den tidigare strukturen återskapas när människans påverkan reduceras. Från forskningen om sötvatten har det länge varit känt att klarvattensjöar som utsätts för övergödning inte automatiskt återgår till ett mer ursprungligt tillstånd om tillförseln av näringsämnen reduceras. Detta har förklarats med att akvatiska system kan ha självreglerande mekanismer som gör att ett stort tillstånd blir bestående och den önskade återhämtningen uteblir (Scheffer, 1990).

Sedan millennieskiftet har det kommit fler och fler exempel på att återhämtningen uteblivit även i marina ekosystem. Korallrev som utsätts för en kombination av övergödning och högt fisketryck har kvävts av makroalger, vilket skapat en ny och till synes stabil ekosystemstruktur som domineras av makroalger (Bellwood m fl. 2004). Det tidigare mycket rika torskbeståndet utanför Kanadas östkust visar bara svaga tecken på återhämtning sedan kollapsen på 1990-talet trots ett idag lågt fisketryck (Scheffer m fl. 2005).

I södra Östersjön har man börjat se tydliga tecken på att minskad tillförsel av näringsämnen från landbaserade källor minskat symptomen på övergödning i havsmiljön



(Andersen m fl. 2015). Samma sak gäller områden som tidigare påverkats kraftigt av stora punktutsläpp. Däremot finns ännu ingen tendens till att blomningarna av cyanobakterier (felaktigt kallade blågröna alger) och utbredningen av syrefria bottenar i Egentliga Östersjön är på väg att minska. Visserligen har den totala fosforbelastningen på Östersjön halverats sedan 1990, men cyanobakteriernas behov av fosfor fortsätter att tillgodoses så länge stora mängder av detta ämne frigörs från de syrefria bottenarna (Savchuk, 2013).

Som framgått av de föregående kapitlen finns heller inga tecken på att torskens kondition i Östersjöns östra bestånd slutat förvärras (se kapitel 2) eller att ålgräsängarnas tillbakagång stannat av (se kapitel 4). I båda dessa fall behöver en effektiv havsmiljöförvaltning beakta såväl mänsklig påverkan som självreglerande mekanismer och hinder för återhämtning i de berörda ekosystemen.

### 6.3 Kunskapsluckor

I en ekosystembaserad förvaltning ska en mångfald bevarandenaspekter vägas mot möjligheter till hållbart nyttjande av ekosystemen. Detta ställer krav på stora och delvis nya kunskaper om hur förvaltningen kan utveckla nya arbetsformer som spänner över flera samhällssektorer och hanterar flera påverkansfaktorer (Blenckner m fl. 2015b; Lade m fl. 2015). Det ställer dessutom krav på stor och delvis ny kunskap om ekosystemens funktionalitet och fundamentala processer som energi- och näringsflöden genom ekosystemens näringsväv och mellan olika livsmiljöer som havsbotten och fria vattenmassan (Griffiths m fl. 2017).

De tematiska problembeskrivningarna i denna rapport ger fler konkreta exempel på kunskapsluckor:

- Kapitlet om lågproduktiva torskbestånd visar att det saknas viktig kunskap om det storleksselektiva fisket. Det visar också att det, trots en mycket omfattande datainsamling under många decennier, fortfarande råder delade meningar om en så fundamental sak som eutrofieringens inverkan på den totala fiskbiomassan.
- Kapitlet om tiaminbrist visar att det faktiskt är vetenskapligt väl dokumenterat att tiaminbrist kan ge upphov till allvarliga skador hos både laxfiskar och sjöfågel, men att det finns stora luckor i kunskaperna om hur tiaminbrist uppstår.
- Ålgräsets tillbakagång kan idag anses vara en etablerad fråga inom både forskning och förvaltning. Med tanke på att utbredningen av ålgräsängar fortsätter att minska finns dock ett uppenbart behov av mer kunskap om hur miljöer som drabbats av ekologiska regimskiften kan återhämta sig.
- Kapitlet om förändrat djurliv på Östersjöns mjukbottenar visar på en anmärkningsvärd brist på kunskaperna om dessa förändringar och deras konsekvenser för andra delar av de marina ekosystemen. Precis som i fallet med ålgräsängar behöver även bristen på återhämtning av de påverkade miljöerna uppmärksammas mer.

De exempel på miljöstörningar och brist på kunskap som beskrivits ovan har sammanställts utan krav på fullständighet eller att utgöra en rangordning. Samtliga problembeskrivningar har dock en sak gemensamt; kunskapen om miljöstörningarnas orsaker och konsekvenser och möjligheterna att hantera dem behöver utvecklas ur ett helhetsperspektiv för att ge adekvat stöd åt havsmiljöförvaltningen.

I nästa kapitel diskuteras först innebörden av ekosystembaserad förvaltning, EBM, samt stöd och hinder för att fullt ut tillämpa EBM inom existerande förvaltningsstruktur. Därefter ges ett antal rekommendationer om hur EBM kan bidra till en bättre förvaltning av miljöstörningar som kännetecknas av bristande kunskap om orsakssamband eller att trenden är negativ.

## 7. MÖJLIGA STEG MOT EN EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING

### 7.1 Principer för ekosystembaserad förvaltning (EBM)

De marina ekosystemen är i sig mycket komplexa och en mångfald av interaktioner mellan natur och samhälle gör förvaltningens uppgift mycket krävande. Vi behöver därför skapa förvaltningsprocesser som beaktar vidden av interaktioner i ekosystemen, inklusive mänsklig påverkan, samtidigt som vi främjar ekosystemens funktionalitet och ett hållbart nyttjande av havets resurser.

Några av de första stegen i den riktningen togs i arbetet med miljön i Stora sjöarna (The Great Lakes) mellan USA och Kanada (Lee m fl, 1982). I början av 1990-talet, när konventionen om biologisk mångfald (Convention on Biological Diversity) antogs inom FN-organet UNEP (United Nations Environment Program), blev ekosystemansatsen ett formellt ramverk för en miljöförvaltning som präglas av en helhetssyn (CBD, 2019). Huvudpunkterna i denna ansats har av Naturvårdsverket sammanfattats under följande rubriker (NV, 2019):

- gemensamma mål och delaktighet
- naturens kapacitet att producera varor och tjänster sätter gränser
- kunskap är en källa till framgång
- att göra eller inte göra – men det kostar
- avgränsningar i tid och rum
- flexibilitet i förvaltningen

Ekosystemansatsen har nu funnits i snart tre decennier och är fortfarande ett levande ramverk för att bevara och hållbart nyttja naturresurser. Under senare år har dock den mer generella termen *ekosystembaserad förvaltning* (EBM) börjat användas alltmer inom såväl förvaltning som forskarvärlden.

Enligt EU:s havsmiljödirektiv (MSFD, 2008/56/EC) spelar tillämpning av EBM en central roll för att god miljöstatus skall uppnås (Article 1 of the MSFD). I USA refererar National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) och andra federala myndigheter allt oftare till EBM-principer i sina projekt och program (NOAA, 2019). Genomgångar av översiktsartiklar om hållbar förvaltning bekräftar den generellt ökande användningen av begreppet EBM (t ex Long m fl. 2015).

Eftersom begreppet EBM inte är knutet till någon specifik konvention har det definierats på olika sätt i olika sammanhang (Tallis m fl. 2010; Long m fl. 2015). Det finns dock en kärna av sex principer som återkommer i de flesta beskrivningarna av EBM. I två nyligen publicerade artiklar (Rouillard m fl. 2018; Langhans m fl. 2019) har dessa principer, översatta till svenska, fått följande formulering:

- beaktar ekosystemens struktur, funktion och återhämtningsförmåga samt biologisk mångfald och ekosystemtjänster
- tillämpas i lämplig rumslig skala
- utvecklar och använder mångvetenskaplig kunskap
- bygger på socio-ekologisk interaktion, deltagande av intressenter samt transparens
- stöder sektorsövergripande koordinering av förvaltningen
- inbegriper adaptiv förvaltning

I återstoden av denna rapport utgår resonemang och slutsatser från att en god EBM präglas av dessa sex principer.

## **7.2 Stöd och hinder för att koordinera EBM och befintliga förvaltningsstrukturer**

Den helhetssyn som präglar EBM innebär att många faktorer och sektorer ska beaktas och att många intressenter och aktörer ska involveras i förvaltningsprocessen. Detta innebär oundvikligen att införandet av EBM tar tid och kräver resurser. Det innebär också att både stöd och hinder behöver kartläggas.

### **7.2.1 EBM och EU:s miljödirektiv**

#### ***Stöd från direktiven***

Flera olika EU-direktiv har en direkt eller indirekt koppling till förvaltningen av akvatiska miljöer. De tidiga miljödirektiven, såsom Fågeldirektivet (79/409/EG, 2009/147/EG) och Art- och habitatdirektivet (92/43/EG), var primärt inriktade på att bevara specifika arter eller miljöer. Senare beslutade direktiv, såsom EU:s Ramverk för vatten (Vattendirektivet 2000/60/EG) och Havsmiljödirektivet (2008/56/EG) präglas mer av en helhetssyn på interaktionen mellan människa och miljö. Ur den synvinkeln bör det alltså finnas goda möjligheter att samtidigt utveckla ekosystembaserad förvaltning och genomföra åtgärder enligt Vatten- och Havsmiljödirektiven.

I den nyss citerade artikeln (Rouillard m fl. 2018) om EBMs sex ledande principer görs en noggrann genomgång av de juridiska dokumenten i de fyra ovannämnda EU-direktiven. Närmare bestämt granskas hur dessa direktiv kan underlätta eller försvåra tillämpningen av var och en av de sex EBM-principerna. Det framgår då att Fågeldirektivet och Art- och habitatdirektivet fokuserar helt på bevarandet av biologisk mångfald, medan ekosystemtjänster överhuvudtaget inte nämns i direktivtexterna. Detta har dock inte hindrat European Environment Agency att under dessa direktiv redovisar både ekosystemtyper och ekosystemtjänster (EEA, 2015).

Vattendirektivet stöder i viss utsträckning samtliga sex EBM-principer. Speciellt introducerar detta direktiv ett källa-till-hav-perspektiv som bidrar till att skapa en helhetssyn på människans interaktion med vattenmiljöer och att koppla samman förvaltningen av land och vatten. Det finns också krav på att olika intressentgrupper

involveras i förvaltningen och att kunskap från olika discipliner (ekologi, kemi, ekonomi med mera) vävs samman. Vidare tvingar de sexåriga förvaltningscyklerna fram en viss grad av adaptiv förvaltning.

I Havsmiljödirektivet blir stödet för EBM ännu tydligare, både genom att termen EBM förekommer explicit i officiella dokument (Article 1 of the MSFD) och genom att direktivet refererar till begrepp som ekosystemens struktur, funktion och återhämtningsförmåga samt tillgång till ekosystemtjänster. Vidare betonas vikten av mångvetenskapliga bedömningar och att det krävs samarbete över territorialvattengränser för att uppnå direktivets mål. Dessutom ställs krav på att åtgärder inom Havsmiljödirektivet koordineras med åtgärder inom andra direktiv.

Sammanfattningsvis är det lätt att i de undersökta EU-direktiven finna ett betydande stöd för att tillämpa väsentliga delar av EBM-principerna. Detta betyder dock inte att dessa principer automatiskt tillämpas fullt ut om direktiven genomförs.

### ***Hinder kopplade till direktiven***

Flera forskare har konstaterat att ekosystemansatsen och EBM eftersträvar en tydlig balans mellan bevarande- och nyttjandemål, medan Vatten- och Havsmiljödirektiven fokuserar mer på att återställa eller bevara en god havsmiljö (Holt m fl. 2011, Berg m fl. 2015). Det finns också en grundläggande skillnad i synen på vad som skall räknas som ekosystemtjänster. Enligt en gängse tolkning av EBM-principerna är ekosystemtjänster ett mycket brett begrepp som innefattar såväl direkt ekonomisk nytta av att bruka ekosystemen som möjligheter till rekreation och kulturellt eller andligt välbefinnande (Millennium Assessment, 2005). EU-direktiven gör en betydligt snävare tolkning av detta begrepp.

I Vattendirektivet ligger fokus på biologiska, kemiska och morfologiska förhållanden i de akvatiska systemen, medan Havsmiljödirektivets deskriptorer främst beskriver det ekologiska tillståndet i havet samt människans resursutnyttjande och dess biologiska, kemiska eller fysikaliska påverkan på havsmiljön (Borja m fl. 2010). En mer detaljerad genomgång av deskriptorer och indikatorer för miljötillstånd och miljöbelastning i Havsmiljödirektivet ger flera konkreta exempel på svårigheterna att direkt koppla samman EBM och EU-direktiv (Berg m fl. 2015). Till exempel saknas indikatorer för tillgången av ekosystemtjänster under deskriptor D1 som beskriver biologisk mångfald.

De marina ekosystemens inneboende komplexitet skapar andra svårigheter att koordinera arbetet med att införa EBM och genomföra EU-direktiv. Havsmiljödirektivets system av deskriptorer och indikatorer bygger på att det finns ett betydande antal statistiskt säkra och ganska enkla kvantitativa samband mellan belastning/nyttjande och tillstånd. Såväl forskning som det praktiska arbetet med Vatten- och Havsmiljödirektiven visar dock att dessa förutsättningar sällan är uppfyllda i tillräckligt hög grad. Detta gäller i synnerhet kopplingarna mellan belastning och biologisk mångfald (Smith m fl. 2014), men även den samlade effekten av två eller flera olika typer av belastning (Kadin m fl. 2019). Det är också ett faktum att ekosystem som en gång påverkats starkt negativt av en viss typ av

belastning inte nödvändigtvis återgår till sitt ursprungstillstånd när denna belastning upphör (Hutchings, 2005).

Även bristen på relevanta data brukar framhållas som ett hinder för att tillämpa EBM. Självfallet innebär en ökad ambition att ta hänsyn till interaktioner mellan människa och miljö och mellan olika trofnivåer i de marina systemen att det ställs nya krav på datatillgång. Detta betyder dock inte att antalet mätningar i havet alltid måste öka. EBM-principer kan i vissa fall tillämpas även när det är ont om data (Tallis m fl. 2010). Det är dessutom en fråga om datainsamlingens inriktning. Generellt sett är bristen på samhällsdata betydligt större än bristen på havsmiljödata (Rogers & Greenaway, 2005), men även inom den senare kategorin finns många brister. Exempelvis handlar indikatorerna under deskriptor D4 (marina näringsvävar) främst om utbredningen av specifika arter, medan en ekosystembaserad förvaltning skulle behöva lägga större vikt vid energi- och näringsflöden genom näringsväven (Berg m fl. 2015).

Svårigheterna att fullt ut genomföra en adaptiv förvaltning inom ramen för EU-direktiv skall heller inte underskattas. Det är i internationella sammanhang vanligt med långa ledtider från inledande politiska initiativ till juridiskt bindande texter och utarbetande, genomförande och uppföljning av åtgärdsprogram. Juridiska oklarheter beträffande olika myndigheters mandat och ansvar att genomdriva adekvata åtgärder kan bidra till ytterligare svårigheter att samtidigt införa EU-direktiv och tillämpa EBM (Nilsson & Bohman, 2015).

### **7.2.2 EBM och fiskeförvaltning**

Fisket är en av de sektorer där intresset för ekosystembaserad förvaltning väcktes på ett tidigt stadium (Garcia m fl. 2003). Under namnet Ecosystem Approach to Fisheries (EAF) formulerades förvaltningsprinciper som skulle stoppa den pågående överexploateringen av fiskbestånd och gynna utvecklingen av ett ekonomiskt och ekologiskt hållbart fiske. Införandet av EAF har dock inte varit problemfritt eftersom ekosystemförvaltning och fiskeförvaltning har präglats av olika institutioner, organisationer och juridiska ramverk. Trots att behovet av EAF framhållits i många sammanhang och länder råder fortfarande en betydande osäkerhet om hur den mänskliga aspekten av ekosystemansatsen ska hanteras (De Young m fl. 2008; Schreiber, 2018). Dessutom finns ett generellt behov av förändrade synsätt och problemformuleringar för att en förvaltning enligt EAF ska bli framgångsrik och närma sig EBM (Christensen & Maclean, 2011; Berkes, 2012; Marshak m fl. 2017). Detta behov av förnyelse gäller både inom förvaltningen och forskningsvärlden. Det ska emellertid understrykas att EBM-principer visat sig svåra att tillämpa även i situationer där de ekologiska sambanden är relativt enkla och väl etablerade. Som exempel kan nämnas att fiskeförvaltningen länge dominerats av fiskerestriktioner för en art i taget trots att ett ökat bestånd av rovfisk oundvikligen medför ett ökat tryck på bytesfisk (Norrström m fl. 2017).

#### ***EU:s fiskeripolitik och ICES råd***

Det storskaliga fisket i de havsområden som omger EU regleras genom den

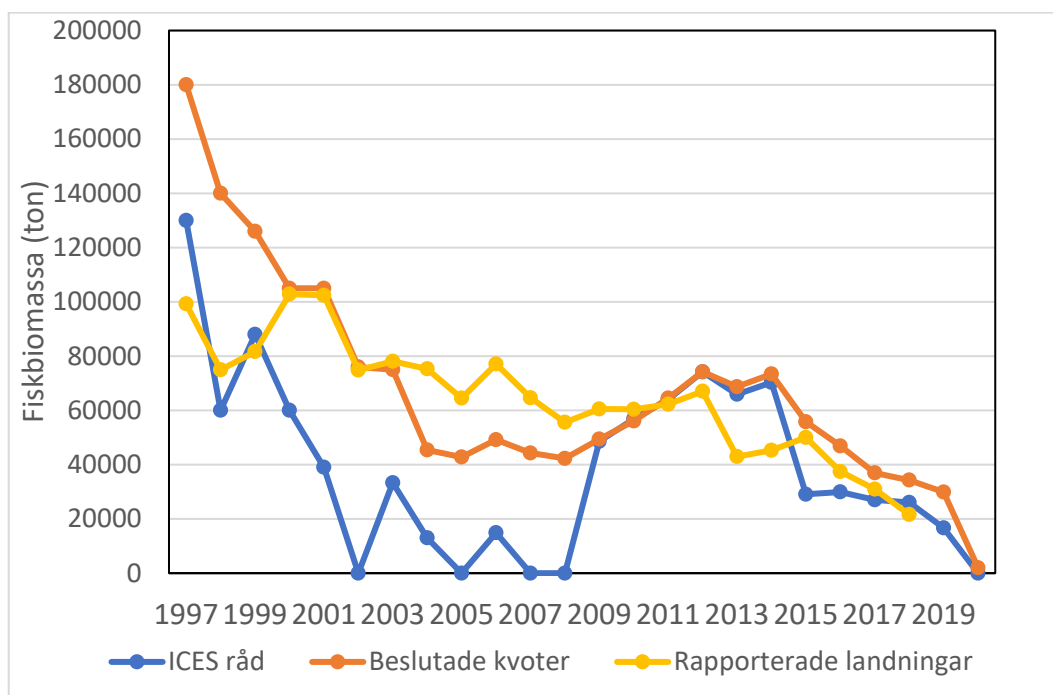
Gemensamma Fiskeripolitiken (Common Fisheries Policy, CFP) (EC 2013/1380).

Huvudmålet för denna förordning är att säkra höga långsiktiga fångster för alla bestånd senast till 2020 (EU, 2019). Därför regleras:

- vilka fartyg som har tillgång till olika hav och områden
- kapaciteten att fiska och hur fartygen får användas
- användningen av redskap och när och var fiskarna får fiska
- tillåtna fångstmängder, så kallade fiskekvoter

Fiskekvoterna beslutas av EU:s fiskeministrar och anger i biomassa (vikt) eller antal av en viss art hur mycket som får fiskas inom ett visst område under en viss tidsperiod. Varje land tilldelas en viss kvot som vanligen bestäms för ett år i taget.

Enligt CFP skall fisket bedrivas på vetenskaplig grund. Därför inhämtar EU-kommissionen råd från ICES (International Council for the Exploration of the Sea) beträffande fiskekvoter och andra förhållanden som kan påverka beståndens utveckling. Diagrammet i *figur 7.1*. visar hur de rekommenderade fiskekvoterna för östra beståndet av torsk i Östersjön blivit allt mindre sedan 2010 och att landningarna av fisk också minskat. Under vissa år har landningarna till och med varit lägre än den av ICES rekommenderade fiskekvoten. Diagrammet visar också att besluten av EU:s fiskeministrar först på senare år närmar sig råden från ICES.



**Figur 7.1.** Beslutade fiskekvoter tillsammans med ICES råd och rapporterade landningar av torsk från östra beståndet Östersjön.

Traditionellt har ICES rådgivning främst varit inriktad på frågor som berör fiskeförvaltningens främsta verktyg: hur mycket man får fiska och med vilka redskap. Om tillräckligt mycket data av hög kvalitet är tillgängliga beräknas det maximala hållbara fångstuttaget (Maximum Sustainable Yield, MSY) för kommersiellt viktiga fiskbestånd. Annars baseras råden på en allmän försiktighetsprincip eller approximationer av MSY (ICES, 2018). Genom en ny strategisk plan som trädde i kraft 2014 vidgades ICES ambitioner till att mer generellt skapa en bättre förståelse för de marina ekosystemen och säkra den nytta de skapar för människan. Denna plan innebar också ett tydligt erkännande av att fisket har en social dimension som behöver hanteras genom en adaptiv förvaltning som spänner över flera sektorer i samhället (Dickey-Collas, 2014).

Hittills har dock ICES nya strategiska plan inte gett några riktigt tydliga avtryck i rekommendationerna till EU-kommissionen. Den mentala bilden av ekosystemen domineras av interaktioner mellan rov- och bytesdjur högt upp i näringsväven, och det saknas referenser till närings- och energiflöden från ekosystemens lägre nivåer till den art fiskekvoten avser (*Tabell 7.1*). Det är också värt att notera att potentiella effekter av selektiva fiskeredskap nämns 2014, men att de inte följs upp under de följande åren trots att försiktighetsansatsen sägs präglade råden. Råd beträffande den sociala dimensionen av fiskeförvaltningen saknas fortfarande helt eftersom ICES inte har i uppdrag att ge sådana råd.

År	Interaktion mellan rov- och bytesdjur	Andra påverkansfaktorer	Allmänna principer
2010	Torskens rekrytering kan gynnas av ökat fiske på sill och skarpsill	Rekryteringen påverkas av hydrografiska faktorer som temperatur, strömmar och salthalt	
2011	Torskens rekrytering kan gynnas av ökat fiske på sill och skarpsill	Rekryteringen påverkas av hydrografiska faktorer som temperatur, strömmar och salthalt	
2012	Fisket av sill och skarpsill i torskens utbredningsområde kan minska torskens tillgång till föda		
2013	Fisket av sill och skarpsill i torskens utbredningsområde kan minska torskens tillgång till föda		
2014	Fisket av sill och skarpsill i torskens utbredningsområde kan minska torskens tillgång till föda.	Användning av selektiva fiskeredskap kan gynna långsamtväxande	



	Gråsäl konsumerar en okänd mängd torsk.	individer i torskbeståndet	
2015		Potentiella förändringar i tillväxt kan förekomma men har inte kunnat kvantifieras	Försiktighetsansatsen ska tillämpas
2016			Försiktighetsansatsen ska tillämpas
2017			Försiktighetsansatsen ska tillämpas
2018			Försiktighetsansatsen ska tillämpas
2019	Tillgången till bytesfisk är låg inom torskens utbredningsområden. En starkt växande population av gråsäl sprider parasiter till torsk.	Syrebrist skadar bottnar och leder till födobrist	Försiktighetsansatsen ska tillämpas

**Tabell 7.1.** ICES råd avseende ekologiska faktorer att beakta vid förvaltningen av östra beståndet av torsk i Östersjön.

### 7.2.3 EBM och Baltic Sea Action Plan

I likhet med många andra initiativ att förbättra havsmiljön var Helsingforskonventionen (Helsinki Convention) och dess koordinerande organ Helcom ([www.helcom.fi](http://www.helcom.fi)) till en början inriktade på att eliminera eller åtminstone reducera stora punktutsläpp av föroreningar. Ett formellt beslut att vidga perspektiven på havsmiljöförvaltning och tillämpa ekosystemansatsen togs 2003 och principerna för denna ansats genomsyrar handlingsprogrammet Baltic Sea Action Plan (BSAP) (Helcom, 2007; Backer m fl. 2010). Vikten av att stimulera tillämpning av försiktighetsansatsen inom alla berörda samhällssektorer bekräftades i ministerdeklarationen 2013 (Helcom, 2013).

För att stimulera till en havsmiljöförvaltning som spänner över flera samhällssektorer och för att främja dialoger med olika intressenter har Helcom skapat flera samarbetsorgan eller plattformar, exempelvis forumet Helcom Fish/ENV för att förbättra kommunikationen mellan miljö- och fiskeförvaltningar i Östersjöländerna. Samverkan mellan förvaltning och industrisektorer har dock sällan blivit mer än föga förpliktigande konsultationer (Raakjaer m fl. 2014).

### 7.3. Rekommendationer för att stärka införandet av EBM

De föregående delarna av denna rapport har visat att ekosystemansatsen och andra former av EBM har ett omfattande stöd inom både förvaltning och forskning. Dessutom visar de tematiska problembeskrivningarna i kapitel 2–5 att det finns flera dokumenterade miljöstörningar som det är angeläget att hantera ur ett helhetsperspektiv. Det finns därför inga vägande skäl att här ifrågasätta behovet av EBM. Däremot har det praktiska genomförandet av EBM stött på många hinder eller svårigheter som behöver reduceras.

Med utgångspunkt från de hinder och svårigheter att tillämpa EBM i en framtida förvaltning som redovisats i kapitel 7.2 och de behov av en systemsyn som illustrerats i kapitel 2–6 så har ett antal rekommendationer med tillhörande motiveringar sammanställts under följande rubriker:

- Tydliggör aktörers ansvar, mandat och möjligheter att agera
- Organisera lärande- och samverkansprocesser
- Utveckla kunskapsinhämtning och miljöövervakning

### **7.3.1 Tydliggör aktörers ansvar, mandat och möjligheter att agera**

En fullt genomförd ekosystembaserad förvaltning av marina miljöer berör flera samhällssektorer och ett stort antal lokala, regionala och nationella intressenter och aktörer. En sådan förvaltning behöver också beakta en mångfald av EU-direktiv, åtaganden enligt internationella konventioner och den samlade effekten på marina miljöer av multinationella kommersiella aktörer. Därför finns ett generellt behov av att belysa olika aktörers ansvar, mandat och möjligheter att agera på olika nivåer i samhället. Inom landet kan det handla om att klarlägga vägar för samverkan mellan lokala, regionala och nationella nivåer (Folke m fl. 2005). På ett internationellt plan kan det handla om Sveriges möjligheter att påverka internationella direktiv, konventioner och ekonomiska styrmedel. På samtliga nivåer behöver dessutom utrymmet för myndigheters interaktion med marknadsledande kommersiella aktörer tydliggöras och vid behov ökas (Österblom & Folke, 2015).

#### ***Rekommendation 1.***

Att riksdagen ger regeringen i uppdrag att:

- tydliggöra lokala och regionala aktörers ansvar, mandat och möjligheter att agera inom den rådande nationella förvaltningsstrukturen för marina miljöer
- tydliggöra hur nationella ambitioner avseende EBM kan koordineras med pågående arbeten inom EU:s miljödirektiv och internationella konventioner avseende Östersjön och Nordsjön
- tydliggöra Sveriges insatser inom EU och WTO avseende subventioner, stöd och ekonomiska styrmedel som berör den marina miljön

Den första punkten skulle kunna illustreras med tänkbara vägar att lyfta det stora lokala miljöengagemanget i bland annat Hanöbuktsområdet till en nationell handlingsplan (Havsmiljöinstitutet, 2018). Den andra skulle bland annat kunna belysa möjligheterna att inom exempelvis Baltic Sea Action Plan introducera en diskussion om samhälleliga drivkrafter bakom belastningen på havsmiljön (Havsmiljöinstitutet, 2017a). Sveriges agerande kring beskattning av drivmedel inom fiskesektorn kan illustrera den tredje punkten.

Eftersom den samlade fiskeförvaltningen inte lyckats förhindra att viktiga fiskbestånd i vattnen kring Sverige utarmats, finns det goda skäl att vid en analys av regelverk, förvaltningssystem och aktörer ägna speciell uppmärksamhet åt fiskefrågor. När ICES råd beträffande östra beståndet av torsk i Östersjön ställs mot principerna för ekosystemansatsen och EBM så syns det tydligt att dessa principer inte tillämpas fullt ut. Som tidigare påpekats är bilden av de marina ekosystemen väsentligen begränsad till bytesfisk, rovfisk och säl, vilket innebär att funktionellt viktiga delar av ekosystemen riskerar att förbises. Vidare har potentiella negativa effekter av det storleksselektiva fisket av torsk inte hanterats enligt ekosystemansatsens definition av försiktighetsprincipen. Detta reser frågan om och hur Sveriges regering skulle kunna verka för att principerna bakom ekosystembaserad förvaltning ges större tyngd vid utformningen av ICES råd.

### ***Rekommendation 2.***

Att riksdagen ger regeringen i uppdrag att inom det Internationella Havsforskningsrådet (ICES):

- verka för att utveckla råd som baseras på bästa tillgängliga kunskap om flödet av energi och näringsämnen i de marina ekosystemens näringsväv
- verka för att fiskemetoder, särskilt det storleksselektiva fisket av torsk och annan rovfisk, granskas enligt försiktighetsprincipen i de områden där fiskens individuella tillväxt är reducerad
- verka för att MSY-målen, det vill säga målen för maximal hållbar fångst av olika fiskarter, balanseras mot varandra

### **7.3.2 Organisera lärande- och samverkansprocesser**

Ett stort antal vetenskapliga artiklar och andra rapporter som citerats tidigare i detta kapitel har visat att, trots ett stort principiellt stöd för ekosystemansatsen och EBM, så har genomförandet släpat efter. Den mest uppenbara förklaringen till detta är att ekosystemansatsen och EBM enbart definieras av ett antal principer, medan förvaltning av marina miljöer och deras ekosystemtjänster är en process som bör kännetecknas av en tydlig arbetsgång (Levin m fl. 2009).

Den ekosystem-baserade förvaltningens komplexitet ställer dessutom särskilt höga krav på både systematiskt lärande och organiserad samverkan mellan en mångfald av intressenter, kompetenser och beslutsfattare (Folke m fl. 2005).

Det är vidare allmänt känt att samverkan mellan olika individer, organisationer och kompetensområden vanligen blir mest framgångsrik om det finns ett gemensamt studieobjekt och gemensamma mål. Detta talar starkt för att etablera lärande- och samverkansprocesser som utgår från konkreta fall av miljöstörningar eller negativt påverkade ekosystemtjänster.

### **Rekommendation 3.**

Att riksdagen ger regeringen i uppdrag att via regleringsbrev uppdra åt Havs- och vattenmyndigheten att, i samverkan med andra berörda myndigheter, inrätta ekologiskt- och administrativt avgränsade modellområden för utveckling av ekosystembaserad förvaltning.

Eftersom EBM är en mångfacetterad verksamhet som inte låter sig reduceras till ett standardprotokoll (Tallis m fl. 2010), krävs mer än ett modellområde. Det är också viktigt att åtminstone vissa utvalda modellområden tillåts vara föremål för att utveckla förvaltningen under lång tid så att olika aktörer kan bygga förståelse och förtroende för varandra (Folke m fl. 2005; Bryhn m fl. 2017). Det är även angeläget att dra nytta av internationella erfarenheter av integrativa verktyg och metoder för adaptiv förvaltning. *Open Standards for the Practice of Conservation* (CMP, 2019) och *Bowtie Analysis* (CGE, 2019) är två verktyg som skulle kunna testas.

### **Rekommendation 4.**

Att riksdagen ger regeringen i uppdrag att via regleringsbrev uppdra åt Havs- och vattenmyndigheten att låta utvalda modellområden vara aktiva tillräckligt länge för att medge studier av:

- hur erfarenheter från lokal samverkan kan överföras till nationell nivå inom olika organisationsformer
- hur integrativa verktyg och metoder för adaptiv förvaltning kan bidra till att bättre förstå komplexa miljö- och samhällsproblem

### **7.3.3 Utveckla miljöövervakning och kunskapsinhämtning**

Som framgått av de tematiska problembeskrivningarna i kapitel 2–5 och sammanfattningen i kapitel 6 saknas ofta kunskap för att kunna hantera negativa miljötrender på ett adekvat sätt. I en del fall kan detta tillskrivas bristen på data om miljötillstånd och påverkansfaktorer. I andra fall handlar det mer om hur analyserna av tillgängliga data är organiserade och hur man kan ta steget från analyser av en variabel i taget till ekosystemanalyser.

En nyligen genomförd utredning av svensk miljöövervaknings uppgift och organisation (SOU, 2019) framhåller att det saknas en strategi för att tillgodose Havsmiljö- och Vattendirektivens behov av miljöövervakningsdata. Dataförsörjningen till en ekosystembaserad förvaltning av marina miljöer har inte ingått i utredningens arbetsuppgifter, men i förbigående nämns att en av de nationella datavärdarna (SLU) efterlyser mer ekosystembaserad datainsamling och analys. I den här rapporten har vi tidigare påpekat att energi- och näringsflöden genom den marina näringsväven behöver uppmärksammas mer. Likaså är det angeläget att öka kunskapen om regimskiften och återhämtning i marina ekosystem.

### **Rekommendation 5.**

Att riksdagen ger regeringen i uppdrag att via regleringsbrev uppdra åt Havs- och vattenmyndigheten att vid revisioner av den marina miljöövervakningen lägga större vikt vid att:

- övervaka flöden av energi och näringsämnen, inklusive vissa mikronäringsämnen, genom hela den marina näringsväven från växtplankton och bakterier till rovfisk och säl
- dokumentera utvecklingen i miljöer som är känsliga för regimskiften

Ovannämnda utredning av miljöövervakningens uppgift och organisation innehåller även en detaljerad definition av vad som är miljöövervakning och vad som inte räknas dit. Speciellt poängteras att insamling av data om påverkansfaktorer och allmänna aktiviteter i samhället inte är miljöövervakning. För en ekosystembaserad förvaltning innebär detta att analyser som spänner över både miljötillstånd och samhällsaktiviteter är begränsade till att utnyttja samhällsdata som är insamlade för andra ändamål än havsmiljöförvaltning. Eventuellt kan relevanta samhällsdata saknas helt. Samma begränsningar gäller även miljömålsarbetet, speciellt arbetet för att uppnå generationsmålen, så länge miljöövervakningen i strikt bemärkelse inte är tillfredsställande koordinerad med insamlingen av miljörelevanta samhällsdata.

### **Rekommendation 6**

Att riksdagen ger regeringen i uppdrag att stärka den ekosystembaserade förvaltningen genom att:

- samordna insamling och analys av data om miljötillstånd, belastning av miljön, samt drivkrafter och aktörer i samhället
- vid behov utveckla nationella indikatorer för de ekosystemtjänster som saknar relevanta indikatorer i Havsmiljödirektivet

Insamlingen och hanteringen av miljöövervakningsdata har under lång tid varit föremål för upprepade översyner, och den nationella miljöövervakningen har successivt fått en tämligen fast organisation. Analyserna av insamlade data har fått en kärna av nationella och internationella rapporteringar, men därutöver saknas en fast organisation med tydliga uppgifter och mål. Denna brist på fast organisation för mer probleminriktade och forskningsnära analyser blir speciellt kännbar när det som visats i kapitel 2–5 uppstår miljöstörningar av delvis okända orsaker.

Den redan nämnda statliga utredningen (SOU, 2019) konstaterar vidare att miljöövervakningen generellt sett ger otillräckliga underlag för att upptäcka nya miljöproblem, men redovisar inga förslag till att åtgärda detta problem. En av mycket få oberoende utvärderingar av svensk miljöövervakning har varit inne på samma ämne och betonar vikten av att miljöövervakningen drivs framåt av att data används i analyser och utvärderingar (Havsmiljöinstitutet, 2017b).

Vidare framhålls i denna utvärdering att ansvariga myndigheter behöver skapa mekanismer för att i samverkan med forskarsamhället systematiskt bygga kunskap från insamlade data.

***Rekommendation 7***

Att riksdagen ger regeringen i uppdrag att:

- skapa en fastare organisation för probleminriktade och forskningsnära analyser av insamlade miljöövervakningsdata för att åstadkomma ett systematiskt kunskapsbyggande
- stärka universitetens roll som kunskapssökare och spridare av vetenskapligt belagda tolkningar av miljödata

## 8. LITTERATURREFERENSER

### Referenser till kapitel 2

- Andersen, J.H., J. Carstensen, D.J. Conley, K. Dromph, V. Fleming-Lehtinen, B.G. Gustafsson, A.B. Josefson, A. Norkko, A. Villnäs & C. Murray. 2015. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews* 92:135-149.
- Bartolino, V., Cardinale, M., Svedäng, H., Casini, M., Linderholm, H.W. & Grimvall, A. 2012. Historical spatiotemporal dynamics of eastern North Sea cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:833–841.
- Bagge, O., Thurow, E., Steffensen, E. & Bay, J. 1994. The Baltic cod. *Dana* 10:1–29.
- Berg, P.R., S. Jentoft, B. Star, K.H. Ring, H. Knutsen, S. Lien, K.S. Jakobsen & C. André. 2015. Adaptation to low salinity promotes genomic divergence in Atlantic Cod (*Gadus morhua* L.). *Genome Biology and Evolution* 7:1644-1663.
- Beverton, R.J. & Holt, S.J. 1957. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. Fisheries Investment Series 2. Vol. 19. U.K. Ministry of Agriculture and Fisheries, London.
- Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G. & Conley, D.J. 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 111:5628-5633.
- Cardinale, M. & Svedäng, H. 2004. Modelling recruitment and abundance of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the eastern Skagerrak-Kattegat (North Sea): evidence of severe depletion due to a prolonged period of high fishing pressure. *Fisheries Research* 69:263-282.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell, J.R. Hodgson, P.A. Cochran, J.J. Elser, M.M. Elser, D.M. Lodge, D. Kretchmer, X. He & C.N. von Ende. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* 68:1863–1876.
- Casini, M., J. Hjelm, J-C. Molinero, J. Lövgren, M. Cardinale, V. Bartolino, A. Belgrano & G. Kornilovs. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106:197–202.
- Casini, M., F. Käll, F., M. Hansson, M., M. Plikshs, T. Baranova, O. Karlsson, K. Lundström, S. Neuenfeldt, A. Gårdmark & J. Hjelm. 2016. Hypoxic areas, density-dependence and food limitation drive the body condition of a heavily exploited marine fish predator. *Royal Society Open Society* 3, 160416.
- Costalago, D., Bauer, B., Tomczak, M.T., Lundström, K. & Winder, M. 2019. The necessity of a holistic approach when managing marine mammal–fisheries interactions: Environment and fisheries impact are stronger than seal predation. *Ambio* 48:552-564.

- Eero, M., M. Vinther, H. Haslob, B. Huwer, M. Casini, M. Storr-Paulsen & F.W. Köster. 2012. Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *Conservation Letters* 5:486–492.
- Eero, M., Hjelm, J., Behrens, J. et al. 2015. Eastern Baltic cod in distress: biological changes and challenges for stock assessment. *ICES Journal of Marine Science* 72:2180–2186.
- Elmgren, R. 1989. Man's impact on the ecosystem of the Baltic Sea: energy flows today and at the turn of the century. *Ambio* 18:326–332.
- Feekings, J., Lewy, P. & Madsen, N. 2013. The effect of regulation changes and influential factors on Atlantic cod discards in the Baltic Sea demersal trawl fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70:534–542.
- Fonselius, S.H. 1972. On Biogenic Elements and Organic Matter in the Baltic. *Ambio Special Report* 1, 29–36.
- Fonselius, S.H. 1978. On nutrients and their role as production limiting factors in the Baltic. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. 6:329–339.
- Hammer, C., C. Von Dorrien, P. Ernst., T. Gröhsler, F. Köster, B. Mackenzie, C. Möllmann, G. Wegner & C. Zimmermann. 2008. Fish stock development under hydrographic and hydrochemical aspects, the history of Baltic Sea fisheries and its management. In: Feistel, R., G. Nausch & Wasmund, N. (eds) State and Evolution of the Baltic Sea, 1952–2005. John Wiley & Sons, Inc.
- Hammond P.S. & Grellier K. 2006. Grey seal diet composition and prey consumption in the North Sea. 2006. Final report to Department for Environment Food and Rural Affairs on project MF0319.
- Helcom, 2017. Population trends and abundance of seals—updated core indicator report. Uppsala: Helcom.
- Hessle, C. 1933. Undersökningar rörande torsken (*Gadus callaris* L.) i mellersta Östersjön och Bottenhavet. [Investigations concerning cod (*Gadus callaris* L.) in the middle Baltic Sea and in the Bothnian Sea]. Meddelanden från Kungliga Lantbruksstyrelsen 243:19–74.
- Hüssy, K., Gröger, J., Heidemann, F., Hinrichsen, H.-H., & Marohn, L. 2016a. Slave to the rhythm: seasonal signals in otolith microchemistry reveal age of eastern Baltic cod (*Gadus morhua*). *ICES Journal of Marine Science* 73:1019–1032.
- Hüssy, K., Radtke, K., Plikshs, M., Oeberst, R., Baranova, T., Krumme, U., Sjöberg, R., Walther, Y. & Mosegaard, H. 2016b. Challenging ICES age estimation protocols: lessons learned from the eastern Baltic cod stock. *ICES Journal of Marine Science* 73:2138–2149.



Horbowy, J., Podolska, M. & Nadolna-Altyn, K. 2016. Increasing occurrence of anisakid nematodes in the liver of cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea: Does infection affect the condition and mortality of fish? *Fisheries Research* 179:98–103.

ICES, 2019. Report of the ICES advisory committee. ICES Advice. Books 1–11, International Council for the Exploration of the Sea (Available from: [www.ices.dk](http://www.ices.dk)).

Jordbruksverket, 2012. EU:s fiskerireform och WTO-förhandlingarna. Rapport 2012:8. 48 s. Jordbruksverket, 2018. Projektrapportering. Stencil 2 s.

Keinänen, M., Uddström, A., Mikkonen, J., Casini, M., Pönni, J., Myllylä, T., Aro, E., and Vuorinen, P. J. 2012. The thiamine deficiency syndrome M74, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea, is related to the fat and thiamine content of prey fish. *ICES Journal of Marine Science* 69:516–528.

Köster, F.W. et al. 2005. Baltic cod recruitment - the impact of climate variability on key processes. *ICES Journal of Marine Science* 62:1408-1425

Köster, F.W. et al. 2017. Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES Journal of Marine Science* 74:3-19.

Kulatska, N., Neuenfeldt, S., Beier, U. et al. 2019. Understanding ontogenetic and temporal variability of Eastern Baltic cod diet using a multispecies model and stomach data. *Fisheries Research* 211:338-349.

Limburg, K.E. & Casini, M. 2018. Effect of marine hypoxia on Baltic Sea cod *Gadus morhua*: Evidence from otolith chemical proxies. *Frontiers in Marine Science* 5:482.

Lindgren, M., Waldo, S., Nilsson, P.A., Svedäng, H. & Persson, A. 2013. Towards sustainable fisheries of the Öresund Cod (*Gadus morhua*) through sub-stock specific assessment and management recommendations. *ICES Journal of Marine Science* 70:1140–1150.

Lindgren, M., Möllmann, C., Nielsen, A. & Stenseth N.C. 2009. Preventing the collapse of the Baltic cod stock through an ecosystem-based management approach. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106:14722–14727.

Lunneryd, S.-G., Boström, M.K. & Aspholm, P.E. 2015. Sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) infection in grey seals (*Halichoerus grypus*), cod (*Gadus morhua*) and shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) in the Baltic Sea. *Parasitology Research* 114:257-264.

MacKenzie, B.R., Hinrichsen, H.-H., Plikshs, M., Wieland, K. & Zezera, A.S. 2000: Quantifying environmental heterogeneity: estimating the size of habitat for successful cod egg development in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 193:143-156.

Madsen, N. Selectivity of fishing gears used in the Baltic Sea cod fishery. 2007. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17:517–544.

- Mikkonen J, Keinänen M, Casini M, Pönni, J. & Vuorinen, P.J. 2011. Relationships between fish stock changes in the Baltic Sea and the M74 syndrome, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *ICES Journal of Marine Science* 68:2134–2144.
- Moksnes, P.-O., Gullstrom, M., Tryman, K. & Baden, S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Nadolna, K. & Podolska, M. 2014. Anisakid larvae in the liver of cod (*Gadus morhua*) L. from the southern Baltic Sea. *Journal of Helminthology* 88:237–246.
- Neuenfeldt, S. & Köster, F. 2000. Trophodynamic control on recruitment success: the influence of cannibalism. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 300-309.
- Orio, A., Bergström, U., Florin, A.-B. et al. 2019. Spatial contraction of demersal fish populations in a large marine ecosystem. *Journal of Biogeography* 46:633-645.
- Plikshs, M., Kalejs, M. & Graumann, G. 1993. The influence of environmental conditions and spawning stock size on the year-class strength of the eastern Baltic cod. ICES C.M. 1993/J:22.
- Scharff-Olsen, C. H., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Andersen, S. M., Jarnit, S., Kroner, A.-M., Botnen, A. B., Lundström, K., Møller, P. R., and Olsen, M. T. 2018. Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. *ICES Journal of Marine Science* 76:284-297.
- SMHI, 2018. Oxygen Survey in the Baltic Sea 2018 - Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960–2018. *Report Oceanography* 65.
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt). 2016. Kartläggning av sårskadad fisk i Hanöbukten. *Redovisning av regeringsuppdrag* 2014/1349Nm
- Sulukova, M., Buchmann, K., Huwer, B. et al. 2018. Spatial patterns in infection of cod *Gadus morhua* with the seal-associated liver worm *Contracaecum osculatum sensu stricto* from the Skagerrak to the central Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 606:105-118.
- 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. & Bardon, G. 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science* 60:32-37.
- Svedäng, H., Hagberg, J., Börjesson, P., Svensson, A. & Vitale, F. 2004. Bottenfisk i Västerhavet. Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten. *Finfo* 2004:6. 42 p.

Svedäng, H., Righton, D. & 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., Stål, J., Sterner, T. & Cardinale, M. 2010. Consequences of Subpopulation Structure on Fisheries Management: Cod (*Gadus morhua*) in the Kattegat and Öresund (North Sea). *Reviews in Fisheries Science* 18:139–150.

Svedäng, H., André, C., Jonsson, P., Elfman, M. & Limburg, K. 2010. Migratory behaviour and otolith chemistry suggest fine-scale sub-population structure within a genetically homogenous Atlantic cod population. *Environmental Biology of Fishes* 89:383–397.

Svedäng, H. & Hornborg, S. 2014. Selective fishing induces density-dependent growth. *Nature communications* doi:10.1038/ncomms5152

Svedäng, H., Barth, J.M.I., Svenson, A., Jonsson, P., Jentoft, S., Knutsen, H. & André, C. 2019. Local cod (*Gadus morhua*) revealed by egg surveys and population genetic analysis after longstanding depletion on the Swedish Skagerrak coast. *ICES Journal of Marine Science* 76: 418–429.

Svedäng, H. & Hornborg, S. 2014. Selective fishing induces density-dependent growth. *Nature Communications* 5,4152

Svedäng, H. & Hornborg, S. 2017. Historic changes in length distributions of three Baltic cod (*Gadus morhua*) stocks: Evidence of growth retardation. *Ecology & Evolution* 7:6089–6102.

Svensson, F., Svenson, A., Jacobsson, P., Thorvaldsson, B., Hentati-Sundberg, J. & Wennhage, H. 2019. Rapport för 2018 års kusttrålundersökning av kustnära fiskbestånd längs den svenska västkusten. *Aqua reports* 2019:1

Thurow, F. 1997. Estimation of the total fish biomass in the Baltic Sea during the 20th century. *ICES Journal of Marine Science* 54:444–461.

UN Convention on Biological Diversity 1992. Available from: [www.cbd.int](http://www.cbd.int)

### Referenser till kapitel 3

Balk, L., Hägerroth, P-Å., Åkerman, G., Hanson, M., Tjärnlund, U., Hansson, T., Thor Hallgrímsson, G., Zebühr, Y., Broman, D., Mörner, T., & Sundberg, H. 2009. Wild birds of declining European species are dying from a thiamine deficiency syndrome.

*Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106:12001–12006.

Balk, L., Hägerroth, P-Å., Gustavsson, H., Sigg, L., Åkerman, G., Ruiz Muñoz, Y., Honeyfield, D.C., Tjärnlund, U., Oliveira, K., Ström, K., McCormick, S., Karlsson, S., Ström, M., van Manen, M., Berg, A-L., Halldórsson, H., Strömquist, J., Collier, T.K., Börjeson, H., Mörner, T., & Hansson, T. 2016. Widespread episodic thiamine deficiency in Northern Hemisphere wildlife. *Scientific Reports* 6:38821,

<https://doi.org/10.1038/srep38821>.

Bengtsson, B-E., Hill, C., Bergman, Å., Brandt, I., Johansson, N., Magnhagen, C., Södergren, A., & Thulin, J. 1999. Reproductive disturbances in Baltic fish: a synopsis of the FiRe project. *Ambio* 28:2–8.

Brown, S., Fitzsimons, J., Honeyfield, D. & Tillit, D. 2005. Implications of thiamine deficiency in Great Lakes salmonines. *Journal of Aquatic Animal Health* 17:113–124.

Ejsmond, M. J., Blackburn, N., Fridolfsson, E., Haecky, P., Andersson, A., Casini, M., Belgrano, A. & Hylander, S. 2019. Modeling vitamin B1 transfer to consumers in the aquatic food web. *Scientific Reports* 9:10045, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46422-2>.

Fitzsimons, J. 1995. The effect of B-vitamins on a swim-up syndrome in Lake Ontario lake trout. *Journal of Great Lakes Research* 2:286–289.

Fitzsimons, J.D., Brown, S.B., Honeyfield, D.C. & Hnath, J.G. 1999. A review of Early Mortality Syndrome (EMS) in Great Lakes Salmonids: Relationship with Thiamine Deficiency. *Ambio* 28:9-15.

Fridolfsson, E., Lindehoff, E., Legrand, C. & Hylander, S. 2018. Thiamin (vitamin B1) content in phytoplankton and zooplankton in the presence of filamentous cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* 63:2423-2435.

Fridolfsson, E. 2019. Thiamin (vitamin B1) in the aquatic food web. Ph.D. Thesis, Linnaeus University.

Honeyfield, D., Hinterkopf, J.P., Fitsimons, J.D., Tillitt, D.E., Zajicek, J.L., & Brown, S.B. . 2005. Development of thiamine deficiencies and early mortality syndrome in lake trout by feeding experimental and feral fish diets containing thiaminase. *Journal of Aquatic Animal Health* 17:4–12.

Keinänen, M., Tolonen, T., Ikonen, E., Parmanne, R., Tigerstedt, C., Ryttilahti, J., Soivio, A., & Vuorinen, P.J. 2000. Reproduction disorder of Baltic salmon–M74. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar, 165: 38. (På finska med engelsk sammanfattning).

- Keinänen, M., Uddström, A., Mikkonen, J., Ryttilahti, J., Juntunen, E-P., Nikonen, S. & Vuorinen, P.J. 2008. The M74 syndrome of Baltic salmon: the monitoring results from Finnish rivers up until 2007. *Riista- ja kalatalous – Selvityksiä*, 4/2008. 21 pp. (På finska med engelsk sammanfattning).
- Keinänen, M., Uddström, A., Mikkonen, J., Casini, M., Pönni, J., Myllylä, T., Aro, E. & Vuorinen, P.J. 2012. The thiamine deficiency syndrome M74, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea, is related to the fat and thiamine content of prey fish. *ICES Journal of Marine Science* 69: 516–528
- Kraft, C.E. & Angert, E.R. 2017. Competition for vitamin B1 (thiamin) structures numerous ecological interactions. *The Quarterly Review of Biology* 92: 151-168.
- Mikkonen, J., Keinänen, M., Casini, M., Pönni, J. & Vuorinen, P.J. 2011. Relationships between fish stock changes in the Baltic Sea and the M74 syndrome, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *ICES Journal of Marine Science*, 68:2134–2144.
- Mörner, T., Hansson, T., Carlsson, L., Berg, A-L., Ruiz Muñoz, Y., Gustavsson, H., Mattsson, R. & Balk, L. 2017. Thiamine deficiency impairs common eider (*Somateria mollissima*) reproduction in the field. *Scientific Reports* 7:14451.
- Riley, S., Rinchard, J., Honeyfield, D., Evans, A. & Begnoche, L. 2011. Increasing thiamine concentrations in lake trout eggs from Lakes Huron and Michigan coincide with low alewife abundance. *North American Fisheries Management* 31:1052–1064.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A., Cutter, L.S., Durazoc, R., Smail, E.A., Gómez-Consarnau, L., Webb, E.A., Prokopenko, M.G., Berelson, W.M. & Karl, D.M. 2012. Multiple B-vitamin depletion in large areas of the coastal ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 109:14041–14045.
- Sonne, C., Alstrup, A.K. & Therkildsen, O.R. 2012. A review of the factors causing paralysis in wild birds: Implications for the paralytic syndrome observed in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 416:32–39.
- Sutherland, W.J., Butchart, S.H.M., Connor, B., Culshaw, C., Dicks, L.V., Dinsdale, J., Doran, H., Entwistle, A.C., Fleishman, E., Gibbons, D.W., Jiang, Z., Keim, B., Roux, X.L., Lickorish, F.A., Markillie, P., Monk, K.A., Mortimer, D., Pearce-Higgins, J.W., Peck, L., Pretty, J., Seymour, C.L., Spalding, M.D., Tonneijck, F.H., & Gleave, R.A. 2018. A 2018 horizon scan of emerging issues for global conservation and biological diversity. *Trends in Ecology & Evolution* 33:47–58.
- Åkerman, G. & Balk, L. 1998. Descriptive studies of mortality and morphological disorders in early life stages of cod and salmon originating from the Baltic Sea. *American Fisheries Society Symposium*. 21:41–61.

#### Referenser till kapitel 4

- Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L & Rosenberg R. 2003. Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio* 32:374–377.
- Baden S, Boström C, Tobiasson S, Arponen H & Moksnes P-O. 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, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson C-J & Åberg P. 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series* 451:61-73.
- Boström C, Baden S & 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.
- Duffy JE, Hughes AR & Moksnes P-O. 2014. Ecology of seagrasses. In: Bertness et al. *Marine Community Ecology and Conservation*. pp. 271-298. Sinauer Associates. ISBN:978-1-60535-228-2.
- Eriander L, Infantes E, Olofsson M, Olsen JL & Moksnes P-O. 2016. Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology* 479:76-88.
- Eriander L, Laas K, Bergström P, Gipperth L. & Moksnes P-O. 2017. The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast– ecological impact and legal challenges. *Ocean and Coastal Management* 148:182-194.
- Europeiska Kommissionen, 2010. Kommissionens beslut av den 1 september 2010 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, 2010/477/EU.
- Frederiksen M, Krause-Jensen D, Holmer M & Sund Laursen J. 2004. Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquatic Botany* 78:167–181.
- Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB & Christensen PB. 2005. Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) recolonisation in former dieback areas. *Aquatic Botany* 82:143–156.
- Hansen, J.P., G. Sundblad, U. Bergström, A. N. Austin, S. Donadi, B.K. Eriksson & J.S. Eklöf. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48:539-551.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2015. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön, Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:30.

- Helcom, 2013. Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. *Baltic Sea Environmental Proceedings* No. 138.
- Infantes E, Crouzy C & Moksnes P-O. 2016a. Seed predation by the shore crab *Carcinus maenas*: a positive feedback preventing recovery of eelgrass *Zostera marina*? *PloS one* 11:1-19.
- Infantes E, Eriander L & Moksnes P-O. 2016b. Eelgrass (*Zostera marina* L.) restoration on the west coast of Sweden using seeds. *Marine Ecology Progress Series* 546:31-45.
- Infantes E, Tamarit E, Envall M & Moksnes P-O. 2019. Evaluation of methods for mapping and monitoring areal distribution of eelgrass. Havs- och vattenmyndigheten. Rapport (i bearbetning)
- Lindegarth M. 2019. Analys av trender i utbredningen av fintrådiga alger längs Bohuskusten – generella och lokala mönster, samt möjliga förklaringsmodeller. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. ISBN: 978- 91-87107-36-8
- Moksnes P-O, Eriander L, Hansen, Albertsson J, Andersson M, Bergström U, Carlström J, Egardt J, Fredriksson R, Granhag L, Lindgren F, Nordberg K, Wendt I, Wikström S & Ytreberg E. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3.
- Moksnes P-O, Larsson F & Tullrot A, Åtgärdsprogram för ålgräsängar (*Zostera spp.*). 2017. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:4, 64 sidor, ISBN 978-91-87967-72-6.
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S & Infantes E. 2016a. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8, 148 sidor, ISBN 978-91-87967-16-0.
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S & Infantes E. 2016b. Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige: Vägledning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9, 146 sidor. ISBN 978-91-87967-17-7, ISBN 978-91-87967-27-6.
- Moksnes P-O, Eriander L, Infantes E & Holmer M. 2018. Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and Coasts* 41:1712–1731.
- Nilsson, J & Jönsson, R.B., 2019. Restaurering av ålgräs i Östersjön. Slutrapportering särskilda åtgärdsprojekt från Havs- och vattenmiljöanslaget (1:12). Meddelande 2019:12. Länsstyrelsen Kalmar län.
- Nyqvist A, André C, Gullström M, Baden S & Åberg P. 2009. Dynamics of seagrass meadows on the Swedish Skagerrak coast. *Ambio* 38:85-88.
- Orth RJ, Moore KA, Marion SR, Wilcox DJ & Parrish DB. 2012. Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Marine Ecology Progress Series* 448:177-192.

OSPAR, 2008, OSPAR List of threatened and/or declining species and habitats. Publication number 2008-6. OSPAR Commission

OSPAR, 2012. OSPAR Recommendation 2012/4 on furthering the protection and conservation of *Zostera* beds.

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 *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67:123–132.

Pihl L & Wennhage H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology*. 61:148–166.

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.

Rosenberg R, Elmgren R, Fleischer S, Jonsson PO, Persson G & Dahlin H. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 3:102–108.

Röhr ME, Holmer M, Baum JK, Björk M, Chin D, L Chalifour, Cimon S, Cusson M, Dahl M, Deyanova D, Duffy JE, Eklöf JS, Geyer JK, Griffin JN, Gullström M, Hereu CM, Hori M, Hovel KA, Hughes AR, Jorgensen P, Kiriakopolos S, Moksnes P-O, Nakaoka M, O'Connor MO, Petersen B, Reiss K, Reynolds PL, Rossi F, Ruesink J, Santos R, Stachowcz JJ, Tomas F, Lee K-S, Unsworth RKF & Boström C. 2018. Blue carbon storage capacity of temperate eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Global Biogeochemical Cycles* 32:1457-1475.

Östman Ö, Eklöf J, Eriksson BK, Olsson J, Moksnes P-O & Bergström U. 2016. Meta-analysis reveals top-down processes are as strong as bottom-up effects in North Atlantic coastal food webs. *Journal of Applied Ecology* 53:1138-1147.

## Referenser till kapitel 5

Ahlgren, J., Grimvall, A., Omstedt, A., Rolff, C. & Wikner, J. 2017. Temperature, DOC level and basin interactions explain the declining oxygen concentrations in the Bothnian Sea. *Journal of Marine Systems* 170: 22-30.

Andersin, A.-B., Lassig, J., Parkkonen, L. & Sandler, H. 1978. Long-term fluctuations of the soft bottom macrofauna in the deep areas of the Gulf of Bothnia 1954-1974; with special reference to *Pontoporeia affinis* Lindström (Amphipoda). *Finnish Marine Research* 244:137-144.

Belkin, I.M. 2009. Rapid warming of Large Marine Ecosystems. *Progress in Oceanography* 81: 207–213.

Bunnell, D.B., Carrick, H.J., Madenjian, C.P., Rutherford, E.S., Vanderploeg, H.A., Barbiero, R.P., Hinchey-Malloy, E., Pothoven, S.A., Riseng, C.M., Claramunt, R.M., and eight others. 2018. Are changes in lower trophic levels limiting prey-fish biomass and



production in Lake Michigan? Available from: [www.glf.org/pubs/misc/2018-01.pdf](http://www.glf.org/pubs/misc/2018-01.pdf) [accessed 7 October 2019].

Carstensen, J., Gustafsson, B., Andersen, J.H. & Conley, D.J. 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 111: 5628–5633.

Casini, M., Cardinale, M., & Arrhenius, F. 2004. Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 61:1267–1277.

Casini, M., Käll, F., Hansson, M. et al. 2016. Hypoxic areas, density-dependence and food limitation drive the body condition of a heavily exploited marine fish predator. *Royal Society Open Science* 3:160416.

Conley DJ, Carstensen J, Aigars J, Axe P, Bonsdorff E, Eremina T, Hahti BM, Humborg C, Jonsson P, Kotta J, Lännegren C, Larsson U, Maximov A, Medina MR, Lysiak-Pastuszek E, Remeikaitė-Nikienė N, Walve J, Wilhelms S & Zillén L. 2011. Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 45:6777–6783.

Ehrnsten, E., Norkko, A., Timmermann, K. & Gustafsson, B.G. 2019. Benthic-pelagic coupling in coastal seas – Modelling macrofaunal biomass and carbon processing in response to organic matter supply. *Journal of Marine Systems* 196:36-47.

Eriksson Wiklund, A.K. & Andersson, A. 2014. Benthic competition and population dynamics of *Monoporeia affinis* and *Marenzelleria* sp. in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 144:46-53.

Eriksson Wiklund, A.K., Dahlgren, K., Sundelin, B. & Andersson, A. 2009. Effects of warming and shifts of pelagic food web structure on benthic productivity in a coastal marine system. *Marine Ecology Progress Series* 396:13-25.

Eriksson Wiklund, A.K., Sundelin, B. & Rosa, R. 2008. Population decline of amphipod *Monoporeia affinis* in Northern Europe: consequence of food shortage and competition? *Journal of Experimental Biology and Ecology* 367:81-90.

Graf, G. 1992. Benthic-pelagic coupling - a benthic view. *Oceanography and Marine Biology* 30:149–190.

Griffiths, J.R., M. Kadin, F.J.A. Nascimento., T. Tanelander, A.T. Törnroos, S. Bonaglia, E. Bonsdorff, V. Brüchert, A. Gårdmark, M. Järnström, J. Kotta, M. Lindegren, M.C. Nordström., A. Norkko, J. Olsson, B. Weigel., R. Zydulis, T. Blenckner, S. Niiranen & M. Winder. 2017. The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global Change Biology* 23:2179-2196.

Helcom, 2007. Helcom Baltic Sea Action Plan. Helcom Ministerial Meeting, Krakow, Poland, 15 november 2007.

- Helcom, 2018. Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 153.
- Hill, C., Quigley, M.A., Cavaletto, J.F. & Gordon, W. 1992. Seasonal changes in lipid content and composition in the benthic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*. *Limnology and Oceanography* 37:1280–1289.
- Josefsson, S., Leonardsson, K., Gunnarsson, J.S. & Wiberg, K. 2011. Influence of contaminant burial depth on the bioaccumulation of PCBs and PBDEs by two benthic invertebrates (*Monoporeia affinis* and *Marenzelleria* spp.). *Chemosphere* 85:1444-1451.
- Karlson, A.M.L., Gorokhova, E. & Elmgren, R. 2015. Do deposit-feeders compete? Isotopic niche analysis of an invasion in a species-poor system *Scientific Reports* 5:9715 DOI: 10.1038/srep09715.
- Karlson, A.M.L., Gorokhova, E., Gårdmark, A., Pekcan-Hekim, Z., Casini, M., Albertsson, J., Sundelin, B., Karlsson, O. & Bergström, L. 2019. Linking consumer physiological status to food-web structure and prey food value in the Baltic Sea. *Ambio* <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01201-1>. [besökt 7 oktober 2019].
- Karlson, K., Rosenberg, R. & Bonsdorff, E. 2002. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 40:427-489.
- Kotta, J. & Ólafsson, E. 2003 Competition for food between the introduced polychaete *Marenzelleria viridis* (Verill) and the native amphipod *Monoporeia affinis* Lindström in the Baltic sea. *Journal of Sea Research* 50:27-35.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M. & Rosenberg, R. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin* 58:1286–1296.
- Leonardsson, K. & Karlsson, A. 2003. Året som gått-mjukbottenfauna. I: *Bottniska viken 2002*. Umeå marina forskningscentrum.
- Maximov, A., Bonsdorff, E., Eremina, T., Kauppi, L., Norkko, A. & Norkko, J. 2015. Context-dependent consequences of *Marenzelleria* spp. (Spionidae: Polychaeta) invasion for nutrient cycling in the Northern Baltic Sea. *Oceanologia* 57:342-348.
- Nalepa, T.F., Fanslow, D.L. & Lang, G.A. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. *Freshwater Biology* 54:466-479.
- Naturvårdsverket. 2007. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till Handbok 2007:4.

- Ojaveer, H. & Kotta, J. 2015. Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge. *Hydrobiologia* 750:171-185.
- Olsson, J., Bergström, L. & Gårdmark, A. 2013. Top-Down Regulation, Climate and Multi-Decadal Changes in Coastal Zoobenthos Communities in Two Baltic Sea Areas. *PLoS ONE* 8(5): e64767. doi:10.1371/journal.pone.0064767.
- Pearson, T.H. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology : an Annual Review* 16:229-311.
- Rajasilta, M., Hänninen, J., Laaksonen, L., Laine, P., Suomela, J.-P., Vuorinen, I., & Mäkinen, K. 2019. Influence of environmental conditions, population density, and prey type on the lipid content in Baltic herring (*Clupea harengus membras*) from the northern Baltic Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76:576–585.
- Renz, J.R. & Forster, S. 2014. Effects of bioirrigation by the three sibling species of *Marenzelleria* spp. on solute fluxes and porewater nutrient profiles. *Marine Ecology Progress Series* 505:145–159.
- Rousi, H., Korpinen, S. & Bonsdorff, E. 2019. Brackish-water benthic fauna under fluctuating environmental conditions: The role of eutrophication, hypoxia, and global change. *Frontiers in Marine Science* 6:464.
- Rousi, H., Laine, A. O., Peltonen, H., Kangas, P., Andersin, A.-B., Rissanen, J., Sandberg-Kilpi, E., and Bonsdorff, E. 2013. Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: the role of abiotic environmental factors. *ICES Journal of Marine Science*, 70:440–451.
- SMHI. 2018. Oxygen Survey in the Baltic Sea 2018 - Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960–2018. Report Oceanography 65.
- Sobek, A., Wiberg, K., Sundqvist, K.L., Haglund, P., Jonsson, P. & Cornelissen, G. 2014. Coastal sediments in the Gulf of Bothnia as a source of dissolved PCDD/Fs and PCBs to water and fish. *Science of the Total Environment* 487: 463-470.
- Sundelin, B., Rosa, R. & Eriksson Wiklund, A.-K. 2008. Reproduction disorders in the benthic amphipod *Monoporeia affinis*: an effect of low food resources. *Aquatic Biology* 2:179-190.
- Törnroos, A., Pecuchet, L., Olsson, J, *et al.* 2019. Four decades of functional community change reveals gradual trends and low interlinkage across trophic groups in a large marine ecosystem. *Global Change Biology* 25:1235-1246.
- Villnäs, A. & Norkko, A. Benthic diversity gradients and shifting baselines: implications for assessing environmental status. *Ecological Applications* 21:2172-2186.
- Watkins, J.M., Rudstam, L.G., Crabtree, D.L. & Walsh, M.G. 2013. Is reduced benthic

flux related to the *Diporeia* decline? Analysis of spring blooms and whiting events in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 39:395-403.

Weigel, B., Andersson, H.C., Meier, H.E.M., Blenckner, T., Snickars, M. & Bonsdorff, E. 2015. Long-term progression and drivers of coastal zoobenthos in a changing system. *Marine Ecology Progress Series* 528:141–159.

Wikner, J. & Andersson, A. 2012. Increased freshwater discharge shifts the trophic balance in the coastal zone of the northern Baltic Sea. *Global Change Biology* 18:2509-2519.

Winkler, H.M. & Debus, L. 1996. Is the polychaete *Marenzelleria viridis* an important food item for fish? *Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists* 13:147-151.

Östersjöcentrum, 2017. Människan, näringen och havet. *Rapport 1/2017*. Östersjöcentrum, Stockholms universitet.

## Referenser till kapitel 6

Andersen, J.H., J. Carstensen, D.J. Conley, K. Dromph, V. Fleming-Lehtinen, B.G. Gustafsson, A.B. Josefson, A. Norkko, A. Villnäs & C. Murray. 2015. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews* 92:135-149.

Baden, S.P., L-O. Loo, L. Pihl & R. Rosenberg. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish, Swedish west coast. *Ambio* 19:113-122.

Bellwood, D.R., T.P. Hughes, C. Folke, C. & M. Nyström. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429:827–833.

Blenckner, T., H. Österblom, P. Larsson, A. Andersson & R. Elmgren. 2015a. Baltic Sea ecosystem-based management under climate change: Synthesis and future challenges. *Ambio* 44(Suppl. 3):S507–515.

Blenckner T., A. Kannen, A. Barausse, C. Fischer, J. J. Heymans, T. Luisetti, V. Todorova, M. Valman & L. Mee. 2015b. Past and future challenges in managing European seas. *Ecology and Society* 20:40.

Carstensen, J., D.J. Conley, E. Bonsdorff, B.G. Gustafsson, S. Hietanen, U. Janas, T. Jilbert, A. Maximov, A. Norkko, J. Norkko, D.C. Reed, C.P. Slomp, K. Timmermann & M. Voss. 2014. Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical cycles, benthic fauna, and management. *Ambio* 43:2636.

Casey, J.M., · A.H. Baird, · S.J. Brandl, · M.O. Hoogenboom, · J.R. Rizzari, · A.J. Frisch, · C.E. Mirbach, · S.R. Connolly. 2017. A test of trophic cascade theory: fish and benthic assemblages across a predator density gradient on coral reefs. *Oecologia* 183:161–175.

Chassot, E., F. Mélin, O. Le Pape, D. Gascuel. 2007. Bottom-up control regulates

fisheries production at the scale of eco-regions in European seas. *Marine Ecology Progress Series* 343:45-55.

Chassot, E., S. Bonhommeau, N.K. Dulvy, F. Mélin, R. Watson, D. Gascuel, O. Le Pape. 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters* 13:495-505.

Dimitriou P.D., N. Papageorgiou, C. Arvanitidis, G. Assimakopoulou, K. Pagou, K.N. Papadopoulou, A. Pavlidou, P. Pitta, S. Reizopoulou, N. Simbora, I. Karakassis. 2015. One step forward: Benthic pelagic coupling and indicators for environmental status. *PLoS ONE* 10:e0141071

Ducklow, H.W. & Carlson, C.A. 1992. Oceanic bacterial production. *Advances in Microbial Ecology* 12:113–181.

Eero M., H.C. Andersson, E. Almroth-Rosell & B.R. MacKenzie. 2016. Has eutrophication promoted forage fish production in the Baltic Sea? *Ambio* 45:649–660.

Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi & W.C. Leggett. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308:1621–1623.

Frederiksen, M., M. Edwards, A.J. Richardson, N.C. Halliday & S. Wanless. 2006. From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. *Journal of Animal Ecology* 75:1259–1268.

Griffiths, J.R., M. Kadin, F.J.A. Nascimento, T. Tamelander, A.T. Törnroos, S. Bonaglia, E. Bonsdorff, V. Brüchert, A. Gårdmark, M. Järnström, J. Kotta, M. Lindgren, M.C. Nordström, A. Norkko, J. Olsson, B. Weigel, R. Zydalis, T. Blenckner, S. Niiranen & M. Winder. 2017. The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global Change Biology* 23:2179-2196.

Hammer, C., C. Von Dorrien, P. Ernst, T. Gröhsler, F. Köster, B. MacKenzie, C. Möllmann, G. Wegner & C. Zimmermann. 2008. Fish stock development under hydrographic and hydrochemical aspects, the history of Baltic Sea fisheries and its management. In: Feistel, R., G. Nausch & N. Wasmund (eds) *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952–2005*, John Wiley & Sons, Inc.

Havsmiljöinstitutet, 2018. Hanöbukten – en varningsklocka. Havsmiljöinstitutet, Rapport 2018:2.

Hsieh, C.H., S.M. Glaser, A.J. Lucas & G. Sugihara. 2005. Distinguishing random environmental fluctuations from ecological catastrophes for the North Pacific Ocean. *Nature* 435:336–340.

Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265:1547–1551.

Hunt Jr., G.L. & S. McKinnell. 2006. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. *Progress in Oceanography* 68:115–124.

- Håkanson, L. & D. Lindgren. 2008. On regime shifts and budgets for nutrients in the open Baltic Proper: Evaluations based on extensive data between 1990 and 2005. *Journal of Coastal Research* 24:246–260.
- Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C.H. Peterson, R. S. Steneck, M.J. Tegner & R.R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629–638.
- Kadin M., T. Blenckner, M. Casini, A. Gårdmark, M.A. Torres & S.A. Otto. 2019. Trophic interactions, management trade-offs and climate change: The need for adaptive thresholds to operationalize ecosystem indicators. *Frontiers in Marine Science* 6:249.
- Kritzberg, E.S. 2017. Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2:105–112.
- Lade S.J., S. Niiranen, J. Hentati-Sundberg, T. Blenckner, W.J. Boonstra, K. Orach, M.F. Quaas, H. Österblom & M. Schlüter. 2015. An empirical model of the Baltic Sea reveals the importance of social dynamics for ecological regime shifts. *PNAS* 112:11120-11125.
- Lynam, C.P., M. Llope, C. Möllmann, P. Helaouète, G.A. Bayliss-Brown & N.C. Stenseth. 2017. Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. *PNAS* 114:1952-1957.
- Nielsen, E. & K. Richardson. 1996. Can changes in fisheries yield in the Kattegat (1950–1992) be linked to changes in primary production? *ICES Journal of Marine Science* 53:988–994.
- Pershing, A.J, K.E. Mills, N.R. Record, K. Stamieszkin, K.V. Wurtzell, C.J. Byron, D. Fitzpatrick, W.J. Golet & E. Koob. 2015. Evaluating trophic cascades as drivers of regime shifts in different ocean ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society Ser. B* 370:20130265.
- Savchuk, O.P. 2013. Large-scale dynamics of hypoxia in the Baltic sea. *Handbook of Environmental Chemistry* 22:137-160, Baltic Nest Institute, Stockholm.
- Scheffer, M. 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. In: Gulati R.D., Lammens E.H.R.R., Meijer ML., van Donk E. (eds) *Bio-manipulation Tool for Water Management. Developments in Hydrobiology*, vol 61. Springer, Dordrecht.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke & B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591–596.
- Scheffer, M., S. Carpenter & B. de Young. 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology and Evolution* 20:579-581.
- Steele, J.H. (2004) Regime shifts in the ocean: reconciling observations and theory. *Progress in Oceanography* 60:135–141.

- Thurow, F. 1997. Estimation of the total fish biomass in the Baltic Sea during the 20<sup>th</sup> century. *ICES Journal of Marine Science* 54:444–461.
- Ware, D.M. & R.E. Thomson. 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the northeast Pacific. *Science* 308:1280–1284.
- Wikner, J. & Andersson, A. 2012. Increased freshwater discharge shifts the trophic balance in the coastal zone of the northern Baltic Sea. *Global Change Biology* 18:2509–2519.
- WRI (2017). Interactive map of eutrophication and hypoxia. World Resources Institute. Available at: <http://www.wri.org/media/maps/eutrophication/fullscreen.html> [Accessed 1 Oct 2019] O”
- Österblom, H., S. Hansson, U. Larsson, O. Hjerne, F. Wulff, R. Elmgren & C. Folke. 2007. Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10:877–889.

### Referenser till kapitel 7

- Backer, H. , J-M. Leppänen, A.C. Brusendorff, K. Forsius, M. Stankiewicz, J. Mehtonen, M. Pyhälä, M. Laamanen, H. Paulomäki, N. Vlasov & T. Haaranen. 2010. HELCOM Baltic Sea Action Plan – A regional programme of measures for the marine environment based on the Ecosystem Approach. *Marine Pollution Bulletin* 60:642-649.
- Berg, T., K. Fürhaupter, H. Teixeira, L. Uusitalo & N. Zampoukas. 2015. The Marine Strategy Framework Directive and the ecosystem-based approach - pitfalls and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 96:18–28.
- Berkes, F. 2012. Implementing ecosystem-based management: evolution or revolution? *Fish and Fisheries* 13:465-476.
- Borja, A., M. Elliott, J. Carstensen, A.S. Heiskanen & W. van de Bund. 2010. Marine management—towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin* 60:2175-86.
- Bryhn, A.C., K. Lundström, A. Johansson, H. Ragnarsson Stabo & H. Svedäng. 2017. A continuous involvement of stakeholders promotes the ecosystem approach to fisheries in the 8-fjords area on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science* 74:431–442.
- CBD, 2019. Available from: <https://www.cbd.int/history/default.shtml> [accessed 26 Oct 2019]
- CGE, 2019. Available from: [https://www.cgerisk.com/knowledgebase/The\\_bowtie\\_method](https://www.cgerisk.com/knowledgebase/The_bowtie_method) [accessed 26 Oct 2019]
- Christensen, V. & J. Maclean. 2011. Ecosystem approaches to fisheries: A global perspective. Cambridge University Press.

[CMP, 2019](http://cmp-openstandards.org/). Available from: <http://cmp-openstandards.org/> [accessed 26 Oct 2019]

Dickey-Collas M. 2014. Why the complex nature of integrated ecosystem assessments requires a flexible and adaptive approach. *ICES Journal of Marine Science* 71:1174-82.

De Young, C., A. Charles & A. Hjorth. 2008. Human dimensions of the ecosystem approaches to fisheries: an overview of context, concepts, tools and methods. *FAO Fisheries Technical Paper* 489.

[EU, 2019](https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules_sv). Available from: [https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing\\_rules\\_sv](https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules_sv) [accessed 26 Oct 2019]

Folke, C., T. Hahn, P. Olsson & J. Norberg. 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environmental Resources* 30:441–73.

Garcia, S., A. Zerbi, C. Aliaume, T. Do Chi & G. Lasserre. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Paper* 443.

Helcom 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting, Krakow, 15 november 2007.

Helcom 2013. HELCOM Ministerial Declaration, Copenhagen, 3 October 2013.

Havsmiljöinstitutet 2017a. Mitigating marine eutrophication in the presence of strong societal drivers. Swedish Institute for the Marine Environment, Report 2017:3.

Havsmiljöinstitutet 2017b. Strategic Analysis of Sweden's marine environmental monitoring and assessment. Swedish Institute for the Marine Environment, Report 2017:6.

Havsmiljöinstitutet 2018. Hanöbukten – en varningsklocka. Havsmiljöinstitutet, Rapport 2018:2.

Holt, A.R., J.A. Godbold, P.C.L. White, A.-M. Slater, E.G. Pereira & M. Solan. 2011. Mismatches between legislative frameworks and benefits restrict the implementation of the ecosystem approach in coastal environments. *Marine Ecology Progress Series* 434:213–228.

Hutchings, J. A. 2005. Life history consequences of over-exploitation to population recovery in Northwest Atlantic cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:824–832.

ICES, 2018. ICES Advice Basis. Available from: [https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/2018/Introduction\\_to\\_advice\\_2018.pdf](https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/2018/Introduction_to_advice_2018.pdf) [accessed 26 Oct 2019]



- Langhans, S.D., S.C. Jähnig, M. Lago, A. Schmidt-Kloiber & T. Heine. 2019. The potential of ecosystem-based management to integrate biodiversity conservation and ecosystem service provision in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment* 672:1017-1020.
- Lee, B.J., H.A. Regier & D.J. Rapport. 1982. Ten ecosystem approaches to the planning and management of the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 8:505-519.
- Levin, P.S., M.J. Fogarty, S.A. Murawski. & D. Fluharty. 2009. Integrated ecosystem assessments: Developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. *PLOS Biology* 7: e1000014.
- Long, R.D., A. Charles & R. Stephenson. 2015. Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57:53-60.
- Marshak, A.R., J.S. Link, R. Shuford, M.E. Monaco, E. Johannesen, G. Bianchi, M.R. Anderson, E. Olsen, D. C. Smith, J. O. Schmidt & M. Dickey-Collas. 2017. International perceptions of an integrated, multi-sectoral, ecosystem approach to management. *ICES Journal of Marine Science* 74:414-420.
- Millennium Assessment, 2005. Ecosystems and human wellbeing. Synthesis. Available from: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> [accessed 26 Oct 2019]
- Nilsson, A.K. & B. Bohman. 2015. Legal prerequisites for ecosystem-based management in the Baltic Sea area: The example of eutrophication. *Ambio* 44:370–380.
- [NOAA, 2019. Available from: https://ecosystems.noaa.gov/EBM101/HowDoWeImplementEcosystem-BasedManagement.aspx](https://ecosystems.noaa.gov/EBM101/HowDoWeImplementEcosystem-BasedManagement.aspx) [accessed 26 Oct 2019]
- Norrström, N., M. Casini & N.M.A. Holmgren. 2017. Nash equilibrium can resolve conflicting maximum sustainable yields in multi-species fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 74:78-90.
- [NV, 2019. Available from: https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Samhallsplanering/Ekosystemansatsen/](https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Samhallsplanering/Ekosystemansatsen/) [accessed 26 Oct 2019]
- Raakjaer, J., J. van Leeuwen, J. van Tatenhove & M. Hadjimichael. 2014. Ecosystem-based marine management in European regional seas calls for nested governance structures and coordination—a policy brief. *Marine Policy* 50: 373–381.
- Rogers, S. and B. Greenaway. 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. *Marine Pollution Bulletin* 50:9–19.
- Rouillard, J., M. Lago, Abhold, K., L. Röschel, T. Kafyeke, V. Mattheiss & H. Klimmek. 2018. Protecting aquatic biodiversity in Europe: How much do EU environmental policies support ecosystem-based management? *Ambio* 47:15-24.

Schreiber, M. 2018. The social dimensions of ecosystem-based fisheries management – a review and implications for implementation in Sweden. Swedish Institute for the Marine Environment. Report 2018:4.

SOU, 2019. Sveriges miljöövervakning – dess uppgift och organisation för en god miljöförvaltning. SOU 2019:22. Available from: <https://www.regeringen.se/499771/contentassets/f6e362b4a31941818c1b0e3220e13534/sveriges-miljoovervakning--dess-uppgift-och-organisation-for-en-god-miljoforvaltning-sou-201922> [accessed 26 Oct 2019]

Smith, C., Papadopoulou, N., Barnard, S., Mazik, K., Patricio, J., Elliott, M., Solaun, O., Little, S., Borja, Á., Bhatia, N., Moncheva, S., Robele, S., Bizsel, K.C. & Eronat, A.H. 2014. Conceptual Models for the Effects of Marine Pressures on Biodiversity. DEVOTES Deliverable 1.1. Devotes FP7 Project. Available at: <http://www.devotes-project.eu/wp-content/uploads/2014/06/DEVOTES-D1-1-ConceptualModels.pdf> [accessed 26 Oct 2019]

Tallis, H., P.S. Levin, M. Ruckelshaus, S.E. Lester, K.L. McLeod, D.L. Fluharty & B.S. Halpern. 2010. The many faces of ecosystem-based management: Making the process work today in real places. *Marine Policy* 34:340.

Österblom, H. & C. Folke. 2015. Globalization, marine regime shifts and the Soviet Union. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences* 370(1659): 20130278.



**Havsmiljöinstitutet**

Umeå universitet • Stockholms universitet  
Göteborgs universitet • Linnéuniversitetet  
Sveriges lantbruksuniversitet