

Fiskpopulationer i svenska vatten
Hur påverkas de av fiske,
övergödning och miljögifter?

Lisa Almesjö
Helene Limén

ISSN 1653-0942
ISBN 978-91-85943-47-0
Riksdagstryckeriet, Stockholm, 2008

Förord

Mot bakgrund av miljö- och jordbruksutskottets tidigare arbete med en uppföljning av de fiskepolitiska insatserna beslöt utskottet vid sitt möte den 1 november 2007 att en forskningsöversikt ska genomföras inom fiskeområdet för att i första hand belysa de ekologiska konsekvenserna av fisket. Det övergripande syftet med forskningsöversikten är att ge ledamöterna ett fördjupat kunskapsunderlag för beslutsprocessen som berör fiskenäringen.

Utskottet fattade vidare beslut om att göra översikten i två delar där del 1 innehåller forskning om de omvärldsfaktorer som har såväl direkt som indirekt effekt på fiskpopulationer och del 2 innehåller framtidsscenario där det belyses hur klimatförändringar och framtida fiskeförvaltning kan påverka fiskpopulationerna. Del 1 görs under 2008 och del 2 under 2009.

Nedan redovisas del 1, vilket är en sammanställning av vetenskaplig litteratur, rapporter och intervjuer om hur fiske, övergödning och miljögifter har påverkat våra fiskpopulationer.

Uppdraget har utförts av Lisa Almesjö, forskare vid Systemekologiska institutionen, Stockholms universitet och forskningssekreterare Helene Limén vid utvärderings- och forskningsfunktionen. Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.

Föredraganden Anna-Lena Kileus vid miljö- och jordbruksutskottets kansli och utvärderaren Christer Åström vid utvärderings- och forskningsfunktionen har bistått i arbetet. Dessutom har praktikanterna Carolina Enhus och Elias Drakenberg från Stockholms universitet bistått med underlag.

Två referensgrupper har knutits till arbetet; en parlamentarisk styrgrupp och en expertgrupp. Den parlamentariska styrgruppen har haft i uppgift att ge riktlinjer för arbetet och följa att det har bedrivits i enlighet med utskottets uppdrag. Gruppen har bestått av följande ledamöter: Sven Gunnar Persson (kd), Jan-Olof Larsson (s), Wiwi-Anne Johansson (v), Erik A. Eriksson (c), Tina Ehn (mp), Rune Wikström (m) och Lars Tysklind (fp).

Expertgruppens uppgift har varit att granska översikten med avseende på innehållets kvalitet och relevans. Gruppen har bestått av följande personer: Sif Johansson (Fil. dr., Naturvårdsverket), Sture Hansson (professor, Stockholms universitet), Henrik Svedäng (forskare, Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium), Agneta Andersson (docent, Umeå universitet), Gunilla Ericson (enhetschef, Kemikalieinspektionen), Anders Alanärä (forskare, SLU i Umeå), Leif Pihl (professor, Göteborgs universitet).

Stockholm i oktober 2008

Anders Ygeman
Ordförande

Björn Wessman
Kanslichef

Sammanfattning

Sammantaget visar forskningen att fisket är den enskilt viktigaste faktor som påverkat situationen för fiskpopulationer i Sveriges sjöar och havsområden. Förutom att överfiske har lett till en nedgång i hela fiskpopulationer har det selektiva fisket efter stora individer även resulterat i betydande förändringar av åldersstrukturen i kvarvarande bestånd. Det kan i sin tur leda till sämre reproduktionsframgång och sämre förmåga hos bestånden att klara naturliga fluktuationer i livsmiljön. Forskningen visar att fisket haft stor påverkan på såväl målarter som ekosystemet i sin helhet, varför det är av yttersta vikt att våra fiskpopulationer förvaltas uthålligt. Det har visat sig att förvaltning som bygger på kortsiktiga beslut leder till såväl ekologiska som ekonomiska förluster. Vattenbruket kan ses som ett komplement till fisket, och näringen har potential att växa om det sker parallellt med en hållbar förvaltning av de akvatiska ekosystemen. Undersökningar visar att även fritidsfisket och turistfisket har potential att ge stora förtjänster både ur ett ekonomiskt perspektiv och som en källa till rekreation.

Övergödningens effekter på fiskpopulationer är komplexa. I ett initialt skede kan övergödning ha en positiv påverkan på fiskpopulationer eftersom födotillgången tenderar att öka. Däremot kan övergödning på sikt orsaka syrebrist, igenväxning av viktiga livsmiljöer och förändringar i artsammansättning hos bytesdjuren, vilket i sin tur kan orsaka nedgång i fiskpopulationer. Hela ekosystemet måste beaktas då man behandlar övergödningproblematiken. Ny forskning visar t.ex. att avsaknad av rovfiskar (t.ex. torsk) kan förvärra effekterna av övergödning. En minskning av mängden rovfisk kan, precis som ökade utsläpp av närsalter, leda till att mängden växtplankton eller makroalger ökar och i förlängningen orsaka syrebrist och bottendöd.

Många fiskpopulationer i Sverige har genomgått stora strukturella förändringar där både ett högt fisketryck och övergödning spelat en viktig roll. I ett ekosystem som redan genomgått sådana storskaliga förändringar kan effekten av miljögifter potentiellt ha betydelse för fiskpopulationers förmåga att återhämta sig. Effekter av diffusa utsläpp, såväl vattenburna som luftburna, kan ha större effekt på fiskpopulationer än vi i dag har kunskap om. Fortsatt miljöövervakning, screening och forskning är viktiga verktyg i arbetet med miljögifters påverkan på ekosystemen.

Innehållsförteckning

Förord.....	3
Sammanfattning	4
1 Fiskets effekt på fiskpopulationer	6
1.1 Inledning	6
1.2 Direkta effekter av fiske	12
1.3 Övrig mänsklig aktivitet som orsakar hög fiskdödlighet – exempel från vattenkraft och kärnkraftverk	32
1.4 Vattenbruk.....	36
1.5 Indirekta effekter av fiske	40
2 Övergödning	48
2.1 Inledning	48
2.2 Kväve och fosfor de viktigaste näringsämnena	49
2.3 Generella effekter av övergödning	50
2.4 Övergödningens effekter på fisksamhällen	53
2.5 Ändrad växt- och djurplanktonsammansättning.....	55
3 Miljögifter	58
3.1 Miljögifter är persistenta och anrikas	60
3.2 Reproduktionsstörningar hos fisk.....	61
3.3 Lax och M74	63
3.4 Läkemedel och fisk	64
3.5 Marint skräp	65
4 Slutsatser	67
5 Litteraturförteckning	69
Ordlista.....	80

1 Fiskets effekt på fiskpopulationer

1.1 Inledning

Människan har påverkat hav och sjöar och livet däri under många tusen år. Sedan 1900-talets mitt har denna påverkan blivit allt större som en konsekvens av befolkningstillväxt, teknisk utveckling och den större geografiska skala där exploateringar sker (Jackson m.fl. 2001). I många av världens akvatiska ekosystem har storskaliga förändringar skett till följd av decimering av marina däggdjur (t.ex. sälar, tumlare och havsuttrar), överfiske, övergödning och spridning av miljögifter (Elmgren 1989; Hansson och Rudstam 1990; Jackson m.fl. 2001; Myers och Worm 2003; Österblom m.fl. 2007). Minskade populationer av marina däggdjur och rovfiskar som strukturerar näringskedjorna i hav och sjöar leder ofta till att ekosystemen blir mer känsliga för andra naturliga och mänskliga förändringar. Till exempel har man på flera platser sett att överfiskade områden blir mer känsliga för övergödning och sjukdomsspridning (Jackson m.fl. 2001; Casini m.fl. 2008). Introduktion av främmande arter är ytterligare en faktor som bidragit till storskaliga förändringar i många akvatiska ekosystem (kommer att behandlas i utskottets forskningsöversikt del 2, 2009).

Även i Sveriges havsområden skedde stora förändringar under 1900-talet, både till följd av mänsklig aktivitet och förändringar i klimat och hydrografi (Schinke och Matthäus 1998; MacKenzie och Schiedek 2007). Populationerna av gråsäl och vikare i Östersjön decimerades med nära 95 % under 1900-talet (Harding och Härkönen 1999) till följd av intensiv jakt (ca 1900–1940) och senare miljögifter som försvårade sälarnas fortplantning (ca 1965–1975). I vissa områden längs Sveriges ostkust och på västkusten utrotades gråsäl helt. Efter det att jakt på säl förbjöds 1988 har gråsäl ökat med ungefär 8 % årligen och man räknar med att det nu finns i storleksordningen 25 000 gråsäl i Östersjön (Karlsson m.fl. 2007). Detta antal kan jämföras med de uppskattningsvis 100 000 gråsäl som fanns i Östersjön år 1900 (Karlsson m.fl. 2007). Vikaresäl, som framför allt finns i Bottniska viken har ökat med ungefär 4 % årligen sedan 1988 till i storleksordningen 5000 sälar år 2006 (Karlsson m.fl. 2007). Denna relativt blygsamma ökning är troligen en konsekvens av att vikaren fortfarande är kraftigt miljögiftsbelastad, vilket leder till minskad reproduktionsförmåga hos honorna (Karlsson m.fl. 2007).

Flera fiskarter i Östersjön har uppvisat stora populationsfluktuationer sedan slutet av 1800-talet och början av 1900-talet. Man vet att det bedrivits ett intensivt fiske efter sill i västra Östersjön och Öresund sedan 1100-talet och fram till slutet av 1600-talet (MacKenzie m.fl. 2002). Torsk verkar däremot enbart ha fiskats i stor skala under vissa perioder mellan 1500-talet och mitten av 1800-talet (MacKenzie m.fl. 2002). Uppbyggnaden av det yrkesmässiga torskfisket i Östersjön började under 1930-talet och fick sitt riktiga genomslag först under 1950-talet (MacKenzie m.fl. 2002; Eero m.fl. 2007). Upp-

skattningar av fångster och fiskbiomassa från den första halvan av 1900-talet är generellt sett osäkra eftersom standardiserade mätmetoder saknades och fångsterna rapporterades annorlunda än i dag. Mycket tyder dock på att Östersjöbestånden av torsk, strömming/sill och skarpsill var små i början av 1900-talet (Thurow 1997), detta troligen som en konsekvens av hög predation från säl och tumlare, i kombination med låga närsalthalter och därmed en lägre produktion jämfört med i dag. I takt med att jordbruket intensifierades i Sverige i slutet av 1800-talet och början av 1900-talet ökade transportererna av näringsämnen till havet. Detta stimulerade primärproduktionen och sannolikt även produktionen av fisk (Thurow 1997). Bestånden av torsk, strömming/sill och skarpsill ökade kraftigt mellan 1950-talet och 1970-talet. Ett antal år med goda förutsättningar för reproduktion ledde till ovanligt stora årsklasser av torsk mellan 1976 och 1982. Dessa utgjorde grunden för det enorma uppsvinget i torskfisket mellan 1980 och 1985, då drygt dubbelt så mycket torsk landades årligen jämfört med 1970-talets nivåer (Sjöstrand 2007). Efter denna topp har såväl landningar som mängden torsk i Östersjön minskat stadigt, och det östra beståndet var 2005 lägre än vad som någonsin tidigare registrerats i ICES (Internationella havsforskningsrådet) mätserie (1966–2005; ICES 2006). Under perioden 1967–1992 varierade torskbestånden i Östersjön dramatiskt, delvis beroende på varierande saltvattensinflöden. Fisketrycket ökade också betydligt under denna period. Dessa två faktorer samverkade och ledde fram till de små torskbestånd vi ser i dag. Skarpsillen har haft en motsatt utveckling jämfört med torsken och har dubblat sitt antal från mitten av 1980-talet fram till i dag (Sjöstrand 2007). Denna uppgång kan delvis förklaras med nedgången i torskbeståndet eftersom torsken är den främsta predatorn på skarpsill. Ett antal år med gynnsamt klimat för skarpsillens reproduktion har dock också bidragit till uppgången.

I Bohuslän på Västkusten har ett omfattande sillfiske bedrivits åtminstone sedan 1100-talet (Alheit och Hagen 1997). Det finns beskrivet hur sillen gick till i enorma mängder under vissa tidsperioder – s.k. sillår, som var av stort socioekonomiskt värde. Under sillåren övervintrade stora mängder utlekt sill i de bohuslänska fjordarna, och dessa kunde upprätthålla ett mycket stort fiske. Det finns nio belagda sillperioder, och alla dessa varade i mellan 20 och uppemot 100 år och förklaras främst av att klimatet var ovanligt gynnsamt för sillen (Alheit och Hagen 1997). Fram till början av 1900-talet fiskade de bohuslänska fiskarna med fasta nät eller vadar som drogs från stranden, vilket innebar att stora fångster endast kunde fås då sillen uppehöll sig nära land.

Fiskbestånden i Skagerrak och i de nordöstra delarna av Nordsjön (även kallad Jäderen) fiskades företrädesvis av svenska fiskare under 1800-talet, även om norrmän och danskar också deltog i detta fiske (Poulsen m.fl. 2007). Man fiskade arter som långa, torsk, lubb och andra bottenlevande arter, företrädesvis i grundområden med djup mellan 80 och 300 m. Fiskesäsongen startade i februari mars och varade till augusti september, och fisket skedde med långlina försedd med krokar (Poulsen m.fl. 2007).

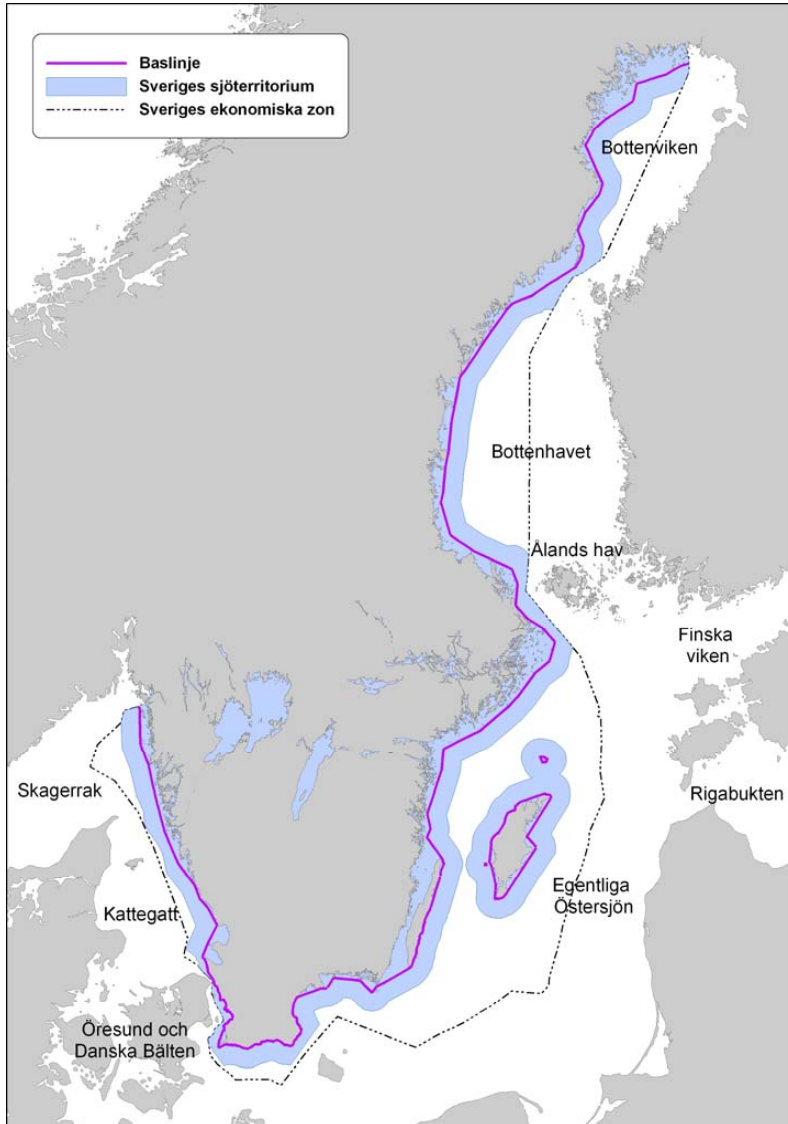
Den tekniska utvecklingen av framför allt båtarnas motorer och fiskeredskap har varit en förutsättning för utvecklingen av ett mer intensivt fiske. Forskare har utifrån loggböcker och andra tidiga anteckningar uppskattat att hela Nordsjön var fiskad kring år 1900, och med undantag av perioderna kring första och andra världskriget har fiskeansträngningen ökat stadigt sedan dess (Rijnsdorp m.fl. 1996; Jennings m.fl. 1999). Många arter har visat en nedåtgående trend i Västerhavet till följd av det intensiva fisket. Dessa är framför allt stora, fiskätande arter som torsk, långa och kolja (Svedäng och Bardon 2003, Svedäng m.fl. 2004). Andra långlivade arter som inte fiskas yrkesmässigt, t.ex. blåkäxa, havsmus, mindre kungsfisk, skoläst och slätrocka har också blivit alltmer sällsynta (Svedäng m.fl. 2004).

I Sveriges största sjöar (Vänern, Mälaren, Hjälmaren och Vättern) domineras i dag yrkesfisket av fiske efter gös, kräfta och siklöja (www.fiskeriverket.se). Sjöar är generellt sett mer påverkade av miljögifter än havet eftersom sjöar är mer begränsade i utbredning och vattenutbyte. Vänern var under början av 1900-talet en av världens mest kvicksilverförgiftade sjöar efter omfattande utsläpp från pappers- och massafabriker (www.vanern.se). Miljöskyddslagen (SFS 1969:387) som infördes 1969 var den första "riktiga" miljölag som reglerade miljöfarlig verksamhet, och lagen har legat till grund för förbättringar i Sveriges akvatiska miljöer sedan dess. Under 1970-talet förbättrades också avloppsreningen från städerna runt Vänern. Halterna av flera kända miljögifter (PCB, DDT och kvicksilver) och bekämpningsmedel (herbicider och insekticider) är fortfarande förhöjda i Vänerns sediment och fisk, även om trenderna generellt är nedåtgående (Vätternvårdsförbundet 2003). Även i Vättern innehåller fiskarter som röding, lax och öring förhöjda halter av dioxinlika PCB och kvicksilver.

Fiskbestånd i olika havsområden

Sveriges långa kustlinje, en sträcka på 11 500 km, gränsar till flera, fundamentalt olika havsområden (Fig. 1.1.1). I norra Östersjön är vattnet nästan sött, medan de norra delarna av Skagerrak på västkusten har en närapå fullt marin karaktär. Saliniteten är en mycket viktig faktor som lägger grunden för hur havsområdet kommer att se ut och vilka arter som kommer att finnas där. I de olika områdena finns därmed också helt olika förutsättningar att bedriva yrkesmässigt och fritidsbaserat fiske.

Fig. 1.1.1 Karta över Sveriges sjöterritorium där området innanför baslinjen består av inre vatten och utanför av territorialhavet. Området utanför sjöterritoriet utgör Sveriges ekonomiska zon.

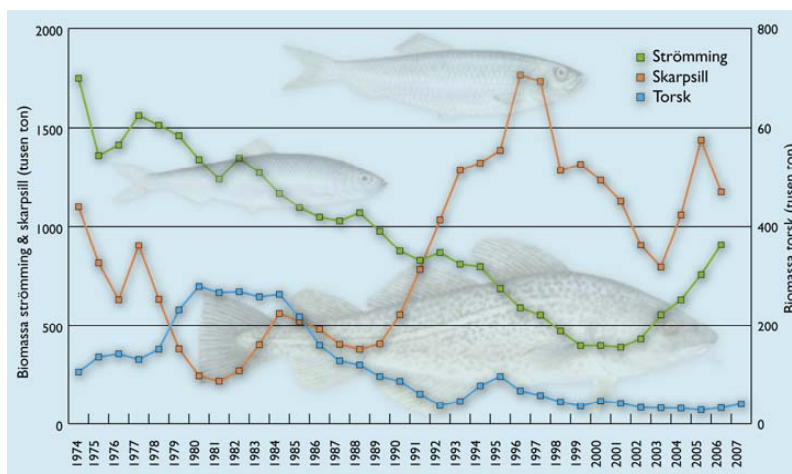


Källa: Sjöfartsverket.

De södra och centrala delarna av Östersjön, Egentliga Östersjön, karakteriseras av bräckt vatten med en salthalt omkring 6 ‰ i ytvattnet. De kommersiellt viktigaste fiskarterna är torsk, strömming och skarpsill. Stora förändringar i Egentliga Östersjöns fisksamhälle har skett under senare delen av 1900-talet och början av 2000-talet. Det tidigare torskdominerade fisksamhället har övergått till ett samhälle som mer domineras av skarpsill. Strömming och sill

som tidigare fiskats hårt och uppvisade en markant nedgång mellan slutet av 1970-talet och slutet av 1990-talet har efter ett minskat fisketryck åter ökat i förekomst (Fig. 1.1.2).

Fig. 1.1.2 Biomassa av torsk, strömming och skarpsill i Östersjön från 1974 till 2007. Data från ICES.



I Bottenhavet kan saliniteten i de södra delarna och i bottenvattnet uppgå till 4,5 ‰, medan ytvattnet är sötare längre norrut. Framför allt fiskas strömming, siklöja och i viss mån lax. Sedan början av 1990-talet har en markant skillnad i storleksfördelning och abundans av strömming observerats – mängden ung strömming har ökat kraftigt medan äldre fisk över 20 cm har minskat. Detta har bl.a. lett till att man har haft svårigheter att finna den stora strömming som krävs för beredning av surströmming. Strömmingen har också generellt sett blivit magrare (Sjöstrand 2007).

I Bottenviken är siklöjan en av de viktigaste arterna för yrkesfisket. Siklöja fångas för rommens skull och fiskas i huvudsak i anslutning till leken. I början av 1990-talet minskade fångsterna kraftigt, men beståndet har senare återhämtat sig på grund av god rekrytering, och fångsterna år 2004 och 2005 var goda. Denna positiva trend har nu vänt och fångsterna minskar åter. Fortsatt låg rekrytering under 2006 förväntas leda till att beståndet minskar ytterligare. Den låga andelen äldre individer, liksom den variabla rekryteringen, gör beståndet sårbart för exploatering (Fiskeriverket 2007c).

Västerhavet innefattar de havsområden som ligger väster om Sverige: Öresund, Kattegatt och Skagerrak. Salthalten i Öresund är omkring 10 ‰ och ökar till ungefär 30 ‰ utanför Bohuskusten. Västerhavet är den artrikaste och mest produktiva delen av Sveriges kustområden och är hemvist för en lång rad kommersiellt viktiga fiskarter. I Västerhavet fiskas dels pelagiala arter som sill, skarpsill och makrill, dels demersala (bottenlevande) arter som torsk,

kolja och diverse plattfiskar. Dessutom bedrivs ett omfattande fiske på havskräfta och räka. Åtskilliga bestånd av bottenfisk, bl.a. torsk, kolja och långa har uppvisat minskande trender, framför allt sedan 1970- och 1980-talen. I fallet med torsk har bestånden blivit så små att nytillskottet av ungfisk påverkats negativt, och det finns mycket som tyder på att lokala bestånd blivit helt uttraderade (Svedäng och Badon 2003). Torskbestånden i Kattegatt och Nordsjön-Skagerrak består till mycket liten del av stor fisk som kan producera ägg och larver av hög kvalitet med god överlevnadsförmåga (Marteinsdottir m.fl. 2005; Sjöstrand 2007).

Svenskt fiske i siffror

Antalet båtar i den svenska fiskeflottan uppgick i slutet av 2006 till 1 564 stycken och 1 880 personer hade vid samma tidpunkt yrkesfiskarlicens (Fiskeriverket 2008a). Alla som arbetar ombord på fiskebåtar har dock inte licens, vilket innebär att den totala sysselsättningen inom fisket är högre. Den svenska fiskeflottan består framför allt av mindre båtar som fiskar med passiva redskap och ett fåtal större båtar som fiskar med trål och liknande redskap (Fiskeriverket 2008a).

Insjöfisket är ett småskaligt fiske som företrädesvis bedrivs med passiva redskap. Förutom i de största sjöarna där yrkesfiskarlicens krävs för fiske på allmänt vatten kan fiske i mindre sjöar ske med stöd av enskild fiskerätt. Utöver fisket i de fem största sjöarna bedrivs ett yrkesmässigt fiske i 34 sjöar i hela Sverige (Fiskeriverket 2008a). Antalet insjöfiskare med yrkesfiskarlicens uppgick år 2006 till 192 stycken (Fiskeriverket 2008a).

Både intäkter och lönsamhet i det svenska saltvattensfisket minskade under början av 2000-talet. Mellan 2002 och 2005 minskade landningsvärdet av fisk från 1 174 till 888 miljoner kronor. Därefter har fångsterna ökat med 4 % och värdet av fångsterna ökat med 15 % (Fiskeriverket 2008a).

En potentiellt växande näring är den fritidsbaserade fiskenäringen. Fritidsfiskebaserad verksamhet innefattar varor och tjänster som säljs i anslutning till en fisketur, t.ex. logi, försäljning av fiskeutrustning, fiskecharter, guidning, uthyrning av båtar och fiskevatten och kursverksamhet. I Sverige fanns 2006 drygt 1 300 företag med helt eller delvis fritidsfiskerelaterad verksamhet, och dessa hade en sammanlagd omsättning på knappt 500 miljoner kronor. En uppföljningsstudie visar dock att den verkliga omfattningen troligtvis är den dubbla (Paulrud och Waldo 2008). Företagen hade generellt en positiv syn på de framtida utvecklingsmöjligheterna – drygt 50 % angav att de trodde att omsättningen kommer att öka under de närmaste tre åren. Dock finns en utbredd oro att dålig tillgång på fisk kan vara ett hot mot deras näring. I flera havsbaserade fritidsfisken har över 40 % av företagen angett brist på fisk som ett stort eller mycket stort hinder för vidare utveckling av verksamheten (Paulrud och Waldo 2008).

1.2 Direkta effekter av fiske

Faktaruta

Fiskpopulation

En fiskpopulation är en grupp fiskar av samma art som lever inom ett visst område vid en viss tidpunkt. En del arter är uppdelade i många små populationer vilka kan vara helt eller delvis skilda från varandra trots att de lever inom ett ganska begränsat område. Detta beror på att de vuxna individerna har en mycket stark tendens att återvända till specifika lekomyråden. Ett exempel på sådana fiskar är lax, som alltid återvänder till sin födelseälv för att leka. Även strömming/sill och torsk är arter där olika småpopulationer inom arten har väldigt specifika lekomyråden. Vid förvaltning av fiskeresurserna är det mycket viktigt att beakta de olika populationerna inom en art då enskilda populationer annars riskerar att slås ut av ett alltför hårt fisketryck. Att det finns många livskraftiga populationer av en art bidrar till att göra arten mer motståndskraftig mot förändringar i livsmiljön (t.ex. klimatförändringar). En fiskpopulation utnyttjar också olika miljöer (habitat) under sin livscykel så att ägg, larver, unga och vuxna ofta inte finns inom samma geografiska område. Detta innebär att en fiskpopulation kan påverkas av ett flertal yttre faktorer, och vid förvaltning är det viktigt att bevara alla habitat som berör fiskens livscykel.

Fisksamhälle

Samhälle är en generell term som definierar en samling populationer av olika arter som lever tillsammans i en viss miljö. Ofta syftar samhälle på att de ingående organismerna interagerar på något sätt (t.ex. genom predation eller konkurrens). Ett fisksamhälle är de olika arter fiskar som finns inom ett visst område (t.ex. en sjö) och som på något sätt påverkar varandra. I Östersjöns pelagial (dvs. den fria vattenmassan) kan torsk, strömming och skarpsill sägas utgöra de viktigaste delarna i fisksamhället.

Fiskbestånd

Ett fiskbestånd är en förvaltningsteknisk term som syftar på de fiskar av samma art som lever inom ett begränsat område och ingår i den mängd fisk som kan tas ut i fisket. Exempel på bestånd är de östra och västra bestånden av torsk i Östersjön eller strömming i Rigabukten.

Naturlig dödlighet och fiskeridödlighet

Den primära effekten av fiske är att den totala dödligheten i en fiskpopulation ökar då uttaget av fisk adderar till all annan, naturlig dödlighet (Beverton och Holt 1957). Till naturlig dödlighet räknas framför allt predation från rovfiskar och artfränder (kannibalism), predation från fågel och säl, men även död till

följd av sjukdomar, parasiter och svält. Jämfört med däggdjur och fåglar har fiskar en mycket hög fekunditet, och en hona kan producera tiotusentals till miljontals ägg under ett eller flera tillfällen under leken. Tidigare trodde man att fiskpopulationer var i stort sett outtömliga, eftersom sådana stora mängder ägg och larver producerades under leken (Jackson m.fl. 2001). Dödligheten hos ägg och larver är emellertid väldigt hög, vilket innebär att endast en försvinnande liten andel växer upp till vuxna, reproducerande individer. Risken att dö minskar exponentiellt med fiskens storlek och ålder men beror också av artspecifika faktorer som absolut längd och levnadssätt. Att fastställa den naturliga dödligheten i en population är svårt, men den kunskapen är en avgörande faktor för att man ska kunna utnyttja fiskresursen uthålligt. Naturligt långlivade fiskar (t.ex. torsk) har låg naturlig dödlighet som vuxna, i jämförelse med naturligt kortlivade fiskar (t.ex. skarpsill), där den naturliga dödligheten är hög. Generellt sett "tål" en art med låg naturlig dödlighet inte ett lika högt fisketryck som en art med hög naturlig dödlighet (Hilborn m.fl. 2003). Detta beror framför allt på att återväxten hos långlivade arter är långsam eftersom dessa blir könsmogna sent i livet och inte når full reproduktionskapacitet förrän de är riktigt stora.

Sambandet mellan föräldrafiskar, genetisk variation och antalet ungar

Fiske ökar den totala dödligheten hos vuxen fisk och leder till att mängden könsmogen fisk som kan reproducera sig minskar. Man brukar ofta tala om att den *effektiva populationsstorleken* minskar. Den effektiva populationsstorleken är den del av populationen som producerar avkomma som i sin tur överlever för att själv producera avkomma. En liten effektiv populationsstorlek minskar den genetiska variationen och ökar risken för inavel. Hög genetisk variation är i de flesta fall en förutsättning för att ett bestånd eller en population ska kunna anpassa sig till och överleva förändringar i livsmiljön. En liten effektiv population innebär också att få yngel produceras, och populationens återväxt kan därmed hotas.

Inom fiskeribiologin har man tagit fram teoretiska samband mellan mängden föräldrafisk och mängden rekryter – s.k. bestånds-rekryteringskurvor (stock-recruitment curve). Med rekryter menar man här den mängd ungfisk som överlever tills de är stora nog att fångas i fisket. De teoretiska kurvorna är inte alltid applicerbara på verkligheten, och det är svårt att säkerställa hur sambandet mellan föräldrafiskar och rekryter ser ut eftersom en mängd andra faktorer också spelar in. Sådana faktorer är framför allt temperatur och klimat, spridning med hjälp av strömmar, tillgång på lämplig föda och predation från andra fiskar. Vad som däremot är helt klart är att om mängden föräldrafiskar blir tillräckligt låg, kommer antalet ungfiskar som överlever till vuxna individer vara för få för att säkra populationens fortlevnad. Ett exempel på detta är torskfisket i Newfoundland på Kanadas östkust, där ett intensivt fiske under många år ledde till en fullständig kollaps av torskpopulationerna. Fisket stängdes 1992, och torsken visar än i dag inga tecken på återhämtning (t.ex. Hilborn m.fl. 2003). Faktorer som sälpredation och dålig rekrytering har

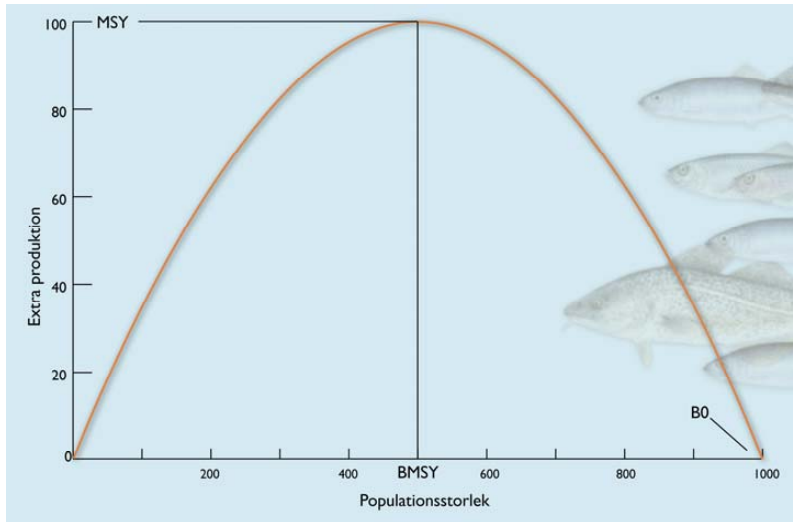
också föreslagits som orsaker till Kanadatorskens nedgång, men det råder ingen tvekan om att det är överskattade bestånd och ett alltför intensivt fiske som orsakat kollapsen (Myers m.fl. 1997). Även i Sverige finns exempel på att överfiske kan orsaka kraftiga nedgångar i fiskbestånd. De kustnära torskpopulationerna i Kattegatt på den svenska västkusten har länge varit utsatta för ett intensivt fisketryck, och dessa lokala populationer står i dag på gränsen till utrotning (Cardinale och Svedäng 2004). Även mängden torsk i Östersjön är sedan många år långt under de biologiskt "säkra" gränser som sätts av Internationella havsforskningsrådet (ICES).

Överfiske – en dålig affär

Överfiske orsakas av att en alltför stor del av populationen fiskas varje år så att man inte längre bara skördar räntan av kapitalet utan också själva kapitalet. Förutsättningen för ett uthålligt fiske är att man inte fiskar mer än beståndet kan producera varje år. Överfiske är inte bara en dålig affär sett ur ett ekologiskt perspektiv utan också ur ett ekonomiskt. Ju mindre bestånden är, desto längre tid går åt för att leta upp fisken, vilket i slutändan innebär en högre kostnad för varje landad fisk. I överfiskade bestånd minskar oftast individstorleken hos fisken (se även avsnitt om storleksselektivt fiske), vilket också ger mindre fångst per ansträngning. Bestånd som förvaltas väl ger såväl god ekonomisk avkastning som en framtid för de fiskade arterna (Hilborn m.fl. 2003; Sjöstrand 2007). För att överfiske ska kunna undvikas är det viktigt att anpassa förvaltningen av fiskbestånden till rådande miljöförhållanden, t.ex. att begränsa fisket under perioder med dålig rekrytering.

Inom fiskeribiologin använder man ett teoretiskt begrepp som kallas MSY – maximum sustainable yield (maximal uthållig fångst). Denna kan definieras som den "extra produktion" som är den mängd fisk som skulle produceras utan en fiskeriverksamhet och anger den fångststorlek som ger den mest långsiktigt uthålliga fångsten. Om en population skulle vara ofiskad under flera år, skulle den växa till dess att faktorer som föda, utrymme eller någon annan resurs blev begränsande. I detta läge skulle det inte finnas någon "extra produktion", och populationen skulle sluta tillväxa (vid punkt B0 i Fig. 1.2.1). Någonstans mitt emellan en fiskpopulation som inte innehåller några fiskar alls och den punkt där den "extra produktionen" blir noll finns det läge där den extra produktionen eller uthålliga fångsten blir som allra störst – den maximala uthålliga fångsten, MSY (Fig. 1.2.1).

Fig. 1.2.1 Schematisk bild av hur MSY-begreppet uppskattas i ett fiskbestånd. B_0 står för medelbiomassan hos ett helt oexploaterat bestånd. Vid B_0 är den ”extra produktionen” lika med noll. B_{MSY} står för biomassa/populationsstorlek vid maximum sustainable yield. Se text för detaljer. (Baserad på figur från www.fao.org)



Ur ett biologiskt såväl som ur ett ekonomiskt perspektiv är det fördelaktigt att hålla ett fiskbestånd vid en högre biomassa än den som anges vid MSY. Detta har flera förklaringar: (i) en högre biomassa i ett bestånd utgör en bättre buffert mot förändringar i miljön (t.ex. klimatförändringar), (ii) vid högre biomassa är fångsthastigheten, och därmed den ekonomiska utkomsten, i fisket högre och (iii) vid en högre biomassa hos målarten är påverkan på ekosystemet som helhet lägre (sammanfattat av Hilborn m.fl. 2003). Den maximala ekonomiska vinsten (MEY – maximum economic yield) sker vid den fiskeansträngning som ger den största vinstmarginalen till kostnaden för ansträngningen (Caddy och Mahon 1995) och infaller vid en högre biomassanivå än MSY.

Storleksselektivt fiske

En hög fiskeridödlighet i ett bestånd minskar drastiskt möjligheten för en fisk att bli gammal. Eftersom de flesta fiskarter växer hela livet minskar därmed också möjligheten att bli riktigt stor. Ett tydligt tecken på hårt fiske är att storleksfördelningen i beståndet förskjuts nedåt – fisken blir allt mindre och antalet årsklasser blir färre (Bianchi m.fl. 2000; Svedäng m.fl. 2004; Marteinsdottir m.fl. 2005).

En långlivad art som torsk kan under naturliga förhållanden uppnå en ålder av 25 år och då vara närmare 2 m lång, men så stora individer är i dag väldigt sällsynta i svenska vatten. I Skagerrak på västkusten har Fiskeriverket jämfört storleksfördelningen hos ett antal fiskarter mellan tidsperioderna 1946–47 och 1999–2001 (Svedäng m.fl. 2004). Det visade sig att längdfördelningen för torsk, kolja, vitling och gråsej hade förändrats helt mellan perioderna 1946–47 och 1999–2001 (Fig. 1.2.2). Under 1940-talet representerades alla arter av många årsklasser, dvs. av såväl unga som äldre fiskar. Vid 1999–2001 års undersökningar fann man däremot enbart unga (små) individer. De flesta torskbestånd i Nordatlanten uppvisar liknande förändringar i åldersstrukturen (sammanfattat i Marteinsdottir m.fl. 2005).

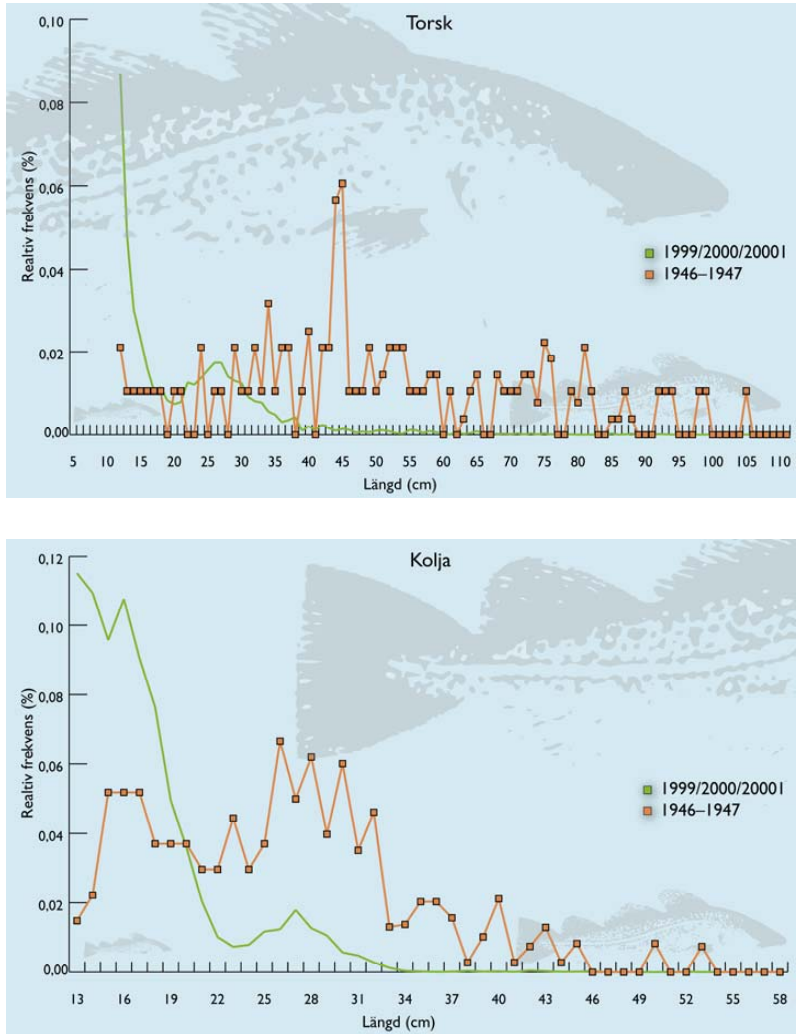
Forskare har länge observerat att fiskade bestånd med förändrad åldersstruktur uppvisar större variationer i abundans än ofiskade bestånd (Anderson m.fl. 2008). Stora fluktuationer i ett bestånd är inte önskvärt eftersom det ökar risken för att beståndet utrotas. I en ny studie från Kalifornien har forskare undersökt varför biomassan i fiskade bestånd tenderar att variera så mycket (Anderson m.fl. 2008). Undersökningen pekar på en huvudsaklig orsak till att exploaterade fiskpopulationer är så variabla, nämligen att de demografiska variablerna i fiskbeståndet, exempelvis tillväxthastighet och ålder för könsmognad, förändras. Detta leder till att bestånden blir mer känsliga för faktorer som varierande fisketryck och miljöfaktorer. Det verkar också som att arter med sen könsmognad, lång lekperiod och hög fekunditet är extra känsliga för den här typen av påverkan (Anderson m.fl. 2008). Forskarna poängterar särskilt hur viktigt det är att bevara en naturlig åldersstruktur i fiskade bestånd, detta för att minska risken att bestånden kollapsar (Anderson m.fl. 2008).

Tidigare könsmognad i hårt fiskade bestånd

I flera bestånd som fiskas hårt har man sett att honorna blir könsmogna allt tidigare (t.ex. Trippel 1995; Mollet m.fl. 2007). Skiften i ålder för könsmognad kan förklaras av två olika mekanismer. Dels leder en decimering av ett bestånds storlek till att konkurrensen om föda minskar. De individer som är kvar i havet får därmed mer att äta och tillväxer fortare. Den snabbare tillväxten och fiskens bättre kondition kan leda till en tidigare könsmognad (Trippel 1995). Denna mekanism innebär inte någon förändring i fiskarnas genetik – när beståndet ökar i storlek och tillgången på föda blir lägre kommer individerna återigen att bli könsmogna senare (Trippel 1995). Den andra mekanismen är sammankopplad med uttaget av stora individer. Inom ett bestånd finns en viss naturlig, genetisk variation som innebär att vissa individer blir köns-

mogna tidigare. Ett intensivt fiske efter stora individer leder till att deras gener för senare könsmognad blir alltmer sällsynta i populationen. Efter ett antal generationer blir tidig könsmognad vanligare, och så småningom kan dessa gener helt ta över i populationen. Fisket har genom sitt uttag av stora individer således inducerat en evolutionär förändring av åldern för könsmognad (Mollet m.fl. 2007). Den här typen av genetiska förändringar tar längre tid för beståndet att ”reparera” – eftersom det krävs att generna för senare könsmognad återigen blir de dominerande i populationen.

Fig. 1.2.2 Den relativa längdfrekvensfördelningen för torsk och kolja i fångster från 1946–1947 och 1999–2001. Data från Svedäng m.fl. 2004, Fiskeriverket.



Betydelsen av stora honor

Ett skifte i åldersstrukturen mot mindre och yngre fiskar påverkar reproduktionen i ett bestånd negativt (Marteinsdottir m.fl. 2005). Exempelvis har forskarna visat att den dåliga rekryteringen i isländska torskbestånd berodde på en förändring av åldersstrukturen mot yngre individer (Marteinsdottir och Thorarinnsson 1998). Det verkar också som om förändringar i åldersstrukturen leder till att bestånd blir mer känsliga för naturliga förändringar, exempelvis klimatförändringar (Ottersen m.fl. 1994).

Det totala antalet reproducerande individer i ett bestånd är ett ganska dåligt mått på hur stor *reproduktionspotentialen* är, detta eftersom stora honor generellt sett producerar mångfald fler ägg än små honor (Trippel 1995). Enkelt uttryckt skulle få men stora honor kunna producera mer avkomma än många små. Till exempel producerar en sexårig torskbona i storleksordningen fyra gånger fler ägg än en treårig hona (Vallin och Nissling 2000). Äldre torskbonor har också en mer utdragen lekperiod och lägger fler kullar med ägg under en säsong jämfört med yngre honor. Att ett bestånd består av många åldersgrupper leder också till att lekperioden för hela beståndet blir längre eftersom unga och äldre fiskar ofta har överlappande lekperioder. Unga torskbonor leker tidigare på säsongen medan de äldre normalt påbörjar sin lek något senare (Vallin m.fl. 1999). Eftersom faktorer som vattentemperatur och födotillgång varierar mellan olika år kan lekperiodens längd få stor betydelse för den totala yngelöverlevnaden. En lång lekperiod ökar chansen att några kullar kläcks under precis rätt förutsättningar, medan en kort lekperiod kan innebära att fel temperatur eller dålig födotillgång omintetgör hela årets reproduktion.

Förutom att producera fler ägg producerar stora honor också större ägg. Detta samband gäller för de flesta fiskarter, såväl som för kräftdjur som hummer och krabba. Stora ägg innehåller mer energi och ger upphov till större och mer livskraftiga yngel (Trippel 1995; Vallin och Nissling 2000; m.fl.). Stora yngel har också lättare att undvika att bli uppätta, har en högre tillväxthastighet och en förmåga att äta mer varierad föda (sammanfattat i Vallin m.fl. 1999). I Östersjön har stora torskägg ytterligare en fördel eftersom de flyter vid en lägre salthalt än små ägg (Vallin och Nissling 2000). Torsken lever på gränsen av sin utbredning i Östersjön, och salthalten är egentligen för låg för torskens reproduktion. I Västerhavet flyter torskens ägg närmare ytan där salthalten överstiger 30 ‰ och syretillgången alltid är god. I Östersjön kan torskäggen bara hålla sig flytande i vatten där salthalten i medeltal är $14,5 \pm 1,2$ ‰ (Nissling m.fl. 1994), vilket vanligtvis innebär 60 m eller djupare. Vid lägre salthalt sjunker äggen mot botten där risken att drabbas av svamp och bakterieangrepp är stor. På 60 m djup i Östersjön utgör emellertid syrehalten ett problem eftersom äggen måste ha syrenivåer över 2 mg/l för att överleva. Stora, regelbundna inflöden av saltare vatten från Västerhavet är mycket viktiga för torskens lek. Under perioder med få inflöden (stagnationsperioder) sjunker både salthalt och syrehalt i djupvattnet och den mängd vatten (s.k. reproductive volume) med rätt salt- och syrehalt för torsklek minskar. Saltvatteninflödena påverkar många processer i Östersjön (se även

kapitel om övergödning) och är en förutsättning för lyckad torskreproduktion och därmed nyrekrytering till fisket. Den relativa effekten av torskhonornas ålder och storlek antas öka när lekförhållandena försämras, dvs. när syreförhållandena i Östersjöns djupvatten är dåliga. Under sådana förhållanden kan man fråga sig om de små honorna över huvud taget kan bidra till att föryngra torskpopulationerna i Östersjön.

Många fiskpopulationer skapar stabilitet

Många fiskarter är uppdelade i mindre populationer som i stort sett är åtskilda från varandra. Sådana populationer eller sub-populationer uppkommer och vidmakthålls genom att specifika lekområden används, men även andra skillnader i beteende kan finnas mellan dessa populationer. Det kanske mest välkända exemplet på en fiskart som har många, väl avgränsade populationer är laxen. Laxen börjar sitt liv i en strömmande älv, där den stannar kvar i ett till tre år innan den vandrar ut i havet. Under några år lever den i havet och växer sig stor för att sedan återvända till sin hemälv för att leka. Längs Sveriges kuster räknar man med att det finns ett tjugotal vilda laxpopulationer som alla har sina lekområden i en speciell älv.

I ett stort område i sydvästra Alaska har man övervakat den nordamerikanska indianlaxens antal i ett tiotal orörda älvar och sjösystem sedan 1940-talet. Det man tydligt kunnat visa är att den totala mängden lax under denna tidsperiod varierat väldigt lite, men mängden lax i de olika älvarna har varierat desto mer (Daniel Schindler, personlig kommentar). Det har visat sig att förändringar i klimat, nederbörd och andra miljöfaktorer har manifesterats olika i de olika älvarna. Varje älvspecifik laxpopulation har således haft såväl bra som dåliga perioder. Men eftersom de dåliga perioderna inte sammanfallit i alla älvar har den totala mängden lax ändå förblivit relativt konstant. Forskarna som studerar indianlaxen i dessa älvar framhåller vikten av att bevara ett områdes *biokomplexitet* och *livsmiljökomplexitet*. Enkelt uttryckt betyder det att ju större mångfald av populationer och livsmiljöer som hålls intakta, desto större är möjligheterna för en art eller en grupp arter att stå emot naturliga och av människan orsakade förändringar och därmed överleva. Vad som också är intressant med detta område är att det bedrivs ett intensivt fiske efter indianlax här. Fisket fångar årligen ungefär 1,8 miljoner laxar, vilket kan jämföras med de 1,1 miljoner laxar som leker i området varje år (Baker m.fl. 2006). Det är alltså möjligt att bedriva ett ganska intensivt fiske samtidigt som miljö och fiskpopulationer hålls välmående och intakta. En förvaltningskommitté med absolut makt kan stänga fisket från en dag till nästa, om det skulle visa sig att för få laxar passerat upp i älvarna (Daniel Schindler, personlig kommentar).

Även torsken är en art med många små, genetiskt skilda populationer som använder sig av specifika lekplatser (Marteinsdottir m.fl. 2005; Svedäng m.fl. 2007; Vitale m.fl. 2008). Många av de bestånd som används som enheter inom fiskeriförvaltningen kan i själva verket utgöras av flera olika populationer. I Östersjön skiljer man på det östra och det västra beståndet. Det större,

östra beståndet uppehåller sig öster om Bornholm och har sina lekplatser i Bornholmsdjupet, Gotlandsdjupet och Gdanskdjupet. Det västra beståndet är mindre och uppehåller sig väster om Bornholm, i Öresund och i Bälthavet. Man räknar dock med att båda dessa bestånd utgörs av flera populationer. På Västkusten skiljer man i fiskeriförvaltningen mellan torskbestånd i Kattegatt, Skagerrak och Nordsjön (www.ices.dk). Forskningen har dock visat att exempelvis torsken i Kattegatt och i Skagerraks kustområden består av flera populationer, varav några uppehåller sig och leker nära kusten medan andra vandrar mellan olika områden i Kattegatt, Skagerrak och övriga Nordsjön (Svedäng och Svenson 2006; Svedäng m.fl. 2007). När det är dags för lek vandrar torsken, precis som laxen, tillbaka till sitt specifika hemområde. De olika populationerna verkar framför allt vidmakthållas genom skillnader i beteende – man kan säga att de har olika kultur (Henrik Svedäng, personlig kommentar). Tidigare har forskare trott att torskpopulationerna främst uppkommer och vidmakthålls genom att havsströmmar transporterar ägg och yngel till olika delar av havet. Att populationerna upprätthålls genom skillnader i beteende innebär att de är mer känsliga för ett högt fisketryck än om uppdelningen skett passivt genom havsströmmar. Det är alltså av största vikt att fiskeriförvaltningen tar hänsyn till den verkliga populationsstrukturen för att bevara mångfalden av torskpopulationer. Dessa riskerar annars att gå förlorade då återkolonisation till ett område tycks vara en mycket långsam process (Henrik Svedäng, personlig kommentar).

Hur uppskattas mängden fisk i havet?

För att kunna bedriva ett uthålligt fiske på ett bestånd är det mycket viktigt att ha en så bra uppskattning av beståndets storlek som möjligt. Det allra bästa skulle vara att räkna varje fisk i havet men detta är en omöjlig uppgift. I stället beräknar man beståndets storlek och åldersstruktur med hjälp av matematiska modeller. Modellerna, i sin tur, innehåller data från fiskebåtarnas loggböcker, från Fiskeriverkets provtagningar ombord på båtarna och i hamn samt från de data som samlas in av forskningsfartygen (Fiskeriverket 2007b).

- *Fiskebåtarnas loggböcker* bidrar med information om hur mycket fisk som fångas, av vilka arter och hur lång tid det tar att fiska upp den inom ett bestämt geografiskt område. Om man tar hänsyn till hur lång tid det tar att få upp fisken, erhålls ett mått på *fångst per ansträngning*. Detta är ett väldigt viktigt mått eftersom det ger en fingervisning om hur mycket fisk som finns inom olika delar av fiskens utbredningsområde i havet. Med tekniska hjälpmedel, t.ex. ekolod, är det lättare att fånga mycket fisk även då bestånden är svaga. Om mängden fisk som fångas per tidsenhet minskar med åren, kan man vara ganska säker på att beståndet försvagas.
- *Provtagning ombord på fiskebåtarna* görs av Fiskeriverket för att registrera hur mycket fisk som bifångas och kastas överbord. Detsamma gäller för sjöfågel och marina däggdjur som sälar och tumlare.

- *Provtagning i hamn* görs för att samla in uppgifter om fångstens artsammansättning, längd- och viktfordelning och, i vissa perioder, fiskarnas lek-mognad. Provtagning görs på ungefär 200 fiskar per 1 000 ton landad fisk.
- *Forskningsfartygen samlar*, förutom fisk, in sådana data som fiskebåtarna inte registrerar, t.ex. mängden ägg och fisklarver. Forskningsfartygen strävar inte efter att fånga så mycket fisk som möjligt. I stället fiskar man på samma sätt och oftast på samma plats, år efter år, för att kunna se fiskbeståndens förändring över tiden. Fiskeriverket genomför också provfisken i de kustnära områdena för att uppskatta mängden kustlevande fiskarter som abborre, gädda och mört. Även här använder man sig av standardiserade metoder och nät för att kunna följa fiskbeståndens utveckling.

Från datainsamling till ICES rekommenderade kvoter

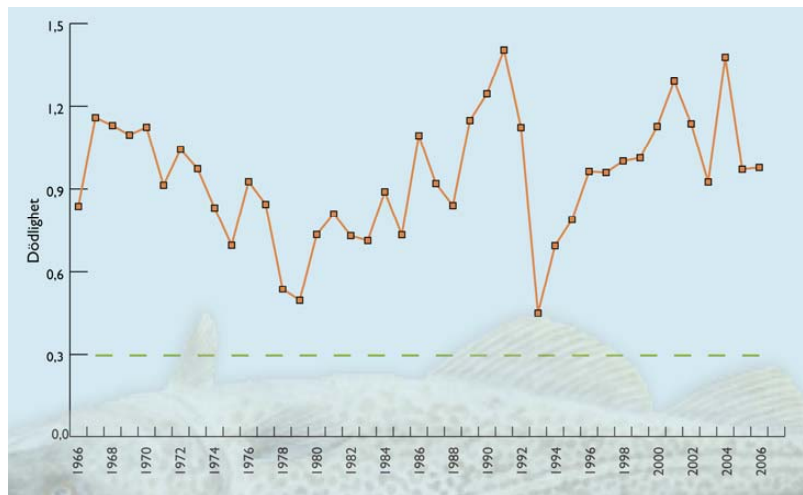
De råd som ICES lämnar till EU om fiskekvoter baserar sig på biologiska grunder och de långsiktiga överenskommelser som finns inom EU. Hänsyn till näringen tas inte i detta skede. I råden utgår ICES från miniminivåer av mängden lekmogen fiske eller en nivå för tillåten fiskeridödlighet (dvs. hur stor andel av lekbeståndet som tas ut genom fiske). Miniminivåerna för biomassa innebär att en viss mängd lekmogen fisk ska finnas kvar i beståndet efter det att naturlig dödlighet och fiskeridödlighet reducerat beståndet. Efter-som beståndsuppskattningarna är osäkra använder man sig av ett minimimått som kallas försiktighetsgräns (precautionary biomass limit) som betecknas B_{pa} . För att beståndet ska hålla sig inom "säkra gränser" ska lekbiomassan inte tillåtas understiga B_{pa} . En ytterligare gräns för skattning av bestånden är biomassagränsen B_{lim} . B_{lim} är den lägsta nivå som ett bestånd kan tillåtas sjunka till. Under denna nivå antas beståndet vara så litet att rekryteringen av ungfisk minskar, och beståndets framtid kan vara hotad.

Från och med 2008 kommer ICES rekommendationer för torskfisket i Östersjön utgå från en nivå för fiskeridödligheten i stället för nivåer för biomassan. Detta beslut har tagits av ICES eftersom de referenspunkter man tidigare använt för Östersjötorskens biomassa anses för osäkra (ICES 2008). ICES rekommendation för torskfisket på det östra beståndet i Östersjön innebär att fiskeridödligheten inte ska överstiga 0,3, vilket i praktiken betyder att ungefär 30 % av fisken i åldersgrupperna 4 till 7 år fiskas upp varje år. Ända sedan mitten av 1960-talet har fiskeridödligheten för torsk i Östersjön ofta legat betydligt över 0,6 (Fig. 1.2.3; ICES 2008). ICES nya råd överensstämmer med den förvaltningsplan som antogs av EU-kommissionen i september 2007, där det långsiktiga målet är en fiskeridödlighet på 0,3 (EU Council regulation 1098/2007). Dessutom ingår i kommissionens förvaltningsplan att TAC (total allowable catch) inte ska kunna ökas med mer än 15 % per år och inte kunna minskas med mer än 10 % per år, förutsatt att fiskeridödligheten är under 0,6. Detta för att fisketrycket inte ska tillåtas fluktuera för mycket mellan olika år.

EU följer sällan de exakta fiskekvoter som ICES rekommenderat utan fastställer oftast kvoter som ligger en bit över ICES rekommendation. Många forskare anser att det är dessa höga kvoter som föranlett de decimerade be-

stånd vi ser i dag. Om man i stället fiskat i den utsträckning ICES föreslagit, hade bestånden varit i acceptabelt skick, med ekonomiska såväl som biologiska vinster (Sjöstrand 2007).

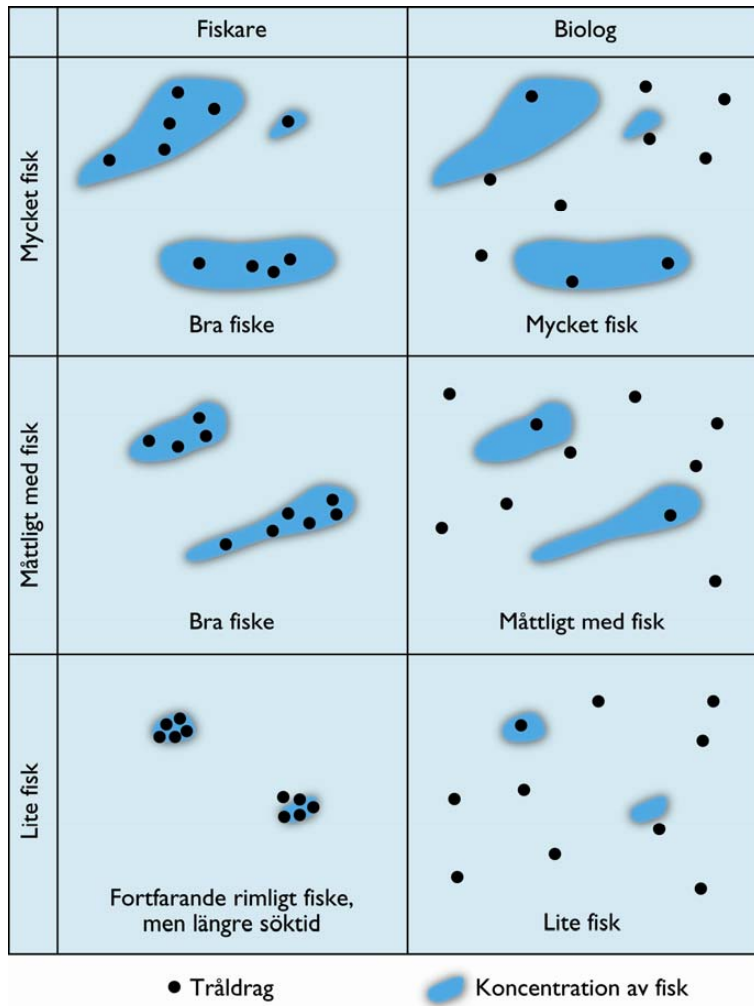
Figur 1.2.3 Dödlighet för torsk i Östersjön (heldragen linje) från 1966–2006 i relation till den nyligen beslutade 0,3-nivån (streckad linje). Data från ICES.



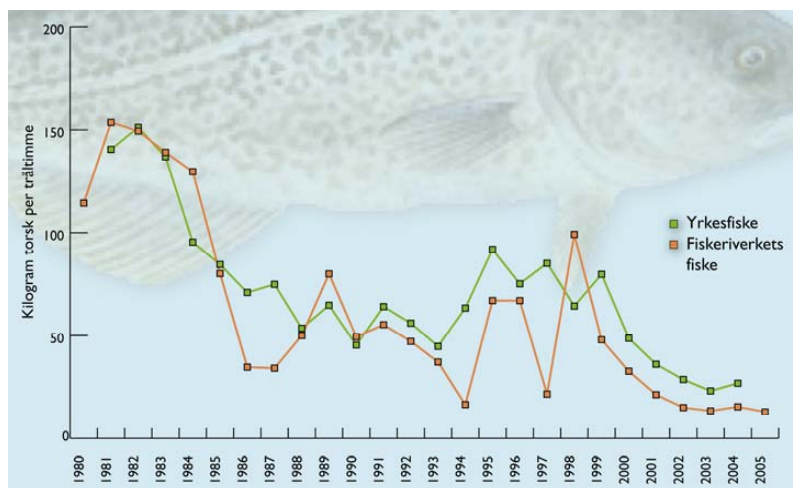
Fiskare och forskare inte så oense egentligen

Det talas ofta om att fiskare och forskare inte är överens om hur mycket fisk som finns. Detta beror på att fiskare och forskare har olika utgångspunkt för sitt fiske. Den totala mängden landad fisk är ett dåligt mått på hur mycket fisk som finns eftersom denna siffra inte säger något om hur lång tid man letat efter en ansamling med fisk. Enkelt uttryckt kan man säga att om en fiskare och en forskare fiskar på samma minskande bestånd, skulle deras fångstdata se helt olika ut. Fiskarens fångster skulle hålla sig på en jämn nivå medan forskarens skulle minska med tiden (Fig. 1.2.4). Om man i stället jämför *fångst per ansträngning* för fiskare och forskare visar det sig däremot att de är ganska lika (Fig. 1.2.5).

Fig. 1.2.4 Fiskare och forskare lägger sina tråldrag på olika sätt – vilket är naturligt då de har olika syften med respektive fiske. Efter Poul Degnbøl FISK&HAV nr 43.



Figur 1.2.5 Fångster i yrkesfiske och i Fiskeriverkets undersökningar i Kattegatt. Fångsterna av torsk är uttryckt i antal kilogram per trålad timme. Data från Fiskeriverket.



Fredningsområden för fisk

Fiskeriverket har i en rapport från 2007 (Bergström m.fl. 2007) utvärderat fiskförekomsten i ett antal områden där fisken varit helt fredad (5 stycken) eller fredad under leken (5 stycken), samt i områden där redskapsbegränsning gäller hela året (6 stycken). Rapporten visar att alla områden där fiske varit helt förbjudet uppvisar tätare bestånd och mer storvuxna individer. I två av områdena, Vättern och Gotska sandön, har dock fredningen varit för kort tid för att man ska kunna se några tydliga effekter. I Vättern har fisket till viss del varit begränsat med redskapsrestriktioner sedan tidigare. En ytterligare begränsning för nätfiske infördes 2005, och dessutom är ett ca 250 km² stort område (18 % av sjöns area) helt fredat från fiske (Bergström m.fl. 2007). Vattenområdet runt Gotska sandön har varit fiskefritt område sedan maj 2006. Tidigare har ett intensivt fiske bedrivits i detta område, men det har senaste tioårsperioden varit mycket begränsat. Det fiskefria området runt Gotska sandön sträcker sig 4 sjömil ut från ön och omfattar ett område på ca 350 km² (Bergström m.fl. 2007).

Positiva effekter av fiskefria områden världen över

I en större studie med 89 fiskefria områden världen över har man visat liknande resultat som i den svenska studien – fisk förekommer i högre tätheter, den totala vikten är högre, fiskarna är större och hela fisksamhället uppvisar en högre artdiversitet. Studien visar också att även små, fiskefria områden tenderar att ge liknande effekter och att dessa ofta uppträder inom en så kort tid som två tre år (Halpern och Warner, 2002). I de områden i Nordvästatlanten som i stort sett stängts för fiske efter torskens kollaps i början av 1990-talet såg man redan efter fem år en ökning av förekomsten av kolja, plattfisk

och kammusslor (Murawski m.fl., 2000). Däremot hade inte torskpopulationerna återhämtat sig nämnvärt, något som förmodligen beror på att andra arter har ökat så mycket i antal att de hindrar torskens återetablering (Myers m.fl., 1997; se även avsnitt om interaktioner mellan torsk och skarpsill i Östersjön).

Områden med redskapsbegränsningar

I områden med redskapsbegränsningar året om har man framför allt sett positiva effekter på fiskens storlek men också på tätheten i vissa fall (Bergström m.fl. 2007). Den vanligaste redskapsbegränsningen är ett förbud mot trålfiske, som gäller längs hela Sveriges kust (4 nautiska mil från baslinjen), i Havstensfjorden och de inre delarna av Gullmarsfjorden i Bohuslän samt i Öresund i Skåne. I Öresund, Havstensfjorden och Gullmarsfjorden har man sett tydliga positiva effekter på storleksfördelningen av framför allt torsk, men även på arter som kolja, vitling, bergtunga och rödspotta. I dessa områden är fisken större och förekommer i en del fall (framför allt när det gäller torsk) i högre tätheter än i trålade områden (Bergström m.fl. 2007).

Öresund viktigt referensområde i Sverige

I större delen av Öresund har trålning och vadfiske varit förbjudet ända sedan 1932, på grund av den täta sjötrafiken i området. Fisket i Öresund sker företrädesvis med garn, vilket innebär en högre storleksselektivitet och artselektivitet i fisket. Att man finner fler arter, högre tätheter och större individer i Öresund är ett resultat av trålfiskeförbudet (Svedäng m.fl. 2004). Öresund kan ses som ett referensområde där fisksamhället är mer ”naturligt” i förhållande till trålade områden. Sådana referensområden är viktiga för att bättre förstå hur storskaliga förändringar, t.ex. klimatförändringar, påverkar naturliga fisksamhällen, jämfört med dem som utsätts för ett högt fisketryck (Svedäng m.fl. 2004).

Fredning under leken inte effektivt om inte den totala fångsten minskar

Det finns också ett antal områden i Sverige där fisken är fredad under lekperioden. Till dessa hör ett totalförbud mot fiske under torskleken i Bornholmsdjupet i södra Östersjön och Skälderviken och Laholmsbukten i Halland, ett förbud mot riktat fiske innanför trålgränsen på Västkusten och vid å- och älvmynnningar i södra Sverige, samt ett totalförbud mot fiske i 17 lekvikar för abborre och gädda i Stockholms skärgård. Dessutom har ytterligare förbud mot torskfiske under leken i Gdanskdjupet och Gotlandsdjupet införts 2008 (www.fiskeriverket.se). I de fall där lekområden varit fredade under tillräckligt lång tid för att kunna utvärderas (Bornholmsdjupet och å- och älvmynnningar i södra Sverige) har man endast kunnat se positiva effekter på tätheten av lax och öring i södra Sverige. För att fredning under leken ska få märkbara, positiva effekter är det viktigt att fredningen medför att fiskeridödligheten minskar – dvs. att mindre fisk fångas totalt sett. Om fisket enbart flyttas till ett annat område under lekperioden, utan att den totala fångsten minskar, är de

positiva effekterna på den lekfredade fiskarten mycket små eller saknas helt (Bergström m.fl. 2007).

Nya områden med permanent fiskeförbud

Ett regeringsbeslut med anledning av miljökvalitetsmålen och den nationella havsmiljöskrivelsen gav Fiskeriverket i uppdrag att i samråd med Naturvårdsverket och berörda länsstyrelser föreslå tre områden med permanent fiskeförbud. Dessa områden ska innefatta såväl kustnära som utsjöområden i Östersjön och i Västerhavet och ska inrättas till 2010 och utvärderas till 2015 (Sköld m.fl. 2008). Fiskeriverket har i en rapport (Sköld m.fl. 2008) presenterat de områden som föreslås att helt undantas från fiske.

Fiskefria utsjöområden föreslås i

- sydöstra Kattegatt för skydd av torsk,
- södra Östersjön för skydd av uppväxande torsk,
- Bottenhavet för skydd av kustlekande strömming.

Fiskefria kustområden föreslås i

- Havstensfjorden i Bohuslän för skydd av piggvar, torsk och rödspotta,
- Brunskär-Tanneskärsområdet väster om Göteborg för skydd av hummer och bottenfisk,
- Stockholms skärgård för skydd av abborre, gädda och gös.

Med undantag av sydöstra Kattegatt är inte avgränsningarna för dessa områden klara utan identifierar endast målbestånd snarare än geografiska områden.

Nya regler för Västerhavets torskfiske

Fiskare som har fiskerättigheter i Västerhavet, s.k. efforttillstånd, får fr.o.m. den 1 oktober 2008 inte längre överlåta tillstånden. Beslutet innebär att de som redan har efforttillstånd fortfarande kan byta fartyg, under förutsättning att de inte ökar kapaciteten i sitt fiske. Varje medlemsland kommer att ha en pott med s.k. kilowatt dagar att fördela, till skillnad från nu då varje fartyg oavsett storlek får ett visst antal dagar. Kilowatt dagar är ett mer precist sätt att reglera fiskeansträngningen.

Avsikten med de nya reglerna är att minska överkapaciteten i fiskeflottan och göra fisket mer hållbart. Följden av systemet väntas bli att Fiskeriverket bättre kan styra fisket mot ett fiske med mindre utkast, bättre selektivitet och mer miljövänliga fiskemetoder. Sedan tidigare finns ett liknande beslut för Östersjön (www.fiskeriverket.se).

Faktaruta – redskapstyper

Nät/garn

Garn är försedda med flytelement i överdelen och sänken i underdelen så att de alltid står vertikalt i vattnet. Garn kan sättas på olika nivåer i vattnet eller vid botten. Beroende av vilka fiskarter man vill fånga, används olika typer av garn med olika maskstorlek och olika garntjocklek. Bland annat fångas makrill, torsk och olika sorters plattfiskar med garn.

Trål

Det finns två huvudsakliga typer av trålar; flyttrålar och bottentrålar. Flyttrålar dras efter en eller två båtar i den fria vattenmassan (pelagialen) och fångar arter som strömming/sill, skarpsill och makrill. Bottentrålar släpas längs havsbotten och används i fisken efter bottenlevande (demersala) fiskarter som torsk, kolja och plattfiskar, samt efter havskräftor och räkor.

BACOMA-trålen är en speciell bottentrål som används vid all trålning efter torsk i Östersjön. Denna trål är försedd med fyrkantsmaskor i cod-änden (jfr engelskans cod end), vilket gör att små fiskar kan komma ut igen om de råkat komma in i trålen.

I fisket efter havskräfta och råka på västkusten används i en del fall en bottentrål försedd med ett galler som hindrar större fiskar att komma in i trålen, en s.k. rist. Dessa trålar fångar i större utsträckning endast de arter den avser, och bifångsten är därmed betydligt mindre än för trålar utan rist.

Snurrevad

Snurrevaden liknar en trål men bogseras inte efter en båt, utan fartyget utgår i stället från en ankrad boj. Ett par tusen meter kraftigt rep sätts ut och därefter vaden och lika mycket rep till. Repet och vaden sjunker ned i vattnet och vinschas därefter upp från fartyget. Framför allt fångas bottenlevande fiskar som torsk, kolja och plattfiskar med snurrevad.

Snörpvad/ringnot

En snörpvad är ett långt nät med flöten upptill och sänken nertill. Vaden sätts ut i en cirkel kring ett fiskstim (vanligen sill, skarpsill eller makrill) och dras sedan ihop till en ”säck” med hjälp av en vajer som löper i nätets underkant. Snörpvaden är ett mycket effektivt redskap som kan fånga stora stim på över 1 000 ton i ett enda kast. Snörpvad används företrädesvis på västkusten och är vanliga i s.k. lysfiske (dvs. fisken lockas till båten med hjälp av lampor som lyser ned i vattnet) efter sill och skarpsill.

Krokredskap

Långrev är ett krokredskap som består av en lång lina, på vilken tafsar (tvärgående, ca 2 m långa linor) är fästade med jämna mellanrum. På tafsarna sitter krokar som oftast agnas med någon sorts bete. Långreven används vid fiske av såväl pelagiska fiskar (t.ex. lax) som bottenlevande (t.ex. torsk och

plattfisk). Krokredskap kan också bogseras efter båt på olika nivåer i vattnet och kallas då släpdörjfiske (efter makrill) eller trolling (efter laxartade fiskar).

Fasta redskap

Till de fasta redskapen hör olika typer av fällor och bottengarn, som är förankrade eller pålade fast i botten. Redskapen består av långa fångstarmar som sträcker sig ut från land och leder fisken in i fällan/fångsthuset. Den s.k. push-up-fällan används framför allt i laxfisket och består av fångstarmar och ett fångsthus med dubbla väggar för att undvika angrepp från sälar. Under fångsthuset sitter pontoner som blåses upp då fällan ska vittjas, så att hela fällan flyter upp till ytan.

Tina/mjärde

Tinor är burar som agnas och framför allt används för fiske efter hummer, krabba, havskräfta och sötvattenskräfta. Fångstspecifiteten regleras genom storleken på ingångshål och flyktöppningar. Exempelvis måste en hummertina ha minst två cirkulära flyktöppningar med en minsta diameter om 54 mm, medan en krabbtina ska ha minst en cirkulär flyktöppning med en diameter om 75 mm. Mjårdar och tinor kan också användas vid fiske efter fisk, t.ex. för abborre och ål.

Ryssja

Ryssjor används framför allt vid fiske efter ål och består av en nätstrut som hålls utspänd av bågar. En ledarm leder fisken in mot den trattformade öppningen, som följs av flera trattar och leder in till fångsthuset. Trattarna gör att det blir svårare för ålen att hitta vägen ut ur fällan.

Bifångster i det svenska fisket

Bifångst av andra arter än de målarter man fiskar är ett stort problem i kommersiella fisken över hela världen. De bifångster som utgör det största hotet mot biologisk mångfald och stabila ekosystem, är de som sker av arter som blir könsmogna vid hög ålder och där reproduktionshastigheten är låg. Till dessa räknas hajar och rockor, marina däggdjur som exempelvis tumlare och vissa fågelarter (Fiskeriverket 2007a). Dessutom kan bifångster av ung fisk hos arter som torsk vara särskilt känsliga i områden där bestånden redan är hårt skattade, exempelvis på västkusten. Detta kan ske i blandfisken där maskstorleken (t.ex. i en trål) är liten i relation till den bifångade arten. Enligt Fiskeriverket (2007a) är kunskapen om bifångsternas effekter på ekosystemen i dag bristfällig. Det saknas också uppgifter om bifångsternas storlek, framför allt för vissa delar av fisket.

Förvaltningsform avgörande för utkastproblematiken

Man har noterat att den rådande förvaltningen av fisket har stor betydelse för bifångstproblematiken (Crean och Symes 1994). I fisken som förvaltas med stark kontroll av fångsten, t.ex. som i system med TAC (total allowable catch), är bifångsterna ofta höga (Graham m.fl. 2007). I blandfisken där flera arter är målarter, fortsätter fisket efter andra arter efter det att en del arters kvoter är uppfiskade. De arter vars kvoter är uppfiskade, får då inte landas utan måste kastas överbord. På samma sätt verkar regleringar där endast en viss procentandel av fångsten får utgöras av en specifik art. Man har också konstaterat att fiskarna själva ofta är djupt missnöjda med att vara tvungna att kasta redan död fisk i havet och att detta underminerar deras tilltro till förvaltningssystemen (Graham m.fl. 2007).

Bifångst – definitioner och problemområden

Bifångst kan i en vid bemärkelse definieras som all fångst som sker utöver den art/de arter man aktivt fiskar (Fiskeriverket 2007a). Ofta skiljer man på tre olika typer av bifångster:

- Oavsiktlig fångst av fisk och andra organismer (t.ex. sjöfågel och marina däggdjur) som inte har något kommersiellt värde
- Fångst av kommersiella arter som är för små för att landas eller för vilka kvoten redan är uppfiskad
- Fångst av andra arter än målarten men som är kommersiellt gångbara och landas

Bifångstproblematiken skiljer sig mycket mellan olika fisken, beroende på vilka redskap som används och hur selektiva dessa är för att skilja ut oönskade arter från målarten. De kvantitativt största bifångsterna av fisk tas i fisken efter småvuxna arter som räka och havskräfta, där man använder finmaskiga bottentrålar. Bifångsterna av fåglar och marina däggdjur tas däremot företrädesvis i fisken med garn (Fiskeriverket 2007a). Den mesta kunskapen om bifångster i det svenska utsjöfisket kommer från Fiskeriverkets observatörsprogram som påbörjades 1995/96 och årligen övervakar knappt 1 % av den totala fiskeansträngningen (Fiskeriverket 2007a). För vissa ovanliga arter finns ett frivilligt rapporteringssystem, där fiskarna direkt kan rapportera fångster till Fiskeriverket. Fiskeriverket har också genomfört telefonintervjuer, för att på detta vis uppskatta mängden bifångade sälar och tumlare i Östersjön och Västerhavet (t.ex. Lunneryd m.fl. 2004).

Trålfisket efter kräfta och räka bifångar fisk

I trålfisket efter havskräfta i Skagerrak, där trålen inte var försedd med rist, uppgick bifångsten av annan fisk (torsk, rödspotta, lerskädda, sandskädda och vitling) och kräftor under minimimåttet till 1 300 ton för de provtagna fångsterna 2006 (Fiskeriverket 2007a). Den landade fångsten av havskräfta var 620 ton – alltså knappt hälften av den kastade fångsten. Liknande resultat fann man i Kattegatt där fångsten av havskräfta också var 620 ton och den kastade

fångsten 1 500 ton. I kräftfisket med trål försedd med rist uppgick fångsten till 310 ton och bifångsten till 500 ton. Denna bifångst utgjordes emellertid nästan uteslutande av kräftor under minimimåttet.

Även i räkfisket är bifångsterna stora. Framst är det räkor av ”fel” storlek som kastas, till följd av redan uppfiskade kvoter av s.k. kokräka (större räka) eller råräka (mindre räka). Räktrålarna har också låg storleksselektivitet, vilket medför stora fångster även av räkor som är för små för att ens klassas som råräkor. Trålning efter räkor sker på stora djup, vilket medför bifångster av djuplevande arter som havsmus, blåkäxa, pigghaj och skoläst. En sammanställning över bifångade arter i fisket efter räka visade att 51 olika arter kastades under 2004 och 2005 (Fiskeriverket 2007a).

Andra typer av fisken som bifångar fisk

Torsk i Östersjön fångas företrädesvis med trål (bottentrål eller flyttrål), garn eller krok. Den största delen bifångad fisk i trålfisket efter torsk, är torsk under minimimåttet, samt skrubbskädda. Bifångsten av torsk varierar mycket mellan olika år och beror till stor del på årsklasstyrkan. År när det finns mycket torsk som är precis under minimimåttet (38 cm) brukar ha stora bifångster av dessa (Fiskeriverket 2007a).

Andra fisken som bifångar stora mängder torsk är lysfiske efter sill och skarpsill i fjordar och kustnära områden på västkusten, samt i delar av ryssjefisket efter ål (Fiskeriverket 2002). Lysfisket efter sill som bedrivs vintertid nära kusten i delar av Kattegatt och Skagerrak har utpekats som en möjlig bidragande orsak till kusttorskbeståndens nedgång i dessa områden. Det redskap – snörpvad – som används i detta fiske har mycket dålig art- och storleksselektion och kan fånga mer än 1 000 ton fisk i ett enda kast. Fiskeriverket har föreslagit att denna typ av lysfiske ska förbjudas under årets första kvartal, som är torskens lekperiod i dessa områden. Ett sådant förbud finns i åtminstone delar av det kustnära Kattegatt och Skagerrak (Bergström m.fl. 2007).

Fiskeriverket har också uttalat att artselektionen i ålryssjefisket måste förbättras (Fiskeriverket 2002), så att bifångster av torsk i detta fiske kan undvikas.

Bifångster av sälar, tumlare och fåglar

Under 2002 genomförde Fiskeriverket telefonintervjuer med 220 slumpvis utvalda yrkesfiskare. Med utgångspunkt i de intervjuade yrkesfiskarnas fiskeansträngning, i förhållande till hela landets ansträngning, räknades fram att 462 gråsäl, 52 vikare och 416 knubbsäl drunknade i det svenska fisket år 2001 (Lunneryd m.fl. 2004). För tumlare på västkusten var motsvarande siffra 114 stycken medan inga bifångade tumlare rapporterades från Östersjön. Fiskeriverket bedömer att dessa bifångster inte är ett hot mot sälpopulationerna, då alla arter visat en positiv beståndsutveckling under senare tid (Lunneryd m.fl. 2004). Däremot är bifångster av marina däggdjur besvärligt för fiskarna och i många fall etiskt oacceptabelt (Fiskeriverket 2007a). Bifångster av tumlare i Östersjön har tidigare varit ett stort problem, framst till följd av

fisket med drivgarn. Enligt Fiskeriverkets statistik drunknade 5 tumlare varje år i det svenska Östersjöfisket mellan 1989 och 1993 (Fiskeriverket 2007a). Därefter finns få officiella rapporter om bifångade tumlare, vilket kan antas bero på att antalet tumlare är mycket lågt. Uppskattningar som gjorts tyder på att mellan något eller några hundratal djur finns i södra Östersjön (Fiskeriverket 2007a).

Bifångster av fåglar sker företrädesvis i olika typer av garn och nät (Lunneryd m.fl. 2004). Den vanligaste fågelart som bifångas var i Fiskeriverkets undersökning storskarv. Andra vanliga arter var ejder, sillgrissla och alfågel (Lunneryd m.fl. 2004). Med utgångspunkt i fiskeriansträngningen beräknades det totala antalet bifångade fåglar till omkring 18 000 individer för år 2001. Bifångster av havslevande fåglar är ett stort problem världen över och anses vara ett av de största hoten mot vissa arter av havslevande fåglar (Tasker m.fl. 2000).

Vad har EU och Sverige för policy i bifångstfrågor?

EU:s gemensamma fiskepolicy (CFP – common fisheries policy) har som huvudmål att åstadkomma en hållbar utveckling av fisket från en miljömässig, ekonomisk och social utgångspunkt. CFP innehåller bl.a. en handlingsplan för att begränsa den miljömässiga påverkan av fiske, skydd för icke-målarter och en strategi för att minska bifångster och eliminera utkast, vilket successivt ska leda till ett förbud mot utkast. I CFP finns också en strategi för att eliminera destruktiva fiskemetoder och uppmuntra utveckling och användning av selektiva redskap.

Flera EU-projekt arbetar med att utveckla mer selektiva fiskeredskap, t.ex. har utvecklingen av BACOMA (Baltic Cod Management) som används för allt trålfiske efter torsk i Östersjön, skett inom ramen för EU-finansierade projekt. Trålar med sorteringsrist används delvis vid fiske efter havskräfta på västkusten. Exempelvis måste alla trålar som används i kräftfisket innanför trålgrensens vara försedda med sorteringsrist.

Havsmiljöutredningen (SOU 2008:48) föreslår att Fiskeriverket ska ges ett tydligare uppdrag att ansvara för utvecklingen av selektiva redskap och skonsamma fångstmetoder. Fiskeriverket arbetar redan med att ta fram mer selektiva redskap – exempelvis bottentrålar som är försedda med sorteringsrist (t.ex. Valentinsson och Ulmestrand 2008). Man poängterar dock från Fiskeriverkets sida att selektiva redskap generellt enbart kan ha en marginell effekt om inte kvoter och fiskeansträngning är i balans med bestånden. Detta gäller framför allt i de fisken där flera arter fångas – s.k. blandfisken (Fiskeriverket 2008a).

För att komma till rätta med bifångstproblematiken är det av yttersta vikt att noggrant analysera vilka redskap som används i vilka områden och deras områdesspecifika problem. I flera fall borde man kunna skapa incitament för att gå över från en redskapstyp till en annan, om den förra medför stora bifångster och/eller andra typer av miljöproblem. Detta kan exempelvis appliceras på fisket av havskräfta på västkusten, där burfångad kräfta både är större

och av bättre kvalitet än den trålfångade kräftan och därmed betingar ett högre pris. Trålning efter kräfta medför stora bifångster av torsk och annan bottenlevande fisk och orsakar stora skador på havsbotten till följd av själva trålningen (Leif Pihl, personlig kommentar). Det är också viktigt att man i beslut om kvoter för enskilda arter, tar hänsyn till om dessa bifångas i stor utsträckning i andra typer av fisken.

1.3 Övrig mänsklig aktivitet som orsakar hög fiskdödlighet – exempel från vattenkraft och kärnkraftverk

Sedan slutet av 1800-talet har vattenkraft använts för produktion av elström i Sverige. Vattenkraften producerar i dag ungefär 65 TWh per år, vilket motsvarar ungefär hälften av landets elproduktion (www.energimyndigheten.se). Av dessa 65 TWh kommer 70 % från de fyra största älvarna Lule älv, Ume älv, Indalsälven och Ångermanälven. Totalt finns omkring 1 200 vattenkraftverk i Sverige men de flesta av dessa är relativt små. Kalix älv och Torne älv är de enda större svenska älvar som är helt orörda och skyddade från utbyggnad, medan skyddade älvsträckor finns i Pite älv, Vindelälven och i ett tiotal mindre älvar.

Vattenkraft är en förnybar energikälla som har låg klimatpåverkan, men konsekvenserna för landskapet och organismerna i och kring en utbyggd älv är mycket stora. Förutom att man växelvis torrlägger och översvämmar stora delar av den ursprungliga älvfåran, utgör kraftstationer och turbiner stora hinder för fiskarter som lever i älvarna och framför allt för dem som använder älvarna som vandringsleder. Vandrande fiskar är sådana som helt byter livsmiljö när det är dags att leka och vandrar långa sträckor för att ta sig till sina specifika lekplatser. Laxartade fiskar som lax (*Salmo salar*) och havsöring (*Salmo trutta trutta*) är s.k. *anadroma* arter som lever sitt vuxna liv i saltvatten eller brackvatten (när det gäller Östersjön) och leker i strömmande sötvatten. Ålen (*Anguilla anguilla*) däremot, tillhör de *katadroma* arter som lever i sötvatten (sjöar och mindre vattendrag) men företar en ca 750 mil lång vandring till det salta Sargassohavet i nordvästra Atlanten för att leka. Det verkar dock som om en del ålar lever åtminstone delar av sina liv längs kusten i både Östersjön och i Västerhavet, eftersom gulål (vuxen men ej lekmogen) kan fångas längs våra kuster under stora delar av året (Tzeng m.fl. 2000).

Åtgärder för att hjälpa laxfiskars uppvandring

På väg till och från lekplatser och uppväxtområden i älvar och bäckar stöter de vandrande fiskarna på en mängd både naturliga och av människan skapade hinder. För att möjliggöra för fisken att ta sig förbi vandringshinder, t.ex. i form av kraftstationer, byggs fiskpassager, laxtrappor och andra typer av anordningar. Trots dessa ansträngningar är det oklart hur effektivt passagera fungerar (Aarestrup m.fl. 2003) och ett stort problem verkar vara att de endast

hålls öppna under de delar av året då man förväntar sig den största vandrigen av lekmogen fisk. En undersökning av havsöringens vandringar mellan havet och älvarna, visade att öringarna vandrade i stor utsträckning även under perioder som inte var i direkt anslutning till lekperioden (Carlsson m.fl. 2004). Dessutom var havsöringen mer rörlig mellan olika delar av älven än vad man tidigare trott. Vandringsleder för fisk som bara hålls öppna under lekperioden hindrar alltså fiskarnas naturliga vandringsmönster och leder också till att färre individer når fram till lekområdena. I Umeälven i norra Sverige har forskare mellan 1995 och 2005 märkt och räknat uppvandrande lax vid kraftstationen i Stornorrfors. Förutom den reglerade älvgren som leder vattnet genom kraftverkets turbiner, finns en ”bypasskanal” för spillvatten där fisken kan gå upp. Resultat från studien visar att i medeltal endast 30 % av de lekmogna laxarna hittar vägen till bypasskanalen och därifrån kan ta sig vidare till lekplatserna i den oreglerade Vindelälven (Lundqvist m.fl. 2008). Lågt vattenflöde i bypasskanalen och/eller högt flöde i turbinutloppet gör fiskarna förvirrade, och i stället för att ta sig upp i bypasskanalen simmar många individer i stället mot kraftverksturbinerna. Ett högre flöde genom bypasskanalen gjorde det däremot enklare för fiskarna att hitta rätt väg. Det räcker alltså inte med att det finns en möjlig väg för fisken förbi kraftverken – ett tillräckligt vattenflöde är också nödvändigt för att säkerställa uppvandringen. I exemplet Ume älv har forskarna visat att den potentiella populationsökningen för lax är 500 % under en tioårsperiod, om andelen uppvandrande laxar var 75 % i stället för 30 % (Lundqvist m.fl. 2008). Detta skulle vara av stor betydelse för den vilda laxpopulation som leker i Vindelälven.

Mycket av arbetet med att öka lax- och öringstammarna i Sverige handlar i dag om att förbättra de bypasskanaler och laxtrappor som redan finns i de utbyggda älvarna (t.ex. Elforsk 2006). Kunskap om fiskarnas beteende i bypasskanalerna är en förutsättning för att kunna bygga system som fiskarna kan använda. Tekniska lösningar för fiskpassager är också en viktig pusselbit för att underlätta fiskarnas upp- och nedvandring.

Kompensationsutsättningar

Vild lax i Sverige har drabbats hårt av mänsklig påverkan av vattendragen i form av dammbyggen, vattenkraft, föroreningar och andra förändringar av livsmiljöerna. Detta har medfört att vilda laxpopulationer försvunnit från mindre vattendrag sedan 1700-talet, medan de större vattendragen framför allt förlorat sina populationer under 1900-talet. I Sverige fanns i slutet av 1990-talet knappt 40 vattendrag med årlig, naturlig reproduktion av vild lax (www.artdatabanken.se).

Förutom de effekter kraftstationerna har på laxartade fiskars vandring upp till lekälvarna, dödas i storleksordningen 15–25 % av alla nedvandrande smolt (laxungar) i kraftverkens turbiner (Elforsk, 2006). Som kompensation för den mängd fisk som går förlorad, är kraftbolagen enligt vattendomar skyldiga att odla och sätta ut fisk i älvar som är reglerade. Vattenfall sätter årligen ut drygt 1,8 miljoner lax och havsöringsungar (www.vattenfall.se).

Dessa sätts ut nedströms kraftverken i Lule älv, Ume älv, Ångermanälven, Indalsälven, Dalälven, Göta älv och i Vänern. Totalt sett uppgår utsättningen av odlad lax i Östersjöområdet till drygt 5 miljoner laxungar årligen, vilket kan jämföras med de 1,6–1,7 miljoner ungar som är vildproducerade (www.fiskeriverket.se).

Odling av fisk delvis problematisk

Odling av fisk kan få negativa konsekvenser både för den genetiska sammansättningen i fiskpopulationen och för utvecklingen av fiskarnas beteenden. Fiskarter som lax och havsöring uppvisar en speciell populationsstruktur med många små, mycket lokalt anpassade populationer. Vid odling av fisk använder man sig av relativt få föräldrafiskar för att föda upp en stor mängd fiskungel, vilket innebär att små delpopulationer i ett vattendrag slås samman och får utgöra grunden för en odlad population. När lokalt anpassade delpopulationer blandas, kommer varje delbestånds egenheter att försvinna, så att man får en population som inte är perfekt anpassad för något specifikt område. Ett annat problem är att det begränsade antalet föräldrafiskar kan leda till att den genetiska variationen minskar i den odlade populationen.

I Östersjön som helhet är ungefär 70 % av laxarna av odlad ursprung, men denna andel varierar mycket mellan olika älvar (McKinnell m.fl. 1994; Elforsk 2006). I dag ser det ut som om dödligheten hos odlad lax ökar. Orsaken härtill är än så länge inte klarlagd. Andelen lax av odlad ursprung har varierat stort i Östersjön under den senaste 15-årsperioden. Från att vuxen fisk med vilt ursprung endast utgjort 10–30 % av fångsterna under 1980-talet, utgör de nu minst två tredjedelar. Sannolikt har det minskade fisketrycket i Östersjön gett upphov till en förhållandevis kraftig ökning i produktionen av natursmolt i oreglerade vattendrag. Det går dock inte att utesluta att det kan vara en effekt av signifikant lägre överlevnad hos odlad smolt jämfört med vild. Enligt utfallet av märkningar har skörden från smoltutsättningarna minskat i alla Östersjöländers fiske under de senaste åren (A. Alanärä, personlig kommentar).

Hos havsöring i Dalälven fanns tydliga skillnader i beteenden mellan odlade fiskar som levt i odlingen under sitt första levnadsår och vilda fiskar (Järvi och Petersson 2004). Eftersom de odlade är uppfödda i en miljö med större tillgång på mat, mindre utrymme och utan rovfiskar, blir de sämre på att söka föda och undvika rovfiskar när de som ungfiskar släpps ut i älven. Däremot fanns inga skillnader i beteenden mellan vild öring och odlad öring som satts ut i älven redan som romkorn.

Ålen – utrotningshotad art med vandringsproblem

Ålen är en av Sveriges akut hotade arter. Mängden ålyngel som når de svenska kusterna är i dag bara omkring 1 % av nivåerna på 1970-talet, och risken för utrotning är betydande. Tänkbara förklaringar till ålens tillbakagång är förändrade havsströmmar i Nordostatlanten, ett alltför hårt fisketryck, vandringshinder för såväl uppvandrande som nervandrande ål i vattendragen, minskade arealer som är lämpliga uppväxtområden, sjukdomar och parasiter och hög belastning av fettlösliga miljögifter (Artdatabanken 2005). Den relativa betydelsen av de olika faktorerna är däremot fortfarande oklar. Under hela 2000-talet har ålfångsterna varit ganska låga i Sverige (540–670 ton årligen) om man jämför med fångster som under tidigare år legat kring 2 000 ton (Fiskeriverket 2006). Ålfiske är förbjudet i Sverige sedan den 1 maj 2007, men ålfiskare kan få dispens för ett fortsatt fiske efter ål om detta bedöms utgöra en betydande del av inkomsterna från fisket (www.fiskeriverket.se). Dessutom är det tillåtet att fiska ål i inlandsvatten uppströms tre vattenkraftverk, då dödligheten i dessa ändå bedöms som hög (www.fiskeriverket.se).

Ålen har ett motsatt vandringsmönster jämfört med lax och öring och vandrar upp i vattendragen när de är små och ned mot havet när de är stora. Detta medför att ålen får extra stora problem med att ta sig förbi kraftstationerna – eftersom bypasskanaler och fisktrappor främst är konstruerade för att hjälpa fisken att hitta vägen på vägen upp. Ålens längd utgör också ett problem, och man har visat att ju längre ålen är när den vandrar ut, desto större är risken att den dör (Winter m.fl. 2006; ICES 2007). Den mängd ål som dör i kraftverksturbiner varje år varierar mycket, beroende på hur själva kraftstationen är konstruerad och om det finns möjligheter för ålen att finna alternativa vägar. I flera europeiska studier har man uppmätt dödligheten för nedåtvandrande ål vid kraftstationer till mellan 20 % och 40 % (ICES 2007). Men om man beaktar att många vattendrag har flera kraftstationer kan den totala dödligheten bli mellan 70 % och närmare 100 % (ICES 2007). I Sverige räknar man med att den årliga uppvandringen av ålyngel är i storleksordningen 5–25 miljoner individer (Håkan Wickström, personlig kommentar). Uppskattningar av mängden nedvandrande ål som dör i kraftstationerna är i storleksordningen 100–200 ton per år (Håkan Wickström, personlig kommentar).

Kärnkraftverkens kylvattenintag orsakar stora förluster av fisk

Kärnkraftverken behöver stora mängder vatten för att kyla ned sina kondensatorer. Som ett exempel kan nämnas Forsmarks kärnkraftverk, där ca 135 m³ per sekund pumpas genom kraftverket vid full drift (Sandström m.fl. 2002). Fiskeriverkets kustlaboratorium genomför årligen undersökningar vid de svenska kärnkraftverken Forsmark, Oskarshamn (Simpevarp) och Ringhals. Barsebäcks andra reaktor stängdes 2005 och kommer inte att behandlas i denna översikt. Undersökningarna genomförs med avseende på fisksamhällen i områdena för kylvattenutsläpp samt referensområden och fiskförluster i kylvattenanläggningarnas silstationer. Kvantitativa mätningar av fiskförluster i silstationerna genomförs vanligen under två veckor på våren och två veckor

på hösten. Under dessa perioder är förlusterna av fisk som störst men undersökningarna underskattar den totala, årliga mängd fisk som dör i silstationerna.

I Forsmark uppgick förlusten av fisk i silstationerna till mer än 10 miljoner individer årligen mellan 2004–2006 (Adill m.fl. 2006). Dessa siffror stämmer också överens med tidigare undersökningar (Sandström m.fl. 2002). De fiskar som företrädesvis dödas i dessa anläggningar är storspigg, småspigg och strömming. Andra arter med hög dödlighet är abborre, gärs, havsnål, löja, gös och nors. På hösten är det företrädesvis årsyngel som fastnar i silstationerna och på våren främst ettåriga fiskar (Sandström m.fl. 2002). Mängden ål som dödas i silstationerna är generellt sett högre under hösten än under våren. Under perioden 2004–2006 var förlusten av ål mellan 179 och 383 stycken under våren och mellan 672–1019 stycken under hösten (Adill m.fl. 2006). Ålens medelvikt i silstationerna är generellt sett högre än för de flesta andra arter, vilket innebär att förlusterna av ål inte kan anses vara betydelselösa (Sandström m.fl. 2002). I övrigt verkar det svårt att uppskatta vilken betydelse förluster i silstationerna har för enskilda arter. För arter mot vilket ett riktat fiske bedrivs (t.ex. abborre och gös) kan silstationernas förluster få stor betydelse för rekryteringen (Sandström m.fl. 2002). Det kan inte helt uteslutas att även andra arter påverkas, framför allt i de fall dessa är stationära (dvs. uppehåller sig inom ett begränsat geografiskt område).

Vid Ringhals kärnkraftverk på västkusten har undersökningar i recipienten och vid silstationen genomförts årligen sedan 1979 (Fagerholm och Andersson 2005). Den mängd torskägg och torskyngel som dödas i kylvattenanläggningen varierar mycket mellan olika år – beroende på årsklasstyrkan hos torsk, samt hur mycket ägg och larver som med strömmarna driver in mot kraftverket (Andersson m.fl. 1999; Fagerholm och Andersson 2005). Tidigare ansåg man att förlusten av torskägg och yngel i kraftverket var försumbar, då den naturliga dödligheten för ägg och yngel ändå är så hög (Fagerholm och Andersson 2005). På senare tid har dock torskpopulationerna i Västerhavet utsatts för ett sådant högt fisketryck att de är utanför biologiskt säkra gränser. I skenet av detta kan förlusterna i kraftverket inte anses försumbara för rekryteringen av torsk. Förlusterna är dock mycket små i jämförelse med fiskets uttag ur bestånden (Fagerholm och Andersson 2005). För kustlevande fiskarter som rötsimpa och tejstefisk anser man att det årliga bortfallet genom dödlighet i silstationerna kan ha en viss betydelse för den lokala rekryteringen (Andersson m.fl. 1999).

1.4 Vattenbruk

Vattenbruk i Sverige

Fiskodlingar i Sverige är i dag spridda på drygt 100 kommuner. Förutom matfisk produceras även kräftdjur, musslor, ostron, sättfisk och sättkräftor i våra svenska odlingar. De senaste 15 åren har produktionen varit relativt

konstant när man ser till den totala mängden odlad fisk. Däremot har det skett en förändring i odlingsfiskens sammansättning. År 2005 bestod 88 % av den odlade fisken av regnbåge. Produktionen av röding har ökat medan lax endast har producerats i låg grad. Det sammanlagda värdet av matfiskproduktionen har beräknats till 156 miljoner kronor, och värdet av sättfisk beräknas till 83 miljoner kronor (Nationell strategisk plan för fiskenäringen i Sverige 2007–2013, Regeringskansliet). En jämförelse med Finland visar att värdet av vattenbrukets produktion 2007 uppgick till 402 miljoner kronor (Vilt- och forskningsinstitutet i Finland, www.rktl.fi).

En central fråga i utvecklingen av vattenbruk är att det sker parallellt med en hållbar förvaltning av de naturliga akvatiska systemen. En utredning om ett ekonomiskt och ekologiskt bärkraftigt vattenbruk pågår där man ska analysera förutsättningarna för samt identifiera hinder mot att ett ekonomiskt och ekologiskt bärkraftigt svenskt vattenbruk ska kunna utvecklas (dir. 2007:170). Utredningen kommer att redovisas den 28 februari 2009 (2008:84). Fiskodling miljöklassas sedan den 1 januari 2008 enligt foderförbrukning i stället för mängd producerad fisk. Detta görs i syftet att möjliggöra en förbättrad kontroll av vattenbrukets miljöpåverkan.

Mindre spill från fiskodlingar i dag

Fiskodlingar i dag har generellt betydligt mindre spill av föda och fekalier till omgivningen om man jämför med fiskodlingar för 20–30 år sedan. Man har lägre s.k. foderkonvertering (feed conversion ratio, FCR), vilket betyder att foderspillet är lägre än tidigare. I mitten av 1970-talet låg utsläppen av fosfor och kväve på ca 30 respektive 130 kg per ton producerad fisk, medan de i dag ligger på ca 5,5 respektive 55 kg per ton odlad fisk (Fiskeriverket 2005). Utsläppens effekt på närmiljön beror mycket på vattnets och sedimentens dynamik i området (Gyllenhammar och Håkansson 2005). En god vattenomsättning minskar oönskade koncentrationer av fosfor och kväve. Fiskodlingens effekt på sin omgivning bör uppskattas i relation till yta och avstånd från fiskodlingen. Uppskattningsvis kan man räkna med att en fiskodlings ”avtryck” (*footprint*) motsvarar storleken av en fotbollsplan (50–100 m) om den årliga fiskproduktionen är ca 50 ton (Gyllenhammar och Håkansson 2005).

I samarbete mellan KTH och SLU pågår i dag en testverksamhet med abborrodling i slutna kassar i Östergötlands skärgård. Slutna odlingskassar ger helt andra möjligheter till rening av utsläpp och därmed kraftigt reducerad miljöpåverkan. Den kommersiella användningen av odlingar i slutna system startade i norra Europa framför allt i Nederländerna, Danmark och Tyskland i början av 1980-talet. I stället för att man släpper ut det använda vattnet så återcirkuleras det efter att ha genomgått en reningsprocess (såväl mekanisk som biologisk filtrering och syresättning). Hittills har odling i slutna system inte haft stor ekonomisk betydelse, men med större krav på en effektiv användning av vatten i framtiden i kombination med hårdare miljölagstiftning kan den här tekniken få en ökad betydelse i framtiden (Aquamedia, www.feap.info).

Ytterligare förbättrat foderutnyttjande, minskad förekomst av smittsamma sjukdomar och olämpliga fiskarter inom svenskt vattenbruk är också att beakta för vattenbrukets utveckling. En annan positiv utveckling är att användandet av antibiotika har minskat med 90 % jämfört med mitten av 1990-talet (Fiskeriverket 2005).

Brist på foderfisk – forskning om alternativa ersättningsfoder

Fiskbaserat foder används till stor del i odling av laxfiskar. Men på grund av minskad tillgång på foderfisk i haven, pågår forskning med syfte att hitta alternativ till fiskbaserat foder. Dagens foder består t.ex. av ca 30 % vegetabiliskt protein. Försök görs även på att ersätta de marina fetterna med vegetabiliska oljor. Växtoljor förändrar dock fiskens fettsyresammansättning, och det är oklart vilka konsekvenser detta får för fiskens hälsa och hur det påverkar fiskkvaliteten för konsumenter (Pickova m.fl. 2007).

Särskilt lämpliga områden för fiskodlingar

Det är viktigt att beakta all tillförsel av näringsämnen – såväl naturliga som från fiskodlingar – när man uppskattar en fiskodlings effekt på miljön (Gyllenhammar och Håkansson 2005). Näringsfattiga och näringsmässigt störda miljöer som t.ex. kraftverksmagasin i reglerade vattendrag kan vara områden där det kan vara lämpligt att tillåta en viss ökad vattenanvändning i form av fiskodlingar (Fiskeriverket 2005). Kriterier för vattenområden av särskild betydelse för vattenbruket har utarbetats och exempel på sådana områden är: sötvattensområden i norra Vänerens vattensystem, kraftverksmagasin i reglerade älvar i Norrland samt havsområdet i Höga kusten i Västernorrland (Fiskeriverket 2005).

Vilda fiskpopulationer, världen runt, är överexploaterade och nya alternativ behövs för att försörja befolkningen med fisk. Vattenbruk är en snabbt växande näring som spelar en viktig roll för framtidens ökade behov av fiskprodukter (www.fao.org). På regional skala kan fiskodlingar ha en positiv betydelse för ekonomin och generera arbetstillfällen. Förutom positiva effekter på ekonomin, skulle närproducerad fisk också kunna minska transporter av fisk producerad i andra länder (Gyllenhammar och Håkansson 2005).

Åland kan nämnas som ett exempel där vattenbruk har haft en positiv betydelse för ekonomin och genererat arbetstillfällen. Där dominerar fiskodlingssektorn fiskerihushållningen såväl i avseende på produktionens förstahandsvärde som på direkt och indirekt sysselsättning. Branschen utgör en viktig del av produktion av baslivsmedel inom landskapet för såväl egen konsumtion som export. Näringen är lokalt av stor närings- och samhällsmässig betydelse genom att verksamheten erbjuder sysselsättning och intäkter i glesbygd och skärgårdsområden med begränsade möjligheter till alternativa inkomstkällor. Detta bidrar i sin tur till målsättningen att hålla skärgården levande, trygga fast bosättning året runt och allmän samhällsservice (Ålands landskapsregering 2006).

Musslor som reningssystem

Musslor äter genom att filtrera stora mängder vatten. Det gör att en avsevärd mängd växtplankton tas upp i musslorna, och de kan på det viset fungera som ”reningssystem” i områden där man har hög belastning av näringsämnen. Den positiva effekten av en musselodling blir därmed att kväve återförs från vatten till land. Nackdelen med en musselodling är att organiskt material, bl.a. i form av fekalier från musslor, ansamlas på botten. I det fall man har en hög täthet av musslor kan ansamlingen av organiskt material leda till stor åtgång på syre vid nedbrytningen med syrebrist som påföljd (Newell 2004; Lindahl m.fl. 2005). Detta kan in sin tur leda till minskad biologisk mångfald. Finns däremot ett tunt lager syrerikt sedimentskikt ovanpå ett syrefritt sediment, kan bottensedimentet hjälpa till att transportera kväve ut ur systemet i form av kvävgas – s.k. *denitrifikation* (Newell 2004). I de fall man trots allt får en lokal negativ effekt på bottenfaunan, bör det sättas i relation till de positiva effekter en musselodling kan medföra för kustzonen (Lindahl m.fl. 2005). Som komplement till andra åtgärder för att reducera kväve kan musselodlingar vara ekonomiskt lönsamt på västkusten – åtminstone under vissa förhållanden (Hart 2003). Uppskattningsvis kan man minska nettotransporten av kväve med 20 % i Gullmarsfjordens utlopp med 25 odlingsenheter där varje enhet har 200 ton musslor (Lindahl m.fl. 2005). En beräkning visar att vid skörd av ett ton blåmusslor avlägsnar man 6,4–10,2 kg kväve och 0,4–0,6 kg fosfor (Kjerulf Petersen och Loo 2004).

Musselodlingar ger samhället en s.k. ekosystemtjänst genom att återföra kväve från havsmiljön till land. På liknande sätt som med utsläppsrätter för koldioxid skulle man kunna införa handel med utsläppsrätter för näringsämnen. Det innebär i praktiken att exempelvis en industri kan köpa rätten att släppa ut en viss mängd näringsämnen, mot att man i form av t.ex. musslor tar ut samma mängd näring från havet vid skörd av musslorna (Lindahl m.fl. 2005).

Miljömässiga och ekonomiska vinster

Utöver att ha positiva effekter som reningssystem, är blåmusslor även näringsrik föda för människor, foder för djur och kan användas som gödningsmedel i jordbruk (Lindahl m.fl. 2005). Preliminära försök visar också att musslor kan utgöra ett lämpligt foder för värphöns (Lindahl m.fl. 2005). Uppskattningsvis kan två tredjedelar av musslorna skördas för konsumtion medan resterande musslor av mindre storlek och skadade musslor kan användas inom jordbruket, något som benämns agro–aqua-kretslopp (Lindahl m.fl. 2005). Musselodlingar kan också generera arbetstillfällen och ha en positiv effekt för den lokala ekonomin.

Ostronodlingar kan på liknande sätt som musselodlingar har renande effekter på miljön och samtidigt ge ekonomiska vinster. I augusti 2008 startade en storskalig ostronodling på Sydkoster i Västra Götaland. Odlingen är tänkt att inom fem år årligen producera ca 300 ton ostron (www.ostrea.se).

Musslor som föda

Musselodlingar har förekommit i Sverige sedan 1970-talet, och i mitten av 1980-talet var produktionen som störst med ca 2 500 ton/år (Fiskeriverket 2004). Under 1980-talet skedde en nedgång i produktionen på grund av förekomsten av giftiga algbloomingar. Riskerna med att konsumera musslor beror på förekomsten och sammansättningen av toxiska alger, samt sjukdomsalstrande bakterier och virus i de områden som skaldjur odlas (Rehnstam-Holm och Hernroth 2005). För att säkerställa musslors födokvalitet har man utvecklat metoder för att testa deras giftighet och förekomsten av algtoxiner i vattnet. Livsmedelsverket kontrollerar varje vecka innehållet i musslorna och förekomsten av olika giftalger i de havsområden längs västkusten där man odlar musslor eller kommersiellt fiskar vilda musslor. Om halter över gällande gränsvärde av bakterier eller toxiner påträffas i musslorna stängs området för skörd och öppnas först när halterna har sjunkit under gränsvärdet (Livsmedelsverket 2006).

1.5 Indirekta effekter av fiske

Faktaruta

Trofinivå

Trofinivå (från grekiskans trophos = näring) beskriver på vilken nivå i näringskedjan en art befinner sig. Primärproducenter som t.ex. växter och växtplankton befinner sig på den första (lägsta) trofinivån, växtätare på den andra trofinivån och rovdjur/predatorer på den tredje trofinivån (Fig. 1.5.1).

Funktionell grupp

En funktionell grupp består av flera arter som utför samma ”uppgift” eller har samma strukturerande effekt på en viss miljö. Till exempel tillhör djur som skaffar föda genom att filtrera vatten gruppen ”filtrerare”. I denna funktionella grupp ingår bl.a. musslor, sjöpungar och vissa havsborstmaskar. En annan viktig, funktionell grupp är ”nedbrytare” som ser till att dött material omvandlas till tillgängliga näringsämnen. En funktionell grupp kan också vara växter eller djur som skapar en viss livsmiljö för andra växter och djur, t.ex. fleråriga makroalger som blåstång.

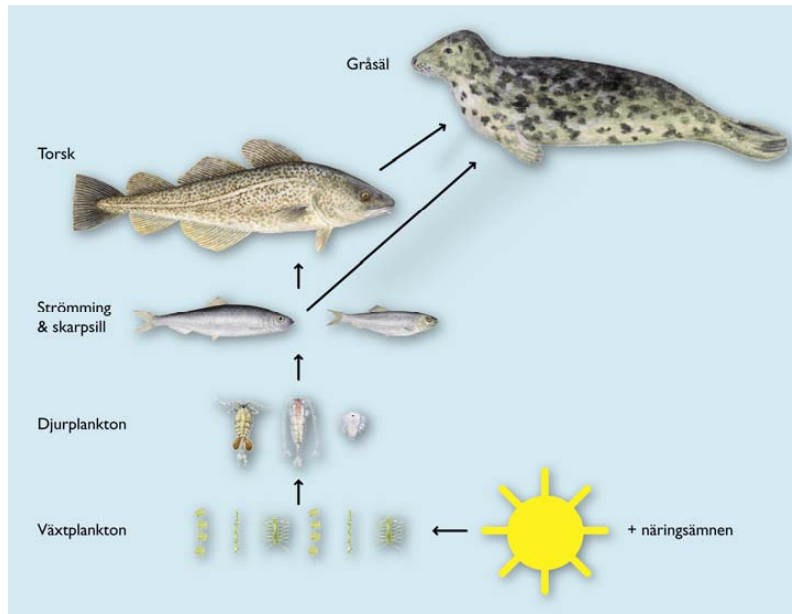
Trofisk kaskad/kaskadeffekt

En trofisk kaskad eller kaskadeffekt kan definieras som en kontroll av näringskedjan som regleras av dynamiken hos en predator (t.ex. säl eller rovfisk). En kaskadeffekt kan också definieras som en serie händelser som var och en är förutsättningen för nästa händelse. Dessa kan få konsekvenser som är mycket svåra att förutse och åtgärda.

Fiske påverkar inte bara den specifika art som fiskas (den s.k. mållarten), utan även andra delar av ekosystemet. Sådana *indirekta effekter* eller *ekosy-*

stemeffekter påverkar både det övriga fisksamhället och lägre trofnivåer som innefattar exempelvis bottenlevande kräftdjur och djurplankton. Exempel på indirekta effekter av fiske är förändringar i interaktioner mellan predatorer och bytesdjur. Dessa förändringar kan bestå även efter det att fisketrycket på predatorfiskarna upphört. Andra effekter är bestående genetiska förändringar av exempelvis ålder för könsmognad (som tidigare diskuterats i kapitel 1.2), effekter på icke-målarter som fåglar, marina däggdjur, hajar och rockor samt förändrade livsmiljöer för fisk och bottenlevande djur till följd av exempelvis trålning.

Fig. 1.5.1 En förenklad bild av en näringskedja med säl som toppkonsument.



Camilla Bollner, Robert Kautsky/azote.se

Hur ett ekosystem förändras av ett intensivt fiske beror mycket på hur många arter som finns inom det specifika området, hur arterna är fördelade mellan rovfiskar och bytesfiskar samt vilken föda bytesfiskarna äter. Generellt kan man säga att ett ekosystem med många arter av såväl rovfiskar, bytesfiskar som mindre djur (bottenlevande djur och djurplankton) är mer motståndskraftigt mot förändringar, eftersom det finns fler arter inom varje funktionell grupp. Ett exempel på ett sådant ekosystem i Sverige är Västerhavet/Nordsjön. Om en art av rovfisk minskar i antal, kan en annan överta dess plats så att "funktionen" rovfisk ändå vidmakthålls. Däremot är antalet interaktioner mellan arterna många och det kan vara svårt att förutse vilka konsekvenser ett visst fiske kommer att få på längre sikt. Ekosystem med få arter

(t.ex. Östersjön) är generellt mer känsliga för förändringar, då det bara finns en eller några få arter inom varje funktionell grupp.

Förändrad interaktion mellan rovfiskar och bytesfiskar

När man fiskar selektivt på stora fiskarter som lever av annan fisk (t.ex. torsk och gädda), minskar deras predation på bytesfiskarna (t.ex. skarpsill och abborre). Detta leder till att bytesfiskarnas naturliga dödlighet minskar och de kan öka i antal. I områden med intensivt fisketryck kan fisksamhället förändras från att innehålla flera stora, rovlevande arter till ett samhälle dominerat av småväxta, planktonätande arter. I stora delar av Nordsjön har man sett en sådan förändring under de senaste 30 åren. Antalet fiskar av småvuxna arter har ökat signifikant, både när det gäller arter som lever i den fria vattenmassan (pelagialen) och de som lever nära botten (Daan m.fl. 2005). Även i Östersjön har mängden planktonätande fisk (framför allt skarpsill) ökat betydligt sedan slutet av 1980-talet, åtminstone delvis till följd av de kraftigt reducerade torskbestånden (MacKenzie m.fl. 2002; Österblom m.fl. 2007).

Förändringar längre ned i näringskedjan

Nedgången i bestånden av bottenlevande fisk har på västkusten lett till en ökning av bottenlevande kräftdjur och räkor. Således har fisket efter dessa arter ökat stadigt sedan 1970-talet (www.ices.dk). Sett över hela världen har en stor förändring i fisket skett de senaste 50 åren. Från att ha domineras av stora, fiskätande fiskar har landningarna på senare tid kommit att domineras av planktonätande fisk och kräftdjur som räkor och kräftor (Pauly m.fl. 1998). Begreppet "fishing down the food web" myntades av samme Pauly och beskriver företeelsen att fisket bedrivs på en allt lägre trofisk nivå i takt med att stora, fiskätande arter blir utfiskade. Andra forskare har dock hävdat att företeelsen är överdriven och att det snarare handlar om att man nuförtiden fiskar både på rovfiskar och på fisk och kräftdjur på lägre trofnivåer (Essington m.fl. 2006).

När predationstrycket på arter som sill/strömning och skarpsill minskar och dessa populationer ökar i storlek, kan de i sin tur påverka sin födoresurs – djurplankton. Fler fiskar som äter djurplankton innebär färre djurplankton och färre djurplankton innebär mer växtplankton. I Östersjön har såväl mängden djurplankton som artsammansättningen förändrats (Möllmann m.fl. 2000), troligen som en konsekvens av att mängden skarpsill ökat (Casini m.fl. 2006; 2008). Dock är sådana förändringar över tiden inte alltid lätta att tolka. Variationen i ett ekosystem är enorm, och det finns många faktorer som samtidigt påverkar ett förlopp. I Östersjön har förändringar i klimatet, övergödning och överfiske skett under samma tidsperiod, och det är därför svårt att helt separera hur dessa faktorer påverkat ekosystemet.

Interaktioner mellan olika fiskarter i Östersjön

Som en konsekvens av överfiske och dålig rekrytering, har mängden torsk i Östersjön (östra beståndet) minskat till mycket låga nivåer (www.ices.dk).

Överfiske av torsk i Östersjön är ett i dag känt faktum, och lekbeståndet har sedan slutet av 1980-talet legat under försiktighetsgränsen (B_{pa}) och sedan mitten av 1990-talet periodvis även under biomassagränsen (B_{lim}). Fiskeridödligheten har tillåtits vara fortsatt hög, trots sviktande bestånd. I takt med att torskpopulationen decimerats har mängden skarpsill ökat, vilket i sin tur påverkat lägre trofiska nivåer (Casini m.fl. 2008).

Torskens reproduktionsförmåga är förutom mängden föräldrafiskar också beroende av saltvatteninflöden till Östersjön. Få och svaga saltvattensinflöden leder till dåliga syreförhållanden i djupvattnet, och torsken får under sådana förhållanden svårare att lyckas med sin reproduktion (se även avsnitt 1.2 om storleksselektivt fiske). Under den senaste tjugoårsperioden har intensiteten i saltvatteninflödena varit låg och generellt givit sämre förutsättningar för torskreproduktion jämfört med slutet av 1970-talet och början av 1980-talet (Sjöstrand 2007). Även under perioder med starkare inflöden av saltvatten (t.ex. i början av 1993; Matthäus och Lass 1995) har dock torskreproduktionen varit sämre än förväntat, vilket föranlett forskare att spekulera i om andra faktorer också påverkar torskens reproduktionsframgång. Eftersom mängden skarpsill i Östersjön ökat under samma tidsperiod som torsken minskat, finns misstanken att skarpsillen kan ha med saken att göra. Det har visat sig att skarpsill och strömning kan vara effektiva predatorer på torskens ägg (Sparholt 1994; Köster och Möllmann 2000). Dessutom konkurrerar skarpsill och strömning med torskungarna om den gemensamma födoresursen djurplankton (Casini m.fl. 2008).

De kustlevande rovfiskarna abborre och gädda har minskat i yttre kustområden i egentliga Östersjön sedan början av 1990-talet (Andersson m.fl. 2000; Ljunggren m.fl. 2005). Nedgången i bestånden av abborre och gädda verkar bero på att ynglen dör av svält. De undersökningar som genomförts visar att områden med låg rekrytering av abborre och gädda också uppvisar låg förekomst av de djurplankton som fiskynglen företrädesvis äter. Möjligen är det alltså så, att skarpsillen även påverkar kustens fisksamhällen genom sin predation på djurplankton.

För att vidare undersöka interaktionerna mellan skarpsill, torsk och djurplankton i det öppna havet och mellan skarpsill, abborre, gädda och djurplankton vid kusten, har ett stort projekt initierats av Fiskeriverket. Projektet ska löpa mellan 2008 och 2013 och genomföras i samarbete med en rad institutioner i Sverige och utomlands. Laboratorieexperiment, fältexperiment och ekologiska modeller kommer att användas för att kunna skapa en heltäckande bild över hur skarpsill interagerar med torsk och med kustpopulationer av abborre och gädda. Det huvudsakliga syftet är att försöka få svar på om utfiskning av skarpsill kan ”bidra till att återskapa ekologisk jämvikt i Östersjöns havsmiljö” (Fiskeriverket 2008b). Projektet är ännu i sin linda men kommer sannolikt att generera en mängd viktiga pusselbitar till hur olika fiskarter påverkar varandra och sin födoresurs.

Trofisk kaskad i Östersjön

Ny forskning tyder på att nedgången i torskbeståndet i Östersjön även påverkat mängden växtplankton (Casini m.fl. 2008). I studien visar forskarna att flera förändringar skett i Östersjöns näringsväv mellan mitten av 1970-talet och början av 2000-talet. Nedgången i torskbeståndet som lett till en ökning av skarpsillsbeståndet och en minskning av mängden djurplankton, har också orsakat en ökning av mängden växtplankton (Casini m.fl. 2008), detta för att djurplanktons betning på växtplankton har minskat. I studien (Casini m.fl. 2008) visar forskarna att ökad tillförsel av näringsämnen och hydrologiska faktorer hade en underordnad betydelse för växtplanktonodynamiken. I stället är det förändringar i de högre trofiska nivåerna (torsk, skarpsill och djurplankton) som orsakat ökningen av växtplankton. Forskarna drar slutsatsen att det är av yttersta vikt att bevara rovfiskarnas strukturerande funktion i ekosystemet – inte bara för fiskpopulationernas skull, utan också för att minska risken för stora algblomningar.

Trofiska kaskader är generellt sett svåra att påvisa i havsområden, eftersom interaktionerna mellan de ingående organismerna är så komplexa. Därför finns det endast ett par tidigare studier som visat liknande kaskader. Ett exempel kommer från Svarta havet där forskarna visat att det intensiva fisket efter rovflevande fiskar ledde till stora förändringar i hela ekosystemet (Daskalov 2002; Daskalov m.fl. 2007). Den andra studien visar hur det intensiva fisket av torsk i delar av Nordvästatlanten har lett till omfattande förändringar på de lägre trofnivåerna (Frank m.fl. 2005). Liksom i Östersjön och Svarta havet har minskningen av stor, fiskätande fisk manifesterats i mer djurplanktonätande fisk, färre djurplankton och mer växtplankton (Frank m.fl. 2005).

Havslevande fåglars födotillgång ändras till följd av fiske

I många områden med hårt fiskade bestånd har man, förutom förändringar i djursamhällena i havet, även sett förändringar hos landlevande djur. Ofta får den här typen av kaskadeffekter konsekvenser som inte från början kunde förutses. I flera områden runt Nordsjön har man studerat hur olika fågelarter påverkas av det fiske som bedrivs. Till exempel har man sett att olika arter av måsfåglar och trutar gynnas av ett intensivt fiske, eftersom dessa specialiserat sig på att följa efter fiskebåtar och äta av utkast och rens (Tasker m.fl. 2000). Interaktioner mellan fiskarter som fiskas för framställning av fiskmjöl (t.ex. tobis och skarpsill) och olika fåglar som har dessa fiskar som sin huvudsakliga föda kan också förändras av fiske (Tasker och Furness 1996). Tobis fiskas i perioder mycket hårt, och fisket konkurrerar således med fåglarna om samma, begränsade födoresurs. Man har sett att häckande fåglar tvingats flyga allt längre sträckor för att kunna fånga tillräckligt med föda åt sina ungar, vilket leder till lägre överlevnad hos såväl ungar som föräldrar (Monaghan m.fl. 1992). Man har också visat att storlabb (havslevande fåglar) anpassar sin diet efter hur mycket tobis som finns i området och hur stort utkastet är från fiskebåtarna. När mängden tobis och utkast är lågt äter labben en högre andel andra sjöfåglar (Votier m.fl. 2004). Minskande fiskbestånd och minskade

utkast till följd av mindre bifångster kan alltså få förödande konsekvenser för vissa fågelarter.

Minskad vikt hos sillgrissleungar i Östersjön

På Stora Karlsö utanför Gotland i Östersjön har man undersökt vikten på sillgrissleungar mellan 1989 och 2000 (Österblom m.fl. 2001). Ungarna fångas in, ringmärks och vägs när de lämnar boet och ger sig ut på havet tillsammans med föräldrarna. Sillgrisslor föder upp en unge per säsong, och den helt dominerande födan för ungarna är skarpsill (Österblom och Olsson 2002). Undersökningen från Stora Karlsö visar att sillgrissleungarnas vikt minskat stadigt mellan åren 1989 och 2000. Detta trots att mängden skarpsill i Östersjön samtidigt ökat. Mekanismen bakom detta något förvånande resultat är att samtidigt som skarpsillen ökat i antal, har den åldersspecifika vikten minskat (t.ex. Casini m.fl. 2006). Skarpsillen har alltså blivit magrare, vilket innebär att varje fisk innehåller mindre energi (Hjelm m.fl. 2006). Trots att sillgrissleungarna inte lidit brist på mat i kvantitativ mening, har de blivit magrare eftersom kvaliteten på deras mat försämrats.

Varför har skarpsillen blivit magrare?

Skarpsill är en fiskart som lever i stim och som livnär sig på djurplankton under hela livet. Skarpsill är en selektiv predator på djurplankton, vilket innebär att den aktivt väljer ut vissa arter eller livsstadier (t.ex. honor med ägg) som den helst äter (Casini m.fl. 2004). Djurplankton är små kräftdjur och hjuldjur som transporteras med strömmarna, men flera kan också simma ganska långa sträckor, t.ex. mellan djupare vatten och ytan. Djurplankton finns i en mängd olika former och storlekar, från de minsta, encelliga till större kräftdjur som kan mäta upp till ett par, tre millimeter. Sedan början av 1990-talet har vissa djurplanktonarter i Östersjön minskat (t.ex. Möllmann m.fl. 2000). Framför allt är det stora arter med högt fettinnehåll (t.ex. *Pseudocalanus*) som minskat i förekomst, medan andra arter (t.ex. *Acartia*) har ökat (Möllmann m.fl. 2000). Några forskare har kopplat ihop minskningen av djurplankton med den utsötning som skett i Östersjön under samma tidsperiod (Flinkman m.fl. 1998; Möllmann m.fl. 2000; Rönkönen m.fl. 2004). Utsötningen missgynnar de arter som är bättre anpassade till saltare vatten (t.ex. ovan nämnda *Pseudocalanus*) och leder till att deras förmåga att tillväxa och reproducera sig minskar. Andra forskare förklarar minskningen av vissa djurplankton med att skarpsillen ökat och totalt sett äter mer djurplankton än tidigare (Cardinale och Arrhenius 2000; Cardinale m.fl. 2002; Casini m.fl. 2006). Det man med säkerhet kan säga, är att det är födobrist som lett till att skarpsillen blivit magrare. Däremot är det inte helt klarlagt om födobristen framför allt orsakats av utsötning eller av ökningen av skarpsillsbeståndet.

Trålning förändrar havsbotten och djursamhällen

Majoriteten av trålfisket efter bottenlevande fiskarter (t.ex. torsk, kolja och plattfiskar) och kräftdjur (t.ex. havskräfta och räka) sker i områden där djupet understiger 200 m (Kaiser m.fl. 2002). Man har uppskattat att ungefär 75 % av världens kontinentalsocklar (den del av havsbotten som är närmast kontinenterna) trålas regelbundet (Kaiser m.fl. 2002). Trålning sker över mjuka bottenar, dvs. sådana som har ett ”mjukt” sediment bestående av leror, sand eller organiskt material.

Storskalig påverkan ...

Förutom den direkta effekten på bottenlevande djur och växter förändrar trålningen också själva havsbotten. Det kanske mest uppenbara är trålningens påverkan på bottenarnas storskaliga topografi. På radarbilder över havsbotten kan man se den typiska ”randning” som trålning orsakar. Stora trålbord som släpas över havsbotten åstadkommer diken, vilket leder till att topografin generellt blir mer grovhuggen. I diken blir vattenomsättningen lägre, och som en konsekvens av detta kan syrebrist uppstå (Kaiser m.fl. 2002).

... och småskalig påverkan

Mittdelen eller fångstdelen av en trål består, förutom själva nätkassen, av vajrar med rullar, kedjor eller en bom som dras över havsbotten. Dessa kan jämföras med bondens harv, emedan trålborden är mer besläktade med plogen. Mittdelen av trålen medför således en ”utslätande” effekt på sedimentytan. Trålningens största påverkan på bottenlevande organismer verkar, paradoxalt nog, vara denna utslätande effekt och inte de diken som trålborden medför. På liten rumslig skala är upphöjningar och gropar som orsakas av grävande organismer mycket viktiga, eftersom de skapar komplexitet i bottenlandskapet och främjar en hög biologisk artdiversitet. Sådana strukturer är också mycket viktiga livsmiljöer för ung fisk, då tillgången på föda och gömställen är god runt dessa (t.ex. Auster m.fl. 1997). Man kan förvänta sig att regelbunden trålning inom ett område leder till gradvis försämrade livsmiljöer för fisk och andra djur, vilket leder till att mängden fisk som området kan producera blir allt lägre (Kaiser m.fl. 2002).

Påverkan på bottenmaterial

En annan viktig effekt av trålning är s.k. *resuspension* av bottensedimentet, vilket innebär att de mjuka materialen rörs upp. Effekten av trålning kan vara betydligt större än vindens effekt på bottensediment under haloklinen (Floderus och Pihl 1990). Resuspension kan medföra en rad effekter som inkluderar frisättning av näringsämnen som finns bundna i sedimentet, exponering av de syrefria lager som återfinns djupare ned i sedimentet, ökning av det biologiska syrebehovet, frisättning av miljögifter, samt tilltäppning av olika organismers födo- eller respirationsorgan (Kaiser m.fl. 2002).

Trålning påverkar de bottenlevande djuren (bl.a. kräftdjur och musslor) genom att förändra struktur såväl som funktion i dessa samhällen. Större,

långsamt växande arter är generellt mer känsliga för störningar från trålning medan mindre individer och arter klarar sig bättre (Dinmore m.fl. 2003). Områden som trålas intensivt domineras därför ofta av snabbväxande individer och arter. Dessa områden uppvisar generellt sett också lägre biomassa och produktion jämfört med otrålade områden (Jennings m.fl. 2001).

2 Övergödning

Faktaruta

Vad är övergödning/eutrofiering?

Övergödning är delvis en naturlig process där kväve och fosfor tillförs vatten och vattendrag från omgivande mark. Olika mänskliga aktiviteter gör emellertid att tillförseln ökar, vilket genererar en övergödningssprocess som kan få drastiska effekter för växt- och djurliv. Som exempel kan nämnas igenväxta vikar, intensiva algbloomingar, grumligt vatten samt effekter för högre trofivåer som fisk. Intensiv övergödning leder till ökad produktion av alger som – när de sedimenterar ner på botten orsakar syrebrist, eftersom syre förbrukas när döda växter och djur bryts ned.

2.1 Inledning

Övergödning är ett världsomspännande problem som ofta manifesteras i kustzoner där mänsklig verksamhet på olika sätt står bakom en ökad tillförsel av kväve och fosfor. Beroende på en rad olika kemiska, hydrologiska och biologiska faktorer kan ett hav ”reagera” olika på stor tillförsel av kväve och fosfor.

Östersjön är ett unikt hav på många sätt. Det är ett av världens största brackvattenhav (413 000 km²) och angränsar till 9 länder med en sammanlagd befolkning på drygt 80 miljoner. Vidare är Östersjön ett innanhav med ett begränsat vattenutbyte med Nordsjön genom Öresund och Bälthavet. Ett kraftigt tillflöde av sötvatten i norra Östersjön, i kombination med inflöde av salt vatten från Nordsjön leder till att Östersjöns vatten är bräckt. Salthalten i vattnet ökar söderut men också med ökande djup. Detta ger upphov till ett språngskikt (haloklin) som skiljer saltare vatten vid botten från sötare vatten ovan språngskiktet, vilket resulterar i att omblandning mellan ytvatten och djupvatten sker mycket sporadiskt. En naturlig följd av detta är att vattnet nära botten lätt blir syrefattigt. Omrörning i vattenpelaren sker framför allt vid inflöden av salt och syrerikt vatten från Nordsjön. För att syresättning av bottenvattnet i Östersjöns djupare bassänger ska ske, krävs ett kraftigt inflöde. Detta sker med ett antal års intervall och de senaste 20 åren skedde ett kraftigt inflöde 1993 och två mindre inflöden 2003 och 2005 (www.helcom.fi och www.smhi.se). Få inflöden av saltvatten och hög tillförsel av närsalter har orsakat stora arealer med syrefria bottenar. Tillförsel av såväl kväve som fosfor har ökat dramatiskt de senaste 100 åren och man har uppskattat att kvävetillförseln i Östersjön är åtminstone fyra gånger så hög och fosfortillförseln åtta gånger så hög jämfört med början av 1900-talet (Larsson m.fl. 1985). För Skagerrak uppskattas att kvävetillförseln har tredubblats jämfört med värden

uppmätta före 1950 (Rosenberg m.fl. 1990). Nya modellberäkningar visar att tillförseln av den totala mängden kväve till Östersjön har dubblats sedan början av förra seklet och tillförseln av totala mängden fosfor blivit tre gånger så hög. Med en jämförelse av historiska data av bl.a. siktdjup kan dessa uppskattningar bekräftas (Savchuk et al. 2008).

Det finns stora regionala skillnader vad gäller övergödningens problematiken, och dessutom finner man lokala skillnader mellan kust och utsjöområden i de olika regionerna. Medan Bottenviken är väl syresatt och inte uppvisar några tydliga effekter av övergödning, är situationen i Egentliga Östersjöns utsjöområden allvarlig med dålig syresättning och stora arealer med döda bottnar. En positiv trend är att situationen i kustområdena i Egentliga Östersjön har förbättrats något. På västkusten har övergödningen resulterat i syrebrist precis som på östsidan. Man ser dock en något positiv trend i Kattegatt i dag jämfört med 1980- och 1990-talen (www.havet.nu).

2.2 Kväve och fosfor de viktigaste näringsämnena

Begränsa såväl kväve som fosfor

Såväl kväve som fosfor måste begränsas om man ska få bukt med övergödningens problematiken (Vahtera m.fl. 2007). I skötselplaner för Östersjön måste även tas hänsyn till skillnader mellan olika havsområden, kust och uthav (Granéli m.fl. 1990). Vilka åtgärder som får bäst resultat är däremot inte helt klargjort – till viss mån beroende på att man ännu i dag inte har full förståelse för hur olika faktorer samverkar när det gäller hur närsalterna omsätts och frigörs. Det handlar om ett komplext system där många olika faktorer samverkar (se faktaruta). Dessutom finns olikheter när det gäller omsättningen av kväve och fosfor, såväl regionalt som för kust och öppet hav.

Det har visat sig att syreförhållanden i Östersjöns djupvatten har stor inverkan på hur såväl kväve som fosfor omsätts (Raateoja m.fl. 2005; Vahtera m.fl. 2007). En källa till tillförsel av kväve och fosfor är sedimenterat organiskt material (döda djur och växter) som bryts ned på botten. Vid nedbrytningen frigörs såväl kväve som fosfor. Under vårens blomning av alger – i huvudsak kiselalger – sedimenterar stora mängder organiskt material ner på botten. Som resultat av nedbrytningen blir syrehalter låga i såväl sediment som bottenvatten. Vid låga syrehalter transporteras kväve ut ur systemet genom en process som kallas denitrifikation. Denitrifikation innebär att kväve i vattnet omvandlas till kvävgas som går upp till atmosfären. Samtidigt leder syrebrist till att fosfor frigörs från sedimenten och ackumuleras i vattnet (Conley m.fl. 2002). Mänsklig aktivitet bidrar till att närsalter tillförs vattenmiljön, från såväl luft (atmosfäriskt nedfall av kväve) som från land (genom avrinning från t.ex. jordbruksområden eller avlopp).

För att kunna minska tillförseln av kväve och fosfor till lägsta möjliga kostnad, krävs en bättre förståelse för hur närsalterna omsätts och frigörs i våra akvatiska ekosystem (Elmgren och Larsson 2001). När det gäller kvävet

kretslopp visar ny forskning att det finns många olika vägar för kväve att transporteras ut ur systemet (Hannig m.fl. 2007) och att tidigare kända fakta om kväve måste revideras (Brandes m.fl. 2007). Samtidigt kan inte beslut om hur vi ska förvalta våra ekosystem vänta på att den vetenskapliga säkerheten ska infinna sig. Man kan därför se beslut som tas för att förvalta vår miljö som experiment, som man behöver övervaka, lära från och omvärdera (Elmgren 2001).

2.3 Generella effekter av övergödning

Ökad mängd planktonalger

Planktonalgers tillväxt och produktion styrs till stor del av mängden tillgängligt kväve och fosfor, samt i vilken proportion dessa förekommer. Generellt gäller att fosfor är det främsta begränsande näringsämnet i sjöar, medan kväve begränsar produktionen av planktonalger i haven. Det kan också variera mellan olika tider på året. I Östersjön begränsas planktonalgerna under våren i första hand av mängden kväve, medan sommarens alger främst begränsas av tillgången på fosfor (Granéli m.fl. 1990). Denna skillnad beror på att det är olika arter som blommar i Östersjön på våren och sommaren. När ett näringsämne är begränsande, kommer en ökad tillförsel av detta att leda till en ökad produktion av planktonalger. Sedan 1980-talet har primärproduktionen i Östersjön närapå fördubblats (Cederwall och Elmgren 1990; Wasmund m.fl. 2001). Många sjöar har också uppvisat en ökad mängd planktonalger till följd av en ökad tillförsel av kväve och fosfor (bl.a. Willén 2001).

Minskat siktdjup

Mer planktonalger leder till att mängden partiklar i vattnet ökar – vilket i sin tur påverkar vattnets siktdjup (*Secchi depth*). Siktdjupet är ett grovt mått på hur långt ner i vattenpelaren ljuset når. Ett försämrat siktdjup innebär sämre ljusförhållanden för de fastsittande makroalgerna (t.ex. blåstång) och kan leda till att deras djuputbredning minskar (se kapitel 2.5, avsnitt *Förändringar i kustzonen*). Man har observerat en tydlig försämring i siktdjupet i Östersjön över tid när man tittat på data från två tidsperioder 1914–1939 och 1969–1991 (Sandén och Håkansson 1996).

Syrebrist

Vid nedbrytning av organiskt material som sedimenterat ner på botten åtgår syre, vilket kan orsaka syrebrist i sediment och bottenvatten. Särskilt omfattande blir syrebristen när mängden organiskt material är stor och då omrörningen i vattenpelaren är låg. En effekt av syrebrist är att vätesulfid bildas, vilket i sig är mycket giftigt för organismer. Vid syrebrist förändras också kvävet kretslopp. Systemets förmåga till denitrifikation, då sammansatt kväve omvandlas till kvävgas och transporteras ut ur systemet, försämras.

Syrefria sediment frisätter också fosfor, som vid syremättnad ligger fast bundet i sedimentet (Conley m.fl. 2002).

Syrebrist har klassats som ett av flera huvudsakliga hot mot kustnära ekosystem globalt (Diaz och Rosenberg 1995). I kustzonen har döda botten spridit sig exponentiellt sedan 1960 och i dag berörs mer än 400 områden av allvarlig syrebrist (Diaz och Rosenberg 2008). Syrebristens skadliga effekter på marin miljö är i dag vida utbredd, och den eskalerande försämring som man observerat, där syrefria miljöer ökat exponentiellt över kort tid, är mycket drastisk (Diaz och Rosenberg 2008).

Sommarblomningar av cyanobakterier i Östersjön

Blomningar av cyanobakterier ("blågröna alger") har de senaste somrarna uppmärksamats av såväl medier som forskare. Sommarblomningar av cyanobakterier är naturligt förekommande i Östersjön och har förekommit i drygt 7 000 år (Bianchi m.fl. 2000). Några faktorer är särskilt avgörande för kraftiga blomningar; höga halter av fosfor, låga halter av kväve samt varmt och stilla vatten (Wasmund 1997; Larsson m.fl. 2001). Cyanobakterier har en särskild förmåga som ger dem en stor konkurrensfördel i förhållande till andra växtplanktonarter under sommaren – de kan använda sig av kvävgas som finns löst i vatten, s.k. kvävefixering. Andra planktonalger är beroende av sammansatta former av kväve som generellt förekommer i begränsade mängder i vattnet. Cyanobakteriers förmåga att binda kvävgas och omvandla den till sammansatt kväve gör att stora mängder kväve tillförs Östersjön årligen (Larsson m.fl. 2001; Rolff m.fl. 2007). Den totala mängd kväve som tillförs är svår att uppskatta och varierar säkerligen mellan olika år. Flera undersökningar visar dock att det rör sig om storleksordningen 300 000 ton per år (Larsson m.fl. 2001; Rolff m.fl. 2007). Detta innebär att kvävefixeringen tillför nästan lika mycket kväve till Östersjön som de vattenburna källorna och mer än det atmosfäriska nedfallet (Rolff m.fl. 2007). Det är oklart hurvida sommarblomningar av cyanobakterier verkligen ökat i förekomst i Östersjön. Ett par studier visar en ökning från 1950-talet och framåt, medan andra studier inte visar någon ökning (Almesjö 2007 och referenser däri). Eftersom utbredningen av cyanobakterieblomningar varierar mycket, såväl mellan olika perioder under sommaren som mellan olika år, är det svårt att upptäcka entydiga trender (Almesjö 2007).

Åtgärder för att begränsa effekter av övergödning

Förutom att minska själva tillförseln av kväve och fosfor till sjöar och hav används och diskuteras även mer drastiska metoder för att minska effekterna av övergödning.

För Östersjön har sommarblomningar av cyanobakterier blivit själva innebilden för ett övergött hav, även om problemen inte stannar vid dessa blomningar. Det som skett i Östersjön kan beskrivas som en "ond cirkel" som uppkommit genom att de ökade mängderna av näringsämnen ökat produktionen av växtplankton, vilket i sin tur gett en försämrad syresituation. De låga

syrehalterna leder till att kväve transporteras ut från systemet (denitrifikation), samtidigt som fosfor frigörs från sedimenten – mängden kväve i djupvattnet minskar således med tiden medan mängden fosfor ökar. Dessa förhållanden skapar förutsättningar för kraftiga blomningar av cyanobakterier. Det är alltså till stor del en intern process som äger rum och som reglerar kväve och fosfor i förhållande till varandra, och i slutänden även blomningen av cyanobakterier (Vahtera m.fl. 2007). För att komma tillrätta med framför allt syresituationen i bottenvattnet, har två huvudsakliga åtgärder föreslagits; utfällning av fosfor och syresättning av bottenvatten. Dessa föreslagna åtgärder är fortfarande på planeringsstadiet och vid dags datum är det inte fastställt huruvida dessa kommer att användas.

Utfällning av fosfor

För att minska mängden fosfor i framför allt Egentliga Östersjön kan man på kemisk väg skapa utfällningar av fosfor i sedimenten (Blomqvist och Gunnars 2008). Det har tidigare gjorts i sjöar men förutsättningen för att det ska fungera i marin miljö återstår att undersöka. För att undersöka konsekvenserna av en sådan åtgärd planeras studier i laboratorium i mindre skala, där man kan pröva olika substanser och med resultat av dessa experiment sedan testa systemen i naturlig miljö (Blomqvist och Gunnars 2008). En möjlig åtgärd är att tillsätta aluminium, t.ex. i kombination med kalcium för att fastlägga fosfor (S. Blomqvist, personlig kommentar). Genom att fastlägga fosfor på grunda områden kan man också begränsa belastningen i öppna Östersjön. Fastläggning av fosfor kan, om det fungerar, vara en av flera åtgärder för att minska övergödningen och dess effekter i Egentliga Östersjön. Men det krävs också en långsiktig strategi för att minska fosforläckaget kombinerat med minskade utsläpp av kväve. Minskad kvävetillgång skulle begränsa vårblomningen, vilket i sin tur minskar frisättningen av fosfor från sedimenten. Om man dessutom lyckas fälla fosfor i kustzonerna borde resultatet av dessa kombinerade åtgärder leda till minskade sommarblomningar av cyanobakterier i Östersjön (Blomqvist och Gunnars 2008).

Syresättning av bottenvatten

För att syresätta bottenvatten där det i dag råder syrebrist finns förslag om att pumpa ned syre från det syrerika ytvattnet till djupvattnet under sprängskiktet. I en ny rapport från Naturvårdsverket (NV DNR: 806-390-06 och DNR: 304-5453-07 Nh) har man på regeringens uppdrag och i samråd med andra aktörer utrett möjliga åtgärder, effekter och kostnader för att i Östersjöns bottenvatten öka syrehalten och minska sedimentläckaget av fosfor där det behövs.

Man framhåller i rapporten att de redovisade biomanipulationsmetoderna inte angriper problemen, utan endast är olika typer av symptombehandling. För att angripa problemet med Östersjöns övergödning måste man i första hand inrikta sig på ett uthålligt fiske av torsk och att minska tillförseln av fosfor och kväve från land (NV DNR: 806-390-06 och DNR: 304-5453-07 Nh).

Man påpekar också att grundförutsättningarna för restaurering i Östersjön och kustzonen skiljer sig från sjöar på många sätt, delvis beroende på storleken och saliniteten som skapar skiktförhållandet i Östersjön. Dessutom finns en risk att de miljögifter som finns bundna i marina sediment frigörs om djupvattnet syresätts (NV DNR: 806-390-06 och DNR: 304-5453-07 Nh).

Fisk som ett medel för att minska övergödning

I syfte att åstadkomma klarare vatten och ett bättre fiske startade hösten 2008 ett projekt i Himmerfjärden i Stockholms södra skärgård. Trots att utsläppen av näringsämnen till fjärden har minskat betydligt, är vattnet fortfarande grumligare än vad det skulle vara utan tillskott av näringsämnen (Hansson och Didrikas 2005; Larsson och Hansson 1993). Forskarna tror att detta kan bero på att mängden strömmingsungar i fjärden är så stor och att dessa äter stora mängder djurplankton. Bristen på djurplankton leder i sin tur till att mängden växtplankton är hög, trots att belastningen av näringsämnen minskat. Under tre år kommer årligen 290 000 årsungar av gös att sättas ut i fjärden, vilket är tänkt att öka predationen på strömming och i förlängningen ge en ökad mängd djurplankton som kan äta mer växtplankton.

Gös fiskas i dag intensivt i området, men genom information till allmänheten kan upptag av gös under 45–50 cm förhoppningsvis undvikas. På så vis ges gösarna tid att växa till sig och kan fortsätta äta strömming. Uppföljning kommer att ske kontinuerligt genom bl.a. provfisken och växtplanktonprover. Liknande projekt har tidigare genomförts i sjöar, t.ex. i Ringsjön i Skåne, där stora mängder djurplanktonätande karpfiskar avlägsnades (Hamrin 1999). I uppföljningen av Ringsjöprojektet kunde både klarare vatten och minskad växtplanktonbiomassa konstateras (Bergman m.fl. 1999). Himmerfjärdsprojektet är det första i sitt slag som genomförs i havsmiljö. Om projektet faller väl ut, är det ett starkt argument för att ytterligare minska torskfisket i Östersjön och att använda sig av utsättningar av rovfisk för att motverka effekter av övergödning på en större skala (Sture Hansson, personlig kommentar).

2.4 Övergödningens effekter på fisksamhällen

Högre fiskproduktion

Fångsterna av de kommersiellt viktiga arterna torsk, strömming och skarpsill tiodubblades mellan mitten av förra århundradet och början av 1990-talet (Hansson och Rudstam 1990). Förklaringen till de stora fiskfångsterna under 1990-talet är kopplat till ett mer intensivt fiske med effektivare fångstmetoder och minskad predation av säl. Men den högre fiskproduktionen kan också vara ett resultat av övergödningen (Hansson och Rudstam 1990; Österblom m.fl. 2007). Även om övergödningen i ett inledande skede kan leda till en ökad produktion av fisk, visar studier att vissa arter påverkas negativt. Detta är delvis kopplat till sämre syreförhållanden. Effekter av övergödning är

tydligare för fiskbestånd som spenderar hela sin livscykel i kustzonen, jämfört med fiskbestånd i utsjöområden.

Övergödning – en viktig strukturerande faktor i Östersjön

Östersjön har genomgått stora förändringar under de senaste hundra åren, vilket bl.a. avspeglas i förändringar av fisksamhällen. Förutom de minskade sälbestånden och det höga uttaget av torsk är övergödningen en faktor som haft en viktig strukturerande effekt på Östersjöns ekosystem. Övergången från ett näringsfattigt till ett näringsrikt hav kan ses som ett regimskifte på grund av de effekter det har haft på födoväven (Österblom m.fl. 2007). Ett regimskifte innebär att förhållandena som råder är relativt stabila och att det kan vara svårt eller rent av omöjligt att återgå till tidigare stadier av Östersjön.

Sjöar

En stor del av kunskapen man har om kopplingen mellan övergödning och effekter på fisksamhällen kommer från observationer i sjöar. I sjöar har man t.ex. visat att en viss tillförsel av näringsämnen gynnar de flesta fiskarter. Men höga koncentrationer av näringsämnen medför ogynnsam förändring där vissa arter påverkas negativt. Särskilt gäller det arter som är beroende av goda syreförhållanden (Hansson och Rudstam 1990 och referenser däri).

Effekter av övergödning på kommersiellt viktiga fiskarter

Den sammantagna kunskapen om effekterna av övergödning på fiskpopulationer är bristfällig. Effekter av förändringar hos växt- och djurplankton, är särskilt dåligt kända. Nedan följer en sammanställning av studier som visar hur några kommersiellt viktiga arter kan påverkas av övergödning.

Torsk

För torsken i Östersjön kan fortplantningen försämrats på grund av övergödningens effekter. Detta eftersom torsken är beroende av relativt höga syrekoncentrationer (över 2 ml/l) för att kunna fortplanta sig (se även kapitel 1.5, *Interaktioner mellan olika fiskarter*). Nedgången i torskpopulationerna från mitten av 1980-talet förklaras delvis av det intensiva fisket kombinerat med låga syrehalter i Östersjöns djupbassänger (Bagge och Thurow 1994). Intensivt torskfiske och övergödning har resulterat i synergieffekter. En försämrad miljö på grund av övergödning har gjort torsken mer känslig för fiske, och hög fiskedödlighet har i sin tur bidragit till en ökad känslighet för en försämrad livsmiljö (Österblom m.fl. 2007).

Strömning

För strömning kan effekten av övergödning vara såväl positiv som negativ. Ökad födotillgång i form av djurplankton kan gynna mindre storleksklasser av strömning, medan vuxen strömning ofta missgynnas. Detta beror på att de i huvudsak livnar sig på kräftdjur nära botten, vilka är känsliga för dåliga syreförhållanden (Hansson och Rudstam 1990). En ökad förekomst av finträ-

diga brunalger i övergödda vikar har visat sig påverka överlevnaden hos strömmingens ägg negativt. Brunalgerna utsöndrar ämnen som kan vara giftiga för strömmingens ägg och ungar (Aneer 1987).

Skarpsill

En kraftig ökning av skarpsillsfångsten från mitten av 1950-talet till 1970-talet kan möjligen bero på övergödning (Hansson och Rudstam 1990 och referenser däri). Uppgången i skarpsillspopulationen efter 1990 har också förklarats med minskad predation av torsk (Rudstam m.fl. 1994). Faktorer som temperatur och födotillgång är också viktiga. En höjd vattentemperatur är gynnsam för skarpsillens rekrytering (MacKenzie and Köster 2004) och även för tillgången på de kräftdjur som är huvudsaklig föda för mindre storleksklasser av skarpsill (Alheit m.fl. 2005).

Rödspotta

Många plattfiskar är beroende av kustzonen som ”barnkammare”, där såväl födotillgång och skydd från predatorer är viktiga faktorer för överlevnaden av ungfisk (Pihl m.fl. 2005 och referenser däri). Såväl kvaliteten som storleken av områden som används för fortplantning och rekrytering är av vikt för att säkerställa överlevnaden. Studier har visat att små rödspottor föredrar rent sediment framför områden med algpåväxt (Wennhage och Pihl 1994). Övergödningen har resulterat i en ökning av snabbväxande grönalger i kustzonen på områden som tidigare varit fria från påväxt. Lokalt kan det ha mycket negativ effekt på rekrytering av rödspotta (Pihl m.fl. 2005).

Sötvattensarter

Effekter av övergödningen är allra tydligast för fiskarter av sötvattensursprung som har hela sin livscykel nära kusten. Man har t.ex. sett att abborre och karpfiskar gynnas i kraftigt eutrofierade kustområden medan andra arter missgynnades. Liknande resultat har återfunnits längs Sveriges och Finlands kust (Paavilainen m.fl. 1985; Hansson 1987; Bonsdorff m.fl. 1997). Förändringar i kustnära fiskesamhällen när det gäller arter av sötvattensursprung liknar de förändringar man funnit i övergödda sjöar (Hansson och Rudstam 1990).

2.5 Ändrad växt- och djurplanktonsammansättning

Förändringar i växtplanktonsamhällen

En sammanställning av förändringar i växtplanktonsammansättningen i Östersjön visar att stora förändringar skett under den studerade 20-årsperioden (1979–1999; Wasmund och Uhlig 2003). Dessa förändringar var olika för olika havsområden, exempelvis kan nämnas att den totala mängden växtplankton i Egentliga Östersjön ökade under den undersökta perioden. Gene-

rellt för hela Östersjön ser det ut som om växtplanktonsamhällena genomgått en förändring i sammansättning (Wasmund och Uhlig 2003). Medan såväl kväve- som fosforhalten har ökat i de centrala delarna av Östersjön, har koncentrationen av kisel minskat (Papush och Danielsson 2006). Detta har delvis orsakat förändringar i växtplanktonsamhället. Kiselalger, vilka förutom kväve och fosfor även begränsas av mängden kisel, har minskat i förekomst medan en annan grupp växtplankton, dinoflagellater, i stället har ökat (Wasmund m.fl. 2001). Detta skifte kan få konsekvenser för hela ekosystemet, då dinoflagellater generellt sett är sämre föda för djurplankton jämfört med kiselalger (Van Nieuwerburgh m.fl. 2005; Pauline Snoeijs, personlig kommentar).

Förändringar i kustzonen – effekter på fisksamhällen

Övergödning kan leda till förändringar i sammansättningen av växter och mindre djur i kustzonen, vilket i sin tur kan påverka livsvillkoren för fisk och andra djur längre upp i näringskedjan. Bland annat har man observerat förändringar i de fastsittande algernas utbredning och sammansättning. I Östersjön gjordes en jämförelse mellan blåstångens utbredning i djupled under 1940-talet och 1980-talet. Studien visade att djuputbredningen förflyttats uppåt med ca 3 m under dessa 40 år, vilket kan förklaras med ökad grumlighet i vattnet. Den ökade grumligheten är, åtminstone delvis, en konsekvens av den ökade belastningen av näringsämnen. Mindre ljuspenetrering gör att förutsättningarna för blåstångens tillväxt begränsas till grundare områden (Kautsky m.fl. 1986). En annan effekt av övergödning är att den stimulerar tillväxten av snabbväxande alger i kustzonen. Dessa fintrådiga alger kan slå ut fleråriga bestånd av makroalger som t.ex. blåstång (Norkko 1997). På senare år har dock såväl forskningsstudier som miljöövervakning visat positiva trender för blåstången. Under 1990-talet ökade djuputbredningen av blåstång åter och i 2006 års undersökningar återfanns blåstången på samma djup som vid undersökningarna på 1940-talet (Karlsson och Kautsky 2007).

Ålgräsängar är viktiga habitat för såväl bottenlevande djur som fisk. Stora arealer av ålgräsängar har försvunnit under 1980- och 1990-talen. Mänskliga aktiviteter såsom övergödning och fysisk störning på land och i vatten anses vara viktiga bidragande orsaker till den minskade utbredningen. Dessa har bidragit till sämre siktdjup och därmed en försämrad ljuspenetrering samt en ökad påväxt av alger. Man tror dock att inte enbart övergödning bidragit till förändringen. Ett intensivt fiske kan också ha bidragit till den ökade mängden fintrådiga påväxtalger. Genom förlusten av större rovfiskar, exempelvis torsk, har mängden mindre fiskarter ökat. Dessa äter små kräftdjur och snäckor som är effektiva betare av påväxtalger. De betande kräftdjuren och snäckorna kan under normala förhållanden kontrollera både produktion och sammansättning av påväxtalger, trots en påverkan från övergödning. Även om sambandet mellan fiske och ökad mängd påväxtalger inte är helt säkerställt, stöder studier i Bohuslän och i Östersjön bilden att antalet små rovdjur och kräftdjursbetare har betydelse för uppkomsten av algmattor i ålgräsängar. I Öresund, där trålförbud råder och torskpopulationen är någorlunda intakt, är antalet betande

kräftdjur (bl.a. *Gammarus* och *Idotea*) högt i ålgräsängarna, och mattor av fintrådiga alger saknas. Här är ålgrässets tillväxt hög och utbredningen har varit oförändrad de senaste decennierna (www.marbipp.se).

Man uppskattar att ålgräsängars utbredning har minskat med 60 % i Skagerrak under de senaste 20 åren (Pihl m.fl. 2006). Vid en jämförelse mellan ytor med och utan ålgräs (där det tidigare funnits ålgräs) fann man att antalet fiskarter var högre i ålgräshabitat och att såväl täthet som biomassa av fisk var generellt lägre på ytor utan ålgräs. Många arter saknades på de lokaler där ålgräset försvunnit. Exempelvis var mängden småtorsk mycket låg (Pihl m.fl. 2006).

Sommarblomningar av cyanobakterier – effekter på fisksamhällen

Större ansamlingar av cyanobakterier påverkar födokvaliteten för organismer i vattenpelaren och på botten när bakterierna väl har sedimenterat. Förutom effekter av det gift som cyanobakterier kan producera, har man funnit olika indirekta effekter såsom beteendeförändringar hos fisk och även förändringar i det omgivande planktonsamhället.

Stora ansamlingar av cyanobakterier under sommaren kan påverka fisksamhällen på olika sätt, delvis genom att siktdjupet förändras och genom exponering av det gift som ibland utsöndras under kraftiga blomningar. Gift från cyanobakterier kan ackumuleras i högre trofinivåer via djurplankton (Engström-Öst m.fl. 2002). Man räknar med att mindre än 1 % av cyanobakteriers gift anrikas i högre trofinivåer, men även mycket små mängder kan påverka organismer (Karjalainen m.fl. 2007). Reaktionen hos mindre storleksklasser av fisk kan vara kraftigare än hos vuxna individer – man har bl.a. sett att den embryonala utvecklingen hos strömming påverkats negativt av ansamlingar av cyanobakterier (Ojaveer m.fl. 2003). Vuxna individer av öring kan få allvarliga leverskador av nodularin, som är ett av de gifter som kan produceras av cyanobakterier. Dessa skador har visat sig vara reversibla när fisken inte längre exponeras för giftet (Kankaanpää m.fl. 2002).

Ansamlingar av icke giftiga blomningar har visats påverka beteendet hos fiskar. Man har t.ex. sett att juvenila gäddors födosök minskade under kraftiga blomningar, vilket kan bero på såväl sämre sikt som att gälarna täpps till (Engström-Öst m.fl. 2006). Man har också observerat förändringar i spiggens lek just på grund av ökad grumlighet (Engström-Öst och Candolin 2007).

Huruvida stora blomningar av cyanobakterier kan orsaka storskalig påverkan på fisk och andra organismer får anses som osäkert. Med tanke på att cyanobakterierna är ganska stora och endast betas i begränsad utsträckning, är det dock inte särskilt sannolikt att de skulle orsaka skador av samma dignitet som dinoflagellater och andra giftproducerande mindre planktonalger.

3 Miljögifter

Miljögifter är ett samlingsnamn för ämnen som är potentiellt skadliga för biologiskt liv, inklusive människan. Miljögifter brukar delas upp i tungmetaller och organiska miljögifter. Tungmetaller är grundämnen som förekommer naturligt i miljön men som blir giftiga vid höga koncentrationer. Några vanliga tungmetaller är kvicksilver, bly och kadmium. Organiska miljögifter är olika typer av kolföreningar som på konstgjord väg eller vid förbränning försetts med andra föreningar av t.ex. tenn, klor eller andra halogener. De organiska föreningarna är mycket giftiga även vid låga halter och sprids lätt i naturen eftersom de är fettlösliga och mycket persistenta (långlivade). Kända miljögifter som PCB, DDT och dioxiner tillhör de organiska miljögifterna.

Miljöövervakning av miljögifter

Inom det nationella, marina övervakningsprogrammet övervakas en rad tungmetaller och organiska ämnen. Provtagning sker på 10 stationer i Östersjön och Västerhavet och man samlar in provmaterial från sill/strömming, torsk, abborre och tånglake, samt blåmusslor och sillgrissleägg (Bignert m.fl. 2007). De tungmetaller som övervakas är kvicksilver, bly, kadmium, nickel, krom, koppar och zink. De organiska miljögifter som övervakas är uppdelade i olika grupper beroende på vilken typ av ämne de tillhör. Dessa är:

- industrikemikalier och oavsiktligt bildade ämnen inom industrin (PCB:er, HCB, dioxiner och dibensofuraner, PAH:er)
- pesticider (DDT, HCH:er, t.ex. lindan)
- flamskyddsmedel (PBDE:er, polybromerade difenyletrar och HBCDD, hexabromocyclohexan)
- perflorerade ämnen (bl.a. PFOS som används som impregneringsmedel i papper, textilier och läder).

Förutom dessa gör man årligen översiktsanalyser, s.k. scanning, för att nya och hittills okända ämnen ska kunna upptäckas. Sverige har mycket långa tidsserier av miljögifter i *biota* om man jämför med andra länder. Dessa är ytterst betydelsefulla för att kunna bedöma om ett ämne ska förbjudas, och de svenska provtagningsserierna har i flera fall varit avgörande när sådana beslut tagits inom EU (Per Larsson, personlig kommentar; Sandström m.fl. 2005).

Många miljögifter har minskat

Många ”gamla” miljögifter i svensk biota är betydligt lägre i dag jämfört med 1970- och 1980-talen (t.ex. Sandström m.fl. 2005; Bignert m.fl. 2007). Till dessa hör de kända ämnena PCB och DDT som sedan förbuden under 1970-talet minskat markant i fisk, fåglar och sälar. Även mängden bly i strömming har minskat på alla undersökta stationer sedan blytillsatserna i bensin försvann. Från 1970-talet fram till början av 1990-talet ökade mängden bromerade flamskyddsmedel i sillgrissleägg från Stora Karlsö dramatiskt, men

denna trend har nu brutits för de flamskyddsmedel som förbjudits. Dock fortsätter vissa av de bromerade flamskyddsmedlen (t.ex. den högbromerade HBCDD) att öka. En annan grupp ämnen som ökat kraftigt sedan 1970-talet är s.k. perfluorerade ämnen (PFC:er). PFC:er är mycket motståndskraftiga mot såväl kemisk som biologisk nedbrytning och används framför allt för att ytbehandla bl.a. papper och textilier (Bignert m.fl. 2007). År 2000 införde en av de största tillverkarna av PFC:er ett frivilligt produktionsstopp, vilket förhoppningsvis leder till att förekomsten av dessa ämnen kommer att minska framöver (Bignert m.fl. 2007).

TBT förekommer i hamnar och marinor längs hela kusten

Organiska tennföreningar (t.ex. TBT, tributyltenn) har sedan länge använts som tillsats i båtottenfärger för att förhindra påväxt av bl.a. havstulpaner och alger. Eftersom TBT är giftigt i mycket låga doser och har visat sig orsaka hormonstörningar och sterilitet hos en rad havslevande organismer, förbjöds användningen för fritidsbåtar 1989 och för fartyg över 25 m 1993 (Cato m.fl. 2007). Inom EU förbjöds TBT för mindre båtar 1999, och den 17 september 2008 trädde den internationella konventionen (AFS-konventionen, http://www.imo.org/Conventions/mainframe.asp?topic_id=529) i kraft, som förbjuder TBT på fartyg. Sveriges geologiska undersökningar (SGU) har sedan 2002 drivit ett projekt i syfte att kartlägga förekomsten av organiska tennföreningar i sediment längs de svenska kusterna. Resultaten visar att tennföreningar förekommer i stort sett i alla områden som undersökts, och i vissa områden (framför allt i marinor) kan halterna klassas som mycket höga (Cato m.fl. 2007). Positivt är dock att innehållet av TBT i nätsnäckor, som undersökts på flera utsatta lokaler, i de flesta fall verkar visa en nedåtgående trend.

Svårt få enhetlig bild av miljögifter

Det finns ingen sammanhållen och enhetlig bild över förekomsten av miljögifter och tungmetaller i levande organismer – eftersom vissa ämnen ökar medan andra minskar. I de flesta fall verkar det dock som att ett förbud mot ett ämne faktiskt leder till att det minskar i förekomst i miljö och organismer. Däremot minskar inte alla ämnen i den takt man skulle förvänta sig om all användning och spridning helt upphörde. Vissa ämnen, t.ex. PCB, som producerats för användning i bl.a. transformatorer och i vissa byggnadsmaterial, finns kvar i dessa även långt efter det att ämnet förbjudits. Destruktionen av sådana ämnen är både tekniskt komplicerad och mycket kostsam, vilket leder till att exempelvis sanering av äldre byggnader som innehåller PCB tar lång tid (www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/PCB-i-byggnader-och-produkter). När organiska miljögifter bryts ned bildas det dessutom andra ämnen, som kan vara minst lika skadliga som det ursprungliga. Skadeverkan på organismer kan således kvarstå eller till och med förvärras långt efter det att ett miljögift förbjudits och tagits ur produktion.

3.1 Miljögifter är persistenta och anrikas

Organiska miljögifter och tungmetaller är stabila föreningar som är mycket motståndskraftiga mot nedbrytning, vilket leder till att deras livslängd i miljön är mycket lång. Generellt sett binder miljögifter lätt till olika typer av biologiska molekyler och kan på så vis ansamlas i sediment eller i organ hos levande organismer. Miljögifter når organismerna dels genom ett ”passivt” upptag genom cellväggar (hos exempelvis växtplankton), gälar och hud (hos fiskar) och genom ett ”aktivt” upptag via mag-tarmkanalen från den föda som intas. Som en konsekvens av persistens och fettlöslighet och/eller förmåga att binda till biologiska molekyler anrikas miljögifter uppåt i näringskedjan.

Tungmetaller

Tungmetaller, t.ex. kvicksilver, är inte fettlösliga men kan ändå lagras i kroppen. Genom naturliga processer omvandlas kvicksilver till metylkviksilver som binder till olika molekyler och lagras t.ex. i levern. Metylkviksilver har en rad negativa effekter för levande organismer. Skador på nervsystemet, framför allt under fosterstadiet, tillhör de mest väldokumenterade effekterna av kvicksilver.

Perfluorerade ämnen

Perfluorerade ämnen som PFOS och PFOA, används som vatten- och fettavstötande ämnen i t.ex. bakplåtspapper. Dessa ämnen är varken fettlösliga eller vattenlösliga men binds till proteiner i kroppen och lagras bl.a. i levern och i blodet. PFOS är mycket persistent och har därmed en lång giftverkan i naturen. PFOS är också reproduktionsstörande och är giftigt för vattenlevande organismer (www.kemikalieinspektionen.se).

Organiska miljögifter

Organiska miljögifter är fettlösliga, vilket innebär att de binds till och lagras i fettvävnader hos levande organismer. Detta innebär att de högsta koncentrationerna vanligtvis ackumuleras hos rovdjur som t.ex. sälar och havsörnar, vilka är högst upp i näringsväven. Bland fiskarna är det fiskätande arter som lax och torsk som innehåller de högsta halterna. Mängden organiska miljögifter är inte enbart beroende av på vilken trofisk nivå ett visst djur befinner sig, utan också hur mycket fett det innehåller och hur snabbt det växer. Man har t.ex. visat att lax innehåller mer miljögifter ju fetare den är (Larsson m.fl. 1996), och de långsamt växande rödingarna i Vättern innehåller mer miljögifter än de mer snabbväxande öringarna (Vätternvårdsförbundet 2003). För mänsklig konsumtion av fisk är det av betydelse hur mycket fett själva köttet innehåller. När det gäller torsk är köttet magert och innehållet av miljögifter är således ganska lågt. Dessa lagras hos torsk i den fettrika levern. Köttet hos lax och strömming är däremot rikt på fetter som också binder till sig miljögifter. Av denna anledning rekommenderar Livsmedelsverket ett begränsat intag

av fet fisk och torsklever från Östersjön, framför allt för gravida kvinnor och kvinnor i fertil ålder (www.livsmedelsverket.se).

3.2 Reproduktionsstörningar hos fisk

Miljögifternas effekter på biologiska organismer kan beskrivas som diffusa och svårtolkade, eftersom de sällan leder till en omedelbar död för de drabbade organismerna. I stället är det organismens förmåga att finna föda, växa och fortplanta sig som blir nedsatt. Ofta vet man inte vilket eller vilka ämnen som orsakar en observerad skada. De sammanlagda riskerna med spridning och effekter av miljögifter är därför svåra att uppskatta (Sundberg 2005; Per Larsson, pers. kom.).

Miljögifter kan orsaka en rad skador

Miljögifter kan orsaka en rad missbildningar, genetiska förändringar och störningar i reproduktionsorganen hos fisk. Det är inte miljögifterna i sig som orsakar dessa störningar, utan den biologiska responsen de orsakar hos organismerna. Vilken typ av skada som uppkommer beror på miljögifternas kemiska sammansättning, i vilken koncentration de förekommer, samt i vilket livsstadium organismen befinner sig (ägg, yngel eller vuxen individ).

Man kan urskilja tre huvudtyper av skador på fisk som konsekvens av exponering för miljögifter: (i) olika typer av missbildningar (t.ex. på gällock eller fenor) och genetiska förändringar som kan öka förekomsten av tumörer, (ii) förändringar i hormonsystem som leder till sterilitet, nedsatt reproduktionsförmåga eller imposex (när honor utvecklar hanliga könskaraktärer eller tvärtom) och (iii) skador på tidiga livsstadier, ofta i samband med kläckning eller när ynglen lämnar gulesäcksstadiet.

Punktutsläpp ger tydliga skador

I havsområden och sjöar med väl definierade utsläpp från industrier, soptippar och andra anläggningar kan påverkan på fiskpopulationer vara mycket tydlig. Klorblekning av pappersmassa producerade en rad miljöfarliga ämnen som släpptes ut i flera områden längs Östersjöskusten. Ett flertal undersökningar rapporterade skador på fiskarna, vilka innefattade förstörade leverar, ökad EROD-aktivitet, hämrad tillväxt av könsorganen, sänkta nivåer av könshormoner, fenskador, skelettförändringar och deformerade käkben (sammanfattat i Naturvårdsverket 2008b). Dessa störningar ledde till försämrad yngelproduktion, låga tätheter av bl.a. abborre och en förskjuten balans mellan olika fiskarter (Neuman och Karås 1988; Karås m.fl. 1991). Effekterna från massa-industrins utsläpp var allvarligast i industriernas absoluta närhet, men en mer diffus påverkan observerades också i områden flera mil från utsläppspunkten. Användandet av klorblekning minskade successivt under 1980-talet, för att helt upphöra i början av 1990-talet. Under 1990-talet förbättrades också hälsostatusen hos fisken i de påverkade områdena (Naturvårdsverket 2008b).

Exakt vilka kemiska substanser som orsakade de svåra skadorna på fisk i områdena kring massaindustrierna har aldrig helt kunnat klarläggas (Naturvårdsverket 2008b).

I sjön Molnbyggen i Dalarna har man påvisat ett samband mellan kraftiga störningar i reproduktionen hos flera fiskarter (abborre, mört och bäcköring) och lakvatten från avfallsanläggningar i sjöarnas närområden (Noaksson 2003; Linderoth 2006). Endast en fjärdedel av fiskhonorna från Molnbyggen hade nått könsmognad och hos dessa var romsäckarna förminskade (Linderoth 2006). Det diffusa läckaget från avfallsanläggningarna ledde alltså till att fiskhonorna inte förmådde reproducera sig. Andra tecken på påverkan från olika giftiga ämnen som återfanns hos abborrarna var förändringar i blod- och leverstatus (Noaksson m.fl. 2005). I en utökad undersökning visade det sig att även fiskhonor i andra sjöar uppvisade liknande skador (Linderoth 2006).

Svårt att tolka diffus påverkan

Inom ramen för den nationella miljöövervakningen har hälsostatus hos abborrhonor från referensområden i Östersjön undersökts varje år sedan 1988 (Hansson m.fl. 2006a). En sammanställning av resultaten hittills visar en minskning av den relativa gonadstorleken (gonader = könskörtlar, i vilka fiskens rom bildas) över tiden. Under samma tidsperiod har man sett en ökning av den s.k. *EROD-aktiviteten* som är ett grovt mått på fiskens hälsostatus. Dessa två faktorer kan sammantaget tolkas som effekter av påverkan från miljögifter. Några helt säkra samband finns däremot inte, eftersom såväl gonadstorlek som EROD-aktivitet även påverkas av faktorer som vattentemperatur och säsong (Hansson m.fl. 2006a). Hälsostatusen hos abborre har också undersökts i en gradient från Mälaren ut till Stockholms skärgård (Hansson m.fl. 2006b). Även här visar resultaten på en diffus påverkan från miljögifter längs hela gradienten och med högst påverkan närmast staden (Hansson m.fl. 2006b).

Bättre kunskap krävs

I en rapport från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2008b) konstaterar författarna att det finns flera kunskapsluckor inom miljögiftsområdet som behöver fyllas. Dessa luckor innefattar bl.a. att nya *biomarkörer* behöver tas fram. En biomarkör är ett biologiskt verktyg som visar en biologisk respons som indikator för en effekt av ett miljögift. Ovan nämnda EROD-aktivitet är ett exempel på en biomarkör som ofta används. Naturvårdsverkets rapport pekar också på att bättre kunskap behövs om vad en effekt på biomarkörnivå innebär för individens hälsa och vilken effekt som kan förväntas på populationsnivå. Dessutom nämns att den nuvarande miljöövervakningen behöver kompletteras och utvecklas, exempelvis genom effektmätningar. Detta för att öka möjligheterna att utreda ännu oförklarade effekter på fiskpopulationer som miljöövervakningen påvisat, exempelvis de förändringar i gonadstorlek och EROD-aktivitet som uppmätts hos kustpopulationer av abborre.

Inga indikationer på effekter på populationsnivå

I rapporten från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2008b) drar författarna slutsatsen att det i dag (2008) inte finns några indikationer på att enskilda miljögifter eller den sammanlagda miljögiftsbelastningen ger upphov till effekter på populationsnivå hos fisk. Däremot kan lokala utsläpp ge upphov till problem för fisk i närområdet (Naturvårdsverket 2008b).

3.3 Lax och M74

År 1974 rapporterades för första gången en ovanligt hög dödlighet hos laxyngel i flera kläckerier i Sverige (Börjeson m.fl. 1994). Sjukdomen kom att kallas M74, där M står för miljöbetingat och 74 för året då den först upptäcktes. Sjukdomen drabbar Östersjölaxens yngel under gulesäcksstadiet, dvs. då de fortfarande lever på den näring de fått med sig från ägget. M74 drabbar kullar av yngel från vissa honor och leder till döden för alla yngel i sådana kullar ett par veckor från det att det första symptomet observerats. Symptomen inkluderar hyperaktivitet, ett stort simbeteende, dålig koordination och låg hjärtfrekvens. Dödligheten i M74 hos odlad lax har varierat mycket mellan olika år och var som högst 1993 då 72 % av alla laxyngel i Sveriges kläckerier dog (Börjeson m.fl. 1994). Under 2000-talet har dödligheten oftast varit betydligt lägre, men varierat mycket mellan olika älvar och år (www.skogochfisk.se). Kunskapsnivån när det gäller M74 och den vilda laxen är begränsad men elfiskeundersökningar har visat att även den vilda laxen drabbas av M74 (Karlström 1999).

M74 beror på B-vitaminbrist

M74 orsakas av brist på tiamin (vitamin B₁) hos såväl ägg som honor och symptomen kan botas genom att äggen badas i tiamin. Den bakomliggande orsaken till tiaminbrist är dock fortfarande inte känd. Tidigt trodde man att M74 orsakades av förändringar i laxens födointag, vilket skulle kunna förklara varför tiaminbrist kan uppstå. En förklaring som förts fram är att den skulle bero på storskaliga förändringar i Östersjöns näringsväv, vilka skulle kunna resultera i lågt tiamininnehåll eller en högre förekomst av tiaminbrytande enzymer i laxens föda. Men det finns än i dag inga uppgifter som tyder på att tiaminhalten i laxens föda skulle ha förändrats sedan 1970-talet (Karlsson m.fl. 1999). Det har också visat sig att oxidativ stress och låga halter av antioxidanter (fettlösliga vitaminer) som astaxanthin, tocopherol och ubiquinon har betydelse för utvecklingen av M74 (sammanfattat i Vuori och Nikinmaa, 2007).

M74 ett hot mot vilda lax- och öringstammar

Det finns mycket små möjligheter att övervaka hela den vilda laxstammen och behandla honor och ägg med tiamin på samma sätt som man gör med den odlade laxen. Detsamma gäller för havsöringen som också kan drabbas av

M74-liknande symtom, om än inte i lika hög utsträckning som laxen (Landergren m.fl. 1999). De vilda stammarna riskerar således att utarmas under år med hög förekomst av M74.

3.4 Läkemedel och fisk

I Sverige finns idag ca 7 600 olika läkemedel och av dessa används ca 90 % av hushållen medan resterande 10 % används på vårdinrättningar (Läkemedelsverket 2004). De största mängderna förbrukade läkemedel är sådana som tillhör kategorin smärtstillande och antiinflammatoriska (t.ex. paracetamol, ibuprofen och ketoprofen). Även läkemedel mot magsår (ranitidin), hjärt-kärlsjukdomar (atenolol) och vissa antibiotika (tetracyklin) ligger högt på listan (Läkemedel och Miljö 2005). Humanmedicinerna stod för den absolut största andelen mediciner, medan veterinärmedicinerna utgjorde knappt 2 % av den totala försäljningen 2006 (www.apoteket.se).

Läkemedel skiljer sig från andra kemiska ämnen som används i samhället, eftersom de är framställda för att åstadkomma en biologisk effekt. I detta hänseende kan de liknas vid bekämpningsmedel. För att tåla långvarig transport och förvaring och för att förhindra nedbrytning på ”fel” ställe i kroppen är läkemedel kemiskt stabila (persistenta). Läkemedel kan vara vattenlösliga eller fettlösliga men hamnar oavsett vilket i avloppsvattnet efter passage genom kroppen. Vattenlösliga läkemedel utsöndras direkt genom urinen medan fettlösliga först omvandlas för att sedan utsöndras via urin eller galla. Under nedbrytningen i kroppen bildas s.k. metaboliter, eller rester av det ursprungliga läkemedlet. Vilka metaboliter som utsöndras är olika för olika läkemedel, men beror också på faktorer som kön, ålder, etc. hos personer som äter de aktuella läkemedlen.

Avloppsreningsverk inte byggda för att bryta ned läkemedel

Många läkemedel bryts ned i avloppsreningsverken men variationen är stor beroende på vilket ämne det gäller. I Stockholm Vattens undersökning (Naturvårdsverket 2008a) visade det sig att skillnaden i läkemedelshalter mellan inkommande och utgående avloppsvatten, varierade mellan 0 och 100 %. En del ämnen bryts alltså ned fullständigt medan andra inte bryts ned alls. Reningsverken är inte primärt byggda för att reducera läkemedel och graden av nedbrytning i ett reningsverk beror, förutom ämnens egenskaper, på processerna i de olika reningsverken. Hög slamålder och kväverening är två faktorer som medför en högre nedbrytning av läkemedel och läkemedelsrester (Naturvårdsverket 2008a).

Kunskapen om läkemedels och framför allt metaboliters effekter på miljön är i dag bristfällig (Naturvårdsverket 2008a). Ett första steg är att analysera läkemedelsrester i miljön, vilket sker på flera ställen i landet. Förutom den omfattande rapport som Stockholm Vatten producerat på uppdrag av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2008a), pågår undersökningar också i Region

Skåne, Landstinget i Uppsala län, Landstinget i Östergötland och Stockholms läns landsting.

Effekter på fisk

I svenska vatten har hittills inga allvarliga eller geografiskt utbredda biologiska effekter som direkt kunnat kopplas till utsläpp av läkemedel kunnat påvisas (Naturvårdsverket 2008a). De effekter som observerats i akvatiska miljöer är främst reproduktionsstörningar hos fisk i avloppsreningsverkens direkta närområden (t.ex. Larsson m.fl. 1999). Generellt är det svårt att koppla effekter till specifika ämnen då det, förutom humana östrogener (hormoner) och syntetiska östrogener, även förekommer flera andra hormonstörande ämnen. Dessa är t.ex. ftalater som används som mjukgörare i plaster och nonylfenol som används som ytaktiva ämnen i färg och rengöringsmedel. Nonylfenol är förbjudet i Sverige men återfinns ändå i miljön eftersom detta ämne fortfarande ingår i en del importerade produkter. För vissa ämnen har man funnit tydliga effekter på fisk i laboratorieförsök. Det rör sig inte om akuttoxiska effekter (dvs. att organismerna dör), utan om sned könsfördelning till följd av lång exponering av låga halter. I laboratorieförsök har man påvisat effekter från läkemedel i form av stört simbeteende hos märkräffa (DeLange m.fl. 2006). Vid Stockholms universitet har forskare nyligen börjat undersöka hur vissa läkemedel påverkar musslor. Försöken har hittills visat starka indicier för att läkemedelssubstanserna ibuprofen (smärtstillande och antiinflammatoriskt), propranolol (hjärtmedicin) och diklofenak (smärtstillande och antiinflammatoriskt) påverkar musslor negativt. Höga doser ledde dels till färre och svagare bysstrådar (de trådar som musslorna använder för att fästa sig vid underlaget), dels till en sämre ”scope for growth”, dvs. mindre energi för tillväxt och reproduktion vilket även är ett indirekt mått på stress. (Linda Kumblad, personlig kommentar).

Hur läkemedel kan komma att påverka akvatiska organismer på längre sikt är mycket osäkert. Trots att man inte ser någon tydlig påverkan i dag kan det inte uteslutas att läkemedelsutsläpp i naturen medför risker för såväl människor som biota (Naturvårdsverket 2008a). Tidiga livsstadier och vissa utvecklingsperioder är mer känsliga för påverkan från giftiga eller kroppsfrämmande ämnen. Man har också visat att en kombination av ämnen kan leda till mer kraftfulla effekter än enskilda ämnen, även då koncentrationerna är relativt låga (t.ex. Fent m.fl. 2006).

3.5 Marint skräp

Ett problem som uppmärksammats sedan 1970-talet men på senare år fått ny aktualitet är förekomsten av skräp (”marine litter”, här översatt med ”marint skräp”) längs stränder och i havet. Definitionen av marint skräp är ”av människan framställda eller processade solida föremål, som är persistenta mot nedbrytning och som, medvetet eller omedvetet, kastats eller övergivits på strän-

der och i den marina miljön” (OSPAR 2007). Marint skräp inkluderar således föremål som används av människor och som når hav och stränder indirekt (t.ex. genom transport via älvar, floder och avloppsvatten), eller som lämnas eller dumpas direkt i havet och på stränder. Dessutom ingår sådant material som vid hårt väder spolats överbord från fiskebåtar och transportfartyg (t.ex. fiskeutrustning och gods av olika slag). Olika typer av plast och polystyren (frigolit) är de vanligast förekommande materialen i marint skräp och dessa utgör ca 75 % av allt skräp som hittats i de undersökningar som genomförts i OSPAR:s regi (OSPAR 2007). Den enskilt största källan till marint skräp i dessa undersökningar var fiskeindustrin som efterlämnar olika typer av rep, garnrester och olika typer av plastbehållare. Sjöfarten är också en betydande källa till marint skräp (OSPAR 2007). På Sveriges västkust samlar Västkoststiftelsen årligen in 6 000 m³ skräp som flutit i land på stränderna. Utöver detta samlar man också in stora mängder trä (www.vastkoststiftelsen.se).

Under 1970-talet undersöktes framför allt havsfåglar och marina däggdjur efter förekomst av plast i krävor, magar och fekalier. Människans ökande användning av olika plaster har lett till att dessa återfinns i havslevande fåglar (Vlietstra och Parga 2002; Petry m.fl. 2007), fisk (Carpenter m.fl. 1972) och marina däggdjur (Eriksson och Burton 2003). Forskare har i undersökningar också visat att mängden mikroskopiska plastpartiklar i vattnet ökat signifikant sedan 1960-talet (Thompson m.fl. 2004). En svensk undersökning av mängden plastpartiklar i vattnet genomfördes på västkusten 2007, som ett led i OSPAR-konventionens arbete med marint skräp. Undersökningen visade att mängden plastpartiklar per kubikmeter vatten var mellan 150 och 2 400 stycken, vilket är upp till 100 000 gånger mer än vad som uppmätts i tidigare studier (Norén 2007). Den stora mängden partiklar som uppmättes i denna undersökning beror på att man använt en håv med mindre maskstorlek (80 µm) jämfört med tidigare studier (450 µm). De plastpartiklar som finns i havet är således både mindre och fler än man tidigare trott. Det har inte genomförts några riktade studier av förekomsten av plastpartiklar i fisk längs Sveriges kuster. Några enstaka utländska studier har visat att plast förekommer i fiskmagar (t.ex. Eriksson och Burton 2003) och man har även i en tidig studie visat att vissa fiskarter aktivt äter plastpartiklar (Carpenter m.fl. 1972). I studier i Östersjön där man undersökt olika fiskarters diet, har några plastpartiklar inte funnits (Sture Hansson, personlig kommentar). Hur förtäring av plast påverkar fiskarna är okänt, även om man antar att mag-tarmkanalen på små fiskar kan bli igensatt av plast (Carpenter m.fl. 1972). Detta borde i så fall kunna leda till svält eller minskad tillväxt. En japansk studie har visat att plastpartiklar kan binda till sig organiska miljögifter som PCB:er och PAH:er (Mato m.fl. 2001). Eftersom den huvudsakliga råvaran i plast är olja binds organiska miljögifter lätt till plastpartiklar. Dessa kan fungera som effektiva transportörer av miljögifter i miljön och även underlätta flödet till organismerna (Mato m.fl. 2001). Det är dock än så länge oklart hur betydelsefullt detta är för spridningen av miljögifter och i vilken utsträckning det kan påverka olika fiskpopulationer.

4 Slutsatser

Fisket – viktigaste strukturerande faktorn

Sammantaget visar forskningen att fisket är den enskilt viktigaste faktor som påverkat fiskpopulationer i Sveriges sjöar och havsområden. Framför allt gäller det fisket på kommersiellt viktiga arter som t.ex. torsk, sill och skarp-sill. Förutom att ett överfiske har lett till en nedgång i torskpopulationer har det selektiva fisket efter stora individer även resulterat i betydande förändringar i åldersstrukturen i det kvarvarande beståndet. Det kan leda till sämre reproduktionsframgång och sämre förmåga hos beståndet att klara naturliga fluktuationer i livsmiljön. Ett intensivt fiske har också påverkat andra organismer i födoväven, vilket kan ha långtgående effekter för hela ekosystemets funktion.

Vissa typer av fisken har stor påverkan på det övriga ekosystemet på grund av bifångster av fisk, fåglar och marina däggdjur. Framför allt är det fisken med finmaskiga bottentrålar som har stora bifångster av fisk, medan fåglar och marina däggdjur företrädesvis bifångas i garnfiske. En ökad användning av selektiva redskap skulle i vissa fisken minska mängden bifångst. Dock saknas i dag starka incitament för att i högre utsträckning använda dessa redskap. Bottentråling har, förutom den låga selektiviteten i fisket, även stor påverkan på vissa bottenlevande djur och kan frigöra såväl näringsämnen som miljögifter från sedimentet.

Med tanke på fiskets stora påverkan på såväl målarter som ekosystemet i sin helhet, är det av yttersta vikt att våra fiskpopulationer förvaltas uthålligt. Det har visat sig att förvaltning som bygger på kortsiktiga beslut leder till såväl ekologiska som ekonomiska förluster. Vattenbruket kan ses som ett komplement till fisket och näringen har potential att växa om det sker parallellt med en hållbar förvaltning av de akvatiska ekosystemen. Även fritids- och turistfisket har stora förtjänster både ur ett ekonomiskt perspektiv och som en källa till rekreation. Undersökningar visar att näringar kopplade till vattenbruk och fritids- och turistfiske också kan ha stor ekonomisk betydelse för landsbygdsutvecklingen.

Övergödning – långsiktiga åtgärder krävs

Övergödningens effekter på fiskpopulationer är komplexa och kan i ett initialt skede vara positiva för många arter, eftersom födotillgången tenderar att öka. Däremot har flera långtgående effekter av övergödningen haft negativ påverkan på våra fiskpopulationer, exempelvis genom att orsaka syrebrist, igenväxning av grunda skärgårdsområden och förändringar i artsammansättningen i näringsväven.

Långsiktiga åtgärder krävs för att begränsa effekterna av övergödning. Minskade utsläpp av såväl fosfor som kväve är nödvändiga och kräver såväl nationella som internationella åtgärder. Dessutom är det av yttersta vikt att

beakta både den externa tillförseln och de interna processerna i havet. Näringsämnenas dynamik är komplex och man har i dag inte full förståelse för alla ingående processer. Viktigt är också att beakta att olika havsområden, kuststräckor och sjösystem har olika egenskaper, vilket kräver väl anpassade lösningar då konkreta åtgärder ska sättas in. Hela ekosystemet måste beaktas då man behandlar övergödningens problematik. Ny forskning visar t.ex. att avsaknad av rovfiskar (t.ex. torsk) kan förvärra effekterna av övergödning. En minskning av mängden rovfisk kan, precis som ökade utsläpp av närsalter, leda till att mängden växtplankton eller makroalger ökar och i förlängningen orsaka syrebrist och bottendöd.

Miljögifter – en cocktail av ämnen

Miljögifter kan orsaka skador på fisk och bl.a. försämra deras reproduktionsförmåga. Sådana skador har observerats i områden runt industrier eller andra utsläppskällor. Även läkemedel i den akvatiska miljön kan påverka reproduktionsförmågan hos fisk, vilket har observerats i avloppsreningsverkens direkta närområden. Däremot kan inga storskaliga effekter på fiskpopulationer i dag kopplas direkt till miljögifter eller läkemedel.

Många fiskpopulationer i Sverige har genomgått stora strukturella förändringar där både ett högt fisketryck och övergödning spelat en viktig roll. I ett ekosystem som redan genomgått sådana storskaliga förändringar kan effekten av miljögifter potentiellt ha betydelse för fiskpopulationers förmåga att återhämta sig. Effekter av diffusa utsläpp, såväl vattenburna som luftburna, kan ha större effekt på fiskpopulationer än vi i dag har kunskap om. Fortsatt miljöövervakning, screening och forskning är viktiga verktyg i arbetet med miljögifters påverkan på ekosystemen.

5 Litteraturförteckning

- Aarestrup K., Lucas MC., Hansen JA. (2003) Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecol. Freshwater Fish* 12: 160–168.
- Adill A., Karås P., Ljunghager F., Mo K., Didrikas T., Sevastik A. (2006) Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2006. Kustlaboratoriets arbetsrapport, 24 sidor.
- Alheit J., Hagen E. (1997) Long-term climate forcing of European herring and sardine populations. *Fish. Oceanogr.* 6: 130–139.
- Alheit J., Möllmann C., Dutz J., Kornilovs G., Loewe P., Mohrholz V., Wasmund N. (2005) Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES J Mar Sci.* 62: 1205–1215.
- Almesjö L. (2007) Filamentous cyanobacteria in the Baltic Sea: spatiotemporal patterns and nitrogen fixation. Doktorsavhandling, Systemekologiska institutionen, Stockholms universitet.
- Anderson CNK., Hsieh C-H., Sandin SA., Hewitt R., Hollowed A., Beddington J., May RM., Sugihara G. (2008) Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature* 452: 835–839.
- Andersson J., Mo K., Thörnqvist S. (1999) Biologisk recipientkontroll vid kärnkraftverken. Årsrapport för 1998. *Finfo* 1999:4.
- Andersson J., Dahl J., Karås P., Nilsson J., Sandström O., Svensson A. (2000) Utslagen fiskrekrytering och sviktande fiskbestånd i Kalmar läns kustvatten. *Fiskeriverket Rapport* 2000:5.
- Aner G. (1987) High natural mortality of Baltic herring (*Clupea harengus*) eggs caused by algal exudates? *Mar. Biol.* 94: 163–169.
- Artdatabanken (2005) Faktablad: *Anguilla anguilla* – ål. Författare: Håkan Wickström 2005.
- Auster P., Malatesta R., Donaldson C. (1997) Distributional responses to small-scale habitat variability by early juvenile silver hake, *Merluccius bilinearis*. *Environ. Biol. Fish* 50: 195–200.
- Bagge O., Thurow F. (1994) The Baltic cod stock: fluctuations and possible causes. *ICES Mar. Sci. Symp.* 198: 254–268.
- Baker TT., Fair LF., Clark RA., Hasbrouck JJ. (2006) Review of salmon escapement goals in Bristol Bay, 2006. Fisheries manuscript no. 06-05, Anchorage. Alaska Department of Fish and Game, Alaska.
- Bergman E., Hamrin SF., Romare P. (1999) The effects of cyprinid reduction on the fish community. *Hydrobiologia* 404: 65–75.
- Bergström U., Ask L., Degerman E., Svedäng H., Svensson A., Ulmestrand M. (2007) Effekter av fredningsområden på fisk och kräftdjur i svenska vatten. *Fiskeriverket, Finfo* 2007:2.
- Beverton RJH., Holt SJ. (1957) On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Invest. London* 19: 533 pp.

- Bianchi G., Gislason H., Graham K., Hill L., Jin X., Korateng K., Manickchand-Heileman S., Payá I., Sainsbury K., Sanchez F., Zwanenburg K. (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 558–571.
- Bianchi TS., Engelhaupt E., Westman P., Andrén T., Rolff C., Elmgren R. (2000) Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or human-induced? *Limnol. Oceanogr.* 45: 716–726.
- Bignert A., Nyberg E., Asplund L., Berger U., Eriksson U., Holmström K., Wilander A., Haglund P. (2007) Miljögifter – klassgränser att diskutera. *Havet 2007*: 72–76.
- Blomqvist S., Gunnars A. (2008) Räddningsplan för Östersjön. *Kemivärlden Biotech med Kemisk Tidskrift*. Nr 4.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E.M., Mattila, J. and Norkko, A. (1997) Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Islands and the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Oceanol. Acta* 20: 319–329.
- Brandes J.A., Devol A.H., Deutsch C. (2007) New developments in the marine nitrogen cycle. *Chem. Rev.* 107: 577–589.
- Börjeson H., Norrgren L., Andersson T., P-A. Bergqvist (1994) The Baltic salmon-situation in the past and today. I Reproduction disturbances in fish. *Naturvårdsverket Rapport 4346*, 1994.
- Caddy JF., Mahon R. (1995) Reference points for fisheries management. *FAO Fish. Tech. Paper no. 347*, 83 sidor.
- Cardinale M., Arrhenius F. (2000) Decreasing weight-at-age of Atlantic herring (*Clupea harengus*) from the Baltic Sea between 1986 and 1996: a statistical analysis. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 882–893.
- Cardinale M., Casini M., Arrhenius F. (2002) The influence of biotic and abiotic factors on the growth of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea. *Aquat. Living Resources* 15: 273–281.
- 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. *Fish. Res.* 69: 263–282.
- Carlsson J., Aarestrup K., Nordwall F., Näslund I., Eriksson T., Carlsson JEL. (2004) Migration of landlocked brown trout in two Scandinavian streams as revealed from trap data. *Ecol. Freshwater Fish* 13: 161–167.
- Carpenter EJ., Anderson SJ., Harvey GR., Miklas HP., Peck BB. (1972) Polystyrene spherules in coastal waters. *Science* 178: 749–750.
- Casini M., Cardinale M., Arrhenius F. (2004) Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 61: 1267–1277.
- Casini M., Cardinale M., Hjelm J. (2006) Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the Baltic Sea: what gives the tune? *Oikos* 112: 638–650.
- Casini M., Lövgren J., Hjelm J., Cardinale M., Molinero J-C., Kornilovs G. (2008) Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proc. Royal Soc.* Doi:10.1098/rspb.2007.1752.
- Cato I., Magnusson M., Granmo Å., Borgegren A. (2007) Organiska tennföreningar – ett hot mot livet i våra hav. *Havet 2007*: 77–81.
- Cederwall H., Elmgren R. (1990) Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone. *Ambio* 19: 109–112.

- Conley DJ., Humborg C., Rahm L., Savchuk OP., Wulff F. (2002) Hypoxia in the Baltic Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. *Environ Sci Technol* 36: 5315–5320.
- Crean K., Symes D. (1994) The discards problem: towards a European solution. *Marine Policy* 18: 422–434.
- Daan N., Gislason H., Pope JG., Rice JC. (2005) Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.* 62: 177–188.
- Daskalov GM. (2002) Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 225: 53–63.
- Daskalov GM., Grishin AN., Rodinov S., Mihneva V. (2007) Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 104: 10518–10523.
- De Lange HJ., Noordoven W., Murk AJ., Lüring M., Peeters ETHM. (2006) Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals. *Aquat. Toxicol.* 78: 209–216.
- Diaz, R.J., Rosenberg, R. (2008) Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321: 926–929.
- Diaz, R.J., Rosenberg, R. (1995) Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev* 33: 245–03.
- Dinmore TA., Duplisea DE., Rackham BD., Maxwell DL., Jennings S. (2003) Impact of large-scale area closure on patterns of fishing disturbance and the consequences for benthic communities. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 371–380.
- Eero M., MacKenzie BR., Karlsdóttir HM., Gaumiga R. (2007) Development of international fisheries for the eastern Baltic cod (*Gadus morhua*) from the late 1880s until 1938. *Fish. Res.* 87: 155–166.
- Elforsk (2006) Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Etapp 2. Slutrapport mars 2006. Elforsk rapport 06:37.
- 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.
- Elmgren R. (2001) Understanding human impact on the Baltic ecosystem: changing views in recent decades. *Ambio* 30: 222–231.
- Elmgren R., Larsson U. (2001) Nitrogen in the Baltic Sea: Managing nitrogen in relation to phosphorus. *The Scientific World* 1 (S2): 371–377.
- Engström-Öst J., Karjalainen M., Viitasalo M. (2006) Feeding and refuge use by small fish in the presence of cyanobacteria blooms. *Environ Biol Fish* (2006) 76: 109–117.
- Engström-Öst J., Candolin U. (2007) Human-induced water turbidity alters selection on sexual displays in sticklebacks. *Behavioral ecology* 18: 383–398.
- Engström-Öst J., Lehtiniemi M., Green S., Kozlowsky-Suzuki B., Viitasalo M. (2002) Does cyanobacterial toxin accumulate in mysid shrimps and fish via copepods? *J Exp Mar Biol Ecol* 276: 95–107.
- Eriksson C., Burton H. (2003) Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie island. *Ambio*, 32: 380–384.
- Essington TE., Beaudreau AH., Wiedenmann J. (2006) Fishing through marine food webs. *PNAS* 103: 3171–3175.

- Fagerholm B., Andersson J. (2005) Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1997–2001. *Finfo* 2005:6.
- Fent K., Escher C., Caminada D. (2006) Estrogenic activity of pharmaceuticals and pharmaceutical mixtures in a yeast reporter gene system. *Reproductive Toxicol.* 22: 175–185.
- Fiskeriverket (2002) Biologiska effekter och ekonomiska konsekvenser av ett svenskt unilateralt torskfiskestopp. Regeringsuppdrag, dnr 43-2362-02.
- Fiskeriverket (2004) Musselodling – En kretsloppsnaering för god miljö och hälsa samt ny sysselsättning i skärgården. Utredning av Fiskeriverket.
- Fiskeriverket (2005) Svenska vattenbruksanläggningars belägenhet, närsalttillskott och övriga miljöeffekter. Redovisning av ett regeringsuppdrag beträffande vattenbrukets miljöpåverkan.
- Fiskeriverket (2006) Fakta om svenskt fiske. Statistik till och med 2005. www.fiskeriverket.se/statistik/statistik.htm
- Fiskeriverket (2007a) Åtgärder för att möjliggöra noggrannare uppskattningar av fiskets bifångster samt deras effekter på hotade arter och bestånd. Regeringsuppdrag.
- Fiskeriverket (2007b) Räkna fisk i havet – så går det till. Information från Fiskeriverket.
- Fiskeriverket (2007c) Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs- och miljööversikt 2007.
- Fiskeriverket (2008a) Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten, Resurs- och miljööversikt 2008.
- Fiskeriverket (2008b) Försök med skarpsillsutfiskning. Regeringsuppdrag.
- Flinkman J., Aro E., Vuorinen I., Viitasalo M. (1998) Changes in northern Baltic zooplankton and herring nutrition from 1980s to 1990s: top-down and bottom-up processes at work. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 165: 127–136.
- Florderus S., Pihl L. (1990) Resuspension in the Kattegat: impact of variation in wind climate and fishery. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 31: 487–498.
- Frank KT., Petrie B., Choi JS., Leggett WC. (2005) Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308: 1621–1623.
- Graham N., Ferro RST., Karp WA., MacMullen P. (2007) Fishing practice, gear design, and the ecosystem approach – three case studies demonstrating the effect of management strategy on gear selectivity and discards. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 744–750.
- Granéli E., Wallström K., Larsson U., Granéli W., Elmgren R. (1990) Nutrient limitation and primary production in the Baltic Sea area. *Ambio* 19: 142–151.
- Gyllenhammar A., Håkansson L. (2005) Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic – a review. *Mar Environ Res* 60: 211–243.
- Halpern BS., Warner RR. (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Letters.* 5: 361–366.
- Hannig M., Lavik G., Kuypers M.M.M., Woebken D., Martens-Habbena W., Jürgens K. (2007) Shift from denitrification to anammox after inflow events in the central Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.* 52: 1336–1345.
- Hamrin S. (1999) Planning of execution of the fish reduction in Lake Ringsjön. *Hydrobiologica* 404: 59–63.

- Hansson S. (1987) Effects of pulp and paper mill effluents on coastal fish communities in the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Ambio* 16: 344–348.
- Hansson S., Didrikas T. (2005) Resultatredovisning för projektet Minskad övergödning och förbättrat fiske. Opublicerad rapport från Stockholms läns landsting.
- Hansson S., Rudstam LG. (1990) Eutrophication and Baltic fish communities. *Ambio* 19: 123–125.
- Hansson T., Lindesjö E., Förlin L., Balk L., Bignert A., Larsson Å. (2006a) Long-term monitoring of the health status of female perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea shows decreased gonad weight and increased hepatic EROD activity. *Aquat. Toxicol.* 79: 341–355.
- Hansson T., Schiedek D., Lehtonen KK., Vuorinen PJ., Liewenborg B., Noaksson E., Tjärnlund U., Hanson M., Balk L. (2006b) Biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Mar. Poll. Bull.* 53: 451–468.
- Harding KC., Härkönen TJ. (1999) Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio* 28(7): 619–627.
- Hart R. (2003) Dynamic pollution control – time lags and optimal restoration of marine ecosystems. *Ecol. Economics* 47: 79–93.
- Hilborn R., Branch TA., Ernst B., Magnusson A., Minte-Vera CA., Scheuerell MD., Valero JL. (2003) State of the world's fisheries. *Ann. Rev. Environ. Res.* 28: 359–399.
- Hjelm J., Hultgren M., Cardinale M. (2006) Water uptake in herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) as a function of area, salinity and fat content. *Fisheries Res.* 81: 94–99.
- ICES (2006) Report of the study group on multispecies assessment in the Baltic. ICES CM 2006/BCC:07.
- ICES (2007) Report of the 2007 Session of the joint EIFAC/ICES working group on eels. ICES CM 2007/ACFM:23.
- ICES (2008) ICES Advice for cod in subdivisions 25–32. ICES 2008.
- Jackson JBC., Kirby MX., Berger WH., Bjorndal KA., Botsford LW., Bourque BJ., Bradbury RH., Cooke R., Erlandson J., Estes JA., Hughes TP., Kidwell S., Lange CB., Lenihan HS., Pandolfi JM., Peterson CH., Steneck RS., Tegner MJ., Warner RR. (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629–638.
- Jennings S., Greenstreet SPR., Reynolds JD. (1999) Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *J. Animal Ecol.* 68: 617–627.
- Jennings S., Dinmore TA., Duplisea DE., Warr KJ., Lancaster JE. (2001) Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Animal Ecol.* 70: 459–475.
- Järvi P., Petersson E. (2004) Genetiska och ekologiska konsekvenser av fiskutsättningar. Miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Etapp 1. Slutrapport.
- Kaiser MJ., Collie JS., Hall SJ., Jennings S., Poiner IR. (2002) Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish Fisher.* 3: 114–136.

- Kankaanpää H., Vuorinen P.J., Sipiä V., Keinänen M. (2002) Acute effects and bioaccumulation of nodularin in sea trout (*Salmo trutta m. trutta* L.) exposed orally to *Nodularia spumigena* under laboratory conditions. *Aquat Toxicol* 61: 155–168.
- Karjalainen M., Engström-Öst J., Korpinen S., Peltonen H., Pääkkönen J-P., Rönkkönen S., Suikkanen S., Viitasalo M. (2007) Ecosystem consequences of cyanobacteria in the northern Baltic Sea. *Ambio* 36: 195–202.
- Karlström O. (1999) Development of the M74 syndrome in wild populations of Baltic salmon (*Salmo salar*) in Swedish rivers. *Ambio* 28: 82–86.
- Karlsson J., Kautsky H. (2007) Stor variation i makrovegetation. *Havet 2007*: 58-61.
- Karlsson O., Härkönen T., Bäcklin B-M. (2007) Sälår på uppgång. *Havet 2007*: 84–89.
- Karlsson L., Ikonen E., Mitans A., Hansson S. (1999) The diet of salmon (*Salmo salar*) in the Baltic sea and connections with the M74 syndrome. *Ambio* 28: 37–42.
- Karås P., Neuman E., Sandström O. (1991) Effects of pulp mill effluents on the population dynamics of perch, *Perca fluviatilis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 28–34.
- Kautsky N., Kautsky H., Kautsky U., Waern M. (1986) Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28: 1–8.
- Kjerulf Petersen J., Loo L-O. (2004) Musslor för miljön – musselodlingens positiva och negativa miljöeffekter. Rapport från Forum Skagerrak och Blåskjellodling og nitrogenkvoter.
- Köster FW., Möllmann C. (2000) Trophodynamic control by clupeid predators on recruitment success in Baltic cod? *ICES J. Mar. Sci.* 57: 310–323.
- Landergren P., Vallin L., Westin L., Amcoff P., Börjeson H., Ragnarsson B. (1999) Reproductive failure in Baltic Sea trout (*Salmo trutta*) compared with the M74 syndrome in Baltic salmon (*Salmo salar*). *Ambio* 28: 87–91.
- Larsson P., Backe C., Bremle G., Eklöv A., Okla L. (1996) Persistent pollutants in a salmon population (*Salmo salar*) of the southern Baltic Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 62–69.
- Larsson DGJ., Adolfsson-Erici M., Parkkonen J., Pettersson M., Berg AH., Olsson P-E., Förlin L. (1999) Ethinylloestradiol – an undesired fish contraceptive? *Aquat. Toxicol.* 45: 91–97.
- Larsson U., Elmgren R., Wulff F. (1985) Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* 14: 9–14.
- Larsson U., Hansson S. (1993) Analys av vattenkemiska data från Himmerfjärden perioden 1965–1991. Opublicerad rapport.
- Larsson U., Hajdu S., Walve J., Elmgren E. (2001) Baltic Sea nitrogen fixation estimated from the summer increase in upper mixed layer total nitrogen. *Limnol. Oceanogr.* 46: 811–820.
- Lindahl O., Hart R., Hernroth B., Kollberg S., Loo L-O., Olrog L., Rehnstam-Holm A-S., Svensson J., Svensson S., Syversen U. (2005) Improving marine water quality by mussel farming: a profitable solution for Swedish society. *Ambio* 34: 131–138.
- Linderöth M. (2006) Biochemical characterization of landfill leachate toxicity in fish. Doktorsavhandling, Institutionen för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet.

- Livsmedelverket (2006) Kontroll av svenska musselodlingar. Rapport från Livsmedelsverket nr. 14-2006.
- Ljunggren L., Sandström A., Johansson G., Sundblad G., Karås P. (2005) Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. Finfo 2005:5.
- Lundqvist H., Rivinoja P., Leonardsson K. (2008) Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. Hydrobiol. 602: 111–127.
- Lunneryd S-G., Königson S., Sjöberg NB.(2004) Bifångst av säl, tumlare och fåglar i det svenska yrkesfisket. Finfo 2004:8.
- Läkemedelsverket (2004) Miljöpåverkan från läkemedel samt kosmetiska och hygieniska produkter. Rapport från Läkemedelsverket, augusti 2007.
- Läkemedel och miljö (2005) Informationsskrift från Apoteket. www.apoteket.se/content/1/c4/71/08/lakemedel_miljo.pdf
- MacKenzie BR., Alheit J., Conley DJ., Holm P., Kinze CC. (2002) Ecological hypotheses for a historical reconstruction of upper trophic level biomass in the Baltic Sea and Skagerrak. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 173–190.
- MacKenzie BR., Schiedek D. (2007) Long-term sea surface temperature baselines-time series, spatial covariation and implications for biological processes. J. Mar. Syst. 68: 405–420.
- Marteinsdottir G., Thoraridsson K. (1998) Improving the stock-recruitment relationship in Icelandic cod (*Gadus morhua* L.) by including age diversity of spawners. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1372–1377.
- Marteinsdottir G., Ruzzante D., Nielsen EE. (2005) History of the North Atlantic cod stocks. ICES CM 2005/AA:19.
- Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T. (2001) Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. Environ. Sci. Technol. 35: 318–324.
- Matthäus W., Lass HU (1995) The recent salt inflow to the Baltic Sea. J. Phys. Oceanogr. 25: 280–286.
- McKinnell S., Lundqvist H., Johansson H. (1994) Biological characteristics of the upstream migration of naturally and hatchery-reared Baltic salmon, *Salmo salar* L. Aquacult. Fish. Management 25 (Suppl. 2): 45–63.
- Mollet FM., Kraak SBM., Rijnsdorp AD. (2007) Fisheries-induced evolutionary changes in maturation reaction norms in North Sea sole *Solea solea*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 351: 189–199.
- Monaghan P., Uttley JD., Burns MD. (1992) Effect of changes in food availability on reproductive effort in arctic terns *Sterna paradisaea*. Ardea 80: 71–81.
- Murawski SA., Brown R., Lai H-L., Rago PJ., Hendrickson L. (2000) Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems: the Georges Bank experience. Bull. Mar. Sci. 66: 775–798.
- Myers RA., Hutchins JA., Barrowman NJ. (1997) Why do fish stocks collapse? The example of cod in Atlantic Canada. Ecol. Appl. 7 (1): 91–106.
- Myers RA., Worm B. (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. Nature 423: 280–283.
- Möllmann C., Kornilovs G., Sidrevics L. (2000) Long-term dynamics of main mesozooplankton species in the central Baltic Sea. J. Plankton Res. 22: 2015–2038.

- Naturvårdsverket (2008a) Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen. Rapport 5794, februari 2008.
- Naturvårdsverket (2008b) Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer. Rapport 5810, april 2008.
- Neuman E., Karås P. (1988) Effects of pulp mill effluent on a Baltic coastal fish community. *Water Sci. Technol.* 20: 95–106.
- Newell RIE. (2004) Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve mollusks: a review. *J Shellfish Res.* 23: 51–61.
- Nissling A., Kryvi H., Vallin L. (1994) Variation in egg buoyancy of Baltic cod *Gadus morhua* and its implications for egg survival in prevailing conditions in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 110: 67–74.
- Noaksson E. (2003) Environmental monitoring of refuse dump leachate toxicity in fish. Doktorsavhandling, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet.
- Noaksson E., Linderöth M., Tjärnlund U., Balk L. (2005) Toxicological effects and reproductive impairments in female perch (*Perca fluviatilis*) exposed to leachate from Swedish refuse dumps. *Aquat. Toxicol.* 75: 162–177.
- Norén F. (2007) Small plastic particles in Swedish waters. Report from KIMO Sweden.
- Norkko A. (1997) The role of drifting macroalgal mats in structuring coastal zoobenthos. PhD Thesis, Department of Biology, Åbo Akademi University, 41 pp.
- Ojaveer E., Simm M., Balode M., Purina I., Suursaar Ü. (2003) Effect of *Microcystis aeruginosa* and *Nodularia spumigena* on survival of *Eurytemora affinis* and the embryonic and larval development of the Baltic herring *Clupea harengus membras*. *Environ. Toxicol.* 18: 236–242.
- OSPAR (2007) Monitoring of marine litter in the OSPAR region. OSPAR commission 2007. Publication number 386/2007.
- Ottersen G., Loeng H., Raknes A. (1994) Influence of temperature variability on recruitment of cod in the Barents Sea. *ICES Mar. Sci. Symp.* 198: 471–481.
- Paavilainen, K., Langi, A. and Tana, J. (1985) Effect of pulp and paper mill effluents on a fishery in the Gulf of Finland. *Finnish Fish. Res.* 6: 81–91.
- Papush L., Danielsson Å. (2006) Silicon in the marine environment: Dissolved silica trends in the Baltic Sea. *Estur. Coast. Shelf. Sci.* 67: 53–66.
- Paulrud A., Waldo S. (2008) Fritidsfiskebaserat företagande i Sverige. *Finfo* 2008:2.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F. Jr. (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860–863.
- Petry MV., da Silva Fonseca VS., Scherer AL. (2007) Analysis of stomach contents from the black-browed albatross, *Thalassarche melanophris*, on the Coast of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Polar Biol.* 30: 321–325.
- Pihl L., Modin J., Wennhage H. (2005) Relating plaice (*Pleuronectes platessa*) recruitment to deteriorating habitat quality: effects of macroalgal blooms in coastal nursery grounds. *Can J Fish Aquat Sci* 62: 1184–1193.

- 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. *Est. Coast. Shelf Sci.* 67: 123–132.
- Pickova J., Brännäs E., Andersson T. (2007) Importance of fatty acids in broodstock diets with emphasis on arctic char (*Salvelinus alpinus*) eggs. *Aquacult. Internat.* 15: 305–311.
- Poulsen B., Holm B., MacKenzie BR. (2007) A long-term (1667–1860) perspective on impacts of fishing and environmental variability on fisheries for herring, eel, and whitefish in the Limfjord, Denmark. *Fish. Res.* 87: 181–195.
- Raateoja M., Seppälä J., Kuosa H., Myrberg K. (2005) Recent changes in trophic state of the Baltic Sea along SW coast of Finland. *Ambio* 34: 188–191.
- Rehnstam-Holm A-S., Hernroth B. (2005) Shellfish and public health: a Swedish perspective. *Ambio* 34: 139–144.
- Rijnsdorp AD., vanLeeuwen PI., Daan N., Heessen HJL. (1996) Changes in abundance of demersal fish species in the North Sea between 1906–1909 and 1990–1995. *ICES J. Mar. Sci.* 53: 1054–1062.
- Rolff C., Almesjö L., Elmgren R. (2007) Nitrogen fixation and abundance of the diazotrophic cyanobacterium *Aphanizomenon* sp. in the Baltic Proper. *Mar Ecol Prog Ser*, 332: 107–118.
- Rosenberg R., Elmgren R., Fleischer S., Jonsson P., Persson G., Dahlin H. (1990) Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio*. 19: 102–108.
- Rudstam LG., Aneer G., Hildén M. (1994) Top-down control in the pelagic Baltic ecosystems. *Dana* 10: 105–129.
- Rönkönen S., Ojaveer E., Raid T., Viitasalo M. (2004) Long-term changes in Baltic herring (*Clupea harengus membras*) growth in the Gulf of Finland. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 61: 219–229.
- Sandén P., Håkansson B (1996) Long-term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.* 41: 346–351.
- Sandström O., Mo K., Karås P., Saulamo K., Sevastik A. (2002) Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1995–2000. *Finfo* 2002:3.
- Sandström O., Larsson Å., Andersson J., Appelberg M., Bignert A., Ek H., Förlin L., Olsson M. (2005) Three decades of Swedish experience demonstrates the need for long-term monitoring of fish in marine coastal areas. *Water Qual. Res. J. Canada.* 40: 233–250.
- Savchuk OP., Wulff F., Hille S., Humborg C., Pollehne F. (2008) The Baltic Sea a century ago – a reconstruction from model simulations, verified by observations. *J. Mar. Syst.* 74: 485–494.
- Schinke H., Matthäus W. (1998) On the causes of major Baltic inflows – an analysis of long time series. *Cont. Shelf Res.* 18: 67–97.
- Sjöstrand B. (2007) Fiskbestånd i utsjön ur balans. *Havet* 2007: 94–96.
- Sköld M., Bergström U., Andreasson J., Westerberg H., Bergström L., Högborg B., Rydgren M., Svedäng H., Piriz L. (2008) Möjligheter till och konsekvenser av fiskefria områden. Delrapport till regeringen 2008-03-01. *Finfo* 2008:1.
- Sparholt H. (1994) Fish species interactions in the Baltic Sea. *Dana* 10: 131–162.

- Sundberg H. (2005) Toxicological and chemical characterization of organic pollutants with potential to adversely affect fish. Doktorsavhandling, Institutionen för tillämpad miljökunskap, Stockholms universitet.
- Svedäng H., Bardon G. (2003) Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegatt and eastern Skagerrak. ICES J. Mar. Sci. 60: 32–37.
- Svedäng H., Hagberg J., Börjesson P., Svensson A., Vitale F. (2004) Bottenfisk i Västerhavet. Fyra studier av beståndens status, utveckling och lek-områden vid den svenska västkusten. Finfo 2004:6.
- Svedäng H., Svensson A. (2006) Cod *Gadus morhua* L. populations as behavioural units: inference from time series on juvenile abundance in the eastern Skagerrak. J. Fish Biol. 69: 151–164.
- Svedäng H., Righton D., Jonsson P. (2007) Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism. Mar. Ecol. Prog. Ser. 345: 1–12.
- Tasker ML., Furness RW. (1996) Estimation of food consumption by seabirds in the North Sea. ICES Cooperative Research Report, 216: 6–42.
- Tasker ML., Camphuysen CJ., Cooper J., Garthe S., Montevecchi WA., Blaber SJM. (2000) The impacts of fishing on marine birds. ICES J. Mar. Sci. 57: 531–547.
- Thompson RC., Olsen Y., Mitchell RP., Davis A., Rowland SJ., John AWG., McGonigle D., Russell AE. (2004) Lost at sea: where is all the plastic? Science 304: 838.
- Thurrow F. (1997) Estimation of the total fish biomass in the Baltic Sea during the 20th century. ICES J. Mar. Sci. 54: 444–461.
- Trippel EA. (1995) Age at maturity as a stress indicator in fisheries. BioScience 45: 759–771.
- Tzeng WN., Wang CH., Wickström H., Reizenstein M. (2000) Occurrence of the semi-catadromous European eel *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. Mar. Biol. 137: 93–98.
- Vahtera E., Conley DJ., Gustafsson BG., Kuosa H., Pitkänen H., Savchuk OP., Tamminen T., Viitasalo M., Voss M., Wasmund N., Wulff F. (2007) Internal feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. Ambio 36: 186–194.
- Valentinsson D., Ulmestrand M. (2008) Species-selective Nephrops trawling: Swedish grid experiments. Fish. Res. 90: 109–117.
- Vallin L., Nissling A., Westin L. (1999) Potential factors influencing reproductive success in Baltic cod, *Gadus morhua*: A review. Ambio 28 (1): 92–99.
- Vallin L., Nissling A. (2000) Maternal effects on egg size and egg buoyancy of Baltic cod, *Gadus morhua*. Implications for stock structure effects on recruitment. Fish. Res. 49: 21–37.
- Van Nieuwerburgh L., Wänstrand I., Liu J., Snoeijs P. (2005) Astaxanthin production in marine pelagic copepods grazing on two different phytoplankton diets. J. Sea Res. 53: 147–160.
- Vlietstra LS., Parga JA. (2002) Long-term changes in the type, but not amount, of ingested plastic particles in short-tailed shearwaters in the southeastern Bering Sea. Mar. Poll. Bull. 44: 945–955.

- Vitale F., Börjesson P., Svedäng H., Casini M. (2008) The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fish. Res.* 90: 36–44.
- Votier SC., Furness RW., Bearhop S., Crane JE., Caldow RWG., Catry P., Ensor K., Hamer KC., Hudson AV., Kalmbach E., Klomp NI., Pfeiffer S., Phillips RA., Prieto I., Thompson DR. (2004) Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature* 427: 727–730.
- Vuori KAM., Nikinmaa M. (2007) M74 syndrome in Baltic salmon and the possible role of oxidative stresses in its development: Present knowledge and perspectives for future studies. *Ambio* 36: 168–172.
- Vätternvårdsförbundet (2003) Miljögifter i fisk 2001/2002. Rapport nr 73 från Vätternvårdsförbundet.
- Wasmund N. (1997) Occurrence of cyanobacterial blooms in the Baltic sea in relation to environmental conditions. *Int. Rev. Der Ges. Hydrobiol.* 82: 169–184.
- Wasmund N., Andrushaitis A., Lysiak-Pastuszek E., Müller-Karulis B., Nauch G., Neumann T., Ojaveer H., Olenina I., Postel L., Witek Z. (2001) Trophic status of the south-eastern Baltic Sea: a comparison of coastal and open areas. *Est Coast Shelf Sci.* 53: 849–864.
- Wasmund N., Uhlig S. (2003) Phytoplankton trends in the Baltic Sea. *ICES J Mar Sci* 60: 177–186.
- Wennhage H., Pihl L. (1994) Substratum selection by juvenile plaice (*Pleuronectes platessa* L.): impact of benthic microalgae and filamentous macroalgae. *Neth. J. Sea Res.* 32: 343–351.
- Willén E. (2001) Four decades of research on the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern: the significance of monitoring and remedial measures for a sustainable society. *Ambio* 30: 458–466.
- Winter HV., Jansen HM., Bruijs MCM. (2006) Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecol. Freshwater Fish* 15 (2): 221–228.
- Ålands landskapsregering (2006) Nationell strategisk plan för fiskerinäringen inom landskapet Åland 2007-2013. Beredningsunderlag för vattenbruket. Rapport.
- Österblom H., Bignert A., Fransson T., Olsson O. (2001) A decrease in fledging body mass in common guillemot *Uria aalge* chicks in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 224: 305–309.
- Österblom H., Olsson O. (2002) Changes in feeding behaviour and reproductive success in the Common Guillemot *Uria aalge* on the island of Stora Karlsö. *Ornis Svecica* 12: 53–62.
- Österblom H., Hansson S., Larsson U., Hjerne O., Wulff F., Elmgren R., Folke C. (2007) Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10: 877–889.

Ordlista

Abundans – antal djur eller växter i ett definierat område

Akvatisk – refererar till vattenmiljö

Anadrom – arter som vandrar från salt till sött vatten för att leka

Artdiversitet – antalet olika arter inom ett visst område

Bifångst – fångst utöver målfångsten

Biomarkör – ett biologiskt verktyg som visar en biologisk respons som indikator för en effekt av ett miljögift

Biomassa – mängd biologiska organismer uttryckt som massa. Exempelvis uttrycks torskens biomassa som antal ton per havsområde eller per bestånd, medan växtplankton ofta uttrycks som gram kol per kubikmeter vatten

Biota – växter och djur inom ett område

Ekosystemstjänst – de nyttor som naturen tillhandahåller

EROD-aktivitet – aktiviteten hos avgiftningensenzymet EROD; ett grovt mått på fiskens hälsostatus

Fekunditet – förmågan att alstra avkomma

Fiskmjöl – mjöl till största del bestående av torkad, mald fisk; används som mat vid bl.a. fiskodling

Gonad – fiskens könskörtlar

Habitat – livsmiljö

Halogen – grupp av grundämnen i periodiska systemet; fluor, klor, brom, jod och astat

Haloklin – (språngskiktet) det skikt som finns mellan vattenmassor med olika salthalt

Hydrografi – den fysiska karakteristiken av vatten och angränsande landområden

Juvenil – ung, exempelvis är juvenila stadier hos fisk de livsstadier som föregår vuxenstadiet

Katadrom – arter som vandrar från sött till salt vatten för att leka

Konkurrens – då två eller fler individer tävlar om samma resurs (föda, boplatser, etc.)

Lekperiod – den period under vilken en viss art fortplantar sig

Livsstadium – period under en individs liv, t.ex. yngelstadiet

Nautisk mil – 1 852 meter, kallas även distansminut eller sjömil

Persistens – ett persistent miljögift finns kvar under en lång tid i miljön, i ursprunglig form

Predation – att äta andra djur

Predator – ett djur som äter andra djur

Primärproduktion – omvandling av solenergi, koldioxid och vatten till sammansatta kolhydrater; i havet står alger och bakterier för den huvudsakliga primärproduktionen

Recipient – i miljöövervakningsprogram avses miljö i anslutning till utsläppskälla

Rekryter – den mängd fiskungar som överlever tills de är stora nog att fångas i fisket

Salinitet – salthalt

Selektiv predator – en predator som endast äter en viss typ av byte

Smolt – livsstadium hos lax

Synergieffekt – den samlade verkan är större än den hos de ingående delarna var för sig

Utkast – den bifångst som slängs överbord

Årsklass – de antal fiskar som föds ett visst år

2004/05:RFR1	TRAFIKUTSKOTTET Transportforskning i en föränderlig värld
2004/05:RFR2	NÄRINGSUTSKOTTET Statens insatser för att stödja forskning och utveckling i små företag Rapport till riksdagens näringsutskott
2004/05:RFR3	KONSTITUTIONSUTSKOTTET Nationella minoriteter och minoritetsspråk
2004/05:RFR4	SKATTEUTSKOTTET Skatteutskottets offentliga seminarium om skattekonkurrensen den 15 mars 2005

2005/06:RFR1	JUSTITIEUTSKOTTET Brottskadeersättning och skadestånd på grund av brott. Undersökning av skillnader mellan beslutad brottskadeersättning och av domstol sakprövat skadestånd
2005/06:RFR2	JUSTITIEUTSKOTTET Särskild företrädare för barn Uppföljning om tillämpningen av lagen (1999:997) om särskild företrädare för barn
2005/06:RFR3	MILJÖ- OCH JORDBRUKSUTSKOTTET Förutsättningarna för småskalig livsmedelsproduktion – en uppföljning
2005/06:RFR4	KONSTITUTIONSUTSKOTTET Regeringsmakt och kontrollmakt. Offentligt seminarium tisdagen den 15 november 2005 anordnat av konstitutionsutskottet
2005/06:RFR5	KULTURUTSKOTTET Statsbidrag till teater och dans En uppföljning av pris- och löneomräkningens konsekvenser
2005/06:RFR6	UTRIKESUTSKOTTET Utrikesutskottets uppföljning av det multilaterala utvecklingssamarbetet
2005/06:RFR7	TRAFIKUTSKOTTET Sjöfartsskydd En uppföljning av genomförandet av systemet för skydd mot grova våldsbrott gentemot sjöfarten
2005/06:RFR8	UTRIKESUTSKOTTET Vår relation till den muslimska världen i EU:s grannskapsområde
2005/06:RFR9	NÄRINGSUTSKOTTET Näringsutskottets offentliga utfrågning om elmarknaden den 18 maj 2006

2006/07:RFR1	FINANSUTSKOTTET En utvärdering av den svenska penningpolitiken 1995–2005
2006/07:RFR2	UTRIKESUTSKOTTET OCH MILJÖ- OCH JORDBRUKS- UTSKOTTET Offentlig utfrågning den 12 december 2006 om en gasledning i Östersjön – fakta om projektet – internationell rätt – tillvägagångs- sätt vid tillståndsprövning
2006/07:RFR3	TRAFIKUTSKOTTET Trafikutskottets uppföljning av flyttning av fordon
2006/07:RFR4	TRAFIKUTSKOTTET Trafikutskottets offentliga utfrågning om trafiklösningar för Stock- holmsregionen
2006/07:RFR5	MILJÖ- OCH JORDBRUKSUTSKOTTET Offentlig utfrågning om förutsättningarna för att bedriva småskalig livsmedelsproduktion
2006/07:RFR6	KULTURUTSKOTTET Offentlig utfrågning på temat Var går gränsen för den konstnärliga friheten?
2006/07:RFR7	UTRIKESUTSKOTTET Sveriges deltagande i EU:s biståndspolitik
2006/07:RFR8	SKATTEUTSKOTTET Uppföljning av kvittningsregeln för nystartade företag
2006/07:RFR9	SOCIALUTSKOTTET Socialutskottets offentliga utfrågning på temat hiv/aids torsdagen den 15 februari 2007 (Omtryck, tidigare utgiven som 2006/07:URF4)

2007/08:RFR1	SKATTEUTSKOTTET Inventering av skatteforskare 2007
2007/08:RFR2	TRAFIKUTSKOTTET Offentlig-privat samverkan kring infrastruktur – en forskningsöver- sikt
2007/08:RFR3	MILJÖ- OCH JORDBRUKSUTSKOTTET Uppföljning av de fiskepolitiska insatsernas resultat och konsekven- ser för företag inom fiskeområdet
2007/08:RFR4	SOCIALUTSKOTTET Socialutskottets offentliga utfrågning på temat våld mot äldre, den 19 september 2007
2007/08:RFR5	TRAFIKUTSKOTTET Uppföljning av hur stormen Gudrun hanterats inom transport- och kommunikationsområdet
2007/08:RFR6	FÖRSVARsutskottet Utvärdering av 2004 års försvarspolitiska beslut
2007/08:RFR7	SKATTEUTSKOTTET Öppet seminarium om attityder till skatter
2007/08:RFR8	FÖRSVARsutskottet Forskning och utveckling inom försvarsutskottets ansvarsområde

2007/08:RFR9	JUSTITIEUTSKOTTET Uppföljning av Kriminalvårdens behandlingsprogram för män som dömts för våld i nära relationer
2007/08:RFR10	TRAFIKUTSKOTTET Trafikutskottets offentliga utfrågningar hösten 2007 om trafikens infrastruktur
2007/08:RFR11	KONSTITUTIONSUTSKOTTET Offentlig utfrågning den 22 november 2007 om tillstånd för digital marksänd tv
2007/08:RFR12	MILJÖ- OCH JORDBRUKSUTSKOTTET Offentlig utfrågning om förutsättningarna för att låta transportsektorn omfattas av ett system med handel av utsläppsrätter
2007/08:RFR13	SKATTEUTSKOTTET Skatteutskottets uppföljning av skogsbeskattningen
2007/08:RFR14	TRAFIKUTSKOTTET Förnybara drivmedels roll för att minska transportsektorns klimatpåverkan
2007/08:RFR15	SOCIALFÖRSÄKRINGSUTSKOTTET Äldreförsörjningsstödet i dagspressen 2002–2007
2007/08:RFR16	TRAFIKUTSKOTTET Anpassningen av trafikens infrastruktur när klimatet förändras
2007/08:RFR17	RIKSDAGENS UTSKOTT Riksdagens framtidsdag 2008 – konferensrapport
2007/08:RFR18	SOCIALUTSKOTTET Socialutskottets offentliga utfrågning på temat Tillgänglighet inom hälso- och sjukvården
2007/08:RFR19	FINANSUTSKOTTET Finansutskottets offentliga utfrågning Statlig arbetsgivarpolitik och jämställdhet
2007/08:RFR20	NÄRINGSUTSKOTTET OCH KULTURUTSKOTTET Näringsutskottets och kulturutskottets offentliga utfrågning om upphovsrätt på Internet
2007/08:RFR21	TRAFIKUTSKOTTET OCH FÖRSVARsutskOTTET Trafikutskottets och försvarsutskottets offentliga utfrågning om IT-säkerhet
2007/08:RFR22	FÖRSVARsutskOTTET Försvarsutskottets offentliga utfrågning om kärnvapen och radiologiska hot
2007/08:RFR23	KONSTITUTIONSUTSKOTTET Utvärdering av det kommunala partistödet
2007/08:RFR24	KULTURUTSKOTTET Kulturutskottets offentliga utfrågning om de fem nationella minoriteternas kultur
2007/08:RFR25	FÖRSVARsutskOTTET Försvarsutskottets offentliga utfrågning om utvärdering av 2004 års försvarspolitiska beslut
2007/08:RFR26	TRAFIKUTSKOTTET Trafikutskottets offentliga utfrågning om godstransporter

2008/09:RFR1	KULTURUTSKOTTET Uppföljning av pensionsvillkoren inom scenkonstområdet
2008/09:RFR2	SOCIALUTSKOTTET Socialutskottets offentliga utfrågning på temat hemlöshet den 17 september 2008
2008/09:RFR3	MILJÖ- OCH JORDBRUKSUTSKOTTET Uppföljning av statens insatser inom havsmiljöområdet