

SAMMANVÄGD BEDÖMNING AV MILJÖTILLSTÅNDET I HAVET

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2013:3

2013-12-20

PER-OLAV MOKSNES
JAN ALBERTSSON
TINA ELFWING
JOAKIM HANSEN
MATS LINDEGARTH
JONAS NILSSON
CARL ROLFF
JOHAN WIKNER

HAVSMILJÖINSTITUTET

Box 260

405 30 Göteborg

Telefon: 031-786 65 61

e-post: fornamn.efternamn@havsmiljoinstitutet.se

webb: www.havsmiljoinstitutet.se

INLEDANDE SAMMANFATTNING

- Behovet av att förvalta den marina miljön som ett helt ekosystem har lett till utveckling av nya bedömningsmetoder inom havsförvaltningen. Numera strävar man efter att sammanväga ett stort antal olika miljövariabler till ett integrerat mått på ekosystemets tillstånd.
- I Sverige kan dessa metoder bli aktuella för det nya havsmiljödirektivet, och möjligen som en del av Havsmiljöinstitutets årliga tillståndsbedömning av svenska havsområden.
- För att bedöma God miljöstatus enligt havsmiljödirektivet kommer en sammanvägning att krävas både av indikatorer, kriterier och deskriptorer. Riktlinjer för hur detta skall göras saknas i direktivet, och arbetet med att utveckla metoder har bara påbörjats.
- En sammanställning av internationella sammanvägda bedömningar visar att de flesta har en hierarkisk struktur med aggregeringsregler som inkluderar viktning av medelvärden inom kategorier, och sämst-styr-regler mellan kategorier.
- Flera intressanta verktyg finns utvecklade för sammanvägd bedömning som skulle kunna användas för att bedöma God miljöstatus enligt havsmiljödirektivet. En av de mest lovande finns beskrivna i projektet HARMONY.
- De regionala havskonventionernas förslag att olika principer och metoder kan användas för att bestämma referens- och gränsvärden för olika indikatorer försvårar möjligheterna att standardisera och aggregera indikatorer och genomföra sammanvägda bedömningar enligt havsmiljödirektivet.
- Havsmiljöinstitutets samlade tillståndsbedömningar av svenska havsområden i Havet-rapporterna är behövda och uppskattade, men har saknat en tydlig redovisning av underlag och metoder.
- Analys av det underlag som finns tillgängligt för institutets årliga tillståndsbedömning visar att den domineras av nationell övervakningsdata medan mycket lite regional data finns tillgängligt. Detta ger en överrepresentation av referensområden och brist på kustområden, vilket försvårar storskaliga statusbedömningar. Vidare har inte alla nationella data inkluderats eller analyserats i underlaget.
- För att öka transparensen i tillståndsbedömningen inkluderades referenser och en sammanfattande tabell över underlaget i Havet-rapporten 2012.
- Under 2013 har avsaknad av nationell övervakningsdata identifierats och granskats tillsammans med all regional data som hittas hos datavärden. Detta underlag kan därmed inkluderas i Havsmiljöinstitutets tillståndsbedömning framöver.

INNEHÅLL

Inledning	5
1. Metoder för sammanvägd tillståndsbedömning	8
1.1 Definition <i>sammanvägd</i> och <i>samlad tillståndsbedömning</i>	8
1.2 Viktiga aspekter - enhetliga bedömningskriterier, områden och värden	8
1.3 Kunskap om indikatorernas specificitet och betydelse i ekosystemet	9
1.4 Aggregeringsregler	10
1.5. Redovisning av osäkerheter och transparens i bedömningen	11
2. Exempel på sammanvägd bedömning utanför Europa	12
2.1. USA	12
2.1.1 NOAAs eutrofieringsprogram	12
2.2 Australien	15
2.3 Kina	15
3. Exempel på sammanvägd tillståndsbedömning i Europa	16
3.1 Art- och habitatdirektivet	16
3.1.1 Sammanvägd bedömning av gynnsam bevarandestatus	16
3.2 Ramdirektivet för vatten	17
3.3 Havsmiljödirektivet	20
3.4 HELCOMS Initial Holistic assessment - ekosystemstatus i Östersjön	28
4. Exempel på samlad tillståndsbedömning i Europa	32
4.1 OSPAR COMMISSION <i>Quality Status Report 2010</i>	32
4.2 <i>Charting Progress</i> - Tillståndsbedömning av Storbritanniens havsområden	33
5. Havsmiljöinstitutets tillståndsbedömning av svenska hav	34
5.1 Havet-rapporten	34
5.2 Behov av förändring	35
5.3 Analyser av underlag för tillståndsbedömningar	36
5.4 Åsikter från utförare av marin miljöövervakning	41
5.5 Förändringar av Havsmiljöinstitutets tillståndsbedömning 2012-2013	42
Referenser	47

INLEDNING

Den marina miljön över hela världen utsätts för ett ökande antal hot från mänskliga aktiviteter. Övergödning, överfiske, kustexploatering, miljögifter, oljeutsläpp, invasiva arter, klimatförändringar, m.m. har lett till en ökad utarmning av marina miljöer med förstörda habitat och minskad biodiversitet som följd (Harpern m.fl. 2008, HELCOM 2010, OSPAR 2010). Denna utarmning har skett också i västvärlden där länderna har haft lagstiftning mot och övervakning av utsläpp i den marina miljön i många decennier (Harpern m.fl. 2008).

Som svar på denna negativa trend har många länder nyligen antagit ny lagstiftning vars mål är att hejda förstörelsen och återställa den marina miljön, samt att främja ett uthålligt användande av marina resurser. Exempel på detta är *the Ocean Act 1997* i Kanada, *the National Water Act 1998* i Sydafrika, *the US Commission Ocean Policy 2004* i USA, *the Ocean Policy 2006* i Australien, m.fl. I Europa har flera EU-direktiv, bland annat art- och habitatdirektivet 1992, ramdirektivet för vatten 2000 och havsmiljödirektivet 2008 lett till ny nationell lagstiftning i EU-länderna, inklusive Sverige, för att skydda den marina miljön. Gemensamt för dessa nya initiativ är insikten att djur och växter i den marina miljön måste förvaltas som ett eller flera sammanlänkade ekosystem ("ecosystem-based approach"; EBA; eller "holistic approach"), där ekosystemets miljö tillstånd eller status utvärderas (Borja m.fl. 2008).

Tabell 1. Sammanställning av nationell och Europeisk lagstiftning för skydd av den marina miljön som visar en internationell trend mot ekosystembaserad förvaltning och sammanvägda tillståndsbedömningar.

Land	Lagstiftning
Kanada	The Ocean Act 1997
Kina	Marine Water Quality Standard 1997
Sydafrika	The National Water Act 1998
USA	The US Commission Ocean Policy 2004
Australien	The Ocean Policy 2006
Europa	Art- och habitatdirektivet 1992
	Vattendirektivet 2000
	Havsmiljödirektivet 2008

Tidigare lagstiftning och miljöövervakning var oftast fokuserad på utsläpp och halter av enskilda föroreningar. Den nya "ekosystemansatsen" är däremot fokuserad på att bedöma ekosystems hälsa för att se om den uppnår lagstiftad status, eller om åtgärder behöver sättas in. En viktig insikt som drivit denna process är att det ofta är mer än en mänsklig aktivitet som i samverkan ger upphov till negativa effekter som observeras i miljön, varför det många gånger är omöjligt att identifiera en orsak eller en förorening som lett till miljöförändringen. Det finns därför ett behov att gå från det tidigare sektoriella upplägget inom miljöövervakning till en mer integrerad struktur. Detta nya fokus har lett till ett behov av att utveckla nya metoder som kan väga samman ett stort antal olika kemiska och biologiska variabler och indikatorer till ett integrerat mått på ekosystemets miljö tillstånd (Borja m.fl. 2008).

Dessa metoder för en *sammanvägd bedömning* av miljö tillståndet i marina ekosystem är fortfarande under utveckling och olika länder testar idag olika metoder med varierad framgång. Ofta jämförs indikatorer som mäts på olika sätt, i olika områden, eller har olika slags bedömningskriterier. Hänsyn tas sällan till olika typer av osäkerheter i metoden, och transparensen i metoderna är oftast begränsade. Metoderna har också mött generell kritik för att en aggregering av många olika variabler över stora områden ger en för grov medelvärdesbild som döljer viktiga regionala skillnader i variabler som kan förklara de dynamiska processer som styr strukturen i marina ekosystem. Farhågor finns också om att förenklade kartor över områdets miljöstatus i olika färger kan övertolkas och missbrukas av beslutsfattare. Sammanvägda bedömningar bör därför inte ersätta analyser av enskilda variabler över mindre områden, som är viktiga bland annat för att kunna sätta in rätt åtgärder mot en miljöförändring, men kan utgöra ett viktigt instrument för att bedöma den sammanlagda påverkan av ett ekosystem.

Frågan om sammanvägd bedömning är i högsta grad aktuell inom EU:s medlemsländer i samband med operationaliseringen av det nya havsmiljödirektivet. I direktivet finns 11 st temaområden (så kallade deskriptorer) som tillsammans inkluderar över 50 föreslagna miljöindikatorer vilka skall användas för att bedöma miljöstatus på ett havsområde (2010/477/EU). Det saknas dock en beskrivning av hur dessa indikatorer skall sammanvägas i direktivet och arbetet med att utveckla metoder för detta har bara påbörjats inom EU.

Liksom i andra medlemsstater har arbetet med havsmiljödirektivets indikatorer i Sverige just startat, och det saknas fortfarande förslag på indikatorer till flera deskriptorer, beskrivning av bedömningskriterier till många indikatorer, samt förslag på metoder för att sammanväga olika indikatorer och kvalitetsfaktorer (HaV 2012). Sedan januari 2013 har Havsmiljöinstitutet i uppdrag av Havs- och

Vattenmyndigheten att leda arbetet med utvecklingen av metoder för sammanvägd bedömning tillsammans med svenska experter på havsmiljödirektivets nya indikatorer. Denna rapport utgör ett underlag bland annat för detta arbete.

I Sverige utför Havsmiljöinstitutet i samarbete med Naturvårdsverket och Havs- och Vattenmyndigheten en årlig bedömning av tillståndet i svenska hav, vilken presenteras i *Havet-rapporten*. Dessa bedömningar har hittills utgjorts av en vetenskaplig sammanfattning av i huvudsak den nationella marina miljöövervakningens resultat samt vissa utvalda vetenskapliga arbeten. Det har dock saknats en detaljerad beskrivning över vilket underlag som används i denna analys, samt eventuella brister i underlaget. Vidare så saknas en beskrivning av hur underlaget valts ut samt hur olika resultats vägts samman för den sammanfattande tillståndsbedömningen. Under våren 2012 startade ett arbete inom Havsmiljöinstitutet med att utreda dessa frågor för att öka transparens och kvalitet i analysen.

Målet med denna rapport är att sammanfatta hur sammanvägd bedömning av miljötillstånd i marina ekosystem har använts i olika delar av världen fram tills idag som ett underlag för utveckling av liknande metoder för bedömning av svenska ekosystem, speciellt för utformning av en sammanvägd bedömning av *God miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet. Vidare är målet att analysera eventuella brister i underlag och metoder i Havsmiljöinstituetts nuvarande tillståndsbedömning samt diskutera hur den kunde utvecklas för att öka transparens och kvalitet.

1. METODER FÖR SAMMANVÄGD TILLSTÅNDSBEDÖMNING

1.1 DEFINITION *SAMMANVÄGD* OCH *SAMLAD TILLSTÅNDSBEDÖMNING*

Med *sammanvägd tillståndsbedömning* avses här att olika indikatorer för miljötillstånd vägs samman enligt bestämda aggregeringsregler och bedöms enligt fastställda bedömningskriterier. Exempel på sammanvägda tillståndsbedömningar är vattendirektivet bedömning av ekologisk status i kustvatten och HELCOMs bedömning av ekosystemtillståndet i Östersjön.

Detta skiljer sig från en *samlad tillståndsbedömning* som i denna text avser en sammanställning av olika tillståndsbedömningar som diskuteras vetenskapligt, men inte innehåller några numeriska sammanvägningar av olika indikatorer. Exempel på samlade tillståndsbedömningar är de svenska tillståndsbedömningarna i Havet-rapporten, OSPARs *Quality Status Report* och Storbritanniens *Charter Progress*.

1.2 VIKTIGA ASPEKTER - ENHETLIGA BEDÖMNINGSKRITERIER, OMRÅDEN OCH VÄRDEN

En viktig aspekt vid sammanvägd bedömning är att de ingående indikatorernas bedömningskriterier har utformats efter samma principer, och att de följer målen med tillståndsbedömningen och förvaltningen, framför allt vad det gäller referens- och gränsvärden. Om målet är att bedöma om miljön motsvarar ett tillstånd av hållbar användning kan tillståndsbedömningen bli felaktig om indikatorer inkluderas i sammanvägningen som har gränsvärden baserade en av människan opåverkad miljö (framför allt om "sämst-styr-regler" tillämpas; se nedan). Likaså kan sammanvägningen bli felaktig om målet är att bedöma om miljötillståndet motsvarar en opåverkad miljö och indikatorer inkluderas som har gränsvärden definierade av en period när miljön var starkt påverkad av människan. Det kan därför bli problematiskt att använda indikatorer med bedömningskriterier från vattendirektivet vid bedömning av kustvattenförekomster i havsmiljödirektivet, så som är föreslaget (HaV 2012), eftersom dessa två direktiv skiljer sig i sin definition av referenstillstånd och god status (Johnson m.fl. 2013). På samma sätt är det problematiskt att flera olika principer för referens- och gränsvärden har föreslagits för olika indikatorer i havsmiljödirektivet (HaV 2012, OSPAR 2012; se avsnitt 3.3.2).

För att en sammanvägd bedömning skall ge en korrekt bild av miljötillståndet i ett havsområde är det också viktigt att data från alla indikatorer kommer från samma bedömningsområde. I Sverige föreslås att olika indikatorer skall ha olika stora bedömningsområden (HaV 2012), vilket komplicerar en sammanvägd bedömning.

Slutligen är det en förutsättning att värden från olika indikatorer har samma enhet om de skall sammanvägas matematiskt. Inom till exempel vattendirektivet omvandlas alla indikatorvärden till ett relativt värde genom att dela statusvärdet med referensvärdet så att en så kallade ekologisk kvalitetskvot fås. Dessa standardiserade värden kan sedan till exempel medelvärdesbildas vid en sammanvägning. Förslagen att flera nya indikatorer för havsmiljödirektivet utgörs av utvecklingstrender (HaV 2012, OSPAR 2012) försvårar möjligheterna att utföra en sammanvägd bedömning med alla önskvärda indikatorer.

1.3 KUNSKAP OM INDIKATORERNAS SPECIFICITET OCH BETYDELSE I EKOSYSTEMET

En viktig aspekt för att kunna utforma en bra struktur med rätt sorts aggregeringsregler i en sammanvägd bedömning är kunskapen om hur väl (hur specifikt) indikatorerna reflekterar den aspekt av havsmiljön (till exempel biodiversitet) eller miljöförändring (till exempel övergödning) som skall bedömas, samt om de själva utgör en viktig del av ekosystemet. Ofta står variabelns specificitet och betydelse för ekosystemet i ett motsatsförhållande. Exempelvis så kan halten näringsämnen i vattenmassan anses indikera övergödning specifikt i de flesta fall, men det säger lite om effekten på ekosystemet (om området har stort vattenutbyte kan effekten vara ringa), medan syrefria bottenar och bottenöd kan indikera stor ekosystemeffekt av övergödning, men kan samtidigt vara orsakat av andra faktorer än övergödning (till exempel minskat vattenutbyte) dvs. lägre specificitet. Det kan därför vara önskvärt att inkludera både typerna i en sammanvägd bedömning.

I många sammanvägda bedömningar delas indikatorerna upp i olika kategorier med en hierarkisk struktur utifrån om de indikerar orsaken (till exempel kvävehalter), direkta effekter (till exempel Chl-a koncentration) eller indirekta effekter (till exempel djuputbredning av makrofyter) av en miljöstörning (till exempel övergödning), eller om de indikerar ekosystemeffekter på landskapsnivå (till exempel areell utbredning av ett habitat), samhällsnivå, populationsnivå, eller effekter på fysikalisk-kemisk variabel i vattenmassan. I bedömningsstruktur där indikatorer viktas vid sammanvägning ges ofta högre vikt till biologiska indikatorer som indikerar ekosystemeffekter.

Det är också viktigt att uppmärksamma att samma indikator kan vara olika specifik eller betydelsefull för olika miljöförändringar. Exempelvis kan en siktdjupsförsämring anses som mindre specifik för övergödning då den kan orsakas av andra faktorer (till exempel av ökad avrinning från land, ökad halt humusämnen, ökad resuspension, m.m.), men samtidigt kan den vara en mycket betydelsefull indikator för djuputbredning av makrovegetation, och därmed också för produktion och biodiversitet i ett kustområde. Det är därför viktigt att utvärdera en variabel specifikt för varje användningsområde.

1.4 AGGREGERINGSREGLER

En sammanvägd bedömning kan utföras på en rad olika sätt där olika så kallade aggregeringsregler kan kombineras i olika strukturer, vilket kan få stora effekter på resultatet. Om kunskapsnivån är hög om systemet och om kvalitén i indikatorer och bedömningskriterier kan avancerade aggregeringsregler med viktning tillämpas i en komplex struktur. I motsatta fallet kan ett enkelt medelvärde av indikatorerna vara att föredra.

1.4.1 Platt eller hierarkisk struktur

Vid en platt struktur tas ett medel- eller medianvärde av alla indikatorer för att bedöma status, oberoende om variablerna är till exempel fysikaliska, kemiska eller biologiska. Exempel på sammanvägd bedömning där en platt struktur används är programmet för bedömning av kustmiljön för fiskproduktion i Kina (*Comprehensive ecological quality index*) och Habitatdirektivet (Tabell 2; se avsnitt 2 och 3 för detaljer).

I en hierarkisk struktur delas indikatorer upp i olika kategorier, där indikatorerna inom samma kategori först sammanvägs (ofta genom medelvärdesbildning) innan de olika kategorierna sammanvägs. Hierarkisk struktur används i flertalet sammanvägda bedömningar, till exempel vid bedömningen av ekologisk status inom vattendirektivet, i HELCOM:s bedömningsverktyg HEAT, BEAT och CHASE, och inom eutrofieringsprogrammet NEEA/ASSETS i USA (Tabell 2; se avsnitt 2 och 3 för detaljer).

1.4.2 Viktning vid sammanvägning

Om kunskapen är god om indikatorernas specificitet och betydelse i ekosystemet, eller om deras kvalitét i fråga om osäkerhet i bedömningskriterier och statusvärde kan olika indikatorer ges olika vikt vid sammanvägning för att ge större genomslag för indikatorer som bedöms vara viktigare. Exempelvis kan en indikator vars referens- och gränsvärden är baserade på expertbedömning ges lägre vikt än en indikator vars bedömningskriterier är baserade på data.

Ofta viktas indikatorer vid medelvärdesbildning inom kategorier, exempelvis i bedömningsverktygen HEAT och BEAT, och i amerikanska NEEA/ASSETS, men det kan också ske genom att begränsa genomslaget av en mindre viktig kategori av indikatorer vid användandet av "sämst-styr-regler" som i bedömning av ekologisk status i vattendirektivet (Tabell 2). Viktning mellan indikatorer kan ge stora effekter på den sammanvägda bedömningen. Då den oftast grundar sig på expertbedömning är det viktigt att redogöra för hur viktningen fastställts i redovisningen av tillståndsbedömningen så att också kvalitén på analysen kan bedömas.

1.4.3 "Sämst-styr-regler"

En vanligt förekommande aggregeringsmetod är *sämst-styr-regeln* (*one-out-all-out*). Denna regel gör analysen konservativ enligt *försiktighetsprincipen* då det räcker med ett dåligt värde på en indikator eller kategori för att få låg status på bedömningen. Olika varianter av *sämst-styr-regler* förekommer till exempel inom bedömningen av ekologisk status inom vattendirektivet, i bedömningsverktygen HEAT och BEAT samt NEEA/ASSETS (Tabell 2; se avsnitt 2 för detaljer).

Tabell. 2. Sammanställning av struktur, aggregeringsregler, osäkerhetsbedömningar och transparens i 7 olika sammanvägda bedömningar av miljötillståndet i marina ekosystem. Exemplet för havsmiljödirektivet är från projektet HARMONY som utvärderade bedömningsmetoder för Nordsjöområdet. Underlag saknas för att bedömma transparens i Kinas CEQI analys.

	Struktur	Viktning	Sämst-styr	Bedömning osäkerheter	Transparens
China , kustmiljö för fiskproduktion (CEQI)	Platt	Nej	Nej	Nej	-
USA , Eutrofieringsprogram (NEEA/ASSETS)	Hierarkisk	Ja	Ja	Nej	Medel
USA , Kustmiljöprogram (NCA)	Hierarkisk	Nej	Nej	Nej	Medel
Habitatdirektivet (Bevarande status)	Platt	Nej	Ja	Nej	Medel
Vattendirektivet (Ekologisk status)	Hierarkisk	Ja	Ja	Nej	Medel
Havsmiljödirektivet (HARMONY)	Hierarkisk	Ja	Ja	Ja	Hög
HELCOM (BEAT, HEAT)	Hierarkisk	Ja	Ja	Ja	Hög

Analys av effekten av olika aggregeringsregler för resultatet i bedömningen visar att *sämst-styr-regler* ger stora effekter på resultatet medan platt eller hierarkisk struktur, och användandet av medel- eller medianvärden endast hade mindre effekter på resultaten (Ojaveer och Eero 2011).

1.5. REDOVISNING AV OSÄKERHETER OCH TRANSPARENS I BEDÖMNINGEN

Avslutningsvis är det viktigt att olika typer av osäkerheter i bedömningskriterier och indikatorvärden redovisas tydligt i tillståndsbedömningen så att också kvalitén på analysen kan bedömas. Av samma anledning är det viktigt att transparensen är hög och att de olika metoder som använts redovisas tydligt.

Osäkerheter och detaljerade beskrivningar av metoder presenteras dock sällan i rapporter och publiceringar av sammanvägda bedömningar, vilket gör det svårt för läsare att bedöma kvalitén i analysen. HELCOMs bedömningsverktyg (HEAT, BEAT och CHASE) utgör dock ett undantag där osäkerheter i både status-, referens- och avvikelsevärde bedöms och ges ett samlat betyg i analysen, samt kan användas vid viktning mellan indikatorer (Tabell 2). I HELCOMs "Initial Hollistic Assessment" (HELCOM 2010) skrevs också detaljerade bakgrundsbeskrivningar för varje delanalys där förklaring gavs till val av gränsvärden, viktning m.m. Tyvärr redovisades aldrig dessa bakgrundsdata i HELCOMs rapport varför transparensen i analysen i slutändan var låg (se avsnitt 3.4 för detaljer).

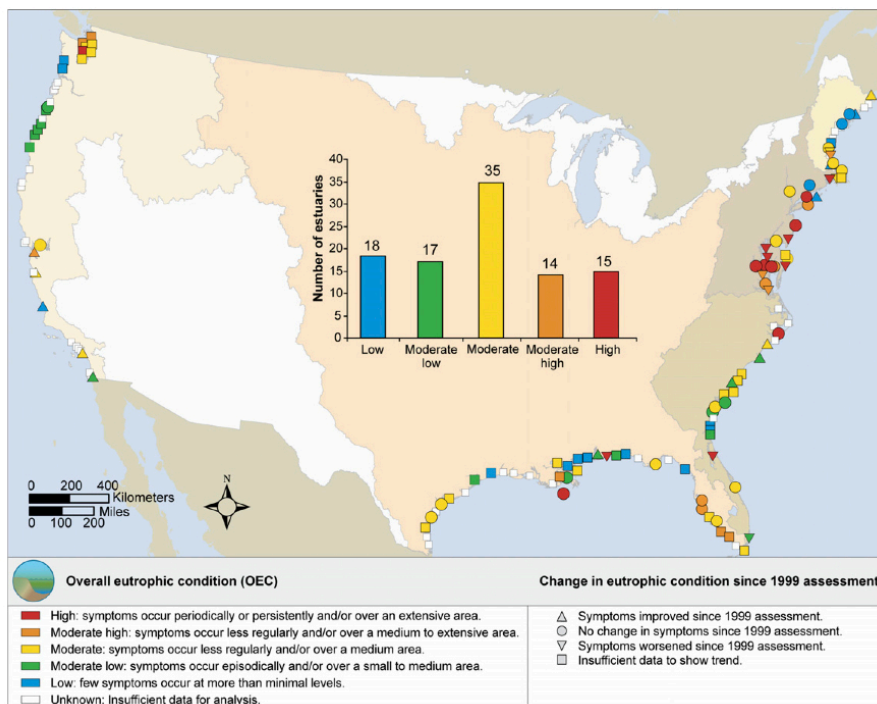
2. EXEMPEL PÅ SAMMANVÄGD BEDÖMNING UTANFÖR EUROPA

2.1. USA

Den huvudsakliga federala lagstiftningen som ligger till grund för att motverka marina föroreningar i USA är "*the Clean Water Act*" (CWA) från 1972, som ger skydd åt fysiska, kemiska och biologiska förhållanden hos vattenförekomster (USEPA 2003). Det övergripande ansvaret för övervakning och analys delas mellan de federala institutionerna "*the Environmental Protection Agency*" (EPA) och "*National Oceanic and Atmospheric Administration*" (NOAA), som delegerar ansvaret av övervakning och åtgärder till enskilda stater (Borja et al. 2008).

2.1.1 NOAAS EUTROFIERINGSPROGRAM

NOAAs eutrofieringsprogram (NEEA/ASSETS) utvärderar övergödningsproblem på både lokal och nationell skala genom att kombinera påverkan- och status-variabler med känsligheten hos vattenförekomsten samt prognoser av framtida belastningsförändringar till en integrerad status klassning. Programmet består av 4 olika delanalyser:

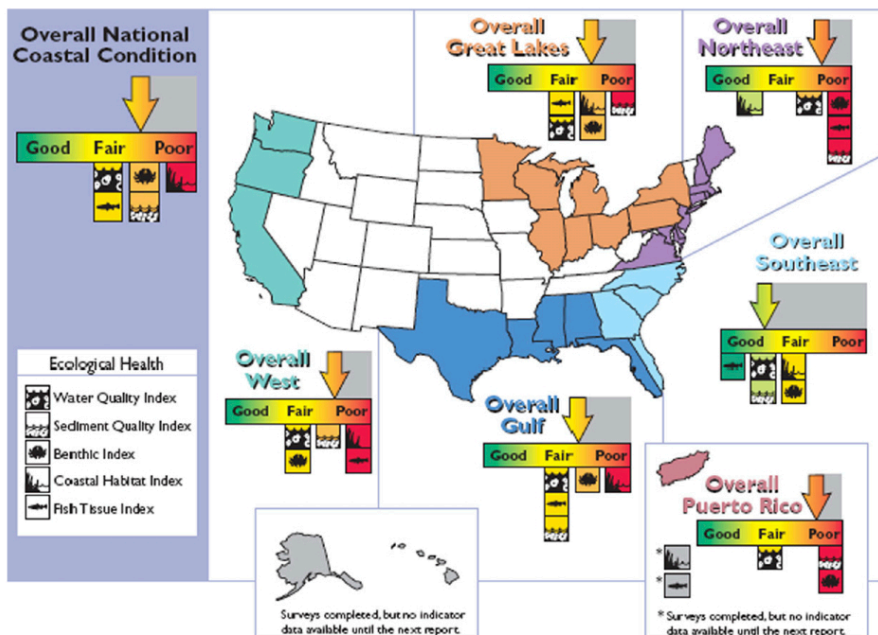


Figur 1. Resultat från NOAAs eutrofieringsprogram (NEEA/ASSETS) som visar övergödningens status i USAs kustvatten enligt en 5-gradig skala från hög till låg påverkan, samt hur de har förändrats sen 1999 (från Bricker et al. 2007).

- (1) Inom *Pressure-Influencing Factors* (IF) kombineras tillförseln av näringsämnen till en vattenförekomst med förekomstens möjligheter att späda ut och transportera bort närsalterna med hjälp av modeller (Smith et al., 1997, Castro et al., 2001) och naturliga bakgrundskoncentrationer.
- (2) *State-Overall Eutrophic Condition* (OEC), består av 5 olika variabler uppdelat i två kategorier: (1) primära symptom, som indikerar tidiga stadier av eutrofiering (till exempel Chl-a), och (2) sekundära symptom, vilka indikerar mer avancerade övergödningens problem (till exempel syrehalter i bottenvatten). Inom varje vattenförekomst räknas ett värde fram för varje variabel som är viktad för områdets areal. En slutlig OEC-status (5 nivåer från hög till låg) beräknas genom att ta medelvärdet av primärsymptomsvariablerna och det sämsta värdet av sekundärvariablerna. Variablerna från sekundära symptomen ges alltså högre viktning enligt försiktighetsprincipen.
- (3) Inom *The expected Response-Future Outlook* (FO) kombineras skattningar av vattenförekomstens känslighet för övergödning tillsammans med prognoser av framtida belastningsförändringar (ökning, minskning, oförändrad) till ett index på statusförändring (förvärring, förbättring, oförändrad).
- (4) Inom ASSETS *Synthesis* kombineras slutligen IF, OEC och FO till en integrerad 5-gradig statusklassning (från hög till låg) samt hur de har förändrats sedan 1999 (Figur 1; Bricker et al. 2007).

2.1.2 EPAS nationella kustkontrollprogram

EPAs nationella kustkontrollprogram (*National Coastal Assessment; NCA*) utförs i samarbete med NOAA och enskilda stater och använder ett slumpvis urval av provtagningslokaler för att ge underlag till 5 olika bedömningsområden: *Water Quality (WQI)*, *Sediment Quality (SQI)*, *Benthic (BI)*, *Coastal Habitat (CHI)*, and *Fish Tissue Contaminants (FTCI)*; USEPA 2005), vilka ger information både om ekologisk status och mänsklig påverkan. Varje bedömningsområde består av en eller flera indikatorer som kombineras utan viktning till en 3-gradig statusklassning (god, måttlig, dålig) per område. WQI består exempelvis av 5 olika indikatorer (DIN, DIP, Chl-a, siktdjup och DO) som ges samma viktning när de kombineras till ett gemensamt värde per lokal. Lokala värden slås samman för att få regionala och nationella statusklassningar för varje område. Statusklassningar från de 5 bedömningsområdena slås sedan samman (utan viktning) till en gemensam 3-gradig statusklassning av kustvattnet per region och hela landet (Figur 2). Resultaten presenteras i nationella rapporter vart 4e år (USEPA 2005).



Figur 2. Resultat från EPAs kustkontrollprogram som visar regional och nationell status av kustvatten och de stora sjöarna 1997-2000 i USA och Puerto Rico. Den sammanvägda totalstatusen per region och för hela landet (visas med pil) är baserad på 5 olika deskriptorer: Water Quality (WQI), Sediment Quality (SQI), Benthic (BI), Coastal Habitat (CHI), and Fish Tissue Contaminants (FTCI), som i sin tur består av flera olika indikatorer. Indikatorerna slås samman utan viktning till en 3-gradig statusklassning (god, måttlig, dålig) per deskriptor, som i sin tur slås samman utan viktning till en gemensam status klassning av kustvattnet per region och hela landet (från USEPA 2005).

2.2 AUSTRALIEN

Australiens Ocean Policy 1998 och *the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act* 1999 har gett upphov till ett ambitiöst program för marin planering och förvaltning. I Australien ansvarar dock enskilda stater för förvaltning och övervakning av den marina miljön innanför den 3 nautiska mil breda territorialzonen. Det saknas en nationell samordning, och olika stater använder olika metoder och indikatorer. Totalt finns det över 70 olika indikatorer där i princip alla utgörs av fysiska variabler (biologiska variabler saknas).

På grund av bristen på samordning saknas större nationella ekosystemanalyser av den marina miljösituationen (Borja et al. 2008). Ett undantag utgörs av programmet IMCRA (*Integrated Marine and Coastal Regionalisation for Australia*) som är ett nationellt program för att integrera och klassificera Australiens marina miljö i bioregioner för spatiell planering (IMCRA, 2006). Metoden har använts vid förvaltning av det Stora Barriärrevet i nordöstra Australien där över 20 procent av ytan av 70 olika bioregioner avsatts som "no-take" skyddade områden, som övervakas på olika skalor (IMCRA 1998; Borja et al. 2008).

2.3 KINA

Folkrepubliken Kina har omfattande lagar och regelverk för förvaltning av kustvatten, men har ännu inte genomfört samlade ekosystembedömningar av den marina miljön (Borja et al. 2008). Den kinesiska *National Environmental Monitoring Center* har i huvudsak använt sig av en "närsaltsindexmetod" (Nutrient Index Method; NIM) för bedömning av eutrofiering där halter av närsalter, Chl-a och syreförbrukning kombineras till ett index (Lin 1996).

En mer ekosystembaserad metod (*Comprehensive Index Assessment Method*; CIAM) används dock för att bedöma kvalitén av kustmiljön för fiskproduktion. Där används medelvärdet 4 olika indikatorer (1) vattenföroreningar (organiska föroreningar, kolväten och tungmetaller), (2) närsaltshalter, (3) primärproduktion och (4) "biomassa fiskföda" (*diet organism richness*; växtplankton, zooplankton, zoobentos) för att beräkna ett index (*comprehensive ecological quality index*) som anger status på kustområdet i en 6-gradig skala (utmärkt till mycket dålig; Jia et al., 2003; Tabell 3).

Tabell 3. Comprehensive ecological quality index för kvalitetsbedömning av kustmiljön för fiskproduktion i Kina 1997-2002. Indexet beräknas som medelvärde av 4 olika indikatorer (1) närsalter, (2) vattenföroreningar (organiska föroreningar (A), kolväten och tungmetaller), (3) primärproduktion och (4) "biomassa fiskföda" (diet organism richness). Statusen anges i en 6-gradig skala från Excellent till Very poor (från Jia et al. 2005).

Waters	DIN	PO ₄ ³⁻ - P	A	E	DO	Primary productivity	Phytoplankton	Zooplankton	Benthos	Comprehensive index
Northern South China Sea	0.27	0.55	0.23	0.34	0.72	0.58	0.53	0.88	0.78	0.58 Relatively fine
Taiwan bank waters	0.29	0.52	0.20	0.28	0.67	0.50	0.37	0.75	0.68	0.51 Relatively fine
East Guangdong waters	0.31	0.61	0.21	0.30	0.78	0.54	0.79	0.88	0.81	0.61 Moderate
Pearl River estuary	0.26	0.58	0.23	0.37	0.74	0.68	0.55	1.00	0.91	0.64 Moderate
West Guangdong waters	0.28	0.54	0.25	0.47	0.72	0.58	0.58	0.88	0.77	0.60 Relatively fine
Southern waters of Hainan	0.24	0.50	0.20	0.30	0.73	0.64	0.36	0.87	0.82	0.55 Relatively fine
Beibu Bay	0.24	0.45	0.20	0.30	0.66	0.72	1.00	0.94	0.94	0.66 Moderate

3. EXEMPEL PÅ SAMMANVÄGD TILLSTÅNDSBEDÖMNING I EUROPA

3.1 ART- OCH HABITATDIREKTIVET

EU:s art- och habitatdirektiv (*EU Habitat Directive*; 92/43/EEG), i fortsättningen kallad Habitatdirektivet, har som mål att säkra den biologiska mångfalden genom bevarandet av naturligt förekommande livsmiljöer samt den vilda floran och faunan inom EU:s medlemsländer. Alla åtgärder som vidtas ska ha som mål att bevara eller återställa, i *gynnsam bevarandestatus*, dessa miljöer och arter. Habitatdirektivet består av två huvuddelar med ett gemensamt syfte: (1) att varje medlemsland skall bilda ett ekologiskt nätverk av skyddade områden, så kallade Natura 2000-områden för att ge skydd åt särskilt listade arter och naturtyper som är ovanliga eller hotade i ett EU-perspektiv, och (2) att ge ett generellt artskydd för listade arter (Naturvårdsverket 2013).

3.1.1 SAMMANVÄGD BEDÖMNING AV GYNNSAM BEVARANDESTATUS

Vart sjätte år skall medlemsländer bedöma och rapportera tillståndet för listade naturtyper och arters bevarandestatus enligt rekommendationer som tagits fram av EU-kommissionen. För varje art och naturtyp bedöms fyra olika faktorer: (1) utbredningsområde, (2) populationsstorlek eller förekomstareal (3) livsmiljöns areal eller kvalitet, och (4) trender (5 år tillbaka) och framtidsutsikter (20 år framåt i tiden). För att bedöma de tre första faktorerna används "referensvärden" (minimivärden för att gynnsam bevarandestatus ska kunna uppnås). Enligt EU:s riktlinjer skall inte referensvärden sättas lägre än vid

Sveriges inträde i EU 1995. Det kan betraktas som anmärkningsvärt att tillståndet för habitat inte behöver vara bättre än det var 1995. Värderingen av de enskilda faktorerna görs i en sjugradig skala (Figur 3).

●	= gynnsam/favourable
⊕	= otillräckligt, men blir bättre/inadequate but improving
●	= otillräckligt, men stabilt/inadequate
⊖	= otillräckligt och blir sämre/inadequate and deteriorating
⊕	= dåligt, men blir bättre/bad but improving
●	= dåligt, men stabilt/bad
⊖	= dåligt och blir sämre/bad and deteriorating
×	= okänt/unknown

Figur 3. Bedömningskala för Habitatsdirektivets faktorer (från ArtDatabanken 2007).

För att bedöma bevarandestatusen görs slutligen en sammanvägd bedömning av de fyra faktorerna för varje art och naturtyp i en platt struktur där "sämst-styr"-regeln tillämpas mellan faktorer för att bedöma bevarande status enligt en tregradig skala (Figur 4). För marina organismer görs bedömningen i två delområden (Nordsjön och Östersjön; ArtDatabanken 2007).

Gynnsam	Otillräcklig	Dålig/ ogynnsam	Okänt
Alla gröna eller tre gröna och en okänd	En eller fler gula men ingen röd	En eller fler röda	Två eller fler okända komb. med grönt eller alla okända

Figur 4. Aggregeringsregler för sammanvägd bedömning av bevarande status för arter och naturtyper (från ArtDatabanken 2007).

För havsmiljön är informationsunderlaget generellt mycket bristfälligt, varför status och referensvärden för flertalet av naturtyperna har skattas med hjälp av expertbedömningar (ArtDatabanken 2007). Detta gör att transparensen i bedömningsmetoderna generellt är låg.

3.2 RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN

Ramdirektivet för vatten (*Water Framework Directive*; 2000/60/EG) i fortsättningen kallad vattendirektivet, har som mål är att alla vatten inom EU skall ha god status och vattenkvalité som inte får försämrats. God status innebär dels god ekologiskstatus och god vattenkemisk status i alla inlands- och kustvatten.

Vattendirektivet har en ekosystembaserad filosofi där flera faktorer integreras för att bedöma status på enskilda avrinningsområden (Borja et al. 2010). Bedömningen av ekologisk och kemisk status i svenska kustområden sker separat i fler än 600 ytvattenförekomster längs kusten, fördelat på fem vattendistrikt som administreras av Vattenmyndigheten och länsstyrelserna. Inom vattendirektivet sker alltså ingen geografisk aggregering av data för bedömning av större havsområden.

3.2.1 Sammanvägd bedömning av ekologisk status för kustvatten

Bedömning av ekologisk status för svenska kustvattenförekomster inom vattendirektivet baseras på totalt 12 olika indikatorer fördelade inom tre biologiska och tre fysikalisk-kemiska grupper (så kallade kvalitetsfaktorer; Figur 5). Hur urvalet av kvalitetsfaktorer gått till är oklart och har fått kritik för att flera viktiga kustmiljöer saknas, bland annat grunda mjukbottensområden (HaV 2012).

<p>A. Biologiska variabler:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Bottenfauna BQI-index 2. Makroalger och gömfröiga växter Djuputbredning av utvalda arter 3. Växtplankton Klorofyll a Biovolym <p>B. Fysikalisk-kemiska variabler</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Siktdjup 2. Syrebalans 3. Näringsämnen vinterhalter Tot-N, Tot-P, DIN, DIP sommarhalter Tot-N, Tot-P

Figur 5. Biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer och ingående variabler för bedömning av ekologisk status för svenska kustvattenförekomster.

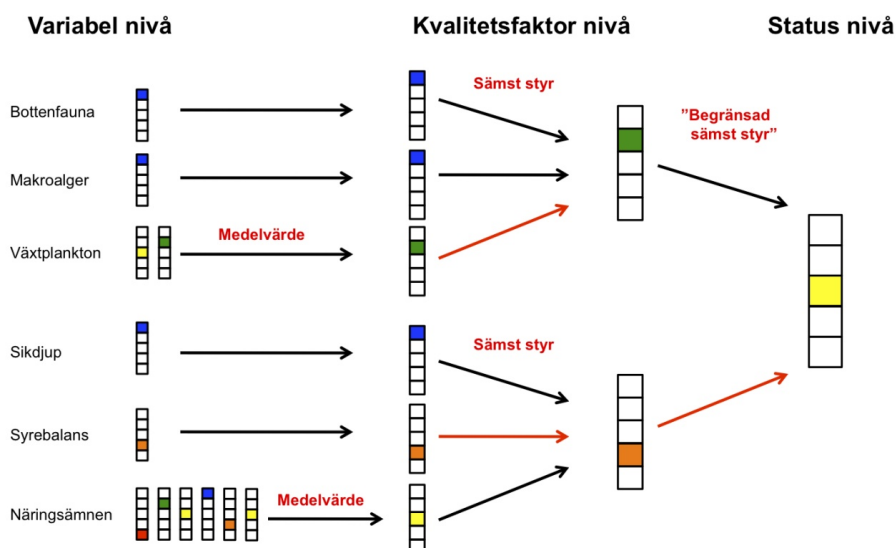
För att kunna sammanväga olika indikatorer matematiskt standardiseras värdena genom att räkna fram en så kallad *ekologisk kvalitetskvot* (EK; *Ecological Quality Ratio*, EQR) för varje indikator genom att dela statusvärdet med referensvärdet. EK-värdet jämförs sen med en acceptabel avvikelse från referensvärdet (*acceptable deviation*) som anger gränsen mellan *god* och *måttlig* status, vilket beskrivs i indikatorns bedömningskriterier (kallas *bedömningsgrunder* inom vattendirektivet). På grund av bland annat den starka salthaltsgradienten längs Sveriges kuster indelas kusten i 26 olika kustvattentyper som kan ha olika referens- och gränsvärden för de 12 indikatorerna. Dock tas idag ingen hänsyn till vanligt förekommande gradienter från kusten till ytterskärgården inom en kustvattentyp, vilket kan resultera i

osäkra statusbedömningar av vattenförekomster när "sämst-styr"-reglerna tillämpas (se nedan). Status på alla nivåer bedöms på en femgradig skala från *dålig* till *hög* (Figur 6).



Figur 6. Bedömningskala av ekologisk status för svenska kustvattenförekomster i vattendirektivet.

För att bedöma den ekologiska statusen på en kustvattenförekomst sammanvägs variablernas EK-värden i en hierarkisk struktur med en blandning av medelvärdesbildning och viktade "sämst-styr"-regler enligt direktivets och bedömningsgrundens riktlinjer. Aggregeringsreglerna ger större vikt till de biologiska kvalitetsfaktorerna genom att de fysikaliskt-kemiska kvalitetsfaktorerna endast kan sänka statusen, dock inte lägre än till *måttlig* nivå (Figur 7).



Figur 7. Aggregeringsregler för bedömning av ekologisk status för svenska kustvattenförekomster.

Det tydliga beslutsträdet vid bedömning av ekologisk status i vattendirektivet ger hög transparens för bedömning av vattenförekomster där data av god kvalitet finns för alla indikatorer. På grund av brist på data är det dock sällsynt

att en bedömning kan göras med hjälp av alla kvalitetsfaktorer i en vattenförekomst, och för många saknas data helt. För dessa vattenförekomster används information från närliggande områden, resultat från modeller eller expertbedömning. Beskrivningar av dessa brister och vilka metoder som använts istället för övervakningsdata i vattenförekomsten är bristfällig idag, varför det är svårt att bedöma kvalitén och metoderna bakom bedömningen. I direktivet läggs betydande vikt vid hanteringen av osäkerheter. I de svenska bedömningsgrunderna har detta dock inte haft genomslag. Det är enbart bedömningsgrunden för bottenfauna som explicit hanterar osäkerhet och spridningsmått.

3.3 HAVSMILJÖDIREKTIVET

Inom EU:s Havsmiljödirektiv (*Marine Strategy Framework Directive*; MSFD) som började gälla 2008 (2008/56/EG) är syftet att upprätthålla eller uppnå god miljöstatus i havsmiljön inom hela EU till år 2020 genom ekosystembaserad förvaltning. Till skillnad från vattendirektivet som med *god ekologisk status* avser endast en mindre avvikelse från referensförhållanden placerar Havsmiljödirektivet också människan och dess aktiviteter som en del av ekosystemet. God miljöstatus i havsmiljödirektivet inrymmer därför ett hållbart nyttjande (Johnson m.fl. 2012). Direktivet infördes i Sverige genom Havsmiljöförordningen 2010 (SFS 2010:1341) som beskriver hur god miljöstatus skall bedömas i de svenska förvaltningsområdena i Nordsjön och Östersjön. Eftersom indikatorer, bedömningskriterier och aggregeringsmetoder för sammanvägd bedömning fortfarande är under utveckling inom EU och i Sverige ges här en längre beskrivning av direktivet och pågående utvecklingsarbete.

Bedömningen av god miljöstatus (*Good Environmental Status*; GES) görs utifrån ett ramverk bestående av 11 gemensamma så kallade deskriptorer (temaområden) som beskriver vad som utgör god miljöstatus inom varje temaområde på en övergripande nivå (Figur 8). Till varje deskriptor hör en rad kriterier som anger vad som ska ingå i en bedömning av miljöstatus, inklusive förslag på indikatorer. Totalt finns 29 kriterier och 50 olika indikatorer föreslagna i havsmiljödirektivet.

I Sverige har god miljöstatus formulerats för samtliga 29 kriterier vilka anger vad som kännetecknar god miljöstatus i Nordsjön och Östersjön. För att bedöma god miljöstatus i dessa havsområden har 37 nationella indikatorer föreslagits för 20 av dessa kriterier. Idag saknas funktionella indikatorer (det vill säga indikatorer med utvärderade bedömningskriterier där god miljöstatus har definierats) och övervakningsprogram för 9 av direktivets kriterier (HaV 2012). Eftersom direktivet kräver att länder som delar havsområden skall samarbeta för att utveckla gemensamma indikatorer sker arbetet med utvecklingen av dessa

indikatorer inom de regionala havskonventionerna, för Sveriges del inom HELCOM och OSPAR.

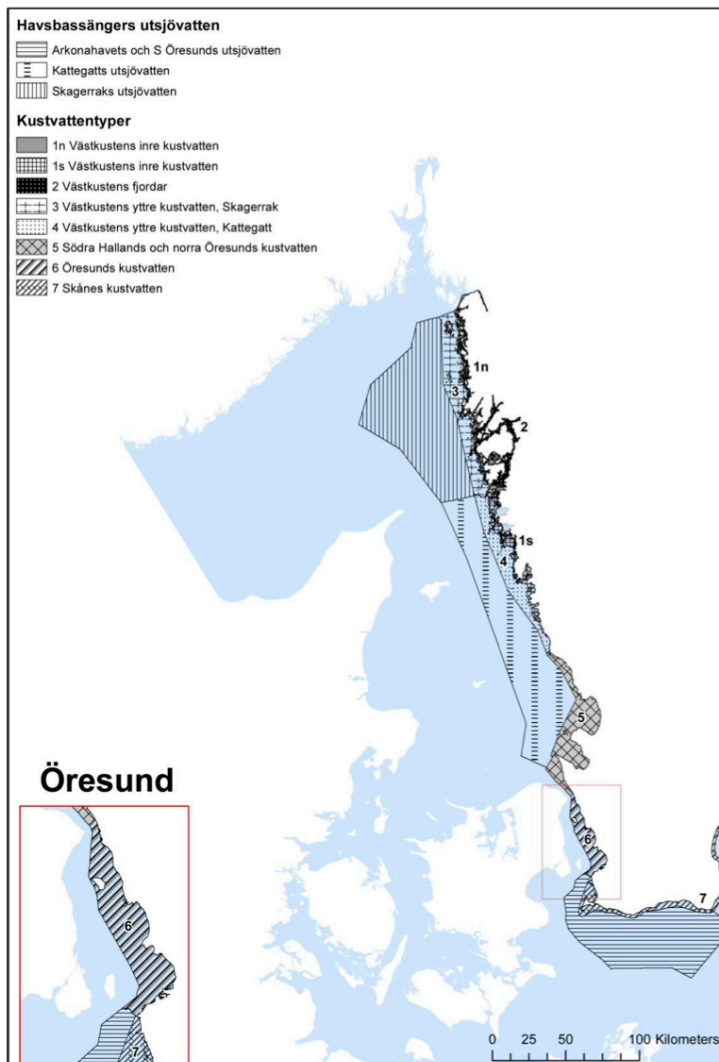
I Sverige skall god miljöstatus uppnås genom tillämpning av miljökvalitetsnormer (det vill säga rättsligt bindande regler som avspeglar den lägsta godtagbara miljökvaliteten i Nordsjön och Östersjön). Idag har 10 svenska miljökvalitetsnormer formulerats (HaV 2012).

- 1** Biologisk mångfald bevaras. Livsmiljöernas kvalitet och förekomst samt arternas fördelning och abundans överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.
- 2** Främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt.
- 3** Populationerna av alla kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur håller sig inom säkra biologiska gränser och uppvisar en ålders- och storleksfördelning som vittnar om ett friskt bestånd.
- 4** Alla delar av de marina näringsvävorna, i den mån de är kända, förekommer i normal omfattning och mångfald på nivåer som är tillräckliga för att arternas långsiktiga bestånd ska kunna säkerställas och deras fulla reproduktiva kapacitet behållas.
- 5** Eutrofiering framkallad av människan reduceras till ett minimum, särskilt dess negativa effekter, såsom minskad biologisk mångfald, försämrade ekosystem, skadliga algbloomningar och syrebrist i bottenvattnet.
- 6** Havsbottnens integritet håller sig på en nivå som innebär att ekosystemens struktur och funktioner kan tryggas och att i synnerhet de bentiska ekosystemen inte påverkas negativt.
- 7** En bestående förändring av de hydrografiska villkoren påverkar inte de marina ekosystemen på ett negativt sätt.
- 8** Koncentrationer av främmande ämnen håller sig på nivåer som inte ger upphov till föroreningseffekter.
- 9** Främmande ämnen i fisk och skaldjur avsedda som livsmedel överskrider inte de nivåer som fastställts i gemenskapslagstiftningen eller andra tillämpliga normer.
- 10** Egenskaper hos och mängder av marint avfall förorsakar inga skador på kustmiljön och den marina miljön.
- 11** Tillförsel av energi, inbegripet undervattensbuller, ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt.

Figur 8. Beskrivning av havsmiljödirektivets 11 deskriptorer som anger förhållanden som kännetecknar god miljöstatus (från HaV 2012).

3.3.1 Bedömningsområden

Havsmiljödirektivets svenska bedömningsområde sträcker sig från strandlinjen ut till den yttersta gränsen för svensk ekonomisk zon (EEZ) och gäller för hela det svenska havsområdet i Nordsjön och Östersjön. På grund av bland annat den starka salthaltsgradienten runt Sveriges kuster finns dock behov att bedöma miljöstatus med en högre geografisk upplösning. Sverige har därför beslutat att dela in svenska hav i tre olika typer av bedömningsområden för olika typer av deskriptorer: (1) hela havsbassänger, (2) havsbassängers utsjövatten, och (3) kustvattentyper (Figur 9). Det senare är baserat på samma områden som används inom vattendirektivet, och utgör den minsta geografiska skalan inom havsmiljödirektivet (HaV 2012).



Figur 9. Exempel på havsbassängers utsjövatten och kustvattentyper från Västerhavet, vilka utgör de minsta geografiska bedömningsområdena i havsmiljödirektivet (från HaV 2012).

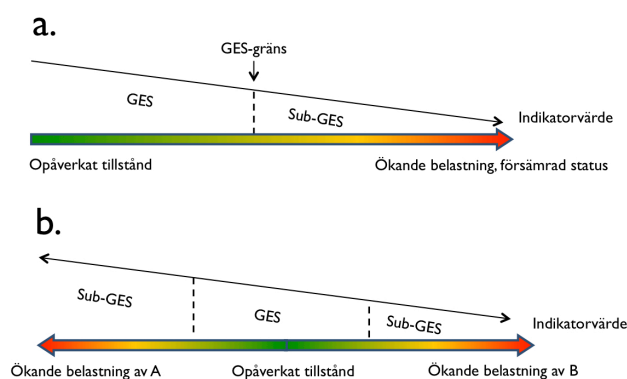
I jämförelse med vattendirektivet som bedömer ekologisk status separat i över 600 små vattenförekomster kommer bedömningen av miljöstatus inom havsmiljödirektivet att ske på en avsevärt större skala inom 25 kustvattentyper (Tabell 4). Det kommer därför krävas att data från ett större antal vattenförekomster aggregeras geografiskt för varje indikator innan de kan användas för bedömning inom havsmiljödirektivet. Instruktioner och metoder för hur detta skall utföras saknas idag.

Tabell 4. Jämförelse av svenska bedömningsområden vid kusten mellan vatten- och havsmiljödirektivet. Inom vattendirektivet bedöms ekologisk status separat inom totalt 602 kustvattenförekomster) fördelat på fem vattendistrikt. Inom havsmiljödirektivet bedöms om god miljöstatus uppnåtts inom totalt 25 kustvattentyper fördelat på 2 havsområden (Nordsjön och Östersjön).

Vattendistrikt	Kustvattenförekomster	Kustvattentyper
Västerhavet	110	7
Södra Östersjön	177	6
Norra Östersjön	148	4
Bottenhavet	64	4
Bottenviken	103	4
Totalt	602	25

3.3.2 Bedömning av god miljöstatus

I havsmiljödirektivet beskrivs vilka deskriptorer och kriterier som ska ingå i en bedömning av god miljöstatus (GES) där GES anges av ett gränsvärde eller intervall och bedöms på en tvågradig skala (god miljöstatus, ej god miljöstatus; Figur 10).



Figur 10. Bedömning av god miljöstatus (GES) inom havsmiljödirektivet. I exempel (a) anges gränsvärdet som ett minimivärde av indikatorn (till exempel areal utbredning av ett habitat). I exempel (b) anges GES av ett intervall med ett nedre och övre gränsvärde av indikatorn (till exempel populationsstorlek av en organism som kan orsaka problem om den blir för stor).

Dock saknas idag utförliga instruktioner för hur god miljöstatus ska bestämmas (HaV 2012). Arbetet med att utveckla funktionella indikatorer med gräns- och referensvärden pågår idag inom ett antal internationella arbetsgrupper där Sverige deltar med svenska experter. Arbetet med indikatorer för miljöstatus i Östersjön och Nordsjön pågår idag separat i HELCOM respektive OSPAR, medan indikatorer för olika påverkansfaktorer också utförs inom ICES och EU-kommisionen (Tabell 5).

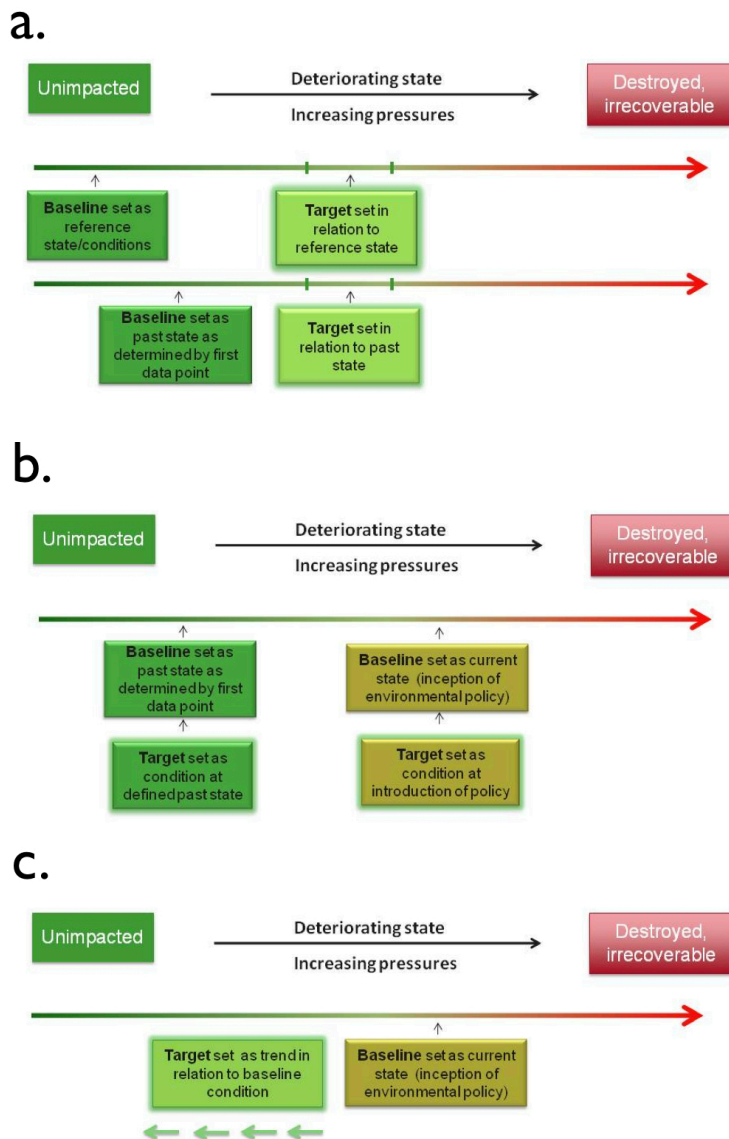
Tabell 5. Lista över internationella expertgrupper som arbetar med förslag på indikatorer och gränser för god miljöstatus för havsmiljödirektivets deskriptorer. Inom EU-kommisionen arbetar grupperna TSG-Litter och TSG-Noise med D10 respektive D11 (från Hav 2012).

Arbetsgrupper	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
HELCOM CORESET	X	X		X		X		X	X		
OSPAR ICG COBAM	X	X		X		X					
OSPAR ICG- EUT					X						
ICES			X								
EU- kommisionen										X	X

Många förslag på principer och metoder för hur gränsvärden för direktivets indikatorer skall bestämmas har baseras på metoder som utvecklas för vattendirektivet, men det finns viktiga skillnader. Inom vattendirektivet används referensvärden för indikatorer som skall motsvara ett tillstånd som är relativt litet påverkat av människan. Ett gränsvärde fås sedan genom att definiera en acceptabel avvikelse från detta värde (se 3.2.1 ovan). Då havsmiljödirektivet till skillnad från vattendirektivet inrymmer ett hållbart nyttjande av ekosystemen i sin definition av GES, diskuteras idag inom havskonventionerna 3 olika metoder att definiera referensvärden ("baselines"): (1) "opåverkat" referenstillstånd som antingen bestäms med hjälp av historisk data eller data från idag opåverkade områden (samma typ av referensvärden som används inom vattendirektivet), (2) referensvärde baserat på det första eller "bästa" värdet i mätserien sedan övervakningen startade, samt (3) "referensvärde" baserat på tillståndet när direktivet trädde i kraft (OSPAR 2012; Figur 11).

De två senare metoderna diskuteras framför allt för indikatorer som idag saknar mätdata och för påverkan-indikatorer, men inte för övriga, eftersom metoderna medför att definitionen av vad som är god status på miljön försämras med tiden.

Detta eftersom status i de flesta marina miljöer idag inte representerar ett opåverkat tillstånd, och om dagens värden används som referenstillstånd kan starkt påverkade miljöer klassas som att de har god miljöstatus (det så kallade "shifting baseline syndrome"; Pauly 1995).



Figur 11. Föreslagna metoder för bedömning av god miljöstatus (GES) inom havsmiljödirektivet. I metod (a) anges gränsvärdet (Target) som en acceptabel avvikelse från ett gränsvärde (Baseline). I metod (b) är gränsvärdet samma som referensvärdet, och i (c) är gränsvärdet definierat som en förändring (trend) från dagens värde mot ett referenstillstånd (från OSPAR 2012).

Vidare föreslås tre olika metoder för att definiera gränsvärden ("targets"). Utöver att använda en acceptabel avvikelse från referensvärdet som används i

vattendirektivet (Figur 11a) föreslås även att gränsvärdet kan sättas vid referensvärdet (Figur 11b), samt att trend-baserade gränsvärden kan användas (dvs. att indikatorvärdet visar en förbättring i status över tid i jämförelse med dagens värde; Figur 11c; OSPAR 2012).

Trend-baserade indikatorer kan vara praktiskt då historisk data saknas eller när det av andra anledningar är svårt att sätta referens- och gränsvärden. De har dock svagheten att de inte tillåter en tydlig bedömning av deskriptorns status eller om GES har uppnåtts (OSPAR 2012). De är också oklart hur trendbaserade statusbedömningar skulle standardiseras för kunna aggregeras vid en sammanvägd bedömning när kvoter mellan gräns- och referensvärden inte kan beräknas. Förslagen från havskonventionerna att olika principer och metoder skulle kunna användas för att bestämma GES för olika indikatorer medför en stor utmaning för genomförandet av sammanvägda bedömningar.

3.3.3 Sammanvägd bedömning av god miljöstatus

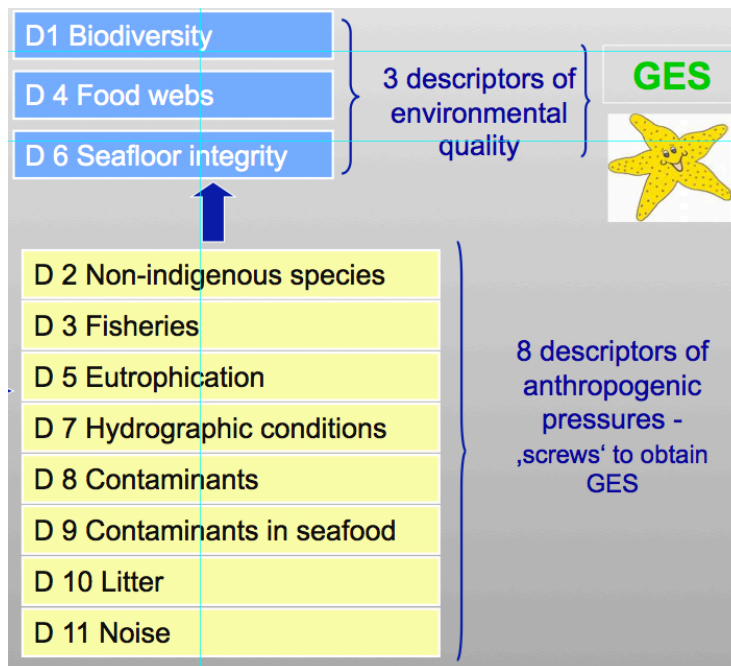
Bedömning av god miljöstatus inom havsmiljödirektivet kommer att kräva en sammanvägning av status på flera nivåer (HaV 2012). För att bedöma GES inom ett bedömningsområde måste först data från olika provtagningsstationer sammanvägas geografisk för varje indikator. Sen måste status för olika indikatorer sammanvägas för att få en samlad bild av miljötillståndet inom en deskriptor. För att till sist kunna bedöma om GES uppnåtts för hela förvaltningsområdet Nordsjön respektive Östersjön, vilket är havsmiljöförordningens övergripande mål, behöver status från olika deskriptorer vägas samman (HaV 2012). I denna process måste även status från mindre bedömningsområden sammanvägas i de större geografiska områdena.

I havsmiljödirektivet saknas en beskrivning av hur dessa sammanvägningar skall gå till och arbetet med att utveckla metoder för detta har bara påbörjats inom EU. I jämförelse med sammanvägning av indikatorer inom vattendirektivet utgör arbetet med att sammanväga havsmiljödirektivets 11 olika deskriptorer med total 50 föreslagna miljöindikatorer en stor utmaning.

HELCOM och OSPAR har tidigare utvecklat verktyg för sammanvägda bedömningar (se nedan) vilka nu diskuteras för att vidareutvecklas för havsmiljödirektivet. Nedan följer en kort beskrivning av två förslag som diskuteras.

Den tyska motsvarigheten till Naturvårdsverket (*Umweltbundesamt*; UBA) har lagt fram ett förslag som delvis är baserat på DPSIR-modellen (*drivers, state, pressures, impacts, responses* modellen). I förslaget delas direktivets 11 deskriptorer upp i två grupper där endast *Biodiversitet* (D1), *Födovävar* (D4) och

Havsbottens egenskaper (D6) används för att bedöma GES, och övriga 8 deskriptorer används som indikatorer för mänsklig påverkan (*Pressures*; Figur 12).



Figur 12. Förslag från tyska motsvarigheten till Naturvårdsverket (Umweltbundesamt; UBA) på en struktur för analys havsmiljödirektivets 11 deskriptorer för att bestämma god Miljöstatus (Good Environmental Status; GES; från Leujak 2012).

Den fördel som beskrivs med denna struktur är att deskriptorer och indikatorer tydligt delas upp i "orsak" och "verkan", där "påverkan-indikatorerna" hjälper till att identifiera orsaker till miljöpåverkan, och den negativa effekten på ekosystemet mäts med indikatorerna från de tre övriga deskriptorer. Man skulle kunna argumentera att också *Hydrografiska förhållanden* (D7) skulle utgöra en viktig deskriptor för GES. Vid UBA har man dock resonerat att det är komplicerat att utvärdera "naturliga" hydrografiska förhållanden, och att den därför passar bättre i "påverkan-gruppen" (Leujak 2012). Vid sammanvägning av olika indikatorer inom och mellan deskriptorer föreslår UBA en struktur och aggregeringsregler där indikatorer medelvärdesbildas inom kategorier, men att regeln "one-out-all-out" används mellan olika kategorier, liknande strukturen inom vattendirektivet för bedömning av *ekologisk status*.

En liknande strategi har föreslagits inom samarbetsprojektet HARMONY mellan Sverige, Norge, Danmark och Tyskland, vars mål var att utvärdera metoder för en sammanvägd bedömning av GES för de östra delarna av Nordsjön inför havsmiljödirektivets inledanden bedömning. Där delas också direktivets

deskriptorer i två grupper av vilka D1, D4 och D6 används för att bedöma status och övriga för att bedöma mänsklig påverkan. I HARMONY-projektet har man dock kommit längre i utvecklingen av verktyg för sammanvägningen av olika indikatorer. Verktygen är en vidareutveckling av metoderna som tidigare använts i HELCOMs tillståndbedömning av Östersjöns ekosystem (HELCOM 2010), vilka beskrivs nedan.

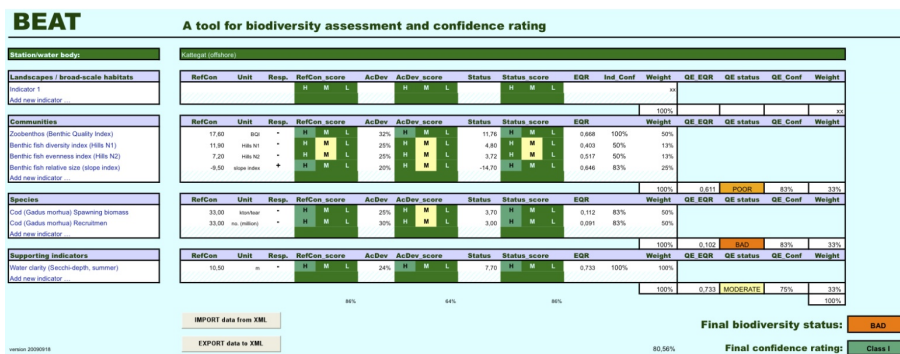
3.4 HELCOMS INITIAL HOLISTIC ASSESSMENT - EKOSYSTEMSTATUS I ÖSTERSJÖN

En av de mest ambitiösa sammanvägda bedömningar av den marina miljön som utförts är HELCOMs utvärdering av miljötillståndet i Östersjöns ekosystem 2003-2007 (*HELCOMs Initial Holistic assessment*; HELCOM 2010). I rapporten presenteras en rad nya redskap för sammanvägd bedömning av miljöstatus, liksom nya metoder redovisa kumulativa effekter av olika påverkansfaktorer.

3.4.1 Sammanvägd bedömning av miljöstatus i Östersjön

För att utföra en sammanvägd bedömning av miljöstatus på Östersjön som ekosystem användes tre olika bedömningsverktyg: *HELCOM Eutrophication Assessment Tool* (HEAT) för övergödning, *HELCOM Biodiversity Assessment Tool* (BEAT) för biodiversitet och *HELCOM Hazardous Substances Status Assessment Tool* (CHASE) för miljögifter. Dessa verktyg sammanväger kvoter mellan statusvärdet och referensvärdet (analogt med EK-värden i vattendirektivet) för en lång rad olika indikatorer i en hierarkisk struktur, där viktade medelvärden används inom grupper och "sämst-styr" regler används mellan grupper för att få en statusklassning i en femgradig skala (från dålig till hög). För varje indikator EK-värde görs också en expertbedömning av osäkerheten i referens-, gräns- och statusvärdes efter en tregradig skala (*låg, medel, hög*). Dessa osäkerhetsvärden medelvärdesbildas sedan för hela analysen så att en slutlig bedömning av osäkerheten fås fram (Figur 13).

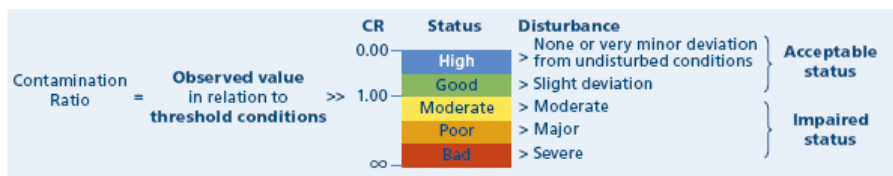
I bedömningsverktyget för biodiversitet (BEAT) delas indikatorerna upp i en hierarkisk struktur i fyra olika grupper: (1) *landskapsfaktorer* (till exempel areal utbredning av habitat), (2) *ekologiska samhällen* (till exempel BQI för bottenfauna, djuputbredning av makrofyter), och (3) *arter* (till exempel populationsstorlek, rektyteringsindex), samt stödjande indikatorer (till exempel secchi-djup). Inom varje bedömningsgrupp ges varje indikator en expertbedömd viktning i procent som används när EK-värdena från gruppens indikatorer medelvärdesbildas för att få fram den sammanvägda statusen i gruppen. Till slut används aggregeringsregeln "sämst-styr" när de olika gruppernas medelstatus sammanvägs för den slutliga statusbedömningen av biodiversiteten (Figur 13).



Figur 13. Exempel på bedömningsverktyget BEAT som användes för att göra en sammanvägd bedömning av statusen på biodiversiteten i HELCOMs ekosystem-bedömning av miljötillståndet i Östersjön. Exemplet är från Kattegats utsjövatten.

Bedömningsverktyget för övergödning (HEAT) fungerar på samma sätt men här delas indikatorerna upp i tre olika hierarkiska grupper: (1) orsaksfaktorer (till exempel kvävehalter i vattnet), (2) direkta effekter (till exempel Chl-a koncentrationer, secchi-djup), och (3) indirekta effekter (till exempel syrehalter, BQI, djuputbredning av makrofyter).

I CHASE (bedömningsverktyget för miljögifter) delas också indikatorerna upp i grupper: (1) föroreningar i vattenmassan, (2) föroreningar i sediment (3) föroreningar i biota, samt (4) biologiska effekter. Bedömningen av miljöstatus I CHASE fungerar lite annorlunda än de andra verktygen eftersom referensvärden för miljögifter nästan alltid är noll, och på grund av de potentiella additiva effekterna hos miljögifter. Istället för ett EK-värde används en föroreningskvot (*contamination ratio*; CR), vilket fås genom att dela statusvärdet med gränsvärdet. Vidare aggregeras CR-värdena inom en grupp genom addera dem (och inte genom viktade medelvärden) varefter summan delas med roten av antalet ingående värden. Om det aggregerade värdet är > 1 bedöms status för gruppen som otillfredställande (Figur 14).

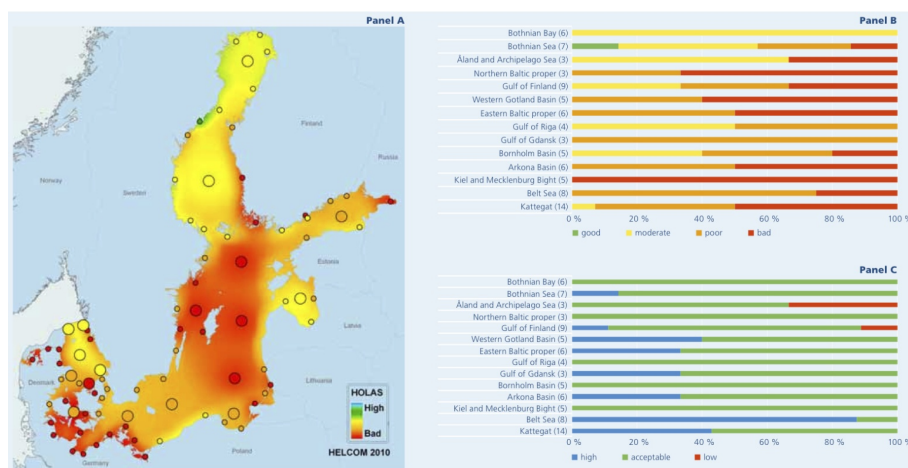


Figur 14. Bedömning av status för miljögifter enligt HELCOM-verktyget CHASE med hjälp av en föroreningskvot (*contamination ratio*; CR) som räknas fram genom att dela statusvärdet med gränsvärdet för miljögiftet.

I HELCOMs utvärdering av miljötillståndet i Östersjön gjordes avslutningsvis en sammanvägning också av resultaten från HEAT, BEAT och CHASE i en

gemensam analys av hela Östersjön med hjälp av verktyget HOLAS som fungerar efter samma principer som de andra verktygen (Figur 15).

Bedömningsverktygen har fördelen att de tydligt visar vilka referens-, gräns- och statusvärden som använts, samt vilken osäkerhet som de bedöms inneha, varför transparensen av metoden är hög. I HELCOMs rapport av ekosystembedömningen (HELCOM 2010) redovisas dock inte bakgrundsbeskrivningar och "bedömningsbladen" är från olika områden, varför det är oklart vilka indikatorer som använts, samt vad referensvärden, gränsvärden och viktningen av olika indikatorer grundar sig på för data och beräkningar. Sammantaget är därför transparensen av denna ekosystembedömning låg. Resultaten skall också ses som preliminära då samtliga verktyg är under utveckling och det var stor variation i vilka indikatorer som användes mellan olika områden, vilket gör de geografiska jämförelserna svåra.



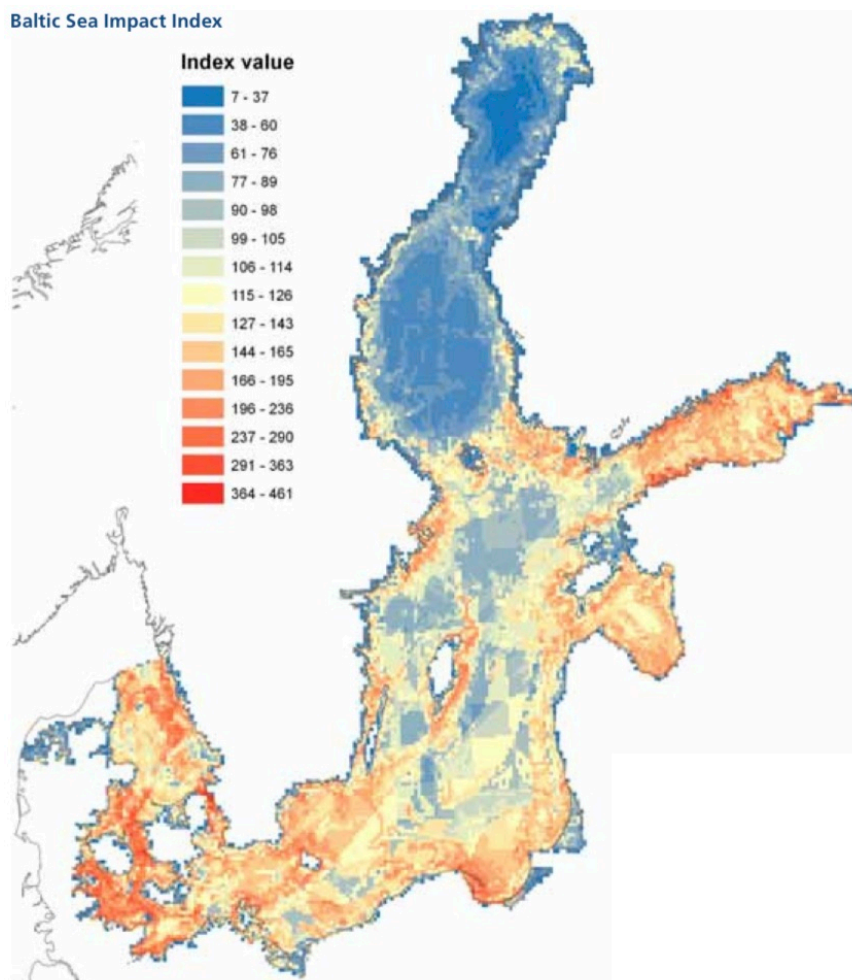
Figur 15. Slutresultat av HELCOMs ekosystembedömning av miljötillståndet i Östersjön där alla indikatorers EK-värden från analysen av biodiversitet, övergödning och miljögifter sammanvägts med bedömningsverktyget HOLAS. I panel B visas den sammanvägda statusbedömningen med en femgradig skala för 14 delområden i Östersjön. I panel C visas den sammanvägda bedömningen av osäkerheten med en tregradig skala för samma områden (från HELCOM 2010).

3.4.2 Bedömning av kumulativa effekter av påverkansfaktorer i Östersjön

I HELCOMs analys av miljötillståndet i Östersjön genomfördes också en sammanvägd bedömning av kumulativa negativa effekter (*impacts*) av olika mänskliga påverkansfaktorer (*pressures*) med hjälp av två nya verktyg: HELCOMs *Baltic Sea Pressure Index* (BSPI) och *Baltic Sea Impact Index* (BSII). I analysen sammanvägdes (1) intensiteten av olika mänskliga aktiviteter, (2) förekomsten av känsliga arter och naturtyper, samt (3) en expertbedömd viktning av hur allvarlig aktiviteten var för ett område, vilket gav ett *kumulativt*

påverkans-index (BSII) för varje område. Ju fler mänskliga aktiviteter och ju fler känsliga arter och biotoper desto högre värde. Med hjälp av dessa index kunde sedan kartor genereras som visar utsatta områden i Östersjön (Figur 16).

Vid en bedömning av kumulativa effekter adderas alltså de ingående indikatorernas värden till en summa, på ett liknade sätt som vid tillståndsbedömning av miljögifter med verktyget CHASE. Detta skiljer sig från en sammanvägd bedömning av till exempel biodiversitet då värdena aggregeras med medelvärdesbildning och "sämst-styr-regler". Vid bedömning av påverkansfaktorer kan en additiv aggregering ge en bättre bild av miljötillståndet eftersom summan av till exempel olika miljögifters halter bättre indikerar deras påverkan än medelvärdet.



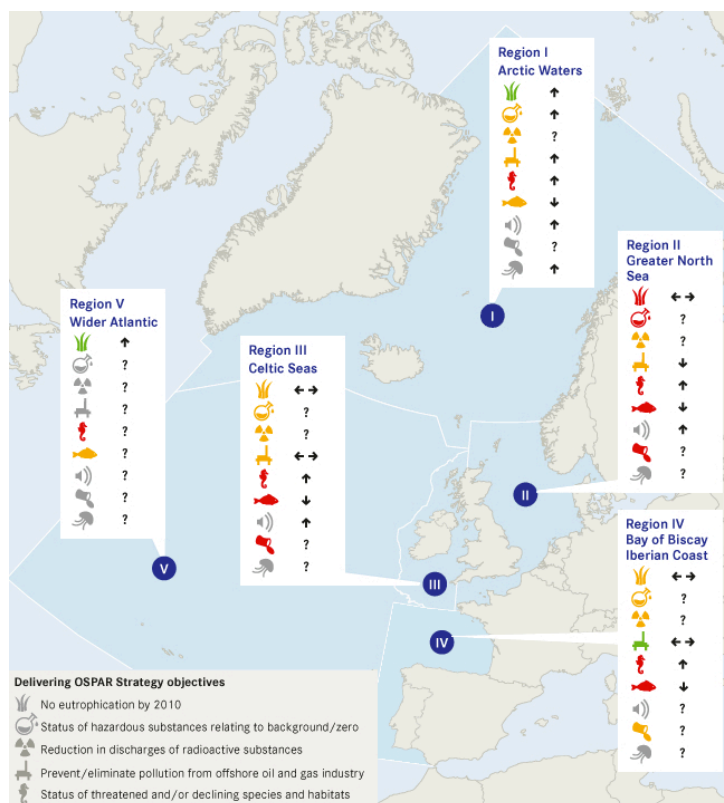
Figur 16. Summering av HELCOMs Baltic Sea Impact Index på negativa effekter av olika mänskliga aktiviteter (till exempel fiske, båttransporter, vindkraftverk) i Östersjön. Ju högre värde dessa större negativ påverkan på miljön (från HELCOM 2010).

4. EXEMPEL PÅ SAMLAD TILLSTÅNDSBEDÖMNING I EUROPA

Det finns också flera omfattande tillståndsbedömningar av marina ekosystem i Europa där ingen sammanvägning av olika indikatorer utförts för att få en integrerad bild av ekosystemens status. I dessa utvärderingar har istället olika tillståndsbedömningar sammanställts på ett strukturerat sätt och diskuterats vetenskapligt. Då dessa *samlade* tillståndsbedömningar kan vara förvirrande lika sammanvägda bedömningar presenteras två omtalade exempel kort nedan.

4.1 OSPAR COMMISSION *QUALITY STATUS REPORT 2010*

Den regionala havskonventionen för Nordsjön (OSPAR) utför vart tionde år en utvärdering miljötillståndet i Nordsjön (inklusive Skagerrak och Kattegat) baserat på medlemsländernas marina miljöövervakning. Utvärderingen sker i OSPARs olika arbetsgrupper som gör en expertbaserad statusbedömning (efter en tregradig skala) och tidstrendanalys av 8 klasser av föroreningar och mänskliga aktiviteter (som kan påverka havsmiljön negativt) samt av OSPARs lista över hotade eller minskade arter och habitat (OSPAR 2010; Figur 17).

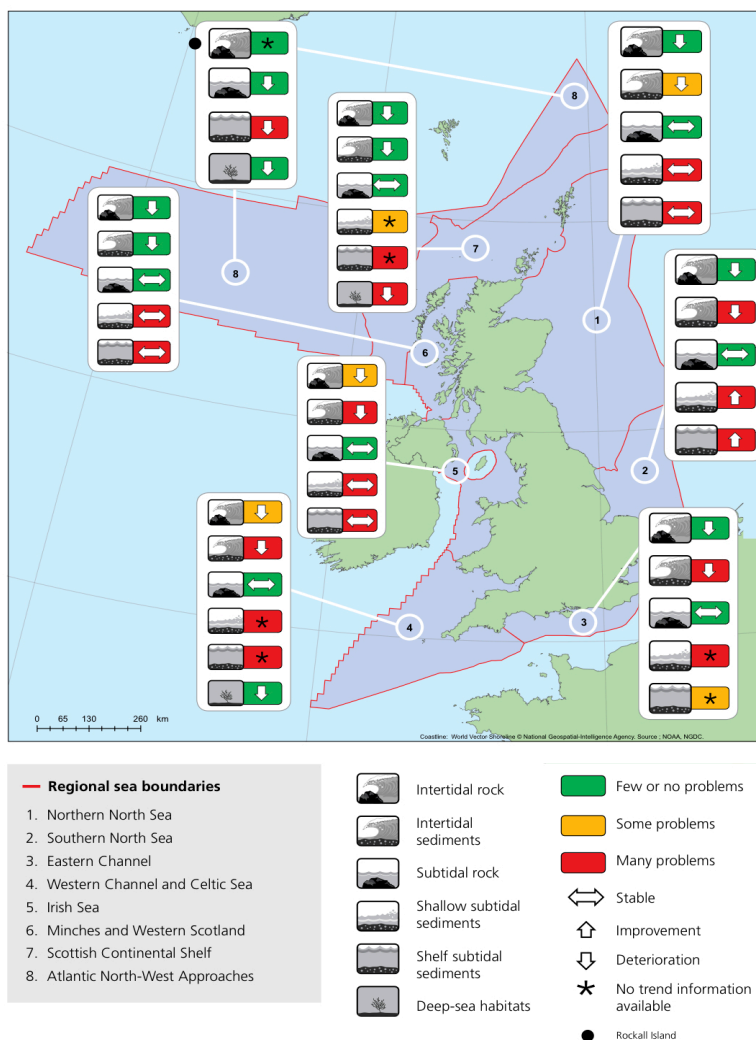


Figur 17. OSPAR COMMISSION Quality Status Report 2010. Sammanställning av tillståndsbedömningar Nordsjön. Pilar anger förbättring (uppåt), försämring (neråt) respektive stabilt tillstånd (2 horisontella; från OSPAR 2010).

4.2 CHARTING PROGRESS - TILLSTÅNDSBEDÖMNING AV STORBRITANNIENS HAVSOMRÅDEN

I Storbritannien har en omfattande utvärdering genomförts de marina ekosystemen runt de Brittiska öarna där tillståndet för 6 klasser av habitat, 9 klasser av djur, och 7 klasser av föroreningar och 7 klasser mänskliga aktiviteter (som kan påverka havsmiljön negativt) har bedömts av vetenskapliga paneler. För varje klass har både trenden och tillståndet bedömts efter en tregradig skala (få problem, några problem, många problem; UKMMAS 2010). Resultaten har sedan presenterats för varje klass separat i lättöverskådliga kartor (Figur 18).

Healthy and Biologically Diverse Seas – Habitats



Figur 18. Storbritanniens Charter Progress 2. Sammanställning av tillståndbedömningar av marina habitat runt de Brittiska öarna (från UKMMAS 2010).

5. HAVSMILJÖINSTITUTETES TILLSTÅNDBEDÖMNING AV SVENSKA HAV

5.1 HAVET-RAPPORTEN

I Sverige utför Havsmiljöinstitutet en årlig beskrivning av miljötillståndet i svenska havsområden, vilken presenteras i den så kallade *Havet-rapporten*. Rapporten ges ut i samarbete med Naturvårdsverket och Havs- och Vattenmyndigheten och redovisar resultaten från svensk nationell miljöövervakning. Den inkluderar också en sammanfattning av havsmiljöns tillstånd som skrivs av havsmiljöinstitutets miljöanalytiker från universiteten i Umeå, Stockholm, Kalmar och Göteborg.

Denna sammanfattning är en *samlad* tillståndsbedömning (se avsnitt 1.1) och innehåller inga matematiska sammanvägningar av olika indikatorer, utan är en vetenskaplig diskussion av den nationella marina miljöövervakningens resultat samt vissa utvalda vetenskapliga publikationer och rapporter. Bedömningen redovisas både som en kort sammanfattande text för Sveriges olika havsområden (*Så mår havet*), samt som en längre diskussion utifrån olika svenska miljömål (*Havsmiljöns tillstånd ur miljömålsperspektiv*; Figur 19).



SÅ MÅR HAVET 2012

KATEGATT

- Övergödning:** I Kattegatt lyser situationen för vegetationen långt bättre än i Skagerrak, med till synes friska bestånd av Älgräs (*Kongsöskräddsvärd*) och Örnsvund, och god till hög status på makroalg. Status på växtdjuren är också hög och situationen för bottenbestånden i östern har förbättrats betydligt det senaste året och har nu god status. Närmare kust har bottenfaunan dock fortfarande måttlig status.
- Miljögifter:** Kirksköldsvärdet i ett fjoppar är under gränsvärdet, men värdet ligger generellt svagare över. Helt av till och graven av havsmiljögifter hos snäckor visar god till måttlig status på undersökta lokaler.
- Fiske:** På grund av överfiske har beståndet av torsk i Kattegatt minskat till ett historiskt minimum och biomassan utgör idag runt 5 procent av beståndet på 1970-talet. Ingen återvinning kan ses trots att fördömda områden infördes i sydlösta Kattegatt 2009. Det enda område i Västerhavet där ett fisk bestånd med stor koncentration kan ses är Örnsvund. Där råder totalförbud sedan 1930-talet.

ÖSTERNSJÖN

Övergödning: Det finns inga tydliga tecken på överskott av näringsämnen. Den rena kusten är fortfarande i stort sett fri från näringssubstrat. Statusen på näringssubstrat i västern är högre än de var i början av 1970-talet, men övergödningens påverkan på växtdjuren visar på en fortsatt negativ trend. Statusen för växtdjuren visar på en fortsatt negativ trend. Inga fall tyder på god miljöstatus. Inga undersökta fisk bestånden har tillräckligt höga nivåer för att kunna säkert förutspåas god status. Miljögifter: För fiskar övervakade miljögifter har statusen till god och mycket god. Miljögifter hos snäckor visar god till måttlig status. Fiske: Tillståndet för fiskar har förbättrats i Östernsjön sedan 2005 till följd av minskat fiske och en något förbättrad återvinning. Havet bedöms nu som ett tillräckligt hållbart miljö. Örnsvund är dock ett försenat område där statusen för näringssubstrat och växtdjur fortfarande är svaga. Vid kusten har både miljögifter och fisk bestånd en god till måttlig status.

Havsmiljöns tillstånd ur miljömålsperspektiv

JOHAN WIKNER, JAN ALBERTSSON, TINA ELFWING, PER-OLAV MOKSNESS, JONAS NILSSON, ANDERS OMSTEDT & CARL ROJF, HAVSMILJÖINSTITUTET

Det övergripande målet med svenskt havsmiljöarbete är att uppnå en god miljö, där havets organismer är välmående och dess resurser kan nyttjas uthålligt av oss människor. Detta förutsätter en riktig beskrivning av miljötillståndet, var störningar förekommer och dess orsaker, för att rätt förvaltningsåtgärder ska genomföras. De miljömål som riksdagen beslutat om är ett viktigt redskap i det arbetet.

ETT RIKT VÄXT- OCH DJURLIV



"Den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystem samt deras funktioner och processer ska värnas. Arter ska kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor ska ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd."

Artdatabanken pekar ut den marina miljön som den miljö där andelen rödlistade arter är högst. De direkta eller indirekta effekterna av kommersiellt fiske anses vara huvudsakligen.

Populära matfisker akut hotade

Av de 27 fiskarter som Artdatabanken rödlistar från Västerhavet 2010 är 25 kommersiella arter eller arter som fångas som bifångst. Idag är en majoritet av våra populäraste matfisker akut eller starkt hotade, till exempel ål, torsk, bleka, kolja, länga, pigghaj, havskatt och hälleflundra. En majoritet av de lokala bestånd av torsk som historiskt lekt i Västerhavets fjord-system anses idag utrotade, med förlust av torskens genetiska mångfald som följd. Trafikets tros också vara en viktig orsak till att 34 arter av ryggradslösa djur idag är rödlistade i Västerhavet.

Överfiske av större rovfisker har även lett till stora indirekta effekter på ekosystemen. I Västerhavet anses förlusten av stora rovfisker ha skapat en trofisk kedjereaktion som tillsammans med övergödning orsakat en förändring i kustvegetationen, där algalter har ökat medan utbredningen av algräs har minskat med 60 procent! Längs norska Skagerrak-kusten har även 80 procent av den ekologiskt viktiga sockerarten försvunnit och i Bohuslän fortsätter dess djuputbredning att minska (Havet 2012). Vegetationsklädda bottenar, Älgräs och fleråriga makroalger utgör en viktig livsmiljö för en stor mängd växter och djur och när bilden av denna typ av vegetation försvinner får det stora konsekvenser för den biologiska mångfalden i området.

Många sjöfåglar minskar i Östernsjön

Bestånden av flera sjöfåglarter har minskat mycket kraftigt i Östernsjön de senaste tjugo åren. Främst är det arter som lever av bottenlevande djur som till exempel blåmusslor eller små kräftdjur som drabbats. Dit hör ejder, allfågel, svartå och sjöor-

Figur 19. Havsmiljöinstitutets årliga beskrivning av miljötillståndet i svenska hav presenteras i *Havet-rapporten* i form av sammanfattande texter för Sveriges olika havsområden (*Så mår havet*), samt som längre vetenskapliga diskussioner utifrån de fem svenska miljömål som är relevanta för havsmiljön (från *Havet 2012*).

5.2 BEHOV AV FÖRÄNDRING

När rapportserien Havet startades 2007 var uppdraget till miljöanalytikerna endast att sammanfatta resultat från den svenska nationella miljöövervakningen som presenteras i rapporten. När Sveriges marina centrum omvandlades till Havsmiljöinstitutet 2008-2009 fick institutet ett mer formellt uppdrag "att till regeringen årligen redovisa miljötilståndet i svenska hav" (*Regeringsbeslut 2008-04-17*). Detta nya uppdrag ledde till att ett arbete startades vid institutet för att undersöka möjligheterna att utveckla denna sammanfattning till en mer formell tillståndsbedömning, med en mer tydlig och transparent bedömningsmetod och med ett bredare underlag än data från den nationella miljöövervakningen.

Även om rapporten är mycket uppskattad av myndigheter, universitet och allmänheten (Läsarundersökning 2013; Havs- och Vattenmyndigheten) har transparensen i bedömningen varit låg, bland annat för att det saknats en tydlig redovisning av vilket underlag som använts vid beskrivningar av miljötilståndet och på vilka grunder underlaget valts ut. Eftersom den nationella miljöövervakningen inte är heltäckande (många områden och miljöer inkluderas inte, framför allt vid kusten) har även ett urval av rapporter från regionala övervakningsprogram samt vetenskapliga publikationer beaktats i bedömningen. Det har dock inte funnits några klara kriterier för vilket underlag som skall användas, eller hur det skall väljas ut.

Vidare så finns det inte heller någon definierad arbetsmetod över hur en tillståndsbedömning skall utföras, exempelvis ett "beslutsträd" där man kan följa resultat från indikatornivå till slutlig bedömning (till exempel som vid bedömning av ekologisk status för vattendirektivet; se Figur 7) eftersom den tidigare bedömningen utgjorts av en diskursiv sammanfattning. En tillståndsbedömning med tydlig struktur och hög transparens skulle kunna utvecklas inom institutet till exempel med hjälp av de bedömningsverktyg som använts inom HELCOMs Initial Holistic Assessment. Det är dock oklart om det är önskvärt att institutet utvecklar nya bedömningsverktyg och utför en egen sammanvägd tillståndsbedömning med nya statusbedömningar som kanske skiljer sig i bedömning från vattendirektivets statusbedömning av samma havsområde.

För att bättre utreda dessa frågor har en serie analyser av underlaget och metoder i tidigare bedömningar utförts, samt diskussioner initierats med utförare och användare av marin miljöövervakning, vars resultat presenteras nedan.

5.3 ANALYSER AV UNDERLAG FÖR TILLSTÅNDSBEDÖMNINGAR

5.3.1 Beskrivning av underlag i tidigare tillståndsbedömningar (exklusive 2012)

Då det saknas en tydlig redovisning av vilket underlag som använts vid tidigare bedömningar baseras nedanstående beskrivning på texter i publicerade Havet-rapporter samt intervjuer med miljöanalytiker.

Eftersom rapportens ursprungliga syfte var att rapportera den nationella övervakningen så har resultat från dessa delprogram varit det huvudsakliga underlaget till bedömningen. Till mindre del har också resultat från Vattenmyndighetens statusklassning av vattenförekomster använts för bedömning av övergödning, även om detta inte har skett på något systematiskt sätt. Fiskeriverkets årliga rapport Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten: Resurs- och miljööversikt har också använts till mindre del tillsammans med andra vetenskapliga rapporter och publikationer.

Data från de regionala övervakningsprogram har inte använts regelbundet med undantag för den data som ingår i Vattenmyndighetens statusklassning av vattenförekomster, samt ett fåtal kuststationer för vissa variabler som har rapporterats av utförarna. Resultat från regionala miljöövervakningsprogram har inte inkluderats i någon större utsträckning och resultat från regional övervakning av påverkade områden (så kallade recipientkontrollprogram) som ofta samordnas av frivilliga vattenvårdsorganisationer har inte använts vid något tillfälle.

Anledningen till att data från de regionala övervakningsprogrammen inte har inkluderats i Havet-rapporterna och bedömningarna är att denna data har varit svårtillgänglig och att ingen har fått uppdraget att sammanställa och analysera den nationellt. Det har inte ingått i uppdraget till utförarna av vare sig de nationella eller de regionala programmen att rapportera in resultaten till Havsmiljöinstitutet för inkludering i Havet-rapporterna. Dessutom är det först på senare år som den regionala datan har rapporterats in i någon större omfattning och börjat bli tillgänglig hos de nationella datavärdarna. Då många olika utförare är involverade i den regionala övervakningen och ett strikt system för kvalitetssäkring saknas finns också en risk för att kvalitetsproblem kan påverka resultaten. Det senare gäller i än högre grad för recipientkontrollprogrammen som idag inte har samma krav vad det gäller metoder och analys som övriga övervakningsprogram.

5.3.2 Begränsningar i data från det nationella övervakningsprogrammet

Beskrivning av den nationella marina miljöövervakningen

Den nationella marina miljöövervakningen startade 1978 av Naturvårdsverket och har som huvudsyfte att ge underlag för beskrivningar av storskalig påverkan

på havsmiljön, främst med avseende på övergödning, metaller och miljögifter samt biodiversitet. Miljöövervakningen, som idag till största delen har övertagits av Havs- och vattenmyndigheten, sker inom programområdet Kust och hav vilket omfattar 8 delprogram (Tabell 6), vilka utförs av olika utförare (till exempel SMHI). Utöver dessa delprogram övervakas också kommersiella bestånd av utsjöfisk av Havs- och vattenmyndigheten.

Tabell 6. Delprogram inom den svenska nationella miljöövervakningen

1. Belastning på havet
2. Fria vattenmassan
3. Vegetationsklädda bottnar
4. Makrofaunan mjukbotten
5. Metaller och organiska miljögifter
6. Embryonalutveckling hos vitmärsla
7. Säl och havsörn
8. Kustfisk

Utförarna av övervakningsprogrammen ansvarar för att årligen leverera kvalitetssäkrade data till nationell datavärd där den efter en viss fördröjning blir tillgänglig för alla att använda. De ansvarar också för att årligen sammanställa data och utföra tidstrendsanalyser och statusbedömningar för de miljövariabler de ansvarar för. Dessa resultat skickas tillsammans med en text som beskriver årets resultat till Havsmiljöinstitutets redaktörer som bearbetar text och figurer till artiklar i Havet-rapporten. Resultaten ingår sen i det underlag som institutets miljöanalytiker använder för tillståndsbedömningen.

Analys av begränsningar

En genomgång av de olika delprogrammets utformning visar att en tillståndsbedömning som baseras endast på de nationella resultaten har allvarliga begränsningar. De flesta delprogrammen har endast ett fåtal provtagningsområden eller stationer per havsområde vilket gör den geografiska upplösningen mycket låg. Detta gäller i synnerhet i kustområdet där den regionala övervakningen dominerar. Ett slående exempel är programmet *Vegetationsklädda bottnar* som endast har 1-3 provtagningsområden per havsområde, och där viktiga miljöer som till exempel grunda mjukbottenområden inte ingår i de flesta havsområden (Moksnes och Kautsky 2012).

Det nationella programmet har utformats för att detektera storskaliga miljöförändringar varför provtagningsområdena i nästan samtliga delprogram består av så kallade referensstationer, det vill säga områden som valts ut för att

de inte är direkt påverkade av lokala belastningar (endast programmen *Belastningen på havet* och *Biologiska effekter av tennföreningar* inkluderar belastade områden). Även om dessa referensområden är värdefulla för miljöövervakningen utgör bristen av påverkade områden ett allvarligt problem vid bedömning av till exempel *God miljöstatus* för havsmiljödirektivet eftersom opåverkade områden är överrepresenterade vilket kan ge ett ofullständigt eller vilseledande resultat. Av denna anledning skulle det vara viktigt att inkludera data också från påverkade områden, till exempel från recipientkontrollprogram, om datan går att kvalitetssäkra.

5.3.3 Analys av nationell miljödata för 2012 års tillståndsbedömning

Inför 2012-års Havet-rapport gjordes en sammanställning av de miljövariabler som använts vid tillståndsbedömningen från de nationella delprogrammen (undantaget delprogrammen för miljögifter), samt andra typer av underlag. Resultatet redovisades i en tabell där trender, statusklassningar och antal provtagningsstationer per havsområde (separerad i kust- och utsjöområde) sammanställdes. Vidare sammanställdes vilka variabler som hade bedömningskriterier vid tidpunkten. Inför sammanställningen undersöktes också vilka variabler som mäts i delprogrammet den *Fria vattenmassan* och från vilka stationer, vilket jämfördes med de resultat som utförarna av de nationella programmen lämnar in till rapporten. Om data identifieras som insamlad, men inte gjorts tillgänglig till rapporten markerades detta med ett streck (-) eller grå färg i tabellen (grå färg indikerar att även bedömningskriterier finns för den saknade datan; Figur 20).

På samma vis som tidigare analyser visade sammanställningen att antalet provtagningsstationer per havsområde som redovisats är mycket lågt för de flesta variabler, framför allt i kustområdet. Analysen visade också att en stor mängd av insamlad data från delprogrammet *Fria vattenmassan* inte har inkluderats i de resultat som skickats till Havsmiljöinstitutet, och därför inte använts vid tillståndsbedömningar i Havet-rapporterna. Exempelvis saknas resultat på siktdjup (vilket är en central variabel för till exempel vattendirektivets status bedömning), som trots att den mätts vid ett stort antal stationer under alla år aldrig har inkluderats i rapporten. För övriga variabler har resultat inkluderats, men endast från vissa stationer och områden. Exempelvis saknas resultat på klorofyll och växtplankton från samtliga 7 nationella stationer i södra egentliga Östersjön (Figur 20). Data från andra delprogram har inte analyserats.

En trolig orsak till att all nationell data inte har inkluderats i Havet-rapporten är begränsningar av utrymmet i en tryckt rapport. Det har inte funnits några krav på utförarna att rapportera all data till Havet-rapporten utan de har endast tilldelats ett begränsat sidantal i utrymme, varför vissa variabler och områden kan ha

utelämnats av utrymmesskäl. Detta utgör dock ett problem eftersom dessa resultat inte har redovisats någon annanstans och därför inte har kunnat tas med som underlag vid tillståndsbedömningen.

Sammanställningen visade också att bedömningskriterier för statusbedömning enligt vatten- eller havsmiljödirektivet endast fanns för 13 av de 26 miljövariabler som insamlas i kustområden i de redovisade programmen (50 procent av de insamlade variablerna), samt att en statusbedömning endast utförts för 4 av de 13 variabler som har bedömningskriterier (31 procent) och för två av dessa hade statusbedömning endast utförts i vissa havsområden. I utsjöområdet fanns bedömningskriterier för 7 av de 21 variabler som insamlats (33 procent), varav en statusbedömning utfördes för 3 av variablerna med bedömningskriterier (43 procent; Figur 20). För utsjövariablerna kan den låga proportionen delvis förklaras av att bedömningskriterierna för havsmiljödirektivet blev färdiga först på sommaren 2012.

Sammanfattningsvis visar analysen följande:

- Den geografiska täckningen är låg, framför allt i kustområdet
- En betydande del av insamlad data inkluderas inte i Havet-rapporten och tillståndsbedömningen.
- En majoritet av insamlade miljövariabler saknar bedömningskriterier.
- Statusbedömning utförs på en minoritet av de miljövariabler som har bedömningskriterier

En slutsats av analysen är att en tillståndsbedömning skulle få ett avsevärt bättre underlag om all insamlad data inkluderas och analyserades för tidstrender och miljöstatus.

MILJÖVARIABLER FÖR TILLSTÅNDSBEDÖMNING														Tidsperiod	Ref			
Källtyp	Variabel	Skagerrak		Kattegatt		Södra Eg Östersjön		Norra Eg Östersjön		Bottenhavet		Bottenviken				Bedömningskriterier		
		Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö			
NATIONELL MARIN MILJÖÖVERVAKNING																		
Belastning på havet	Totalkväve	↓ ³		↓ ¹²		→ ⁷		→ ⁶		→ ¹³		↓ ¹²		Saknas	1995–	1		
	Oorganiskt kväve	↓ ³		↓ ¹²		→ ⁷		→ ⁶		→ ¹³		↓ ¹²		Saknas	1995–	1		
	Totalfosfor	→ ³		→ ¹²		↓ ⁷		↓ ⁶		→ ¹³		→ ¹²		Saknas	1995–	1		
	Oorganiskt fosfor	↑ ³		→ ¹²		↑ ⁷		↑ ⁶		→ ¹³		↑ ¹²		Saknas	1995–	1		
	Totalt organiskt kol	↑ ³		↑ ¹²		↑ ⁷		↑ ⁶		→ ¹³		↑ ¹²		Saknas	1995–	1		
Fria vattenmassan	Temperatur ytvatten	– ¹	→ ⁴	– ²	↑ ²	– ¹	→ ⁶	– ¹	→ ⁷	– ²	→ ²	→ ²		Saknas	1970–	1		
	Temperatur djupvatten	– ¹	↑ ⁴	– ²	↑ ²	– ¹	↑ ⁶	– ¹	↑ ⁷	– ²	→ ²	→ ²		Saknas	1970–	1		
	Salthalt ytvatten	– ¹	↑ ⁴	– ²	→ ²	– ¹	↓ ⁶	– ¹	↓ ⁷	– ²	↓ ²	↓ ²		Saknas	1970–	1		
	Salthalt djupvatten	– ¹	↑ ⁴	– ²	↑ ²	– ¹	→ ⁶	– ¹	↓ ⁷	– ²	↓ ²	↓ ²		Saknas	1970–	1		
	pH		– ¹	– ¹	– ¹	– ¹	– ¹	– ¹	– ¹	– ²	– ¹	– ¹	– ¹		Saknas	1993–		
	Totalkväve ytvatten	– ¹	↓ ⁴	– ²	↓ ²	– ¹	↑ ⁶	– ¹	→ ⁷	– ²	→ ²	→ ²	→ ²		NFS	Saknas	1990–	1
	Oorg kväve ytvatten	– ¹	→ ⁴	– ²	→ ²	– ¹	↓ ⁶	– ¹	↓ ⁷	– ²	→ ²	→ ²	→ ²		NFS	HVMFS	1990–	1
	Totalfosfor ytvatten	– ¹	→ ⁴	– ²	↑ ²	– ¹	→ ⁶	– ¹	→ ⁷	– ²	→ ²	→ ²	↓ ²		NFS	Saknas	1990–	1
	Oorg fosfor ytvatten	– ¹	→ ⁴	– ²	→ ²	– ¹	→ ⁶	– ¹	→ ⁷	– ²	→ ²	→ ²	↑ ²		NFS	HVMFS	1990–	1
	Kisel ytvatten	– ¹	→ ⁴	– ²	→ ²	– ¹	→ ⁶	– ¹	→ ⁷	– ²	→ ²	→ ²	↑ ²		Saknas	Saknas	1990–	1
	Klorofyll	→ ¹	– ⁴	– ¹	→ ²	– ¹	– ⁶	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷		NFS	HVMFS**	1996–	1
	Växtplankton	→ ¹	– ¹	– ¹	→ ¹	– ¹	– ²	→ ²	→ ²	→ ²	→ ²	→ ²	→ ²		NFS	HVMFS**	1996–	1
	Djurplankton	– ¹	– ¹	→ ¹	→ ¹	– ¹	– ²	→ ¹	→ ¹	→ ¹	→ ¹	→ ¹	→ ¹		Saknas	Saknas	1996–	1
	Bakterieplankton									→ ¹	→ ¹	→ ¹	→ ¹		Expert	Expert	1996–	1
	Bakterietillväxt									→ ¹	→ ¹	→ ¹	→ ¹		Expert	Expert	1996–	1
	Siktdjup	– ¹	– ⁴	– ²	– ²	– ¹	– ⁶	– ¹	– ⁷	– ²	– ²	– ²	– ²		NFS	HVMFS	1970–	
	Areal utbr. syrefri bot.						↑		↑						Saknas	1996–	1	
Syre bottenvatten	– ¹	↓ ⁴	– ²	→ ²	– ¹	↓ ⁶	– ¹	↓ ⁷	– ²	↓ ²	↓ ²	↓ ²		NFS	HVMFS	1970–	1	
Vegetationsklädda bottnar	↓ ²	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³	→ ³		NFS	Saknas	1994–	1	
Makrofauna mjukbotten	→ ¹	→ ⁴	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷	→ ⁷		NFS	HVMFS**	2001–	1	
Kustfisk	Karp- & rovfiskar													Expert	1989–	1		
	Tånglake (antal)	↓		↓										Saknas	1988–	1		
Utsjöfisk	Torsk lekbiomassa		↓*		↓*		→*		→*					Saknas	1974–	1		
	Sill lekbiomassa		↑*		↑*		↓*		↓*					Saknas	1974–	1		
Säl	Populationsstorlek	↑*		↑*		↑*		↑*		↑*		↑*		Saknas	1990–	1		
	Reproduktion gråsäl													HVMFS	HVMFS	1		
	Späcktjocklek gråsäl													HVMFS	HVMFS	1		
Havsörn	Häckningsframgång													HVMFS	1964–	1		
ARTDATABANKEN																		
	Tumlare		Sårbar		Sårbar		Akut hotad										2	
	Vikare							Nära hot		Nära hot		Nära hot					2	
	Fisk (antal rödlistade)		27		27		6		6		5		4				2	
RAPPORTER																		
	Sjöfågel (abundans)	→		→		↓ ³		↓ ³						Saknas	1990–	3		
	Blåstång (djuputr.)					↓ ³		↓ ³						BEAT		3		
	Ålgräs (djuputr.)	↓ ⁴		↓ ¹		↓ ³								BEAT		3		
	Ålgräs (ytutbredning)	↓ ⁴												BEAT		3		
	Algmatör (ytutbred.)	↑*												Saknas	1980–	3		
	Sockertare (ytutbredning)	↓*												Saknas	1980–	4		
<p>➤ Sammanställning av biologiska och fysikalisk-kemiska miljövariabler som använts vid tillståndsbedömningarna i Havet 2012. I tabellen listas deras status och trender enligt nationell marin övervakning samt andra angivna källor. Området södra Egentliga Östersjön stäcker sig från Öresundsbron till Öland (inklusive Kalmarsund). Miljögifterna har utelämnats, eftersom de är för många för att hantera i detta format.</p>		<p>Förklaringar Tidsperiod = testad mätperiod ↑ = statistiskt signifikant ökning ↓ = statistiskt signifikant minskning → = ingen signifikant trend – = data för trendanalys finns, men har inte utvärderats blå/blåtonad pil – positivt för miljötillståndet röd pil – negativt för miljötillståndet svart pil – ingen eller svårbedömd påverkan upphöjd siffra = antal provtagningsområden * = trenden baserad på expertbedömning</p>					<p>Miljöstatus hög god måttlig otillfredsställande dålig data och bedömningskriterier finns men har inte utvärderats</p>			<p>Bedömningskriterier NFS=NFS2008:1 (föreskrift som genomfört vattendirektivet), HVMFS=HVMFS2012:18 (föreskrift som genomfört havsmiljödirektivet) BEAT = Helcoms bedömningsverktyg för biodiversitet Expert = expertbaserad bedömning ** = bedömningskriterier finns, men i år är status expertbedömd</p>								

Figur 20. Sammanfattande tabell av miljövariabler som användes i den sammanfattande tillståndsbedömningen av svenska havsområden 2012 (från Havet 2012).

5.4 ÅSIKTER FRÅN UTFÖRARE OCH ANVÄNDARE AV MARIN MILJÖÖVERVAKNING

Havsmiljöinstitutet arrangerar årligen ett seminarium (*Havsmiljöseminariet*) för utförare av den nationella marina miljöövervakningen och för personer vid regionala och nationella myndigheter för att presentera de senaste resultaten från övervakningen och diskutera viktiga frågor som rör havsmiljöförvaltningen. Vid Havsmiljöseminariet 2012 genomfördes diskussioner i 6 separata smågrupper för att utreda deltagarnas åsikter om Havsmiljöinstitutet roll och behov av att förändra tillståndsbedömningen av svenska hav (i Havetsrapporten). Nedan följer en sammanfattning av de åsikter som framkom.

- Deltagarna ansåg genomgående att det var bra och viktigt att Havsmiljöinstitutet utförde en *oberoende* bedömning av tillståndet, det vill säga en bedömning som inte var låst av olika direktiv eller av styrd av myndigheter. Detta var viktigt både för att ge en mer nyanserad bild av tillståndet, samt för trovärdigheten i bedömningen. Samtliga grupper ansåg därför att bedömningen *inte* skulle vara begränsad av att använda endast den nationella övervakningsdatan, eller endast vattendirektivets bedömningsgrunder. Istället borde all tillgänglig data av bra kvalitet användas. En av grupperna sammanfattade det som: *Målet med tillståndsbedömning är att ge bästa tänkbara beskrivning av miljötillståndet med hjälp av all tillgänglig data.*
- Samtliga grupper ansåg att den största bristen i dagens tillståndsbedömning var att all miljöövervakningsdata inte användes. Framför allt borde den stora mängd regional övervakningsdata, som ofta är av samma kvalitet som den nationella, inkluderas i tillståndsbedömningen. Om möjligt borde även data från recipientkontrollprogram ingå så att inte endast referenslokaler används vid bedömningen av tillståndet. Även relevanta vetenskapliga studier borde användas.
- Även om flera grupper såg fördelar med bedömningsverktyg av den typ som till exempel använts i *HELCOMs holistic assessment*, var de flesta grupper överens om att Havsmiljöinstitutet *inte* skulle konstruera ett nytt bedömningssystem som resulterade nya statusklassningar. Det finns redan för många olika bedömningssystem, ansåg de. En vetenskapligt diskuterande, fördjupande och breddande sammanfattning av den typ som hittills presenterats var att föredra. Bra dock om det tydligare kunde redovisa vilken underliggande data som resulterat i bedömningen.
- Flera av grupperna ansåg att en samlad bedömning generellt inte ökade kunskapen, snarare tvärtom då de gav en allt för förenklad bild. De tyckte dock att den trots allt hade ett viktigt värde som verktyg att *kommunicera* miljösituationen med myndigheter och allmänheten, utöver den juridiska användningen.

- En av grupperna föreslog att Havsmiljöinstitutet skulle presenteras en jämförande syntes mellan olika direktiv och konventioners sammanfattande bedömning, där skillnaderna skulle analyseras och diskuteras.

5.5 FÖRÄNDRINGAR AV HAVSMILJÖINSTITUTETS TILLSTÅNDSBEDÖMNING 2012-2013

Då slutsatsen från seminariet var att Havsmiljöinstitutet fyller en viktig roll som en oberoende utförare av en sammanfattande (samlad) tillståndbedömning, och att ett ny sammanvägd bedömning från institutet inte efterfrågades idag, inriktades förändringsarbetet med analysen under 2012 på att förbättra transparensen i underlaget och i Havsmiljöinstitutets tillståndbedömning. Utveckling av metoder för sammanvägd bedömning för svenska havsområden utförs istället inom ramen för arbetet med havsmiljödirektivet, där Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten sedan januari 2013 leder en arbetsgrupp av svenska experter som arbetar med att utveckla indikatorer för havsmiljödirektivet inom OSPAR (ICG-COBAM). Under 2013 har arbetet fortsatt med att förbättra underlaget till bedömningen, framför allt genom att tillgängliggöra regional data för analysen. Nedan följer en sammanfattning av förändringarna som utförts av Havsmiljöinstitutet.

- För att tydliggöra underlaget som ligger till grund för de olika tillståndsbetygarna 2012 presenterades alla miljövariabler i en sammanfattande tabell med information för att bedöma osäkerheten i variabeln (geografisk täckning, typ av bedömningskriterier, m.m.) samt en förteckning till underlagets källor i Havet-rapporten 2012 (se avsnitt 5.3.3; Figur 20).
- För att öka transparensen i tillståndsbetygarna infördes referenser till avsnittet om *Havsmiljöns tillstånd ur miljömålperspektiv* i Havet-rapporten 2012.
- För att förbättra underlaget till tillståndsbetygningen 2013 har den nationella övervakningsdata från delprogrammet *Fria vattenmassan* som inte inkluderats i tidigare tillståndsbetygningar identifierats i SMHIs databas SHARK och granskats statistiskt för att kunna användas i tillståndsbetygningen.
- För att ytterligare förbättra underlaget, framför allt i kustområdet har all data från den regionala marina miljöövervakning som motsvarar variablerna i samma delprogram identifierats i databasen SHARK, och granskats statistiskt för att kunna användas i tillståndsbetygningen 2013.

REFERENSER

ArtDatabanken 2007. Arter & naturtyper i habitatdirektivet - tillståndet i Sverige 2007.

Borja A, SB Bricker BM Dauer, NT Demetriades, JG Ferreira, AT, Forbes, P Hutchings, X Jia, R Kenchington, JC Marques and C Zhu. 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*. 56:1519–1537.

Borja, A., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A.-S. and Bund, W. van de (2010) Marine management: Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 2175-2186.

Bricker, S., Longstaff, B., Dennison, W., Jones, A., Boicourt, K., Wicks, C., Woerner, J., 2007. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries: A Decade of Change, National Estuarine Eutrophication Assessment Update. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 26. National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD. 322 pp.

Castro, M., Driscoll, C.T., Jordan, T.E., Reay, W.G., Boynton, W.R., Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Cable, J.E., 2001. Contribution of atmospheric deposition to the total nitrogen loads to 34 estuaries on the Atlantic and Gulf Coasts of the United States. In: Valigura, R.A., Alexander, R.B., Castro, M.S., Meyers, T.P., Paerl, H.W., Stacey, P.E., Turner, R.E. (Eds.), *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*, Coastal and Estuarine Studies. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 77–106.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.

HaV 2012. God Havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Havs och Vattenmyndigheten.

HELCOM (2010): Ecosystem Health of the Baltic Sea. HELCOM Initial Holistic Assessment 2003-2007. *Baltic Sea Environmental Proceedings* 122. Helsinki Commission. 63 pp.

IMCRA, 1998. Integrated Marine and Coastal Regionalisation for Australia: An Ecosystem-based Classification for Marine and coastal Environments. Version 3.3. Environment Australia.

IMCRA 2006. A guide to the Integrated Marine and Coastal Regionalisation of Australia.
<http://www.environment.gov.au/coasts/mbp/publications/imcra/imcra-4.html>

Jia, X., Du, F., Lin, Q., Li, C., Cai, W., 2003. A study on comprehensive assessment method of ecological environment quality of marine fishing ground. Journal of Fishery Sciences of China (in Chinese) 10 (2), 160–164.

Jia, X., Li, C., Gan, J., Lin, Q., Cai, W., Wang, Z., 2005. Diagnosis and assessment on the health status and quality of the fishery ecoenvironment of the northern South China Sea. Journal of Fishery Sciences of China (in Chinese) 12 (6), 757–765.

Johnson RK, Lindegarth M, Carstenseb J. 2012. Establishing reference conditions and setting class boundaries. WATERS Report no. 2013:2

Leujak W. 2012. Towards an integrated assessment of "good environmental status" under the MSFD. Presentation. Federal Environment Agency, Germany.

Lin, R., 1996. Review of assessing methods for coastal eutrophication. Marine Environmental Science 15, 28–31.

Naturvårdsverket 2013.
<http://www.naturvardsverket.se/hb/Artskyddsforordningen/Ovriga-lagar/Artskydd-i-EU-och-i-Sverige/Habitatdirektivet/>

Moksnes P-O, Kautsky H. 2012. Makroalger och gömfröiga växter. I: God Havsmiljö 2012. Inledande bedömning av miljötillståndet och socioekonomisk analys Havs- och Vattenmyndigheten (sid. 66-79).

Ojaveer H och M Eero 2011. Methodological Challenges in Assessing the Environmental Status of a Marine Ecosystem: Case Study of the Baltic Sea. PLoS one dx.plos.org

OSPAR 2010. OSPAR COMMISSION Quality Status Report 2010
(<http://qsr2010.ospar.org>)

OSPAR 2012. OSPAR's MSFD Advice Manual on Biodiversity. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive descriptors 1, 2, 4 and 6. Version 3.2, 5 March 2012. OSPAR Commission.

Pauly, D, 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 10:430.

Smith, R.A., Schwarz, G.E., Alexander, R.B., 1997. Regional interpretation of water quality monitoring data. *Water Resources Research* 33, 2781–2798.

UKMMAS 2010. Charting Progress 2. The states of UK Seas. UK Marine Monitoring and Assessment Strategy community. (<http://chartingprogress.defra.gov.uk>)

USEPA, 2003. Guidance for 2004 Assessment, Listing and Reporting Requirements Pursuant to Sections 303(d) and 305(b) of the Clean Water Act. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds. (www.epa.gov/owow/oceans/nccr2/).

USEPA, 2005. National Coastal Condition Report II. Office of Research and Development, Office of Water, Washington, DC. EPA-620/R-03/002 December 2004.



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet · Stockholms universitet
Göteborgs universitet · Linnéuniversitetet