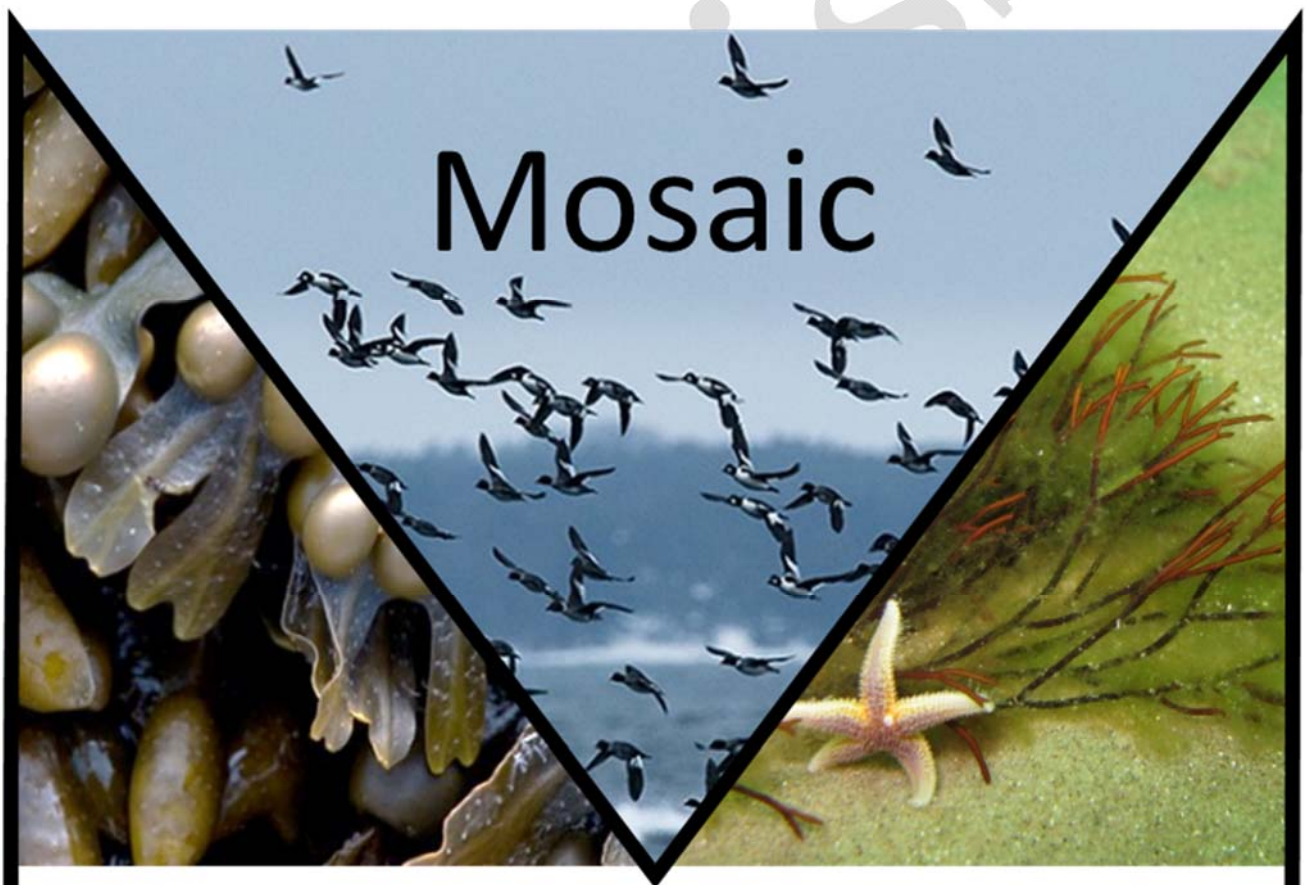


# Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö

Version 1



# Remiss

Havs- och vattenmyndigheten  
Datum: åååå-mm-dd

Ansvarig utgivare: Jakob Granit  
Omslagsfoton: Nicklas Wijkmark och Martin Isæus  
Kartor: Frida Fyhr  
Illustrationer: Hedvig Hogfors  
ISBN XXXX-XXXX  
Tryck: Eventuellt tryckeri

Havs- och vattenmyndigheten  
Box 11 930, 404 39 Göteborg  
[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)

# Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö

Version 1

---

Hedvig Hogfors, Frida Fyhr och Antonia Nyström Sandman  
AquaBiota Water Research

Med bidrag av:

Maria Kilnäs, Johnny Berglund, Göran Sundblad, Gledis Guri, Karl  
Florén, Micaela Hellström, Johan Spens, Stefan Skoglund och  
Martin Isæus

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:XX

# *Förord*

Skriv förord

Ort Datum Undertecknande chef

Remiss

# 1 Innehåll

|         |  |    |
|---------|--|----|
| 2       | SAMMANFATTNING.....  | 9  |
| 3       | LÄSANVISNING .....   | 10 |
| 3.1     | Begrepp .....  | 11 |
| 4       | INTRODUKTION .....   | 16 |
| 4.1     | Bakgrund.....  | 16 |
| 4.1.1   | Vad är Mosaic?.....  | 19 |
| 4.1.2   | Avgränsningar .....  | 20 |
| 4.1.2.1 | Utvecklingsdelar inom ramverket.....                                       | 20 |
| 4.1.3   | Förankringsarbetet.....  | 21 |
| 4.1.4   | Tidigare och samtida arbeten.....  | 22 |
| 4.2     | Förutsättningar för förvaltning till havs.....                             | 23 |
| 4.2.1   | Svårt att objektivet bedöma värdet på ett område .....                     | 24 |
| 4.2.2   | Kartering av ekosystemkomponenter .....                                    | 24 |
| 4.3     | Mål och syfte .....  | 27 |
| 5       | RAMVERKET.....   | 30 |
| 5.1     | Överblick .....  | 30 |
| 5.1.1   | Ansvarsfördelning .....  | 31 |
| 5.2     | Grundläggande naturvärdesbedömning .....                                   | 31 |
| 5.2.1   | Del 1 – bedömning per havsområde .....                                     | 33 |
| 5.2.1.1 | Övergripande .....   | 33 |
| 5.2.1.2 | Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster ..... | 34 |
| 5.2.1.3 | Del 1b – direkta ekosystemtjänster .....                                   | 34 |
| 5.2.1.4 | Rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen.....          | 35 |
| 5.2.2   | Del 2 – regional bedömning.....  | 36 |
| 5.2.2.1 | Lokal viktning .....   | 36 |
| 5.2.2.2 | Beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen .....                   | 36 |
| 5.2.3   | Sammanvägd bedömning av den grundläggande naturvärdesbedömningen.....      | 37 |

|         |  |    |
|---------|--|----|
| 5.3     | Fördjupad naturvärdesbedömning .....   | 39 |
| 5.3.1   | Del 3 – platsspecifik bedömning.....   | 40 |
| 5.3.1.1 | Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden   | 40 |
| 5.3.1.2 | Konnektivitet.....   | 42 |
| 5.3.1.3 | Kvalitet/funktionalitet.....   | 44 |
| 5.3.1.4 | Identifiering av värdekärnor, potentiella värdekärnor och<br>preliminärt avgränsade värdestrakter .....      | 47 |
| 5.3.1.5 | Ekologisk representativitet.....   | 49 |
| 5.3.1.6 | Verifiering/undersökning av kriterierna i fält .....   | 53 |
| 5.3.1.7 | Sammantagen värdering efter den fördjupade<br>naturvärdesbedömningen och identifiering av värdestrakter..... | 55 |
| 6       | DISKUSSION.....  | 57 |
| 6.1     | När ramverket uppsatta mål? .....  | 57 |
| 6.2     | Val av kriterier.....  | 61 |
| 6.2.1   | Biologisk mångfald och ekologisk representativitet.....  | 64 |
| 6.2.2   | Rariteter, arter vid sin utbredningsgräns och ansvarsarter .....   | 64 |
| 6.2.3   | Replikering.....   | 65 |
| 6.2.4   | Storlek.....   | 66 |
| 6.2.5   | Förekomst.....   | 66 |
| 6.3     | Naturvärden och förvaltning .....  | 67 |
| 6.3.1   | DPSIR och Mosaic .....   | 67 |
| 6.3.2   | Potentiella värdekärnor.....   | 69 |
| 6.3.3   | Abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter .....  | 69 |
| 6.3.4   | Val av ekosystemkomponenter att värdera .....  | 72 |
| 6.3.4.1 | Jämförelse av fördefinierade ekosystemkomponenter.....   | 73 |
| 6.3.5   | Naturvårdsarter .....  | 73 |
| 7       | TACK.....  | 74 |
| 8       | REFERENSER .....   | 75 |

## BILAGOR

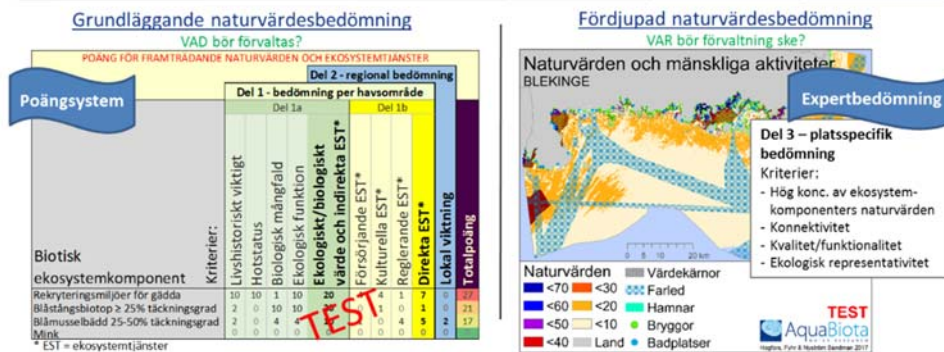
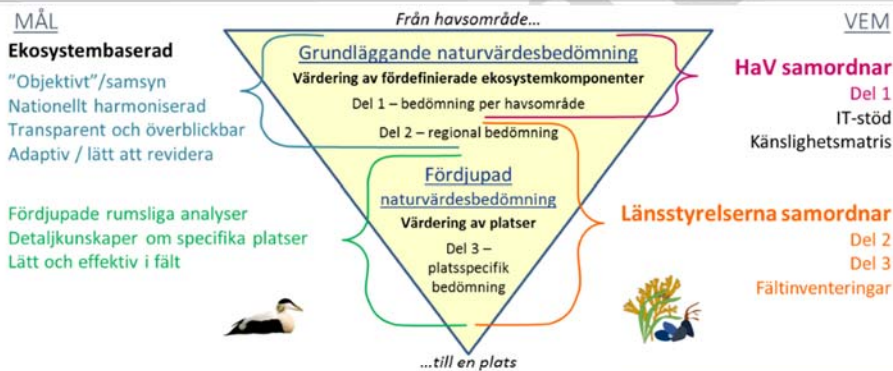
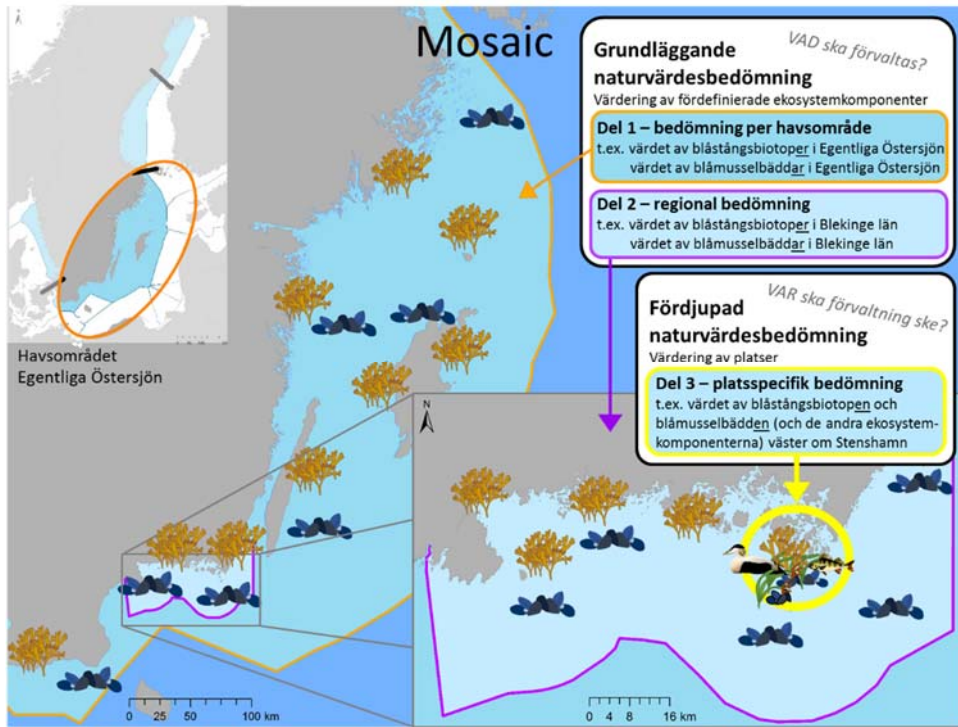
Bilaga 1. Flödesschema för Mosaic i marin miljö. 8 sidor.

Bilaga 2. Kartering av biotiska ekosystemkomponenter. 10 sidor.

Bilaga 3.Handledning av den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic för marin miljö. 33 sidor.

Bilaga 4. Kartering av naturvärden – handledning för framtagandet av den grundläggande naturvärdeskartan i Mosaic för marin miljö. 12 sidor.

Remiss



Figur 1. Överblick över ramverket Mosaic. Översta delen av figuren visar hur den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen förhåller sig geografiskt till varandra. Mittersta delen av figuren visar vilka MÅL som den grundläggande vs. den fördjupade naturvärdesbedömningen efterträvar (för att nå det övergripande målet att ge stöd åt ekosystembaserad adaptiv förvaltning) samt vilka myndigheter som bör ansvara för de olika delarna (under VEM). Längst ner ges en översikt av kriterierna för de två delarna samt exempel på hur arbetsmaterialet kan se ut. De olika delarna förklaras i rapporten.



## 2 Sammanfattning

Mosaic är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Mosaic är uppdelat i en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning.

Syftet med Mosaic är att främja ett funktionellt, ekosystembaserat och adaptivt angreppssätt vid rumslig naturvård. Ramverkets mål är att möjliggöra god förvaltning genom att hantera ekosystemets rumsliga variation såväl som förändring över tid – från landskapsnivå till objektsnivå.

I den grundläggande naturvärdesbedömningen identifieras **vad**, det vill säga vilka biotiska ekosystemkomponenter som är värdefulla och bör prioriteras inom rumslig förvaltning baserat på naturvärden. Fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) värderas genom ett poängsystem, för transparens, översiktlighet och enkel revidering. Ekosystemkomponenterna får poäng om de representerar framträdande naturvärden inklusive ekosystemtjänster efter ett antal kriterier såsom *hotstatus*, *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion*. Bedömningen görs först per havsområde och viktas därefter lokalt beroende på om ekosystemkomponenten anses ha större eller mindre betydelse i aktuellt område jämfört med resterande havsområde (figur 1).

I den fördjupade naturvärdesbedömningen identifieras **var** förvaltning av ekosystemkomponenter bör prioriteras baserat på naturvärden, det vill säga var värdekärnor och värdetrakter är lokaliserade. Platsspecifika egenskaper bedöms efter ett antal kriterier genom expertbedömning utifrån lokal kunskap om miljön (figur 1). Den fördjupade naturvärdesbedömningen utgår ifrån den grundläggande naturvärdesbedömningen genom att identifiera områden med höga koncentrationer av naturvärden kopplade till de bedömda ekosystemkomponenterna. De olika områdena bedöms därefter vidare genom analyser av till exempel *konnektivitet* (det vill säga om områdets geografiska position är fördelaktig för arters spridningsbiologi), *kvalitet/funktionalitet* och *ekologisk representativitet*. En riktad fältundersökning är önskvärd om detaljerad kunskap saknas på en plats som identifierats som sannolikt värdefull.

Exempel: I den grundläggande naturvärdesbedömningen bedöms värdet av blåstångsbiotoper i allmänhet, jämfört med andra ekosystemkomponenter, i Egentliga Östersjön och därefter i Blekinge län. I den fördjupade naturvärdesbedömningen bedöms området ”väster om Stenshamn” (inklusive blåstångsbiotopen som befinner sig där) utefter platsspecifika egenskaper såsom vilken mänsklig påverkan som sker där och vilken kvalitet områdets ekosystemkomponenter har (figur 1).

## 3 Läsanvisning

Som stöd till kapitlet om ramverket (kapitel 5) finns bilaga 1, 2, 3 och 4.

Bilaga 1 går igenom flödesschemat för hela ramverket (det vill säga både den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen). Det är en god idé att skriva ut bilagan så att det är lätt att följa de olika delarna i flödesschemat vartefter som rapporten beskriver dem.

Bilaga 2 ger en kort genomgång av hur biotiska ekosystemkomponenter<sup>1</sup> (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) kan kartteras till yttäckande underlag<sup>1</sup>. Det finns många olika sätt att göra detta. Bilagan går kort igenom hur yttäckande kartor över biotiska ekosystemkomponenter kan tas fram genom modellering utifrån fältdata. Bilagan ger också ett förslag på hur en preliminär uppskattning av biotiska ekosystemkomponenters yttäckande förekomst kan göras utifrån punktdata i avsaknad av mer avancerade metoder. Avsnitt 4.2.2 innehåller utdrag från bilaga 2 för att ge en översikt över kartering av ekosystemkomponenter. Om bilaga 2 läses behövs med andra ord inte avsnitt 4.2.2 läsas.

Bilaga 3 är en detaljerad handledning för den grundläggande naturvärdesbedömningen och det poängsystem som den vilar på. Bilagan diskuterar även utformningen av poängsystemet. Avsnitt 5.2 innehåller utdrag från Bilaga 3 för att ge en översikt av den grundläggande naturvärdesbedömningen. Om den detaljerade beskrivningen i bilaga 3 läses behövs med andra ord inte avsnitt 5.2 läsas.

Bilaga 4 ger detaljerad information om hur den grundläggande naturvärdeskartan tas fram, vilken är en länk mellan den grundläggande naturvärdesbedömningen och den fördjupade naturvärdesbedömningen i Mosaic. Den grundläggande naturvärdeskartan är det första steget vid identifiering av *var* naturvärden är ansamlade. Bilaga 4 redogör också för varför utformningen av kartan är så som beskrivet.

Löpande hänvisar fotnoter i kapitel 5 till vilket steg i flödesschemat avsnittet gäller samt var i diskussionen (kapitel 6) ämnet tas upp. Diskussionen fördjupar sig i olika kritiska delar inom ramverket och behöver därmed inte läsas från början till slut, utan utvalda delar går att läsa var för sig. Lika så behöver inte avsnitt 3.1 nedan om begrepp läsas från början till slut utan kan användas till stöd om läsaren vill bli påmind om vad som åsyftas med olika begrepp och fraser i rapporten.

---

<sup>1</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

### 3.1 Begrepp

Mosaic för marin miljö använder ett antal begrepp och fraser. Nedan ger vi en kort förklaring till dessa och vad som åsyftas i rapporten. Avsnittet är inte utformat för att läsas i ett sträck, utan utvalda begrepp går att läsa var för sig vartefter läsaren vill bli påmind om vad som åsyftas.

**Direkta ekosystemtjänster:** Direkta ekosystemtjänster är tjänster som direkt producerar ekosystemtjänstvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad. Gränsen mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster är inte knivskarp och en och samma ekosystemtjänst kan utifrån en vara eller nytta vara en indirekt ekosystemtjänst medan för en annan vara eller nytta vara en direkt ekosystemtjänst. I rapporten åsyftas alla ekosystemtjänster som i något avseende är en direkt ekosystemtjänst. De ekosystemtjänster som räknas som direkta är försörjande, kulturella och vissa reglerande ekosystemtjänster.

**Ekologisk funktion:** I rapporten är *ekologisk funktion* ett av kriterierna för att bedöma naturvärden i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Kriteriet syftar till att bedöma naturvärden ur ett ekologiskt helhetsperspektiv.

**Ekologisk representativitet:** *Ekologisk representativitet* är ett av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen och är till för att säkerställa att så många olika biotiska ekosystemkomponenter är representerade när området prioriteras för förvaltning. Kriteriet ska uppfyllas inom värdestrakter (vilket kan ligga till grund för till exempel val av skyddade områden).

**Ekosystemkomponenter (EK):** Ekosystemkomponenter kan delas in i biotiska och abiotiska komponenter som tillsammans bygger upp ett ekosystem. Biotiska ekosystemkomponenter kan till exempel vara populationer, arter, organismgrupper<sup>2</sup>, livsmiljöer<sup>3</sup>/habitat eller biotoper. Abiotiska ekosystemkomponenter kan till exempel vara vatten, ljus, klimatregim, bottenpografi (så som trösklade vikar eller utsjöbankar), berggrund eller bottenstrat såsom hård-, grus-, sand- och mjukbotten (läs mer om kopplingen mellan abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter under bakgrund, avsnitt 4.1).

Begreppet *fördefinierade ekosystemkomponenter* används i rapporten för att förtydliga att det rör sig om alla ekosystemkomponenter som stämmer överens med dess definition oavsett var de är placerade. Det kan röra sig om en biotop som är specificerad med hur hög dess täckningsgrad måste vara (till exempel blåmusslor med en täckningsgrad på över 50 %). Vid naturvärdesbedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter inom *rumslig* förvaltning (vilket denna rapport syftar till) är det viktigt att bedömningen utgår från vilket värde förekomsten av en ekosystemkomponent i allmänhet bidrar med genom att finnas på en plats. Till exempel kan inte alla platser där det finns blåmusslor bli

<sup>2</sup> Med organismgrupper åsyftas både monofyletiska grupper (det vill säga när alla representanter som härstammar från en anfader är inkluderade) och parafyletiska grupper (det vill säga när alla representanter härstammar från en anfader men när inte alla av anfaderens avkommor inkluderas).

<sup>3</sup> Inom livsmiljöer/habitat inräknas även livsmiljöer som avgränsas efter deras funktion, så som till exempel rekryteringsmiljöer för fisk och övervintringsområden för fågel.

värderade efter hela värdet av att havsområdet överhuvudtaget har blåmusslor. Värderingen måste utgå ifrån vilken förlust det skulle vara om blåmusslorna på en plats försvann (genom till exempel exploatering) utifrån dagens kunskapsläge om blåmusslor. Om blåmusslor skulle minska kraftigt, skulle värdet av varje plats med blåmusslor förändras och värderingen skulle behöva göras om vid nästa förvaltningscykel.

**Essentiell länk:** En sträcka eller nod som är av stor vikt för en eller fleras spridningsvägar.

**Expertbedömning:** Med expertbedömning avses en bedömning utförd i enlighet med bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunder eller andra regler inte kan tillämpas (Naturvårdsverket 2007a).

**Gridcell:** Vid naturvärdesbedömning av ett område kan landskapet delas in i ett rutnät (en grid). I den här rapporten åsyftar en gridcell arean av en ruta i detta nät. Till varje gridcell kan ett naturvärde knytas vilka kommer från hela vattenkolumnen inom denna ruta.

**Grundläggande naturvärdeskarta:** Den grundläggande naturvärdeskartan är det första steget i den fördjupade naturvärdesbedömningen och det som länkar samman den grundläggande naturvärdesbedömningen med den fördjupade. Den grundläggande naturvärdeskartan tas fram genom att väga samman de naturvärdespoäng som olika fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter fått i den grundläggande naturvärdesbedömningen med yttäckande förekomstkartor av samma ekosystemkomponenter.

**Havsområde:** Inom rapporten är de svenska havsområdena indelade i Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

**Hotstatus:** I rapporten är *hotstatus* ett av kriterierna för att bedöma naturvärden i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Kriteriet syftar till att bedöma naturvärdet utifrån om den biotiska ekosystemkomponenten är en hotad eller minskade art, population, underart, livsmiljö eller biotop. Primärt bedöms kriteriet efter nationella och internationella rödlistor. Närvaron av hotade ekosystemkomponenter kan också vara ett sätt att bedöma *kvaliteten/funktionaliteten* på en plats inom den fördjupade naturvärdesbedömning.

**Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden:** *Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* är ett av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen för att identifiera värdekärnor. Genom att väga samman yttäckande förekomstkartor över biotiska ekosystemkomponenter och de naturvärdespoäng som de har tilldelats (i den grundläggande naturvärdesbedömningen) till en grundläggande naturvärdeskarta (se begreppet ovan), kan platser och områden identifieras som har höga koncentrationer av ekosystemkomponenters naturvärden.

**Indirekta ekosystemtjänster:** Indirekta ekosystemtjänster är tjänster som inte direkt producerar ekosystemtjänstvaror eller nyttor som värderas på en marknad men som är en förutsättning för att de ekosystemtjänster som gör det

ska finnas och fungera. Gränsen mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster är inte knivskarp och en och samma ekosystemtjänst kan utifrån en vara eller nytta vara en indirekt ekosystemtjänst medan den för en annan vara eller nytta kan vara en direkt ekosystemtjänst. De ekosystemtjänster som räknas som indirekta är stödjande och vissa reglerande ekosystemtjänster.

**Konnektivitet:** I den här rapporten åsyftar konnektivitet till i vilken grad landskapet stödjer eller hindrar arter eller individers spridning mellan lämpliga livsmiljöer. Spridningen kan vara av daglig, säsongsmässig, småskalig, storskalig eller av livshistorisk karaktär (vid behov av olika habitat vid olika livsstadier) samt av betydelse för genetiskt flöde mellan populationer. *Konnektivitet* är ett kriterium i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Målet med en god konnektivitet är att bevara naturvärden så som biologisk mångfald och ekologisk funktion.

På grund av att flertalet marina arter sprider sig långväga med strömmar föreslås att spridningsvägar används som begrepp för att beskriva konnektivitet i marin miljö. Med **spridningsvägar** avses sträckor mellan områden med fungerande spridningsbiologiska kopplingar för en eller flera arter.

**Kvalitet/funktionalitet:** *Kvalitet/funktionalitet* är ett av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Kriteriet avser kvaliteten eller funktionaliteten hos de ekosystemkomponenter som finns på en plats eller i ett område. Vad som åsyftas varierar beroende på vilka ekosystemkomponenter det gäller men har ofta (men inte alltid) att göra med om de är störda av mänskliga aktiviteter eller inte. Det kan till exempel vara vilken kondition organismerna har, hur funktionellt ett lekområde är, detaljerad information om biologisk mångfald på platsen eller mått på övergödning.

**Känd värdefull plats:** "Känd värdefull plats" är en plats som är känd för sina naturvärden eller värden ur ett ekosystemtjänstperspektiv. Det är också ett begrepp som åsyftar ett tillvägagångssätt att identifiera och peka ut värdekärnor i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Metoden används för kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet* och är till för att fånga upp detaljkunskaper som finns om platser. Det kan till exempel röra sig om en känd essentiell länk (se begreppet ovan) för en eller flera arter så som till exempel en åmynning. Det kan också vara en plats som är känd för att vara ett bra lekområde, som har hög biologisk mångfald eller som producerar ekosystemtjänster (till exempel musslor kring en fiskodling).

**Livshistoriskt viktigt:** I rapporten är *livshistoriskt viktigt* ett av kriterierna för att bedöma naturvärden i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Kriteriet är till för att bedöma om en ekosystemkomponent är av vikt för ett kritiskt livsstadium hos en eller flera mobila/migrerande arter (se begreppet nedan). Det kan gälla reproduktion, uppväxt, uppehåll eller födosök.

**Lokal viktning:** Vid regional bedömning i den grundläggande naturvärdesbedömningen görs en lokal viktning, efter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet*. Den lokala viktningen görs på den naturvärdesbedömning som en expertgrupp har gjort på fördefinierade ekosystemkomponenter

per havsområde. Med andra ord viktas bedömningen av en ekosystemkomponent utförd för ett helt havsområde utefter dess betydelse i det undersökta området. Den lokala viktningen är i huvudsak tänkt att göras på länsnivå men kan också delas upp inom ett län.

**Minsta bedömningsenhet:** Med den minsta bedömningsenheten åsyftas den minsta arean (gridcell) som naturvärden har knutits till. Naturvärdena kommer dock från hela vattenkolumnen inom denna area. I denna rapportens exempel är den minsta bedömningsenheten 25 × 25 meter och rekommendationen är att de bör ligga mellan ca. 10 × 10 meters rutor till cirka 50 × 50 meters rutor längst kusten. Beroende på hur homogen utsjön är kan minsta bedömningsenhet där vara någon km<sup>2</sup> stor. Vidare rekommenderas att vattenkolumnen i den minsta bedömningsenheten så gott det går behandlas som ett vertikalt tvärsnitt för att minska skalproblematik. Läs mer om detta i bilaga 4.

**Mobila/migrerande arter:** Med mobila/migrerande arter åsyftas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, det vill säga arter vars individer rör sig mellan områden i större utsträckning.

**Naturlighet, sårbarhet och utsatthet:** Med analys av ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet” åsyftar rapporten till en metod för att identifiera var naturvärden är, och inte är, störda av mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer. Det vill säga analysera hur ”naturligt” eller ”utsatt” en plats eller ett område är för mänskliga aktiviteter som dess biotiska ekosystemkomponenter är ”sårbara” för. Analysen utförs när kriteriet *kvalitet/funktionalitet* bedöms.

**Nyckelfaktorer:** Med nyckelfaktorer avses strukturer, funktioner och processer som upprätthåller en fungerande grön infrastruktur, det vill säga ger förutsättningar som olika biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper) behöver för sin livsmiljö och spridning.

**Platsspecifik bedömning:** I den fördjupade naturvärdesbedömningen görs platsspecifika bedömningar vilket åsyftar att knyta naturvärden som finns på en specifik plats. Det grundar sig på vilka biotiska ekosystemkomponenter som finns på platsen men också hur värdefullt det är att de finns just där (till exempel kan det vara extra viktigt att specifika biotiska ekosystemkomponenter finns just på en specifik geografisk position för att stödja spridning (*konnektivitet*) av arter knutna till platsens ekosystemkomponenter. Det kan också vara att de biotiska ekosystemkomponenterna på just en specifik plats är av extra hög *kvalitet/funktionalitet*.

**Potentiell värdekärna:** En plats eller ett område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in (läs mer om hur potentiella värdekärnor identifieras i avsnitt 5.3.1.4).

**Punktdata:** I denna rapport används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande (se förklaring av begreppet ”yttäckande underlag” nedan). Ofta är det data som begränsas till de provpunkter som tagits i fält. Även data i

form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

**Värdekärna:** Plats med höga naturvärden knutna till befintliga ekosystemkomponenter. Naturvärden bedöms utifrån kriterier och rumsliga sammanhang, så som biologisk mångfald, hotstatus, ekologisk funktion, kvalitet och ekosystemtjänster.

**Värdestrakt:** Ett sammanhängande område med höga ekologiska bevarandevärden. Värdestrakter har en högre täthet av värdekärnor än vad som finns utantill.

**Värdestrakt, preliminärt avgränsad:** För att kunna analysera huruvida områden lever upp till olika satta kriterier, avgränsas (på karta) värdestrakter preliminärt och justeras därefter som kriterier analyseras.

**Yttäckande kartor/underlag:** Med yttäckande kartunderlag avses i denna rapport kartunderlag som har information om en ekosystemkomponents förekomst i kartans alla gridceller (finns eller finns inte).

## 4 Introduktion

### 4.1 Bakgrund

Havs- och vattenmyndigheten har gett AquaBiota Water Research i uppdrag att ta fram ett förslag på en metod för naturvärdesbedömning i marin miljö. Uppdraget inkluderar ett förankringsarbete med syfte att skapa ett nationellt samförstånd kring uppbyggnad av bedömningssystemet. Detta har resulterat i ett ramverk som kallas för Mosaic (*Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning*<sup>4</sup>).

Enligt rådande synsätt inom marin förvaltning ska hänsyn tas till vilken påverkan förvaltningsbeslut har på hela ekosystemen snarare än på individuella ekosystemkomponenter<sup>5</sup> (Queiros m.fl. 2016). För att upprätthålla eller skapa önskvärd status hos ekosystemen krävs adaptiv förvaltning som är flexibel och kan hantera icke-linjära förändringar (Folke m.fl. 2002, 2004). Denna ekosystembaserade ansats är införlivad i ett flertal EU-direktiv, till exempel Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (hädanefter kallat vattendirektivet), Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi) (hädanefter kallat havsmiljödirektivet) och Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/89/EU av den 23 juli 2014 om upprättandet av en ram för havsplanering. Mosaic bidrar till detta holistiska synsätt genom att ramverket ger struktur för ett ekosystembaserat och adaptivt angreppssätt vilket bearbetar en stor mängd information om naturvärden i ett rumsligt perspektiv.

Genom att ramverket syftar till att identifiera områden som inom ramen för ett ekologiskt representativt och sammanhängande nätverk har, eller genom åtgärder kan få, särskild betydelse för biologisk mångfald, fungerande ekosystem och ekosystemtjänster (det vill säga marin grön infrastruktur), bidrar Mosaic till att ge nödvändiga underlag till förvaltningen vid områdesskydd eller andra bevarande- eller restaureringsåtgärder som ska medföra att nationella och internationella miljömål nås. Bland annat har Europeiska kommissionen meddelat att vägledning för att stödja utvecklingen av grön infrastruktur ska användas för att sammanlänka Natura 2000-områden bättre (Europeiska kommissionen 2017b). Mosaic, som är en vägledning för att stödja och utveckla befintlig marin grön infrastruktur, är ett lämpligt ramverk för att stödja arbetet med att just sammanlänka och identifiera de mest värdefulla områdena som bör ingå i ett nätverk av Natura 2000-områden. Vidare kan ramverket bidra genom att ge underlag till arbetet med Sveriges miljömålssystem och etappmålen:

- Ekosystemtjänster och resiliens

<sup>4</sup> Mosaic på engelska: *Methods for spatial, adaptive and integrative ecosystem-based assessment of conservation values*.

<sup>5</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.



Viktiga ekosystemtjänster och faktorer som påverkar deras vidmakthållande ska identifieras och systematiseras.

- Den biologiska mångfaldens och ekosystemtjänsternas värden  
Betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster ska vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstagande, politiska avvägande och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt.
- Skydd av marina områden  
Minst 10 procent av Sveriges marina områden ska bidra till att nå nationella och internationella mål för biologisk mångfald. Bevarandet ska ske genom reservat, andra effektiva områdesbaserade skyddsåtgärder eller miljöanpassat brukande av områden som har särskild betydelse för biologisk mångfald eller ekosystemtjänster och som är ekologiskt representativa och väl förbundna system.

(Miljömål.se)

Enligt artikel 13.4 i EU:s havsmiljödirektiv (2008/56/EG), vilket är införlivat i svensk rätt genom havsmiljöförordningen (2010:1341), ska åtgärdsprogrammet för att nå och upprätthålla god miljöstatus omfatta geografiska skyddsåtgärder för att skapa sammanhängande och representativa nätverk av marina skyddade områden. Flera av deskriptorerna i havsmiljödirektivet (2008/56/EG) relaterar till inrättandet av skyddade områden, framför allt deskriptor 1 (bevarande av biologisk mångfald) och deskriptor 6 (havsbottnens integritet). Representativa nätverk av marina livsmiljöer ska också skyddas inom de regionala konventionerna för Helcom och Oskar. Till exempel kan områden pekats ut som Natura 2000-områden i enlighet med Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, hädanefter kallat art- och habitatdirektivet. Enligt handlingsplanen för marint områdesskydd (Havs- och vattenmyndigheten 2016) är dock inte de arter och naturtyper som listas i enlighet med art- och habitatdirektivet (92/43/EEG) ensamt tillräckliga för att säkerställa ett ekologiskt representativt nätverk av skyddade områden. Havs- och vattenmyndigheten fick 2015-02-12 i uppdrag av regeringen att ta fram en handlingsplan för marint områdesskydd (M2015/711/Nm) med uppgiften att säkerställa ett ekologiskt representativt nätverk av skyddade områden. Inom ramen för havsmiljödirektivet (2008/56/EG) ges juridiskt stöd för att detta sker.

En central del i den marina förvaltningen är att identifiera vilka ekosystemkomponenter<sup>6</sup> som utifrån deras värde och funktion ska prioriteras för olika former av förvaltning. För att säkerställa *ekologisk* representativitet bör representativitet utvärderas utifrån biotiska ekosystemkomponenter och inte abiotiska ekosystemkomponenter. Mosaic är ett ramverk som tillhandahåller ett verktyg för detta.

Biotiska ekosystemkomponenter syftar i denna rapport till populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper. Exempel på biotiska ekosystemkomponenter är övervintringsområden för alfågel, uppehållsplatser för

---

<sup>6</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

säl, lekområden för abborre, ålgräsängar (vanlig bandtång) och blåmusselbäddar (figur 2). Exempel på abiotiska ekosystemkomponenter är klimatregim och bottensubstrat såsom hårbotten och mjukbotten.<sup>7</sup>

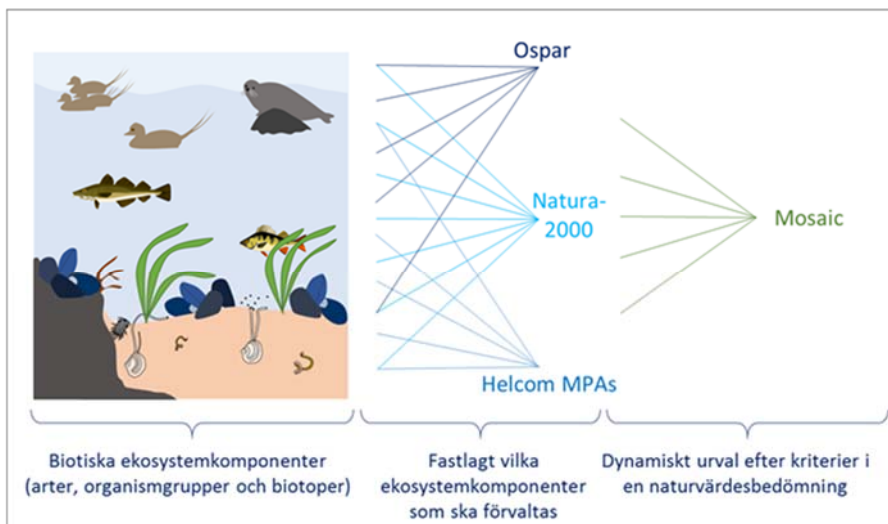
Biotiska ekosystemkomponenter kan vara mer eller mindre hårt knutna till olika abiotiska ekosystemkomponenter och ibland åsyftas även biotan i abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter. Till exempel återfinns ofta de biotiska ekosystemkomponenterna rödsträfsbiotoper och rekryteringsmiljöer för gädda och abborre i de abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenterna *förstadium till flada*, *flada* och *gloflada* i Östersjön vilka definieras genom deras tröskel ut mot havet. Tröskeln gör att vattenutbytet med omkringliggande hav begränsas vilket skapar speciella förutsättningar för biota. Förstadium till flada, flada och gloflada ingår i naturtypen laguner enligt Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 (Naturvårdsverket 2011). Syftet med att förvalta laguner är att förvalta de biotiska ekosystemkomponenter som ofta går att finna just i dessa abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter. En annan liknande abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent är grunda mjukbottnar. Det vill säga mjukbottnar inom den fotiska zonen (hur djup den fotiska zonen går varierar och kan till exempel ligga på cirka 20–30 meters djup). Inom grunda mjukbottnar är det svårare att förutse vilka biotiska ekosystemkomponenter som kommer att finnas på varje plats som räknas som grund mjukbotten och därmed är kopplingen till specifika biotiska ekosystemkomponenter svagare än för laguner.



Figur 2. En central del i den marina förvaltningen är att besluta om vilka ekosystemkomponenter som ska prioriteras i förvaltningen. Primärt gäller detta biotiska ekosystemkomponenter (arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper). Nästa steg är att prioritera var dessa ekosystemkomponenter ska förvaltas.

Urvalet av vilka ekosystemkomponenter som bör prioriteras inom förvaltningen kan göras på olika sätt. Ett sätt är att på förhand bestämma vilka ekosystemkomponenter som ska prioriteras över en större region. Ett annat sätt är att låta urvalet göras mer dynamiskt efter ett antal kriterier i en naturvärdesbedömning. Det senare alternativet kan ta större hänsyn till lokala och rumsliga aspekter (figur 3).

<sup>7</sup> Läs mer om abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter i diskussionen, avsnitt 6.3.3.



Figur 3. Urvalet av vilka ekosystemkomponenter som ska prioriteras inom förvaltningen kan göras på olika sätt. Ekosystemkomponenter kan både vara abiotiska (till exempel klimatregimer och bottenstrukturer) och biotiska (arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper). Urvalet kan till exempel göras genom att fastlägga vilka ekosystemkomponenter som ska förvaltas eller genom att de väljs efter ett antal kriterier i en naturvärdesbedömning. Det senare alternativet ger ökad flexibilitet till lokala och rumsliga aspekter.

#### 4.1.1 Vad är Mosaic?

I denna rapport presenteras Mosaic för marin miljö, version 1. Mosaic är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.

Det här är en första version av Mosaic för marin miljö och tanken är att ramverket kommer utvecklas och kontinuerligt anpassas vartefter som det används.

Struktur och uppställning av ramverk kring naturvärdesbedömningar och arbete med grön infrastruktur kan i många delar läggas upp på liknade vis oavsett om ramverket ska användas i terrester, limnisk eller marin miljö. Men eftersom det finns karaktärsdrag som skiljer miljöerna åt bör de också vara anpassade efter vilken miljö de ska användas i. Anpassning kan till exempel behöva göras efter skillnader i ekosystemens dynamik och hur kunskap inhämtas från miljöerna (beroende på möjligheter och förvaltningstradition). Ett exempel på skillnader i miljöerna som kan påverka ramverks utformning är de olika miljöernas förutsättningar för konnektivitet<sup>8</sup>. I limnisk miljö är många arter och individer

<sup>8</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

helt begränsade av hur sjöar och vattendrag är sammanlänkade, vilken färdriktning vattnet rinner i och vad fallhöjden är. Även om många arter i marin miljö är påverkade av hur strömmarna går påverkar fysiska barriärer generellt sätt konnektivitet mindre än i limnisk miljö. I marin miljö påverkar dock till exempel salthalten starkt vilka arter som förekommer i ett område.

#### 4.1.2 Avgränsningar

Mosaic för marin miljö, version 1, är ett försök att göra ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, från ett landskaps perspektiv över den marina gröna infrastrukturen till platspecifika bedömningar och identifieringar av värdekärnor, potentiella värdekärnor och värdetrakter. Även om många känsliga avvägningar för ramverkets utformning har bearbetats i flera parallella pågående projekt kommer aspekter komma fram som gör att ramverket behöver justeras vartefter det testas och används. För några delar inom ramverket saknas i dagsläget riktlinjer för lämpliga metoder (se nedan). Genom att publicera det i sin nuvarande utformning kommer förhoppningsvis kommentarer in för fortsatt utveckling av ramverket.

Det är viktigt att understryka att Mosaic endast är ett verktyg för prioriteringsbedömning av ekosystemkomponenter samt av platser och områden utifrån naturvärden i ett rumsligt landskapsperspektiv. Ramverket bedömer inte det ”fulla naturvärdet” av varken ekosystemkomponenter eller platser. Till exempel bedömer Mosaic inte hur stor förlusten skulle vara om en ekosystemkomponent försvann från ett helt havsområde, inte heller hur stor förlusten skulle vara i helhet om naturen från en plats eller ett område försvann. Alla bedömningar syftar till att efter rådande kunskap om dagens tillstånd i miljön avgöra vilka ekosystemkomponenter, på vilka platser och i vilka områden, som borde prioriteras på grund av sina naturvärden. Det är också viktigt att understryka att poäng ges till förhöjda och framträdande naturvärden. För att bedömningssystemet ska vara hanterbart, överblickbart och reviderbart behöver de första bedömningarna av ekosystemkomponenter göras med ett enkelt och grovt poängsystem.

##### 4.1.2.1 Utvecklingsdelar inom ramverket

Syftet med ramverket Mosaic är att det ska utvecklas och anpassas kontinuerligt. De delar som är särskilt intressanta att utveckla (men inte nödvändiga för att kunna börja använda ramverket) är:

- Ett webbaserat IT-stöd.
- Grundläggande naturvärdesbedömning per havsområde av en expertgrupp. Dock är ett första utkast på bedömningar av biotiska ekosystemkomponenter sammanställt vilka är framtagna av enstaka experter för att fungera som en utgångspunkt när expertgrupperna samlas.
- Ett färdigutvecklat och testat förslag om hur punktdata översätts till yttäckande information över biotiska ekosystemkomponenters förekomst (i de fall resurser saknas för att mer grundliga analyser av yttäckande förekomster utförs, så som modellering).
- Förslag på hur osäkerheter i kartunderlag redovisas.
- Riktlinjer för redovisning av vilka ekosystemkomponenter som finns och inte finns med i den grundläggande naturvärdeskartan. Det vill

säga en gap-analys för att visa vad som har saknats när naturvärdeskartan tagits fram.

- Riktlinjer för hur kriteriet *konnektivitet*<sup>9</sup> bedöms och analyseras.
- Utförlig uppställning och utformning av känslighetsmatris mellan mänskliga aktiviteter/påverkanstryck och biotiska ekosystemkomponenter, det vill säga utforma matrisens struktur, vad som ska specificeras i matrisen och hur dess information ska användas och sammanställas vid rumsliga analyser.
- Bedömning och sammanställning av olika biotiska ekosystemkomponenters känslighet mot olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck (det vill säga fylla i känslighetsmatrisen med bedömningar).
- System för hantering och registrering av osäkerheter i bedömningar (både för naturvärdesbedömningar och bedömningar av ekosystemkomponenters känslighet mot olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck).
- Sammanställning och beskrivning över bra provtagningsmetoder för att verifiera/undersöka kriterierna i fält.

Syftet är att flera av dessa pusselbitar ska komma på plats. En systematisk arbetsplan är under utformning där till exempel IT-stödet ska bli färdigt 2018 men där riktlinjer för analys av konnektivitet troligtvis kommer dröja ytterligare en tid.

#### 4.1.3 Förankringsarbetet

Ett förankringsarbete kring riktlinjerna för ramverket har skett under våren 2016 genom regionala samrådsmöten<sup>10</sup> i Umeå, Stockholm, Göteborg, Malmö och Karlskrona samt via spridning av inspelade föreläsningar. En referensgrupp bestående av personer från Havs- och vattenmyndigheten har följt ramverkets uppbyggnad. Följande enheter har varit representerade av en eller flera personer: Enheten för forskning och miljömål, Enheten för miljöövervakning, Enheten för biologisk mångfald, Enheten för havsplanering och maritima frågor, Enheten för miljöprovning och miljötillsyn, Havs- och vattenmiljöenheten samt Enheten för fiskereglering. Dessa enheter ligger på Kunskapsavdelningen, Avdelningen för havs- och vattenförvaltning samt Avdelningen för fiskförvaltning. I referensgruppen har också två representanter för ArtDatabanken varit med, Mona Naeslund och Christina Halling, samt två representanter för länsstyrelserna, Maria Kilnäs för Västra Götaland och Johnny Berglund från Västerbotten (vilka båda har följt, testat och kommenterat ramverket med stöd av egna pilotstudier under stora delar av utvecklingen). En sista bearbetning av ramverket inför remissbehandling har gjorts efter diskussioner med Ingemar

<sup>9</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

<sup>10</sup> Inbjudan till samrådsmötena gick ut till drygt 700 mottagare vilka bestod av representanter för länsstyrelser, kommuner, universitet, institut, myndigheter, konsulter m.fl. På samrådsmötena deltog 63 personer från 10 länsstyrelser, 10 kommuner, 9 konsultfirmor (Aqua-Biota exkluderat), 2 universitet (ArtDatabanken/SLU och Umeå marina forskningscentrum), 2 svenska nationella myndigheter (HaV och SGU) och ett finskt statligt affärsverk (Forststyrelsen).

Andersson, Anna Karlsson, Jan Schmidtbauer Crona (Havs- och vattenmyndigheten), Christina Halling (ArtDatabanken) samt Maria Kilnäs och Johnny Berglund (länsstyrelserna).

#### 4.1.4 Tidigare och samtida arbeten

Flertalet av kriterierna i denna rapport är internationellt vedertagna (IUCN 1991) och går bland annat att hitta i Naturvårdsverkets vägledning vid skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007b), biodiversitetskonventionens (UN Convention on Biological Diversity; CBD) riktlinjer för prioritering av områdesskydd i utsjömiljöer (CBD 2008), arbetet med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Deltares 2015 och referenser däri) och Ekologigruppens förstudie om metoder för bedömning av naturvärden i marina områden (Schreiber och Haglund 2013).<sup>11</sup>

Genom att en expertgrupp<sup>12</sup>, med stöd av rådande vetenskapliga underlag, *först* bedömer värdet på *fördefinierade* biotiska ekosystemkomponenter (art, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) för ett havsområde har Mosaic en annan utgångspunkt än ovan nämnda rapporter vilka gör en platsspecifik naturvärdesbedömning direkt. Inom Mosaic görs en platsspecifik naturvärdesbedömning *efter* det att en expertgrupp har bedömt värdet på fördefinierade ekosystemkomponenter. Tillvägagångssättet i Mosaic gör att utgångspunkten för naturvärdesbedömningen är mindre subjektiv och mer jämförbar mellan olika områden och platser inom ett havsområde.

Några för Mosaic centrala projekt som tidigare arbetat med naturvärdesbedömning är Marinbiologisk kartläggning och naturvärdesbedömning av svenska högarna (Isæus m.fl. 2007), Utsjöbanksinventeringen (Naturvårdsverket 2010), Marin modellering i Östergötland (Carlström m.fl. 2010), Superb (Wikström m.fl. 2013) och Marmoni (Fyhr m.fl. 2015). De två senare projekten har bedömt fördefinierade ekosystemkomponenter i likhet med det Mosaic gör i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

Pilotstudier och finjusteringar av Mosaic har utförts i samarbete med länsstyrelserna i Västra Götaland (Kilnäs 2016) och Västerbotten (Berglund m.fl. 2016) vilka har testat ramverket.

Flera parallella projekt som har pågått eller fortfarande pågår i skrivande stund, har bidragit till utformandet av Mosaic. Primärt är dessa:

- forskningsprojektet Imagine (Inverkan av alternativa förvaltningsstrategier på marin grön infrastruktur; ett samarbete mellan AquaBiota,

<sup>11</sup> Se Tabell 6 för jämförelse mellan valda kriterier och kriterier utpekade av CBD (CBD 2008), arbete med sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; Deltares 2015) och i Naturvårdsverkets vägledning vid skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007b).

<sup>12</sup> I en expertgrupp bör experter ingå med djupkunskap på olika organismgrupper, hela havsområdets ekosystem samt experter med regionala/lokal kännedom. Några representanter bör vara med i alla havsområdenas expertgrupper för att försäkra likvärdiga bedömningar.

Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet kustlaboratoriet och Stockholms universitet) finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget,

- ett projekt om interkommunal översiktsplanering/marin grön infrastruktur för havet i Blekinge som AquaBiota utför på uppdrag av Länsstyrelsen i Blekinge län (särskilt åtgärdsprojekt från anslag 1:12, Havs- och vattenmyndigheten dnr 3311-15),
- samt ett projekt AquaBiota utför på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten som går ut på att ta fram ett första utkast på listor över ekosystemkomponenter och marina naturvärden som de representerar (från anslag 1:2, Havs- och vattenmyndigheten dnr. 3985-13).

Pilotstudier för att testa och utvärdera ramverket Mosaic har utförts i Hanöbukten och Blekinge län, Stockholms län, Södermanlands län, Västra Götalands län och Kosterhavet samt Västerbottens län. Den grundläggande naturvärdesbedömningen har prövats för i princip alla ekosystemkomponenter som bygger på de arter eller artgrupper som rapporterats till Shark för Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön samt för flertalet i Västerhavet.

## 4.2 Förutsättningar för förvaltning till havs

För att åstadkomma ett funktionellt och ekosystembaserat angreppssätt vid olika former av marin rumslik förvaltning behövs hänsyn tas till den rumsliga utbredningen och komplexiteten hos marina ekosystem, vilket kräver betydande mängder data (Borja m.fl. 2016). Kunskapsläget och datatillgången när det gäller marin miljö är dock generellt sämre än för terrester (Hendriks m.fl. 2006; Verfaillie m.fl. 2009; Robinson 2011) och provtagningen är ofta kostsam (Nyström Sandman m.fl. 2012). Även om undersökningsmetoderna utvecklas finns det fortfarande ett stort behov av att utveckla kostnadseffektiva metoder för kartering och övervakning (Borja m.fl. 2016). Även om havsmiljön är sammanlänkad kan lokal påverkan ha stor betydelse vilket vidare stödjer vikten av det rumsliga perspektivet på både ekosystemkomponenter och påverkan. I en global studie på kelp såg Krumhansl m.fl. (2016) att det snarare är lokal påverkan än globala processer som styr kelpens utbredning.

Att undersöka havet och försöka få en överblick över den marina miljön kan jämföras med hur det skulle vara att undersöka land från en luftballong i tjock dimma. På enstaka platser går ballongen ner och undersöker miljön men för det mesta glider luftballongen bara över utan att upptäcka vad som finns under den. Ibland kanske en kratta eller en håv kan halas ner men stora områden förblir obesökta både i tid och rum. Med andra ord är det väldigt svårt att veta vad som finns var, var det inte finns, hur mycket av det som finns och framförallt, vilken funktion och betydelse det har. Det finns flera studier på vad som finns var i ett geografiskt perspektiv (se till exempel Méléder m.fl. 2007; Bekkby m.fl. 2008; 2009; Sandman m.fl. 2008; Florin m.fl. 2009; Soldal m.fl. 2009; Sundblad m.fl. 2009; Bučas m.fl. 2013), men vi vet ofta inte vad det är som begränsar en arts förekomst och utbredning. Är det salthalt, substrat, lekområden med hög kvalitet eller födan i ett visst livsstadium?

#### 4.2.1 Svårt att objektivt bedöma värdet på ett område

För att värdera ett område behöver det jämföras med andra områden, från större regional skala till lokal skala. På grund av svårigheten att få en överblick över den marina miljön är det svårt för en ensam inventerare att göra en objektiv bedömning av naturvärdena på en plats eftersom dessa är avhängiga omkringliggande miljö (lokalt till globalt). Bedömningarna blir lätt subjektiva och svåra att jämföra med andra områden och bedömningar. Genom att låta en större grupp experter göra den första bedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter, med stöd av rådande vetenskapliga underlag, kan subjektiviteten i bedömningarna minska och naturvärdesbedömda områden bli möjliga att jämföra.

#### 4.2.2 Kartering av ekosystemkomponenter

Bilaga 2 ger en kort genomgång av hur biotiska ekosystemkomponenter<sup>13</sup> kan karteras till yttäckande underlag<sup>13</sup> genom modellering utifrån fältdata. Bilagan ger också ett förslag på hur en preliminär uppskattning av biotiska ekosystemkomponenters yttäckande förekomst kan göras utifrån punktdata i avsaknad av mer avancerade metoder. Detta kapitel innehåller utdrag från bilaga 2. Om bilaga 2 läses kan detta avsnitt 4.2.2 förbises.

För att ekosystemkomponenter ska kunna användas som underlag till rumslig förvaltning krävs att deras utbredning karteras. Om denna kartering är bristfällig finns risk att områden med stora okända naturvärden förbises samt att de områden där information finns överskattas vid prioritering av områden. Eftersom vi inte rör oss i den marina miljön på samma sätt som vi gör på land är det svårare att ta fram yttäckande kartor över var biotiska ekosystemkomponenter finns och inte finns.

Om endast punktdata<sup>13</sup> används för att kartera var olika ekosystemkomponenter finns är det för det mesta mycket svårt att göra en korrekt jämförelse mellan områden, särskilt om områden som har inventerats med olika metoder som fångar upp/exkluderar olika organismer/-grupper. Till exempel är det mycket olämpligt att jämföra två vikar med varandra där den ena har undersökts med dyktransekter (vilket i huvudsak inventerar fastsittande biota) medan den andra endast har inventerats med hänsyn till förekomst av fisk. Det föreligger också många svårigheter med att till exempel jämföra en vik som inventerats med dyktransekter med en vik som inventerats med undervattensvideo även om båda i huvudsak är bra för att inventera fastsittande biota. Detta beror bland annat på att metoderna inte fångar upp samma taxonomiska detaljeringsgrad och att storleken på den inventerade ytan ofta skiljer sig åt vilket kan påverka antalet upptäckta taxa. Det är också problematiskt att jämföra vikar som undersökts med samma metod om inventeringsansträngningarna eller den taxonomiska kunskapen hos inventerarna skiljer sig åt. Dock finns det standardiserade metoder som minimerar dessa problem och därmed är lämpliga för att jämföra olika områden (så som vikar) med varandra.

---

<sup>13</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.



Inom arbete med havsmiljödirektivet (2008/56/EG) stärks vikten av yttäckande underlag då majoriteten av deskriptorernas kriterier för god miljöstatus numer ska mätas i enhet av kvadratkilometer (km<sup>2</sup>) enligt kommissionens beslut (EU) 2017/848 av den 17 maj 2017 om fastställande av kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, specifikationer och standardiserade metoder för övervakning och bedömning och om upphävande av beslut 2010/477/EU med beaktande av havsmiljödirektivet(2008/56/EG).

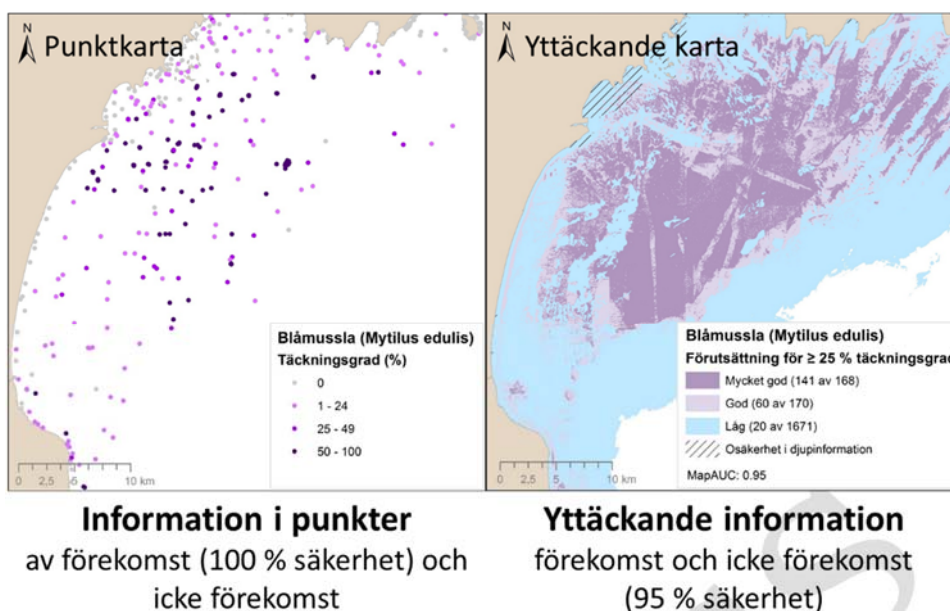
Trots bristen på goda yttäckande underlag i svenska marina områden är Mosaic utformat med utgångspunkt att fler yttäckande underlag ska komma på plats. Detta för att verka för att nationella och internationella åtaganden och miljömål nås i takt med att biologiska ekosystemkomponenter kartteras yttäckande i Sveriges marina områden.

Om få yttäckande kartunderlag finns bör man vara mycket försiktig med att bedöma områdets värden eftersom okända men värdefulla områden kan prioriteras ner till förmån för kända områden.

Yttäckande kartor<sup>14</sup> över ekosystemkomponenters förekomst kan tas fram med olika metoder. Till exempel kan punktdata tillsammans med miljövariabler som stöd (så som djup, exponeringsgrad, salthalt och bottensubstrat) användas för att modellera fram förekomst eller abundans av ekosystemkomponenter (se till exempel Nyström Sandman m.fl. 2013; Wijkmark m.fl. 2015; se bilaga 2 för mer information om kartering av biotiska ekosystemkomponenter). De modellerade kartorna över förekomst av olika biotiska ekosystemkomponenter blir inte lika säkra som om varenda kvadratmeter skulle undersökas med en mängd olika inventeringsmetoder, men ger en bild av den marina miljön som annars är mycket svår att få. Vidare kan de modellerade kartorna peka ut vilka områden som är intressanta att undersöka närmare på grund av att de troligen har höga naturvärden – områden som annars kanske skulle förbigås. Eftersom de modellerade kartorna även innehåller information om var en biotisk ekosystemkomponent är mindre trolig att hittas (vilket tyvärr punktdata många gånger saknar) ger det information om hur vanligt förekommande den biotiska ekosystemkomponenten är – information som är viktig om eventuellt skydd av ekosystemkomponenten ska utredas. Vidare är yttäckande kartor överlägsna när det gäller att utreda *var* skydd av den biotiska ekosystemkomponenten bör förläggas (figur 4).

---

<sup>14</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.



Figur 4. Två olika kartor över blåmussla i västra Hånbukten. Den vänstra kartan visar punktdata från undersökningar med undervattenskamera och dyktransekter. Kartan till höger visar en modellerad yttäckande karta över var det är mycket goda förutsättningar för blåmusselbäddar. Modellen har utgått från samma punktdata som visas i den vänstra kartan men har med hjälp av statistisk modellering och information om miljövariabler (så som djup, exponeringsgrad, salthalt och substrat) fått ut mer information av hur utbredningen och förekomsten av blåmusslorna troligen ser ut. Den modellerade kartan till höger har externvaliderats.

För vissa ekosystemkomponenter kan punktdata som är användbart för modellering saknas. Om relativt mycket punktdata finns på ekosystemkomponenternas förekomst kan dessa ändå vara önskvärda att inkludera i de delar av Mosaic som baseras på yttäckande kartunderlag. I väntan på att bättre underlag finns att tillgå kan punktdata då med försiktighet användas för att uppskatta yttäckande förekomster utan att genomgå modellering. Bilaga 2 ger förslag på hur detta kan behandlas till dess att välmodellerade yttäckande kartunderlag finns. Om det endast finns ett fåtal kända förekomster finns av en ekosystemkomponent, som både är ovanlig och bedöms som särskilt värdefull, ska denna fångas upp via kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”kända värdefulla platser”<sup>15</sup>.

Om biotiska ekosystemkomponenter inte finns som yttäckande kartunderlag kan det finnas anledning till att använda abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter, som till exempel grunda vikar med låg vågexponering. Eftersom det är biotiska ekosystemkomponenter som för med sig naturvärden och är dem som vi önskar skydda från negativ mänsklig påverkan, är det dock viktigt att de abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenterna har en tydlig koppling till specifika biotiska ekosystemkomponenter i jämförelse med omkringliggande miljö. Att kopplingen är stark mellan den abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenten och specifika biotiska ekosystemkomponenter är viktigt dels för att vi ska kunna veta vad den abiotiska ekosystemkomponenten oftast är känslig mot (olika biotiska ekosystemkomponenter är ofta känsliga mot olika mänskliga påverkansfaktorer) och vilka biotiska ekosystemkomponenter som blir hotade vid

<sup>15</sup> Kända värdefulla platser inom kriteriet *kvalitet/funktionalitet* beskrivs i avsnitt 5.3.1.3.

påverkan på den abiotiska ekosystemkomponenten. Då en stark koppling inte alltid finns mellan en abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent och biotiska ekosystemkomponenter (Näslund 2013) är det svårt att veta vilka biotiska ekosystemkomponenter som blir utsatta vid påverkan på den abiotiska ekosystemkomponenten och därför bör biotiska ekosystemkomponenter användas så långt det är möjligt.

### 4.3 Mål och syfte

Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.

Som nämnt i avsnitt 4.2 är det svårt att få en överblick över den marina miljön och därmed göra en korrekt naturvärdesbedömning. Bedömningar blir lätt subjektiva på grund av svårigheterna för en inventerare att bedöma en plats eller ett områdes värde med hänsyn till omgivningen. För att kunna bedöma vilka platser och områden som bör prioriteras inom förvaltningen på grund av sina naturvärden är landskapsperspektivet av stor vikt. Därför behövs det ett ramverk som inhämtar och tillgängliggör så mycket kunskap om den marina miljön som möjligt; ett ramverk som ger förutsättningar för mer ”objektiva” bedömningar (det vill säga mindre subjektiva bedömningar); ett ramverk som är nationellt harmoniserat och som möjliggör överblick och jämförelse mellan bedömningar. Ekosystem är dock komplexa och förändras över tid. Ny kunskap är ständigt inhämtad och därför behövs ett adaptivt ramverk. Vidare varierar ekosystemets komponenter, funktioner och processer rumsligt. Ramverket bör därför också kunna fånga upp ekosystemens rumsliga komplexitet.

För att nå syftet med ramverket har ett antal mål satts upp (se figur 1 eller figur 5, avsnitt 5.1). Målen för ramverket är att det ska vara<sup>16</sup>:

- **Ekosystembaserat.** Ramverket ska kunna ta hänsyn till ekosystemets komplexa strukturer, funktioner och mekanismer och hantera ekosystemets rumsliga såväl som tidsmässiga variation. Det ska också ge möjlighet till god förvaltning givet denna variation. Förekomsten av biotiska ekosystemkomponenter och mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer är platsspecifika (Douvere 2008). För att kunna göra en korrekt och rättvis bedömning behöver ramverket eftersträva ett holistiskt angreppssätt där till exempel yttäckande underlag<sup>17</sup> används så långt som möjligt för att närma sig en helhetsbild av ekosystemet och minimera risken att områden med stora okända naturvärden förbises samt att de områden där information finns överskattas vid prioritering av områden. Vidare bör ramverket ta hänsyn till olika former av naturvärden (till exempel inte bara *hotstatus* utan även till *ekologisk funktion* och platsspecifika värden) och till global och lokal skala.
- **”Objektivt”/samsyn och nationellt harmoniserat.** Ramverket bör vara så objektivt som möjligt så att subjektiva bedömningar mini-

<sup>16</sup> Läs mer om ramverkets strukturer för att nå uppsatta mål i diskussionen avsnitt 6.1.

<sup>17</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

meras. Samsyn bör eftersträvas mellan lokala, nationella och om möjligt även globala experter. Bedömningarna bör vara nationellt harmoniserade så att områden inom större geografiska regioner kan jämföras med varandra. Enkla stödfunktioner inom och runt ramverket ska verka för att ny (eller av expertgruppen tidigare okänd) kunskap lätt kan lämnas och fångas upp inför revideringar av bedömningarna.

- **Transparent och överblickbart.** Bedömningarna bör vara transparenta, överblickbara och jämförbara för att underlätta diskussioner hos en bred grupp av experter och intressenter. Genom att inte bara främja transparenta bedömningar utan även överblickbara och jämförbara bedömningar möjliggörs insyn i hur avvägningar mellan olika bedömningar har gjorts.
- **Adaptivt/lätt att revidera.** Ramverket bör vara adaptivt, det vill säga bedömningarna ska vara enkla att revidera, av två orsaker:
  - Dels för att den marina miljön förändras med tiden och för att ramverket ska vara ekosystembaserat måste bedömningarna kunna följa dessa förändringar. Till exempel kan en art som tidigare inte varit hotad bli det.
  - Den andra anledningen är att vår kunskap om den marina miljön är bristfällig, vi vet ofta inte vad som är de huvudsakligt begränsande faktorerna för en populations förtlevnad. Är det till exempel lekstråk eller är det födan i ett visst livsstadium? På grund av detta ska bedömningarna vara lätta att revidera när ny kunskap erhålls.
- **Fördjupade rumsliga analyser.** För att ramverket ska kunna vara ekosystembaserat och ta hänsyn till ekosystemens komplexa strukturer, funktioner och mekanismer vilka varierar rumsligt bör Mosaic fånga upp rumsliga variationer av naturvärden och inkorporera mer komplexa rumsliga analyser av till exempel *konnektivitet*<sup>18</sup>. Detta trots svårigheten att få jämna kunskapsunderlag, geografiskt och mellan arter. På grund av svårigheterna med jämna kunskapsunderlag bör det vara tydligt när bedömningen baseras på mer ojämna underlag och när det inte gör det.
- **Detaljkunskap om specifika platser.** Utöver att ramverket ska kunna ta hänsyn till de något grövre yttäckande kunskapen om rumslig variation av naturvärden ska även detaljkunskaper om specifika platser kunna vägas in i ramverket även om denna detaljkunskap inte är möjlig att införskaffa för hela det marina området. Anledningen är att det är viktigt att inte tappa bort detaljkunskaper vilka är betydelsefulla för ekosystemet även om de inte går att ha yttäckande kunskap. Detta måste dock avvägas mot vikten att en helhetsbild av ekosystemet är utgångspunkten vilken minimera risken att fel områden prioriteras endast på grund av att hög detaljkunskaper finns på enstaka platser och inte på grund av att de är de viktigaste områdena att prioritera. Så igen: på grund av svårigheterna med jämna kunskapsunderlag, både geografiskt och mellan arter, bör det vara tydligt när bedömningen baseras på mer ojämna underlag och när det inte gör det.

<sup>18</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

- **Lätt och effektivt i fält.** För att inhämta kunskap om den marina miljön är fältundersökningar helt centralt både för att lägga grunden och för att verifiera analyser. Dock är fältundersökningar i marin miljö mycket resurskrävande. Syftet med en fältundersökning kan variera och en öppenhet för undersökningsmetod bör finnas. Men så långt som möjligt bör fältundersökningarna främja jämförbarhet mellan undersökningar samt att de inte är för komplicerade för att sänka kostnaderna.

Andra adaptiva ramverk för bedömning relaterade till förvaltning av marina ekosystem har liknande kriterier. Till exempel ramverk för val av indikatorer till havsmiljödirektivet (2008/56/EG) (Queiros m.fl. 2016) och ramverk för integrerad statusbedömning av marin miljö (Borja m.fl. 2016) listar transparens, objektivitet och repeterbarhet som de viktigaste kriterierna.

Remiss

# 5 Ramverket

## 5.1 Överblick

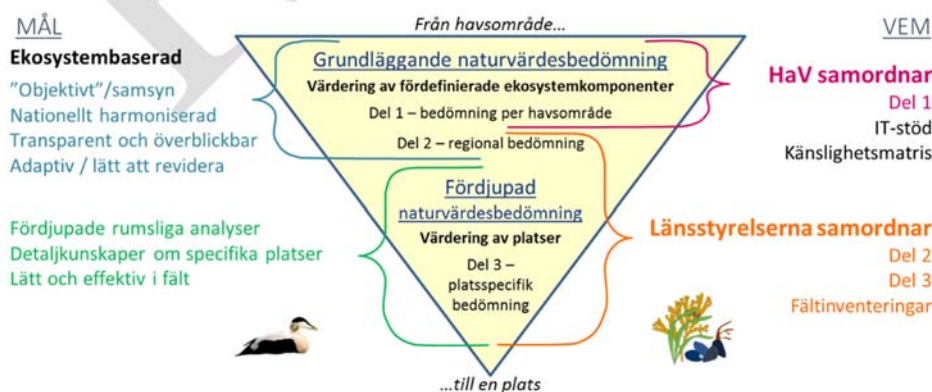
För att ramverket Mosaic ska uppnå målen så gott det går har naturvärdesbedömningen delats in i en grundläggande naturvärdesbedömning och en fördjupad naturvärdesbedömning (figur 5).

Den grundläggande naturvärdesbedömningen ger vägledning till **vad**, det vill säga vilka ekosystemkomponenter som förvaltningen bör prioritera i den marina miljön på grund av naturvärden. Den fördjupade naturvärdesbedömningen ger vägledning till **var** någonstans förvaltning av den marina miljön bör prioriteras på grund av naturvärden. För att ge ett exempel: i den grundläggande naturvärdesbedömningen värderas blåstångsbiotoper i allmänhet, först för ett havsområde och därefter för ett län (definierad med till exempel  $\geq 25\%$  täckningsgrad). I den fördjupade naturvärdesbedömningen bedöms området "väster om Stenshamn", inklusive blåstångsbiotopen som finns där (figur 1).

Som tidigare nämnt grundar sig de flesta kriterierna både i den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen på internationellt vedertagna kriterier (IUCN 1991). I Mosaic har kriterier delats upp mellan de olika delarna och stegen efter vad som är praktiskt möjligt med tanke på förutsättningarna för förvaltning i marin miljö och för att försöka nå de uppsatta målen och därmed underlätta för en ekosystembaserad adaptiv förvaltning.

Bedömningarna inom ramverket (samt vid behov också själva utformandet av ramverket) ska revideras med en cyklisk periodicitet. Vilken periodicitet denna cykel ska ha är dock ännu inte fastlagt men det skulle till exempel kunna röra sig om en 6-årscykel.

I bilaga 1 redovisas arbetsgången steg för steg genom ett flödesschema för både den grundläggande och fördjupade naturvärdesbedömningen i Mosaic.



Figur 5. Naturvärdesbedömningen i Mosaic är uppdelad på en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning. Bedömningen görs i de första stegen per havsområde på fördefinierade ekosystemkomponenter, för att i de sista stegen bedömas utifrån varje specifik plats. Det övergripande målet med systemet är att möjliggöra ekosystembaserad adaptiv förvaltning. Den grundläggande naturvärdesbedömningen är uppbyggd på ett sådant sätt att det ska: främja en så "objektivt" bedömning som möjligt (det vill säga utgå från en nationell samsyn snarare än en persons subjektiva bedömning), vara nationellt

*harmoniserad, transparent och överblickbar samt lätt att revidera. Den fördjupade naturvärdesbedömningen innefattar djupare rumsliga analyser och detaljkunskaper om specifika platser för att ge utrymme åt mer komplexa rumsliga variationer av naturvärden. Utan att göra för stort avkall på överblickbarhet ska hela bedömningen så gott det går följa ekologiska mekanismer. Till höger i figuren föreslås vem som ansvarar för de olika stegen.*

### 5.1.1 Ansvarsfördelning

Nedan redovisas ansvarsfördelningen som föreslås för ramverket (figur 5).

#### **Havs- och vattenmyndigheten föreslås ansvara för:**

- samordningen av Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen, det vill säga bedömning av fördefinierade ekosystemkomponenter per havsområde av en expertgrupp samt rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen
- ett web-baserat IT-stöd för att bistå naturvärdesbedömning efter ramverket Mosaic, samt
- att ta fram en känslighetsmatris mellan biotiska ekosystemkomponenter och mänskliga påverkansfaktorer för att bistå bedömningen i den fördjupade naturvärdesbedömningen

#### **Respektive länsstyrelse föreslås ansvara för:**

- samordning av Del 2 i den grundläggande naturvärdesbedömningen, det vill säga regional bedömning av en lokal viktning (det står varje länsstyrelse fritt att göra en lokal viktning per ekosystemkomponent för hela länet eller att dela upp det i mindre områden ifall förutsättningarna skiljer sig åt) samt fatta beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen<sup>19</sup>.
- samordningen av Del 3 i den fördjupade naturvärdesbedömningen, det vill säga värdering av platser efter platsspecifika värden vilket inkluderar fältinventeringar.

## 5.2 Grundläggande naturvärdesbedömning

Bilaga 3 är en detaljerad handledning för den grundläggande naturvärdesbedömningen och går igenom metoden steg för steg. Bilagan diskuterar även utformningen av poängsystemet. Detta kapitel innehåller utdrag från bilaga 3 för att ge en översikt av den grundläggande naturvärdesbedömningen. Om den detaljerade beskrivningen i bilaga 3 läses kan detta avsnitt 5.2 förbises.

Den grundläggande naturvärdesbedömningen ger vägledning till vilka ekosystemkomponenter i den marina miljön som förvaltningen bör prioritera baserat på deras naturvärde (figur 1). Fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper)<sup>20</sup> värderas genom ett poängsystem.

<sup>19</sup> Läs om vilka beslut som åsyftas i avsnitt 5.2.2.2.

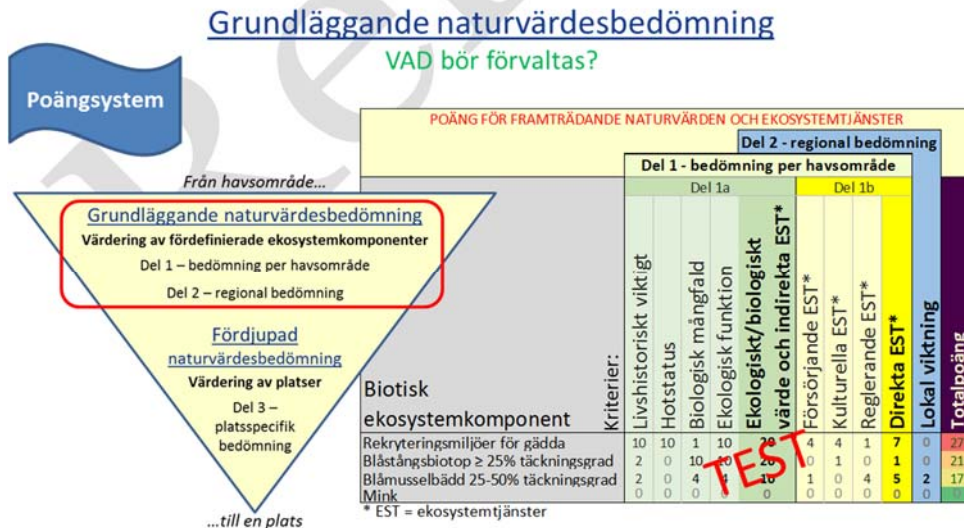
<sup>20</sup> Läs mer om fördefiniering av ekosystemkomponenter och om de kan jämföras med varandra i diskussionen i avsnitt 6.3.4.

Ekosystemkomponenterna får poäng om de representerar olika ekologiska/biologiska värden och ekosystemtjänster efter ett antal kriterier. Dessa kriterier är beskrivna nedan. Bedömningen görs först per havsområde (figur 6) av en expertgrupp<sup>21</sup> med stöd av vetenskaplig litteratur (Del 1). Därefter viktas bedömningarna lokalt beroende på om ekosystemkomponenten anses ha större eller mindre betydelse i aktuellt område jämfört med resterande havsområde (Del 2). Poängen, det vill säga bedömningarna, ska redovisas digitalt på en hemsida genom IT-stödet för att vara lätta att jämföra och för att främja en allmän diskussion (figur 7).



Figur 6. Figuren visar hur de olika svenska havsområdena (i blått) är uppdelade vid bedömning av Del 1 i Mosaic. Havsområdena är från norr Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

Ekosystemkomponenterna värderas efter ett semikvantitativt och icke-monetärt poängsystem, det vill säga värdena uttrycks i en poängskala (Naturvärdsverket 2015). Poängen ska inte översättas till pengar och inte heller likställas med dess fulla naturvärde utan är en hjälp vid prioritering av ekosystemkomponenter inom rumslig förvaltning efter rådande kunskap om det marina miljötillståndet. Förändras tillståndet i miljön, ska också värderingen förändras, och därmed också prioriteringen av vad som ska förvaltas.



Figur 7. Överblick över den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic för marin miljö. I den grundläggande naturvärdesbedömningen värderas fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter för att identifiera vad som bör prioriteras inom rumslig förvaltning baserat på deras naturvärden efter ett antal kriterier med hjälp av ett poängsystem. I det gröna fältet bedöms ekologisk/biologiska värden och indirekta ekosystemtjänster (EST). Indirekta EST som består av stödjande och flera reglerande EST, bedöms framförallt i kriterierna livshistoriskt viktigt, biologisk mångfald och ekologisk funktion. I det gula

<sup>21</sup> I en expertgrupp bör experter ingå med djupkunskap på olika organismgrupper, hela havsområdets ekosystem samt experter med regionala/lokal kännedom. Några representanter bör vara med i alla havsområdenas expertgrupper för att försäkra likvärdiga bedömningar.



*fältet bedöms direkta EST vilket är försörjande, kulturella och flera reglerande EST. Del 1, bedömning per havsområde, samordnas nationellt av Havs- och vattenmyndigheten. Del 2, regional bedömning, samordnas av de olika länsstyrelserna.*

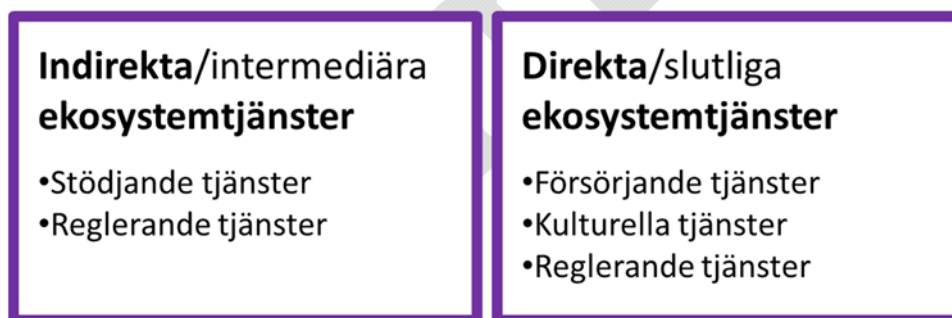
## 5.2.1 Del 1 – bedömning per havsområde

### 5.2.1.1 Övergripande

I Del 1 ska de fördefinierade ekosystemkomponenterna bedömas av en expertgrupp utifrån de värden som ekosystemkomponenterna representerar i ett havsområde (figur 6).<sup>22</sup>

Kriterierna delas upp i två grupper, Del 1a och 1b. I Del 1a bedöms fördefinierade biotiska ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar ekologiska/biologiska naturvärden och indirekta ekosystemtjänster. I Del 1b bedöms ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar direkta ekosystemtjänster (figur 8).<sup>23</sup>

Indirekta ekosystemtjänster är framför allt stödjande ekosystemtjänster men också en del reglerande ekosystemtjänster. De är ofta svåra att skilja från ekologiska/biologiska värden och bedöms därför tillsammans i Del 1a. De direkta ekosystemtjänsterna (försörjande, kulturella och vissa reglerande ekosystemtjänster) i Del 1b är de tjänster som direkt producerar ekosystemvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad (figur 8).



*Figur 8. Indelningen av ekosystemtjänster i de fyra kategorierna stödjande, reglerande, kulturella och försörjande ekosystemtjänster, överensstämmer med det internationella klassificeringssystemet Millennium Ecosystem Assessment (2005). Dessa delas ofta upp i indirekta (ibland kallade intermediära) och direkta (ibland kallade slutliga) ekosystemtjänster (se bland andra Ahtianinen och Öhman 2014).*

Genom att poängsystemet har delats upp i ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) och direkta ekosystemtjänster är det möjligt att endast studera ekologiska/biologiska värden separat (dock inklusive de indirekta ekosystemtjänsterna). Vi avråder dock starkt från att endast studera de direkta ekosystemtjänsterna eftersom de är helt beroende av de indirekta ekosystemtjänsterna. De indirekta ekosystemtjänsterna är starkt sammanflätade med de ekologiska/biologiska värdena. Vid arbete med grön infrastruktur är riktlinjerna att alla ekosystemtjänster ska beaktas.

<sup>22</sup> Steg 1a i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>23</sup> Läs mer i bilaga 3.

### 5.2.1.2 Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster

Kriterierna i Del 1a (ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster) är:

- Livshistoriskt viktigt
- Hotstatus
- Biologisk mångfald
- Ekologisk funktion

#### **Livshistoriskt viktigt**

Kriteriet *livshistoriskt viktigt* är till för att bedöma ekosystemkomponentens betydelse för ett kritiskt livsstadium hos en eller flera mobila/migrerande arter<sup>24</sup>. Det kan till exempel gälla reproduktion, uppväxt, uppehåll eller födosök för fisk, däggdjur och fågel. Ekosystemkomponenter som har speciell betydelse för ett kritiskt livsstadium är ofta en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst, men kan också vara en direkt ekosystemtjänst i de fall ekosystemkomponenten tillhandahåller tjänster som producerar ekosystemvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad.

#### **Hotstatus**

Kriteriet *hotstatus* är till för att bedöma om ekosystemkomponenten behöver prioriteras inom förvaltningen med anledning av att den är en hotad eller minskande art eller biotop. Kan även gälla till exempel populationer och underarter.

#### **Biologisk mångfald**

Kriteriet *biologisk mångfald* är till för att bedöma hur mycket de fördefinierade ekosystemkomponenterna bidrar till *biologisk mångfald* av populationer och arter, det vill säga så kallad  $\alpha$ -diversitet<sup>25</sup> (Whittaker 1960, 1972), vilket både är ett ekologiskt/biologiskt värde samt en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst.

#### **Ekologisk funktion**

Kriteriet *ekologisk funktion* är till för att bedöma om de fördefinierade ekosystemkomponenterna utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som har betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv. Inom detta kriterium inkluderas många av de indirekta ekosystemtjänsterna (det vill säga stödjande och flertalet reglerande ekosystemtjänster).

### 5.2.1.3 Del 1b – direkta ekosystemtjänster

Kriterierna i Del 1b (direkta ekosystemtjänster) är:

- Försörjande ekosystemtjänster
- Kulturella ekosystemtjänster
- Reglerande ekosystemtjänster

<sup>24</sup> Med mobila/migrerande arter åsyftas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, det vill säga arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.

<sup>25</sup> Läs mer om biologisk mångfald och olika sätt att bedöma det i bilaga 3 samt i diskussionen, avsnitt 6.2.1.1.

### **Försörjande ekosystemtjänster**

Ekosystemkomponenten tillhandahåller direkt varor som kan säljas på en marknad. Det kan till exempel vara livsmedel, genetiska resurser, kemiska resurser, energiproduktion, dekorativa resurser och flera andra råvaror. Till exempel djurfoder, alger eller musslor till gödning.

### **Kulturella ekosystemtjänster**

Ekosystemkomponenten tillhandahåller tjänster som är av betydelse för mänsklig kultur (till exempel om ekosystemkomponenten nyttjas för naturupplevelser och bidrar till rekreation, folkhälsa, turistnäring, estetik, vetenskap och utbildning, natur-/kulturarv och inspiration). Till exempel fåglar för fågelskådning eller fisk för sportfiske.

### **Reglerande ekosystemtjänster**

Ekosystemkomponenten har genom biologiska processer en reglerande funktion som minskar olika miljöproblem. Exempel på detta är tjänster som motverkar övergödningsproblematik eller som håller kvar sediment. Till exempel musslor som filtrerar vattnet vilket minskar effekter från övergödningsproblematik eller kärlväxter som binder sediment med sina rötter.

#### **5.2.1.4 Rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen**

Expertgruppen bör också ge specifika rekommendationer till länsstyrelserna gällande vilka ekosystemkomponenter som ska ligga till grund för värdekärnor och hur mycket de bör vara representerade i fortsatta analyser av värde-trakter.<sup>26</sup>

### **Ekosystemkomponenter och värdekärnor**

All förekomst av vissa ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden kan bedömas att alltid vara värdekärnor. Undantagsvis kan det också finnas väldigt vanliga ekosystemkomponenter med låga naturvärden som inte bör vägas med när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram för att identifiera ansamlingar av naturvärden. Expertgruppen bör lämna rekommendationer om vilka biotiska ekosystemkomponenter detta kan gälla. Det är dock länsstyrelserna som fattar det slutgiltiga beslutet.

### **Representation av ekosystemkomponenter i värde-trakter**

Inför kriteriet *ekologisk representativitet* som kommer längre fram i den fördjupade naturvärdesbedömningen, bör expertgruppen som bedömer Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen också ge rekommendationer kring hur mycket av olika biotiska ekosystemkomponenter som bör vara representerade i värde-trakter. Rekommendationerna bör dels utgå från ekosystemkomponentens naturvärdespoäng (bedömt här i Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen), huruvida ekosystemkomponenten är utsatt för mänskliga aktiviteter som den är sårbar för och i så fall hur mycket av ekosystemkomponenten som bör finnas för att den ska vara bärkraftig för sin egen existens och för de arter som ekosystemkomponenten är viktig för. Om ekosystemkomponenten är bedömd att vara en naturvårdsart (Hallingbäck 2013) bör anledningen till detta tas med i bedömningen av för hur stor del av en arts

<sup>26</sup> Steg 1b i flödesschemat, bilaga 1.

utbredning som bör vara representerat, till exempel om ekosystemkomponenten är en ansvarsart, skyddad art eller rödlistad art. Uppgifterna och rekommendationerna ska noteras (se exempel längre fram i tabell 1 (den andra kolumnen), avsnitt 5.2.3) och gränsen som sätts per ekosystemkomponent ska motiveras. Beslutet för hur mycket av en ekosystemkomponent som ska representeras i värde-trakter tas dock först i den fördjupade naturvärdesbedömningen när regional kunskap och analyser om ekosystemkomponenters lokala utsatthet vägs med. Läs mer om kriteriet i avsnitt 5.3.1.5.

## 5.2.2 Del 2 – regional bedömning

### 5.2.2.1 Lokal viktning

I Del 2 görs en lokal viktning för varje fördefinierad ekosystemkomponent (som är bedömd i Del 1) efter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet* (figur 1 och 7, avsnitt 5.2). Med andra ord viktas bedömningen av en ekosystemkomponent utförd för ett helt havsområde utefter dess betydelse i det undersökta området. Detta är i huvudsak tänkt att göras på länsnivå men kan också delas upp inom ett län. Till exempel kan bedömningarna vid behov decentraliseras till kommuner och vattenvårdsförbund. Bedömningarna kan också delas upp inom ett län om det finns stora ekologiska skillnader inom länet. Till exempel kanske ett län finner det önskvärt att dela upp den lokala viktningen mellan inner och ytterskärgård. Den lokala viktningen ska baseras på samma kriterier som tas upp i Del 1 men ur ett regionalt/lokalt perspektiv. Det kan till exempel röra sig om att en art är mer eller mindre ovanlig i ett län jämfört med hela havsområden och därmed har en mer eller mindre betydande *ekologisk funktion* i området jämfört med hela havsområdet. Den lokala viktningen ska inte användas för att vikta upp något på grund av förvaltningstradition eller tillgång på data.

Observera att även om hänsyn tas till lokala aspekter vid bedömning av kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet*, tas hänsyn inte till platsspecifika egenskaper – det vill säga hänsyn tas inte till var exakt varje enskild ekosystemkomponent är placerad i rummet och vilka platsspecifika egenskaper ekosystemkomponenten skulle kunna ha just där. Här tas istället hänsyn till exempel vad blåstångsbiotoper i allmänhet är värda i Blekinge län oavsett var de befinner sig (fördefinierad med en täckningsgrad  $\geq 25$  %) (figur 1).

### 5.2.2.2 Beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen

Utifrån de rekommendationer som expertgruppen har givit, tar länsstyrelserna beslut om vilka ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden vars totala förekomst alltid ska betraktas som värdekärnor samt eventuellt vilka vanliga ekosystemkomponenter med låga naturvärden som inte bör vägas med när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram för att identifiera ansamlingar av naturvärden. Detta redovisas så som tabell 1, visar i den första kolumnen.<sup>27</sup>

<sup>27</sup> Steg 2b i flödesschemat, bilaga 1.

### 5.2.3 Sammanvägd bedömning av den grundläggande naturvärdesbedömningen

En ekosystemkomponents sammanvägda poäng från Del 1a, Del 1b och Del 2 indikerar den fördefinierade ekosystemkomponentens naturvärde i respektive län ur ett rumsligt prioriteringsperspektiv, utifrån rådande kunskap om miljötillståndet.<sup>28</sup> Se bilaga 3 för detaljerad beskrivning om hur poängsystemet fungerar och sammanvägs. Om poängbedömningarna sammanställs i en tabell och redovisas på en hemsida kan en diskussion föras om huruvida bedömningarna är korrekta eller inte. Vidare så revideras poängsatta värderingar i en tabell relativt lätt vid nästa förvaltningscykel om ny kunskap har tillkommit (tabell 1).

Remiss

---

<sup>28</sup> Steg 2a i flödesschemat, bilaga 1.

**Tabell 1. Tabellen visar hur värderingen efter poängsystemet kan se ut i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Detaljerad information om poängsystemets uppbyggnad redovisas i bilaga 3. Värderingen baseras på hur ekosystemkomponenten är definierad, till exempel vilken % täckningsgrad den har, antal individer per area eller endast som att den är närvarande. Del 1 (a+b) bedöms per havsområde. Del 2 är en lokal viktning som bedöms på regional nivå efter dess relativa lokala betydelse jämfört med dess betydelse i hela havsområdet. Poängsystemet är uppbyggt så att om så önskas ska det vara lätt att endast titta på ekologiska/biologiska värden (och indirekta ekosystemtjänster) (i grönt) utan påverkan från de extra poäng som ges om de även bidrar till direkta ekosystemtjänster (i gult). Observera att tabellen är ett test av poängsystemet för Egentliga Östersjön med en regional viktning för Blekinge län och bedömningarna ska ses som exempel. I tabellen markeras också information som ska gå vidare in i den fördjupade naturvärdesbedömningen, nämligen: om förekomst av några ekosystemkomponenter alltid ska värderas till värdekärnor och om några ekosystemkomponenter inte ska ligga till grund för identifiering av värdekärnor via ansamling av naturvärden i den grundläggande naturvärdeskartan (i den första kolumnen); om hur mycket eller hur stor andel av ekosystemkomponentens utbredning som bör vara representerat i värde-trakter (i den andra kolumnen); om ekosystemkomponenterna är en naturvårdsart (Hallingbäck 2013) (i den tredje kolumnen); samt vilken kategori som ekosystemkomponenten delas in i (i den fjärde kolumnen).**

|   |                                     |                  |   | POÄNG FÖR FRAMTRÄDANDE NATURVÄRDEN OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER (EST) |           |                    |                    |   |                 |                |                |             |                |            |                            |
|---|-------------------------------------|------------------|---|--|-----------|--------------------|--------------------|---|-----------------|----------------|----------------|-------------|----------------|------------|----------------------------|
|   |                                     |                  |   | Del 2 - regional bedömning:<br>Blekinge län                    |           |                    |                    |   |                 |                |                |             |                |            |                            |
|   |                                     |                  |   | Del 1 - bedömning per havsområde:<br>Egentliga Östersjön       |           |                    |                    |   |                 |                |                |             |                |            |                            |
|   |                                     |                  |   | Del 1a   |           |                    |                    |   | Del 1b          |                |                |             |                |            |                            |
| All förekomst = värdekärnor (X) eller ej underlag till värdekärnor (-)* | Representativitet i värde-trakter** | Naturvårdsart*** | Kategori****  | Livshistoriskt viktigt   | Hotstatus | Biologisk mångfald | Ekologisk funktion | Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta EST | Försörjande EST | Kulturella EST | Reglerande EST | Direkta EST | Lokal viktning | Totalpoäng |                            |
|   |                                     |                  |   |  |           |                    |                    |   |                 |                |                |             |                |            | Biotisk ekosystemkomponent |
| X   | 75%                                 | F&K              | Rekryteringsmiljöer för abborre ( <i>Perca fluviatilis</i> )                        | 10   | 4         | 1                  | 10                 | 20  | 4               | 4              | 1              | 7           | 0              | 0          |                            |
| X   | 75%                                 | F&K              | Rekryteringsmiljöer för gädda ( <i>Esox lucius</i> )                                | 10   | 4         | 1                  | 10                 | 20  | 4               | 4              | 1              | 7           | 0              | 0          |                            |
| X   | 75%                                 | F&K              | Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )  | 10   | 10        | 1                  | 10                 | 20  | 4               | 4              | 1              | 7           | 0              | 0          |                            |
| X   | 75%                                 | F&K              | Lekområden för sik ( <i>Coregonus maraena</i> )                                     | 10   | 10        | 1                  | 4                  | 20  | 4               | 4              | 0              | 7           | 0              | 0          |                            |
| -   | 50%                                 | F&D              | Områden för kalvning/parning av tumlare ( <i>Phocoena phocoena</i> )                | 10   | 10        | 1                  | 4                  | 20  | 0               | 4              | 0              | 4           | 0              | 0          |                            |
| X   | 50%                                 | Bent             | Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                       | 4  | 4         | 10                 | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1           | 3              | 28         |                            |
| X   | 75%                                 | F&D              | Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög konc.            | 10   | 10        | 1                  | 1                  | 20  | 0               | 1              | 0              | 1           | 2              | 23         |                            |
| -   | 10%                                 | Bent             | Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) ≥ 50% täckningsgrad, grundare än 30 m           | 2  | 0         | 10                 | 4                  | 16  | 1               | 0              | 4              | 5           | 1              | 22         |                            |
| -   | 25%                                 | Bent             | Blåstång ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                           | 2  | 0         | 10                 | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 21         |                            |
| X   | 50%                                 | Bent             | Kransalger (Charales) ≥ 50% täckningsgrad   | 4  | 4         | 4                  | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 21         |                            |
| -   | 50%                                 | Bent             | Rödstråse ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                            | 4  | 4         | 4                  | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 21         |                            |
| -   | 25%                                 | Bent             | Borstnate ( <i>Stuckenia pectinata</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                        | 4  | 0         | 4                  | 10                 | 18  | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 19         |                            |
| -   | 25%                                 | Bent             | Höga undervattenskärlväxter ≥ 25% täckningsgrad                                     | 4  | 0         | 4                  | 10                 | 18  | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 19         |                            |
| X   | 50%                                 | F&D              | Områden med övervintrande fåglar årsmedel, hög konc. (2004–13)                      | 10   | 0         | 4                  | 1                  | 15  | 0               | 0              | 0              | 4           | 0              | 19         |                            |
| -   | 50%                                 | F&D              | Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), medel konc.          | 4  | 10        | 1                  | 1                  | 16  | 0               | 1              | 0              | 1           | 2              | 19         |                            |
| -   | 5%                                  | Bent             | Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 m          | 2  | 0         | 4                  | 1                  | 10  | 1               | 0              | 4              | 5           | 2              | 17         |                            |
| -   | 25%                                 | Bent             | Havsnajas ( <i>Najas marina</i> ) 25–50% täckningsgrad                              | 4  | 4         | 4                  | 1                  | 16  | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 17         |                            |
| -   | 10%                                 | Bent             | Vass ( <i>Phragmites australis</i> ) 10–50% täckningsgrad                           | 4  | 0         | 4                  | 1                  | 16  | 1               | 1              | 1              | 3           | 0              | 15         |                            |
| -   | 10%                                 | Bent             | Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10–25% täckningsgrad                      | 2  | 4         | 2                  | 2                  | 10  | 0               | 1              | 0              | 1           | 3              | 14         |                            |
| -   | 10%                                 | F&D              | Områden med övervintrande fåglar årsmedel, medel konc.                              | 4  | 0         | 4                  | 1                  | 9   | 0               | 4              | 0              | 4           | 0              | 13         |                            |
| -   | -                                   | F&K              | Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                    | 2  | 4         | 1                  | 4                  | 11  | 1               | 1              | 0              | 2           | 0              | 13         |                            |
| -   | 25%                                 | Bent             | Kransalger (Charales) 10–25% täckningsgrad  | 2  | 4         | 2                  | 2                  | 10  | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 10         |                            |
| -   | 10%                                 | Bent             | Kräkel ( <i>Furcellaria lumbicalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                        | 2  | 0         | 4                  | 4                  | 10  | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 10         |                            |
| -   | -                                   | F&K              | Lekområden för sill ( <i>Clupea harengus</i> )                                      | 2  | 0         | 1                  | 2                  | 5   | 4               | 1              | 0              | 5           | 0              | 10         |                            |
| -   | -                                   | F&K              | Lekområden för skrubbskädda ( <i>Platichthys flesus</i> )                           | 2  | 0         | 1                  | 1                  | 4   | 4               | 1              | 0              | 5           | 0              | 9          |                            |
| -   | 25%                                 | Bent             | Raggstråse ( <i>Chara horrida</i> ), enstaka förekomster                            | 0  | 4         | 1                  | 1                  | 6   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 6          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Rödslickar ( <i>Polysiphonia</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                              | 0  | 0         | 4                  | 2                  | 6   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 6          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Skorv ( <i>Saduria entomon</i> ), förekomst   | 0  | 0         | 1                  | 4                  | 5   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 5          |                            |
| -   | -                                   | F&D              | Uppehållsplatser för gråsäl ( <i>Halichoerus grypus</i> )                           | 2  | 0         | 1                  | 1                  | 4   | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 5          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Östersjömussla ( <i>Limecola</i> (f.d. <i>Macoma</i> ) <i>balthica</i> ), förekomst | 0  | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 1              | 0              | 1           | 0              | 4          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Bakborstig rovmask ( <i>Hediste diversicolor</i> ), förekomst                       | 0  | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 3          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Fjädermygglarver (Chironomidae), förekomst  | 0  | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 3          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Ishavstofs ( <i>Battersia arctica</i> ) 10–25% täckningsgrad                        | 0  | 0         | 2                  | 1                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 3          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Vitmärsla ( <i>Monoporeia affinis</i> ), förekomst                                  | 0  | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 3          |                            |
| -   | -                                   | Bent             | Grönslick ( <i>Cladophora glomerata</i> ), enstaka förekomster                      | 0  | 0         | 1                  | 1                  | 2   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 2          |                            |
| -   | -                                   | F&K              | Områden med juvenil spigg ( <i>Gasterosteidae</i> )                                 | 0  | 0         | 1                  | 1                  | 2   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 2          |                            |
| -   | 0%                                  | F&D              | Mink ( <i>Mustela vison</i> ), förekomst  | 0  | 0         | 0                  | 0                  | 0   | 0               | 0              | 0              | 0           | 0              | 0          |                            |

\* EK vars all förekomst klassificeras som värdekärnor (X). EK som utesluts ur framtagande av värdekärnor (-). Exempel, ej rekommendationer.  
 \*\* Minsta andel av en EK:s förekomst i värde-trakter för att EK ska vara representerad på ett godtagbart sätt. Exempel, ej rekommendationer.  
 \*\*\* Naturvårdsart: Skyddad art (Sk); Typisk art (T); Rödlisad art (R); Ansvarsart (A); Signalart eller indikatorart (Si); Nyckelart (N).  
 \*\*\*\* Kategorier: Fågel och däggdjur (F&D); Fisk och stora kräftdjur (F&K); samt Bentos (Bent).

## 5.3 Fördjupad naturvärdesbedömning

Den fördjupade naturvärdesbedömningen ger vägledning till *var* förvaltning och skydd av den marina miljön bör prioriteras baserat på naturvärden.

I den fördjupade naturvärdesbedömningen (figur 1 och 9) bedöms platsspecifika egenskaper hos ett område genom expertbedömning<sup>29</sup>. Bedömningens utgångspunkt är den grundläggande naturvärdesbedömningen från vilken en så kallad grundläggande naturvärdeskarta tas fram för de ekosystemkomponenter vars geografiska yttäckande förekomst är känd. Genom att identifiera områden med *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* kan värdekärnor avgränsas. Vidare kan en plats värderas till en värdekärna om dess geografiska position är en ”känd värdefull plats” för arters spridningsbiologi (*konnektivitet*) eller om den är en ”känd värdefull plats” på grund av sin goda *kvalitet/funktionalitet*. När kunskap saknas om *kvalitet/funktionalitet* på en plats är en riktad fältundersökning önskvärd. Genom den fördjupade naturvärdesbedömningen lokaliseras även värde-trakter. Ett läns värde-trakter ska avgränsas så att de tillsammans med sina värdekärnor sammantaget uppfyller kriterierna *hög koncentration av värdekärnor, konnektivitet, kvalitet/funktionalitet och ekologisk representativitet*. Det sistnämnda kriteriet är till för att försäkra att olika biotiska ekosystemkomponenter är ekologiskt representerade i värde-trakter. Dessa analyser förklaras närmare nedan.

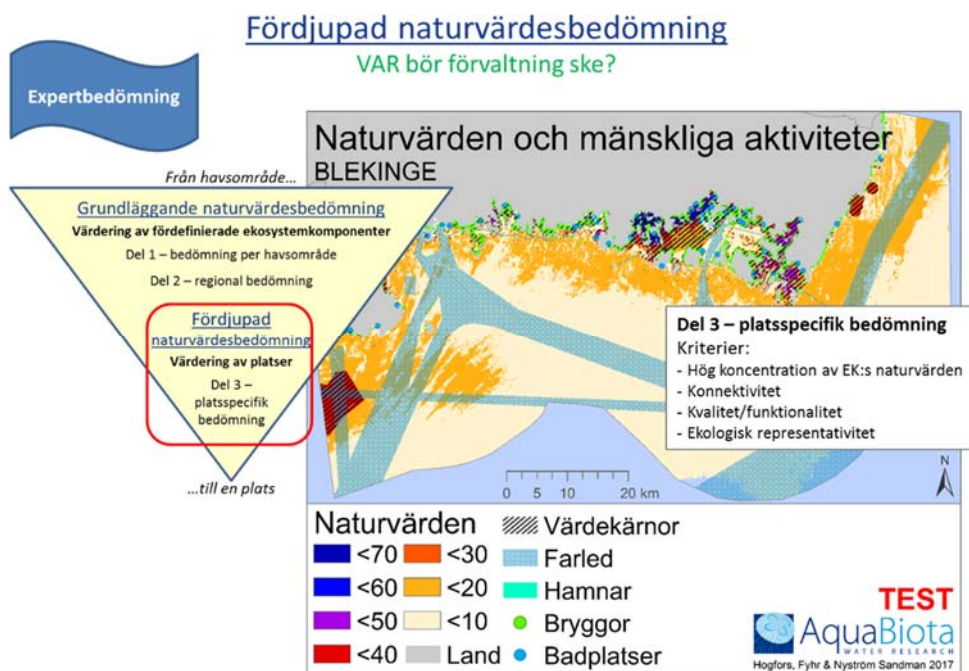
Till skillnad från den grundläggande naturvärdesbedömningen där alla kriterier ska bedömas, är förutsättningarna för fördjupad naturvärdesbedömning en annan eftersom detaljkunskaper om specifika områden ofta saknas och fördjupade rumsliga analyser med hänsyn till olika komplicerade ekologiska mekanismer ofta inte kan göras på grund av kunskapsbrist. De kunskapsunderlag som finns är ojämnt fördelade både geografiskt och mellan arter vilket premierar platser med kända värden och arter. Trots att detta är ett problem vid prioritering av *var* förvaltning ska ske, är denna kunskap särskilt viktig att fånga upp för att möjliggöra ekosystembaserad förvaltning genom att ta hänsyn till rumslig variation av naturvärden och mer komplexa ekologiska mekanismer.

Bedömningen av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen får göras genom en expertbedömning med undantag för det första kriteriet *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* som tas fram via en grundläggande naturvärdeskarta. På grund av detta är det viktigt att den fördjupade naturvärdesbedömningen utgår från den grundläggande naturvärdeskartan och motiverar eventuella förändringar i de områden som slutligen väljs som värdekärnor och värde-trakter jämfört med den grundläggande naturvärdeskartan.

I dag saknas fullständiga riktlinjer för hur kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet* ska utvärderas i den fördjupade naturvärdesbedömningen samt hur verifiering/undersökning av kriterierna i fält bäst görs.

---

<sup>29</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.



Figur 9. Överblick över den fördjupade naturvärdesbedömningen i Mosaic för marin miljö. I den fördjupade naturvärdesbedömningen värderas specifika platser utifrån rumsliga analyser och platsspecifika detaljkunskaper för att identifiera var förvaltning bör prioriteras baserat på naturvärden. Den fördjupade naturvärdesbedömningen utgår från den grundläggande naturvärdesbedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter genom att tillsammans med yttäckande förekomstkartor av ekosystemkomponenter identifiera var det finns hög koncentration av deras naturvärden. Detta sker genom att skapa en grundläggande naturvärdeskarta. Därefter görs vidare platsspecifika bedömningar och analyser genom expertbedömning. Värdekärnor, potentiella värdekärnor och värdestrakter identifieras genom kriterierna konnektivitet, kvalitet/funktionalitet och ekologisk representativitet. Slutligen verifieras och undersöks kriterierna i fält. Den fördjupade naturvärdesbedömningen samordnas av respektive länsstyrelse.

### 5.3.1 Del 3 – platsspecifik bedömning

Nedan beskrivs kriterier och steg i den fördjupade naturvärdesbedömningen.

#### 5.3.1.1 Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden

Det första kriteriet i den fördjupade naturvärdesbedömning är *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* och är ett av de kriterier som pekar ut var värdekärnor finns i det marina landskapet. Med kunskap om de fördefinierade ekosystemkomponenternas geografiska förekomst i yttäckande kartunderlag<sup>30</sup> kan deras bedömda naturvärdespoäng från den grundläggande naturvärdesbedömningen karteras till en grundläggande naturvärdeskarta (figur 10)<sup>31</sup>.

Eftersom flera ekosystemkomponenter kan överlappa varandra i det tredimensionella havet behövs en vägledning för hur ekosystemkomponenternas naturvärden ska vägas samman till en karta. En sådan karta kan göras på flera olika sätt med olika fördelar och nackdelar. Först och främst går det att välja om kartan enbart ska bygga på ekologiska/biologiska värden (och indirekta

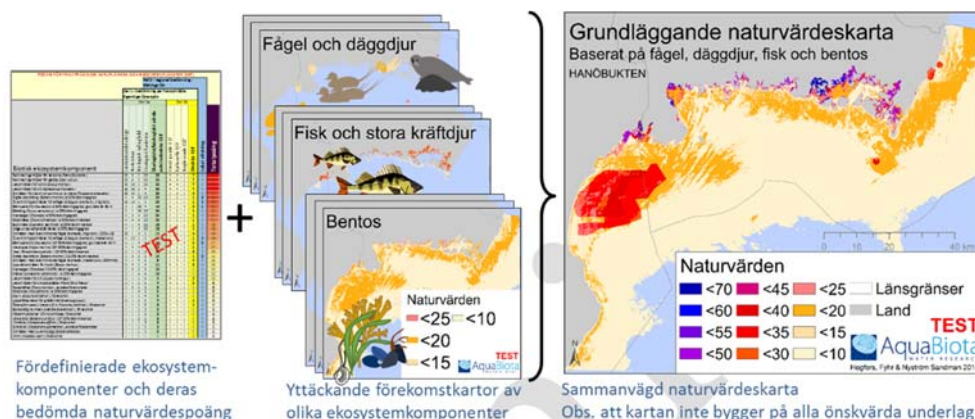
<sup>30</sup> I avsnitt 4.2.2 och bilaga 2 tas kartering av ekosystemkomponenter upp.

<sup>31</sup> Steg 3a i flödesschemat, bilaga 1.



ekosystemtjänster då de är svåra att skilja åt) eller även inkludera de värden som tillkommer om ekosystemkomponenter också representerar direkta ekosystemtjänster. Riktlinjerna för grön infrastruktur är dock att ekosystemtjänster ska inkluderas i arbetet. Observera att en karta endast över värdena bedömda i Del 1b – direkta ekosystemtjänster är mycket olämplig eftersom det exkluderar de helt essentiella indirekta ekosystemtjänsterna.

Vägledning för hur den grundläggande naturvärdeskartan ska tas fram ges i bilaga 4.

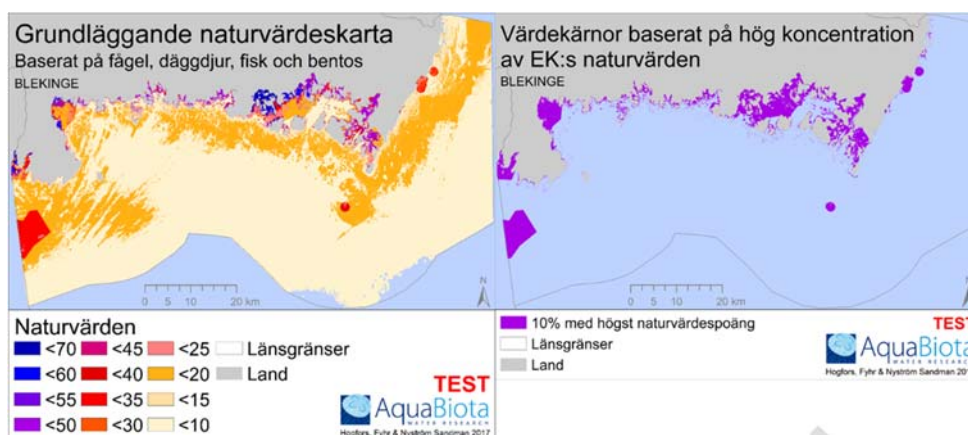


Figur 10. Poängbedömningen av olika fördefinierade ekosystemkomponenter från den grundläggande naturvärdesbedömningen kan tillsammans med yttäckande förekomstkartor sammanställas till en grundläggande naturvärdeskarta. Detaljerad information hur denna grundläggande naturvärdeskarta tas fram redovisas i bilaga 4.

Genom att identifiera områden med hög koncentration av naturvärdespoäng i den grundläggande naturvärdeskartan kan värdekärnor avgränsas vilka baseras på kriteriet *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* (figur 11).<sup>32</sup> Eftersom det inom Mosaic rekommenderas att arbetet i den fördjupade naturvärdesbedömningen görs på länsnivå ges här efter exempel från Blekinge län.

Beroende på syftet med förvaltningen kan olika stora platser eller områden preliminärt avgränsas som värdekärnor för fortsatta analyser. Som exempel kommer utgångspunkten fortsättningsvis vara de ca. 10 % av ett läns havsområde som har bedömts ha högst naturvärden i form av naturvärdespoäng kopplade till ekosystemkomponenter (figur 11). Siffran baseras på etappmålet inom det svenska miljömålssystemet om skydd av marina områden är att minst 10 % av Sveriges marina områden senast år 2020 bidrar till att nå nationella och internationella mål för biologisk mångfald. Detta ska ske genom skydd eller annat bevarande av områden som har särskild betydelse för biologisk mångfald eller ekosystemtjänster inom ramen för ett ekologiskt representativt och sammanhängande nätverk.

<sup>32</sup> Steg 3b och 6a i flödesschemat, bilaga 1.



Figur 11. Den vänstra kartan visar en grundläggande naturvärdeskarta över Blekinge län där de naturvärdespoäng som getts till olika fördefinierade ekosystemkomponenter (EK) har sammanvägts efter deras förekomst. Den högra kartan visar de ca. 10 % av hela området som har bedömts ha högst naturvärdespoäng i den grundläggande naturvärdeskartan. Dessa platser pekats ut som värdekärnor baserat på kriteriet hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden.

Värdekärnor kan också identifieras genom att vissa ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden kan ha beslutats att all förekomst ska värderas till värdekärnor.<sup>33, 34</sup>

Utöver värdekärnor som har identifierats genom ansamling av naturvärdespoäng kopplade till fördefinierade ekosystemkomponenter kan värdekärnor identifieras genom ”kända värdefulla platser” för kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet*.

### 5.3.1.2 Konnektivitet

Ett viktigt kriterium vid fördjupad naturvärdesbedömning är *konnektivitet*. Med *konnektivitet* åsyftar rapporten till i vilken grad landskapet stödjer eller hindrar arter eller individers spridning mellan lämpliga livsmiljöer. Spridningen kan vara av daglig, säsongsmässig, småskalig, storskalig eller av livshistorisk karaktär (vid behov av olika habitat vid olika livsstadier) samt av betydelse för genetiskt flöde mellan populationer. Målet med en god konnektivitet är att bevara naturvärden så som biologisk mångfald och ekologisk funktion.

Bedömningen om en plats, ett område eller en sträcka är viktig för konnektivitet ska både baseras på hur viktigt den är för arters spridningsbiologi i närliggande områden (gäller kanske särskilt stationära arter) men också om platsen eller området är viktigt för arters spridningsbiologi i en större geografisk skala. På grund av att flertalet marina arter sprider sig långväga med strömmar föreslås att spridningsvägar används som begrepp för att beskriva konnektivitet i marin miljö.

<sup>33</sup> Se avsnitt 5.2.2.2.

<sup>34</sup> Steg 2b i flödesschemat, bilaga 1.

Med **spridningsvägar** avses sträckor mellan områden med fungerande spridningsbiologiska kopplingar för en eller flera arter.

Kriteriet *konnektivitet* utvärderas genom tre olika metoder/analyser som går under rubrikerna: ”känd värdefull plats” för *konnektivitet*<sup>35</sup>, spridningsanalyser<sup>36</sup> samt verifiering/undersökning av *konnektivitet* i fält<sup>37</sup>. Dessa tre analyser har olika förutsättningar och funktioner när naturvärden ska identifieras. Därför görs analyserna också vid olika tillfällen i arbetsflödet som vi beskriver i bilaga 1. Verifiering/undersökning av *konnektivitet* i fält tas upp i avsnitt 5.3.1.6.

### **Känd värdefull plats för konnektivitet**

Om en plats är en ”känd värdefull plats” för *konnektivitet* kan den värderas till att vara en värdekärna<sup>35</sup> (figur 12). Kriteriet som helhet ska dock uppfyllas inom värdetrakter genom att flertalet av de kända värdefulla platserna för *konnektivitet* (det vill säga värdekärnor) är inkluderade i värdetrakterna så att de sammantaget bildar ett fungerande nätverk för arters spridningsvägar. En ”känd värdefull plats” för *konnektivitet* kan till exempel vara en essentiell länk för en eller flera arter. Med essentiell länk menas en sträcka eller nod som är av mycket stor vikt för en eller flera arters spridningsvägar. Till exempel är många å- och älvmyrningar essentiella länkar.

### **Spridningsanalyser**

Spridningsanalyser<sup>36</sup> bör utföras både utan och med hänsyn till påverkanstryck<sup>38</sup> (se kriteriet *kvalitet/funktionalitet och analysen av naturlighet, sårbarhet och utsatthet*, avsnitt 5.3.1.3) för att identifiera vilka områden som är värdefulla och vilka som troligen skulle bli värdefulla för konnektivitet om åtgärder sätts in. De senare kan pekas ut att vara potentiellt viktiga platser eller områden för konnektivitet om åtgärder sätts in.

Vid spridningsanalyser är det viktigt utvärdera om arterna kopplade till ekosystemkomponenten i fråga är gynnade av att komponenten är **replikerad** flera gånger, eller om de snarare behöver ett fåtal platser av hög kvalitet och stora arealer för att säkra välfungerande spridningsvägar.

Resultaten från spridningsanalyser ska vägas in när värdetrakter identifieras och väljs ut, både de platser eller områden som identifierats samt de spridningsvägar för vilka rumslig förvaltning är nödvändig, så att värdetrakterna sammantaget bildar ett fungerande nätverk för arters spridningsvägar.

Om en plats har identifierats att vara viktig för spridning via analyser samt där-efter också blivit bekräftad via fältstudier, kan platsen i nästa förvaltningscykel värderas till att vara en känd värdefull plats för *konnektivitet*, vilket också gör att den kan klassificeras till att vara en värdekärna.

Det saknas dock ännu mycket kunskap och metoder för att förvaltningen ska kunna göra spridningsanalyser och därigenom bedöma detta kriterium i marin

<sup>35</sup> Steg 4a i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>36</sup> Steg 4b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>37</sup> Steg 9 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>38</sup> Steg 7a i flödesschemat, bilaga 1.

miljö. En mer detaljerad beskrivning av hur detta kriterium kan analyseras kommer förhoppningsvis tas fram inom inte allt för lång tid men till dess får respektive länsstyrelse göra dessa analyser utan riktlinjer (eller avstå).

### 5.3.1.3 Kvalitet/funktionalitet

Kriteriet *kvalitet/funktionalitet* utvärderas genom tre olika metoder/analyser som går under rubrikerna: ”känd värdefull plats” på grund av god *kvalitet/funktionalitet*<sup>39</sup>, analyser av ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet”<sup>40</sup> samt verifiering/undersökning av *kvalitet/funktionalitet* i fält<sup>41</sup>. Dessa tre analyser har olika förutsättningar och funktioner när naturvärden ska identifieras. Därför görs analyserna också vid olika tillfällen i arbetsflödet som vi beskriver i bilaga 1. Verifiering/undersökning av *kvalitet/funktionalitet* i fält tas upp i avsnitt 5.3.1.6.

#### **Känd värdefull plats på grund av god kvalitet/funktionalitet**

Om en plats är en ”känd värdefull plats” på grund av god *kvalitet/funktionalitet* kan den värderas till att vara en värdekärna<sup>42</sup> (figur 12). En plats som är påverkad av mänskliga aktiviteter men som har förutsättningar för att omvärderas till en värdekärna om åtgärder sätts in klassificeras som en potentiell värdekärna.

Syftet med att värdera ”kända värdefulla platser” till värdekärnor är att försäkra att de platser som redan är kända för sina höga naturvärden, både ur ett natur- och ekosystemtjänstperspektiv fångas upp inom förvaltningen av den marina miljön. Det är också till för att fånga upp rariteter och unika värden<sup>43</sup>, så som bland annat hotade arter, vars förekomster ofta är svåra att modellera geografiskt yttäckande<sup>44</sup>. Information om deras förekomst finns oftast endast i de fall de har påträffats i fält. Vidare kan kända värdefulla platser röra sig om ett område som är känt för att vara ett ovanligt bra lekområde för fisk, ett område som nyttjas för fågelskådning och rekreation tack vare av sin närhet till tätbebyggt område eller en blåmusselbank kring en fiskodling. För de sista två exemplen kan ekosystemkomponenterna (kustnärafågel och blåmusselbank) få ett högre värde än vad komponenten i allmänhet representerar tack vare av sin platsspecifika position. Just tack vare att det är en platsspecifik orsak till att värdet bedöms högre, är det inget som kan tas upp i den grundläggande naturvärdesbedömningen när fördefinierade ekosystemkomponenter bedöms, utan det görs i detta steg.

Genom att identifiera ”kända värdefulla platser” som värdekärnor finns en risk att välinventerade områden prioriteras över områden som inte undersökts, trots okunskap om vilka områden som är mest värdefulla. Därav ska detta kriterium användas med försiktighet och allra helst i kombination med modellerade yttäckande förekomstkartor. Dock är det viktigt att även kunna fånga upp detaljkunskaper om platser för de naturvärden som det inte finns eller inte går

<sup>39</sup> Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>40</sup> Steg 7 i flödesschemat, bilaga 1.

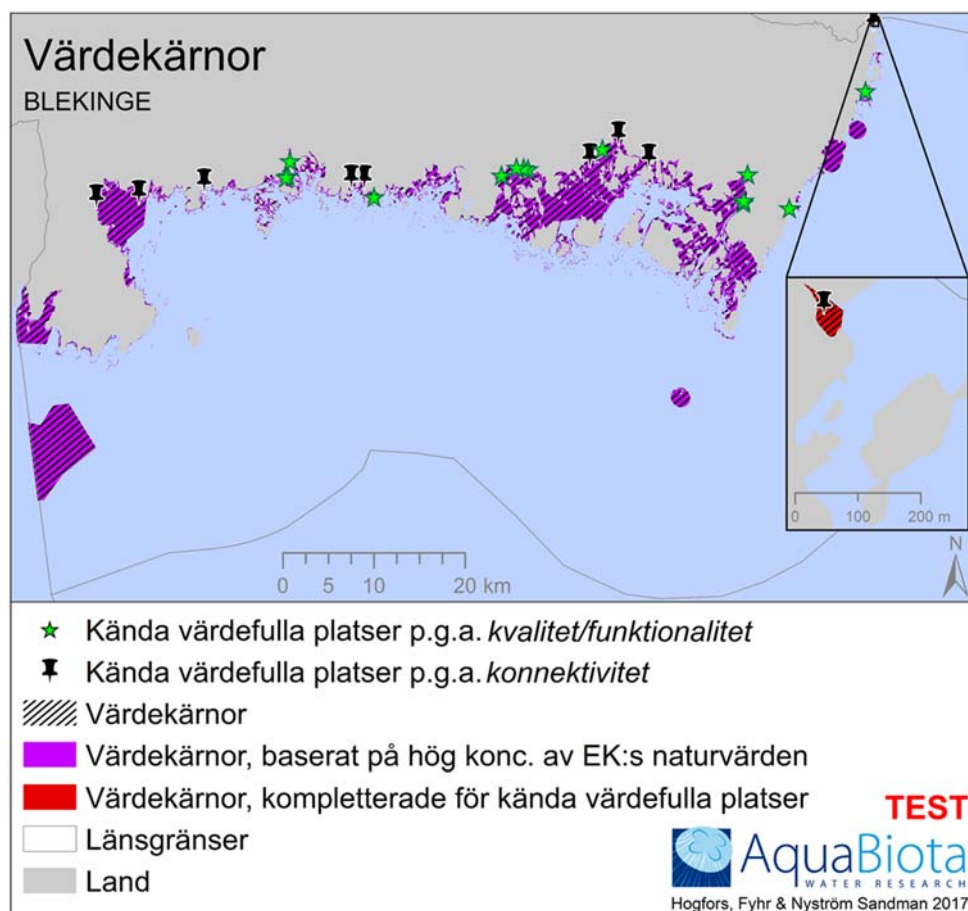
<sup>41</sup> Steg 9 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>42</sup> Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>43</sup> Läs mer om raritet i diskussionen i avsnitt 6.2.2.

<sup>44</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

att ta fram yttäckande underlag för. Vidare så kan modellerade yttäckande förekomstkartor peka ut vilka områden som troligen har höga naturvärden vilket kan verifieras eller vederläggas genom riktade fältundersökningar.



Figur 12. Kartan visar exempel både på "kända värdefulla platser" för *konnektivitet* (i detta exempel mynningar av vattendrag) och på grund av att "kända värdefulla platser" för god *kvalitet/funktionalitet* (i exemplet platser där kransalger förekommer i minst 50 % täckningsgrad). Om platserna inte har identifierats som värdekärnor via analysen av hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärde kan komplettering av dessa områden göras så att alla "kända värdefulla platser" är utpekade som värdekärnor. I exemplet gjordes detta för en av mynningarna som inte redan var en värdekärna. Alla övriga "kända värdefulla platser" var redan utpekade som värdekärnor.

### Analys av naturlighet, sårbarhet och utsatthet

En annan metod/analys för att bedöma kriteriet *kvalitet/funktionalitet* går under rubriken analys av naturlighet, sårbarhet och utsatthet<sup>45</sup> vilket primärt analyseras genom kartanalyser (det vill säga via GIS-analyser; geografiskt informationssystem) av mänskliga påverkansfaktorer och förekomstkartor av ekosystemkomponenter. Analysen syftar till att identifiera var naturvärden är och

<sup>45</sup> Steg 7 i flödesschemat, bilaga 1.

inte är störda av mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer. Det vill säga analysera hur ”naturligt” eller ”utsatt” en plats eller ett område är för mänskliga aktiviteter som dess biotiska ekosystemkomponenter är ”sårbara” för.

Resultaten från analysen<sup>46</sup> bör användas tillsammans med resultaten från spridningsanalyser<sup>47</sup> för att lokalisera var värdetrakter bäst lokaliseras för att säkra ett ekologiskt representativt nätverk<sup>48</sup>. Vidare bör informationen från den rumsliga överlappsanalysen, om vilka biotiska ekosystemkomponenter som är mest utsatta för mänskliga aktiviteter<sup>49</sup> vägas med när det bedöms hur mycket olika ekosystemkomponenter ska vara representerade i värdetrakter<sup>50</sup>.

Inför denna analys ska en känslighetsmatris tas fram där olika ekosystemkomponenters känslighet för olika mänskliga påverkanstryck redovisas (figur 13)<sup>51</sup>. Kunskap om ekosystemkomponenternas nyckelfaktorer<sup>52</sup> hjälper till vid analys av olika effekter. För att minimera dubbelarbete och stödja lokalt arbete görs matrisen med fördel på nationell nivå för de biotiska ekosystemkomponenter som listas för de fyra olika havsområdena. Den exakta utformningen av matrisen kommer inom kort specificeras men inväntar parallellt pågående projekt (i första hand det nationella havsplaneringsprojektet Symphony<sup>53</sup> och det arbete som görs inom Helcom Holas II) för nationell och internationell harmonisering.

Informationen från matrisen används för att analysera effekter av geografiska överlapp mellan mänskliga påverkanstryck och ekosystemkomponenter. Resultaten från dessa analyser bör presenteras via känslighetskartor vilka visar var känsligheten i det marina landskapet är högt för olika mänskliga påverkansfaktorer samt påverkanskartor som visar var olika mänskliga påverkansfaktorer finns<sup>54</sup>. Detta för att undersöka var konflikter finns och var förenlighet mellan olika naturvärden och olika mänskligt nyttjande av havsmiljön finns. Utöver att denna information kan leda till att de områden som är mest naturliga/minst störda lokaliseras, kan informationen också användas till att lokalisera var åtgärder bör sättas in, det vill säga utse potentiella värdekärnor (områden som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in) (figur 13).

Det finns mycket att vinna på om det i förväg går att peka ut var vissa mänskliga aktiviteter bör undvikas då de stör biotiska ekosystemkomponenter på platsen, och istället kunna peka ut platser där det är större chans att en verksamhet kan tillåtas (dock inte utan att en grundlig miljökonsekvensbeskrivning

<sup>46</sup> Steg 7a i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>47</sup> Steg 4b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>48</sup> Steg 8b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>49</sup> Steg 7b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>50</sup> Steg 8a i flödesschemat, bilaga 1.

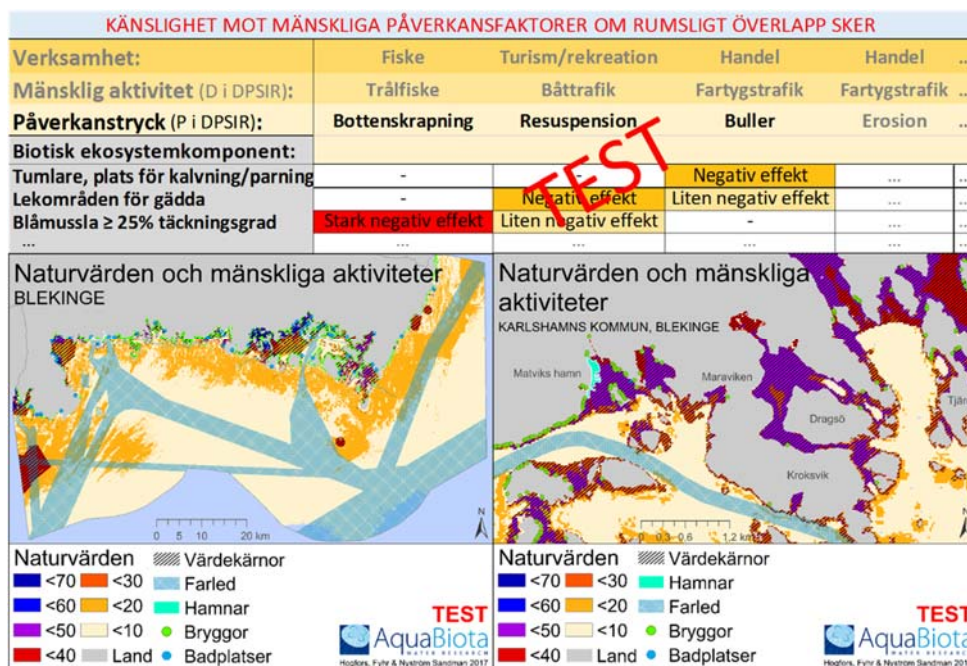
<sup>51</sup> Läs om hur Mosaic, inklusive analysen av naturlighet, sårbarhet och utsatthet, kan användas i linje med ramverket DPSIR som Europeiska miljöbyrån utvecklat för att strukturera interaktionen mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö i diskussionens avsnitt 6.3.1.

<sup>52</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

<sup>53</sup> Symphony är ett pågående projekt på Havs- och vattenmyndigheten i samarbete med en rad externa experter för att ta fram ett verktyg (med samma namn) som ska användas inom havsplaneringen för att väga samman ekosystemvärden och miljöbelastning.

<sup>54</sup> Steg 7a i flödesschemat, bilaga 1.

genomförts). Av denna anledning är det även bra om de mänskliga påverkansstryckena också är kopplade till verksamheter och mänskliga aktiviteter<sup>56</sup>.



Figur 13. Överst är en förenklad figur på hur en känslighetsmatris kan se ut mellan olika mänskliga påverkanstryck och biotiska ekosystemkomponenter – om de sker på samma plats. Till exempel är tumlare känsliga för buller och lekområden för fisk är troligen känsliga för grumling. Denna känslighetsmatris kan därefter användas när kartlager över olika mänskliga påverkanstryck och biotiska ekosystemkomponenter analyseras för att hitta konflikter och förenligheter mellan mänskliga aktiviteter och naturvärden. I kartorna finns inte underlag för alla önskvärda mänskliga påverkansfaktorer eller biotiska ekosystemkomponenter och ska därför inte beaktas som fullständiga kartor över dessa i Hånöbukten.

#### 5.3.1.4 Identifiering av värdekärnor, potentiella värdekärnor och preliminärt avgränsade värdestrakter

##### Identifiering av värdekärnor

Om en plats uppfyller ett av kriterierna *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden*, ”känd värdefull plats” för *konnektivitet* eller ”känd värdefull plats” för *kvalitet/funktionalitet*, kan platsen värderas till en värdekärna.<sup>55</sup>

##### Identifiering av potentiella värdekärnor

En plats eller ett område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in kallas för potentiella värdekärnor.

Bedömningen om ett område har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in bör grunda sig i om ett område historiskt har varit ett dokumenterat värdefullt område men som idag inte längre är det på grund av mänskliga påverkansfaktorer. I vissa fall kan det också grunda sig i att modellering, eller liknande, har visat att förutsättningarna för förekomst av värdefulla biotiska ekosystemkomponenter är mycket goda på en plats men att de troligen inte finns

<sup>55</sup> Steg 6a i flödesschemat, bilaga 1.

där på grund av mänskliga påverkansfaktorer. Särskilt intressanta är områden som i spridningsanalyser, via kriteriet *konnektivitet*, visat sig vara viktiga för en eller flera arters spridningsbiologi (till exempel genom att vara en essentiell länk om än i dålig funktion).

Det kan också finnas platser eller områden där förekomsten av biotiska ekosystemkomponenter naturligt varierar över tid. Om osäkerhet finns kring om det är naturlig variation eller ej och om åtgärder eventuellt skulle kunna lyfta områdets naturvärden, kan platsen/området klassificeras som en potentiell värdekärna. Om det är känt att variationen är naturlig bör det bedömas huruvida den är tillräckligt värdefull för att klassificeras som en värdekärna eller inte.

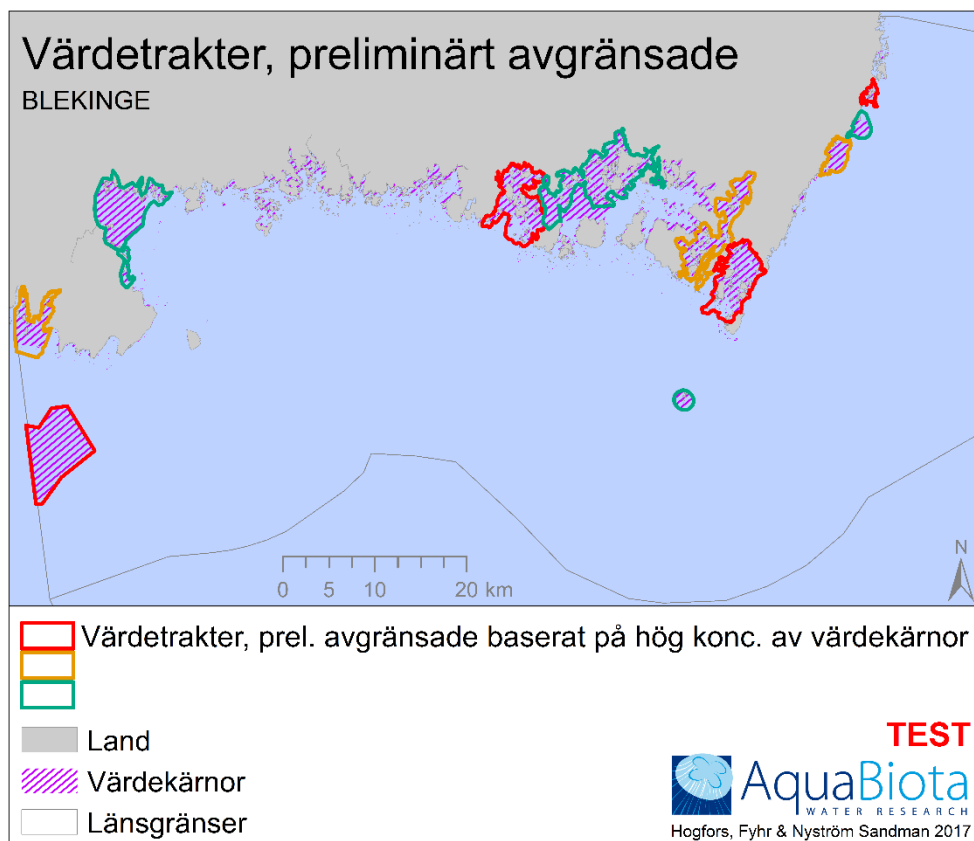
### **Identifiering av preliminärt avgränsade värdestrakter**

När värdekärnor har identifierats kan värdestrakter preliminärt avgränsade utefter var det finns en *hög koncentration av värdekärnor* (figur 14),<sup>56</sup> vilket är ett av kriterierna för värdestrakter. Dessa preliminärt avgränsade värdestrakter kan därefter analyseras och justeras så att de också lever upp till de andra kriterierna som de ska uppfylla, det vill säga *konnektivitet*, *kvalitet/funktionalitet* och *ekologisk representativitet*. Observera att till skillnad från när värdekärnor pekas ut så måste alla värdestrakter sammantaget uppfylla dessa kriterier så att nätverket som helhet stödjer en väl fungerande *konnektivitet* i landskapet, att områden med hög *kvalitet/funktionalitet* är inkluderade och att värdestrakterna består av ett *ekologiskt representativt* nätverk. Primärt ska dessa kriterier uppfyllas inom värdestrakternas värdekärnor för att möjliggöra en god rumslig förvaltning där kunskap finns om vilka platser som är mer värdefulla (värdekärnor) än andra och där det går att specificera vilka mänskliga aktiviteter som bör undvikas.

---

<sup>56</sup> Steg 6b i flödesschemat, bilaga 1.





Figur 14. Värdetrakter, preliminärt avgränsade baserade på var det finns hög koncentration av värdekärnor. Observera att dessa preliminärt avgränsade värdetrakter är framtagna utan djupare analys och utan lokal kännedom. De ska betraktas som ett demonstrativt exempel.

### 5.3.1.5 Ekologisk representativitet

Kriteriet *ekologisk representativitet* är ett viktigt kriterium för att säkerställa ett ekologisk representativt nätverk. Formulerat med denna rapportens terminologi går kriteriet ut på att säkerställa ett representativt nätverk av biotiska ekosystemkomponenter inom värdetrakter.

Primärt ska kriteriet uppfyllas i de värdekärnor som ingår i värdetrakterna för att ge goda underlag till rumslig förvaltning om var vilken sorts hänsyn som bör tas.<sup>57</sup> Dock är det inte alltid möjligt att kriteriet uppfylls tillfullo inom värdetrakternas värdekärnor. Då får även områden mellan värdekärnorna inom värdetrakter bidra till detta.<sup>58</sup>

<sup>57</sup> Vid till exempel tillståndsärenden är informationen om var värdekärnorna ligger inom värdetrakterna värdefull. Lika så är det värdefullt att veta vilka ekosystemkomponenter som utgör värdekärnorna för att kunna få fram vilka mänskliga aktiviteter som de är känsliga för.

<sup>58</sup> Detta gäller framförallt ekosystemkomponenter som är så pass värdefulla och utsatta att de bör ha en relativt hög representativitet inom värdetrakter men som varken har fått de högsta naturvärdespoängen i den grundläggande naturvärdesbedömningen eller som ansamlas tillsammans med andra högt värderade ekosystemkomponenter och därmed inte fångats in i de områdena som den grundläggande naturvärdeskartan pekar ut ha *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden*.

För att tillgodose kriteriet bör det dels specificeras *hur mycket* eller hur stor del av ekosystemkomponenternas förekomst som bör vara representerat<sup>59</sup> och dels bör det analyseras *var* denna representativitet bäst sker<sup>60</sup>.

Specificeringen av *hur mycket* av en ekosystemkomponent som bör vara representerat för att anses godtagbart<sup>59</sup>, bör dels utgå från ekosystemkomponentens naturvärdespoäng (bedömt i den grundläggande naturvärdesbedömningen)<sup>61</sup>, hur utsatt ekosystemkomponenten är för mänskliga aktiviteter<sup>62</sup> och i fall av utsatthet<sup>63</sup> – hur mycket av ekosystemkomponenten som bör finnas representerat för att den ska vara bärkraftig för sin egen existens, för de arter som ekosystemkomponenten är viktig för, för ekosystemet som helhet och för produktion av ekosystemtjänster.

Rekommendationer om hur mycket ekosystemkomponenter bör vara representerade ska ges av expertgruppen som bedömer ekosystemkomponenters naturvärde per havsområde (Del 1).<sup>64, 65</sup> Dessa rekommendationer kan dock justeras efter lokala/regionala aspekter här i den fördjupade naturvärdesbedömningen och ska i sådant fall motiveras.

Om ekosystemkomponenten är en naturvårdsart (Hallingbäck 2013) bör anledningen till detta tas med i bedömningen av för hur stor del av en arts utbredning som bör vara representerat. Till exempel bör hänsyn tas till om ekosystemkomponenten är en ansvarsart, skyddad art eller rödlistad art. Om ekosystemkomponenten är en naturvårdsart så ska det noteras i tabell 1, tredje kolumnen (avsnitt 5.2.3).

I den andra kolumnen i tabell 1, avsnitt 5.2.3, ges exempel på hur specificering av *hur mycket*, eller snarare hur stor andel av olika ekosystemkomponenters förekomst som bör vara *representerade* i värdetrakter skulle kunna specificeras. Gränserna som sätts per ekosystemkomponent ska motiveras.

Specificering om *var* representativitet bäst uppfylls<sup>60</sup> bör baseras på var det finns höga naturvärden och då först och främst på vilka platser som det är mest värdefullt att ekosystemkomponenten i fråga finns på. Det beror i sin tur på var dess förekomst är viktig för spridningsbiologin (*konnektivitet*) av arter knutna

<sup>59</sup> Steg 8a i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>60</sup> Steg 8b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>61</sup> Steg 2a i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>62</sup> Steg 7b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>63</sup> Det har diskuterats huruvida utsatthet ska vara grund för att bedöma en plats naturvärde och därmed vägas in i den fördjupade naturvärdesbedömningen. I ramverket är utgångspunkten att människan, inklusive dess påverkan, är en del av ekosystemet. Om till exempel ett område har haft fem platser med en ekosystemkomponent (till exempel lekområden för en toppredator) men där tre av dessa har antingen helt försvunnit eller kraftigt försämrats på grund av exploatering, blir de lekområden som finns kvar mer betydelsefulla för ekosystemet och bör därför tas med i beaktande av hur mycket ekosystemkomponenten bör vara representerad i värdetrakter.

<sup>64</sup> Steg 1b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>65</sup> Se rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen, avsnitt 5.2.1.4.

till ekosystemkomponenten eller var *kvaliteten/funktionaliteten* är bäst för ekosystemkomponenten. Eftersom de värdekärnor som är baserade på dessa kriterier endast utgår från metoden att identifiera ”kända värdefulla platser”<sup>66</sup> är det viktigt att försäkra att flera av dessa ”kända värdefulla platser” är inkluderade i de preliminärt avgränsade värdetrakterna. I andra hand bör platser pekats ut som har höga naturvärden kopplade till andra ekosystemkomponenter.

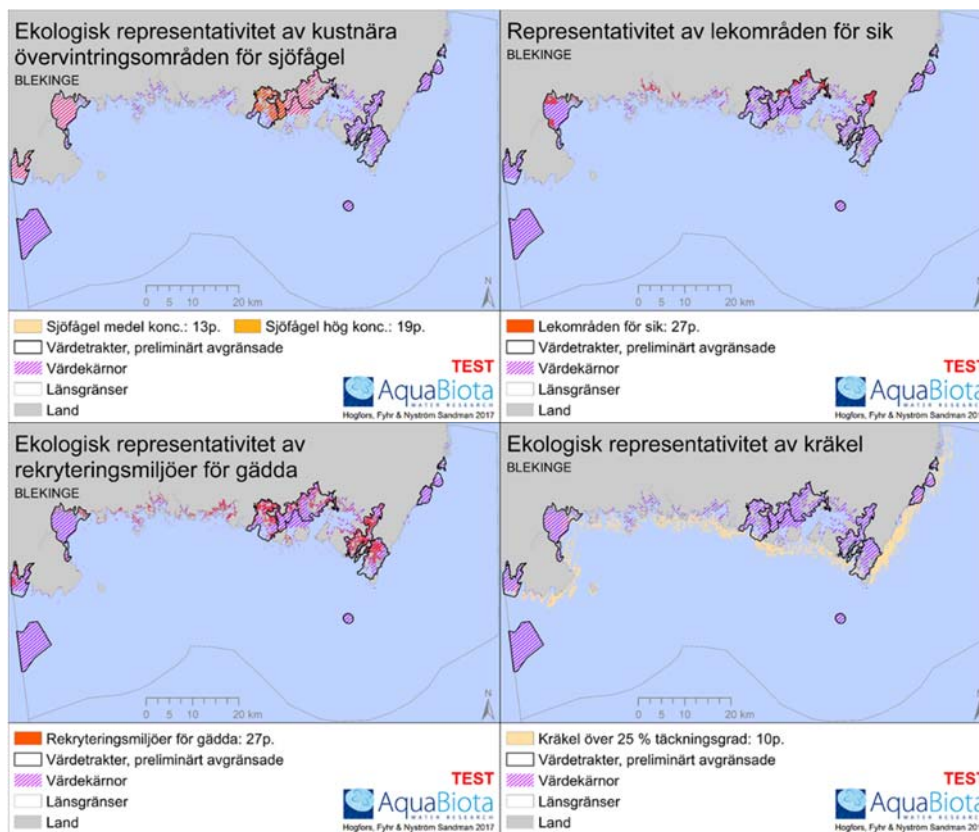
Platserna som varje ekosystemkomponent finns på bör dessutom vara **replikerade** med minst några spridda områden för att säkerställa resiliens om till exempel ett oljeutsläpp skulle ske. En annan anledning till replikering är att säkerställa fungerade spridningsbiologi – vilket behandlas vid kriteriet *konnektivitet*.<sup>67</sup>

Texten till flödesschemat i bilaga 1 (steg 8), går igenom hur kriteriet kan analyseras steg för steg.

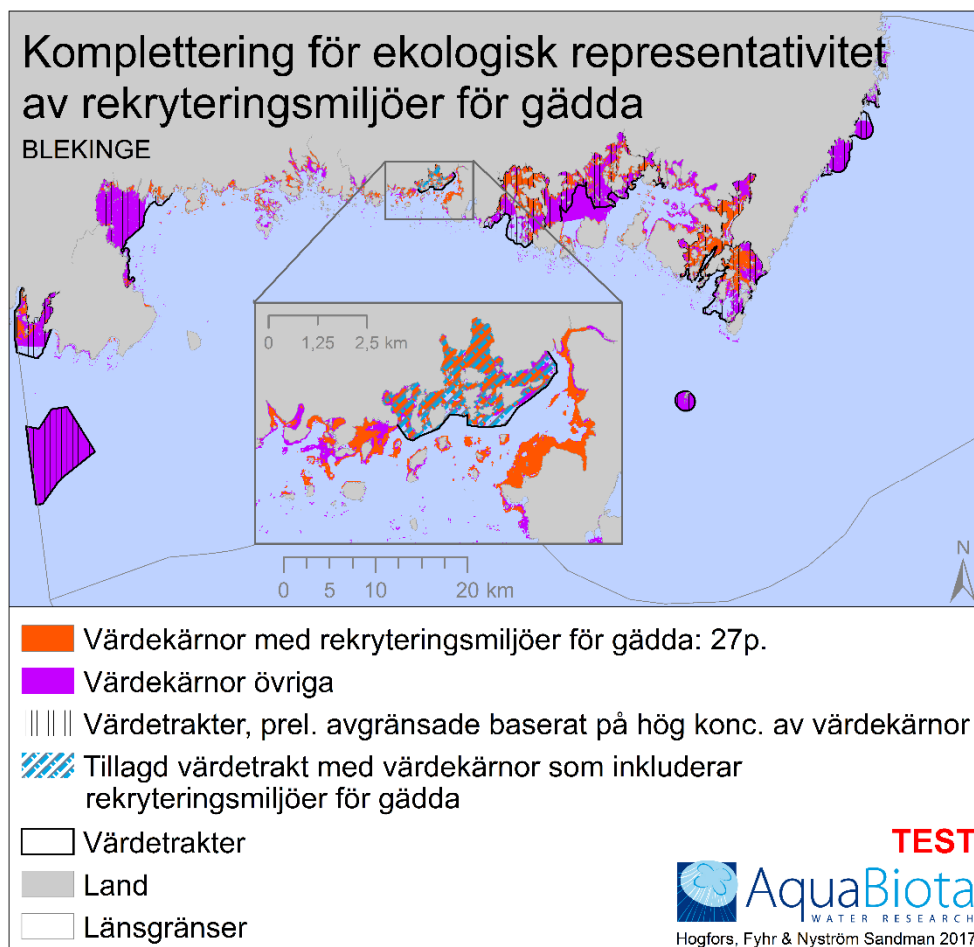
Figur 15 visar fyra olika ekosystemkomponenter och deras förekomst i relation till värdekärnorna och de preliminärt avgränsade värdetrakterna. I vårt exempel var många av ekosystemkomponenterna representerade på ett godtagbart sätt i de preliminärt avgränsade värdetrakternas värdekärnor. Andelen av rekryteringsmiljöer för gädda lever dock inte riktigt upp till den andelen som vårt exempel satt, vilket är att de ska vara representerade med 75 % i de värdekärnor som finns inom de preliminärt avgränsade värdetrakterna (figur 15). Genom att ytterligare inkludera värdekärnor med rekryteringsområden för gädda till värdetrakterna är dock kravet uppfyllt (figur 16). Ekosystemkomponenten kräkel med en täckningsgrad på minst 25 % är också för lågt representerad (endast med 7 %) i de preliminärt avgränsade värdetrakternas värdekärnor och når inte upp till den minsta andel som ska vara representerat (specificerat som ett exempel i tabell 1 med 10 % av sin förekomst, se tabell 1, avsnitt 5.2.3). Att inkludera fler värdekärnor i värdetrakterna skulle dock inte nämnvärt höja representativiteten av kräkel eftersom komponenten är sällsynt inom platser som värderats till värdekärnor, då de varken har fått höga naturvärdespoäng eller förekommer tillräckligt ofta med andra ekosystemkomponenter som tillsammans ger höga ansamlingar av naturvärden. Däremot är kräkel väl representerat i de preliminärt avgränsade värdetrakterna om hela området betraktas och inte bara inom deras värdekärnor (10 %). På grund av att det är svårt att inkludera fler värdekärnor för att uppfylla kravet får det anses tillräckligt att komponenten i alla fall är välrepresenterade inom värdetrakternas hela utbredningsområde.

<sup>66</sup> Steg 4a och 5 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>67</sup> Läs om kriteriet *konnektivitet* i avsnitt 5.3.1.2.



Figur 15. Kartorna visar fyra olika ekosystemkomponenters utbredning i förhållande till värdekärnorna och de preliminärt avgränsade värdetrakterna. Genom att jämföra dessa kan man undersöka om målen för ekologisk representativitet uppfylls. Dessa ska i första hand uppfyllas i värdekärnorna som finns inom de preliminärt avgränsade värdetrakterna. Övervintrande sjöfågel och lekområden för sik representeras med ca. 100 % respektive 79 % i värdetrakternas värdekärnor, vilket uppnår målen satta för dessa. Rekryteringsmiljöer för gädda representeras med 72 % (jämfört med exempel målet på 75 % representativitet, se tabell 1 avsnitt 5.2.3) i värdetrakternas värdekärnor (vilket medför att ett område med värdekärnor som innehåller rekryteringsmiljöer för gädda adderas till värdetrakterna, se figur 16). Kräkel med en täckningsgrad på minst 25 % representeras med 7 % inom värdetrakternas värdekärnor vilket är lägre än 10 % vilket är det mål som har satts som exempel i tabell 1, avsnitt 5.2.3. Att inkludera fler värdekärnor inom värdetrakter skulle inte nämnvärt öka den andelen på grund av ekosystemkomponentens låga förekomst i värdekärnor. Dock är kräkel väl representerat inom hela värdetrakternas område (10 %) vilket får anses som godtagbart.



Figur 16. Kartan visar ett exempel på vilket område som skulle kunna adderas till de preliminärt avgränsade värdetrakterna för att även rekryteringsmiljöer för gädda ska vara representerat på ett godtagbart sätt i värdetrakternas värdekärnor.

Genom att försäkra att olika biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper) är representerade på ett godtagbart sätt – och att det dels bygger på om de till exempel är rödlistade arter eller ansvarsarter – tar kriteriet *ekologisk representativitet* hänsyn till biologisk mångfald av arter ( $\alpha$ -diversitet), till biologisk mångfald av livsmiljöer ( $\beta$ -diversitet) och till biologisk mångfald av arter från global till regional nivå ( $\gamma$ -diversitet; Whittaker 1960, 1972).

### 5.3.1.6 Verifiering/undersökning av kriterierna i fält

De platser och områden som identifierats till värdekärnor och preliminära värdetrakter via analyser och inte via ”kända värdefulla platser” bör om möjligt verifieras och undersökas i fält<sup>68</sup>. Om till exempel en värdekärna har pekats ut genom att ansamlingar av höga naturvärden har identifierats via abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter eller via modellerade kartor av biotiska ekosystemkomponenter bör förekomsten av värdefulla biotiska ekosystemkomponenter verifieras på platsen. Om närvaron av de utpekade biotiska ekosystemkomponenterna vederläggs ska även utpekandet av värdetrakterna vederläggas.

<sup>68</sup> Steg 9 i flödesschemat, bilaga 1.

Riktlinjer för hur verifiering/undersökning av kriterierna i fält görs är ännu inte bearbetade och sammanställda även om de primärt ska göras via välkända och standardiserade metoder.

Genom verifiering av närvarande ekosystemkomponenter styrks uppfyllelsen av kriterierna:

- *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* (som i sig bygger på de kriterier som specificeras i den grundläggande naturvärdesbedömningen) och
- *ekologisk representativitet* (i de fall platsen ingår i en värdetrakt).

Eventuellt kan det också verifiera att spridningsanalyser har varit korrekta (gäller dock primärt verifieringen av närvarande arter) vilket därmed styrker uppfyllelsen av kriteriet

- *konnektivitet*<sup>69</sup>.

För att ytterligare styrka kriteriet *konnektivitet* bör dock även fördjupade fältundersökningar av spridningsmönster göras.

### **Undersökning av kriteriet kvalitet/funktionalitet i fält**

Om detaljkunskap om värdekärnornas *kvalitet/funktionalitet* inte finns och valet om vilka områden som ska prioriteras för förvaltning skulle gynnas av denna kunskap, finns det anledning att göra en eller flera riktade fältundersökningar med avseende på detta. Definitionen på vad som menas med *kvalitet/funktionalitet* i dessa sammanhang varierar och beror på vilka ekosystemkomponenter som ska undersökas och vilken information som eftersöks. Därmed måste utformningen av undersökningen av kriteriet *kvalitet/funktionalitet* ofta avgöras från fall till fall.

Om *kvaliteten/funktionaliteten* är sämre än förväntat baserat på naturliga förutsättningar, det vill säga om ett område bedöms vara stört av mänskliga aktiviteter, kan potentiella värdekärnor (område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in) pekas ut.

Riktlinjer för hur kriteriet *kvalitet/funktionalitet* undersöks i fält är ännu inte bearbetade och sammanställda. Tidigare metoder för naturvärdesbedömning i fält är till stor nytta. Exempel på hur undersökning av *kvalitet/funktionalitet i fält* kan göras är genom:

- fördjupade platsspecifika studier av tidigare kriterier inom ramverket, så som:
  - biologisk mångfald
  - hotstatus (närvaro av rödlistade arter och biotoper)
  - ekosystemtjänster

---

<sup>69</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

- olika indikatorer framtagna för arbete med till exempel havsmiljödirektivet (2008/56/EG), vattendirektivet (2000/60/EG) eller för att bedöma kvaliteten hos olika biotoper
- kvantitativa mått (till exempel mängd fisk eller romsträngar)
- närvaro av naturvårdsarter (till exempel signal-/indikatorarter och rödlistade arter; Hallingbäck 2013)
- komplettering av en biotopbildande ekosystemkomponents täckningsgrad (som ofta baseras på hur mycket krontaket täcker botten) med vegetationstäthet, höjd och om möjligt även biomassa (detta ger ett mått på habitatkomplexiteten vilket i sin tur ger en bild av funktionalitet eftersom komplexa habitat kan ge en ökad abundans av andra organismer)
- mått på övergödning
- kondition på organismer
- storlek på biotopen
- kombination av ekosystemkomponenter
- med mera.

Om till exempel två likande värdekärnor (med närvaro av samma fördefinierade ekosystemkomponenter) ska jämföras för att avgöra vilken av platserna som ska prioriteras över den andra för förvaltning (så som inkludering i en värde-trakt eller i ett områdesskydd eller för restaureringsåtgärder) behöver fältundersökningarna utformas på ett sådant sätt att de är likvärdiga och går att jämföra med varandra. Till exempel behöver inventeringsmetoder och inventeringssansträngning vara de samma eftersom olika metoder och undersökningsanssträngningar bland annat ger olika taxonomiska upplösningar. Olika kunskaper och erfarenheter hos inventerarna kan också påverka resultatet.

#### 5.3.1.7 Sammantagen värdering efter den fördjupade naturvärdesbedömningen och identifiering av värde-trakter

Den fördjupade naturvärdesbedömningen har inte samma förutsättningar som den grundläggande naturvärdesbedömningen har för att göra transparenta, objektiva och jämförbara bedömningar på grund av det ojämna kunskapsunderlaget av de mer komplexa naturvärdena som ska bedömas. Utöver kriteriet *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* (som har specificerade riktlinjer för hur det tas fram) bedöms de övriga kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen genom expertbedömningar<sup>70</sup>. Därför är det viktigt att de avvikelser som görs från den grundläggande naturvärdeskartan dokumenteras och argumenteras för. Utgångspunkten för transparens i den fördjupade naturvärdesbedömningen är att en diskussion förs utifrån den grundläggande naturvärdeskartan.

För att en plats ska definieras som värdekärna måste minst ett av kriterierna *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden*, *konnektivitet* eller *kvalitet/funktionalitet* uppfyllas. För att peka ut värdekärnor baserat på de två senare kriterierna måste dessa platser vara ”kända värdefulla platser”. Ett läns värde-trakter ska å andra sidan avgränsas så att de sammantaget uppfyller

<sup>70</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

*hög koncentration av värdekärnor, konnektivitet, kvalitet/funktionalitet och ekologisk representativitet.* Dessa kriterier ska primärt uppfyllas i värdetrakternas värdekärnor.

När den fördjupade naturvärdesbedömningen är klar ska värdetrakter<sup>71</sup>, värdekärnor<sup>72</sup> och potentiella värdekärnor<sup>73</sup> vara identifierade.<sup>74</sup>

Remiss

---

<sup>71</sup> Steg 10a i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>72</sup> Steg 10b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>73</sup> Steg 10c i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>74</sup> Läs mer om hur värdekärnor och potentiella värdekärnor identifieras i avsnitt 5.3.1.4.



## 6 Diskussion

I det här kapitlet diskuteras olika kritiska delar inom ramverket med syfte att ge en fördjupad insikt och förståelse av systemet. Texten är inte utformad för att läsas i ett sträck, utan utvalda delar går att läsa var för sig.

### 6.1 När ramverket uppsatta mål?

Att bygga upp ett perfekt bedömningssystem, som är anpassningsbart för naturens variationsrikedom och samtidigt eftersträvar objektiva och jämförbara bedömningar i en miljö som är svår att få överblick över, går inte. Det kommer uppstå logiska luckor. Därför måste bedömningar och naturvärdeskartor granskas för att avgöra om de är rimliga eller inte. Ramverket kommer med andra ord inte alltid nå fram till målen. Nedan diskuteras hur Mosaic är uppbyggt för att nå dem så långt som möjligt.

Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav. För att försöka nå de delmål som satts upp för Mosaic (figur 17), vilka här redovisas i punktform, har ramverket formats med följande strukturer och beståndsdelar:

- **”Objektiv”/samsyn och nationellt harmoniserat**
  - Fördefinierade ekosystemkomponenter bedöms i den grundläggande naturvärdesbedömningen först av en samlad expertgrupp per havsområde för att så mycket kunskap som möjligt om den marina miljöns beskaffenhet ska tillgodogöras på ett överkomligt sätt.
  - Bedömningarna ska redovisas på en hemsida (IT-stödet) där andra experter och intressenter lätt kan kommentera bedömningarna vilka därmed på ett relativt enkelt sätt kan vägas in vid nästa revidering/bedömningscykel.
  - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen tar avstamp i en grundläggande naturvärdeskarta (vilken i sig bygger på den grundläggande naturvärdesbedömningen och förekomstkartor av olika ekosystemkomponenter) bygger utgångspunkten för den mer komplexa fördjupade naturvärdesbedömningen på en mer ”objektiv” rumslig bedömning.
- **Transparent och överblickbart**
  - Den grundläggande naturvärdesbedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter görs med ett relativt enkelt poängsystem i tabellform vilket både medför att det är transparant och att det är lätt att få överblick över en stor mängd bedömningar.
  - Det webbaserade IT-stödet (hemsida) ska vara uppbyggt på ett sådant sätt att det går lätt att jämföra olika bedömningar med varandra genom enkla filtreringsfunktioner.

- Motiveringen (inklusive referenser) till bedömningarna i den grundläggande naturvärdesbedömningen redovisas strukturerat<sup>75</sup> i IT-stödet.
  - Genom att den regionala bedömningen i den grundläggande naturvärdesbedömningen endast har *ett* kriterierum, där den mer omfattande bedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenternas per havsområde viktas lokalt, underlättas jämförelsen.
  - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen tar avstamp i en grundläggande naturvärdeskarta, vilken bygger på den mer ”objektiva” bedömningen i den grundläggande naturvärdesbedömningen, går det att jämföra den grundläggande naturvärdeskartan med de områden som slutligen pekats ut som värdefulla. Avvikelserna från den grundläggande naturvärdeskartan ska motiveras i den fördjupade naturvärdesbedömningen.
- **Adaptivt/lätt att revidera**
    - Genom att den grundläggande naturvärdesbedömningen bygger på ett enkelt poängsystem av där en siffra symboliserar bedömningen efter ett kriterium för varje fördefinierad ekosystemkomponent, är det enkelt att ändra enstaka bedömningar. Den totala bedömningen och prioriteringen för de fördefinierade ekosystemkomponenterna kan därefter ändras automatiskt.
    - Eftersom den grundläggande naturvärdeskartan också är relativt enkel att revidera, efter att de fördefinierade ekosystemkomponenterna omvärderats, är även det första steget i den fördjupade naturvärdesbedömningen relativt enkel att revidera. Utöver det är dock inte den fördjupade naturvärdesbedömningen lika lätt att revidera då den bearbetar mer komplex rumslig variation och information.
  - **Fördjupade rumsliga analyser**
    - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen består av flera olika analyser av kriterierna *konnektivitet*, *kvalitet/funktionalitet* och *ekologisk representativitet* (inklusive replikering), ger ramverket en struktur för att fördjupade rumsliga analyser ska vägas in i naturvärdesbedömningen. Dock är inte alla riktlinjer satta för hur dessa analyser bör utföras inom ramverket för denna version 1 av Mosaic.
  - **Detaljkunskap om specifika platser**
    - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen
      - dels fångar upp ”kända värdefulla platser” – vilket antingen baseras på detaljkunskaper om en plats är värde-

---

<sup>75</sup> Se upplägget i bilaga 3.

full för någon eller några arters spridning (*konnektivitet*) eller om den är värdefull på grund av sin *kvalitet/funktionalitet* (vilket kan bero på flera olika egenskaper) och

- dels ger utrymme för djupare fältundersökningar av ramverkets kriterier,

ger ramverket utrymme för att hänsyn tas till detaljkunskaper om specifika platser.

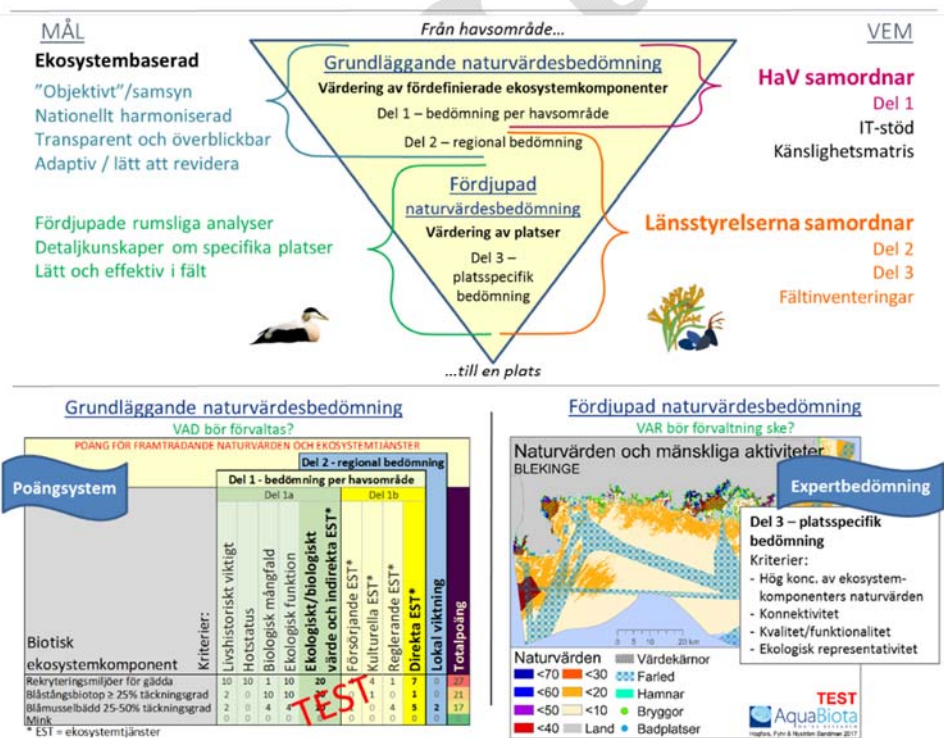
- **Lätt och effektivt i fält**

- Riktlinjer för verifiering/undersökning av kriterierna i fält är ännu inte bearbetade och satta inom ramverket och därför inte heller alla strukturer för att uppfylla målet.
- En viktig struktur för att uppnå målet finns dock redan i ramverket och det är ramverket byggs upp kring bedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter. Genom att fältinventeringen i första steget verifierar (eller vederlägger) närvarande biotiska ekosystemkomponenter på en plats kan det stödja den grundläggande naturvärdeskartan och styrka kriterierna *hög koncentration av ekosystemkomponenternas naturvärde* och *ekologisk representativitet* i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Eventuellt kan verifieringen av närvarande biotiska ekosystemkomponenter också styrka kriteriet *konnektivitet* om en spridningsanalys har pekat ut området som potentiellt viktigt för en eller flera arts spridning. Genom att endast verifiera eller vederlägga närvaron av fördefinierade ekosystemkomponenter i fält kan naturvärdesbedömningen med andra ord komma relativt långt vilket utgör en förutsättning för att ramverket närmar sig målet att vara "lätt och effektivt i fält".
- Dock bör fältinventeringarna också göra fördjupade bedömningar av kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet* vilket gör dem mer komplicerade och inte lika "lätta och effektiva i fält". Detta behövs dock för att eftersträva ett ekosystembaserat ramverk som tar hänsyn till naturens komplexitet och rumsliga variation. Bedömningen ska kunna vara flexibel efter vilka ekosystemkomponenter som undersöks och vilken fråga som ställs. I dagsläget saknar ramverket riktlinjer för hur detta bör undersöks även om syftet är att det ska utgå från redan framtagna metoder.

För att ramverket ska närma sig målet att vara **ekosystembaserat** innehåller ramverket strukturer som stödjer ett holistiskt angreppssätt. En av dessa strukturer är att ramverket utgår från ett landskapsperspektiv, bl.a. genom att förespråka och ge utrymme för att yttäckande underlag används i så stor utsträckning som möjligt vilket är en förutsättning för att platser och områden bedöms utifrån des vikt i ett större landskapsperspektiv. En annan struktur ramverket har för att stödja ett mer holistiskt angreppssätt är att det innehåller relativt många olika kriterier och metoder för att identifiera olika slags naturvärden samt att de strukturer som främjar "objektiva" bedömningar också främjar att så mycket kunskap som möjligt inhämtas om ekosystemen. För att ramverket

ska närma sig målet att vara ekosystembaserat så behöver det också kunna hantera ekosystemets rumsliga såväl som tidsmässiga variation och ge möjlighet till god förvaltning givet denna variation. Samma strukturer i ramverket som stödjer ett transparent, överblickbart och adaptivt ramverk ger också förutsättningar för att bedömningarna lätt kan revideras efter att ekosystemets förändring över tid. Revideringarna ska dock inte göras fortlöpande utan med en viss cyklisk periodicitet för att ge en stabilitet till förvaltningen. För att klara den rumsliga variationen behövs platspecifika egenskaper hämtas in genom fördjupade rumsliga analyser och detaljkunskaper om platser och områden. Strukturer för detta finns i den fördjupade naturvärdesbedömningen.

Eftersom det är viktigt med lokal förankring och engagemang kan ramverket få kritik för att de grundläggande bedömningarna i Del 1 samordnas nationellt, (även om regionala/lokala experter ska sitta med i expertgruppen samt att en allmän diskussion främjas med goda möjligheter inom IT-stödet att kommentera och påverka bedömningarna inför nästa periodiska revideringscykel) samt att Del 2 och 3 samordnas regionalt (bedömningarna kan dock vid behov decentraliseras till kommuner och vattenvårdsförbund). Vidare så samordnas de grundläggande bedömningarna i Del 1 nationellt för att bedömningarna ska vara mer "objektiva" (det vill säga mindre subjektiva) och lätta att jämföra. Så här har en avvägning gjorts. För att nå ut lokalt är det utöver påverkansmöjligheter också viktigt att ha ett enkelt system som är lätt att överblicka och förstå för alla.



Figur 17. Genom ett enkelt poängsystem i den grundläggande naturvärdesbedömningen försöker Mosaik uppnå målen i blått. En överblickbar tabell som är lätt att revidera, som främjar en bred diskussion och en ekosystembaserad adaptiv förvaltning. I den fördjupade naturvärdesbedömningen försöker målen i grönt uppnås genom att tillåta fördjupade rumsliga analyser och att detaljkunskaper om områden tas med i bedömningen.

Det finns både för och nackdelar med att alla ekosystemkomponenter måste bedömas efter alla kriterier i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

Fördelen är att alla ekosystemkomponenter får en ”chans” att ta plats medan det negativa är att många bedömningar utförs utan tillräckligt underlag. Därför är det viktigt att de bedömningar som lider brist på underlag noteras och prioriteras i nya studier. Ett system för hantering och registrering av osäkerheter i bedömningar är dock ännu inte på plats.<sup>76</sup>

Det kommer ofta saknas ett jämnt kunskapsunderlag för den fördjupande naturvärdesbedömningen. Skillnader kommer finnas både geografiskt och mellan arter. För att ändå kunna göra en fördjupad naturvärdesbedömning, där hänsyn tas till naturens rumsliga variation och komplexitet, måste mer subjektivitet tillåtas, och det är därför viktigt att hålla isär den fördjupade naturvärdesbedömningen från den grundläggande naturvärdesbedömningen som eftersträvar objektivitet (med objektivitet menas i det här fallet eftersträvan av en samsyn mellan experter). Analyserna i den fördjupade naturvärdesbedömningen är inte mindre viktiga. Genom att dela upp naturvärdesbedömningen i grundläggande och fördjupad naturvärdesbedömning skiljer Mosaic de olika tillvägagångssätten så att det ska bli tydligt när bedömning har gjorts utifrån olika utgångspunkter. Genom att dokumentera varför den fördjupade naturvärdesbedömningen pekar ut andra områden som mest värdefulla, jämfört med de områden som den grundläggande naturvärdeskartan pekar ut, ges en transparens till bedömningen.

## 6.2 Val av kriterier

De flesta kriterierna i den grundläggande och i den fördjupade naturvärdesbedömningen grundas på internationellt vedertagna kriterier (IUCN 1991).

Kriterierna i Del 1 har valts så att *fördefinierade* ekosystemkomponenter kan bedömas utifrån kriterierna. Här bedöms vilka naturvärden och ekosystemtjänster som en fördefinierad ekosystemkomponent i allmänhet representerar utifrån dessa kriterier, utan rumslig specificering.

Kriterierna i Del 1 har också valts eftersom de anses särskilt viktiga. På grund av kriteriernas betydelse kan det vara fördelaktigt att kriterierna också bedöms i den fördjupade bedömning (primärt via kriteriet *kvalitet/funktionalitet*) men här baserat bedömningen på platsspecifika fältdata via analysen ”verifiering/undersökning av kriterierna i fält” och inte bara efter vilka naturvärden som ekosystemkomponenten i allmänhet brukar representera.

De tre första kriterierna i Del 1a i den grundläggande naturvärdesbedömningen är alla satta av CBD (biodiversitetskonventionen; CBD 2008) och även medtagna i Naturvårdsverkets rapport Skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007b). I Mosaic har kriteriet *ekologisk funktion* lagts till (vilket även har använts av många andra, se till exempel Schreiber och Haglund 2013). Kriteriet bedömer betydelsen av den biotiska ekosystemkomponenten ur ett helhetsperspektiv av den marina miljön och gäller egenskaper som inte har tagits upp i de andra kriterierna i Del 1a.

---

<sup>76</sup> Läs mer om utvecklingsdelar inom ramverket i avsnitt 4.1.2.1.

I Del 1b har kriterier för direkta ekosystemtjänster lagts till för att lyfta och åskådliggöra dessa. Bedömningar av kriterierna går dock att välja bort om så önskas. Vid arbete med grön infrastruktur är dock riktlinjerna att alla ekosystemtjänster ska vägas in. Läs mer om motiveringen till poängsättningens utformning i bilaga 3.

Huvudkriterier som ofta används inom arbetet med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Deltares 2015 och referenser däri) är representativitet, replikering, konnektivitet och lämplighet (översättning från ”adequacy” där underkriterier kan vara storlek och förvaltningskategori). Kriterierna (*ekologisk representativitet* och *konnektivitet*) finns med i den fördjupade naturvärdesbedömningen inom Mosaic. Replikering finns dock inte med i Mosaic som ett eget huvudkriterium men som underkriterium inom kriterierna *konnektivitet*<sup>77</sup> och *ekologisk representativitet*<sup>78</sup>. Lämplighet (översättning från ”adequacy” där underkriterier kan vara storlek och förvaltningskategori) har Mosaic inte heller som ett enskilt kriterium. Dock har Mosaic kriteriet *kvalitet/funktionalitet* som till exempel ska ta hänsyn till om storlek har betydelse för naturvärdena.<sup>79</sup>

I likhet med Naturvårdsverket (2014) syftar begreppet ekosystemtjänster i den här rapporten till processer i ekosystem som skapar tjänster och nytta för människor och som har en biotisk komponent i sig. Det vill säga en vacker solnedgång över en blå horisont är inte en ekosystemtjänst då det primärt inte är biotiska ekosystemkomponenter som behövs för att skapa denna företeelse. Däremot är det bland annat en ekosystemtjänst att fisk finns i vattnet eftersom vi vill (i alla fall kunna) sitta i en båt och meta (oavsett om fisk fångas eller inte eftersom fisken tillför meningen till aktiviteten och att metaren troligen uppskattar att det finns fisk i havet).

I tabell 2 jämförs de kriterier som har valts för Mosaic med de kriterier som är satta av CBD (2008), Deltares (2015) och av Naturvårdsverket (2007b). Även om flertalet kriterier är desamma skiljer sig tillvägagångssätten åt.

---

<sup>77</sup> Läs om *konnektivitet* och replikering i avsnitt 5.3.1.2 och vidare i diskussionen i avsnitt 6.2.3.

<sup>78</sup> Läs om *ekologisk representativitet* och replikering i avsnitt 5.3.1.5 och vidare i diskussionen i avsnitt 6.2.3.

<sup>79</sup> Läs om storlek i avsnitt 6.2.4.

Tabell 2. Jämförelse mellan kriterierna i *Mosaics struktur och kriterier satta av CBD (biodiversitetskonventionen; 2008)*, arbete med sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (ecological coherence of networks of marine protected areas; *Deltares 2015*) och *Naturvårdsverket (2007b)*.

| <b>Mosaic</b>  |   |
|--|---|
| GRUNDLÄGGANDE NATURVÄRDESBEDÖMNING   | FÖRDJUPAD NATURVÄRDESBEDÖMNING  |
| <b>Del 1 - bedömning per havsområde</b>  | Hög konc. av ekosystemkomponenters naturvärden<br>Konnektivitet<br>(bl.a. inkl. replikering)<br>Kvalitet/funktionalitet<br>(bl.a. inkl. naturlighet, sårbarhet och utsatthet)<br>Ekologisk representativitet<br>(bl.a. inkl. replikering) |
| <b>a) Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster</b>                |   |
| α Livshistoriskt viktigt   |   |
| Hotstatus  |   |
| Biologisk mångfald   |   |
| Ekologisk funktion   |   |
| <b>b) Direkta ekosystemtjänster</b>  |   |
| Försörjande ekosystemtjänster  |   |
| Kulturella ekosystemtjänster   |   |
| Reglerande ekosystemtjänster   |   |
| <b>Del 2 - regional bedömning</b>  |   |
| <b>Lokal viktning</b>  |   |
| Relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet                                 |   |
| <b>CBD</b>   |   |
| EKOLOGISKA/BIOLOGISKA KRITERIER FÖR ATT IDENTIFISERA MARINA OMRÅDEN I BEHOV AV SKYDD | KRITERIER FÖR SKAPA ETT REPRESENTATIVT NÄTVERK AV SKYDDADE MARINA OMRÅDEN   |
| α Av speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier                           | Ekologiska/biologiska kriterier (dvs. de som står till vänster ←)   |
| Hotade eller minskande arter eller biotoper  | Representativitet   |
| Biologisk mångfald   | Konnektivitet   |
| Unikhet/raritet  | Replikerade ekologiska funktioner   |
| Naturlighet  | Lämpliga och livskraftiga platser   |
| Sårbar, känslig eller har en långsam återhämtning                                    |   |
| Biologisk produktivitet  |   |

### Deltares 2015 (coherence of MPA:s)

Representativitet; replikering; konnektivitet och lämplighet

### Naturvårdsverkets rapport 5739

| EKOLOGISKA/BIOLOGISKA KRITERIER                               | ANDRA BEVARANDEKRITERIER  | Fortsättning<br>ANDRA BEVARANDEKRITERIER          |
|---|---|---|
| Naturlighet   | Forsknings/Undersökningsvärde   | Värde för kulturmiljö                             |
| Representativitet och biogeografiska värden                   | Dokumentation   | Upprätthåller traditionella kustanknutna näringar |
| Representativa arter, biotoper och ekosystem                  | Forn- och kulturlämningar   | Forn- och kulturlämningar                         |
| Sällsynta eller unika biogeografiska eller geologiska miljöer | Värde för det biologiska kulturarvet  | Värde för det biologiska kulturarvet              |
| <b>Ekologiskt/Biologiskt värde</b>                            | <b>Internationellt/Nationellt betydelsefullt</b>  |   |
| Stort antal växt- och djurarter                               | Internationellt listad över skyddsvärda områden   |   |
| Variationsrik botten och variationsrikedom av biotoper        | Möjligt område i internationellt skyddsarbete   |   |
| Hög förekomst av "prioriterade naturtyper"                    | <b>Ekonomiskt viktigt</b>   | <b>PRIORITERINGSKRITERIER</b>                     |
| Sällsynta arter, biotoper och biotopkomplex                   | Näringsområden/födosoksområden  | Hotbild   |
| Arter vid sina utbredningsgränser                             | Reproduktions-, lek- och uppväxtområden   | Sårbarhet   |
| Hotade arter, biotoper och biotopkomplex                      | Områden med värde för turistnäring  | Storlek   |
| α Födoso-, rast-, reproduktions- och uppväxtområden           | <b>Sociala värden</b>   | Områden som kompletterar ett nätverk              |
|   | Lättillgängliga och slitagetåliga områden som genom sin struktur ger möjlighet till ökad kunskaps spridning och information om marinbiologiska värden | Samordning med terrestra skyddsvärden             |
|   | Områden viktiga för rekreation och turism   | Genomförbarhet                                    |

α noterar ett liknande kriterium men med olika namn.

### 6.2.1 Biologisk mångfald och ekologisk representativitet

I Del 1 (bedömning per havsområde) i den grundläggande naturvärdesbedömningen är ett av kriterierna *biologisk mångfald*. Ekosystemkomponenterna blir bedömda utefter deras relativa bidrag till *biologisk mångfald* på en plats (både genom att själv vara en del av den biologiska mångfalden men framförallt om de skapar livsutrymme för andra arter och populationer;  $\alpha$ -diversitet; Whittaker 1960, 1972). De fördefinierade ekosystemkomponenterna rankas med andra ord efter deras bidrag till  $\alpha$ -diversitet.

Av praktiska skäl är det svårt att även ta hänsyn till *biologisk mångfald* på global skala. Hänsyn till *biologisk mångfald* på global skala tas dels när kriteriet *hotstatus* bedöms i den grundläggande naturvärdesbedömningen (Del 1) men kanske framförallt när kriteriet *ekologisk representativitet* analyseras i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Till exempel är det extra viktigt att ansvarsarter är väl representerade (se även avsnitt 5.3.1.5 och 6.2.2). Vid analys av kriteriet *ekologisk representativitet* ska också hänsyn tas till att alla, eller i alla fall flertalet av de biotiska ekosystemkomponenterna (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer, habitat och biotoper) representeras. Genom att värna om att så många ekosystemkomponenter som möjligt representeras tas hänsyn både till *biologisk mångfald* mellan populationer och arter på landskapsskala (det vill säga  $\gamma$ -diversitet) samt till *biologisk mångfald* mellan livsmiljöer (det vill säga  $\beta$ -diversitet; Whittaker 1960, 1972).

### 6.2.2 Rariteter, arter vid sin utbredningsgräns och ansvarsarter

En kritisk avvägning har varit om kriterierna *raritet*, *arter vid sin utbredningsgräns* och *ansvarsarter* bör inkluderas i Mosaics grundläggande naturvärdesbedömning eller inte. Det beslutades att de inte skulle vara med. Anledningen för detta var för att:

- Onaturlig raritet eller där en arts utbredningsgräns har flyttas på grund av till exempel klimatteffekter bör bedömas för kriteriet *hotstatus* oavsett om det behandlas i rödlistorna eller ej.
- Yttäckande kartunderlag om var ovanliga arter finns är sällsynt. Den mesta kunskapen om dess närvaro finns i fältinventerade data (punktdata). Därmed är platsen känd och fångas upp vid bedömningen av kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden "känd värdefull plats"<sup>80</sup> i den fördjupade naturvärdesbedömningen.<sup>81</sup>
- Biotoper som gynnar ovanliga arter ska få poäng för det via kriterierna *biologisk mångfald* eller *ekologisk funktion*.
- Om ekosystemkomponenten endast är ovanlig på lokal nivå värderas detta i Del 2 (lokal viktning).
- Naturlig raritet som inte är kopplad till något av de andra kriterierna i den grundläggande naturvärdesbedömningen eller täcks upp av ovanstående punkter, bedöms inte som ett så framträdande naturvärde att det ska behandlas med den digniteten som de andra kriterierna i Del 1a.

<sup>80</sup> Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>81</sup> Läs om kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden "känd värdefull plats" i avsnitt 5.3.1.3.



- Om arter vid sin utbredningsgräns inte är kopplad till något av kriterierna i den grundläggande naturvärdesbedömningen eller täcks upp av ovanstående punkter, skulle de kunna falla mellan stolarna. Om det skulle vara fallet får ekosystemkomponenten fångas upp och läggas till ändå. Som tidigare nämnts kan inte ett ramverk vara helt vattentätt om det också ska vara lättförståeligt och inte alltför komplicerat. Därför får ett kritiskt öga följa bedömningarna.
- Om en rar ekosystemkomponent är utsatt för mänskliga påverkansfaktorer ska den fångas upp vid analys av ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet” inom kriteriet *kvalitet/funktionalitet*<sup>82</sup> vilket ska påverka bedömningen av hur mycket som en ekosystemkomponent ska vara representerad i värde-trakter (vilket bedöms för kriteriet *ekologisk representativitet*)<sup>83</sup>.

Anledningen till att *ansvarsarter* inte har tagits med som ett kriterium grundar sig i att:

- Ansvarsarter ska markeras i tabellen för den grundläggande naturvärdesbedömningen (se den tredje kolumnen i tabell 1, avsnitt 5.2.3) och tas med vid bedömningen om *hur mycket* av en ekosystemkomponent som ska vara representerad inom värde-trakter.<sup>83, 84</sup>
- Om en ansvarsart är vanlig i havsområdet men globalt hotad eller minskade ska det också behandlas i kriteriet *hotstatus*. Se IUCNs rödlista över hotade arter.
- Är ansvarsarten ovanlig i havsområdet och endast finns på någon enskilda plats ska denna kända plats fångas upp vid bedömningen av kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”känd värdefull plats”<sup>85</sup> i den fördjupade naturvärdesbedömningen.<sup>86</sup>

### 6.2.3 Replikering

Kriteriet replikering finns ofta med i arbete med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Daltares 2015 och referenser däri). Inom ramverket Mosaic finns också replikering med men är en del av kriterierna *konnektivitet* och *ekologisk representativitet*. I kriteriet *konnektivitet* analyseras replikering utifrån varje ekosystemkomponents behov av replikering utifrån sin spridningsbiologi.<sup>87</sup> För vissa ekosystemkomponenter krävs hög replikering inom ett område med nära avstånd mellan varandra för att spridningsbiologin ska fungera medan det för andra ekosystemkomponenter endast krävs ”en fungerande replikering”. Det kan till exempel gälla en rastplats för migrerande fåglar. Inom *ekologisk representativitet* analyseras om ekosystemkomponenterna är tillräckligt replikerade inom det bedömda området (ofta ett

<sup>82</sup> Steg 7b i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>83</sup> Steg 8a i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>84</sup> Läs om kriteriet *ekologisk representativitet* i avsnitt 5.3.1.5.

<sup>85</sup> Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>86</sup> Läs om kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”känd värdefull plats” i avsnitt 5.3.1.3.

<sup>87</sup> Steg 4b i flödesschemat, bilaga 1.

län) att det kan anses resilient<sup>88, 89</sup>. Om till exempel ett oljeutsläpp skulle ske i en vik ska de biotiska ekosystemkomponenter som finns i viken även finnas på andra platser i området för att öka chanserna att inte alla blir påverkade av oljeutsläppet.

#### 6.2.4 Storlek

Kriteriet ”*adequacy*” (*adekvat/lämpligt/tillräckligt*) finns ofta med i arbete med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Daltares 2015 och referenser däri). Ofta åsyftas storleken på området som ska skyddas. I Mosaic version 1 finns inga rekommendationer om minsta storlek på de avgränsningar som görs för värdekärnor. Anledningen till att kriteriet inte finns med är på grund av att den optimala storleken varierar och beror i första hand på vilka ekosystemkomponenter som ska skyddas och i andra hand på vilka förvaltningsmässiga förutsättningar som finns. De förvaltningsmässiga anledningarna går det att ta hänsyn till när värde-trakter identifieras och väljs ut. Vidare finns ”storlek” med som en parameter som kan vägas in när kriteriet *kvalitet/funktionalitet* ska bedömas i fält.<sup>90</sup> Storlek åsyftar både storleken på områden men kanske framförallt på utbredningen av förekomsten hos olika ekosystemkomponenter. Även om storleken på en ekosystemkomponents förekomst kan vara ett tecken på att den kan leva upp till sin fulla potential är det inte alltid det som avgör *kvaliteten/funktionaliteten* på ett område. I vissa fall kan ett mosaiksamhälle och kombinationen av olika ekosystemkomponenter som finns i ett område vara av större betydelse för dess *kvalitet/funktionalitet*.

#### 6.2.5 Förekomst

Hur vanlig eller ovanlig en biotisk ekosystemkomponent (art, organismgrupper, livsmiljö/habitat eller biotop) är påverkar bedömningen av värdet på ett komplicerat sätt. För kriteriet *livshistoriskt viktigt* (och självklart även för *hotstatus*) ges ofta ett högre värde för ovanliga ekosystemkomponenter jämfört med vanliga ekosystemkomponenter. Men för kriteriet *ekologisk funktion* och kriterierna kopplade till direkta ekosystemtjänster ges ofta vanliga arter ett högre värde än ovanliga eftersom det ofta är arterna med stor abundans som har en ekologisk viktig funktion för den marina miljön i helhet. Men som figur 8 i bilaga 3 visar, bedöms kriteriet *ekologisk funktion* både efter ekosystemkomponentens potentiella förekomst och dess reella förekomst:

”Om ekosystemkomponenten ... har potential att vara så förekommande att funktionen verkligen blir betydelsefull ur ett helhetsperspektiv, kan dock den reella förekomsten också påverka hur vi i dagsläget värderar områden där ekosystemkomponenten befinner sig. Finns den i hög förekomst (till exempel blåmusslor) kan värdet av varje plats den befinner sig på, bli lite lägre än om den finns i låg förekomst, relativt sin potential (till exempel torsk och torsklemekområden).”

<sup>88</sup> Läs om kriteriet *ekologisk representativitet* i avsnitt 5.3.1.5.

<sup>89</sup> Steg 8b i flödesschemat, bilaga 1.

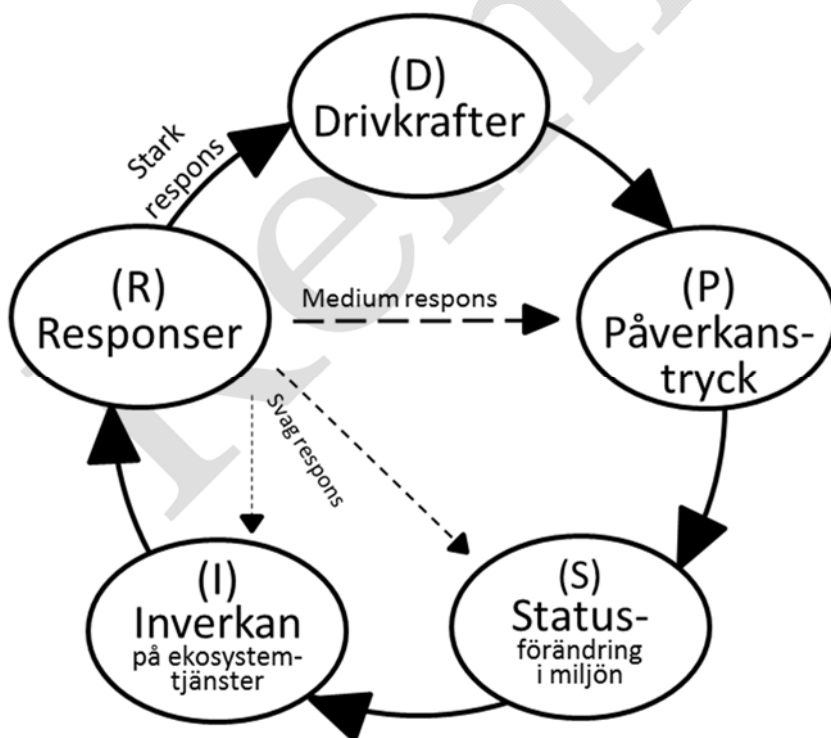
<sup>90</sup> Läs om hur kriteriet *kvalitet/funktionalitet* kan undersökas i fält avsnitt 5.3.1.6.

Det kanske hade varit att föredra att ekosystemkomponenterna först bedömdes oavsett hur vanliga eller ovanliga de är och att förekomstens inverkan på bedömningen var ett separat steg. Vi finner dock att ett sådant tillvägagångsätt krånglar till bedömningen mer än vad den klagör och därför valt bort det.

## 6.3 Naturvärden och förvaltning

### 6.3.1 DPSIR och Mosaic

För att strukturera interaktioner mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö har Europeiska miljöbyrån (EEA) utvecklat ramverket DPSIR. DPSIR kommer av de engelska orden *Drivers – Pressures – States – Impacts – Responses*, vilket motsvaras av drivkrafter – påverkanstryck – status – inverkan – responser. Mänskliga drivkrafter (*D*) ger ett påverkanstryck på ekosystemen (*P*) som resulterar i en förändring av statusen (tillståndet) i ekosystemen (*S*) som ger en inverkan på ekosystemtjänster (*I*). Inverkan på ekosystemtjänster kan leda till responser (*R*), det vill säga åtgärder från samhället för att ändra drivkrafterna (stark respons), ändra påverkanstrycket (medium respons) eller på annat sätt förbättra status för ekosystemen eller inverkan på ekosystemtjänster (svag respons) (EEA 2003; Berg m.fl. 2015) (figur 18). Ramverket har blivit föreslaget att användas vid arbete med havsmiljödirektivet (2008/56/EG) (Borja m.fl. 2010; Berg m.fl. 2015).



Figur 18. För att strukturera interaktioner mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö har Europeiska miljöbyrån (EEA 1999) utvecklat DPSIR, här något modifierat efter rekommendationer från Gari m.fl. (2015).

Ramverket Mosaic har flera skärningspunkter med ramverket DPSIR och de båda ramverken kan stödja varandra. I arbete med känslighetsmatriser mellan mänskliga påverkansfaktorer och biotiska ekosystemkomponenter, som ingår i

analysen av ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet”,<sup>91, 92</sup> bör till exempel påverkanstryck (*P* inom ramverket DPSIR) listas, vilket syftar på den störning på miljön som mänskliga aktiviteter ger upphov till. Det kan röra sig om miljögifter, buller, habitatförstöring eller främmande arter (figur 19).

| NATURVÄRDEN OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER  |              |        |        |        |        |                      | MÄNSKLIGA PÅVERKANSTRYCK |               |               |                 |                    |                    |         |         |                  |
|------------------------------------|--------------|--------|--------|--------|--------|----------------------|--------------------------|---------------|---------------|-----------------|--------------------|--------------------|---------|---------|------------------|
| Biotisk ekosystemkomponent         | INVERKAN (I) |        |        |        |        |                      | DPSIR                    |               |               |                 |                    |                    |         |         |                  |
|                                    | STATUS (S)   |        |        | Del 1b |        |                      | Påverkanströck           |               |               |                 |                    |                    |         |         |                  |
|                                    | Del 1a       |        |        |        |        | Primär drivkraft (D) | Sekundär drivkraft (D)   |               |               |                 | Påverkanstryck (P) |                    |         |         |                  |
|                                    | Del 1a       | Del 1b | Del 1b | Del 1b | Del 1b | Drivkrafter:         | Rekreation               | Handel etc.   | Handel etc.   | Levnadsstandard | Verksamhet:        | Friluftsliv/turism | Sjöfart | Sjöfart | Energiproduktion |
|                                    | Del 1a       | Del 1b | Del 1b | Del 1b | Del 1b | Aktivitet:           | Båttrafik                | Fartygstrafik | Fartygstrafik | Vindkraftverk   | Påverkanstryck:    | Resuspension       | Buller  | Erosion | Buller           |
|                                    | Del 1a       | Del 1b | Del 1b | Del 1b | Del 1b | Total poäng          |                          |               |               |                 |                    |                    |         |         |                  |
| Rekryteringsmiljöer för abborre    | 10           | 4      | 1      | 10     | 20     | 4                    | 4                        | 1             | 7             | 29              |                    |                    |         |         |                  |
| Rekryteringsmiljöer för gädda      | 10           | 4      | 1      | 10     | 20     | 4                    | 4                        | 1             | 7             | 29              |                    |                    |         |         |                  |
| Lekområden för torsk               | 10           | 10     | 1      | 10     | 20     | 4                    | 4                        | 1             | 7             | 29              |                    |                    |         |         |                  |
| Lekområden för sik                 | 10           | 10     | 1      | 4      | 20     | 4                    | 4                        | 1             | 7             | 29              |                    |                    |         |         |                  |
| Tumlarområden för kalvning/parning | 10           | 10     | 1      | 4      | 20     | 0                    | 4                        | 0             | 4             | 24              |                    |                    |         |         |                  |
| Ålgräs ≥ 50% täckningsgrad         | 4            | 4      | 10     | 10     | 20     | 0                    | 1                        | 0             | 1             | 21              |                    |                    |         |         |                  |
| Övervintringsområden för allfågel  | 10           | 10     | 1      | 1      | 20     | 0                    | 1                        | 0             | 1             | 21              |                    |                    |         |         |                  |

Figur 19. Figuren visar hur ramverket Mosaic kan användas tillsammans med ramverket DPSIR (markerat i rosa). Tabellen som helhet visar något förenklat hur en känslighetsmatris kan se ut kopplat till den grundläggande naturvärdesbedömningen inom Mosaic. Genom att specificera hur drivkrafter och påverkanstryck (*D* och *P* inom DPSIR) påverkar olika biotiska ekosystemkomponenter kan känslighetsmatrisen tillsammans med förekomstkartor av ekosystemkomponenter och mänskliga påverkanstryck/aktiviteter kvantifiera hur omfattande påverkan är. Genom att poängsystemet i Mosaic också visar vilka naturvärden och ekosystemtjänster som de biotiska ekosystemkomponenterna representerar går det också och uppskatta vilken statusförändringen i miljön (*S* inom DPSIR) och inverkan på ekosystemtjänster (*I* inom DPSIR) det ger även om det inte ger hela bilden.

Vidare bör en känslighetsmatris lista sekundära drivkrafter (*D* inom ramverket DPSIR), vilket är mänskliga aktiviteter som triggar en påverkan. Primära drivkrafter hänvisar den bakomliggande socio-ekonomiska anledningen till varför en mänsklig påverkan på miljön sker. Känslighetsmatrisen ska därefter specificera om, och i så fall hur starkt, det mänskliga påverkanstrycket påverkar olika biotiska ekosystemkomponenter (figur 19). Denna information tillsammans med förekomstkartor på ekosystemkomponenter och mänskliga påverkanstryck/aktiviteter kan därefter kvantifiera hur utsatta de biotiske ekosystemkomponenterna är.<sup>92</sup> Genom att den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic redovisar vilka naturvärden (inklusive värden kopplade till ekosystemtjänster) de olika biotiska ekosystemkomponenterna representerar, kan en bild av statusförändringen i miljön (*S* inom ramverket DPSIR) och inverkan på ekosystemtjänster (*I* inom ramverket DPSIR) sammanställas. Forskningsprojektet Imagine<sup>93</sup> undersöker bland annat huruvida Mosaic och DPSIR kan stödja varandra utifrån denna koppling (figur 19) genom att studera möjliga effekter på våra hav från olika framtidsscenarioer av mänskliga aktiviteter. Även effekter av olika förvaltningsstrategier och juridiska instrument kommer undersökas

<sup>91</sup> Läs mer om analysen ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet” inom kriteriet *kvalitet/funktionalitet* i den fördjupade naturvärdesbedömningen i avsnitt 5.3.1.3.

<sup>92</sup> Steg 7 i flödesschemat, bilaga 1.

<sup>93</sup> Imagine (*Inverkan av alternativa förvaltningsstrategier på marin grön infrastruktur*) ett tvärvetenskapligt projekt mellan AquaBiota, Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet kustlaboratoriet och Stockholms universitet) finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget.

genom denna koppling. Projektet arbetar både på ostkusten och ett på västkusten i två fallstudieområden.

Ramverket DPSIR blir ofta kritiserat för att de framhäver ett förenklat, enkelriktat och linjärt orsakssamband mellan kategorierna (Gari m.fl. 2015 och referenser däri) vilket också är problemet med en känslighetsmatris. EEA (1999) varnar för att världen är långt mer komplex än vad som kan bli beskrivet av en enkel orsak-verkan relation. Ramverket ignorerar synergieffekter som är vanligt i naturen. Trots dessa svagheter är DPSIR ett kraftfullt verktyg för kommunikation och för att handskas med en stor mängd påverkansfaktorer samtidigt. För att öka hänsynstagandet till miljön vid fysisk planering (exempelvis havsplanering) är det viktigt att ta fram ett verktyg så som en känslighetsmatris som så långt som möjligt hjälper till vid förvaltningen av den marina miljön. Ett sätt att närma sig analys av mer komplexa interaktioner med flera variabler kan det vara fördelaktigt att först undersöka en mängd konflikter och förenligheter på ett förenklat sätt för att därefter att fördjupa undersökningarna.

### 6.3.2 Potentiella värdekärnor

Platser och områden som har *potential* att vara betydelsefulla för naturvärden är ofta lika viktiga att identifiera som områden som *är* betydelsefulla. Information om potentiella värdekärnor är viktiga vid till exempel fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), restaurerings- och kompensationsåtgärder.

### 6.3.3 Abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter

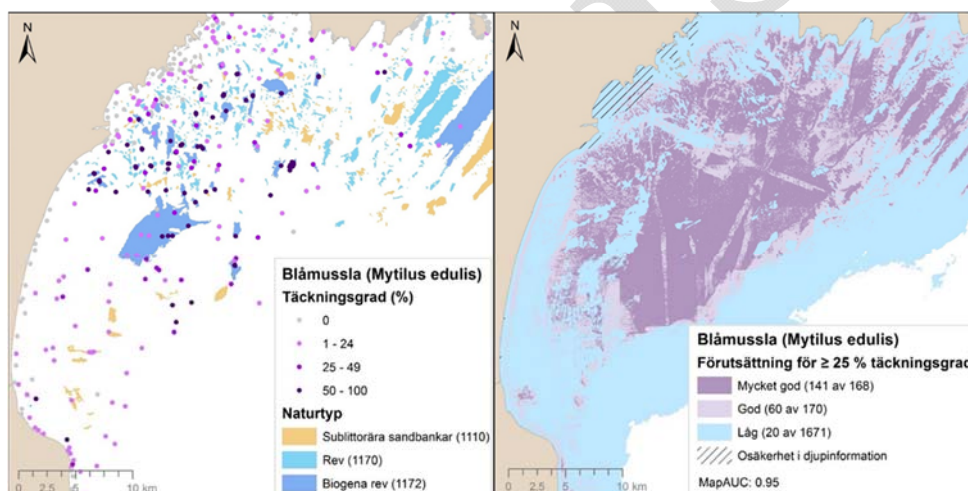
Huvudmålet med Mosaic är att stödja en ekosystembaserad adaptiv förvaltning vid olika former av förvaltningsåtaganden. För att nå målet är det viktigt att så långt som möjligt hålla sig till biotiska ekosystemkomponenter och inte abiotiska eftersom naturvärden först och främst är kopplade till biotan.

För att uppnå ekosystembaserad förvaltning av den gröna infrastrukturen behöver vi genom ett landskapsperspektiv eftersträva ett *ekologiskt representativt* nätverk. Ett *ekologisk* representativt nätverk kräver att vi så långt som möjligt arbetar med biotiska ekosystemkomponenter och inte abiotiska.

För att kunna identifiera konflikter och förenligheter mellan naturvärden och mänskliga aktiviteter för bland annat havs- och kustzonsplanering är det också viktigt att så långt som möjligt kartera biotiska ekosystemkomponenter eftersom det ofta är biotans känslighet för olika mänskliga aktiviteter och påverkanstryck som är i fokus. Ibland kan dock vissa generaliseringar för till exempel vad mjuk- respektive hårdbottensamhällen göras. Även abiotiska ekosystemkomponenter som biotan är beroende av måste nyttjas hållbart. En ålgräsäng på en sandbotten behöver dock inte vara känslig mot samma aktiviteter som plattfisk på en annan sandbotten. Därför kan också olika skyddsåtgärder behövas för olika sandbottnar beroende på vilken biota det är som ska skyddas. Naturvärdesbedömningen, de rumsliga analyserna och eventuella åtgärder behöver därmed baseras på den biota som vi önskar förvalta, det vill säga biotiska ekosystemkomponenter.

Vidare underlättar användandet av biotiska ekosystemkomponenter revidering av bedömningarna när statusen för biotan förändras eller om ny kunskap erhålles (det vill säga ekosystembaserad adaptiv förvaltning).

Genom att identifiera den gröna infrastrukturen med information om biotiska ekosystemkomponenters utbredning och deras naturvärden (figur 20 och 21) kan Mosaic hjälpa till i prioriteringen av vilka områden med naturtyper listade i art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 som bör prioriteras för skydd. Europeiska kommissionen har meddelat att vägledning för att stödja utvecklingen av grön infrastruktur ska användas för att sammanlänka Natura 2000-områden bättre (Europeiska kommissionen 2017b). Natura 2000-områden är ett bra verktyg för att skydda de värdekärnor med naturvärden som Mosaic identifierar. Ett verktyg för denna sammankoppling kan vara en tabell som kopplar samman abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter eller förvaltningsavgränsade ekosystemkomponenter med olika biotiska ekosystemkomponenter med tillhörande naturvärden och en känslighetsmatris som visar vilka mänskliga påverkanstryck/aktiviteter som biotan är känslig för (figur 22). En tabell som kopplar abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter och biotiska ekosystemkomponenter är också användbar för de biotiska ekosystemkomponenter som inte går att modellera.



Figur 20. Kartorna är från Hanöbukten och den vänstra visar bland annat naturtyper i art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 som avgränsats baserat på djup och botensubstrat samt förekomst av blåmusslor (blåmusselbäddar med en täckningsgrad på minst 10 % utgör ett biogent rev) (Fyhr m.fl. 2013). Kartan till höger visar modellerade utbredningar av blåmusselbäddar och indikerar att reven och sandbankarna i nordöstra hörnet i den vänstra kartan troligen är biogena rev, vilket en riktad fältundersökning skulle kunna verifiera eller vederlägga. Kartorna pekar också på att en enbart abiotisk avgränsning av naturtyperna inte är tillräckligt för att identifiera vilka områden som bör prioriteras inom förvaltningen (naturtyper i habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 är prioriterade inom arbetet med Natura 2000-områden (art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1, artikel 3)). Biotisk information med god rumslig täckning bidrar väsentligt till att avgöra vilka områden som bör prioriteras, till exempel inom arbetet med Natura 2000-nätverket. För en rättvis bild skulle även fler biotiska ekosystemkomponenter än blåmusselbäddar vara nödvändiga att inkludera i analysen.

## Bilaga 1

# Flödesschema för Mosaic i marin miljö

Hedvig Hogfors och Frida Fyhr

*Mosaic<sup>1</sup> är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.*

Mosaic är uppdelat i en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning. I den grundläggande naturvärdesbedömningen identifieras **vad**, det vill säga vilka biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper<sup>2</sup>, livsmiljöer<sup>3</sup>/habitat eller biotoper), som är värdefulla och bör prioriteras inom rumslig förvaltning beroende på deras naturvärden. I den fördjupade naturvärdesbedömningen identifieras **var** förvaltning av ekosystemkomponenter bör prioriteras på grund av höga naturvärden, det vill säga var värdekärnor och värdestrakter är lokaliserade (figur 1).

Ett web-baserat IT-stöd ska utvecklas för att bistå arbetet efter ramverket.

Det här är en första version av Mosaic för marin miljö och tanken är att ramverket kommer utvecklas och kontinuerligt anpassas vartefter som det används.

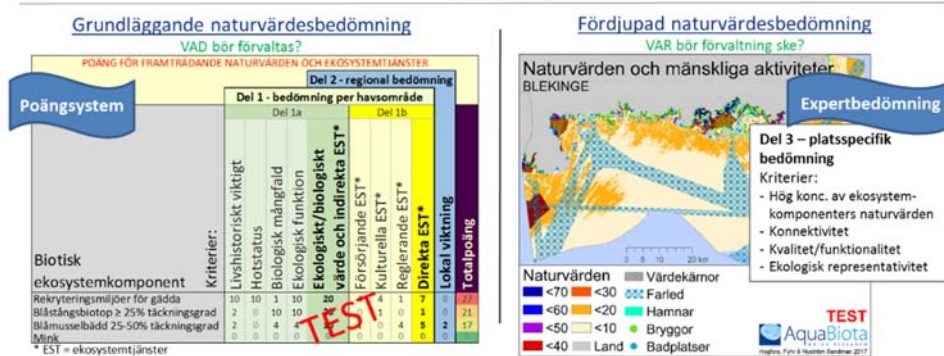
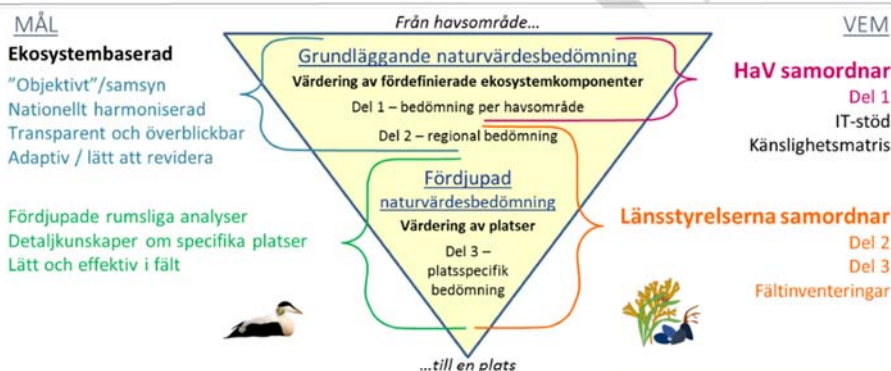
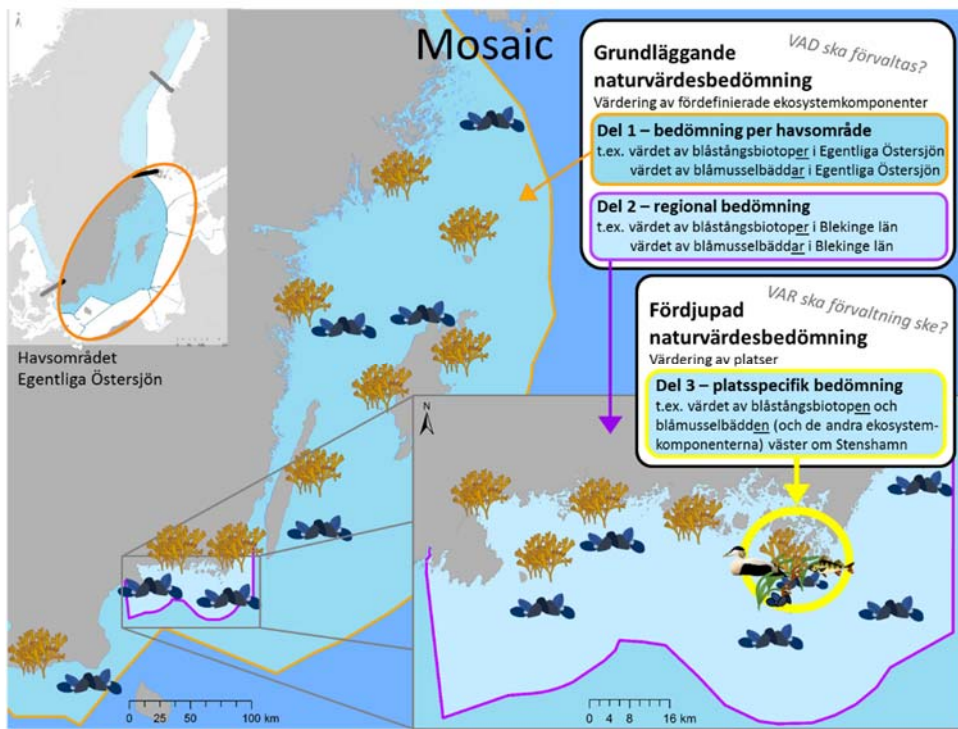
Denna bilaga går steg för steg igenom flödesschemat för Mosaic i marin miljö.

---

<sup>1</sup> Mosaic står för *Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning*.

<sup>2</sup> Med organismgrupper åsyftas både monofyletiska grupper (det vill säga när alla representanter som härstammar från en anfader är inkluderade) och parafyletiska grupper (det vill säga när alla representanter härstammar från en anfader men när inte alla av anfaderns avkommor inkluderas).

<sup>3</sup> Inom livsmiljöer/habitat inräknas även livsmiljöer som avgränsas efter deras funktion, så som till exempel rekryteringsmiljöer för fisk och övervintringsområden för fågel.

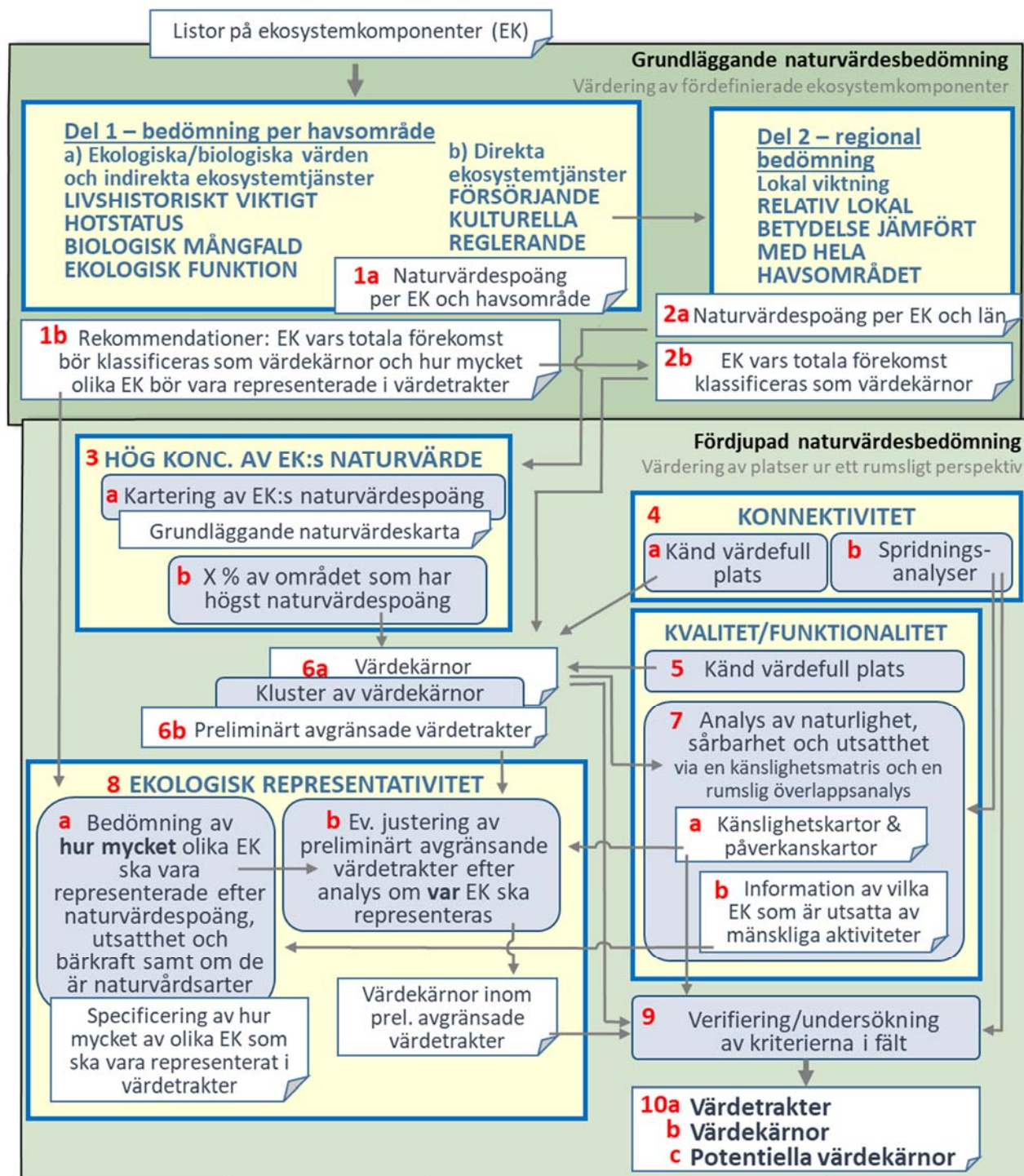


Figur 1. Överblick över ramverket Mosaic. Översta delen av figuren visar hur den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen förhåller sig geografiskt till varandra. Mittersta delen av figuren visar vilka MÅL som den grundläggande vs. den fördjupade naturvärdesbedömningen eftersträvar (för att nå det övergripande målet att ge stöd åt ekosystembaserad adaptiv förvaltning) samt vilka myndigheter som bör ansvara för de olika delarna (under VEM). Längst ner ges en översikt av kriterierna för de två delarna samt exempel på hur arbetsmaterialet kan se ut. De olika delarna förklaras i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.



Remiss

# FLÖDESSCHEMA FÖR MOSAIC I MARIN MILJÖ



**En värdekärna ska uppfylla minst ett av kriterierna:**

- HÖG KONC. AV EK:S NATURVÄRDEN
- KONNEKTIVITET\*
- KVALITET/ FUNKTIONALITET \*

\*via "känd värdefull plats"

**Ett läns värde-trakter ska avgränsas så att de\* sammantaget uppfyller kriterierna:**

- HÖG KONC. AV VÄRDEKÄRNOR
- KONNEKTIVITET
- KVALITET/FUNKTIONALITET
- EKOLOGISK REPRESENTATIVITET

\*primärt i deras värdekärnor

LEGEND

**1, 2, 3...** Arbetsflöde

→ Informationsflöde

**KRITERIER**

Metoder/analyser

Produkter

EK = Biotiska ekosystemkomponenter

## **Grundläggande naturvärdesbedömning (vad bör förvaltningen prioritera med hänsyn till naturvärden)**

1. Del 1 – bedömning per havsområde
  - a) Fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter<sup>4</sup> (EK) bedöms av en expertgrupp per havsområde efter den grundläggande naturvärdesbedömningen, Del 1a-b. Samordnas av Havs- och vattenmyndigheten.
  - b) Expertgrupperna som bedömer EK per havsområden ger också rekommendationer om vilka EK per havsområde vars totala förekomst bör klassificeras som värdekärnor (information som används i steg 2b) och hur stor andel eller hur mycket av olika EK per havsområde som bör vara representerade i värde-trakter (information som används i steg 8a). Rekommendationer ska också ges om vilka EK som kan exkluderas från identifiering av värdekärnor (om länsstyrelsen önskar), det vill säga när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram vid steg 3a (detta gäller framförallt vanliga EK med låga naturvärdespoäng). Motivering krävs.
  
2. Del 2 – regional bedömning
  - a) De bedömda EK (från steg 1a) viktas lokalt per län (eller om så önskas i mindre områden inom ett län) efter den regionala bedömningen i den grundläggande naturvärdesbedömningen – Del 2. Samordnas av respektive länsstyrelse.
  - b) Utifrån rekommendationer från expertgrupperna (steg 1b) och genom lokal kännedom beslutas vilka EK vars totala förekomst klassificeras som värdekärnor. Detta gäller framförallt ovanliga EK med höga naturvärdespoäng, men kan också gälla förekomster av naturvärdsarter (så som ansvarsarter eller rödlistade arter). Beslut tas också om det finns EK som inte ska ligga till grund vid identifiering av värdekärnor, det vill säga inte vara med när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram i steg 3a (detta gäller framförallt vanliga EK med låga naturvärdespoäng). Motivering krävs.

## **Fördjupad naturvärdesbedömning (var bör förvaltning prioriteras med hänsyn till naturvärden)**

3. Kriteriet *hög koncentration av EK:s naturvärde* analyseras genom att:
  - a) en grundläggande naturvärdeskarta tas fram genom att väga samman EK:s naturvärdespoäng (information som kommer från steg 2a) med kartor över deras yttäckande förekomster och att
  - b) områden med *hög koncentration av EK:s naturvärde* avgränsas genom att identifiera x % av området med högst naturvärdespoäng (till exempel 10 % av det bedömda området).

---

<sup>4</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

4. En bedömning av kriteriet *konnektivitet* är viktigt vid identifiering av värdekärnor och värdetrakter.
  - a) "Kända värdefulla platser"<sup>5</sup>, till exempel kända essentiella länkar för en eller flera arters spridningsvägar kan bedömas vara värdekärnor. Till exempel är ofta mynningar av vattendrag kända essentiella länkar. Att bevara dess funktionalitet är ofta av stor vikt för ekosystemen.
  - b) Platser och sträckor som genom spridningsanalyser identifieras som viktiga bör beaktas när värdetrakter avgränsas. I analysen ska hänsyn tas till hur ofta EK behöver vara replikerad inom ett område (till exempel om EK behöver många replikeringar med nära avstånd emellan för att kunna sprida sig eller om endast en plats i området behövs vilket till exempel kan gälla en rastplats för migrerande fåglar). Dessa analyser bör tillsammans med rumsliga analyser av "naturlighet, sårbarhet och utsatthet"<sup>5</sup> användas för att identifiera eventuella störningar av spridning (steg 7a). Det är önskvärt om dessa platser och sträckor kan verifieras i fält (steg 9). Dock finns ännu inga rekommendationer specificerade inom ramverket för hur spridningsanalyser bör utföras för olika arter.
5. En av metoderna för att bedöma kriteriet *kvalitet/funktionalitet* är att arbeta utifrån redan "kända värdefulla platser" med hög *kvalitet/funktionalitet*. "Kända värdefulla platser" fångar upp platser eller områden som redan är kända för sin goda *kvalitet/funktionalitet*. Det kan till exempel handla om en plats som är känd för förekomst av naturvärdsarter (så som signalarter eller rödlistade arter) eller för att vara ett extra funktionellt lek-område för fisk. Det kan också vara den rumsliga positionen av en EK som gör den extra värdefull genom att deras funktion är extra viktig på just den platsen (till exempel blåmusslor som filtrerar vattnet nära en fiskodling).
6. Identifiering av värdekärnor och preliminär avgränsning av värdetrakter
  - a) Om en plats uppfyller minst ett av följande tre kriterier kan den bedömas vara en värdekärna:
    - *hög koncentration av EK:s naturvärde* (steg 3b) inklusive de EK vars totala förekomst klassificeras som värdekärnor (steg 2b)
    - av vikt för *konnektivitet* via metoden "känd värdefull plats" (steg 4a)
    - *hög kvalitet/funktionalitet* via metoden "känd värdefull plats" (steg 5).
  - b) Vidare avgränsas värdetrakter preliminärt efter var det finns kluster av värdekärnor. Dessa preliminärt avgränsade värdetrakter bearbetas vidare enligt nedan.
7. Kriteriet *kvalitet/funktionalitet* undersöks vidare genom kartanalyser av "naturlighet, sårbarhet och utsatthet". Detta görs via en känslighetsmatris mellan EK och mänskliga påverkansfaktorer samt via kartor över förekomst av EK och mänskliga påverkansfaktorer. Om analysen identifierar att EK troligen är negativt påverkade av mänskliga aktiviteter kan en

---

<sup>5</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

undersökning i fält vara av intresse (steg 9) särskilt i de utpekade värdekärnorna. Produkter från denna analys är:

- a) känslighetskartor som visar var i området som det är troligt att naturen är känslig för olika mänskliga påverkansfaktorer samt påverkanskartor som visar var i området konflikter troligen finns mellan naturvärden (EK) och mänskliga aktiviteter och
  - b) information i vilken omfattning EK är utsatta för mänskliga aktiviteter. Informationen är viktig vid bedömning av hur mycket olika EK ska vara representerade i värde-trakter (steg 8a).
8. Kriteriet *ekologisk representativitet* är till för att säkerställa ekologisk representativt nätverk av biotiska EK i värde-trakterna. Primärt ska representativitet av EK uppfyllas i de värdekärnor som ingår i värde-trakterna för att kunna förse olika former av områdesförvaltning med goda underlag om var hänsyn bör tas och vilken form av hänsyn som bör tas. Dock är det inte alltid möjligt att kriteriet uppfylls tillfullo inom värde-trakternas värdekärnor utan även områden mellan värdekärnorna inom värde-trakter får bidra till detta.
- a) "Hur mycket" av en EK som ska vara representerat i värde-trakter bör grunda sig i:
    - de naturvärdespoäng som EK har fått i den grundläggande naturvärdesbedömning (steg 2a),
    - i vilken omfattning EK är utsatt för mänskliga påverkansfaktorer som den är sårbar för (steg 7b) och i fall av utsatthet – hur mycket av den som bör vara representerad för att den ska vara bärkraftig för sin egen existens samt för de arter som EK är viktig för, för ekosystemet som helhet och för produktion av ekosystemtjänster,
    - om EK är en naturvårdsart (till exempel ansvarsart eller skyddad art) bör anledningen till detta tas med i bedömningen, samt
    - stämmas av med de rekommendationer som kommer från expertgruppen (steg 1b).
  - b) Specificering om var EK ska vara representerade beror på:
    - hur mycket eller hur stor andel av en EK som bör vara representerat (steg 8a),
    - var det är mest värdefullt att EK är representerad, vilket först och främst beror på vilka platser som det är mest värdefullt att EK i fråga finns på (till exempel beroende på var det är känt att dess förekomst är värdefull, det vill säga är en "känd värdefull plats" via kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet*) och i andra hand var det finns andra höga naturvärden knutna till andra EK samt
    - hur ofta en EK bör vara replikerad. Hur ofta en EK bör vara replikerad styrs framförallt av spridningsbiologiska skäl men också av försiktighetsprincipen, det vill säga att en EK bör finnas replikerad på några platser för att minska risken för att till exempel en olycka i en del av området slår ut hela förekomsten av en EK i området.

Ett praktiskt tillvägagångsätt för att försäkra att alla EK är godtagbart representerade och specificera var detta ska ske, är genom att steg för steg:

- i. Undersöka om flertalet av "kända värdefulla platser" (baserade på kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet*) finns med i de preliminärt avgränsade värde-trakterna (från steg 6b) för de EK som ska

vara representerade. Justera de preliminärt avgränsade värdetrakterna annars därefter.

- ii. Undersök EK:s representativitet i de värdekärnor som är inkluderade i dessa preliminärt avgränsade värdetrakter.
  - iii. För de EK som är underrepresenterade i steget ovan: Undersök i vilka värdekärnor (utanför de preliminärt avgränsade värdetrakterna) som dessa EK finns. Justera värdetrakterna därefter.
  - iv. Om det efter detta fortfarande finns EK som inte är tillräckligt representerade i värdetrakternas värdekärnor, ska deras representativitet i alla fall försäkras finnas inom värdetrakterna (men då utanför värdekärnorna).
9. Kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömning bör om möjligt verifieras och undersökas i fält, särskilt i de utpekade värdekärnorna. Om EK via till exempel modellering har antagits finnas på en plats (steg 3) och platsen har utefter det blivit utpekad till en värdekärna (steg 6a) bör närvaron av dessa EK verifieras på platsen. Frånvaro av EK kan medföra att en plats som utpekats som en värdekärna vederläggs. Genom verifiering av närvarande EK styrks uppfyllelse av kriterierna
- *hög koncentration av EK:s naturvärde och*
  - *ekologisk representativitet.*

Eventuellt kan verifiering av närvarande EK (gäller primärt arter) också verifiera att spridningsanalyser i steg 4b är korrekta och därmed styrks uppfyllelse av kriteriet

- *konnektivitet.*

För att ytterligare styrka kriteriet *konnektivitet* bör dock även fördjupade fältundersökningar av spridningsmönster göras.

Vidare bör en djupare fältundersökning göras för att undersöka

- *kvaliteten/funktionaliteten* av närvarande EK. Analyser i steg 7a kan ge en bra indikation om var fältundersökningar av detta kriterium är av särskilt intresse. Om en fältundersökning visar att *kvaliteten/funktionaliteten* av EK i en utpekad värdekärna är låga på grund av mänskliga aktiviteter – men där åtgärder har möjlighet att höja *kvaliteten/funktionaliteten* – kan en värdekärna omvärderas till en potentiell värdekärna. En fördjupad undersökning av EK *kvalitet/funktionalitet* i värdekärnor kan också vara betydelsefull vid slutgiltig avgränsning av värdetrakter eftersom det kan vara önskvärt att de värdekärnor som har högst *kvalitet/funktionalitet* är inkluderade i värdetrakter.

Verifieringar och undersökningar i fält är resurskrävande och därmed är detta steg inte alltid möjligt att genomföra.

10. Den gröna infrastrukturen ska nu ha karterats genom identifiering av
- a) Värdetrakter
  - b) värdekärnor och
  - c) potentiella värdekärnor.

En värdekärna ska uppfylla minst ett av följande tre kriterier:

- hög *koncentration av EK:s naturvärde* (steg 3b) (inklusive de EK vars totala förekomst klassificeras som värdekärnor, steg 2b),
- av vikt för *konnektivitet* (via "känd värdefull plats", steg 4a), eller
- hög *kvalitet/funktionalitet* (via "känd värdefull plats", steg 5).

Ett läns värdestrakter ska sammantaget uppfylla alla av de följande kriterierna

- *hög koncentration av värdekärnor,*
- *konnektivitet,*
- *kvalitet/funktionalitet och*
- *ekologisk representativitet.*

Dessa kriterier ska så långt som möjligt uppfyllas i de värdekärnor som ingår i värdestrakterna för att underlätta rumslig förvaltning och kunskap om vad som finns var och därmed vilken hänsyn som behövs tas. Vid identifiering av värdestrakter finns mer utrymme att tillgodose förvaltningsskäl än vad det finns vid identifiering av värdekärnor. Värdestrakterna kan till exempel avgränsas efter huruvida de är lämpliga att förvalta tillsammans vilket kan grunda sig på om flera av värdekärnorna inom värdestrakten är känsliga för samma mänskliga påverkansfaktorer.

## Bilaga 2

# Kartering av biotiska ekosystemkomponenter

Antonia Nyström Sandman, Hedvig Hogfors och Frida Fyhr

*Mosaic<sup>1</sup> är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.*

Mosaic är uppdelat i en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning. I den grundläggande naturvärdesbedömningen identifieras **vad**, det vill säga vilka biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper<sup>2</sup>, livsmiljöer<sup>3</sup>/habitat eller biotoper), som är värdefulla och bör prioriteras inom rumslig förvaltning beroende på deras naturvärden. I den fördjupade naturvärdesbedömningen identifieras **var** förvaltning av ekosystemkomponenter bör prioriteras på grund av höga naturvärden, det vill säga var värdekärnor och värdestrakter är lokaliserade (figur 1).

Ett web-baserat IT-stöd ska utvecklas för att bistå arbetet efter ramverket.

Det här är en första version av Mosaic för marin miljö och tanken är att ramverket kommer utvecklas och kontinuerligt anpassas vartefter som det används.

Denna bilaga ger en kort genomgång av hur biotiska ekosystemkomponenter<sup>4</sup> (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) kan karteras.

---

<sup>1</sup> Mosaic står för *Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning*.

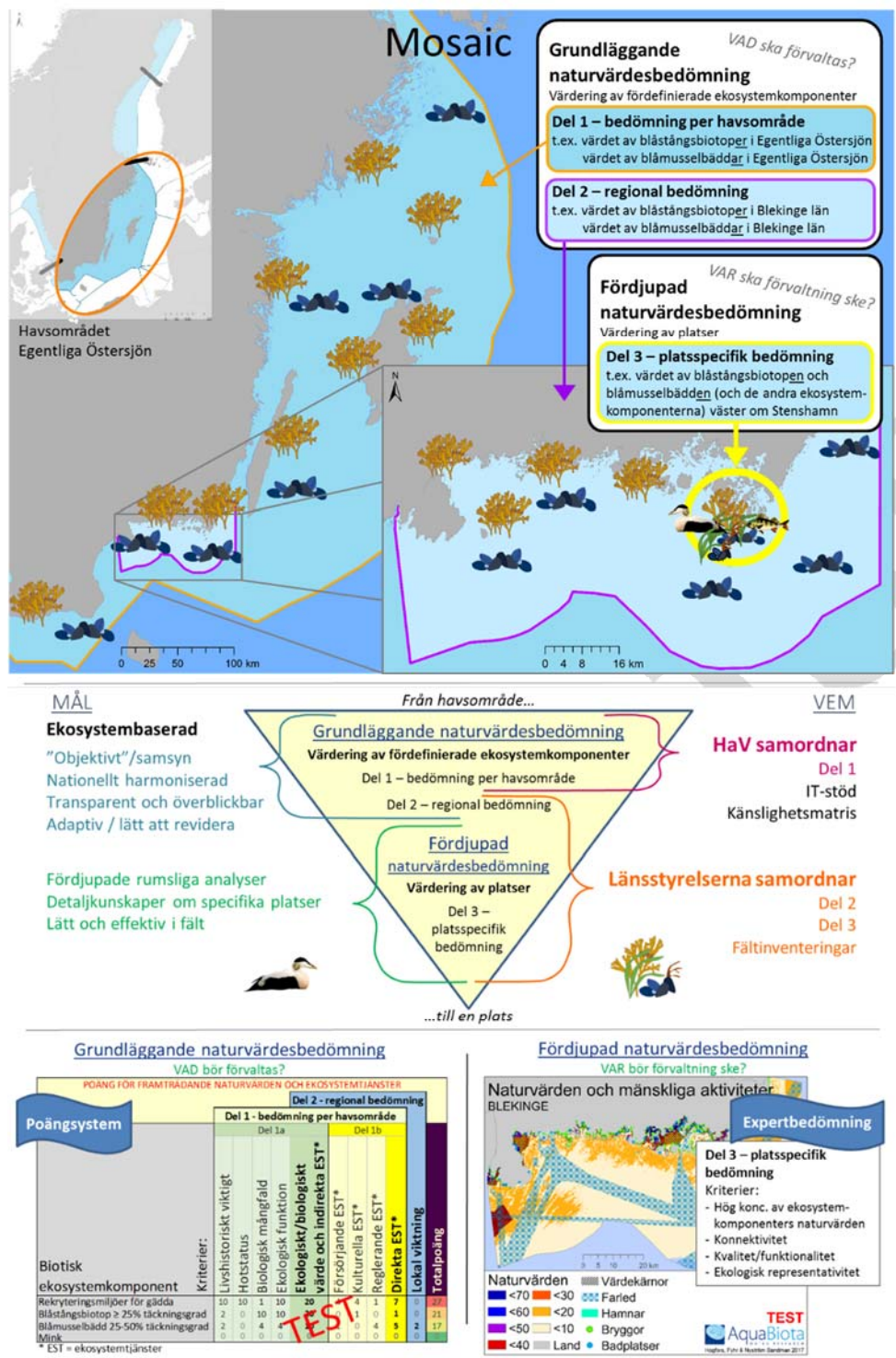
<sup>2</sup> Med organismgrupper åsyftas både monofyletiska grupper (det vill säga när alla representanter som härstammar från en anfader är inkluderade) och parafyletiska grupper (det vill säga när alla representanter härstammar från en anfader men när inte alla av anfaderns avkommor inkluderades).

<sup>3</sup> Inom livsmiljöer/habitat inräknas även livsmiljöer som avgränsas efter deras funktion, så som till exempel rekryteringsmiljöer för fisk och övervintringsområden för fågel.

<sup>4</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.



Remiss



**Figur 1. Överblick över ramverket Mosaic.** Översta delen av figuren visar hur den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen förhåller sig geografiskt till varandra. Mittersta delen av figuren visar vilka MÅL som den grundläggande vs. den fördjupade naturvärdesbedömningen eftersträvar (för att nå det övergripande målet att ge stöd åt ekosystembaserad adaptiv förvaltning) samt vilka myndigheter som bör ansvara för de olika delarna (under VEM). Längst ner ges en översikt av kriterierna för de två delarna samt exempel på hur arbetsmaterialet kan se ut. De olika delarna förklaras i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

# Innehåll

|      |  |    |
|------|--|----|
| 1.   | Vikten av yttäckande kartor i rumslig förvaltning av naturvärden ..... | 5  |
| 2.   | Rumslig modellering av biotiska ekosystemkomponenter .....             | 5  |
| 3.   | Hantering av punktdata.....  | 8  |
| 3.1. | Beräkning av osäkerhet .....   | 10 |
| 4.   | Referenser .....   | 12 |

Remiss

# 1. Vikten av yttäckande kartor i rumslig förvaltning av naturvärden

För att ekosystemkomponenter ska kunna användas som underlag till rumslig förvaltning krävs att deras utbredning karteras. Om denna kartering är bristfällig finns risk att områden med stora okända naturvärden förbises samt att de områden där information finns överskattas vid prioritering av områden. Eftersom vi inte rör oss i den marina miljön på samma sätt som vi gör på land är det svårare att ta fram yttäckande kartor över var biotiska ekosystemkomponenter finns och inte finns.

Om endast punktdata<sup>5</sup> används för att kartera var olika ekosystemkomponenter finns är det för det mesta mycket svårt att göra en korrekt jämförelse mellan områden, särskilt om områden som har inventerats med olika metoder som fångar upp/exkluderar olika organismer/-grupper. Till exempel är det mycket olämpligt att jämföra två vikar med varandra där den ena har undersökts med dyktransekter (vilket i huvudsak inventerar fastsittande biota) medan den andra endast har inventerats med hänsyn till förekomst av fisk. Det föreligger också många svårigheter att till exempel jämföra en vik som inventerats med dyktransekter med en vik som inventerats med undervattensvideo även om båda i huvudsak är bra för att inventera fastsittande biota. Detta beror bland annat på att metoderna inte fångar upp samma taxonomiska detaljeringsgrad och att storleken på den inventerade ytan ofta skiljer sig åt vilket kan påverka antalet upptäckta taxa. Det är också problematiskt att jämföra vikar som undersökts med samma metod om inventeringsansträngningarna eller den taxonomiska kunskapen hos inventerarna skiljer sig åt. Dock finns det standardiserade metoder som minimerar dessa problem och därmed är lämpliga för att jämföra olika områden (så som vikar) med varandra.

Inom arbete med Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi), även kallat havsmiljödirektivet stärks vikten av yttäckande underlag då majoriteten av deskriptorernas kriterier för god miljöstatus numer ska mätas i enhet av kvadratkilometer (km<sup>2</sup>) enligt kommissionens beslut (EU) 2017/848 av den 17 maj 2017 om fastställande av kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, specifikationer och standardiserade metoder för övervakning och bedömning och om upphävande av beslut 2010/477/EU med beaktande av havsmiljödirektivet.

Trots bristen på goda yttäckande underlag i svenska marina områden är Mosaic utformat med utgångspunkt att fler yttäckande underlag ska komma på plats. Detta för att verka för att nationella och internationella åtaganden och miljömål nås i takt med att biologiska ekosystemkomponenter karteras yt-täckande i Sveriges marina områden.

Om få yttäckande kartunderlag finns bör man vara mycket försiktig med att bedöma områdets värden eftersom okända men värdefulla områden kan prioriteras ner till förmån för kända områden.

## 2. Rumslig modellering av biotiska ekosystemkomponenter

Yttäckande kartor<sup>5</sup> över ekosystemkomponenters förekomst kan tas fram med olika metoder. Till exempel kan punktdata tillsammans med miljövariabler som stöd (så som djup, exponeringsgrad,

---

<sup>5</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

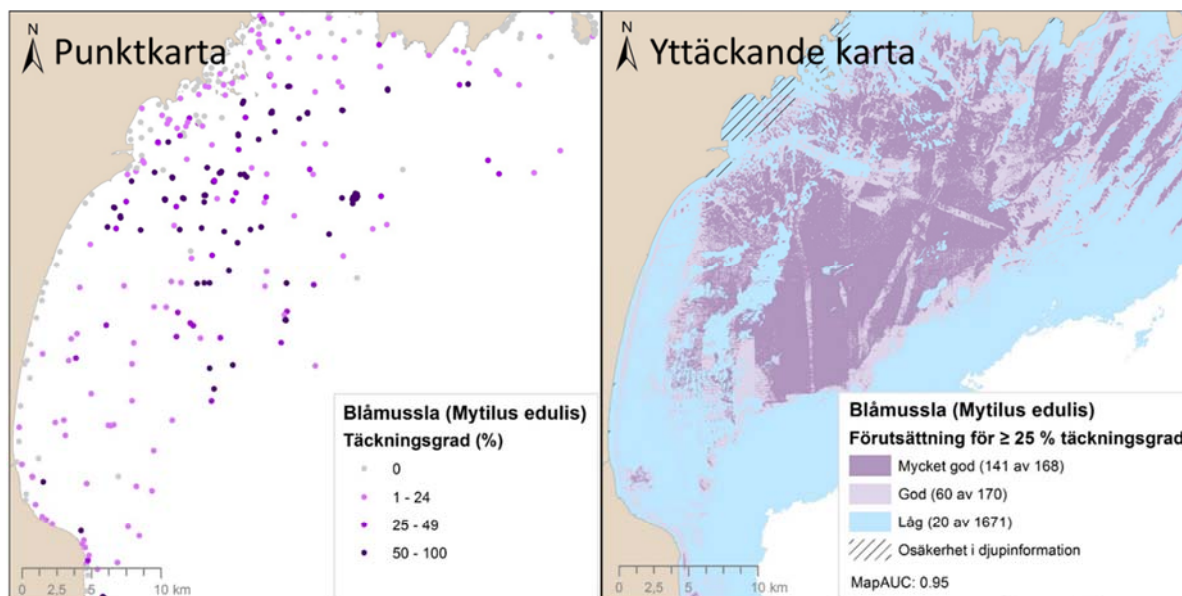
salthalt och bottensubstrat) användas för att modellera fram förekomst eller abundans av ekosystemkomponenter (se till exempel Nyström Sandman m.fl. 2013; Wijkmark m.fl. 2015). I korthet innebär denna typ av rumslig modellering att variationen i förekomst eller abundans hos en ekosystemkomponent beskrivs som en funktion av olika miljövariabler som påverkar dess utbredning. Denna funktion eller modell används sedan för att, med hjälp av yttäckande lager över de ingående miljövariablerna, beräkna abundans eller sannolikhet för förekomst av ekosystemkomponenten i varje punkt i kartan.

Hur bra modellen är bedöms internt i modellen, medan hur bra den resulterande kartan beskriver verkligheten i form av riktiga data företrädesvis bedöms genom externvalidering. I det senare fallet undanhålls en del av data från modelleringen för att sedan jämföras med utfallet i modellen. På detta sätt utvärderas modellen på data som i huvudsak är oberoende, vilket ger större möjlighet att upptäcka felaktigheter i modellering och prediktion. I den mån det inte finns tillräckligt med data på en ekosystemkomponent för att avsätta en del för externvalidering kan modelleringen genomföras ändå, men då med vetskapen om att modellen inte är helt utvärderad.

De modellerade kartorna över förekomst av olika biotiska ekosystemkomponenter blir inte lika säkra som om varenda kvadratmeter skulle undersökas med en mängd olika inventeringsmetoder, men ger en bild av den marina miljön som annars är mycket svår att få. Vidare kan de modellerade kartorna peka ut vilka områden som är intressanta att undersöka närmare på grund av att de troligen har höga naturvärden – områden som annars kanske skulle förbigås. En annan fördel med modellerade yttäckande kartor är att de indikerar var det finns goda förutsättningar för ekosystemkomponenter (inklusive deras tillhörande naturvärden). Genom en riktad fältundersökning kan detta därefter verifieras eller vederläggas. I de fall det vederläggs kan det finnas anledning att undersöka om frånvaron kommer sig av mänsklig påverkan och därmed vara ett potentiellt område för åtgärder, det vill säga en potentiell värdekärna<sup>6</sup>. Eftersom de modellerade kartorna även innehåller information om var en biotisk ekosystemkomponent är mindre trolig att hittas (vilket tyvärr punktdata många gånger saknar) ger det information om hur vanligt förekommande den biotiska ekosystemkomponenten är – information som är viktig om eventuellt skydd av ekosystemkomponenten ska utredas. Vidare är yttäckande kartor överlägsna när det gäller att utreda *var* skydd av den biotiska ekosystemkomponenten bör förläggas (figur 2).

---

<sup>6</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.



**Information i punkter**  
av förekomst (100 % säkerhet) och  
icke förekomst

**Yttäckande information**  
förekomst och icke förekomst  
(95 % säkerhet)

Figur 2. Två olika kartor över blåmussla i västra Hanöbukten. Den vänstra kartan visar punktdata från undersökningar med undervattenskamera och dyktransekter. Kartan till höger visar en modellerad yttäckande karta över var det är mycket goda förutsättningar för blåmusselbäddar. Modellen har utgått från samma punktdata som visas i den vänstra kartan men har med hjälp av statistisk modellering och information om miljövariabler (så som djup, exponeringsgrad, salthalt och substrat) fått ut mer information av hur utbredningen och förekomsten av blåmusslorna troligen ser ut. Den modellerade kartan till höger har externvaliderats.

Modellering blir bara så bra som underlagen som finns till dess förfogande. Att skapa yttäckande kartor över biotiska ekosystemkomponenter med god kvalitet och hög säkerhet ställer därmed krav på de biologiska punktdata som användas för modellering, se nedan:

- provtagningspositioneringen vara noggrann
- inventeringsytan vara känd
- vad som inventeras och inte inventeras vara känt, det vill säga vad som är möjligt att fånga upp med inventeringsmetoden samt om några arter som är möjliga att fånga upp ändå inte noterats i data
- tidsperioden för data som används i modelleringen bör definieras, för att inte blanda data av alltför olika ålder. För arter vars utbredning förändras över tid kan alltför stort tidsspänn ge en felaktig bild av utbredningen under den undersökta perioden. Äldre data har också ofta sämre positionsnoggrannhet och insamlingsmetoderna kan ha specificerats noggrannare efter hand.
- hela ekosystemkomponentens potentiella förekomstområde för de miljövariabler som används finnas representerat i datasetet (till exempel både de grundaste och djupaste förekomsterna)
- överrepresentation av vissa miljötyper undvikas. Dataunderlaget måste vara väl balanserat.

Olika biotiska ekosystemkomponenter har olika förutsättningar för att modelleras. Till exempel svarar olika ekosystemkomponenter olika mycket på förändring i en miljövariabel. Det kan också

vara så att de miljövariabler som bäst skulle fånga upp variationen i inventeringsdata inte finns beskrivna och därför inte kan inkluderas i modelleringen. Ovanliga arter har ofta alltför få förekomster i data för att låta sig modelleras (det krävs oftast riktade undersökningar för att fånga upp dessa). På grund av högre konkurrens mellan arter på västkusten jämfört med Östersjön kan modellerna för enskilda arter förväntas bli något svagare där, men modelleringar av organismgrupper och biotoper kan göras och det finns goda exempel som visar på framgångsrik artmodellering även i artdivers miljö (se till exempel Bekkby m.fl. 2009; Florin m.fl. 2009; Soldal m.fl. 2009).

### 3. Hantering av punktdata

Beroende på hur datamängden ser ut och vilken biotisk ekosystemkomponent det gäller så kan punktdata behöva behandlas på olika sätt. Om det endast finns ett fåtal kända förekomster av en ekosystemkomponent som både är ovanlig och bedöms som särskilt värdefull kan denna fångas upp via kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden av "kända värdefulla platser"<sup>7</sup>. Vissa ekosystemkomponenter kan vara önskvärda att inkludera i den grundläggande naturvärdeskartan<sup>8</sup> även om punktdata av tillräckligt god kvalitet eller omfattning för modellering saknas. I väntan på att bättre underlag finns att tillgå kan punktdata då med försiktighet användas för att uppskatta yttäckande förekomster utan att genomgå modellering – om relativt mycket punktdata finns på ekosystemkomponentens förekomst. Nedan kommer ett förslag på hur detta kan göras. Dock är förslaget inte ännu testat.

Förslaget går ut på att punktdata inkluderas som förekomster, där förekomst i en punkt får representera känd förekomst inom motsvarande gridcell i kartan (figur 3) det vill säga den minsta bedömningsenheten<sup>9</sup>. Icke-förekomster går inte att inkludera på motsvarande vis, eftersom avsaknaden av en ekosystemkomponent i ett litet prov inte behöver betyda att komponenten saknas i hela karteringsenheten.

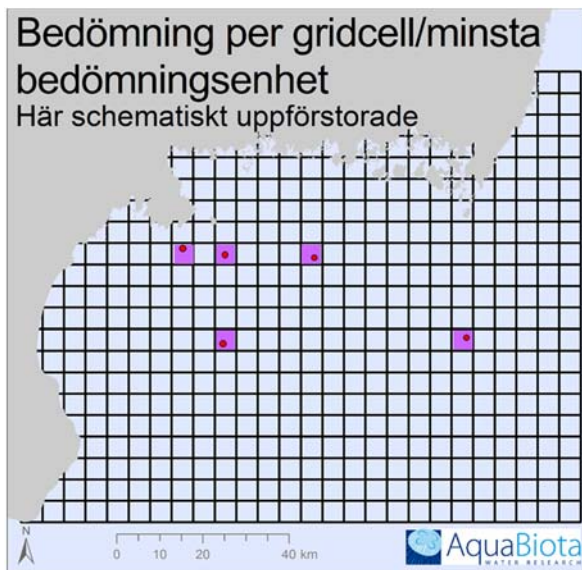
Punktdata representeras alltså som en karta där celler med förekomst får värdet 1 och celler där förekomsten inte är känd får värdet 0 (figur 3).

---

<sup>7</sup> Kända värdefulla platser inom kriteriet *kvalitet/funktionalitet* beskrivs i avsnitt 5.3.1.3 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

<sup>8</sup> Den grundläggande naturvärdeskartan beskrivs i detalj i bilaga 4 till rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

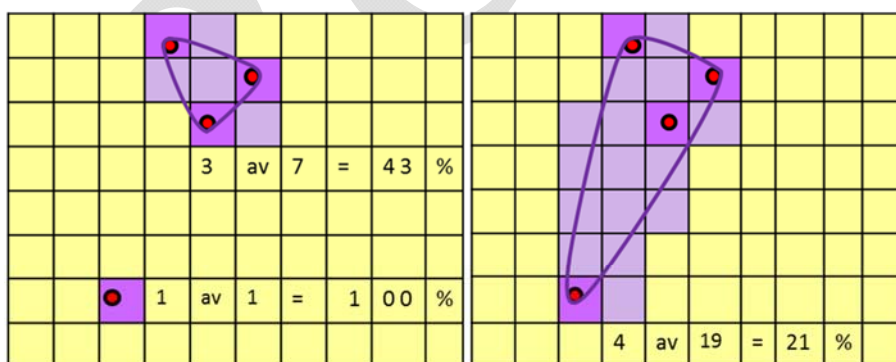
<sup>9</sup> Vad som menas med minsta bedömningsenhet går att läsa i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.



■ Förekomst av punktdata av en ekosystemkomponent

Figur 3. Punktdata i gridceller.

Omsättning av punktdata i yttäckande områden i den fördjupade naturvärdesbedömningen görs lämpligen genom GIS-analys. Det finns olika alternativ, till exempel kan inringningen av punkter göras med hjälp av ett lassoverktyg. Polygonen som bildas av lassoverktyget omvandlas därefter till en grid varefter andelen gridceller som motsvaras av punktdatainformation kan beräknas. I ett sådant angreppssätt behövs ett gränsvärde för hur många punkter per ytenhet som måste ingå för att få skapa en sammanhängande yta. I exemplet nedan (figur 4) bildas antingen två områden där 43 % respektive 100 % av cellerna har motsvarande punktdata, eller ett område där alla punkter ingår och där 21 % av cellerna har punktinformation. I realiteten kommer dessa siffror vara betydligt lägre, och vad som är en rimlig minsta andel måste testas med riktiga data på olika typer av ekosystemkomponenter. Andra alternativ är analys av punkttätheter med ett gränsvärde för antal punkter per ytenhet, eller verktyg som tar hänsyn till vattenvägar.



■ Förekomst av punktdata av EK 1

■ Antagen förekomst inom polygon av EK 1

■ Antagen icke-förekomst utanför polygon av EK 1

Figur 4. Punktdata över en ekosystemkomponents (EK) förekomst kan omvandlas till yttäckande områden (där ekosystemkomponenten antas förekomma) genom att till exempel bilda polygoner av närliggande datapunkter. Gränsvärde för hur många av gridcellerna som bör innehålla punktdata för att få göra en polygon är dock ännu inte framtaget. I figurens exempel kan antingen två områden ritas ut med 43 %, respektive 100 % verifierade gridceller (figuren till vänster), eller så kan ett område ritas ut med 21 % verifierade gridceller (till höger).



### 3.1. Beräkning av osäkerhet

Osäkerhet bedöms för varje ingående ekosystemkomponent. I exemplet nedan används en schablonmässig poängsättning enligt en femgradig skala som är framtagen inom det nationella havsplaneringsprojektet Symphony<sup>10</sup>:

- 0 = mätdata finns i cellen
- 0.25 = mycket god modell, validerad
- 0.50 = bra modell
- 0.75 = dålig modell/extrapolering
- 1 = ingen data, ingen egentlig extrapolering möjlig

För punktdatakartor antas osäkerheten vara 0 för de celler där förekomst är noterad och 1 för alla andra celler. Detta kan givetvis varieras en aning, till exempel kan äldre data få en högre osäkerhet än nya data, då bland annat positionsnoggrannheten kan antas vara bättre i nyare data.

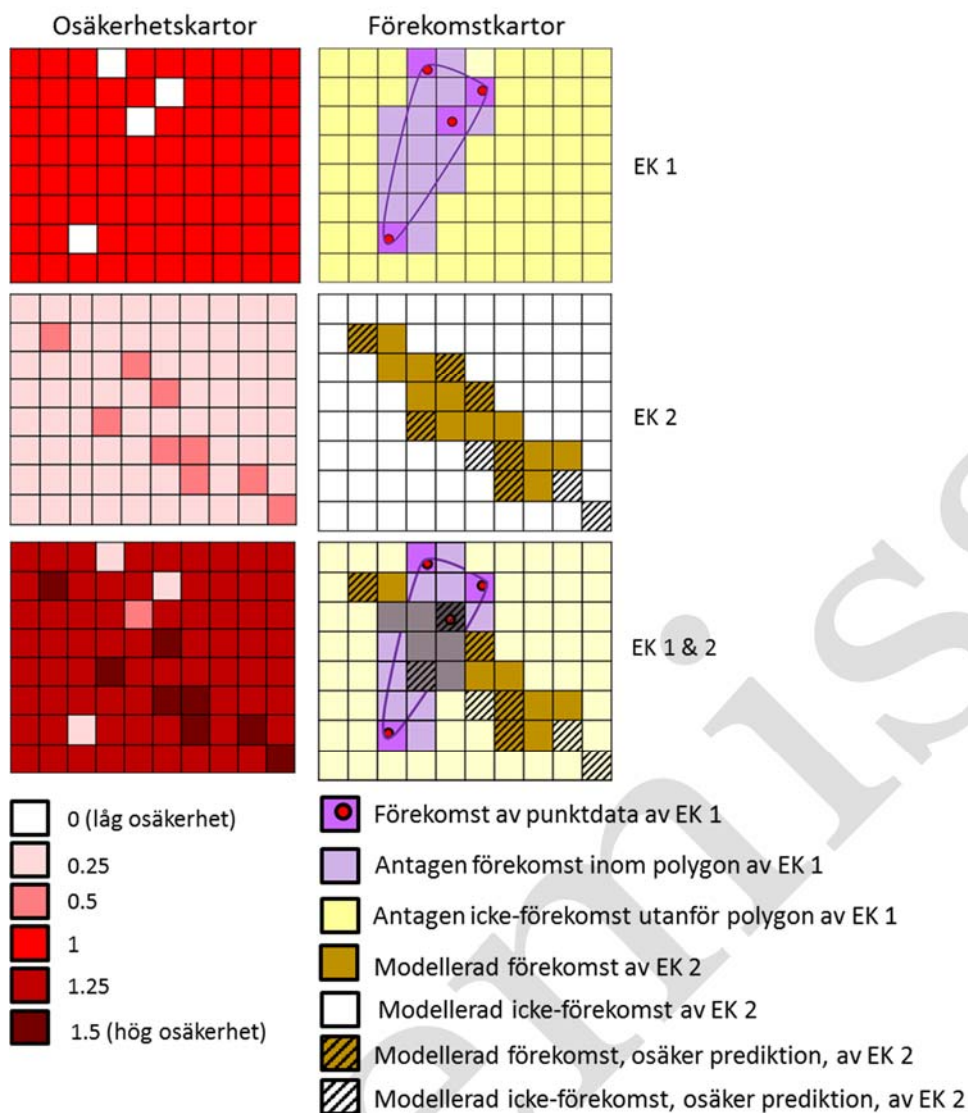
För modellerade, yttäckande kartor antas en osäkerhet på 0.25 som generell osäkerhet för goda, validerade modeller. Modellen har en inneboende osäkerhet som påverkar hur väl gränsen mellan förekomst och icke-förekomst definieras. Denna osäkerhet kan beskrivas rumsligt i form av ett konfidensintervall för gränsen mellan förekomst och icke-förekomst. De områden i kartan där prediktionen är inom konfidensintervallet betraktas därmed betraktas som osäkra, och får därför värdet 0.50.

Osäkerheten summeras för att få fram en sammanlagd osäkerhetskarta (figur 5). Denna är viktig att använda parallellt med kartan över totalt antal ekosystemkomponenter, då den hjälper till att särskilja områden där kartorna visar överlappande ekosystemkomponenter till följd av osäkerhet i prediktionen, från sådana områden där många ekosystemkomponenter förekommer på grund av att miljön är gynnsam. Osäkerhetskartan behöver antagligen också ge information om hur många kategorier och ekosystemkomponenter som ligger till grund för kartan.

Utfallet av den exakta poängsättningen och utformningen av osäkerhetskartan bör testas på reella data innan slutgiltigt beslut tas.

---

<sup>10</sup> Symphony är ett pågående projekt på Havs- och vattenmyndigheten i samarbete med en rad externa experter för att ta fram ett verktyg (med samma namn) som ska användas inom havsplaneringen för att väga samman ekosystemvärden och miljöbelastning.



Figur 5. Den översta vänstra "kartan" illustrerar hur en osäkerhetskarta skulle kunna se ut för en förekomstskarta (till höger) av en ekosystemkomponent (EK) som har tagits fram genom att ringa in punktdata. Osäkerheten för denna metod är hög både där förekomst av EK 1 har antagits mellan punkterna inom polygonen och där icke-förekomst av EK 1 antagits utanför polygonen (de inringade området). Den mellersta vänstra "kartan" visar hur en osäkerhetskarta skulle kunna se ut utefter en modellerad förekomstskarta av en annan ekosystemkomponent (EK 2). Osäkerhetskartan visar var prediktionen av både förekomst och icke förekomst är mer eller mindre osäker. Den nedersta vänstra "kartan" visar hur en sammanslagen osäkerhetskarta av båda de övre skulle kunna se ut.

Innan användning av ytäckande underlag används bör de också bedömas utifall de:

- täcker hela området som ska bedömas
- är tillräckligt detaljerad (det vill säga inte har för grov upplösning)
- är för gammal eller från fel säsong
- motsvarar behovet (till exempel visar den täckningsgrad av en art som har bedömts relevant)

# Abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter

Om biotiska ekosystemkomponenter inte finns som yttäckande kartunderlag kan det finnas anledning till att använda abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter, som till exempel grunda vikar med låg vågexponering. Eftersom det är biotiska ekosystemkomponenter som för med sig naturvärden och är dem som vi önskar skydda från negativ mänsklig påverkan, är det dock viktigt att de abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenterna har en tydlig koppling till specifika biotiska ekosystemkomponenter i jämförelse med omkringliggande miljö. Att kopplingen är stark mellan den abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenten och specifika biotiska ekosystemkomponenter är viktigt dels för att vi ska kunna veta vad den abiotiska ekosystemkomponenten oftast är känslig mot (olika biotiska ekosystemkomponenter är ofta känsliga mot olika mänskliga påverkansfaktorer) och vilka biotiska ekosystemkomponenter som blir hotade vid påverkan på den abiotiska ekosystemkomponenten. Då en stark koppling inte alltid finns mellan en abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent och biotiska ekosystemkomponenter (Näslund 2013) är det svårt att veta vilka biotiska ekosystemkomponenter som blir utsatta vid påverkan på den abiotiska ekosystemkomponenten och därför bör biotiska ekosystemkomponenter användas så långt det är möjligt.

Läs mer om kartunderlag för marin grön infrastruktur – behovsanalys, datasammanställning och bristanalys i AquaBiota Report 2015:05 (Enhus och Hogfors 2015).

## 4. Referenser

- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L och Bakkestuen V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 66:2106–2115. doi:10.1093/icesjms/fsp195.
- Enhus C och Hogfors H. 2015. Kartunderlag för marin grön infrastruktur – behovsanalys, datasammanställning och bristanalys. AquaBiota Rapport 2015:05, 62 sid.
- Europaparlamentet 2008. Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi). Europeiska unionens officiella tidning L164:19–40.
- Europeiska kommissionen 2017. Kommissionens beslut (EU) 2017/848 av den 17 maj 2017 om fastställande av kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, specifikationer och standardiserade metoder för övervakning och bedömning och om upphävande av beslut 2010/477/EU. Europeiska unionens officiella tidning L125:43–74.
- Florin A-B, Sundblad G och Bergström U. 2009. Characterisation of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 82:294–300. doi:10.1016/j.ecss.2009.01.012.
- Nyström Sandman A, Didrikas T, Enhus C, Florén K, Isaeus M, Nordemar I, Nikolopoulos A, Sundblad G, Svanberg K och Wijkmark N. 2013. Marin Modellering i Stockholms län. AquaBiota Report 2013:10.
- Näslund J. 2013. En sammanställning och analys av inventeringar för marin habitatkartering av 1110 sandbankar och 1170 rev i Skånes och Blekinges Län. AquaBiota Rapport 2013:05 380s.
- Soldal E, Bekkby T, Rinde E, Bakkestuen V, Erikstad L, Longva O och Isæus M. 2009. Predictive Probability Modelling of Marine Habitats—A Case Study from the West Coast of Norway. *Integr. Coast. Zone Manag.* 57.
- Wijkmark N, Enhus C, Isaeus M, Lindahl U, Nilsson L, Nikolopoulos A, Nyström Sandman A, Näslund J, Sundblad G, Didrikas T och Hertzman J. 2015. Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/06. ISSN: 1651–8527.

## Bilaga 3

# Handledning av den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic för marin miljö

Hedvig Hogfors, Frida Fyhr och Stina Tano

*Mosaic<sup>1</sup> är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.*

Mosaic är uppdelat i en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning. I den grundläggande naturvärdesbedömningen identifieras **vad**, det vill säga vilka biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper<sup>2</sup>, livsmiljöer<sup>3</sup>/habitat eller biotoper), som är värdefulla och bör prioriteras inom rumslig förvaltning beroende på deras naturvärden. I den fördjupade naturvärdesbedömningen identifieras **var** förvaltning av ekosystemkomponenter bör prioriteras på grund av höga naturvärden, det vill säga var värdekärnor och värdestrakter är lokaliserade (figur 1).

Ett web-baserat IT-stöd ska utvecklas för att bistå arbetet efter ramverket.

Det här är en första version av Mosaic för marin miljö och tanken är att ramverket kommer utvecklas och kontinuerligt anpassas vartefter som det används.

Denna bilaga är en detaljerad handledning för den grundläggande naturvärdesbedömningen och det poängsystem som den vilar på. Bilagan diskuterar även utformningen av poängsystemet.

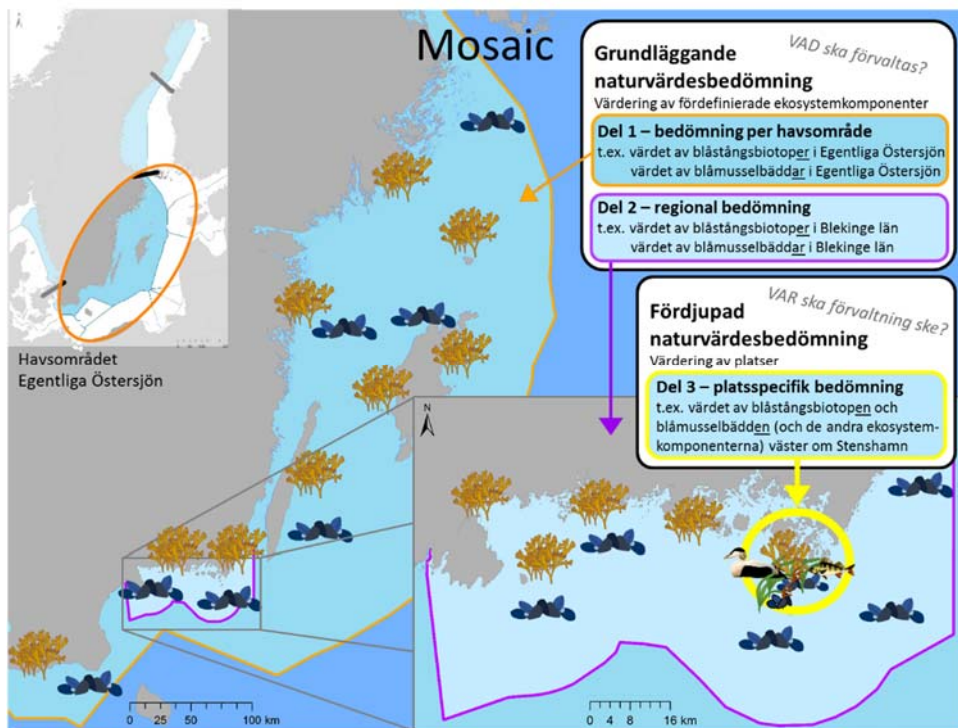
---

<sup>1</sup> Mosaic står för *Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning*.

<sup>2</sup> Med organismgrupper åsyftas både monofyletiska grupper (det vill säga när alla representanter som härstammar från en anfader är inkluderade) och parafyletiska grupper (det vill säga när alla representanter härstammar från en anfader men när inte alla av anfaderns avkommor inkluderas).

<sup>3</sup> Inom livsmiljöer/habitat inräknas även livsmiljöer som avgränsas efter deras funktion, så som till exempel rekryteringsmiljöer för fisk och övervintringsområden för fågel.

Remiss



**MÅL**

**Ekosystembaserad**

”Objektivt”/samsyn  
Nationellt harmoniserad  
Transparent och överblickbar  
Adaptiv / lätt att revidera

Fördjupade rumsliga analyser  
Detalj-kunskaper om specifika platser  
Lätt och effektiv i fält

Från havsområde...



**VEM**

**HaV samordnar**  
Del 1  
IT-stöd  
Känslighetsmatrix

**Länsstyrelserna samordnar**  
Del 2  
Del 3  
Fältinventeringar

...till en plats

**Grundläggande naturvärdesbedömning**

VAD bör förvaltas?

**Poängsystem**

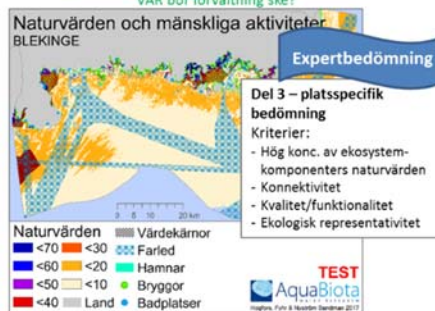
POÅNG FÖR FRAMTRÄDANDE NATURVÄRDEN OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER

| Biotisk ekosystemkomponent          | Kriterier:                                   | Del 2 - regional bedömning        |           |
|-------------------------------------|--|-----------------------------------|-----------|
|                                     |  | Del 1a - bedömning per havsområde | Del 1b    |
| Rekryteringsmiljöer för gädda       | Livshistoriskt viktigt                       | 10                                | 10        |
| Blåstångsbiotop > 25% täckningsgrad | Hotstatus                                    | 2                                 | 10        |
| Blåmusselbädd 25-50% täckningsgrad  | Biologisk mångfald                           | 10                                | 10        |
| Mysik                               | Ekologisk funktion                           | 10                                | 10        |
|                                     | Ekologisk/biologisk värde och indirekta EST* | 20                                | 20        |
|                                     | Försörjande EST*                             | 1                                 | 1         |
|                                     | Kulturella EST*                              | 1                                 | 1         |
|                                     | Reglerande EST*                              | 4                                 | 4         |
|                                     | Direkta EST*                                 | 1                                 | 1         |
|                                     | Lokal viktning                               | 7                                 | 7         |
|                                     | <b>Totalpoäng</b>                            | <b>27</b>                         | <b>21</b> |

\* EST = ekosystemtjänster

**Fördjupad naturvärdesbedömning**

VAR bör förvaltning ske?



Figur 1. Överblick över ramverket Mosaic. Översta delen av figuren visar hur den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen förhåller sig geografiskt till varandra. Mittersta delen av figuren visar vilka MÅL som den grundläggande vs. den fördjupade naturvärdesbedömningen eftersträvar (för att nå det övergripande målet att ge stöd åt ekosystembaserad adaptiv förvaltning) samt vilka myndigheter som bör ansvara för de olika delarna (under VEM). Längst ner ges en översikt av kriterierna för de två delarna samt exempel på hur arbetsmaterialet kan se ut. De olika delarna förklaras i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

# Innehåll

|        |  |    |
|--------|--|----|
| 1.     | Grundläggande naturvärdesbedömning i Mosaic för marin miljö .....          | 5  |
| 1.1.   | Del 1 – bedömning per havsområde .....                                     | 6  |
| 1.1.1. | Övergripande .....   | 6  |
| 1.1.2. | Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster ..... | 7  |
| 1.1.3. | Del 1b – direkta ekosystemtjänster .....                                   | 22 |
| 1.1.4. | Rekommendationer till den fördjupade naturvärdesbedömningen.....           | 25 |
| 1.2.   | Del 2 – regional bedömning.....  | 25 |
| 1.2.1. | Lokal viktning .....   | 25 |
| 1.2.2. | Beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen .....                   | 27 |
| 1.3.   | Sammanvägd bedömning i den grundläggande naturvärdesbedömningen .....      | 27 |
| 2.     | Diskussion.....  | 30 |
| 1.4.   | Utformning av poängsystemet .....  | 30 |
| 1.5.   | Osäkerheter i bedömningar.....   | 32 |
| 3.     | Referenser .....   | 32 |

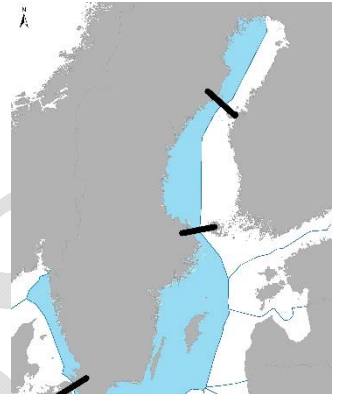
# 1. Grundläggande naturvärdesbedömning i Mosaic för marin miljö

Den grundläggande naturvärdesbedömningen ger vägledning till vilka ekosystemkomponenter i den marina miljön som förvaltningen bör prioritera. Fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter<sup>4, 5</sup> (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) värderas genom ett poängsystem.

Ekosystemkomponenterna får poäng om de representerar olika ekologiska/biologiska värden och ekosystemtjänster efter ett antal kriterier. Dessa kriterier är beskrivna nedan. Bedömningen görs per havsområde (figur 2) av en expertgrupp<sup>6</sup> med stöd av vetenskaplig litteratur (Del 1). Därefter viktas bedömningarna lokalt beroende på om ekosystemkomponenten anses ha större eller mindre betydelse i aktuellt område jämfört med resterande havsområde (Del 2). Poängen, det vill säga bedömningarna, ska redovisas digitalt på en hemsida genom ett IT-stöd för att vara lätta att jämföra och för att främja en allmän diskussion (figur 3).

Ekosystemkomponenterna värderas efter ett semikvantitativt och icke-monetärt poängsystem, det vill säga värdena uttrycks i en poängskala (Naturvårdsverket 2015). Poängen ska inte översättas till pengar och inte heller likställas med dess fulla naturvärde utan är en hjälp vid prioritering av ekosystemkomponenter inom rumslig förvaltning efter rådande kunskap om det marina miljötillståndet. Förändras tillståndet i miljön, ska också värderingen förändras, och därmed också prioriteringen av vad som ska förvaltas.

Poängen sätts efter de värden som ekosystemkomponenten representerar vid de flesta förekomsterna av den, med andra ord baseras poängbedömningen inte på de exemplaren av en ekosystemkomponent som anses mest värdefulla eller de exemplaren av en ekosystemkomponent som anses minst värdefulla.



Figur 2. Figuren visar hur de olika svenska havsområdena (i blått) är uppdelade vid bedömning av Del 1 i Mosaic. Havsområdena är från norr Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

<sup>4</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

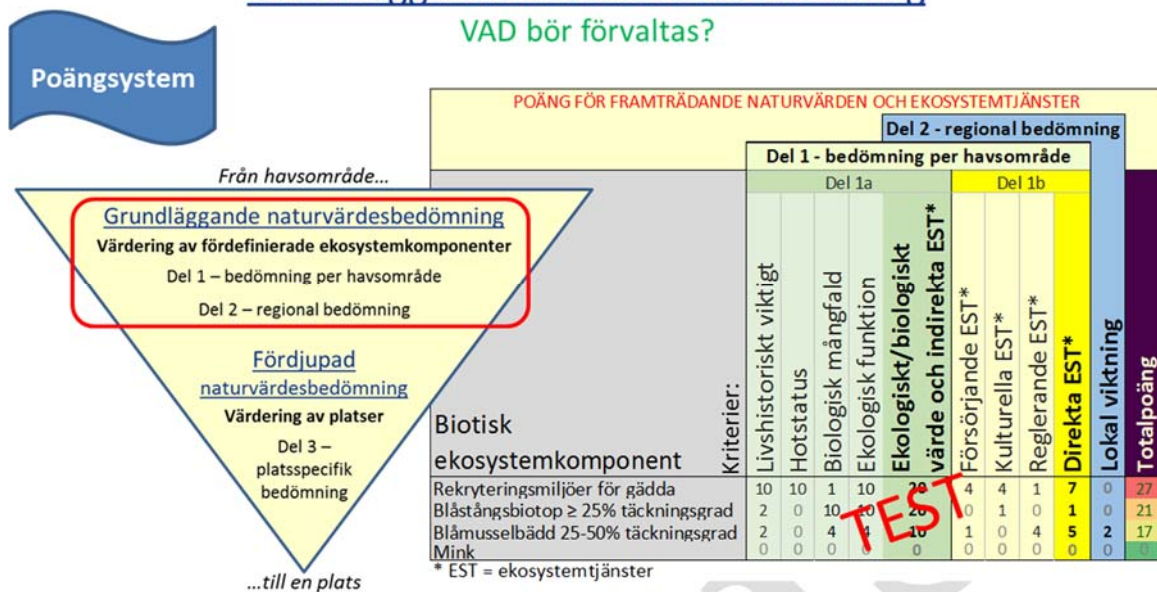
<sup>5</sup> Läs mer om fördefiniering av ekosystemkomponenter och om de kan jämföras med varandra i diskussionen i avsnitt 6.3.4 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

<sup>6</sup> I en expertgrupp bör experter ingå med djupkunskap på olika organismgrupper, hela havsområdets ekosystem samt experter med regionala/lokal kännedom. Några representanter bör vara med i alla havsområdenas expertgrupper för att försäkra likvärdiga bedömningar.



# Grundläggande naturvärdesbedömning

VAD bör förvaltas?



Figur 3. Överblick över den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic för marin miljö. I den grundläggande naturvärdesbedömningen värderas fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter för att identifiera **vad** som bör prioriteras inom rumslig förvaltning baserat på deras naturvärden.

## 1.1. Del 1 – bedömning per havsområde

### 1.1.1. Övergripande

I Del 1 ska de fördefinierade ekosystemkomponenterna bedömas av en expertgrupp utifrån de värden som ekosystemkomponenterna representerar i ett havsområde (figur 2).<sup>7</sup>

Kriterierna delas upp i två grupper, Del 1a och 1b. I Del 1a bedöms fördefinierade biotiska ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar ekologiska/biologiska naturvärden och indirekta ekosystemtjänster. I Del 1b bedöms ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar direkta ekosystemtjänster (figur 3).<sup>8</sup>

Indirekta ekosystemtjänster är framför allt stödjande ekosystemtjänster men också en del reglerande ekosystemtjänster. De är ofta svåra att skilja från ekologiska/biologiska värden och bedöms därför tillsammans i Del 1a. De direkta ekosystemtjänsterna (försörjande, kulturella och vissa reglerande ekosystemtjänster) i Del 1b är de tjänster som direkt producerar ekosystemvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad (figur 4).

<sup>7</sup> Steg 1a i flödesschemat som redovisas i bilaga 1, till rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

<sup>8</sup> Läs mer om val av kriterier i diskussionen, avsnitt 6.2 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

## Indirekta/intermediära ekosystemtjänster

- Stödjande tjänster
- Reglerande tjänster

## Direkta/slutliga ekosystemtjänster

- Försörjande tjänster
- Kulturella tjänster
- Reglerande tjänster

Figur 4. Indelningen av ekosystemtjänster i de fyra kategorierna stödjande, reglerande, kulturella och försörjande ekosystemtjänster, överensstämmer med det internationella klassificeringssystemet Millennium Ecosystem Assessment (2005). Dessa delas ofta upp i indirekta (ibland kallade intermediära) och direkta (ibland kallade slutliga) ekosystemtjänster (se bland andra Ahtianinen och Öhman 2014).

Genom att poängsystemet har delats upp i ekologiska/biologiska värden inklusive indirekta ekosystemtjänster och direkta ekosystemtjänster är det möjligt att endast studera ekologiska/biologiska värden separat (dock inklusive de indirekta ekosystemtjänsterna). Vi avråder dock starkt från att endast studera de direkta ekosystemtjänsterna eftersom de är helt beroende av de indirekta ekosystemtjänsterna. De indirekta ekosystemtjänsterna är starkt sammanflätade med de ekologisk/biologiska värdena. Vid arbete med grön infrastruktur är riktlinjerna att alla ekosystemtjänster ska beaktas.

### 1.1.2. Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster

Kriterierna i Del 1a (ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster) är:

- Livshistoriskt viktigt
- Hotstatus
- Biologisk mångfald
- Ekologisk funktion

I Del 1a (ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster) tilldelas ekosystemkomponenterna 10 poäng, 4 poäng, 2 poäng eller 0 poäng efter bedömning av var och ett av kriterierna (se figur 5). För kriterierna *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* kan också 1 poäng tilldelas vilket är det lägsta poängen som alla inhemska ekosystemkomponenter kan få för dessa kriterier. Anledningen till detta är att alla biotiska ekosystemkomponenter bidrar till dessa kriterier om de inte är invasiva främmande arter<sup>9</sup> som hotar *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion*. För att få en sammanvägd bedömning för Del 1a summeras poängen med ett tak på max 20 poäng.

<sup>9</sup> Denna rapport definierar invasiva främmande arter i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 av den 22 oktober 2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter, det vill säga främmande arter som förts in genom mänskliga aktiviteter och som hotar biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Europaparlamentet 2014). Om främmande arter som inte klassificeras som invasiva ska få poäng eller inte får avgöras från fall till fall.

Indirekta ekosystemtjänster finns framförallt inom kriterierna *livshistoriskt viktigt* (stödjande ekosystemtjänster), *biologisk mångfald* (stödjande ekosystemtjänster) och *ekologisk funktion* (stödjande och reglerande ekosystemtjänster).

### Livshistoriskt viktigt

Kriteriet *livshistoriskt viktigt* är till för att bedöma ekosystemkomponentens betydelse för ett kritiskt stadium hos en eller flera mobila/migrerande arter<sup>10</sup>. Det kan till exempel gälla reproduktion, uppväxt, uppehåll eller födosök för fisk, däggdjur och fågel.

Ekosystemkomponenter som har speciell betydelse för ett kritiskt stadium är ofta en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst, men kan också vara en direkt ekosystemtjänst i de fall ekosystemkomponenten tillhandahåller tjänster som producerar ekosystemvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad.

Eftersom ramverket avser att ge stöd åt rumslig förvaltning måste det vara en *hög* rumslig samstämmighet mellan ekosystemkomponentens förekomst och livshistoriskt viktiga områden (figur 6). Exempel på ekosystemkomponenter med mycket hög rumslig samstämmighet är när själva ekosystemkomponenten är definierad och identifierad som livshistoriskt viktig (exempel på sådana ekosystemkomponenter är lekområden för fisk och övervintringsområden för fågel). Ett exempel på en ekosystemkomponent som är viktig för ett kritiskt stadium, rekryteringsmiljöer för abborre, men där den rumsliga samstämmigheten kan vara för låg för att ekosystemkomponenten ska få poäng är "områden med förekomst av fjädermygglarver" eftersom de även förekommer där de inte är viktiga för abborrens uppväxt (figur 7).

Tabell 1 och figur 6 ger vägledning till hur kriteriet ska bedömas och tabell 2 ger exempel på hur olika ekosystemkomponenter kan bedömas för kriteriet.



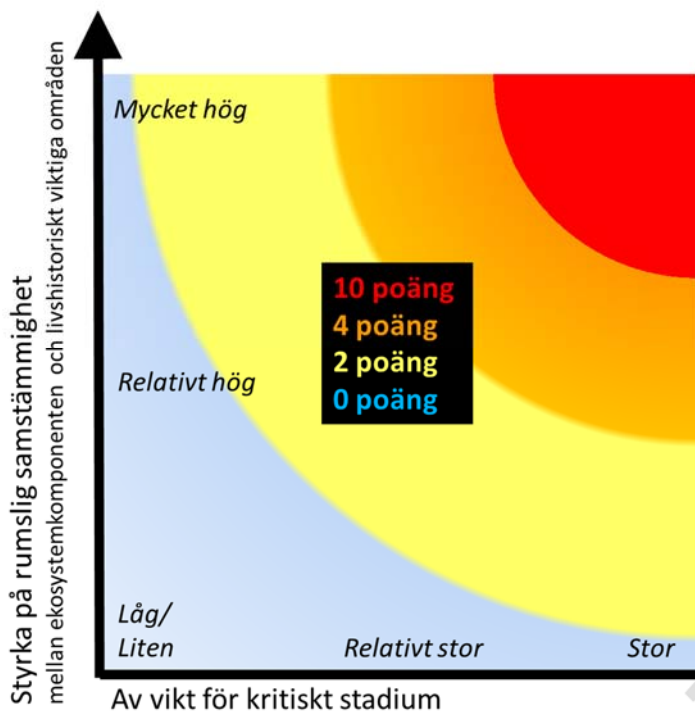
Figur 5. Poängsättning för Del 1a (ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster). Poängen är satta för att poängmässigt lyfta de biotiska ekosystemkomponenter som bedöms ha högst prioritering för ett kriterium. I Del 1a kan 0, 2, 4 och 10 poäng utdelas till alla kriterierna. För kriterierna biologisk mångfald och ekologisk funktion kan också 1 poäng delas ut och är det lägsta som en inhemsk ekosystemkomponent kan tilldelas.

<sup>10</sup> Med mobila/migrerande arter åsyftas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, det vill säga arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.

Tabell 1. Bedömningen av kriteriet livshistoriskt viktigt styrs dels utav ekosystemkomponenters (EK) vikt för kritiska stadier och dels om ekosystemkomponenterna har en rumslig samstämmighet med de livshistoriskt viktiga stadier som den är av vikt för. Se tabell 9 för överblick av alla kriterier i Del 1a. Figur 6 illustrerar avvägningen i bedömningen av kriteriet livshistoriskt viktigt.

| Del 1 - bedömning per havsområde                                     |   |   |  |
|--|---|---|--|
| Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster |   |   |  |
| Livshistoriskt viktigt   |   |   |  |
| Poäng  | Av vikt för kritiskt stadium  | Rumslig samstämmighet mellan EK och de livshistoriskt viktiga stadier som EK är av vikt för | Sammanvägd bedömning   |
| 10   | EK utgör - eller har <b>stor</b> speciell betydelse för - ett kritiskt stadie av mobila arter*. EK kan <b>troligen begränsa</b> en eller flera arter.   | <b>Mycket hög</b> rumslig samstämmighet   | EK kan <b>troligen begränsa en</b> eller flera arter och är - eller har <b>mycket hög</b> rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter* |
| 4  | Alt. 1<br>EK har <b>stor</b> speciell betydelse för ett kritiskt stadie av mobila arter*. EK kan <b>troligen begränsa</b> en eller flera arter.   | <b>Relativt hög</b> rumslig samstämmighet   | EK kan <b>troligen begränsa en</b> eller flera arter och har <b>relativt hög</b> rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*            |
|  | Alt. 2<br>EK utgör - eller har <b>relativt stor</b> betydelse för - ett kritiskt stadie av mobila arter*. EK kan <b>möjligen begränsa</b> en eller flera arter.   | <b>Mycket hög</b> rumslig samstämmighet   | EK kan <b>möjligen begränsa en</b> eller flera arter och är - eller har <b>mycket hög</b> rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter* |
| 2  | Alt. 1<br>EK har <b>relativt stor</b> betydelse för ett kritiskt stadie av mobila arter*. EK kan <b>möjligen begränsa</b> en eller flera arter.   | <b>Relativt hög</b> rumslig samstämmighet   | EK kan <b>möjligen begränsa en</b> eller flera arter och har <b>relativt hög</b> rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*            |
| ±  | 1 poäng går ej att dela ut för detta kriterium  |   |  |
| 0  | EK utgör inte - eller har inte påvisats ha någon eller endast en liten speciell betydelse för - ett kritiskt stadie av mobila arter* alt. har ingen eller endast låg rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter* |   |  |

\* Med "mobila arter" åsyftas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, dvs. arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.



Figur 6. Schematisk figur över bedömning av kriteriet "livshistoriskt viktigt". Fokus för kriteriet är att bedöma ekosystemkomponentens vikt för ett kritiskt stadium (eller att ekosystemkomponenten själv är ett kritiskt stadium) men eftersom det är rumslig förvaltning som ramverket avser att ge stöd till måste "styrkan på rumslig samstämmighet mellan ekosystemkomponenten (EK) och livshistoriskt viktiga områden" vara stark för att rätt områden i slutändan identifieras som värdefulla. "Styrka på rumslig samstämmighet mellan ekosystemkomponenten och livshistoriskt viktiga områden" beror på hur stark korrelationen är mellan förekomsten av den bedömda EK och förekomst av livshistoriskt viktigt stadie på samma plats. Nedan ges tre exempel. Observera att exemplens antagna bedömningar till viss del är hypotetiska och endast ska ses som vägledande exempel för hur bedömningar kan göras.

Exempel 1: EK = "Lekområden för torsk". Bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Om bedömningen görs att utöver fisket begränsar tillgången på lekområden torsken, kan ekosystemkomponenten "lekområden för torsk" bedömas vara av stor vikt för ett kritiskt stadium, det vill säga placeras långt höger ut på x-axeln. Eftersom definitionen av EK är att det är livshistoriskt viktigt är styrkan på den rumsliga samstämmigheten ~100% vilket krävs för att bedömas ha **mycket hög** styrka på rumslig samstämmighet. Kriteriet bedöms ge 10 poäng.

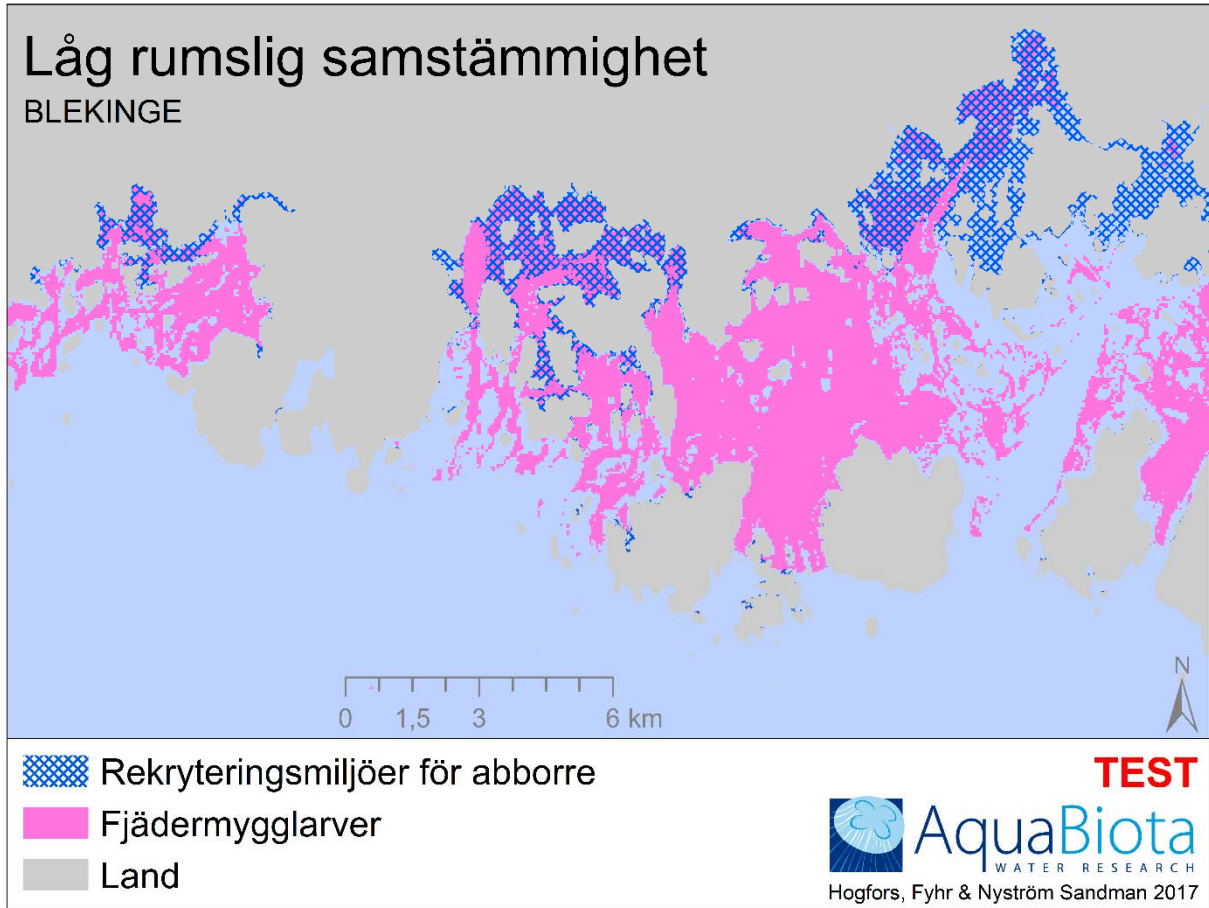
Exempel 2: EK = "Uppväxtområden för torsk". Bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Om antagandet görs att det finns relativt gott om uppväxtområden för torsk och i de flesta fall verkar det inte begränsande för torskspopulationer, blir bedömningen att ekosystemkomponenten endast är av liten vikt för ett kritiskt stadium, det vill säga placeras långt vänster in på x-axeln (någonstans mellan "liten" och "relativt stor" vikt för kritiskt stadium). Eftersom definitionen av EK är att det är livshistoriskt viktigt är styrkan på den rumsliga samstämmigheten mycket hög, det vill säga högt upp på y-axeln. Kriteriet bedöms ge 2 poäng. Obs. att dessa antaganden kan vara felaktigt och bör endast ses som ett exempel.

Exempel 3: EK = "Förekomst av fjädermygglarver". Bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Om bedömningen görs att "förekomst av fjädermygglarver" är av relativt stor vikt för abborryngel under ett livshistoriskt kritiskt stadium placeras EK i mitten på x-axeln. Som figur 7 visar finns endast ett litet överlapp mellan EK "förekomst av fjädermygglarver" och lek- och uppväxtområden för abborryngel. Fjädermygglarver finns också där miljön inte är gynnsam för abborryngel. Med andra ord bedöms den rumsliga samstämmigheten endast vara "låg" och placeras långt ner på y-axeln. Den sammanvägda bedömningen blir att inga poäng kan delas ut (blått fält).

Fler exempel på bedömningar redovisas i tabell 2.

## Låg rumslig samstämmighet

BLEKINGE



Figur 7. Figur som visar att det endast finns en låg rumslig samstämmighet mellan rekryteringsmiljöer för abborre och förekomst av fjädermygglarver.

Tabell 2. Förklaringar till några av de värderingar som gjorts på biotiska ekosystemkomponenter (EK) av kriteriet livshistoriskt viktigt för att testa utfallet av ramverket i Egentliga Östersjön. Observera att varken en expertgrupp eller en extensiv litteraturgenomgång har utförts (som ramverket föreskriver) och att tabellen endast är till för att visa hur avvägningar bör göras. Se tabell 1 ovan och figur 6 som illustrerar avvägningen i bedömningen av kriteriet livshistoriskt viktigt.

| Förklaringar till de preliminära bedömningarna (exempel för att visa hur avvägningar kan göras)  |       |  |  |   |
|--|-------|--|--|---|
| Observera att bedömningarna varken har granskats av en expertpanel eller vilar på en ordentlig litteraturgenomgång, vilket de ska för att följa ramverket Mosaic för marin miljö |       |  |  |   |
| Del 1 - bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön  |       |  |  |   |
| Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster   |       |  |  |   |
| Livshistoriskt viktigt   |       |  |  |   |
| Biotisk ekosystemkomponent (EK)  | Poäng | Av vikt för kritiskt stadium   | Rumslig samstämmighet mellan EK och de livshistoriskt viktiga stadier som EK är av vikt för  | Sammanvägd bedömning  |
| Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )   | 10    | Lekområden är troligen mycket kritiska för torsk och finns i mycket begränsad omfattning - anses mer kritisk än uppväxtområden som förekommer i större utsträckning.   | Mycket hög då definitionen av EK är ett livshistoriskt viktigt område.   | EK som troligen kan begränsa torsk och den rumsliga samstämmigheten med är mycket hög eftersom den gäller just områden för det livshistoriskt viktiga stadiet. 10 poäng.  |
| Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög koncentration   | 10    | Av stor vikt för alfågel som art, då 25% eller mer av Europas häckningspopulation av alfågel övervintrar i svenska Östersjövatten (Nilsson 2008). Östersjön hyser vintertid flera miljoner individer av arten och är ett mycket viktigt övervintringsområde för alfågla i Sverige och Ryssland (Nilsson 2008).   | Mycket hög då definitionen av EK är ett livshistoriskt viktigt område.   | EK har stor speciell betydelse för ett kritiskt stadie hos en art och den rumsliga samstämmigheten är mycket hög. På grund av detta får EK 10 poäng.  |
| Rödsträse ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad   | 4     | Ofta mattbildande och hög. Hög vegetation är ofta viktigt uppväxtområde för många fiskarter. Det har visats sig att abundansen av juvenila fiskar med ett stort beroende av vegetation (t.ex. gäddyngel) är positivt korrelerad med täckningen av rödsträse (Sandström m.fl. 2005).  | Uppskattas vara relativt hög rumslig samstämmighet.  | På grund av sin illustrerade funktion har EK stor speciell betydelse för ett känsligt stadie hos en eller flera arter, och kan troligen begränsa en eller flera arter, med relativt hög rumslig samstämmighet. Får därför 4 poäng. 10 poäng utdelas endast till områden som har "verifierats" vara viktiga uppväxtområden som begränsar en eller flera arter. |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad  | 4     | EK har på svenska västkusten visats utgöra ett viktigt juvenilhäbitat för många arter av fisk (Pihl och Wennhage 2002), men brist på kunskap från Egentliga Östersjön. En högre densitet av undervattensvegetation har illustrerats minska predationen på juvenil fisk (dock bör poängteras att detta samband inte är linjärt; Gotceitas och Colgan 1989). | Uppskattas vara relativt hög rumslig samstämmighet.  | På grund av sin illustrerade funktion har EK stor speciell betydelse för ett kritiskt stadie hos flera arter, med relativt hög rumslig samstämmighet och får därför 4 poäng. 10 poäng utdelas endast till områden som har "verifierats" att vara viktiga uppväxtområden som begränsar en eller flera arter.   |
| Kräkel ( <i>Furcellaria lumbricalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad  | 2     | I Litauen har det visats sig att kräkel är det huvudsakliga substratet som används för strömmingsrom (Šaškov m.fl. 2014).  | Även om strömming använder kräkel som substrat för sin rom, så antas inte att alla platser med kräkel används för detta ändamål (vilket också visades i Litauen; Šaškov m.fl. 2014). Rumslig samstämmighet uppskattas vara mellan "låg" eller "relativt hög" (osäker bedömning). | EK har visats ha speciell betydelse för ett kritiskt stadie hos en art, även om det är mindre troligt att den begränsar arten. Mycket osäker bedömning hur stark eller svag den rumsliga samstämmigheten är (att där kräkel finns används det också som leksubstrat). Bedömningen landade i att tillsvärdare ge 2 poäng.                                      |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10–25% täckningsgrad   | 2     | Har på svenska västkusten visats utgöra ett viktigt juvenilhäbitat för många arter av fisk (Pihl och Wennhage 2002), men brist på kunskap från Egentliga Östersjön. En högre densitet av undervattensvegetation har illustrerats minska predationen på juvenil fisk (dock bör poängteras att detta samband inte är linjärt; Gotceitas och Colgan 1989).    | Uppskattas vara relativt hög rumslig samstämmighet.  | På grund av sin illustrerade funktion har EK speciell betydelse för ett kritiskt stadie hos en eller flera arter, med relativt hög rumslig samstämmighet - men värderas dock lägre än högre täckningsgrader och får därför 2 poäng.   |
| Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 meter   | 2     | Utgör viktig föda för livsviktiga stadier hos både ejder, strandskata och alfågel (Goss-Custard och Dit Durell 1987; Öst och Kilpi 1997; Bustnes 1998; Öst 2000; Zydulis och Ruskyte 2005; Varennes m.fl. 2015).   | Uppskattas vara relativt hög rumslig samstämmighet.  | På grund av sin illustrerade funktion har EK speciell betydelse för kritiska stadier hos flera arter, men eftersom den endast har uppskattats ha högst relativt hög rumslig samstämmighet får EK tillsvärdare 2 poäng. Bedömningen är dock osäker bland annat pga. sin viktiga funktion för övervintrande fågel.  |
| Blåstång ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) ≥ 25% täckningsgrad  | 2     | Blåstång kan användas som substrat för abborrlek på större djup (>0.5 m; Snickers m.fl. 2010). Studier från västkusten har visat att blåstång på mjukbotten är ett föredraget habitat för juvenil torsk (Borg m.fl. 1997).   | Uppskattas vara relativt hög rumslig samstämmighet.  | På grund av sin illustrerade funktion har EK bedömts ha relativt stor betydelse för ett kritiskt stadie hos en eller flera arter, och har en relativt hög rumslig samstämmighet. På grund av detta får EK 2 poäng.  |
| Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )   | 2     | Uppväxtområden för torsk är mycket mer vanligt förekommande än lekområden, och anses ha något lägre än "relativt stor" betydelse för torsk och endast möjligen kunna verka begränsande.  | Mycket hög då definitionen av EK är ett livshistoriskt viktigt område.   | På grund av att uppväxtområden inte är lika kritiska som lekområden för torsk, men trots detta har en viktig funktion för en hotad art får EK 2 poäng.  |
| Skorv ( <i>Saduria entomon</i> ), förekomst  | 0     | Saduria har inte påvisats ha någon effekt på särskilt känsliga stadier.  | Låg rumslig samstämmighet.   | Poäng ges till habitatbildande arter eller arter som utgör föda för en mycket specifik art vid ett kritiskt utvecklingskede. På grund av detta ges inga poäng här, då EK inte har någon påvisad effekt.   |

## Hotstatus

Kriteriet *hotstatus* är till för att bedöma om ekosystemkomponenten behöver prioriteras inom förvaltningen med anledning av att den är en hotad eller minskande art eller biotop. Kan även gälla till exempel populationer och underarter. För att göra en bedömning av *hotstatus* rekommenderas att för bottenvegetation och fauna använda Helcom:s rödlistbedömning av Östersjöbiotoper, vilken bedömer status av hot på Östersjöskala (Helcom 2013a) och på västkusten Oskar:s lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (Oskar 2008). En rödlistning av EUNIS habitat är under framtagande (European red List of Habitats) vilken kan appliceras på både Östersjön och Västerhavet. Vid bedömning av hotade arter rekommenderas att Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2015) samt Internationella naturvårdsunionens rödlista (IUCN 2014) också används. I enstaka fall kan andra underlag än rödlistor användas vid bedömning.

Tabell 3 ger vägledning till hur kriteriet ska bedömas och tabell 4 ger exempel på hur olika ekosystemkomponenter kan bedömas för kriteriet.

Tabell 3. Bedömningen av kriteriet *hotstatus* kan baseras på ett antal listor över hotade och minskande arter och biotoper. Se tabell 9 för överblick av alla kriterier i Del 1a.

| Del 1 - bedömning per havsområde  |  |                          |                                 |                                      |
|---|--|--------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|
| Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster  |  |                          |                                 |                                      |
| Hotstatus   |  |                          |                                 |                                      |
| Poäng   | Sveriges/<br>HELCOM:s/IUCN:s rödlista                                      | OSPAR:s<br>rödlista      | Övriga<br>bedömningar           | Sammanvägd<br>bedömning              |
| 10  | Starkt hotad/Akut hotad/Sårbar<br>(EN/CR/VU)                               | Hotad eller<br>minskande | Hotad eller<br>minskande        | Den bedömning som<br>ger högst poäng |
| 4   | Nära hotad (NT)  | -                        | Nära hotad eller<br>motsvarande | Den bedömning som<br>ger högst poäng |
| 2   | Har tidigare bedömts som hotad eller minskande alt. att diskussioner pågår |                          |                                 |                                      |
| ±   | 1 poäng går ej att dela ut för detta kriterium                             |                          |                                 |                                      |
| 0   | Ej bedömd som hotad eller minskande  |                          |                                 |                                      |
| Kommentar   |  |                          |                                 |                                      |
| Om ekosystemkomponenten (EK) är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lek område eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma hotstatusen för den arten som EK är viktig för istället för EK själv, men då måste en stark koppling finnas mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som skulle kunna begränsa arten.  |  |                          |                                 |                                      |
| Exempel: Om vi bedömer att EK "lek områden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk så kan bedömningen av torskens hotstatus också vara det som ger poäng till EK "lek områden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens hotstatus så som "lek områden för torsk" skulle kunna göras. Poängen bör viktas ner. |  |                          |                                 |                                      |



Tabell 4. Förklaringar till några av de värderingar som gjorts av kriteriet hotstatus för att testa utfallet av ramverket i Egentliga Östersjön. Observera att varken en expertgrupp eller en extensiv litteraturgenomgång har utförts och att tabellen endast är till för att visa hur avvägningar bör göras. Dock har internationella hotlistor och den svenska rödlistan används (Helcom 2013a; IUCN 2014; ArtDatabanken 2015). Se tabell 3 ovan för vägledning av hur kriteriet bör bedömas.

**Förklaringar till de preliminära bedömningarna (exempel för att visa hur avvägningar kan göras)**

Observera att bedömningarna varken har granskats av en expertpanel eller vilar på en ordentlig litteraturgenomgång, vilket de ska för att följa ramverket Mosaic för marin miljö

| Biotisk ekosystemkomponent (EK)  | Del 1 - bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön |  |                    |   |
|--|---|--|--------------------|---|
|  | Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster        |  |                    |   |
|  | Hotstatus   |  |                    |   |
|  | Poäng   | Internationella hotlistor                    | Svensk rödlista    | Sammanvägd bedömning  |
| Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                     | 10  |  | Torsk: Sårbar (VU) | Poängen baseras på att torsk anses sårbar (VU), och komponenten får därför 10 poäng eftersom bedömningen görs att kopplingen mellan EK och förutsättningarna för torsk är starkt sammankopplade.                        |
| Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög koncentration | 10  | IUCN Red list: Starkt hotad (EN)             |                    | Övervintrande populationer av alfågel är starkt hotade (EN) och alfågel (art) är sårbar (VU) enligt IUCN:s rödlista på grund av drastiskt minskning av de övervintrande populationerna i Östersjön. Detta ger 10 poäng. |
| Rödsträffe ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                        | 4   | HELCOM HUB, kransalgsbiotop: Nära hotad (NT) | Livskraftig (LC)   | På grund av att kransalgsbiotoper är bedömda att vara nära hotade i HELCOM HUB ges 4 poäng.   |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                    | 4   | HELCOM HUB: Nära hotad (NT)                  | Livskraftig (LC)   | Biotoper karakteriserade av bandtång ( <i>Zostera marina</i> ) är bedömda att vara nära hotade (NT) i HELCOM HUB och ges därför 4 poäng.  |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10–25% täckningsgrad                   | 4   | HELCOM HUB: Nära hotad (NT)                  | Livskraftig (LC)   | Biotoper karakteriserade av bandtång ( <i>Zostera marina</i> ) är bedömda att vara nära hotade (NT) i HELCOM HUB och ges därför 4 poäng.  |
| Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                 | 4   |  | Torsk: Sårbar (VU) | Poängen baseras dels på att torsk anses sårbar (VU) (vilket ger 10 p) men eftersom uppväxtområden inte bedöms vara begränsande för torsk på samma sätt som lekområden är sänks bedömningen till 4 poäng.                |
| Kräkel ( <i>Furcellaria lumbicalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                     | 0   |  | Livskraftig (LC)   | Inga poäng.   |
| Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 meter   | 0   |  | Livskraftig (LC)   | Inga poäng.   |
| Blåstång ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                        | 0   |  | Livskraftig (LC)   | Inga poäng.   |
| Skorv ( <i>Saduria entomon</i> ), förekomst                                      | 0   |  | Ej bedömd (NE)     | Inga poäng.   |

TEST

## Biologisk mångfald

Kriteriet *biologisk mångfald* är till för att bedöma hur mycket de fördefinierade ekosystemkomponenterna bidrar till *biologisk mångfald* av populationer och arter, det vill säga så kallad  $\alpha$ -diversitet (Whittaker 1960, 1972), vilket både är ett ekologisk/biologiskt värde samt en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst. För det här kriteriet behöver ekosystemkomponenten vara en livsmiljö/habitat eller biotop för att få höga poäng. Till skillnad från flertalet enstaka arter så stödjer ofta livsmiljöer/habitat och biotoper fler andra arter och populationer. Bedömningen av vilka ekosystemkomponenter som ska få höga poäng och vilka som ska få låga poäng görs i relation till varandra (det vill säga ekosystemkomponenternas betydelse för biologisk mångfald jämförs mot varandra för att bedöma vilka ekosystemkomponenter är de som oftast stödjer hög biologisk mångfald). Eftersom bedömning görs för varje ekosystemkomponent går det inte för det här kriteriet att ta hänsyn till *biologisk mångfald* av livsmiljöer ( $\beta$ -diversitet).  $\beta$ -diversitet är ett mått på hur många olika typer av livsmiljöer ett område har. Ju större skillnaden är mellan de olika livsmiljöerna desto högre är  $\beta$ -diversiteten. Hänsyn till *biologisk mångfald* av livsmiljöer ( $\beta$ -diversitet) liksom hänsyn till *biologisk mångfald* av populationer och arter på en global till regional nivå ( $\gamma$ -diversitet; Whittaker 1960, 1972), tas dels när *hotstatus* bedöms (föregående kriterium i den grundläggande naturvärdesbedömningen) och dels i den fördjupade naturvärdesbedömningen (genom kriteriet *ekologisk representativitet*, se i rapporten *Mosaic* –

ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1, avsnitt 5.3.1.5 och avsnitt 6.2.1 i diskussionen).

Tabell 5 ger vägledning till hur kriteriet ska bedömas och tabell 6 ger exempel på hur olika ekosystemkomponenter kan bedömas för kriteriet.

Tabell 5. Bedömningen av biologisk mångfald i Del 1a baseras på hur ekosystemkomponenter (EK) bidrar till biologisk mångfald av arter och populationer (det vill säga  $\alpha$ -diversitet). Se tabell 9 för överblick av alla kriterier i Del 1a.

| Del 1 - bedömning per havsområde                                     |  |
|--|--|
| Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster |  |
| Biologisk mångfald   |  |
| Poäng  |  |
| 10   | EK bidrar till <b>hög</b> biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet                                |
| 4  | EK bidrar med <b>relativt hög</b> biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet                        |
| 2  | EK bidrar med <b>viss</b> biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet                                |
| 1  | EK bidrar inte nämnvärt till biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet och är inte habitatbildande |
| 0  | Invasiva främmande arter som hotar biologisk mångfald  |

Tabell 6. Förklaringar till några av de värderingar som gjorts på biotiska ekosystemkomponenter (EK) av kriteriet biologisk mångfald för att testa utfallet av ramverket i Egentliga Östersjön. Observera att varken en expertgrupp eller en extensiv litteraturgenomgång har utförts och att tabellen endast är till för att visa hur avvägningar bör göras. Se tabell 5 ovan.

**Förklaringar till de preliminära bedömningarna (exempel för att visa hur avvägningar kan göras)**  
 Observera att bedömningarna varken har granskats av en expertpanel eller vilar på en ordentlig litteraturgenomgång, vilket de ska för att följa ramverket Mosaic för marin miljö

|  |       | Del 1 - bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön   |
|--|-------|---|
|  |       | Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster  |
|  |       | Biologisk mångfald  |
| Biotisk ekosystemkomponent (EK)  | Poäng |   |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                    | 10    | Biotopbildande högre undervattenskärlväxter har ofta en rik fauna och bandtångssamhällen ( <i>Zostera marina</i> ; ålgräs) har visats ha medel till hög biodiversitet (Boström och Bondorff 1997; Martin m.fl. 2013). Det har illustrerats att högre skottdensitet hos sjögräs attraherar mer fauna (Bell och Westoby 1986), samt leder till en högre artrikedom i experiment med artificiell bandtång ( <i>Zostera marina</i> ) och hårnating ( <i>Ruppia maritima</i> ) (Boström och Bondorff 2000). På grund av detta får 50 % täckningsgrad 10 poäng.   |
| Blåstång ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                        | 10    | Blåstångssamhällen har ofta en hög artrikedom (Martin m.fl. 2013). Studier av epifauna illustrerar att artrikedom/biologiska mångfalden inte nödvändigtvis skiljer sig mellan blåstång och fintrådiga alger (såsom <i>Cladophora</i> ), men däremot att faunasamhällena skiljer sig åt (Kraufvelin och Salovius 2004; Wikström och Kautsky 2007). Det bör även vägas in att blåstång också utgör en sekundär hårbotten för sessil epifauna samt för flertalet epifytiska alger. Detta samantaget ger EK 10 poäng.   |
| Rödsträse ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                         | 4     | <i>Chara</i> spp. har en hög abundans av evertebrater, mestadels herbivorer, och är ett föredragat habitat över många andra för makrozoobenthos (Orav m.fl. 2000). På grund av detta får EK rödsträse ( <i>Chara tomentosa</i> ) 4 poäng.   |
| Kräkel ( <i>Furcellaria lumbicalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                     | 4     | Djupväxande i relation till andra "köttiga" alger, med hög diversitet av associerade arter (Martin m.fl. 2013), vilket gör att bedömningen för 25–100% täckningsgrad landar på 4 poäng.   |
| Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 meter   | 4     | Blåmusselbankar har hög biodiversitet av associerad fauna och flora (Norling och Kautsky 2008). För tillfället bedöms EK till 4 poäng.  |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10–25% täckningsgrad                   | 2     | Biotopbildande högre undervattenskärlväxter har ofta en rik fauna och bandtångssamhällen ( <i>Zostera marina</i> ; ålgräs) har visats ha medel till hög biodiversitet (Boström och Bondorff 1997; Martin m.fl. 2013). Det har illustrerats att högre skottdensitet hos sjögräs attraherar mer fauna (Bell och Westoby 1986), samt leder till en högre artrikedom i experiment med artificiell bandtång ( <i>Zostera marina</i> ) och hårnating ( <i>Ruppia maritima</i> ) (Boström och Bondorff 2000). På grund av att täckningsgraden är relativt låg (ålgräs förekommer ofta i högre täckningsgrader; i Sharks databas har 67% av alla stationer i Egentliga Östersjön, med information om täckningsgrader av ålgräs, över 25% täckningsgrad) får 10–25% täckningsgrad 2 poäng. |
| Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                     | 1     | Baseras på torsk vilket endast är en art som inte bedöms vara habitatbildande. 1 poäng.   |
| Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög koncentration | 1     | Endast en art som inte bedöms vara habitatbildande. 1 poäng.  |
| Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                 | 1     | Baseras på torsk vilket endast är en art som inte bedöms vara habitatbildande. 1 poäng.   |
| Skorv ( <i>Saduria entomon</i> ), förekomst                                      | 1     | Endast en art som inte bedöms vara habitatbildande. 1 poäng.  |

TEST

### **Ekologisk funktion**

Kriteriet *ekologisk funktion* är till för att bedöma om de fördefinierade ekosystemkomponenterna utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som har betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv. Inom detta kriterium inkluderas många av de indirekta ekosystemtjänsterna (det vill säga stödjande och flertalet reglerande ekosystemtjänster). De ekologiska funktionerna kan till exempel handla om huruvida komponenten bidrar till föda eller livsmiljöer för andra arter, är en viktig top-down reglerare, har en betydande vattenrenande eller filtrerande förmåga eller har betydande vattenkemiska eller sedimentkemiska funktioner som syresättning av bottnar eller sedimentbindande egenskaper. Till exempel har blåmusslor stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv genom att filtrera vattnet på plankton och fungera som viktig födokälla för fiskar och fåglar. Bedömningen tar också hänsyn till om det finns andra ekosystemkomponenter som har samma potential eller inte (till exempel så kallade komplementarter).

Det är viktigt att detta kriterium bara värderar det som inte värderats i de andra tre kriterierna; *livshistoriskt viktigt*, *hotstatus* och *biologisk mångfald*. Om till exempel ekosystemkomponenten ”lekområden för torsk” redan värderas för kriteriet *livshistoriskt viktigt* kan den inom kriteriet *ekologisk funktion* inte få ytterligare poäng för samma sak (det vill säga att det stödjer reproduktion av en art), däremot kan den få poäng för att ekosystemkomponenten troligen även påverkar hur många toppredatorer som finns i pelagialen. Ekosystemkomponenten ”lekområden för mört” kanske däremot inte erhåller ytterligare poäng utöver att det stödjer produktion av en art, då exemplet utgår från att mört i dagsläget inte bedöms representera en utsatt nyckelfunktion i födoväven så som torskens funktion som toppredator är.

Tabell 7 och figur 8 ger vägledning till hur kriteriet ska bedömas och tabell 8 ger exempel på hur olika ekosystemkomponenter kan bedömas för kriteriet.

Tabell 7. Bedömningen av kriteriet ekologisk funktion styrs av vikten av ekosystemkomponenters (EK) funktion, dess utbytbarhet och dess förekomst (både potentiell och reell). Se tabell 9 för överblick av alla kriterier i Del 1a. Se figur 8 för en illustration hur kriteriet ekologisk funktion bedöms.

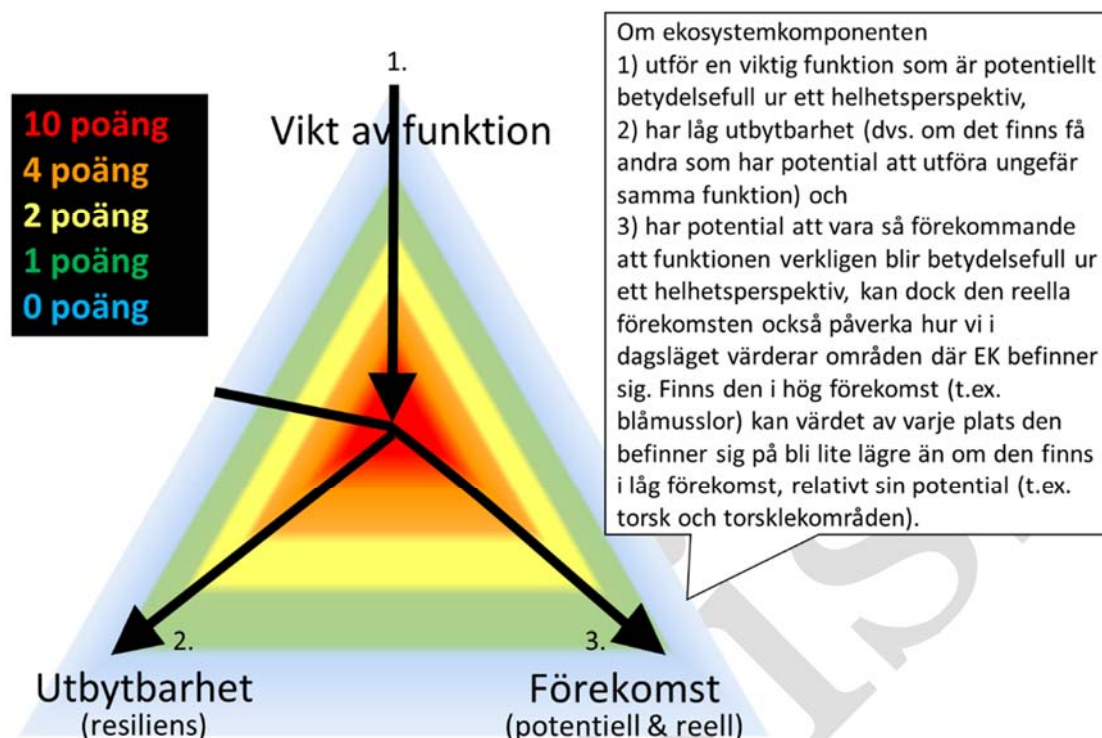
| Del 1 - bedömning per havsområde                                     |                                 |                                |  |
|--|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster |                                 |                                |  |
| Ekologisk funktion   |                                 |                                |  |
| Poäng  | Vikt av funktion                | Utbytbarhet /resiliens         | Förekomst (potentiell och reell) och sammanvägd bedömning  |
| 10   | Mycket stor betydelse           | Låg                            | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) och är eller har potential att vara av <b>mycket stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där <b>få</b> andra kan fylla dess funktion  |
| 4  | Alt. 1<br>Stor betydelse        | Relativt låg                   | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av <b>stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där <b>relativt få</b> andra kan fylla dess funktion  |
|  | Alt. 2<br>Mycket stor betydelse |                                | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av <b>mycket stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där <b>relativt få</b> andra kan fylla dess funktion, men är så pass <b>vanlig</b> att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något |
| 2  | Alt. 1<br>Viss betydelse        | Relativt utbytbar              | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av <b>viss</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv  |
|  | Alt. 2<br>Stor betydelse        |                                | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av <b>stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv, men är så pass <b>vanlig</b> att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något   |
| 1  | Liten betydelse                 | Utbytbar                       | EK har (utöver tidigare kriterier) <b>liten</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv  |
| 0  | Skadlig inverkan                | Konkurrerar med inhemska arter | Invasiva främmande arter som <b>hotar</b> ekologiska funktioner eller slår ut andra arter  |

#### Kommentar

Om EK är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lek område eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma vikt av funktion och utbytbarhet för den arten som EK är viktig för istället för EK själv, men då måste en stark koppling finnas mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som möjligen begränsar arten.

Exempel: Om vi bedömer att EK "lek områden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk så kan bedömningen av torskens vikt av funktion och utbytbarhet också vara det som ger poäng till EK "lek områden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens vikt av funktion och utbytbarhet så som "lek områden för torsk". Poängen bör viktas ner eller inte utdelas.

## Bedömning av ekologisk funktion



Figur 8. Schematisk figur över bedömning av kriteriet "ekologisk funktion" vilket bedömer hur potentiellt betydelsefull en ekosystemkomponent (EK) är ur ett helhetsperspektiv. Nedan ges tre exempel. Observera att exemplens antagna bedömningar till viss del är hypotetiska och endast ska ses som vägledande exempel för hur bedömningar kan göras.

Exempel 1: EK = "Lekområden för torsk". Bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Om bedömningen görs att "Lekområden för torsk" är relativt nära knutet till mängden adult torsk kan torskens ekologiska funktion vara det som primärt bedöms. Om torsk bedöms utgöra en mycket viktig funktion som toppredator i pelagialen indikeras att bedömningen längs axel 1 (vikt av funktion) i figuren bör hamna i den röda zonen. Om bedömningen görs att utbytbarheten av torskens funktion i Egentliga Östersjön som toppredator i pelagialen är låg indikerar axel 2 i figuren att bedömningen också borde hamna i röd zon. Om bedömningen görs att torsk har hög potential att vara så pass förekommande att dess funktion faktiskt blir betydelsefull – men inte är så pass vanligt förekommande att värdet skulle sänkas – indikerar även axel 3 (förekomst) att EK ligger i röd zon. På grund av sin bedömda nära koppling till torsk är slutsatsen att "lekområden för torsk" bör värderas till 10 poäng för kriteriet.

Exempel 2: EK = "Uppväxtområden för torsk". Bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Om bedömningen utgår från torskens ekologiska funktion torde den bli som i exemplet ovan, 10 poäng. Men om vi antar att "uppväxtområden för torsk" inte har lika stark koppling till mängden torsk som "lekområden för torsk" har, bör poängen viktas ner. Bedömningen kanske står mellan 4 och 2 poäng. Här behövs mer litteraturstudier (som denna rapport inte haft utrymme till att göra) alternativt mer forskning om uppväxtområdenas roll för torsken. Tills vidare väljer vi att ge 4 poäng.

Exempel 3: EK = "Blåmusselbäddar 25–50 % täckningsgrad och grundare än 30 m". Bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Blåmusslor har många viktiga funktioner, framförallt som filtrerare, föda, biotopbildare, sedimentstabiliserare m.m. vilket indikerar att bedömningen längs axel 1 (vikt av funktion) i figuren bör hamna i den röda zonen. Blåmusslor har troligen låg utbytbarhet genom det troligen inte finns någon annan EK som kan ha samma funktioner i lika stor omfattning och därmed indikerar även axel 2 i figuren att blåmusslor ligger i röd zon. Men eftersom blåmusslor är så vanliga förekommande sänks värdet något för varje plats de finns på, det vill säga från 10 poäng till 4 poäng. Om blåmusslors förekomst skulle minska skulle detta behöva omvärderas.

Fler exempel på bedömningar redovisas i tabell 8.

Tabell 8. Förklaringar till några av de värderingar som gjorts på biotiska ekosystemkomponenter (EK) av kriteriet ekologisk funktion för att testa utfallet av ramverket i Egentliga Östersjön. Observera att varken en expertgrupp eller en extensiv litteraturgenomgång har utförts och att tabellen endast är till för att visa hur avvägningar bör göras. Se tabell 7 och figur 8 för en illustration hur kriteriet ekologisk funktion bedöms.

Förklaringar till de preliminära bedömningarna (exempel för att visa hur avvägningar kan göras)

Observera att bedömningarna varken har granskats av en expertpanel eller vilar på en ordentlig litteraturgenomgång, vilket de ska för att följa ramverket Mosaic för marin miljö

| Del 1 - bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön      |       |  |   |  |  |
|--|-------|--|---|--|--|
| Del 1a - ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster             |       |  |   |  |  |
| Biotisk ekosystemkomponent (EK)  | Poäng | Ekologisk funktion   |   |  |  |
|  |       | Vikt av funktion   | Utbytbarhet/resiliens   | Förekomst (potentiell/reell)   | Sammanvägd bedömning   |
| Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                     | 10    | Bedömningen baseras på torsk (eftersom funktionella lekområden antas vara nära knutet till mängd adult torsk) som har mycket stor betydelse som toppredator (topdown reglerare) för stora områden i pelagialen vilket ger effekter på stora delar av Egentliga Östersjöns ekologi.   | Låg, ej utbytbar som pelagisk predator.   | Relativt hur vanlig förekommande torsk tidigare har varit - är den idag mindre vanlig. Även antalet fungerande lekområden förefaller lågt.                           | Alla delar i bedömningen indikerar att EK bör få 10 poäng.   |
| Rödsträse ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                         | 10    | Viktigt habitat för många arter. Primärproduktion som används av herbivorer (Kotta m.fl. 2004), näringsupptag, sedimentation (genom sänkande av vattenhastighet), men brist på rhizom begränsar troligen sediment-stabiliseringen.   | Låg utbytbarhet. En av de kransalger som är höga och habitatbildande.   | Måttlig.   | På grund av vikten i sin funktion och att dess utbytbarhet är låg bedömdes biotopen till 10 poäng.   |
| Blåstång ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                        | 10    | Produktiva habitat med hög algbiomassa (Martin m.fl. 2013), och högre abundans och biomassa av evertebrater i habitat med blåstång än i grunda hårbottenområden med andra alger (Wikström och Kautsky 2007).   | Låg, i vissa regioner potentiellt utbytbar mot sågtång ( <i>F. serratus</i> ), men i större delen av Östersjön inte utbytbar. | Fortfarande mycket vanlig, men djuputbredningen har minskat (Kautsky m.fl. 1986, Torn m.fl. 2006).   | På grund av vikten på sin funktion, och att arten inte är utbytbar, får EK 10 poäng.   |
| Älgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                    | 10    | Kärlväxter generell sett habitatbildande, sedimentbindande och näringsupptagande, framförallt vid hög täckningsgrad. Vikten av funktionen anses vara högre för den högre täckningsgraden.  | Låg till relativt låg i Egentliga Östersjön. Lägre söder ut än norr ut.   | Måttlig.   | På grund av vikten av sin funktion (särskilt vid dessa höga täckningsgrader) och att inte är särskilt utbytbar får EK 10 poäng. Obs. att EK viktas lokalt inom havsområdet och bör viktas ner längre norrut där andra kan till del fylla dess funktion.  |
| Kräkel ( <i>Furcellaria lumbicalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                     | 4     | Djupväxande i relation till andra "köttiga" alger, och bidrar därigenom till både sekundär hårbotten och primärproduktion vid större djup.   | Låg/Relativt låg.   | Relativt vanlig, men troligen inte såpass vanlig att vi inte behöver vara rädda om de områden vi har.  | På grund av vikten i sin funktion och relativt låga utbytbarhet, men med hyfsad förekomst, bedömdes biotopen till 4 poäng.   |
| Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 meter   | 4     | Blåmusslor har många viktiga funktioner, och är en extremt viktig filterare, samt är biotopbildande (biogena rev) som kan bidra till att stabilisera sediment (Young 1983). De bidrar med viktiga funktioner för andra EK, bl.a. som habitat (Tsuchiya och Nishihira 1986; Yager m.fl. 1993; Albrecht och Reise 1994) och närings- och födokälla (Kautsky och Wallentinus 1980; Prins m.fl. 1998; Norling och Kautsky 2007).   | Låg- enda som filterar i stor mängd på hårbotten i Egentliga Östersjön.   | Mycket vanlig  | Trots blåmusslors viktiga funktion och låga utbytbarhet i Egentliga Östersjön, får de endast 4 poäng pga. att de är så pass vanligt förekommande. Obs. att vid bedömning behövs ett rumsligt perspektiv (även om vi bedömer fördefinierade EK). Om något är mycket vanligt blir varje plats med EK lite lägre. |
| Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                 | 4     | Bedömningen baseras på torsk som har mycket stor betydelse som toppredator (topdown reglerare) för stora områden i pelagialen vilket ger effekter på stora delar av Egentliga Östersjöns ekologi.  | Mycket låg, ej utbytbar som pelagisk predator.  | Relativt hur vanligt förekommande torsk tidigare har varit - är den idag mindre vanlig. Däremot är förekomsten av uppväxtområden stor och troligen inte begränsande. | Vikten av torskens funktionen är stor, men eftersom EK är vanligt förekommande och troligen inte är begränsande för torsk är kopplingen dem emellan svagare än vad den är för lekområden. Bedömningen blir 4 poäng.  |
| Skorv ( <i>Saduria entoman</i> ), förekomst                                      | 4     | Predator som reglerar lokala ekosystem genom att reglera populationsdensitet hos både kräftdjur, maskar och insekter, men äter även detritus och bidrar till nedbrytningen (Sandberg och Bonsdorff 1990; Svanbäck m.fl. 2011). Viktigt vintermat för sälar, och den viktigaste födan för hornsimpa och lake (Sinisalo m.fl. 2008; Lehosmaa 2014).  | Låg/Relativt låg.   | Vanlig.  | På grund av vikten i sin funktion och relativt låga utbytbarhet, men med hög förekomst, bedömdes biotopen till 4 poäng.  |
| Älgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10–25% täckningsgrad                   | 2     | Kärlväxter generell sett habitatbildande, sedimentbindande och näringsupptagande, framförallt vid tillräckligt hög täckningsgrad. På grund av en låg täckningsgrad (älgräs förekommer ofta i högre täckningsgrader; i Sharks databas har 67% av alla stationer i Egentliga Östersjön, med information om täckningsgrader av älgräs, över 25% täckningsgrad) kan vikten av funktionen anses vara lägre än den för högre täckningsgrader. Dock skapar den fortfarande livsmiljö men möjligen inte av lika stor vikt som vid högre täckningsgrader. | Låg/Relativt låg.   | Måttlig.   | På grund av att vikten av funktionen begränsas av den låga täckningsgraden får EK 2 poäng.   |
| Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög koncentration | 1     | Top-down reglerare som bedöms vara av viss betydelse.  | Relativt utbytbar.  |  |  |

## Överblick av Del 1a

Tabell 9 ger en sammanfattning av riktlinjerna för bedömningarna i Del 1a.

Tabell 9. Riktlinjer vid poängsättning av ekosystemkomponenter (EK) efter kriterier i Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster. Beträffande hotstatus är riktlinjerna specifika för hur bedömningen ska göras om ekosystemkomponenten finns listad på en rödlista. För kriterierna biologisk mångfald och ekologisk funktion avgörs bedömningen i stor utsträckning genom att relatera de olika ekosystemkomponenterna mot varandra, till exempel för att avgöra vilka ekosystemkomponenter som "bidrar till hög biologisk mångfald" och vilka som "bidrar med relativt hög biologisk mångfald".

| Del 1 - bedömning per havsområde  |   |  |   |   |
|---|---|--|---|---|
| Del 1a - kriterier för bedömning av ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster |   |  |   |   |
| Poäng   | Livshistoriskt viktigt  | Hotstatus  | Biologisk mångfald  | Ekologisk funktion  |
| 10  | EK kan <b>troligen</b> begränsa en eller flera arter och är - eller har <b>mycket hög</b> rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter*  | Hotad eller minskande  | EK bidrar till <b>hög</b> biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet                                       | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av <b>mycket stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion  |
| 4   | EK kan <b>troligen</b> begränsa en eller flera arter och har <b>relativt hög</b> rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*<br><b>Alt.</b> EK kan <b>möjligen</b> begränsa en eller flera arter och är - eller har <b>mycket hög</b> rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter* | Nära hotad eller motsvarande   | EK bidrar med <b>relativt hög</b> biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet                               | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av <b>stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion<br><b>Alt.</b> EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av <b>mycket stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion, <b>men är så pass vanlig</b> att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något |
| 2   | EK kan <b>möjligen</b> begränsa en eller flera arter och har <b>relativt hög</b> rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*   | Har tidigare bedömts som hotad eller minskande alt. diskussioner pågår | EK bidrar med <b>viss</b> biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet                                       | EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av <b>viss</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv<br><b>Alt.</b> EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av <b>stor</b> betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv, <b>men är så pass vanlig</b> att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något  |
| (1)   | Går ej att utdela   |  | EK <b>bidrar inte nämnvärt</b> till biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet och är inte habitatbildande | EK har (utöver tidigare kriterier) <b>liten betydelse</b> ur ett ekologiskt helhetsperspektiv   |
| 0   | EK utgör inte - eller har inte påvisats ha någon speciell betydelse för - ett kritiskt stadie av mobila arter* alt. har <b>låg</b> rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*   | EK är inte bedömd som hotad eller minskande                            | Invasiva främmande arter som <b>hotar</b> biologisk mångfald  | Invasiva främmande arter som <b>hotar</b> ekologiska funktioner eller slår ut andra arter   |

### Kommentar

\* Med "mobila arter" menas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, dvs. arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.

Vid bedömning av *hotstatus*, *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* i de fall EK är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lekområde eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma *hotstatus*, bidrag till *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* baserat på den arten (eller de arterna) som EK är viktig för istället för EK själv. För att göra det krävs en stark koppling mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som skulle kunna begränsa arten.

Exempel: Om vi bedömer att EK "lekområden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk kan bedömningen av torskens hotstatus, bidrag till *biologisk mångfald* och *ekologiska funktion* vara det som ger poäng till EK "lekområden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens *hotstatus*, *bidrag till biologisk mångfald* och *ekologiska funktion* som man skulle kunna göra för "lekområden för torsk". Poängen bör viktas ner.

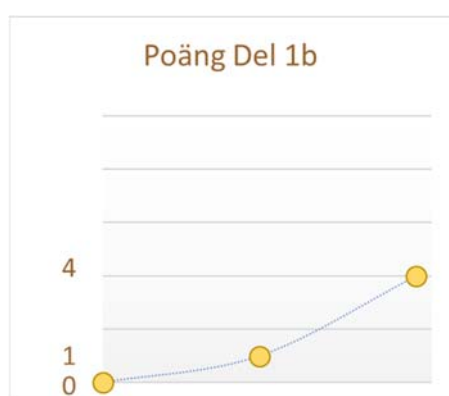


### 1.1.3. Del 1b – direkta ekosystemtjänster

Kriterierna i Del 1b (direkta ekosystemtjänster) är:

- Försörjande ekosystemtjänster
- Kulturella ekosystemtjänster
- Reglerande ekosystemtjänster

I Del 1b (direkta ekosystemtjänster) tilldelas ekosystemkomponenterna 4 poäng, 1 poäng, eller 0 poäng (se figur 9). Här kan alltså inte 10 eller 2 poäng delas ut som i Del 1a. Att direkta ekosystemtjänster i Del 1b inte kan tilldelas lika många poäng som ekologiska/biologiska värden och indirekta ekosystemtjänster, är för att minska effekterna av dubbelvärdering på grund av att i princip alla direkta ekosystemtjänster också blir värderade i Del 1a. För att få en sammanvägd bedömning för Del 1b summeras poängen med ett tak på max 7 poäng.



Figur 9. Poängsättning för Del 1b (direkta ekosystemtjänster). Poängen ökar kraftigare för varje steg för att poängmässigt lyfta de biotiska ekosystemkomponenter som bedöms ha högst prioritering för ett kriterium. Till skillnad från Del 1a (där max 10 poäng kan utdelas) kan endast 0, 1 eller 4 poäng delas ut i Del 1b. Det är för att minska effekterna av dubbelvärdering när samma egenskap hos en ekosystemkomponent värderas både i Del 1a och b.

#### **Försörjande ekosystemtjänster**

Ekosystemkomponenten tillhandahåller direkt varor som kan säljas på en marknad. Det kan till exempel vara livsmedel, genetiska resurser, kemiska resurser, energiproduktion, dekorativa resurser och flera andra råvaror. Till exempel djurfoder, alger eller musslor till gödning.

#### **Kulturella ekosystemtjänster**

Ekosystemkomponenten tillhandahåller tjänster som är av betydelse för mänsklig kultur (till exempel om ekosystemkomponenten nyttjas för naturupplevelser och bidrar till rekreation, folkhälsa, turistnäring, estetik, vetenskap och utbildning, natur-/kulturarv och inspiration). Till exempel fåglar för fågelskådning eller fisk för sportfiske.

#### **Reglerande ekosystemtjänster**

Ekosystemkomponenten har genom biologiska processer en reglerande funktion som minskar olika miljöproblem. Exempel på detta är tjänster som motverkar övergödningssproblematik eller som håller kvar sediment. Till exempel musslor som filtrerar vattnet vilket minskar effekter från övergödningssproblematik eller kärlväxter som binder sediment med sina rötter.

Tabell 10 ger vägledning till hur kriterierna ska bedömas och tabell 11 ger exempel på hur olika ekosystemkomponenter kan bedömas för dem.

Tabell 10. Riktlinjer vid poängsättning av ekosystemkomponenter (EK) efter kriterier i Del 1b – direkta ekosystemtjänster. För dessa kriterier kan ingen ekosystemkomponent få 10 eller 2 poäng (som de kan få i Del 1a). Observera att det endast är direkta ekosystemtjänster som ger poäng. Indirekta ekosystemtjänster (stödande och flera reglerande ekosystemtjänster) bedöms tillsammans med ekologiskt/biologiska värden i Del 1a. Exempel på bedömningar redovisas i tabell 11.

| Del 1 - bedömning per havsområde  |   |  |  |
|---|---|--|--|
| Del 1b - kriterier för bedömning av direkta ekosystemtjänster   |   |  |  |
| Poäng   | Försörjande ekosystemtjänster   | Kulturella ekosystemtjänster   | Reglerande ekosystemtjänster   |
| <del>10</del>   | 10 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier   |  |  |
| 4   | Biotiska ekosystemkomponenter som <b>bidrar</b> med råvaror som <b>värderas högt</b> eller <b>används av många</b>                                  | Biotiska ekosystemkomponenter som har en kulturell <b>betydelse</b> som <b>värderas högt</b> eller <b>används av många</b>   | Biotiska ekosystemkomponenter som <b>väsentligt reglerar</b> egenskaper i ekosystemen som människan sätter stort värde på och där få andra kan fylla dess funktion |
| <del>2</del>  | 2 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier  |  |  |
| 1   | Biotiska ekosystemkomponenter som <b>har potential att bidra</b> med råvaror som anses som <b>måttligt värdefulla</b> eller <b>används måttligt</b> | Biotiska ekosystemkomponenter som <b>har potential att bidra</b> med en kulturell betydelse som anses som <b>måttligt värdefulla</b> eller <b>används måttligt</b> | Biotiska ekosystemkomponenter som <b>reglerar</b> egenskaper i ekosystemen som människor sätter visst värde på   |
| 0   | Biotiska ekosystemkomponenter som har <b>låg potential</b> att bidra med råvaror  | Biotiska ekosystemkomponenter vars kulturell roll människor sätter <b>lågt värde</b> på  | Biotiska ekosystemkomponenter som har <b>låg potential</b> att reglera egenskaper i ekosystemen som människor sätter värde på                                      |
| Kommentar   |   |  |  |
| <p>I de fall som EK är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lek område eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma de direkta ekosystemtjänsterna baserat på den arten (eller de arterna) som EK är viktig för istället för EK själv. För att göra det krävs en stark koppling mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som skulle kunna begränsa arten.</p> <p>Exempel: Om vi bedömer att EK "lek områden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk kan bedömningen av vilka direkta ekosystemtjänster som torsk ger vara det som ger poäng till EK "lek områden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens direkta ekosystemtjänster så som man skulle kunna göra för "lek områden för torsk". Poängen bör viktas ner.</p> |   |  |  |

Tabell 11. Förklaringar till några av de värderingar som gjorts på biotiska ekosystemkomponenter (EK) av Del 1b – direkta ekosystemtjänster” för att testa utfallet av ramverket i Egentliga Östersjön. Observera att varken en expertgrupp eller en extensiv litteraturgenomgång har utförts och att tabellen endast är till för att visa hur avvägningar bör göras. För beskrivningar av hur de olika poängen ska sättas se tabell 10.

**Förklaringar till de preliminära bedömningarna (exempel för att visa hur avvägningar kan göras)**

Observera att bedömningarna varken har granskats av en expertpanel eller vilar på en ordentlig litteraturgenomgång, vilket de ska för att följa ramverket Mosaic för marin miljö

| Biotisk ekosystemkomponent (EK)  | Del 1 - bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön |                |                |            | Försörjande ekosystemtjänster  | Kulturella ekosystemtjänster   | Reglerande ekosystemtjänster<br>observera att det endast gäller <u>direkt</u> reglerande ekosystemtjänster och inte indirekta reglerande ekosystemtjänster   |
|--|---|----------------|----------------|------------|--|--|--|
|  | Försörjande EST   | Kulturella EST | Reglerande EST | Totalpoäng |  |  |  |
| Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                   | 4   | 4              | 1              | 7          | Mycket viktig för yrkesfisket. EK anses nära kopplad till mängd torsk. 4 poäng.  | Traditionellt viktigt för yrkes- och fritidsfisket. 4 poäng.   | Viktig reglerande toppredator men värderas troligen lågt av allmänheten för detta. 1 poäng.  |
| Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad, grundare än 30 m      | 1   | 0              | 4              | 5          | I Egentliga Östersjön används blåmusslor knappt som försörjande ekosystemtjänster. Kan eventuellt ändras om det börjar användas som gödsel. 1 poäng.   | I Egentliga Östersjön får de inte poäng för kulturella ekosystemtjänst eftersom de inte plockas och används som föda.  | Viktig reglerande ekosystemtjänst genom att filtrera vatten, och bland annat göra det mer badvänligt. 4 poäng.   |
| Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                               | 1   | 1              | 0              | 2          | Torsk är mycket viktig för yrkesfisket, men den höga förekomsten av EK och troliga låga koppling till mängden torsk drar ner bedömningen till 1 poäng. | Torsk är traditionellt viktigt för yrkes- och fritidsfisket, men den höga förekomsten av EK och trolig svag koppling till mängden torsk drar ner bedömningen till 1 poäng. | Pga. att värderingen från allmänheten av torskens reglerande funktion är låg samt att förekomsten av "uppväxtområden för torsk" troligen inte begränsar mängden torsk, utdelas inga poäng här.   |
| Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög konc.       | 0   | 1              | 0              | 1          |  | Fågelskådning, friluftsliv. 1 poäng.   |  |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                  | 0   | 0              | 1              | 1          |  |  | Erosionsskydd för badstränder och boende. 1 poäng.   |
| Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 meter | 0   | 1              | 0              | 1          |  | Blåmussla som biotop kan anses ha en viss kulturell betydelse, då den kan ses som ett tecken på ett hälsosamt ekosystem för friluftsutövare. Osäker bedömning.             |  |
| Rödsträffe ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                      | 0   | 1              | 0              | 1          |  | Kransalger som biotop kan anses ha en viss kulturell betydelse. Osäker bedömning.  |  |
| Kräkel ( <i>Furcellaria lumbicalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                   | 0   | 0              | 0              | 0          |  |  |  |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10–25% täckningsgrad                 | 0   | 0              | 0              | 0          |  |  | Borde möjligen få poäng för erosionsskydd för badstränder och boende, men utan vidare möjlighet att undersöka frågan antar vi här att 10% täckningsgrad är för lågt för att ha den förmågan i tillräckligt hög grad för poäng. Osäker bedömning. |
| Skorv ( <i>Saduria entomon</i> ), förekomst                                    | 0   | 0              | 0              | 0          |  |  |  |

#### 1.1.4. Rekommendationer till den fördjupade naturvärdesbedömningen

Expertgruppen bör också ge specifika rekommendationer till länsstyrelserna gällande vilka ekosystemkomponenter som ska ligga till grund för värdekärnor och hur mycket de bör vara representerade i fortsatta analyser av värdetrakter.<sup>11</sup>

#### **Ekosystemkomponenter och värdekärnor**

All förekomst av vissa ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden kan bedömas att alltid vara värdekärnor. Undantagsvis kan det också finnas väldigt vanliga ekosystemkomponenter med låga naturvärden som inte bör vägas med när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram för att identifiera ansamlingar av naturvärden. (se analyserna i den fördjupade naturvärdesbedömningen i rapporten *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1*). Expertgruppen bör lämna rekommendationer om vilka biotiska ekosystemkomponenter detta kan gälla. Det är dock länsstyrelserna som fattar det slutgiltiga beslutet.

#### **Representation av ekosystemkomponenter i värdetrakter**

Inför kriteriet *ekologisk representativitet* som kommer längre fram i den fördjupade naturvärdesbedömningen, bör expertgruppen som bedömer Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen också ge rekommendationer kring hur mycket av olika biotiska ekosystemkomponenter som bör vara representerade i värdetrakter. Rekommendationerna bör dels utgå från ekosystemkomponentens naturvärdespoäng (bedömt här i Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen), huruvida ekosystemkomponenten är utsatt för mänskliga aktiviteter som den är sårbar för och i så fall hur mycket av ekosystemkomponenten som bör finnas för att den ska vara bärkraftig för sin egen existens och för de arter som ekosystemkomponenten är viktig för. Om ekosystemkomponenten är bedömd att vara en naturvårdsart (Hallingbäck 2013) bör anledningen till detta tas med i bedömningen av för hur stor del av en arts utbredning som bör vara representerat, till exempel om ekosystemkomponenten är en ansvarsart, skyddad art eller rödlistad art. Uppgifterna och rekommendationerna ska noteras (se exempel längre fram i den andra kolumnen, tabell 15) och gränsen som sätts per ekosystemkomponent ska motiveras. Beslutet för hur mycket av en ekosystemkomponent som ska representeras i värdetrakter tas dock först i den fördjupade naturvärdesbedömningen när regional kunskap och analyser om ekosystemkomponenters lokala utsatthet vägs med. Läs mer om kriteriet *ekologisk representativitet* i avsnitt 5.3.1.5 i rapporten *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1*.

### **1.2. Del 2 – regional bedömning**

#### 1.2.1. Lokal viktning

I Del 2 görs en lokal viktning för varje fördefinierad ekosystemkomponent (som är bedömd i Del 1) efter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet* (figur 1 och 2). Med andra ord viktas bedömningen av en ekosystemkomponent utförd för ett helt havsområde utefter dess betydelse i det undersökta området. Detta är i huvudsak tänkt att göras på länsnivå men kan också delas upp inom ett län. Till exempel kan bedömningarna vid behov decentraliseras till kommuner och vattenvårdsförbund. Bedömningarna kan också delas upp inom ett län om det finns stora ekologiska skillnader inom länet. Till exempel kanske ett län finner det önskvärt att dela upp den lokala viktningen mellan inner och ytterskärgård. Den lokala viktningen ska baseras på samma kriterier som tas upp i Del 1 men ur ett regionalt/lokalt perspektiv. Det kan till exempel röra sig om att en art är mer eller mindre ovanlig i ett län jämfört med hela havsområden och därmed har en mer eller mindre betydande *ekologisk funktion* i området jämfört med hela

---

<sup>11</sup> Steg 1b i flödesschemat som redovisas i bilaga 1, till rapporten *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1*.

havsområdet. Den lokala viktningen ska inte användas för att vikta upp något på grund av förvaltningstradition eller tillgång på data.

Den lokala viktningen görs genom att lägga till eller dra ifrån poäng mellan -3 och +3.<sup>12</sup> Det vill säga bedömningen i Del 1 (bedömning per havsområde) kan viktas ner eller upp utefter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet*.

Observera att även om hänsyn tas till lokala aspekter vid bedömning av kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet*, tas hänsyn inte till platsspecifika egenskaper – det vill säga hänsyn tas inte till var exakt varje enskild ekosystemkomponent är placerad i rummet och vilka platsspecifika egenskaper ekosystemkomponenten skulle kunna ha just där. Här tas istället hänsyn till exempel vad blåstångsbiotoper i allmänhet är värda i Blekinge län oavsett var de befinner sig (fördefinierad med en täckningsgrad  $\geq 25\%$ ) (figur 1).

Tabell 12 ger vägledning till hur kriteriet ska bedömas och tabell 13 ger exempel på hur olika ekosystemkomponenter kan bedömas för kriteriet.

Tabell 12. Riktlinjer vid bedömning av biotiska ekosystemkomponenter (EK) efter Del 2 – regional bedömning, lokal viktning och kriteriet relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet. Exempel på bedömningar redovisas i tabell 13.

| Del 2 - regional bedömning |   |
|----------------------------|---|
| Lokal viktning             |   |
| Poäng                      | Relativ lokal betydelse jämfört med havsområdet   |
| +3                         | EK lokala betydelse är väsentligt större i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i Del 1) |
| +2                         | EK lokala betydelse är större i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i Del 1)            |
| +1                         | EK lokala betydelse är något större i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i Del 1)      |
| 0                          | EK lokala betydelse skiljer sig inte i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i Del 1)     |
| -1                         | EK lokala betydelse är något mindre i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i Del 1)      |
| -2                         | EK lokala betydelse är mindre i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i Del 1)            |
| -3                         | EK lokala betydelse är väsentligt mindre i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i Del 1) |

<sup>12</sup> Ett undantag finns för Öresund där poängen för den lokala viktningen kan sättas mellan -5 till +5. Läs mer om utformningen av poängsystemet under diskussionen i avsnitt 2 i denna bilaga.

Tabell 13. Förklaringar till några av de värderingar som gjorts på biotiska ekosystemkomponenter (EK) av Del 2 - regional bedömning, lokal viktning och kriteriet relativ lokal betydelse jämfört med havsområdet för att testa utfallet av ramverket i Egentliga Östersjön. Observera att varken en expertgrupp eller en extensiv litteraturgenomgång har utförts och att tabellen endast är till för att visa hur avvägningar bör göras. För beskrivningar av hur de olika poängen ska sättas se tabell 12.

**Förklaringar till de preliminära bedömningarna (exempel för att visa hur avvägningar kan göras)**

Observera att bedömningarna varken har granskats av en expertpanel eller vilar på en ordentlig litteraturgenomgång, vilket de ska för att följa ramverket Mosaic för marin miljö

|  |       | Del 2 - regional bedömning, här exemplifierat med Blekinge län  |
|--|-------|---|
|  |       | Lokal viktning  |
| Biotisk ekosystemkomponent (EK)  | Poäng | Relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet  |
| Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög koncentration | 2     | Ett mycket viktigt övervintringsområde för alfågel finns i Blekinge (Hanöbukten).   |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                    | 2     | I Blekinge är ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) vanligare än i nordligare delar av Egentliga Östersjön, medan andra höga kärlväxter är mindre vanliga. Bandtång är därmed mer ensam om att bidra med funktionerna förknippade med hög vegetation på mjuka bottnar i Blekinge jämfört med hela Egentliga Östersjön, vilket gör att förvaltning av bandtången bör prioriteras i länet. Därför viktas bandtång upp.  |
| Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25-50% täckningsgrad, grundare än 30 meter   | 2     | I Blekinge är blåmusslor bedömda att vara extra viktiga för övervintringsområden för alfågel. De värderas därför upp lokalt i Blekinge i jämförelse med hela Egentliga Östersjön.   |
| Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10-25% täckningsgrad                   | 1     | I Blekinge är ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) vanligare än i nordligare delar av Egentliga Östersjön, medan andra höga kärlväxter är mindre vanliga. Bandtång är därmed mer ensam om att bidra med funktionerna förknippade med hög vegetation på mjuka bottnar i Blekinge jämfört med hela Egentliga Östersjön, vilket gör att förvaltning av bandtången bör prioriteras i länet. Därför viktas bandtång upp. Den generella funktionen av bandtång anses dock vara mindre vid 10 % täckningsgrad än vid 50 % täckningsgrad, därav enbart en 1 poäng. |
| Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                     | 0     |   |
| Rödsträfsa ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                        | 0     |   |
| Kräkel ( <i>Furcellaria lumbicalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                     | 0     |   |
| Blåstång ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                        | 0     |   |
| Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                 | 0     |   |
| Skorv ( <i>Saduria entomon</i> ), förekomst                                      | 0     |   |

TEST

### 1.2.2. Beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen

#### Ekosystemkomponenter och värdekärnor

Utifrån de rekommendationer som expertgruppen har givit, tar länsstyrelserna beslut om vilka ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden vars totala förekomst alltid ska betraktas som värdekärnor samt eventuellt vilka vanliga ekosystemkomponenter med låga naturvärden som inte bör vägas med när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram för att identifiera ansamlingar av naturvärden. Detta redovisas så som tabell 15 visar i den första kolumnen.<sup>13</sup>

### 1.3. Sammanvägd bedömning i den grundläggande naturvärdesbedömningen

För att få en sammanvägd bedömning för Del 1a summeras poängen med ett tak på max 20 poäng. Del 1b summeras poängen med ett tak på 7 och i Del 2 dras poäng ifrån eller läggs till mellan -3 till +3 poäng.<sup>14</sup> De sammanvägda poängen erhålls genom att summera Del 1a, Del 1b och Del 2. Del 2 som kan vara ett negativt tal kan dock inte sänka en inhemsk art till lägre än 2 poäng eftersom alla inhemska arter ska få minst 1 poäng för respektive kriterium *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* (i Del 1a). Med andra ord, om ekosystemkomponenten inte är

<sup>13</sup> Steg 2b i flödesschemat som redovisas i bilaga 1, till rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

<sup>14</sup> Ett undantag finns för Öresund där poängen för den lokala viktningen kan sättas mellan -5 till +5. Läs mer om utformningen av poängsystemet under diskussionen i avsnitt 2 i denna bilaga.

en invasiv främmande art<sup>15</sup> får Del 2 (regional bedömning om lokal viktning) aldrig sänka den direkta bedömningen till lägre än två poäng. Främmande arter kan inte få lägre än 0 poäng. Se hur poängen sammanvägs i tabell 14.

En ekosystemkomponents sammanvägda poäng indikerar den fördefinierade ekosystemkomponentens naturvärde i respektive län ur ett rumsligt prioriteringsperspektiv, utifrån rådande kunskap om miljötillståndet.<sup>16</sup> Om poängbedömningarna sammanställs i en tabell och redovisas på en hemsida kan en diskussion föras om huruvida bedömningarna är korrekta eller inte. Vidare så revideras poängsatta värderingar i en tabell relativt lätt vid nästa förvaltningscykel om ny kunskap har tillkommit (tabell 15).<sup>17</sup>

Tabell 14. Varje ekosystemkomponents totala poäng erhålls genom summering av poängen i Del 1a + Del 1b + Del 2. Dock har Del 1a ett tak på 20 poäng och Del 1b ett tak på 7 poäng. För inhemsk ekosystemkomponent får den totala poängen inte bli lägre än 2 (minst 1 poäng för respektive kriterium biologisk mångfald och ekologisk funktion). Invasiva främmande arter<sup>18</sup> som gör skada på biologisk mångfald eller ekologisk funktion kan dock få 0 poäng.

|   |      |  |
|---|------|--|
| <b>Del 1 – bedömning per havsområde</b>         |      |  |
| Livshistoriskt viktigt                          | +    | <b>Del 1a: Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster</b> |
| Hotstatus                                       | +    |  |
| Biologisk mångfald                              | +    |  |
| Ekologisk funktion                              | ≤ 20 |  |
| Försörjande ekosystemtjänster                   | +    | <b>Del 1b: Direkta ekosystemtjänster</b>                                   |
| Kulturella ekosystemtjänster                    | +    |  |
| Reglerande ekosystemtjänster                    | ≤ 7  |  |
|   |      | +  |
| <b>Del 2 – regional bedömning</b>               |      |  |
| Relativ lokal betydelse jämfört med havsområdet | =    | <b>Del 2: Lokal viktning</b>   |
|   |      | =  |
|   |      | <b>Totalpoäng (Σ ≥ 2)</b>  |

<sup>15</sup> Denna rapport definierar invasiva främmande arter i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 av den 22 oktober 2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter, det vill säga främmande arter som förts in genom mänskliga aktiviteter och som hotar biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Europaparlamentet 2014). Om främmande arter som inte klassificeras som invasiva ska få poäng eller inte får avgöras från fall till fall.

<sup>16</sup> Steg 2a i flödesschemat som redovisas i bilaga 1, till rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

<sup>17</sup> Läs mer om utformandet av poängsystemet i diskussionen i avsnitt 2 i denna bilaga.

<sup>18</sup> Denna rapport definierar invasiva främmande arter i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 av den 22 oktober 2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter, det vill säga främmande arter som förts in genom mänskliga aktiviteter och som hotar biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Europaparlamentet 2014). Om främmande arter som inte klassificeras som invasiva ska få poäng eller inte får avgöras från fall till fall.

Tabell 15. Tabellen visar hur värderingen efter poängsystemet kan se ut i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Värderingen baseras på hur ekosystemkomponenten är definierad, till exempel vilken % täckningsgrad den har, antal individer per area eller endast som att den är närvarande. Del 1 (a+b) bedöms per havsområde. Del 2 är en lokal viktning som bedöms på regional nivå efter dess relativa lokala betydelse jämfört med dess betydelse i hela havsområdet. Poängsystemet är uppbyggt så att om så önskas ska det vara lätt att endast titta på ekologiska/biologiska värden (och indirekta ekosystemtjänster) (i grönt) utan påverkan från de extra poäng som ges om de även bidrar till direkta ekosystemtjänster (i gult). Observera att tabellen är ett test av poängsystemet för Egentliga Östersjön med en regional viktning för Blekinge län och bedömningarna ska ses som exempel. I tabellen markeras också information som ska gå vidare in i den fördjupade naturvärdesbedömningen, nämligen: om förekomst av några ekosystemkomponenter alltid ska värderas till värdekärnor och om några ekosystemkomponenter inte ska ligga till grund för identifiering av värdekärnor via ansamling av naturvärden i den grundläggande naturvärdeskartan (i den första kolumnen); om hur mycket eller hur stor andel av ekosystemkomponentens utbredning som bör vara representerat i värdestrakter (i den andra kolumnen); om ekosystemkomponenterna är en naturvårdsart (Hallingbäck 2013) (i den tredje kolumnen); samt vilken kategori som ekosystemkomponenten delas in i (i den fjärde kolumnen).

|   |                                     | POÄNG FÖR FRAMTRÄDANDE NATURVÄRDEN OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER (EST) |   |                        |           |                    |                    |   |                 |                |                |            |                |             |
|---|-------------------------------------|--|---|------------------------|-----------|--------------------|--------------------|---|-----------------|----------------|----------------|------------|----------------|-------------|
|   |                                     | Del 2 - regional bedömning:<br>Blekinge län                    |   |                        |           |                    |                    |   |                 |                |                |            |                |             |
|   |                                     | Del 1 - bedömning per havsområde:<br>Egentliga Östersjön       |   |                        |           |                    |                    |   |                 |                |                |            |                |             |
| All förekomst = värdekärnor (X) eller ej underlag till värdekärnor (-)* | Representativitet i värdestrakter** | Naturvårdsart***<br>Kategori****                               | Biotisk ekosystemkomponent  | Del 1a                 |           |                    |                    | Del 1b  |                 |                | Lokal viktning | Totalpoäng |                |             |
|   |                                     |  |   | Livshistoriskt viktigt | Hotstatus | Biologisk mångfald | Ekologisk funktion | Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta EST | Försörjande EST | Kulturella EST |                |            | Reglerande EST | Direkta EST |
| X   | 75%                                 | F&K  | Rekryteringsmiljöer för abborre ( <i>Perca fluviatilis</i> )                        | 10                     | 4         | 1                  | 10                 | 20  | 4               | 4              | 1              | 7          | 0              | 27          |
| X   | 75%                                 | F&K  | Rekryteringsmiljöer för gädda ( <i>Esox lucius</i> )                                | 10                     | 4         | 1                  | 10                 | 20  | 4               | 4              | 1              | 7          | 0              | 27          |
| X   | 75%                                 | F&K  | Lekområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )  | 10                     | 10        | 1                  | 10                 | 20  | 4               | 4              | 1              | 7          | 0              | 27          |
| X   | 75%                                 | F&K  | Lekområden för sik ( <i>Coregonus maraena</i> )                                     | 10                     | 10        | 1                  | 4                  | 20  | 4               | 4              | 0              | 7          | 0              | 27          |
| -   | -                                   | F&D  | Områden för kalvning/parning av tumlare ( <i>Phocoena phocoena</i> )                | 10                     | 10        | 1                  | 4                  | 20  | 0               | 4              | 0              | 4          | 0              | 24          |
| X   | 50%                                 | Bent   | Älgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                       | 4                      | 4         | 10                 | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1          | 3              | 24          |
| X   | 75%                                 | F&D  | Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), hög konc.            | 10                     | 10        | 1                  | 1                  | 20  | 0               | 1              | 0              | 1          | 2              | 23          |
| -   | 10%                                 | Bent   | Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) ≥ 50% täckningsgrad, grundare än 30 m           | 2                      | 0         | 10                 | 4                  | 16  | 1               | 0              | 4              | 5          | 1              | 22          |
| -   | 25%                                 | Bent   | Blåstång ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                           | 2                      | 0         | 10                 | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 21          |
| X   | 50%                                 | Bent   | Kransalger (Charales) ≥ 50% täckningsgrad   | 4                      | 4         | 4                  | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 21          |
| -   | 50%                                 | Bent   | Rödsträfsse ( <i>Chara tomentosa</i> ) ≥ 50% täckningsgrad                          | 4                      | 4         | 4                  | 10                 | 20  | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 21          |
| -   | 25%                                 | Bent   | Borstnate ( <i>Stuckenia pectinata</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                        | 4                      | 0         | 4                  | 10                 | 18  | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 19          |
| -   | 25%                                 | Bent   | Höga undervattenskärväxter ≥ 25% täckningsgrad                                      | 4                      | 0         | 4                  | 10                 | 18  | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 19          |
| X   | 50%                                 | F&D  | Områden med övervintrande fåglar årsmedel, hög konc. (2004–13)                      | 10                     | 0         | 4                  | 1                  | 15  | 0               | 0              | 0              | 4          | 0              | 19          |
| -   | 50%                                 | F&D  | Övervintringsområden för alfågel ( <i>Clangula hyemalis</i> ), medel konc.          | 4                      | 10        | 1                  | 1                  | 15  | 0               | 1              | 0              | 1          | 2              | 19          |
| -   | 5%                                  | Bent   | Blåmussla ( <i>Mytilus edulis</i> ) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 m          | 2                      | 0         | 4                  | 10                 | 16  | 1               | 0              | 4              | 5          | 2              | 17          |
| -   | 25%                                 | Bent   | Havsnajans ( <i>Najas marina</i> ) 25–50% täckningsgrad                             | 4                      | 4         | 4                  | 1                  | 16  | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 17          |
| -   | 10%                                 | Bent   | Vass ( <i>Phragmites australis</i> ) 10–50% täckningsgrad                           | 4                      | 0         | 4                  | 4                  | 16  | 1               | 1              | 1              | 3          | 0              | 15          |
| -   | 10%                                 | Bent   | Älgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i> ) 10–25% täckningsgrad                      | 2                      | 4         | 2                  | 2                  | 10  | 0               | 1              | 0              | 1          | 3              | 14          |
| -   | 10%                                 | F&D  | Områden med övervintrande fåglar årsmedel, medel konc.                              | 4                      | 0         | 4                  | 1                  | 9   | 0               | 4              | 0              | 4          | 0              | 13          |
| -   | -                                   | F&K  | Uppväxtområden för torsk ( <i>Gadus morhua</i> )                                    | 2                      | 4         | 1                  | 4                  | 11  | 1               | 1              | 0              | 2          | 0              | 13          |
| -   | 25%                                 | Bent   | Kransalger (Charales) 10–25% täckningsgrad  | 2                      | 4         | 2                  | 2                  | 10  | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 10          |
| -   | 10%                                 | Bent   | Kräkel ( <i>Furcellaria lumbricalis</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                       | 2                      | 0         | 4                  | 4                  | 10  | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 10          |
| -   | -                                   | F&K  | Lekområden för sill ( <i>Clupea harengus</i> )                                      | 2                      | 0         | 1                  | 2                  | 5   | 4               | 1              | 0              | 5          | 0              | 10          |
| -   | -                                   | F&K  | Lekområden för skrubbskädda ( <i>Platichthys flesus</i> )                           | 2                      | 0         | 1                  | 1                  | 4   | 4               | 1              | 0              | 5          | 0              | 9           |
| -   | 25%                                 | Bent   | Raggsträfsse ( <i>Chara horrida</i> ), enstaka förekomster                          | 0                      | 4         | 1                  | 1                  | 6   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 6           |
| -   | -                                   | Bent   | Rödslickar ( <i>Polysiphonia</i> ) ≥ 25% täckningsgrad                              | 0                      | 0         | 4                  | 2                  | 6   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 6           |
| -   | -                                   | Bent   | Skorv ( <i>Saduria entomon</i> ), förekomst   | 0                      | 0         | 1                  | 4                  | 5   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 5           |
| -   | -                                   | F&D  | Upphållplatser för gråsäl ( <i>Halichoerus grypus</i> )                             | 2                      | 0         | 1                  | 1                  | 4   | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 5           |
| -   | -                                   | Bent   | Östersjömussla ( <i>Limecola</i> (f.d. <i>Macoma</i> ) <i>balthica</i> ), förekomst | 0                      | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 1              | 0              | 1          | 0              | 4           |
| -   | -                                   | Bent   | Bakborstig rovmask ( <i>Hediste diversicolor</i> ), förekomst                       | 0                      | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 3           |
| -   | -                                   | Bent   | Fjädermygglarver (Chironomidae), förekomst  | 0                      | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 3           |
| -   | -                                   | Bent   | Ishavstofs ( <i>Battersia arctica</i> ) 10–25% täckningsgrad                        | 0                      | 0         | 2                  | 1                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 3           |
| -   | -                                   | Bent   | Vitmärsla ( <i>Monoporeia affinis</i> ), förekomst                                  | 0                      | 0         | 1                  | 2                  | 3   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 3           |
| -   | -                                   | Bent   | Grönslick ( <i>Cladophora glomerata</i> ), enstaka förekomster                      | 0                      | 0         | 1                  | 1                  | 2   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 2           |
| -   | -                                   | F&K  | Områden med juvenil spigg ( <i>Gasterosteidae</i> )                                 | 0                      | 0         | 1                  | 1                  | 2   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 2           |
| -   | 0%                                  | F&D  | Mink ( <i>Mustela vison</i> ), förekomst  | 0                      | 0         | 0                  | 0                  | 0   | 0               | 0              | 0              | 0          | 0              | 0           |

\* EK vars all förekomst klassificeras som värdekärnor (X). EK som utesluts ur framtagande av värdekärnor (-). Exempel, ej rekommendationer.

\*\* Minsta andel av en EK:s förekomst i värdestrakter för att EK ska vara representerad på ett godtagbart sätt. Exempel, ej rekommendationer.

\*\*\* Naturvårdsart: Skyddad art (Sk); Typisk art (T); Rödlistad art (R); Ansvarsart (A); Signalart eller indikatorart (Si); Nyckelart (N).

\*\*\*\* Kategorier: Fågel och däggdjur (F&D); Fisk och stora kräftdjur (F&K); samt Bentos (Bent).



## 2. Diskussion

### 1.4. Utformning av poängsystemet

Tanken bakom det poängsystem som ekosystemkomponenterna värderas efter i den grundläggande naturvärdesbedömningen härstammar från ett flerårigt arbete med naturvärdesbedömning i marin miljö genom flera projekt, framförallt Utsjöbanksinventeringen: U1 och U2 (Naturvårdsverket 2010), Marin modellering i Östergötland (Carlström m.fl. 2010), Superb (Wikström m.fl. 2013) och Marmoni (Fyhr m.fl. 2015). Kriterierna, poängsystemet och riktlinjerna för bedömning har därefter utvecklats vidare inom Mosaic Del 1a. De absolut största förändringarna föreligger dock i de delar som lagts till tidigare metodik vilka är Del 1b – direkta ekosystemtjänster, Del 2 – regional bedömning samt den fördjupade naturvärdesbedömningen (vilken inte redovisas i denna bilaga utan i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1).

Även i ovan nämnda projekt har poängsystemet utformats med en poängskala med få poängsteg för att göra bedömningarna hanterbara och överblickbara. Poängsättningen i Mosaic utgår ifrån tidigare projekt där en 3-gradig poängskala (0, 1 och 10 poäng) använts (jmf. Wikström m.fl. 2013; Fyhr m.fl. 2015). Ett lågt antal poängsteg samt att poängen ökar kraftigare för varje steg motiveras med att de mest prioriterade ekosystemkomponenterna per kriterium tydligt ska skiljas ut genom att det högsta värdet reserveras enbart för dessa. Under arbetet med Mosaic sågs ett behov av ytterligare poängsteg för att möjliggöra en större åtskillnad mellan ekosystemkomponenter per kriterium. Det är dock en avvägning mellan att ge möjlighet att fånga upp skillnader mellan ekosystemkomponenter per kriterium samt att behålla systemet enkelt och tydligt. I arbetet med att utveckla Mosaic testades flera olika poängsättningar, både vad gäller antal steg av poängvärden (testade mellan tre och fem poängsteg), storleken på poängen samt om de ska ha en kraftig ökning (till exempel 0, 1, 4 och 10) eller en jämn övergång (till exempel 0, 3,3, 6,7, 10).

Efter att ha testat hur olika poängsteg slog ut landade poängstegen i 0, 2, 4 och 10 poäng. Utöver det får alla ekosystemkomponenter minst 1 poäng för kriterierna *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* (förutom invasiva främmande arter<sup>19</sup> som hotar *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion*) för att signalera att de alla bidrar till dessa kriterier. Eftersom bedömningen grundar sig på mjuka nivåer som till exempel ”stor” och ”relativt hög” gav inte fler poängsteg en större tydlighet, snarare försvårade det bedömningarna och tolkningen av resultaten.

Att varken 2 eller 10 poäng kan tilldelas i Del 1b när direkta ekosystemtjänster värderas beror på att samma egenskap även har värderats som ett ekologiskt/biologiskt värde i Del 1a (framförallt vad gäller kriterierna *livshistoriskt viktigt* och *ekologisk funktion*; se tabell 15, avsnitt 1.3). Därför skulle högre värden i Del 1b ge större effekt än önskat. Att extra poäng ges om ekosystemkomponenten bidrar med direkta ekosystemtjänster beror på att direkta ekosystemtjänster är en viktig grund för prioritering inom en del av naturvården, till exempel i

---

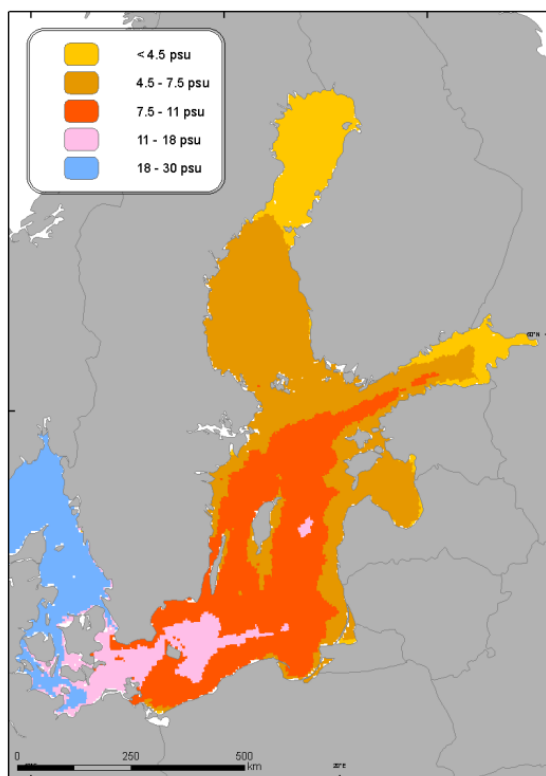
<sup>19</sup> Denna rapport definierar invasiva främmande arter i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter, det vill säga främmande arter som förts in genom mänskliga aktiviteter och som hotar biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Europaparlamentet 2014). Om främmande arter som inte klassificeras som invasiva, ska få poäng eller inte får avgöras från fall till fall.

arbetet med grön infrastruktur. Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster är dock den del som ger mest poäng (jämför till exempel taket på 20 poäng för Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och taket på 7 poäng för Del 1b – direkta ekosystemtjänster). Uppdelningen av Del 1a (ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster) och Del 1b (direkta ekosystemtjänster) möjliggör att direkta ekosystemtjänster enkelt kan exkluderas från bedömningen om så önskas. För att studera vilka ekosystemtjänster som olika ekosystemkomponenter representerar är det dock inte att rekommendera att endast använda poängen för direkta ekosystemtjänster (Del 1b) eftersom indirekta ekosystemtjänster värderas i Del 1a (ekologiska/biologiska naturvärden och indirekta ekosystemtjänster).

Ett tak på summeringen av poängen i både Del 1a (ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster) och Del 1b (direkta ekosystemtjänster) är nödvändigt för att balansera de ingående naturvärdena mot varandra. Om till exempel en ekosystemkomponent bedöms ha höga poäng som till exempel 20 i Del 1a genom att få värdet tio på två kriterier eller tio poäng på ett kriterium och fyra poäng på de andra tre kriterierna, bör ekosystemkomponenten få högsta sammanlagda poäng. Om inget tak fanns skulle bland annat ekosystemkomponenter som av naturliga skäl inte kan bli bedömda för alla kriterier inte ha möjlighet att få högsta poäng trots att de borde vara högst prioriterade. Dessutom skulle en för kraftig differentiering av olika ekosystemkomponenters värde medföra att komponenter som får högst poäng ges för stort fokus när naturvärden karteras. Att ha ett för lågt tak skulle å andra sidan medföra att värderade egenskaper riskerar att bli åsidosatta. Det är en balansgång mellan att synliggöra de ekosystemkomponenter som är värdefulla ur många aspekter (höga poäng för flera kriterier) utan att de blir för dominerande.

I Del 2 (regional bedömning) görs en lokal viktning av bedömningen i Del 1 (bedömning per havsområde) genom att lägga till eller dra ifrån poäng utefter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet* (tabell 12 och 13). Anledningen till detta tillägg är att olika delar av havsområdena för vilka Del 1 av den grundläggande bedömningen görs (figur 2, avsnitt 1) har olika förutsättningar för marint liv, till stor del baserat på den varierande salthalten i Sveriges hav. Därför kan ekosystemkomponenter vara mer eller mindre vanliga och mer eller mindre viktiga bidragare till naturvärden på olika lokaler. Vid bedömning av lokal viktning kan generellt 3 minuspoäng till 3 pluspoäng ges. För Öresund kan dock den lokala viktningen variera från 5 minuspoäng till 5 pluspoäng. Anledningen till detta är att salthaltsgradienten är där kraftig och sker gradvis (Cameron and Askew 2011; figur 10) vilket skapar ett behov för större utrymme att påverka bedömningarna på varsin sida av den administrativa gränsen.

Under förankringsprocessen av Mosaic diskuterades nivån på den lokala viktningen både gällande att tillåta fler samt färre poäng. Det testades även hur det skulle slå om den lokala viktningen var i form av en faktor. En faktor gav dock betydligt större påverkan på resultaten än vad som var önskvärt. Bedömningen i Del 1a och b, som ska baseras på en samsyn inom en expertgrupp och som så långt möjligt ska ha stöd i vetenskap, ska vara den bedömning som väger tyngst. Av samma anledning landade Mosaic på  $\pm 3$  poäng, med undantaget för Öresund. Det ansågs vara lagom i förhållande till den övriga poängskalan (minimum 2 poäng – maximum 27 poäng). Om en faktor skulle användas skulle decimaltal behövas användas för att inte ge för stor effekt vilket bedömdes göra poängsystemet mindre pedagogiskt samt ge sken av en mer matematisk poängsättning än vad det verkligen är.



Figur 10. Salthaltsklasser (medel för 9 år; Cameron and Askew 2011).

### 1.5. Osäkerheter i bedömningar

En viktig pusselbit i en naturvärdesbedömning är att redovisa bedömningarnas osäkerheter. Detta kan göras på flera sätt till exempel genom att indikera styrkan i evidens, det vill säga styrkan i de vetenskapliga underlagen, samt om underlagen och experterna har en samstämmig syn på en ekosystemkomponents naturvärden eller inte. Vidare kan osäkerheten i bedömningen vikta de poäng som sätts. Ett utarbetat system för detta finns inte ännu för denna version av Mosaic i marin miljö utan är något som behöver utvecklas och testas.

## 3. Referenser

- Ahtiainen H och Öhman MC. 2014. Ecosystem Services in the Baltic Sea – Valuation of Marine and Coastal Ecosystem Services in the Baltic Sea. Tema Nord 2014:563. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn, 74 sid.
- Albrecht A och Reise K. 1994. Effects of *Fucus vesiculosus* covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 48:243–256.
- ArtDatabanken, SLU. 2015. Rödlistan i Sverige.  
[http://www.artdatabanken.se/media/2226/rodlistan\\_2015.pdf](http://www.artdatabanken.se/media/2226/rodlistan_2015.pdf)
- Bell JD och Westoby M. 1986. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. Oecologia 68:205–209.
- Borg Å, Pihl L och Wennhage H. 1997. Habitat choice by juvenile cod (*Gadus morhua* L.) on sandy soft bottoms with different vegetation types. Helgoländer Meeresuntersuchungen 51:197–212.
- Boström C och Bonsdorff E. 1997. Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. Journal of Sea Research 37:153–166.

- Boström C och Bonsdorff E. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity—the importance of seagrass shoot-density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 205:123–138.
- Bustnes JO. 1998. Selection of blue mussels, *Mytilus edulis*, by common eiders, *Somateria mollissima*, by size in relation to shell content. *Can J Zool* 76:1787–1790. doi: 10.1139/cjz-76-9-1787
- Cameron A och Askew N (eds.). 2011. EUSeaMap - Preparatory Action for development and assessment of a European broad-scale seabed habitat map final report. Tillgänglig på: <http://jncc.gov.uk/euseamap>
- Carlström J, Florén K, Isæus M, Nikolopoulos A, Carlén I, Hallberg O, Gezelius L, Siljeholm E, Edlund J, Notini S, Hammersland J, Lindblad C, Wiberg P och Årnfelt E. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2010:9.
- Europaparlamentet 2014. Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 av den 22 oktober 2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter. Europeiska unionens officiella tidning L317:35–55 [http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm).
- Fyhr F, Wijkmark N, Wikström S, Isæus M, Nilsson L, Näslund J och Hogfors H. 2015: Naturvärdesbedömning och scenarier för havsplanering i Blekinge och Skåne län. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/07
- Goss-Custard JD och Dit Durell SEAL V. 1987. Age-Related Effects in Oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, Feeding on Mussels, *Mytilus edulis*. I. Foraging Efficiency and Interference. *J Anim Ecol* 56:521–536.
- Gotceitas V och Colgan P. 1989. Predator foraging success and habitat complexity: quantitative test of the threshold hypothesis. *Oecologia* 80:158–166.
- Hallingbäck T (red.). 2013. Naturvårdsarter. ArtDatabanken SLU. Uppsala.
- Helcom. 2013a. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 140.
- IUCN 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.
- Kautsky N, Kautsky H, Kautsky U och Waern M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 28:1–8.
- Kautsky N och Wallentinus I. 1980. Nutrient release from a Baltic *Mytilus*-red algal community and its role in benthic and pelagic production. *Ophelia Suppl* 1:17–30.
- Kotta J, Torn K, Martin G, Orav-Kotta H och Paalme T. 2004. Seasonal variation in invertebrate grazing on *Chara connivens* and *C. tomentosa* in Kiguste Bay, NE Baltic Sea. *Helgoland Marine Research* 58:71–76.
- Kraufvelin P och Salovius S. 2004. Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:369–378.
- Lehosmaa K. 2014. Dietary differences between Baltic ringed seals (*Phoca hispida botnica*) based on stable isotope and fatty acid analyses. Master Thesis. University of Jyväskylä.
- Martin G, Kotta J, Möller T och Herkül K. 2013. Spatial distribution of marine benthic habitats in the Estonian coastal sea, northeastern Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology* 62:165.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005: *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington. 155pp
- Naturvårdsverket 2010. Undersökning av utsjöbankar – Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385. 201 sid.
- Naturvårdsverket 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690.
- Nilsson L. 2008. Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006. *Ornis Svecica* 18:135–226.
- Norling P och Kautsky N. 2007. Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. *Mar Ecol Prog Ser* 351:163–175. doi: 10.3354/meps07033

- Norling P och Kautsky N. 2008. Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquatic Biology* 4:75–87.
- Orav H, Kotta J och Martin G. 2000. Factors affecting the distribution of benthic invertebrates in the phytal zone of the North-eastern Baltic Sea. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* 49: 253–269.
- Ospar 2008: OSPAR convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. OSPAR Commission. Reference No. 2008-6
- Pihl L och Wennhage H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61:148–166.
- Prins TC, Smaal AC och Dame RF. 1998. A review of the feedbacks between bivalve grazing and ecosystem processes. *Aquat Ecol* 31:349–359. doi: 10.1023/a:1009924624259
- Sandberg E och Bonsdorff E. 1990. On the structuring role of *Saduria entomon* (L.) on shallow water zoobenthos. *Ann Zool Fennici* 27:279–284.
- Sandström A, Eriksson BK, Karås P, Isæus M och Schreiber H. 2005. Boating and Navigation Activities Influence the Recruitment of Fish in a Baltic Sea Archipelago Area. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34:125.
- Šaškov A, Šiaulys A, Bučas M och Daunys D. 2014. Baltic herring (*Clupea harengus* membras) spawning grounds on the Lithuanian coast: current status and shaping factors. *Oceanologia* 56:789–804.
- Sinisalo T, Jones RI, Helle E och Valtonen ET. 2008 Changes in diets of individual Baltic ringed seals (*Phoca hispida botnica*) during their breeding season inferred from stable isotope analysis of multiple tissues. *Mar Mammal Sci* 24:159–170. doi: 10.1111/j.1748-7692.2007.00170.x
- Snickars M, Sundblad G, Sandström A, Ljunggren L, Bergström U, Johansson G och Mattila J. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series* 398:235–243.
- Svanbäck R, Rydberg C, Leonardsson K och Englund G. 2011. Diet specialization in a fluctuating population of *Saduria entomon*: A consequence of resource or forager densities? *Oikos* 120:848–854. doi: 10.1111/j.1600-0706.2010.18945.x
- Torn K, Krause-Jensen D och Martin G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany* 84:53–62.
- Tsuchiya M och Nishihira M. 1986. Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. *Mar Ecol Prog Ser* 31:171–178. doi: 10.3354/meps031171
- Varenes E, Hanssen SA, Bonardelli JC och Guillemette M. 2015 Blue mussel (*Mytilus edulis*) quality of preferred prey improves digestion in a molluscivore bird (Common Eider, *Somateria mollissima*). *Can J Zool* 93:783–789.
- Whittaker RH. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* 30:279–338
- Whittaker RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon.* 21:213–251
- Wikström S, Enhus C, Fyhr F, Näslund J och Sundblad G. 2013. Distribution of biotopes, habitats and biological values at Holmöarna and in the Kvarken Archipelago. *AquaBiota Report* 2013:06.
- Wikström SA och Kautsky L. 2007. Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72:168–176.
- Yager PL, Nowell ARM och Jumars PA. 1993. Enhanced deposition to pits: A local food source for benthos. *J Mar Res* 51:209–236.

- Young GA. 1983. The effect of sediment type upon the position and depth at which byssal attachment occurs in *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 63(3):641–651. doi: 10.1017/S0025315400070958.
- Zydalis R och Ruskyte D. 2005. Winter Foraging of Long-Tailed Ducks (*Clangula hyemalis*) Exploiting Different Benthic Communities in the Baltic Sea. *Wilson Bull* 117:133–141.
- Öst M. 2000. Feeding constraints and parental care in female eiders. PhD-thesis. University of Helsinki.
- Öst M och Kilpi M. 1997. A recent change in size distribution of blue mussels (*Mytilus edulis*) in the western part of the Gulf of Finland. *Ann Zool Fennici* 34:31–36.

Remiss

## Bilaga 4

# Kartering av naturvärden – handledning för framtagandet av den grundläggande naturvärdeskartan i Mosaic för marin miljö

Hedvig Hogfors och Frida Fyhr

*Mosaic<sup>1</sup> är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.*

Mosaic är uppdelat i en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning. I den grundläggande naturvärdesbedömningen identifieras **vad**, det vill säga vilka biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper<sup>2</sup>, livsmiljöer<sup>3</sup>/habitat eller biotoper), som är värdefulla och bör prioriteras inom rumslig förvaltning beroende på deras naturvärden. I den fördjupade naturvärdesbedömningen identifieras **var** förvaltning av ekosystemkomponenter bör prioriteras på grund av höga naturvärden, det vill säga var värdekärnor och värdeattrakter är lokaliserade (figur 1).

Ett web-baserat IT-stöd ska utvecklas för att bistå arbetet efter ramverket.

Det här är en första version av Mosaic för marin miljö och tanken är att ramverket kommer utvecklas och kontinuerligt anpassas vartefter som det används.

Denna bilaga är en handledning för hur den grundläggande naturvärdeskartan tas fram steg för steg utifrån förekomstkartor av de ekosystemkomponenter som värderats i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Den grundläggande naturvärdeskartan fungerar som en länk mellan den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen och är själva grundplåten i den fördjupade naturvärdesbedömningen vid identifiering av **var** förvaltning bör prioriteras baserat på naturvärden.

---

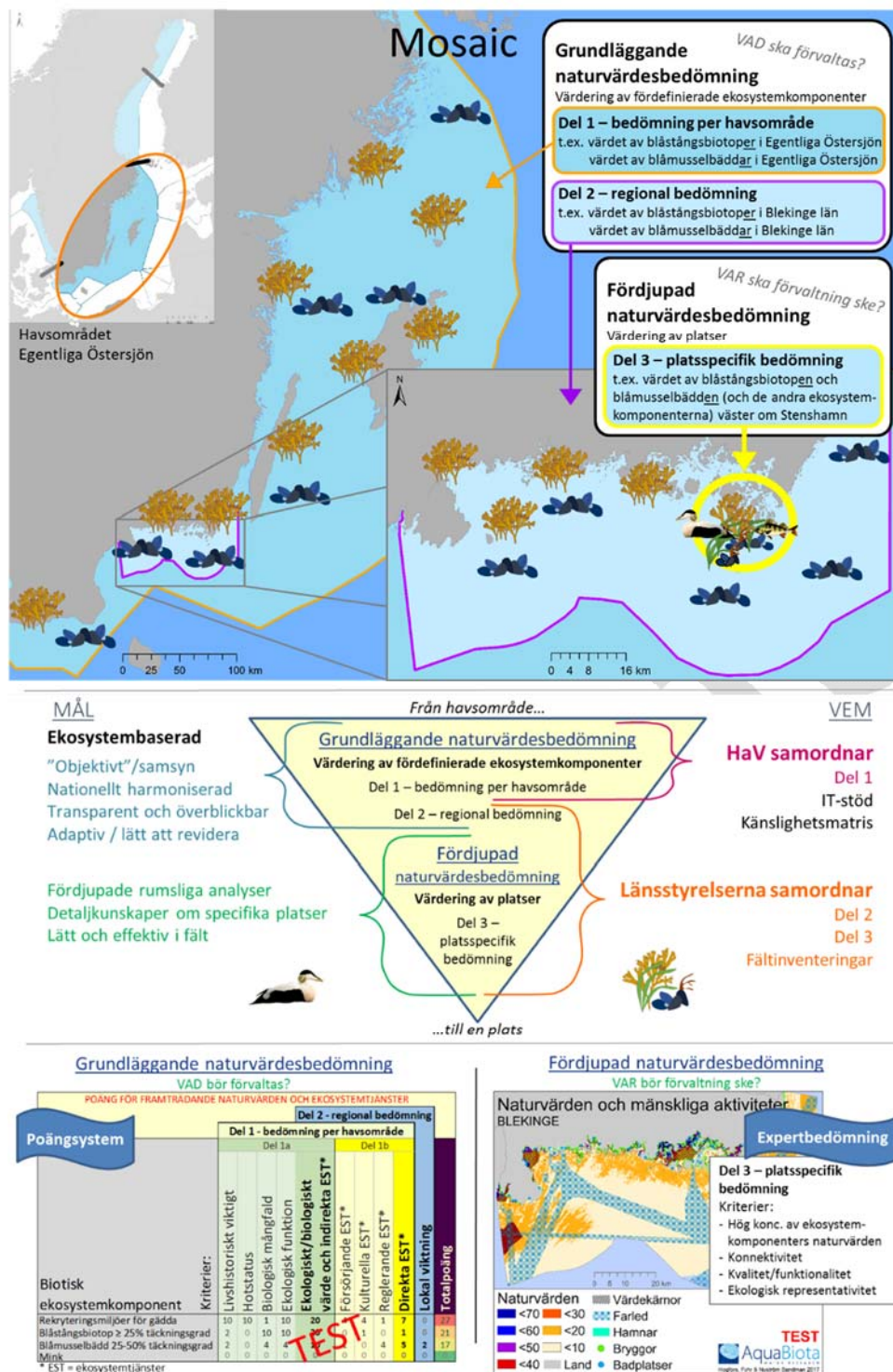
<sup>1</sup> Mosaic står för *Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning*.

<sup>2</sup> Med organismgrupper åsyftas både monofyletiska grupper (det vill säga när alla representanter som härstammar från en anfader är inkluderade) och parafyletiska grupper (det vill säga när alla representanter härstammar från en anfader men när inte alla av anfaderns avkomor inkluderas).

<sup>3</sup> Inom livsmiljöer/habitat inräknas även livsmiljöer som avgränsas efter deras funktion, så som till exempel rekryteringsmiljöer för fisk och övervintringsområden för fågel.

Remiss





Figur 1. Överblick över ramverket Mosaic. Översta delen av figuren visar hur den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen förhåller sig geografiskt till varandra. Mittersta delen av figuren visar vilka MÅL som den grundläggande vs. den fördjupade naturvärdesbedömningen eftersträvar (för att nå det övergripande målet att ge stöd åt ekosystembaserad adaptiv förvaltning) samt vilka myndigheter som bör ansvara för de olika delarna (under VEM). Längst ner ges en översikt av kriterierna för de två delarna samt exempel på hur arbetsmaterialet kan se ut. De olika delarna förklaras i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

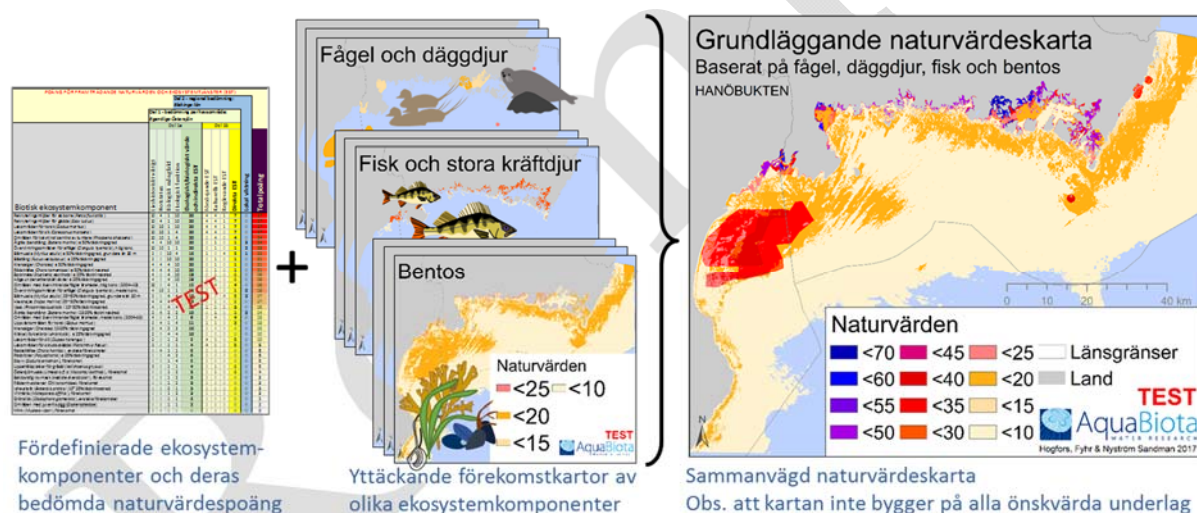
# Innehåll

|    |   |    |
|----|---|----|
| 1. | Framtagandet av den grundläggande naturvärdeskartan ..... | 5  |
| 2. | Diskussion.....   | 9  |
| 3. | Referenser .....  | 14 |

Remiss

# 1. Framtagandet av den grundläggande naturvärdeskartan

Genom att utgå från de fördefinierade ekosystemkomponenterna och deras bedömda naturvärdespoäng (framtagna i den grundläggande naturvärdesbedömningen) samt yttäckande förekomstkartor av ekosystemkomponenterna<sup>4</sup> kan en grundläggande naturvärdeskarta tas fram (figur 2) genom att sammanväga de poäng som närvarande ekosystemkomponenter har på varje specifik plats (figur 3 a-b). På grund av att en tvådimensionell karta ska skapas utifrån en tredimensionell värld<sup>5</sup> kan flera ekosystemkomponenter finnas på samma punkt i kartan (figur 3 b). Området delas därför in i ett raster, en grid. Arealen för varje minsta gridcell kallas ”minsta bedömningsenhet” (figur 3 c).<sup>6</sup> Till dessa minsta bedömningsenheter knyts de naturvärdespoäng som representeras av ekosystemkomponenter som finns i hela vattenkolumnen inom denna ruta (figur 3 c & d).

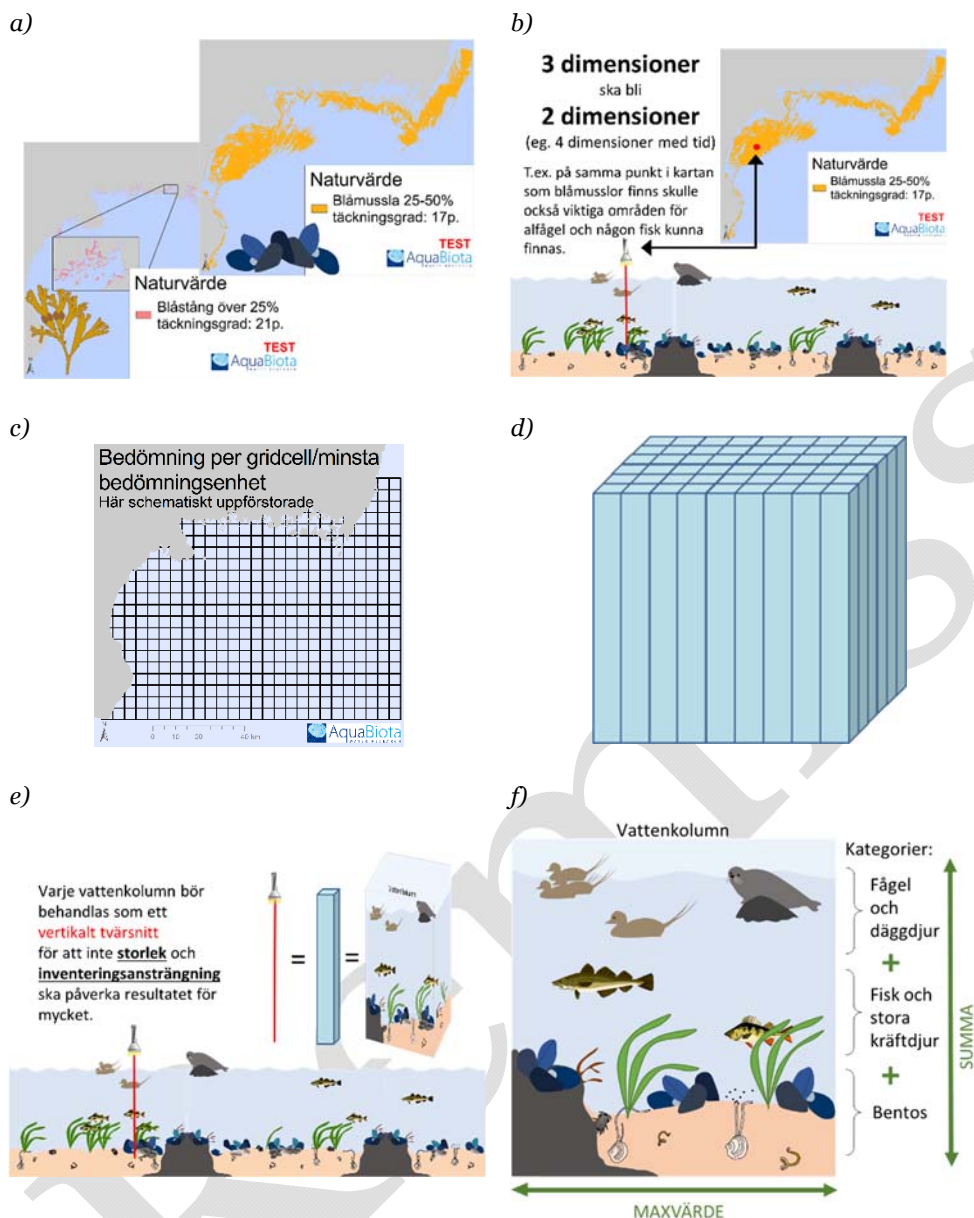


Figur 2. Poängbedömningen av olika fördefinierade ekosystemkomponenter från den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic kan tillsammans med yttäckande förekomstkartor av ekosystemkomponenterna sammanställas till en så kallad grundläggande naturvärdeskarta. Denna bilaga går igenom hur detta görs, steg för steg.

<sup>4</sup> Kartering av biotiska ekosystemkomponenter behandlas i bilaga 2 till rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

<sup>5</sup> Den "fjärde dimensionen" – tid – behandlas genom att ramverket Mosaic är adaptivt med återkommande revideringar. Den säsongsmässiga tidsvariationen har version 1 av Mosaic ännu inte behandlat mer än att ett område pekas ut som värdefullt oavsett om det endast är värdefullt under en viss tid på året. Förhoppningsvis kommer mer hänsyn tas till säsongsmässig variation vid nya versioner av Mosaic.

<sup>6</sup> Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.



Figur 3. När en grundläggande naturvärdeskarta ska sammanvägas kan flera ekosystemkomponenter finnas på samma punkt i kartan (a) på grund av att en tvådimensionell karta ska skapas utifrån en tredimensionell värld (b) (egentligen en fyrdimensionell värld med tanke på tid). På grund av detta delar vi in havsområdet i ett raster med gridceller (c) (här schematiskt uppförstorade i kartan; egentligen har kartorna baserat sig på gridceller om 25 × 25 meter). Varje vattenkolumn ska behandlas som ett vertikalt tvärsnitt genom vattnet (e) för att möjliggöra jämförelser mellan områden som har olika stora gridceller (minsta bedömningsenheter) med varandra. Genom att behandla vattenkolumnen som ett vertikalt tvärsnitt dämpas effekten av att ju mer ett område inventeras desto mer naturvärden hittas. Biotiska ekosystemkomponenter har därför delats in i kategorier som finns vertikalt över varandra i en vattenkolumn (f). Dessa kategorier används vid sammanvägd kartering av naturvärdespoäng från den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic. Om flera ekosystemkomponenter finns på samma plats inom en kategori, används värdet för den ekosystemkomponent som har fått det högsta värdet, det vill säga maxvärdet inom kategorin (figur 4). Minsta bedömningsenhetens naturvärdespoäng är dock en summering av varje närvarande kategori's maxvärde (figur 5). Detta är en grov förenkling av verkligheten, men viktig för att inte ge upphov till betydande skalproblematik.

Gridcellen för den minsta bedömningsenheten rekommenderas att vara mellan 10 × 10 m (100 m<sup>2</sup>) till 50 × 50 m (2500 m<sup>2</sup>) längs kusten. Beroende på hur homogen utsjön är kan gridcellen för minsta bedömningsenhet där vara någon km<sup>2</sup> stor. För att varierande storlekar på dessa

rasterrutor ska orsaka så lite skillnader som möjligt mellan olika områden (som till exempel jämförelsen mellan två större grunda vikar) ska varje rasterruta behandlas som ett vertikalt tvärsnitt genom vattnet (figur 3 e), trots att det kan finnas naturvärden horisontellt bredvid varandra inom en vattenkolumn (ruta). För att möjliggöra detta delas de biotiska ekosystemkomponenterna in i kategorier som på ett mycket förenklat sätt är indelade efter vertikal förekomst i vattenkolumnen. Kategorierna är:

- fågel och däggdjur
- fisk och stora kräftdjur samt
- bentos (figur 3 f).

Med stora kräftdjur avses stora tiofotade kräftdjur (decapoder) med viss mobilitet, som ofta har betydelse för yrkes- och fritidsfisket. Detta gäller arter såsom hummer (*Homarus gammarus*), havskräfta (*Nephrops norvegicus*), nordhavsräka (*Pandalus borealis*) och krabbtaska (*Cancer pagurus*).

Genom att behandla vattenkolumnen som ett vertikalt tvärsnitt minskar också effekten av att ju mer ett område inventeras desto mer naturvärden hittas vilket ger en felaktig karta över var naturvärden ansamlas. En sådan karta är inte lämplig att använda för att prioritera och jämföra olika områden med varandra. Ytterligare en annan anledning till kategoriernas indelning har med provtagningsmetodik att göra eller vilka arter som ofta sammanförs i organismgrupper eller biotoper och därmed analyseras samtidigt.

När naturvärden (det vill säga naturvärdespoäng) ska sammanställas i en gridcell och det finns flera ekosystemkomponenter inom en kategori i vattenkolumnen (gridcellen), ska det högsta värdet som en ekosystemkomponent bedömts ha, väljas som poäng för den kategorin. Detta värde används därefter vid summering med de andra kategorierna (figur 4 och figur 5).<sup>7</sup>

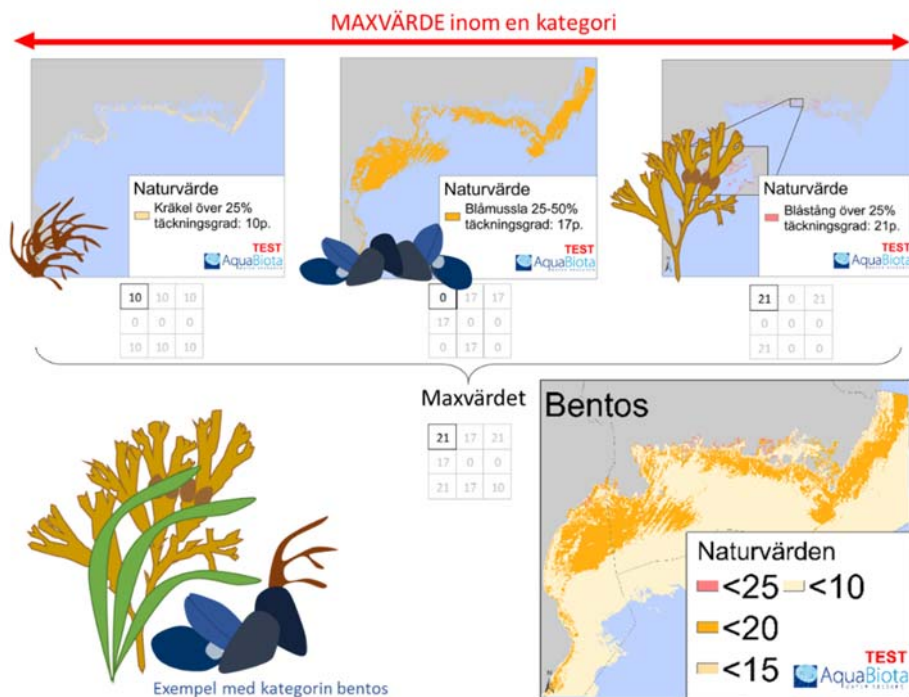
I samband med att den grundläggande naturvärdeskartan tas fram bör en bristanalys göras och redovisas. I många fall kommer yttäckande underlag saknas för flera av de biotiska ekosystemkomponenter som erhållit höga naturvärdespoäng i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Dessa bör då fångas in på andra sätt. Se till exempel bilaga 2 om hur punktdata med försiktighet kan användas för att uppskatta yttäckande förekomster utan att genomgå modellering. Om det endast finns ett fåtal kända förekomster av en ekosystemkomponent, som både är ovanlig och bedöms som särskilt värdefull kan denna fångas upp via kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden "kända värdefulla platser".

I figur 3 till figur 5 ges exempel på hur analysen skulle kunna utföras i Hanöbukten. I exemplet finns inte underlag för alla önskvärda ekosystemkomponenter och kartorna ska därför inte betraktas som slutgiltiga kartor över naturvärden i Hanöbukten.<sup>8</sup> Förekomstskartorna av de biotiska ekosystemkomponenter som ligger till grund för exemplet har efter grundlig fältinventering modellerats fram i gridceller om 25 × 25 m och därefter validerats med ytterligare fältinventeringsdata.

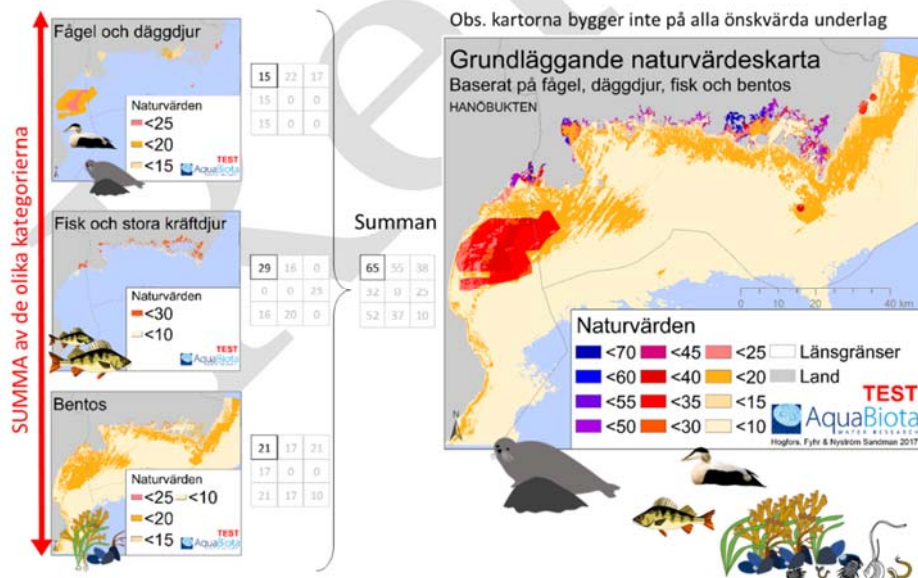
---

<sup>7</sup> Läs om hur naturvärden som döljs av att använda det högsta värdet inom en kategori fångas upp i analysen av *ekologisk representativitet* av ekosystemkomponenter i avsnitt 5.3.1.5 i rapporten *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1*.

<sup>8</sup> Läs mer om yttäckande kartunderlag för marin grön infrastruktur – behovsanalys, datasammanställning och bristanalys i AquaBiota Report 2015:05 (Enhush och Hogfors 2015) och mer om tillgängliga punktdata i AquaBiotas Report 2016:01 (Thunell m.fl. 2016).



Figur 4. De översta kartorna visar de karterade ekosystemkomponenterna kräkel  $\geq 25\%$  täckningsgrad (Tg), blåmusselbäddar 25–50 % Tg och blåstångsbiotoper  $\geq 25\%$  Tg. I tabell 1 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1 (som är samma tabell som tabell 15 i bilaga 3) går det att se att ekosystemkomponenterna fått 10, 17 och 21 poäng. För att sammanställa poäng inom en kategori (här illustrerade av bentos), väljs den högsta poängen av närvarande ekosystemkomponenter för varje gridcell. Se figur 3 f. I den fördjupade naturvärdesbedömningen (i analysen av ekologisk representativitet) fångas ekosystemkomponenter upp som här döljs av de ekosystemkomponenter som har högre naturvärden.<sup>9</sup>



Figur 5. Kartorna till vänster visar sammanställda naturvärdespoäng för kategorierna fågel och däggdjur, fisk och stora kräftdjur samt bentos. För att skapa den grundläggande naturvärdeskartan summeras kategoriernas för varje gridcell maxvärden (kartan till höger, se figur 3 f). Exemplet har inte alla önskvärda underlag och ska inte betraktas som slutgiltiga naturvärdeskartor.

<sup>9</sup> Naturvärden som döljs av att använda det högsta värdet inom en kategori fångas upp i analysen av ekologisk representativitet av ekosystemkomponenter (se diskussionen längre ned). Läs om analysen av ekologisk representativitet i avsnitt 5.3.1.5 i rapporten Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1.

I den grundläggande naturvärdeskartan kan områden med *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* identifieras. ”Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden” är ett kriterium i den fördjupade naturvärdesbedömningen inom Mosaic för att identifiera *var* förvaltning bör prioriteras. Det är också ett kriterium som pekar ut värdekärnor. Till exempel kan 10 % av ytan med högst poäng identifieras som värdekärnor. Läs mer om hur den grundläggande naturvärdeskartan används inom Mosaic i rapporten *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1*.

## 2. Diskussion

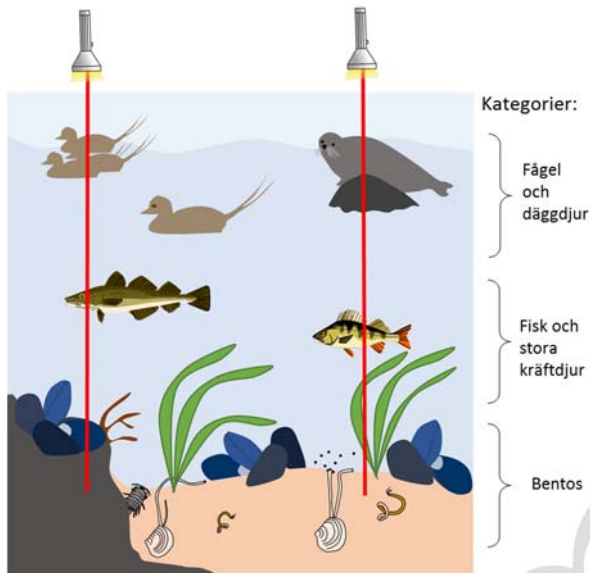
Även om riktlinjerna är att de minsta bedömningsenheterna längst kusterna bör vara relativt högupplösta (ca 100 till 2500 m<sup>2</sup>) representerar varje gridcell (minsta bedömningsenhet) i kartan ändå så pass stor area att fler än en biotisk ekosystemkomponent inom en kategori får plats, antingen bredvid varandra eller överlappande. Det här gäller oavsett om platsen har inventerats eller modellerats. Trots detta är rekommendationen i ramverket att bedömningen av vattenkolumnen (inklusive vattenytan och bottensedimentet) inom den minsta bedömningsenheten ska behandlas som ett vertikalt tvärsnitt (så gott det går) genom att det högsta värdet som bedömts i den grundläggande naturvärdesbedömningen väljs inom en kategori i vattenkolumnen men att värdena summeras mellan kategorierna (fågel och däggdjur, fisk och stora kräftdjur och bentos; figur 3 till figur 5). Denna rekommendation kommer efter övervägande av flera aspekter vilka här redovisas kort.

- Om gridcellerna inte behandlas som vertikala tvärsnitt skulle hänsyn behöva tas till storleken på gridcellerna eftersom en större area ofta inhyser fler ekosystemkomponenter än en mindre. Detta skulle komplicera bedömningssystemet avsevärt. Av detta skäl är kategorierna vertikalt indelade (figur 3 f). Även om detta är en mycket grov generalisering är dessa (fågel och däggdjur, fisk och stora kräftdjur samt bentos) kategorier som kan finnas vertikalt ovanför varandra medan en mjukbottenbiotop och en hårbottenbiotop sällan finns vertikalt om varandra (figur 6). Att maxvärdet inom en kategori används medför att värderingen av en gridcell (minsta bedömningsenhet) inte är lika känslig för dess storlek som om summan av de bedömda ekosystemkomponenternas naturvärde hade använts eftersom det är större sannolikhet att flera ekosystemkomponenter finns inom en större gridcell än inom en mindre. Genom att använda en större gridcell ökar dock också sannolikheten att en ekosystemkomponent med högt naturvärde finns inom cellen men effekten blir mycket mindre än om summan av alla ekosystemkomponenter hade använts. Av denna anledning är det också viktigt att inte arbeta med för stora gridceller som minsta bedömningsenheter.
- Om en summering skulle göras av alla ekosystemkomponenternas bedömda värde, oavsett kategorier, blir en plats mer värd ju mer den inventeras/karteras. Detta problem skulle inte avhjälpas om storleken på bedömningsenheten skulle vägas med. Detta gäller även om maxvärdet inom en kategori används (som Mosaic förespråkar) men effekten blir som tidigare nämnt inte lika stor.
- Vid analys av *ekologisk representativitet* av olika ekosystemkomponenter i den fördjupade naturvärdesbedömningen i Mosaic<sup>10</sup>, kommer områden som innehåller fler ekosystemkomponenter (figur 7) att premieras över områden med få ekosystemkomponenter inom en kategori. Med andra ord så fångar den analysen upp värdet av att det finns en

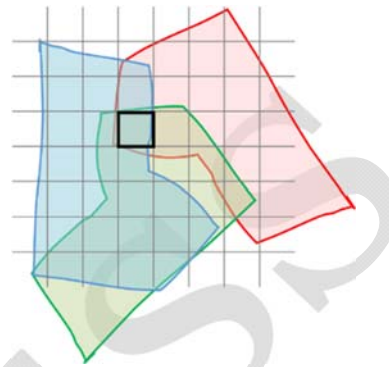
---

<sup>10</sup> Läs om analysen av *ekologisk representativitet* i avsnitt 5.3.1.5 i rapporten *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1*.

mångfald av ekosystemkomponenter i ett område. Om den minsta bedömningsenheten har flera ekosystemkomponenter inom samma kategori behöver det dock inte betyda att området är mer värdefullt eftersom negativa kanteffekter kan uppstå, men det kan betyda att det är mer värdefullt. Eftersom analysen av *ekologisk representativitet* av ekosystemkomponenter premierar fler ekosystemkomponenter per kategori bör inte sammanvägningen av den grundläggande naturvärdeskartan också göra det.



Figur 6. Om varje minsta bedömningsenhet/vattenkolumn/gridcell bedöms som ett vertikalt tvärsnitt kommer inte mjuk- och hårbotten bedömas på samma plats.



Figur 7. Den svarta rutan i figuren symboliserar en minsta bedömningsenhet/vattenkolumn/gridcell där tre olika ekosystemkomponenter inom en och samma kategori överlappar varandra. Eftersom denna ruta befinner sig i ytterkanten av respektive komponent är det dock inte säkert att de högsta naturvärdena finns där.

- En metodmässig anledning till att använda det högsta värdet inom en kategori istället för summering inom varje kategori är att definitionen på ekosystemkomponenter kan överlappa varandra (till exempel höga undervattenskärlväxter och algräs). Om inte det högsta värdet används riskeras dubbelvärdering alternativt en mer komplicerad analys.
- Om summan inom varje kategori skulle användas istället för maxvärdet, skulle den taxonomiska upplösningen på de biotiska ekosystemkomponenterna påverka mycket starkt vilka organismer som styr var ansamlingar av naturvärden identifieras. Om till exempel den biotiska ekosystemkomponenten "övervintringsområden för sjöfågel" skulle delas upp till en biotisk ekosystemkomponent per art skulle övervintringsområden för sjöfåglar styra utpekandet av var naturvärden ansamlas mycket starkare än om de var sammanslagna till en biotisk ekosystemkomponent. Genom att maxvärdet inom en kategori används ska inte den taxonomiska upplösningen på ekosystemkomponenterna påverka resultatet.

I Helcom Underwater Biotopes (HUB; Helcom 2013) är biotopklassificeringen av en plats hierarkisk vilket därmed är ungefär samma upplägg som här beträffande karteringen av naturvärden. Till exempel om minst 10 % av en plats med mjukbotten täcks av perenna epibentiska fastsittande organismer ska biotopen klassas efter det inom HUB. Om platsen inte täcks av perenna epibentiska fastsittande organismer om minst 10 % undersöks det om finns över 10 % täckningsgrad av fleråriga, ej fastsittande alger och annars om det finns minst 10 % täckningsgrad av annuella alger. Eftersom perenna fastsittande organismer inom HUB värderas högre än annuella alger tillåts dessa styra vilken biotop som platsen klassas som – i likhet med Mosaic som låter maxvärdet inom en kategori få sätta naturvärdet. Observera dock att om



detaljerad information finns om en plats (till exempel om den blivit ordentligt dykinventerad) ska denna platsspecifika information inom ramverket för Mosaic komma med i fördjupad naturvärdesbedömning vid bedömning av kriteriet *kvalitet/funktionalitet*.<sup>11</sup>

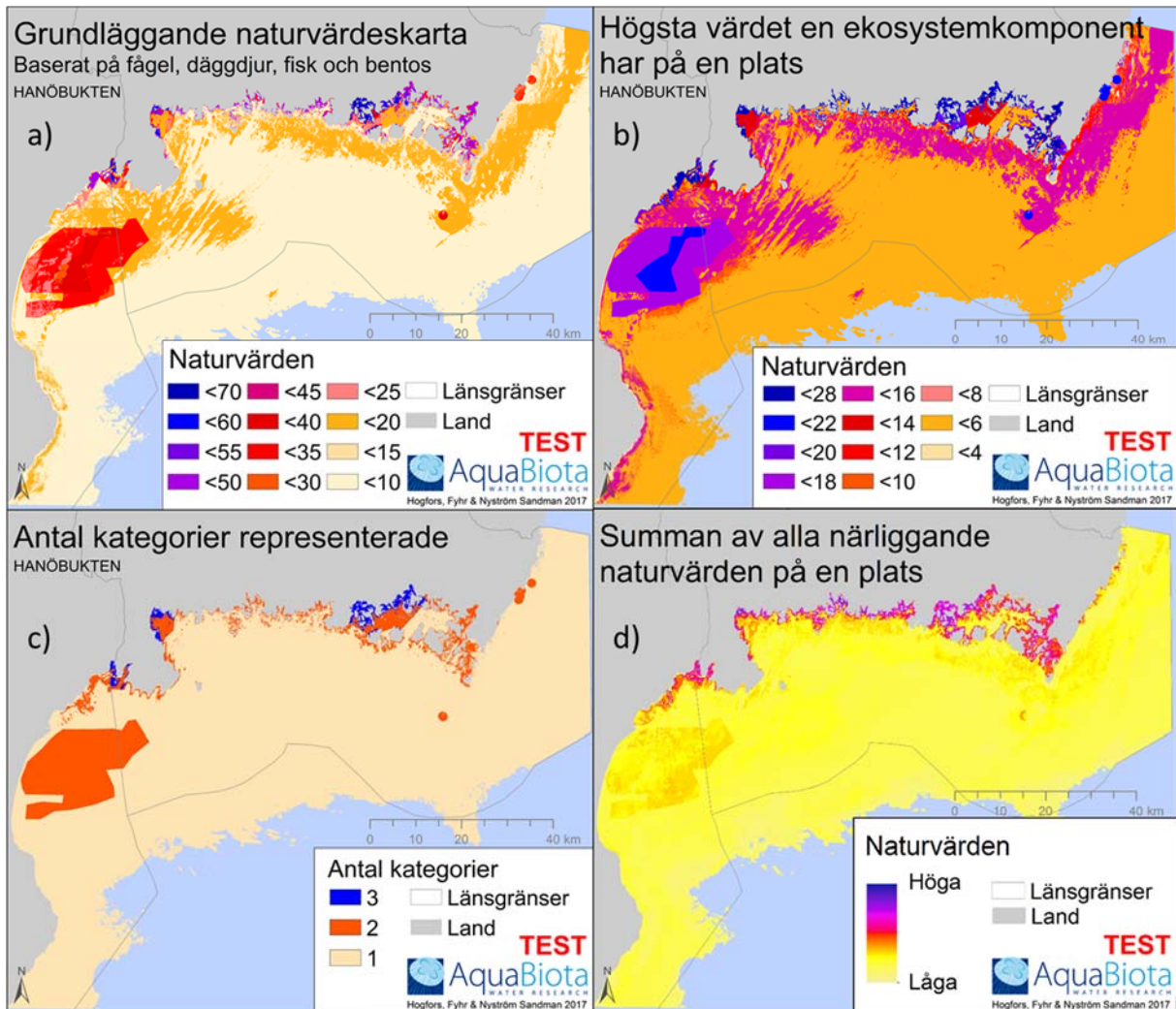
Vid kartering av den grundläggande naturvärdeskartan måste avvägningar göras mellan ett transparent, objektivt och enhetligt system mot ett system som är flexibelt efter ekologiska mekanismer och i stunden rådande förhållanden. Inget system som hanterar komplexa ekologiska mekanismer är vattentätt och bedömaren måste med sin kritiska blick undersöka om resultaten är rimliga. Trots detta bör det understrykas att dessa riktlinjer bör följas.

Om det skulle uppstå att en ekosystemkomponent eller en kategori styr kartans utformning så hårt att andra naturvärden inte kommer fram bör det först undersökas om naturvärdesbedömningen för den ekosystemkomponenten är korrekt utförd och om underlagskartorna för ekosystemkomponentens förekomst är av tillräckligt god kvalitet. Om en kategori kraftigt styr vilka områden som pekas ut att ha höga naturvärden kan den grundläggande naturvärdeskartan göras både med och utan den kategorin. I Västra Götalands pilotprojekt fick till exempel områden kring kobbar och skär högre värden än vad som ansågs korrekt på grund av häckande fåglar. Av den här anledningen kan det vara en god idé att jämföra den grundläggande naturvärdeskartan med sammanvägda kartor för respektive kategori.

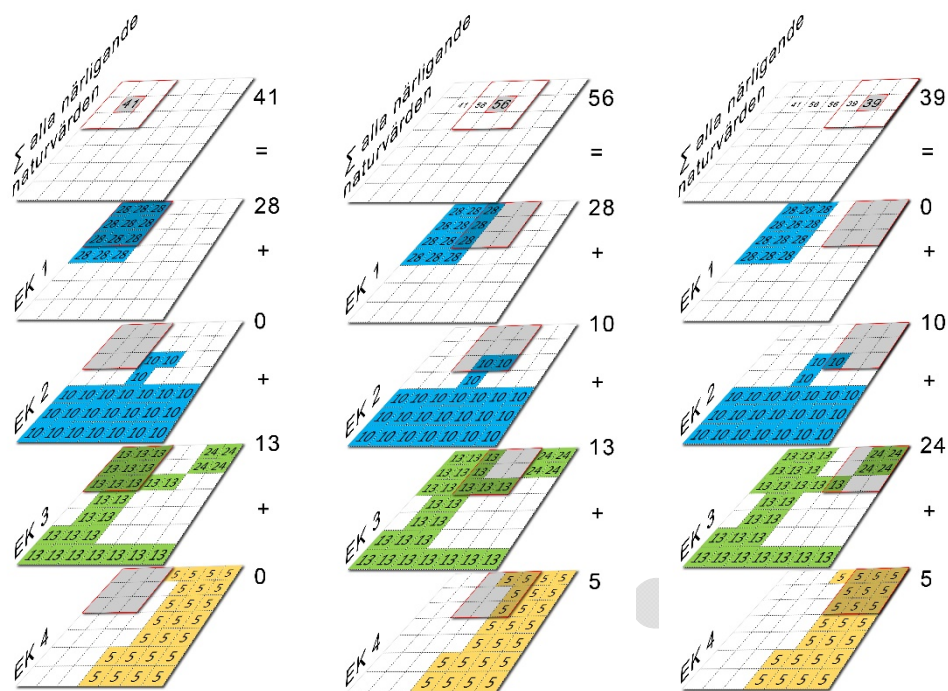
Figur 8 illustrerar vilka faktorer det är som framförallt styr den grundläggande naturvärdeskartan (figur 8 a). I figuren går det att se att det framförallt är var det finns ekosystemkomponenter med höga naturvärden (figur 8 b) och hur många kategorier som finns i ett område (figur 8 c). Det som dock har lite inflytande på den grundläggande naturvärdeskartan är summan av alla närliggande naturvärden (oberoende av indelning i kategorier) (figur 8 d). En sådan karta visar framförallt på mångfalden av ekosystemkomponenter, det vill säga hur många olika ekosystemkomponenter, som finns i närliggande område. Kartan med summan av alla närliggande naturvärden påverkas också något lite av om det är ekosystemkomponenter som fått höga naturvärdespoäng eller inte men den informationen kommer knappt fram alls i jämförelse med påverkan från hur många olika ekosystemkomponenter som finns i närområdet. Kartan (figur 8 d) visar också tydligt på mångfalden av ekosystemkomponenter längst kusterna och understryker vikten av att förvalta våra kuststräckor. Dock visar inte kartan var de mest värdefulla ekosystemkomponenterna finns vilket gör det svårt att prioritera var förvaltning bör prioriteras längst kust eller utsjö. Figur 9 visar schematiskt hur kartan med summan av alla närliggande naturvärden (figur 8 d) är framtagen.

---

<sup>11</sup> Läs mer om kriteriet *kvalitet/funktionalitet* i avsnitt 5.3.1.3 i rapporten *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1*.



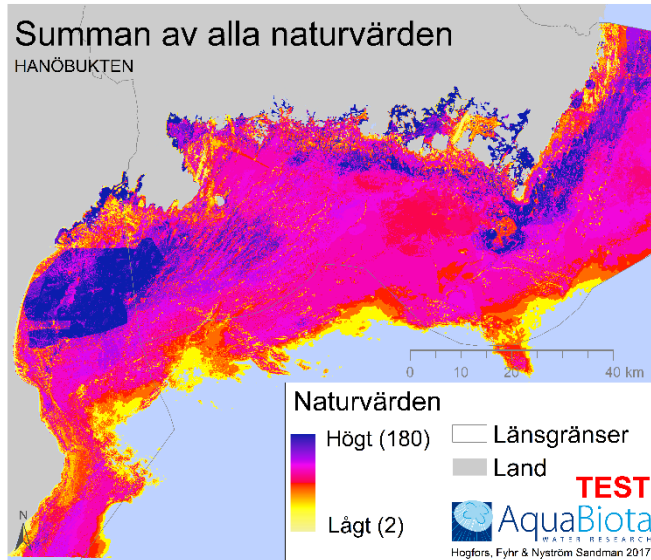
Figur 8. Kartorna visar vilka faktorer som styr utformandet av den grundläggande naturvärdeskartan. Det som framför allt driver den grundläggande naturvärdeskartans utformning (a) är vilka områden som har de högst värderade ekosystemkomponenterna (b) samt antalet kategorier representerade i ett område (c). Dock styr inte summan av alla närliggande naturvärden (d) den grundläggande naturvärdeskartan vilken framförallt visar i var det finns flest antal ekosystemkomponenter (summan av alla närliggande naturvärden är insamlade från ett område på  $250 \times 250$  m i detta exemplet, se figur 9 för mer information om hur kartan är framtagen). Den visar att klart och tydligt att detta är längst kusterna. Dock ska kartan, så som alla kartor som visar den totala summan av alla ekosystemkomponenter (och inte maxvärden inom kategorier), användas med stor försiktighet eftersom resultatet av sådana kartor styrs väldigt hårt av vilken taxonomisk upplösning man har gett ekosystemkomponenterna. Till exempel så blir det en stor skillnad om övervintringsområden för kustnära fågel är en ekosystemkomponent eller om det är uppdelat på lika många komponenter som antal olika arter av övervintrande kustnära fågel som finns. Det är dock svårt att jämföra olika kuststräckor med varandra i denna karta om syftet är att identifiera var förvaltning bör prioriteras. Den information som går att dra från kartan över alla närliggande naturvärden är framförallt att ansamlingar av många olika naturvärden från olika ekosystemkomponenter finns längst kusterna vilket därmed understryker vikten av strandskydd. Observera att skalorna på naturvärdespoängen är olika på de olika kartorna.



Figur 9. Illustration över hur en karta över summan av alla närliggande naturvärden oavsett kategori tas fram vilket ger en karta över var mångfalden av ekosystemkomponenter (EK) hög respektive låg. Minsta bedömningsenheten värderas efter summan av varje närvarande ekosystemkomponents naturvärdespoäng som finns inom det närliggande området (för kartan i figur 8 d är minsta bedömningsenheten  $25 \times 25$  m och informationen om hur många olika EK som finns i närområdet har hämtats från ett område på  $250 \times 250$  m, det vill säga  $10 \times 10$  rutor och inte  $3 \times 3$  rutor som figuren här schematiskt visar). Om det finns flera ekosystemkomponenter av samma biotopbildande organism, till exempel genom att komponenterna är specificerade med olika täckningsgrader har den högsta poäng inom området använts. I figuren illustreras detta för EK 3. Det kan till exempel röra sig om ålgräsäng med täckningsgrad  $10 - 25\%$  (13 poäng) och ålgräsäng med täckningsgrad  $\geq 50\%$  (24 poäng). Som ovan nämnt: observera dock att en sådan här karta, så som alla kartor som visar den totala summan av alla ekosystemkomponenter naturvärdespoäng (och inte maxvärden inom kategorier), ska användas med stor försiktighet eftersom resultatet av sådana kartor styrs väldigt hårt av vilken taxonomisk upplösning man har gett ekosystemkomponenterna. Till exempel så blir det en stor skillnad om övervintringsområden för kustnära fågel är en ekosystemkomponent eller om det är uppdelat på lika många komponenter som antal olika arter av övervintrande kustnära fågel som finns.

Ytterligare ett sätt att göra en naturvärdeskarta är att summera alla ekosystemkomponenters naturvärdespoäng inom minsta bedömningsenheten utan att ta hänsyn till kategorier. Detta avråder vi från när hela områden ska karteras eftersom en sådan karta påverkas starkt av vilken taxonomisk upplösning som ekosystemkomponenterna har, vilka inventeringsmetoder som använts och inventeringsansträngningar som gjorts och så vidare. Vid riktade fältundersökningar och jämförelse mellan två liknande platser kan detta dock vara ett alternativ men det har inte med framtagandet av en yttäckande naturvärdeskarta att göra. Figur 10 visar hur en sådan karta ser ut i för vårt dataunderlag i Hanöbukten.

Sammanfattningsvis så har studierna av olika metoder i de testade studieområdena (Blekinge samt Stockholm och Södermanlands län) visat att den grundläggande naturvärdeskartan i sin nuvarande utformning (där summan av de tre kategoriernas maxvärde använts) hittills visat sig vara den metod som ger den bästa utgångspunkten för att identifiera och prioriterar värdefulla ekosystemkomponenter i ett ekologiskt representativt nätverk.



Figur 10. Kartan visar summan av alla ekosystemkomponenters naturvärdespoäng för varje minsta bedömningsenhet (här 25 × 25 m). Observera att kartan lätt blir missvisande, bland annat på grund av att den taxonomisk upplösning som olika sorters ekosystemkomponenter har är det som styr var höga naturvärden visas. Till exempel blir det stor skillnad om varje art i en biotop är medtagen som en ekosystemkomponent eller om bara biotopen är det eller om varje övervintrande kustfågelart är var sin ekosystemkomponent eller om de är sammanslagna till en komponent.

### 3. Referenser

- Enhus C och Hogfors H. 2015. Kartunderlag för marin grön infrastruktur – behovsanalys, datasammanställning och bristanalys. AquaBiota Rapport 2015:05, 62 sid.
- Helcom. 2013. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.
- Thunell, V., Enhus, C., Skoglund, S., Persson, M. 2016. Insamling av befintliga marinbiologiska inventeringsdata – bottenlevande växter och djur. AquaBiota Report 2016:01. 80sid.