

Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden



Version 1



osaic

Rapport 2020:13

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden

Version 1

HEDVIG HOGFORS, FRIDA G. FYHR OCH ANTONIA NYSTRÖM SANDMAN

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten.
Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

Kartor: Frida G. Fyhr

Illustrationer: Hedvig Hogfors

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2020-04-22

ISBN tryckt: 978-91-88727-73-2, pdf: 978-91-88727-74-9 | Omslagsfoto: Nicklas Wijkmark och Martin Isæus/AquaBiota

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

Förord

Havs- och vattenmyndigheten har till uppgift att skapa förutsättningar för en hållbar förvaltning och planering av våra havsområden. I denna uppgift ingår att ta fram metoder och underlag som främjar en väl fungerande grön infrastruktur och bevarande av olika naturvärden.

Förlusten av biologisk mångfald i form av livsmiljöer och arter är ett av vår tids största problem. Ett av de stora hoten är att artrika och funktionellt viktiga miljöer förstörs på grund av mänsklig påverkan.

För att kunna skydda och bevara biologisk mångfald krävs kunskap om arters och livsmiljöers utbredning, spridningsmönster, funktion och känslighet. I arbetet med att värdera och prioritera områden för naturvård eller fysisk planering, behöver en stor mängd information och kunskap (både befintlig och ny platsspecifik) sammanställas på ett sådant sätt att det underlättar prioriteringar.

I syfte att förbättra kunskapen om naturvärden i marina områden har Havs- och vattenmyndigheten utvecklat Mosaic.

Mosaic (dnr 1592-20) är ett verktyg för att identifiera värdefulla marina områden med särskild betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk. Verktöget ger underlag för rumslig förvaltning, som till exempel arbete med fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), områdesskydd, restaurering och fiskförvaltning.

Grunden för Mosaic utgörs av ekosystemkomponenter, som vetenskapliga och regionala experter på ekosystemen i Sveriges havsområden tagit fram utifrån riktlinjer i Mosaic. Förteckningen över ekosystemkomponenter och kopplade naturvärden ger en struktur för hur man kan hantera, sammanställa, värdera och prioritera ekosystemkomponenter för rumslig förvaltning.

Denna rapport ger en detaljerad bakgrund och beskrivning av verktöget Mosaic.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten med underlag och tillhörande användarmanual (Havs- och vattenmyndigheten rapport 2020: 14) kan utgöra ett stöd för en bättre och mer hållbar förvaltning av våra havsmiljöer.

Målgrupper för Mosaic är framför allt de som arbetar med förvaltning och fysisk planering av kustzonen och havsmiljön på nationella myndigheter, länsstyrelser och kommuner. Men även verksamhetsutövare och konsultföretag som utför arbeten relaterat till detta.

Ett stort tack riktas till alla dem som bidragit med information, underlag och synpunkter under arbetets gång. Rapporten har tagits fram av AquaBiota Water Research och Havs- och vattenmyndigheten, med stöd av SLU Artdatabanken och länsstyrelserna i Västerbotten och Västra Götalands län. Projektledare för Havs- och

vattenmyndigheten har varit Ingemar Andersson.

Göteborg april 2020,

Mats Svensson

Chef för avdelningen för havs- och vattenförvaltning

Sammanfattning

För att främja ekosystembaserad marin förvaltning bör olika förvaltningsområden integreras. En enhetlig kartläggning av den marina gröna infrastrukturen kan verka för att rätt förvaltning och åtgärd hamnar på rätt plats. Mosaic är ett verktyg för att identifiera värdefulla marina områden med särskild betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk. Avsikten är att ge en enhetlig struktur som ger hög gemensam nytta för flera olika former av rumslig förvaltning som till exempel områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), restaurering och åtgärdsarbete samt annan typ av förvaltning där areella frågor ska behandlas (såsom fiskförvaltning och arbete med havsmiljödirektivet och art- och habitatdirektivet).

Syftet med Mosaic är att främja ett ekosystembaserat, adaptivt och funktionellt angreppssätt vid rumslig naturvård. Avsikten är att ge en struktur som så förutsättningslöst som möjligt inkluderar en mängd olika biotiska ekosystemkomponenter vid bedömning och identifiering av värdefulla områden. Med sin högre mångfald kan verktyget ge stöd vid bedömningar och prioriteringar inom förvaltningsprocesser som bygger på ett fåtal och grövre ekosystemkomponenter framtagna för större regioner. Verktyget ger en struktur för att inkludera ny kunskap, följa ekosystemets förändring över tid och ta hänsyn till ekosystemets rumsliga variation och komplexitet – från platsspecifika detaljer till ett landskapsperspektiv.

Syftet med den här rapporten är att ge en ingående beskrivning av Mosaic, teorin bakom, de avvägningar och diskussioner som har hållits samt vad verktyget kan användas till. För att få en praktisk manual vid användning av verktygets genomförandedel behöver denna rapport inte läsas utan vi hänvisar till Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14 *Marina naturvärden i ett landskapsperspektiv – användarmanual för Mosaic, version 1*.

Mosaic är uppdelat i två delar (figur 1) varav en del är förberedande och samordnas av Havs- och vattenmyndigheten, medan genomförandedel samordnas av respektive länsstyrelse eller annan utövare. I den förberedande delen ska bästa tillgängliga kunskap samlas in och syntetiseras av experter för att göra generella, ej platsspecifika, bedömningar (dessa ska därefter användas för landskapsanalyser och platsspecifika bedömningar i Mosaics genomförandedel). Med andra ord fokuserar bedömningarna i den förberedande delen inte på rumslig variation utan istället på allmänna mönster. Det gör det enklare att vid de återkommande revideringarna följa generella förändringar över tid och inkludera ny kunskap.

I Mosaics genomförandedel ska värdekärnor (platser med höga naturvärden) och värdeattrakter¹ identifieras. Värdeattrakter är områden med höga naturvärden

¹ Se definition på begreppen i avsnitt 5.

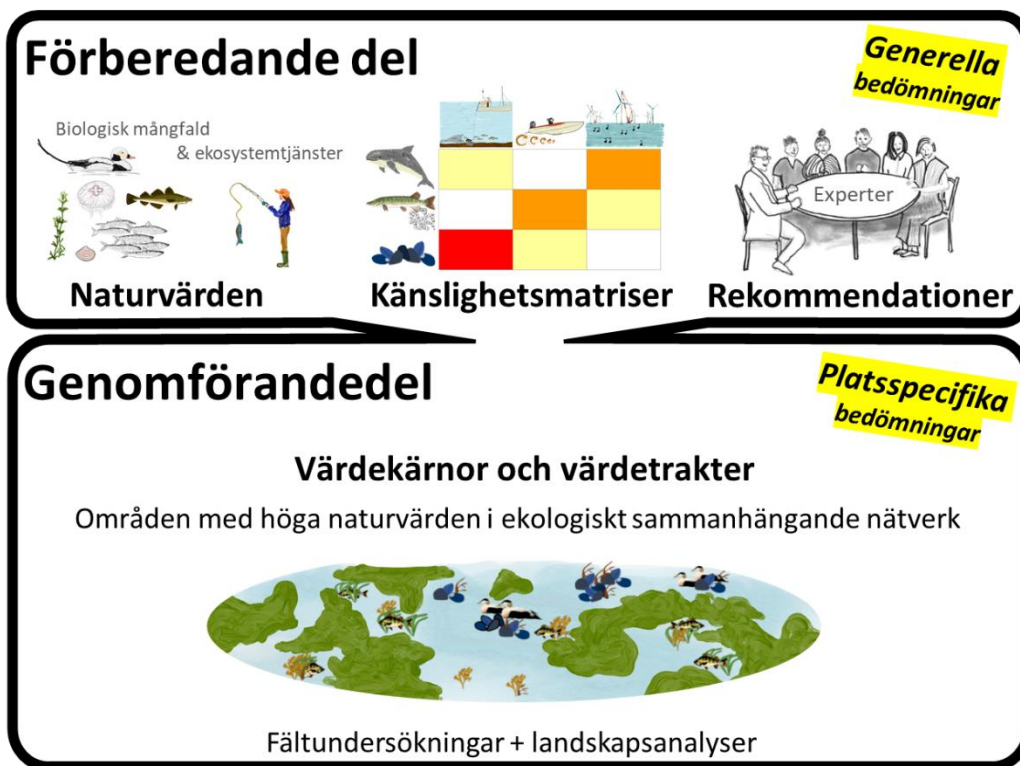
(ansamlingar av värdekärnor) i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk. Fokus för bedömningarna och analyserna i genomförandedelen är främst att identifiera ekosystemens rumsliga variation genom platsspecifika detaljkunskaper och fördjupade landskapsanalyser om var naturvärden troligen ansamlas, var viktiga spridningsvägar går, var livskraftiga platser troligen finns och vilka av dessa platser utgör ett ekologiskt representativt nätverk. Med livskraftiga platser avses platser där ekosystemkomponenter är mindre utsatta för negativ påverkan. Det är svårt att över tid följa förändring av platsspecifika detaljer på en mängd lokaler eftersom det ofta är resurskrävande med fältinventeringar. Mer generella förändringar fångas dock upp genom att genomförandedelen inkluderar bedömningar som regelbundet uppdateras i den förberedande delen.

För att kunna bedöma vilka områden som ska prioriteras för förvaltningsåtgärder (till exempel genom skydd, fysisk planering eller restaurering) behöver ett område jämföras med övriga områden, från regional till lokal skala. Platsspecifika detaljkunskaper behövs i kombination med övergripande kunskap om landskapet.

Mosaic fokuserar på biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper och livsmiljöer) eftersom det är de biotiska komponenterna som för med sig naturvärden och är känsliga för mänskliga aktiviteter. Vidare är det de biotiska ekosystemkomponenterna vi vill försäkra är representerade i områden som prioriteras för rumslig förvaltning. Vidare utgår verktyget från internationellt vedertagna kriterier satta av FN:s konvention om biologisk mångfald (Convention on Biological Diversity; CBD; 2008). Kriterierna har införlivats i verktygets olika delar och steg för att nå uppsatta mål och skapa en praktisk arbetsordning.

Det här är version 1 av verktyget Mosaic. Alla pusselbitar (ramar) har ännu inte fått detaljerade riktlinjer men genom att publicera dem i sin nuvarande form kommer verktyget att utvecklas utifrån de erfarenheter som görs när det används praktiskt och när andra parallella processer (inom till exempel områdesskydd och havsplanering) är genomförda.

Mosaic



Figur 1. Överblick över de två delarna i Mosaic. I den förberedande delen ska generella (ej platsspecifika) bedömningar göras av experter. Bedömningarna ska vara till stöd för senare analyser i genomförandedelen. Arbetet samordnas av Havs- och vattenmyndigheten. I genomförandedelen identifieras värdekärnor (platser med höga naturvärden) och värdetrakter (områden med höga naturvärden i ekologiska sammanhängande nätverk) genom detaljerade platsspecifika naturvärdesbedömningar och landskapsanalyser. Arbetet samordnas av respektive länsstyrelse eller annan utförare.

Innehåll

Läsanvisning	11
1 Introduktion	12
1.1 Syfte och mål	14
1.2 Förutsättningar för förvaltning till havs	17
1.3 Bakgrund och framtagning	19
1.3.1 Förankringsarbetet	20
1.3.2 Tidigare och parallella arbeten	21
1.4 Avgränsningar	22
2 Verktuget	23
2.1 Överblick	23
2.2 Flödesschemat	27
2.2.1 Ansvarsfördelning	29
2.3 Förberedande delen i Mosaic	30
2.3.1 Val av ekosystemkomponenter	31
2.3.2 Naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter	37
2.3.3 Rekommendationer	73
2.3.4 Känslighetsmatriser mellan ekosystemkomponenter och mänskliga påverkansfaktorer	77
2.4 Genomförandedelen	79
2.4.1 Fält/biologiska punktdata	80
2.4.2 Yttäckande biologiska kartor	83
2.4.3 Identifiering av värdekärnor	90
2.4.4 Identifiering av värdetrakter	116
2.5 Inkludering av framtidsscenarioer i verktuget	134
2.6 Utvärdering av förvaltningsstrategier	134
3 Vidare diskussion	138
3.1 Biologisk mångfald	138
3.2 Rariteter, arter vid sin utbredningsgräns och ansvarsarter	139
3.3 Förekomst	140
4 När verktuget uppsatta mål?	141
4.1 Utvecklingsdelar inom verktuget	147
5 Begrepp	149
Tack	153
Referenser	155

Läsanvisning

Syftet med den här rapporten är att ingående beskriva alla delarna av Mosaic, varför verktyget är uppbyggt som det är, det vill säga teorin bakom, vilka avvägningar och diskussioner som hållits samt hur det kan användas. När en länsstyrelse eller annan användare ska använda verktyget behöver denna rapport dock inte läsas. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14² är en praktisk användarmanual för det. Om man som användare dock är intresserad av varför vi ger vissa rekommendationer eller hur de förberedande underlagen har tagits fram återfinns detta i denna rapport. Eftersom avsnitt ska kunna läsas fristående finns det en del upprepningar.

Kapitel 1 ger en introduktion av verktyget, dess syfte och mål, förutsättningar, hur den tagits fram samt dess avgränsningar.

I rapportens kapitel 2 presenteras verktyget i sin helhet. Avsnitt 2.1 ger en överblick och avsnitt 2.2 går igenom flödesschemat. Avsnitt 2.3 beskriver den förberedande delen inom Mosaic vilket är ett arbete som utförs av experter under samordning av Havs- och vattenmyndigheten. I avsnitt 2.4 beskrivs genomförandedelen av verktyget. Till avsnittet finns det som sagt i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14 en checklista för de steg som länsstyrelserna (eller annan användare) bör följa för att genomföra Mosaics genomförandedel.

Fortlöpande i rapporten diskuteras de avvägningar som gjorts för respektive del. Några kriterier som berörs på flera platser i verktyget diskuteras ytterligare i kapitel 3.

Kapitel 4 förs en diskussion om verktyget uppnår uppsatta mål och kapitel 5 presenterar en lista på olika begrepp som används.

² Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14 *Marina naturvärden i ett landskapsperspektiv – användarmanual för Mosaic, version 1.*

1 Introduktion

Mosaic (Metoder för spatiell, adaptiv, ekosystembaserad och integrativ bedömning av marina naturvärden³) är ett verktyg för att identifiera marin grön infrastruktur och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning som till exempel områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), restaurering, havsförvaltning och fiskförvaltning. Verktöget bidrar till ett helhetsperspektiv genom att ge struktur åt ett ekosystembaserat och adaptivt angreppssätt.

För att greppa flera processer samtidigt⁴ (till exempel fånga naturens detaljer, följa naturens förändring över tid och samtidigt behålla en överblick och vara funktionell från lokal till nationell nivå) behöver verktöget utgå från flera olika perspektiv. Genom att till exempel inte fokusera på variationen i rummet är det lättare att fokusera på generella förändringar över tid, och vice versa⁵. Verktöget länkar samman en rad olika pusselbitar som behövs för en helhetsbild av ekosystemet utifrån olika organisatoriska, rumsliga och temporala processer. Några av pusselbitarna saknar dock detaljerade riktlinjer i dagsläget. Tanken är att verktöget ska utvecklas och anpassas vartefter som det används.

Enligt rådande synsätt inom marin förvaltning ska hänsyn tas till vilken påverkan förvaltningsbeslut har på hela ekosystemet snarare än på individuella delar (Queiros m.fl. 2016). För att upprätthålla eller skapa önskvärd status hos ekosystemet krävs en adaptiv förvaltning som är flexibel och kan hantera icke-linjära förändringar (Folke m.fl. 2002, 2004). Denna ekosystembaserade ansats är till exempel införlivad i ett flertal EU-direktiv som till exempel vattendirektivet (2000/60/EG), havsmiljödirektivet (2008/56/EG) och havsplaneringsdirektivet (2014/89/EU).

Genom att ge stöd åt identifiering av värdefulla områden – vilka har särskild betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster i ett ekologiskt representativt nätverk – bidrar Mosaic till att nödvändiga underlag tas fram för att nationella och internationella miljömål ska nås. Bland annat kan Mosaic bidra med underlag till flertalet av de preciseringar som specificerats för de svenska miljömålen ”hav i balans samt levande kust och skärgård” och ”ett rikt växt- och djurliv” (sverigesmiljomal.se). Enligt artikel 13.4 i EU:s havsmiljödirektiv, vilket är införlivat i svensk rätt genom havsmiljöförordningen (2010:1341), ska åtgärdsprogram för att nå och upprätthålla god miljöstatus omfatta geografiska skyddsåtgärder för att skapa sammanhängande och representativa nätverk av marina skyddade områden. Europeiska kommissionen har vidare meddelat att vägledning för att stödja utvecklingen av grön infrastruktur ska användas för att bättre länka samman Natura 2000-områden (Europeiska kommissionen 2017b). Havs- och vattenmyndigheten fick 2015-02-12 i uppdrag av regeringen att ta fram en handlingsplan för marint områdesskydd (M2015/711/Nm)

³ Mosaic på engelska: *Methods for spatial, adaptive, ecosystem-based and integrative assessment of offshore and coastal marine nature values.*

⁴ Både icke-linjära (föränderliga) och linjära (förenklade/generella) processer inkluderas.

⁵ Syftet är att förenklade linjära relationer flätas samman med mer komplexa platsspecifika omständigheter. De förenklade linjära relationerna uppdateras regelbundet vilket därmed tar hänsyn till icke-linjära förändringar.

med uppgiften att säkerställa ett ekologiskt representativt nätverk av skyddade områden. Enligt handlingsplanen (Havs- och vattenmyndigheten 2016) är inte de arter och naturtyper som listas i enlighet med art- och habitatdirektivet ensamt tillräckliga för att säkerställa ett ekologiskt representativt nätverk av skyddade områden. Representativa nätverk av marina livsmiljöer ska också skyddas inom de regionala konventionerna för Helcom och Ospar. När havsplaner utarbetas bör de enligt EU-direktivet för havsplanering ta hänsyn till vilken försämring av miljöstatus, förlust av biologisk mångfald och förstörelse av ekosystemtjänster som olika former av belastning orsakar. Mosaic kan användas för att ta fram ett av flera nödvändiga underlag till dessa.

Inom Mosaic är ekosystemkomponenter ett centralt begrepp. Primärt avses biotiska ekosystemkomponenter. Exempel på ekosystemkomponenter är ålgräsängar och lekområden för gädda. Genomgående avses ekosystemkomponenter oberoende av var de är placerade. Med andra ord avses alla ”ålgräsängar” och alla ”lekområden för gädda” oavsett var i havsområdet de finns. I avsnitt 2.3.1 ger vi en mer omfattande beskrivning av vad vi menar med ordet ekosystemkomponenter och hur vi väljer ut och definierar dessa.

1.1 Syfte och mål

För att främja en ekosystembaserad, adaptiv och funktionell rumslig förvaltning av marina miljöer så har ett antal delmål för verktyget satts upp. Dessa har i stort utformats i linje med ekosystemansatsens tolv principer (Malawi-principerna som har sitt ursprung i FN:s konvention om biologisk mångfald; CBD) men formats så att de passar verktygets syfte och begränsningar.

Ekosystembaserat

Verktyget ska eftersträva att ta hänsyn till stora delar av ekosystemets spektrum av interaktioner (inklusive människor) och komponenter, istället för att bearbeta enskilda problem, arter, naturvärden eller ekosystemtjänster var för sig. Det bör hantera ekosystemets rumsliga såväl som tidsmässig variation (Christensen m.fl. 1996). Det bör också ge möjlighet till god förvaltning givet denna variation. Delmålen som satts är att:

- **Verktyget ska utgå från ekosystemet genom att ta hänsyn till stora delar av ekosystemets spektrum av interaktioner och komponenter.** Utgångspunkten i arbetet ska vara *ekosystemet* och inte till exempel en specifik förordning. Hänsyn kan tas till olika naturvärden så som biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Bästa tillgängliga kunskap om dagsläget och framtiden ska inkluderas. Kunskap från hela ekosystemet ska dock kunna appliceras på rumsliga frågor då verktyget syftar till rumslig förvaltning och ska därmed till exempel kunna knytas till specifika platser eller till ekosystemkomponenter som geografiskt går att avgränsa.⁶
- **Verktyget ska baseras på bästa tillgängliga kunskap och i så stor utsträckning som möjligt vara vetenskapligt förankrat.** Experter ska involveras med vetenskaplig, storregional/global, nationell och lokal kännedom och med en bredd av ekologisk expertis utifrån spannet av olika organismer vilka är beroende av rumslig förvaltning.⁷
- **Verktyget ska inkludera ett landskapsperspektiv och fördjupade rumsliga analyser.** För att bedöma vikten av en plats naturvärden behövs kunskap om hur den rumsliga variationen av olika naturvärden ser ut. En överblick av ekosystemet är viktig för att minska risken att fel områden prioriteras på grund av att kunskap endast finns om enstaka platser. De bedömningar som görs behöver kunna sättas in i ett landskapsperspektiv. För att vidare fånga in ekosystemets variation i rummet bör fördjupade rumsliga analyser inkluderas, till exempel hur naturvärden och mänskliga aktiviteter fördelar sig geografiskt, vilka ekosystemkomponenter som är utsatta i området, var viktiga spridningsbiologiska kopplingarna (*konnektivitet*) sker samt hur dessa fördelar sig i rummet efter troliga framtidsscenarier.⁸

⁶ Kopplar till Malawiprincip 2, 3, 5, 6, 8 och 10.

⁷ Kopplar till Malawiprincip 11 och 12.

⁸ Kopplar till Malawiprincip 3, 5, 6 och 8.

- **Verktyget ska inkludera platsspecifika detaljkunskaper.** För att verktyget ska kunna vara ekosystembaserat och ta hänsyn till ekosystemens komplexa strukturer, funktioner och mekanismer vilka varierar rumsligt, behöver det fånga upp detaljer om geografiskt skilda platser.⁹
- **Verktyget ska inkludera människan som en del av de ekologiska interaktionerna.** Detta ska ske genom att inkludera ekosystemtjänster och människans påverkan på miljön vid prioritering av områden att förvalta.¹⁰
- **Verktyget ska vara adaptivt.** Läs kommande punkter för ”Adaptiv”.
- **Verktyget ska vara funktionellt.** Läs kommande punkter för ”Funktionellt”.

Adaptivt

Verktyget ska följa naturens förändring över tid. För att upprätthålla eller skapa önskvärd status hos ekosystemen krävs en adaptiv förvaltning som är flexibel och kan hantera icke-linjära förändringar (Folke m.fl. 2002, 2004). Eftersom kunskapsbasen om den marina miljön är ofullständig och ibland felaktig behöver vi kunna ta in ny kunskap. Det gäller även kunskap om interaktioner som inkluderar människan, till exempel mänskligt nyttjande och förvaltning. För att verktyget ska vara adaptivt bör verktyget ha möjlighet att utvärdera olika förvaltningsstrategier (Katsanevakis m.fl. 2011). Delmålen som satts är att:

- **Bedömningar ska vara enkla att revidera,** av två orsaker:
 - × Dels för att kunna följa den marina miljöns förändring över tid, både naturlig och av människan påverkad förändring. Till exempel kan en art som tidigare inte varit hotad bli det,
 - × dels för att kontinuerligt ta in ny kunskap om den marina miljön.¹¹
- **Hänsyn till troliga framtidsscenarioer ska kunna inkluderas.** Till exempel bör verktyget kunna inkludera framtidsscenarioer baserade på globala klimatförändringar.¹¹
- **Verktyget ska vara användbart för utvärderingar.** Verktyget ska gå att använda för att utvärdera olika förvaltningsstrategier. Dock inte som ensamt underlag.

Funktionellt

Verktyget ska vara praktiskt genomförbart och funktionellt vid olika former av marin rumslig förvaltning. Delmålen som satts är att:

- **Verktyget ska stödja sig på internationellt vedertagna kriterier och verka för nationell harmonisering.** Genom att stödja sig på internationellt vedertagna kriterier bidrar det till harmonisering och acceptans av arbetssätt

⁹ Kopplar till Malawiprincip 6 och 11.

¹⁰ Kopplar till Malawiprincip 1 och 10.

¹¹ Kopplar till Malawiprincip 9.

internationellt och nationellt. Våra hav används och förvaltas av många olika länder. Vedertagna kriterier föregås ofta av en sammanställning av kunskap från många experter/forskare.

- **Verktyget ska minimera subjektiva bedömningar och eftersträva samsyn.** Verktyget bör minska enskilda subjektiva bedömningar genom att inkludera diskussioner av ett större antal experter (vetenskapliga, lokala, nationella och om möjlig även storregionala experter) som tar stöd av vetenskapliga studier. Bedömningar bör kunna jämföras med varandra och inkludera så mycket kunskap om den marina miljön som möjligt.
- **Verktyget ska vara transparent och bygga på överblickbara och jämförbara bedömningar.** Bedömningarna bör vara transparenta, överblickbara och jämförbara för att underlätta diskussioner hos en bred grupp av experter och intressenter. Genom att det är enkelt att jämföra bedömningarna, möjliggörs insyn i hur avvägningar mellan olika bedömningar har gjorts. Det medför att det därmed är lättare att kommentera bedömningarna inför kommande revidering.
- **Verktyget ska bygga på transparenta analyser som alla med baskunskaper i GIS kan utföra** utan behov av en specifik mjukvara eller likande.
- **Verktyget ska stödja funktionella och effektiva fältundersökningar.** För att inhämta kunskap om den marina miljön är fältundersökningar hela fundamentet, från att fånga platsspecifika detaljer till mer övergripande mönster. Dock är fältundersökningar i marin miljö mycket resurskrävande och därav behöver de vara effektiva, tydligt beskrivna och jämförbara med varandra. I motsats till detta är det också mycket viktigt att de kan fånga in platsspecifika detaljer som är svåra att förutse.¹²
- **Verktygets olika delar ska ligga på rätt organisatorisk skala.** Respektive bedömning ska samordnas av den mest lämpade myndigheten och decentraliseras där så är lämpligt.¹³

Delmålen ligger också i linje med andra verktyg, ramverk och rapporter för ekosystembaserad förvaltning och förvaltning av marina ekosystem (se till exempel Christensens m.fl. 1996, Borja m.fl. 2016 och Queiros m.fl. 2016).

I kapitel 4 diskuteras huruvida ramverket uppnår dessa mål.

¹² Målet har inte bearbetats klart till version 1 av Mosaic.

¹³ Kopplar till Malawiprincip 2.

1.2 Förutsättningar för förvaltning till havs

Arbete med naturvärdesbedömningar och grön infrastruktur kan i många delar läggas upp på liknade vis oavsett miljö. Men eftersom det finns karaktärsdrag som skiljer till exempel terrester, limnisk och marin miljö åt bör de kunna anpassas efter vilken miljö de ska användas i. Ett exempel på skillnader i miljöerna som kan påverka ramverkets utformning är de olika miljöernas förutsättningar för konnektivitet (spridningsbiologi). I limnisk miljö är många arter och individer helt begränsade av hur sjöar och vattendrag är sammanlänkade, i vilken riktning vattnet rinner och vad fallhöjden är. Även om många arter i marin miljö påverkas av hur strömmarna går, påverkar fysiska barriärer generellt sett konnektiviteten mindre än i limnisk miljö. I marin miljö påverkar dock till exempel salthalt och siktningar i vattnet starkt vilka arter som förekommer i ett område.

För att åstadkomma ett ekosystembaserat och funktionellt angreppssätt vid olika former av marin rumslig 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 marina livsmiljöer och arters utbredning är dock generellt sämre än för terrester miljö (Hendriks m.fl. 2006; Verfaillie m.fl. 2009; Robinson 2011) och undersökningsmetodiken är ofta kostsam (Nyström Sandman m.fl. 2012). 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 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 något, hur mycket det finns av något och framförallt, vilken funktion och betydelse det har. Det finns således ett stort behov av att utveckla kostnadseffektiva metoder för kartering och övervakning (Borja m.fl. 2016). Det finns dock fler studier av 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 sällan i detalj vad som begränsar en arts förekomst och utbredning. Är det salthalt, substrat, konkurrens, lekområden med hög kvalitet, födan i ett visst livsstadium eller bara slumpen? Även om havsmiljön är sammanlänkad kan lokal påverkan och platsspecifika förutsättningar ha stor betydelse för arters förekomst.

För att kunna bedöma vilka områden som bör prioriteras för förvaltningsåtgärder (till exempel skydd, fysisk planering, restaurering) behöver ett område jämföras med övriga områden, på regional till lokal skala. Det är viktigt att identifiera områden som har potential att ha höga naturvärden trots brist på fältundersökningar i området. Med andra ord behöver utbredningen av ekosystemkomponenter karteras. Om denna kartering är bristfällig finns risken att områden med stora okända naturvärden förbises samt att de områden där information finns överskattas vid prioritering av områden.

Om kunskapen från olika områden har inhämtats genom olika inventeringsmetoder – som fångar upp/exkluderar olika organismer/organismgrupper – är det svårt att göra en korrekt jämförelse mellan områdena. Till exempel är det oftast 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 kan även vara svårt att jämföra en vik som inventerats med dyktransekter med en vik som inventerats med undervattensvideo då metoderna inte fångar upp samma taxonomiska detaljrikedom. Även storleken på den inventerade ytan påverkar ofta antalet upptäckta taxa. Andra osäkerhetsfaktorer är om inventeringsansträngningarna eller den taxonomiska kunskapen hos inventerarna skiljer sig åt trots samma inventeringsmetod. Dock finns det standardiserade metoder som minimerar dessa problem och därmed är lämpliga för att jämföra olika områden (såsom vikar) med varandra.

Trots bristen på goda yttäckande underlag i svenska marina områden idag, ger Mosaic utrymme för att inkludera sådana när dessa väl kommer på plats. Projektet Nationell marin kartering (NMK) drivs av Havs- och vattenmyndigheten för att ta fram fler yttäckande kartunderlag av ekosystemkomponenter i Sveriges havsområden. Vidare stärker till exempel Havsmiljödirektivet behovet av yttäckande underlag. Flera av deskriptorernas kriterier för god miljöstatus ska enligt EU kommissionens beslut 2017/848 (Europeiska kommissionen 2017a) mätas i enheten kvadratkilometer (km²).

1.3 Bakgrund och framtagning

Havs- och vattenmyndigheten gav AquaBiota Water Research i uppdrag att ta fram ett förslag till stöd för arbete med marina grön infrastruktur och en metod för att bedöma naturvärden i ett marint landskapsperspektiv. Projektledare på Havs- och vattenmyndigheten har varit Ingemar Andersson.

Uppdraget inkluderade ett förankringsarbete med syfte att skapa ett nationellt samförstånd. Detta resulterade i ett remissförslag på ramverket. Utifrån inkomna remissvar har ramverket bearbetats och förtydligats vidare av Havs- och vattenmyndigheten och AquaBiota Water Research och med stöd av SLU Artdatabanken och länsstyrelserna. I och med denna publikation ger Havs- och vattenmyndigheten nu ut en första version av ramverket.

Verktyget har granskat och kommenterats under dess utveckling av Per Nilsson och Mats Lindegårdh från Göteborgs universitet och Havsmiljöinstitutet (Per Nilsson är numer konsult), Christina Halling från SLU Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet, Patrik Kraufvelin och Ulf Bergström från Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Maria Kilnäs och Johnny Berglund från Länsstyrelsen Västra Götaland respektive Västerbotten samt Anna Karlsson från Havs- och vattenmyndigheten. Flera andra har kommenterat verktyget under delar av dess utveckling. Bland andra är dessa Jan Schmidtbauer Crona och Mårten Åström från Havs- och vattenmyndigheten.

Ett femtiotal experter har bidragit i arbetet efter riktlinjerna i den förberedande delen av verktyget. Dessa är i bokstavsordning Markus Ahola, Ingemar Andersson, Sandra Andersson, Johnny Berglund, Per Bergström, Ulf Bergström, Mats Blomkvist, Anja Carlsson, Thomas Dahlgren, Anna Engdahl, Björn Fagerholm, Karl Florén, Ronny Fredriksson, Frida G. Fyhr, Lars Gamfeldt, Bo Gustafsson, Fredrik Haas, Michael Haldin, Christina Halling, Micaela Hellström, Hedvig Hogfors, Per Holliland, Rita Jönsson, Anna Karlsson, Martin Karlsson, Olle Karlsson, Lena Kautsky, Maria Kilnäs, Kjell Larsson, Ewa Lavett, Ulf Lindahl, Lars-Ove Loo, Marina Magnusson, Per-Olav Moksnes, Leif Nilsson, Per Nilsson, Karl Norling, Pia Norling, Antonia Nyström Sandman, Johan Näslund, Angelina Olsson, Jenny Palmkvist, Susanne Qvarfordt, Caroline Raymond, Mattias Sköld, Ola Svensson, Robin Svensson, Stina Tano, Nicklas Wijkmark, Susanne Viker, Ingrid Wänstrand och Matti Åhlund.

1.3.1 Förankringsarbetet

Ett omfattande förankringsarbete har genomförts. Inför remissversionen har regionala samrådsmöten ägt rum i Umeå, Stockholm, Göteborg, Malmö och Karlskrona (år 2016) kring riktlinjerna för verktyget.¹⁴ För att nå ut till de som inte kunde närvara har inspelade föreläsningar spridits.

Mosaic har varit ute på bred remiss och över 50 instanser (centrala myndigheter, universitet, länsstyrelser, kommuner och konsulter) har svarat. Flertalet av de svarande instanserna har varit positiva och sammanlagt har drygt 500 sidor konstruktiva kommentarer kommit in. Alla kommentarer har grupperats och sammanställts systematiskt. De kommentarer som rör remissversionens innehåll har bearbetats till version 1, medan de kommentarer som rör vidareutveckling av verktyget kommer att betas av inför kommande versioner.

¹⁴ 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 (AquaBiota Water Research exkluderat), 2 universitet (ArtDatbanken/SLU och Umeå marina forskningscentrum), 2 svenska nationella myndigheter (HaV och SGU) och ett finskt statligt affärsverk (Forststyrelsen).

1.3.2 Tidigare och parallella arbeten

Flera av de kriterier som används i denna rapport är satta av FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD; 2008) och är internationellt och nationellt vedertagna. De går bland annat att hitta i analyser av ekologiskt sammanhängande (ibland kallade ekologiskt funktionella) nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Piekäinen och Korpinen 2007; Ardrön 2008; Johnson m.fl. 2014; Deltares 2015 och referenser däri), Naturvårdsverkets vägledning vid skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007a), och Ekologigruppens förstudie om metoder för bedömning av naturvärden i marina områden (Schreiber och Haglund 2013).

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 satt poäng på ekosystemkomponenter vilket Mosaic också gör i den förberedande delen när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter. De två projekten har dock gjort det för mindre områden.

Framförallt två parallella projekt har bidragit till utformandet av Mosaic. Dessa är:

- forskningsprojektet Imagine (Inverkan av alternativa förvaltningsstrategier på marin grön infrastruktur, ett samarbete mellan AquaBiota Water Research, Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet och Stockholms universitet) finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget och
- ett projekt om interkommunal översiktsplanering/marin grön infrastruktur för havet i Blekinge som AquaBiota Water Research utfört på uppdrag av Länsstyrelsen i Blekinge län (särskilt åtgärdsprojekt från anslag 1:12, Havs- och vattenmyndigheten dnr 3311-15).

Pilotstudier av Mosaic har utförts i samarbete med länsstyrelserna i Västra Götaland (Kilnäs 2016) och Västerbotten (Berglund m.fl. 2016). Vidare har pilotstudier för att testa verktyget också utförts i Hanöbukten och Blekinge län, Stockholms län, Södermanlands län samt i Kosterhavet. Naturvärden har kopplats till flertalet av de ekosystemkomponenter som bygger på arter eller artgrupper som rapporterats till Svenskt HavsARKiv (Shark) som tillhandahålls av SMHI som är nationell datavärd för marinbiologiska data, för Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön samt Västerhavet.

1.4 Avgränsningar

Även om många viktiga avvägningar för verktygets utformning har bearbetats i flera parallellt pågående projekt, kommer aspekter att komma fram vartefter verktyget används som gör att det behöver justeras. För några delar av verktyget saknas i dagsläget riktlinjer för lämpliga metoder. För att samla in erfarenheter som kan bidra till vidare utveckling av verktyget publicerar Havs- och vattenmyndigheten en första version.

Det är viktigt att understryka att Mosaic endast är ett verktyg för att stödja identifiering och prioritering av ekosystemkomponenter och områden för rumslig förvaltning utifrån ett antal naturvärden. Verktyget bedömer inte det ”fulla naturvärdet” av vare sig 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 totalt om naturvärden från en plats eller ett område skulle försvinna. Alla bedömningar syftar till att, avgöra vilka ekosystemkomponenter, på vilka platser och i vilka områden, som bör prioriteras på grund av de naturvärden som valda kriterier belyser, givet rådande kunskap om tillståndet i miljön.

En viktig pusselbit är att redovisa bedömningarnas tillförlitlighet och att detta tydliggörs i alla steg inom verktyget samt synliggörs i den slutliga produkten. I dagsläget finns det endast beskrivet hur tillförlitligheten av bedömningar ska redovisas när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen. Ett utarbetat system för hur tillförlitligheten i alla verktygets delar redovisas är något som behöver utvecklas och testas.

2 Verktöget

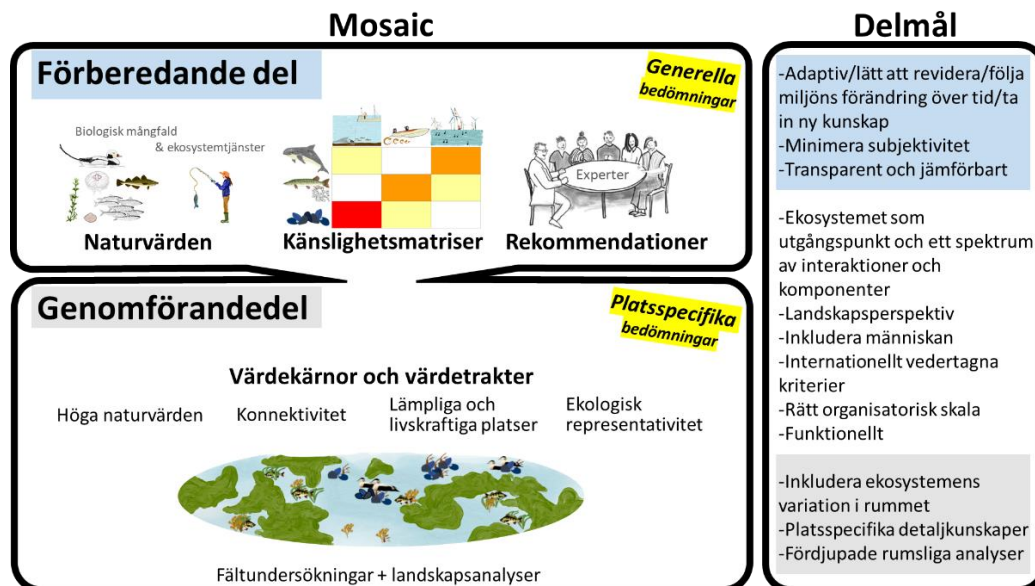
2.1 Överblick

För att ge läsaren en överblick av strukturen ger det här avsnittet en kort presentation av de olika delarna i Mosaic.

Mosaic utgår från internationellt vedertagna kriterier satta av FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD; 2008)¹⁵. Dessa kriterier är avsedda att identifiera lämpliga områden för skydd. I likhet med CBD använder Mosaic kriterierna för att identifiera ekologiskt och biologiskt värdefulla områden i livskraftiga och representativa nätverk. I Mosaic är dock avsikten att belysa värdefull grön infrastruktur som underlag till olika former av rumslig förvaltning och inte bara områdesskydd. Därför har också kriterier inkluderats som baseras på ekosystemtjänster. I Mosaic bearbetas kriterierna i olika delar och steg efter en praktisk arbetsordning och för att nå övergripande mål.

Bedömningarna inom verktöget ska revideras regelbundet. Hur ofta detta ska göras är ännu inte fastslaget, men det skulle till exempel kunna röra sig om en sexårscykel.

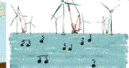
Mosaic har delats in i två delar en förberedande del och en genomförandedel. I figur 2 är delmålen (som presenterades i avsnitt 1.1) sorterade efter vilken del som fokuserar på respektive delmål. Alla delmål ska dock försöka uppfyllas i båda delarna.



Figur 2. Till vänster i figuren illustreras de två delarna i Mosaic. Till höger i figuren listas delmål som är specificerade för att uppnå syftet att vara ekosystembaserat, adaptivt och funktionellt (se avsnitt 1.1). Målen är ordnade efter vilken del som fokuserar på dem. Blått noterar den förberedande delen och grått genomförandedelen. De ommarkerade delmålen är i fokus i båda delarna.

¹⁵ Kriterier för att utse ekologiskt och biologiskt viktiga områden (så kallade EBSAs) och kriterier för att etablera ett representativt nätverk av skyddade marina områden (bilaga 1 och 2, FN:s konvention om biologisk mångfald, Beslut IX/20, CBD 2008)

I den förberedande delen ska mer generella – ej platsspecifika – bedömningar göras av experter för vidare landskapsanalyser i Mosaics genomförandedel. Underlagen som tas fram i den förberedande delen, knyts till olika ekosystemkomponenter som experterna definierat och listat. Bedömningarna omfattar vilka naturvärden ekosystemkomponenterna i allmänhet bidrar med ("naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter"), vilka mänskliga aktiviteter/påverkansfaktorer som de är känsliga för ("känslighetsmatriser") och hur stor andel av varje ekosystemkomponent som bör vara representerad i ett livskraftigt nätverk av områden (figur 3). Även om bedömningarna inte är platsspecifika ska ekosystemkomponenterna specificeras så att de kan knytas till en plats. Det ska gå att urskilja om det är platser med närvaro av till exempel enskilda blåmusslor som åsyftas eller om det är platser med blåmusselbäddar med hög täckningsgrad som åsyftas.

Ekosystemkomponent	Naturvärden			Mänsklig påverkan			Ekologisk representativitet %
							
Lekområden för gädda 							
Kärnområden för tumlare 							
Blåmusselbäddar ≥ 25 % tg <30 m djup 							
Ålgräsängar ≥ 25 % tg 							
Enstaka förekomster av <i>Chara horrida</i> 							
Blåstångsbiotop ≥ 25 % tg 							
Övervintringsområden för Alfågel 							

Figur 3. Schematisk bild som visar exempel på hur ekosystemkomponenter kan delas in för att lämpa sig för rumsliga bedömningar samt vilken information eller vilka bedömningar som ska knytas till dessa i den förberedande delen av Mosaic. Indelningen och bedömningarna ska göras gemensamt av vetenskapliga och regionala experter. Framförallt ska det specificeras vilka naturvärden som de olika ekosystemkomponenterna är kopplade till. Det vill säga vilka naturvärden de i *allmänhet* för med sig till en plats (här exemplifierade med biologisk mångfald och ekosystemtjänster). Vidare ska det specificeras vilka mänskliga aktiviteter som ekosystemkomponenterna generellt är känsliga för. Slutligen ska rekommendationer ges för hur mycket de olika ekosystemkomponenterna bör vara representerade i ekologiskt sammanhängande nätverk.

Genom att det i den förberedande delen görs generella – ej platsspecifika – bedömningar, fokuserar delen inte på rumslig variation. Det ger ett ökat utrymme för att följa variation över tid istället. För att ge ett exempel: när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter bedöms det vilka naturvärden ekosystemkomponenten "ålgräsängar ≥ 25 % täckningsgrad" i *allmänhet* bidrar med till en plats. Hänsyn tas dock inte till vilka av dessa ålgräsängar (≥ 25 %) som är mer eller mindre värdefulla (såsom vilka andra organismer har hittats på varje enskild äng eller hur viktiga de är för att stödja god konnektivitet). Dessa generella – ej platsspecifika – bedömningar är

enklare att revidera efter förändringar över tid. Antalet ålgräsängar kanske kommer att minska i framtiden vilket gör att funktionen av de som är kvar blir än viktigare. Eller så erhålls ny kunskap om dem som tidigare varit okänd vilken ökar/minskar ålgräsängarnas generella värde.

För att bedömningarna av vilka naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter ska bli transparenta, lätta att jämföra och revidera (när ekosystemen förändras över tid och när ny kunskap erhålls) ska de göras efter ett antal kriterier i ett poängsystem. Bedömningen görs först per havsområde av en expertgrupp samordnat av Havs- och vattenmyndigheten (fas 1) för att minska antalet subjektiva bedömningar av enskilda personer. Därefter samordnar respektive länsstyrelse (fas 2) en regional eller lokal bedömning om ekosystemkomponenternas betydelse i regionen jämfört med hela havsområdet. Bedömningarna är grova och allmänt hållna men motiveringarna till dem redovisas systematiskt.

I den förberedande delen ska också rekommendationer och beslut antas inför arbetet i Mosaics genomförandedel. Det gäller frågor kring ekologisk representativitet och vilka ekosystemkomponenter vars förekomst alltid bör/ska motivera att en plats pekas ut som en värdekärna¹⁶. Havs- och vattenmyndigheten samordnar arbetet i den förberedande delen med undantag för fas 2 när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter.

I Mosaics genomförandedel ska länsstyrelserna eller andra användare identifiera värdekärnor, det vill säga platser med höga naturvärden. De ska också identifiera de områden som har höga naturvärden (ansamlingar av värdekärnor) i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk med fungerande spridningsbiologiska kopplingar (konnektivitet). De områden som säkrar detta ska avgränsas till värdetrakter¹⁷. Med livskraftiga platser avses här platser där ekosystemkomponenter är mindre utsatta av negativ mänsklig påverkan.

De delmål som den förberedande delen fokuserar på (se figur 2) inkluderas indirekt i genomförandedelen eftersom resultaten från den förberedande delen används i genomförandedelen. Fokus för genomförandedelen är dock att följa ekosystemens rumsliga komplexitet (figur 2). För att göra det behövs både detaljkunskaper och landskapsanalyser. Identifiering av platser med höga naturvärden, det vill säga värdekärnor, görs bland annat med hjälp av *översiktliga* (yttäckande) *naturvärdeskartor* och med hjälp av detaljerade *platsspecifika naturvärdesbedömningar* baserade på fältdata. De två tillvägagångssätten är till för att stödja och balansera varandra då den ena ger ett landskapsperspektiv över vilka områden som utmärker sig och den andra tillhandahåller viktiga detaljkunskaper om specifika platser. De *översiktliga naturvärdeskartorna* är framtagna utifrån de naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter i den förberedande delen och *yttäckande kartor över dessa*.

¹⁶ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

¹⁷ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

Eftersom det ofta är resurskrävande att inhämta platsspecifika detaljkunskaper är det svårt att följa detaljernas förändring över tid på en mängd platser. Systematiska undersökningar som följer platsspecifika detaljer över tid är dock mycket viktigt, bland annat som underlag för de generella bedömningarna i den förberedande delen.

För version 1 av Mosaic är strukturen (själva ramverket) fastställt. Denna struktur har för vissa delar fyllts med detaljerade metodbeskrivningar men för andra saknas riktlinjer. Innan fler riktlinjer är på plats får användaren själv välja metod där så saknas.

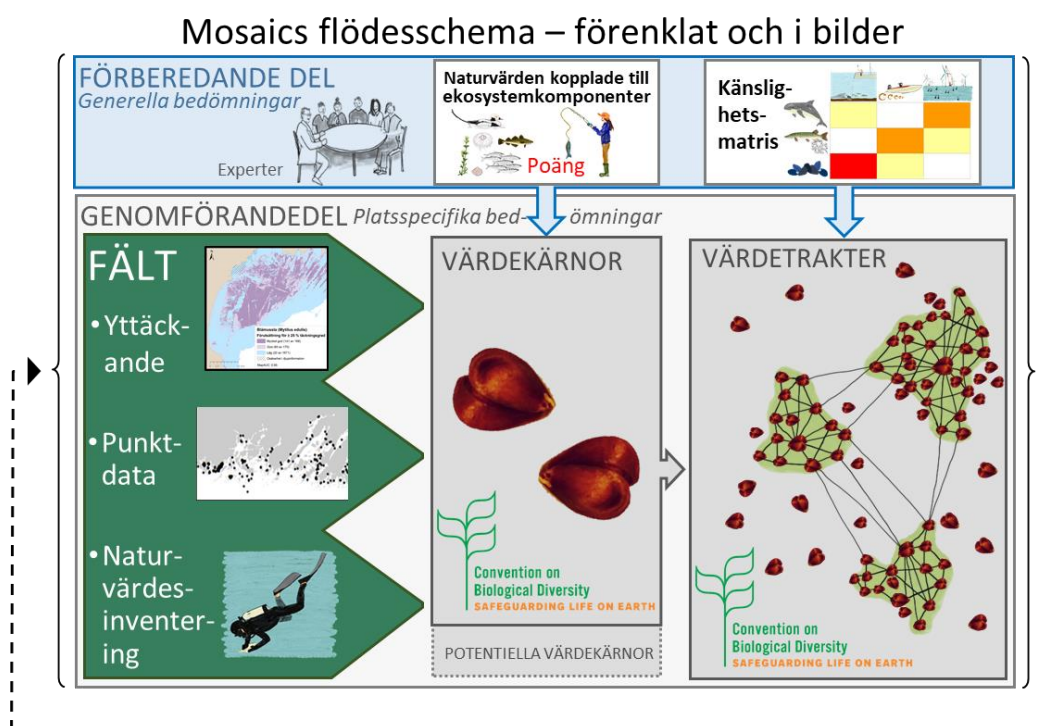
I Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14¹⁸ finns en checklista för vad som ska göras för varje steg i verktygets genomförandedel.

¹⁸ Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14 *Marina naturvärden i ett landskapsperspektiv – användarmanual för Mosaic, version 1.*

2.2 Flödesschemat

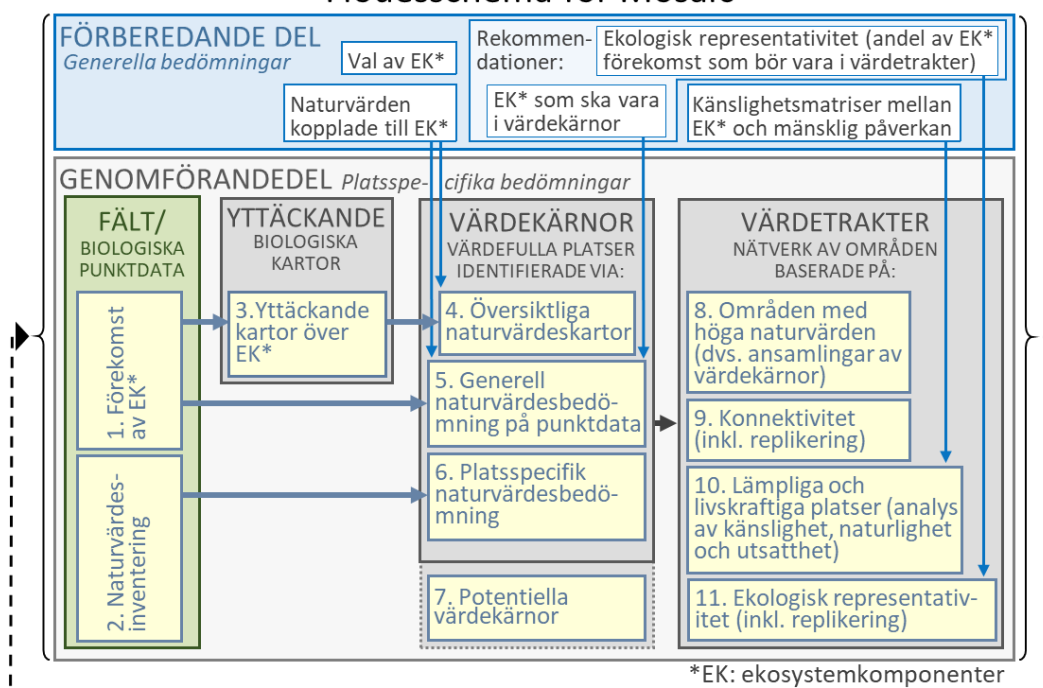
I det här avsnittet redovisas flödesschemat till Mosaic (figur 4 och 5) kortfattat. Syftet att tidigt i arbetsgången presentera flödesschemat är för att ge en överblick att återkomma till under arbetets gång.

Mosaic är indelat i två delar, en förberedande del och en genomförandedel. I den förberedande delen ska Havs- och vattenmyndigheten ansvara för att ta fram underlag till stöd för en länsstyrelse (eller annan utförare) när de följer de olika stegen i Mosaics genomförandedel. I genomförandedelen utgår utföraren från fältdata (se figur 4 och 5) som antingen består av information om var olika ekosystemkomponenter (arter och livsmiljöer) förekommer i form av punktdata (steg 1, figur 5) eller av mer detaljerad information i form av *naturvärdesinventeringar* (steg 2, figur 5). Om punktdata i steg 1 är av en viss kvalitet (beskrivs i avsnitt 2.4.1.1) går det att ta fram *yttäckande kartor* över var olika ekosystemkomponenter troligen finns och inte finns (steg 3, figur 5).



Figur 4. Förenklat flödesschema illustrerat med bilder. Figur 5 visar det kompletta flödesschemat.

Flödesschema för Mosaic



Figur 5. Flödesschema över de olika delarna och stegen i Mosaic, version 1.

Information från fält (och från de yttäckande kartorna) används därefter för att identifiera värdekärnor (platser med höga naturvärden) och potentiella värdekärnor¹⁹ (se figur 4 och 5). Som stöd för detta arbete finns en bedömning om vilka naturvärden som i allmänhet är kopplade till olika ekosystemkomponenter samt rekommendationer om vilka ekosystemkomponenters förekomst som alltid bör värderas som värdekärnor från den förberedande delen.

När värdekärnorna är identifierade ska värdestrakter också identifieras. Marina värdestrakter kan förenklat sägas vara områden med höga naturvärden (ansamlingar av värdekärnor) i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk med fungerande spridningsbiologiska kopplingar²⁰. Identifiering av värdestrakter görs med stöd av känslighetsmatriser och rekommendationer för ekologisk representativitet från den förberedande delen (se figur 4 och 5).

¹⁹ Se definition på begreppen i avsnitt 5.

²⁰ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

2.2.1 Ansvarsfördelning

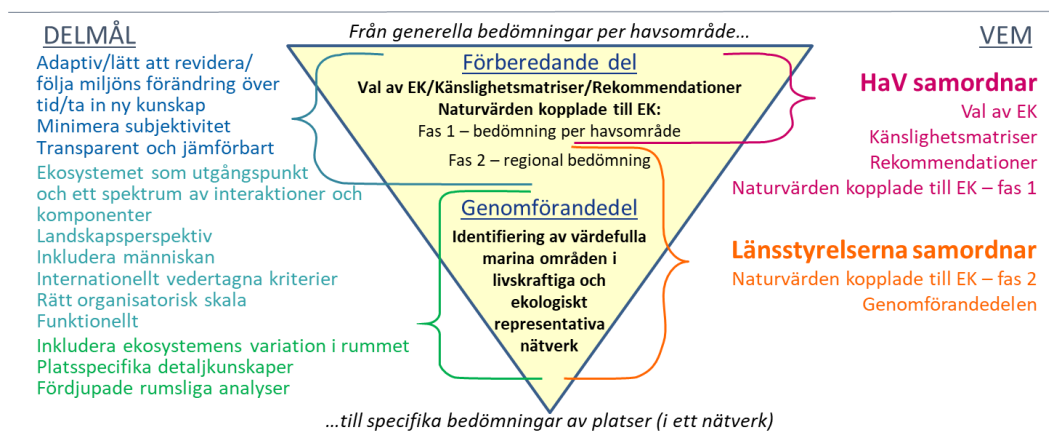
Nedan redovisas ansvarsfördelningen för verktyget (figur 6).

Havs- och vattenmyndigheten föreslås samordna:

- avgränsning och definiering av ekosystemkomponenter som är lämpliga för arbete med rumslig förvaltning ("val av ekosystemkomponenter")
- framtagning eller hänvisning till lämpliga känslighetsmatriser mellan ekosystemkomponenter och mänskliga påverkansfaktorer
- rekommendationer från experter angående vilka ekosystemkomponenter vars förekomst alltid bör leda till att platser pekats ut som en värdekärna²¹ samt hur mycket olika ekosystemkomponenter bör vara ekologisk representerade i sammanhängande nätverk, samt
- bedömningar per havsområde, fas 1, angående vilka naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter.

Respektive länsstyrelse föreslås samordna:

- regionala bedömningar, fas 2, angående vilka naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter, samt
- hela genomförandedelen i Mosaic.



Figur 6. Några av delmålen är uppdelade mellan Mosaics två delar. Havs- och vattenmyndigheten (HaV) samordnar den förberedande delen och respektive länsstyrelse föreslås samordna Mosaics genomförandedel. Denna uppdelning har dock ett undantag. Regional bedömning, fas 2 (när naturvärden kopplas till olika ekosystemkomponenter) föreslås samordnas av respektive länsstyrelse även om det ingår i den förberedande delen. EK = ekosystemkomponenter.

²¹ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

2.3 Förberedande delen i Mosaic

Arbetet i den förberedande delen utförs av experter²² under samordning av Havs- och vattenmyndigheten. Arbetsgången som beskrivs i dessa avsnitt behöver med andra ord inte utföras av respektive länsstyrelse eller annan utförare och kan med fördel hoppas över då de innehåller många detaljerade beskrivningar.

Underlagen som tas fram i den förberedande delen ska ge stöd när länsstyrelserna och andra användare ska identifiera platser med höga naturvärden samt livskraftiga och ekologiskt representativ nätverk. I delen ingår:

- val av ekosystemkomponenter, det vill säga indelning och specificering av ekosystemkomponenter lämpliga för rumslig förvaltning
- bedömning om vilka naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter och som komponenterna i allmänhet bidrar med till en plats
- rekommendationer om vilka ekosystemkomponenter vars alla förekomster bör värderas till en värdekärna samt hur stor andel av ekosystemkomponenters respektive förekomst bör vara representerad i värdetrakter²³ och
- känslighetsmatriser som indikerar hur känsliga olika ekosystemkomponenter är för olika mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer.

Se figur 4 och 5.

Havs- och vattenmyndigheten samordnar som sagt arbetet efter den förberedande delen men med ett undantag. Den regional bedömning, fas 2, när naturvärden koppas till ekosystemkomponenter föreslås samordnas av respektive länsstyrelse (se avsnitt 2.3.2.2).

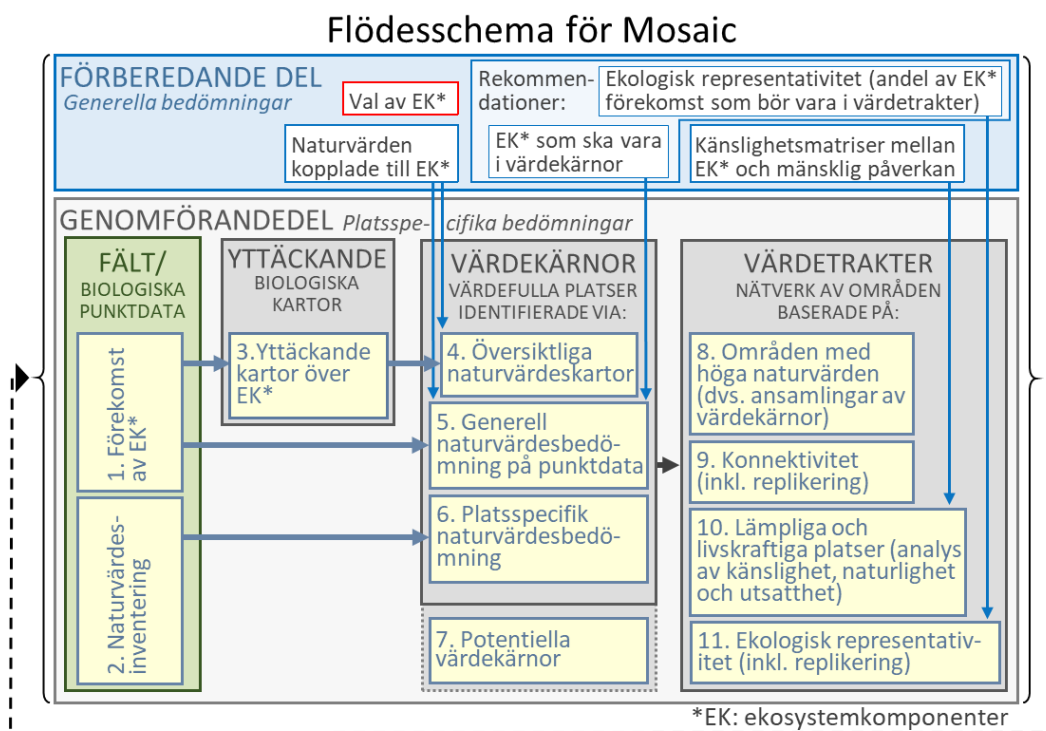
²² Forskare och andra experter – med lokal till nationell och storregional/global kännedom och med en bredd av ekologisk expertis – involveras utifrån spannet av olika marina organismer.

²³ Se definition på begreppen i avsnitt 5.

2.3.1 Val av ekosystemkomponenter

Hur klara är riktlinjerna för val av ekosystemkomponenter?

Riktlinjer är framtagna och ett femtiotal experter har avgränsat och definierat en första version av listor på flera hundra ekosystemkomponenter i Sveriges havsområden.



Figur 7. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilken del som avsnittet behandlar.

Den första förberedande delen i verktyget är att välja ut och definiera olika ekosystemkomponenter (figur 7). Det är ett helt grundläggande steg i verktyget eftersom det sätter strukturen för flera av de övriga stegen.

Vi rekommenderar att fokusera på biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper och livsmiljöer) eftersom det är de biotiska komponenterna som för med sig naturvärden och är känsliga för mänskliga aktiviteter. Vidare är det de biotiska ekosystemkomponenterna vi vill försäkra är representerade i områden prioriterade för rumslig förvaltning. Dock kan även abiotiska ekosystemkomponenter ingå i verktyget och då företrädesvis om de har en tydlig koppling till specifika biotiska ekosystemkomponenter. Eftersom en stark koppling inte alltid finns mellan en abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent och biotiska ekosystemkomponenter (Näslund 2013) kan det dock vara svårt att veta vilka biotiska ekosystemkomponenter som blir påverkade av mänskliga aktiviteter i området eller som man skyddar genom områdesskydd och därför bör biotiska ekosystemkomponenter användas så långt det är möjligt.

Vilka ekosystemkomponenter som definieras och väljs ut ska inte bero på vilka komponenter som man i förväg anser har höga värden. Ekosystemkomponenterna ska definieras så att:

- A. det går att identifiera och avgränsa platser som de finns på
- B. det går att uppskatta vilka naturvärden de i allmänhet bidrar med genom att finnas på en plats och
- C. hela listan över ekosystemkomponenter inkluderar det stora spektrumet av organismer och livsmiljöer som finns i havsområdet.

Med ordet ekosystemkomponenter avser vi något som har definierats oberoende av var de är placerade. Till exempel åsyftar ekosystemkomponenten "blåstångsbiotop" inte en blåstångsbiotop i en specifik vik utan alla blåstångsbiotoper i området. Eftersom verktyget ska användas vid rumslig förvaltning är det dock viktigt att ekosystemkomponenterna definieras och utformas så att *det går att* identifiera och avgränsa platser som de finns på (se punkt A).

Definieringen av ekosystemkomponenter bör eftersträva att bestå av organismer:

- 1. som finns på samma platser
- 2. har liknande naturvärden
- 3. har samma mål för representativitet och
- 4. är känsliga för samma mänskliga aktiviteter/påverkanstryck

Punkterna ett till fyra ovan är rangordnade efter vikt men ska bara ses som vägledande. För ekosystemkomponenter som är sammansatta av flera organismer går det sällan att leva upp till alla fyra punkterna.

Punkt ett kan liknas med punkt A ovan. Det går dock att identifiera och avgränsa platser för till exempel ekosystemkomponenten "lekområden för rovfisk" (uppfyller punkt A) även om organismerna i ekosystemkomponenten inte alltid finns på samma platser (uppfyller inte ovan punkt 1 för definiering av ekosystemkomponenter). Det spelar mindre roll om organismerna utnyttjar platsen vid olika tillfällen under året då det är själva platsens värde året runt som ska uppskattas (det är dock information som är viktigt vid identifiering av hot och åtgärder). Vidare är till exempel ekosystemkomponenten "torsk" inte att föredra då det är svårt att avgränsa platser som den finns på (punkt A). Mer passande ekosystemkomponenter skulle kunna vara "lekområde för torsk" och "område med hög frekvens av adult torsk". Dessa två senare ekosystemkomponenter behöver också olika hänsyn och förvaltning. Till exempel behöver de kanske inte skyddas från samma hot. Med andra ord är det viktigt att säkerställa att alla olika livsmiljöer som mobila arter (som till exempel fågel, fisk och däggdjur) nyttjar under sin livscykel finns väl representerade. Därför bör ekosystemkomponenter som är knutna till mobila arter vara definiera efter dess funktion och inte endast efter art. Andra exempel på sådana ekosystemkomponenter är "övervintringsområden för ejder" och "reproduktionsområden för gråsäl". För mer eller mindre stationära bottenlevande djur och växter, sådana som stannar på samma

plats större delen av sitt liv, definieras ekosystemkomponenter dock ofta som ”förekomst av” och med specifikation på täckningsgrad eller abundans.

För att ta fram *översiktliga naturvärdeskartor* utifrån var olika ekosystemkomponenter finns, behöver naturvärden knytas till ekosystemkomponenterna. För att kunna bedöma vilka naturvärden en ekosystemkomponent i allmänhet bidrar med bör definitionen och avgränsningen av en ekosystemkomponent vara ekologisk relevant så långt vår kunskap sträcker sig. Till exempel kan olika täckningsgrader av ålgräs fungera olika bra som livsmiljö för andra organismer eller olika bra för att binda sediment (Asmus & Asmus 2000). Även om vi idag inte alltid vet tröskelvärde för när en biotop representerar vissa värden kan vi med grövre indelningar göra en ungefärlig uppskattning. Med andra ord kan det vara relevant att definiera mer än en ekosystemkomponent för till exempel en biotopbildande art.

När flera arter ofta finns på samma platser kan de som sagt sättas samman till en ekosystemkomponent. Om organismerna inom en sammansatt ekosystemkomponent har olika naturvärden ska den sammansatta ekosystemkomponenten bedömas efter vilka naturvärdena de i normala fall för med sig till en plats. Eftersom bedömningarna är relativa till varandra (och till exempel inte mäts i pengar) är det viktigt att varken under- eller övervärdera. Det går med andra ord inte att använda försiktighetsprincipen vid poängsättningen för då görs det på bekostnad av övriga ekosystemkomponenter.

Om organismerna som ingår i en ekosystemkomponent inte finns på samma platser fungerar ekosystemkomponenten ändå bra för att ta fram *översiktliga naturvärdeskartor* (om punkt två ovan för definiering av ekosystemkomponenter uppfylls i stort). Om punkt ett för definiering av ekosystemkomponenter inte uppfylls går det dock inte att använda ekosystemkomponenten för att säkra representativitet för dess ingående organismer oavsett om de har samma mål för representativitet (punkt 3) eller inte.

Om organismerna inom ekosystemkomponenten har olika naturvärden (till exempel om en av arterna är en hotad art) kan det vara relevant att utöver den sammansatta ekosystemkomponenten också bryta ut den eller de organismer som har ett annat naturvärde och skapa ytterligare en ekosystemkomponent. Bland annat för att uppvärdera platser som just den arten finns på samt för att säkerställa dess representativitet inom värdetrakter²⁴ (läs mer i avsnitt 2.4.4.4). Observera att det inte gör något om ekosystemkomponenterna på listan överlappar varandra i sina definitioner. Läs mer om hur dubbelvärdering undviks när *översiktliga naturvärdeskartor* tas fram i avsnitt 2.4.3.1.1.

Om alla fyra kriterier följs blir listorna över ekosystemkomponenter väldigt långa. Experterna kommer därför att behöva göra avvägningar efter vilka kriterier som är mest viktigt från fall till fall samt göra en avvägning hur stort behovet är att korta

²⁴ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

listorna. Detta blir särskilt tydligt i Västerhavet där antalet arter är högre. Därför kommer också behovet av att gruppera arterna till sammansatta ekosystemkomponenter vara större i Västerhavet än i Östersjön.

2.3.1.1 *Biotiska och abiotiska ekosystemkomponenter*

Biotiska ekosystemkomponenter syftar i denna rapport till ekosystemkomponenter som är specificerade och avgränsade efter levande organismer, som till exempel populationer, arter, organismgrupper eller livsmiljöer. Exempel på biotiska ekosystemkomponenter är övervintringsområden för alfågel, uppehållsplatser för säl, lekområden för abborre, ålgräsängar, enstaka förekomster av *Chara horrida* och blåmusselbäddar. Abiotiska ekosystemkomponenter syftar här till ekosystemkomponenter som är specificerade och avgränsade genom den fysikaliska miljön som till exempel djup, bottensubstrat, salthalt och strandflikighet. Exempel på abiotiska ekosystemkomponenter är djupa mjukbottnar, grunda hårbottnar och utsjöbankar.

Biotiska ekosystemkomponenter kan vara mer eller mindre hårt knutna till olika abiotiska 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 att de har en 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 1150 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 abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent är grunda mjukbottnar, det vill säga mjukbottnar inom den fotiska zonen. Hur djupt den fotiska zonen går varierar, men den kan till exempel ligga på cirka 20–30 meters djup. Det är svårare att förutse vilka biotiska ekosystemkomponenter som kommer att finnas på varje given plats på grunda mjukbottnar jämfört med i flador eftersom de fysiska egenskaperna varierar mer på grunda mjukbottnar, till exempel genom ett större djupintervall.

Det går att göra en generell bedömning av vilka naturvärden som är kopplade till abiotiska ekosystemkomponenter om de är starkt kopplade till biotiska ekosystemkomponenter. Abiotiska ekosystemkomponenter kan också i vissa fall vara betydelsefulla om man vill värdera potentiellt viktiga platser för ekosystemkomponenterna oavsett om de i dagsläget finns närvarande eller inte. Många gånger kan dock modellering av de biotiska ekosystemkomponenterna krävas för att identifiera platser med goda förutsättningar för förekomst.

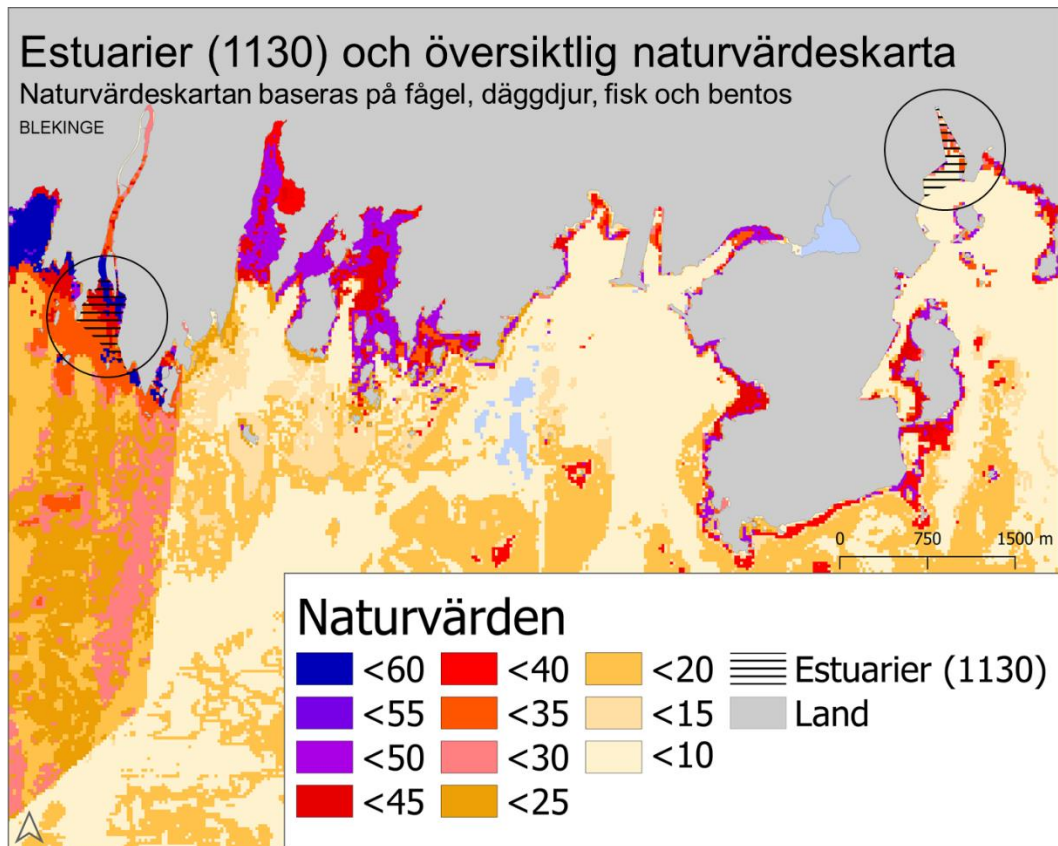
Eftersom det inom förvaltning många gånger handlar om att prioritera mellan områden är det lika viktigt att inte övervärdera områden som inte har höga naturvärden som att inte undervärdera viktiga områden. Till exempel om alla

estuarier värderas lika högt – på grund av att några av dem innehåller höga naturvärden – kan estuarier med låga naturvärden (och låg potential för naturvärden) prioriteras framför andra platser med högre (potentiella) värden vid till exempel havsplanering, tillståndsärenden och skydd av områden. Det här medför att ju svagare kopplingen är mellan den abiotiska ekosystemkomponenten och de biotiska ekosystemkomponenter som för med sig naturvärden, desto mindre användbar blir den abiotiska ekosystemkomponenten (figur 8).

Utöver att det är biotiska ekosystemkomponenter som för med sig naturvärden är det också dem som vi vill skydda från negativ mänsklig påverkan och då är det bra att veta var dessa finns, eller har hög potential att finnas, då dessa ofta är känsliga för olika mänskliga påverkansfaktorer.

På grund av ovan nämnda orsaker förespråkar vi att använda biotiska ekosystemkomponenter i så stor utsträckning som möjligt samt abiotiska ekosystemkomponenter som har stark koppling till specifika biotiska ekosystemkomponenter.

En första version av listor över ekosystemkomponenter (samt vilka naturvärden som de representerar, se nästa avsnitt 2.3.2) är klara. De finns samlade i ett Excel-dokument, *Mosaic - ekosystemkomponentslistor och naturvärden, version 1*, som går att ladda ner på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. Ett 50-tal experter har arbetat fram dessa i flera arbetsgrupper och under flera workshops. Listorna är indelade efter havsområdena Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Dessa havsområden används eftersom ekosystemen och arterna skiljer sig så pass mycket åt mellan områdena. Specifieringen av ekosystemkomponenter för bottenmiljöerna i Bottenviken, Bottenhavet och Egentliga Östersjön har utgått från alla arter som förekommer i de nationella databaserna för dessa (Svenskt HavsARKiv; Shark). Dessa listor kompletterades med arter som är bekräftade i havsområdena även om de saknades i dessa databaser. Därefter sällades en del ekosystemkomponenter bort för att mängden komponenter ska vara hanterbara för rumslig förvaltning. Till exempel sällas bakterier, växt- och djurplankton bort.

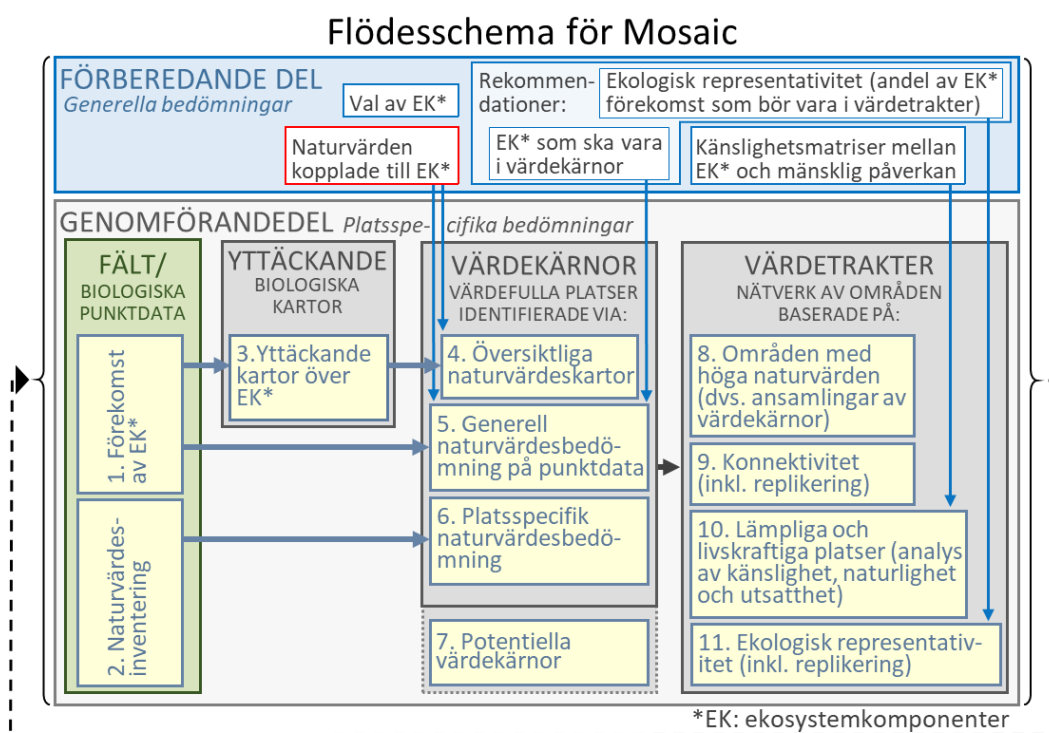


Figur 8. Kartan visar dels två estuarier samt en översiktlig naturvärdeskarta som är baserad på biotiskt indelade ekosystemkomponenter. De högre naturvärdespoängen i det västra estuariet beror bland annat på att det med stor sannolikhet har en stor utbredning av "höga undervattenskärlväxtängar" i hög täckningsgrad (vilket saknas i det östra estuariet), en större utbredning av blåstång med hög täckningsgrad samt att det är en del av ett större område där många fåglar övervintrar. Eventuellt skulle hänsyn till kriteriet konnektivitet (vilket inte analyserats här) värdera upp eller ner de två olika estuarierna mot varandra. Läs mer om hur översiktliga naturvärdeskartor tas fram i avsnitt 2.4.3.1.

2.3.2 Naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter

Hur klara är riktlinjerna för naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter?

Riktlinjer är framtaget och ett femtiotal experter har tagit fram en första version av bedömning per havsområde för flera hundra ekosystemkomponenter.



Figur 9. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilken del som avsnittet behandlar.

Vid ”naturvärden kopplade ekosystemkomponenter” (figur 9) ska experter bedöma vilka naturvärden som olika *ekosystemkomponenter i allmänhet* bidrar med till platser efter ett antal kriterier.

- Inom Mosaic avses genomgående *ekosystemkomponenter* som har definierats i förväg oberoende av var de är placerade. Primärt avses biotiska sådana. Till exempel kan en ekosystemkomponent vara en livsmiljö som är definierad efter hur hög dess täckningsgrad är (som till exempel blåstångsbiotoper med en täckningsgrad på över 25 procent). Läs mer om val av ekosystemkomponenter i avsnitt 2.3.1.
- Med ”*i allmänhet*” menar vi vilka naturvärden som en ekosystemkomponent *brukar* bidra med (till exempel om blåstångsbiotoper i de flesta fall bidrar med hög eller låg biologisk mångfald relativt andra ekosystemkomponenter i havsområdet).

För att enklare kunna jämföra olika bedömningar och för att kunna uppdatera dem när ny kunskap erhålls, eller när naturen förändras över tid, ska bedömningen noteras efter ett poängsystem. Användningen av poäng medför också att *översiktliga naturvärdeskartor* är relativt lätta att ta fram och uppdatera. Varje bedömning och poängsättning ska motiveras, med referenser, efter en bestämd struktur.

I fas 1 bedömer en grupp experter²⁵ med stöd av vetenskaplig litteratur, vilka naturvärden olika ekosystemkomponenter i allmänhet bidrar med efter ett antal kriterier (tabell 1) per havsområde. Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för samordning av detta arbete (figur 6).

I fas 2 ska poäng ges som speglar ekosystemkomponentens lokala betydelse i förhållande till andra delar i det aktuella havsområdet (tabell 1). För den här fasen föreslår Havs- och vattenmyndigheten att respektive länsstyrelse samordnar (eller själva utför) bedömningen (figur 6).

Figur 10 visar hur den geografiska bedömningen av fas 1 och 2 är uppdelad och figur 11 visar hur de olika havsområdena är uppdelade vid arbete med att koppla olika naturvärden till ekosystemkomponenter i Mosaic.

Kriterierna fokuserar på ekologiska/biologiska värden och värden för ekosystemtjänster (tabell 1).

Tabell 1. Exempel på poängtabell när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter. Poängen sätts efter vilka naturvärden de i *allmänhet* bedöms bidra med till platser. Tabellens upplägg och innehåll beskrivs vidare i detta avsnitt.

NATURVÄRDEN KOPPLADE TILL EKOSYSTEMKOMPONENTER										
Ekosystemkomponent	Fas 1 – bedömning per havsområde						Fas 2 – regional bedömning			
	Fas 1a – ekologiska /biologiska värden (inkl. indirekta EST*)				Fas 1b – direkta EST*		Kriterium för lokal betydelse	Totalpoäng utan hotstatus	Totalpoäng med hotstatus	
	Biologisk mångfald	Livshistoriskt viktigt	Ekologisk funktion	Hotstatus	Försörjande EST*	Kulturella EST*				
Rekryteringsområden för gädda	2	8	8	0	1	4	4	0	27	27
Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>), okt–mars	1	8	4	8	0	4	0	2	19	27
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % täckningsgrad, djupare än 30 m	4	0	4	0	0	1	4	0	13	13
Grönslick enstaka förekomster till 9 % täckningsgrad	1	0	1	0	0	0	0	0	2	2

* EST = ekosystemtjänster

²⁵ Forskare och andra experter med lokal till nationell och storregional/global kännedom och med en bredd av ekologisk expertis har involverats utifrån spannet av olika marina organismer.



Figur 10. Bedömning om vilka naturvärden som kan kopplas till olika ekosystemkomponenter görs i två faser. Fas 1 är en bedömning per havsområde och görs av en grupp experter samordnade av Havs- och vattenmyndigheten. Fas 2 är en regional bedömning som ska göras av respektive länsstyrelse eller annan användare. Bedömningarna kan därefter användas i Mosaics genomförandedel vid identifiering av värdekärnor, det vill säga av platser med höga naturvärden (vilket beskrivs längre fram i avsnitt 2.4.3).

Syftet med att bedöma vilka naturvärden olika ekosystemkomponenter i allmänhet bidrar med till en plats är att systematiskt samla kunskap och förbereda inför naturvärdesbedömningar av platser. Bedömningen ska kunna användas till:

- landskapsanalyser. Tillsammans med yttäckande information om ekosystemkomponenters utbredning och förekomst kan *översiktliga naturvärdeskartor* (steg 4 avsnitt 2.4.3.1) tas fram som indikerar var det troligen finns höga naturvärden
- generell naturvärdesbedömning på punktdata*²⁶ (steg 5, avsnitt 2.4.3.2)
- stöd vid *platsspecifik naturvärdesbedömning* (steg 6, avsnitt 2.4.3.3). Observera att det ska fungera som ett stöd och vägas samman med andra platsspecifika bedömningar. Syftet är att minimera subjektiva bedömningar.



Figur 11. Figuren visar hur de olika svenska havsområdena (i blått) är uppdelade vid bedömning av fas 1 i Mosaic. Havsområdena är från norr Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

²⁶ I denna rapport används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande. Även data i form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

Några exempel på vad den också skulle kunna användas till (det vill säga innan den används för fortsatta geografiska analyser):

- prioritering av ekosystemkomponenter för regional eller nationell marin kartering
- identifiering av prioriterade ekosystemkomponenter/livsmiljöer för åtgärdsarbete och bedömning av huvudsakliga livsmiljötyper (substrat + djup) inom havsmiljödirektivet
- prioritering av vilka ekosystemkomponenter som bör skyddas på grund av dess naturvärden och behov av förvaltning.

Genom ett IT-stöd ska bedömningarna, det vill säga poängen och bakomliggande motiveringar, redovisas digitalt (på en hemsida). Bedömningarna ska också gå att kommentera. Detta för att:

- ge transparens
- bedömningarna ska vara allmänt tillgängliga och
- möjliggöra jämförelser och diskussioner mellan experter, slutanvändare och andra intressenter.

Poängskalan för bedömningarna är semikvantitativ, det vill säga poängskalan är inte kontinuerlig utan är indelad i intervaller (till exempel för ett kriterium kan poängen 0, 1, 2, 4 och 8 ges men inte poäng däremellan). Poängen ska inte tolkas i ekonomiska termer och endast ett fåtal kriterier används.

När naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter är det viktigt att bedömningen utgår från vad vi vet idag – eller kvalificerat uppskattar – att olika ekosystemkomponenter i *allmänhet* bidrar med till en plats. Vidare är det viktigt att utgå från ett rumsligt perspektiv även om bedömningen inte är platsspecifik. Till exempel är blåmusslor av mycket stor betydelse för ekosystemet, men eftersom de finns över stora områden kan skadan anses begränsad om blåmusslor försvinner från en mindre plats. Värderingen måste utgå ifrån vilken förlust det skulle vara om blåmusslorna på en plats försvann 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.

Som tidigare nämnt är det viktigt att varken över- eller undervärdera en ekosystemkomponent eftersom värderingen är relativ till andra bedömda ekosystemkomponenter. För att inte över- eller undervärdera bör ekosystemkomponenterna värderas efter normaltillstånd. Med normaltillstånd åsyftas hur en ekosystemkomponent oftast är beskaffad efter den givna definitionen. Vid de flesta fall vet man inte normaltillståndet utan får göra en kvalificerad uppskattning. Det här gäller framförallt ekosystemkomponenter som kan variera kraftigt vad gäller vilka naturvärden de innehåller.

En återkommande fråga är om det är lämpligt att jämföra *olika typer* av ekosystemkomponenter och deras bedömda naturvärden. Är det till exempel rättvist att jämföra de naturvärden som förekommer av en art för med sig till en plats med de

värden en livsmiljö för med sig? Inom Mosaic är det lämpligt att jämföra olika ekosystemkomponenter med varandra eftersom syftet med verktyget är att prioritera platser att förvalta. En blåstångsbiotop med hög täckningsgrad har fått högre poäng än en enstaka blåstångsplanta eftersom fler naturvärden går att knyta till en blåstångsbiotop. Rumslig förvaltning bör också prioritera en blåstångsbiotop före en enstaka blåstångsplanta. Som i all förvaltning är det dock viktigt att inte bara välja de som fått högst prioritering vilket kriteriet ekologisk representativitet i Mosaics genomförandedel ska säkerställa (se avsnitt 2.4.4.4).

2.3.2.1 Fas 1 – bedömning per havsområde

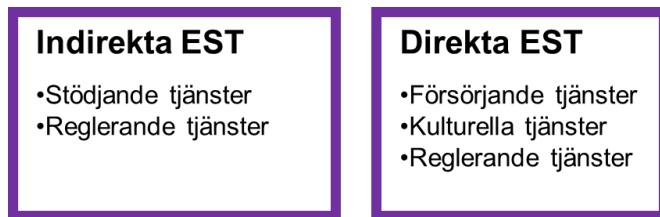
För varje havsområde (figur 11) bedömer en grupp experter (under samordning av Havs- och vattenmyndigheten) vilka naturvärden som olika ekosystemkomponenter bidrar med efter ett antal kriterier. Denna del kallar vi fas 1 när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter. Bedömningarna som experterna har kommit fram till per ekosystemkomponent redovisas i en tabell per havsområde och kallas ofta för ekosystemkomponentslistorna.²⁷

Eftersom fas 1 bedöms av en grupp experter behöver du inte läsa detta avsnitt om du inte ingår i denna grupp eller vill ta del av hur bedömningarna görs.

Kriterierna i fas 1 är uppdelade i två grupper, fas 1a och fas 1b (tabell 1). I fas 1a bedömer expertgruppen naturvärden efter kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster). I fas 1b bedömer experterna efter kriterier för direkta ekosystemtjänster.

Indirekta ekosystemtjänster är framför allt stödjande ekosystemtjänster men också en del reglerande ekosystemtjänster (Millennium Ecosystem Assessment 2005; UK National Ecosystem Assessment 2011; Ahtinen och Öhman 2014). De är ofta svåra att urskilja från ekologiska/biologiska värden eftersom de ofta är desamma. Biologisk mångfald är till exempel både en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst och ett ekologiskt/biologiskt värde. Därför antas indirekta ekosystemtjänster inkluderas i kriterierna för ekologiska/biologiska värden i fas 1a. Direkta ekosystemtjänster är försörjande, kulturella och vissa reglerande ekosystemtjänster (Millennium Ecosystem Assessment 2005; UK National Ecosystem Assessment 2011; Ahtinen och Öhman 2014) (figur 12). De direkta ekosystemtjänsterna är ofta lättare att urskilja och identifiera än de indirekta ekosystemtjänsterna. Dels för att de direkta ekosystemtjänsterna är nära kopplade till ekosystemvaror och nyttor och dels för att de indirekta ekosystemtjänsterna ofta består av komplexa interaktioner (Fisher m.fl. 2009).

²⁷ En första version av listor över ekosystemkomponenter och vilka naturvärden som de representerar finns samlade i Excel-dokumentet *Mosaic - ekosystemkomponentslistor och naturvärden, version 1*, som går att ladda ner på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. Ett 50-tal experter har arbetat fram dessa i flera arbetsgrupper och under flera workshops. Listorna är indelade efter havsområdena Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Dessa havsområden används eftersom ekosystemen och arterna skiljer sig så pass mycket åt mellan områdena.



Figur 12. De fyra kategorierna "stödjande, reglerande, kulturella och försörjande ekosystemtjänster" (Millennium Ecosystem Assessment 2005) uppdelade i indirekta/intermediära och direkta/slutliga ekosystemtjänster (Fisher och Turner 2008; UK NEA 2011; Ahtiainen och Öhman 2014). Figuren är gjord efter Ahtiainen och Öhman (2014).

Genom att poängsystemet har delats upp i dels kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) och dels i kriterier för direkta ekosystemtjänster, är det möjligt att endast studera ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) separat. Vi avråder dock starkt från att endast studera de direkta ekosystemtjänsterna separat eftersom de är helt beroende av indirekta ekosystemtjänster. Vid arbete med skyddade områden är fokus ofta på ekologiskt/biologiska värden, särskilt hotstatus, medan vid arbete med grön infrastruktur är riktlinjerna att också ekosystemtjänster ska beaktas.

Ekosystemtjänster

I likhet med Fisher och Turner (2008) och Naturvårdsverket (2014) med flera, syftar begreppet ekosystemtjänster inom Mosaic till ekologiska processer som skapar tjänster och nyttor för människors välbefinnande. Med ”ekologiska processer” menas att processerna ska ha en biotisk faktor i sig. Det vill säga, en vacker solnedgång över en blå horisont är inte en ekosystemtjänst då någon ekologisk process inte behövs för att skapa denna företeelse. Att fisk finns i vattnet är däremot en ekosystemtjänst.

Det finns olika sätt att dela in ekosystemtjänster på. I det internationella klassificeringssystemet Millennium Ecosystem Assessment (2005) delas tjänsterna in i stödjande, reglerande, kulturella och försörjande ekosystemtjänster. Kategoriseringen fokuserar på hur tjänsterna i slutändan nyttjas av människan.

En annan indelning av ekosystemtjänster är indirekta (också kallade intermediära) och direkta ekosystemtjänster (också kallade slutliga ekosystemtjänster) (Fisher och Turner 2008). Denna indelning fokuserar på kopplingen mellan ekosystemen och människans välbefinnande. Ett exempel: tillväxt av abborrar är en direkt ekosystemtjänst då det är en tjänst som direkt ger varorna och nyttorna ”fiske” och ”mat”. Genom att vara föda åt abborrar utgör tillväxt av fjädermygglarver en indirekt ekosystemtjänst eftersom den i angivet exempel indirekt nyttjas av människan. Beroende på vilken förmån eller nytta som analyseras kan samma process klassificeras som indirekt eller direkt. Vid beaktandet av gäddfiske kan tillväxten av abborre vara en indirekt ekosystemtjänst eftersom abborre kan vara föda åt gädda.

2.3.2.1.1 FAS 1A – KRITERIER FÖR EKOLOGISKA/BIOLOGISKA VÄRDEN (INKLUSIVE INDIREKTA EKOSYSTEMTJÄNSTER)

CBD:s vetenskapliga kriterier för ekologiskt eller biologiskt viktiga områden (EBSAs) är (fritt översatta) de följande:

1. Unikhet eller raritet
2. Av speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier hos arter
3. Av vikt för hotade eller minskande arter eller biotoper
4. Sårbar, känslig eller har en långsam återhämtning
5. Biologisk produktivitet
6. Biologisk mångfald
7. Naturlighet

Bilaga 1, beslut IX/20, CBD 2008

Kriterierna har valts så att de passar för att bedöma vilka naturvärden som olika ekosystemkomponenter i allmänhet brukar bidra med – per havsområde och utan rumslig specificering. Utgångspunkten har varit FN:s konvention om biologisk mångfalds (CBD) kriterier för att utse ekologiskt och biologiskt viktiga områden, så kallade EBSAs (Ecologically or Biologically Significant Marine Areas) (bilaga 1, FN:s konvention om biologisk mångfald, beslut IX/20, 2008) (2008) (se faktaruta till höger).

De EBSA-kriterier som valts att användas vid Mosaics bedömning av ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster), det vill säga fas 1a när naturvärden ska kopplas till ekosystemkomponenter, är biologisk mångfald (EBSA-kriteriet nr 6), livshistoriskt viktigt (förkortning av EBSA-kriteriet nr 2) och hotstatus. Hotstatus är ett kriterium som går att inkludera eller exkludera i bedömningen efter vad som önskas (läs mer om detta längre ner i samma avsnitt under *hotstatus*). Hotstatus är ett något förändrat EBSA kriterium nr 3.

EBSA-kriterierna inkluderas även i andra delar av verktyget. Framförallt ska de användas vid *platsspecifik naturvärdesbedömning*, avsnitt 2.4.3.3.

Även om kriterierna finns i CBD, är metoderna för att göra bedömningen av dem något annorlunda här eftersom experterna ska bedöma vilka naturvärden som ekosystemkomponenter brukar bidra med till en plats – inte bedöma en faktisk plats.

I Mosaic har kriteriet *ekologisk funktion* lagts till kriterierna för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster). Kriteriet har även använts av andra, se till exempel Wikström m.fl. 2013, Schreiber och Haglund 2013 och Fyhr m.fl. 2015. Kriteriet bedömer betydelsen av ekosystemkomponenten ur ett helhetsperspektiv av den marina miljön och gäller egenskaper som inte har tagits upp i de andra kriterierna i fas 1a.

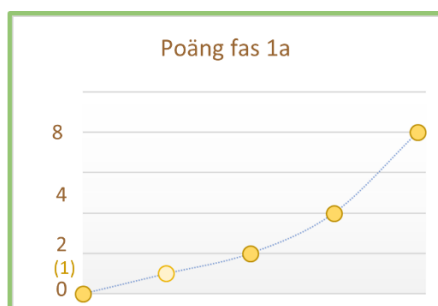
Kriterierna i fas 1a, för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster), är alltså:

- Biologisk mångfald
- Livshistoriskt viktigt
- Ekologisk funktion, samt
- (Hotstatus, går att inkludera om så önskas)

Poängen som respektive ekosystemkomponent kan tilldelas är: 8 poäng, 4 poäng, 2 poäng eller 0 poäng²⁸ (figur 13) och delas ut efter bedömning av var och ett av kriterierna. 1 poäng kan också delas ut för *biologisk mångfald* respektive *ekologisk funktion*. Alla biotiska ekosystemkomponenter bidrar nämligen till dessa två kriterier under förutsättning att ekosystemkomponenten inte är en invasiv främmande art²⁹. Därför har dessa två kriterier ett extra poängsteg.

För att få en sammanvägd värdering efter alla kriterier i detta avsnitt (fas 1a) summeras poängen.

Vi bedömer att indirekta ekosystemtjänster också bedöms genom kriterierna. *Biologisk mångfald*, *livshistoriskt viktigt* och *ekologisk funktion* är alla kriterier för stödjande ekosystemtjänster. *Ekologisk funktion* kan också vara ett kriterium för reglerande ekosystemtjänster.



Figur 13. Poängsättning för fas 1a, ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster). I fas 1a kan 0, 2, 4 och 8 poäng utdelas till alla kriterierna. För kriterierna biologisk mångfald och ekologisk funktion kan också 1 poäng delas ut. Stegringen är gjord för att utmärka de ekosystemkomponenter som bidrar med höga naturvärden.

Biologisk mångfald

Kriteriet *biologisk mångfald* är till för att bedöma hur mycket de olika ekosystemkomponenterna i allmänhet brukar bidra till artrikedom av andra arter och populationer – det vill säga så kallad α -diversitet (Whittaker 1960, 1972). För att få höga poäng för det här kriteriet behöver ekosystemkomponenten vara en livsmiljö. Kriteriet bedömer ett ekologiskt/biologiskt värde inklusive en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst.

²⁸ Läs om utformningen av poängsystemet i avsnitt 2.3.2.5.1.

²⁹ 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.

Bedömningen ska utgå ifrån vad som anses vara hög eller låg biologisk mångfald i aktuellt havsområde. Det vill säga, olika ekosystemkomponenters betydelse för biologisk mångfald jämförs med varandra för att avgöra vilka ekosystemkomponenter som ska få höga poäng och vilka som ska få låga.

Kriteriet tar inte hänsyn till *biologisk mångfald* av olika livsmiljöer (β -diversitet) eller av populationer och arter på en global till (stor-) regional nivå (γ -diversitet; Whittaker 1960, 1972). Hänsyn till β - och γ -diversitet görs dels när kriteriet *hotstatus* bedöms och dels när hänsyn till kriteriet *ekologisk representativitet* tas i Mosaics genomförandedel (läs i avsnitt 3.1 diskussion om hur hela verktyget fångar upp biologisk mångfald och hur det eventuellt kan lyfts ännu mer i kommande versioner).

Tabell 2 ger riktlinjer för hur kriteriet biologisk mångfald ska bedömas och tabell 3 ger exempel på bedömningar.

Tabell 2. Riktlinjer vid bedömning av kriteriet biologisk mångfald. Bedömningen baseras på hur ekosystemkomponenter (EK) bidrar till biologisk mångfald av arter och populationer (det vill säga α -diversitet).

Fas 1 – bedömning per havsområde	
Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster)	
Biologisk mångfald	
Poäng	
8	EK bidrar till hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet
4	EK bidrar till relativt hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet
2	EK bidrar till viss 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

Tabell 3. Förklaringar till några av de bedömningar som gjorts efter kriteriet biologisk mångfald i Egentliga Östersjön. Se tabell 2 för riktlinjer hur kriteriet ska bedömas och avvägas.

Ekosystem-komponent (EK)	Poäng	Fas 1 – bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inkl. indirekta ekosystemtjänster) Biologisk mångfald	
			Tillförlitlighet i bedömning
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	Zostera marina-samhällen har visats kunna ha ett stort antal associerade epifauna-arter i Östersjön (Möller m.fl. 2014, Boström och Bonsdorff 1997), och därutöver även en artrik infauna (Boström och Bonsdorff 1997). I stort råder en brist på information rörande den artspecifika biologiska mångfalden hos majoriteten av nedsänkta kärlväxter, och bedömningen baseras därför på att mjuka bottenar med kärlväxtvegetation generellt har en hög artrikedom (högre artrikedom av djur än bottenar utan vegetation: Heck m.fl. 1989, Edgar m.fl. 1994, Boström och Bonsdorff 1997). Då artrikedom av epifauna har funnits vara positivt korrelerad med växtbiomassa (Heck och Wetstone 1977; Stoner och Lewis 1985) får den högre täckningsgraden högre poäng.	Medel hög
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	Studier av epifauna illustrerar att artrikedom/diversiteten inte nödvändigtvis skiljer sig mellan <i>Fucus</i> och fintrådiga alger (såsom <i>Cladophora</i>) (Wikström och Kautsky 2007, Kraufvelin och Salovius 2004)- dock bör det vägas in att <i>Fucus</i> också utgör en sekundär hårbotten för sessil epifauna samt för flertalet epifytiska alger.	Medel hög
Rödsträfs (<i>Chara tomentosa</i>) 10–24 % täckningsgrad	4	<i>Chara</i> spp. har en hög abundans av evertebrater, mestadels herbivorer, och är ett föredraget habitat över många andra för makrozoobenthos (Orav m.fl. 2000). Bedömningen för kransalger baseras på detta. Artrikedom av epifauna har funnits vara positivt korrelerad med växtbiomassa (Heck och Wetstone 1977; Stoner och Lewis 1985), och därför får de högre täckningsgraderna en högre poäng.	Medel hög
Kräkel (<i>Furcellaria lumbicalis</i>) 25–100 % täckningsgrad	4	Få "köttiga" algar på hårbotten i området, och bidrar därigenom troligen åtskilligt till biodiversiteten. "Köttiga" algar har ofta en hög biodiversitet av epifauna och epifyter (Kraufvelin och Salovius 2004; Martin m.fl. 2013). Anledningen till att "köttiga alger" får högre i biologisk mångfald än motsvarande täckningsgrad av annan växtlighet är just bristen på utbytbara arter.	Medel hög
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % täckningsgrad, grundare än 30 meter	4	Blåmusselbankar har hög biodiversitet av associerad fauna och flora (Norling och Kautsky 2008). I dagsläget bedöms EK till 4 poäng.	EJ bedömt
Låga undervattens-kärlväxtängar 10–24 % täckningsgrad	2	Artrikedom av epifauna har funnits vara positivt korrelerad med växtbiomassa (Heck och Wetstone 1977; Stoner och Lewis 1985), lägre växter uppnår högre biomassa först vid högre tätheter.	Medel hög
Lekområden för hornsimpa (<i>Myoxocephalus quadricornis</i>)	1	Bidrar till viss mån att upprätta god status hos habitatbildande vegetation, som utgör livsmiljö för ett stort antal arter, genom att minska påväxt och öka siktdjup. Är viktigare längre norr ut när den blir enda vanligt förekommande bentiska rovfisken.	EJ bedömt
Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	1	För biologisk mångfald fick fågelkomponenterna endast 1 poäng, eftersom de är som enskilda arter och inte strukturbildande.	EJ bedömt
Uppväxtområden för skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>), pelagisk lek	1	Potential att strukturer bottenfaunasamhället. Potential till konkurrens med små torsk.	EJ bedömt

Livshistoriskt viktigt

Kriteriet *livshistoriskt viktigt* är till för att bedöma om ekosystemkomponenten har betydelse för ett kritiskt stadium hos en eller flera mobila/migrerande arter³⁰. Det kan till exempel gälla reproduktion, uppväxt, uppehåll eller födosök – för fisk, däggdjur eller fågel. För att bedöma hur betydelsefull en ekosystemkomponent är för en eller flera mobila /migrerande arter ska experterna utgå från hur begränsande ekosystemkomponenten är för dessa. Till exempel får en livsmiljö som är viktig för fiskrekrytering högre poäng om den är sällsynt och verkar begränsande för fisken än om livsmiljön är relativt vanlig och inte verkar särskilt begränsande för fisken. Med andra ord, ju mer sällsynt en ekosystemkomponent är – som i sig är viktig för ett kritiskt stadium – desto viktigare blir det att prioritera ekosystemkomponenten inom rumslig förvaltning. Ekosystemkomponenter som har betydelse för ett kritiskt stadium är ofta en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst, men kan också vara en direkt ekosystemtjänst.

Eftersom verktyget avser att ge stöd åt rumslig förvaltning måste det vara en *hög* rumslig samstämmighet mellan ekosystemkomponentens förekomst och att det just är ett livshistoriskt viktigt område (figur 14). Exempel på ekosystemkomponenter med mycket hög rumslig samstämmighet är när själva ekosystemkomponenten är definierad 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 livshistoriskt kritiskt stadium – närmare bestämt abborryngel – men där den rumsliga samstämmigheten är för låg för att ge ekosystemkomponenten några poäng är ”områden med förekomst av fjädermygglarver”. Ekosystemkomponenten förekommer nämligen även där den troligen har mindre betydelse för abborrens uppväxt (figur 15).

Tabell 4 och figur 14 ger riktlinjer för hur kriteriet ska bedömas och tabell 5 ger exempel på bedömningar.

³⁰ Med mobila/migrerande arter åsyftas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, det vill säga arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.

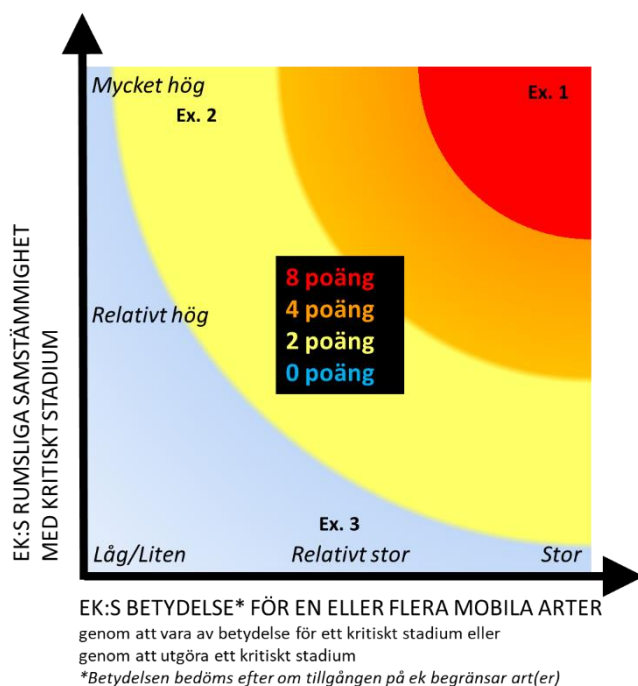
Tabell 4. Riktlinjer vid bedömning av kriteriet livshistoriskt viktigt. Bedömningen styrs dels av ekosystemkomponenters (EK) betydelse för kritiska stadier och dels om ekosystemkomponenterna har en rumslig samstämmighet med de livshistoriskt viktiga stadier som den är av betydelse för. För att bedöma betydelsen ska det vägas in om tillgången på ekosystemkomponenten verkar begränsande för en eller flera mobila/migrerande arter. Figur 14 illustrerar avvägningen i bedömningen av kriteriet livshistoriskt viktigt.

Fas 1 – bedömning per havsområde		
Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster)		
Livshistoriskt viktigt		
Poäng	EK:s betydelse för en eller flera mobila arter* genom att vara av betydelse för ett kritiskt stadium eller genom att utgöra ett kritiskt stadium** <i>Betydelsen bedöms efter om tillgången på EK begränsar art(er)</i>	EK:s rumsliga samstämmighet med kritiskt stadium***
8	Stor betydelse som troligen begränsar bestånd	Mycket hög
4	Alt. 1 Stor betydelse som troligen begränsar bestånd	Relativt hög
	Alt. 2 Relativt stor betydelse som möjligen begränsar bestånd	Mycket hög
2	Relativt stor betydelse som möjligen begränsar bestånd	Relativt hög
±	1 poäng går ej att dela ut för detta kriterium	
0	Alt. 1 Ingen eller liten betydelse som troligen inte begränsar bestånd	Påverkar inte utfallet
	Alt. 2 Påverkar inte utfallet	Ingen eller låg

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

** Exempel på EK som i sig utgör ett kritiskt stadium är lekområden för fisk och övervintringsområden för fågel.

*** Mycket hög om EK i sig utgör ett kritiskt stadium.



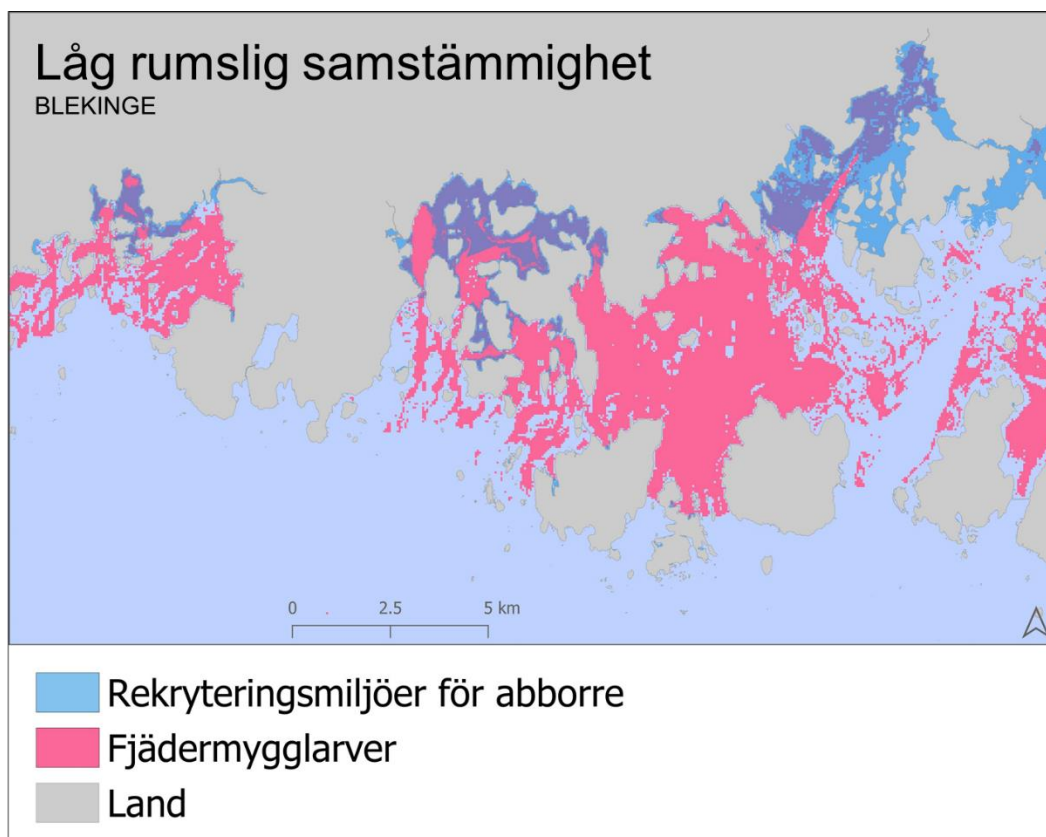
Figur 14. Schematisk figur över bedömning av kriteriet "livshistoriskt viktigt". Fokus för kriteriet är att bedöma ekosystemkomponentens (EK) betydelse för en eller flera mobila arter, genom att vara av betydelse för ett kritiskt stadium eller genom att i sig utgöra ett kritiskt stadium (det vill säga att ekosystemkomponenten till exempel är definierad som ett lek- eller övervintringsområde för fågel). För att bedöma betydelsen ska det vägas in om tillgången på ekosystemkomponenten verkar begränsande för en eller flera mobila/migrerande arter. Ju mer begränsad tillgången av en ekosystemkomponent är desto betydelsefullare blir de platser som den befinner sig på. Eftersom det är rumslig förvaltning som verktyget avser att ge stöd till måste dock den rumsliga samstämmigheten mellan ekosystemkomponenten och det kritiska stadiet vara stark för att rätt områden i slutändan ska identifieras som värdefulla. Nedan ges tre exempel på bedömning. Observera att exemplens antagningar till viss del är hypotetiska och endast ska ses som vägledande exempel för hur bedömningar kan göras.

Exempel 1: Ekosystemkomponenten "lek- och uppväxtområden för torsk", bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Givet antagandet att det – utöver storskaligt fiske – är bristen på fungerande lek- och uppväxtområden som begränsar tillgången på torsk, så kan ekosystemkomponenten "lek- och uppväxtområden för torsk" bedömas vara av stor betydelse. I figuren blir placeringen långt till höger på x-axeln. Eftersom ekosystemkomponenten i sig är ett kritiskt stadium, är styrkan på den rumsliga samstämmigheten 100 procent, det vill säga mycket hög (och placeras långt upp på y-axeln). Ekosystemkomponenten ges 8 poäng för kriteriet.

Exempel 2: Ekosystemkomponenten "uppväxtområden för torsk", bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Om antagandet görs att det finns relativt gott om uppväxtområden för torsk och att tillgången på dessa inte är begränsande för torskpopulationen, blir bedömningen att ekosystemkomponenten endast är av liten betydelse för ett kritiskt stadium, och placeras till vänster på x-axeln. Eftersom ekosystemkomponenten i sig är ett kritiskt stadium, är styrkan på den rumsliga samstämmigheten 100 procent, det vill säga mycket hög (och placeras långt upp på y-axeln). Ekosystemkomponenten ges 2 poäng för kriteriet. Observera att dessa antaganden kan vara felaktiga och endast bör ses som ett exempel.

Exempel 3: Ekosystemkomponenten "förekomst av fjädermygglarver", bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön. Om antagandet görs att "förekomst av fjädermygglarver" är av relativt stor betydelse för abborryngel under ett livshistoriskt kritiskt stadium, placeras ekosystemkomponenten i mitten på x-axeln. Som figur 15 visar finns endast ett litet överlapp mellan "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 vara "låg" och placeras långt ner på y-axeln. Den sammanvägda bedömningen blir att inga poäng kan delas ut.

Fler exempel på bedömningar redovisas i tabell 5.



Figur 15. Figur som visar indikation på att det endast finns en låg rumslig samstämmighet mellan förekomst av fjädermygglarver och rekryteringsmiljöer för abborre. Områden markerat i lila visar var förekomsten av fjädermygglarver och rekryteringsmiljöer för abborre överlappar.

Tabell 5. Några bedömningar som gjorts efter kriteriet livshistoriskt viktigt i Egentliga Östersjön. Se tabell 4 för riktlinjer och figur 14 för hur det ska bedömas och avvägas.

Ekosystem-komponent (EK)	Fas 1 – bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inkl. indirekta ekosystemtjänster)				Tillförlitlighet i bedömning
	Poäng	Livshistoriskt viktigt EK:s betydelse för en eller flera mobila arter* genom att vara av betydelse för ett kritiskt stadium eller genom att utgöra ett kritiskt stadium** <i>Betydelsen bedöms efter om tillgången på EK begränsar art(er)</i>	EK:s rumsliga samtämlighet med kritiskt stadium***	Sammanvägd bedömning	
Lekområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	8	Torskens lek är framgångsrik förmodligen endast inom 3 områden i Östersjön där vattnet är tillräckligt djupt för att ge en salthalt på 15 - 16 promille. Det kritiska stadiet är tillräcklig salthalt för att inte befruktade äggen ska sjunka ned till botten och dö av syrebrist.	Mycket hög	Får 8 poäng, EK starkt begränsad och mycket viktiga för bibehålla pop.	Hög
Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	8	Alfåglar är under vintern i mycket hög grad koncentrerade till ett fåtal områden med god födotillgång (blåmussla). Stor del av världsbeståndet finns i svenska vatten. Hoburgs bank, Norra och Södra Midsjöbanken är särskilt viktiga övervintringsområden. Andra viktiga områden med höga vintertätheter är havsområdet mellan Fårö och Gotska Sandön, norra Öland, östra Gotland vid Östergarn samt Hanöbukten.	Mycket hög		El bedömt
Rödsträffe (<i>Chara tomentosa</i>) 25–100 % täckningsgrad	4	Abundansen av juvenila fiskar med stort beroende av vegetation (t.ex. gädda) har visats vara positivt korrelerad med täckningen av <i>Chara tomentosa</i> och <i>Stuckenia pectinata</i> , vilka kan klassas som högre undervattensvegetation (Sandström m.fl. 2005). Det har också visats att abundansen av gäddyngel är positivt korrelerad med vegetationshöjd (Sandström m.fl. 2005), och att årsjuveniler av abborre och cyprinider föredrar områden med växtlighet (Sandström och Karås 2002). I brist på specifik artinformation används detta som argumentation för att högre undervattensväxter, samt undervattensdelarna av emergent vegetation, förefaller vara viktiga uppväxtområden för juvenil fisk.	Hög?	Får 4 poäng eftersom ett antal fiskarter med stort användande av vegeterade habitat förefaller föredra områden med medel till hög vegetationstäckning (Urho m.fl. 1990).	Medel hög
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	4	Abundansen av juvenila fiskar med stort beroende av vegetation (t.ex. gädda) har visats vara positivt korrelerad med täckningen av <i>Chara tomentosa</i> och <i>Stuckenia pectinata</i> , vilka kan klassas som högre undervattensvegetation (Sandström m.fl. 2005). Det har också visats att abundansen av gäddyngel är positivt korrelerad med vegetationshöjd (Sandström m.fl. 2005), och att årsjuveniler av abborre och cyprinider föredrar områden med växtlighet (Sandström och Karås 2002). I brist på specifik artinformation används detta som argumentation för att högre undervattensväxter, samt undervattensdelarna av emergent vegetation, förefaller vara viktiga uppväxtområden för juvenil fisk.	Hög?	Får 4 poäng eftersom ett antal fiskarter med stort användande av vegeterade habitat förefaller föredra områden med medel till hög vegetationstäckning (Urho m.fl. 1990).	Medel hög
Kräkel (<i>Furcellaria lumbicalis</i>) 10–24 % täckningsgrad	2	I Litauen är <i>Furcellaria</i> det huvudsakliga substratet som används för strömmingsrom dock används inte alla platser med <i>Furcellaria</i> för detta ändamål (Šaškov m.fl. 2014) (vilket vad vi vet inte är känt för svenska vatten). Mindre troligt att EK begränsar arten.	Viss?	Bedömningen landade i att tillsvidare ge 2 poäng.	Medel hög
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 10–24 % täckningsgrad	2	Abundansen av juvenila fiskar med stort beroende av vegetation (t.ex. gädda) har visats vara positivt korrelerad med täckningen av <i>Chara tomentosa</i> och <i>Stuckenia pectinata</i> , vilka kan klassas som högre undervattensvegetation (Sandström m.fl. 2005). Det har också visats att abundansen av gäddyngel är positivt korrelerad med vegetationshöjd (Sandström m.fl. 2005), och att årsjuveniler av abborre och cyprinider föredrar områden med växtlighet (Sandström och Karås 2002). I brist på specifik artinformation används detta som argumentation för att högre undervattensväxter, samt undervattensdelarna av emergent vegetation, förefaller vara viktiga uppväxtområden för juvenil fisk.	Relativt hög?	Får 2 poäng eftersom ett antal fiskarter med stort användande av vegeterade habitat förefaller föredra områden med medel till hög vegetationstäckning (Urho m.fl. 1990).	Medel hög
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % tg, grundare än 30 meter	2	Utgör viktig föda för livsviktiga stadier hos både ejdrar, strandskata och alfågel (Varennens m.fl. 2015; Bustnes 1998; Zydelsis och Ruskyste 2005; Öst 2000; Öst och Kilpi 1997; Goss-Custard m.fl. 1987).	Viss?	EK får tillsvidare 2 poäng. Bedömningen är dock osäker.	Låg
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) 25–100 % tg	2	<i>Fucus vesiculosus</i> kan användas som substrat för abborrlek på större djup (>0.5 m; Snickars m.fl. 2010). Studier från västkusten har visat att <i>Fucus vesiculosus</i> på mjukbotten är ett föredraget habitat för juvenil torsk (Borg m.fl. 1997).	Relativt hög?	2 poäng för att arten fungerar som lekområde.	Medel hög
Lekområden för hornsimpa (<i>Myoxocephalus quadricornis</i>)	2	Lek sker på grundabottnar där hanen sedan vaktar rommen i 1-3 månader, kan dock leka på olika bottnar troligtvis inte begränsande	Låg?	Låga poäng, men underlag saknas.	Låg
Transport- och erosionsbottnar med makroskopisk fauna	0	Utgör viktig resurs som uppväxtområden för många predatorer, huvudsakligen fisk som födosöker på botten (2p) samt lekområden för flera fiskarter (2) men är vanlig och sänks till 0p	Vanlig	Varje given plats av mindre vikt	Medel hög

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

** Exempel på EK som i sig utgör ett kritiskt stadium är lekområden för fisk och övervintringsområden för fågel.

*** Mycket hög om EK i sig utgör ett kritiskt stadium.

Ekologisk funktion

Kriteriet *ekologisk funktion* är till för att bedöma om ekosystemkomponenten har en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) ur ett ekologiskt helhetsperspektiv. Det vill säga hur viktig den är för andra arters överlevnad och ekosystemets resiliens. 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 som föda eller livsmiljö 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 botten 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, eller inte har, samma potential (så kallade komplementarter).

Kriteriet kan jämföras med begreppet nyckelarter (EN: keystone species) En nyckelart är en art som har stor betydelse för andras arters överlevnad i ett ekosystem (Paine 1995). För att identifiera Helcom MPA:s (marina skyddade områden) definieras nyckelarter som arter vilka är viktiga för att behålla ekosystemets resiliens.³¹ Inom Mosaic åsyftar vi dock inte att bara bedöma hur betydelsefull en art är utan även andra ekosystemkomponenter så som livsmiljöer.

Det är viktigt att detta kriterium bara värderar det som inte har värderats i de två tidigare kriterierna: *biologisk mångfald* och *livshistoriskt viktigt*.³² Om till exempel ekosystemkomponenten "lekområden för torsk" redan värderas för kriteriet *livshistoriskt viktigt* kan den inom kriteriet *ekologisk funktion* inte få ytterligare poäng för denna funktion – det vill säga att det stödjer reproduktion av en art. Däremot kan den få poäng för att ekosystemkomponenten även påverkar hur många toppredatorer som finns i pelagialen. Om vi antar att mört inte representerar en utsatt nyckelfunktion i födoväven som till exempel torsk, kommer ekosystemkomponenten "lekområden för mört" däremot inte att erhålla ytterligare poäng. Om detta antagande är korrekt eller inte har vi inte undersökt närmare.

Ekologisk funktion = av betydelse för ekosystemet som helhet – minus
det som bedömts för kriteriet *biologisk mångfald* – minus det som
bedömts för kriteriet *livshistoriskt viktigt*

Tabell 6 och figur 16 ger riktlinjer för hur kriteriet ska bedömas och tabell 7 ger exempel på bedömningar.

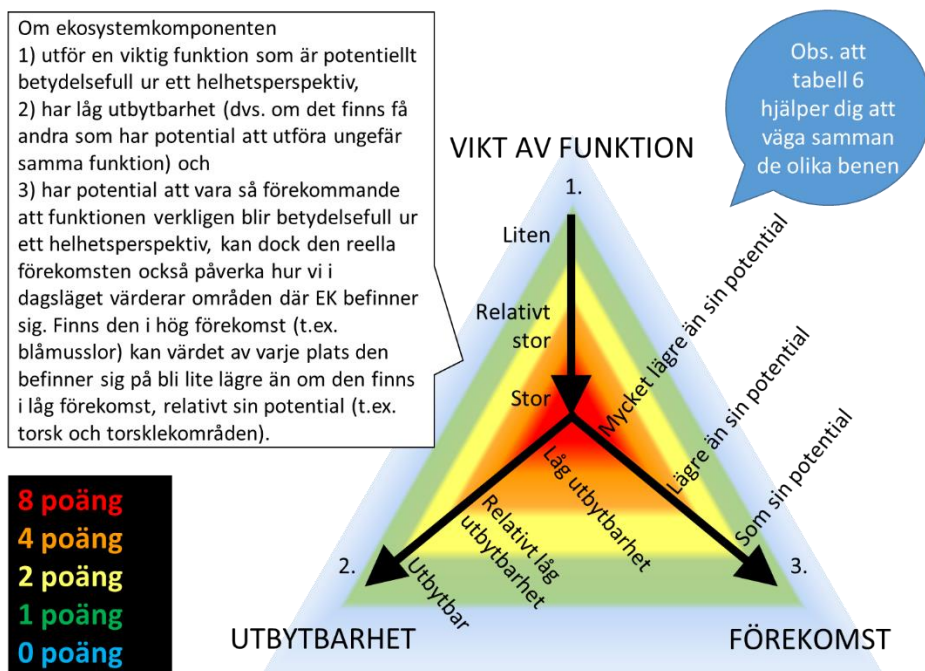
³¹ <http://www.helcom.fi/action-areas/marine-protected-areas/Background%20of%20HELCOM%20MPAs/selection-criteria> (2019-11-04)

³² Observera att regeln "inte värdera det som värderats i tidigare kriterier" endast gäller för det här kriteriet. Det gäller alltså inte vid bedömning av direkta ekosystemtjänster (som beskrivs längre fram). Om en och samma egenskap både är viktig ur ett ekologiskt/biologiskt perspektiv och ur ett direkt ekosystemtjänstperspektiv, kan ekosystemkomponenten även få "pluspoäng" för de direkta ekosystemtjänsterna.

Tabell 6. Riktlinjer vid bedömning av kriteriet ekologisk funktion. Bedömningen styrs av vikten av ekosystemkomponenters (EK) funktion, dess utbytbarhet och dess förekomst (både potentiell och reell). Se figur 16 för en illustration hur kriteriet bedöms.

Fas 1 – bedömning per havsområde			
Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster)			
Ekologisk funktion			
Poäng	Vikt av funktion	Utbytbarhet	Förekomst (potentiell och reell)
8	Alt. 1 Stor	Låg utbytbarhet	Mycket lägre än sin potential
	Alt. 2 Stor	Låg utbytbarhet	Lägre än sin potential
	Alt. 3 Stor	Relativt låg utbytbarhet	Mycket lägre än sin potential
4	Alt. 1 Stor	Låg utbytbarhet	Som sin potential
	Alt. 2 Stor	Relativt låg utbytbarhet	Lägre än sin potential
	Alt. 3 Stor	Relativt låg utbytbarhet	Som sin potential
	Alt. 4 Relativt stor	Låg utbytbarhet	Mycket lägre än sin potential
	Alt. 5 Relativt stor	Låg utbytbarhet	Lägre än sin potential
	Alt. 6 Relativt stor	Relativt låg utbytbarhet	Mycket lägre än sin potential
2	Alt. 1 Stor	Utbytbar	Påverkar inte utfallet
	Alt. 2 Relativt stor	Låg utbytbarhet	Som sin potential
	Alt. 3 Relativt stor	Relativt låg utbytbarhet	Lägre än sin potential
	Alt. 4 Relativt stor	Relativt låg utbytbarhet	Som sin potential
	Alt. 5 Relativt stor	Utbytbar	Mycket lägre än sin potential
1	Alt. 1 Relativt stor	Utbytbar	Lägre än sin potential
	Alt. 2 Relativt stor	Utbytbar	Som sin potential
	Alt. 3 Liten	Påverkar inte utfallet	Påverkar inte utfallet
0	Invasiva främmande arter		
Kommentar			
Om ekosystemkomponenten (EK) till exempel är ett lek- eller häckningsområde – det vill säga är definierat som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter – kan det ibland vara relevant att bedöma <i>ekologisk funktion</i> 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. Med andra ord bör EK vara något som troligen begränsar arten. Exempel: Om vi antar att EK "lekområden för torsk" begränsar fullvuxen torsk så kan poäng till EK bedömas utifrån den fullvuxna torskens <i>ekologiska funktion</i> . Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och antar att den EK troligen inte begränsar mängden fullvuxen torsk är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bedömas utifrån den fullvuxna torskens <i>ekologiska funktion</i> . Poängen bör viktas ner eller inte utdelas.			

* Mindre trolig kombination



Figur 16. Schematisk figur över de tre ben som kriteriet "ekologisk funktion" ska bedömas utifrån: 1) vikt av funktion, 2) utbytbarhet och 3) förekomst. Nedan ges tre exempel på hur bedömningar kan göras. Observera att exemplens antaganden 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 antagandet görs – att utöver storskaligt fiske är det bristen på fungerande lekområden som begränsar mängden fullvuxen torsk – kan torskens ekologiska funktion vara det som primärt bedöms för ekosystemkomponenten "lekområden för torsk".

- 1) 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.
- 2) Eftersom få andra ekosystemkomponenter kan ersätta torsken som toppredator i Egentliga Östersjöns pelagial, indikerar axel 2 (utbytbarhet) i figuren att bedömningen också borde hamna i röd zon.
- 3) 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.

Sammanfattningsvis så bedöms "lekområden för torsk" till 8 poäng på grund av sin nära koppling till fullvuxen torsk.

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, 8 poäng. Men om vi antar att "uppväxtområden för torsk" inte har lika stark koppling till mängden fullvuxen torsk som "lekområden för torsk" har, bör poängen viktas ner. Osäkert är om det ska bedömas ner till 4 eller 2 poäng. Här behövs mer litteraturstudier (som denna rapport inte haft möjlighet till) alternativt mer forskning om uppväxtområdenas roll för torsken. Tills vidare väljer vi att ge 2 poäng.

Exempel 3: EK = "blåmusselbäddar 25–100 procent täckningsgrad och grundare än 30 m" bedömt för havsområdet Egentliga Östersjön.

- 1) Blåmusslor har många viktiga funktioner, framförallt som filtrerare, föda, biotopbildare, sedimentstabiliserare med mera vilket indikerar att bedömningen längs axel 1 (vikt av funktion) bör hamna i den röda zonen.
- 2) Troligen är det få andra EK som kan bidra med samma funktioner i lika stor omfattning som blåmusslor. Därmed indikerar även axel 2 i figuren att blåmusslor ligger i röd zon.
- 3) Men eftersom blåmusslor är så pass vanligt förekommande sänks värdet på varje plats de finns på.

Sammanfattningsvis så går de från 8 poäng till 4 poäng på grund av att de i dagsläget är så vanliga. Om blåmusslors förekomst skulle minska skulle bedömningen behöva omvärderas.

Fler exempel på bedömningar redovisas i tabell 7.

Tabell 7. Förklaringar till några av de bedömningar som gjorts efter kriteriet ekologisk funktion i Egentliga Östersjön. Se tabell 6 för riktlinjer och figur 16 för hur kriteriet ska bedömas och avvägas.

Ekosystem-komponent (EK)	Fas 1 – bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inkl. indirekta ekosystemtjänster) Ekologisk funktion					
	Poäng	Betydelse av funktion	Utbytbarhet	Förekomst (potentiell/reell)	Sammanvägd bedömning	Tillförlitlighet i bedömning
Lekområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	8	Stark strukturerande (top-down) inverkan på utsjöekosystemet när den förekommer i mängd, bidrar till ökad vattenkvalité.	Unik, viktigaste utsjö pelagiska rovfisken i Östersjön.	Fluktuerande pop. från mycket vanlig till ovanlig. Har hög potential.	Får 8 på grund av vikt av funktionen är hög, unik och lägre förekomst än potential	Hög
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	Biotopbildande primärproducent (faunahabitat, biomassaproduktion och näringsupptag), i ett område med relativt få "köttiga" makroalgsarter. Högre abundans och biomassa av evertebrater i habitat med <i>Fucus</i> än i grunda hårbottenområden med andra alger (Wikström och Kautsky 2007), illustrerar funktionen för faunan.	Generellt grundare växande än <i>Fucus</i> serratus, därav låg utbytbarhet.	Mycket hög förekomst.	Styrkan av funktionen beror på täckningsgraden. Högre täckningsgrader borde därför få högre poäng. Bedömningen landade tillsvidare i att EK ska få 8 poäng.	Medel hög
Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	Biotopbildande primärproducent (primärproduktion, näringsupptag, sekundär hårbotten). Sekundärt substrat för tex blåmusslor. Djupväxande i relation till andra "köttiga" alger, och har en hög abundans av epifauna (Orav m.fl. 2000; Kotta och Orav 2001).	Troligen låg, begränsat antal kraftigare algar i djupare habitat. Ensam grövre rödalga på djupare bottenar.	Hög förekomst, troligen nära sin potential. Ev. anledning till att sänka poängen.	Styrkan av funktionen beror på täckningsgraden (tg). Högre tg får därför högre poäng. Borde ev. viktas ner pga "förekomst som sin potential" men landade i att inte göra det.	Medel hög
Rödsträse (<i>Chara tomentosa</i>) 25–100 % täckningsgrad	4	Biotopbildande primärproducent på mjukbotten (primärproduktion, näringsupptag, sedimentation). Hög abundans av herbivor epifauna hos <i>Chara</i> spp. (Orav m.fl. 2000) illustrerar att produktionen troligen utnyttjas av epifaunan.	En av de vanligast förekommande <i>Chara</i> -arterna, troligen låg/måttlig utbytbarhet.	Låg förekomst.	Styrkan av funktionen beror på täckningsgraden. Högre täckningsgrader får därför högre poäng.	Medel hög
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	4	Biotopbildande primärproducent (primärproduktion, näringsupptag, sedimentstabilisering) där styrkan av funktionen beror på täckningsgraden.	Trots många arter av kärlväxter förefaller det vara ett begränsat antal som blir biotopbildande (>10%), därav troligen relativt låg-måttlig utbytbarhet.	Hög förekomst	Stor betydelse, hög förekomst och relativt låg-måttlig utbytbarhet. Högre täckningsgrader får högre poäng.	Medel hög
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % täckningsgrad, grundare än 30 meter	4	Blåmusslor har många viktiga funktioner, och är extremt viktiga som filterare, samt är biotopbildande (biogena rev) som kan bidra till att stabilisera sediment (Young 1983). De bidrar med viktiga funktioner för andra ekosystemkomponenter, bl.a. som habitat (Tsuchiya & Nishihira 1986, Albrecht och Reise 1994, Yager m.fl. 1993) och närings- och födokälla (Kautsky & Wallentinus 1980, Prins m.fl. 1998, Norling och Kautsky 2008).	Låg. Enda som filtrerar i stor mängd på hårbotten i Egentliga Östersjön.	Vanlig	Trots dess viktiga funktion och låga utbytbarhet, får de endast 4 poäng pga. att de är så pass vanligt förekommande.	El bedömt
Lekområden för hornsimpa (<i>Myoxocephalus quadricornis</i>)	4	Äter bentiska evertebrater, rom med inslag av fisk.	Utbytbar av andra bentiska fiskar, tex plattfisk och simpor. Dock viktigare norr ut då den blir enda vanliga bentiska rovfisken.	Vanlig	Får 4 på grund av vikt av funktionen är relativt hög, mindre utbytbar men vanligt förekommande.	Låg

Ekosystemkomponent (EK)	Fas 1 – bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inkl. indirekta ekosystemtjänster)				
	Ekologisk funktion				
	Poäng	Betydelse av funktion	Utbytbarhet	Förekomst (potentiell/reell)	Sammanvägd bedömning
Transport- och erosionsbottnar med makroskopisk fauna	2	Stor betydelse för omsättning av organiskt material, näringsämnen, syresättning av sediment genom bioturbation. Omsättning av organiskt material inte lika stor som för depositionsbottnar men istället finns fler filtrerande organismer.	Låg utbytbarhet (utan makroskopiska depositionsätare finns inga andra som effektivt fyller rollen, meiofauna har låg biomassa).	Större än sin potential	Funktionen är större än sin potential pga övergödning =>2p (obs syrefria botten är en annan EK).
Älgräs (<i>Zostera marina</i>) 10–24 % täckningsgrad	2	Biotopbildande primärproducent (primärproduktion, näringsupptag, sedimentstabilisering) där styrkan av funktionen beror på täckningsgraden.	Trots många arter av kärlväxter förefaller det vara ett begränsat antal som blir biotopbildande (>10%), därav troligen relativt låg-måttlig utbytbarhet.	Hög förekomst	Stor betydelse, hög förekomst och relativt låg-måttlig utbytbarhet. Högre täckningsgrader får högre poäng.
Sudare (<i>Chorda filum</i>) enstaka förekomster till 9 % täckningsgrad	1	Begränsad betydelse vid bara förekomst.	Utbytbar	Vanlig	Enstaka förekomst har liten betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv. 1 poäng för Egentliga Östersjön.

Hotstatus

Kriteriet *hotstatus* är till för att bedöma om ekosystemkomponenten behöver prioriteras med anledning av att den är en hotad eller minskande art eller livsmiljö. Detta kan även gälla populationer och underarter.

Kriteriet är inkluderat när naturvärden ska kopplas till ekosystemkomponenter för att i en och samma tabell få en överblick över några centrala naturvärden. Listorna fungerar då som ett stöd vid till exempel rekommendationer för hur mycket olika ekosystemkomponenter ska vara representerade (avsnitt 2.3.3.2) eller vid prioritering av ekosystemkomponenter att kartera. Bedömningen av kriteriet kan inkluderas när poängen vägs samman och används för att ta fram *översiktliga naturvärdeskartor* (avsnitt 2.4.3.1). Därmed påverkar hotstatus vilka områden som får höga naturvärden i dessa översiktliga kartor. Kartorna blir dock svårare att tyda eftersom övriga kriterier inriktar sig på värden som tydligare stödjer hela ekosystemet. Huruvida kriteriet ska vägas in eller inte när *översiktliga naturvärdeskartor* tas fram är upp till varje enskild användare av verktyget.

Oavsett om hotstatus vägs in i de *översiktliga naturvärdeskartorna* eller inte kommer hotade ekosystemkomponenter framförallt att fångas upp i verktyget via steg 5, *punktdata över förekomster av ekosystemkomponenter* (avsnitt 2.4.3.2), och steg 6, *platsspecifika naturvärdesbedömningar* (avsnitt 2.4.3.3) då vi har kända förekomster av den hotade ekosystemkomponenten i fält. Hotade

ekosystemkomponenter kan vara svåra att ta fram yttäckande kartor som visar på var de finns om de är ovanliga och därför är det snarare via enstaka kända förekomster i fält som de fångas upp och inte på *översiktliga naturvärdeskartor* som bygger på yttäckande underlag. Slutligen är det kriteriet *ekologisk representativitet* som ska säkra att hotade arter och väl representerade i nätverket av värdetrakter³³ (se avsnitt 2.4.4.4).

Vid bedömning av kriteriet för ekosystemkomponenter som är en art – eller ekosystemkomponenter som till betydande del utgörs av en art – rekommenderar vi att använda den senaste utgivna rödlistan för arter i Sverige. För arter som förekommer i svenska vatten är Rödlistade arter i Sverige (SLU Artdatabanken 2020) den mest omfattande listan och baseras på IUCNs kriterier. Eftersom det saknas en nationell rödlista av livsmiljöer för Sverige rekommenderar vi att vid bedömningen av ekosystemkomponenter som är livsmiljöer antingen utgå från EUs rödlista av marina livsmiljöer (European Red List of Habitats; Gubbay m.fl. 2016), Helcoms rödlistning av häckande eller övervintrande fåglar (Helcom 2012), Helcoms rödlistning av livsmiljöer i Östersjön (inklusive Kattegatt) ("Red list of biotopes and habitats" Helcom 2013), eller Ospars lista över hotade och/eller minskande habitat i region II för Västerhavet (Ospars 2008).

Tabell 8 ger riktlinjer för hur kriteriet ska bedömas och tabell 9 ger exempel på bedömningar.

Tabell 8. Riktlinjer vid bedömning av kriteriet hotstatus. Bedömningen kan baseras på ett antal listor över hotade och minskande arter och biotoper.

Fas 1 – bedömning per havsområde			
Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster)			
Hotstatus			
Poäng	Rödlistade arter i Sverige	EU:s/Helcoms/Ospars rödlista för marina livsmiljöer	Sammanvägd bedömning
8	Nationellt utdöd (RE)/Akut hotad (CR)/Starkt hotad (EN)	Collapsed (CO)/Critically Endangered (CR)/Endangered (EN)/Threatened and/or declining	För EK som utgörs av en art, eller till betydande del
4	Sårbar (VU)	Vulnerable (VU)	utgörs av en art, ska den svenska rödlistan
2	Nära hotad (NT)/Kunskapsbrist (DD)	Near Threatened (NT)	användas. För livsmiljöer
±	1 poäng går ej att dela ut för detta kriterium		ska bedömningen följa den
0	Ej bedömd som hotad eller minskande		lista som ger höst poäng.
Kommentar			
Om EK till exempel är ett lek- eller häckningsområde – det vill säga är definierat som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter – kan det ibland vara relevant att bedöma <i>hotstatus</i> 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. Med andra ord bör EK vara något som troligen begränsar arten.			
Exempel: Om vi antar att EK "lek- och häckningsområden för torsk" begränsar fullvuxen torsk så kan poäng till EK bedömas utifrån den fullvuxna torskens <i>hotstatus</i> . Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och antar att den EK troligen inte begränsar mängden fullvuxen torsk är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bedömas utifrån den fullvuxna torskens <i>hotstatus</i> . Poängen bör viktas ner eller inte utdelas.			

³³ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

Tabell 9. Förklaringar till några av de bedömningar som gjorts efter kriteriet hotstatus i Egentliga Östersjön. Se tabell 8 för riktlinjer hur kriteriet ska bedömas och avvägas.

Ekosystem-komponent (EK)	Fas 1 – bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inkl. indirekta ekosystemtjänster)				Tillförlitlighet i bedömning
	Poäng	Rödlistade arter i Sverige	EU/Helcom/Ospar:s rödlista för marina livsmiljöer	Hotstatus Sammanvägd bedömning	
Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	8	Starkt hotade (EN) (ArtDatabanken 2020)	Helcom (övervintrande population) Starkt hotad (EN)	Övervintrande populationer av alfågel är starkt hotade (EN) på grund av drastiskt minskning av de övervintrande populationerna i Östersjön. Detta ger 8 poäng.	Hög
Lekområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	4	Torsk: Sårbar (VU) (ArtDatabanken 2020)		Poängen baseras på att torsk anses sårbar (VU), och komponenten får därför 4 poäng eftersom bedömningen görs att kopplingen mellan EK och förutsättningarna för torsk är starkt sammankopplade.	Hög
Rödsträfe (<i>Chara tomentosa</i>) 25–100 % täckningsgrad	2	Livskraftig (LC) (ArtDatabanken 2020)	Helcoms rödlista över biotoper och habitats: kransalgsbiotop: nära hotad (NT) (Helcom 2013)	På grund av att kransalgsbiotoper är bedömda att vara nära hotade i Helcom ges 2 poäng.	Medel hög
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	2	Sårbar (VU) (ArtDatabanken 2020)	Helcoms rödlista över biotoper och habitat: nära hotad (NT) (Helcom 2013)	Biotoper karakteriserade av ålgräs (<i>Zostera marina</i>) är bedömda att vara nära hotade (NT) i Helcom och ges därför 4 poäng.	Hög
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 10–24 % täckningsgrad	2	Sårbar (VU) (ArtDatabanken 2020)	Helcoms rödlista över biotoper och habitat: nära hotad (NT) (Helcom 2013)	Biotoper karakteriserade av ålgräs (<i>Zostera marina</i>) är bedömda att vara nära hotade (NT) i Helcom HUB och ges därför 4 poäng.	Hög
Födosöksområde för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	0	Torsk: Sårbar (VU) (ArtDatabanken 2020)		Poängen baseras dels på att torsk anses sårbar (VU) (vilket ger 4 p) men eftersom födosöksområden inte bedöms vara begränsande för torsk på samma sätt som lekområden är sänks bedömningen till 0 poäng. Dock osäkert om den eventuellt endast borde sänkas till 2 poäng.	Låg
Kräkel (<i>Furcellaria lumbicalis</i>) 25–100 % täckningsgrad	0	Livskraftig (LC) (ArtDatabanken 2020)		Inga poäng.	Hög
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % täckningsgrad, grundare än 30 meter	0	Livskraftig (LC) (ArtDatabanken 2020)		Inga poäng.	Hög
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) 25–100 % täckningsgrad	0	Livskraftig (LC) (ArtDatabanken 2020)		Inga poäng.	Hög
Azoiska sedimentbottnar /sedimentbottnar utan makroskopisk fauna	0	Ej bedömd (NE) (ArtDatabanken 2020)		Inga poäng.	Medel hög

Överblick av fas 1a

Tabell 10 ger en sammanfattning av riktlinjerna för alla tidigare bedömningar som gjorts ovan i fas 1a.

Tabell 10. Översikt av riktlinjer vid poängsättning efter fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) som görs per ekosystemkomponent (EK).

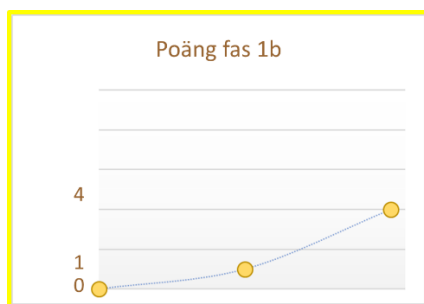
Fas 1 – bedömning per havsområde				
Fas 1a – kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster)				
Poäng	Biologisk mångfald	Livshistoriskt viktigt	Ekologisk funktion	(Hotstatus)
8	EK bidrar till hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	Stor betydelse som troligen begränsar bestånd och har mycket hög rumslig samstämmighet med kritiskt stadium	EK utför en funktion som har mycket stor betydelse, där få andra EK kan fylla dess funktion och vars förekomst är lägre till mycket lägre än sin potential <u>Eller:</u> EK utför en funktion som har mycket stor betydelse, där relativt få andra EK kan fylla dess funktion och vars förekomst är mycket lägre än sin potential	Nationellt utdöd (RE)/Kollapsad (CO)/Starkt hotad (EN)/Akut hotad (CR)/Hotad eller minskande
4	EK bidrar till relativt hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	Stor betydelse som troligen begränsar bestånd och har relativt hög rumslig samstämmighet med kritiskt stadium <u>Eller:</u> Relativt stor betydelse som möjligen begränsar bestånd och har mycket hög rumslig samstämmighet med kritiskt stadium	EK utför en funktion som har mycket stor betydelse, där få andra EK kan fylla dess funktion men är så pass vanlig att värderingen sänks något <u>Eller:</u> EK utför en funktion som har mycket stor betydelse och där relativt få andra EK kan fylla dess funktion. EK förekomst är från vanlig till lägre än sin potential <u>Eller:</u> EK utför en funktion som har stor betydelse, där få till relativt få andra EK kan fylla dess funktion och vars förekomst är mycket lägre än sin potential	Sårbar (VU)
2	EK bidrar till viss biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	Relativt stor betydelse som möjligen begränsar bestånd och har relativt hög rumslig samstämmighet med kritiskt stadium	EK utför en funktion som har stor betydelse, där få andra EK kan fylla dess funktion men så pass vanlig att värderingen sänks något <u>Eller:</u> EK utför en funktion som har stor betydelse och där relativt få andra EK kan fylla dess funktion. EK förekomst är från vanlig till lägre än sin potential <u>Eller:</u> EK utför en funktion som har viss betydelse, där få andra EK kan fylla dess funktion och vars förekomst är mycket lägre än sin potential	Nära hotad (NT)/Kunskapsbrist (DD)
(1)	EK bidrar inte nämnvärt till biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet och är inte habitatbildande	Går ej att utdela	EK utför en funktion som har viss betydelse och där få andra EK kan fylla dess funktion. EK förekomst är från vanlig till lägre än sin potential <u>Eller:</u> EK utför en funktion som har viss betydelse och där relativt få till att andra EK kan fylla dess funktion. <u>Eller:</u> EK utför en funktion som har liten betydelse	Går ej att utdela
0	Invasiva främmande arter	Ingen eller liten betydelse som troligen inte begränsar bestånd eller har ingen eller låg rumslig samstämmighet med kritiskt stadium	Invasiva främmande arter	EK är inte bedömd som hotad eller minskande
Kommentar				
*Med "mobila arter" menas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, det vill säga arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.				
Vid bedömning av <i>ekologisk funktion</i> eller <i>hotstatus</i> : Om ekosystemkomponenten (EK) till exempel är ett lek- eller häckningsområde – det vill säga är definierat som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter – kan det ibland vara relevant att bedöma <i>ekologisk funktion</i> eller <i>hotstatus</i> 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. Med andra ord bör EK vara något som troligen begränsar arten.				
Exempel: Om vi antar att EK "Iekområden för torsk" begränsar fullvuxen torsk så kan poäng till EK bedömas utifrån den fullvuxna torskens <i>ekologiska funktion</i> och <i>hotstatus</i> . Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och antar att den EK troligen inte begränsar mängden fullvuxen torsk är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bedömas utifrån den fullvuxna torskens <i>ekologiska funktion</i> och <i>hotstatus</i> . Poängen bör viktas ner eller inte utdelas.				

2.3.2.1.2 FAS 1B – KRITERIER FÖR DIREKTA EKOSYSTEMTJÄNSTER

Kriterierna i fas 1b, direkta ekosystemtjänster, är:

- Försörjande ekosystemtjänster
- Kulturella ekosystemtjänster
- Reglerande ekosystemtjänster

I fas 1b, direkta ekosystemtjänster, tilldelas ekosystemkomponenterna 4 poäng, 1 poäng, eller 0 poäng (se figur 17). Här kan alltså inte 8 eller 2 poäng delas ut som i fas 1a. Att direkta ekosystemtjänster i fas 1b inte kan ges lika många poäng som ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster), är för att minska effekterna av dubbelvärdering. Flera av de direkta ekosystemtjänsterna blir också värderade i fas 1a även om anledningen till värderingen är en annan. För att få en sammanvägd bedömning för fas 1b summeras poängen.



Figur 17. Poängsättning för fas 1b (direkta ekosystemtjänster). Poängen ökar kraftigare för varje steg för att poängmässigt lyfta de ekosystemkomponenter som bedöms ha högst prioritering för ett kriterium. Till skillnad från fas 1a (där 8 poäng är max.) kan endast 0, 1 eller 4 poäng delas ut i fas 1b.

Försörjande ekosystemtjänster

För det här kriteriet ska expertgruppen bedöma om ekosystemkomponenten tillhandahåller en eller flera försörjande ekosystemtjänster. Exempel på varor eller nyttor från dessa ekosystemtjänster är livsmedel, genetiska resurser, kemiska resurser, energiproduktion, dekorativa resurser, djurfoder, alger eller musslor till gödning.

Kulturella ekosystemtjänster

För det här kriteriet ska expertgruppen bedöma om ekosystemkomponenten tillhandahåller en eller flera tjänster som är av betydelse för mänsklig kultur. Exempel på detta är om ekosystemkomponenten nyttjas för naturupplevelser och bidrar till rekreation (fåglar för fågelskådning eller fisk för sportfiske), bidrar till folkhälsa, turistnäring, estetik, vetenskap och utbildning, naturarv/kulturarv eller inspiration.

Reglerande ekosystemtjänster

För det här kriteriet ska expertgruppen bedöma om ekosystemkomponenten tillhandahåller en eller flera tjänster som genom biologiska processer och reglerande funktion minskar olika miljöproblem. Exempel på detta är tjänster som motverkar

övergödningsproblematik eller som håller kvar sediment. Till exempel musslor som filtrerar vattnet eller kärlväxter som binder sediment med sina rötter.

Tabell 11 ger riktlinjer för hur kriteriet ska bedömas och tabell 12 ger exempel på bedömningar.

Tabell 11. Riktlinjer vid poängsättning av ekosystemkomponenter (EK) efter kriterier i fas 1b – direkta ekosystemtjänster. Observera att det endast är direkta ekosystemtjänster som ger poäng. Indirekta ekosystemtjänster (stödjande och flera reglerande ekosystemtjänster) bedöms tillsammans med ekologiskt/biologiska värden i fas 1a. Exempel på bedömningar redovisas i tabell 12.

Fas 1 – bedömning per havsområde			
Fas 1b – kriterier för direkta ekosystemtjänster			
Poäng	Försörjande ekosystemtjänster	Kulturella ekosystemtjänster	Reglerande ekosystemtjänster
8	8 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier		
4	Biotiska ekosystemkomponenter som bidrar med råvaror som är mycket värdefulla för samhället eller används av många	Biotiska ekosystemkomponenter som har en kulturell betydelse som värderas högt eller används av många	Biotiska ekosystemkomponenter som väsentligt reglerar egenskaper i ekosystemen som är mycket värdefulla för samhället och där få andra EK kan fylla dess funktion
2	2 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier		
1	Biotiska ekosystemkomponenter som har potential att bidra med råvaror som är relativt värdefulla eller används måttligt	Biotiska ekosystemkomponenter som har potential att bidra med en kulturell betydelse som anses som relativt värdefulla eller används måttligt	Biotiska ekosystemkomponenter som reglerar egenskaper i ekosystemen som är relativt värdefulla för samhället
0	Biotiska ekosystemkomponenter som har låg potential att bidra med råvaror	Biotiska ekosystemkomponenter vars kulturella roll människor sätter låg värde på	Biotiska ekosystemkomponenter som har låg potential att reglera egenskaper i ekosystemen som är värdefulla för samhället
Kommentar			
Om ekosystemkomponenten (EK) till exempel är ett lek- eller häckningsområde – det vill säga är definierat som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter – kan det ibland vara relevant att bedöma de direkta ekosystemtjänsterna baserat på 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. Med andra ord bör EK vara något som troligen begränsar arten.			
Exempel: Om vi antar att EK "lek- och häckningsområden för torsk" begränsar fullvuxen torsk så kan poäng till EK bedömas utifrån vilka direkta ekosystemtjänster som den fullvuxna torsken ger. Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och antar att den EK troligen inte begränsar mängden fullvuxen torsk är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att poängen för EK "uppväxtområden för torsk" bör viktas ner eller inte utdelas.			

Tabell 12. Förklaringar till några av de bedömningar som gjorts efter kriterier i fas 1b – direkta ekosystemtjänster i Egentliga Östersjön. För beskrivningar av hur de olika poängen ska sättas se tabell 11.

Ekosystemkomponent (EK)	Fas 1 – bedömning per havsområde, här exemplifierat med Egentliga Östersjön									
	Fas 1b – kriterier för direkta ekosystemtjänster									
	Direkta ekosystemtjänster (EST)									
	Poäng	Försörjande ekosystemtjänster			Kulturella ekosystemtjänster			Reglerande ekosystemtjänster		
	Försörjande EST	Kulturella EST	Reglerande EST	Tillförlitlighet i bedömning				Tillförlitlighet i bedömning		
Lekområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	4	4	4	Viktig matfisk	Hög	Populär och välkänd matfisk. Fångster förekommer i fritidsfisket och sportfisket	Låg	Bidrar till att upprätta god vattenkvalité	Hög	
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % täckningsgrad, grundare än 30 meter	0	1	4		EJ bedömt	Dekorative skal på stranden	EJ bedömt	Omfattande vattenrening	EJ bedömt	
Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	0	4	0		EJ bedömt	Upplevelser av sjöfåglar, bl.a. av ejder, alfågel och svärta, i skärgårds- och kustmiljö ger 4 poäng.	EJ bedömt		EJ bedömt	
Lekområden för hornsimpa (<i>Myoxocephalus quadricornis</i>)	0	1	1	Outnyttjad resurs. Anses vara god mat fisk och ha fin rom	Hög	Fångster förekommer i fritidsfisket. Simpsoppa.	Hög	Bidrar till viss mån att upprätta god vattenkvalité	Låg	
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	0	0	1		EJ bedömt		EJ bedömt	Sedimentbindande växter : Vass och nedsänkta växter kan binda sediment	EJ bedömt	
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) 25–100 % täckningsgrad	0	1	0		EJ bedömt	Blåstång som biotop kan anses ha en viss kulturell betydelse, då den kan ses som ett tecken på ett hälsosamt ekosystem för friluftsliv. Mycket osäker bedömning.	EJ bedömt		EJ bedömt	
Rödsträse (<i>Chara tomentosa</i>) 25–100 % täckningsgrad	0	0	1		EJ bedömt		EJ bedömt	Sedimentbindande växter: Vass och nedsänkta växter kan binda sediment	EJ bedömt	
Kräkel (<i>Furcellaria lumbicalis</i>) 25–100 % täckningsgrad	0	0	0		EJ bedömt		EJ bedömt		EJ bedömt	
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) enstaka förekomst – 9 % täckningsgrad	0	0	0		EJ bedömt		EJ bedömt		EJ bedömt	
Transport- och erosionsbottnar med makroskopisk fauna	0	0	1		EJ bedömt		EJ bedömt	Näringsomsättning samt födoresurs som före ekologisk funktion/livshistoriskt viktig. Reglerar även miljögifter.	Medel hög	

2.3.2.2 *Fas 2 regional bedömning*

2.3.2.2.1 LOKAL BETYDELSE

Experternas bedömning av ekosystemkomponenternas naturvärden (fas 1) kompletterats med en regional bedömning under fas 2. Under samordning av respektive länsstyrelse, eller annan användare, ska poäng ges som speglar ekosystemkomponenternas lokala betydelse i förhållande till andra delar i det aktuella havsområdet (figur 10 och tabell 1, avsnitt 2.3.2). Kriteriet har det långa namnet relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet.

Bedömningen är i huvudsak tänkt att göras per län men kan också delas upp inom ett län. Till exempel kan lokala bedömningar även göras av kommuner och vattenvårdsförbund. Bedömningarna kan också delas upp inom ett län om det finns stora ekologiska skillnader inom länet. Till exempel kan ett län vilja dela den regionala bedömningen mellan inner- och ytterskärgård.

Bedömningen ska baseras på samma kriterier som tas upp i fas 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 havsområdet och därmed får ett annat värde för sin ekologiska funktion. I den regionala bedömningen får dock förändringar i betydelse vägas samman till en bedömning om ökad eller minskad betydelse.

I den regionala bedömningen kan poäng läggas till eller dras ifrån de poäng som bedömts i fas 1. Som maximalt kan 3 poäng läggas till eller dras ifrån.³⁴

Observera att även om hänsyn tas till lokala aspekter vid bedömning av kriteriet, tas inte hänsyn till platsspecifika egenskaper. Det vill säga, bedömningen görs fortfarande på en övergripande nivå utan att ta hänsyn till ekosystemkomponentens exakta placering i rummet. Som vid värdering per havsområde i fas 1 tas istället hänsyn till vad ekosystemkomponenten i allmänhet bidrar med. Till exempel vilka naturvärden blåstångsbiotoper i allmänhet bidrar med i Blekinge län oavsett plats (fördefinierad med en täckningsgrad ≥ 25 procent).

Tabell 13 ger riktlinjer för hur kriteriet ska bedömas och tabell 14 ger exempel på bedömningar.

³⁴ Ett undantag finns för Öresund där poängen för den lokala viktningen kan sättas mellan -5 till +5. Läs mer om utformningen av poängsystemet i avsnitt 2.3.2.5.1.

Tabell 13. Riktlinjer vid bedömning efter fas 2 – regional bedömning och kriteriet relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet. Exempel på bedömningar redovisas i tabell 14. EK = ekosystemkomponent.

Fas 2 – regional bedömning	
Kriterium för lokal betydelse	
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 fas 1)
+2	EK lokala betydelse är större i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i fas 1)
+1	EK lokala betydelse är något större i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i fas 1)
0	EK lokala betydelse skiljer sig inte i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i fas 1)
-1	EK lokala betydelse är något mindre i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i fas 1)
-2	EK lokala betydelse är mindre i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i fas 1)
-3	EK lokala betydelse är väsentligt mindre i det aktuella området jämfört med hela havsområdet (baserat på kriterierna i fas 1)

Tabell 14. Exempel på hur förklaringar till bedömningar kan se ut i fas 2 - regional bedömning och kriteriet relativ lokal betydelse jämfört med havsområdet i Egentliga Östersjön. För detta kriterium har varken en expertgrupp eller en extensiv litteraturgenomgång utförts. Tabellen är endast till för att visa hur avvägningar kan göras. För beskrivningar av hur de olika poängen ska sättas se tabell 13.

Exempel på hur avvägningar kan göras			
Ekosystem-komponent (EK)	Poäng	Fas 2 – regional bedömning, här exemplifierat med Blekinge län	
		Kriterium för lokal betydelse	
		Relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet	Tillförlitlighet i bedömning
Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	2	Ett mycket viktigt övervintringsområde för alfågel finns i Blekinge (Hanöbukten).	EJ bedömt
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	2	I Blekinge är ålgräs (<i>Zostera marina</i>) vanligare än i nordligare delar av Egentliga Östersjön, medan andra höga kärlväxter är mindre vanliga. Ålgräs är därmed mer ensam om att bidra med funktionerna förknippade med hög vegetation på mjuka bottenar i Blekinge jämfört med hela Egentliga Östersjön, vilket gör att förvaltning av ålgräs bör prioriteras i länet. Därför viktas ålgräs upp.	EJ bedömt
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % 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.	EJ bedömt
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>) 10–24 % täckningsgrad	1	I Blekinge är ålgräs (<i>Zostera marina</i>) vanligare än i nordligare delar av Egentliga Östersjön, medan andra höga kärlväxter är mindre vanliga. Ålgräs är därmed mer ensam om att bidra med funktionerna förknippade med hög vegetation på mjuka bottenar i Blekinge jämfört med hela Egentliga Östersjön, vilket gör att förvaltning av ålgräs bör prioriteras i länet. Därför viktas ålgräs upp. Den generella funktionen av ålgräs anses dock vara mindre vid 10–24 % täckningsgrad än vid 25–100 % täckningsgrad, därav enbart en 1 poäng.	EJ bedömt
Lekområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	0	TEST	EJ bedömt
Rödsträffe (<i>Chara tomentosa</i>) 25–100 % täckningsgrad	0		EJ bedömt
Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) 25–100 % täckningsgrad	0		EJ bedömt
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) 25–100 % täckningsgrad	0		EJ bedömt
Födosöksområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	0		EJ bedömt
Transport- och erosionsbottenar med makroskopisk fauna	0		EJ bedömt

2.3.2.3 Tillförlitlighet i bedömningar

Hur tillförlitliga bedömningarna är ska redovisas per kriterium och ekosystemkomponent. I tabell 15 ger vi riktlinjer för bedömningen och hur färgkodningen bör sättas. Tillförlitligheten bör baseras på vilka vetenskapliga belägg som finns, hur relevanta studierna är och graden av samstämmighet mellan studierna. Avvägningen mellan dessa görs av de experter som sätter bedömningen.

Tabell 15. Riktlinjer för hur tillförlitlighet av en bedömning ska redovisas. EK = ekosystemkomponent.

Tillförlitlighet i bedömning

	Vetenskapliga belägg	Hur relevanta studierna är (för aktuell EK och region)	Grad av samstämmighet mellan studierna
Hög	Baserat på tillförlitliga studier (vetenskapligt granskade studier eller grålitteratur från etablerade organisationer)	Baserat på relevanta studier på aktuell EK och i aktuell region	Samstämmiga i omfattningen av EK betydelse
Medel hög	Baserat på några tillförlitliga studier men också på expertbedömning	Baserat på relevanta studier på liknande EK och region	Majoriteten är samstämmiga men någon visar på en annan omfattning av EK betydelse
Låg	Baserat på någon tillförlitlig studie med framförallt på expertbedömning	Baserat på relevanta studier för delvis liknande EK och regioner	Motstridiga studier men det finns en övervikt för en slutsats
Mycket låg	Baserat på expertbedömning	Ej baserade på relevanta undersökningar för EK och region	Är inte samstämmiga
EJ bedömt			

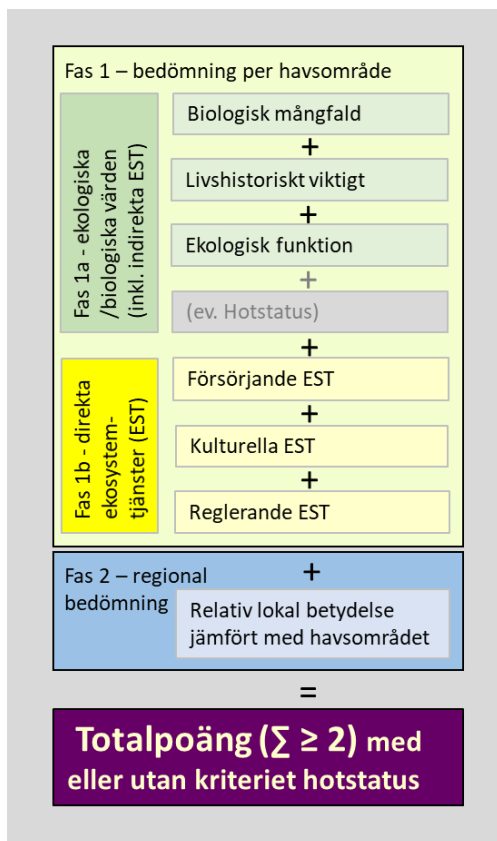
2.3.2.4 Sammanvägd bedömning när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter

De sammanvägda poängen erhålls genom att summera fas 1a, fas 1b och fas 2. Fas 2 som kan vara ett negativt tal kan dock inte sänka en inhemsk art till lägre än 2 poäng eftersom alla inhemska arter ska minst få 1 poäng för respektive kriterium biologisk mångfald och ekologisk funktion i fas 1a. Med andra ord, om ekosystemkomponenten inte är en invasiv främmande art³⁵ får fas 2 (regional bedömning) aldrig sänka bedömningen till lägre än två poäng. Vidare kan främmande arter inte få lägre än 0 poäng. Tabell 16 illustrerar hur poängen vägs samman.

Den sammanvägda poängen indikerar de naturvärden som respektive ekosystemkomponent i respektive län i allmänhet tar med sig till en plats – ur ett rumsligt prioriteringsperspektiv, utifrån rådande kunskap om miljötillståndet och utefter de kriterier som bedömts. Om bedömningarna (poängen) redovisas i en tabell på en hemsida går det att relativt lätt jämföra bedömningarna och en diskussion föras om bedömningarna är korrekta eller inte (tabell 17).³⁶

³⁵ 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.

³⁶ Läs mer om utformandet av poängssystemet i avsnitt 2.3.2.5.1.



Tabell 16. Varje ekosystemkomponents totala poäng erhålls genom summering av poängen i fas 1a + fas 1b + fas 2. 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 arter³⁷ som gör skada på biologisk mångfald eller ekologisk funktion kan dock få 0 poäng.

³⁷ 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 17. Exempel på poängtabell när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter. Bedömningen utgår ifrån vilka naturvärden olika ekosystemkomponenter i allmänhet bidrar med till en plats, baserat på hur ekosystemkomponenten är definierad. Definieringen av ekosystemkomponenterna kan till exempel baseras på täckningsgrad eller antal individer per area. Fas 1 (a+b) bedöms av en grupp experter per havsområde, samordnat av Havs- och vattenmyndigheten. Fas 2 är en regional bedömning som till exempel bedöms per län efter dess relativa lokala betydelse jämfört med dess betydelse i hela havsområdet. Fas 2 föreslås samordnas av respektive länsstyrelse. Om så önskas ska det vara lätt att endast titta på ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) markerat i grönt – utan att ta med de extra poäng som ges om de även bidrar till direkta ekosystemtjänster (markerat i gult). Vi avråder dock starkt från att endast titta på de direkta ekosystemtjänsterna eftersom de är helt beroende av indirekta ekosystemtjänster. Tabellen är ett exempel av poängsättning för Egentliga Östersjön med en regional bedömning för Blekinge län. I tabellen markeras också annan information som ska ges vidare till Mosaics genomförandedel (se de fyra kolumnerna längst till vänster). Nämligen om förekomst av några ekosystemkomponenter alltid bör värderas till värdekärnor, hur stor andel av ekosystemkomponentens utbredning som bör vara representerad i värdeetrakter, om ekosystemkomponenten är en naturvårdsart samt vilken kategori som ekosystemkomponenten tillhör.

					NATURVÄRDEN KOPPLADE TILL EKOSYSTEMKOMPONENTER												
All förekomst = värdekärnor (X) eller ej underlag till värdekärnor (-)*	Representativitet i värdeetrakter**	Naturvårdsart***	Kategori****	Ekosystemkomponent (EK)	Fas 2 – regional bedömning: Blekinge län										Kriterium för lokal betydelse	Totalpoäng utan hotstatus	Totalpoäng med hotstatus
					Fas 1 – bedömning per havsområde: Egentliga Östersjön												
					Fas 1a – ekologiska /biologiska värden (inkl. indirekta ekosystemtjänster)				Fas 1b – direkta ekosystemtjänster (EST)								
					Biologisk mångfald	Livshistoriskt viktigt	Ekologisk funktion	Hotstatus	Försörjande EST	Kulturella EST	Regulating EST						
X	90 %	TR	F&K	Lekområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2	8	8	4	4	4	4	0	0	30	34		
	75 %	T	F&K	Rekryteringsområden för gädda (<i>Esox lucius</i>)	2	8	8	0	1	4	4	0	0	27	27		
	75 %	T	F&K	Rekryteringsområden för abborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	2	8	4	0	4	4	4	0	0	26	26		
	5 %	TR	F&K	Födosöksområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2	4	8	0	4	4	4	0	0	26	26		
	25 %	T	F&K	Lekområden för sill (<i>Clupea harengus</i>)	2	4	8	0	4	4	1	0	0	23	23		
X	90 %	TRF	F&D	Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>), okt–mars	1	8	4	8	0	4	0	2	0	19	27		
	75 %	T	F&K	Lekområden för sik (<i>Coregonus maraena</i>)	2	8	4	0	1	4	0	0	0	19	19		
	75 %	TR	Bent	Älgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	4	4	2	0	0	1	2	0	19	21		
	30 %	T	Bent	Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	2	8	0	0	1	0	0	0	19	19		
	50 %	T	F&K	Lekområden för skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>), pelagisk lek	1	8	2	0	4	4	0	0	0	19	19		
	50 %	TRF	F&D	Värrastplatser för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>), april–maj	1	8	4	0	0	4	0	1	0	18	18		
X	75 %	Ä	Bent	Högväxta kransalger (Charales) 25–100 % täckningsgrad	8	4	4	2	0	0	1	1	0	18	20		
X	75 %	TR	Bent	Rödsträfe (<i>Chara tomentosa</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	4	4	2	0	0	1	0	0	17	19		
X	40 %	TRA	Bent	Havsnajas (<i>Najas marina</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	4	4	2	0	0	1	0	0	17	19		
	30 %	TR	Bent	Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>) 25–100 % täckningsgrad	8	4	4	0	0	0	1	0	0	17	17		
	10 %	T	Bent	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % täckningsgrad, grundare än 30 m	4	2	4	0	0	1	4	2	0	17	17		
	75 %	TRF	F&D	Häckningsplatser och födosöksområden för svärta (<i>Melanitta fusca</i>)	1	8	2	2	0	4	0	0	0	15	17		
X	90 %	RAF	F&D	Kärnområde för Östersjötomlare (<i>Phocoena phocoena</i> (Pop.))	1	8	4	8	0	0	1	0	0	14	22		
	10 %	T	Bent	Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) 25–100 % täckningsgrad	4	2	8	0	0	0	0	0	0	14	14		
	40 %		Bent	Höga undervattenskärlväxtängar (> 10 cm) 25–100 % täckningsgrad	4	4	4	0	0	0	1	0	0	13	13		
	5 %	T	Bent	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–100 % täckningsgrad, djupare än 30 m	4	0	4	0	0	1	4	0	0	13	13		
	10 %		Bent	Vass (<i>Phragmites australis</i>) 10–24 % täckningsgrad	4	4	4	0	0	0	1	0	0	13	13		
X	50 %	F	F&D	Övervintringsområden för vigg och knipa (större ansamlingar >1000 individer)	1	4	2	0	0	4	0	0	0	11	11		
	25 %	D	F&D	Tillhåll för gråsäl (<i>Halichoerus grypus</i>)	1	4	4	0	0	0	1	0	0	10	10		
	25 %	TR	Bent	Älgräs (<i>Zostera marina</i>) 10–24 % täckningsgrad	4	2	2	0	0	1	0	1	0	10	10		
	25 %	Ä	Bent	Höga kransalger (Charales) 10–24 % täckningsgrad	4	2	2	0	0	0	1	0	0	9	9		
-	-	T	Bent	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 10–24 % täckningsgrad	4	0	2	0	0	1	1	1	0	9	9		
-	-		Bent	Depositionsbottnar med makroskopisk fauna	4	1	2	0	0	0	1	0	0	8	8		
-	-		F&K	Levnadsområden för småspigg (<i>Pungitius pungitius</i>)	1	4	4	0	0	0	0	-3	0	6	6		
-	-		Bent	Rödslickar (<i>Polysiphonia</i> spp.) 25–100 % täckningsgrad	4	0	2	0	0	0	0	0	0	6	6		
-	-		Bent	Transport- och erosionsbottnar med makroskopisk fauna	2	1	2	0	0	0	1	-1	0	5	5		
-	-	T	Bent	Ishavstofs (<i>Batteria arctica</i>) 10–24 % täckningsgrad	2	0	1	0	0	0	0	0	0	3	3		
X	50 %	TRÄ	Bent	Raggsträfe (<i>Chara horrida</i>), enstaka förekomster till 9 % täckningsgrad	1	0	1	2	0	0	0	0	0	2	4		
-	-		Bent	Grönslick (<i>Cladophora glomerata</i>), enstaka förekomster till 9 % täckningsgrad	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	2		

* 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 värdeetrakter för att EK ska vara representerad på ett godtagbart sätt. Exempel, ej rekommendationer.

*** Naturvårdsart: här typisk art (T), rödlistad art (R), berörs av riktat åtgärdsprogram (Ä), fridlyst (F) och direktivart (D).

**** Kategorier: fågel och däggdjur (F&D), fisk och stora kräftdjur (F&K) samt bents (Bent).

2.3.2.5 *Diskussion om när naturvärden ska kopplas till ekosystemkomponenter*

2.3.2.5.1 UTFORMNING AV POÄNGSYSTEMET

Att använda sig av poäng vid naturvärdesbedömning i marin miljö härstammar från ett flerårigt arbete utfört inom olika 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). Poängsystemet, riktlinjer för bedömning, och vilka kriterier som ska användas har därefter utvecklats vidare inom Mosaic liksom upplägget att bedöma vilka naturvärden ekosystemkomponenter i allmänhet bidrar med – först per havsområde och därefter per lokal region.

För att göra bedömningarna hanterbara har även ovannämnda projekt använt en poängskala med få poängsteg. Poängsättningen i Mosaic utgår ifrån tidigare projekt där en tregradig poängskala (0, 1 och 10 poäng) använts (jmf. Wikström m.fl. 2013; Fyhr m.fl. 2015). En kraftig ökning för varje steg utskiljer de mest prioriterade ekosystemkomponenterna. Under arbetet med Mosaic såg vi ett behov av ytterligare poängsteg för att möjliggöra en större åtskillnad mellan bedömningar av olika ekosystemkomponenter. Hur många poängsteg som man väljer att använda bestäms av den avvägning man vill göra mellan att fånga upp skillnader, respektive att behålla systemet enkelt och tydligt. I arbetet med att utveckla Mosaic testades flera olika poängsättningar både vad gäller antal steg, storleken på poängen samt om ökningen ska vara progressiv (till exempel 0, 1, 2, 4 och 8) eller jämn (0, 3, 3, 6, 7, 10).

Efter att ha testat hur olika varianter av poängsteg slog, landade vi på 0, (1), 2, 4 och 8 poäng för fas 1a. 1 poäng kan endast delas ut för kriterierna biologisk mångfald och ekologisk funktion för att signalera att alla ekosystemkomponenter bidrar till dessa kriterier med undantag från invasiva främmande arter³⁸. Eftersom bedömningen grundar sig på mjuka nivåer som till exempel ”hög” och ”relativt hög” gav inte ytterligare poängsteg en större tydlighet, snarare försvårade det bedömningen och tolkningen av resultaten.

Ekosystemtjänster är en viktig grund för prioritering inom en del av naturvärden, till exempel i arbetet med marin grön infrastruktur. Därav kan extra poäng ges om ekosystemkomponenten bidrar med direkta ekosystemtjänster. Kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) (fas 1a) är dock själva fundamentet i naturvärdesbedömningen och kriterier för direkta ekosystemtjänster (fas 1b) ges därför inte samma tyngd i bedömningen. Detta har säkerställts genom en begränsning av de poäng som kan tilldelas i fas 1b, när direkta ekosystemtjänster värderas.

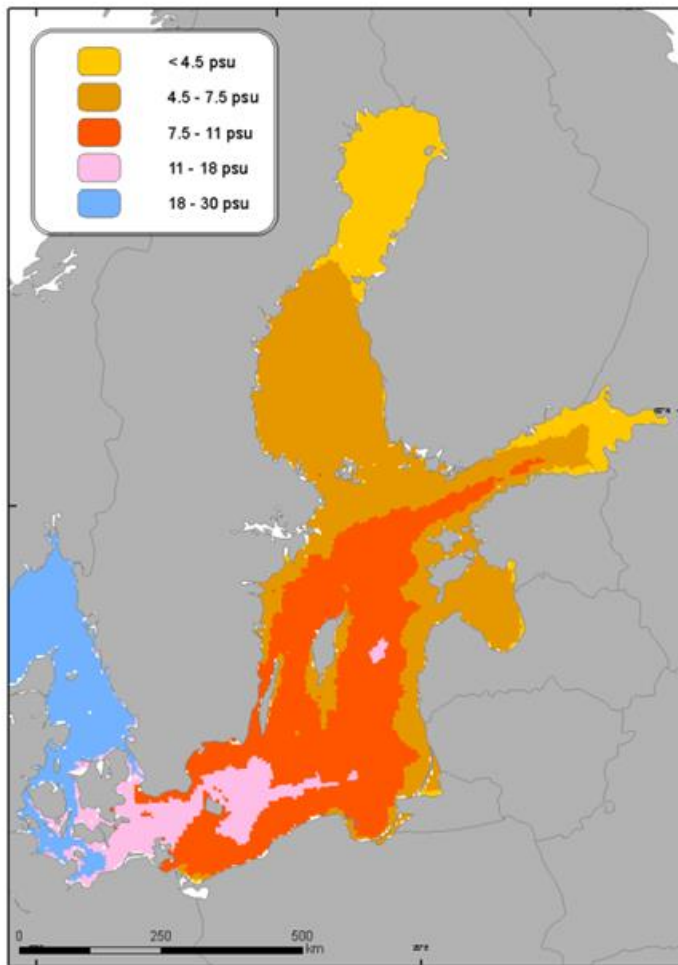
³⁸ Denna rapport definierar invasiva främmande arter i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter, det vill säga främmande arter som förts in genom mänskliga aktiviteter och som hotar 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.

Uppdelningen av fas 1a (kriterier för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster)) och fas 1b (kriterier för direkta ekosystemtjänster) möjliggör att man kan studera ekologiska/biologiska värden utan att inkludera ekosystemtjänster mer än de indirekta ekosystemtjänster som kommer med automatiskt. Direkta ekosystemtjänster kan enkelt 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 bedömd efter kriterier för direkta ekosystemtjänster (fas 1b), eftersom indirekta ekosystemtjänster är helt centrala ekosystemtjänster och bedöms i fas 1a.

I fas 2 görs en regional bedömning utifrån kriterierna i fas 1 (bedömning per havsområde) genom att lägga till eller dra ifrån poäng utefter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet* (tabell 13). Anledningen till detta tillägg är att olika delar av havsområdena har olika förutsättningar för marint liv, bland annat baserat på den varierande salthalten i Sveriges hav (figur 18). Till exempel kan ekosystemkomponenter vara mer eller mindre vanliga i olika områden eller bidra med en viktigare eller mindre viktig funktion i ett område jämfört med i ett annat område. Därför kan ekosystemkomponenter bidra mer eller mindre till naturvärden på olika platser. Vid bedömning av lokal betydelse 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 kraftig och sker gradvis (Cameron and Askew 2011, figur 18) vilket gör att länsstyrelserna, på vardera sida av den administrativa gränsen, kan ha ett större behov av att kunna justera bedömningarna.

Under förankringsprocessen av Mosaic har antal poäng för den regionala bedömningen diskuterats. Bedömningen i fas 1 – 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 den anledningen landade Mosaic på ± 3 poäng, med undantag för Öresund. Det ansågs vara lagom i förhållande till den övriga poängskalan. Vi testade även hur det skulle slå om den regionala bedömningen var i form av en faktor (här åsyftar vi den matematiska termen för en komponent i en multiplikation). Om en faktor skulle användas skulle ett decimaltal behövas för att inte ge för stor effekt. Vi bedömde att det skulle göra poängssystemet mindre pedagogiskt samt ge sken av en mer matematisk exakthet än vad det faktiskt är.



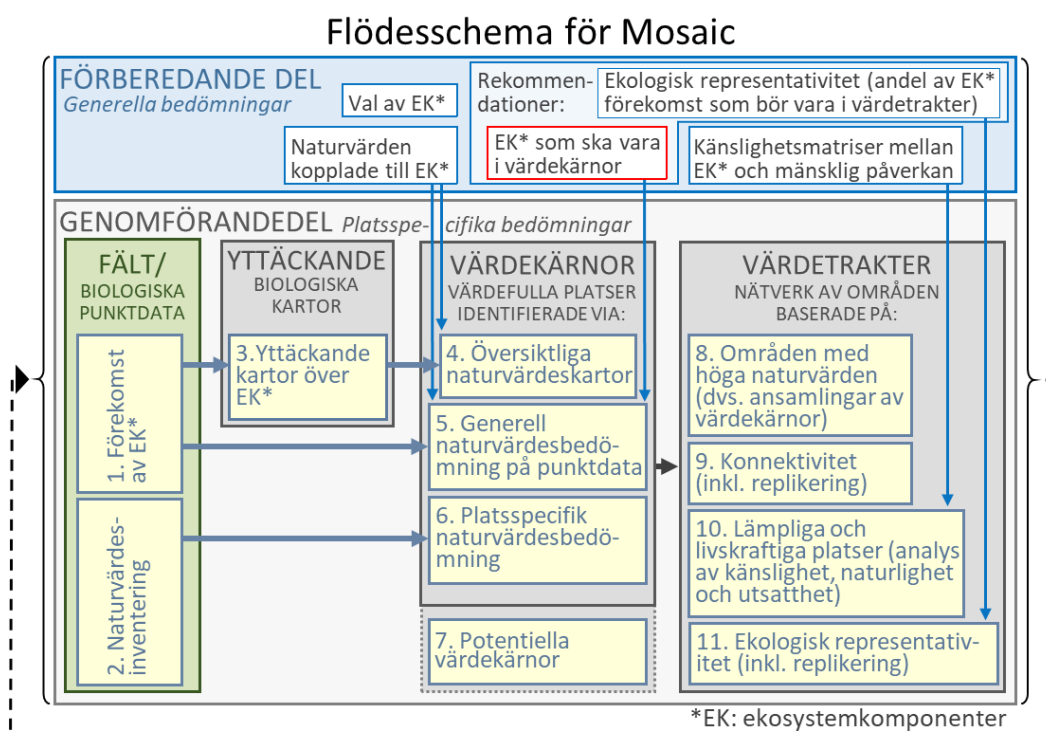
Figur 18. Salthaltsklasser (medel för 9 år, Cameron and Askew 2011).

2.3.3 Rekommendationer

2.3.3.1 Ekosystemkomponenter vars förekomst alltid bör motivera att en plats pekas ut som en värdekärna

Hur klara är riktlinjerna?

Riktlinjer är framtagna. Rekommendationer från experter har i skrivande stund dock ännu inte givits.



Figur 19. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

För vissa ovanliga ekosystemkomponenter kan det finnas anledning till att alla de platser som de förekommer på pekas ut till värdekärnor³⁹ (figur 19). Experterna som arbetar med att avgränsa ekosystemkomponenter och koppla naturvärden till dessa bör också lämna rekommendationer om vilka ekosystemkomponenter detta kan gälla.

Utifrån de rekommendationer som experterna ger, kan länsstyrelserna i steg 5, *generell naturvärdesbedömning på punktdata*, besluta vilka ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden vars totala förekomst alltid ska motivera utpekandet av värdekärnor.

³⁹ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

Platser som alltid bör värderas till värdekärnor är till exempel de platser som har ekosystemkomponenter som bedömts som starkt hotad (EN) eller akut hotade (CR) i Rödlistade arter i Sverige 2020 (SLU Artdatabanken 2020), i EUs rödlista av marina livsmiljöer (European Red List of Habitats; Gubbay m.fl. 2016), Helcoms rödlistning av häckande eller övervintrande fåglar (Helcom 2012) eller i Helcoms rödlista av livsmiljöer ("Red list of biotopes and habitats" Helcom 2013) eller som har ekosystemkomponenter som bedömts som hotade och/eller minskande i Ospars lista över hotade och/eller minskande habitat i region II för Västerhavet (Ospar 2008). För mobila/migrerande arter (som till exempel fågel, fisk och däggdjur) gäller detta dock endast områden som har stor potential att verka begränsande för arten (till exempel kärnområden för Östersjötumlare).

Vi rekommenderar inte att utgå från Helcoms lista för *biotopkomplex* ("Red list of Biotope Complexes", Helcom 2013) som ensamt underlag för att peka ut en värdekärna. Dock bör Helcoms lista för biotopkomplex användas som ett av flera underlag för att peka ut *potentiella värdekärnor*⁴⁰, steg 7. Läs mer i avsnitt 2.4.3.4.

Utmärkning av de ekosystemkomponenter vars förekomst direkt bör räcka som underlag för att peka ut en värdekärna redovisas så som tabell 17 visar i den första kolumnen (avsnitt 2.3.2.4).

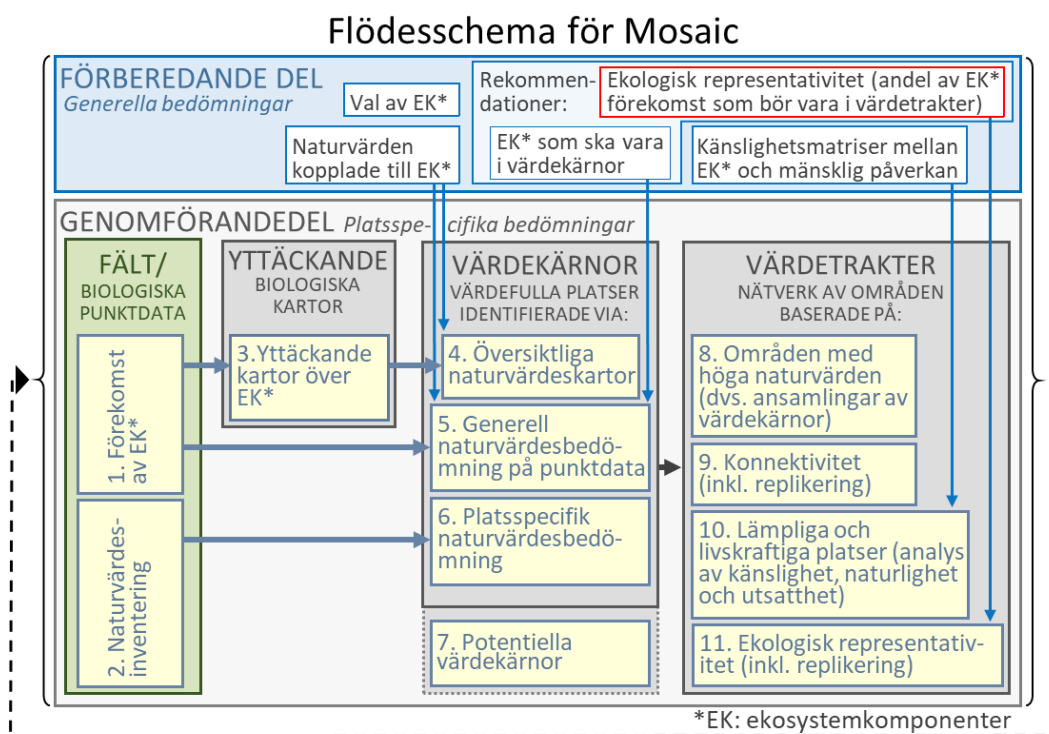
Undantagsvis kan det finnas väldigt vanliga ekosystemkomponenter med låga naturvärden som inte bör vägas in när den *översiktliga naturvärdeskartan* tas fram för att identifiera ansamlingar av naturvärden.

⁴⁰ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

2.3.3.2 Rekommendationer om ekologisk representativitet

Hur klara är riktlinjerna?

Riktlinjer är framtagna. Rekommendationer från experter har i skrivande stund dock ännu inte givits.



Figur 20. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I rapporten anses *ekologisk representativitet* vara uppnått i ett nätverk när dess värdeetrakter⁴¹ innehåller mångfalden av arter och livsmiljöer som finns i regionens marina ekosystem. Detta ska säkras genom att så många biotiska ekosystemkomponenter som möjligt är representerade och att andelen av respektive ekosystemkomponent följer dess behov av rumslig förvaltning vilket bedöms regionalt i genomförandedelen vid kriteriet *ekologisk representativitet* (avsnitt 2.4.4.4). Inför den regionala bedömningen ska dock gruppen av experter som bedömer fas 1 när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter, också ge rekommendationer för hur stor andel av olika ekosystemkomponenter som bör vara representerade i värdeetrakter (figur 20). Rekommendationerna bör dels utgå från:

- de naturvärden ekosystemkomponenten i allmänhet för med sig till en plats (bedömt i fas 1, när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter)

⁴¹ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

- 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 den är viktig för.
- Om ekosystemkomponenten är bedömd att vara en naturvårdsart 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 berörs av riktade åtgärdsprogram, är en typisk art, ansvarsart, skyddad art, rödlistad art eller direktivart (artskyddsförordningen 2007:845, Hallingbäck 2013).

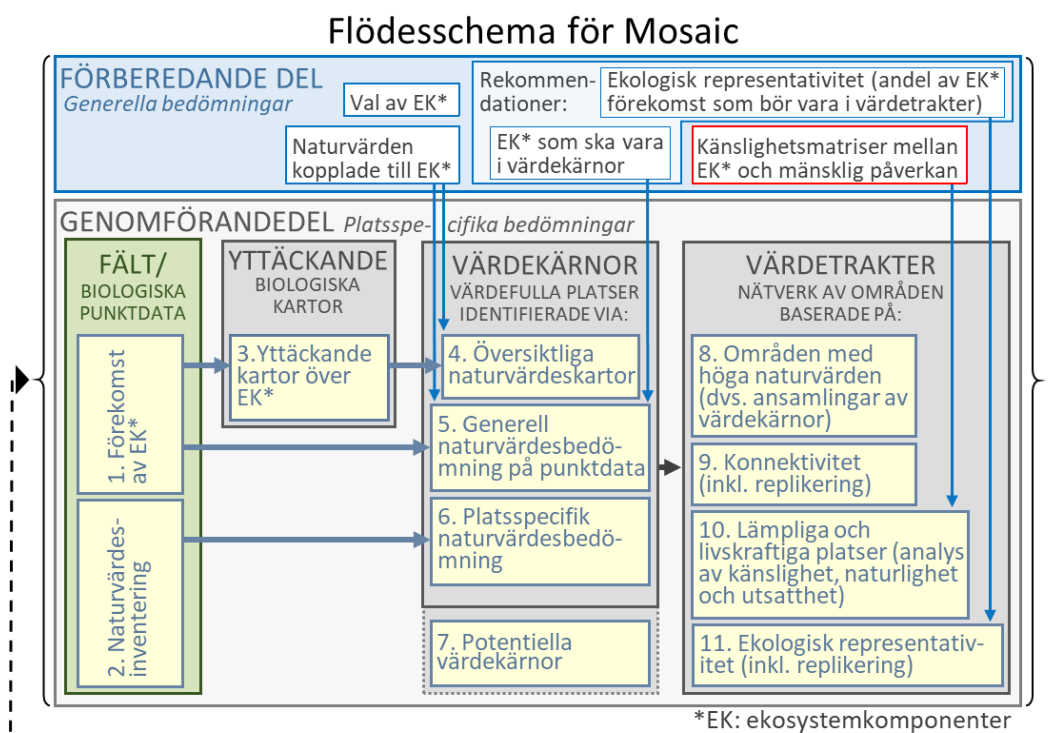
Uppgifterna och rekommendationerna ska noteras, se exempel i tabell 17 (den andra kolumnen), avsnitt 2.3.2.4, och gränsen som sätts per ekosystemkomponent ska motiveras. Beslutet om hur mycket av en ekosystemkomponent som ska representeras i värdetrakter fattas dock först i Mosaics genomförandedel när regional kunskap och analyser om ekosystemkomponenters lokala utsatthet vägs med i kriteriet *ekologisk representativitet*. Läs mer om kriteriet i avsnitt 2.4.4.4.

I skrivande stund har dessa rekommendationer inte satts. Inom arbetet med Regionala handlingsplaner för marina skyddade områden har dock ett stort arbete utförts av Havs- och vattenmyndigheten och representanter från alla länsstyrelser längst Östersjöns kust för att sätta hur mycket olika preciserade bevarandevärden som bör vara representerade i skyddade områden för de två havsområdena Bottniskaviken och Egentliga Östersjön. Preciserade bevarandevärden är ett antal ekosystemkomponenter som pekats ut som extra viktiga att säkerställas att de skyddas och målen för representativitet kallas inom det arbetet för ”protection objectives” eller ”mål för skydd”. Detta arbete ger en god hänvisning till storleksordningen av representativitet för de ekosystemkomponenter som ingår i handlingsplanerna. Handlingsplanerna är planerade att publiceras under 2020.

2.3.4 Känslighetsmatriser mellan ekosystemkomponenter och mänskliga påverkansfaktorer

Hur klara är riktlinjerna?

Riktlinjer för känslighetsmatriser är ännu inte framtagna för version 1 av Mosaic. Tills vidare får respektive länsstyrelse själv välja vilka känslighetsmatriser de vill arbeta utifrån.



Figur 21. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I den förberedande delen ingår det att ta fram, eller hänvisa till lämpliga, känslighetsmatriser (figur 21). Dessa riktlinjer är dock ännu inte framtagna. Till dess att riktlinjer finns på plats är det upp till länsstyrelserna eller annan utförare att besluta vilka känslighetsmatriser de önskar utgå ifrån. Med känslighetsmatriser åsyftar vi matriser som innehåller generella bedömningar om hur känsliga olika ekosystemkomponenter är för olika mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer (Halpern m.fl. 2008). Utöver en bedömning om känslighet bör till exempel också en bedömning också finnas om vilket avstånd från den mänskliga aktiviteten som eventuell påverkan bedöms ha effekt på respektive ekosystemkomponent. Underlaget ska senare användas för landskapsanalyser för att få indikation om var miljön troligen är känslig för respektive aktivitet/påverkansfaktor och var miljön troligen är störd (läs mer i avsnitt 2.4.4.3).

Bedömningarna kommer att vara grova och generaliserande utan hänsyn till platsspecifika omständigheter och synergier mellan flera påverkansfaktorer. Om

möjligt bör ytterligare information samlas. Till exempel om effekterna skiljer sig åt beroende på årstid. Det ska dock understrykas att det här är ett grovt instrument som ska användas till landskapsanalyser och ge en indikation om var störning kanske sker.

Känslighetsmatriser går till exempel att finna inom arbetena med det nationella havsplaneringsprojektet Symphony (Havs- och vattenmyndigheten 2018), Helcom Holas II (Helcom 2018), Kraufvelin m.fl. (2020) och MarLIN/MarESA (Tyler-Walters m.fl. 2018) (läs mer i avsnitt 2.4.4.3). För nationell och internationell harmonisering bör riktlinjerna i Mosaic gå i linje med dessa.

2.4 Genomförandedelen

Avsikten är att respektive länsstyrelse samordnar arbetet efter Mosaics genomförandedel. Med undantag från steg 4 där striktare riktlinjer styr bedömningen (*översiktliga naturvärdeskartor* för att identifiera värdekärnor), avgörs bedömningarna i slutändan med så kallad expertbedömning⁴². För att behålla transparensen i bedömningarna är det på grund av detta är det särskilt viktigt att motivera de identifierade värdekärnor och värdetrakter⁴³ som avviker från de områden som den *översiktliga naturvärdeskartan* pekar ut som värdefulla.

Riktlinjer för några av stegen saknas i denna version 1 av Mosaic. Själva strukturen/ramverket finns dock på plats.

I Mosaics genomförandedel ska platsspecifika bedömningar göras genom bland annat detaljerade fältinventeringar och landskapsanalyser. I delen ingår:

- fältundersökningar (eller redan insamlade biologiska fältdata)
- om möjligt, inkludering av yttäckande biologiska kartor
- identifiering av värdekärnor (platser med höga naturvärden) och
- identifiering av värdetrakter (områden med höga naturvärden (ansamlingar av värdekärnor) i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk.

Se flödesschemat (till exempel figur 4 och 5, i avsnitt 2.2).

⁴² Med expertbedömning avses en bedömning utförd i enlighet med bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunder eller andra regler inte kan tillämpas (i enlighet med Naturvårdsverket 2007b).

⁴³ Se definition på begreppen i avsnitt 5.

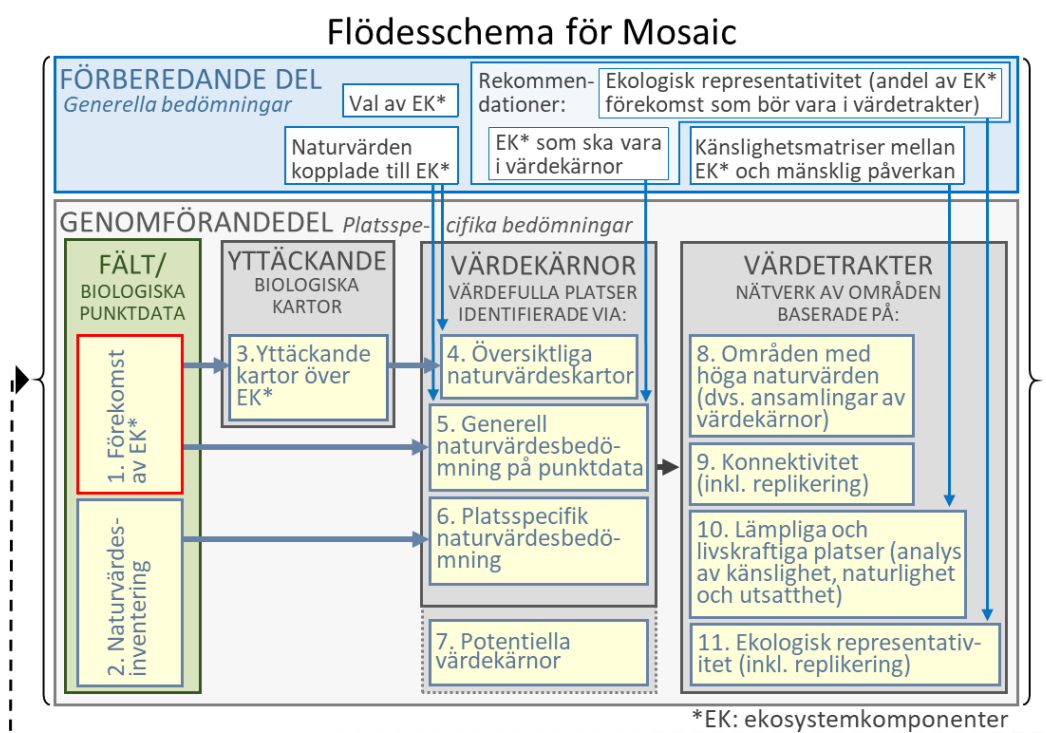
2.4.1 Fält/biologiska punktdata⁴⁴

I flödesschemat finns två steg under ”fält/biologiska punktdata”. Dels *förekomst av ekosystemkomponenter* som syftar till att inhämta information om var olika ekosystemkomponenter förekommer och dels mer detaljerad information från *naturvärdesinventeringar*. Det går ingen skarp gräns mellan de två indelningarna och samma information kan användas i båda delarna. Till exempel ska båda stegen inhämta information om vilken typ av biotop som finns på en plats. Information för att till exempel räkna ut ett biodiversitetsindex skulle dock endast inhämtas till steg 2, *naturvärdesinventering*.

2.4.1.1 Steg 1: Förekomst av ekosystemkomponenter

Hur klara är riktlinjerna för steg 1?

En enklare beskrivning av steget finns. Rekommendationer för en bristanalys saknas. Syftet med bristanalysen är att undersöka vilka ekosystemkomponenter som saknar data på förekomst. Eventuellt så ligger det utanför vad som ska beskrivas inom Mosaic.



Figur 22. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

⁴⁴ I denna rapport används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande. Även data i form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

I det första steget i Mosaics genomförandedel, *förekomst av ekosystemkomponenter* (figur 22), är syftet att inhämta information om var olika ekosystemkomponenter finns. Beroende på kvaliteten på underlaget kan det användas på olika sätt. Dels kan den användas för att modellera fram *yttäckande kartor över en ekosystemkomponents* förekomst i ett område (steg 3) som därefter används för att ta fram *översiktliga naturvärdeskartor* (steg 4). Informationen kan också användas för att direkt uppskatta vilka naturvärden som finns på olika provtagningsplatser (steg 5, *generell naturvärdesbedömning på punktdata*).

För att kunna prioritera vilka platser som har störst behov av förvaltning (till exempel för att undvika mänsklig störning) behöver information från olika platser kunna jämföras. Vid rumslig förvaltning (med ett landskapsperspektiv) rekommenderar vi följande kvalitetskrav på punktdata⁴⁵ för att få ut så mycket som möjligt av känd information:

- Provtagningspositioneringen bör vara noggrann.
- Inventeringsytan bör vara känd.
- Vilka ekosystemkomponenter (arter, livsmiljöer med mera) som inventeras respektive inte inventeras bör vara känt. Vad är möjligt att fånga upp med inventeringsmetoden? Finns det till exempel arter som inte noterats men är möjliga att fånga upp med metoden?
- Tidsperioden för data som används bör definieras. För arter vars utbredning förändras över tid kan alltför stort tidsspann ge en felaktig bild av utbredningen.
- Överrepresentation av vissa miljötyper bör undvikas. Dataunderlaget måste vara väl balanserat.

Om punktdata ska användas till yttäckande modellering rekommenderar vi också:

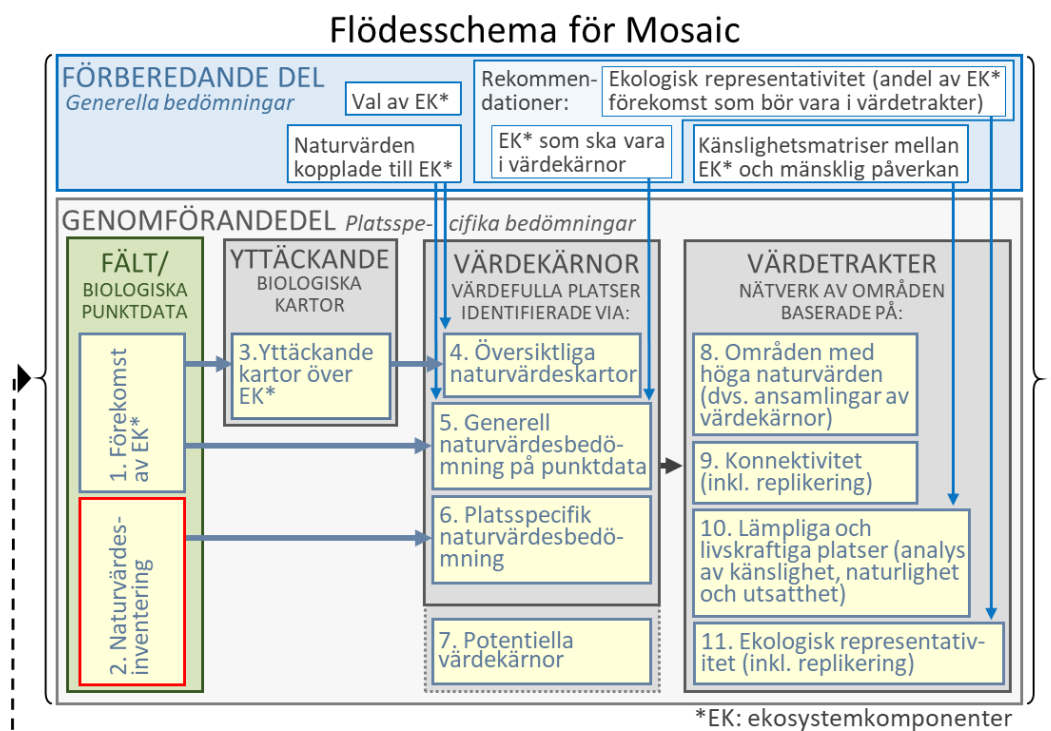
- För de miljövariabler som används för att förutse den rumsliga utbredningen av respektive ekosystemkomponent (till exempel djup, salthalt och vågexponering) bör hela den potentiella gradienten finnas representerad i datasetet (till exempel både de grundaste och djupaste förekomsterna). Även en del data utanför gradienten bör finnas med för att i möjligaste mån säkra sanna icke-förekomster av ekosystemkomponenten.

⁴⁵ I denna rapport används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande. Även data i form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

2.4.1.2 Steg 2: Naturvärdesinventering

Hur klara är riktlinjerna för steg 2?

Riktlinjerna för naturvärdesinventering har ännu inte tagits fram. Dessa ska utformas tillsammans med steg 6, platsspecifik naturvärdesbedömning.



Figur 23. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

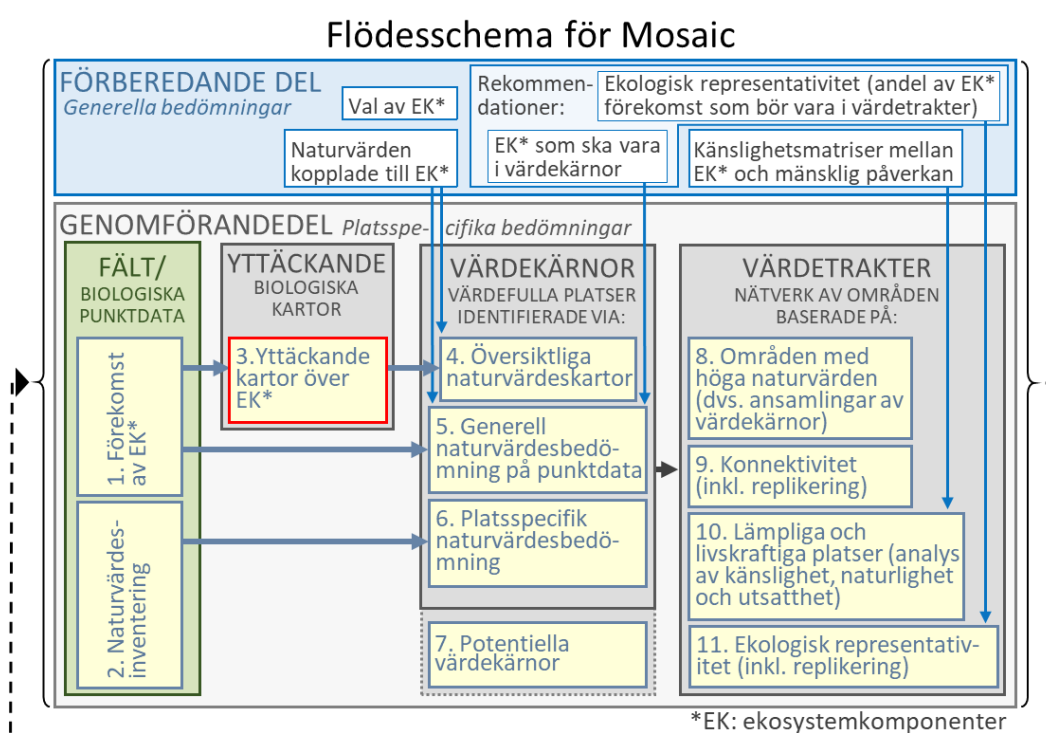
I det andra steget i Mosaics genomförandedel, *naturvärdesinventering* (figur 23), är syftet att inhämta detaljerad information om en plats naturvärden. Riktlinjerna för det här steget är inte framtagna. Beroende på vilka kriterier som ska bedömas i steg 6, *platsspecifik naturvärdesbedömning*, kommer olika riktlinjer att sättas för fältinventeringen här i steg 2. Eftersom stegen är så tajt sammankopplade ska de tas fram tillsammans. I väntan på att riktlinjer tas fram har vi i denna rapport valt att diskutera de båda stegen tillsammans vid steg 6, avsnitt 2.4.3.3.

2.4.2 Yttäckande biologiska kartor

2.4.2.1 Steg 3: Yttäckande kartor över ekosystemkomponenter

Hur klara är riktlinjerna för steg 3?

En kortare beskrivning av hur yttäckande biologiska kartor kan tas fram finns. Mer detaljerade rekommendationer av metoder är i dagsläget inte planerade att ges inom ramen för Mosaic. Riktlinjer bör dock tas fram för en bristanalys på tillgängliga underlag av yttäckande biologiska kartor.



Figur 24. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det tredje steget i Mosaics genomförandedel, *yttäckande kartor över ekosystemkomponenter* (figur 24), ska kartor samlas in, eller eventuellt tas fram, som visar på ekosystemkomponenters förekomst i hela området. Syftet är att få en övergripande bild av ekosystemkomponenterna i ett landskapsperspektiv. Kartorna är viktiga underlag till senare analyser om var naturvärden ansamlas och var det råder högre eller lägre känslighet för olika mänskliga aktiviteter.

För att inkludera och ta hänsyn till troliga framtidsscenarier – och då inte minst de orsakade av globala klimatförändringarna – bör modellerade kartor över förändrade utbredningar för olika ekosystemkomponenter också tas fram i steget.

2.4.2.1.1 RUMSLIG MODELLERING AV BIOTISKA EKOSYSTEMKOMPONENTER

Yttäckande kartor över ekosystemkomponenter kan tas fram med olika metoder. Till exempel kan informationen i punktdata⁴⁶ användas för att ta fram ett samband mellan förekomst eller abundans av ekosystemkomponenter och olika miljövariabler, som till exempel djup, exponeringsgrad, salthalt och bottenstrukt (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. Funktionen eller modellen 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 baserat på det data som ingår i modellen. Hur bra den resulterande kartan beskriver verkligheten bör däremot bedömas genom att en del fältdata undanhålls från modellen. Den undanhållna informationen används senare för att undersöka om modellen har gjort korrekta bedömningar om var en ekosystemkomponent finns och inte finns, så kallad externvalidering. På detta sätt utvärderas modellen utifrån 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 med vetskapen om att modellen inte är helt utvärderad.

De modellerade kartorna över förekomst av olika ekosystemkomponenter blir inte lika säkra som om varenda kvadratmeter skulle undersökas, men ger en yttäckande bild av den marina miljön som annars är mycket svår att få fram. 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.

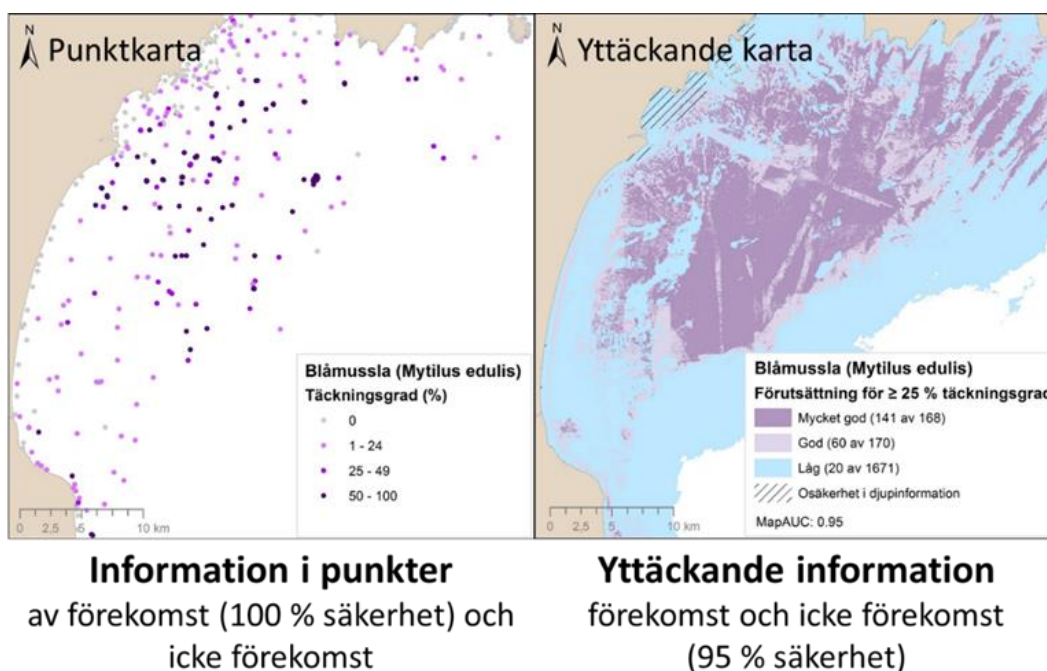
En annan fördel med modellerade yttäckande kartor är att de kan indikera var det finns goda förutsättningar för en ekosystemkomponent (inklusive deras tillhörande naturvärden). Modellerade kartor kan visa var det finns potentiella nischer för en ekosystemkomponent. Genom en riktad fältundersökning kan detta därefter verifieras eller vederläggas. I de fall det vederläggs kan det finnas anledning att undersöka om frånvaren kommer sig av mänsklig påverkan och därmed vara ett potentiellt område för åtgärder, det vill säga en *potentiell värdekärna*⁴⁷ (se steg 7). Ett problem med modellerade kartor är dock att de bygger på de förekomster som inhämtats. Om de förekomsterna i sig är påverkade av mänskliga aktiviteter, kommer modellen troligen inte att identifiera alla potentiella nischer. Ett exempel skulle kunna vara att en ekosystemkomponent är känslig för övergödning samtidigt som det i det aktuella området finns en stark korrelation mellan övergödning och låg

⁴⁶ I denna rapport används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande. Även data i form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

⁴⁷ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

vågexponering. En modell som bygger på befintlig förekomst skulle i detta fall inte peka ut platser med låg vågexponering som en potentiell nisch även om den skulle vara det. Dock skulle modellen antagligen korrekt ha förutspått att ekosystemkomponenten inte förkommer i sådana miljöer i just det här området. Givet att underlagen är bra och har med de faktorer som är viktiga för utbredningen, är dock modellerade kartor mycket användbara för att identifiera ekosystemkomponenters potentiella nischer.

Eftersom de modellerade kartorna även innehåller information om var en ekosystemkomponent är mindre trolig att hittas (vilket tyvärr punktdata många gånger inte gör) ger det information om hur vanligt förekommande ekosystemkomponenten är – information som är viktig om ett eventuellt skydd av ekosystemkomponenten ska utredas. Ovanligare ekosystemkomponenter kan dock vara svåra att modellera. Vidare kan yttäckande kartor (tillsammans med detaljerade *naturvärdesinventeringar*) vara bra att använda för att utreda *var* skydd av ekosystemkomponenten bör förläggas då man ser i vilka sammanhängande områden den är vanlig (figur 25).



Figur 25. Två olika kartor över blåmussla i västra Hanöbukten. Den vänstra kartan visar punktdata från undersökningar med undervattenskamera och dyktransektorer. 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 (som till exempel 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 både på de biologiska punktdata (från fält) som

användas för modellering och på de yttäckande lager över miljövariabler som används för prediktionen. Steg 1, *förekomst av ekosystemkomponenter* (avsnitt 2.4.1.1), tar upp vilka krav som bör ställas.

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 insamlade data för att låta sig modelleras eftersom datamängden är för liten för att få fram ett tillräckligt starkt samband med relevanta miljövariabler. En modell baserad på ett dataset med alltför få förekomster kommer troligen att väl förutsäga var ekosystemkomponenten *inte* finns, men ge bristfällig information om var den faktiskt förekommer. 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 livsmiljöer 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).

Om biotiska ekosystemkomponenter inte finns som yttäckande kartunderlag kan det finnas anledning att använda abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter, som till exempel grunda vikar med låg vågexponering eller andra naturtyper. Eftersom naturvärden i första hand är förknippade med biotiska ekosystemkomponenter och det är naturvärdena som vi önskar skydda från negativ mänsklig påverkan samt vill försäkra oss om att de är representerade i områden som vi prioriterar för rumslig förvaltning, så är det viktigt att de abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenterna har en tydlig koppling till specifika biotiska ekosystemkomponenter i jämförelse med omkringliggande miljö. Om en stark koppling mellan en abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent och biotiska ekosystemkomponenter saknas (Näslund 2013) är det svårt att veta vilka naturvärden som står på spel vid påverkan på den abiotiska ekosystemkomponenten. Därför bör biotiska ekosystemkomponenter användas så långt som möjligt.

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

Genom att i modellerna inkludera scenarier över förändringar i olika miljövariabler, som till exempel salthalt eller mängd näringsämnen på grund av globala klimatförändringar, kan scenarier över utbredning av olika ekosystemkomponenter modelleras.

2.4.2.1.2 BERÄKNING AV OSÄKERHET I KARTA

Osäkerhet bör bedömas för varje ingående ekosystemkomponent. Här ger vi ett förslag på hur detta kan göras. Förslaget behöver dock en djupare bearbetning för att bli ett alltigenom färdigt förslag.

I exemplet nedan används en schablonmässig poängsättning i en femgradig skala:

- 0 = mätdata finns i cellen
- 0,25 = mycket god modell, validerad
- 0,50 = bra modell
- 0,75 = dålig modell/extrapolering
- 1 = inga data, ingen egentlig extrapolering möjlig⁴⁸

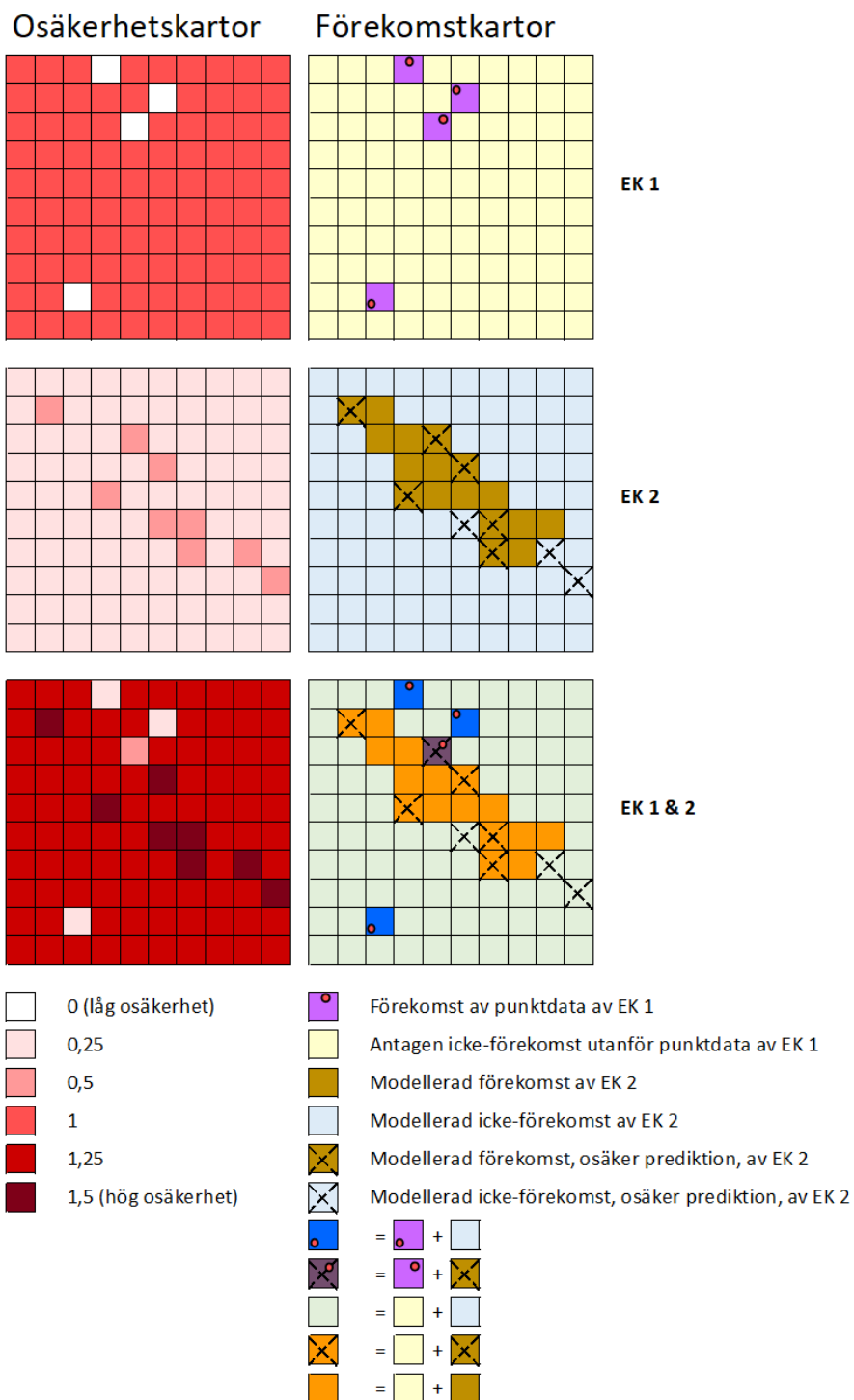
För punktdataskartor antas osäkerheten vara 0 för de celler där förekomst är noterad och 1 för alla andra celler. Detta kan givetvis varieras en aning, till exempel kan äldre data få en högre osäkerhet än nya data, då bland annat positionsnoggrannheten kan antas vara bättre i nyare data och det är av vikt att området/cellen som inventeringen är gjord i inte är för stor.

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 kan summeras för att få fram en sammanlagd osäkerhetskarta (figur 26). 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 analysen.

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

⁴⁸ Den femgradiga skalan följer den skala som är framtagen inom planeringsstödet Symphony. Här beräknar vi dock osäkerhet i kartan istället för tillförlitlighet i kartan då vi vill kunna addera osäkerheter på varandra. Symphony är ett planeringsstöd för statlig havsplanering och beräknar den kumulativa miljöpåverkan i havet (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1).



Figur 26. Den översta vänstra "kartan" illustrerar hur en osäkerhetskarta skulle kunna se ut för en förekomstkarta (till höger) av en ekosystemkomponent (EK) som har tagits fram med punktdata. Osäkerheten för denna metod är hög där icke-förekomst av EK 1 antagits utanför punktdata. Den mellersta vänstra "kartan" visar hur en osäkerhetskarta skulle kunna se ut utefter en modellerad förekomstkarta 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 yttäckande underlag används bör de också bedömas utifall de:

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

2.4.3 Identifiering av värdekärnor

Definitionen på en marin värdekärna är: Ett sammanhängande naturområde som har höga naturvärden vilka bedöms utifrån kriterier som biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

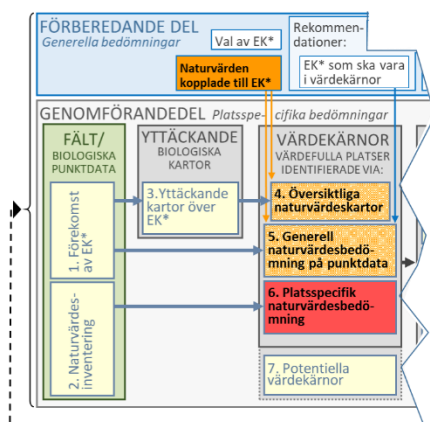
Förenklat kan man säga att marina värdekärnor är platser med höga naturvärden.

Värdekärnor kan identifieras direkt från punktdata över *förekomst av ekosystemkomponenter* (steg 1), från detaljerade *naturvärdesinventeringar* (steg 2) och från *yttäckande kartor över ekosystemkomponenter* (steg 3). Syftet är att de olika metoderna ska stödja och balansera varandra. Den ena tillhandahåller viktiga detaljkunskaper om specifika platser och en annan ger ett landskapsperspektiv över vilka områden som utmärker sig.

Kriterierna för att identifiera värdekärnor har utgått från FN:s konvention om biologisk mångfalds (CBD) kriterier för att utse ekologiskt och biologiskt viktiga områden, så kallade EBSA:s (Ecologically or Biologically Significant Marine Areas) (bilaga 1, beslut IX/20, 2008). I Mosaic finns det två tillfällen då EBSA-kriterier ska användas (figur 27). Det ena tillfället är när naturvärden ska kopplas till ekosystemkomponenter, det vill säga när en grupp experter ska bedöma vilka naturvärden som olika ekosystemkomponenter i allmänhet för med sig till en plats. Eftersom det inte är en regelrätt naturvärdesbedömning som görs av en plats, har vi valt att ha med de kriterier som lämpar sig bäst för ändamålet (se figur 27). När naturvärden ska kopplas till ekosystemkomponenter finns även några kriterier som inte härstammar från CBD. Det gäller framförallt kriterierna för direkta ekosystemtjänster. Läs mer om detta i avsnitt 2.3.2.

Det andra tillfället när EBSA-kriterier är tänkta att användas är vid *platsspecifik naturvärdesbedömning* (se figur 27) i kommande steg 6 (avsnitt 2.4.3.3). Här ska kriterierna bedömas på information från specifika platser. Riktlinjer för *platsspecifik naturvärdesbedömning* är dock ännu inte framtagna för Mosaic.

Ena halvan av Mosaics flödesschema



CBD:s vetenskapliga kriterier

för ekologiskt eller biologiskt viktiga områden (EBSAs)
(bilaga 1, beslut IX/20) (fritt översatta)

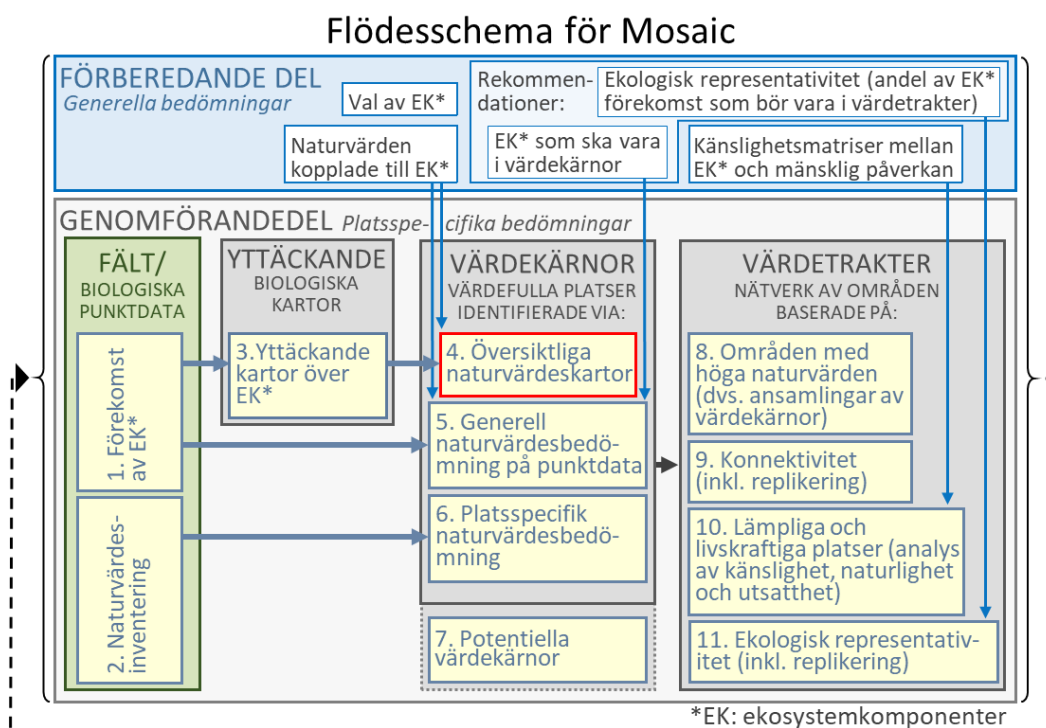
1. Unikhet eller raritet
2. Av speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier hos arter
3. Av vikt för hotade eller minskande arter eller biotoper
4. Sårbar, känslig eller har en långsam återhämtning
5. Biologisk produktivitet
6. Biologisk mångfald
7. Naturlighet

Figur 27. FN:s konvention om biologisk mångfalds (CBD) kriterier för ekologiskt eller biologiskt viktiga områden (så kallade EBSAs) (beslut IX/20, 2008, bilaga 1) är utgångspunkten för att identifiera värdekärnor i Mosaic. Kriterierna har två ingångar i Mosaics flödesschema. Dels i steg 4 och 5 genom bedömningen av vilka naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter (markerat i orange) och dels i steg 6 och den platsspecifika naturvärdesbedömningen (markerat i rött). Riktlinjerna för den senare har ännu inte tagits fram men rekommendationen är att där använda alla kriterier för EBSAs. Eftersom naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter inte är en bedömning av en plats utan en bedömning om vilka naturvärden som ekosystemkomponenterna tar med sig till en plats har för ändamålet lämpliga och viktiga EBSA-kriterier valts ut. Dessa är biologisk mångfald, livshistoriskt viktigt och hotstatus. De två senare är förkortningar av CBD:s 2:a och 3:e EBSA-kriterium. I Mosaic går det också – om så önskas – att inkludera hänsyn till ekosystemtjänster.

2.4.3.1 Steg 4: Översiktliga naturvärdeskartor

Hur klara är riktlinjerna för steg 4?

Riktlinjer för steget är framtaget för version 1 av Mosaic. Riktlinjer saknas dock för hur brister i underlagen ska redovisas.

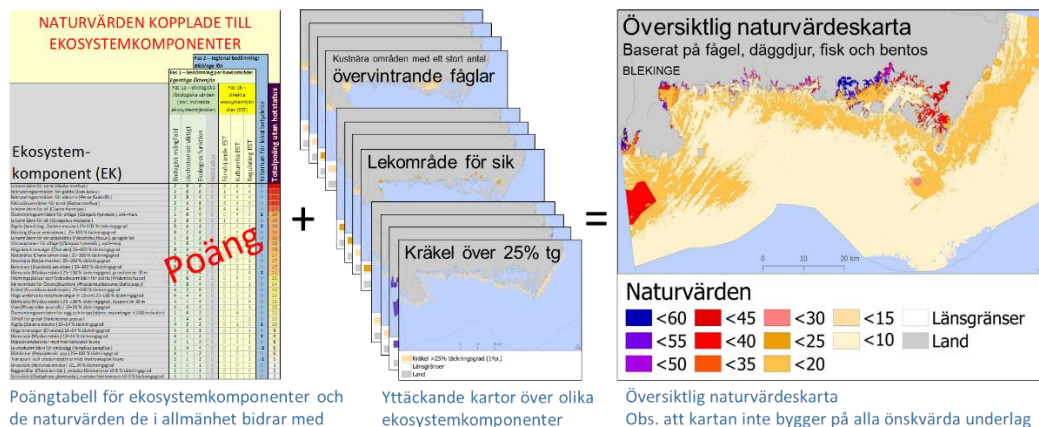


Figur 28. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det fjärde steget i Mosaics genomförandedel ska värdekärnor⁴⁹ identifieras via *översiktliga naturvärdeskartor* (figur 28). Det görs genom en generell naturvärdesbedömning på yttäckande kartor över ekosystemkomponenter. Syftet med att ta fram översiktliga och yttäckande naturvärdeskartor är att identifiera var naturvärden ansamlas i landskapet. Kartorna kan tas fram på olika sätt med olika fördelar och nackdelar och här följer en beskrivning på det vi funnit lämpligt. I avsnitt 2.4.3.1.1 nedan diskuterar vi vårt förslag.

⁴⁹ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

Underlaget för att ta fram en *översiktlig naturvärdeskarta* inom Mosaic är dels de poäng som tas fram när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen⁵⁰ och dels *yttäckande kartor över dessa* (figur 29).



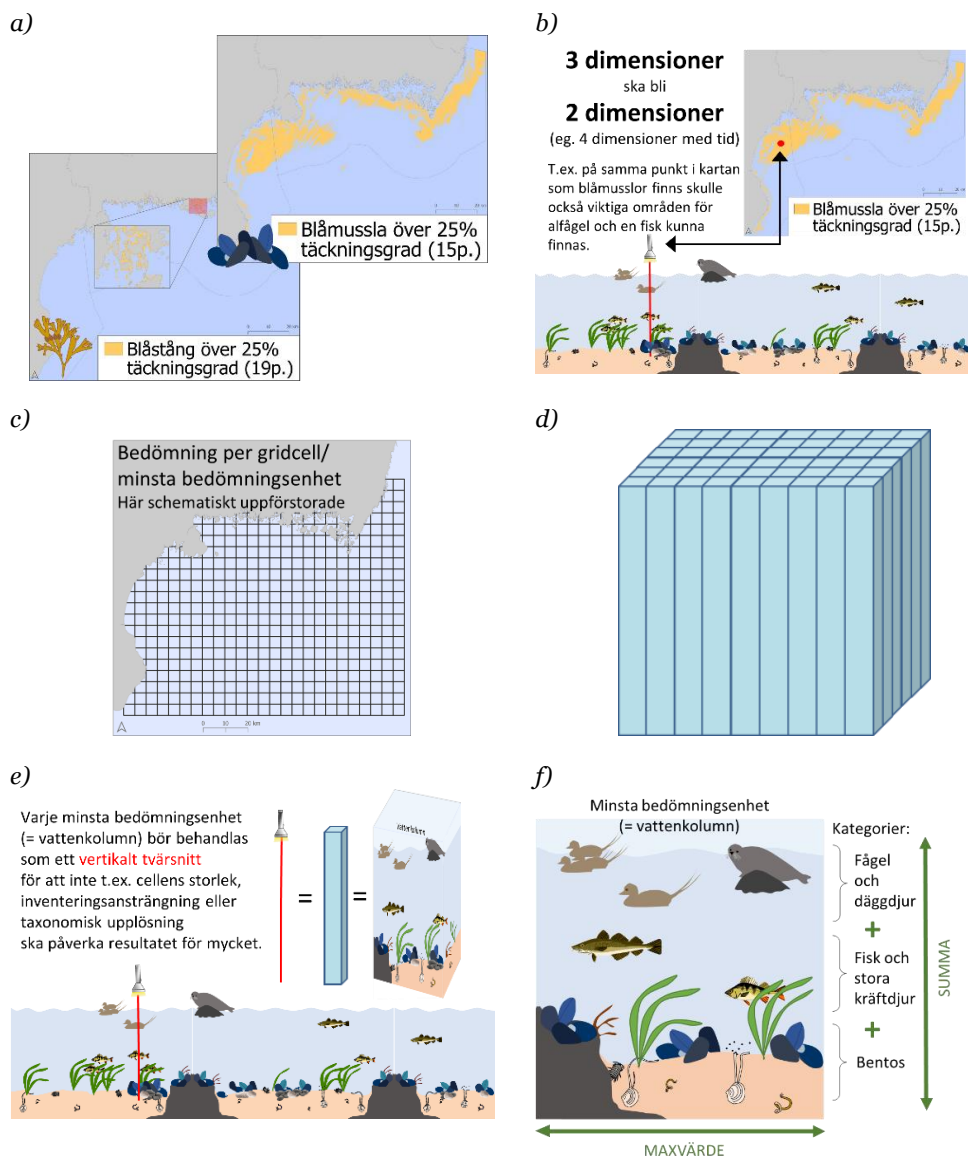
Figur 29. Poängbedömningen av vilka naturvärden som olika ekosystemkomponenter i allmänhet för med sig till en plats (framtagna i den förberedande delen) kan, tillsammans med yttäckande kartor över ekosystemkomponenterna, sammanställas till en översiktlig naturvärdeskarta.

Poängen som knyts till respektive ekosystemkomponent kan antingen enbart bygga på kriterierna för ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) eller även inkludera de poäng som tillkommer efter kriterier för direkta ekosystemtjänster. Riktlinjerna för grön infrastruktur är att ekosystemtjänster ska inkluderas i arbetet (så för det ändamålet rekommenderar vi att även inkludera de direkta. Observera att kartor som endast inkluderar värden bedömda efter kriterier för direkta ekosystemtjänster är mycket olämplig eftersom det exkluderar de helt essentiella indirekta ekosystemtjänsterna.

För att hantera att flera ekosystemkomponenter kan finnas på samma punkt i kartan (figur 30 a-b) – när en tvådimensionell karta ska skapas utifrån en tredimensionell värld⁵¹ – delas området in i ett raster, en grid (figur 30 c). Vattenkolumnerna för varje gridcell kallar vi för ”minsta bedömningsenheter” (figur 30 d). Poängen från de ekosystemkomponenter som antagits förekomma i en ”minsta bedömningsenhet” (oavsett var i vattenkolumnen den förekommer) knyts till cellen.

⁵⁰ En första version av listor över ekosystemkomponenter och vilka naturvärden som de representerar finns samlade i Excel-dokumentet *Mosaic - ekosystemkomponentslistor och naturvärden, version 1*, som går att ladda ner på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. Ett 50-tal experter har arbetat fram dessa i flera arbetsgrupper och under flera workshops. Listorna är indelade efter havsområdena Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Dessa havsområden används eftersom ekosystemen och arterna skiljer sig så pass mycket åt mellan områdena.

⁵¹ 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. Eventuellt kommer mer hänsyn tas till säsongsmässig variation vid nya versioner av Mosaic. Hänsyn till säsong ska tas vid förvaltning av varje enskilt område.



Figur 30. (a) Exempel på yttäckande kartor av två olika ekosystemkomponenter. Eftersom en tvådimensionell karta skapas utifrån en tredimensionell värld kan flera ekosystemkomponenter finnas på en och samma punkt på kartan (b). 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 inom en cell kallas för "minsta bedömningsenhet" (d) och ska behandlas som ett vertikalt tvärsnitt genom vattnet (e) för att möjliggöra jämförelser mellan områden som har olika stora gridceller ("minsta bedömningsenheter"). 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 när poäng satta när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter ska vägas samman till en översiktlig naturvärdeskarta. Om flera ekosystemkomponenter finns på samma plats inom en kategori, används värdet för den ekosystemkomponent som har fått det högsta värdet, det vill säga maximivärdet inom kategorin (f; se också figur 31). Utgångspunkten är att det i ett vertikalt tvärsnitt bara finns en ekosystemkomponent per kategori. "Minsta bedömningsenhetens" poäng är dock en summering av varje närvarande kategoris maximivärde (f; se också figur 32). Detta är en grov förenkling av verkligheten, men viktig för att inte ge upphov till betydande metod- och skalproblematik.

Gridcellen för den ”minsta bedömningsenheten” rekommenderas att vara mellan 10 × 10 m (100 m²) till 50 × 50 m (2500 m²) längs kusten. Beroende på hur homogen utsjön är kan ”minsta bedömningsenhet” där vara någon km² stor. Eftersom bedömningsenheterna förenklar den heterogena miljön som finns i respektive vattenkolumn till ett värde är det viktigt att inte arbeta med för stora gridceller i variationsrik miljö. Skillnader i miljön suddas ut ju större de är och minskar möjligheterna för rumslig förvaltning.

Varje ”minsta bedömningsenhet” ska behandlas som ett vertikalt tvärsnitt genom vattnet (figur 30 e), trots att det kan finnas naturvärden horisontellt bredvid varandra inom en vattenkolumn. Anledningen är att minska påverkan av bland annat gridcellens storlek, olika inventerings-/karterings-/modelleringsansträngningar, val av taxonomisk upplösning på ekosystemkomponenterna samt för att minska risken för dubbelvärdering. Läs mer om anledningarna till att behandla de ”minsta bedömningsenheterna” som ett vertikalt tvärsnitt i diskussionen nedan, avsnitt 2.4.3.1.1.

För att behandla de ”minsta bedömningsenheterna” som ett vertikalt tvärsnitt delas de biotiska ekosystemkomponenterna in i kategorier som mycket förenklat finns vertikalt om varandra i vattenkolumnen (figur 30 f). Kategorierna är:

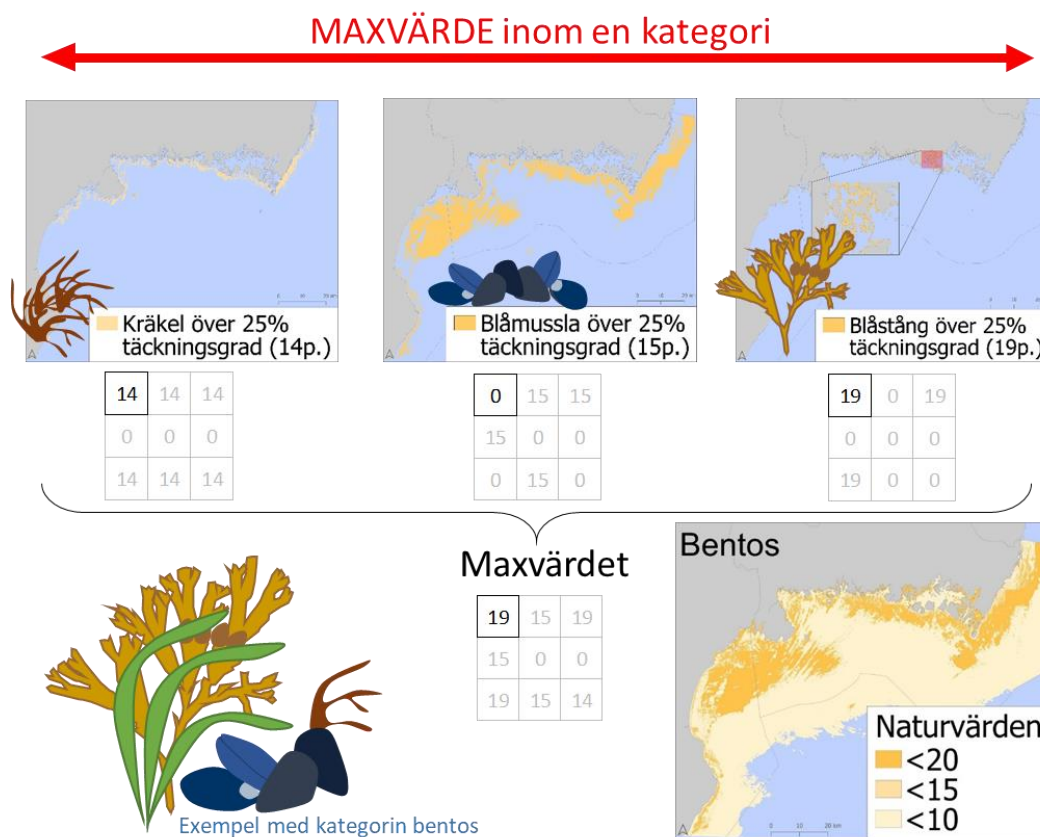
- fågel och däggdjur
- fisk och stora kräftdjur samt
- bentos.

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

När poängen (från de ekosystemkomponenter som antagits förekomma i en ”minsta bedömningsenhet”/vattenkolumn) ska sammanställas till en gridcell och det finns flera ekosystemkomponenter inom en kategori, ska det högsta värdet, maximivärdet, som en ekosystemkomponent bedömts ha, väljas som poäng för den kategorin (figur 30 f och 31). Utgångspunkten är att det bara finns en ekosystemkomponent inom en kategori i ett vertikalt tvärsnitt. Kartor över respektive kategoris maximivärden bör sparas för att eventuellt fungera som stöd vid senare analyser.

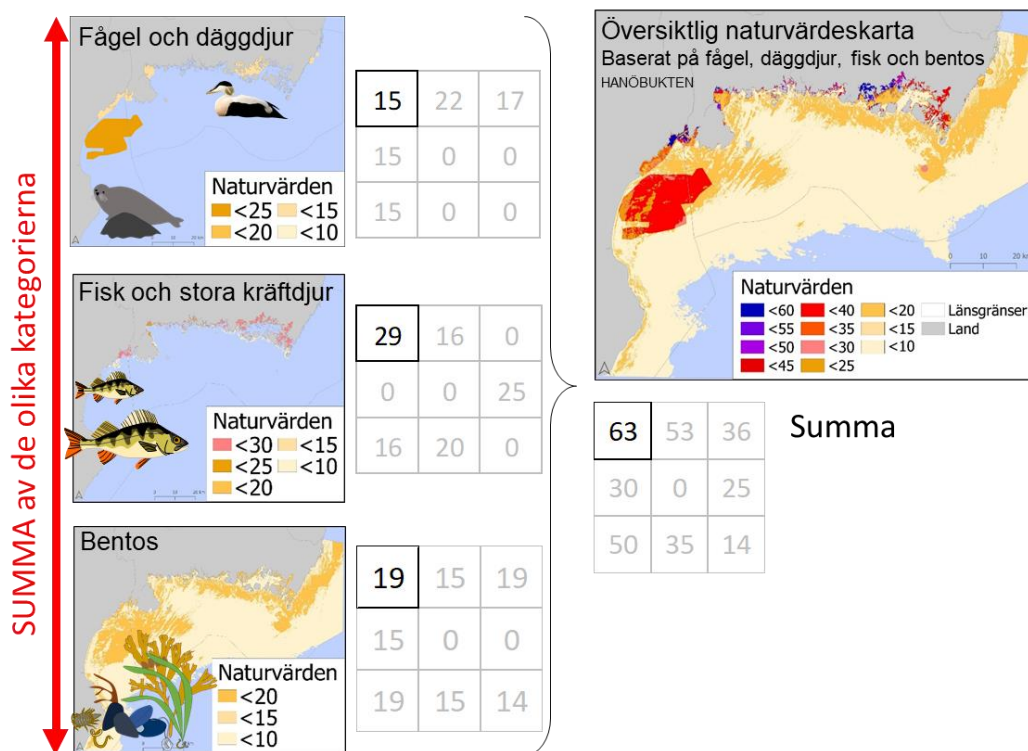
Maximivärdena för respektive kategori summeras därefter inom varje ”minsta bedömningsenhet” (figur 31 f och 32) vilket ger en översiktlig naturvärdeskarta. Från den här kartan kan värdekärnor⁵² senare identifieras.

⁵² Se definition på begreppet i avsnitt 5.



Figur 31. De översta kartorna visar de karterade ekosystemkomponenterna kräkel över 25 procents täckningsgrad, blåmusselbäddar över 25 procents täckningsgrad och blåstångsbiotoper över 25 procents täckningsgrad. I tabell 17 (avsnitt 2.3.2.4) går det att se att ekosystemkomponenterna fått 14, 15⁵³ och 19 poäng. För att sammanställa poäng inom en kategori (här illustrerade av bentos), väljs den högsta poängen av närvarande ekosystemkomponenter för varje gridcell. Se figur 30 f. 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. Kartan över bentos bygger på fler ekosystemkomponenter än de tre exemplen som visas.

⁵³ Vid jämförelse med tabell 17, avsnitt 2.3.2.4, observera att kriteriet för lokal betydelse inte är med eftersom kartorna är över hela Hanöbukten och inte bara Blekinge län. Därav har blåmusslor över 25 % täckningsgrad 15 poäng och inte 17 poäng.



Figur 32. Kartorna till vänster visar sammanställda naturvärdespoäng för kategorierna fågel och däggdjur, fisk och stora kräftdjur samt bentos. För att skapa en översiktlig naturvärdeskarta summeras kategoriernas maximivärde för varje gridcell (kartan till höger; se också figur 30 f). Exemplet har inte alla önskvärda underlag och ska inte betraktas som slutgiltiga naturvärdeskartor. 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. Den översiktliga naturvärdeskartan är den huvudsakliga yttäckande kartan som används för att identifiera värdekärnor men även kartorna för respektive kategori kan användas.

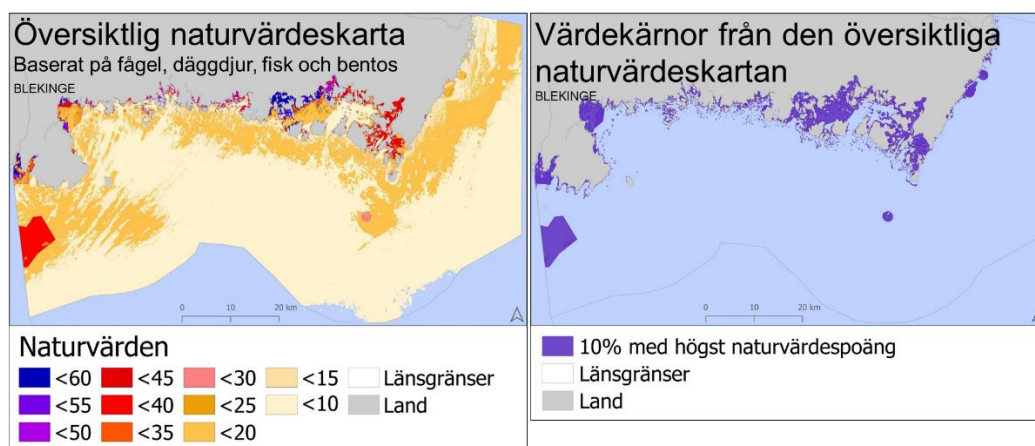
Uti från våra undersökningar har metoden med en sammanvägd karta med alla kategorier visat sig mest lämplig att identifiera *områden med höga naturvärden* som också har god ekologisk representativitet. Ingen metod som systematiskt försöker ta fram naturvärdeskartor, kommer att vara vattentät så det är viktigt att ha ett kritiskt öga när kartorna analyseras. Och som alltid beror resultatet på vilka underlag som finns.

En alternativ metod är att använda de kartor som skapats för respektive kategori (figur 31). Var dock observanta på att vid avgränsning av områden med de högsta värdena kommer dessa kartor att ge en lägre spridning på representerade ekosystemkomponenter eftersom varje karta nu styrs mer av de ekosystemkomponenter som fått de högsta värdena och inte av var flera kategorier finns närvarande.

Genom att identifiera områden med hög koncentration av poäng i en *översiktlig naturvärdeskarta* kan värdekärnor⁵⁴ avgränsas (figur 33). Till exempel kan 10 procent av ytan med högst poäng identifieras som värdekärnor. Beroende på syftet med förvaltningen kan avgränsningen av värdekärnor från *översiktliga naturvärdeskartor* anpassas.

Vårt exempel med avgränsning på 10 procent har influerats av etappmålet inom det svenska miljömålssystemet om skydd av marina områden är att minst 10 procent 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. 10 procent ska dock i dagsläget endast ses som ett exempel och kan lätt utökas.

De platser och områden som har identifierats som värdekärnor från den *översiktliga naturvärdeskartan* men där grundligare *naturvärdesinventeringar* saknas, ska noteras och prioriteras för verifieringar i fält inför kommande förvaltningscyklar. I Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14⁵⁵ finns en checklista för de steg som länsstyrelserna (eller annan användare) bör göra för att följa Mosaics genomförandedel.



Figur 33. Den vänstra kartan visar en översiktlig naturvärdeskarta över Blekinge län. Den högra kartan visar de ca 10 procent av bedömt område som har fått högst naturvärdespoäng i den översiktliga naturvärdeskartan. Dessa platser pekas ut som värdekärnor.

2.4.3.1.1 DISKUSSION KRING ÖVERSIKTLIGA NATURVÄRDESKARTOR

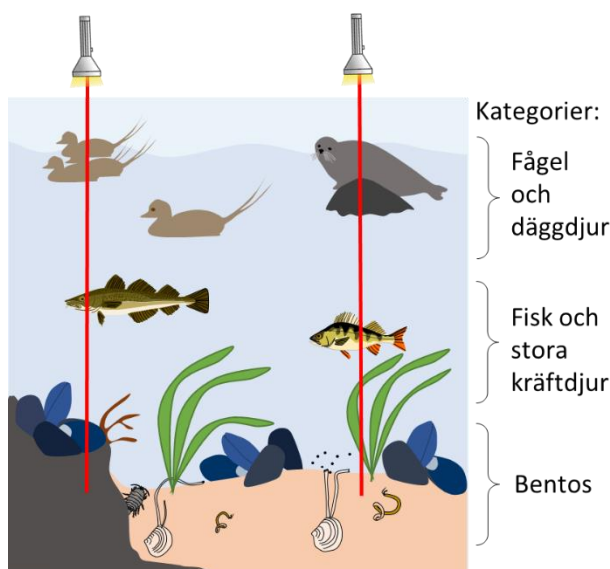
Detta avsnitt fördjupar sig i framtagandet av *översiktliga naturvärdeskartor* och kan med fördel hoppas över om man inte har ett djupare intresse för detta.

⁵⁴ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

⁵⁵ Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14 *Marina naturvärden i ett landskapsperspektiv – användarmanual för Mosaic, version 1.*

Även om riktlinjerna är att de "minsta bedömningsenheterna" längst kusterna bör vara relativt små, från 10 * 10 m till 50 * 50 m (100 m² till 2500 m²) 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. Trots detta är rekommendationen i verktyget att bedömningen av vattenkolumnen/den "minsta bedömningsenheten" (inklusive vattenytan och botten sedimentet) ska behandlas som ett vertikalt tvärsnitt. Detta görs genom att dels dela in ekosystemkomponenterna i kategorier som finns vertikalt om varandra. Kategorierna är "fågel och däggdjur", "fisk och stora kräftdjur" samt "bentos". Detta är en mycket grov generalisering av hur ekosystemkomponenterna är vertikalt fördelade. Vidare behandlas de "minsta bedömningsenheterna" också som ett vertikalt tvärsnitt genom att det högsta värdet – som en närvarande ekosystemkomponent fått när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter – väljs inom en kategori. Förenklat utgår man ifrån att endast en ekosystemkomponent kan finnas per kategori i ett vertikalt tvärsnitt. En mjukbottenbiotop och en hårbottenbiotop finns sällan vertikalt om varandra (figur 34). Maximivärdena från varje kategori summeras därefter (figur 30 till 32). Denna rekommendation kommer efter övervägande av flera aspekter vilka här redovisas:

- Om de "minsta bedömningsenheterna" inte behandlas som vertikala tvärsnitt skulle hänsyn behöva tas till arean på gridcellerna eftersom en större area ofta inhyser fler ekosystemkomponenter än en mindre. Detta skulle komplicera bedömningssystemet. Genom att använda en större gridcell ökar också sannolikheten att en ekosystemkomponent med högt naturvärde finns inom cellen. Effekten blir dock mycket mindre än om summan av alla



Figur 34. Om varje minsta bedömningsenhet/ vattenkolumn/gridcell bedöms som ett vertikalt tvärsnitt kommer inte mjuk- och hårbotten bedömas på samma plats.

ekosystemkomponenter hade använts. Av denna anledning är det också viktigt att inte arbeta med för stora gridceller som "minsta bedömningsenheter".

- Om en summering skulle användas inom kategorier blir en plats mer värd ju mer den inventeras/karteras/modelleras, vilket ger en felaktig karta över var naturvärden ansamlas. Även när maximivärdet inom en kategori används kommer en plats lättare att få högre poäng ju mer den inventeras eftersom

chansen då ökar att något värdefullt hittas. Effekten blir dock inte alls lika stor som om alla funna ekosystemkomponenters poäng skulle summeras.

- Om summan inom varje kategori skulle användas istället för maximivärdet, skulle den taxonomiska upplösningen på de biotiska ekosystemkomponenterna starkt påverka 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 i mycket högre grad än om den inte var uppdelad (se motsvarande exempel för vegetation i tabell 18).
- Definitionen på ekosystemkomponenter kan överlappa varandra (till exempel ”höga undervattenskärlväxter” och ”ålgrens”). Om inte det högsta värdet används är risken för dubbelvärdering stor.

Tabell 18. Tabellerna visar att om summan istället för maximivärdet skulle användas inom en kategori, skulle den taxonomiska upplösningen totalt styra var den översiktliga kartan visar att det finns höga naturvärden. Uppdelning per art av kärlväxter men bara en ekosystemkomponent av fåglar skulle ge en helt annan karta än om grupperingen var den omvända.

Taxonomisk upplösning exempel 1: upplade per art	Poäng
Hornsäv (<i>Ceratophyllum demersum</i>) 10–24 % täckningsgrad	9
Axslinga (<i>Myriophyllum spicatum</i>) 10–24 % täckningsgrad	9
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) 10–24 % täckningsgrad	9
Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>) enstaka förekomster–9 % täckningsgrad	2
Sågtång (<i>Fucus serratus</i>) enstaka förekomster–9 % täckningsgrad	2
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) enstaka förekomster–9 % täckningsgrad	2
Sudare (<i>Chorda filum</i>) enstaka förekomster–9 % täckningsgrad	2
MAXVÄRDE	9
SUMMA	35

Taxonomisk upplösning exempel 2: grupperade på grövre taxa	Poäng
Höga undervattenskärlväxtängar (>10 cm) 10–24 % täckningsgrad	9
Höga undervattenskärlväxter (>10 cm) enstaka förekomster–9 % täckningsgrad	2
Stora perenna brunalger enstaka förekomster–9 % täckningsgrad	2
Stora anuella brunalger enstaka förekomster–9 % täckningsgrad	2
MAXVÄRDE	9
SUMMA	15

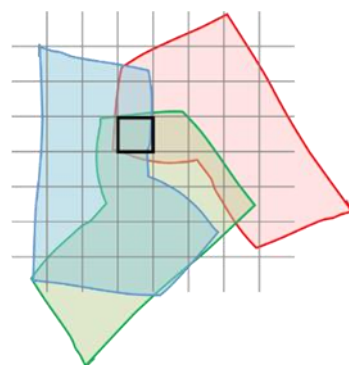
På grund av ovan listade anledningar bör man alltså inte använda summan av poäng inom en kategori när *översiktliga naturvärdeskartor* tas fram. Men att använda maximivärdet inom kategorierna medför att områden med en mångfald av ekosystemkomponenter inte premieras. Indirekt kommer områden med många ekosystemkomponenter oftare att pekas ut som värdekärnor på grund av att ju fler ekosystemkomponenter en plats har desto större chans är det att något värdefullt finns där. Men en analys skulle behövas som säkrar att platser med en mångfald av ekosystemkomponenter fångas upp inom verktyget.

Genom att till exempel modellera ”mångfald av ekosystemkomponenter” skulle biologisk mångfald kunna lyftas ytterligare och vägas in i *översiktliga naturvärdeskartor* – utöver att hänsyn till ekosystemkomponenternas bidrag till biologisk mångfald redan vägs in. Dock är det inte helt enkelt att ta fram en analys som är användbar för det här steget och som skulle identifiera nya platser som värdekärnor som inte blivit det på grund av att det finns värdefulla ekosystemkomponenter där. Analysen skulle dock med fördel kunna göras i steg 11 tillsammans med kriteriet *ekologisk representativitet*. Läs mer om hur hänsyn tas i verktyget till olika former av biologisk mångfald i avsnitt 3.1.

Trots tidigare utgångspunkt – att platser med en mångfald av ekosystemkomponenter generellt har högre naturvärden än en plats med färre ekosystemkomponenter – är det viktigt att komma ihåg att det inte behöver betyda att området är mer värdefullt. En plats med till exempel flera överlappande biotoper skulle kunna vara en plats där miljövariablerna inte är optimala för någon av dem och där de konkurrerar med varandra. Det skulle kunna göra att ingen av biotoperna lever upp till sin fulla potential som naturvärdesbärare. De kanske fungerar sämre som livsmiljö för deras associerade arter. Negativa kanteffekter kan uppstå där biotoper överlappar varandra i sina yttre zoner. Men som sagt, så kan platser med fler ekosystemkomponenter inom samma kategori betyda att den biologiska mångfalden är högre och därmed är också platsen mer värdefull (figur 35).

I Helcom Underwater Biotopes (HUB; Helcom 2013) är biotopklassificeringen av en plats hierarkisk efter de biotoper som Helcom värderat högst. Till exempel: om minst 10 procent av en plats med mjukbotten täcks av fleråriga epibentiska fastsittande organismer ska biotopen klassas efter det inom HUB. Om platsen inte täcks av fleråriga epibentiska fastsittande organismer om minst 10 procent (läs: högt värderade inom Helcom) undersöks det om det finns över 10 procents täckningsgrad av fleråriga, ej fastsittande alger (läs: något lägre värderade av Helcom) och annars om det finns minst 10 procents täckningsgrad av ettåriga alger (läs: ännu lägre värderat av Helcom). Eftersom fleråriga fastsittande organismer inom HUB värderas högre än ettåriga alger tillåts dessa styra vilken biotop som platsen klassas som – vilket är i likhet med Mosaic som låter maximivärdet inom en kategori få styra när *översiktliga naturvärdeskartor* tas fram.

Vid kartering av den *översiktliga 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 bedömarens

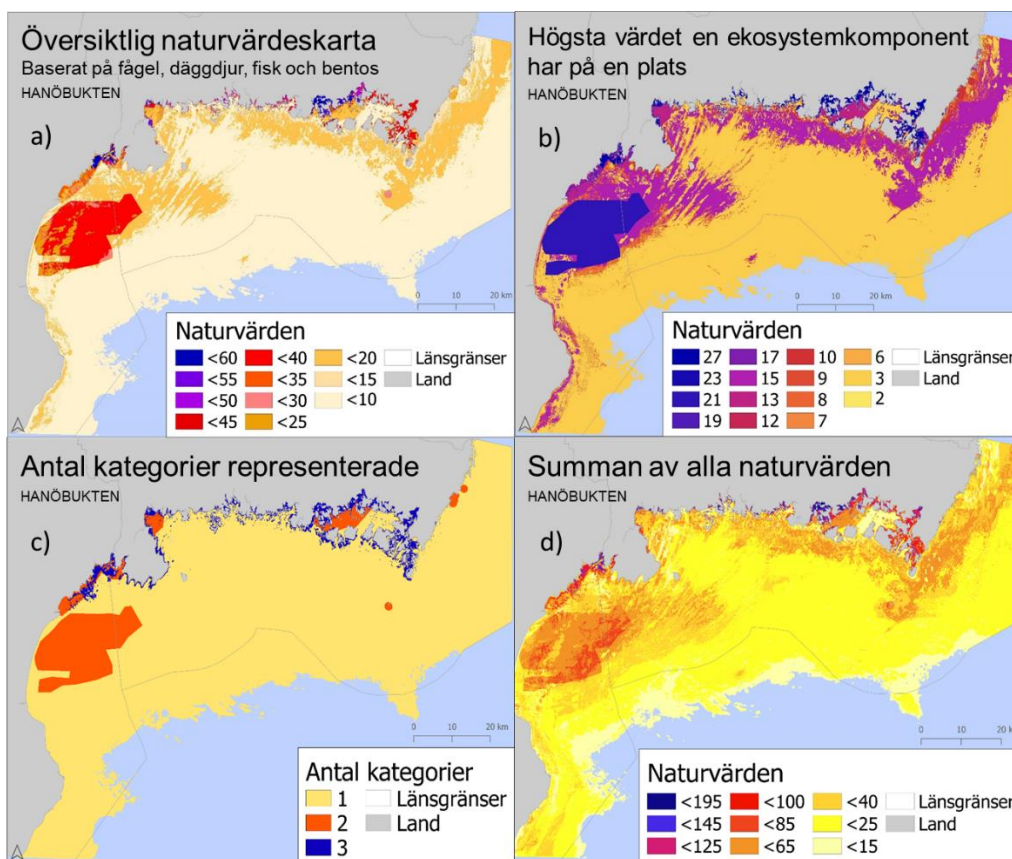


Figur 35. Den svarta rutan i figuren symboliserar en minsta bedömningsenhet/vattenkolumn/gridcell där tre olika ekosystemkomponenter (till exempel biotoper), inom en kategori överlappar varandra. De högsta naturvärdena kan finnas där på grund av biotopernas överlapp. Men det behöver inte vara så. Eftersom rutan är i utkanten av respektive biotop, samt att de kan konkurrera med varandra, är det mycket möjligt att de inte är i sin fulla potential att bära de naturvärden som de brukar bidra med.

måste, med sin kritiska blick, undersöka om resultaten är rimliga. Trots detta bör det understrykas att de riktlinjer som vi här ger för att ta fram en *översiktlig naturvärdeskarta* bör följas.

Figur 36 visar olika kartor relaterade till den *översiktliga naturvärdeskartan* (karta a). Den *översiktliga naturvärdeskartan* styrs framför allt av var det finns ekosystemkomponenter med höga naturvärden (karta b) samt hur många kategorier som finns på en plats (karta c). Den *översiktliga naturvärdeskartan* blir inte heller i detta fall helt olik kartan som visar summan av alla ekosystemkomponenters poäng inom "minsta bedömningsenheten" (karta d). Som tidigare beskrivit i detta avsnitt avråder vi starkt från att använda denna karta eftersom den kan komma att se väldigt olika ut beroende på flera faktorer. Till exempel vilken taxonomisk upplösning olika grupperingar av ekosystemkomponenter är uppdelade i (se ovan förda resonemang i samma avsnitt och tabell 18).

Vid jämförelse mellan platser som har inventerats och bedömts på exakt samma sätt kan dock summan av alla närvarande ekosystemkomponenter vara ett alternativ. I slutet på avsnitt 2.4.3.2 (steg 5, *generell naturvärdesbedömning på punktdata*) beskrivs ett antal kvalitetskrav som bör ställas om en sådan summering ska göras. Den metoden ska dock användas med stor försiktighet och till exempel inte när en *yttäckande naturvärdeskarta* tas fram.



Figur 36. Kartorna visar några faktorer som styr utformandet av den översiktliga naturvärdeskartan (a). Det som ligger bakom den översiktliga naturvärdeskartans utformning är dels vilka områden som har de högst värderade ekosystemkomponenterna (b) samt antalet kategorier representerade i ett område (c). Kartan nere i högra hörnet (d) visar summan av alla ekosystemkomponenters naturvärdespoäng för varje "minsta bedömningsenhet". En karta framtagen med denna metod blir mycket lätt missvisande på grund av att den bland annat styrs av vilken taxonomisk upplösning som olika sorters ekosystemkomponenter tilldelas. Till exempel blir det stor skillnad om varje art i en livsmiljö är medtagen som en ekosystemkomponent eller om arterna är sammanslagna till en komponent (till exempel en livsmiljö, se tabell 18). Observera att skalorna och färgsättningen på poängen för olika naturvärden är olika på de olika kartorna.

Om en ekosystemkomponent eller en kategori skulle styra kartans utformning så hårt att andra naturvärden inte kommer fram bör det först undersökas om naturvärdesbedömningen för den eller de ekosystemkomponenterna är korrekt utförda. Vidare ska underlagskartorna granskas huruvida de är av tillräckligt god kvalitet. Genom att jämföra kartorna för de tre kategorierna och den *översiktliga naturvärdeskartan* kan man se om en kategori kraftigt styr vilka områden som pekas ut. I pilotprojektet som Länsstyrelsen i Västra Götaland utförde för att testa metoden presenterad i Mosaic fick till exempel områden kring kobbar och skär högre värden än vad som ansågs korrekt på grund av häckande fåglar (Kilnäs 2016). Det går också att ta fram värdekärnor från kartorna över respektive kategori. Observera dock att kartor för respektive kategori baseras på maximivärdet (som tidigare beskrivet går summan inte att använda) vilket gör att det är framförallt områden med de högst värderade ekosystemkomponenterna som pekas ut. Det medför en större risk att de områden som pekas ut som värdekärnor består av samma ekosystemkomponenter.

När flera kategorier vägs samman i en karta, inför utpekandet av värdekärnor, kommer spridningen av vilka ekosystemkomponenter som hamnar i de högst värderade områdena att vara högre. Med andra ord kommer troligen värdekärnor som identifierats via en *översiktlig naturvärdeskarta* (med alla kategorier) att oftast komma närmare målet om ett *ekologiskt representativt* nätverk.

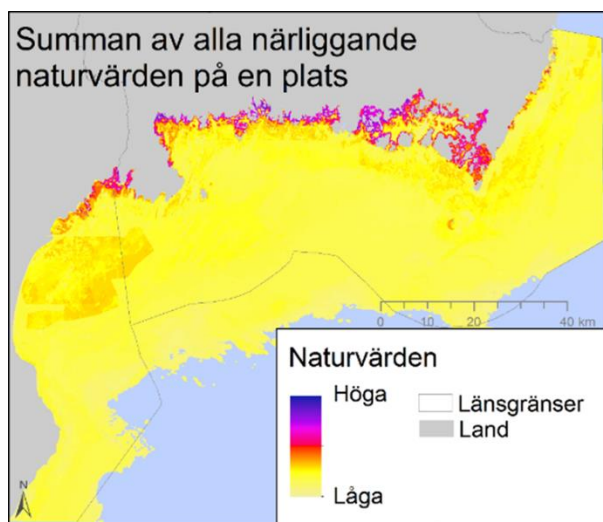
Ytterligare ett sätt att göra en naturvärdeskarta är att ta summan av alla olika *närliggande* naturvärden (oberoende av kategori) (figur 37). För varje gridcell (minsta bedömningsenhet) summeras poäng från varje unik ekosystemkomponent som finns i ett större område runt den ”minsta bedömningsenheten”. Figur 38 visar schematiskt hur kartan är framtagen. En karta med summan av alla närliggande naturvärden visar framförallt på mångfalden av ekosystemkomponenter, det vill säga hur många *olika* ekosystemkomponenter, som finns i närliggande områden. Kartan med ”summan av alla närliggande naturvärden” (figur 37) påverkas också av om ekosystemkomponenterna har fått höga poäng eller inte. Men den informationen syns knappt i jämförelse med påverkan från hur många *olika* ekosystemkomponenter som finns i närområdet.

Kartan över summan av alla närliggande naturvärden (figur 37) visar tydligt hur många fler ekosystemkomponenter det finns längst kusterna (även om denna karta också är beroende av vilken taxonomiska indelningen av ekosystemkomponenter som gjorts). Det här understryker vikten av att förvalta våra kuststräckor.

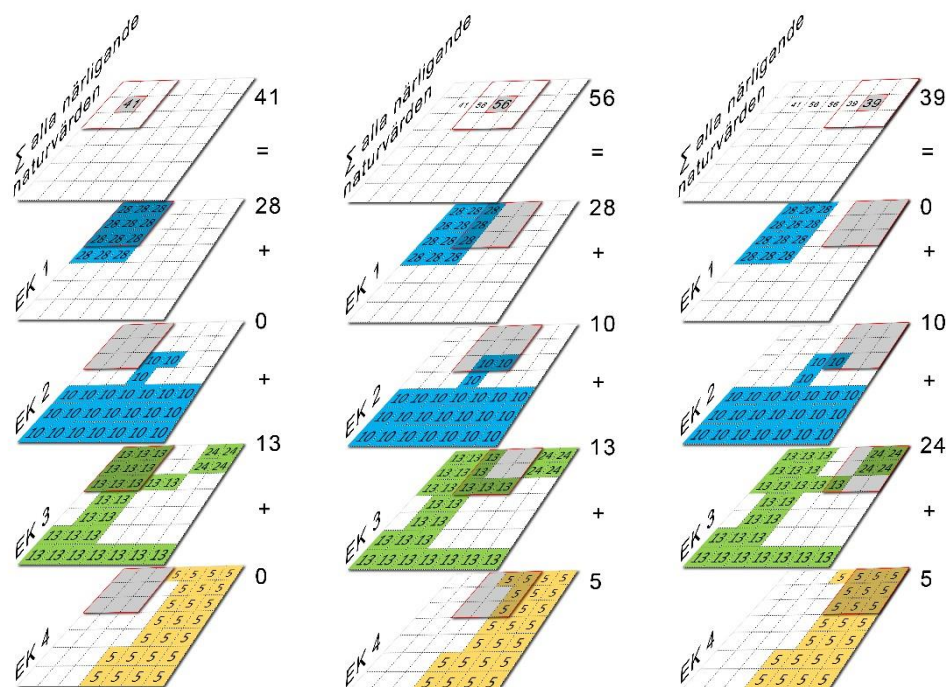
Det är intressant att jämföra kartan med summan av alla närliggande naturvärden (figur 37) med kartan med summan av alla naturvärden i en minsta bedömningsenhet (figur 36 d). Båda kartorna består av samma dataunderlag och indelning av ekosystemkomponenter.

Det kartan med summan av alla närliggande naturvärden *inte* visar (figur 37) är var de mest värdefulla ekosystemkomponenterna finns och var flera kategorier är representerade. Det gör det svårt att fastställa var förvaltning bör prioriteras längs kusten eller i utsjön. Det här ger också en antydning om hur svårt det är att inkludera modeller som visar var det finns en mångfald av ekosystemkomponenter i de *översiktliga naturvärdeskartorna* (se diskussion ovan i detta avsnitt).

Sammanfattningsvis har studierna av olika metoder i de testade studieområdena (Blekinge, Stockholm och Södermanlands län) visat att den *översiktliga naturvärdeskartan* i sin nuvarande utformning (där summan av de tre kategoriernas maximivärde använts) hittills visat sig vara den metod som ger den bästa utgångspunkten för att gå vidare och identifiera värdefulla platser i ett *ekologiskt representativt* nätverk. Men metoden behöver utvärderas mer och i fler områden med olika underlag. Och det viktiga är **målet** – att identifiera platser med höga naturvärden i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk – inte vägen dit.



Figur 37. Summan av alla (olika) närliggande naturvärden är ytterligare ett sätt att ta fram en yttäckande karta över naturvärden. Kartan visar framför allt var det finns flest antal olika ekosystemkomponenter (summan av alla närliggande naturvärden är insamlade från ett område på 250×250 m i detta exempel, se figur 38 för mer information om hur kartan är framtagen). Kartan visar klart och tydligt att den högsta mångfalden av ekosystemkomponenter är längst kusterna. Dock ska kartan, precis som alla kartor som visar summan av alla poäng, användas med stor försiktighet eftersom resultatet av sådana kartor styrs mycket av vilken upplösning man har gett ekosystemkomponenterna. Vidare är kartan svår att använda för prioritering inom rumslig förvaltning. Den information som går att dra från kartan är framför allt att ansamlingar av många olika naturvärden från olika ekosystemkomponenter finns längst kusterna vilket därmed understryker vikten av bland annat strandskydd.

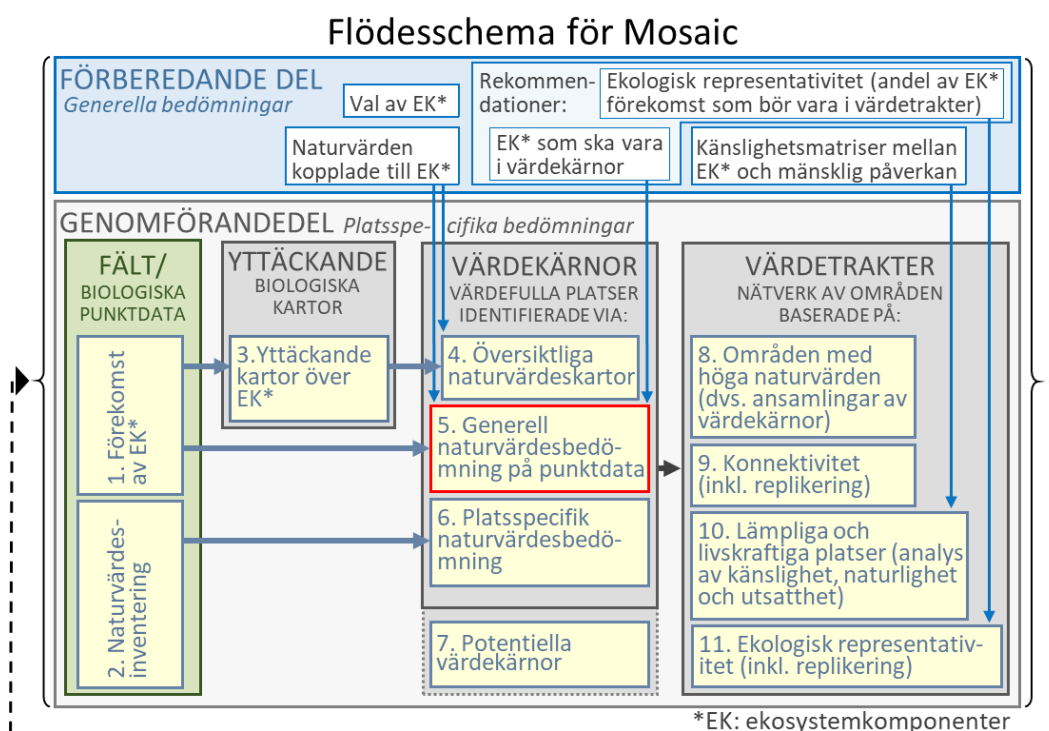


Figur 38. Illustration över hur kartan med "summan av alla närliggande naturvärden" (oavsett kategori) har tagits fram. Kartan visar framförallt var mångfalden av ekosystemkomponenter (EK) är hög respektive låg. "Minsta bedömningsenheten" värderas efter summan av varje närvarande ekosystemkomponents poäng som finns inom det närliggande området. För kartan i figur 37 är "minsta bedömningsenheten" 25 × 25 m och informationen om hur många olika EK som finns i närområdet har hämtats från ett område på 250 × 250 m, det vill säga 10 × 10 rutor och inte 3 × 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 en livsmiljö med täckningsgrad 10–25 procent (13 poäng) och samma livsmiljö med täckningsgrad ≥ 50 procent (24 poäng). Som ovan nämnt: observera dock att en karta som tas fram på det här viset med summan av alla ekosystemkomponenter naturvärdespoäng (och inte maximivärden inom kategorier), ska användas med stor försiktighet eftersom resultatet av sådana kartor styrs väldigt hårt av till exempel vilken upplösning man har gett ekosystemkomponenterna.

2.4.3.2 Steg 5: Generell naturvärdesbedömning på punktdata

Hur klara är riktlinjerna för steg 5?

Riktlinjer har tagits fram för generell naturvärdesbedömning på punktdata. Riktlinjer har dock ännu inte specificerats för hur man avgör när en plats är så värdefull så att den klassificeras till en värdekärna efter metoden. Till dess att mer utförliga riktlinjer finns är det respektive länsstyrelse som beslutar hur denna gränsdragning görs.



Figur 39. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det femte steget i Mosaics genomförandedel ska värdekärnor⁵⁶ identifieras via *generell naturvärdesbedömning på punktdata* (figur 39 och 40). I rapporten används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande. Även data i form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

I det här steget ska bland annat geografiska platser som hyser ekosystemkomponenter vars förekomst alltid ska värderas till värdekärnor identifieras och pekas ut. Rekommendationer om vilka dessa är ges i den förberedande delen av en expertgrupp (se avsnitt 2.3.3.1) men i det här steget beslutar respektive länsstyrelse vilka dessa är.

⁵⁶ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

Om det finns mer detaljerad kunskap om platsen än vilka ekosystemkomponenter som förekommer ska den informationen behandlas i nästa steg, steg 6, *platsspecifik naturvärdesbedömning*. Ibland kan även vissa kända förekomster av ekosystemkomponenter behöva bedömas från fall till fall. Med andra ord behöver information ibland behandlas individuellt vilket det finns utrymme för i nästa steg. Det gäller framför allt platser med:

- rariteter⁵⁷,
- unika värden,
- hotade arter som inte finns med som egna ekosystemkomponenter
- essentiella passager⁵⁸
- ovanliga kombinationer eller
- huruvida det geografiska läget som ekosystemkomponenten eller ekosystemkomponenterna förkommer på tillför ett mervärde⁵⁹.

Läs mer om varför dessa ska behandlas från fall till fall i steg 6, *platsspecifik naturvärdesbedömning*, avsnitt 2.4.3.3. Även om informationen är bristfällig i jämförelse med en detaljerad naturvärdesinventering, kan informationen om förekomst ibland räcka för att göra en individuell bedömning. Dessa platser ska noteras och behandlas i steg 6, *platsspecifik naturvärdesbedömning*.

Utöver ovan nämnda undantag är riktlinjerna för att värdera och prioritera platser med punktdata över *förekomster av ekosystemkomponenter* att de ska behandlas på liknande vis som när *översiktliga naturvärdeskartor* tas fram (steg 4, avsnitt 2.4.3.1).

Bedömningen av en plats ska liksom i steg 4 utgå från de naturvärden som kopplats till olika ekosystemkomponenter (i den förberedande delen)⁶⁰ och vad de i allmänhet bidrar med. De poäng som platsens närvarande ekosystemkomponenter bedömts ha ska vägas samman. För att följa riktlinjerna som används när *översiktliga naturvärdeskartor* tas fram (steg 4) ska ekosystemkomponenterna delas in efter kategorierna:

- fågel och däggdjur
- fisk och stora kräftdjur samt
- bentos

⁵⁷ Läs mer om raritet i avsnitt 3.2.

⁵⁸ Sträckor eller platser som är av mycket stor vikt för en eller flera arters spridningsvägar kallar vi i den här rapporten för essentiella passager. Till exempel är många å- och älvmynningar essentiella passager. Fler exempel är rastplatser med specifikt gynnsamma förhållanden för en eller flera flyttfåglar. För mobila arter med begränsad räckvidd kan det röra sig om livsmiljöer som möjliggör spridning mellan områden.

⁵⁹ Exempel på detta ges steg 6, *platsspecifik naturvärdesbedömning*, avsnitt 2.4.3.3.

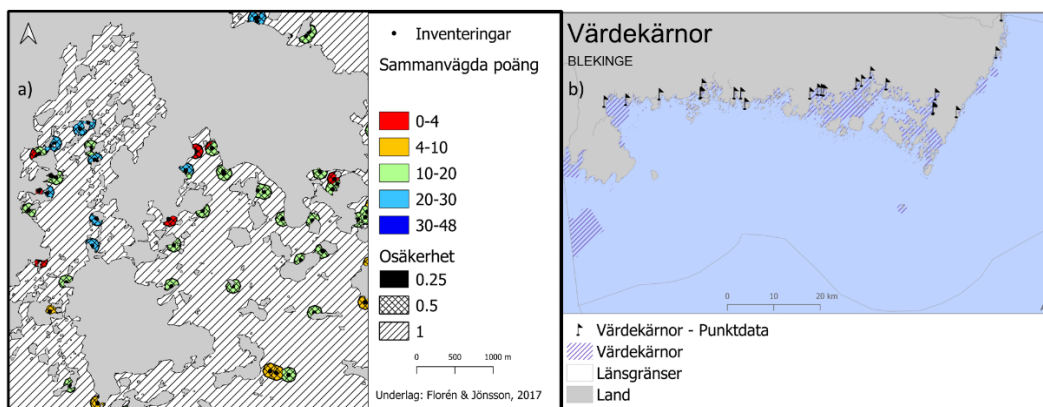
⁶⁰ En första version av listor över ekosystemkomponenter och vilka naturvärden som de representerar finns samlade i Excel-dokumentet *Mosaic - ekosystemkomponentslistor och naturvärden, version 1*, som går att ladda ner på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. Ett 50-tal experter har arbetat fram dessa i flera arbetsgrupper och under flera workshops. Listorna är indelade efter havsområdena Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Dessa havsområden används eftersom ekosystemen och arterna skiljer sig så pass mycket åt mellan områdena.

Det högsta värdet (maximivärdet) som finns inom varje kategori ska summeras. Denna poäng kan därefter användas för att identifiera en värdekärna och vidare analyseras för prioritering inom förvaltning. Se figur 40.

Anledningen till att maximivärdet inom en kategori ska användas och inte summan är på grund av att:

- olika inventeringsmetoder kan ha använts vilka inte inventerar närvaron av samma ekosystemkomponenter
- olika stora ytor kan vara inventerade; större ytor ökar chansen att hitta fler ekosystemkomponenter
- inventeringstiden kan skilja sig åt; längre inventeringstid ökar chanserna att hitta fler ekosystemkomponenter
- indelningen av ekosystemkomponenter kan skilja mellan olika taxonomiska grupper vilket kan påverka bedömningen kraftigt.

Läs mer om fördelarna med att låta poängen vägas samman på detta sätt i steg 4, avsnitt 2.4.3.1.1.



Figur 40. Karta a) visar hur det kan se ut när poäng från bedömningen av naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter vägssamman utifrån punktdata på förekomst av ekosystemkomponenter. Observera att i de streckade områdena råder 100% osäkerhet på närvarande naturvärden (Florén och Jönsson 2017). Karta b) ger exempel på hur det skulle kunna se ut när värdekärnor pekas ut baserat på generell naturvärdesbedömning på punktdata, steg 5 (detta avsnitt) eller genom platsspecifik naturvärdesbedömning, steg 6, avsnitt 2.4.3.3 (flaggor) tillsammans med värdekärnor som pekats ut baserat på översiktliga naturvärdeskartor, steg 4 (streckade områden).

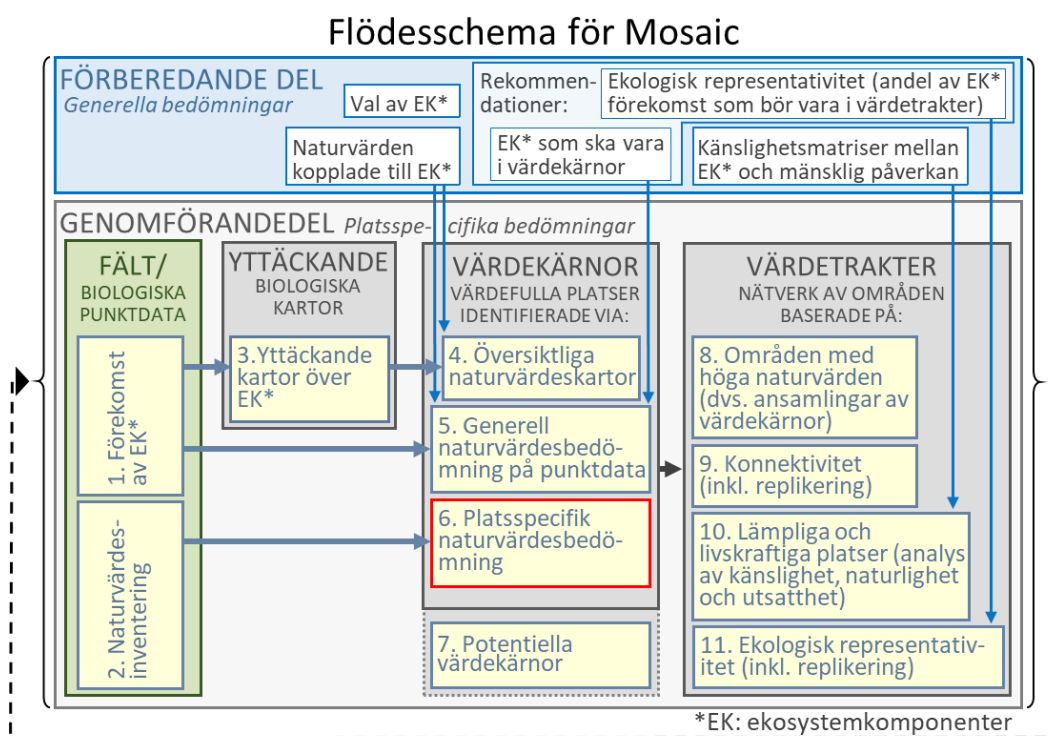
Om ett län (eller annan användare) har data som lever upp till nedan nämnda kvalitetskrav kan poängen (från bedömningen av naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter) för respektive närvarande ekosystemkomponent summeras oavsett om de tillhör samma kategori eller inte. De punktdata som följer kraven kan jämföras med varandra. Kvalitetskraven är de följande:

- Samma inventeringsmetod(er) ska användas.
- Vad som ska, och inte ska, inventerats ska vara specificerat.
 - × Till exempel ska det vara tydligt om något inte har hittats på platsen trots försök eller om det inte har eftersökts och därmed inte heller noterats vid inventeringen.
 - × Vidare är indelningen av ekosystemkomponenter viktig, dels för att undvika dubbelvärdering om till exempel både "ålgräs" och "höga undervattenskärlväxter" (som ålgräs kan ingå i) skulle inkluderas, dels och framför allt för att upplösningen av ekosystemkomponenterna påverkar resultatet (ska till exempel ekosystemkomponenten "övervintringsområden för sjöfågel" användas eller ska det delas upp per art?). De grupper som har en högre upplösning styr resultaten.
- Inventeringsytorna ska vara kända.
- Inventeringstiden ska vara känd.
- Inventeringsstationerna ska slumpas ut på liknande vis; till exempel kan stationerna slumpas ut i en stratifierad ordning.
- De som utför inventeringarna ska ha liknande taxonomisk kunskap och erfarenhet av inventering.

2.4.3.3 Steg 6: Platsspecifik naturvärdesbedömning

Hur klara är riktlinjerna för steg 6?

Liksom för steg 2 (naturvärdesinventering) är riktlinjerna för platsspecifik naturvärdesbedömning ännu inte framtagna. Dessa steg ska utformas tillsammans. En del aspekter att förhålla sig till finns dock på plats.



Figur 41. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det här sjätte steget i Mosaics genomförandedel, *platsspecifik naturvärdesbedömning* (figur 41), ska värdekärnor⁶¹ identifieras via individuella och fördjupade bedömningar av platser (figur 40 b). Primärt ska bedömningarna göras på data från detaljerade fältinventeringar, det vill säga information från steg 2, *naturvärdesinventering*. Det är dock inte bara data som specifikt kommer från steg 2 som kan användas. Redan kända platser med höga naturvärden ska fångas upp här. Till exempel ett välstuderat häckningsområde för en fågel eller en plats känd för sin höga diversitet.

⁶¹ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

I det här steget bör bedömningen av naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter gjorda i den förberedande delen⁶² (avsnitt 2.3.2) fungera som utgångspunkt för den platsspecifika bedömningen av närvarande ekosystemkomponenter. Genom att använda den bedömningen som utgångspunkt ges en struktur som minskar subjektiva bedömningar av platser. Det är dock mycket viktigt att mer detaljerade och platsspecifika omständigheter och naturvärden därefter styr om platsen bedöms vara en värdekärna eller inte. Vid en platsspecifik bedömning bör det dock motiveras varför platsen bedömts vara mer eller mindre värdefull än vad den hade gjorts om endast bedömningen av naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter hade använts.

I vissa fall bör även mer knapphändig information om platser bedömas i det här steget. Det gäller när en individuell bedömning behövs av en plats som till exempel har rariteter, unika värden⁶³, hotade arter särskilt de som inte finns med som egna ekosystemkomponenter, essentiella passager⁶⁴, ovanliga kombinationer eller om det geografiska läget tillför ett mervärde. Exempel på när platser med ekosystemkomponenter kan få ett högre värde på grund av sin platsspecifika position (än vad komponenterna i allmänhet representerar) är: ett födosöksområde som ligger i närheten av ett häckningsområde, en musselbank i närheten av en fiskodling (som läcker näring) och ett område som nyttjas för fågelskådning tack vare av sin närhet till tätbebyggt område. Just på grund av att det är en platsspecifik orsak till att värdet bedöms högre, är det inget som kan tas upp vid bedömning om vilka naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter – utan det görs i detta steg.

Som givna exempel illustrerar kan steget innehålla kriterier för både ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) och för direkta ekosystemtjänster.

Tillsvidare rekommenderar vi att använda alla kriterier ”för ekologiskt eller biologiskt viktiga områden” (EBSAs) satta av FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD; 2008) (se faktarutan). När naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen har några av EBSA-kriterierna använts (se figur 27 i avsnitt 2.4.3). Kriterierna har där valts efter vilka som lämpar sig för en icke-platsspecifik bedömning. Eftersom *platsspecifik naturvärdesbedömning* görs av en specifik plats är alla CBD:s EBSA kriterier lämpliga (vilket inte betyder att alla alltid måste tillämpas). Möjligen bör kriteriet *biologisk produktivitet* ersättas med kriteriet *ekologisk funktion* (som finns med när naturvärden kopplas till

⁶² En första version av listor över ekosystemkomponenter och vilka naturvärden som de representerar finns samlade i Excel-dokumentet *Mosaic - ekosystemkomponentslistor och naturvärden, version 1*, som går att ladda ner på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. Ett 50-tal experter har arbetat fram dessa i flera arbetsgrupper och under flera workshops. Listorna är indelade efter havsområdena Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Dessa havsområden används eftersom ekosystemen och arterna skiljer sig så pass mycket åt mellan områdena.

⁶³ Läs mer om raritet i avsnitt 3.2.

⁶⁴ Sträckor eller platser som är av mycket stor vikt för en eller flera arters spridningsvägar kallar vi i den här rapporten för essentiella passager. Till exempel är många å- och älvmyrningar essentiella passager. Fler exempel är rastplatser med specifikt gynnsamma förhållanden för en eller flera flyttfåglar. För mobila arter med begränsad räckvidd kan det röra sig om livsmiljöer som möjliggör spridning mellan områden.

ekosystemkomponenter). Ekologisk funktion inbegriper biologisk produktion om den är viktig för ekosystemet som helhet. Med den övergödningsproblematik som finns i svenska havsvatten kan det vara mer lämpligt.

CBD:s vetenskapliga kriterier för ekologiskt eller biologiskt viktiga områden (EBSAs) är (fritt översatta) de följande:

1. Unikhet eller raritet
2. Av speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier hos arter
3. Av vikt för hotade eller minskande arter eller biotoper
4. Sårbar, känslig eller har en långsam återhämtning
5. Biologisk produktivitet
6. Biologisk mångfald
7. Naturlighet

Bilaga 1, beslut IX/20, CBD 2008

Vidare bör bedömningen ta hänsyn till om platsen är känd att vara av stor vikt för spridningsbiologi (konnektivitet)⁶⁵, till exempel om det är en så kallad essentiell passage⁶⁶. En övergripande hänsyn till *konnektivitet* ligger dock när värde-trakter⁶⁷ identifieras (se avsnitt 2.4.4.2) men redan kända platser bör fångas upp i detta steg.

Platsspecifik naturvärdesbedömning är komplext eftersom det efterfrågas detaljkunskaper om platser. För att kunna fånga unika detaljkunskaper om platser är det önskvärt att riktlinjerna är öppna för anpassning. Å andra sidan, när olika metoder används är det svårt att bedöma vilken geografisk plats som bör prioriteras framför en annan. Därför är det mycket viktigt att steget också innehåller standardiserade metoder. Detta är svåra avvägningar som noga bör balanseras.

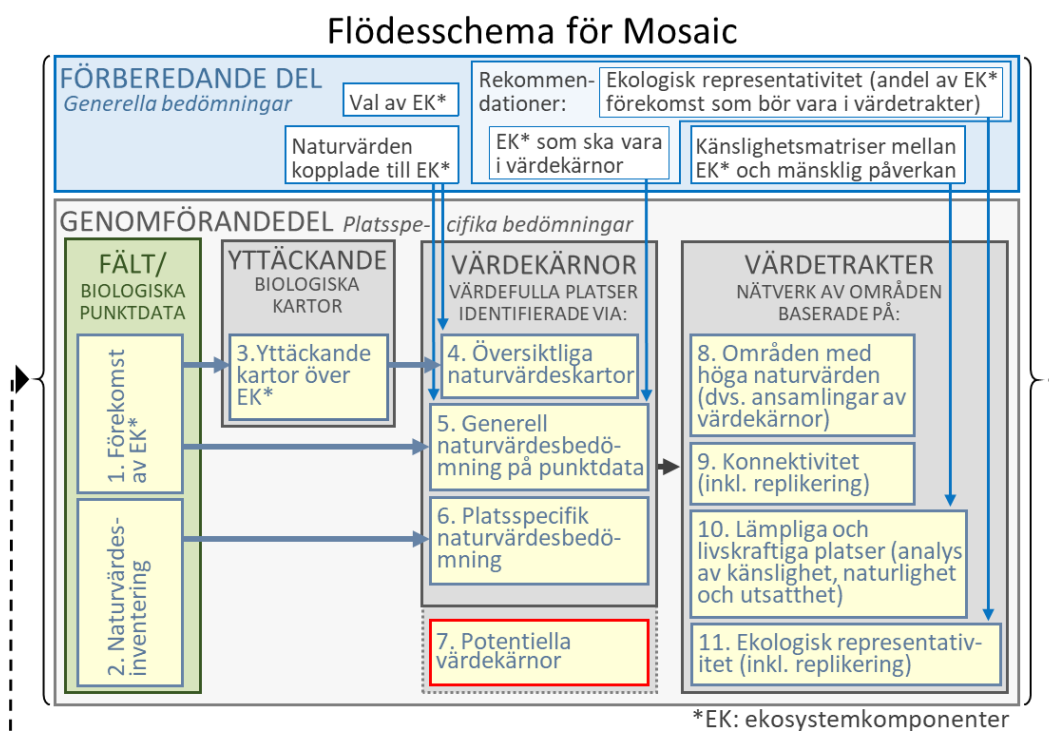
Genom att identifiera värdekärnor efter punktdata (som både det här och föregående steg gör) finns en risk att välinventerade områden prioriteras över områden som inte undersökts, trots okunskap om vilka områden som är mest värdefulla. Därav ska detta göras med försiktighet och helst i kombination med *översiktliga naturvärdeskartor* som baserat sig på modellerade *yttäckande kartor över olika ekosystemkomponenter*. Det här steget är dock helt centralt för att ge möjlighet att inkludera en mångfald av naturvärden.

⁶⁵ 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 livsmiljöer vid olika livsstadier) samt av betydelse för genetiskt flöde mellan populationer. Målet med en god konnektivitet är att bevara naturvärden såsom 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.

⁶⁶ Sträckor eller platser som är av mycket stor vikt för en eller flera arters spridningsvägar kallar vi i den här rapporten för essentiella passager. Till exempel är många å- och älvmynningar essentiella passager. Fler exempel är rastplatser med specifikt gynnsamma förhållanden för en eller flera flyttfåglar. För mobila arter med begränsad räckvidd kan det röra sig om livsmiljöer som möjliggör spridning mellan områden.

⁶⁷ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

2.4.3.4 Steg 7: Potentiella värdekärnor

*Hur klara är riktlinjerna för steg 7?**Inte bearbetat.*

Figur 42. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det sjunde steget i Mosaics genomförandedel ska *potentiella värdekärnor* identifieras (figur 42). *Potentiella värdekärnor* är platser som genom åtgärder kan få höga naturvärden. Steget är dock inte bearbetat.

Bedömningen om ett område har potential att bli värdefullt bör baseras på om området historiskt har varit ett värdefullt men på grund av mänskliga aktiviteter inte längre är det. I vissa fall kan identifieringen av *potentiella värdekärnor* också baseras på modellering. Modellerade kartor kan indikera var det finns goda förutsättningar, potentiella nischer, för en ekosystemkomponent (inklusive deras tillhörande naturvärden) (se steg 3, *yttäckande kartor över ekosystemkomponenter*). Om platsen är störd av mänskliga aktiviteter så att naturvärdena saknas kan det vara ett potentiellt område för åtgärder. 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 passage om än i dålig funktion).

Det kan också finnas platser där förekomsten av biotiska ekosystemkomponenter naturligt varierar över tid. Om det är känt att variationen är naturlig bör det bedömas huruvida den är tillräckligt värdefull för att klassificeras som en värdekärna⁶⁸ eller inte.

För att identifiera potentiella värdekärnor kan till exempel Helcoms lista för biotopkomplex ("Red list of Biotope Complexes" Helcom 2013) vara intressant att utgå från eftersom den i många fall lyfter upp abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter vars naturmiljö är hotad. För att ge ett exempel är estuarier (Natura 2000 naturtypen 1130) bedömd som *akut hotad* (CR) på grund av att många estuarier har potential att ha höga naturvärden men saknar dessa. Därför kan det vara aktuellt att flera estuarier klassas som potentiella värdekärnor och prioriteras för åtgärder inom rumslig förvaltning.

⁶⁸ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

2.4.4 Identifiering av värdetrakter

Definitionen på en marin värdetrakt är: ett landskapsavsnitt med särskilt höga ekologiska bevarandevärden som bidrar till livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk av värdefull marin natur. Värdetrakter har en högre täthet av värdekärnor⁶⁹ än vad som finns i omgivande landskap.

Förenklat kan man säga att marina värdetrakter är områden med höga naturvärden (ansamlingar av värdekärnor) i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk med fungerande spridningsbiologiska kopplingar.

Kriterierna vid identifiering av värdetrakter har utgått från kriterier för att etablera ett representativt nätverk av skyddade marina områden satta av FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD; 2008) (se figur 43 och tabell 19; bilaga 2 beslut IX/20 CBD 2008). Identifiering av värdetrakter i Mosaic kan liksom CBD:s kriterier användas som underlag för att identifiera var områdesskydd är lämpliga att placeras. De kan också användas för andra syften, till exempel för identifiering av grön infrastruktur och som ett av flera underlag till fysisk planering (havs-/kustzonsplanering).

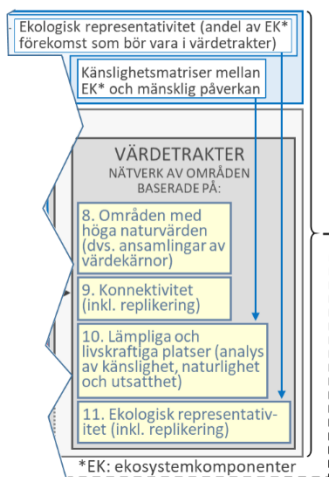
Nätverk av skyddade områden som identifierats efter samma eller liknande kriterier som CBD använder kallas ofta för ekologiskt sammanhängande eller ekologiskt funktionella (*ecological coherence of networks of marine protected areas*, se till exempel Piekäinen och Korpinen 2007; Ardrön 2008; Johnson m.fl. 2014; Deltares 2015 och referenser däri).

Kriterierna för identifiering av värdetrakter i Mosaic är:

- *Områden med höga naturvärden*
(dvs. ansamlingar av värdekärnor)
- *Konnektivitet*
(underkriterium: replikering)
- *Lämpliga och livskraftiga platser*
(underkriterier: känslighet, naturlighet och utsatthet)
- *Ekologisk representativitet*
(underkriterium: replikering)

⁶⁹ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

Andra halvan av Mosaics flödesschema



CBD:s vetenskapliga vägledning

för att etablera ett representativt nätverk av skyddade marina områden (bilaga 2 , beslut IX/20) (fritt översatta)

1. Ekologiskt och biologiskt viktiga områden (dvs. EBSAs)
2. Representativitet
3. Konnektivitet
4. Replikerade ekologiska komponenter (*features*)
5. Lämpliga (*adequate*) och livskraftiga platser

Figur 43. Mosaics kriterier för att identifiera värdeetrakter kan jämföras med FN:s konvention om biologisk mångfalds (CBD) kriterier för att etablera representativa nätverk av skyddade marina områden (2008). Det i princip samma kriterier som används. Dock skiljer det sig i vilken ordning kriterierna kommer, att replikering är ett underkriterium i steg 9 och 11 och att några kriterier benämns lite olika. Värdekärnor i Mosaic motsvarar ungefär EBSAs hos CBD (läs mer i avsnitt 2.4.3 och se figur 27).

Även om Mosaics kriterier är liknande CBD:s kriterier (för att etablera ett representativt nätverk av skyddade marina områden) skiljer sig uppläggen något åt. Bland annat är *replikering* ett underkriterium till två huvudkriterier i Mosaic. *Replikering* går att jämföra med CBD:s kriterium nr 4: replikerade ekologiska egenskaper/komponenter.

Ordningen på kriterierna följer en praktisk arbetsgång. Kriterierna kan dock analyseras i egen önskad ordning. För att ta hänsyn till kriterierna ska varje enskild värdeetrakt bidra till att nätverket av värdeetrakter har *höga naturvärden*, är *lämpliga och livskraftiga*, säkrar arters *konnektivitet* (spridningsbiologi) och är *ekologiskt representativa*. Huruvida kriterierna uppfylls eller inte bedöms där riktlinjer saknas genom en så kallad expertbedömning.⁷⁰

För att möjliggöra en god rumslig förvaltning ska dessa kriterier primärt uppfyllas inom värdeetrakternas värdekärnor. Genom att ha en bra precision om var höga naturvärden (värdekärnor) finns, tillsammans med kunskap om vilka mänskliga aktiviteter som där ska undvikas, ökar förutsättning för hållbar användning av havet.

En praktisk tillvägagång för att börja identifiera var värdeetrakter ska vara belägna är att först göra preliminära avgränsningar utifrån ett kriterium. Därefter kan avgränsningarna ändras till dess att alla kriterier uppfylls. Nedan beskrivs hur detta kan göras med utgångspunkt från det första kriteriet.

⁷⁰ Med expertbedömning avses en bedömning utförd i enlighet med bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunder eller andra regler inte kan tillämpas (i enlighet med Naturvårdsverket 2007b).

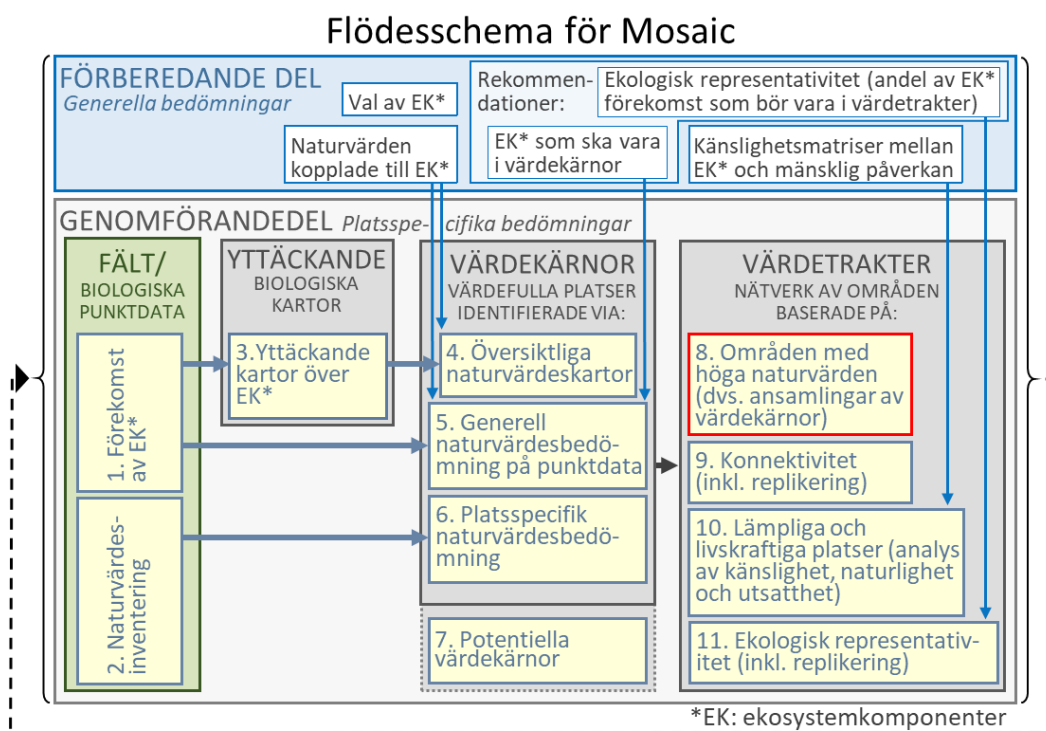
Tabell 19. Fri översättning av FN:s konvention om biologisk mångfalds (CBD) vetenskapliga vägledning för att etablera ett representativt nätverk av skyddade marina områden, Bilaga 2, beslut IX/20, CBD 2008.

Krav på nätverkets egenskaper och komponenter	Definition	Exempel på ändamålsenliga och platsspecifika överväganden
Ekologiskt och biologiskt signifikanta områden	Ekologiskt och biologiskt signifikanta områden är geografiskt eller oceanografiskt åtskilda områden som ger viktiga tjänster till en eller flera arter/ populationer i ett ekosystem – eller till ekosystemet som helhet – jämfört med andra omgivande områden eller områden med liknande ekologiska egenskaper, eller på annat sätt uppfyller kriterierna som anges i bilaga I till beslut IX / 20.	-Unikhet eller raritet -Av speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier hos arter -Av vikt för hotade eller minskande arter eller biotoper -Sårbar, känslig eller har en långsam återhämtning -Biologisk produktivitet -Biologisk mångfald -Naturlighet
Representativitet	Representativitet är uppnått i ett nätverk när dess områden representerar de olika biogeografiska delområdena i de globala oceanerna och de regionala haven, som rimligen återspeglar hela ekosystemets omfattning, inklusive mångfalden av biota och livsmiljöer av dessa marina ekosystemen.	Urval från hela skalan av biogeografisk livsmiljö- eller samhällsklassificering, relativ hälsa hos arter och livsmiljöer, relativt intakt naturlighet hos livsmiljöer.
Konnektivitet	Konnektivitet, i form av ett nätverk, möjliggör funktionella kopplingar mellan skyddade platser och andra platser. Larv- och/eller artutbyten möjliggörs. I ett nätverk med god konnektivitet, gynnar enskilda platser varandra.	Strömmar, subtropiska virvlar (gyres), fysiska flaskhalsar, migrationsvägar, spridning av arter, detritus, funktionella kopplingar. Isolerade platser, som t.ex. isolerade samhällen, kan också ingå.
Replikerade ekologiska egenskaper/ komponenter	Replikering av ekologiska egenskaper innebär att mer än en plats ska innehålla exempel på en given egenskap i det givna biogeografiska området. Uttrycket "egenskaper" betyder "arter, livsmiljöer och ekologiska processer" som naturligt förekommer i det givna biogeografiska området.	Räkna med osäkerhet, naturlig variation och möjlighet till katastrofala händelser. Funktioner som uppvisar mindre naturlig variation eller är exakt definierade kan kräva mindre replikering än egenskaper som i sig är mycket varierbara eller bara mycket allmänt definierade.
Lämpliga (/adekvata) och livskraftiga platser	Lämpliga och livskraftiga platser indikerar att alla platser inom ett nätverk ska ha storlek och skydd som är tillräckliga för att säkerställa ekologisk livskraft och integritet hos den eller de egenskaper som de valdes för.	Lämplighet och livskraft beror på storlek, form, buffertar, motståndskraft hos komponenter, hot, omgivande miljö (sammanhang), fysiska begränsningar, omfattning av funktioner/ processer, överspill/kompakthet.

2.4.4.1 Steg 8: Områden med höga naturvärden

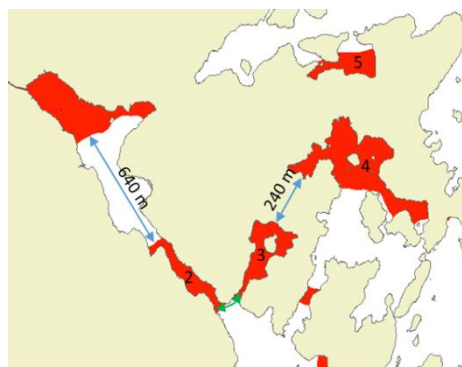
Hur klara är riktlinjerna för steg 8?

Ett enklare förslag är framtaget.



Figur 44. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

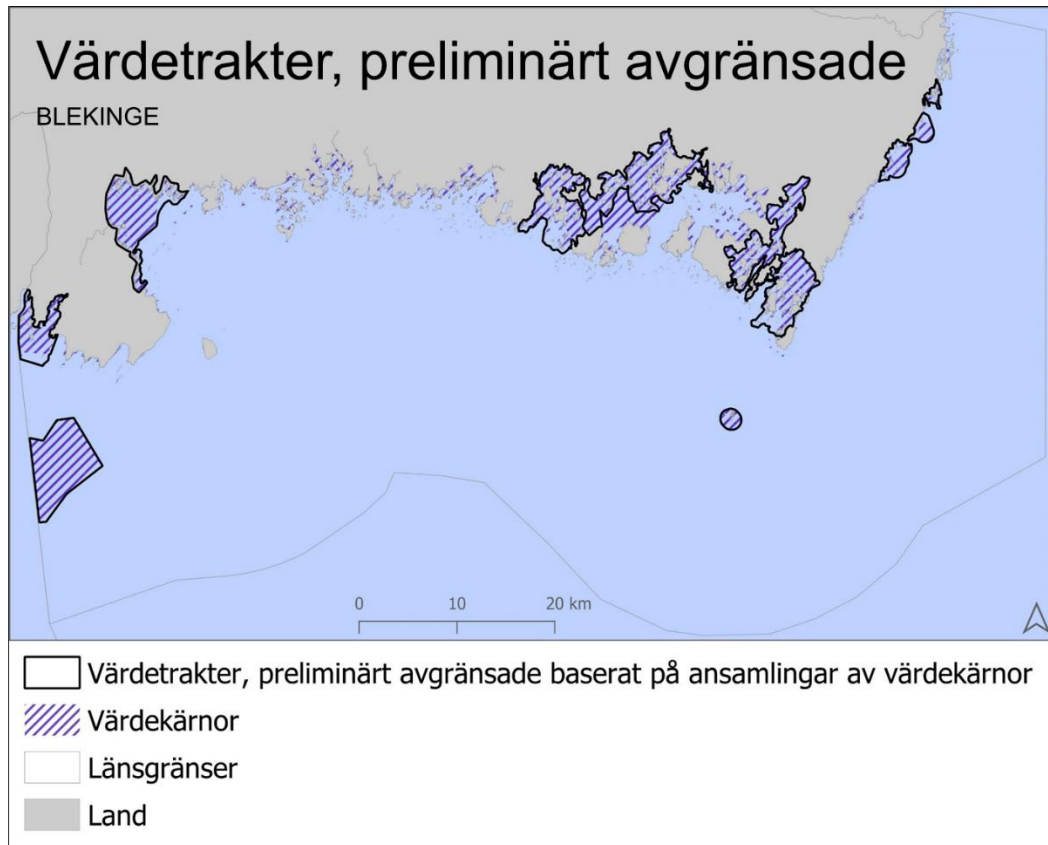
I det åttonde steget i Mosaics genomförandedel ska *områden med höga naturvärden* identifieras och inkluderas i värdeetrakter (figur 44). Det görs genom att identifiera ansamlingar av värdekärnor.⁷¹ Med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) kan områden med hög andel yta klassificerad som värdekärnor hittas. Det kan också röra sig om områden med många små värdekärnor. Dessa kan till exempel grupperas genom att undersöka hur nära värdekärnorna ligger varandra vattenvägen (figur 45).



Figur 45. Exempel på hur värdekärnor kan grupperas efter hur nära de ligger varandra vattenvägen. Värdekärna två och tre grupperas eftersom de har nära koppling med varandra vattenvägen. Avstånden ska inte ses som riktlinjer utan bara som ett exempel.

⁷¹ Se definition på begreppen i avsnitt 5.

Områden med höga naturvärden (det vill säga ansamlingar av värdekärnor) kan avgränsas till preliminära värdetrakter för vidare analyser (figur 46). Avgränsningarna kan justeras till dess att alla kriterier uppfylls.

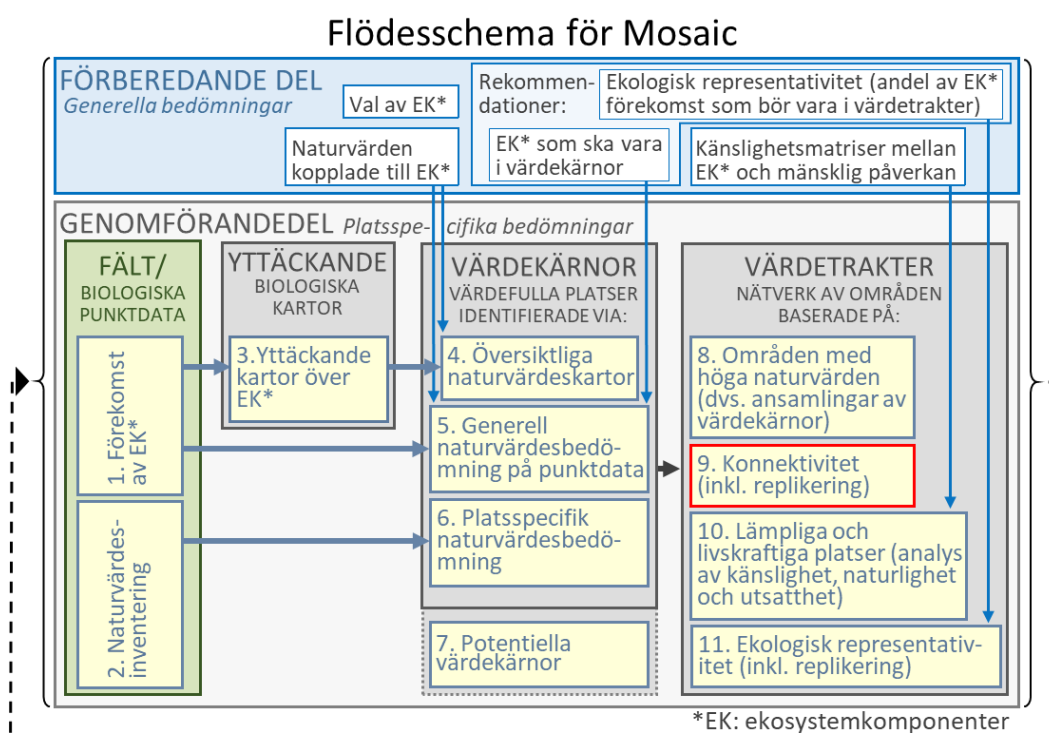


Figur 46. Värdetrakter, preliminärt avgränsade baserade på var det finns ansamlingar av värdekärnor. Observera att dessa preliminärt avgränsade värdetrakter är framtagna utan djupare analys och utan lokal kännedom. De ska betraktas som ett demonstrativt exempel.

2.4.4.2 Steg 9: Konnektivitet

Hur klara är riktlinjerna för steg 9?

Rekommendationer och förslag på analyser är ännu inte framtagna. Även när riktlinjer för metoder och analyser har utarbetats ska det finnas stort utrymme för egna initiativ för att kunna ta hänsyn till flera arters spridningsbiologi och olika metoder som kontinuerligt arbetas fram. Riktlinjerna ska inte verka begränsande i detta avseende.



Figur 47. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det nionde steget i Mosaics genomförandedel ska platser och sträckor som är viktiga för arters *konnektivitet* identifieras (figur 47). Från ett lokalt till ett globalt perspektiv ska de platser och spridningsvägar som kan gynnas av rumslig förvaltning inkluderas i värde trakter⁷². Riktlinjer för steget är dock ännu inte bearbetade.

För att identifiera viktiga platser och spridningsvägar bör spridningsanalyser göras. Om möjligt borde analyserna utföras både med och utan hänsyn till störande mänskliga aktiviteter (vilket skulle kunna göras i samband med steg 10, *lämpliga och livskraftiga platser*, avsnitt 2.4.4.3). En sådan analys skulle kunna bidra med kunskap om vilka platser eller områden som (potentiellt) är viktiga för konnektivitet samt där åtgärder bör sättas in.

⁷² Se definition på begreppet i avsnitt 5.

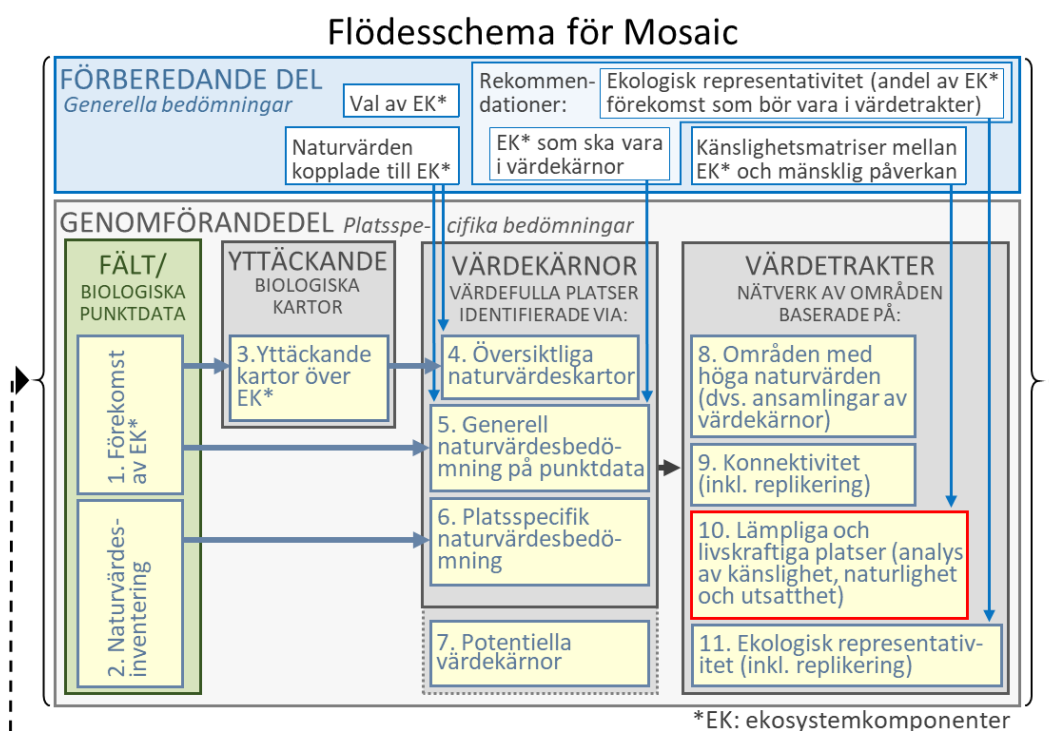
Ett underkriterium till steg 9 är replikering. Vid spridningsanalyser bör det utvärderas om arterna kopplade till ekosystemkomponenten i fråga är gynnade av att komponenten är tätt replikerad eller om det är tillräckligt med förekomst av ett fåtal viktiga platser för att säkra välfungerande spridningsvägar. Även storleken på värdetrakterna kan vara av vikt för konnektivitet. Eftersom större områden har högre potential att stödja livskraftiga populationer samt deras rekrytering inom och från området, kan storleken på värdetrakter även påverka förutsättningarna för god konnektivitet (Carr m.fl. 2017). Detta tar vi också upp under nästa avsnitt 2.4.4.3, steg 10 *lämpliga och livskraftiga platser*.

Det saknas fortfarande mycket kunskap och vedertagna metoder för att göra spridningsanalyser i marin miljö både vad gäller aktiv migration och passiv larvspridning. Därigenom är det också svårt att bedöma konnektivitet. En mer detaljerad beskrivning av hur kriteriet kan analyseras kommer förhoppningsvis inom inte allt för lång tid. Till dess får respektive länsstyrelse analysera kriteriet med egenhändigt valda metoder. Analysen kan bestå av enklare avståndsbedömningar mellan värdetrakter till mer avancerade spridningsanalyser för olika organismer. Till exempel kan det vara en vits med att peka ut en värdetrakt längs med en längre kuststräcka för att stödja god konnektivitet, även om naturvärdena är lägre där. Till exempel skulle det kunna vara en vits att peka ut en eller flera värdetrakter längst den långa kuststräckan som ännu inte har några utpekade värdetrakter i exemplet som figur 46 illustrerar, avsnitt 2.4.4.1. Rapporten Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden – en kunskapssammanställning (Berkström m.fl. 2019) sammanställer olika organismers migrations-, ägg-, frö-, spor- och larvspridningsavstånd i den mån information finns tillgänglig för Östersjön och Västerhavet för följande organismgrupper; 1) makrofyter (både alger och fröväxter), 2) evertebrater, och 3) fiskar. Rapporten kan med fördel användas vid analys av detta steg.

2.4.4.3 Steg 10: Lämpliga och livskraftiga platser

Hur klara är riktlinjerna för steg 10?

Den grövre strukturen för steget är specificerad men detaljerna är inte bearbetade. För att specificera detaljerna i steget bör den förberedande delen av Mosaic innehålla rekommendationer om vilka känslighetsmatriser som kan användas. Känslighetsmatriserna ligger till grund för stegets analyser eftersom de innehåller generella bedömningar om hur känsliga olika ekosystemkomponenter är för olika sorters mänsklig påverkan.



Figur 48. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det tionde steget i Mosaics genomförandedel ska det säkras att värdeuträkterna⁷³ består av *lämpliga och livskraftiga platser* (figur 48). Det görs framförallt genom att analysera *känslighet, naturlighet och utsatthet*. För att säkra att värdeuträkterna är livskraftiga bör även dess *storlek* beaktas. Dels för att skapa en buffert mot påverkan från mänskliga aktiviteter och dels för att stödja livskraftiga populationer och rekrytering inom och från området (Carr m.fl. 2017; också nämnt i steg 10, *konnektivitet*, avsnitt 2.4.4.2).

För att analysera vilka områden som är *känsliga* för olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck behöver man först veta vilka mänskliga aktiviteter/påverkanstryck som olika ekosystemkomponenter är *känsliga* för.

⁷³ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

Generella bedömningar av detta ska ingå (eller hänvisas till) i Mosaics förberedande del och redovisas i så kallade känslighetsmatriser (tabell 20). Dessa är dock ännu inte framtagna. Till dess att riktlinjer finns på plats är det upp till länsstyrelserna eller annan utförare att besluta om detaljerna kring analysen. I känslighetsmatriser är ofta informationen mycket generell med förenklade linjära relationer utan specificerade sammanhang. Trots bristerna i detaljerna är matriserna användbara när många ekosystemkomponenter ska analyseras i stora geografiska områden. Exempel på känslighetsmatriser går att finna inom arbetena med det nationella havsplaneringsprojektet Symphony (Havs- och vattenmyndigheten 2018), Helcom Holas II (Helcom 2018), Kraufvelin m.fl. (2020) och MarLIN/MarESA (Tyler-Walters m.fl. 2018). För nationell och internationell harmonisering bör riktlinjerna i Mosaic gå i linje med dessa.

Informationen från matriserna kan med hjälp av GIS analyseras tillsammans med kartor över olika biotiska ekosystemkomponenter (information från steg 1–3). Resultaten kan redovisas i känslighetskartor som åskådliggör var i landskapet känsligheten är *känd* att vara hög för olika mänskliga aktiviteter/påverkansfaktorer. Observera dock att känslighetskartorna endast visar var vi har information om att en känslighet troligtvis finns och inte var vi *vet* att en känslighet *inte* finns. Utan en noggrann miljökonsekvensbeskrivning med utförliga inventeringar och analyser har vi inte den kunskapen. Dock finns det en ökad *möjlighet* att miljön är mindre känslig på ej utpekade platser och därmed är vi ett steg närmare att identifiera platser där mänskligt nyttjande av havsmiljön är förenliga med naturbevarande intressen. Men med andra ord, om en verksamhet ska placeras på en plats räcker inte dessa kartor. I dessa fall måste en gedigen miljökonsekvensbeskrivning utföras på platsen.

Det finns mycket att vinna på om det i förväg går att peka ut var vissa mänskliga aktiviteter bör undvikas på en plats. Informationen är framförallt intressant för områdesskydd och fysisk planering (havs- och kustzonsplanering).

Tabell 20. Förenklad tabell på hur en känslighetsmatris kan se ut mellan olika mänskliga påverkanstryck och biotiska ekosystemkomponenter. Till exempel är tumlare känsliga för buller, lekrområden för gädda är troligen känsliga för grumling (Hansen m.fl. 2019) och blåmusslor känsliga för bottenstrålning. Till känslighetsmatrisen bör också information finnas om hur avståndet från den mänskliga aktiviteten påverkar ekosystemkomponenterna.

KÄNSLIGHETSMATRIS					
Verksamhet:	Fiske	Turism/rekreation	Handel	Handel	...
Mänsklig aktivitet (D i DPSIR):	Trålfiske	Båttrafik	Fartygstrafik	Fartygstrafik	...
Påverkanstryck (P i DPSIR):	Bottenskrapning	Resuspension	Buller	Erosion	...
Biotisk ekosystemkomponent:					
Tumlare, plats för kalvning/parning	-		Negativ effekt	...	...
Lekområden för gädda	-	Negativ effekt	Liten negativ effekt	...	...
Blåmussla ≥ 25% täckningsgrad	Stark negativ effekt	Liten negativ effekt	-	...	...
...	...	...	...	...	...

Vidare behöver man analysera på vilka platser olika ekosystemkomponenter inte är utsatta för påverkan som de är känsliga för. Med *naturlighet* åsyftas i den här rapporten platser vars biotiska ekosystemkomponenter inte är utsatta av för dem negativ mänsklig påverkan. Genom en överlappsanalys kan information om hur känslighet fördelar sig i landskapet analyseras vidare tillsammans med geografisk

information om var olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck sker (figur 49 och 50). Resultaten kan presenteras med påverkanskartor som indikerar var negativ mänsklig påverkan troligen sker. Förutom att denna information kan leda till att de områden som är mest naturliga/minst störda lokaliseras (information som kan vara intressant för fortsatt bevarande av "naturlighet" genom till exempel områdesskydd), kan informationen också användas till att lokalisera var påverkan sker och var åtgärder eventuellt bör sättas in. Det går också att beräkna den kumulativa påverkan som finns på en plats eller på platsens olika ekosystemkomponenter.

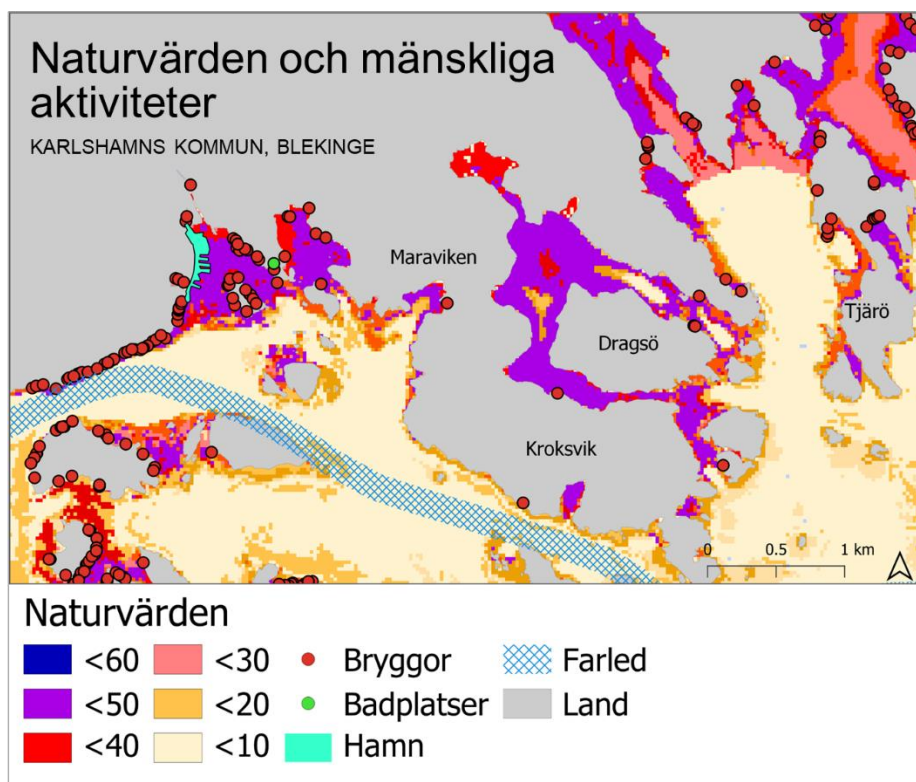
Kartorna kan ge en indikation om var *potentiella värdekärnor* finns (områden som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in) (se steg 7).⁷⁴

Inom det nationella havsplaneringsverktyget Symphony (Havs- och vattenmyndigheten 2018) görs en kumulativ beräkning av mänsklig påverkan på 32 ekosystemkomponenter (se faktarutan). Information om förekomst av dessa finns över hela Sveriges havsvattenområde. Upplösningen är 250 gånger 250 meter. Eftersom denna upplösning är grov vid regional och kommunal planering samt vid arbete med områdesskydd ska det framöver vara möjligt att ladda upp sina egna lager med ekosystemkomponenter (och påverkanslager) om man önskar använda verktyget på mer detaljerade data. Då behöver man dock också sätta sin egen känslighetsmatris.

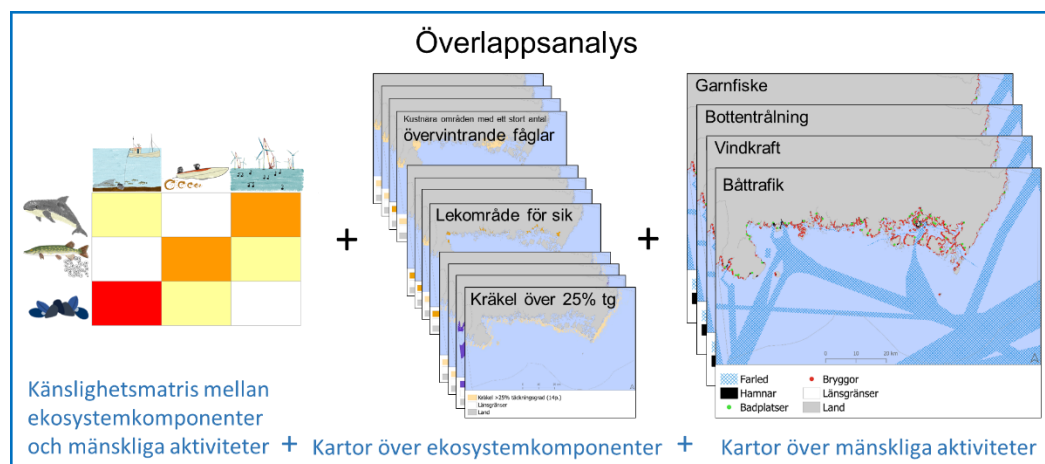
Symphonys 32 ekosystemkomponenter:

Planktonsamhälle
Grundområde
Hårdbotten, fotisk
Hårdbotten, afotisk
Hårdbotten, djup
Transportbotten, fotisk
Transportbotten, afotisk
Transportbotten, djup
Mjukbotten, fotisk
Mjukbotten, afotisk
Mjukbotten, djup
Musselrev
Djupt rev
Haploopsrev
Artificiellt rev
Långskottsvegetation
Torsk
Sill
Skarpsill
Siklöja
Fisklek
Älvmynningsfisk
Älvandring
Gråsäl
Knubbsäl
Vikare
Tumlare Nordsjön
Tumlare Bälthavet
Tumlare Östersjön
Kustfågel
Sjöfågel kust
Sjöfågel utsjö

⁷⁴ Se definition på begreppen i avsnitt 5.



Figur 49. Figuren visar ett exempel på översiktlig naturvärdeskarta och mänskliga aktiviteter/påverkansfaktorer. Analyserna om påverkan ska dock inte göras på översiktliga naturvärdeskartor utan på förekomster av ekosystemkomponenter eftersom det är de som är känsliga för olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck.



Figur 50. Känslighetsmatriser kan tillsammans med geografisk information om förekomst av ekosystemkomponenter och mänskliga aktiviteter användas för analys av var mänsklig påverkan sker. Analysen kan också indikera var det finns lägre risk att en mänsklig aktivitet påverkar miljön negativt. För att utvärdera en möjlig verksamhet måste dock en fullgod miljökonsekvensbeskrivning göras.

En viktig information att få ut av analyserna är hur *utsatta* olika biotiska ekosystemkomponenter är för rumslig mänsklig påverkan i området. Tillsammans

med annan information är det viktigt vid bedömning av hur mycket olika ekosystemkomponenter ska vara representerade i värdetrakter (det vill säga vid bedömning av kriteriet *ekologisk representativitet*, se steg 11, avsnitt 2.4.4.4). Om en ekosystemkomponent ofta är negativt påverkad av mänskliga aktiviteter är det desto viktigare att se till att de platser som den inte är negativt påverkad prioriteras för förvaltning.

För att vidare identifiera *lämpliga och livskraftiga platser* bör hänsyn tas till troliga framtidsscenarier och då inte minst de orsakade av globala klimatförändringarna. Modellerade kartor som visar troliga framtida utbredningar av olika ekosystemkomponenter (se steg 3, *yttäckande kartor över ekosystemkomponenter*, avsnitt 2.4.2.1) bör eventuellt till viss del styra vilka områden som pekas ut som värdetrakter. Särskilt platser som är sannolika klimatrefuger bör säkerställas att de är inkluderade i de värdetrakter som pekas ut. Läs mer i avsnitt 2.5.

FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD; 2008) definition på kriteriet *lämpliga (/adekvata) och livskraftiga platser* är (fritt översatt) det följande: ”Lämpliga och livskraftiga platser indikerar att alla platser inom ett nätverk ska ha storlek och skydd som är tillräckliga för att säkerställa ekologisk livskraft och integritet hos den eller de egenskaper som de valdes för.” (se tabell 19, avsnitt 2.4.4). I internationellt arbete med ekologiskt sammanhängande (ibland översatta till ekologiskt funktionella) nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*) är storlek och form av skydd också vanliga underkriterier till *lämpliga och livskraftiga platser* (se till exempel Piekäinen och Korpinen 2007; Ardrön 2008; Johnson m.fl. 2014; Deltares 2015 och referenser däri). Form av skydd är viktigt vid arbete med skyddade områden men eftersom Mosaic har en mer generell inriktning för rumslig förvaltning går vi inte närmare in på form av skydd. Det kan dock komma att premieras i senare versioner av Mosaic men i dagsläget inväntas också det arbete med områdesskydd som sker nationellt. Nu fokuserar bedömningen av kriteriet på att analysera om en plats blir negativt påverkad eller inte, oavsett om den är skyddad eller inte.

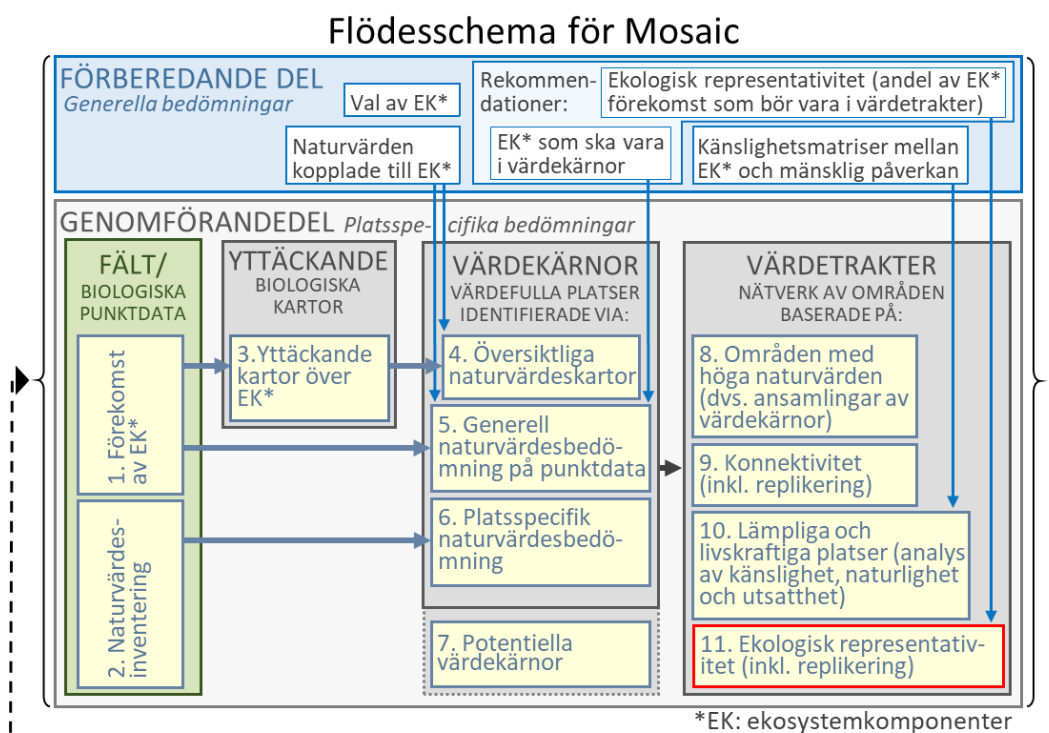
I överlappsanalysen mellan ekosystemkomponenters förekomst och mänskliga aktiviteter/påverkanstryck är vår intention att känslighetsmatriserna har information om vilka buffertzoner som olika ekosystemkomponenter behöver mot olika påverkanstryck. Med andra ord bör storleken på området och avstånden från påverkansfaktorer undersökas för att säkerställa att platsens ekologiska livskraft och integritet är tillräcklig för närvarande ekosystemkomponenter. Storleken på ostörda områden är också sammanlänkat med områdenas möjlighet att stödja livskraftiga populationer och rekrytering i området (Carr m.fl. 2017).

Mosaics tillvägagångssätt liknar CBD:s exempel på ändamålsenliga och platsspecifika överväganden för kriteriet. Fritt översatt är det: ”Lämplighet och livskraft beror på storlek, form, buffertar, motståndskraft hos komponenter, hot, omgivande miljö (sammanhang), fysiska begränsningar, omfattning av funktioner/processer; överspill/kompakthet” (se tabell 19, avsnitt 2.4.4) (FN:s konvention om biologisk mångfald 2008).

2.4.4.4 Steg 11: Ekologisk representativitet

Hur klara är riktlinjerna för steg 11?

Arbetsgången är klar till version 1. De delar som är beroende av tidigare steg och som i sig inte är klara (det vill säga steg 9 och 10) har dock inte specificerats närmare. Vidare ska experter ge rekommendationer kring olika ekosystemkomponenters representativitet i den förberedande delen, vilket i skrivande stund ännu inte är gjort. Tillvägagångssätt för steget kan komma att utvecklas till senare versioner av ramverket.



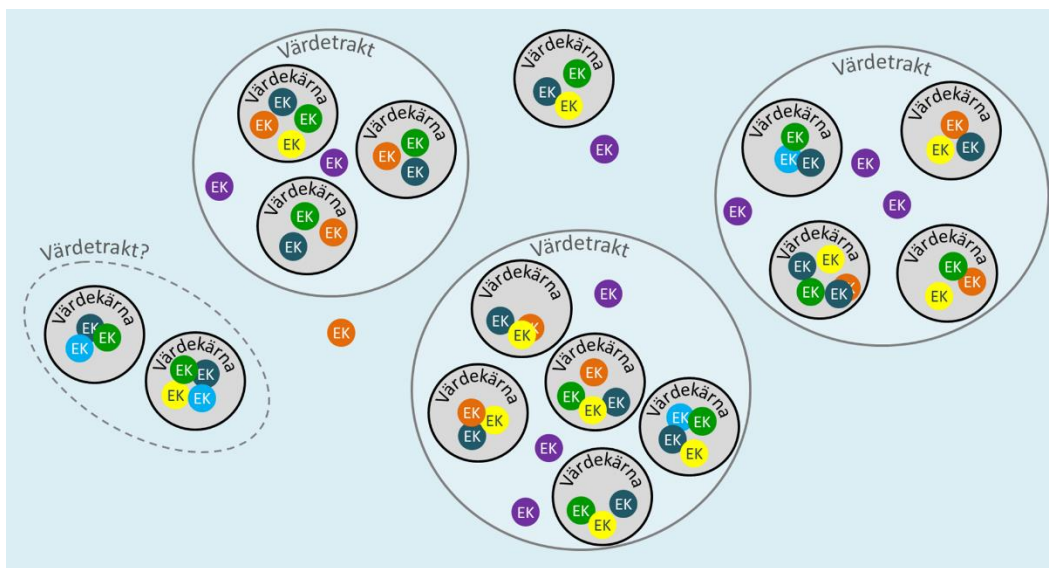
Figur 51. Den röda markeringen i flödesschemat visar vilket steg som avsnittet behandlar.

I det elfte steget i Mosaics genomförandedel ska *ekologisk representativitet* säkras i värdetrakterna⁷⁵ (figur 51). I rapporten anses ekologisk representativitet vara uppnått i ett nätverk när dess värdetrakter innehåller mångfalden av biota och livsmiljöer som finns i regionens marina ekosystem. För att säkerställa *ekologisk representativitet* bör representativitet utvärderas utifrån biotiska ekosystemkomponenter och inte abiotiska ekosystemkomponenter. Fokus för att säkra *ekologisk representativitet* är inom Mosaic dels att så många biotiska ekosystemkomponenter som möjligt är representerade och dels att de ekosystemkomponenter som är i behov av rumslig förvaltning är väl representerade (det vill säga, en hög andel av dess förekomst representeras i värdetrakterna). Eftersom fokus ligger på *biotiska* ekosystemkomponenter inom Mosaic är det överflödigt att analysera andelen områden i olika djupzoner eller på hård och mjukbotten som mått på

⁷⁵ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

representativitet. Endast om information saknas om biotiska ekosystemkomponenter bör representativitet i grövre skala analyseras.

Primärt ska kriteriet uppfyllas i de värdekärnor som ingår i värdetrakterna⁷⁶ för att ge goda underlag till rumslig förvaltning (figur 52 och 53). Dock är det inte alltid möjligt att kriteriet uppfylls tillfullo inom värdetrakternas värdekärnor. Då får även områden mellan värdekärnorna inom värdetrakter bidra till detta (figur 52).



Figur 52. Målet är att ekologisk representativitet i första hand ska uppnås i värdetrakternas värdekärnor och i andra hand i värdetrakterna (men då alltså utanför värdekärnorna).

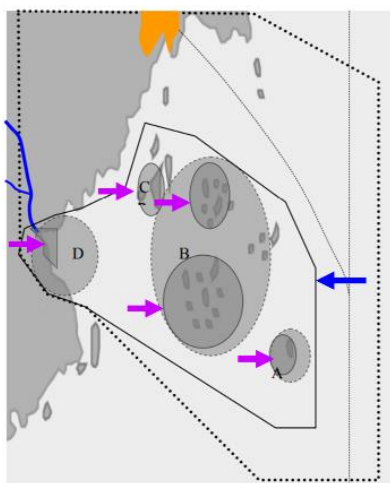
Färgade cirkular symboliserar olika ekosystemkomponenter, grå cirkular värdekärnor och stora cirkular värdetrakter. För att de ljusblå ekosystemkomponenterna ska vara tillräckligt representerade bör en värdetrakt bildas av de två värdekärnor som finns längst till vänster i figuren. Vidare ligger de lila ekosystemkomponenterna ofta utanför värdekärnorna och kan därmed inte representeras inom värdetrakternas värdekärnor. De får bli representerade utanför värdekärnorna men i värdetrakterna.

En viktig anledning till att det är bra att urskilja och fokusera på värdekärnorna inom värdetrakter (eller skyddat område) beskrivs i rapporten *Skydd av marina miljöer med höga naturvärden* (Naturvårdsverket 2007a). Där står det:

Det är inte alltid motiverat eller genomförbart med ett genomgående starkt skydd av ett stort kust- eller skärgårdsområde. Därför kan det vara motiverat med en zonering med ett starkare skydd för objektets värdekärnor, medan svagare eller mindre långsiktigt skydd används i perifera delar av området, eller i utvecklingsområden mellan värdekärnor. Innebörden av zonering finns beskriven i olika föreskrifter för olika delar av det skyddade området. Till exempel kan tillstånd för en verksamhet behövas utanför värdekärnorna, men inom värdekärnorna råder förbud för verksamheten (till exempel för muddring eller (nya) bryggor).

Vidare resonerar de att skyddszonerna runt värdekärnorna bör vara så stora att de skyddar de arter, livsmiljöer eller funktioner som skyddet avser (figur 53).

⁷⁶ Se definition på begreppen i avsnitt 5.



Figur 53. Något modifierad figur (pålagda pilar) från Naturvårdsverkets rapport (2007) Skydd av marina miljöer med höga naturvärden. De lila pilarna pekar på värdekärnor, den blå pilen pekar på gränsen för ett naturreservat och A, B, C och D representerar olika skyddszoner. Rapporten argumenterar för att reservatsföreskrifterna kan anpassas till de olika skyddszonerna efter vilka behov dess värdekärnor har. Till exempel A= Förbud mot landstigning och båttrafik. B= Förbud mot exploatering och fysisk påverkan. C= Föreskrifter som reglerar friluftslivet. D= Reservatsföreskrifterna kompletteras med föreskrifter enligt fiskelagen.

Genom att följa Mosaics arbetsflöde kommer det att finnas värdekärnor som inte inkluderas i värdetrakter (se till exempel figur 52). Det är platser med höga naturvärden men som inte bedömts vara prioriterade i ett *livskraftigt och ekologiskt representativt nätverk*. Det kommer också att finnas värdekärnor som ligger i en värdetrakt men där värdetrakten har avgränsats på grund av andra värdekärnor runt omkring. Ibland kan stora kustområden i sin helhet klassificeras som värdekärna. Eftersom det inte alltid är genomförbart att ha hårda restriktioner för hela kustområden bör hårda restriktioner prioriteras för värdekärnor som bedömts väsentligt bidra till ett *livskraftigt och ekologiskt representativt nätverk*.

För att tillgodose *ekologisk representativitet* bör det dels specificeras *hur mycket* eller *hur stor andel* av ekosystemkomponenternas förekomst som bör vara representerat och dels bör det analyseras *var* denna representativitet är bäst lämpad.

Specificeringen av *hur stor andel* av en ekosystemkomponents förekomst som bör vara representerad, bör utgå från:

- de poäng som ekosystemkomponenten har fått när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter
- rekommendationer från experter i den förberedande delen (se avsnitt 2.3.3.2)
- hur utsatt ekosystemkomponenten är av mänsklig påverkan (information från steg 10, avsnitt 2.4.4.3). Om ekosystemkomponenten är utsatt:
 - bör hänsyn tas till hur stor andel av dess utbredning som behövs för att den ska vara bärkraftig för sig, för de arter som den är viktig för, för ekosystemet som helhet och för produktion av ekosystemtjänster
- samt om ekosystemkomponenten är en naturvårdsart, till exempel en ansvarsart eller en rödlistad art (Hallingbäck 2013), vilket också har noterats i tabell 17 (se tredje kolumnen) avsnitt 2.3.2.4).

Specificeringen av *hur stor andel* av en ekosystemkomponents förekomst som bör vara representerad ska motiveras. I den andra kolumnen i tabell 17, avsnitt 2.3.2.4,

ges exempel på hur specificering av representativitet hos olika ekosystemkomponenters skulle kunna se ut.

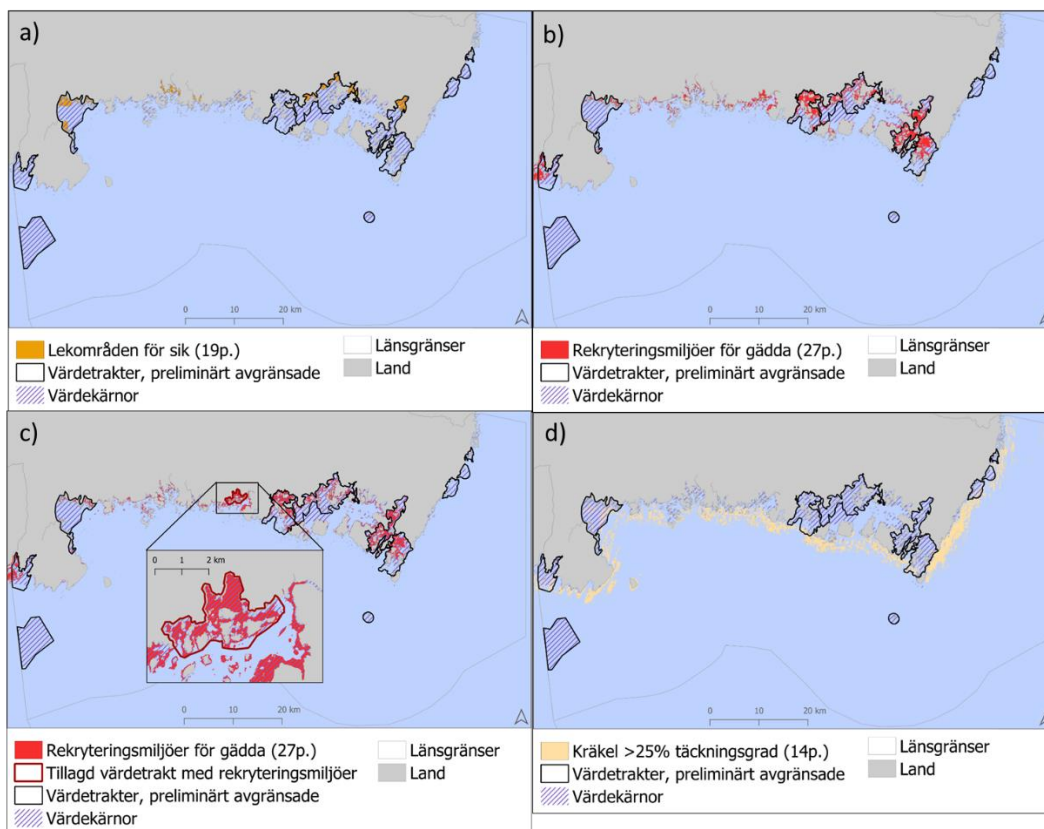
Specificering om *var* representativitet bäst uppfylls bör baseras på:

- hur stor andel av ekosystemkomponenterna som bör vara representerad (se ovan)
- var det är mest värdefullt att ekosystemkomponenterna är representerade.
Välj platser:
 - där ekosystemkomponentens förekomst är viktig för spridningsbiologi (*konnektivitet, steg 9, avsnitt 2.4.4.2*)
 - där extra höga naturvärden hos ekosystemkomponenten i fråga finns (ofta identifierade via *platsspecifik naturvärdesbedömning, steg 6, avsnitt 2.4.3.3*)
 - som är *lämpliga och livskraftiga* för ekosystemkomponenten
 - där även andra värdefulla ekosystemkomponenter finns
- hur ofta en ekosystemkomponent bör vara replikerad
 - Hur ofta en ekosystemkomponent bör vara replikerad styrs framförallt av spridningsbiologiska skäl (som bedöms vid kriteriet *konnektivitet steg 9*) men också av försiktighetsprincipen. En ekosystemkomponent bör finnas replikerad på några platser för att minska risken för att till exempel en olycka eller annan förändring i miljön slår ut förekomsten helt i ett område
- om klimatförändringar kommer att påverka var ekosystemkomponenten förekommer.

I vårt exempelområde (Blekinge) var många av ekosystemkomponenterna representerade på ett godtagbart sätt beträffande hur stor andel av dess förekomst som var inkluderade i de preliminärt avgränsade värdetrakternas värdekärnor. Figur 54 visar olika ekosystemkomponenter och deras förekomst i relation till värdekärnor och de preliminärt avgränsade värdetrakterna. Lekområden för sik (figur 54 a) lever upp till det mål som satts som exempel i tabell 17, avsnitt 2.3.2.4. Andelen av rekryteringsmiljöer för gädda (figur 54 b) levde dock inte riktigt upp till den nivå som vi satt som mål i vårt exempel, vilket var att de skulle vara representerade med 75 procent. Genom att ytterligare inkludera värdekärnor med rekryteringsområden för gädda till värdetrakterna är dock kravet uppfyllt (figur 54 c).

Ekosystemkomponenten kräkel med en täckningsgrad på minst 25 procent är dock för lågt representerad (endast med 7 procent) i de preliminärt avgränsade värdetrakternas värdekärnor och når inte upp till exemplet på en gräns som är 10 procent av sin förekomst, se tabell 17, avsnitt 2.3.2.4). Att inkludera fler värdekärnor i värdetrakterna skulle dock inte nämnvärt höja representativiteten av kräkel eftersom komponenten är sällsynt på platser som värderats till värdekärnor. Anledningen till att de är sällsynta på de platser som vårt exempel pekat ut om värdekärnor är för att de varken har fått höga poäng när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter eller förekommer tillräckligt ofta med andra ekosystemkomponenter som ökar platsernas värde. Däremot är kräkel väl

representerat i de preliminärt avgränsade värdeutrakterna om hela området betraktas och inte bara dess värdekärnor. 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 välrepresenterad inom värdeutrakternas hela område. Observera att kartor och siffror inte har bearbetats djupare av oss efter alla kriterier och ska endast ses som exempel att diskutera utifrån.



Figur 54. Kartorna visar olika ekosystemkomponenters utbredning i förhållande till värdekärnorna och de preliminärt avgränsade värdeutrakterna. Genom att jämföra dessa kan man undersöka om de är tillräckligt representerade jämfört med de mål som satts. Dessa ska i första hand uppfyllas i värdekärnorna inom värdeutrakterna. Lekområden för sik (karta a) representeras med ca 79 procent i värdeutrakternas värdekärnor, vilket uppnår målet satt som exempel i tabell 17, avsnitt 2.3.2.4. Rekryteringsmiljöer för gädda (karta b) representeras med 72 procent i värdeutrakternas värdekärnor jämfört med målet på 75 procent som är satt som exempel i tabell 17, avsnitt 2.3.2.4. Det medför att ett område med värdekärnor som innehåller rekryteringsmiljöer för gädda bör adderas till värdeutrakterna. Karta c ger ett exempel på en värdekärna som skulle kunna inkluderas i en ny värdeutrakt för att även rekryteringsmiljöer för gädda ska vara representerat på ett godtagbart sätt i värdeutrakternas värdekärnor. Kräkel med en täckningsgrad på minst 25 procent (karta d) representeras med 7 procent inom värdeutrakternas värdekärnor vilket är lägre än 10 procent vilket är det mål som har satt som exempel i tabell 17, avsnitt 2.3.2.4. Att inkludera fler värdekärnor i värdeutrakter skulle inte nämnvärt öka andelen på grund av kräkel sällan förekommer i de värdekärnor som exemplet identifierat. Dock är kräkel väl representerat inom hela värdeutrakternas område (10 procent) vilket får anses som godtagbart. Observera att kartorna över värdekärnor och värdeutrakter samt målen för representativitet bara ska ses som exempel för att illustra arbetsgången.

Eftersom steget *ekologisk representativitet* fokuserar på:

- att så många *biotiska* ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer) som möjligt är representerade samt
- att de som är i störst behov av rumslig förvaltning, har stor andel av sin förekomst representerad (till exempel om det är en ansvarsart, rödlistad art, utsatt biotop och så vidare, se ovan)

tas genom steget hänsyn till biologisk mångfald av arter (α -diversitet), till biologisk mångfald av livsmiljöer (β -diversitet) och till biologisk mångfald av arter från global till regional nivå (γ -diversitet; Whittaker 1960, 1972). Det skulle vara önskvärt om riktlinjer i framtida versioner kommer på plats angående en lämplig analysmetod som identifierar områden med många olika ekosystemkomponenter – viktade efter behov av representativitet. Läs mer om hur hänsyn till biologisk mångfald tas inom verktyget i avsnitt 3.1.

2.4.4.5 Sammantagen värdering

När alla 11 stegen är analyserade ska värdekärnor (och *potentiella värdekärnor*) samt värdeetrakter vara identifierade.⁷⁷ Om höga naturvärden har identifierats på en plats via *något* av stegen 4–6 kan platsen klassificeras till en värdekärna. Ett läns värdeetrakter ska å andra sidan avgränsas så att de *sammantaget uppfyller alla* kriterier i stegen 8–11, det vill säga de ska bestå av lämpliga och livskraftiga platser med höga naturvärden som är ekologiskt representativa och vars nätverk säkrar arters spridningsbiologi (konnektivitet). Primärt ska kriterier uppfyllas i värdeetrakternas värdekärnor.

Bedömning och identifiering av värdekärnor och värdeetrakter i Mosaics genomförandedel har inte samma förutsättningar för att vara transparenta, jämförbara och mindre subjektiva som den förberedande delen har. I den förberedande delen ska generella bedömningar göras medan det är i genomförandedelen som detaljer om naturens rumsliga variation från plats till plats ska fångas. På det stora hela styr inte riktlinjerna i Mosaics genomförandedel lika hårt som de gör till exempel när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter.⁷⁸ För att bedömningarna i Mosaics genomförandedel ska bli transparenta ska avvikelser dokumenteras och motiveras utifrån den *översiktliga naturvärdeskartan* (steg 4). Utöver information om ekosystemkomponenters förekomster, utgår kartan ifrån den nationellt harmoniserade, förankrade bedömningen om naturvärden kopplade till ekosystemkomponenter.

⁷⁷ Se definition på begreppen i avsnitt 5.

⁷⁸ Med expertbedömning avses en bedömning utförd i enlighet med bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunder eller andra regler inte kan tillämpas (Naturvårdsverket 2007b).

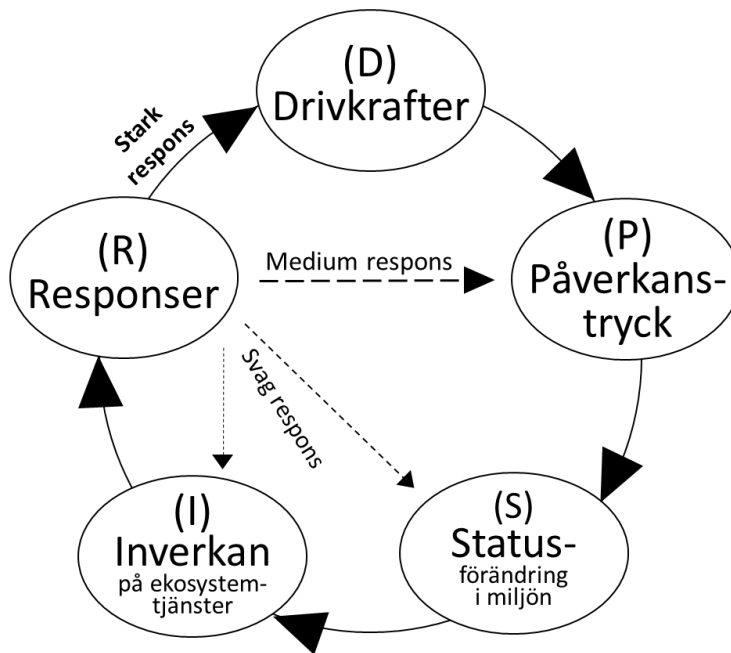
2.5 Inkludering av framtidsscenarier i verktyget

För att inkludera och ta hänsyn till troliga framtidsscenarier – och då inte minst de orsakade av globala klimatförändringarna – bör modellerade kartor över troliga förändrade utbredningar för olika ekosystemkomponenter inkluderas i arbetet. Kartorna över framtidsscenarier kan tas fram i steg 3, *yttäckande kartor över ekosystemkomponenter* (avsnitt 2.4.2.1). Genom att inkludera scenarier över ändrade miljövariabler, som till exempel salthalt eller mängd näringsämnen kan scenarier på utbredning av olika ekosystemkomponenter modelleras. Dessa kartor kan därefter tas hänsyn till när *lämpliga och livskraftiga platser* ses ut, steg 10 (avsnitt 2.4.4.3).

Eventuellt skulle dessa kartor kunna vägas in i steg 4, *översiktliga naturvärdeskartor* (avsnitt 2.4.3.1) för att vara med och påverka var värdekärnor pekas ut. Kartorna kan också vara med vid en *platsspecifik naturvärdbedömning*, steg 6 (avsnitt 2.4.3.3), för att ha mer kontroll över vilka platser som pekas ut som värdekärnor baserat på bland annat var klimatreffuger finns.

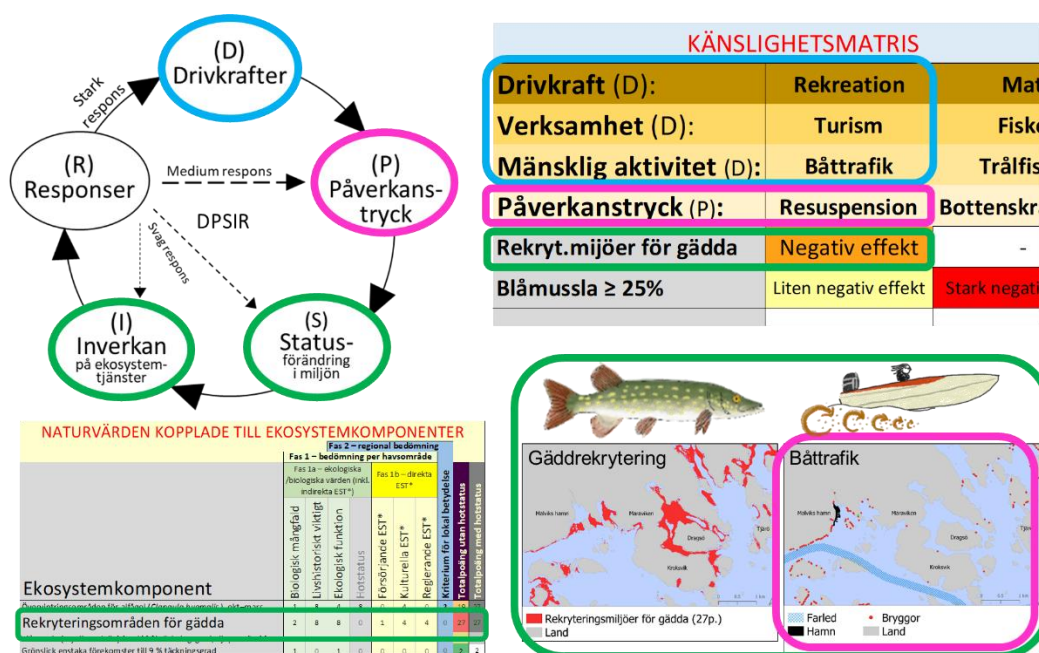
2.6 Utvärdering av förvaltningsstrategier

För att diskutera hur Mosaic kan användas för att utvärdera olika förvaltningsstrategier tar vi stöd av begrepp från ramverket DPSIR. För att strukturera interaktioner mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö har Europeiska miljöbyrån (EEA) utvecklat 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 55). Ramverket DPSIR har blivit föreslaget att användas vid arbete med bland andra havsmiljödirektivet (Borja m.fl. 2010; Berg m.fl. 2015).



Figur 55. 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).

Mosaic har flera skärningspunkter med DPSIR och de båda verktygen/ramverken kan stödja varandra. I känslighetsmatriser mellan mänskliga påverkansfaktorer och biotiska ekosystemkomponenter, bör drivkrafter (D inom DPSIR) och påverkanstryck (P inom DPSIR) som de mänskliga drivkrafterna (/verksamheterna/aktiviteterna) ger upphov till listas. Det kan röra sig om miljögifter, buller, habitatförstörning eller främmande arter (figur 56).



Figur 56. Figuren visar hur verktyget Mosaic kan användas tillsammans med ramverket DPSIR. Tabellen i övre högra hörnet visar hur en känslighetsmatris kan se ut. Genom att specificera hur drivkrafter (D inom DPSIR, markerat i blått) och påverkanstryck (P inom DPSIR, markerat i rosa) påverkar olika biotiska ekosystemkomponenter (markerat i grönt) kan känslighetsmatrisen tillsammans med kartor över mänskliga aktiviteter/påverkanstryck (rosa) och ekosystemkomponenter ge en uppskattning om hur omfattande påverkan är. Här exemplifierat med att småbåtstrafik troligen har negativ påverkan på gäddrekrytering (Hansen m.fl. 2019). Genom att bedömningen i Mosaics förberedande del 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. En fråga att besvara kan till exempel vara huruvida ett område har god representation av rekryteringsmiljöer för gädda som inte störs av småbåtstrafik. Genom att titta på olika förvaltningsstrategier av småbåtstrafik kan man gå igenom vilka kvantitativa och geografiska effekter ändrad trafik skulle kunna ge. Steg för steg kan man utvärdera hur ett ändrat trafikmönster skulle kunna komma att påverka de ekosystemkomponenter som är känsliga för småbåtstrafik.

Vidare bör en känslighetsmatris lista sekundära drivkrafter (D inom DPSIR), vilket är mänskliga verksamheter och aktiviteter som triggar en påverkan. Primära drivkrafter hänvisar till den bakomliggande socio-ekonomiska anledningen 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. Denna information kan tillsammans med *yttäckande kartor över ekosystemkomponenter* och mänskliga påverkanstryck/aktiviteter därefter kvantifiera hur utsatta de biotiska ekosystemkomponenterna är. Genom att den förberedande delen i Mosaic redovisar vilka naturvärden – inklusive värden kopplade till ekosystemtjänster – de olika biotiska ekosystemkomponenterna representerar, kan en vidare bild av statusförändringen i miljön (S inom DPSIR) och inverkan på ekosystemtjänster (I inom DPSIR) sammanställas. Därefter går det att dra slutsatser om en förändring av strategin behövs eller inte (respons, R inom DPSIR).

Forskningsprojektet Imagine⁷⁹ har bland annat undersökt huruvida Mosaic och DPSIR kan stödja varandra utifrån denna koppling genom att studera möjliga effekter på våra hav från olika framtidsscenarier av mänskliga aktiviteter. Även effekter av olika förvaltningsstrategier och juridiska instrument har undersökts genom denna koppling. Projektet hade studieområden både på ostkusten och på västkusten.

Ramverket DPSIR blir ofta kritiserat för att det 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 vanliga 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 som till exempel 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 fördjupa undersökningarna.

⁷⁹ Imagine (*Inverkan av alternativa förvaltningsstrategier på marin grön infrastruktur*), var ett tvärvetenskapligt projekt mellan AquaBiota Water Research, Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet kustlaboratoriet och Stockholms universitet) finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget.

3 Vidare diskussion

3.1 Biologisk mångfald

Biologisk mångfald är av central betydelse vid identifiering av värdefulla områden i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk och ska därför genomsyra verktyget. Som tidigare nämnt finns det olika sorters biologisk mångfald. Det kan delas in i α -, β - och γ -diversitet (se nedan) (Whittaker 1960, 1972).

När naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter (fas 1, bedömning per havsområde) är ett av kriterierna *biologisk mångfald*. Ekosystemkomponenterna blir bedömda utefter deras relativa bidrag till *biologisk mångfald* på en plats. Framförallt om de skapar livsutrymme för andra arter och populationer, det vill säga α -diversitet (Whittaker 1960, 1972). Vidare så tas indirekt hänsyn till biologisk mångfald på global och storregional skala (γ -diversitet) genom kriteriet *hotstatus*.

Hänsyn till biologisk mångfald ska också tas vid *platsspecifik naturvärdesbedömning* (steg 6, avsnitt 2.4.3.3). Riktlinjerna är ännu inte satta för steget men vi rekommenderar att CBD:s kriterier ”för ekologiskt eller biologiskt viktiga områden” (EBSA:s) (FN:s konvention om biologisk mångfald 2008) ska användas. Om dessa kriterier används kommer även här hänsyn till α -diversitet att tas genom kriteriet *biologisk mångfald*. Hänsyn till biologisk mångfald på global och storregional skala (γ -diversitet) kommer indirekt att tas genom kriteriet ”av vikt för hotade eller minskande arter eller biotoper” (vilket ungefär motsvarar kriteriet *hotstatus* när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter).

Vid analys av kriteriet *ekologisk representativitet* ska hänsyn tas till att många ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper och livsmiljöer) representeras. Genom att värna om att så många ekosystemkomponenter som möjligt representeras kan hänsyn tas till:

- biologisk mångfald av arter och populationer (α -diversitet)
- biologisk mångfald av livsmiljöer (β -diversitet) och
- biologisk mångfald av populationer och arter på en global till (stor-) regional nivå (γ -diversitet; Whittaker 1960, 1972).

Genom att modellera mångfald av ekosystemkomponenter (arter och livsmiljöer) skulle biologisk mångfald kunna lyftas ytterligare i verktyget. Det är ett förslag som inte har bearbetats och beslut om huruvida detta borde inkluderas i verktyget blir en pusselbit för senare versioner.

En möjlighet är att inkludera en sådan analys inom *översiktliga naturvärdeskartor* och därmed påverka utpekandet av värdekärnor⁸⁰. Det kan dock föreligga svårigheter med att ta fram en analys av β -diversitet som är användbar för att identifiera värdekärnor i ett landskapsperspektiv. Det är också troligt att en sådan analys skulle

⁸⁰ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

peka ut platser som genom befintliga metoder redan pekas ut som värdekärnor. En modellerad karta över mångfald av ekosystemkomponenter är kanske främst användbar för att avgöra vilka värdekärnor som ska ingå i värdetrakter⁸¹. Analysen skulle då med fördel kunna göras i steg 11 tillsammans med kriteriet *ekologisk representativitet*. På liknande sätt eftersträvar steget att områden där många ekosystemkomponenter representeras prioriteras inom förvaltningen. Den stora fördelen med att lägga analysen i samband med kriteriet *ekologisk representativitet* är att hög mångfald av ekosystemkomponenter kan balanseras med en önskad representativ spridning mellan olika ekosystemkomponenter. Det motverkar att det är samma konstellation av ekosystemkomponenter som alltid premieras. Men som sagt om och hur en analys av ”mångfald av ekosystemkomponenter” borde inkluderas i verktyget har inte bearbetats utan blir en pusselbit för senare versioner.

3.2 Rariteter, arter vid sin utbredningsgräns och ansvarsarter

En kritisk avvägning har varit om kriterierna *raritet*, *arter vid sin utbredningsgräns* och *ansvarsarter* bör inkluderas när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i Mosaics förberedande del eller inte. Det beslutades att de inte skulle vara med. Anledningarna till detta var för att:

- Yttäckande kartunderlag om var ovanliga arter finns är svårt att ta fram.
- Förekomstdata över rariteter, unika värden, ovanliga kombinationer eller om det geografiska läget gör förekomsten ovanlig, behöver ofta bedömas från fall till fall. Med andra ord behöver informationen behandlas individuellt i steg 6, *platsspecifik naturvärdesbedömning* och därmed behövs inte ett kriterium för raritet i när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen. Även om informationen är bristfällig i jämförelse med en detaljerad naturvärdesinventering, kan informationen om förekomst ibland räcka för att göra en individuell bedömning.
- Onaturlig ovanlighet eller där en ekosystemkomponents utbredningsgräns har flyttas på grund av till exempel klimateffekter kan bedömas för kriteriet *hotstatus*.
- 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 fas 2 (regional bedömning).
- Naturlig ovanlighet som inte är kopplad till något av de andra kriterierna när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen eller täcks upp av ovanstående punkter, bedöms inte som ett så framträdande naturvärde att det ska behandlas med samma dignitet som de andra kriterierna i fas 1a.
- Om en rar ekosystemkomponent är utsatt för mänskliga påverkansfaktorer ska den fångas upp vid analys av ”känslighet, naturlighet och utsatthet” inom kriteriet

⁸¹ Se definition på begreppen i avsnitt 5.

lämpliga och livskraftiga platser. Detta ska vidare påverka bedömningen av *hur stor andel* av en ekosystemkomponents förekomst som bör vara representerad i värdeetrakter (vilket bedöms för kriteriet *ekologisk representativitet*).

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

- Ansvarsarter ska markeras i listorna över ekosystemkomponenter (se den tredje kolumnen i tabell 17, avsnitt 2.3.2.4) och tas med vid bedömningen av *hur stor andel* av en ekosystemkomponents förekomst som bör vara representerad i värdeetrakter (vilket bedöms för kriteriet *ekologisk representativitet*, steg 11).
- Är ansvarsarten ovanlig i området med några få bekräftade platser med förekomst behöver de ofta bedömas från fall till fall. Med andra ord kommer informationen att behandlas individuellt i steg 6, *platsspecifik naturvärdesbedömning* (avsnitt 2.4.3.3).

3.3 Förekomst

Hur vanlig eller ovanlig en biotisk ekosystemkomponent (art, organismgrupper eller livsmiljö) är påverkar en naturvärdesbedömning 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 (se figur 14 i avsnitt 2.3.2.1.1). 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 tabell 6 och figur 16 i avsnitt 2.3.2.1.1 visar, bedöms kriteriet *ekologisk funktion* både efter ekosystemkomponentens potentiella förekomst och dess reella förekomst:

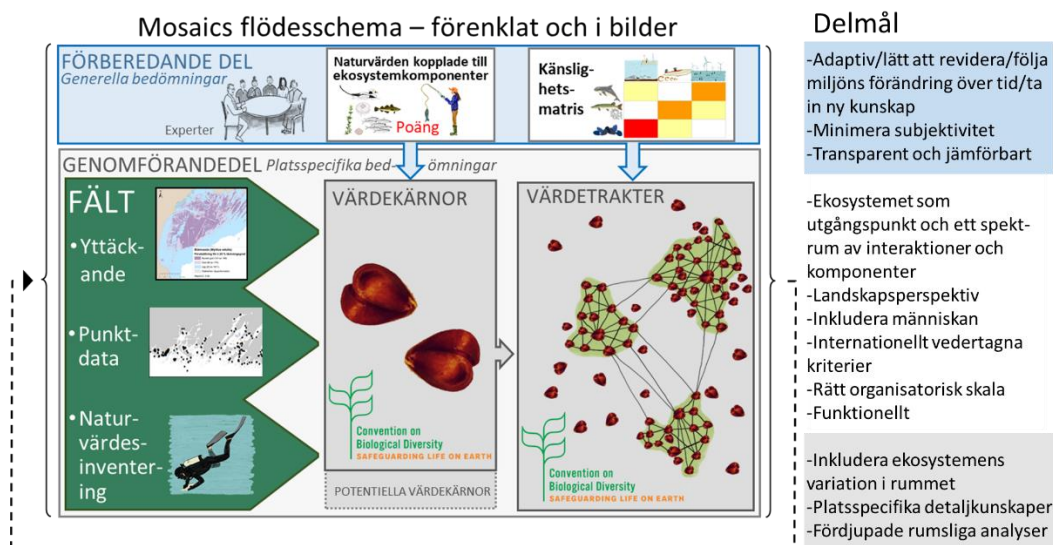
”Om ekosystemkomponenten [...] har potential att vara så förekommande att funktionen verkligen blir betydelsefull ur ett helhetsperspektiv, kan dock den reella förekomsten också påverka hur vi i dagsläget värderar områden där ekosystemkomponenten befinner sig. Finns den i hög förekomst (till exempel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

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

4 När verktyget 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. Därför måste bedömningar och naturvärdeskartor granskas för att avgöra om de är rimliga eller inte. Verktöget kommer med andra ord inte alltid att nå fram till målen. Nedan diskuteras hur Mosaic är uppbyggt för att nå dem så långt som möjligt.

Syftet med verktyget är att främja en ekosystembaserad, adaptiv och funktionell förvaltning av våra hav. Verktöget går i linje med ekosystemansatsen och följer i stort Malawiprinciperna., Dock ger det endast underlag till prioritering som samhället kan göra för att ta hänsyn till biologisk mångfald, ekosystemtjänster och andra naturvärden i ett rumsligt perspektiv och inte ett fullskaligt underlag. Vidare följer verktyget inte Malawiprincip 4, ”Det är grundläggande att förstå ekosystemets värde ur ett ekonomiskt perspektiv”. Genom att vara en guide för bedömning av naturvärden och prioritering av områden för förvaltning skulle dock verktyget kunna stödja bedömningen av ekosystemets värde ur ett ekonomiskt perspektiv. Vi har dock sett många problem med att göra det och därför valt att inte gå den vägen.



Figur 57. Till vänster i figuren är Mosaics flödesschema förenklat i bilder. Till höger i figuren listas delmål som är specificerade för att uppnå syftet att vara ekosystembaserat, adaptivt och funktionellt. Målen är ordnade efter vilken del som fokuserar på dem. Blått noterar den förberedande delen och grått genomförandedelen. De omarkerade delmålen är i fokus i båda delarna. Alla delmål ska dock försöka uppfyllas i båda delarna.

För att försöka nå de delmål som satts upp för Mosaic (se avsnitt 1.1) har verktyget formats med följande strukturer och beståndsdelar (redovisade i punktform):

Ekosystembaserad

- **Utgå från ekosystemet och ta hänsyn till stora delar av ekosystemets spektrum av interaktioner och komponenter**
 - × För att ta hänsyn till komplexa (icke-linjära) interaktioner i ekosystemet (till exempel födovävsinteraktioner) som är knutna till rumsliga komponenter bedöms ekosystemkomponenter av en grupp experter med stöd av vetenskapliga undersökningar – för att så mycket kunskap som möjligt om den marina miljöns beskaffenhet idag och efter troliga framtidsscenarier ska tillgodogöras på ett överkomligt sätt (se den förberedande delen, avsnitt 2.3).⁸²
 - × Alla ekosystemkomponenter som listas (läs avsnitt 2.3.1, val av ekosystemkomponenter att värdera) ska bedömas efter alla kriterier när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen. Det finns både fördelar och nackdelar med det. Fördelen är att alla ekosystemkomponenter uppmärksammas och får en ”chans” att ta plats och bedöms efter bästa tillgängliga kunskap. 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 (se avsnitt 2.3.2.3 angående tillförlitlighet i bedömningar).
 - × Verktyget innehåller relativt många kriterier för att belysa olika naturvärden och ekosystemtjänster. Detta gäller särskilt om CBD:s EBSA-kriterier (FN:s konvention om biologisk mångfald 2008) inkluderas vid *platsspecifik naturvärdesbedömning*, steg 6, vid kommande versioner (i denna version 1 är det dock endast en rekommendation, se avsnitt 2.4.3.3).⁸³
 - × Verktyget inkluderar olika metoder för att identifiera värdefulla platser (värdekärnor⁸⁴) vilket stödjer olika perspektiv och ett mer holistiskt angreppssätt.
- **Baseras på bästa tillgängliga kunskap och i så stor utsträckning som möjligt vara vetenskapligt förankrat**
 - × Med stöd av vetenskapliga undersökningar ska forskare och andra experter med lokal till nationell och storregional/global kännedom och med en bredd av ekologisk expertis involveras i den förberedande delen för att så mycket kunskap som möjligt om den marina miljöns beskaffenhet idag och efter troliga framtidsscenarier ska tillgodogöras på ett överkomligt sätt (se den förberedande delen och när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter, avsnitt 2.3.2).⁸⁵

⁸² Kopplar till Malawiprincip 3, 5, 6, 8, 10, 11 och 12.

⁸³ Kopplar till Malawiprincip 5 och 10.

⁸⁴ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

⁸⁵ Kopplar till Malawiprincip 11 och 12.

- × Syftet är att bedömningarna i den förberedandenaturvärdesbedömningen ska vara tillgängliga via ett IT-stöd (hemsida). Där ska bedömningarna vara enkla att kommentera (med referenser) (se avsnitt 4.1) – kommentarer som ska behandlas vid nästa revidering. Detta för att ytterligare samla kunskap på ett effektivt sätt. Detta är dock ännu inte i drift vilket gör att det inte kan anses uppfyllt.⁸⁶
- **Inkludera ett landskapsperspektiv och fördjupade rumsliga analyser**
 - × När naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter görs en mer omfattande bedömning per havsområden (fas 1). Även om poäng kan läggas till eller dras ifrån från denna bedömning i fas 2, för att spegla ekosystemkomponentens lokala betydelse i förhållande till andra delar i det aktuella havsområdet, går det inte att negligera betydelsen i hela havsområdet (avsnitt 2.3.2).
 - × Ett sätt att identifiera värdekärnor är genom att använda sig av *översiktliga naturvärdeskartor* som visar yttäckande information om var naturvärden ansamlas i landskapet (utifrån tillgängligt underlag; steg 4, avsnitt 2.4.3.1).
 - × I verktyget uppmanar vi till att inkludera kartor som visar troliga framtidsscenarier av olika ekosystemkomponenters och olika mänskliga aktivitetens utbredning och förekomst bland annat när steg 10 och kriteriet *lämpliga och livskraftiga* platser identifieras.
 - × Alla kriterierna för att identifiera värdetrakter⁸⁷ ska bedömas efter landskapsanalyser (*höga naturvärden, konnektivitet, lämpliga och livskraftiga platser* samt *ekologisk representativitet*; steg 8-11, avsnitt 2.4.4).⁸⁸
- **Inkludera platsspecifika detaljkunskaper**
 - × Platsspecifik kunskap ska tas fram för alla steg i Mosaics genomförandedel. Platsspecifika detaljkunskaper kommer särskilt tydligt in via naturvärdesinventering och platsspecifik naturvärdesbedömning (steg 2 och 6, avsnitt 2.4.1.2 och 2.4.3.3).⁸⁹ Dessa steg är dock ännu inte färdigutvecklade.
- **Inkludera människan som del av de ekologiska interaktionerna**
 - × Bedömning om vilka ekosystemtjänster som olika ekosystemkomponenter i allmänhet för med sig till en plats görs i den förberedande delen när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter (och kan därmed inkluderas vid identifiering av värdekärnor i steg 4 och 5, se avsnitt 2.3.2.1.2, 2.4.3.1 och 2.4.3.2). Syftet är också att hänsyn till ekosystemtjänster också ska kunna tas vid *platsspecifik naturvärdesbedömning* (steg 6, avsnitt 2.4.3.3). Men där har riktlinjer ännu inte kommit på plats.
 - × Vid identifiering av värdetrakter ska eventuell negativ påverkan från människor analyseras för att identifiera *lämpliga och livskraftiga platser*

⁸⁶ Kopplar till Malawiprincip 2, 11 och 12.

⁸⁷ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

⁸⁸ Kopplar till Malawiprincip 3, 5, 6 och 8.

⁸⁹ Kopplar till Malawiprincip 6 och 11.

(steg 10, avsnitt 2.4.4.3). Analysen tar hjälp av känslighetsmatriser framtagna (eller hänvisade till) i den förberedande delen (avsnitt 2.3.4). Detaljerade riktlinjer ännu inte på plats.

- × Verktuget kan användas som ett av flera underlag för att utvärdera olika förvaltningsstrategier (se avsnitt 2.6).⁹⁰
- **Vara adaptivt.** Läs kommande punkter för ”Adaptiv”.
- **Vara funktionellt.** Läs kommande punkter för ”Funktionell”.

Adaptiv

- **Enkel att revidera**
 - × Genom att använda ett enkelt poängsystem, när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen, där en siffra symboliserar bedömningen efter ett kriterium per ekosystemkomponent, är det enkelt att ändra enskilda bedömningar (se avsnitt 2.3.2).
 - × Genom att bedöma ekosystemkomponenter utan att ta hänsyn till platsspecifika egenskaper är det praktiskt möjligt att göra återkommande revideringar och därmed följa naturens komplexa (icke-linjära) förändring efter hand för många ekosystemkomponenter (se avsnitt 2.3.2.1, fas 1, bedömning per havsområde när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen).
 - × Genom att bedömningarna i fas 1 revideras med cyklisk periodicitet av en grupp experter (när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen) inkluderas kunskap om icke-linjära förändringar i naturen (se avsnitt 2.3.2.1).
 - × Eftersom *översiktliga naturvärdeskartor*, steg 3 (avsnitt 2.4.2.1), också är relativt enkla att revidera efter att nya poäng är satta så är även det steget i Mosaics genomförandedel relativt enkelt att revidera (det är dock inte lika lätt att modellera om *yttäckande kartor över ekosystemkomponenter* efter förändringar i miljön då nya fältprovtagningar ofta behövs).⁹¹
 - × Revideringar ska dock inte göras fortlöpande utan med en viss cyklisk periodicitet för att ge en stabilitet till förvaltningen.
 - × Mosaics genomförandedel är inte lika lätt att revidera då den bearbetar komplex rumslig variation.
- **Hänsyn till troliga framtidsscenarier ska kunna inkluderas**
 - × Modellerade kartor över troliga scenarier för ekosystemkomponenters utbredning bör, och kan, tas in vid utpekandet av lämpliga och livskraftiga platser och där med av värdetrakter (se avsnitt 2.4.2.1, 2.4.4.3 och 2.5).

⁹⁰ Kopplar till Malawiprincip 1 och 10.

⁹¹ Kopplar till Malawiprincip 9.

- **Användbar för utvärderingar.** Verktöget har strukturer som kan användas som ett av flera underlag för att utvärdera olika förvaltningsstrategier (se avsnitt 2.6).
 - × Till exempel genom att kunna inkludera scenariokartor över utbredning av både mänskliga aktiviteter (efter till exempel olika förvaltningsstrategier) och ekosystemkomponenter kan man se vilka effekter det får på naturvärden (inklusive ekosystemtjänster).

Funktionell

- **Stödja sig på internationellt vedertagna kriterier och verka för nationell harmonisering**
 - × Mosaic utgår från internationellt vedertagna kriterier satta av FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD; 2008). Vidare har kriterier inkluderats som baseras på ekosystemtjänster. Läs mer i avsnitten 2.1, 2.3.2.1, 2.4.3.3 och 2.4.4. Beroende på verktygets genomslag kommer det verka för nationell harmonisering. Genomslaget beror i första hand på om det är ändamålsenligt och i andra hand på att det presenteras pedagogiskt i text och via föreläsningar. Bland annat finns videoföreläsningar att tillgå.
- **Minimera subjektiva bedömningar och eftersträva samsyn**
 - × Repris av tidigare punkt under ett annat delmål: Alla ekosystemkomponenter som listas (läs avsnitt 2.3.1, val av ekosystemkomponenter att värdera) ska bedömas efter alla kriterier när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen. Det finns både fördelar och nackdelar med det. Fördelen är att alla ekosystemkomponenter uppmärksammas och får en "chans" att ta plats och bedöms efter bästa tillgängliga kunskap. 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 (se avsnitt 2.3.2.3 angående tillförlitlighet i bedömningar).
 - × Som förberedelse inför naturvärdesbedömningar av platser bedömer en grupp experter – med stöd av vetenskapliga undersökningar – vilka naturvärden som är kopplade till olika ekosystemkomponenter per havsområde. Detta för att samla så mycket kunskap som möjligt om den marina miljöns beskaffenhet och tillgodogöra den på ett överkomligt sätt (se avsnitt 2.3.2).
 - × Det kommer ofta att saknas ett jämnt kunskapsunderlag mellan olika ekosystemkomponenter, processer och geografiska områden för analyser i Mosaics genomförandedel. Men för att kunna ta hänsyn till naturens rumsliga variation och komplexitet, måste mer subjektivitet tillåtas. Till exempel kanske analyser kan göras av vissa arters *konnektivitet*, men inte av andras. Eftersom Mosaics genomförandedel innehåller en högre grad av subjektivitet jämfört med den förberedande delen är det bra att hålla isär delarna så att det är tydligt från vilken utgångspunkt en bedömning har gjorts. Om underlagen i form av *yttäckande kartor över*

ekosystemkomponenter är goda tas dock den *översiktliga naturvärdeskartan* fram på mindre subjektiva grunder. Genom att dokumentera varför värdekärnor och värdetrakter har placerats i andra områden än de som den *översiktliga naturvärdeskartan* pekar ut som värdefulla, ges en transparens till bedömningen.

- × Repris av tidigare punkt under ett annat delmål: Planen är att information från den förberedande delen ska redovisas på en hemsida ("IT-stödet") där andra experter och intressenter lätt kan kommentera bedömningarna. Därmed kan ytterligare kunskap samlas och på ett relativt enkelt sätt vägas in vid nästa revidering/bedömningscykel.

- **Vara transparent och bygga på överblickbara och jämförbara bedömningar**

- × I en poängtabell kan en bedömning sammanfattas med en siffra gör dem överblickbara och jämförbara. Sammanlänkat med tillhörande motiveringar (med referenser) i strukturerad form gör bedömningarna också transparenta (se avsnitt 2.3.2).
- × Ett webbaserat IT-stöd ska vara uppbyggt på ett sådant sätt att det går lätt att jämföra olika bedömningar med varandra genom enkla filtreringsfunktioner.
- × Genom att den regionala bedömningen, när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter i den förberedande delen, endast har ett kriterium, där den mer omfattande bedömningen av ekosystemkomponenternas per havsområde viktas lokalt, underlättas jämförelsen (avsnitt 2.3.2.2).
- × Genom att avvikelserna från vilka områden som slutligen pekas ut som värdefulla i form av värdekärnor och värdetrakter och den *översiktliga naturvärdeskartan* ska motiveras, ges transparens till genomförandedelen. Dock inte särskilt överblickbart och jämförbart.

- **Verktyget ska bygga på transparenta analyser som alla med baskunskaper i GIS kan utföra** utan behov av en specifik mjukvara eller likande.

- × För version 1 av verktyget kan alla analyser utföras med enklare kunskap i GIS.

- **Funktionella och effektiva fältundersökningar**

- × Riktlinjer för *naturvärdesinventeringar* i fält (steg 2, avsnitt 2.4.1.2) är ännu inte bearbetade och satta inom verktyget. Detta behöver prioriteras eftersom det är en central pusselbit. I stort är detta delmål ännu inte uppnått.
- × Till en viss del är dock målet uppfyllt genom att verktyget ger en struktur för att det går att göra generella bedömningar av en plats naturvärden genom att identifiera närvarande biotiska ekosystemkomponenter. Steg 1, *förekomst av ekosystemkomponenter*, avsnitt 2.4.1.1, ger riktlinjer för hur fältundersökningar bör utföras så att det går att få ut så mycket information som möjligt av dessa fältundersökningar. Platser generella naturvärde bedöms då med hjälp av den förberedande delen när naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter och antingen steg 4 (*översiktliga*

naturvärdeskartor, avsnitt 2.4.3.1) eller steg 5, *generell naturvärdesbedömning på punktdata*, avsnitt 2.4.3.2).

- **Arbetet ska ligga på rätt organisatorisk skala**
 - × Samordningen av arbetet efter verktyget har delats upp mellan den centrala myndigheten Havs- och vattenmyndigheten och respektive länsstyrelse baserat efter var arbetet bäst och effektivast utförs. Respektive länsstyrelse kan dock vid behov decentralisera deras arbete till kommuner och vattenvårdsförbund (avsnitt 2.2.1).⁹² Vidare är syftet att de framtagna kartorna ska kunna användas av kustkommuner vid deras översiktsplanering av kusten.
 - × Eftersom det är viktigt med lokal förankring och engagemang kan verktyget få kritik för att den förberedande delen i stort samordnas nationellt. 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. Genom att ha en samlad utgångspunkt är vår mening att det blir enklare. Det är en avvägning som gjorts.
 - × Även om arbetet i den förberedande delen när naturvärden knyts till ekosystemkomponenter, fas 1, samordnas nationellt ska experter involveras med lokal till nationell och storregional/global kännedom och med en bredd av ekologisk expertis utifrån spannet av olika organismer vilka är beroende av rumslig förvaltning (se avsnitt 2.3.2).⁹³
 - × Vidare är syftet att det framöver ska gå att kommentera bedömningarna via ett IT-stöd. Kommentarer som ska fångas upp vid nästa revideringscykel.⁹⁴

4.1 Utvecklingsdelar inom verktyget

Syftet med 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 verktyget) är:

- Ett webbaserat IT-stöd.
- Förslag på hur osäkerheter i kartunderlag vidareutvecklas.
- Riktlinjer för redovisning av vilka ekosystemkomponenter som finns och inte finns med i den *översiktliga naturvärdeskartan*. Det vill säga en bristanalys för att visa vad som har saknats när naturvärdeskartan tagits fram.
- Riktlinjer för hur kriteriet *konnektivitet*⁹⁵ 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. Alternativt rekommendera en redan framtagen uppställning.

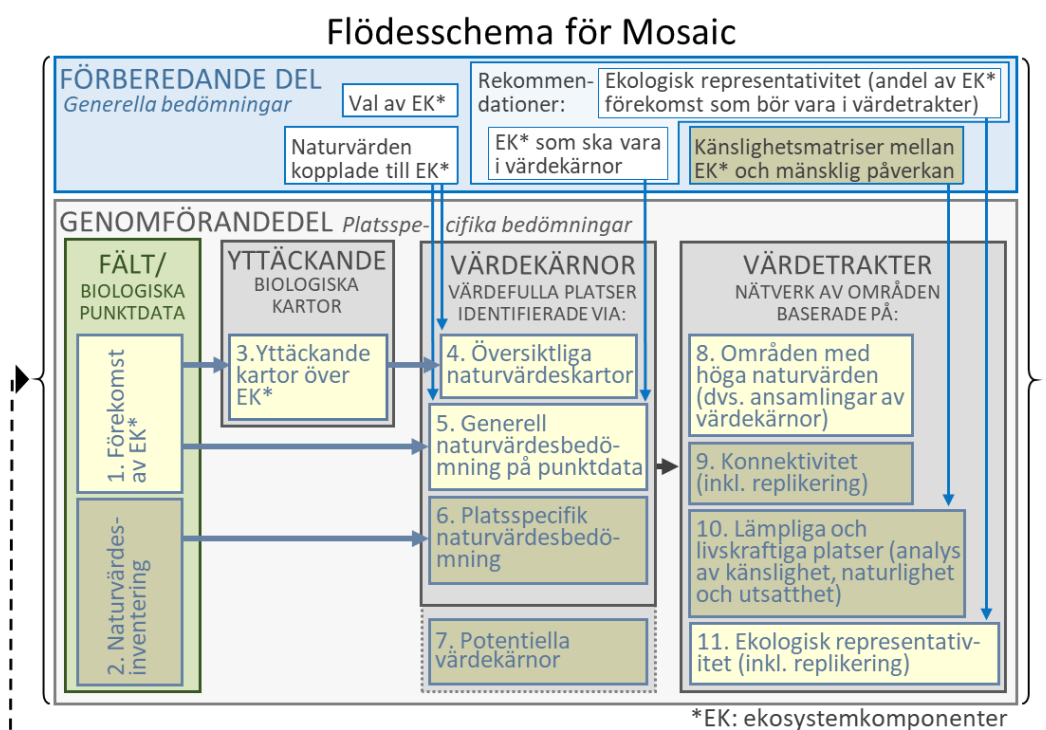
⁹² Kopplar till Malawiprincip 2.

⁹³ Kopplar till Malawiprincip 2.

⁹⁴ Kopplar till Malawiprincip 2.

⁹⁵ Se definition på begreppet i avsnitt 5.

- Bedömning och sammanställning av olika biotiska ekosystemkomponenters känslighet mot olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck (det vill säga fylla i känslighetsmatrisen med bedömningar). Alternativt rekommendera en, eller flera, redan framtagna känslighetsmatriser.
- Riktlinjer för hur de rumsliga analyserna av *lämpliga och livskraftiga platser* analyseras. Det vill säga hur känslighetsmatriser ska användas i landskapsanalyser.
- Sammanställning och beskrivning över bra provtagningsmetoder för att fältundersökningar vid naturvärdesinventering.
- Sätta riktlinjer för *platsspecifik naturvärdesbedömning*.



Figur 58. De skuggade delarna i flödesschemat är de delar där alla detaljer ännu inte är på plats.

5 Begrepp

Mosaic 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 nära kopplade till ekosystemvaror och nyttor som människor använder (Fisher m.fl. 2009). 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. De ekosystemtjänster som räknas som direkta är försörjande, kulturella och vissa reglerande ekosystemtjänster.

Ekologisk funktion: I rapporten är *ekologisk funktion* ett kriterierum som syftar till att bedöma naturvärden som har en viktig funktion för hela ekosystemet.

Ekologisk representativitet: I rapporten anses *ekologisk representativitet* vara uppnått i ett nätverk när dess värdetrakter innehåller mångfalden av biota och livsmiljöer som finns i regionens marina ekosystem. Detta ska dels säkras genom att så många biotiska ekosystemkomponenter som möjligt är representerade och dels genom att andelen av respektive ekosystemkomponent följer dess behov av rumslig förvaltning. Se avsnitt 2.4.4.4 hur detta bör avvägas.

Ekosystemkomponenter (EK): Inom Mosaic är ekosystemkomponenter ett centralt begrepp. Primärt avses biotiska ekosystemkomponenter. Biotiska ekosystemkomponenter syftar i denna rapport till ekosystemkomponenter som är definierade och avgränsade efter levande organismer som till exempel populationer, arter, organismgrupper eller livsmiljöer. Exempel på biotiska ekosystemkomponenter är övervintringsområden för alfågel, uppehållsplatser för säl, lekområden för abborre, ålgräsängar, enstaka förekomster av *Chara horrida* och blåmusselbäddar. Abiotiska ekosystemkomponenter syftar i denna rapport till ekosystemkomponenter som är specificerade och avgränsade genom den fysikaliska miljön som till exempel djup, bottensubstrat, salthalt och strandflikighet. Exempel på abiotiska ekosystemkomponenter är djupa mjukbottnar, grunda hårbottnar och utsjöbankar.

Genomgående i Mosaic avses ekosystemkomponenter som har definierats oberoende av var de är placerade. Det kan röra sig om en livsmiljö som är definierad med hur hög dess täckningsgrad måste vara (till exempel blåmusslor med en täckningsgrad på över 50 procent). Trots att definitionen ska vara oberoende av plats ska den vara så specifik att det lätt går att avgränsa vilka platser som ekosystemkomponenten närvarar på efter ramverket åsyftar *rumslig* förvaltning. Till exempel är platser med ekosystemkomponenten ”Torsk” svåra att avgränsa. Är det platser som torsk ibland förekommer på eller lekområden för torsk som åsyftas? Platser med förekomst av torsk och lekområden för torsk behöver troligen olika hänsyn och förvaltning och

därför är det olyckligt med så generellt definierade ekosystemkomponenter vid rumslig förvaltning.

När naturvärden kopplas till ekosystemkomponenter inom rumslig förvaltning 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 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 passage: En sträcka eller plats som är av stor vikt för en eller flera arters 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 2007b).

Översiktlig naturvärdeskarta: Den *översiktliga naturvärdeskartan* tas fram genom att väga samman de naturvärdespoäng som olika ekosystemkomponenter fått i den förberedande delen med *yttäckande kartor* över samma ekosystemkomponenter.

Havsområde: Inom rapporten är de svenska havsområdena indelade i Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Gränsdragningar följer havsplaneringens havsplaneområden, med undantag att Bottniska viken delas upp i Bottenhavet och Bottenviken eftersom artsammansättningen är så olika i havsbassängerna. Vidare går havsområdena som används i rapporten hela vägen in till strandkanten.

Hotstatus: I rapporten är *hotstatus* ett av kriterierna. Kriteriet syftar till att bedöma naturvärdet utifrån om den biotiska ekosystemkomponenten är en hotad eller minskande art, population, underart, livsmiljö eller biotop. Primärt bedöms kriteriet efter nationella och internationella rödlistor.

Indirekta ekosystemtjänster: Indirekta ekosystemtjänster är tjänster som inte direkt producerar ekosystemtjänstvaror eller nyttor som används av människor men som är en förutsättning för att de ekosystemtjänster som gör det ska finnas och fungera. Indirekta ekosystemtjänsterna består ofta av komplexa interaktioner (Fisher m.fl. 2009). 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 livsmiljöer 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 som till exempel 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.

Livshistoriskt viktigt: I rapporten är *livshistoriskt viktigt* ett av kriterierna. 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.

Marin grön infrastruktur: Marin grön infrastruktur utgör ett ekologiskt funktionellt nätverk av livsmiljöer. Nätverket fungerar så att biologisk mångfald bevaras och ekosystemtjänster främjas.

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 rapports 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 km² stor. Vidare rekommenderas att vattenkolumnen i den minsta bedömningsenheten så gott det går behandlas som ett vertikalt tvärsnitt för att minska skalproblematik.

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.

Naturvärden: Med begreppet naturvärden åsyftas primärt något som har betydelse för biologisk mångfald. Inom arbetet med Mosaic kan dock också värden kopplade till ekosystemtjänster inkluderas. För precisera vad som har betydelse för biologisk mångfald har vi använt oss av de internationellt vedertagna kriterierna som FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD; 2008) har för ekologiskt eller biologiskt viktiga områden (EBSAs).

Naturvärdesbedömning: Med begreppet naturvärdesbedömning syftar vi på när en plats bedöms efter dess naturvärden (se begreppet ovan). Inom Mosaic kan dels ”generella naturvärdesbedömningar” göras med hjälp av de naturvärden som kopplats till olika ekosystemkomponenter i den förberedande delen. Antingen utgår

en generell naturvärdesbedömning från yttäckande kartunderlag på ekosystemkomponenter (i steg 4 när *översiktliga naturvärdeskartor* tas fram) eller på punktdata över ekosystemkomponenter (i steg 5). Vidare kan "plats specifika naturvärdesbedömningar" göras inom Mosaic (i steg 6). Här ska detaljerade naturvärdesinventeringar ligga till grund för bedömningen. Riktlinjer för detta är dock ännu inte framtagna.

Känslighet, naturlighet och utsatthet: Med analys av "känslighet, naturlighet och utsatthet" åsyftar rapporten 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 *lämpliga och livskraftiga platser* bedöms.

Potentiell värdekärna: En plats eller ett område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in.

Punktdata: I denna rapport används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande (se förklaring av begreppet "yttäckande underlag" nedan). Även data i form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

Värdekärna: Definitionen på en marin värdekärna är: Ett sammanhängande naturområde som har höga naturvärden vilka bedöms utifrån kriterier som biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Förenklat kan man säga att marina värdekärnor är platser med höga naturvärden.

Värdetrakt: Definitionen av en marin värdetrakt är: ett landskapsavsnitt med särskilt höga ekologiska bevarandevärden som bidrar till livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk av värdefull marin natur. Värdeetrakter har en högre täthet av värdekärnor än vad som finns i omgivande landskap.

Förenklat kan man säga att marina värdetrakter är områden med höga naturvärden (ansamlingar av värdekärnor) i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk med fungerande spridningsbiologiska kopplingar.

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).

Tack

Riktlinjerna och kriterierna för denna naturvärdesbedömning har utgått från många tidigare arbeten där Utsjöbanksinventeringen (Naturvårdsverket 2006, 2010) kan betraktas som utgångspunkten. Ett parallellt projekt som varit betydelsefullt i utvecklingen av Mosaic har varit forskningsprojektet Imagine, finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget. Ett speciellt tack till Maria Kilnäs från Länsstyrelsen i Västra Götaland och Johnny Berglund m.fl. från Länsstyrelsen i Västerbotten för deras arbete med att pröva systemet i ett tidigt skede. Dessa har även tillsammans med Rita Jönsson från Länsstyrelsen i Kalmar län varit med i referensgruppen fram till publicering av rapporten. Ett stort tack till Mats Lindegård och Per Nilsson (Göteborgs universitet och Havsmiljöinstitutet), Christina Halling (SLU Artdatabanken) samt Patrik Kraufvelin och Ulf Bergström (SLU Aqua) som har gett många bra inspel på utformandet av verktyget. Inom AquaBiota Water Research har mycket arbete med naturvärdesbedömning utförts tidigare. Flera medarbetare har bidragit till detta, framförallt Martin Isæus, Sofia Wikström (numera Östersjöcentrum) och Julia Carlström (numera Naturhistoriska riksmuseet). Tack till Cecilia Lindblad (Naturvårdsverket) som har varit en av de tidiga initiativtagarna till naturvärdesbedömning i marin miljö. Tack till Länsstyrelsen i Blekinge län och där framförallt Jenny Hertzman och Ulf Lindahl för engagemang och tidigare projekt. Ytterligare ett speciellt tack till Per Nilsson (tidigare Göteborgs Universitet och Havsmiljöinstitutet, numera konsult), Stina Tano (tidigare AquaBiota Water Research, numera Naturskyddsföreningen) och Marina Magnusson (Marine Monitoring) som har förberett stora delar av bedömningarna efter riktlinjerna i den förberedande delen (förarbeten inför expertworkshopar) och kommit med många bra kommentarer. Vidare vill vi tacka Per Hollilund som gjort ett stort arbete tillsammans med Ronny Fredriksson och Ulf Bergström angående bedömning av fisk i Östersjön (SLU Aqua) och Kjell Larsson (Linnéuniversitetet) med flera som har arbetat med fågelbedömningar. Arbetat hade inte varit möjligt utan Ingemar Anderson och Anna Karlsson (Havs- och vattenmyndigheten) och Christina Halling (SLU Artdatabanken).

Det finns många andra att tacka. Dessa är framförallt Fredrik Nordwall och Mia Olausson (Havs- och vattenmyndigheten), Karl Florén (tidigare AquaBiota Water Research), Viktor Birgersson (AquaBiota Water Research), Göran Sundblad (SLU Aqua), Mårten Åström och Jan Schmidtbauer Crona (Havs- och vattenmyndigheten) samt Mona Naeslund (tidigare SLU Artdatabanken).

Vidare vill vi tacka deltagare på samråden i Umeå, Stockholm, Göteborg, Malmö och Karlskrona samt de experter som har bidragit i arbetet efter riktlinjerna i den förberedande delen av verktyget. Dessa är i bokstavsordning Markus Ahola, Ingemar Andersson, Sandra Andersson, Johnny Berglund, Per Bergström, Ulf Bergström, Mats Blomkvist, Anja Carlsson, Thomas Dahlgren, Anna Engdahl, Björn Fagerholm, Karl Florén, Ronny Fredriksson, Lars Gamfeldt, Bo Gustafsson, Fredrik Haas,

Michael Haldin, Christina Halling, Micaela Hellström, Per Holliland, Rita Jönsson, Anna Karlsson, Martin Karlsson, Olle Karlsson, Lena Kautsky, Maria Kilnäs, Kjell Larsson, Ewa Lavett, Ulf Lindahl, Lars-Ove Loo, Marina Magnusson, Per-Olav Moksnes, Leif Nilsson, Per Nilsson, Karl Norling, Pia Norling, Johan Näslund, Angelina Olsson, Jenny Palmkvist, Susanne Qvarfordt, Caroline Raymond, Mattias Sköld, Ola Svensson, Robin Svensson, Stina Tano, Nicklas Wijkmark, Susanne Viker, Ingrid Wänstrand och Matti Åhlund.

Till sist vill vi ge ett stort tack till de 50 remissinstanser som kommit med många bra och konstruktiva kommentarer.

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.
- Ardron JA. 2008. Three initial OSPAR tests of ecological coherence: heuristics in a data-limited situation. ICES Journal of Marine Science 65:1527–1533
- Asmus H och Asmus R. 2000. Material exchange and food web of seagrass beds in the Sylt-Rømø Bight: How significant are community changes at the ecosystem level? Helgol and Marine Research 54(2): 137–150
- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L, Bakkestuen V, Longva O, Christensen O, Isæus M och Isachsen PE. 2008. Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 65:1093–1101. doi:10.1093/icesjms/fsn095
- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L och Bakkestuen V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. ICES J. Mar. Sci. 66:2106–2115. doi:10.1093/icesjms/fsp195
- Berg T, Fürhaupter K, Teixeira H, Uusitalo L och Zampoukas N. 2015. The marine strategy framework directive and the ecosystem-based approach – pitfalls and solutions. Marine Pollution Bulletin 96:18–28. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.050.
- Berglund J, Paz Von Friesen C och Dahlgren K. 2016: Marin grön infrastruktur. Redovisning av förberedande arbete i marina miljöer inför länsstyrelsernas framtagande av regionala handlingsplaner för grön infrastruktur. Länsstyrelsen i Västerbottens län. Dnr: 511-7569-2015, NV-03020-15.
- Berkström C, Wennerström L och Bergström U. 2019: Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden - en kunskapssammanställning. Aqua reports 2019:15. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 65.
- 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.
- Borja A, Elliott M, Carstensen J, Heiskanen A-S, van de Bund W. 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. Marine Pollution Bulletin 60:2175–2186. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.026.
- Borja A, Elliott M, Andersen JH, Berg T, Carstensen J, Halpern BS, Heiskanen A-S, Korpinen S, Lowndes JSS, Martin G och Rodriguez-Ezpeleta N. 2016. Overview of Integrative Assessment of Marine Systems: The Ecosystem Approach in Practice. Front. Mar. Sci. 3. doi:10.3389/fmars.2016.00020.
- 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.

- 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
- Bučas M, Bergström U, Downie AL, Sundblad G, Gullström M, Von Numers M, Šiaulys A och Lindegarth M. 2013. Empirical modelling of benthic species distribution, abundance, and diversity in the Baltic Sea: evaluating the scope for predictive mapping using different modelling approaches. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. fsto36.
- 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. Modellerings av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2010:9.
- Carr MH, Robinson SP, Wahle C, Davis G, Kroll S, Murray S, Schumacker EJ och Williams M. 2017. The central importance of ecological spatial connectivity to effective coastal marine protected areas and to meeting the challenges of climate change in the marine environment. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 27:6-29
- Christensen, N.; Bartuska, A.; Brown, H.; Carpenter, S.; D'Antonio, C.; Francis, R.; Franklin, J.; MacMahon, J.; Noss, R.; Parsons, D.; Peterson, C.; Turner, M.; Woodmansee, R. 1996. The report of the Ecological Society of American Committee on the scientific basis for ecosystem management. Ecological Applications. 6:665–691.
- Deltares 2015. Proposal for an assessment method of the ecological coherence of networks of marine protected areas in Europe. Technical Report. DOI: 10.13140/RG.2.1.2382.8969
- Edgar GJ, Shaw C, Watsona GF, Hammond LS 1994. Comparisons of species richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. J Exp Mar Bio Ecol 176:201–226. doi: 10.1016/0022-0981(94)90185-6
- EEA 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. European Environment Agency, 19 sid.
- EEA 2003. Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting. European Environment Agency, 20 sid.
- Enhus C och Hogfors H. 2015. Kartunderlag för marin grön infrastruktur – behovsanalys, datasammanställning och bristanalys. AquaBiota Rapport 2015:05, 62 sid.
- Europaparlamentet 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 327:1–72
- 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.
- Europaparlamentet 2014. Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/89/EU av den 23 juli 2014 om upprättandet av en ram för havsplanering. Europeiska unionens officiella tidning L 257/135.
- 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
- Europeiska gemenskapernas råd 1992. Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L206/7:114–158
- Europeiska kommissionen 2017a. Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén. En handlingsplan för naturen, människorna och näringslivet. Bryssel den 27.4.2017.
<https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2017/SV/COM-2017-198-F1-SV-MAIN-PART-1.PDF>
- Europeiska kommissionen 2017b. 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
- Fisher B och Turner RK. 2008 Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167–1169.
- Fisher B, Turner RK och Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3): 643–653
- Florén K och Jönsson RB. 2017. Naturvärdesbedömning av kustnära miljöer i Kalmar län – förslag till marina biotopskydd och framtida förvaltning. Länsstyrelsen i Kalmar 2017:04.
- 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
- FN:s konvention om biologisk mångfald. 2008. Decision IX/20, Marine and coastal biodiversity, at the Ninth meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity 19–30 May, 2008 Bonn, Germany
- Folke C, Carpenter SR, Elmqvist T, Gunderson LH, Holling CS och Walker B. 2002. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *Ambio* 31:437–40.
- Folke C, Carpenter SR, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson LH och Holling CS. 2004. Regime Shifts, Resilience and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35:557–581.
- Fyhr F, Enhus C och Näslund M. 2013. GIS-utsökning av Natura 2000-naturtyper – 1610 rullstensåsar i Östersjön, 1620 skär i Östersjön, samt potentiella 1110

- sandbankar och 1170 rev, Västernorrland, Stockholm, Södermanland, Östergötland, Blekinge, Skåne, Gullmarsfjorden och Skagerrak. AquaBiota Report 2013:03, 44 sid.
- Fyhr F, Wijkmark N, Wikström S, Isaeus 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
- Gari SR, Newton A och Icely JD. 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean and Coastal Management* 103:63–77
- 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.
- Gubbay S, Sanders N, Haynes T, Janssen J, Rodwell JR, Nieto A, García Criado M, Beal S, Borg J, Kennedy M, Micu D, Otero M, Saunders G, Airoidi L, m.fl. 2016. European Red List of Habitats Part 1. Marine habitats. 10.2779/032638.
- Hallingbäck T (red.). 2013. Naturvårdsarter. Artdatabanken SLU. Uppsala.
- Halpern BS, Walbridge S, Kimberly AS, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, m.fl. 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319: 948–952. doi:10.1126/science.1149345.
- Hansen JP, Sundblad G, Bergström U, Austin ÅN, Donadi S, Eriksson BK och Eklöf JS. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48: 539–551
- Havs- och vattenmyndigheten 2016. Handlingsplan för marint områdesskydd. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016, Göteborg, 50 sid.
- Havs- och vattenmyndigheten 2018. Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1, Göteborg, 74 sid.
- Havs- och vattenmyndigheten 2020. Marina naturvärden i ett landskapsperspektiv – användarmanual för Mosaic, version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14, Göteborg.
- Heck KJ, Wetstone G. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *J Biogeogr* 4:135–142.
- Heck KL, Able KW, Fahay MP, Roman CT 1989. Fishes and decapod crustaceans of Cape Cod eelgrass meadows: Species composition, seasonal abundance patterns and comparison with unvegetated substrates. *Estuaries* 12:59–65. doi: 10.1007/BF02689795
- Helcom 2012. Red List of Baltic Breeding Birds. HELCOM Red Lists of Baltic Sea Species and Habitats/Biotopes. <https://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-baltic-species/red-list-of-birds/>
- Helcom 2013. Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotopes complexes. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 138
- Helcom 2018. Thematic assessment of cumulative impacts on the Baltic Sea 2011-2016

- Hendriks IE, Duarte CM och Heip CH. 2006. Biodiversity research still grounded. *Science* 312:1715–1715.
- Isæus M, Carlén I, Wibjörn C och Hallén S. 2007. Svenska högarna. Marinbiologisk kartläggning och naturvärdesbedömning. Stockholm, Stockholm administrative county board: 50.
- IUCN 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.
- Johnson D, Ardron J, Billett D, Hooper T, Mullier T, Chaniotis P, Ponge B och Corcoran E. 2014. When is a marine protected area network ecologically coherent? A case study from the North-east Atlantic. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24:44-58
- Katsanevakis S, Stelzenmüller V, South A, Sørensen TK, Jones PJS, m.fl. 2011 Ecosystem-based marine spatial management: Review of concepts, policies, tools, and critical issues. *Ocean and Coastal Management* 54: 807–820.
- 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.
- Kilnäs M. 2016: Redovisning av Länsstyrelsens förberedande arbete med marina miljöer inför länsstyrelsernas framtagande av regional handlingsplan för grön infrastruktur. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Dnr. 500-32159-2015, NV-03018-15
- Kotta J, Orav H. 2001. Role of benthic macroalgae in regulating macrozoobenthic assemblages in the Vainameri (north-eastern Baltic Sea). *Ann Zool Fennici* 38:163–171.
- 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.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A. & Olsson, J. (2020). Fysisk påverkan och biologiska effekter i kustvattenmiljön. (Under utgivning). Havs- och vattenmyndigheten.
- 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.
- Méléder V, Populus J, Hamdi A och Guillaumont B. 2007. Predictive modelling of subtidal kelp forests. A case study in Brittany (France). Presented at the ICES Annual Science Conference, ICES, Helsinki, Finland.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005: Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington. 155pp
- Möller T, Kotta J, Martin G. 2014. Spatiotemporal variability in the eelgrass *Zostera marina* L. in the north-eastern Baltic Sea: canopy structure and associated macrophyte and invertebrate communities. *Est J Ecol* 63:90. doi: 10.3176/eco.2014.2.03
- Naturvårdsverket 2006. Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.

- Naturvårdsverket. 2007a. Skydd av marina miljöer med höga naturvärden – vägledning. Rapport 5739. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket. 2007b. Kartläggning och analys av ytvatten – en handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§, Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Handbok 2007:3. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket 2010. Undersökning av utsjöbankar – Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385. 201 sid.
- Naturvårdsverket 2011. Vägledning för 1150 laguner. NV-04493-11.
- Naturvårdsverket 2014. Synen på ekosystemtjänster – begreppet och värdering. ISBN 978-91-620-8725-8.
- 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.
- 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.
- Nyström Sandman A, Wikström SA, Blomqvist M, Kautsky H och Isaeus M. 2012. Scale-dependent influence of environmental variables on species distribution: a case study on five coastal benthic species in the Baltic Sea. *Ecography*.
- 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.
- 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
- Paine RT 1995. A Conversation on Refining the Concept of Keystone Species. *Conservation Biology*. 9(4): 962–964. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09040962.x.
- Piekäinen H och Korpinen S. 2007. Towards ecological coherence of the MPA network in the Baltic Sea. *Balance Interim Report* No 25
- 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
- Queiros AM, Strong JA, Mazik K, Carstensen J, Bruun J, Somerfield PJ, Bruhn A, Ciavatta S, Chuševé R, Nygaard H och andra. 2016. An objective framework to test the quality of candidate indicators of good environmental status. *Front. Mar. Sci.* 3:73.

- Robinson LM, Elith J, Hobday AJ, Pearson RG, Kendall BE, Possingham HP och Richardson AJ. 2011. Pushing the limits in marine species distribution modelling: lessons from the land present challenges and opportunities. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20:789–802. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00636.x
- Sandman A, Isæus M, Bergström U och Kautsky H. 2008. Spatial predictions of Baltic phyto-benthic communities: Measuring robustness of generalized additive models based on transect data. *J. Mar. Syst.* 74:86–96.
- 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.
- Sandström A, Karås P. 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environ Biol Fishes* 63:89–101.
- 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.
- Schreiber H och Haglund A. 2013. Metoder för bedömning av naturvärden i marina områden – en förstudie på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Ekologigruppen.
- SLU Artdatabanken. 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala
- 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.
- 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.
- Stoner AW, Lewis FG. 1985. The influence of quantitative and qualitative aspects of habitat complexity in tropical sea-grass meadows. *J Exp Mar Bio Ecol* 94:19–40. doi: 10.1016/0022-0981(85)90048-6
- Sundblad G, Härmä M, Lappalainen A, Urho L and Bergström U. 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83:90–96.
- 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
- Tyler-Walters H, Tillin HM, d'Avack EAS, Perry F och Stamp T. 2018. Marine Evidence-based Sensitivity Assessment (MarESA) – A Guide. Marine Life Information Network (MarLIN). Marine Biological Association of the UK, Plymouth, pp. 91.
- UK National Ecosystem Assessment. 2011. The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge.

- UN Convention on Biological Diversity. 2008. Decision IX/20, Marine and coastal biodiversity, at the Ninth meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity 19–30 May, 2008 Bonn, Germany
- Urho L, Hildén M, Hudd R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environ Biol Fishes* 27:273–283. doi: 10.1007/BF00002746
- Varennnes 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.
- Verfaillie E, Degraer S, Schelfaut K, Willems W och Van Lancker V. 2009. A protocol for classifying ecologically relevant marine zones, a statistical approach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83:175–185.
- 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 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Zydelis 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.

Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden

Version 1

För att främja ekosystembaserad marin förvaltning bör olika förvaltningsområden integreras. En enhetlig kartläggning av den marina gröna infrastrukturen kan verka för att rätt förvaltning och åtgärd hamnar på rätt plats. Mosaic är ett verktyg för att identifiera värdefulla marina områden med särskild betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk. Avsikten är att ge en enhetlig struktur som ger hög gemensam nytta för flera olika former av rumslig förvaltning som till exempel områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), restaurering och åtgärdsarbete samt annan typ av förvaltning där areella frågor ska behandlas (såsom fiskförvaltning och arbete med havsmiljödirektivet och art- och habitatdirektivet). Syftet med den här rapporten är att ge en ingående beskrivning av Mosaic, teorin bakom, de avvägningar och diskussioner som har hållits samt vad verktyget kan användas till. För att få en praktisk manual vid användning av verktygets genomförandedel behöver denna rapport inte läsas utan vi hänvisar till Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:14 *Marina naturvärden i ett landskapsperspektiv – användarmanual för Mosaic, version 1*.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig miljömyndighet. Vi arbetar för att lösa viktiga miljöproblem och skapa en hållbar förvaltning av hav, sjöar och vattendrag.

Vi tar ansvar för att hav och sötvatten nyttjas men inte överutnyttjas. Vi utgår från ekosystemens och människans behov nu och i framtiden. Detta gör vi genom att samla kunskap, planera och fatta beslut om insatser för en bättre miljö. För att nå framgång samverkar och förankrar vi vårt arbete med alla berörda, nationellt såväl som internationellt.