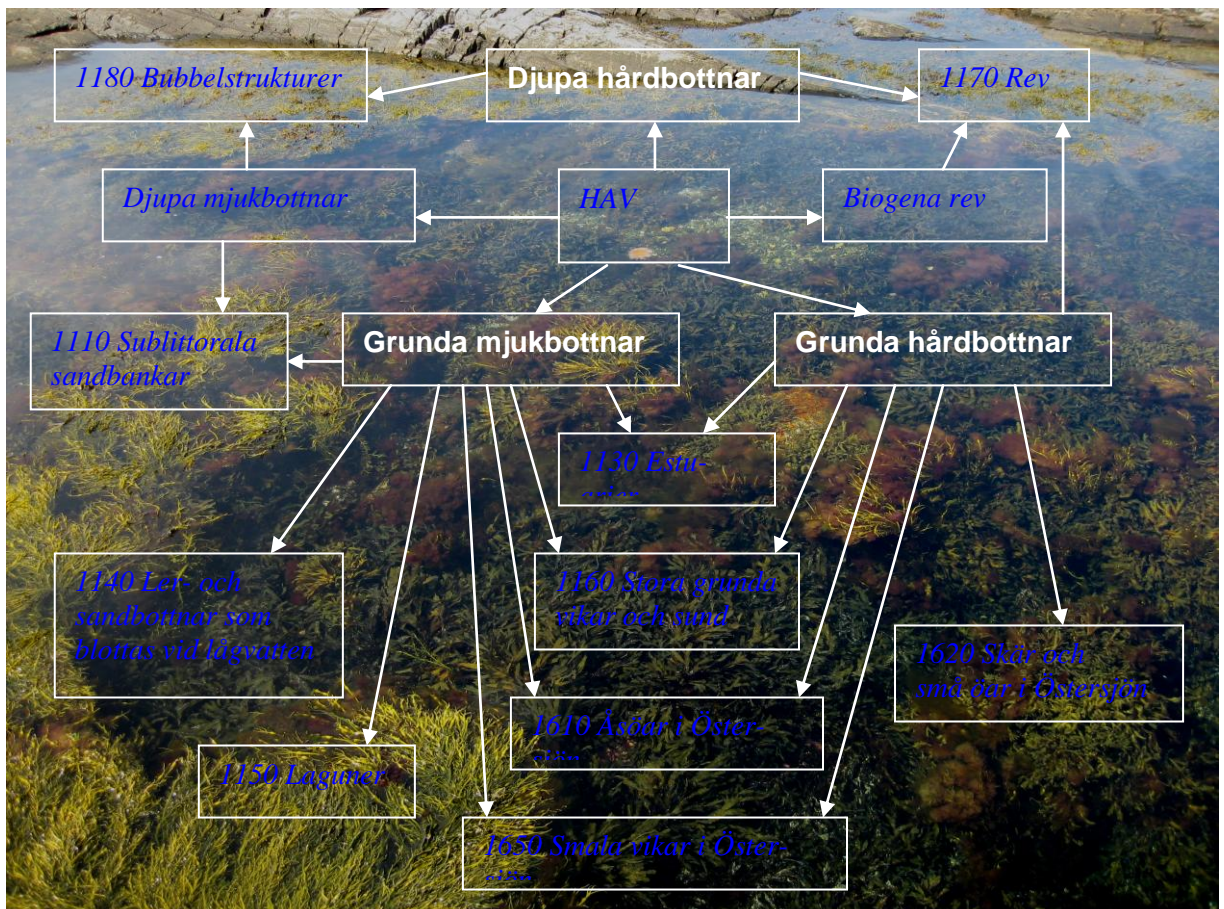


Projekt	Dokumentnamn	Beteckning	HaV Dnr
Uppföljning av bevarandemål i skyddade områden	Manual för uppföljning av skyddade marina miljöer	UF-1	2169-12
Utfärdad av	Fastställd av	Utfärdad datum	Status
Thomas Dahlgren Mats Lindegarth Maria Kilnäs Jorid Hammersland	Fredrik Nordwall	2012-03-16	Bearbetat slutversion
			Version
			4.5.4

Manual för uppföljning av marina miljöer i skyddade områden



Ändringshistoria

Datum	Version	Ändrad av	Ändringar
2009-10-09	0.3 Arbetsversion	Thomas Dahlgren, Mats Lindegarth	
2009-11-05	2.0 Förremiss- version	Thomas Dahlgren, Mats Lindegarth m.fl.	
2010-01-31	2.4	Thomas Dahlgren	
2010-03-07	2.7	Thomas Dahlgren, Mats Lindegarth	Skrivit om kap 3
2010-04-07	3.0	Thomas Dahlgren, Mats Lindegarth, Maria Kilnäs	Ändrat framförallt i kap 3 enligt referensgruppens anmärkningar. Skrivit kap 4. Kortat kap 2. Färdigställt bilagor.
2011-08	3.1	Maria Kilnäs	Omarbetat efter den nya manualmallen. Gjort omändringar efter synpunkter från Naturvårdsverket (Anders Haglund).
2011-09-05	3.2	Maria Kilnäs	Mindre justeringar
2011-10-04	3.3	Jorid Hammersland	Inarbetande av Mats Lindegarths rapport samt harmonisering med grunda m.m. Anpassning av målkindikatorer.
2011-11-30	4.1	Jorid Hammersland	Inarbetande av remissynpunkter
2011-12-25	4.5	Jorid Hammersland	Fortsatt revidering bl.a. med hänsyn på nya metoder
2012-02-19	4.5.3	Anders Haglund	Slutredigering av PL.
2012-03-16	4.5..4	Jorid Hammersland	Mindra ändringar enligt synpunkter från HaV, ArD m.fl

Förord

Thomas Dahlgren och Mats Lindegarth, Göteborgs universitet, tog fram underlag och utkast till manualen på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götaland. Maria Kilnäs på Länsstyrelsen har varit projektledare. Slutbearbetning har genomförts av Jorid Hammersland, Ekologigruppen.

I referensgruppen, som har deltagit i utvecklingen av manualen, har följande personer deltagit: Johnny Berglund (Länsstyrelsen i Västerbottens län), Ulf Lindahl (Länsstyrelsen i Blekinge län), Mats Blomqvist (Hafok AB), Kjell Leonardsson (SLU Umeå), Mona Johansson (ArtDatabanken), Ewa Lawett (Länsstyrelsen i Västra Götalands län), Bo Gustafsson (Länsstyrelsen i Halland), Jorid Hammersland (Naturvårdsverket) och Anders Haglund (för Naturvårdsverket).

Annica Karlsson (Länsstyrelsen i Södermanlands län), Cecilia Nyberg (Länsstyrelsen i Gävleborgs län), David Börjesson (Länsstyrelsen i Skåne län), Erik Törnblom (Länsstyrelsen i Uppsala län), Johnny Berglund (Länsstyrelsen i Västerbottens län), Mona Johansson (ArtDatabanken), Ingrid Nordemar (Naturvårdsverkets Havsmiljöenhet), och Jens-Henrik Kloth (för Naturvårdsverkets Skötselenhet) har lämnat synpunkter på den tidiga remissversionen.

Slutredigering och slutgranskning har gjorts av Anders Haglund och Erik Hellberg (Naturvårdsverket) samt av Malin Aarsrud, Gunilla Ejdung, Erland Lettevall och Lena Tingström (Havs- och vattenmyndigheten).

Manualens disposition

Manualen är indelad i sex kapitel. Det första ger en översikt över arbetet med uppföljning av marina miljöer i skyddade områden och behandlar bl.a. syften och ansvarsförhållanden.

Kapitel 2 behandlar planeringsfasen av uppföljningsverksamheten och de förberedelser som behövs innan insamling av uppföljningsdata genomförs, bl.a. dimensionering av stickprovets storlek, definitioner av områdesspecifika tröskelnivåer, samt uppgifter som är viktiga vid upphandling av uppföljning.

I kapitel 3 redovisas vilka metoder som kan tillämpas i uppföljningssammanhang. I manualen indikeras också de fall där metoder saknar tillräckligt utförliga och tillgängliga metodbeskrivningar. Det kan, som för t.ex. fjärranalyser, röra sig om nya metoder, men det finns också exempel på vanligt använda undersökningsmetoder (t.ex. undersökningar med bergskrapor och epibentiska slädar) som saknar en stringent metodbeskrivning.

Kapitel 4 behandlar rapportering och utvärdering av data, samt utökad vägledning gällande statistiska aspekter. Termer och begrepp behandlas i kapitel 5. Det kan vara lämpligt att läsa om centrala begrepp som målandikator, bevarandemål och gynnsamt tillstånd innan man läser denna manual. Typiska arter och lämpliga uppföljningsmetoder för dessa återfinns i bilaga 1.

Innehållsförteckning

1	Syfte och översikt	6
1.1	Syfte och omfattning.....	6
1.2	Marina naturtyper och indelning i skötselmiljöer	6
1.3	Beskrivning av skötselmiljöer, samt hot mot dessa	8
1.4	System för uppföljning av skyddade områden	9
1.5	Uppföljning av marina miljöer, en översikt.....	12
2	Förberedelse och planering	19
2.1	Målindikatorer – en förutsättning för uppföljning.....	19
2.2	Planering av uppföljning.....	26
2.3	Avgränsning av uppföljningsenheter och uppföljningsytor.....	39
2.4	Förberedelser för årets uppföljningsinsatser	41
2.5	Specifikationer av andra förutsättningar som stöd för upphandling	48
3	Metoder för uppföljning	51
3.1	Undersökningstyper eller andra manualer som ska användas tillsammans med denna manual	51
3.2	Översikt över metoder för uppföljning på områdesnivå	52
3.3	Insamlingsunderlag till fältmomentet	59
3.4	Metoder för uppföljning av naturtypernas areal – målindikator 1 och 2	59
3.5	Struktur och funktion – areal och kvalité av biologisk revstruktur samt fastsittande epifauna – målindikator 2, 3, 5, 6 och 10.....	63
3.6	Struktur och funktion - areal och kvalité av makrofyter – målindikator 2, 4, 7 och 15	67
3.7	Funktion – tillståndsklass för mjukbottenfauna (BQI) och BHQ – målindikatorerna 8 och 9.....	70
3.8	Funktion – biomassa av epifauna – målindikator 11	72
3.9	Funktion – reproduktion och beståndsstruktur av fisk – målindikator 12 och 13....	73
3.10	Funktion – vattenkvalitetsstatus – målindikator 16	75
3.11	Funktion – sedimentation – målindikator 17	76
3.12	Struktur och funktion – påverkan på stränder – målindikator 18	77
3.13	Struktur och funktion – påverkan på bottenstruktur och vattenflöde – målindikatorerna 19 och 20.....	78
3.14	Struktur och funktion – påverkan på bottenstruktur genom trålning – målindikator 20e	80
3.15	Metoder för uppföljning av typiska arter och indikatorarter.....	82
3.16	Typiska arter - Kärlväxter och alger på grunda mjuk- och hårbottnar – målindikator 21	82
3.17	Typiska arter - mobil epifauna på mjukbotten – målindikator 22.....	83
3.18	Typiska arter- epifauna på hårbotten – målindikator 22.....	84
3.19	Typiska arter - infauna på grunda bottnar – målindikator 23	85
3.20	Typiska arter - mjukbottenfauna på djupa bottnar – målindikatorer 22 och 23....	86
3.21	Typiska arter - fiskar – målindikator 24	87
3.22	Fåglar	87

3.23	Marina däggdjur.....	88
4	Rapportering och utvärdering	89
4.2	Uttag av data, rapportering och utvärdering	91
4.3	Statistiska aspekter.....	92
5	Begreppsdefinitioner.....	104
6	Referenslista	107

Bilagor

Bilaga 1. Typiska arter med hänvisning till målindikator

Bilaga 2. Avgränsning av vegetationstypområden för 1150, 1160 och 1650

1 Syfte och översikt

1.1 Syfte och omfattning

1.1.1 Syfte med uppföljning i skyddade områden

Huvudsyftena med uppföljning av skyddade områden är:

- att säkerställa att områdesskyddets syfte och bevarandemål uppnås,
- att få kännedom om brister och orsaker till eventuell dålig status för att kunna fatta beslut om åtgärder och prioriteringar,
- att kvalitetssäkra skötseln av området,
- att få kunskap om olika skötselåtgärders effekter på naturtyper och arter vilket på sikt kan leda till förbättring av val av skötselmetoder eller åtgärder,
- att kunna ange bevarandestatus för naturtyper och arter i skyddade områden på nationell nivå och för vissa aspekter även på regional nivå samt
- att kunna ge svar på vilket bidrag de skyddade områdena ger till gynnsam bevarandestatus för naturtyper och arter i art- och habitatdirektivets bilaga 1 och 2 och därmed ligga till grund för Sveriges rapportering enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet.

1.1.2 Syfte med denna manual

Syftet med denna manual är att beskriva länsstyrelsernas del av uppföljningsarbetets gång och tillhandahålla en verktygslåda av metoder för uppföljning av områdesvisa målindikatorer kopplade till marina naturtyper.

1.2 Marina naturtyper och indelning i skötselmiljöer

Naturtyper som behandlas i denna manual finns listade i tabell 1. Fokus i manualen ligger på uppföljning av Natura-naturtyper som ingår i bilaga 1 i art- och habitatdirektivet. För tolkningar och definitioner av Natura-naturtyper se Svenska tolkningar och vägledningar på Naturvårdsverkets hemsida. För flera av Natura-naturtyperna finns undergrupper. För indelning och kodlistor av undergrupper se NNK (Naturtypsskiktet i VIC natur).

Manualen ger även vägledning för uppföljning av de OSPAR-habitat som förekommer i Skagerrak och Kattegatt. För Sveriges vanligaste marina miljö, mjukbotten under den fotiska zonen, saknas i stort sett klassificering enligt Natura 2000-systemet. I dessa miljöer återfinns t.ex. samhällen med sjöpenor som är klassificerade som habitat inom OSPAR. OSPAR-habitaten finns beskrivna i ”Descriptions of habitats on the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats” (OSPAR 2008a & 2008b, www.ospar.org)

Tillsvarande tillämpning borde genomföras för HELCOM-habitaten för att täcka in alla habitattyper i Östersjön. HELCOM-habitaten är under revidering, och ska vara klara 2012. HELCOM-habitaten bör tas in vid revidering av denna manual. Metoderna beskrivna i manualen bör dock vara tillämpbara även på samtliga Östersjöhabitat även om de inte tydligt specificerats i alla delar i manualen.

De marina Natura 2000-naturtyperna innehåller i de flesta fall biotoper med vitt skilda ekologiska och fysiska egenskaper och som därför kräver väldigt olika metoder för uppföljning. För att underlätta planering av målindikatorer och för att effektivisera metodval för uppföljning, har fem olika skötselmiljöer identifierats. Nedan beskrivs dessa skötselmiljöer och de hot som, i Naturvårdsverkets vägledningar för habitatdirektivets naturtyper, identifierats för de ingående Natura 2000-naturtyperna. (Naturvårdsverket (<http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Naturvard/Skydd-av-natur/Natura-2000/Vagledning/Naturtyper/Vagledning-Kust-och-hav/>))

Många naturtyper utgörs delvis av andra naturtyper t.ex. kan 1170 (rev) utgöras av upp till 50 % mjukbotten. Manualen tar utgångspunkt i att de naturtyper/skötselmiljöer som finns inom området följs upp med metoder som är anpassade för dessa. Det medför att metoder för uppföljning av rev inte inkluderar metoder för mjukbotten.

Ett alternativ skulle varit att i stället utgått från övergripande nivåer i EUNIS som är EUs habitatklassifikationssystem. Det pågår en diskussion om hur EUNIS kan anpassas till Östersjön och bättre beskriva biologiska variabler. Vidare utveckling av EUNIS i Östersjön kommer sannolikt ske efter att HELCOM är färdig med revidering av sina listor över habitat 2012 (HELCOM 2012). Manualen utgår därför utifrån den enklare uppdelningen med fem skötselmiljöer. EUNIS nivåerna kan även komma att vara utgångspunkt för uppföljning av havsmiljödirektivet.

Tabell 1. Natura 2000-naturtyper, OSPAR-habitat och skötselmiljöer som behandlas i denna manual.

1a. Tabellen visar Natura-naturtyper (1110-1650) och OSPAR-habitat (4-15) som ingår i fem olika skötselmiljöer som identifierats för uppföljningen.

Nr.	Natura-naturtyper och/ OSPAR-habitat	Skötselmiljöer				
		Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårdbottnar	Djupa hårdbottnar	Biogena rev
1110	Sandbankar	X	X			
1130	Estuarier	X		X		
1140	Blottade ler- och sandbott- nar	X				
1150	Laguner	X				
1160	Vikar och sund	X		X		
1170	Rev			X	X	X
1180	Bubbelstrukturer		X	X	X	
1610	Åsöar i Östersjön	X				
1620	Skär i Östersjön			X		
1650	Smala Östersjövikar	X		X		
4	Lophelia pertusa reefs					X
5	Ostrea edulis beds		X			X
7	Seapens and burrowing megafauna		X			

8	Zostera beds	X					
9	Intertidal mudflats	X					
11	Maerl beds	X					X
12	Modiolus modiolus beds		X				X
15	Coral gardens					X	

1b. OSPAR-habitat som ingår i Natura-naturtyper.

	OSPAR-habitat	Natura-naturtyper						
		1110	1130	1140	1150	1160	1170	1180
4	Lophelia pertusa reefs						X	
5	Ostrea edulis beds	X	X			X	X	
7	Seapens and burrowing megafauna							
8	Zostera beds	X	X	X		X		
9	Intertidal mudflats			X				
11	Maerl beds	X					X	
12	Modiolus modiolus beds	X					X	
15	Coral gardens						X	X*

* I sk. pockmarks.

1.3 Beskrivning av skötselmiljöer

1.3.1 Grunda mjukbottnar

Skötselmiljön grunda mjukbottnar begränsas till mjukbottnar inom den fotiska zonen. På västkusten innebär detta ca 30 meter och i Östersjön ca 20 meter (i några fall djupare). Grunda mjukbottnar utgör hela eller stora delar av följande Natura-2000 naturtyper: 1110 (sandbankar), 1130 (estuarier), 1140 (blottade ler- och sandbottnar), 1150 (laguner), 1160 (vikar och sund) och 1650 (smala Östersjövikar). Grunda mjukbottnar ingår också i 1610 (åsöar i Östersjön). 1110 och 1150 är indelade i tre respektive fem undertyper (Naturvårdsverket 2011). OSPAR habitat som täcks in i skötselmiljön är 8 (Zostera beds), 9 (Intertidal mudflats) samt 10 (Maerl beds).

1.3.2 Djupa mjukbottnar

Med djupa mjukbottnar menar vi botten under den fotiska zonen vilket är nedanför ca 30 meter på västkusten och ca 20 meter i Östersjön. Naturtypen är den vanligaste längs Sveriges kuster. På västkusten har den en mycket hög biologisk mångfald. Skötselmiljön djupa mjukbottnar har ingen klart motsvarande klassificering i Natura-2000 systemet, men 1110 (Sandbankar) sträcker sig i vissa fall nedanför den fotiska zonen. De djupa (50-100 meter) och relativt stora (diametrar på cirka 100-200 meter) kratrar orsakade av uppträngande metangas som hittats inom Skagerraks djupare mjukbottnar klassificeras som bubbelstrukturer (1180). De går under benämningen ”pockmarks” och utgör enda kända lokalen för den endemiska rörmasken *Siboglinum poseidoni*. Även OSPAR habitat 7 (Seapens and burrowing megafauna) finns inom skötselmiljön.

1.3.3 Grunda hårbottnar

Skötselmiljön grunda hårbottnar utgörs framförallt av Natura 2000-naturtyperna 1170 (rev), vilket kan ingå i naturtypskomplexen 1130 (estuarier), 1160 (vikar och sund), 1620 (skär i Östersjön) och 1650 (smala Östersjövikar). 1180 (bubbelstrukturer) finns normalt inom skötselmiljön djupa hårbottnar, men kan förekomma grundare än 30 meter. Grunda hårbottnar ligger inom den fotiska zonen som når ner till ca 30 meters djup i Västerhavet och 20 meter i Östersjön (i några fall djupare). Naturtypen är ofta tydligt zonerad, både med avseende på förekomsten av alger och djur. 1170 är indelade i tre undertyper. 1) Undervattensklippor, 2) Biogena rev och 3) Organogena rev (Naturvårdsverket 2011), varav biogena rev behandlas som en särskild skötselmiljö i manualen.

I Kattegatt och Skagerrak finns framförallt på den danska sidan grunt förekommande bubbelstrukturer (1180). Detta är bildningar som orsakas av metangas som läcker fram ur underliggande berggrunden. Där metangasen läcker upp genom havsbotten sammankittas kalk och bottensediment till komplexa strukturer ofta flera meter i utsträckning. Sådana strukturer har nyligen hittats lokalt och med mycket begränsad utsträckning också på den svenska sidan av Västerhavet.

1.3.4 Djupa hårbottnar

I skötselmiljön djupa hårbottnar återfinns Natura 2000-habitatet 1170 (rev). 1180 (bubbelstrukturer) kan förekomma. OSPAR habitat 15 (coral gardens) finns inom skötselmiljön. Djupa hårbottnar är botten nedanför den fotiska zonen. De djupa hårbottarna karakteriseras av en zonerad av olika bentiska djurarter.

1.3.5 Biogena rev

Skötselmiljön Biogena rev ingår i Natura 2000-naturtyperna 1170 (rev). Bland OSPAR-habitaten är de vanligaste biogena reven i Sverige musselbankar (blåmusslor eller hästmusslor) och ostronbankar, men det finns också rev av ögonkorall. Trekantmask är också revbildande men utbredning är dålig känt och ingår därför inte i uppföljningsmanualen. Även maerlbotten kan anses utgöra en biogen revstruktur som förekommer inom 1110 (sandbankar).

1.4 System för uppföljning av skyddade områden

För att uppnå ovanstående syften med uppföljning av skyddade områden har Naturvårdsverket utarbetat ett system för uppföljning av skyddade områden som ska kunna samordnas med och komplettera den uppföljning som sker på biogeografisk nivå. Detta uppföljningssystem bygger på tre delar/block (se Figur 1).

Block A består av uppföljningsmoment som genomförs av alla länsstyrelser. Resultatet av denna uppföljning kommer att utgöra en kunskapsbas för länsstyrelsernas arbete och för nationella sammanställningar och rapportering till EU. Antal variabler kommer av kostnadsskäl vara få i marin miljö. Vilka variabler som ingår redovisas på Naturvårdsverkets hemsida samt kommer att framgå av Skötsel-DOS, vilket är Naturvårdsverkets databas för planering, genomförande och uppföljning av förvaltning i skyddade områden. De obligatoriska momenten utses av Naturvårdsverket i samråd med länsstyrelserna och

forskningsexpertis och listan på variabler kan komma att revideras varför de inte redovisas i manualen.

Block B består av uppföljning där länsstyrelserna väljer och följer upp målkriterier som kopplar till det områdesspecifika syftet med skyddet samt bidra till förvaltarens behov av kunskapsunderlag för att på bästa sätt säkra skötsel av området. Uppföljningen utgör ett komplement till de kunskaper som fås inom Block A och bidrar till att uppnå syftet med områdesskyddet av varje skyddat område.

Inom **block C** görs kompletterade mätningar av typiska arter och viktiga strukturer som inte mäts i Block A. Uppföljningen sker i ett nationellt stickprov som läggs ut i skyddade områden. Ansvar för Block C ligger hos Naturvårdsverket och Havs- och Vattenmyndigheten, och den genomförs av och samordnas med miljöövervakning, samt biogeografisk uppföljning av naturtyper och arter.

Länsstyrelsernas ansvar		NV/HaV ansvar
<p>Block A.</p> <p>Gäller för skyddade områden där syftet med skydd är biologisk mångfald.</p> <p>Gäller naturtyper och arter listade i bilaga 1 och 2.</p> <p>Mer omfattande uppföljning för skötselkrävande naturtyper och arter.</p> <p>Uppföljning av omfattande restaureringsåtgärder</p>	<p>Block B.</p> <p>Länsstyrelsernas uppföljning av områdesspecifika målkriterier för naturtyper och arter.</p> <p>Uppföljning av friluftsliv.</p>	<p>Block C.</p> <p>Kompletterande mätningar av variabler som inte mäts i A i ett stickprov på nationell skala.</p>

Figur 1. Uppföljningssystem för skyddade områden. Systemet utgörs av Block A och Block B på områdesnivå, samt Block C som är en kompletterande förtätning av befintlig miljöövervakning av främst icke skötselkrävande variabler. Uppföljningsmetoderna i denna manual omfattar bara Block A och B.

En typ av uppföljning som inte fullt ut behandlas i denna manual men som kommer vara av stor vikt i marin miljö, är ”fördjupande utvärderande uppföljning”. Denna uppföljning syftar till att få kunskap om åtgärders effekter. För sådan uppföljning kan metoderna i denna manual till stor del användas men provtagningsintensiteten anpassas till syftet med uppföljningen och krav på precision. Exempel på sådan fördjupande uppföljning kan vara undersökning av hur bottenmiljön i en fjord reagerar efter att begränsningar i fiske med bottentrål införs, när en punktkälla förändras, t.ex. reningsverk som inför kväverening, av giftiga ämnen vid småbåtshamnar, vid varmvattenutsläpp från kärnkraftverk, vid öppnande av igenstängda sund m.m. och effekterna på den biologiska mångfalden. Det kan t.ex. röra sig om att följa återkoloniseringen av epibentiska djur eller hur den biologiska mångfalden av infauna förändras. Genom att satsa på intensiv mätning i några utvalda områden kommer vi att få värdefull kunskap som leder till förbättring av val av skötsel och utförandet av olika metoder.

1.5 Uppföljning av marina miljöer, en översikt

Bristen på ekologiska bakgrundsdata och bristen på kunskap om naturliga svängningar i miljön utgör några av de största utmaningarna i det marina uppföljningsarbetet. Uppföljningsarbete i den marina miljön skiljer sig i många avseenden från den terrestra miljön. Vår förståelse för långsamma processer i havet är begränsade och trots en satsning på marin forskning under senare år är kunskapsnivån när det gäller ekologin för marina organismer fortfarande bristfällig och långt ifrån den som gäller för terrestra system. Den marina faunan och floran finns inte bara under en vattenyta, utan de flesta arter är också både mycket små och lever nergrävda eller på annat sätt gömda för det mänskliga ögat. Exempel på kunskapsbristen innefattar t.ex. vår okunskap om vad som låg bakom sillperioderna i Norra Atlanten som återkommit med en regelbundenhet på ca 100 år (men där den senaste väntade perioden uteblivit), eller det faktum att ca 80 % av alla från Sverige kända marina arter bara har registrerats en eller ett fåtal gånger.

Utveckling och utbildning av svenskt taxonomiskt expertkunnande vad gäller de flesta marina grupper, både växter och djur, ses allmänt som nedåtgående. En förutsättning för att man på ett tidigt stadie ska kunna upptäcka invasiva arter är en god kännedom om den naturliga mångfalden.

För uppföljningsarbetet innebär kunskapsbrist utmaningar på två olika sätt. 1) Är tröskelnivåerna för målindikatorerna satta på ett sätt som är relevant ur ett historiskt perspektiv för området, och 2) hur säkerställer vi att eventuella avvikelser från målindikatorerna inte rymms inom en naturlig variation.

Sveriges kuster har flera för Europa unika förutsättningar. Hela kusten återfinns längs med en mycket stark salthaltsgradient som utesluter en för alla geografiska områden gemensam bedömningsplattform. Salinitet påverkar inte bara den biologiska mångfalden i faktiska termer utan även känsligheten för olika omvärldsfaktorer som t.ex. kvävebelastning genom stratifieringen av vattenpelaren. Förekomsten av växter och djur varierar i en för marina förhållanden näst intill extrem omfattning från Haparanda till Koster, och oceanografiska förutsättningar som salthalt, tillförsel av näringsämnen och vattenomsättning likaså.

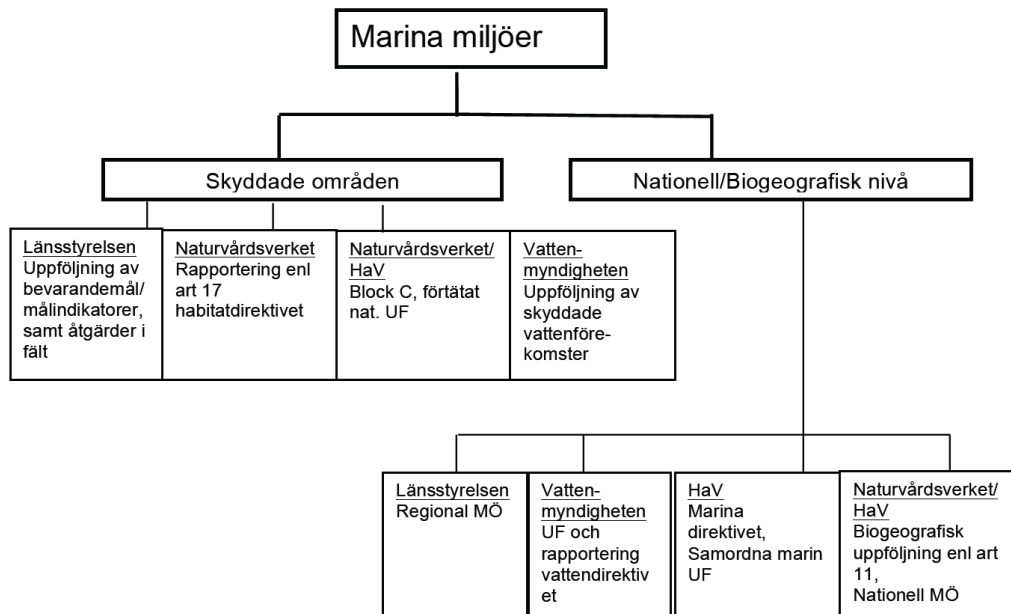
Östersjön, som upptar den största delen av Sveriges kuststräcka, är ett mycket ungt hav. Här finns för ekosystemen viktiga arter som samtidigt utgör relikter från ett helt annat havsområde med helt andra förutsättningar för utveckling. Evolutionära processer för arters anpassning till en föränderlig miljö tydliggörs i Östersjön vilket är ett problem för formulering av målindikatorer. Den för större djur och växter relativt låga mångfalden i Östersjön (fiskar och fåglar undantaget, som har en relativt hög artrikedom) innebär å andra sidan att några processer blir tydligare och kan följas lättare. Introduktionen av främmande arter har visat sig enklare att följa i ett redan artfattigt system än i områden med hög biologisk mångfald.

Översikter över Sveriges kustnära och marina undervattensmiljöer finns i Naturvårdsverkets Rapport 5591 (Wennberg & Lindblad 2006), Kunskap på djupet - kunskapsunderlag för havsplanering (SOU 2011:56) och Kustbiotoper i Norden (Nordiska ministerrådet 2001).

1.5.1 Roller och ansvar

Uppföljning av biologisk mångfald och skötsel av naturtyper i kust och havsmiljö är uppdelat på Länsstyrelserna, Naturvårdsverket, ArtDatabanken, de regionala Vattenmyndigheterna samt Havs- och vattenmyndigheten.

- **Länsstyrelserna** ansvarar för uppföljning av områdesvisa målindikatorer och bevarandemål i skyddade områden, inklusive Natura 2000-områden inom Block A och B.
- **Länsstyrelserna** ansvarar för uppföljning av effekter av åtgärder i skyddade områden.
- **Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten** ansvarar för riktlinjer för hur uppföljning av skyddade områden ska bedrivas.
- **Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten** ansvarar för Block C förtätad nationell habitatuppföljning.
- **Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten** ansvarar för att se till att det finns miljöövervakning (biogeografisk uppföljning) i enlighet med art- och habitatdirektivets artikel 11.
- **ArtDatabanken** fungerar som support för denna manual samt att inhämta förslag till förändringar och förbättringar.
- **Naturvårdsverket** ansvarar för att rapportering sker enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet.
- **Havs- och vattenmyndigheten** ansvarar för att samordna marin uppföljning och utveckla marina uppföljningsmetoder/undersökningstyper.
- **Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket** ansvarar för den nationella miljöövervakningen. Naturvårdsverket ansvarar för övervakning som rör metaller och organiska föreningar. Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för uppföljning av fiskbestånd och övriga biologiska variabler.
- **Vattenmyndigheterna**, i samarbete med **Länsstyrelsen**, ansvarar för att genomföra förordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (SFS 2004:660) och uppföljning av vattendirektivet samt övrig regional miljöövervakning.
- **Havs- och vattenmyndigheten** ansvarar för att genomföra Havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341) och uppföljning av havsmiljödirektivet.



Figur 2. Översikt över hur uppföljningen av marina miljöer är uppbyggd på områdesnivå respektive på nationell/biogeografisk nivå. Länsstyrelsen ansvarar för områdesvis uppföljning av målindikatorer. På nationell nivå ansvarar sektorsmyndigheterna Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten.

1.5.2 Uppföljning i skyddade områden

Uppföljning av gynnsamt tillstånd i skyddade områden ska alltid vara kopplad mot syftet med det skyddade området. Det ska utgöra grund för utvärdering av behov samt planering och uppföljning av åtgärder. För att kunna göra detta på ett bra sätt krävs att syftet preciseras i bevarandemål för naturtyper, arter och friluftsliv. Bevarandemålen måste göras praktiskt uppföljningsbara genom s.k. målindikatorer. Målindikatorer ska koppla mot bevarandemålen och ska ses som viktiga indikatorer på att bevarandemålet och därmed syftet med det skyddade området uppnåtts. Enskilda målindikatorer ska i möjligaste mån fungera som vägledning för om det finns eller inte finns behov av skötsel- och förvaltningsåtgärder. En mer detaljerad beskrivning och definition för bevarandemål och målindikatorer samt beskrivning av hur det ska utarbetas finns i rapporten Uppföljning av skyddade områden (Naturvårdsverket 2010). Det kommer även utvecklas ytterligare i den kommande uppdaterad vägledning för bildande och förvaltning av naturreservat. Målindikatorer kan följas upp för enskilda naturtyper eller för en grupp av naturtyper med gemensamma mål.

Målindikatorerna är standardiserade

De områdesspecifika målindikatorerna som redovisas i denna manual är formulerade med utgångspunkt i definitionen för gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet. Målindikatorerna i manualerna är vidare formulerade för de parametrar som är robusta och relativt lätta att följa upp. De är också i möjligaste mån samordnade med de variabler som mäts i den biogeografiska uppföljningen av naturtyper samt arter och programområdet Hav inom nationella miljöövervakningen. Detta möjliggör regionala och nationella

sammanställningar av de skyddade områdenas bidrag till gynnsam bevarandestatus. I förlängningen kan de också användas till utvärdering av regionala och nationella miljömål kopplade till biologisk mångfald mm. Naturvårdsverket kommer att tillhandahålla ett IT-stöd för de standardiserade målindikatorerna som ingår i denna manual.

Länsstyrelsen kan om man så finner det lämpligt även upprätta egna målindikatorer som inte finns listade i denna manual. Det kan röra sig om målindikatorer som kopplar mot syften med områdesskyddet, som är så speciella att de inte går att inordna i målindikatorerna som finns i uppföljningsmanualerna. Centrala IT-lösningar kopplade till sådana målindikatorer erbjuds dock inte genom skötsel-DOS, och resultatet av uppföljningen kan i dessa fall inte heller aggregeras på regional eller nationell nivå.

På grund av den kraftiga salthaltsgradienten längs Sveriges kuster och andra skillnader i ekologiska förutsättningar mellan Västerhavet och Östersjön, är det svårt att formulera målindikatorer med gemensamma tröskelnivåer. Målindikatorn ”I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter infauna finnas med minst X arter totalt i provytorna” är relevant i alla skötselmiljöer och längs hela svenska kusten, men tröskelnivåerna varierar. I den marina miljön, som är ett öppet system med t.ex. långväga transporter av närsalter, är den direkta kopplingen mellan skötselinsatser i det enskilda skyddade området och bevarandemålet ofta diffust. Det är svårt att hitta exempel på arter eller ekologiska strukturer som inte påverkas av den fria vattenmassan. Marina skyddade områden bör därför kanske i högre grad än skyddade områden på land, ses i ett större geografiskt perspektiv. Statusen för ett bevarandemål i ett enskilt område påverkas ofta i hög grad av faktorer på en regional eller högre nivå. Skötselåtgärder måste i detta sammanhang ses i ett större perspektiv och tillåtas inkludera åtgärder inom t.ex. de areella näringarna.

1.5.3 Uppföljning av gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet

EU ställer i art- och habitatdirektivets artikel 17 krav på att rapportering av gynnsam bevarandestatus ska genomföras i de naturtyper som omfattas av bilaga 1 (så kallade Natura-naturtyper se tabell 1). Uppföljningen ska ske genom insamlande av uppföljningsdata i totalpopulationen. I Artikel 17 ställs också krav på rapportering om skötselåtgärders effekter på bevarandestatusen samt Natura 2000-områdenas bidrag till god bevarandestatus.

Skötsel- och restaureringsåtgärders effekter på bevarandestatusen

Art- och habitatdirektivet ställer krav på rapportering av vilka åtgärder som vidtagits för att gynna bevarandestatusen för naturtyperna inom de utpekade Natura 2000 områden, samt vilka effekter dessa åtgärder fått på bevarandestatusen. Denna uppföljning täcks i normalfallet in av den ordinarie uppföljningen av skyddade områden, då områden med omfattande restaureringsåtgärder följs med särskild noggrannhet inom Block A.

Områden som inte uppfyller de uppsatta tröskelvärden i bevarandemålen utpekas enligt Naturvårdsverkets riktlinjer som ytor med ogynnsamt tillstånd. Dessa ytor ska följas upp separat tills dess att bevarandemålen uppnåtts igen.

Natura 2000-områdenas bidrag till bevarandestatus på biogeografisk nivå

För att kunna rapportera om de utpekade Natura 2000-områdenas bidrag till bevarandestatusen jämförs data från uppföljning av skyddade områden med uppföljningsresultaten från den biogeografiska uppföljningen. Jämförelser är i första hand möjligt att göra för variabler som ingår i Block A och C.

1.5.4 Samordning med biogeografisk uppföljning

Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för genomförande av den biogeografiska uppföljningen. Den biogeografiska uppföljningen syftar till att övervaka bevarandestatusen hos naturtyper och arter som ingår i art- och habitatdirektivets bilaga 1, 2, 4 och 5. Uppföljningen ska tillgodose kravet på övervakning som specificeras i art- och habitatdirektivets artikel 11. Uppföljningen kompletterar uppföljningen i skyddade områden och är även ett verktyg för att utvärdera de skyddade områdenas bidrag till gynnsam bevarandestatus. Den biogeografiska uppföljningen kommer att bl.a. samordnas med nationell miljöövervakningen och övervakning av god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet. Block C är helt samordnad med den biogeografiska uppföljningen.

Uppföljningen av skyddade områden ska så långt möjligt samordnas med biogeografisk uppföljning och utnyttja samma metoder. Metodutveckling pågår som syftar till att stödja och möjliggöra samordning av biogeografisk uppföljning och uppföljning av skyddade områden. Parametrar som bör samordnas är t.ex. uppföljning av areal av naturtyper och undergrupper, utbredning av biogena rev, fysisk påverkan på strukturer, trålskador, beståndsstruktur och reproduktion hos fisk, kärlväxter och alger, infauna och epifauna. Se tabell 3 för detaljer.

1.5.5 Samordning med nationell och regional miljöövervakning

Vid uppföljning i marina miljöer ska arbetet så långt möjligt samordnas med nationell och regional miljöövervakning. I marina miljöer är det framförallt parametrar som rör vattenkvaliteten som fysikaliska/kemiska parametrar och klorofyll, samt marina däggdjur och fåglar. Här kan de pågående miljöövervakningsprogrammen uppfylla de krav som uppföljning enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet ställer. I områden, speciellt med låg påverkan eller likartade förhållanden bör närliggande stationer till objektet kunna användas, s k riktad uppföljning (se kap 2). För andra variabler, som t.ex. vegetationsklädda bottenar, bottenfauna och beståndsstruktur hos fisk, är stickproven mycket få men kan i miljöer som är relativt opåverkade användas för antagande om tillstånd. Alternativt kan de användas för att komplettera ett eventuellt uppföljningsprogram enligt art- och habitatdirektivet och ramdirektivet för vatten (se under 1.5.6 och tabell 3). Vid planering av nya referensstationer bör det övervägas att lägga dessa i skyddade områden.

Länsstyrelserna ansvarar för den regionala miljöövervakningen. Det är viktigt att uppföljning av skyddade områden så långt som möjligt samordnas med regional uppföljning.

Intern samordning på länsstyrelsen är även viktigt för att kunna följa upp effekten av åtgärder som t.ex. avloppsrening och åtgärder för fisk samt i kringliggande terrestra naturtyper.

1.5.6 Vattenförvaltningen och ramdirektivet för vatten

EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) och vattenförvaltningsförordningen ((2004:660) har som övergripande målet att uppnå god vattenstatus till år 2015, eller senast till år 2027. God status innebär dels god ekologisk- och vattenkemisk status i alla inlands- och kustvatten. Bedömningsgrunder för god status finns för parametrar som bottenfauna (BQI), makoalger, växtplankton, näringsämnen, siktdjup och syrebalans.

Arbetet med uppföljning av vattenförvaltningen är till stor del samordnat med nationell och regional miljöövervakning. För att uppnå en effektiv samordnad uppföljning och

utvärdering är det därför viktigt att metoderna i Bedömningsgrunderna för god status (Naturvårdsverket 2007) också så långt som möjligt kan användas för uppföljning av gynnsam bevarandestatus enligt artikel 17 (Tabell 3). Det är även viktigt att arbetet med planering av uppföljningsinsatser görs tillsammans med länsstyrelsernas beredningssektariat och Vattenmyndigheten och årligen stäms av. Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för att former för samordning utvecklas. Information om statusklassning, miljökvalitetsnormer, miljöövervakning m.m. finns i VISS – VattenInformationSystemSverige (www.viss.lansstyrelsen.se). Samtidigt kan den geografiska upplösningen som krävs för uppföljning av skyddade områden, leda till att andra metoder i vissa fall behöver användas.

Bedömningsgrunderna för makrovegetation, mjukbottenfauna, fiskbestånd och växtplankton håller på att revideras inom projektet Waters (Waterbody Assessment Tools for Ecological Reference Conditions and Status in Sweden). Projektet leds av Havsmiljöinstitutet och planeras vara klart år 2016.

1.5.7 Havsmiljödirektivet

EU:s havsmiljödirektiv (2008/56/EG) innebär att medlemsländernas marina vatten ska uppnå god miljöstatus senast till år 2020. Havsmiljödirektivets mål är att skydda och bevara de marina ekosystemens komponenter och funktioner men placerar också människan och dess aktiviteter som en del av ekosystemet. Direktivet är uppbyggt av 11 s.k. deskriptorer som beskriver god miljöstatus på en övergripande nivå för en rad ämnesområden. Dessa är i korthet: 1) biologisk mångfald bevaras; 2) främmande arter håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt; 3) populationerna av alla kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur håller sig inom säkra biologiska gränser 4) alla delar av de marina näringsvävarna förekommer i normal täthet och mångfald; 5) eutrofiering framkallad av människan reduceras till ett minimum; 6) havsbottenstruktur och funktion tryggas; 7) bestående förändringar av de hydrografiska villkoren påverkar inte de marina ekosystem på ett negativt sätt; 8) koncentrationer av förorenande ämnen håller sig på nivåer som inte ger upphov till förorenings effekter; 9) förorenande ämnen i fisk och skaldjur avsedda som livsmedel överskrider inte nivåer fastlagda i gemenskapslagstiftning mm; 10) egenskaper hos och mängder av marint avfall förorsakar inga skador på kustmiljön och den marina miljön och 11) tillförsel av energi, inbegripet undervattensbubblor, ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt.

För att praktiskt kunna bedöma miljöns tillstånd finns till varje deskriptor ett antal tillhörande kriterier och indikatorer. Kriterierna anger vad som ska ingå i bedömning av miljöstatus medan indikatorer är ett mer specifikt verktyg för att kunna mäta tillståndet i miljön. Arbetet med att ta fram specifika indikatorer och gränsvärden för när god miljöstatus uppnås sker i stor utsträckning inom de internationella konventionerna HELCOM och OSPAR där experter från Sverige och övriga medlemsländer deltar. Det nationella arbetet med införandet av direktivet leds av Havs- och vattenmyndigheten.

De bevarandemål och målindikatorer som identifierats i denna manual ligger i linje med arbetet inom havsmiljödirektivet. För vidareutveckling av uppföljningsindikatorer med gränsvärden/tröskelnivåer bör en samordning mellan dessa processer ske.

1.5.8 Andra åtaganden enligt internationella konventioner i OSPAR och HELCOM

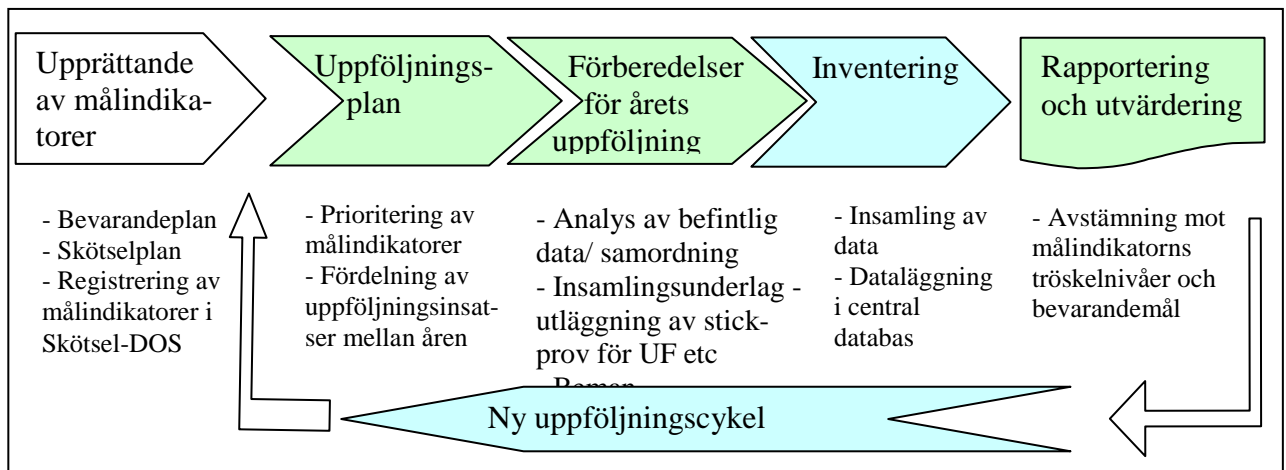
Sveriges roll i miljöövervakningen av Östersjön regleras i den internationella konventionen om skydd för Östersjöns marina miljö (Helsingfors kommissionen, HELCOM). Motsvarande konvention för västerhavet är OSPAR konventionen. OSPAR omfattar skyddet av den marina miljön i hela Nordostatlanten, inklusive den europeiska sektorn av den arktiska oceanen. Båda konventionerna har beslutade rekommendationer där länderna åtagit sig att bygga upp nätverk av marina skyddade områden i de båda havsregionerna s.k. Baltic Sea Protected Areas (BSPA) i HELCOM respektive Marine Protected Areas (MPA) i OSPAR. Konventionerna utvärderar nätverken med bakgrund i underlag från medlemsländerna. Manualens riktlinjer bör därför med fördel användas för uppföljning även i BSPA området som i dag inte omfattas av Natura 2000 områden eller naturreservat, så att en enhetlig utvärdering säkras. Senaste utvärderingen i OSPAR gjordes 2010 (OSPAR 2010) och i HELCOM (HELCOM 2010). Båda konventionerna har också listor över arter och habitat som klassas som skyddsvärda.

2 Förberedelse och planering

Syftet med kapitlet är att ge anvisningar som är till hjälp vid länsstyrelsernas planering av uppföljning av de marina naturtyperna. I kapitlet ingår även riktlinjer för länsstyrelsernas lagring och uttag av uppföljningsdata. Generella riktlinjer för länsstyrelsernas planering och förberedelser inför uppföljning av skyddade områden återfinns i Rapporten Uppföljning skyddade områden (Naturvårdsverket 2010).

Supportfunktion för denna manual finns hos ArtDatabanken. För kontaktuppgifter se Naturvårdsverkets hemsida/uppföljning av skyddade områden. Den manualansvarige på ArtDatabanken kan svara på frågor rörande bl.a. upprättande av målindikatorer, tidsåtgång och andra delar av länsstyrelsernas arbete med denna manual.

Det pågår en intensiv utveckling av indikatorer och metoder för övervakning och uppföljning av biologisk mångfald i havsmiljön. Då samordning av indikatorer med havsmiljödirektivet, nationell miljöövervakning och biogeografisk uppföljning är viktig, kan indikatorer och metoder som ingår i denna manual komma att behöva justeras. Uppdateringar med avseende på målindikatorer, metoder och datalagring kommer att presenteras på Naturvårdsverkets och Havs- och Vattenmyndighetens hemsida, samt inom Naturvårdsverkets samordningsforum för uppföljningen.



Figur 3. Översikt över uppföljningsarbetets gång. Planering av uppföljning beskrivs översiktligt i detta kapitel. Inventeringsfasen, rapportering och utvärdering beskrivs i kapitel 3 och 4. Upprättande av målindikatorer ingår inte som en del i uppföljningsarbetet, men fastställande av mätbara målindikatorer med tydliga tröskelnivåer är en förutsättning för att kunna genomföra uppföljning enligt denna manual. Av denna anledning berörs arbete med målindikatorer både i kapitel 2 och 3.

2.1 Målindikatorer – en förutsättning för uppföljning

Uppföljningssystemet bygger på att mätbara målindikatorer som kopplar mot bevarandemålen finns fastställda. Eftersom det för marin miljö inte alltid finns fastlagda bedömningsgrunder eller att t.ex. basinventering saknas kan denna manual även användas till att

genomföra mätningar med syfte att definiera tröskelnivåer för målindikatorerna där sådana inte finns fastlagda eller där mer kunskap behövs för att kunna definiera tröskelnivåer.

I tabell 2 anges förslag till översiktliga målindikatorer för olika naturtyper i marina miljöer. Det är viktigt att påpeka att den är tänkt att fungera som en meny från vilken man väljer ett begränsat antal lämpliga/relevanta mål för de områden som omfattas av uppföljningsarbetet. Det är viktigt att de målindikatorer man väljer att använda kopplar mot bevarandemålet för naturtyp eller art och avspeglar syftet med områdesskyddet.

De flesta målformuleringar berör målkategorin *Struktur och funktion* men även målkategorierna *Areal* och *Typiska arter* finns representerade för alla skötselmiljöer. I tabell 2 finns en bedömning av prioriteringsgrad för de målindikatorer som tas upp i denna manual. Prioriteringsgraden ges i tre olika nivåer; 1, 2, eller 3, där 1 är högsta prioritet.. Prioriteringsgraderingen är bedömd efter tre kriterier, i) i hur hög grad målindikatorn anses beskriva den generella bevarandestatusen inom den aktuella skötselmiljön, ii) kostnaden för de uppföljningsmetoder som krävs, och iii) i hur hög grad metoderna är beskrivna.

Arealen av Natura 2000-naturtyper bör generellt prioriteras i uppföljningsarbetet, men utbredningen av de marina Natura 2000-naturtyperna är dock ofta begränsade av fysiska parametrar (t.ex. rev 1170), varför återkommande datainsamling för detta mål inte behövs om basinventering genomförts och om man genom tillsyn vet att ingen exploatering skett. En prioritering av uppföljning av arealen är mer motiverad i grundare områden som ofta även påverkas av strukturella ingrepp från anläggning av hamnar etc. Flera naturtyper som t.ex. rev (1170) har även undergrupper där areal påverkas av strukturella ingrepp som t.ex. biogena rev. Områden grundare än 6-10 meter är ofta relativt kostnadseffektivt att inventera då det kan ske med fjärranalys. För djupare liggande områden och naturtyper måste dyrare fältbaserade metoder användas. Detta gäller t.ex. djupare liggande rev (1170), sandbankar (1110) eller andra mjukbottnar.

När det gäller struktur och funktion har målindikatorerna för grunda mjukbottnar en tonvikt på förekomst av rörlig fauna/fiskreproduktion samt vissa fanerogamer (ålgräs, nateväxter och kransalger). På djupa mjukbottnar bör i huvudsak indikatorer som grundar sig på Benthic Quality Index (BQI) prioriteras. På grunda hårdbottnar bör en prioritering ske med avseende på förekomst och djuputbredning av makroalger. På djupa hårdbottnar är det viktigt att vattentemperaturen är låg och stabil och att sedimentationen inte ska öka.

2.1.1 Prioritering vid val av målindikatorer

I rapporten Uppföljning av skyddade områden (Naturvårdsverket 2010) framgår huvudprinciper för val av lämpliga målindikatorer. I tabell 2 och 3 i denna manual listas förslag på övergripande målindikatorer och registrerbara målindikatorer, för olika naturtyper i marina miljöer. Nedan framgår vilka målindikatorer som kan vara mest relevanta att använda i de olika skötselmiljöerna. Manualen har i vägledning av prioritering av målindikatorer utgått från så kostnadseffektiva indikatorer som möjligt. Detta eftersom många objekt bör följas upp. I objekt med särskilda skötselbehov eller hotade arter kan målindikatorer som kräver mer kostsamma undersökningar behövas.

Då uppföljning inom Block A är begränsad så kommer uppföljning i Block B bli det viktigaste systemet för länsstyrelserna för att följa tillståndet i marina miljöer i sina skyddade områden. Då kostnaden för att göra fältbaserade mätningar i havsmiljö ofta är hög så är det lämpligt att arbeta med visuella, gärna fjärranalysbaserade metoder. Om

dessa målandikatorer indikerar ogynnsamt tillstånd kopplas fältbaserade relaterade målandikatorer in. I Skötsel-DOS kan följande prioritetklasser användas:

1 = Obligatorisk (Block A)

2 = Skall genomföras (Block B)

3 = Genomförs vid ogynnsamt tillstånd (Block B). Klassen används i de fall man i vissa naturtyper vill ha en utökad uppföljning i restaurerade ytor eller områden med ogynnsamt tillstånd.

4 = Genomförs med lägre prioritet (Block B). Klassen används för målandikatorer som inte är prioriterad i enlighet med policyn men som man ändå av olika orsaker vill registrera.

Märk att denna prioritering inte överensstämmer med tabell 2 och 3 där prioriteringen enbart hanterar Block B. Dvs att prio 1 i tabellerna motsvarar prio 2 enligt ovan. I marin miljö kommer av kostnadsskäl inte alla prio 2 enligt ovan kunna genomföras.

Block A

De obligatoriska momenten i uppföljningssystemet för skyddade områden ”block A” kan sägas vara de viktigaste för att kunna följa den aktuella naturtypens bevarandestatus i ett regionalt och nationellt perspektiv, men kommer vara begränsade i marin miljö. Dessa moment ska mätas och rapporteras oberoende om målandikatorer formulerats och tröskelnivåer satts eller ej. En uppdaterad lista över obligatorisk uppföljning finns på Naturvårdsverkets hemsida och kommer framgå av Skötsel-DOS.

2.1.2 Prioritering av målandikatorer Block B

Målandikatorer och hot på grunda mjukbottnar

Grunda mjukbottnar är den skötselmiljö för vilken flest målandikatorer har kunnat identifieras. Anledningen till det är att miljön är relativt lätt att undersöka med fältmetoder så väl som fjärranalys. Miljön omfattar naturtyper där miljöstörningar ger tydliga effekter och som tidigare, åtminstone på Västkusten, berörts av omfattande undersökningsprogram (t.ex. ålgräsängar). Det finns ofta godtagbara referensnivåer för tröskelnivåer.

Grunda mjukbottnar behöver en god vattenkvalitet, orörda bottenar och en vattenomsättning som inte hindras av infrastruktur (hamnar, pirar etc.), utfyllnader, tippmassor eller liknande. De mest relevanta målandikatorerna att använda för grunda mjukbottnar är i dagsläget troligen de som indikerar förändringar i närsaltsbelastning, dvs. relaterande till utbredningen av ålgräs och kransalger, samt påväxt av fintrådiga alger. Dessa målandikatorer (Tabell 3 nr; 4 & 15) följs upp med relativt kostnadseffektiva fjärranalysmetoder eller visuella metoder som video eller vattenkikare (Tabell 7).

Grunda bottenar är känsliga för påverkan som leder till t.ex. grumling och ändrad hydrologi. Vägbankar och annan fragmentering påverkar möjligheter till spridning och vandring vilket på sikt även kan påverka genflödet. Exploatering genom t.ex. anläggning av småbåtshamnar eller muddring av kanaler utgör särskilt allvarliga hot. Båttrafik av grundgående och/eller snabba båtar/vattenskotrar samt ankring av båtar i naturhamnar är också en hotbild som ökar. Målandikatorer som indikerar exploatering är därför viktiga och även kostnadseffektiva (Tabell 3 nr; 18, 19 & 20).

Grunda mjukbottnar är viktiga reproduktion- och uppväxtlokaler för många fiskarter. Muddringar av trösklade havsvikar kan öka vattenomsättningen och förändra temperaturbilden i viken vilket kan innebära ett hot mot varmvattenlekande fiskarter. Många arter är

känsliga för strukturella förändringar och förekomst och reproduktion av typiska arter kan därför ofta användas som indikatorer på att gynnsamt tillstånd (Tabell 3 nr; 12 & 13).

Grunda mjukbottnar är också en miljö som är känslig för etablering av främmande arter. Exempel på främmande mjukbottenarter med konstaterad eller potentiellt kraftig effekt på ekologin är rödalgen *Gracilaria vermiculophylla*, musslan *Ensis directus* och havsborstmaskar *Marenzelleria spp.* Det är endast genom en total kvalitativ genomgång av makrofaunan som förekomsten av invasiva arter kan utvärderas. Kostnaden för sådana undersökningar är höga och bedöms inte lämpliga att följa upp i enskilt skyddade områden.

Målindikatorer och hot på djupa mjukbottnar

De djupa mjukbottnarna karaktäriseras av en, i varje fall på Västkusten, hög biologisk mångfald av både interstitiell fauna, grävande infauna och epibentisk fauna. I Östersjön är mångfalden mätt i antalet arter av större djur endast en bråkdel av den på Västkusten.

Djupa mjukbottnar är känsliga för störningar som t.ex. övergödning och belastning av gifter. En hög näringsbelastning kan ge syrefattiga bottenar vilket i sin tur leder till att de flesta organismer dör eller att bottenarna blir olämpliga. Detta kan även leda till ändrat syrgashalt och skiktning i vattenmassan vilket kan påverka reproduktion av t.ex. torsk. Djupa mjukbottnar hotas på västkusten och i Östersjön i hög grad av fiske med bottentrål. Det gäller både arter som skadas direkt av trålfiske som t.ex. sjöpennor, men också indirekta skador genom en ökad sedimentation i områden där bottentrålning bedrivs. Dumpning av muddermassor ger liknande skador och kan dessutom tillföra bottenarna gifter om muddermassorna härstammar från t.ex. gamla hamnområden. Målindikatorerna bör därför vara formulerade så att de fångar upp förändringar i mångfald och artsammansättning förorsakade av både mekanisk påverkan på bottenarna och ökad sedimentation genom t.ex. trålning, men även låga syrgashalter pga. problem med närsaltsbelastning (Tabell 3 nr; 16 & 17).

En stor del av den biologiska mångfalden i djupa mjukbottnar både på Västkusten och i Östersjön utgörs av havsborstmaskar och fåborstmaskar vilka är svåra att bestämma till art (experter saknas och litteraturen är bristfällig). Diversitetsmått och andra mått på ekologisk status är alternativ till totala artinventeringar (Tabell 3 nr; 8, 9, 10). Utvärdering av förekomsten av ett urval för det geografiska områdets typiska arter ger troligen en säkrare bild till en lägre kostnad än ett försök till skattning av den totala diversiteten.

Djupa mjukbottnar ingår inte i Natura 2000 naturtyper med undantag för Sandbankar (1110) (Tabell 3 nr; 23), men förekommer inom många marint skyddade områden. Det saknas framtagna typiska arter för majoriteten av denna skötselmiljö, något som behöver utvecklas för att säkerställa en god uppföljning och förvaltning även av dessa miljöer. OSPAR habitatet ”Seapens and borrowing megafauna” överlappar inte med Natura 2000 naturtyp och redovisas därför separat i tabell 2, eftersom uppföljning behöver utföras även i detta habitatet.

Målindikatorer och hot på grunda hårdbottnar

Den biologiska mångfalden på hårdbottnar är svår att undersöka, både ur ett kvantitativt och ett kvalitativt perspektiv. Djur och växter lever i en komplex miljö av hårt substrat som det är svårt att ta stickprov ur och som också är svårt att totalinventera *in situ*.

Grunda hårdbottnar är beroende av en god vattenkvalitet. Hotbilden utgörs främst av förhöjd närsaltsbelastning men denna miljö kan också påverkas negativt av förändrade erosions- och sedimentationsmönster på grund av t.ex. fartygstrafik. Miljön är känslig för giftpåverkan från t.ex. båtbottnfärger, och utsläpp av miljögifter och olja från hamnan-

läggningar. Vindkraft planeras i många grundområden. Anläggningar av bryggor, pirar, hamnanläggningar och annan typ av strandexploatering utgör också ett hot.

Bedömningar av förändringar i mångfald bör därför baseras på ett urval av organismer och traditionellt har detta varit makroalger som går att artbestämma på plats (Tabell 3 nr; 4 & 21). Förändringar i djuputbredning av olika typiska arter av makroalger kan också ge en bild av bevarandestatus för miljön (Tabell 3 nr; 7).

Målandikatorer och hot på djupa hårdbottnar

Djupa hårdbottnar betecknas av mycket låg sedimentation eller erosion och kan utgöras av djupa rev, klippor eller branter med överhäng. Organismer anpassade till djupa miljöer med relativt stabila förhållanden är känsliga för förändringar i vattenkvalitet, t.ex. temperatur och salthalt, t.o.m. under korta perioder. På djupa hårdbottnar lever djur som inte klarar överlagring av sediment, t.ex. ökad sedimentation från fiske med bottentrål (Tabell 3 nr; 5). Djuren i denna miljö är ofta mycket långlivade och miljön är därför känslig för mekaniska störningar som trålning och ankring, även destruktiva provtagningsmetoder bör undvikas (Tabell 3 nr; 20). Målandikatorer med passiva mått på bevarandestatus, som låg sedimentationsgrad och stabila låga bottenvattentemperaturer, är viktiga för att värdera gynnsamt tillstånd, men temperatur föreslås i stället ingå i den nationella miljöövervakningen (Tabell 3 nr; 17). En typ av miljö som har en liknande fauna utgörs av djupt belägna skeppsvrak, något som är särskilt vanligt i Östersjön där annars djupa hårdbottnar är ovanliga. Miljön är dock mycket artfattig i jämförelse med den på västkusten och hotas av låga syrehalter.

Målandikatorer och hot på biogena rev

Biogena rev är beroende av en god vattenkvalitet, hög vattenomsättning och att sedimentationen i området är låg eller negativ (att det bortfors sediment). Till skillnad från Natura 2000-naturtyperna i de övriga skötselmiljöerna, som i stor utsträckning begränsas till ytan av fysiska barriärer, är biogena rev ofta begränsade av ekologiska faktorer och kan lätt förstöras genom t.ex. ankring eller destruktiva fiskemetoder. Målandikatorn för areal har därför här en extra hög prioritet (Tabell 3 nr; 3). Fördjupning av farleder innebär också ofta ett hot mot biogena rev som är vanliga på t.ex. fjordars trösklar. Invasiva arter är ett starkt hot mot vissa typer av biogena rev. Ett exempel är det japanska jätteostronet som påverkar västkustens blåmusselbankar.

Målandikatorer för fisk

SLU Aqua har i uppdrag från Havs- och Vattenmyndigheten, att under 2012 föreslå indikatorer för att bedöma miljöstatus med avseende på Deskriptor 1 (Biologisk mångfald) inom EUs Havsmiljödirektiv. Arbetet samordnas med arbetet inom expertgruppen HELCOM FISH, som leds av Sverige, genom den utveckling och utvärdering av indikatorer som utförs inom ramen för expertgruppen. De målandikatorer som föreslås i manualen (Tabell 3 nr; 12 & 13) ligger i linje med förslag från SLU Aqua på målandikatorer, men den exakta formuleringen kan komma att ändras något under 2012 när de slutfört sitt arbete (Bergström 2011 pers. med.)

2.1.3 Generella hot mot marina skötselmiljöer

Generella hot som går att påverka på områdesnivå

Generella hot som är gemensamma för alla skötselmiljöer och som kan vara lämpliga att följa upp effekterna av är:

- ökad närsaltsbelastning från punktutsläpp

- industriutsläpp
- oljeutsläpp
- överfiske.

Effekter av de senare kan vara förskjutningar i trofinivåer som leder till en förändring av artsammansättningen av fisk. Detta kan i sin tur medföra att balansen mellan epifytiska alger och betare rubbas.

Främmande arter är ett starkt hot mot marina ekosystem och den biologiska mångfalden. Arter som hotar svenska eller närliggande kuster inkluderar representanter från flera organismgrupper bl.a. alger, fiskar och kräftdjur. Effekterna av främmande arter har ibland visat sig vara drastiska, och kunskapen om hur de påverkar de svenska marina ekosystemen är begränsad.

Generella hot som inte går att påverka på områdesnivå

Generella hot som är mer lämpade att följa upp inom Nationell miljöövervakning eller inom Block C (se nedan) inkluderar belastning av miljögifter från transport samt ökad närsaltsbelastning från luftburet kväve och jordbruk.

Ett varmare klimat och havsförurning är generellt ökande stressnivåer för alla organismer längs Sveriges kuster, speciellt i grunda skötselmiljöer. I Sverige finns naturligt både arter som här har sin sydgräns för utbredningen (arktiska–boreala arter) eller sin nordgräns (tempererade–boreala arter). Ett varmare hav kommer att innebära en förskjutning i utbredningsområden norrut för många av dessa arter. Några arter kommer därmed att försvinna ur den svenska faunan medan andra arter kan tillkomma. Man anser vidare att en ökande nederbörd genom klimatförändringar kommer att leda till att salthalten sjunker i Östersjön vilket torde öka stressnivån för arter med krav på högre salthalt och flytta deras utbredningsområde mot en högre salthalt.

Tabell 2. Tabell över övergripande målandikatorer för områdesvis uppföljning, samt prioritering av dessa. Typ anger A-Areal, SF-Struktur och funktion och TA-Typiska arter. Prioriteringsgraden ges i tre olika nivåer; 1, 2, eller 3. Se avsnitt 2.1. * = Begränsad relevans för Bottenviken

Nr	Övergripande målandikator	Typ	Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev	1110 Sandbankar	1130 Estuarier	1140 Blottade bottnar	1150 Laguner	1160 Vikar och sund	1170 Rev	1180 Bubbelskär	1610 Åsöar i Östersj.	1620 Skär i Östersj.	1650 Smala Östersjö-vikar	Seapens and borrowing megafauna
1	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>förekomst</u>	A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	Naturtypens undergrupp ska ha en viss angiven <u>förekomst</u>	A	1		1	1	1	1			1		1	1	1	1		
3	Naturtypen ska ha en viss <u>förekomst</u> av biologisk revstruktur	SF	1		2	2	1	2					1					
4	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>förekomst</u> av makrofyter	SF	1		1			1*	1	3	1	1	1*		1*	1*	1	
5	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>förekomst</u> av svampdjur och/eller koralldjursamhällen (Västkust)	SF				1							1					
6	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>täthet</u> av ostron (Västkust)	SF	3				3						3					
7	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>kvalité</u> av makrofyter	SF	1		1			1*	1		1	1	1*		1*	1*	1	
8	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>tillståndsklass</u> enligt Bedömningsgrunderna för mjukbottenfauna, BQI.	SF	2	1				1	1	2*	2*	2			2		1	1
9	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>tillståndsklass</u> enligt Benthic Habitat Quality (Västkust)	SF	2	2				2										2
10	Naturtypen ska ha ett minsta angivet <u>antal</u> sjöpenor	SF				1												1
11	Naturtypen ska ha en minsta angiven <u>biomassa</u> av epifauna	SF	2	2				2	2	2	2	2			2		2	2
12	Naturtypen ska ha minste angiven <u>reproduktion</u> av fisk	SF	1		2			1	1	1	1	1	1			1	1	
13	Naturtypen ska ha en <u>naturlig beståndsstruktur</u> av fisk	SF	1	2	2			1	1	1	1	1	1		2	2	1	
15	Naturtypen ska ha en största angiven <u>förekomst</u> av eutrofieringsgynnade arter	SF	2	2	2			2	2	2	2	2	2		2	2	2	
16	Naturtypen ska ha en viss angiven <u>vattenkvalitetsstatus</u> vad gäller närsaltsbelastning	SF	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
17	Naturtypen ska ha en högsta angiven <u>sedimentationshastighet</u>	SF				2	2						2	2				
18	Stränderna ska ha en högsta angiven <u>exploateringsgrad</u>	SF	1		1		1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	
19	Naturtypen ska ha naturligt vattenutbyte och -flöde	SF	1		1		1	2	1	1	1	1	2		2	2	1	
20	Naturtypen ska ha en hösta angiven <u>utbredning</u> av bottenpåverkan	SF	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Nr	Övergripande målkategori	Typ	Grunda mjukbottenar	Djupa mjukbottenar	Grunda hårbottenar	Djupa hårbottenar	Biogena rev	1110 Sandbankar	1130 Estuarier	1140 Blottade bottenar	1150 Laguner	1160 Vikar och sund	1170 Rev	1180 Bubbelskärar	1610 Åsöar i Östersj.	1620 Skär i Östersj.	1650 Smala Östersjövikar	Seapens and borrowing megafauna
21	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorer kärlväxter och/eller alger	TA	1	1				1*	1	3	1	1	1*		1*	1*	1	
22	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorer epifauna	TA	1	1	1	1	2	1*	1*	1*	2*	1*	1*	1*	1*	1*	2*	1
23	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorer infauna	TA	1	1					1	1								1
24	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorer fisk	TA	1		1			1	1	1	1	1	1		1	1		
25	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorer fåglar	TA	1				1	1		1		1	1		1	1		

Kommentar till tabellen: Målkategori 14 har utgått i sent skede och numreringen har därför inte ändrats.

2.2 Planering av uppföljning

Generella riktlinjer för hur planering av uppföljningsarbete ska gå till framgår av Naturvårdsverkets rapport Uppföljning i skyddade områden (Naturvårdsverket 2010). Nedan beskrivs endast de delar där förtydliganden eller specifik information finns som anknuter till planeringsprocessen för marina naturtyper. Registrering av målkategorier ska resultera i en fastställd uppföljningsplan från vilken det kommer att vara möjligt att ta ut rapporter som redovisar insatser per år, område, naturtyp etc. i skötsel-DOS.

Registreringen innehåller följande moment:

- Val av målkategori
- Registrering av tröskelnivå
- Tidsättning av uppföljningen
- Registrering av metod
- Avgränsning av uppföljningsenhet och eller uppföljningsyta

2.2.1 Val av målkategorier

Målkategorierna för naturtypen/struktur och funktioner/arter ska registreras i skötsel-åtgärdsdatabasen ”Skötsel-DOS”. När den översiktliga planen av samtliga uppföljningsinsatser för X-naturtypen är färdiga registreras uppföljningsinsatserna som tidsatta aktiviteter i skötsel-databasen ”Skötsel-DOS”. Var och en av de indikatorer som ska följas upp knyts till en yta, så kallade uppföljningsenheter (se nedan). Här specificeras också vilken metod som ska användas för uppföljning. Varje uppföljningsinsats registreras som en tidsatt aktivitet i Skötsel-DOS, och det kommer sedan att vara möjligt att ta ut rapporter per år, område, naturtyp etc.

I tabell 3 listas möjliga målkategorier, prioriterade metoder samt mått för marina miljöer.

Tabell 3. Förteckning över godkända och i Skötsel-DOS registrerbara målandikatorer, samt metoder och mått som kan användas vid uppföljning av marina miljöer, se även tabell 2 där det framgår i vilken Natura naturtyp de lämpligen används. Förkortningar AGDS - Acoustic ground discrimination system, sss-side scan sonar. Rekommenderade metoder är markerade i fet stil. Uppföljningsfrekvens är enbart rekommendationer och behöver anpassas till resurser och uppföljningsytor (se avsnitt 2.2.3).

	Målandikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovs- design	Mått	Utvärderings- frekvens	Uppföljnings- frekvens	Samordning			Avsnitt	
			Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.		OSPAR/ HELCOM
1	Naturtypen ska ha en viss angiven förekomst															
	Naturtypen ska ha en areal på minst x ha	1	Flygb, LIDAR, satellit, AGDS	AGDS	Flygb, LIDAR, AGDS	AGDS, sss	AGDS, flygb, sss,	Totalinv.	ha	6 år	6 år		X	X	X	3.4
		1	Video, Vat.kik	Video	video, Vat.kik	Video	Video	Transekter	ha	6 år	6 år		X		X	3.4
2	Naturtypens undergrupp ska ha en viss angiven förekomst															
	Naturtypens undergrupp Z ska ha en areal på minst x ha	1	Flygb, LIDAR, satellit, AGDS,	AGDS,	Flygb, LIDAR, AGDS	AGDS, sss	AGDS, flygb, sss,	Totalinv.	ha	6 år	6 år		X	X	X	3.4 3.5 3.6
		1	Video, Vat.kik	Video,	video, Vat.kik	Video	Video	Transekter/ provrutor	ha	6 år	6 år		X		X	3.4 3.5 3.6
3	Naturtypen ska ha en viss förekomst av biologisk revstruktur															
3a	I naturtypen ska arealen av ostron (>5 ind./m ²) vara minst X %. (Västkust)	1	video				video	Transekter/ provrutor	%	6 år	6 år		X		X	3.5

	Målindikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovs- design	Mått	Utvärderings- frekvens	Uppföljnings- frekvens	Samordning				Avsnitt
			Grunda mjukbottnar	Djupa mjuk- bottnar	Grunda hårdbottnar	Djupa hård- bottnar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.	OSPAR/ HELCOM	
3b	I naturtypen ska arealen av blå- /hästmusselbankar (> 10 % täckning) vara minst X %.	1	Video				Video	Transekter/ provrutor	%	6 år	6 år		X	X	X	3.5
3c	Arealen av rev uppbyggda av ögonkorall ska vara minst X ha. (Västkust)	1					video	Totalinv	ha	6 år	6 år		X	X	X	3.5
3d	I naturtypen ska arealen av märlbotten vara minst %. (Västkust)	1	video				video	Transekter/ provrutor	%	6 år	6 år		X		X	3.5
4	Naturtypen ska ha en viss angiven förekomst av makrofyter															
4a	I naturtypen ska arealen av ål- gräsängar/annan långskottsvegetation (>5 % täckning) vara minst X %.	1	satellit, LIDAR					Totalinv	%	6 år	3 år		X	X	X	3.6
4b	I naturtypen ska ålgräsängar/annan långskottsvegetation (>5 % täckning) förekomma med minst X % av transekter- nas längd.	3	Vat.kik, video, dyk, snorkl					Transekter	%	6 år	1 år	X	X	X	X	3.6
4c	I naturtypen ska ålgräsängar/annan långskottsvegetation (>5 % täckning) förekomma i minst X % av provytorna.	1	Vat.kik, video					Provrutor	%	6 år	1 år		X	X	X	3.6
4d	I naturtypen ska makroalgbestånd (> 5% täckning) förekomma med minst X % av transekternas längd.	2			video, vat.kik, dyk			Transekter	%	6 år	1-3 år	X	X			3.6
4e	I naturtypen ska makroalgbestånd (> 5% täckning) förekomma i minst X % av provytorna.	1			video, dyk			Provrutor	%	6 år	1-3 år		X			3.6

	Målindikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovs- design	Mått	Utvärderings- frekvens	Uppföljnings- frekvens	Samordning			Avsnitt	
			Grunda mjukbottnar	Djupa mjuk- bottnar	Grunda hårdbottnar	Djupa hård- bottnar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.		OSPAR/ HELCOM
5	Naturtypen ska ha en viss angiven förekomst av svampdjur och/eller koralldjursamhällen															
	I naturtypen ska svampdjur och/eller koralldjursamhällen förekomma med minst X % av transekternas längd. (Väst kust)	3				video		Transekter	%	6 år	6 år				X	3.5
	I naturtypen ska svampdjur och/eller koralldjursamhällen förekomma i minst X % av provytorna. (Väst kust)	1				video		Provrutor	%	6 år	6 år					3.5
6	Naturtypen ska ha en viss angiven täthet av ostron															
	I naturtypen ska tätheten av ostron i bankar i medel vara minst X vuxna ind./m ² . (Väst kust)	3	video, dyk				video, dyk	Transekter?/ provrutor?	vuxna individer /m ²	6 år	6 år					3.5
7	Naturtypen ska ha en viss angiven kvalité av makrofyter															
7a	I naturtypen ska arten Z (kårlväxt, makroalg eller kransalg) finnas ner till minst X meters djup.	1	video		Video			Transekter	m (median) klass	6 år	1 år		X			3.6
7b	I naturtypen ska djuputbredning av makroalger och gömfröiga växter motsvara minst klass X enligt Bedömningsgrunderna för kustvatten m.m.	1	snorkl, dyk		dyk,			Transekter	klass	6 år	1 år	X	X	X		3.6
7c	I naturtypen ska kvalitetsklass på ål-gräsängar (enligt MARBIPP) vara minst X.	2	Dyk video					Provrutor	klass	12 år	3-6 år				X	3.6
8	Naturtypen ska ha en viss angiven tillståndsklass enligt Bedömningsgrun-															

	Målindikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovs- design	Mått	Utvärderings- frekvens	Uppföljnings- frekvens	Samordning				Avsnitt
			Grunda mjukbottenar	Djupa mjuk- bottenar	Grunda hårdbottenar	Djupa hård- bottenar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.	OSPAR/ HELCOM	
	Indikatorerna för mjukbottenfauna, BQI.															
	I naturtypen ska tillståndsklassningen enligt Bedömningsgrunderna med hänsyn på BQI för mjukbottenfauna vara minst klass X.	1	Bottenhugg	Bottenhugg				Provpunkter	BQI index 0-15	6 år	1 år	X	X	X	X	3.7
9	Naturtypen ska ha en viss angiven tillståndsklass enligt Benthic Habitat Quality															
	I naturtypen ska Benthic Habitat Quality (BHQ) ska vara minst klass X. (Västkust)	2	Sed.pro. kamera	Sed.pro. kamera				provpunkter	BHQ index	6 år	6 år	X				3.7
10	Naturtypen ska ha ett minsta angivet antal sjöpenor															
	I naturtypen ska sjöpenor (inkl.piprensare) förekomma med minst X st./ha. (Västkust)	1		video				Provrutor/ transekter?	Antal per ha	6 år	6 år				X	3.5
11	Naturtypen ska ha en minsta angiven biomassa av epifauna															
	I naturtypen ska biomassan av epifauna motsvara minst X g/m ² .	2	Fallfälla, dyk		dyk			provpunkter	gram torrvikt per m ²	6 år	1-3 år					3.8
12	Naturtypen ska ha minsta angiven reproduktion av fisk															
	I naturtypen ska förnyring av fisk förekomma hos arten X med minst Y yngel i snitt/ansträngning.	1	Sprängning, landvad, fallfälla		Sprängning			Provpunkter	Medeltal årsyngel /ansträngning	6 år	3-6 år	X	X		?	3.9
13	Naturtypen ska ha en naturlig beståndsstruktur av fisk															

	Målindikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovsdesign	Mått	Utvärderingsfrekvens	Uppföljningsfrekvens	Samordning				Avsnitt
			Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.	OSPAR/ HELCOM	
13a	I naturtypen ska andelen rovfisk större än x cm av beståndet vara minst Y %.	1	Nät, ryssjor	Nät	Nät, ryssjor			Provpunkter	% av bestånd	6 år	1-3 år	X		X	X	3.9
13b	I naturtypen ska Shannon index i fiskesamhället vara minst x.	1	Nät, ryssjor	Nät	Nät, ryssjor			Provpunkter	index	6 år	1-3 år	X		X	X	3.9
15	Naturtypen ska ha en största angiven förekomst av eutrofieringsgynnade arter															
15a	I naturtypen ska täckningen av fintrådiga alger (epifyter, ej Ceramium) med större täthet än klass X (enligt basinv. manualen), förekomma i max x % av transekternas längd.	2	Vat.kik, video, snorkl, dyk		video, dyk			Transekter	%	6 år	1-3 år	X	X			3.6
15b	I naturtypen ska täckningen av fintrådiga alger (epifyter, ej Ceramium) med större täthet än klass X (enligt basinv. manualen), förekomma i max x % av provrutorna	2	Vat.kik, video, snorkl, dyk		video, dyk			Provrutor	%	6 år	1-3 år	X				3.6
16	Naturtypen ska ha en viss angiven vattenkvalitetsstatus vad gäller när-saltsbelastning															
16a	I naturtypen ska halterna av totalkväve och totalfosfor enligt Bedömningsgrunderna för kustvatten m.m. motsvara minst klass X	2	NVs undersöknings-typer	NVs undersöknings-typer	NVs U-typer	NVs undersöknings-typer	NVs undersökningstyper	Provpunkter	Klass	6 år		X		X		3.10
16b	Syrgashalten i bottenvattnet ska enligt Bedömningsgrunderna för kustvatten m.m. motsvara minst klass X	2						Provpunkter	Klass	6 år		X		X		3.10
17	Naturtypen ska ha en högsta angiven sedimentationshastighet															

	Målindikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovs- design	Mått	Utvärderings- frekvens	Uppföljnings- frekvens	Samordning				Avsnitt
			Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.	OSPAR/ HELCOM	
	I naturtypen ska sedimentationen inte överstiga X gram torrvikt/år.	2				Sedi- mentfälla	Sedi- ment- fälla		gram torrvikt/år	6 år	1 år	X				3.11
18	Stränderna ska ha en högsta angiven exploateringsgrad															
	I naturtypen ska exploaterad yta av strandlinjen vara högst x %.	1	Flygb, satellit, GIS analys,		Flygb, satellit, GIS analys,			Totalinv	%	6 år	6 år	X	X			3.12
19	Naturtypen ska ha naturligt vattenutbyte och -flöde															
	I naturtypen ska anläggningar som ändrar ett naturligt vattenutbyte eller vattenflöde (t.ex. vågbank, vågbrytare, utfyllnad, muddring, sprängning) inte tillkomma	1	Flygb, satellit, fält		Flygb, satellit, fält		Flygb, satellit, fält	Totalinv	Före- komst	6 år	6 år		X			3.13
20	Naturtypen ska ha en högsta angiven utbredning av bottenpåverkan															
20a	I naturtypen ska mänsklig påverkan från fysiska ingrepp i strukturen (t.ex. trålspar, ankring, muddring, skrapning, muddertippning och dikning för anläggning av kabel och rör) förekomma i maximalt X % av provytorna.	1	video	video	video	video,	video	Provrutor	%	6 år	6 år		X	X		3.13
20b	I naturtypen ska mänsklig påverkan från fysiska ingrepp i strukturen (muddring, muddertippning och dikning för anläggning av kabel och rör) inte förekomma.	1	Satellit					Totalinv	Före- komst	6 år	6 år			X		3.13

	Målindikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovs- design	Mått	Utvärderings- frekvens	Uppföljnings- frekvens	Samordning			Avsnitt	
			Grunda mjukbottnar	Djupa mjuk- bottnar	Grunda hårdbottnar	Djupa hård- bottnar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.		OSPAR/ HELCOM
20c	I naturtypen ska mänsklig påverkan från fysiska ingrepp i strukturen (t.ex. trålspar, muddring, skrapning, muddertippning och dikning för anläggning av kabel och rör) inte överstiga X % av arealen.	2		Sss,				Totalinv	%	6 år	6 år		X	X		3.13
20d	I naturtypen ska antal tråttimmar per år vara högst X timmar/år/ha	2	VMS analys	VMS analys	VMS analys	VMS analys	VMS analys	Totalinv	Antal timmar per år	6 år	6 år		X	X		3.14
20e	I naturtypen ska tråkning inte förekomma.	1	VMS analys, sss	VMS analys, sss	VMS analys, sss	VMS analys, sss	VMS analys, sss	Totalinv	Före- komst	6 år	6 år		X	X		3.14
21	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorarter makrofyter															
	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter makrofyter finnas med minst X arter totalt i provytorna.	1	Vat.kik, video, snorkl., dyk		Vat.kik, video, snorkl., dyk			Provrutor	Antal arter	6 år	1 år		X			3.16 Bil. 1
	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter makrofyter finnas med minst X arter totalt i transekterna.	1	Va, video snork, dyk		Va, video snork, dyk			Transekter	Antal arter	6 år	1 år	X	X			3.16 Bil. 1
22	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorarter epifauna															
	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i provytorna	1	fallfälla video, snorkl,	video	Dyk	video	Video, dyk	Provrutor	Antal arter	6 år	1 år		X			3.17 3.18 3.20

	Målindikatorer på områdesnivå	Prio	Skötselmiljö					Stickprovsdesign	Mått	Utvärderingsfrekvens	Uppföljningsfrekvens	Samordning			Avsnitt
			Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev					NMÖ/ Vatt.för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.	
			dyk												Bil. 1
	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i transekterna	1	video, snorkl, dyk	video	Dyk, video	video	Video, dyk	Transekter	Antal arter	6 år	1 år	X	X		3.17 3.18 3.20 Bil. 1
23	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorarter infauna														
	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter infauna finnas med minst X arter totalt i provytorna	1	Bottenhugg, cylinder	Bottenhugg				Provrutor	Antal arter	6 år	1 år	X	X		3.19 Bil. 1
24	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorarter fisk														
	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter fiskar förekomma med minst x arter	1	Nät, Ryssjor		Nät, Rys-sjor				Antal arter	6 år	1 år		X		3.21 Bil. 1
25	Naturtypen ska ha en viss angiven lägsta förekomst av typiska och ev. egna indikatorarter fåglar														
25a	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter fåglar finnas med minst X par/km ²	1	Undersöknings- typ:									X	X	X	3.22 Bil. 1

Målindikatorer på områdesnivå		Skötselmiljö					Samordning									
		Prio	Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev	Stickprovsdesign	Mått	Utvärderingsfrekvens	Uppföljningsfrekvens	NMÖ/ Vatt. för.	Biogeog upp	Havsmiljödir.	OSPAR/ HELCOM	Avsnitt
25b	I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter fåglar finnas med minst X arter/km ²		Inventering av häckade kustfågel									X		X		3.22 Bil. 1

2.2.2 Registrering av tröskelnivå

För att bli uppföljningsbara måste målkriterierna förses med en kvantitativ tröskelnivå som registreras i Skötsel-DOS. Tröskelnivåerna ska ses som ett gränsvärde som, om de uppfylls, indikerar att gynnsamt tillstånd råder. För de målkriterier som refererar till God status enligt vattendirektivet, används bedömningsgrunder för dessa som tröskelnivåer (Tabell 3). På sikt kommer det sannolikt även utvecklas tröskelnivåer för God miljöstatus för ett antal indikatorer.

Tröskelnivåer ska definieras genom antingen ett minimivärde, ett maxvärde eller ett intervall. Tröskelnivåerna kan ligga hur högt eller lågt som helst, förutsatt att de ligger inom gränserna för definitionen av naturtypen (enligt svenska tolkningar av Natura-naturtyper). De ska anpassas efter lokala förutsättningar och kan därför variera från område till område beroende på naturliga variationer. Ibland kräver till och med variationen inom ett skyddat område att olika skötselområden får olika tröskelnivåer. Det är viktigt att beakta att de flesta naturtyper har en naturlig dynamik.

Att sätta tröskelnivå kräver kunskap och i många fall kan uppföljningsmanualerna eller de naturtypsvisa vägledningarna (Naturvårdsverket 2011), ge en bra vägledning. Kunskap kan även erhållas genom basinventeringsdata, miljöövervakning, övriga uppföljningsmätningar eller andra inventeringar genomförda i området. Ibland kan uppföljning behöva genomföras inom flera områden innan tröskelnivån fastställs och registreras. Det är därför möjligt att följa upp områden med metoder beskrivna i denna manual utan att först definiera tröskelnivån. I ett inledningsskede kan man se uppföljningen som kunskapsuppbyggande och ett redskap med vilket vi kan lära oss mer om skötsel och restaurering av marina miljöer. De statistikverktyg som byggs in i VIC-Natur kommer dock inte att kunna användas om tröskelnivåer inte fastställs.

Bestämning av tröskelnivåer

Sättet på vilket målkriterierna formuleras får konsekvenser för hur den statistiska utvärderingen i ett uppföljningsskede går till, men det är också viktigt att notera att i de flesta fall krävs ett utredningsarbete för att definiera en lämplig tröskelnivå, Y_{ref} . En sådan utredning kan innefatta provtagning i fält eller inventering av historisk information där Y_{ref} sätts utifrån en dokumenterad historisk nivå. Tröskelnivån bör formuleras med utgångspunkt från en lämplig minimi- eller maximumnivå. Tänkbart alternativ är att tröskelnivån sätts efter det lägsta observerade värdet inom den naturliga variationen vid ett tillstånd som kan betraktas som gynnsamt. Dessutom ska den tekniska tröskelnivån definieras. Denna sätts exempelvis till $-2 \cdot \text{standardavvikelsen}$. Sådana gränsvärden fokuserar på den nedre gränsen för vad som kan tolereras och den uppföljande provtagningen som sedan utförs måste vara tillräckligt precist och noggrant för att säkert fastställa att målet är uppfyllt.

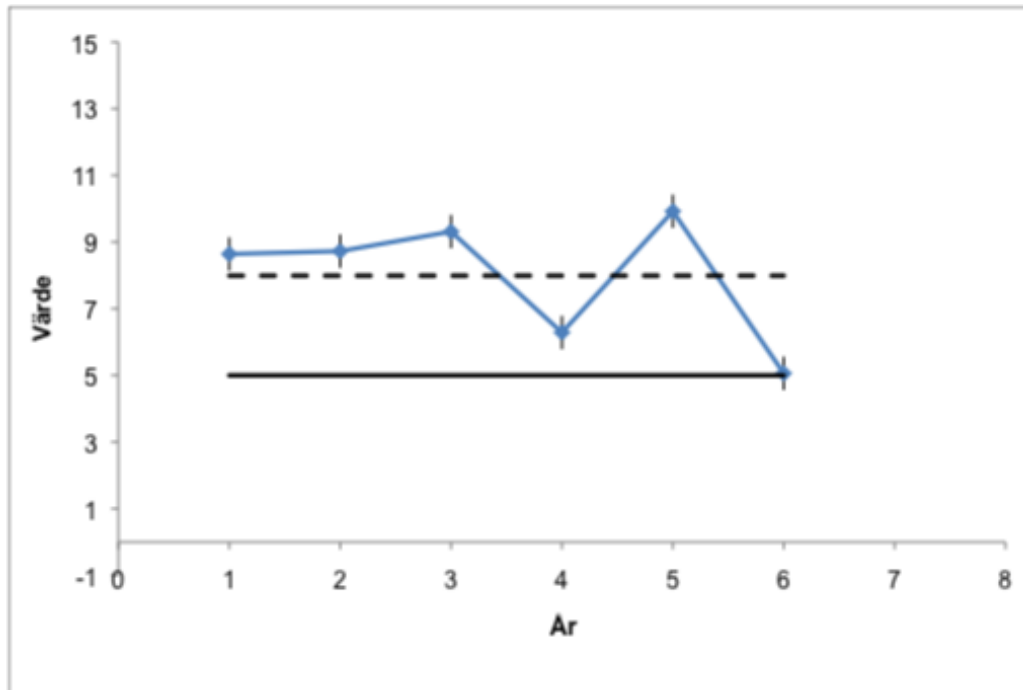
2.2.3 Fördelning av uppföljningsinsatserna i tid

Omdrevsfrekvensen för de uppföljningsmoment som kommer att vara obligatoriska kommer att bestämmas av Naturvårdsverket.

Utvärdering av de flesta målkriterier för naturtyper, skötselmiljöer som beskrivs i denna manual förelås ske vart 6:e år (se utvärderingsfrekvens tabell 3). Detta är intervall som motsvarar exempelvis art- och habitatdirektivets och Vattenförvaltningens bedömningscykel (6 år). Även Havsmiljödirektivet har en 6 årig bedömningscykel.

Eftersom många biologiska variabler i marin miljö, kan förändras betydligt på korta tidsskalor (<år) och eftersom förändringarna kan variera från plats till plats, bör dessa bedömningar helst baseras på mätningar från fler än ett tillfälle (Figur 4). Om variationen

mellan år är stor kan precisionen för skattningar av enskilda år bli sämre, men detta övervägs av fördelarna med god precision för det totala antalet områden och år för uppföljning av målvariabler. Förslag till uppföljningsfrekvens finns i tabell 3. Detta är dock enbart en rekommendation och uppföljningen behöver anpassas till tillgängliga resurser och antal uppföljningsytor (se 4.3.3).



Figur 4. Variation mellan år i ett område där målet uppnås eftersom medelvärdet ligger över tröskelvärdet (streckad linje). Om provtagning sker endast uppföljningsåret (År 6), som inte är representativt för perioden, kommer bedömningen att bli att målet inte uppnås. Provtagning vid mer än ett tillfälle under perioden leder till ett mer representativt resultat och i detta fall en korrekt slutsats.

En analys av effekten av tidsmässig variation på precisionen har utförts i rapporten ”Dimensionering av uppföljningsprogram: Komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden” (Svensson *et al.* 2011). Analys har skett för (1) uppföljning i ett område med varierande antal provtagningsår och (2) uppföljning i ett begränsat antal områden med varierande antal provtagningsår. Slutsatserna från analysen är att effekten av variation mellan år beror i hög grad på hur många år som provtas och att det finns starka teoretiska skäl att sprida ut proverna under uppföljningsperiodens alla år. För att optimera precision för en given provtagningsinsats bör därför antalet prover för en tillgänglig resurs om möjligt fördelas jämt på alla år. Särskilt för allmänt förekommande naturtyper kan det vara aktuellt att planera för årliga uppföljningsinsatser. Om man till exempel kan ta totalt 600 prover under 6 år, så bör man fördela dessa jämnt så att man tar 100 under vardera av de 6 åren. Om så inte sker är det omöjligt att bedöma hur representativt medelvärdet är för den aktuella tidsperioden och om variationen mellan år är betydande kan det skattade medelvärdet avvika på ett betydande sätt från hela periodens medelvärde.

Vad gäller planering i mer sparsamt förekommande naturtyper kan det vara lämpligt att planera för mer koncentrerade insatser vart annat till vart 6:e år, så att personalinsatser kan disponeras på ett effektivt sätt. Analys av behovet av flera provtagningstillfällen och effekten på osäkerheten av variation mellan år kräver kunskap om hur målvariablerna

varierar tidsmässigt och rumsligt. Dessutom är det så att effekten av tidsmässig variation skiljer sig på olika rumsskalor och beroende på hur många år och områden som provtas.

Bland de områden som slumpas inom en uppföljningsperiod på 6 år kan länen välja fritt vilka man väljer att prioritera för uppföljning. Här bör logistiska samordningsvinster styra vilka områden som ska följas upp under åren inom 6-årscyklen.

Beroende på hur många områden som ska följas upp i ett biogeografiskt område i förhållande till den tillgängliga resursen kan man tänka sig två typer av upplägg: (1) alla områden följs upp mer än en gång under uppföljningsperioden och (2) resurserna räcker bara till en uppföljning per område per uppföljningsperiod. I det förra fallet rekommenderas enligt analysen ovan, att samtliga områden mäts vid varje tillfälle och att så stort antal tillfällen som möjligt används.

Om resurserna endast räcker till ett uppföljningstillfälle per skyddat område (eller kanske färre) under den aktuella perioden, finns det också stora vinster att göra när det gäller samordning av provtagning mellan uppföljningsområden. På samma sätt som man kan få en bättre precision för hela perioden genom att man mäter alla år, så kan man åstadkomma mer precisa skattningar av det regionala tillståndet om alla områden övervakas på ett samordnat sätt (Svensson *et al.* 2010). Det rekommenderas att provtagningarna delas upp på ett flertal år med ett lika stort antal områden per år. En exakt avvägning mellan antalet år och antalet områden per år måste göras enskild för varje variabel eftersom den beror på variabelns variation i tid och rum, men en allmän rekommendation är att sprida ut provtagningarna under flera år för att uppnå bra representativitet i tiden (Rolandsson 2011). Dessutom torde praktiska och logistiska förutsättningar påverka denna avvägning.

Ytterligare exempel och statistiskt underlag finns i avsnitt 4.3.3 och 4.3.4.

2.2.4 Tidpunkt för genomförande

I många fall är det lämpligt att specificera vilken årstid eller tidpunkt som uppföljningen ska genomföras.

De mål som berör täckningsgrad av alger, kransalger och kärlväxter bör följas upp i slutet av växtsäsongen, d.v.s. under månaderna augusti, september och början av oktober. Vinterhalvåret är inte lämpligt för undersökningar i grunda skötselmiljöer eftersom den mobila fauna då inte är representativ på grund av låga ytvattentemperaturer. Vinterhalvåret är däremot lämpligt för att utföra faunistiska undersökningar i djupa skötselmiljöer.

För att på regional och biogeografisk nivå kunna göra en analys av bevarandestatusen i naturtypen krävs att urval av områden för uppföljning görs så att de områden som ska följas upp slumpas ut för de målindikatorer som ska följas i 12 eller 24-års intervall. Detta görs med hjälp av slumpningsverktyg i VIC-natur eller i Excel.

2.2.5 Samordning

Samordning mellan uppföljning av målindikatorer som ingår i denna manual

Samordning av uppföljningen av målindikatorer sker lämpligen metodvis och områdesvis. Detta underlättas om samma metod används för att följa upp flera mål i flera skötselmiljöer. Exempelvis kan utbredningen av bottenvegetation följas upp med dykning eller droppvideo i samtliga skötselmiljöer (se Tabell 3).

Samordning med miljöövervakning, uppföljning i andra naturtyper och skyddsvärda arter

Samordning med annan uppföljning beskrivs i avsnitten 1.5.4 till 1.5.8 (biogeografisk uppföljning, miljöövervakning, vattenförvaltningen och havsmiljödirektivet). Det finns samordningsvinster både när det gäller såväl provtagningar som upphandlingar. Det bör

undersökas om samordning även kan ske med kustvattenvårdsförbund och vattenråd. Tabell 3 anger för vilka målandikatorer samordning bör sökas, men detta kan ändras på sikt genom kompletteringar av miljöövervakningen och uppstarten av t.ex. biogeografisk uppföljning och uppföljning enligt havsmiljödirektivet. Samordning med miljöövervakningen gäller främst variabler som vattenkvaliteten i form av fysikaliska/kemiska parametrar, fåglar, vegetationsklädda bottenar, bottenfaunaprovtagningar med bottenhugg och provfiske.

Med vattenförvaltningen kan samordning ske när det t.ex. gäller djuputbredning av makrovegetation, bottenfaunaprovtagningar på mjukbotten och vattenkvalitet. Bedömningsgrund för god status finns för parametrar som bottenfauna (BQI), makoalger, växtplankton, näringsämnen, siktdjup och syrebalans. Inom biogeografisk uppföljning ingår variabler som t.ex. uppföljning av areal av naturtyper och undergrupper, utbredning av biogena rev, fysisk påverkan på strukturer, trålskador, fiskbestånd och –reproduktion, kärlväxter & alger, infauna och epifauna. Indikatorerna för havsmiljödirektivet är inte färdig utvecklade men t.ex. uppföljning av beståndstruktur och trofiska nivåer för fisk bör samordnas.

Manualen hanterar inte uppföljning av skyddsvärda arter. Dock bör planeringen av uppföljningen samordnas om lämpligt med inventering inom ramen för Naturvårdsverkets Åtgärdsprogram för hotade arter. Aktuella arter kan vara t.ex. ishavshästsvans (*Hippuris tetrathylla*), småsvalting (*Alisma wahlenbergii*), tuvsträfsse (*Chara connivens*) och raggsträfsse (*chara horrida*).

Det bör även övervägas om det är lämpligt att samordna uppföljningen med inventering av närliggande områden som inte tidigare basinventerats, med basinventeringsmetoder.

2.3 Avgränsning av uppföljningsenheter och uppföljningsytor

2.3.1 Avgränsning av uppföljningsenheter

En uppföljningsenhet är en geografisk enhet bestående av en eller flera geografiskt avgränsade ytor där vi vill kunna göra en utvärdering av målandikator med viss tröskelnivå. Den kan också utgöras av en livsmiljö eller ett utbredningsområde för en viss art som man vill följa upp. Uppföljningsenheterna bör om möjligt harmoniseras med de ytor eller områden för vilka bevarandemål är uppsatta. I de fall området har en skötselplan med bevarandemål och skötselområdesindelning som utgår från naturtyper eller utbredningsområden för en viss art används detta som avgränsning av uppföljningsenhet. Om naturtypindelning saknas kan de avgränsade naturtypsytorerna som registrerats i VIC-Natur plockas upp i Skötsel-DOS och användas som avgränsning.

En naturtyp med flera uppföljningsenheter

I normalfallet utgör utbredningen av en naturtyp en uppföljningsenhet. Det kan i vissa områden finnas delar av en naturtyp som har behov av avvikande målandikatorer eller tröskelnivåer. I dessa fall delas naturtypen i flera uppföljningsenheter. I marin miljö kan vi göra skillnader i uppföljning utifrån pågående och presumtiva påverkansfaktorer. Viss uppföljning bör t.ex. ske på trålade djupa mjukbottenar och annan uppföljning bör tillämpas utanför det trålade området. I grundområden med intensiv båttrafik och mycket ankring är det sannolikt större behov av uppföljning än utanför. Grunden för avgränsningen för uppföljningsenheterna bör utgå ifrån definierade ”skötselbehov utifrån påverkansfaktorer” som beskrivs i områdets skötselplan och dess bevarandeplan.

En uppföljningsenhet med flera naturtyper

När flera naturtyper har samma målandikator och tröskelnivå kan en naturtypsgrupp bilda en uppföljningsenhet. Exempel på detta kan vara vattenkvalitet med avseende på t.ex. närsaltsbelastning, som är samma för många naturtyper inom en gemensam region.

Uppföljningsenheter följer vattenförvaltningens vattenförekomster

Vattenförvaltningens vattenförekomster kan i vissa fall vara den mest lämpliga uppföljningsenheten. Det gäller framförallt arter och strukturer som till största del påverkas av skeenden i ett större geografiskt perspektiv och endast i mindre omfattning av skydd och skötselinsatser i den enskilda skyddade området. I vilka fall det är lämpligt att ha vattenförekomster som uppföljningsenhet och hur en sådan ska avgränsas bör stämmas av med Havs- och Vattenmyndigheten.

2.3.2 Avgränsning av uppföljningsytor vid uppföljning av restaureringsåtgärder och ogynnsamt tillstånd

Uppföljningsenheterna kan delas in i en eller flera uppföljningsytor med syfte att följa effekter av specifika restaureringsåtgärder. Till skillnad mot uppföljningsenheterna så är uppföljningsåtgärden och ytan man följer oftast av en mer tillfällig natur.

Effekterna av en restaureringsåtgärd kan i vissa fall ske snabbt som exempelvis i en av en vägbank avsnörd havsvik där vägbanken som en restaureringsåtgärd ersatts med en bro för att tillåta ett naturligt vattenutbyte i viken. I andra fall kan effekterna ta tid på sig, som t.ex. efter åtgärder för djupa hårbottenar och biogena rev för att gynna tillväxt av långsamt växande organismer som svampdjur och ögonkorall.

Ytor där vi vid basinventering, uppföljning eller på annat sätt konstaterar att bevarandemålen inte uppnåtts, klassificeras som ytor med ogynnsamt tillstånd. Dessa följs regelmässigt upp som separata ytor tills uppsatta bevarandemål uppnåtts. Flera naturtypspolygoner (naturtypsytor eller basinventeringsytor) med ogynnsamt tillstånd med samma målandikatorer kan slås samman till en uppföljningsyta. När uppföljning visar att gynnsam bevarandestatus råder tas uppföljningsytorna bort men de finns sparade i historikskiktet.

2.3.3 Riktad uppföljning

I stora områden eller områden som förvaltaren känner mycket väl, kan s.k. riktad uppföljning beaktas. Riktad uppföljning kan också ske genom att man stratifierar mätningen till en viss typ av vegetation. Vid riktad uppföljning väljs vissa ytor ut subjektivt eller med hjälp av vissa kriterier. De utvalda ytorna får representera tillståndet i hela uppföljningsenheten. Det medför att om t.ex. uppföljningsenheten definieras som vattenförekomsten, kan en riktad uppföljning utvärdera tillståndet i flera skyddade områden. Riktad uppföljning kan vara ett effektivt sätt att följa upp flera områden med liknande förhållanden, med mindre resurser än att uppföljning och utvärdering sker områdesvis.

Provpunkter fördelas genom riktat utlägg

Ett mycket resursbesparande sätt att fördela stickprovet i stora uppföljningsenheter, är att lägga ut provpunkterna som ett riktat utlägg. Vid riktat utlägg kan två huvudstrategier väljas. Det först sättet att rikta utlägget är att provpunkterna koncentreras till det eller de områden där vi misstänker att tillståndet inte är att fullgott. Är tillståndet bra i denna yta så är det sannolikt att det är bra i resten av områden. Det andra sättet är att stratifiera till en viss botten typ eller salthalt (se ovan).

Fördelen med det här tillvägagångssättet är att det sparar mycket tid på plats, när uppföljningsinsatsen koncentreras till någon eller några få mindre ytor. En nackdel är att

uppföljningsdata inte kan användas för annat än att följa just den studerade ytan och inte heller kan användas för sammanställning på regional eller nationell nivå.

Vegetationstypområden, stratifiering

En enskild lagun eller vik kan fungera som en uppföljningsenhet men för att lättare kunna detektera skillnader över tid kan den delas upp (stratifieras) i olika vegetationstypsområden/uppföljningsytor. Vid jämförelser mellan år i vikar, där vegetationen skiljer sig kraftigt mellan olika delar av viken, är det ofta svårt att kunna detektera förändringar eftersom de drunknar i de stora skillnaderna *mellan* vegetationstyperna som förekommer i viken. Särskilt inom större vikar är det vanligt att olika delar har helt skilda vegetationstyper. Detta beror på små skillnader i djup och exponering för vind och vågor vilket bl.a. leder till skillnader i bottensubstrat. Dessa skillnader kan endast i undantagsfall härledas från t.ex. ortofoto. Trots att vegetationen i vikarna uppvisar kraftig mellanårsvariation verkar det som om gränserna för olika vegetationstyper är relativt konstanta. Genom att endast jämföra dessa områden med sig själva mellan åren kan man minska variationen i det studerade området och därmed säkrare kunna fastslå om förändringar har skett. En mer ingående beskrivning av och exempel på indelning av vegetationstypsområden för 1150, 1160 och 1650 finns i bilaga 2.

På motsvarande sätt som att grunda vikar kan delas in i vegetationstypsområden kan även andra naturtyper behöva stratifieras innan utläggning av provpunkter genomförs, t.ex. på rev och sandbankar. Viktiga faktorer som måste tas hänsyn till vid en stratifiering är framförallt ispåverkan, djup, exponeringsgrad och salthalt. Syftet med stratifieringen är att eftersträva så homogena uppföljningsytor som möjligt för att förbättra signifikansen i analyserna av mellanårsvariation. Stratifiering är en form för riktad uppföljning (se nedan) som förutsätter att kunskapen om området och viktiga variabler, är tillräcklig för att kunna göra en bedömning av gränser t.ex. mellan områden med låg och medel exponeringsgrad eller ändringar i salthalt och dess påverkan på t.ex. förekomst av typiska arter.

2.4 Förberedelser för årets uppföljningsinsatser

Denna del av planeringsarbetet innefattar länsstyrelsernas årliga genomförandeplan över uppföljningsaktiviteter. Arbetsåtgången är som följer:

- Analys av årets uppföljningsplan, vilket sker genom utdrag från Skötsel-DOS där alla uppföljningsåtgärder som är planerade att utföras under året finns registrerade.
- Analys om samordning kan ske med miljöövervakning, vattenförvaltning, biogeografisk uppföljning och eller åtgärdsprogram för hotade arter.
- Analys av budgetutrymmet och om prioritering av uppföljningsinsatser måste ske.
- Samordning/genomgång av befintliga uppföljningsdata som finns tillgängliga, för att analysera vilka fältinsatser som behövs.
- Avgränsning av vegetationstypområden/stratifiering och annan riktad uppföljning.
- Fördelning av stickprov.
- Bemanning och eventuell upphandling av inventerare.
- Utbildning av inventerare.
- För målindikatorer rörande fisk behövs tillstånd från djurförsöksetiska nämnden, samt att samråd med vattenrättsägare bör genomföras innan fiske.

- För uppföljning av fiske med sprängning behövs tillstånd från polismyndigheten.
- För provtagning där djupdata registreras i hög upplösning behövs sjömätningstillstånd.

2.4.1 Analys av årets uppföljningsplan – samordning och prioritering

För att få till ett effektivt genomförande måste man gå igenom de uppföljningsåtgärder som är planerade och registrerade i Skötsel-DOS och se om man kan göra samordningsvinster med miljöövervakningen. Möjligheter till samordning med miljöövervakningen ses över i syfte att minimera restid och samutnyttja personalresurser. Eftersom budgetutrymmet är begränsat bör prioritering av uppföljningsåtgärderna ske. Den uppföljning som prioriteras bör vara uppföljning i Block A och områden som kan misstänkas ha ogynnsamt tillstånd. Om planerade uppföljningsåtgärder flyttas till annat år ska nytt datum för uppföljning registreras i Skötsel-DOS.

2.4.2 Analys befintliga uppföljningsdata - bemanning

För att uppföljningen ska vara genomförbar måste man kontrollera att data som ska analyseras finns tillgänglig och att man har rätt bemanning. En analys bör vidare genomföras av om befintlig data ger tillräcklig information för uppföljning av målindikatorerna. Exempel på datakällor kan vara miljöövervakning, Naturvårdsverkets satellitbildstolkning, eller spontanrapportering i exempelvis Artportalen. Andra förutsättningar för uppföljning analyseras också, som exempelvis att flygbilder av färskt datum, tagna under rätt tid på året, finns tillgängliga och kan beställas.

Länsstyrelsen analyserar behovet av kompetens och bemannar årets aktiviteter antingen med egen personal eller genom upphandling.

2.4.3 Dimensionering av stickprov

I rapporten Dimensionering av uppföljningsprogram (Svensson *et al.* 2011) beräknas stickprovstorlek för >80 uppföljningsvariabler med data från en stor bredd av fysiska och geografiska miljöer, provtagningsredskap och fördelningsegenskaper, för att uppnå den önskade precisionen ovan. Analyserna har utgått från en precision som innebär att ett 95% ensidigt intervall som inte överlappar med ett ”tekniskt tröskelvärde” som ligger 20% under det önskade tröskelvärdet. Detta innebär i praktiken att uppföljningsprogrammet bör dimensioneras så att det har ett konfidensintervall som är 20% av medelvärdet. Resultaten från analyserna har lagts in som rekommenderad storlek på stickprov i tabell 6. Rekommendationerna ska ses som det antal stickprov som krävs för att önskad precision ska nås i majoriteten av områdena. Det behövs dock en särskild bedömning av nödvändig storlek på stickprovet utifrån kunskap om variationen i uppföljningsenheten. Vidare underlag och exempel för detta finns i avsnitt 4.3.4.

Generella slutsatser från analysen ovan var att det modellerade antalet prover som krävs för att uppnå önskad precision var generellt förhållandevis lågt för artdiversiteten. För alla metoder utom fallfälla och video räckte det i allmänhet med 5-30 prover medan videon och fallfällan krävde ≈ 50 respektive ≈ 100 prover. Även kvalitetsindexen i djupa mjukbottnar baserade på bottenhuggare och sedimentprofilkamera krävde i allmänhet endast 5-35 prover. När det gäller antalet prover som krävdes för att uppnå önskad precision för målvariabler som rör individantal föreföll dessa vara generellt större än för artdiversiteten men även att det finns stora skillnader mellan metoder och regioner. Av de metoder som används för att provta individantalet av infauna med bottenhuggare eller

cylinder krävdes i allmänhet 10-50 prover, medan kraven för provtagning med fallfälla varierade mellan 100-500 runt Sveriges kuster.

När det gäller målvariabler som speglar täckningsgrad av vegetation och i vissa fall sessil fauna (t.ex. musslor och läderkorall) fanns en extremt stor variation. För vissa undersökta variabler krävdes >4000 prover medan andra krävde <10 prover. Att på ett precist sätt skatta täckningsgraden av vanliga arter eller grupper krävde en betydligt mindre ansträngning än ovanliga. Exempelvis krävdes i medeltal 50 prover för att mäta arter med i medeltal 50% täckningsgrad, 110 prover om täckningsgraden var 10% och >1000 prover om täckningsgraden var 1%. Detta samband förefaller relativt oberoende av huruvida provtagningen görs med vattenkikare, handhållen video, ROV eller med olika typer av dykprovtagning.

2.4.4 Fördelning av stickprov

Provtagning för uppföljning av målindikatorer måste ske med väl definierade, objektiva och repeterbara metoder (se tabell 7). Det är också av största vikt att provtagningen planeras så att den erhållna skattningen är representativ samt att precision och osäkerhet kan beräknas.

Målsättningen med uppföljningen av målindikatorer är att mätningen ska vara representativ för naturtypen/naturtyperna i det område som skall följas upp. I uppföljningen fördelas därför oftast provpunkterna på olika sätt jämnt över den yta som skall följas upp. Stickprov kan antingen fördelas över hela naturtypens yta, riktas till en viss yta eller stratifieras till ett visst djup etc., för att minska variationen inom stickprovet eller minska transporterna (se vidare kapitel om riktad uppföljning ovan).

Inom uppföljning av skyddade områden används fem olika sätt att fördela stickprov inom en yta. De redovisas, tillsammans med information i vilka områden eller naturtyper de lämpas för i tabell 4 nedan.

IT-stöd för utlägg av Regelbundet utlägg med slumpmässigt inslag, kluster, samt Sobol sequence ges av verktyg i VIC-Natur. Det är bara att efter markering av uppföljningsenheten, välja typ av stickprov så sköter programvara utlägget med automatik.

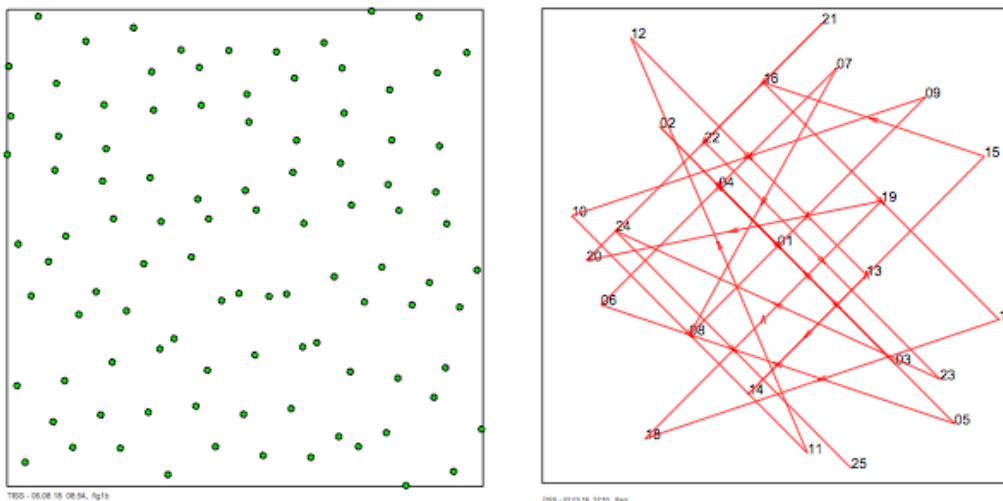
Tabell 4. Tabellen redovisar de typer av fördelning av stickprov som används inom uppföljning av skyddade områden, samt i vilken typ av områden man använder respektive typ.

Typ av stickprov	Typ av område
Totalinventering	Små områden eller mycket sällsynta företeelser.
Regelbundet utlägg med slumpmässigt inslag	Mindre områden där tidsåtgång för transport mellan ytorna bedöms bli kortare än tid för mätning av provpunkterna.
Regelbundet utlägg med slumpmässigt inslag i kluster	Stora områden där tidsåtgång för transport mellan ytorna bedöms bli längre än tid för mätning av provpunkterna.
Sobol sequence fördelning	Mindre områden med tydlig gradient, där tidsåtgång för transport mellan ytorna bedöms bli kortare än tid för mätning av provpunkterna.
Sobol sequence fördelning i kluster	Stora områden med tydlig gradient, där tidsåtgång för transport mellan ytorna bedöms bli längre än tid för mätning av provpunkterna.
Transekter för provruteinventering	I små områden och grunda miljöer där snorkling eller

tering	vattenkikare används som metod
--------	--------------------------------

Regelbundet utlägg med slumpmässigt inslag

Metoden innebär att man sprider proven så mycket som möjligt inom uppföljningsenheten, vilket innebär att utlägget blir regelbundet. Om utlägget är helt regelbundet och den variabel vi mäter uppvisar ett regelbundet mönster kan provtagningen leda till resultat som inte är representativa för uppföljningsenheten i sin helhet. För att råda bot på detta läggs ett rutnät över uppföljningsenheten, fördelning av provpunkterna sker inom rutorna men slumpa positionen för respektive provpunkt inom rutan för att undvika en allt för stor regelbundenhet. Provpunkterna i uppföljningen är inte permanenta dvs. man uppsöker inte den exakta positionen för provpunkten vid nästa uppföljning.



Figur 5. Exempel på stickprovsutlägg inom uppföljning skyddade områden med tv. regelbundet utlägg med slumpmässigt inslag och th. Sobol sequence (bild hämtad från Wikner 2008).

Utlägg i kluster

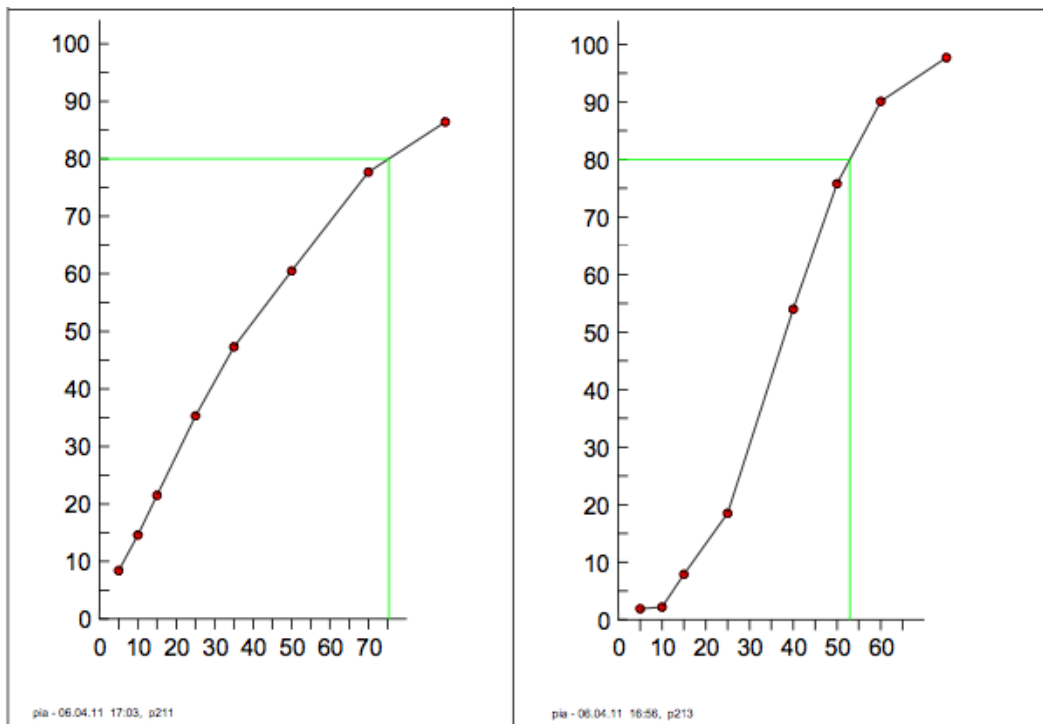
Om man fördelar provpunkter i stora uppföljningsenheter blir avstånden mellan de enskilda punkterna ofta långa. Ett sätt att minska transporttiden är att fördela stickprovet koncentrerat till mindre ytor i uppföljningsenheten.

Eftersom provpunkterna med denna metod läggs koncentrerat till vissa delar av uppföljningsenheten ökar graden av autokorrelation mellan punkterna. Antalet nödvändiga stickprov ökar därför och något jämfört med en jämn fördelning över hela ytan.

Beroende på stickprovets storlek fördelas 5-9 provpunkter i varje kluster. Avståndet mellan provpunkterna blir då alltid konstant, och provpunkterna ligger alltid på samma avstånd från rutans ytterkant.

Sobol sequence

Sobolsekvans utgör också ett sätt att kombinera slumpning med att fördela stickprovet jämt över ytan. Detta görs dock på ett sätt som passar bra för miljöer där det finns tydliga gradienter. Exempelvis kan stora objekt med gradient från inner till ytterskärgård eller från exponerat till oexponerat passa för stickprovsutläggstypen. Metoden är mer kostnadseffektiv i jämförelse med rent slumpmässig fördelning av stickprov (se figur 6).



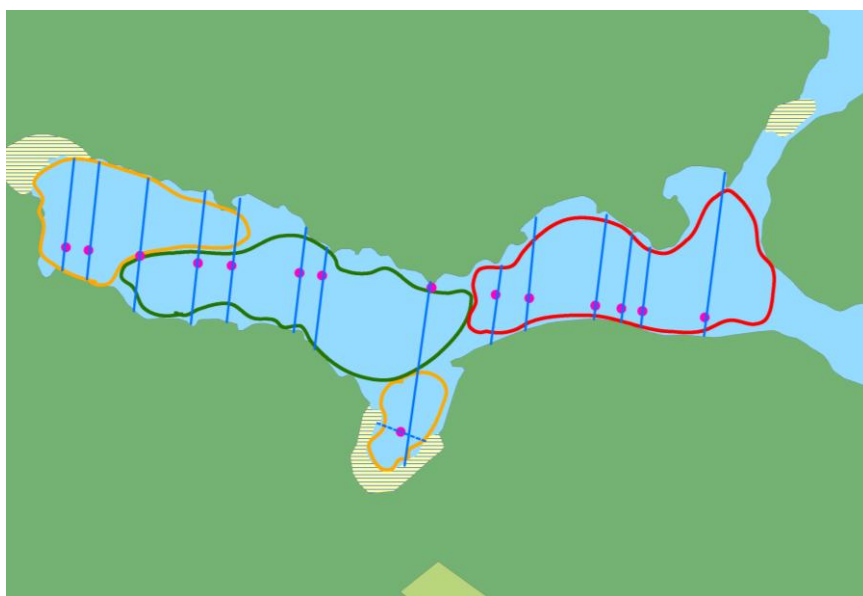
Figur 6. Jämförelse i effektivitet mellan slumpmässigt stickprovsutlägg och Sobol sequence. Chansen att visa att den övre gränsen för ett 95 % konfidsintervall av ett medelvärde ligger under en klassgräns då det sanna medelvärdet ligger 10% under klassgränsen för olika antal prov. I det vänstra diagrammet är provtagningspunkter slumpmässigt fördelade. En mer regelbunden provtagningsdesign (Sobol sequence) minskar antalet prov som krävs från 75 prov till drygt 50 (högra diagrammet) (bild hämtad från Wikner 2008).

Transekter för provruteinventering

För laguner och grunda vikar där snorkling, dykning eller vattenkikare/räfsa används som metod är det av praktiska skäl enklare att söka upp provpunkter utmed en linje. Transekter vinkelrätt mot vikens längdriktning slumpas ut för att täcka de utpekade vegetationstypsområdena enligt följande: En bastransekt dras upp längs vikens längsta del, vanligen från den innersta delen mot mynningen. Längs denna placeras punkter genom att slumpa jämna längdmetrar (Figur 7). Vid varje punkt placeras en inventeringstransekt vinkelrätt mot bastransekten tvärs över viken (Figur 8). Lämpligen skapas en lista med positioner för transektändarna. Dessa transekter inventeras enligt basininventeringsmetoden (Johansson & Persson 2007) med rutor var tionde meter och översiktligt karterade mellanrum. Antalet rutor som krävs inom varje vegetationstypsområde beror av variationen inom området och kan beräknas utifrån data från Basininventeringen eller tidigare uppföljning. Detta är dock tidsödande och förslagsvis inventeras lika många rutor inom varje vegetationstypsområde som vid Basininventeringen, särskilt som variationen kan ha ökat sedan föregående besök. Tidsvinsten som kan göras genom färre provrutor är marginell eftersom huvuddelen av tidsåtgången vanligen ligger på förberedelser och transporter. De tvärgående transekterna kan gå genom flera vegetationstypsområden. I vissa fall där ett vegetationstypsområde täcks dåligt av tvärgående transekter kan ytterligare bastransekter placeras ut (se den södra lilla viken i Figur 7 och 8).



Figur 7. Bastransekt och utslumpade punkter för tvärtransekt i olika vegetationsstypsområden. Den lilla viken i söder har fått en extra bastransekt. Vegetationsstypsområden är utmärkta med gul, grön och röd gräns (Johansson 2010).



Figur 8. Tvärgående uppföljningstransekt. En extra transekt har slumpats ut i den lilla viken i söder. I det här fallet ska det inte behövas men om ingen av de ordinarie transekterna gått genom detta område bör en sådan transekt dras (Johansson 2010).

2.4.5 Utbildning/Kalibrering

Behovet av utbildning och kalibreringsaktiviteter för metoder i uppföljningsarbetet är beroende av utformningen av metodbeskrivningarna. En detaljerad metodbeskrivning lämnar mindre utrymme för tolkningar och därmed ett mindre behov av utbildningar och kalibreringar. För att säkerställa ett minimum av effektivitet och en rimlig nivå på kvalitet är det rimligt att de som gör undersökningarna och de som ska tolka och sammanställa data har en marinbiologisk universitetsutbildning i grunden. En mycket viktig aspekt är den taxonomiska bakgrundskunskapen vilken aldrig kan läsas in i en metodbeskrivning. En betydande del av undersökningarna baseras på artkunskap. Det finns tyvärr en mycket

stor brist på taxonomisk kunskap i landet för flera av de viktigaste marina organismgrupperna. Det saknas även enhetlig taxonomisk litteratur, framförallt för marina ryggradslösa djur. Avsaknaden av litteratur beror ofta på att taxonomin är dåligt utredd, t.ex. med vanligt förekommande artkomplex, kryptiska arter och förekomst av fenotypisk variation misstolkad som taxonomisk diversitet. Konsultens tillgång till taxonomisk kunskap samt deras förståelse för litteraturens brister och omfattning bör utvärderas i varje enskilt fall.

Kalibreringsövningar för metoder med dyktransekter bör göras på flera nivåer; artbestämning, täckningsgradsuppskattning, djupangivelser och avståndsangivelser. Det har bara gjorts en test inom basinventeringen och en mellan Sverige, Norge och Finland med ett fåtal personer.

Handläggare på Länsstyrelsen bör ha kunskap om Skötsel-DOS, VIC natur, datalagging i MarTrans och den centrala/nationella databasen för uppföljning (UFDOS) samt tillräcklig statistisk kunskap för att kunna utvärdera och tolka betydelsen av resultaten.

2.4.6 Sammanställning av insamlingsunderlag från VIC-Natur

Innan fältinsatser, flygbildtolkning eller annan typ av datainsamling sker, ska s.k. insamlingsunderlag levereras till utförarna av uppföljningen. Som regel består insamlingsunderlaget av målandikatorer, uppföljningsenheter och naturtypsytor som hämtas från Skötsel-DOS och VIC-Natur. Ibland ställs också krav på insamlingsunderlag i form av positioner för provpunkter från Skötsel-DOS, eller data från tidigare uppföljning lagrad i centrala databaser.

För avgränsning av undersökningsområdet och vid planering och stickprovdesign kan, då detaljerad batymetridata saknas, sjökort kombineras med flygbilder och satellitbilder som ibland kan ge en bättre bild av grunda marina miljöer ner till 2-6 meter. Kostnadsfria årliga Sverigetäckningar kan erhållas från dataarkivet SACCESS. Länsstyrelserna har nu också tillgång till aktuella färgortofoton online från Lantmäteriet, som ger en betydligt bättre bild av grunda botten än traditionella svartvita ortofoton. Ortofoton kan även bearbetas så att informationen i vattenområdet framträder tydligare.

Checklista över obligatoriska insamlingsunderlag

För att kunna komma igång med uppföljningen redovisas nedan en checklista över vilket material som tas fram av uppdragsgivare (Länsstyrelserna) inför uppföljningen. Beroende på var uppföljningen ska utföras kommer det att finnas olika underlag. Målet är självklart att använda det bästa möjliga regionala/lokala underlag som existerar. Bra batymetriska data (t.ex. från multibeam) finns dessvärre sällan tillgängligt för havsområdet. I de fall bra batymetriska data finns tillgängligt är de ofta belagda med sekretess vilket kräver säkerhetsklassning av personal samt speciella rutiner för hantering.

Tabell 5. Obligatoriska insamlingsunderlag som sammanställs av länsstyrelsen inför uppföljning.

Insamlingsunderlag	Kopplade data
Insamlingsunderlag som är gemensamt för alla metoder	
Målindikator för det skyddade området (VIC Natur)	Tröskelnivå och mått
Lista över de områden som ska följas upp	Områdesnamn i klartext
Sitecode för Natura 2000-området och/eller RegDOS id för skyddat område	Områdeskod
Grundkarta med avgränsning av uppföljningsytorna i utskrivet och/eller digitalt format. Här finns även restaureringsområden avgränsade.	Geometri, ArcGis
Naturtypskarta över marina naturtyper i utskrivet och/eller digital format	Datum för basinventering
Insamlingsunderlag för målindikator för uppföljning i transekter, provtytor och punkter mm	
Karta med inritade uppföljningstransekter samt tabell över start- och slutpunkter	Koordinater för start och ändpunkt (WGS 84, lat-long, decimalgrader)
Karta över provtytor för uppföljning i området	Koordinater (WGS 84, lat-long, decimalgrader), ev djupvärde etc
Fältblanketter eller inmatningsapplikation i digitalt format (handdator)	Datablankett nr
Insamlingsunderlag för målindikatorer typiska arter	
Typiska arter för aktuell organismgrupper (Artfakta register)	Artlista typiska arter
Lista på egna indikatorarter för aktuell organismgrupp (Artfakta register).	Länsstyrelsens egna upprättade lista

2.5 Specifikationer av andra förutsättningar som stöd för upphandling

2.5.1 Förkunskapskrav, krav på genomgången utbildning

Ett minimikrav vid biologiska provtagningar är att utföraren har en biologisk högskoleexamen. Dessutom måste den ha tillräckliga taxonomiska kunskaper vid analysen av proverna. Konsulter som utför biologiska provtagningar och analyser kan ackrediteras. Dessa bör anlitas i första hand. Det är SWEDAC som utför ackrediteringar och vilka konsulter som är ackrediterade för biologiska analyser hittar du på deras hemsida: http://search.swedac.se/index_ie.asp (Välj Ackreditringsområde - Biologisk analys.)

Laboratorium som anlitas för olika analyser ska vara ackrediterade för analyser av havsvatten och vattenprovtagaren bör vara ackreditera provtagare.

Vid upphandlingar av biologiska provtagningar och analyser är det lämpligt att begära in rapporter från tidigare inventeringar, för att se om t.ex. artbestämningar är gjorda med tillräcklig detaljeringsnivå. Även rapporter om resultat av eventuella interkalibreringar ger värdefull information. Det finns i dagsläget en begränsning i antal utförare av fältinventeringar. Det är viktigt att nya inventerare genomgår kalibreringsövningar för att säkerställa kvaliteten på tolkningen av fältresultat. Intyg på deltagande i kalibreringsövningar kan begäras in.

För de flesta marina uppföljningsmetoderna är tillgång till båt nödvändigt och det krävs därför båtvana av fler än en av utförarna.

Allt dykeriarbete ska genomföras enligt föreskrifterna i AFS 2010:16, med personal som uppfyller utbildningskravet i föreskriften (minst certifikat S30).

2.5.2 Kostnader och tidsåtgång

För att kartlägga kostnader som länsstyrelser och kommuner har för insamling av data med olika metoder genomfördes som underlag för manualen, en enkätundersökning 2009. Utöver detta har Göteborgs universitet och Havsmiljöinstitutet analyserat kostnader för ett antal målbildindikatorer med olika inventeringsmetoder i rapporten ”Dimensionering av uppföljningsprogram” (Svensson *et.al.* 2010). Det har dock inte varit möjligt att ta fram uppskattningar som täcker alla typer av undersökningsmetoder. Ytterligare analyser gällande antal stickprov, kostnader och tidsåtgång finns även i de olika undersökningstyperna och det hänvisas särskilt till den kommande undersökningstypen för visuella metoder (Rolandsson *et.al.* in pres.)

De angivna kostnaderna bygger på uppgifter från faktiska konsultuppdrag hos länsstyrelser och kommuner samt inom nationell miljöövervakning, under senaste fyra åren (Tabell 7). I kostnadsuppskattningarna ingår båthyra, dykutrustning o.d. Kostnader för totalinventeringsmetoder redovisas som ett pris per undersökt hektar (ha) trots att prisbildningen i vissa fall grundar sig på områden på 10-tals kvadratkilometer. Kostnader för stickprovsmetoderna (t.ex. dyktransekter och bottenhugg) anges i tabellen som kostnad per prov.

Ett av de tydligaste mönstren enligt analysen var att målbildindikatorer för antalet arter alltid hade lägst kostnad, jämfört med andra uppföljningsvariabler. Dessa målbildindikatorer återfinns i tabell 3 som målbildindikatorer för typiska arter och ägna indikatorarter. Kostnaden för uppföljning av artantal var i samma storleksordning för de generellt billigare metoderna cylinderprovtagare och fallfälla som för de generellt dyra metoderna ROV, dyktransekt och dykrutor. Metoden video i Östersjön var dock absolut mest kostnadseffektiv. Vid högre artantal ökade dock kostnaderna för uppnådd målbildprecision. Kostnaden för kvalitetsindex (BQI/BHQ) var i samma storleksordning som för artantal. Uppföljningsvariabeln individantal kostade generellt tre till fyra gånger mer än artantal för att nå önskad precision.

Ett flertal målbildindikatorer rör utbredning och täckningsgrad av olika arter, taxonomiska grupper och substrat. Även om det finns ett starkt samband mellan antalet prover som behövs för att nå önskad precision med hänsyn på medeltäckningsgrad medför de olika metodkostnaderna att totalkostnaden för att uppnå önskad precision i ett område skiljer sig väldigt mycket mellan olika metoder. Vid provtagning med video var kostnaden för att nå önskad precision för en arts medeltäckningsgrad på 1 % ca 400 000 kr, 50 000 kr för 10 % och 10 000 kr för 50 %. Dessa kostnader kan jämföras med ca 2-6 miljoner kr för taxa med i genomsnitt 1 % täckningsgrad, 4 -500 000 kr för 10 % och 200 000 kr för 50 % för dykmetoderna och ROV. Skillnaden i kostnad är alltså en faktor 10-20! Detta visar att i den mån målbildvariablerna med säkerhet kan mätas med enklare visuella tekniker som handhållna video och/eller vattenkikare är dessa metoder avsevärt mer kostnadseffektiva (se figur 13 avsnitt 4.3.4). Underlaget har även medfört att val av målbildindikatorer även för utbredning och täckningsgrad fokuserar på strukturerande arter och funktionella grupper med en minimum täckningsgrad.

2.5.3 Andra förutsättningar

En god kännedom om områdets fysiska och biologiska karaktär är en grundförutsättning för uppföljningsarbetet i ett marint skyddat område. De fysiska förutsättningarna är framförallt djupförhållanden (batymetri) och förekomst av landstrukturer som påverkar vattenomsättning, sedimentation och ljusförhållanden. Batymetriska data med hög upplösning är därför en nödvändighet. De biologiska förutsättningarna kan variera kraftigt från år till år och måste därför följas upp med regelbundna inspektioner i fält. De fysiska förutsättningarna kan variera kraftigt t.ex. i ett estuarie med tillfälliga höga vattenflöden eller i ett område som är exponerat för kraftig vågerosion.

2.5.4 Checklista över obligatorisk utrustning

Listor och krav på utrustning återfinns i respektive undersökningstyp eller uppföljnings-/basinventeringsmanual (se Tabell 6).

3 Metoder för uppföljning

Kapitlet skall tillsammans med de bilagda undersökningstyperna kunna fungera som en fälthandbok vid det praktiska genomförandet av uppföljning. Stödfunktion för metoder som finns i denna manual finns hos ArtDatabanken. För kontaktuppgifter se Naturvårdsverkets hemsida/uppföljning av skyddade områden.

3.1 Undersökningstyper eller andra manualer som ska användas tillsammans med denna manual

I tabell 6 sammanfattas de undersökningstyper, uppföljnings- och basinventeringsmanualer och bedömningsgrunder som i dagsläget finns tillgängliga för marina undersökningar. För senaste versionen hänvisas till Naturvårdsverkets hemsida. Det är framförallt metoder för att analysera utbredning av en Natura-naturtyp. De målbildindikatorer som beskrivs i denna manual (Tabell 2 och 3) har så långt möjligt formulerats utifrån tillgång på fastställda och vedertagna metoder, men det finns även behov av målbildindikatorer där det i dag saknas fastställda metoder. Den metodologiska bredd som finns tillgänglig för marint uppföljningsarbete täcks heller inte in av befintliga undersökningstyper. Idag används allt från storskaliga fjärranalyser med satellitdata och lasermätmetoder, till småskalig stickprovstagning med exempelvis cylinderprovtagare och video. En mer uttömmande inventering över möjliga metoder för de föreslagna målbildindikatorerna finns i tabell 7 (se också avsnitt 3.2). Med en så komplex palett av verktyg som står till förfogande, är det omöjligt att samla metodbeskrivningar i detta dokument. I stället är ambitionen att ge en vägledning för val av metoder, som är tätt kopplade till relevanta målbildindikatorer och att på ett generellt sätt illustrera viktiga principer för uppföljning av mål samt att hänvisa till befintliga metoddokument.

I framtiden kommer flera undersökningstyper arbetas fram. En undersökningstyp som är av stor vikt för denna manual är undersökningstyp för visuella metoder (video, ROV, vattenkikare, snorkling och dykning). Även metod för inventering av fiskreproduktion genom sprängning, fallfälla för undersökning av artdiversitet av fisk på Västkusten samt sannolikt ny metod för biodiversitet för infauna på grunda mjukbotten (1140) tas fram.. Arbetet med biogeografisk uppföljning kan även medföra att ytterligare metoder behöver tas fram. Tabell 7 anger statusen på olika metoder. Länsstyrelserna kan planera för uppföljning enligt metoder som inte är fastställda, men rekommenderas att snarast använda fastställda metoder.”. Havs- och Vattenmyndigheten samt Naturvårdsverket kommer ha uppdaterat information på respektive hemsida för nya undersökningstyper och fastställda metoder.

Det har pågått ett separat arbete med att ta fram en manual ”Grunda manualen” för vissa grunda miljöer; Laguner 1150, Stora grunda vikar och sund 1160 och Smala vikar i Östersjön 1650 (Johansson, 2010). Målsättningen har varit att säkerställa att de förslag till målbildindikatorer och uppföljning som finns i ”Grunda manualen” ryms inom de förslag till målbildindikatorer och metoder som finns i denna manual enligt tabellerna 2 och 3. Fler målbildindikatorer och metoder i manualen har ersatts av nyare utarbetade målbildindikatorer, särskilt för uppföljning av målbildindikatorer för fisk. Denna manual ersätter därför den tidigare ”grunda manualen”, men den kvarstår som en rapport innehållande metoder som denna manual refererar till.

3.2 Översikt över metoder för uppföljning på områdesnivå

Eftersom de marina Natura-naturtyperna innehåller flera olika skötselmiljöer, krävs en rad olika metoder för att följa upp målkriterier i enskilda skyddade områden (Tabell 7). Manualens fokus på skötselmiljöer är ett sätt att försöka samordna uppföljningsresurser eftersom miljötypen ofta styr vilka metoder som kan användas för uppföljning av målkriterier. Som en del i denna strategi föreslås metoder för uppföljning till alla föreslagna målkriterier i respektive skötselmiljö (Tabell 3).

Arbetet med manualen har tydligt illustrerat att ett flertal olika metoder används för liknande ändamål och i liknande miljöer. Detta komplicerar valet av metod för en enskild målkriterium och riskerar att minska jämförbarheten i uppföljningsarbetet inom och mellan olika skyddade områden, naturtyper och administrativa enheter. I arbetet med manualen har därför stor vikt lagts vid att försöka minska antalet valbara metoder för att underlätta länsstyrelsernas planeringsarbete samt möjliggöra jämförbara utvärderingar mellan områden och län inom maringeografiska regioner. Att minska antalet metoder är även viktigt för att kunna samordna utvärdering med t.ex. biogeografisk uppföljning, vattendirektivet och havsmiljödirektivet. Det bör dock påpekas att ibland beror skillnaden på vilken metod som används av faktiska skillnader i behov, t.ex. på grund av olikheter mellan geografiska områden eller miljöer. I tabell 7 anges om metoden enbart rekommenderas eller är lämpligt i vissa maringeografiska regioner. Det rekommenderas att länsstyrelser inom samma marina region så långt möjligt samordnar val av metod för en målkriterium, så att effektiva utvärderingar kan genomföras.

Det finns stora skillnader i hur väl beskrivna och utprovade olika metoder som används för uppföljning är. I flera fall är det svårt att hitta dokument som på ett repeterbart sätt beskriver en standardiserad metod att utföra provtagningen och vissa metodbeskrivningar baseras därför på enstaka undersökningar. Detta gäller kanske framförallt nya metoder som utnyttjar fjärranalys- och videotekniker. Även för mer eller mindre vedertagna metoder som t.ex. cylinderprovtagare och fallfälla saknas standardiserade metoddokument. Detta beror förmodligen i viss utsträckning på att metoderna inte används regelbundet i den nationella miljöövervakningen. Där detaljerade metodbeskrivningar saknas anges i stället referenser till enskilda studier eller någon annan typ av översiktlig beskrivning. I vissa fall finns tydliga beskrivningar för hur metoder tillämpas i terrester miljö, men tillämpningen i marin miljö är mer komplicerad (t.ex. satellitbaserad datainsamling). Förhoppningsvis kan manualens fokus på tydliga uppföljningsvariabler innebära att bristen på standardiserade metoddokument exponeras, vilket kan leda till en målmedveten utveckling av nödvändiga standarder. Detta är en absolut nödvändighet om man ska kunna uppnå det viktiga kravet på att målkriterierna ska vara uppföljningsbara.

Tabell 6. Undersökningstyper, uppföljningsmanualer, basinventeringsmanualer och bedömningsgrunder som används för att följa upp målbildindikatorer i denna manual.

Titel	Natura-naturtyp	Referens
Manual för basinventering av marina naturtyperna 1110, 1130, 1140, 1170: Kap 4.4	1110, 1130, 1140, 1170	Naturvårdsverket, 2008
Manual för basinventering av marina habitat (1150, 1160 och 1650)	1150,1160,1650	Persson och Johansson 2005.
Flygbildstolkningsmanual för uppföljning i skyddade områden version 4.0	1130, 1140, 1150, 1160, 1650	Skånes & Andersson 2011.
Undersökningstyp vegetationsklädda bottnar västkust. Version 1:0	1130, 1170	Karlsson, 2005
Undersökningstyp vegetationsklädda bottnar ostkust. Version 1:0	1130, 1150, 1610, 1620, 1650	Kautsky, 2004
Undersökningstyp Inventering av häckande kustfåglar	1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1610, 1620, 1650	Andersson, 1998
Undersökningstyp Syrehalt i bottenvatten, kartering Version 1:0	1110, 1140, 1150, 1160, 1650	Cederwall, 2005
Undersökningstyp Sedimentation Version 1:0	1110, 1160, 1170, 1180, 1610, 1620, 1650	Larsson, 2006
Undersökningstyp Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät Version 1:2	1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1650	Söderberg, 2008
Undersökningstyp Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor Version 1:0	1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1650	Andersson, 2009
Undersökningstyp Mjukbottenlevande makrofauna, kartering Version 1:1	1110, 1130, 1160, 1650	Cederwall, 2006
Undersökningstyp Mjukbottenlevande makrofauna, trend- och områdesövervakning Version 1:1	1110, 1130, 1160, 1650	Leonardsson, 2004
Kvalitetssäkring av data från mjukbottenfaunaundersökningar inom miljöövervakningen	1110, 1130, 1160, 1650	Cederwall, 2002
Undersökningstyp Hydrografi och närsalter, trendövervakning Version 1:1	1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1610, 1620, 1650	Sahlsten, 2004
Manual för artbestämning och artdatabehandling vid inventering av undervattensvegetation i Östersjön Version 1:0	1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1610, 1620, 1650	Johansson, 2009
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszonen. Bilaga B till Handbok 2007:4	1110.1130.1160,1650	Naturvårdsverket 2007
Anvisning för sjömätning	1110,1170	Sjöfartsverket 2011

Tabell 7. Översikt över lämpliga metoder för uppföljning av målandikatorer enligt tabell 3, i olika skötselmiljöer (grunda resp. djupa mjuk- och hårbottenar) och för olika typer av mål (areal, struktur och funktion (SF) och typiska arter (TA)). Antalet prover som krävs för målvariablerna är enbart rådgivande och baserade på att uppnå precision på 0,2 Kl/x och för de målvariabler som avser täckningsgrader är gränsen för målsättning på medelstäckningsgrad satt till > 10 % (Svensson et al 2011).

Metod	Grunda mjukbottenar	Djupa mjukbottenar	Grunda hårbottenar	Djupa hårbottenar	Biogena rev	Area	SF	TA	Metodreferens	Beslutad metod	Antal prov/uppföljningsenheter	Kostnad (Kr) per yta/prov	Uppskattad tidsåtgång	Variabler
Flygbildstolkning (Djup < ca 2 meter)	1,2		1,2			x	x		Naturvårdsverket 2008 Skånes 2011	Ja	Totalinventering	165-425/ha		1140, 1150, 1160, 1650.
Analys av strand exploatering	18		18		18		x		Törnqvist & Engdahl 2012. Enl "Metod utökad uppföljning"	Ej fastställd. Kan tillämpas.	Totalinventering	Ca 50 000 för hela länet		Exploateringspåverkan på struktur och funktion
Flygbildstolkning/satellit Analys av exploatering	19		19		19		x		Törnqvist & Engdahl 2010 Danilovic & Stenqvist, 2005.	Ej fastställd.	Totalinventering	Saknas		Förekomst av exploateringspåverkan på vattenflöde
Satellit (Djup < ca 6 meter)	1, 2, 4a					x	x		Törnqvist & Olsson 2009	Under utveckling Kan tillämpas	Totalinventering	saknas		1130,1140,1150, 1160,1650. Utb. av dom. habitatbildande arter
Satellit Grumling	20b						x		Engdahl et al. 2011	Nej Kan tillämpas för visuell bedömning av grumling				
LIDAR (Djup < ca 10 meter)	1, 2, 4a		1, 2			x	x		Tuldahl et al., 2008	Under utveckling Kan tillämpas	Totalinventering	340/ha	2 mån	Utb. av kärlväxter och alger
Side scan sonar (sss) (Djup > ca 10 meter)				1, 2	1, 2	x			Marin Mätteknik 2004	Under utveckling Kan tillämpas	Totalinventering	saknas		Habitatutb. djupare än siktdjupet
Side scan sonar (sss) (Djup > ca 10 meter)		20c					x		Marin Mätteknik 2004	Nej	Totalinventering	saknas		Trålsår och förekomster av annan påverkan

Metod	Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev	Area	SF	TA	Metodreferens	Beslutat metod	Antal prov/uppföljningsenhet	Kostnad (Kr) per yta/prov	Uppskattad tidsåtgång	Variabler
Multibeam, AGDS (Djup > ca 10 meter, kan även användas grundare)	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2	x			Sjöfartsverket 2011 Naturvårdsverket 2008 Marin Mätteknik 2009	Kan tillämpas	Totalinventering	250/ha		Habitatutb. Topografi och hårdhet
Syrehalt i bottenvatten	16b	16b		16b	16b		x		Cederwall 2005	Ja	Stickprov	saknas		Eutrofieringsbelastning
Närsalthalt	16a	16a	16a	16a	16a		x		Sahlsten 2004a,b Naturvårdsverket 2007	Ja	Stickprov	saknas		Eutrofieringsbelastning
Sedimentation				17	17		x		Larsson 2006	Ja	Stickprov	saknas	15-30 min/fälla 3 timmar totalt lab	Sedimentpålagring på sessil epifauna
Bottenhugg BQI	8	8					x		Naturvårdsverket 2007	Ja	Stickprov 35 prov Maj-juni	2600/prov	Ca 13 prov/dag Labb 240 min/prov	Index för artantal, känslighet och individantal
Bottenhugg	8, 23	8, 23						x	Cederwall 2006, Leonardsson 2004	Ja	Stickprov 20 prov	2600/hugg	Ca 13 prov/dag Labb 240 min/prov	Abundans biomassa och diversitet av infauna
Sedimentprofilkamera (BHQ)	9	9					x		Nilsson & Rosenberg 1997, Olsson 2008	Ej fastställd Kan tillämpas	Stickprov 10 prov	500/prov	13 lokaler/dag Labb 10 min/prov	Habitatkvalitet på västerhavet
Cylinderprovtagare	23							x	Loo <i>et al.</i> , 1994 Norén 2007	Behöver fastställas. Kan tillämpas.	Stickprov 25 prov	2000/prov	5 lokaler/dag Labb 240 min/prov	Abundans och diversitet av infauna
Infauna i 1140	23						x	x	Under utarbetande inom biogeografisk uppföljning	Nej				Funktion och typiska arter i 1140 och ev. övriga grunda mjukbottnar

Metod	Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev	Area	SF	TA	Metodreferens	Beslutat metod	Antal prov/uppölningsenhet	Kostnad (Kr) per yta/prov	Uppskattad tidsåtgång	Variabler
Fallfälla	11, 12, 22						x	x	Pihl <i>et al.</i> , 1999	Behöver fastställas. Kan tillämpas.	Stickprov 45 prov	550 (n=8 per lokal) - 1750 (n=1 per lokal)/prov	5 lokaler Labb 120 min/prov	Abundans och diversitet av epifauna Fisk främst Västerhavet
Landvad	12						x	x	Pihl <i>et al.</i> , 2006	Behöver fastställas Kan tillämpas	Stickprov	saknas		Abundans och diversitet av fisk och epifauna
Nordiskt kustöversiktsnät	13a, 13b, 25	13a, 13b, 25	13a, 13b, 25				x	x	Söderberg 2008, Andersson 2009	Ja	Stickprov Lokal = 45 stationer	120000/lokal 2600/nät	5 nät/dag	Abundans och diversitet av fisk och epifauna Östkust
Provfiske med smärnyssjor	13a, 13b, 25		13a, 13b, 25				x	x	Andersson 2009	Ja	Stickprov Lokal = 70 stationer	120000/lokal 1700/stn	15 strn/dag	Abundans och diversitet av fisk och epifauna västkust
Provfiske med spränngladdning	12		12				x	x	Snickars <i>et al.</i> , 2007 Hansen <i>et al.</i> , 2008 Ny metod tas fram av SLU Aqua 2012	Behöver fastställas. Kan tillämpas	Stickprov	2050/prov		Abundans och diversitet av småfisk
VMS analys	20d, 20e	20d, 20e	20d, 20e	20d, 20e	20d, 20e		X		EU in press Naturvårdsverket 2011b	Nej Behöver utvecklas och fastställas				Påverkan på struktur och funktion från trålfiske
Vattenkikare	1, 2, 4c, 15a, 21		1, 2, 4d, 21			x	x	x	Carlson & Karlsson 2007 Rolandsson under utarbetande	Behöver fastställas.	Stickprov 200 punkter	125/punkt	50 punkter Labb 10 min/punkt	Täckning och artantal av epibentisk flora och fauna
Snorkling Täckningsgrad	4b, 15a						x	x	Persson 2005, Johansson 2010	Enligt basinventeringsmanua, behöver fastställas för uppföljning. Kan tillämpas	Stickprov 100 m transekt X antal BI rutor ca 10 transekter	saknas	8-15 transekt/dag	Täckning av epibentisk flora och fauna

Metod	Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev	Area	SF	TA	Metodreferens	Beslutat metod	Antal prov/uppföljningsenhet	Kostnad (Kr) per yta/prov	Uppskattad tidsåtgång	Variabler
Snorkling/dykning Djuputbredning	7b						x	x	Johansson 2010	Behöver fastställas. Kan tillämpas.	Stickprov 10 transekter juli-sept	saknas	8-15 transekt/dag	Kransalger, ålgräs och andra kärllväxter Näringsämnen /övergödning och grumling
Snorkling Artantal	21, 22		21			x	x	x	Persson 2005, Johansson 2010	Enligt basinventeringsmanua, behöver fastställas för uppföljning.	Stickprov 10 transekter	saknas	8-15 transekt/dag	Artantal epibentisk flora och fauna
Dyktransekter (Östkust)	4b, 7b, 11, 15a, 21, 22		4d, 7b, 11, 15a, 21, 22				x	x	Kautsky 2004,	Ja	Stickprov artantal10 transekter Täckningsgrad > 50 transekter	10000/ transekt	2 transekt/dag Labb 120 min/trans sekt	Täckning och diversitet av epibentisk flora och fauna
Dyktransekter (Väst kust)	4b, 6, 7b, 11, 15a, 21, 22		4d, 7b, 15a, 21, 22		6		x	x	Karlsson 2005, Blomqvist 2009	Ja	Stickprov artantal10 transekter Täckningsgrad > 50 transekter	10000/ transekt	2 transekt/dag	Täckning och diversitet av epibentisk flora och fauna
Dyktransekter (Grunda miljöer)	4b, 7b, 11, 15a, 21, 22		4d, 7b, 11, 15a, 21, 22				x	x	Persson 2005, Johansson 2010	Enligt basinventeringsmanua, behöver fastställas för uppföljning.	Stickprov artantal10 transekter Täckningsgrad > 50 transekter	10000/ transekt		Täckning och diversitet av epibentisk flora och fauna
Dykrutor (Kosterhavet)	6, 7c, 11, 15b, 21, 22		4e, 11, 15b, 21, 22		6		x	x	Nilsson & Tullrot 2009	Behöver fastställas. Kan tillämpas	Stickprov Artantal10 transekter Täckningsgrad > 50 transekter	8300/ruta	Labb 120 min/trans sekt	Täckning och diversitet av epibentisk flora och fauna
Släpvideo transekter	6, 7, 15,	22	7, 15, 21,	22	6, 22	x	x	x	Naturvårdsverket 2008 Rolandsson under	Metod behöver fastställas.	Stickprov 10 transek-	4250/ transekt		Täckning och översiktlig diversitet

Metod	Grunda mjukbottnar	Djupa mjukbottnar	Grunda hårbottnar	Djupa hårbottnar	Biogena rev	Area	SF	TA	Metodreferens	Beslutat metod	Antal prov/uppföljningsenhet	Kostnad (Kr) per yta/prov	Uppskattad tidsåtgång	Variabler
	21, 22		22						utarbetande		ter			av epibentisk flora och fauna
Droppvideo provrutur	1, 2, 3, 4, 6, 7, 15, 21, 22	1, 2, 10, 22	1, 2, 3, 4, 7, 15, 21, 22	1, 2, 3, 5, 22	1, 2, 3, 6, 22	x	x	x	Carlström et al 2010 Rolandsson under utarbetande	Metod behöver fastställas.	Stickprov 200 provrutur	250/punkt	25 punkter/dag Labb 10 min/punkt	Täckningsgrad av epibentisk flora och fauna
Droppvideo provrutur	1, 2, 3, 4, 6, 7, 15, 20, 21, 22	1, 2, 10, 20, 22	1, 2, 3, 4, 7, 15, 20, 21, 22	1, 2, 3, 5, 20, 22	1, 2, 3, 6, 20, 22		x	x	Carlström et al 2010 Rolandsson under utarbetande	Metod behöver fastställas.	Stickprov 100 rutur	250/punkt	25 punkter/dag Labb 10 min/punkt	Arter epibentisk flora och fauna
ROV (remotely operated vehicle)		1, 2, 10, 20		1, 2, 5, 20	1, 2, 3, 20	x	x	x	Lindegarh et al., in prep Rolandsson under utarbetande	Metod behöver fastställas.	Stickprov 200 prov	1000-2000/prov	2 ankringspunkter/dag Labb 30 min/prov	Täckning av epibentisk flora och fauna
ROV		22		22			x	x	Lindegarh et al., in prep Rolandsson under utarbetande	Metod behöver fastställas.	Stickprov 30 prov	1000-2000/prov	2 ankringspunkter/dag Labb 30 min/prov	Arter epibentisk flora och fauna

3.3 Insamlingsunderlag till fältmomentet

Obligatoriska insamlingsunderlag inför fältarbetet listas i tabell 5. Den största skillnaden mellan undersökningar på land och i vatten är kartan. Den terrestra topologin och geografin är väl känd och uppdaterad. Djupdata och utbredning av marina strukturer är bristfälligt undersökt, sällan uppdaterad och saknas helt över vissa områden. De detaljerade djupdata, som finns, är dessutom sekretessbelagda av Försvarsmakten och får användas endast efter en personlig säkerhetsklassning och tillståndsprövning. En detaljerad batymetri är en förutsättning för marinbiologiskt uppföljningsarbete och det är av stor vikt att regelverket för användning av djupdata revideras.

3.4 Metoder för uppföljning av naturtypernas areal – målindikator 1 och 2

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljningen ska gå till för naturtypernas areal och utbredning.

3.4.1 Bakgrund

Syfte med uppföljning av målindikatorn

En naturtyp vars fysiska gränser är av biogen natur, t.ex. ett biogent rev, påverkas naturligtvis av en rad olika miljöfaktorer (se kap 1). Flertalet av de marina Natura 2000-naturtyperna är avgränsade i sin utsträckning av fysiska faktorer t.ex. sandbankar (1110), eller estuarier (1130), och ytan påverkas endast i mindre omfattning av miljöfaktorer. Däremot är dessa miljöer mer eller mindre känsliga för fysisk störning och exploatering som muddring och deponering (1110), vägbankar (1150,1160), bryggor, bojar och liknande anläggningar (1160, 1650). Alla svenska Natura 2000-naturtyper påverkas av naturliga processer som t.ex. landhöjning (1130, 1140, 1150, 1160, 1610, 1620, 1650), stormar (1110, 1130) och starka vårflöden (1130).

Naturtyper/Skötselmiljöer

Alla i Sverige förekommande marina Natura 2000-naturtyper och undertyper. Undertyper av Natura 2000-naturtyper finns för 1110, 1150 samt 1170. OSPAR- och HELCOM-habitat. Samtliga skötselmiljöer. Biogena undergrupper (nr 2) bestående av strukturbildande arter hanteras under avsnitt 3.5

Målformulering

Målindikator 1. Naturtypen ska ha en areal på minst x ha.

Målindikator 2. Naturtypens undergrupp Z ska ha en areal på minst X ha.

Mått

Areal (ha).

3.4.2 Metoder

Naturtypernas areal kan följas upp med antingen totalinventeringsmetod, eller fältinventering som i marin miljö enbart utgör stickprov på utbredning. Totalinventeringsmetoder för att bestämma utbredningen av marina naturtyper kan delas in i tre huvudgrupper, 1) de som görs från luften (data insamlade med flyg eller satellit), 2) de som utförs från vattenytan (data insamlade med akustiska instrument som ekolod, multibeam och sonar) och 3) där ett instrument släpas nära botten (side-scanning sonar). Bäck och Haldin (2007) ger en utförlig beskrivning av hur långt utvecklingen av denna typ av metoder kommit för att användas i inventering av marina naturtyper med en lång rad exempel på studier.

Flyg och satellitbaserade bilder lämpar sig för avgränsning av grunda naturtyper, särskilt avgränsning av ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140), laguner (1150), Vikar och sund (1160) och Småla Östersjövikar (1650). Satellitbilder går normalt ner till 6 meters djup, flygbilder enbart 2 meter. En variant är laser (LiDAR) som kan fungera ner till 10 meter beroende på siktdjup och vattenfärg (humushalt). Akustiska inventeringsmetoder och side-scan-sonar är lämpliga djupare än ca 10 meter. De blir ofta kostsamma i skärgårdsområden där det är svårt att hålla raka transekter. Totalinventeringsmetoder är därför lämpade i riktigt grunda naturtyper och i öppet vatten djupare än 10 meter, men svårare att genomföra i komplex som t.ex. skärgårdsmiljöer. Inom arbetet med biogeografisk uppföljning planeras att jämföra beskriva olika fjärranalysmetoder under 2012.

Modellbaserade metoder kan användas för att med en viss sannolikhet skatta en naturtyps utbredning. Resultat kan användas som underlag för planering av uppföljning, men är inte lämpad för att följa upp trender och ändringar.

För uppföljning av naturtypers utbredning genom stickprov rekommenderas främst s.k. visuella metoder som video, ROV (remotely operated vehicle) och vattenkikare. De anses vara kostnadseffektiva och kan användas för att översiktligt dokumentera naturtypers utbredning. Naturtypens djup påverkar valet av metod. Vattenkikare kan användas till 6 meters djup vid bra siktdjup (sannolikt grundare Ostkusten), video ner till omkring 30 meter och ROV på större djup än 30 meter. Uppföljning av naturtyper och särskilt undergrupper kan även ske med dykning och snorkling. Men de metoderna rekommenderas enbart för uppföljning av areal när de samordnas med uppföljning av andra målkategorier där dessa metoder ändå kommer användas. För uppföljning av areal rekommenderas i första hand provtagning genom provpunkter framför transekter. Detta ger bättre kostnadseffektivitet och statistiskt säkerställd uppföljning (Rolandsson et al. 2012, under utarbetande). Transekter kan användas om transektbaserade metoder tidigare används och att dessa är en förutsättning för att behålla en kontinuerlig uppföljning genom tidigare tidsserier. Transekter kan även vara lämpliga om uppföljning av areal sker genom dykning eller snorkling. Släpvideo och även ROV kan köras i transekter varför transektdesign även för dessa metoder kan värderas. För detaljerad vägledning kring val av visuell metod och utförande (punkter eller transekter) se (Rolandsson et al. 2012, under utarbetande).

Tidigare användes i större utsträckning metoder där bottensubstrat hämtas för vidare analys. Metoder kan delas upp i metoder för mjuka bottnar och metoder för hårda bottnar. Gemensamt för bägge metoderna är att det saknas en standard för taxonomisk bestämning. Det gäller framförallt ryggradslösa djur och det är ett allvarligt hinder för repeterbara och jämförbara prover. Vanliga metoder var slädar och skrapor. Dessa metoder rekommenderas inte som metoder för uppföljning i skyddade områden, bl.a. eftersom de är destruktiva. Bottenhugg kan användas som stickprovsmetod på djupa mjukbottnar.

3.4.3 Totalinventeringsmetoder

Flygbildstolkning

Flygbildstolkning är i dagsläget en etablerad och väl dokumenterad metod för kartläggning av grunda marina naturtyper (Naturvårdsverket 2008). Eftersom dessa naturtyper till stor del avgränsas av fysiska faktorer kommer inte arealen ändras i någon större utsträckning om inte naturtypen förstörs genom t.ex. fysisk påverkan (Skånes & Andersson 2011). Flygbilder ger ringa information om djup och bottenstrukturs beskaffenhet. De är också begränsade av siktdjup, särskilt i Östersjön, där tillräcklig upplösning sällan fås på djup större än 2 meter. Genom att bearbeta digitala ortofoton, s.k. sträckning, är det möjligt att få ut mer information om vad som finns under vattenytan.

Satellitbildstolkning

Satellitbilder har i princip samma begränsningar och analyser utifrån samma metoder som flygbilder men har en potential att vara billigare att använda. En annan fördel är att satellitdata idag ofta tolkas med hjälp av datoralgoritmer, som är mer objektivt än manuell tolkning. En översiktlig utvärdering av befintlig infrastruktur, dvs. vilka satelliter som finns tillgängliga, och hur data från dessa kan användas som stöd för modellering av grunda marina naturtyper bl.a. lekområden för fisk, gjordes inom ramen för EU-projektet BALANCE (Bergström *et al.*, 2007). Läs mer under 3.6.3.

LiDAR

Metoden har sedan 1980-talet använts för batymetrisk kartering på grunt vatten. Den baseras på analys av data från flygburen laser, LiDAR (Tulldahl *et al.* 2008). Metoden är också användbar för mätning av andra parametrar i vatten, t.ex. turbiditet. Flera forskningsprojekt (EMMA, ULTRA och SUPERB) undersöker för närvarande hur LiDAR kan utvecklas för att inventera olika naturtyper även marina och limniska (Wikström *et al.* 2011). Metoden fungerar bra när siktdjupet är större än 3 meter. Erfarenheterna hittills är dock att i grumliga vatten där siktdjupet är mindre än ungefär 2.5 m blir signalerna så svaga att djupdata uteblir och det går därmed inte att göra en klassificering. Hög humushalt i vattnet försämrar resultatet. LiDAR data kan även användas för att förbättra habitatmodellering. Det bör därför alltid ske ett noga övervägande över metodens lämplighet innan uppföljning med LiDAR planeras. Läs mer under 3.6.3.

Multibeam-ekolod, AGDS och Side scan sonar

Den mest effektiva metod för totalinventering av marina naturtyper på djup större än ca 10 meter idag är troligen "acoustic ground discrimination system" (AGDS) analys av data från flerstråleekolod, eller multibeam (Naturvårdsverket, 2008; Carlström *et al.*, 2010). Multibeam-ekolod är flerstråliga ekolod som vid en passering med fartyget ger en mycket bredare bild av botten topografi och hårdhet än vad enkelstråleekolod kan göra. Acoustic ground discriminating system (AGDS) är ett system för att med ekolodsdata karaktärisera botten med avseende på t.ex. habitattyp. Eftersom svepbredden minskar kraftigt med minskande djup är multibeam-ekolod inte effektiva på grunt vatten.

En Side scan sonar är en apparat som släpas under fartyget och ger en mycket detaljerad bild av bottenstrukturen (Marin Mätteknik 2004). Side scan sonar skulle kunna användas för att kartlägga omfattningen av djupa hårdbottnar och biogena rev.

3.4.4 Stickprovsmetoder

Stickprovsmetoder för skattning av marina naturtypers utbredning utförs genom att man i transekter eller provpunkter samlar data från området. Stickprovdesign och den statist-

iska behandlingen av data behandlas i kapitel 2 och 4. Metoder för skattning av flertalet marina naturtyper utbredning finns i manualen för basininventering av marina naturtyper (Naturvårdsverket 2008). En sammanställning av provtagningsmetoder finns i Naturvårdsverkets rapport 5162 (Loo *et al.*, 2001) och följer i huvudsak en uppdelning i data från video/dykning eller bottenprovtagning. I rapporten ”Metoder för stickprovstagning och uppföljning med visuella metoder i marin miljö (Rolandsson *et al.* 2012, under utarbetande) kommer vägledning för val av metod och provtagningsdesign för visuella metoder (vattenkikare, video, ROV, dykning och snorkling) finnas. Denna rapport kan komma att förslå justeringar av metoder som det hänvisas till i denna manual.

Befintliga undersökningstyper och hänvisningar till genomförde inventeringar med bra metodbeskrivningar finns i tabell 7 samt mer detaljerade beskrivningar av de olika visuella metoderna under avsnitt 3.5.

Provrutor

Uppföljning med provrutor kan ske med metoderna vattenkikare (Calsson & Karlsson, 2007) droppvideo (Carlström *et al.* 2010) och ROV (Lindegarh *et al.*, in prep). Vattenkikare är lämplig på grunda områden ner till 2-6 meters djup. Droppvideo kan användas ner till ca 30 meter. På större djup rekommenderas ROV. Både vattenkikare och droppvideo är alternativ till snorkling och dykning. När dykning används som inventeringsmetod görs ofta en s.k. slumpad provtagning där utlagda rutor av en standardiserad storlek läggs ut slumpmässigt. (Johansson & Persson, 2007; Hansen *et al.*, 2008; Nilsson & Tullrot, 2009). Läs mer under avsnitt 3.5 och 3.6.

Transekter

Transektbaserad avgränsning av areal kan ske med släpvideo (Naturvårdsverket 2008), ROV (Lindegarh *et al.*, in prep.) samt snorkling (Persson 2005, Johansson 2010) och dykning. Metoderna för dyktransekter är olika på ostkust (Kautsky 2004) och västkust (Karlsson 2005, Blomqvist 2009). Läs mer under avsnitt 3.6.

Huggare

Huggare tar ett prov med en bestämd yta (Cederwall 2006, Leonardsson 2004). Huggare gör det även möjligt att samla in kvantitativa data om naturtypens artssammansättning. I de svenska marina undersökningar där habitatutbredning har skattats har framförallt Veenhuggaren och Smith-McIntyrehuggaren använts. De är standardiserade med avseende på penetration, stängningsmekanism och yta. Den s.k. Ekmanhuggaren är anpassad för limniska förhållanden och bör undvikas i marina undersökningar.

3.4.5 Modellbaserade metoder

Arbetet med att genom modellberäkningar skatta utbredningen av arter och naturtyper är under snabb utveckling. Modellberäkningar tillämpas i flera län t.ex. Östergötland (Carlström *et al.* 2010) och Västernorrland (ej publicerat) för skattning av utbredning av arter och naturtyper. Metoden är och kommer bli viktig i det marina karteringsarbetet för planering av inventeringar och uppföljning. Modellering rekommenderas inte som metod för uppföljning eftersom den inte är lämpad för att identifiera ändringar i biologiska strukturer med hänsyn på områdesbaserade påverkansfaktorer. Det är då sannolikt mer effektivt att använda stickprovdata från inventeringarna som behövs för modelleringen, som uppföljningsdata.

Modellering bygger på sannolikhets-skattningar av arters och naturtyper utbredning givet fysiska förutsättningar som t.ex. salthalt, djup, bottensubstrat och lutning. När

förutsättningar förändras ger det nya värden för habitatets utbredning. En utvärdering av modellering av naturtyper kopplade till grundområden i Östersjön visar att metoden är användbar (Wikström, 2008, Carlström *et al.* 2010).

Säkerheten i metoden är mycket beroende av kvaliteten på data för fysiska förutsättningar, framförallt djup och bottenarnas hårdhetsgrad. Modellberäkningar, liksom alla metoder för fjärranalys som beskrivits ovan, är beroende av biologiska referensdata insamlade i fält med traditionella metoder. Dessa metoder är gemensamma med dem som används för stickprovskattningar av utbredningsinformation.

Även forskningsprogrammet PREHAB som leds av Göteborgs universitet arbetar med modellering som grund för marin kartläggning och framtagande av planeringsunderlag. Modellering som bedömning av lämpliga rekryteringsområden för fisk finns även utvecklade inom BALANCE projektet (Bergström *et al.* 2007 och Sundblad 2010).

3.4.6 Registrering och lagring av data samt utvärdering

Registrering och lagring av data

Registrering sker med GPS och för metoden anpassas fältprotokoll (se metodhänvisningar tabell 7). Lagring av areal naturtyp sker genom editering av naturtypsskiktet i VIC-natur.

Tabell 8. Mått och obligatoriska värden för de parametrar som ingår i den fältbaserade uppföljningen av areal. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Fältdefinit.</i>
Ytans nummer	Nummerid	Löpnummer från väst till öst	2 i.
Position transektens startpunkt och slutpunkt	N,E koordinater	Koordinater enligt WGS 84, lat-long, decimalgrader	8 c
Djup transektens start och slutpunkt		Meter (en decimals noggrannhet)	5 i
Position provpunkt	X y koordinat	Koordinater enligt SWEREF	7i
Provpunktens djup		Meter (en decimals noggrannhet)	5 i
Naturtyp	Kod	kodlista enligt NNK	4 i

Utvärdering

Tröskelvärdet bör i de allra flesta fall formuleras så att arealen av naturtyper ska bibehållas eller öka från nuvarande nivå. Målindikatorn är uppnådd om det vid uppföljningen konstateras att minst den areal som anges i målformuleringen finns på plats.

3.5 Struktur och funktion – areal och kvalitet av biologisk revstruktur samt fastsittande epifauna – målindikator 2, 3, 5, 6 och 10

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning går till för målindikatorer som behandlar utbredning av revbildande arter samt korall och svampdjur. Även kvalitet på ostronbankar och mjukbottnar med piprensare hanteras samt utbredning av biogena undergrupper av naturtypen rev (1170).

3.5.1 Bakgrund

Grunda mjukbottnar hotas av eutrofiering som kan orsakas både av en förhöjd närsaltsbelastning och av ett minskat vattenutbyte. Det bottenlevande djurlivet påverkas också negativt vilket bl.a. innebär en minskning av produktionen av viktiga fiskarter. Målkriterier som följer upp kvalitét t.ex. täthet av ostron (nr 6) prioriteras enbart om dessa är särskilt hotade eller föremål för skötselåtgärder.

Biogena rev hotas av förändrade strömförhållanden som resulterar i sedimentbelastning, fysisk destruktions genom fördjupning av fartygsleder och andra fysiska skador. Biogena rev hittas ofta på utsjöbankar och andra strömspolade grundområden som t.ex. fjordtrösklar. Utsjöbankar hotas eventuellt av exploatering vid utbyggnad av marina vindkraftsparker och vågkraftsanläggningar, men kunskapsläget är relativt begränsat.

Naturtyper

1110 och 1170. Grunda mjukbottnar, grunda hårbottnar, djupa hårbottnar och biogena rev samt OSPAR habitatet ”Seapens and borrowing megafauna”.

Målformuleringar

2. Naturtypens undergrupp Z ska ha en areal på minst x ha.
- 3a. I naturtypen ska arealen av ostron (>5 ind./m²) vara minst X %.
- 3b. I naturtypen ska arealen av blå-/hästmusselbankar vara minst X ha.
- 3c. Arealen av rev uppbyggda av ögonkorall ska vara minst X ha.
- 3d. I naturtypen ska arealen av maerlbotten vara minst X ha.
5. I naturtypen ska svampdjur och/eller koralldjursamhällen förekomma med minst X % av transekternas längd.
5. I naturtypen ska svampdjur och/eller koralldjursamhällen förekomma i minst X % av provytorna.
6. I naturtypen ska tätheten av ostron i bankar i medel vara minst X vuxna ind/m².
10. I naturtypen ska sjöpenor (inkl. piprensare) förekomma med minst X st./ha.

Mått

Areal (ha) (2), % av areal (3a, 3b, 3c, 3d), Förekomst % av transekt eller provruta (5), Vuxna individer/m² (6), antal/ha (10).

3.5.2 Metoder

Framförallt rekommenderas användning av visuella metoder som vattenkikare (2), video (3a, 3b, 3d, 5, 6, 10) och ROV (3c, 5, 10). Vilken metod som används beror framförallt på djup. Dykning kan vara lämplig vid uppföljning av täthet av ostron (6)

3.5.3 Totalinventeringsmetoder

ROV

ROV kan användas för totalinventering av ögonkorall (*Lophelia pertusa*). De här reven är så begränsade till utbredning att transekter med ROV kan anses ge en bild av revets totalutbredning.

3.5.4 Stickprovsmetoder

Visuella metoder; Vattenkikare, video och ROV

Olika varianter av visuella metoder som vattenkikare, videodokumentering och ROV är under utveckling och har visat sig i flera projekt vara kostnadseffektiva metoder för att inventera och följa upp utbredning av naturtyper, undervattensvegetation och epifauna. Svensson *et al.* (2010) konkluderar med att visuella metoder är jämförbart med andra metoder, kostnadseffektiva för att uppnå en viss precision för ett flertal målandikatorer. Målandikatorerna i denna manual är i stor utsträckning utformade så att de ska kunna följas upp med video eller ROV. Det finns inga standardiserade metoder eller undersökningstyper för vattenkikare, video eller ROV. Metoderna i denna manual utgår för närvarande från inventeringsrapporter med väl dokumenterade metodbeskrivningar. Under 2012 kommer en undersökningstyp för visuella metoder (dykning, snorkling, vattenkikare, video och ROV) att tas fram. För senaste uppdaterade metodbeskrivning och rekommendation av de olika metodernas användningsområde hänvisas till denna undersökningstyp (Rolandsson *et al.* 2012, under utarbetande).

Videometoder och ROV ger ett bildmaterial som kan utgöra belägg för de insamlade data och som ger en ökad nivå av uppföljbarhet. Bilder och filmer från video är även ett användbart informationsmaterial. De videometoder som används i Sverige utgörs av handhållen droppvideo utefter en transekt (Naturvårdsverket, 2008) eller provpunkter (Carlström *et al.* 2010).

Släpvideo är en annan metod där en videokamerasläpas på en bestämd höjd över botten efter ett fartyg vid vilket transektdata samlas in som analyseras i efterhand (Assis *et al.*, 2008). En viktig skillnad mot handhållen video, är att släpande video inbegriper kamerarlösningar med lokal lagring, och alltså inte ger operatören möjlighet att i realtid se vad som filmas. Detta kan i vissa fall vara en begränsning, men skall vägas mot fördelarna med en enklare hantering och teknikens lägre kostnad. En viktig fördel är att kamerans avstånd till botten är konstant, vilket möjliggör exakta tvådimensionella storleksmätningar av observerade bottenlevande organismer och föremål. Det främsta användningsområdet för släpande video är olika former av skattande inventeringar efter transekt, där undersökningsmålen inte kräver noggrann taxonomisk bestämning av alla förekommande organismer (Rolandsson *et al.* 2012, under utarbetande).

Genom användande av ROV (remotely operated vehicle) samlas videodata in av en undervattensrobot som styrs längs en förutbestämd transekt/bana över botten (Lindgarth *et al.*, in prep). Vid ROV-undersökningar kan till skillnad från droppvideo, kameran styras i detalj och artbestämningar utföras med hjälp av högupplösande videobilder. Om ROV'en är utrustad med en griparm kan i viss mån även beläggsexemplar samlas in.

Vattenkikare är effektivt som stickprovsmetod för att skatta utbredning av naturtyper och arter i grunda miljöer, som t.ex. ålgräs eller kransalger (Carlsson & Karlsson 2007). Metodens användningsområde begränsas av siktdjupet, och därmed av vattnets genomskiktighet vid själva undersökningstillfället. Metodens maxdjup i svenska kustvatten får dock anses vara ca 6 meter, på östkusten normalt lägre. För effektivt användande av vattenkikare krävs också att vindar och vågrörelser inte är för starka, och metoden är därför mindre lämplig i områden med hög vind- eller vågexponering (Rolandsson *et al.* 2012, under utarbetande).

Kostnaden för ROV och dyktransekter är ungefär lika för målandikatorer för artantal, men för täckningsgrad är visuella metoder betydligt billigare än dykning och snorkling (Svensson *et al.* 2010).

Dykning

Dykning kan användas för inventering av täthet av ostron (nr 6). Se avsnitt 3.6.4 för beskrivning av metoder för dykning.

3.5.5 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

Data matas så långt möjligt in i MARTRANS för leverans till den nationella datavärden SMHI. MARTRANS omfattar transektdata som samlas in enligt undersökningstyp vegetationsklädda bottenar ostkust (Naturvårdsverket 2004) samt två beskrivningar som bygger på denna beskrivning: undervattensdelen av basininventeringsmanualen för strandnaturtyper (Naturvårdsverket 2007b) samt basininventeringsmanualen för sandbankar och rev (Naturvårdsverket 2007a). Även vissa droppvideoundersökningar har matats in till datavärden SMHI via MARTRANS (Anders Olsson, SMHI pers. med.). Där MARTRANS inte är tillämpligt lämnas data till SMHI i Excelfiler enligt datavärdens specifikationer. SMHI kommer löpande att behöva utveckla system för att ta emot grunddata från uppföljning.

För målindikatorer där databasen ej än anpassats ska data tills vidare lagras som inscannade fältprotokoll, alternativt som Excel-filer. GIS data för indikatorer föreslås lagras i VIC natur. Tills detta är möjligt för alla parametrar sker lagring på respektive länsstyrelse i ArcGIS. Lagring av areal naturtypens undergrupp sker genom editering av naturtypsskiktet i VIC-natur.

Tabell 9. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de paramstrar som ingår uppföljning av utbredning av revstruktur och svampdjur. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Fältdefinit.</i>	<i>Indikator</i>
Transektens nummer		Löpnumret på transekten på lokalen	2 i	
Position transektens startpunkt och slutpunkt	X y koordinater	Koordinater enligt SWEREF	8 c	
Provrutans avstånd från transektstart	Provyteidentifikation	Mittpunkt avstånd i meter från transektstart. Vanligen jämna tiotal.	3 i	
Djup i provrutan		Meter (en decimeters noggrannhet)	3 c	
Position provruta	X y koordinater	Koordinater enligt SWEREF		
Art	Taxa	Taxonnamn (vetenskapligt) enligt DynTaxa	40 c	
Täckning av transektlängd	Förekomst	Täcknings i % av transektlängd (0-100)		
Täckning i provrutor	Förekomst	Förekomst/icke förekomst		
Täthet av ostron	Vuxna individer	Antal individer per m ²		6
Antal sjöpennor		Antal/ha		10

3.6 Struktur och funktion - areal och kvalité av makrofyter – målindikator 2, 4, 7 och 15

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning bör gå till för målindikatorer som behandlar utbredning av makrofyter. Avsnittet hanterar även utbredning av naturtypernas undergrupper som avgränsas med utgångspunkt i makrofyter (1110, 1130, 1150, 1160, 1620).

3.6.1 Bakgrund

Utbredningen och kvaliteten av ålgräsängar, kransalger och även många kärlväxter, är känsligt för strukturella störningar som t.ex. sedimentering från muddring för småbåts-hamnar (Henricson et al. 2006). Ålgräs liksom makroalger är också känsligt för konkurrens av fintrådiga alger som gynnas av eutrofiering. Djuputbredning av kärlväxter (t.ex. ålgräs), kransalger och typiska makroalgsarter (t.ex. blåstång) är beroende av ljusförhållandena i vattnet. Eutrofieringen leder bl.a. till en ökad tillväxt av fintrådiga alger och förändrade förutsättningar för tillväxt och djuputbredning av kärlväxter och makroalger. Det bottenlevande djurlivet påverkas också negativt vilket bl.a. innebär en minskning av produktionen av viktiga fiskarter. Ökning av båtutrustning ger ökad risk för fysiska skador på fauna och flora vid populära naturhamnar och landningsställen. Målindikatorer som följer upp kvalité t.ex. kvalitetsklass på ålgräsängar (nr 7c) prioriteras enbart om dessa är särskilt hotade eller föremål för skötselåtgärder.

Naturtyper

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1610, 1620, 1650. Grunda mjukbottnar, grunda hårbottnar.

Målformuleringar

2. Naturtypens undergrupps Z ska ha en areal på minst x ha.

4a. I naturtypen ska arealen av ålgräsängar/annan långskottsvegetation (>5 % täckning) vara minst X %.

4b. I naturtypen ska ålgräsängar/annan långskottsvegetation (>5 % täckning) förekomma med minst X % av transekternas längd.

4c. I naturtypen ska ålgräsängar/annan långskottsvegetation (>5 % täckning) förekomma i minst X % av provytorna.

4d. I naturtypen ska makroalgbestånd (> 5% täckning) förekomma med minst X % av transekternas längd.

4e. I naturtypen ska makroalgbestånd (> 5% täckning) förekomma i minst X % av provytorna.

7a. I naturtypen ska arten Z (kärlväxt, makroalg eller kransalg) finnas ner till minst X meters djup.

7b. I naturtypen ska djuputbredning av makroalger och gömfröiga växter motsvara minst klass X enligt Bedömningsgrunderna för kustvatten m.m.

7c. I naturtypen ska kvalitetsklass på ålgräsängar (enligt MARBIPP) vara minst X.

15a. I naturtypen ska täckningen av fintrådiga alger (epifyter, ej Ceramium) med större täthet en klass X (enligt basinv. manualen), förekomma i max x % av transekternas längd.

15b. I naturtypen ska täckningen av fintrådiga alger (epifyter, ej Ceramium) med större täthet en klass X (enligt basinv. manualen), förekomma i max x % av provrutorna.

Mått

Areal (ha) (2, 4a), Förekomst % av transekt eller provruta (4b, 4c, 4d, 4e, 15a, 15b), djup meter (7a), klass enligt bedömningsgrunder (7b), klass enligt MARBIPP (7c).

3.6.2 Metoder

Flygbildstolkning, satellit och LiDAR kan användas för utbredning av ålgräsängar och bottenstruktur i grunda områden (2, 4a).

Framförallt rekommenderas användning av visuella metoder som vattenkikare (2, 4b, 4c, 4d, 15a, 15b) och video (2, 4b, 4c, 4d, 4e, 7a, 15a, 15b). Vilken metod som används beror framförallt på djup..

Dykning (4b, 4d, 4e, 7b, 15a) och snorkling (4b, 7b, 15a) har visat sig som lämpliga metoder för inventering av antal arter, vegetationens djup och utbredning av naturtyper. Däremot blir kostnaderna, särskilt för dykning, för att skatta täckningsgrad av arter mycket hög, särskilt för arter med låga täckningsgrader (Svensson et al. 2011). Vid undersökning av kvalitetsklass på ålgräs (7c) finns i nuläge enbart metod för dykning.

Av säkerhetsskäl krävs minst tre dykare för varje undersökning, vilket gör dyktransekter betydligt dyrare än övriga visuella metoder (se 3.5.4). Snorkling kräver 2 personer i fält. Visuella stickprovsmetoder som video, vattenkikare och ROV anses oftast mer kostnadseffektivt, men ger en lägre artupplösning (Tabell 7). I flertalet målandikatorer (tabell 3) rekommenderas det att video i första hand används. Dykning kan dock t.ex. användas där samordningen med miljöövervakningen förutsätter metoden, uppföljning av kvalitet på struktur t.ex. ålgräs (7c) eller där effekten av särskilt kostsamma skötselåtgärder behöver följas upp.

3.6.3 Totalinventeringsmetoder

Flygbildstolkning

Utbredningen av yttäckande och ytnära vegetation kan följas med flygbildstolkning. (Naturvårdsverket 2008). Läs mer under avsnitt 3.4.3.

Satellit och LiDAR

Satellitdata från den fritt tillgängliga databasen SACCESS kan användas för att kartlägga viss undervattensmorfologi, t.ex. i estuarier (Törnqvist & Olsson, 2009). Noggrannheten i bilderna från och med 2003 är ca 5m. SACCESS-bilderna i kombination med fältinventeringar är också användbara för att avgränsa och följa förändringar i utbredningen av ålgräs och andra kärlväxter i grunda skötselområden, för deltabildning i 1130 eller för att identifiera trösklar i 1150. Det är också möjligt att följa morfometriska förändringar genom erosion eller muddring. Utbredning av yttäckande vattenvegetation framträder mycket bra på bilderna. Tidsserier av data möjliggör analys av trender i utbredningen. Det pågår ytterligare ett projekt att utvärdera hur effektiva satellitdata är för inventering av ålgräs i Västra Götalands län. Länsstyrelsen utvärderar multidimensionell analys av färgbilder från satelliterna QuickBird och KOMPSAT-2. Preliminära resultat är lovande för diskriminering av ålgräsbestånd och nate på djup ner till 6 meter (Länsstyrelsen i Västra Götaland, ej publicerat). Se även avsnitt 3.4.3.

Flygbildsanalys med hjälp av data från LiDAR (se 3.4.3) kan också användas för att skilja ut områden med högväxande vegetation, men det är däremot inte möjligt att skilja på olika arter av vegetation. EMMA projektet visar på hur LiDAR kan användas för inventering av högre vegetation t.ex. ålgräs, genom att det går att skilja på bottentyper som hårdbotten, och mjukbotten med och utan vegetation ner till ca 2 gånger siktdjupet, i t.ex. Västerbotten totalt 10 meter (Tulldahl et al., 2008). Metoden fungerar bra på siktdjup större än 3 meter. Erfarenheterna hittills är dock att i alltför grumliga vatten med siktdjup mindre än ungefär 2.5 m blir signalerna så svaga att djupdata och därmed även klassificeringsmöjlighet uteblir. Hög humushalt i vattnet försämrar resultatet (Wikström *et al.* 2011). LiDAR data kan även användas för att förbättra habitatmodellering. Det bör därför alltid ske ett noga övervägande över metodens lämplighet innan uppföljning med LiDAR planeras.

3.6.4 Stickprovsmetoder

Visuella metoder; Vattenkikare, video och ROV

Se avsnitt 3.5.4.

Dykning och snorkling

Dykning eller snorkling utefter transekter eller provrutor är vedertagna undersökningsmetoderna för skattning av täckningsgrader, djuputbredning och diversitet av epibentisk flora och fauna. Metoderna som de tillämpats skiljer sig i viss utsträckning mellan Östersjön och Västkusten. De finns beskrivna i Naturvårdsverkets undersökningstyper (Kautsky, 2004; Karlsson, 2005) och i tidigare förslag till manualen för uppföljning i marina miljöer, del 1 (Johansson, 2010) samt basinventeringsmanualen för marina habitat (Persson & Johansson 2005). Uppföljbarheten och den statistiska plattform som dyktransekter bygger på har diskuterats. Bland de problem som identifierats är att utförarnas bakgrund och taxonomiska kunskaper i hög grad bestämmer utfallet av provet samt svårigheter med att definiera transektens utbredning i sidled och att definiera data i transektens längdled. En variant av dykinventeringsmetoden som testades bl.a. vid arbetet med Kosterhavets nationalpark är dykrutor (Nilsson & Tullrot, 2009). Undersökningar med provrutor ger ett mått på förekomst av de större arterna av alger och djur men är mindre lämpligt vid skattningar av den totala mångfalden inom ett område. Dykeriarbeten är ofta väderkänsliga och därigenom svåra att planera i tid, men ger annars en relativt snabbt bild av ett områdes biologi eftersom behovet av efterbearbetning av data är litet.

Användningsområdet för dyktransekter är av dyksäkerhetsskäl begränsat i djupled till 30 meter vilket ungefär sammanfaller med den fotiska zonen, medan snorkling är lämplig i vattenytan i grunda områden ner till 3-4 meter, beroende på siktdjupet. Dykeriarbete ska ske enligt Arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS 2010:16).

Under 2012 tas det fram en undersökningstyp för visuella metoder där även dykning och snorkling ingår. För senaste uppdaterade metodbeskrivning och rekommendation av de olika metodernas användningsområde hänvisas till denna undersökningstyp.

3.6.5 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

Data matas in i MARTRANS för leverans till den nationella datavärden SMHI. Se avsnitt 3.5.5 för beskrivning av vilket data som kan matas in till SMHI via MARTRANS.

Datavärden kommer att behöva utveckla importrutiner. För målindikatorer där databasen ej anpassats bör SMHI kontaktas före provtagning så att relevanta inrapporteringsmallar kan tas fram. Till dess att inrapporteringsmall tagits fram ska data tills vidare lagras som inscannade fältprotokoll, alternativt som Excel-filer. Lagring av areal av naturtypens undergrupp sker genom editering av naturtypsskiktet i VIC-natur.

Tabell 10. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de parametrar som ingår i uppföljning av utbredning och kvalitet makrofauna. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Fältdefinit.</i>	<i>Indikator</i>
Transektens nummer		Löpnumret på transekten på lokalen	2 i	
Position transektens startpunkt och slutpunkt	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	8 c	
Provrutans avstånd från transektstart	Provyteidentifikation	Mittpunkt avstånd i meter från transektstart. Vanligen jämna tiotal.	3 i	
Position provruta	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM		
Djup i provrutan		Meter (en decimeters noggrannhet)	4 i	
Art	Taxa	Taxonomnamn (vetenskapligt) enligt DynTaxa	40 c	
Täckning ålgräs/annan långskottsvegetation	%	Andel i % av uppföljningsytan som täck (0-100)	3 i	4a
Maximalt djup		Meter (en decimals noggrannhet), korrigerat mot normalvattenstånd	4 i	7b
Täckning av transektlängd	Förekomst (> 5 %)	Täcknings i % av transektlängd (0-100)	3 i	4b, 4d
Täckning i provrutor	Förekomst (> 5 %)	Förekomst = 1, lcke förekomst = 0	1 i	4c, 4e
Kvalitet ålgräsängar	Klass	1-5 enligt MARBIPP	1 i	7c
Trådalgstäckning	Klass	0-4 enligt Basinventeringsmanualen	1 i	15
Trådalgstäckning av transektlängd	%	Täcknings i % av transektlängd (0-100)	3 i	15a
Trådalgstäckning i provrutor	Förekomst	Förekomst = 1, lcke förekomst = 0	1 i	15b

3.7 Funktion – tillståndsklass för mjukbottenfauna (BQI) och BHQ – målindikatorerna 8 och 9

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning ska gå till för målindikatorer som behandlar tillstånd i mjukbottenfaunasamhällen samt syrgassituationen.

3.7.1 Bakgrund

Djupare liggande mjukbottnar är troligen de enskilt vanligast förekommande naturtypen i Sverige. Artrikedomen varierar från hög i Skagerrak till låg i Bottenhavet. Hoten mot den biologiska mångfalden kommer dels från trålning men i hög grad också från eutrofiering. Andra hot är påverkan av gifter från muddermassor och processindustri. Eftersom detta är ett komplext ekosystem som fungerar som en recipient av både partiklar och kemikalier är hotbilden också komplex. Sjunkande trender i status har rapporterats från djupa mjukbottnar i de flesta Svenska hav utan några klara samband med kända hot. Ett alarmerande

exempel är att på 10 år (1998-2008) har antalet arter i Kattegatts bottenfauna reducerats med 30 % och biomassan har sjunkit med 50 % (Agrenius & Göransson, 2009).

Naturtyper

1110, 1180 samt OSPAR-/HELCOM-habitat (ex. *Sea pens and burrowing megafauna communities*). Skötselmiljöerna grunda- och djupa mjukbottnar.

Målformuleringar

8. I naturtypen ska tillståndsklassningen enligt Bedömningsgrunderna med hänsyn på BQI för mjukbottenfauna vara minst klass X.

9. I naturtypen ska Benthic Habitat Quality (BHQ) vara minst klass X.

Mått

BQI-index. BHQ-index.

3.7.2 Metoder

Bevarandestatus i sedimentbottnar skattas ofta med ett s.k. *benthic quality index* (BQI, Rosenberg *et al.*, 2004; Blomqvist *et al.*, 2006; Leonardsson *et al.*, 2009). Metoden ingår i bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszonen (Naturvårdsverket 2007). Provtagning för beräkning av BQI sker enligt standardiserade metoder inom miljöövervakningsprogrammet (Cederwall 2006, Leonardsson 2004). BQI baseras på en objektiv bedömning av den relativa förekomsten av känsliga respektive tåliga arter, antal arter samt antal individer i bottenfaunan. En art som ofta förekommer i artfattiga (påverkade) miljöer får ett lågt indexvärde medan arter som endast förekommer i artrika miljöer får höga indexvärden. Detta innebär att andelen känsliga arter är stor på en station med högt BQI-värde medan tåliga arter dominerar på en station med lågt värde. På västkusten baseras indexet på att arter som återfinns i kvantitativa bottenprover tillsammans med många andra arter är känsliga för störningar i miljön. För Östersjön är arters känslighet bedömd genom litteraturuppgifter och studier av varje art för sig. Eftersom en skattning av bevarandestatus med ett BQI värde förutsätter en mycket hög taxonomisk kunskap och säkerhet i artidentifiering av utföraren, är detta en relativt kostsam och tidskrävande metod. Proven, som också är kvantitativa, tas med en bottenhuggare som tar ett prov från en känd bottenyta.

Ett komplement till BQI är skattning av bevarandestatus med en sedimentprofilkamera (SPI). Kameran tar en *in situ* bild på sedimentet i profil och olika grader av miljöpåverkan skattas som *benthic habitat quality* (BHQ) enligt en utarbetad bedömningsmall (Nilsson & Rosenberg, 1997, Magnusson & Rosenberg, 2005). En studie har nyligen visat att indexet från de båda metoderna är relativt jämförbara vilket är lovande, men jämförelsen är baserad på ett relativt litet material (Olsson, 2008). BHQ verkar kunna ange en något högre miljöstatus än BQI. BHQ ger dock inget mått på artdiversitet. BHQ har inte utvecklats för Östersjön. Kostnaden för en sedimentprofilkamera är hög relativt en huggare (som används vid BQI-skattningar) men analyserna av bilderna är betydligt mindre kostsamma än bearbetning av prover från bottenhugg (Tabell 7).

3.7.3 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

Registrering av data följer av undersökningstyp för mjukbottenlevande makrofauna. Datavärd för makrofauna är SMHI. Klassning av BQI registreras i VIC-natur. För BHQ finns ingen utsedd datavärd. Förslagsvis bör även SMHI vara datavärd för BHQ data.

Tabell 11. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de paramätrar som ingår i uppföljning av utbredning och kvalitet makrofauna. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Indikator</i>
Station		Anges enligt textskikt på fastighetskartan.	
Position provpunkt	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	
Provpunktens djup		Meter (en decimals noggrannhet)	
Art	Taxa	Taxonnamn (vetenskapligt) enligt DynTaxa	8
BQI _m	Klass	Klass 1-5	8
BHQ	Klass	Klass 1-5	9

3.8 Funktion – biomassa av epifauna – målindikator 11

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning ska gå till för målindikatorerna för biomassa av mobil epifauna.

3.8.1 Bakgrund

Den mobila epifaunan är en viktig komponent i grunda mjukbottnars ekosystem. Viktiga arter inkluderar yngelformer av många av våra fiskar men också många kräftdjur och snäckor. Övergödning som leder till en ökad tillväxt av fintrådiga alger utgör ett allvarligt hot mot den mobila epifaunan (Isaksson & Pihl, 1992) med en negativ effekt på föryngringen av viktiga matfiskarter som t.ex. rödspätta (Wennhage, 2002).

Naturtyper

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1610 och 1650. Grunda mjukbottnar.

Målformuleringar

11. I naturtypen ska biomassan av epifauna motsvara minst $X \text{ g/m}^2$.

Mått

Gram torrsvikt per kvadratmeter.

3.8.2 Metoder

Fallfälla och landvad

För att skatta förekomsten av den mobila faunan på grunda mjukbottnar används två typer av metoder, dels landvad, som är en slags minitrål som dras med handkraft över botten, dels fallfälla. Metoden att använda landvad saknar en fastställd metod och rekommenderas inte i manualen annat än för fisk (Phil *et.al.* 2006). Fallfällan är en aluminiumlåda,

öppen i båda ändarna, som innesluter en definierad bottenyta (Pihl *et al.*, 1999). Höjden på fällan bestämmer maxdjupet för där den är användbar. Fallfällan placeras på botten med en teknik som minimerar risken att mobil fauna störs och flyr bort från fällan. De djur som fångats av fällan samlas in och analyseras. I områden med stort individantal som t.ex. laguner kan fallfälla ge stora prov vilka är tidkrävande att analysera (Hansson 2011, pers. med).

För undersökning av mobil fauna (yngelstadier av fisk, mysider och andra kräftdjur, fjädermygglarver etc) på hårbotten eller annan mer oregelbunden botten där fallfälla inte fungerar håller det på att utvecklas en semikvantifieringsmetod med en standardiserad håv (Richard Hudd). Metoden är kostnadseffektiv och ett mycket bra redskap att uppskatta förekomsten av t.ex. sikyngel. Metoden har inte utvärderats och rekommenderas i nuläget inte för några målbildindikatorer. (Richard Hudd; http://www.rktl.fi/kala/elinymparistot/velmu_rannikon_kalojen/).

Dykning

Se avsnitt 3.6.4.

3.8.3 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

Datavärd för epifauna är SMHI och SMHIs datavärdsform ska användas.

Tabell 12. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de paramätrare som ingår i uppföljning av utbredning och kvalitet makrofauna. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>
Position	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM
Biomassa	g/m ²	0-9999

3.9 Funktion – reproduktion och beståndsstruktur av fisk – målbildindikator 12 och 13

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning ska gå till för målbildindikatorer för rekrytering och beståndsstruktur av fisk.

3.9.1 Bakgrund

Tätheten av yngel för ett flertal av våra fiskarter (t.ex. gädda eller torsk), är mycket låga eller yngel saknas helt i vissa områden. Orsakerna är för närvarande bristfälligt kända men kan vara orsakade av komplexa ekosystemförändringar, t.ex. på grund av för starkt fisketryck mot vissa arter. Andra hot kan vara förändrat markutnyttjande (minskning av strandbete), eutrofiering (tillväxt av fintrådiga alger), förändrad vattengenomströmning orsakat av muddring eller konstruktion av vägbank, samt kraftigt ökande fritidsbåttrafik som i grunda områden kan ge skador på den naturligt förekommande vegetationen.

Andel stor fisk (rovfisk) sjunker i många bestånd. Det har visat sig att andelen rovfisk kan ha en strukturerande effekt på naturtyper genom påverkan på olika trofiska nivåer (Eriksson *et al.* 2009, Eriksson *et al.* 2011).

Diversiteten föreslås här mätas med Shannon index, men målindikator nr 24 kan även användas som ett diversitetsmått under förutsättning att målet listar de fiskarter där förekomst är relevant för diversiteten i fiskesamhället.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1610 och 1650. Grunda- och djupa mjukbottenar samt grunda hårbottenar.

Målformuleringar

12. I naturtypen ska föryngring av fisk förekomma hos arten X med minst Y yngel i snitt/ansträngning.

13a. I naturtypen ska andelen rovfisk större än x cm av beståndet vara minst y%.

13b. I naturtypen ska Shannon index i fiskesamhället vara minst x.

Mått

Fångst per ansträngning (12), % av bestånd (13a), index (13b).

3.9.2 Metoder

De fiskemetoder som behandlas i denna manual är begränsade till uppföljning av förekomst, reproduktion och beståndsstruktur. De flesta fiskarter uppvisar en mycket stor naturlig variation i föryngringsresultat och en kvantitativ uppföljning av föryngringsresultat är därför inte möjligt att genomföra inom ramen för det normala uppföljningsarbetet i de skyddade områdena.

Nordisk översiktsnät och ryssjor

Provfiskemetoder med nordiskt kustöversiktsnät är en väl etablerad metod med definierade standards för utformning av nät och placering av nät samt fiskeansträngning (Söderberg, 2008). Vid provfisken på Västkusten används i allmänhet ryssjor istället, främst för att undvika störningar på grund av höga tätheter av strandkrabbor (Andersson, 2009).

Sprängning

I saltvatten är elfiske inte en användbar metod och provfiske med små (1-10 g) undervattensdetonationer som har en bedövande effekt på upp till 5 meters radie, kan användas efter tillståndsprovning (Snickars *et al.*, 2007; Hansen *et al.*, 2008).

SLU Aqua har under 2012 i uppdrag att ta fram indikatorer för att uppföljning av havsmiljödirektivet. Arbetet samordnas och sker till stor del inom HELCOM och ICES, men samordnas även delvis med OSPAR. SLU Aqua har även i uppdrag att ta fram metod för sprängning som en engångsinsats inom biogeografisk uppföljning. Uppföljningen av fisk enligt denna manual bör anpassas till nya utarbetade metoder.

Fallfälla och landvad

Se avsnitt 3.8.1

3.9.3 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

SLU är datavärd för fiskedata. Inventeringsdata ska levereras till SLUs kustdatabas. SLUs fältblanketter ska användas. För indikatorer där databasen ej har anpassats lagras scanade fältprotokoll tillsvidare på länsstyrelserna.

Tabell 13. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de parametrar som ingår i uppföljning av rekrytering av beståndsstruktur av fisk. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Indikator</i>
Position	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	12,13
Redskap		Sifferkod enl. kustlaboratoriets kodning	12,13
Art		Svenskt eller vetenskapligt namn enl Dyn-taxa	12,13
Observationer	antal	1-99999	12,13
Längd	mm	1-9999	13

3.10 Funktion – vattenkvalitetsstatus – målindikator 16

3.10.1 Bakgrund

Hoten med avseende på vattenkvalitet är ofta associerade med eutrofieringsproblematik. Algblomningar, syrefattiga bottenvatten och begränsningar i siktdjup med påföljande påverkan på algers och kärlväxters djuputbredning är exempel på hur habitatet påverkas. Andra hot mot vattenkvaliteten är ändrade vattenflödesmönster vid anläggningar av hamnar, pirar, vägbankar och broar eller fördjupning av seglingsrännor. Klimatförändringar leder till varmare vatten och förändrade ytvattenflöden i Östersjön och strömmönster i Västerhavet. Dessa processer är kopplade till ett flertal hot mot den marina miljön, t.ex. så hotas känsliga kallvattensarter i djupa miljöer på Västkusten, som exempelvis många svamp- och koralldjur. En kort- eller långvarig ökning i djupvattentemperatur är en indikation på att habitatet skadats och att arter dött.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 11,70, 1180, 1610, 1620 och 1650. Samtliga skötselmiljöer.

Målformuleringar

16a. I naturtypen ska halterna av totalkväve och totalfosfor motsvara minst klass X enligt Bedömningsgrunderna för kustvatten m.m.

16b. Syrgashalten i bottenvattnet ska motsvara minst klass X enligt Bedömningsgrunderna för kustvatten m.m.

Mått

Klass enligt bedömningsgrunder för kustvatten m.m.

3.10.2 Metoder

Metoder för att mäta variabler som syrehalt och närsaltshalter är väl beskrivna och standardiserade i Naturvårdsverkets undersökningstyper (Cederwall, 2005; Sahlsten, 2004a, b). Temperaturen kan loggas med enkla loggare (t.ex. TinyTag) och läsas av årligen (se t.ex. Hansen *et al.*, 2008). Uppföljning av temperatur i bottenvattnet föreslås inte inom Block B, men bör kunna ingå i utökad uppföljning inom Block C eller som nationell miljöövervakning där det finns habitat med särskilt känslighet.

3.10.3 Registrering och lagring av data

Datavärd är SMHI. Registrering och lagring följer av Havs- och vattenmyndighetens undersökningstyp för hydrografi och närsalter. Rapportering görs enligt datavärdens mall.

3.11 Funktion – sedimentation – målindikator 17

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning ska gå till för målindikatorn för sedimentation på djupa hårbottenar och biogena rev.

3.11.1 Bakgrund

En ökad sedimentation påverkar marina organismer på flera sätt. Det leder till en minskning av siktdjup och ljusförhållanden i vattenmassan som i sin tur påverkar makroalgers och kärlväxters djuputbredning. Många marina organismer är filtrerare och får ett reducerat födointag vid förhöjda sedimenthalter. Koralldjur är extra känsliga för sedimentation.

Kustnära områden har generellt sett en mycket hög sedimentationshastighet i jämförelse med djuphav. Variationen av sedimentation på olika platser varierar dock mycket. Faktorer som påverkar sedimentation är framförallt strömmar, men också närhet till naturliga producenter av sedimentation som utlopp av större vattendrag.

Vid anläggningsarbeten och muddringar ökar sedimentationen dels som en direkt verkan av att material resuspenderas i vattenpelaren, dels orsakat av förändrade strömningsvillkor och friläggande av finare sedimentfraktioner. Dessa senare effekter kan orsaka en ökad sedimentation under en mycket lång tid efter det att ingreppet utförts. Sedimentation kan även orsakas av trålning i närliggande mjukbottenområden (Fosså *et al.*, 2002).

Uppföljning av sedimentation bör normalt ske genom miljöövervakningen eller inom Block C. Sedimentation på objektsnivå kan dock vara befogad om det misstänks ändringar i sedimentationen beroende på skötselåtgärder eller om naturtypen inte bedöms ha gynnsamt tillstånd beroende bl.a. på sedimentationsförhållanden.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1170, 1180. Djupa hårbottenar, Biogena rev.

Målformuleringar

17. I naturtypen ska sedimentationen inte överstiga X gram torrsvikt/år.

Mått

Gram torrsvikt per år.

3.11.2 Metod

Sedimentation kan undersökas med en sedimentfälla (Larsson 2006).

3.11.3 Registrering och lagring av data

Datavärd är SMHI. Registrering och lagring följer av Havs- och vattenmyndighetens undersökningstyp för hydrografi och närsalter. Rapportering görs enligt datavärdens mall.

3.11.4 Förslag till tillvägagångssätt för att sätta tröskelnivå

Det är mycket svårt att i en miljö som under en lång tid haft en störd eller kraftigt störd sedimentation få en bild av vad som är naturliga nivåer av sedimentation. Ett sätt att skatta naturliga nivåer är att mäta mäktighet och ålder på djupare lager av sediment insamlade med sedimentlod.

3.12 Struktur och funktion – påverkan på stränder – målindikator 18

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning ska gå till för målindikatorer som följer upp exploatering i strandzonen samt påverkan på vattenutbyte- och flöde.

3.12.1 Bakgrund

De grunda vikarna erbjuder vind- och vågskyddade miljöer som gör dem populära för fritidsbåtar, både som naturhamnar och permanenta båtplatser. Båttrafiken kräver ofta, särskilt på landhöjningskust, muddringar för framkomligheten. Anläggning av småbåts- hamnar med bryggor eller mer eller mindre permanenta bojar för uppläggning av fritids- båtar innebär en förändring av strömförhållande och sedimentering. Bojars förankrings- kedja rör sig runt bojstenen vilket innebär en ständigt pågående störning av botten kring bojen. Småbåtshamnar läcker också gifter från båtbottnfärger vilket innebär en kraftig störning på marina organismer (Larsson *et al.*, 2009). Exploatering i vid stranden och i närområdet utgör också en viktig del i graden av påverkan på viken t.ex. genom ökad avrinning och tillförsel av näringsämnen.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1610 och 1650. Grunda mjukbottnar och grunda hårbott- nar.

Målformuleringar

18. I naturtypen ska exploaterad yta av strandlinjen vara högst x %. (strandyta är 300 meter på land och 100 meter ut i vattnet)

Mått

% strandyta.

3.12.2 Metoder

GIS analyser av strandexploatering

Törnqvist & Engdahl (2012) har på uppdrag av Länsstyrelsen i Norrbotten vidareutvecklat en metod för regional miljöövervakning av strandexploatering. Metoden enligt ”utökad” variant och med buffring 300 meter på land och 100 meter i vattenområdet rekommenderas i denna manual för indikator 18. Metoden bygger på information om bryggor, hamnar och bebyggelse hämtad från nationella databaser samt flyg- eller satellitbilder.

3.12.3 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

Indikatorer för påverkan föreslås läggas i Naturvårdsverkets miljödataportal eller i VIC natur. Tills detta är möjligt för alla parametrar sker lagring på respektive länsstyrelse i ArcGIS.

Tabell 14. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de parametrar som ingår i uppföljning av exploatering av strandzonen och påverkan på vattenutbyte och -flöde. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Indikator</i>
Typ av påverkan	Påverkanstyp	Byggnad, väg, kraftledning, brygga, pir, hamn	18
Andel påverkan	Andel i %	0-100	18

3.13 Struktur och funktion – påverkan på bottenstruktur och vattenflöde – målindikatorerna 19 och 20

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning ska gå till för målindikatorer som följer upp påverkan på bottenstruktur och naturligt vattenflöde.

3.13.1 Bakgrund

I några naturtyper (1130, 1150, 1160, 1650) är en ökad vattengenomströmning genom t.ex. muddring ett hot vilket leder till minskade temperaturer och ökad uttransport av larver och fiskyngel (Karås 1999). Vägbankar eller anläggningar kan förhindra vattenflödet och bidra till försämrad status eller möjlighet för fisk att leka eller använda området som uppväxtområden.

Ett av de största hoten mot djupa mjukbottnars ekosystem är trålning med bottentrål. Det utgör inte bara en direkt skada på botten där trålen dras fram utan skadar också omgivande botten genom att förorsaka en förhöjd suspendering av bottenmaterial med påföljande sedimentation. Grundare mjukbottnar kan påverkas av muddring, tippning, kabel- och ledningsdragningar

Biogena reven hotas av förändrade strömförhållanden som resulterar i sedimentbelastning, fysisk destruktions genom fördjupning av fartygsleder, trålfiske och andra fysiska skador. Biogena rev hittas ofta på utsjöbankar och andra strömspolade grundområden som t.ex. fjordtrösklar. Utsjöbankar hotas eventuellt av exploatering vid utbyggnad av

marina vindkraftsparker och vågkraftsanläggningar, men kunskapsläget är relativt begränsat.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1180, 1610, 1620 och 1650. Samtliga skötselmiljöer.

Målformuleringar

19. I naturtypen ska anläggningar som ändrar ett naturligt vattenutbyte eller vattenflöde (t.ex. vägbank, vågbrytare, utfyllnad, muddring, sprängning) inte tillkomma

20a. I naturtypen ska mänsklig påverkan från fysiska ingrepp i strukturen (t.ex. trålspar, ankring, muddring, skrapning, muddertippning och dikning för anläggning av kabel och rör) inte förekomma i mer än X % av provytorna.

20b. I naturtypen ska mänsklig påverkan från fysiska ingrepp i strukturen (muddring, muddertippning och dikning för anläggning av kabel och rör) inte förekomma.

20c. I naturtypen ska mänsklig påverkan från fysiska ingrepp i strukturen (t.ex. trålspar, muddring, skrapning, muddertippning och dikning för anläggning av kabel och rör) inte överstiga X % av arealen. I

20e. I naturtypen ska trålning inte förekomma.

Mått

Förekomst (19), förekomst % av transekt eller provruta (20a), förekomst (20b). Påverkan i % av naturtyp (20c).

3.13.2 Metoder

Val av metod beror framförallt på djup, där satellitbilder kan användas på grunda områden, när till maximalt 6 meter och side scan sonar på områden djupare än ca 10 meter. Båda satellit och side scan sonar är totalinventeringsmetoder. Video och ROV, där ROV används under ca 30 meter, rekommenderas som stickprovsmetoder.

Flyg- och satellitbilder

Både flyg- och satellitbilder kan ge en bild av flera typer av antropogen påverkan i kustzonen. Till de som framträder tydligast är anläggning av hamnar och större bryggor och annan strandnära infrastruktur liksom anläggningar som hindrar ett naturligt vattenutbyte (Törnqvist & Engdahl 2010, Mattisson, 2003, Danilovic & Stenqvist, 2005). Grunt liggande trösklar och revlar samt påverkan på dessa, t.ex. muddringar, framträder också tydligt på bilderna. SACESS-bilder kan användas för att identifiera grumlingsplymer från muddring (Engdahl *et al.*, 2011). Bilderna visar tydlig på förekomst av grumling, men det är inte möjligt att ta fram nationella tröskelvärden som signalerar grumling, varför automatiskt uppföljningssystem och förändringsanalyser inte är möjligt. För att undervattensstrukturer, sedimentplymer, hårdgjorda ytor etc. ska framträda så tydligt som möjligt måste bilderna behandlas med någon form av trösklingsalgoritm som innebär att vissa färgspektra filtreras ut. Dessa metoder saknar dock lätt tillgängliga detaljbeskrivningar och algoritmerna finns inte i allmänt tillgängliga datorprogram.

Side scan sonar

För undersökningar av bottenstrukturer på djup som överstiger siktdjupet kan olika typer av fartygsbaserad sonarutrustning användas. En Side scan sonar är en apparat som släpas under fartyget och ger en mycket detaljerad bild av bottenstrukturen. Side scan sonar är en mycket bra metod för att kartlägga förekomst av bottentrålning på sedimentbotten (Marin Mätteknik 2004). Trålspar kan dock vara gamla och behöver alltså inte indikera pågående bottentrålning. Den tid som spåren av trålborden finns kvar beror på graden av sedimentering (och trålintensitet) i området. Även om Side scan sonar är bra på att detektera omfattningen av trålspar anses nu uppföljning via VMS (se avsnitt 3.5.12) som en mer effektiv uppföljningsmetod för större områden. VMS ger dock bara en indikation om hur omfattande trålningen är, och inte hur påverkan på botten ser ut. Med en Side scan sonar kan man också kartlägga förekomster av kablar och rör på havsbotten, liksom vrak eller vrakdelar.

Video/ROV

Se avsnitt 3.5.4.

3.13.3 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

Indikatorer för påverkan föreslås läggas i Naturvårdsverkets miljödataportal eller i VIC natur. Tills detta är möjligt för alla parametrar sker lagring på respektive länsstyrelse i ArcGIS.

Tabell 15. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de paramstrar som ingår i uppföljning av exploatering av strandzonen och påverkan på vattenutbyte och -flöde. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Fältdefinit.</i>	<i>Indikator</i>
Lokalanmn		Anges enligt textsikt på fastighetskartan. Exempel: "Hästhalmens norra udde"	50c	20a,20c
Transekts nummer		Löpnumret på transekten på lokalen	2 i	20a,20c
Position transekts startpunkt och slutpunkt	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	8c	20a, 20c
Position provruta	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM		20a
Andel påverkan	%	Andel i % (0-100)		20c
Typ av påverkan	Påverkanstyp	Muddring, tippning, sprängning, kabel/rör		20b, 20c
Typ av påverkan	Påverkanstyp	Vägbank, vägbrytare, utfyllnad, muddring, sprängning		19
Förekomst		Förekomst = 1, Icke förekomst = 0		19

3.14 Struktur och funktion – påverkan på bottenstruktur genom trålning – målordikator 20d

I detta avsnitt beskrivs hur uppföljning ska gå till för målordikatorer som följer upp påverkan på bottenstruktur genom trålning.

3.14.1 Bakgrund

Bottentrålning har en betydande påverkan på naturtypernas struktur. Bottentrålning sker främst på mjuk- och sandbottnar, men kan förekomma även på hårdare substrat. Effekten av den fysiska störningen av trålning är störst initialt, dvs. vid första tråldraget (Sköld *et.al.*, 2011). Det är därför viktigt att följa upp om trålning sker i områden med regleringar av trålning eller där trålning av andra skäl inte har förekommit. Trålning över biologiska strukturer som t.ex. maerl och korallrev kan ha betydande negativ effekt.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1170, 1180. Samtliga skötselmiljöer på trålningsbara djup.

Målformuleringar

20d. I naturtypen ska antal tråltimmar per år vara högst x timmar per ha.

20e. I naturtypen ska trålning inte förekomma.

Mått

Antal tråltimmar per år och ha (20d), förekomst (20e).

3.14.2 Metodbeskrivning

Från 1 januari 2012 ska alla fiskefartyg över 12 meter ha installerat VMS utrustning. VMS står för Vessel Monitoring system och är ett satellitbaserat övervakningssystem. Via satellitlänk får man fiskefartygens position en gång i timmen och med hjälp av fartygets hastighet kan man beräkna när fartyget fiskar. Vid en hastighet på 3,5 knop eller mindre antas fartyget utföra fiske. Genom att koppla samman information från loggboken med VMS kan man därmed separera olika fiskerier. Positionsdata finns också från fiskefartyg från övriga EU-länder samt Norge. Positionsdata saknar i detta fall koppling till fångst eller fartygsinformation (Naturvårdsverket, 2011b). VMS data förs fram av EUs marina expertgrupp som en grundläggande metod för att bedöma fiskets påverkan på olika marina naturtyper 2000 naturtyper. En metod för detta kommer att föreslås av kommissionen (EU, in press)

3.14.3 Registrering och lagring av data

Registrering och lagring av data

Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för att registrera och tillhandahålla VMS data.

Tabell 16. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden för de parametrar som ingår i uppföljning genom VMS. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>
Antal tråltimmar	Antal timmar per år	0-9999

3.15 Metoder för uppföljning av typiska arter och indikatorarter

För uppföljning av typiska arter används i huvudsak de kvalitativa insamlingsmetoder som beskrivs i tidigare avsnitt. En särskilt genomgång av visuella metoder för typiska arter gör inom biogeografisk uppföljning och kommer vara klar under 2012 (Rolandsson et. al 2012 under utarbetande). Eftersom det är en kvalitativ undersökning gäller det att optimera förutsättningarna för att få ett så stort prov av den biologiska mångfalden som möjligt, med så liten insats som möjligt. Statistiska aspekter för planering av provtagning för förekomst av arter beskrivs mer ingående i avsnitten 2.4 och 4.3.

ArtDatabankens lista över typiska arter för de marina Natura 2000-habitaten tillsammans med föreslagna inventeringsmetoder finns i bilaga 1. Listorna över typiska arter i marina naturtyper kommer att revideras framöver. För senaste listorna hänvisas till Naturvårdsverkets hemsida. De typiska arterna ska alltid registreras om de förekommer. Utöver typiska arter kan länsstyrelserna lägga till egna indikatorarter i uppföljningen om de anser att sådana behövs för att bedöma gynnsamt tillstånd (Naturvårdsverket 2010).

3.16 Typiska arter - Kärlväxter och alger på grunda mjuk- och hårbottenar – målindikator 21

3.16.1 Bakgrund

Sjögräsängars utbredning och kvalitet är känsligt för strukturella störningar som t.ex. sedimentering från muddring för småbåtshamnar. Sjögräs liksom makroalger och kran-salger är också känsligt för konkurrens av fintrådiga alger som gynnas av eutrofiering. En ökad sedimentation leder till en minskning av siktdjup och ljusförhållanden i vattenmassan som i sin tur påverkar vegetationens djuputbredning. Eutrofiering ökar tillväxten av växtplankton vilket påverkar djuputbredningen negativt. Beggiatoamattor ökar i omfattning som ett resultat av en ökad nedbrytning av organiskt material och syrefria förhållanden. En ökning av båtutrustning ger ökad risk för fysiska skador på fauna och flora vid populära naturhamnar och landningsställen

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1610 och 1650. Grunda mjukbottenar och grunda hårbottenar.

Målformuleringar

21. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter kärlväxter och/eller alger finnas med minst X arter totalt i provytorna.

21. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter kärlväxter och/eller alger finnas med minst X arter totalt i transekterna.

Mått

Antalet arter. Artförekomst.

3.16.2 Metoder

Dykning/Snorkling (se 3.6.4), vattenkikare och video (se 3.5.4).

3.16.3 Registrering och lagring av data

ArtDatabanken lanserar snart Artportalen 2 med ett gränssnitt som gör att alla artgrupper kan registreras direkt. ArtDatabanken är generell datavärd för arter. SMHI kan även lagra data både via Martrans eller enligt mall tas fram av datavärden. Det behöver tydliggöras från Havs- och vattenmyndigheten var olika artdata bör lagras.

Tabell 17. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden parametrar för typiska arter och indikatorarter av kärlväxter och alger. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Fältdefinit.</i>
Transektens nummer	Löpnumret på transekten på lokalen	1-99	2 i
Position transektens startpunkt och slutpunkt	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99TM	8 i
Provrutans avstånd från transektstart	Provyteidentifikation	Mittpunkt avstånd i meter från transektstart. Vanligen jämna tiotal.	3 i
Djup i provrutans	Meter (en decimeters noggrannhet)	0-999	3 i
Position provruta	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	8 i
Typisk art/egen indikatorart	Taxa	Taxonnamn (vetenskapligt eller svenskt) enligt DynTaxa. Lista från VIC natur	40 c

3.17 Typiska arter - mobil epifauna på mjukbotten – målordikator 22

3.17.1 Bakgrund

Den mobila epifaunan är en viktig komponent i grunda mjukbottnars ekosystem. Viktiga arter inkluderar yngelformer av många av våra fiskar samt många kräftdjur och snäckor. Övergödning som leder till en ökad tillväxt av fintrådiga alger utgör ett allvarligt hot mot den mobila epifaunan (Isaksson & Pihl, 1992) med en negativ effekt på föryngringen av viktiga matfiskarter som t.ex. rödspätta (Wennhage, 2002).

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1610 och 1650. Grunda mjukbottnar.

Målformuleringar

22. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i provytorna i provytorna.

22. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i transekterna.

Mått

Antalet arter. Artförekomst

3.17.2 Metoder

Fallfälla och landvad (se 3.8.2), dykning/Snorkling (se 3.6.4) och video (se 3.5.4).

3.17.3 Registrering och lagring av data

ArtDatabanken är datavärd för artdata. Det finns ett särskilt rapportsystem för marina evertebrater. Manual för inrapportering finns på SLUs hemsida <http://www.artportalen.se/marin/manual/index.asp>

Tabell 18. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden parametrar för typiska arter och indikatorarter mobil epifauna. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

Företeelse	Parameter	Beskrivning, godkända värden	Fältdefinit.
Transekts nummer		Löpnumret på transekten på lokalen	2 i
Position transekts startpunkt och slutpunkt	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	8 i
Provrutans avstånd från transektstart	Provyteidentifikation	Mittpunkt avstånd i meter från transektstart. Vanligen jämna tiotal.	3 i
Djup i provrutan	Meter (en decimeters noggrannhet)	0-999	3 i
Position provruta	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	8 i
Typisk art/egen indikatorart	Taxa	Taxonnamn (vetenskapligt eller svenskt) enligt DynTaxa. Lista från VIC natur	40 c

3.18 Typiska arter- epifauna på hårbotten – målindikator 22

3.18.1 Bakgrund

Många arter epifauna på hårbotten är filtrerare och får ett reducerat födointag vid förhöjda sedimenthalter. Koralldjur är extra känsliga för sedimentation. Trålning som utförs i anslutning till hårbottnar påverkar både dessa direkt om trålen går på och indirekt genom den sedimentation som sker av resuspenderat sediment från trålspåren. Fisklinor som fastnar på bottenarna kan lokalt utgöra ett hot mot många av de fastsittande organismerna. De biogena reven hotas av förändrade strömförhållanden som resulterar i sedimentbelastning, fysisk destruktions genom fördjupning av fartygsleder, andra fysiska skador.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1130, 1160, 1170, 1180, 1610, 1620 och 1650. Grunda hårbottnar, Djupa hårbottnar, Biogena rev.

Målformuleringar

22. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i provytorna i provytorna.

22. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i transekterna.

Mått

Antalet arter. Artförekomst.

3.18.2 Metod

Dykning/Snorkling (se 3.6.4), video/ROV (se 3.5.4).

3.18.3 Registrering och lagring av data

Se avsnitt 3.17.3

3.19 Typiska arter - infauna på grunda bottnar – målindikator 23

3.19.1 Bakgrund

Infaunan i grunda mjukbottnar förändras som en effekt av en ökad närsaltsbelastning (t.ex. Reise *et al.*, 1986), men är också känslig för exponering av gifter som tungmetaller (t.ex. Ward & Hutchings, 1996) och fysiska störningar (t.ex. Schoemann *et al.*, 2000).

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1610 och 1650. Grunda mjukbottnar.

Målformuleringar

23. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter infauna finnas med minst X arter totalt i provytorna.

Mått

Antalet arter. Artförekomst

3.19.2 Metod

Cylinderprovtagare

För provtagning av infauna (t.ex. *Arenicola marina*, *Mya arenaria*) på grunda blottade ler- och sandbottnar (1140) och i grunda delar av estuarier (1130) (t.ex. *Manayunkia estaurina*) saknas standardiserad metod vilket föreslås att utvecklas inom den biogeografiska uppföljningen. Prover av infauna på grunda mjukbottnar kan tas för hand med en s.k. cylinderprovtagare. En vanligen använd diameter för cylinderprovtagaren är 10 cm. Provtagningen på ned till ca 1 meters vattendjupdjup kan ske genom vadning eller vid djupare bottnar (ner till ca 6 meter) med hjälp av dykare (Loo *et al.*, 1994). Registrering och lagring av data

ArtDatabanken är datavärd för artdata. Det finns ett särskilt rapportsystem för marina evertebrater. Manual för inrapportering finns på SLUs hemsida <http://www.artportalen.se/marin/manual/index.asp>

Tabell 19. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden parametrar för typiska arter infauna. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

Företeelse	Parameter	Beskrivning, godkända värden	Fältdefinit.
Station		Anges enligt textskikt på fastighetskartan.	50 c
Position provpunkt	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	8 i
Provpunktens djup	Meter (en decimals noggrannhet)	0-999	3 i
Typisk art/egen indikatorart	Taxa	Taxonnamn (vetenskapligt eller vetenskapligt) enligt DynTaxa. Lista från VIC natur	40 c

3.20 Typiska arter - mjukbottenfauna på djupa bottnar – målindikatorer 22 och 23

3.20.1 Bakgrund

Hoten mot den biologiska mångfalden kommer dels från trålning, men i hög grad också från eutrofiering. Andra hot är påverkan av gifter från muddermassor och processindustri. Även olika former av ankring kan utgöra ett hot.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1180. Djupa mjukbottnar.

Målformuleringar

22. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i provytorna i provytorna.

22. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter epifauna finnas med minst X arter totalt i transekterna.

23. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter infauna finnas med minst X arter totalt i provytorna.

Mått

Antalet arter. Artförekomst.

3.20.2 Metoder

Bottenhuggare (se 3.4.4), Video, ROV (se 3.5.4).

3.20.3 Registrering och lagring av data

Se avsnitt 3.19.3.

3.21 Typiska arter - fiskar – målindikator 24

3.21.1 Bakgrund

Förekomsten av många strukturerande fiskarter som befinner sig högt upp i näringsväven uppvisar en negativ trend. Orsakerna är för närvarande bristfälligt kända men kan vara orsakade av komplexa ekosystemförändringar, t.ex. på grund av för starkt fisketryck mot vissa arter. Andra hot är förändrat markutnyttjande (minskning av strandbete), eutrofiering (tillväxt av fintrådiga alger), förändrad vattengenomströmning orsakat av muddring eller vägbankar.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1170, 1180, 1610, 1620 och 1650. Grunda mjukbottnar. Grunda hårbottnar.

Målformuleringar

24. I naturtypen ska minst x typiska arter och egna indikatorarter fiskar förekomma.

Mått

Antalet arter. Artförekomst.

3.21.2 Metod

Provfiskemetoder för fisk (se 3.9.2) eller fallfälla och landvad (se 3.8.2).

3.21.3 Registrering och lagring av data

ArtDatabanken är datavärd för artdata. Det finns ett särskilt rapportsystem för fiskar. Manual för inrapportering finns på SLUs hemsida <http://www.artportalen.se/marin/manual/index.asp>

Tabell 20. I tabellen specificeras mått och tillåtna värden paramätrar för typiska arter fisk. För generella data gemensamma för alla metoder, se tabell 21.

<i>Företeelse</i>	<i>Parameter</i>	<i>Beskrivning, godkända värden</i>	<i>Fältdefinit.</i>
Position	X Y koordinater	Koordinater enligt SWEREF 99 TM	8 i
Redskap		Sifferkod enl. kustlaboratoriets kodning	X i
Typisk art/egen indikatorart	Taxa	Taxonnamn (vetenskapligt eller svenskt) enligt DynTaxa. Lista från VIC natur	40 c

3.22 Fåglar

3.22.1 Bakgrund

Många kustfågelarter knutna till klara och näringsfattiga havsmiljöer har under lång tid minskat kraftigt. Fågeldöd är ett nytt problem där orsaken ännu inte är klarlagt. Det kan hänga samman med födobrist eller Tiaminbrist är en annan möjlig orsak (Balk *et*

al.2009). Lokalt kan mink vara ett stort hot mot sjöfågel. Störningar under häckningsperioden kan också vara ett problem. Fasta fiskredskap och nät utgör ett hot för fåglar som fastnar i dessa.

Naturtyper/Skötselmiljöer

1110, 1130, 1140, 1150, 1160, 1610, 1620 och 1650. Grunda mjukbottnar.

Målformuleringar

25a. I naturtypen ska typiska arter och egna indikatorarter fåglar finnas med minst X par/km².

25b. I naturtypen ska typiska och egna indikatorarterna fåglar förekomma med minst X arter/km².

Mått

Antalet arter. Artförekomst.

3.22.2 Metod

För kustfågelinventering finns en detaljerad beskrivning i Naturvårdsverkets undersökningstyp: Inventering av häckande kustfåglar (Andersson, 1998).

3.22.3 Registrering och lagring av data

ArtDatabanken är datavärd för artdata. Det finns ett särskilt rapportsystem för fåglar. Manual för inrapportering finns på SLUs hemsida <http://www.artportalen.se/marin/manual/index.asp>

3.23 Marina däggdjur

Tumlare och de tre sälarter som förekommer i Sverige är de enda marina djur som är listade i art- och habitatdirektivet. Dessa följs upp nationellt som egna arter och omfattas inte av denna manual.

4 Rapportering och utvärdering

Framöver är det tänkt att Skötsel-DOS ska fungera både som ett planeringsverktyg för uppföljningen och ett utvärderingsverktyg. Däremot kommer inga data att lagras i Skötsel-DOS.

I dagsläget är det inte bestämt var uppföljningsdata för marina miljöer ska lagras, men troligen kommer det i huvudsak att ingå i befintliga datavärdskap. Detta innebär att SMHI kommer utgöra en viktig datavärd. SLU genom Artportalen är nationell datavärd för artförekomster. SMHI lagrar i nuläge även marina artdata t.ex. bottenfauna. SLU föreslås vidare vara datavärd för all fiskdata genom anpassning av kustdatabasen.

De digitala GIS-skikten över naturtypernas utbredning kommer att lagras i ett naturtypsskikt i VIC-Natur (NNK).

Specifikation av utdata, lagring av data och kvalitetskontroller

4.1.1 Attributdata

I tabellen nedan listas alla attributdata tillsammans med kvantitativa och kvalitativa mått samt tillåtna värden gemensamma för alla metoder som ingår i manualen. För övrig beskrivning av metoder hänvisas till kapitel 3.

*Tabell 21. Generella utdata gemensamma för alla uppföljningsmoment.
Kodlista för attributdata gemensamma för samtliga metoder som ingår i denna manual. I = siffervärden, c = siffer- eller bokstavsvärden.*

Företeelse	Parameter	Beskrivning, godkända värden	Fältdefinit.
Sitecode för Natura 2000-områden eller Regdosid	Områdets numerära kod	Sitecode. Regdosid används för områden som ej är Natura 2000-områden	10 c.
Naturtyp (Natura-naturtyp och icke natura-naturtyper inkl undergrupper)	Naturtypens klassningskod	Naturtypens numerära kod (kod enligt bilaga 1 och NNK)	4 i.
Inventerare/Tolkare	Namn	Namn klartext	30 c.
Kvalitetsansvarig på länsstyrelsen	Namn	Namn klartext	30 c.
Inventeringsdatum	Datum	År månad dag (ex 2012-06-26)	8 i.
Manual, versionsnummer	Version	Insamlingsunderlag som följer med från Skötsel-DOS	7 c.
Uppföljningsenhet	Identitet	Insamlingsunderlag som följer med från Skötsel-DOS	11 c.
Metod	Identitet	Idnummer i enlighet med lista i Skötsel-DOS. Insamlingsunderlag som följer med från Skötsel-DOS	i
Uppföljningsyta. Unik idyta i vilket stickprov tas/uppföljningsaktivitet sker.	Uppföljningsyteidentitet	Insamlingsunderlag som följer med från Skötsel-DOS	20 c.

4.1.2 Registrering av fältdata

För att hanteringstiden ska bli så kort som möjligt samt att dataleveransen blir komplett är det viktigt att data rapporteras enligt datavärdens format och fältdefinitioner (SMHI och ArtDatabanken).

SMHI hanterar även importen från databaserna MarTrans för epibiota och BEDA för bottenfauna. För att underlätta arbetet finns en manual som beskriver leveransrutiner för överföring av regionala miljöövervakningsdata till datavärd.

SMHIs rapporteringsmallar och manual för leveransrutiner finns under följande länk: http://www.smhi.se/oceanografi/oce_info_data/shark_web/how_to_report.html

Användarhandledning till MarTrans finns under följande länk: http://swenviro.naturvardsverket.se/dokument/epi/basinventering/basdok/pdf/Transekti_nventering_av_marina_bottnar_manual_20081126.pdf

Den som önskar leverera data till datavärden kan från den sidan hämta information om hur data ska formateras och levereras. Eftersom olika dataleverantörer använder olika format för sina data, så presenterar datavärden olika mallar för att täcka flera olika provtagningsupplägg.

Rapportmall för Artportalen får man genom att först anmäla sig som rapportör för något av rapportsystemen (www.artportalen.se). Därefter loggar man in för att antingen mata in enstaka poster eller ladda ner ett excelformulär för att rapportera flera poster åt gången.

Fältblanketter och rapportmallar till SLUs kustdatabas finns att hämta på <http://www.slu.se/sv/fakulteter/akvatiska-resurser/datainsamling/provfiske-vid-kusten/>

4.1.3 Registrering av areal i databas

Registrering och ändring av naturtypsytor görs i den centrala databasen NNK som utgör den del av VIC natur som hanterar naturtypsytor. Endast certifierade användare som genomgått utbildning äger rätt att göra ändringar i naturtypsskiktet.

För rutiner och metoder för registrering i NNK se kommande manual för detta.

4.1.4 Datalagring och datavärddar

SMHI är på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten nationell datavärd för oceanografiska och marinbiologiska data. Detta innebär att SMHI lagrar, tillgängliggör och leveranskontrollerar marin miljöövervakningsdata. Det finns flera sätt att leverera data dit, t.ex. via MarTrans, som är en databas som rekommenderas för inmatning av data från framförallt dyktransekter och provrutor.

Data som skickats till datavärden garanteras en säker lagring för framtiden. Detta uppnås bland annat genom att data lagras i stabila format som txt eller xml.

En kopia av de data som levererats till datavärden läggs in i en databas för att göras tillgänglig via SMHIs hemsida.

I dag hanteras framförallt kvantitativa prover från bottenfauna, växtplankton, djurplankton, bakterieplankton, makrofytundersökningar, sälinventeringar, sedimentation, klorofyll primärproduktion och fysikalisk/kemiska data av SMHI. I dagsläget hanteras

data som insamlats på punktvisa lokaler eller i transekt, men inte shape-filer. Tidigare har datamängden framförallt bestått av data från de nationella övervakningsprogrammen, men mängden data från regional miljöövervakning ökar allt mer.

Endast beställaren (t.ex. länsstyrelse, kommun eller vattenvårdsförbund) ska leverera till databasen så att inte dubbelregistreringar sker.

För att söka och ladda ner marin miljöövervakningsdata gå till följande länk:
<http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/Havets-fysik-kemi-och-biologi>

4.1.5 Leveranskontroller

Ett viktigt led i den säkra lagringen av data är dessutom standardisering av hur parametrar rapporteras och presenteras för användare. Ett exempel på detta är att all artdata som lagras följer Artdatabankens nomenklatur, se DYNTEXA-svensk taxonomisk databas. En viktig komponent i den säkra lagringen av data är också att datavärden kontrolleras att leveransen är komplett och att all nödvändig information finns med. I och med detta kan framtida användare förstå hur, när, var och av vem proverna är tagna. Data kommer också att kontrolleras mot de tillåtna parametrar som finns specificerade i tabeller i kapitel 3.

4.1.6 Kvalitetssäkring och kontroll av uppföljningsdata för strukturer, funktioner och typiska arter i databas

Följ SMHIs, Artportalens och SLUs rapporteringsmallar.

Innan data rapporteras kontrollera bl.a. följande:

- Kontroll av rimlighet i GPS-registreringar genom ArcGIS.
- Kontroll av rimlighet av artregistreringar.

4.2 Uttag av data, rapportering och utvärdering

Funktioner för uttag, rapportering och utvärdering särskilt för uppföljning av skyddade områden, planeras att byggas in i VIC-Natur och Artportalen. För övriga datavärden krävs manuellt arbete för utvärdering. Rutiner för detta beskrivs nedan.

4.2.1 Uppföljning av målkriterier på områdesnivå

Målkriterierna som finns föreslagna i tabell 3 i denna manual ligger inlagda i Skötsel-DOS (VIC-Natur). Utvärderingsfunktioner i databasen stämmer av uppföljningsdata gentemot uppställda mål och redovisar ifall målkriterierna uppnåtts eller inte, alternativt att utvärdering av målkriterier inte kan göras med tillräckligt stor statistisk säkerhet. Uppföljningsdata från flera uppföljningstillfällen ska kunna redovisas och jämföras med målkriterierna.

4.3 Statistiska aspekter

4.3.1 Statistisk analys av uppföljningsdata

Hur data ska behandlas statistiskt framgår av rapporten Uppföljning av skyddade områden i Sverige (Naturvårdsverket 2010). Genomgående används teknisk tröskelnivå som ligger 10 – 20 % från medelvärdet. För att klassas som säkert får konfidensintervallet för skattningen inte ligga över den tekniska tröskelnivån.

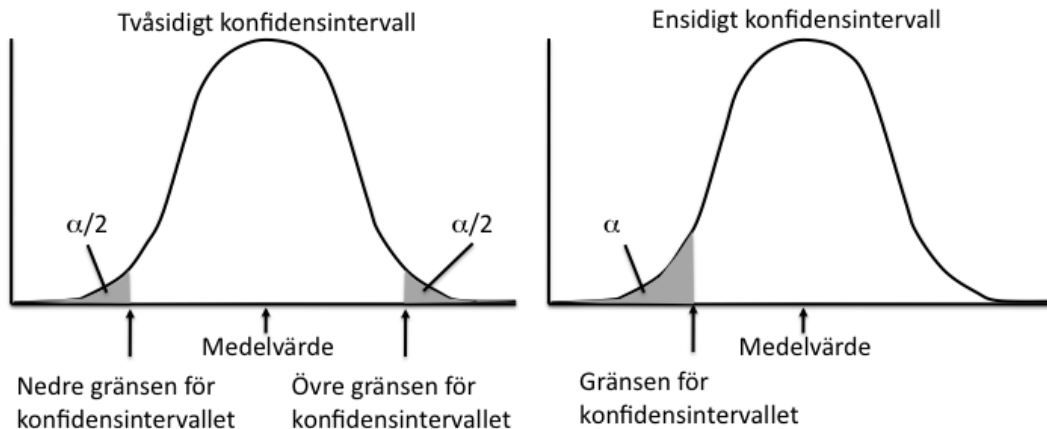
I VIC-Natur kommer vissa statistiska beräkningar att tillhandahållas. Följande standardberäkningar tillhandahålls:

- Medelvärde
- Konfidensintervall
- Statistisk test mot teknisk referensnivå
- Redovisning av värden i provpunkter (tabell och grafiskt redovisat)

För data som inte lagras i VIC-Natur krävs att ovanstående statistisk analys genomförs av länsstyrelserna.

Statistisk procedur för test av målindikatorer: konfidensintervall

Ett användbart sätt att testa målindikatorer formulerade enligt princip 1 (se avsnitt 2.1.2) när stickprovsmetoder tillämpas, är att använda sig av så kallade konfidensintervall. Ett konfidensintervall anger hur långt ifrån ett skattat medelvärde, \bar{X} , man med en viss säkerhet kan förvänta sig att det sanna medelvärdet, μ , ligger. Konfidensintervall kan vara tvåsidiga eller ensidiga (Figur 9). Om man ska välja det ena eller andra av dessa bestäms av hur målindikatorn är formulerad. Om frågeställningen kräver att man ska vara 95 % säker att det sanna medelvärdet ligger över en nedre gräns samtidigt som det ligger under en övre gräns, ska man använda sig av ett tvåsidigt intervall. Men om man bara behöver bekymra sig om det sanna medelvärdet ligger över en nedre gräns räcker det med ett ensidigt intervall. Enligt den princip som tillämpas för målformuleringarna här krävs alltså oftast ensidiga konfidensintervall. Om exempelvis en målindikator innebär att en variabel inte ska understiga 5, det ensidiga 95 %-iga konfidensintervallet är 1,5 och det skattade medelvärdet är 7, så kan vi alltså sluta oss till att målet är uppnått (nedre gränsen beräknas $7 - 1,5 = 5,5$). Sannolikheten att det sanna medelvärdet är ≤ 5 är lägre än 5 %. Å andra sidan, om målindikatorn vore $>6,0$ så skulle vi inte kunna utesluta med tillräcklig säkerhet att det sanna värdet var ≤ 6 (trots att det skattade medelvärdet var 7).



Figur 9. Schematisk bild av provtagningsfördelning av en variabel. I vänstra figuren illustreras betydelsen av ett tvåsidigt konfidsintervall där den nedre och övre gränsen för intervallet avgränsar en sannolikhetsyta som sammanlagt summerar till α . I den högra figuren, ett ensidigt konfidsintervall, avgränsas α endast av en nedre gräns. Detta leder till ett snävare intervall i förhållande till medelvärdet.

Ett viktigt ställningstagande vid test av en målordikator är att bestämma vilken nivå av osäkerhet man kan tolerera i beslutet. I vetenskapliga sammanhang är den allmänt vedertagna principen att man accepterar en osäkerhet på 5 % när det gäller slutsatser om statistiskt signifikanta trender och mönster. Detta innebär att slutsatser om uppfyllande av målet endast kan dras om den definierade tröskelnivån inte innefattas av ett 95 % konfidsintervall. Detta är ofta ett mycket strängt krav som i och för sig är i enlighet med försiktighetsprincipen, men som i kombination med begränsade resurser för provtagning ofta kommer att leda till att slutsatsen blir att målen inte uppfylls när det i själva verket är det. Ytterligare underlag finns i rapporterna Uppföljning av skyddade områden i Sverige (Naturvårdsverket 2010) och Dimensionering av uppföljning (Svensson *et al.* 2010).

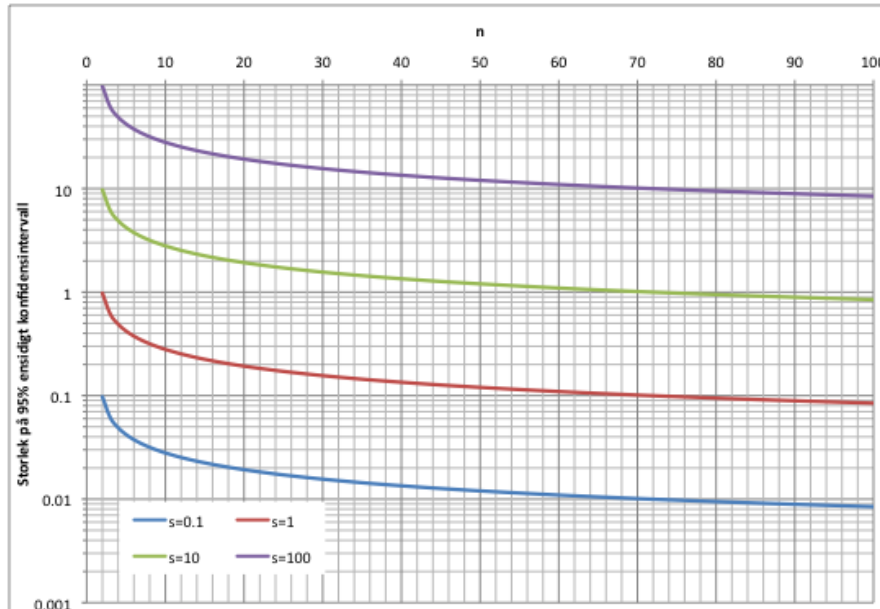
Konfidsintervall för kvantitativa variabler

För kvantitativa variabler som skattas med hjälp av stickprov vid ett provtagningsstillfälle (exempelvis täckningsgrad eller abundans av någon art eller vegetationstyp), beräknas den nedre gränsen för det ensidiga konfidsintervallet enklast med hjälp av statistikan (Students) t , enligt formeln:

$$\bar{X} - \sqrt{\frac{s^2}{n}} * t_{n-1, \alpha}$$

där \bar{X} är det skattade medelvärdet, s^2 är den skattade variansen, n är antalet mätningar och $t_{n-1, \alpha}$ är det kritiska värdet på statistikan t för sannolikhetsnivån α . \bar{X} , s^2 och n fås från data, medan $t_{n-1, \alpha}$ fås ur tabell (eller med hjälp av funktionen ”tinv(2* α , n-1)” i Excel). För en given variabel blir alltså konfidsintervallet mindre (osäkerheten minskar) ju fler mätningar som finns och ju mindre spridningen är kring det skattade medelvärdet (Figur 10). Som en tumregel kan man säga att om man har 30 prover och det skattade medelvärdet är 100, är nedre gränsen på det ensidiga konfidsintervallet unge-

fär 90 och 99 om den skattade standardavvikelsen är 100 respektive 10. Om man tar 10 prover är motsvarande värdena 70 och 97.



Figur 10. Storleken på konfidensintervall för en kvantitativ variabel beroende på dess standardavvikelse (s) och antalet stickprov (n).

Exempel: Test av bevarandemål med kvantitativ variabel

I ett naturreservat identifierades god status hos djupa mjukbottnar som ett viktigt bevarandemål. Området innefattade 3 km² av mjukbottnar på 30 till 50 m djup och för att mäta statusen i detta område togs i detta intervall 20 regelbundet utplacerade prover med hjälp av en sedimentprofilkamera. Statusen definierades i termer av "benthic habitat quality" (BHQ) och målet definierades så att: "BHQ ska vara minst 6!"

Resultatet av provtagningarna var:

Prov	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
BHQ	6.8	8.3	8.4	7.0	9.0	7.7	4.1	4.8	4.8	4.8	8.2	3.8	5.0	9.7	8.2	8.0	5.6	9.2	9.8	10.1

Medelvärdet, \bar{X} , och variansen, S^2 , skattades till 7.16 respektive 4.28. Det kritiska värdet för t , $t_{0.4, 19}=0.86$ (formeln "tinv(0.4,19)" i Excel). Detta ledde till att den nedre gränsen för medelvärdets ensidiga 80 % konfidensintervall bestämdes till:

$$7.16 - \sqrt{\frac{4.28}{20}} * 0.86 = 6.76$$

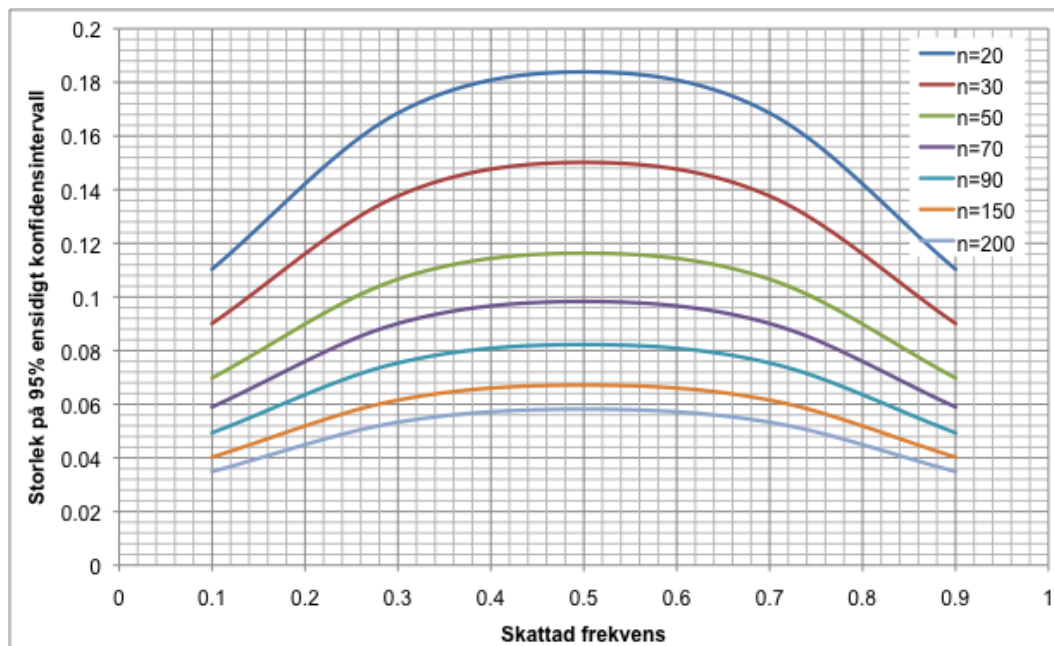
Således kan man dra slutsatsen att med 80 % sannolikhet ligger det sanna medelvärdet av BHQ över den gräns som definierats som kritisk för det aktuella miljömålet.

Konfidensintervall för frekvenser

När stickprovsdata mäts som förekomst eller icke förekomst, exempelvis förekomst av ålgräs, blåmusslor eller någon typisk art, kan konfidensintervallet för den övergripande förekomsten (frekvensen) skattas med hjälp av den så kallade binomialfördelningen. Detta kan göras med hjälp av flera olika metoder men den enklaste är att den nedre gränsen för ett ensidigt konfidensintervall beräknas som:

$$\hat{p} - \sqrt{\frac{\hat{p} * (1 - \hat{p})}{n}} * z_{1-\alpha},$$

där \hat{p} är den skattade frekvensen, n är antalet prover och $z_{1-\alpha}$ är det kritiska värdet ur standard normal fördelningen. En tumregel för när denna formel är tillämplig är att $n * \hat{p} > 5$ och $n * (1 - \hat{p}) > 5$ (om dessa villkor inte uppfylls bör andra metoder tillämpas, Brown et al., 2001). \hat{p} och n fås från data medan $z_{1-\alpha}$ fås ur tabell (eller med hjälp av funktionen ”norminv(1- α , 0,1)” i Excel). Säkerheten hos en skattad frekvens beror dels på hur många prover som tagits och dels på hur stor frekvensen är. Intervallet minskar ju fler prover man har och störst intervall finner man på intermediära frekvenser (Figur 11). Som en tumregel kan vi se att en skattad frekvens på 0.5 har en nedre konfidensgräns på $0.5 - 0.15 = 0.35$ respektive 0.42 om den skattats med 30 respektive 100 stickprov.



Figur 11. Storleken på konfidensintervall för en frekvens beroende på den skattade frekvensen (\hat{p}) och antalet stickprov (n).

4.3.2 Extrapolering av målandikator för täckningsgrad till hela området

Många av de målandikatorer som föreslås för uppföljning, är formulerade i termer av att arten, undergruppen eller strukturen ska täcka en viss yta. Förutom de variabler som följs upp med totalinventeringsmetoder, skattas förekomsten av en art eller struktur dock oftast som en frekvens i ett stickprov. För att data på frekvenser ska kunna användas för att följa upp målandikatorer formulerade i termer av total yta, krävs således att frekvenserna kan extrapoleras till totalytor. Hur denna extrapolering kan åstadkommas bestäms i hög grad av hur informationen om förekomst samlas in. I det enklaste fallet, när frekvenserna beräknats från ett representativt (slumpmässigt eller geografiskt regelbundet stickprov), kan totalytan bestämmas med hjälp av information om den totala ytan som provtagningen representerar (se faktaruta). I de fall när frekvensen eller förekomsten skattas med hjälp av metoder och provtagningsprogram som inte är representativa, men med stort rumsligt beroende, krävs mer avancerade metoder för rumslig modellering för att bestämma den totala ytan och att därmed följa upp målen. Sådana metoder kan involvera traditionella geostatistiska metoder eller prediktiva modeller som utnyttjar samband mellan miljöfaktorer och den aktuella målvariabeln. Sådana modeller kräver dock ytterligare information och diskuteras inte närmare här.

Exempel: Test av bevarandemål för variabel som mäts som förekomst/icke förekomst

Utbredningen av ålgräs har identifierats som ett prioriterat bevarandemål för skötselmiljön grunda mjukbottnar i ett Natura 2000 område. 1 km² av mjukbottnarna är lämplig miljö för ålgräs (1–8 m djup). Tröskelnivån bestämdes med bakgrund i historiska data till ”det ska finnas minst 0.7 km² av ålgräs i området”. För att skatta förekomsten av ålgräs användes vattenkikare på 40 slumpmässigt valda 2x2 m rutor som vardera undersöktes med avseende på förekomst eller icke förekomst av ålgräs.

Resultatet av provtagningarna visade att ålgräs förekom med en frekvens av 0.75 och att frekvensen av icke-förekomst därmed var 0.25. Det kritiska värdet för en normalfördelning med medelvärdet 0 och standardavvikelsen 1 är $z_{0,2}=0.842$ (formeln ”NORMINV(1-0.2,0,1)” i Excel).

Detta ledde till att den nedre gränsen för frekvensens ensidiga 80 % konfidensintervall bestämdes till:

$$0.75 - \sqrt{\frac{0.75 * 0.25}{40}} * 0.842 = 0.69$$

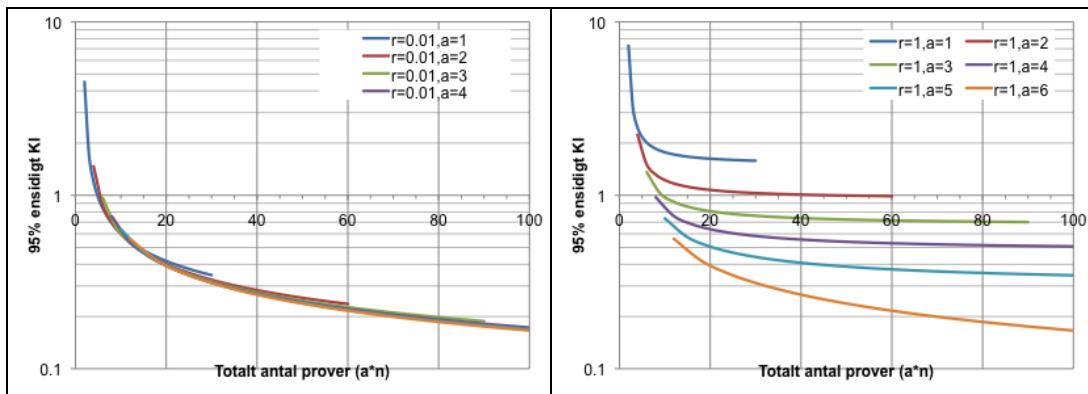
Omvandlat till areal kan den skattade frekvensen av ålgräs beräknas till 0.75 km² men det beräknade 80 % konfidensintervallet sträcker sig till 0.69 km².

Således kan man av dessa data inte dra slutsatsen att målet, det vill säga 0.7 km² har uppnåtts med 80 % säkerhet.

4.3.3 Statistisk analys och exempel på planering av uppföljning i tid och rum

Analys av behovet av flera provtagningstillfällen och effekten på osäkerheten av variation mellan år kräver kunskap om hur målvariablerna varierar tidsmässigt (och rumsligt). Dessutom är det så att effekten av tidsmässig variation skiljer sig på olika rumsskalor och beroende på hur många år och områden som provtas. En analys av effekten av tidsmässig variation på precisionen har utförts i rapporten Dimensionering av uppföljningsprogram: Komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden (Svensson *et al.* 2011), för (1) uppföljning i ett område med varierande antal provtagningsår och (2) uppföljning i flera (men ett begränsat antal) områden med varierande antal provtagningsår.

Slutsatserna från analysen är att effekten av variation mellan år beror i hög grad på hur många år som provtas. Om det totala antalet år, $\hat{A}=6$, och om prover tas under alla dessa år ($a=6$), så påverkas inte osäkerheten av den tidsmässiga variationen (eftersom $1-a/\hat{A}=0$). Speciellt stor är vinsten om variationen mellan år faktiskt är betydande. Till exempel kan vi se att om den tidsmässiga variationen är lika stor som den rumsliga, reduceras konfidensintervallet från ≈ 2 till ≈ 0.3 om 30 prover tas totalt under 1 respektive 6 år (Figur 12).



Figur 12. Analys av konsekvenser av tidsmässig variation för antal år som prover insamlats ($a=1-6$ år). Rumslig variation, $s_e^2=1$ i båda fallen, tidsmässig variation, $s_A^2=0.01=r=0.01$ respektive 1 ($r=1$) (Svensson *et al.*, 2011)

Detta visar att det finns starka teoretiska skäl att sprida ut proverna under uppföljningsperiodens alla år men att effekten av att inte göra så kan variera beroende på hur stor den tidsmässiga variationen är. I princip blir alltså rekommendationen att om man har en total resurs för att följa upp ett bevarandemål under en uppföljningscykel, så bör man fördela dessa jämt på alla år. Om man till exempel kan ta totalt 600 prover under 6 år, så bör man fördela dessa jämnt så att man tar 100 under vardera av de 6 åren. Priset för att göra detta är att precisionen för skattningar av enskilda år blir sämre. Hur allvarlig detta problem är måste värderas från fall till fall. Analysen visar dock att det finns stora vinster att göra om man kan tänka långsiktigt när man planerar uppföljningen.

Beroende på hur många områden som ska följas upp i ett biogeografiskt område i förhållande till den tillgängliga resursen kan man tänka sig två typer av upplägg: (1) alla områden följs upp mer än en gång under uppföljningsperioden och (2) resurserna räcker bara till en uppföljning per område per uppföljningsperiod. I det förra fallet rekommende-

ras enligt analysen ovan, att samtliga områden mäts vid varje tillfälle och att så stort antal tillfällen som möjligt används.

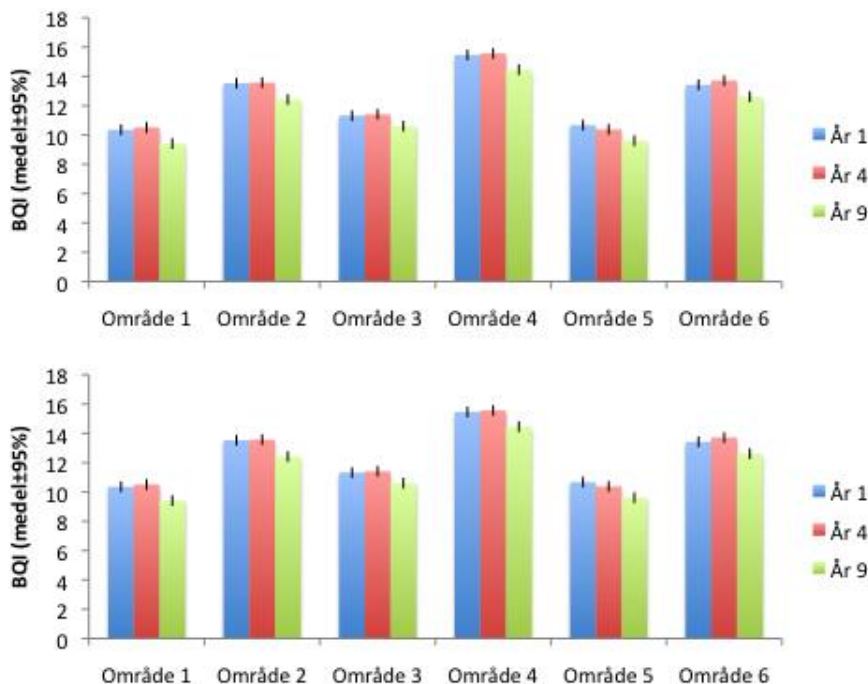
Om resurserna endast räcker till ett uppföljningstillfälle per skyddat område (eller kanske färre) under den aktuella perioden, finns det också stora vinster att göra när det gäller samordning av provtagning mellan uppföljningsområden. På samma sätt som man kan få en bättre precision för hela perioden genom att man mäter alla år, så kan man åstadkomma mer precisa skattningar av det regionala tillståndet om alla områden övervakas på ett samordnat sätt (Svensson *et al.* 2010). Det rekommenderas att provtagningarna delas upp på ett flertal år med ett lika stort antal områden per år. En exakt avvägning mellan antalet år och antalet områden per år är omöjlig att göra eftersom den beror på variabelns variation i tid och rum, men en allmän rekommendation är att sprid ut provtagningarna under flera år för att uppnå bra representativitet i tiden. Dessutom torde praktiska och logistiska förutsättningar påverka denna avvägning.

Exempel: Fördelning av provtagning i skyddade områden

På grund av att många uppföljningsparametrar kan variera starkt mellan enskilda år, förordas att provtagningarna sprids ut mellan år. Om antalet uppföljningsobjekt är så litet att resurserna medger återbesök av samtliga områden rekommenderas att insatsen fördelas så att samtliga områden provtas vid samtliga tillfällen. Å andra sidan, om antalet uppföljningsobjekt är så stort att resurserna endast medger ett besök per område (eller färre), rekommenderas att insatsen fördelas på så sätt att samma antal områden provtas vid samtliga tillfällen. Nedan ges exempel på uppföljning av ”benthic quality index” (BQI) med en total tillgänglig insats av 90 bottenprover under ovanstående två scenarier. För att uppfylla gällande minimirekommendationer tas 5 prover per område vid varje tillfälle.

A. Alla områden återbesöks.

I detta exempel finns 6 uppföljningsobjekt inom det aktuella biogeografiska området. Den totala resursen räcker alltså till provtagning under två år inom det aktuella intervallet. Resultat från variansanalys (i detta fall två-faktors ortogonal ANOVA) visar att BQI varierar kraftigt mellan år och områden. Denna provtagning och analys med variansanalys medger förutom utvärdering av skillnader mellan år och områden, även beräkning av bland annat konfidensintervall för medelvärden beräknade för (1) hela området under hela perioden och (2) hela området under enskilda år samt enskilda år.



B. Inga områden återbesöks.

I detta exempel finns 18 uppföljningsobjekt inom det aktuella biogeografiska området. Den totala resursen räcker alltså inte till återbesök av samtliga områden inom det aktuella tidsintervallet. Istället delas provtagningen upp så att 6 slumpmässigt valda lokaler provtas under ett år, 6 nya under ett annat år och resterande 6 lokaler provtas under ett tredje år. Resultat från variansanalys (i detta fall två-faktors hierarkisk ANOVA) upptäcker i detta fall ingen skillnad mellan år, men däremot variation mellan områden. I likhet med tidigare design medger även denna provtagning tillförlitlig beräkning av osäkerhet för viktiga medelvärden på biogeografisk nivå, såsom för (1) hela området under hela perioden och (2) hela området under enskilda år samt enskilda år.



4.3.4 Dimensionering av stickprov och kostandesberäkningar för olika metoder med hänsyn på varians och precision

Flertalet målandikatorer bygger på uppföljning genom stickprovsmetoder. Detta innebär att alla mätningar av exempelvis en målandikator medelvärde kommer att vara skattningar som är behäftade med en viss osäkerhet. Osäkerheten av ett skattat medelvärde kan också uttryckas i termer av konfidensintervall. Man kan definiera storleken på det önskade konfidensintervallet ($KI_{\text{önskat}}$) samt ha en skattning på variabelns variation om den är kvantitativ, eller frekvens om det gäller förekomst/icke-förekomst. Sådana skattningar kan fås från tidigare undersökningar eller genom en pilotstudie om detta är möjligt. Med hjälp av dessa kan man sedan beräkna storleken på konfidensintervallet med olika stickprovsstorlekar och utvärdera hur stort stickprov som behövs för att uppnå $KI_{\text{önskat}}$. Ett vanligt sätt att uttrycka konfidensintervall är att ange det så kallade 95%-iga konfidensintervallet. Detta utgör det intervall inom vilket det sanna medelvärdet ligger med 95% sannolikhet.

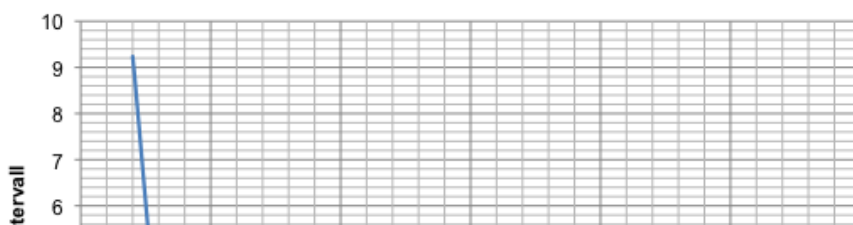
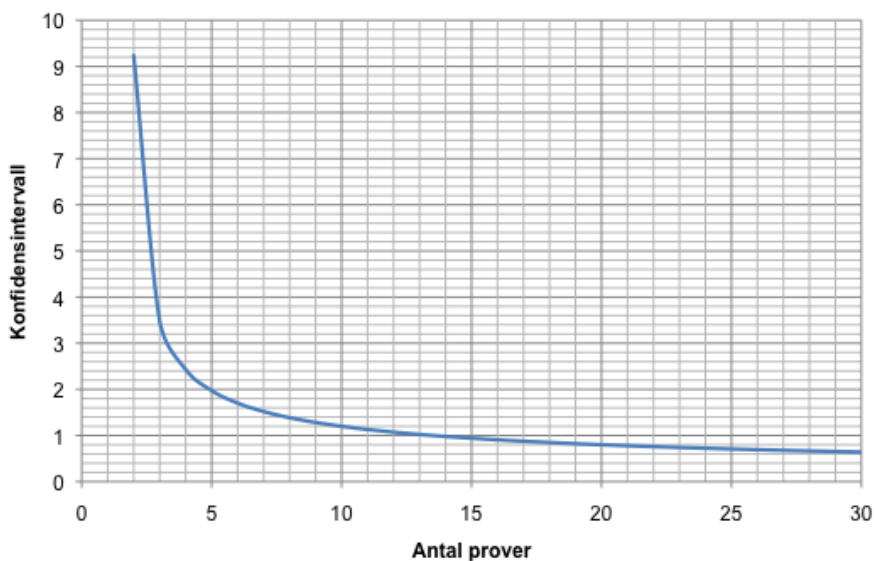
Exempel: Kostnader för uppföljning av bevarandemål med kvantitativ variabel

För att följa upp ett bevarandemål om "benthic habitat quality" (BHQ) definierades ambitionsnivån att undersökningarna måste kunna uppnå ett ensidigt 95% konfidensintervall på 1 BHQ-enhet. Detta innebär att det sanna medelvärdet måste kunna bestämmas så att det med 95% sannolikhet är högst 1 enhet lägre än det skattade värdet.

Tidigare undersökningar i liknande områden har visat att variansen, $s^2 = 4.28$ och det önskade konfidensintervallet, $KI_{\text{önskat}}$, var alltså 1. Storleken på konfidensintervallet beräknas för olika stickprovsstorlekar ($n=2-30$) från:

$$KI = \sqrt{\frac{4.28}{n}} * t_{n-1, \alpha} \quad KI = \sqrt{\frac{4.28}{n}} * t_{n-1, \alpha}$$

(använd formeln "=tinv(0.1; n-1)" i Excel för att beräkna $t_{n-1, \alpha}$)



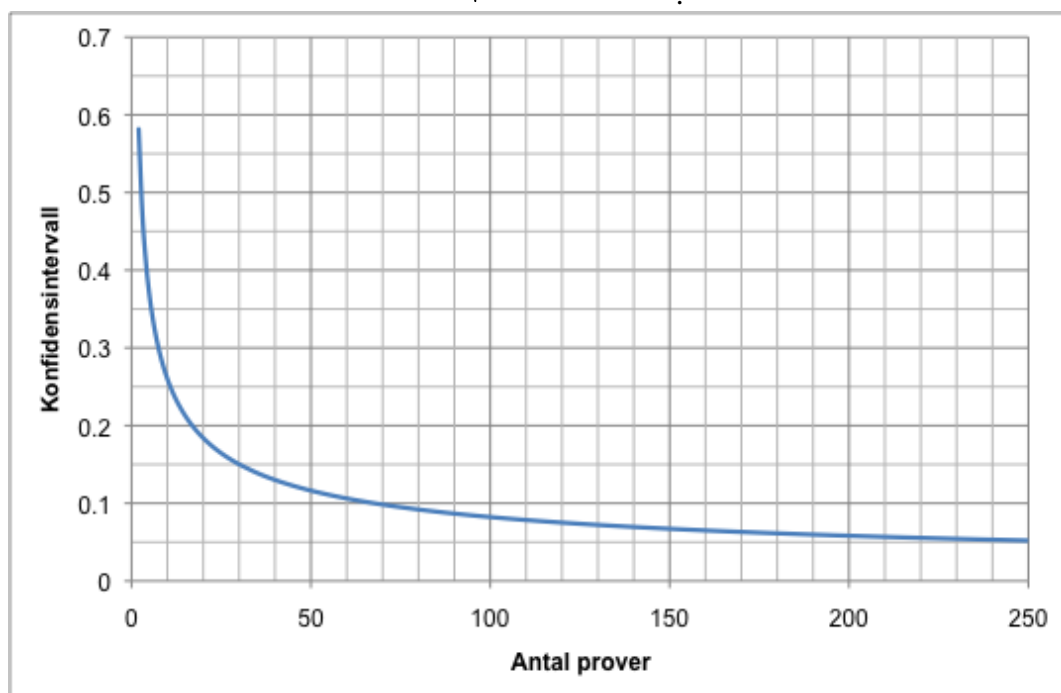
För att beräkna kostnaden för uppföljning när stickprovsmetoder används behöver man definiera storleken på det önskade konfidensintervallet ($KI_{\text{önskat}}$) samt ha en skattning på variabelns variation om den är kvantitativ, eller frekvens om det gäller förekomst/icke-förekomst. Den totala kostnaden (k_{total}) beräknas sedan genom att man multiplicerar kostnaden per prov (k_{prov}) med den nödvändiga stickprovsstorleken. Nedan illustreras metodiken med hjälp av exempel.

Exempel: Kostnader för uppföljning av målbildindikatorer med variabel som mäts som förekomst/icke förekomst

För att följa upp en målbildindikator om förekomst av ålgräs definierades ambitionsnivån att undersökningarna (som utfördes med vattenkikare) måste kunna uppnå ett ensidigt 95% konfidensintervall på ≤ 0.05 . Detta innebär att den sanna frekvensen måste kunna bestämmas så att det med 95% sannolikhet är högst 0.05 lägre än den skattade frekvensen.

Eftersom ingen information om frekvensen av ålgräs finns tillgänglig, utgår man från en frekvens på 0.5 (som ger bredast konfidensintervall). $KI_{\text{önskat}}$ var alltså 0.05. Storleken på konfidensintervallet beräknas för olika stickprovsstorlekar från ($z_{0.05}=1.65$):

$$KI = \sqrt{\frac{0.5 * 0.5}{n}} * 1.65$$



I figuren kan man avläsa att ungefär 250 prover behövs för att uppnå ett 95% konfidensintervall för förekomsten som är ≤ 0.05 . Om vi antar att kostnaden per provpunkt, k_{prov} , uppgår till 100 kronor, innebär detta att cirka 25 000 kronor behövs för att följa upp målet.

I Rapporten ”Dimensionering av uppföljningsprogram” beräknades kostnaden för att med olika metoder uppnå en precision som är 20% av medelvärdet med ett 95% ensidigt konfidensintervall för över 80 uppföljningsvariabler med data från undersökningar i olika områden längs hela landets kust. De olika metoderna hade olika stor tidsåtgång för moment vid insamling och analys av prover och kostnader för drift berodde på vilka redskap och farkoster som krävs för den specifika metoden. Detta innebär att kostanden för att ta ett prov varierar stort mellan olika metoder.

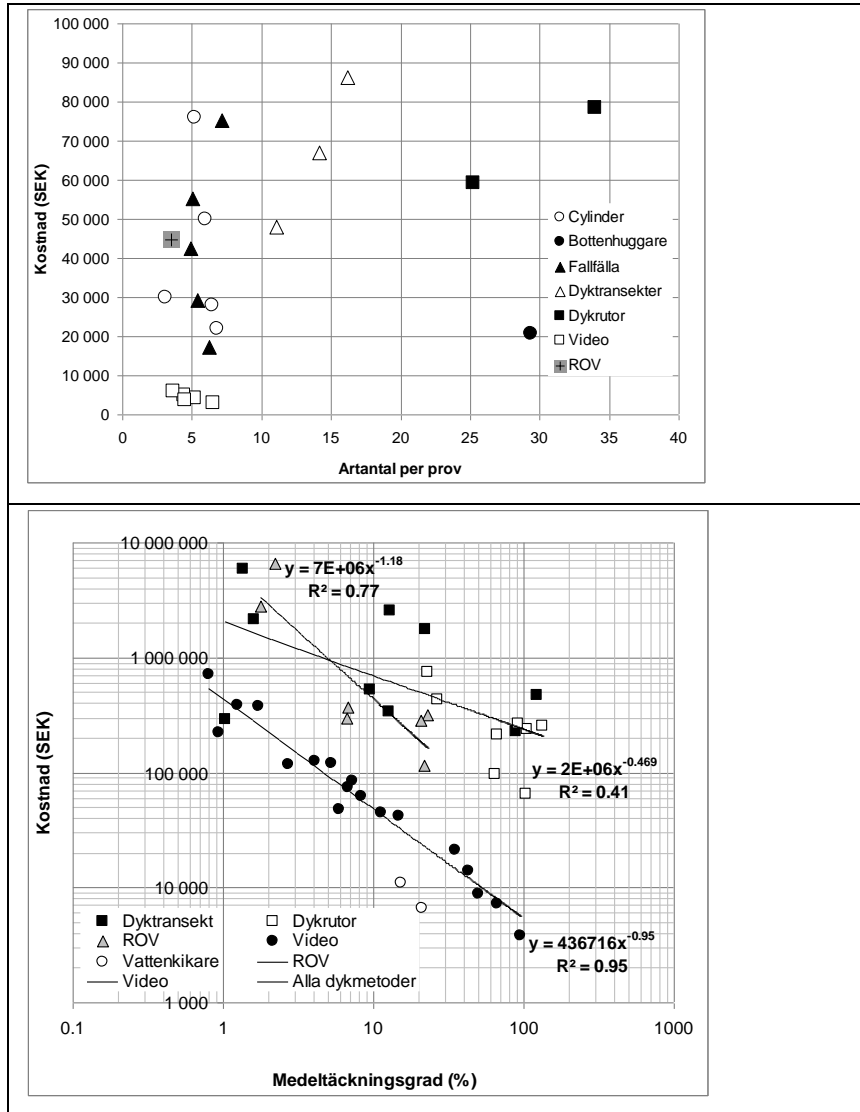
Tabell 22. Kostnader i tid och pengar (SEK) för olika moment för alla metoder analyserade i rapporten ”Dimensionering av uppföljningsprogram (Svensson et.al. 2011).

Metod	Personer i fält	Driftskostnad (SEK/dag)	Tid per prov i fält (min/person)	Tid i lab (min/prov)	Transporttid mellan lokaler (min/person)	Transporttid till och från lokaler (min/person)	Lokaler per dag	Definition av Lokal för respektive metod
Bottenhuggare, Östersjön	1	10000	15	240	30	120	13	En station i nationella programmet
Bottenhuggare, Västkust	1	10000	15	240	30	120	13	En station i nationella programmet
Cylinderprovtagare	1	500	10	240	30	120	5	En vik i Noréns undersökning
Fallfälla	2	500	15	120	30	120	5	En vik i Nohréns undersökning
Dyktransekter, Östersjön	3	3250	300	120	30	120	2	En transekt i nationella programmet
Dykrutor	3	3250	300	120	30	120	4	En dykruta i U2 (västkust)
Vattenkikare Lomma	2	1000	5	10	5	120	50	En punkt i Lommaundersökningen
Video-ROV	1	10000	30	30	30	120	2	En ankringspunkt i U2 (västkust)
Droppvideo, Östergötland	2	1000	10	10	10	120	25	En punkt i Östergötlandsinventeringen
SPI, västerhavet	1	10000	15	10	30	120	13	En lokal i samordnade nationella-regionala programmet

Ett av de tydligaste mönstren för kostnadsmodelleringen var att antalet arter alltid hade lägst kostnad, jämfört med andra uppföljningsvariabler, för alla metoder där denna variabel ingick. Kostnaden för precision av antalet arter var i samma storleksordning för de generellt billigare metoderna cylinderprovtagare och fallfälla som för de generellt dyra metoderna ROV, dyktransekt och dykrutor. Metoden video i Östersjön var dock absolut mest kostnadseffektiv. Vid högre artantal ökade dock kostnaderna för uppnådd målprecision,

Uppföljningsvariabeln individantal kostade generellt tre till fyra gånger mer än artantal för att nå önskad precision, medan kostnaden för kvalitetsindex (BQI/BHQ) var i samma storleksordning som för artantal.

Flera målvariabler för uppföljning av skyddade områden rör täckningsgrad av olika arter, taxonomiska grupper och substrat. Även om det var ett starkt samband mellan antalet prover och medeltäckningsgrad medför de olika metodkostnaderna att totalkostanden för att uppnå önskad precision i ett område skiljer sig väldigt mycket mellan olika metoder. (se figur 13).



Figur 13. Kostnader för olika metoder som krävs för att nå målprecision 0.2 KI//x som funktion av antantal (ovan) och medeltäckningsgrad (underst) per prov (Svensson et.al. 2011).

5 Begreppsdefinitioner

Attribut: Egenskaper som beskriver innehållet för en yta, linje eller punkt. Flera attribut kan vara kopplade till ett yt-, linje eller punktobjekt. Ex på attribut för en yta kan vara Natura naturtyp eller täckningsgrad (%) av trädskikt. Attributen ska registreras i rätt fält/kolumn (item) med godkänd kod.

Bevarandemål: Preciserar syftet med skyddet för specifika naturtyper, skyddsvärda arter och friluftslivsaspekter. Ska tydligt visa när gynnsamt tillstånd råder. Bevarandemålen ska finnas i bevarande-/skötselplanerna och bör, men måste inte, förses med tröskelnivå och därmed göras direkt uppföljningsbar.

Bevarandemålen ska vara kopplade till definitionen på gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet (se vidare Naturvårdsverket 2003:3 och 2004) och relatera till areal, strukturer och funktioner samt - i möjligaste mån - typiska arter.

BI-yta/Basinventeringsyta: Benämning på avgränsat och attributsatt ytojekt inom basininventeringen.

Egna indikatorarter: Arter som visar på att gynnsamt tillstånd råder, som länen själva fritt kan välja ut att följa som indikatorarter. De egna indikatorarterna kompletterar lämpligen uppföljningen av typiska arter, vilket de begreppsmässigt är synonyma med, med undantag för att de egna indikatorarterna inte är upptagna på den nationellt fastställda listan över typiska arter, samt att arterna därmed inte direkt koppar till gynnsam bevarandestatus i enlighet med art- och habitatdirektivet.

Epibentisk fauna: Djur som lever på eller i anslutning till botten.

Epifauna: Djur som lever ovanpå ett substrat (t.ex. räkor, krabbor och insekter).

Fotiska zonen: Från ytan och så djupt ner som solljuset når och där alger och växter som är beroende av solljuset kan leva. I Västerhavet sträcker sig den fotiska zonen som längst ner till ca 30 meter, i Östersjön som längst till ca 20 meter.

Gynnsam bevarandestatus: Begreppet ”Gynnsam bevarandestatus” har en central roll för uppföljning av EU:s Habitatdirektiv. Gynnsam bevarandestatus definieras i artikel 1e och 1 i. Naturliga naturtyper (”habitat”) anses åtnjuta ”gynnsam bevarandestatus” när:

- utbredningsområde och förekomst inom utbredningsområdet är stabilt eller ökar, och
- de strukturer och funktioner som krävs för att upprätthålla långsiktigt bevarande av naturtypen finns och bedöms fortsätta att finnas inom överskådlig tid, och
- naturtypens typiska arter åtnjuter ”gynnsam bevarandestatus”

Gynnsamt tillstånd: På områdesnivå används begreppet gynnsamt tillstånd för att beskriva att tillståndet motsvarar det som anges för naturtyperna och arterna i bevarandemålet. Tillståndet utvärderas i praktiken huvudsakligen med hjälp av målindikatorer som är kopplade till bevarandemålet.

Ickenatura-naturtyp: Naturtyp som ska följas upp inom ramen för denna manual, men som inte finns med i den indelning för naturtyp som ingår i det Europeiska nätverket Natura 2000.

Infaua: Djur som lever nedgrävda eller inbörade i ett substrat (t.ex. havsborstmaskar, små kräftdjur, snäckor och musslor).

Interstitiell fauna: Meiofauna (0,1-1 mm) som lever i interstitialvattnet mellan sandkornen på botten (oftast utan att påverka sedimentet vid förflyttning).

Invasiva arter: Främmande arter vars introduktion och/eller spridning hotar biologisk mångfald.

Målindikatorer: Utgörs av uppföljningsbara och tröskelnivåsatta indikatorer kopplade till bevarandemål för specifika naturtyper, arter eller friluftslivsaspekter. De bör men behöver inte framgå i reservatsbeslut eller skötselplan.

Målindikatorer anger det tillstånd parametrar ska ha för att naturvårdare/förvaltare ska vara nöjda. De standardiserade målindikatorerna i uppföljningsmanualerna är så långt som möjligt kopplade till definitionen på gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet (se vidare Naturvårdsverket 2003:3 och 2004).

Naturtyp: All mark ska klassificeras till Natura-naturtyper eller Ickenatura-naturtyp enligt naturtypsnäckelns klassindelning. Naturtyp är i uppföljningen ett samlingsnamn för dessa båda kategorier.

Natura-naturtyp: Naturtyp enligt den indelning som definierats av Naturvårdsverket för naturtyp som ingår i det Europeiska nätverket Natura 2000.

Naturtypsyta (NT-yta): Benämning på avgränsat och attributsatt ytojekt i VIC-Naturs datalager.

Ogynnsamt tillstånd: På områdesnivå används begreppet ogynnsamt tillstånd för att beskriva att tillståndet inte motsvarar de bevarandemål som anges för naturtyperna och arterna. Se vidare gynnsamt tillstånd ovan.

Område: I denna manual avses ett skyddat område. Ofta utgörs området av flera UF-enheter/objekt som ska följas upp.

Restaureringsmark: Med restaureringsmark menas ett område som uppfyller definitionen för Natura-naturtypen, men där väsentliga delar av strukturer, funktioner eller typiska arter har ogynnsam bevarandestatus.

Skötselmiljö: För att underlätta planering av bevarandemål och för att effektivisera metodval för uppföljning i marina miljöer, har fem olika skötselmiljöer identifierats som delvis går på tvärs med uppdelningen enligt habitatdirektivet. Grunda mjukbottnar är gemensam för flera Natura-naturtyper medan skötselmiljön Djupa mjukbottnar saknas som naturtyp i Natura 2000-systemet. Övriga skötselmiljöer är Grunda hårbottnar, Djupa hårbottnar och Biogena rev.

Strukturer och funktioner. Strukturer och funktioner är begrepp som är kopplade till definitionen på gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet (se vidare Naturvårdsverket 2003:3 och 2004). De är de ekologiska faktorer eller fysiska förutsättningar som är viktigast för naturtypen. Strukturer kan vara revbildande arter, förekomst av rovfisk, eller lekbottnar med viss grusstorlek. Viktiga funktioner är exempelvis regelbundna översvämningar och bete. Funktionerna kan vara svåra att mäta, varför strukturer som uppstår som en följd av funktioner ofta valts som målindikatorer, exempelvis strukturen vegetationshöjd som ett mått på funktionen bete.

Strukturer och funktioner är ofta en del av det som utgör själva naturtypen - utan dessa ingen naturtyp - och är därför ofta en del av beskrivningen av området. Ett annat sätt att uttrycka det är att helheten inte utgörs bara av "summan av delarna" i form av naturtypens arter och växt-/djursamhällen utan även av just, i vid bemärkelse, strukturer och funktioner.

Tröskelnivå: För att bli uppföljningsbara måste målkriterierna förses med ett kvantitativt tröskelnivå som registreras i Skötsel-DOS. Tröskelnivåerna ska ses som ett gränsvärde som, om de uppfylls, indikerar att gynnsamt tillstånd råder.

Typiska arter: Begrepp som är kopplat till definitionen på gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet (se vidare Naturvårdsverket 2003:3 och 2004). De typiska arterna för en viss naturtyp ska ha väl belagd koppling till naturtypen och viss livsmiljö-kvalitet. De används i uppföljningssammanhang i första hand som kvittoarter för att skötseln eller andra viktiga ekologiska funktioner är gynnsamma för bevarandestatusen i habitatet. Typiska arter är enligt svensk tolkning valda så att de ska reagera på förändringar i en specificerad funktion eller struktur som man är intresserad av att följa. Arterna ska dessutom vara relativt ovanliga, men ändå så allmänna att de finns i de flesta områden med habitatet. Listorna över typiska arter finns på Naturvårdsverkets hemsida.

Undergrupp till Natura-naturtyp: Inom vissa Natura-naturtyper urskiljs undergrupper med specifikt utseende eller ekologi. Således särskiljs från sandbankar (1110) exempelvis undergrupperna (1) sandbottnar nästan utan vegetation med stor rörlighet i sediment, (2) ålgräsängar och annan långskottsvegetation med mindre rörelse i sanden och (3) musselbankar med en täckningsgrad under 10 %. Undergrupperna beskrivs i Naturvårdsverkets naturtypsdefinitioner.

Uppföljningsenhet: En uppföljningsenhet är en geografisk enhet bestående av en eller flera geografiskt avgränsade ytor av en viss naturtyp där vi vill kunna göra en utvärdering av målkriterium med viss tröskelnivå.

I normalfallet utgör alla ytor av en viss naturtyp som finns inom ett skyddat område tillsammans en uppföljningsenhet. Det finns som regel en koppling med skötselplanens skötselområden (skrivna efter riktlinjer Naturvårdsverket 2003) som också utgår från naturtypsindelning och bevarandemål. I skötselplanen är det antingen delområden eller skötselområden som korresponderar med uppföljningsenheten.

Uppföljningsyta: Uppföljningsenheterna kan delas in i en eller flera uppföljningsytor med syfte att följa effekter av specifika restaureringsåtgärder. Till skillnad mot uppföljningsenheterna så är uppföljningsytan och ytan man följer oftast av en mer tillfällig natur.

VIC-Natur: En nationell databas där planering och utvärderingsfunktioner för uppföljning finns.

6 Referenslista

Agrenius, S., P. Göransson 2009. Kattegatts bottenfauna har förändrats. Havet 2009 – om miljötillståndet i Svenska havsområden. Naturvårdsverket.

Andersson, J. 2009. Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten.Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp Naturvårdsverket. [http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/provfisk_natlank.pdf]

Andersson, Å. 1998. Inventering av häckande kustfåglar. Undersökningstyp. Naturvårdsverket. [http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/kustfaglar.pdf]

Anonym. 2009. Rapport bottensubstratskartering multibeamekolod. Marin Miljöanalys AB 2009-09-23. Länsstyrelsen Östergötland.

Assis, J., K. Narváez, och R. Haroun. 2007. Underwater towed video: a useful tool to rapidly assess elasmobranch populations in large marine protected areas. Journal of Coastal Conservation 11:153-157.

Balk, L., P.-Å. Hägerroth, G. Åkerman, M. Hanson, U. Tjärnlund, T. Hansson, G. Hallgrímsson, Y. Zebühr och H. Sundberg. 2009. Tiaminbrist och överdödlighet i neurotoxiska symptom hos ejder i Stockholms skärgård. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet.

Bergström, U., J. Evertsson, P. Karås, A. Sandström, G. Sundblad, och S. Wennberg. 2007. Evaluation of satellite imagery as a tool to characterise shallow habitats in the Baltic Sea. BALANCE.

Bergström, U., G. Sundblad, A. Sandström. 2007. Kartor över fiskrekryteringsområden – ett viktigt underlag för kustfisk-övervakningen. FinFo 2007:9.

Blomqvist, M. 2009. Metodmanual för mätkampanjen 2009.

Blomqvist, M., H. Cederwall, K. Leonardsson, och R. Rosenberg. 2006. Bedömningsgrunder för kust och hav – Bentiska evertebrater. Naturvårdsverket.

Bäck, A., och M. Haldin. 2007. Inventering och planering av undervattensområde - metoder och praktisk tillämning ur ett globalt perspektiv. ”Kvarken under ytan”. Ett interreg IIIA-projekt.

Carlström, J., K. Florén, M. Isaeus, A. Nikolopoulos, I. Carlén, O. Hallberg, L. Gezelius, E. Siljeholm, J. Edlund, S. Notini, J. Hammersland, C. Lindblad, P. Wiberg & E. Årnfelt. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2010:9.

Cederwall, H. 2002. Kvalitetssäkring av data från mjukbottenfaunaundersökningar inom miljöövervakningen: Miljöövervakningen, länsstyrelsen i Blekinge län.

Cederwall, H. 2005. Syrehalt i bottenvatten. Kartering. Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp. Naturvårdsverket. [http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/syre_botvatt.pdf]

- Cederwall, H. 2006. Mjukbottenlevande makrofauna, kartering.Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp. Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/makrofauna_kart.pdf]
- Danilovic, A., & M. Stenqvist, 2005. Fjärranalys som metod för tillsyn och miljömålsuppföljning. Metodstudie kring strandskydd och vattenverksamhet.
- Engdahl, A., O. Törnqvist, S. Wiman, S. Thulin. 2011. Fjärranalys för uppföljning av långtidsgrumling från muddring. Metria Geoanalys
- Eriksson, B.K., L. Ljunggren, A. Sandström, G. Johansson, J. Mattila, A. Rubach, S. Råberg, and M. Snickars. (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications 19: 1975–1988.
- Eriksson B.K, K. Sieben, J. Eklöf, L. Ljunggren, J. Olsson, M. Casini, U. Bergström. (2011) Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasizes the need for cross-ecosystem management. Ambio 40:786-797.
- EU kommissionen. In press. Development of a common methodology for assessing the impact of commercial fisheries on marine Natura 2000. Version 24 October 2011 to the Marine Expert Group.
- Fosså, J.H., P.B. Mortensen, D.M. Furevik. The deep-water coral *Lopehlia pertusa* in Norwegian waters. Distribution and fishery impacts. Hydrobiologia 471:1-12, 2002.
- HELCOM 2010. Towards an ecologically coherent network of well-managed Marine Protected Areas. Report 124.
- HELCOM, 2012. Beskrivning av HELCOM-habitat (kommer att finnas tillgänglig på www.helcom.fi under 2012)
- Hansen, J., Johansson, G. och Persson, J. 2008. Grunda havsvikar längs Sveriges kust – Mellanårsvariationer i undervegetation och fiskyngelförekomst. Upplandsstiftelsen och Länsstyrelsen i Uppsala Län. Länsstyrelsens Meddelandeserie 2008:16.
- Henricson, C., Sandberg-Kilpi, E. & Munsterhjelm, R. 2006. Experimental studies on the impact of turbulence, turbidity and sedimentation on *Chara tomentosa* L. Cryptogamie Algologie 27: 419-434.
- Isaksson, I. & Pihl L. 1992. Structural changes in benthic macrovegetation and associated epibenthic faunal communities. Netherland Journal of Sea Research 30: 131–140
- Johansson, G. & Persson, J. 2007. Manual för basininventering av marina habitat (1150, 1160 och 1650) – Metoder för kartering av undervattensvegetation, version 5. Naturvårdsverket.
[http://swenviro.naturvardsverket.se/dokument/epi/basinventering/basdok/pdf/marina_I.pdf]
- Johansson, G. 2010. Manualer för uppföljning i marina miljöer, del 1. Version 1.7
- Karlsson, J. 2005. Vegetationsklädda bottnar, västkust. Handledning för miljöövervakning. Undersökningstyp. Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/vegbotva.pdf]

- Karp, A., S. Kresovich, K.V. Bhat, W.G. Ayad, T. Hodgkin. 1997. Molecular tools in plant genetic resources conservation: a guide to the technologies. IPGRI Technical Bulletin No. 2.
- Karås, P. 1999. Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös. Fiskeriverket rapport 1999: 6, 31–65
- Kautsky, H. 2004. Vegetationsklädda bottnar, ostkust.Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp. Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/vegbotos.pdf]
- Kautsky, H., och M. Foberg. 2001. Strandnära växt- och djursamhällen i grunda vikar i Råneå skärgård 1999. Länsstyrelsen i Norrbottens län. Rapport 8:2001. [www.bd.lst.se]
- Larsson, U. 2006. Sedimentation. Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp. Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/sedimentation.pdf]
- Leonardsson, K. 2004. Metodbeskrivning för provtagning och analys av mjukbottenlevande makrovertebrater i marin miljö Umeå Universitet.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/metod_makrofauna.pdf]
- Leonardsson, K. 2004. Mjukbottenlevande makrofauna, trend- och områdesövervakning. Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp. Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/makrofauna_trend.pdf]
- Leonardsson, K., M. Blomqvist, och R. Rosenberg. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. Marine Pollution Bulletin 58:1286-1296.
- Lindgarth, M., et al *in prep*. Rapport från utsjöbanksinventeringar 2007 och 2009.
- Loo, L-O., L-E. Persson, K. Samuelsson. 2001. Inventering av marin natur : metoder för svenska havsområden. Naturvårdsverket Rapport 5162.
- Magnusson, M., och H. C. Nilsson. 2004. Marin inventering av Havstensfjorden Uddevalla kommun 2003 *in* L. V. Götaland, ed, Göteborg.
- Magnusson, M., och R. Rosenberg. 2005. Bottenmiljön i Kattegatt/Öresund och tre fjordar i Skagerrak analyserad genom fotografering av sedimentprofiler (SPI). Marin Monitoring.
- Marin Mätteknik, 2004. Rapport Sjömätning Gullmarsfjorden. Rapport 31028. Publicerat som Länsstyrelsen i Götalands rapport 2006:06.
- Markmann M., D. Tautz. 2005. Reverse taxonomy: an approach towards determining the diversity of meiobenthic organisms based on ribosomal RNA signature sequences. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci. 2005 Oct 29;360.
- Mattisson, A. 2003. Exploatering av stränder Metodstudie för övervakning av exploateringsgraden II. Vidareutveckling av Indikatormetoden. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket 2007. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszonen. Bilaga B till Handbok 2007:4.

- Naturvårdsverket 2008. Manual för basinventering av marina naturtyperna 1110, 1130, 1140 och 1170 (Version 6.2).
- Naturvårdsverket 2010. Uppföljning av skyddade områden i Sverige. Riktlinjer för uppföljning av friluftsliv, naturtyper och arter på områdesnivå. Rapport 6379.
- Naturvårdsverket 2011a. Vägledning för svenska naturtyper I habitatdirektivets bilaga 1. http://www.naturvardsverket.se/upload/04_arbete_med_naturvard/vagledning/naturtyper/kust-och-havstyper/vl_1110_Sandbankar.pdf
- Naturvårdsverket 2011b. Reglering av fiske i skyddade havsområden. Rapport 6416.
- Nilsson, H. C., och R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygene stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* 11:249-264.
- Nilsson, P., A. Tullrot. 2009. Marin skötselplan för Kosterhavets nationalpark.
- Nordiska ministerrådet 2001. Kustbiotoper i Norden – Hotade och representativa biotoper.
- Norén, K. Evaluating predictability of spatially and temporally variable infauna. Paper IV. Doktorsavhandling vid Göteborgs universitet. ISBN: 91-89677-31-5.
- Olsson, A. 2008. Havsstensfjorden: Jämförande undersökning av bottenfauna och sedimentprofilkamera relaterat till EU's ramdirektiv för vatten. Pp. 29. Institutionen för marin ekologi. Göteborgs universitet, Göteborg.
- OSPAR 2008a. Descriptions of habitats on the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. OSPAR 2008-07.
- OSPAR 2008b. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats OSPAR 2008-6.
- OSPAR 2010. OSPAR Quality Status Report 2010.
- Persson, J & G. Johansson 2005. Manual för basinventering av marina habitat (1150,1160,1650). Naturvårdsverket 2005.
- Pihl L., S.P. Baden, N. Kautsky, P. Rönnbäck, T. Söderqvist, M. Troell, H. Wennhage. 2006. Shift in fish assemblages structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 123-132.
- Pihl, L., A. Svensson, and H. C. Nilsson. 1999. Mobil epibentisk fauna i grunda kustområden 1999 Marine Monitoring AB vid Kristineberg Pl. 2130, Bohusläns vattenvårdsförbund.
- Pihl, L., A. Svensson, and H. C. Nilsson. 2000. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 1998-1999 in S.-F. Marine Monitoring AB vid Kristineberg. Pl. 2130, ed. Bohuskustens vattenvårdsförbund.
- Rosenberg, R., M. Blomqvist, C. H. Nilsson, H. Cederwall, and A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions; a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49:728–739.
- Rubinoff, D. 2006. Utility of Mitochondrial DNA Barcodes in Species Conservation. *Conservation Biology*, 20: 1026–1033.

- Sahlsten, E. 2004. Hydrografi och närsalthalter, kartering. Undersökningstyper. Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/hydrsalt_kart.pdf]
- Sahlsten, E. 2004. Hydrografi och närsalthalter, trendövervakning. Undersökningstyper. Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/hydrsalt_trend.pdf]
- Sandström, A. 2003. Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskebestånd. Finfo 2003:3.
- Sjöfartsverket 2011. Anvisning för sjömätning. Version 2011-04-20-
- Skånes. H., & A. Andersson. 2011. Flygbildstolkningsmanual för uppföljning i skyddade områden. Version 4.0.
- Sköld, M., H. Svedäng, D. Valentinsson, P. Jonsson, P. Börjesson, J. Lövgren, H.C. Nilsson, A. Svensson, J. Hjelm. 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004-2009. FinFo 2011:6
- Snickars, M., A. Sandström, A. Lappalainen and J. Mattila. 2007. Evaluation of low impact pressure waves as a quantitative sampling method for small fish in shallow water. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 343:138–147.
- SOU 2011:56. Kunskap på djupet kunskapsunderlag för havsplanering
- Sundblad, G. 2010. Spatial Modelling of Coastal Fish - Methods and Applications. (Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology, 1651-6214 ; 709) 978-91-554-7928-2.
- Svensson, J.R., M. Gullström, M. Lindegarth. 2011. Dimensionering av uppföljningsprogram: komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden. Havsmiljöinstitutet och Göteborgs universitet.
- Söderberg K. 2008. Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät. Handledning för miljöövervakning Undersökningstyp Naturvårdsverket.
[http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/hav/provfisk_osjon_v1_2.pdf]
- Tulldahl, M., C. Vahlberg, A. Axelsson, and H. Janeke. 2008. Sea floor characterization from airborne lidar data. Proceedings of International Lidar Mapping Forum 08, Denver, USA
- Törnqvist, O., B. Olsson. 2009. Uppföljning av marina Natura 2000 områden med data från SACCESS. Metria Geoanalys.
- Törnqvist, O., A. Engdahl. 2010. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Naturvårdsverket rapport 6376.
- Thörnqvist, O., A. Engdahl. 2012. Uppföljning av exploatering I kustzonen – rekommenderade geodata och analysmetoder. Länsstyrelsen I Norrbottens rapport nr 1/2012.
- Venter, J.C. et al 2005. Environmental Genome Shotgun Sequencing of the Sargasso Sea. Science. Vol. 304 no. 5667. Pp. 66-74.

Ward, T.J., P.A. Hutchings. 1996. Effects of trace metals on infauna species composition in polluted intertidal and subtidal marine sediments near a lead smelter. Spencer Gulf. South Australian Mar Ecol Prog Ser 135:123-135

Wennberg, S., C. Lindblad. 2006. Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (SAKU). Naturvårdsverket rapport 2291

Wennhage, H., 2002. Vulnerability of newly settled plaice (*Pleuronectes platessa* L.) to predation: effects of habitat structure and predator functional response. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 269, 129-145.

Wikner et al. 2008. Strategi för kontrollerande övervakning av kust- vatten i Bottenvikens vattendistrikt. Länsstyrelsen i Västerbottens län.

Wikström, S. 2008. Utbredning av arter och naturtyper på utsjögrund i Östersjön – En modelleringsstudie. Naturvårdsverket Rapport 5817.

Wikström, S. M. Tulldahl, J. Berglund. Lasermätning av havsbotten – ett redskap för kustzonplanering. Kart & Bildteknik 2011:1.

Bilaga 1. Typiska arter med hänvisning till målin- dikator

För senaste uppdateringar av typiska arter se Naturvårdsverkets hemsida.

		Region		Målordikator, metod framgår av tabell 7
		Marin Atlantisk	Marin Baltisk	
1110				
Sublittoral sandbankar				
Kärlväxter				
Potamogeton filiformis	trädnate	MA	MB	21
Potamogeton pectinatus	borstnate		MB	21
Ruppia cirrhosa	skruvnating		MB	21
Ruppia maritima	hårnating		MB	21
Zannichellia palustris	hårsärv		MB	21
Zostera marina	bandtång	MA	MB	21
Alger				
Chara aspera	borststrärfse		MB	21
Chara baltica	grönsträrfse		MB	21
Chara canescens	hårsträrfse		MB	21
Chara tomentosa	rödsträrfse		MB	21
Tolypella nidifica	havsrufse		MB	21
Fåglar				
Clangula hyemalis (vinter)	alfågel	MA	MB	25
Gavia arctica (vinter)	storlom	MA	MB	25
Gavia stellata (vinter)	smålom	MA	MB	25
Melanitta nigra (vinter)	sjöorre	MA	MB	25
Somateria mollissima	ejder	MA	MB	25
Fiskar				
Ammodytes marinus	havstobis	MA	MB	24
Ammodytes tobianus	kusttobis	MA	MB	24
Anguilla anguilla	ål	MA	MB	24
Clupea harengus	sill	MA	MB	24
Gadus morhua	torsk	MA	MB	24
Gasterosteus aculeatus	storspigg	MA	MB	24
Platichthys flesus	skrubbskädda	MA	MB	24
Pleuronectes platessa	rödspotta	MA	MB	24
Pomatoschistus microps	lerstubb	MA	MB	24
Pomatoschistus minutus	sandstubb	MA	MB	24
Psetta maxima	piggvar	MA	MB	24
Sprattus sprattus	skarpsill	MA	MB	24
Ryggsträngsdjur				
Branchiostoma lanceolatum	lansettfisk	MA	MB	24
Tagghudingar				
Astropecten irregularis	kamsjöstjärna	MA	MB	22
Echinocyamus pusillus	dvärgsjöborre	MA	MB	22
Psammechinus miliaris	tångborre	MA	MB	22
Spatangus purpureus	(purpursjömus)	MA	MB	22
Blötdjur				
Acanthocardia echinata	tagghjärtmussla	MA	MB	22
Chamelea striatula	finräfflad venusmussla	MA	MB	22
Pecten maximus	stor kammussla	MA	MB	22
Spisula elliptica	(elliptisk fiskmussla)	MA	MB	22
Kräftdjur				
Crangon crangon	sandräka	MA	MB	22
Palaemon adspersus	vanlig tångräka	MA	MB	22

<i>Palaemon elegans</i>	tångräka	MA	MB	22
Nässeldjur				
<i>Virgularia mirabilis</i>	lilla piprensaren	MA	MB	22
1130			Region	
Estuarier			Boreal	Kontinental
Fiskar				Metod
<i>Coregonus albula</i>	siklöja		B	24
<i>Esox lucius</i>	gädda		B	K
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	storspigg		B	K
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	gärs		B	K
<i>Leuciscus idus</i>	id		B	K
<i>Perca fluviatilis</i>	abborre		B	K
<i>Platichthys flesus</i>	skrubbskädda		B	K
<i>Pomatoschistus microps</i>	lerstubb		B	K
<i>Pomatoschistus minutus</i>	sandstubb		B	K
<i>Pungitius pungitius</i>	småspigg		B	K
<i>Rutilus rutilus</i>	mört		B	K
<i>Salmo trutta</i>	öring		B	K
Blötdjur				
<i>Cerastoderma glaucum</i>	brackvattenhjärtmussla		B	K
<i>Parvicardium hauniense</i>	tunnskalig hjärtmussla		B	K
Kräftdjur				
<i>Neomysis integer</i>			B	K
Ringmaskar				
<i>Manayunkia aestuarina</i>			B	K
Nässeldjur				
<i>Cordylophora caspia</i>	(brackvattensklubbpolyp)		B	K
Mossdjur				
<i>Electra crustulenta</i>	brackvattentångbark		B	K
1140			Region	
Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten			Boreal	Kontinental
Fåglar				Metod
<i>Calidris alpina</i>	kärrensäppa		B	K
<i>Calidris canutus</i>	kustsnäppa		B	K
<i>Calidris minuta</i>	småsnäppa		B	K
<i>Charadrius hiaticula</i>	större strandpipare		B	K
<i>Limosa lapponica</i>	myrspov		B	K
<i>Tadorna tadorna</i>	gravand		B	K
Fiskar				
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	lerskädda		B	K
<i>Platichthys flesus</i>	skrubbskädda		B	K
<i>Pleuronectes platessa</i>	rödspotta		B	K
<i>Pomatoschistus microps</i>	lerstubb		B	K
<i>Pomatoschistus minutus</i>	sandstubb		B	K
<i>Pomatoschistus pictus</i>	bergstubb		B	K
<i>Psetta maxima</i>	piggvar		B	K
Blötdjur				
<i>Cerastoderma edule</i>	hjärtmussla		B	K
<i>Hydrobia neglecta</i>	föribedd tusensnäcka		B	K
<i>Hydrobia ulvae</i>	stor tusensnäcka		B	K
<i>Hydrobia ventrosa</i>	bukig tusensnäcka		B	K
<i>Macoma balthica</i>	östersjömussla		B	K

Mya arenaria	sandmussla	B	K	23
--------------	------------	---	---	----

Kräftdjur

Crangon crangon	hästräka	B	K	22
Praunus flexuosus		B	K	22
Praunus inermis		B	K	22
Praunus neglectus		B	K	22

Ringmaskar

Arenicola marina	sandmask	B	K	23
Hediste diversicolor	rovborstmask	B	K	23

1150**Laguner****Region**

Boreal Kontinental Metod

Kärlväxter

Callitriche hermaphroditica	höstlänke	B	K	21
Ceratophyllum demersum	hornsärv	B	K	21
Elatine hydropiper	slamkrypa	B		21
Lemna trisulca	korsandmat	B		21
Limosella aquatica	ävjebrodd	B		21
Myriophyllum sibiricum	knoppslinga	B		21
Myriophyllum spicatum	axslinga	B	K	21
Myriophyllum verticillatum	kransslinga	B		21
Najas marina	havsnajas	B	K	21
Potamogeton filiformis	trädnate	B	K	21
Potamogeton friesii	uddnate	B		21
Potamogeton obtusifolius	trubbnate	B		21
Potamogeton panormitanus	spädnate	B		21
Potamogeton perfoliatus	ålnate	B		21
Ranunculus circinatus	hjulmöja	B	K	21
Ranunculus confervoides	hårmöja	B		21
Ranunculus peltatus ssp baudotii	vitstjälksmöja	B	K	21
Ruppia cirrhosa	skruvnating	B	K	21
Ruppia maritima	hårnating	B	K	21
Subularia aquatica	sylört	B		21
Zannichellia palustris	hårsärv	B		21

Alger

Chara aspera	borststräfs	B	K	21
Chara baltica	grönsträfs	B	K	21
Chara canescens	hårsträfs	B	K	21
Chara tomentosa	rödsträfs	B	K	21
Fucus vesiculosus	blåstång	B	K	21
Vaucheria dichotoma		B	K	21

Fiskar

Abramis bjoerkna	björkna	B	K	24
Alburnus alburnus	löja	B	K	24
Esox lucius	gädda	B	K	24
Gasterosteus aculeatus	storspigg	B	K	24
Gymnocephalus cernuus	gärs	B	K	24
Leuciscus idus	id	B	K	24
Perca fluviatilis	abborre	B	K	24
Platichthys flesus	skrubbskädda	B	K	24
Pleuronectes platessa	rödspotta	B	K	24
Pomatoschistus microps	lerstubb	B	K	24
Pomatoschistus minutus	sandstubb	B	K	24
Psetta maxima	piggvar	B	K	24

Pungitius pungitius	småspigg	B	K	24
Rutilus erythrophthalmus	sarv	B	K	24
Rutilus rutilus	mört	B	K	24
1160			Region	
Stora grunda vikar och sund			Boreal	Kontinental
				Metod
Kärlväxter				
Ceratophyllum demersum	hornsärv	B		21
Isoetes lacustris	styvt braxengräs	B		21
Lemna trisulca	korsandmat	B		21
Myriophyllum sibiricum	knoppslinga	B		21
Myriophyllum spicatum	axslinga	B	K	21
Myriophyllum verticillatum	kransslinga	B		21
Najas marina	havsnajas	B	K	21
Potamogeton pectinatus	borstnate	B		21
Potamogeton perfoliatus	ålnate	B		21
Potamogeton pusillus	spädnate	B		21
Potamogeton vaginatus	slidnate	B		21
Ranunculus circinatus	hjulmöja	B	K	21
Ranunculus peltatus ssp. baudotii	vitstjälksmöja	B		21
Ruppia cirrhosa	skruvnating	B	K	21
Ruppia maritima	hårnating	B	K	21
Zannichellia palustris	hårsärvar	B	K	21
Zostera marina	bandtång	B	K	21
Alger				
Chara aspera	borststräfs	B	K	21
Chara canescens	hårsträfs	B	K	21
Chara tomentosa	rödsträfs	B	K	21
Cladophora rupestris	bergsborsting	B	K	21
Coccotylus truncatus	ishavsrödblad	B	K	21
Fucus serratus	sågtång	B	K	21
Fucus vesiculosus	blåstång	B	K	21
Furcellaria lumbricalis	kräkel	B	K	21
Phyllophora pseudoceranoïdes	blåtonat rödblad	B	K	21
Sphacelaria arctica	ishavstofs	B	K	21
Fåglar				
Anas acuta	stjärtand	B		25
Anas penelope	bläsand	B		25
Cygnus olor	knölsvan	B	K	25
Sterna hirundo	fisktärna	B	K	25
Sterna paradisaea	silvertärna	B	K	25
Tadorna tadorna	gravand	B	K	25
Fiskar				
Abramis bjoerkna	björkna	B	K	24
Alburnus alburnus	löja	B	K	24
Anguilla anguilla	ål	B	K	24
Ctenolabrus rupestris	stensnultra	B	K	24
Esox lucius	gädda	B	K	24
Gadus morhua juv	torsk	B	K	24
Gasterosteus aculeatus	storspigg	B	K	24
Gobius niger	svart smörbult	B	K	24
Gymnocephalus cernuus	gärs	B	K	24
Hippoglossoides platessoides	lerskädda	B	K	24
Myoxocephalus scorpius	rötsimpa	B	K	24
Perca fluviatilis	abborre	B	K	24
Platichthys flesus	skrubbskädda	B	K	24
Pleuronectes platessa	rödspotta	B	K	24
Pomatoschistus minutus	sandstubb	B	K	24

<i>Psetta maxima</i>	piggvar	B	K	24
<i>Salmo trutta</i>	öring	B	K	24
<i>Symphodus melops</i>	skärsnultra	B	K	24
<i>Zoarces viviparus</i>	tånglake	B	K	24

Kräftdjur

<i>Carcinus maenas</i>	strandkrabba	B	K	22
<i>Macropodia rostrata</i>	spindelkrabba	B	K	22
<i>Palaemon adspersus</i>	vanlig tångräka	B	K	22
<i>Palaemon elegans</i>	tångräka	B	K	22
<i>Praunus flexuosus</i>		B	K	22
<i>Praunus inermis</i>		B	K	22
<i>Praunus neglectus</i>		B	K	22

Blötdjur

<i>Aeolidiella glauca</i>		B	K	22
<i>Mytilus edulis</i>	blåmussla	B	K	22
<i>Ostrea edulis</i>	ostron	B	K	22
<i>Rissoa membranacea</i>	större bandtångsnäcka	B	K	22

Nässeldjur

<i>Sagartiogeton viduatus</i>	(ålgräsros)	B	K	22
-------------------------------	-------------	---	---	----

1170

Rev	Region			Metod
	Marin Atlantisk	Marin Baltisk		

Alger

<i>Ascophyllum nodosum</i>	knöltång	MA	MB	21
<i>Ceramium tenuicorne</i>	rödsleke		MB	21
<i>Chorda filum</i>	sudare		MB	21
<i>Cladophora glomerata</i>	grönslick		MB	21
<i>Cladophora rupestris</i>	bergborsting		MB	21
<i>Coccotylus truncatus</i>	ishavsrödblåd		MB	21
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>			MB	21
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	molnslick		MB	21
<i>Enteromorpha ahlneriana</i>	fingrenig tarmalg		MB	21
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	tarmalg		MB	21
<i>Fucus serratus</i>	sågtång		MB	21
<i>Fucus vesiculosus</i>	blåstång	MA	MB	21
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	kräkel	MA	MB	21
<i>Halidrys siliquosa</i>	ektång	MA	MB	21
<i>Laminaria digitata</i>	fingertare	MA	MB	21
<i>Laminaria hyperborea</i>	stortare	MA	MB	21
<i>Laminaria saccharina</i>	skräppetare	MA	MB	21
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	blåtonat rödblåd		MB	21
<i>Polysiphonia fucoides</i>	fjäderslick		MB	21
<i>Pylaiella littoralis</i>	trådslick		MB	21
<i>Sphacelaria arctica</i>	ishavstofs		MB	21
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	krulltrassel		MB	21

Nässeldjur

<i>Alcyonium digitatum</i>	död mans hand	MA	MB	22
<i>Caryophyllia smithii</i>	bägarkorall	MA	MB	22
<i>Lophelia pertusa</i>	ögonkorall	MA	MB	22
<i>Metridium senile</i>	havsnejlika	MA	MB	22

Fiskar				
Centrolabrus exoletus	grässnultra	MA	MB	24
Ciliata mustela	femtömmad skär- långa	MA	MB	24
Clupea harengus	sill	MA	MB	24
Ctenolabrus rupestris	stensnultra	MA	MB	24
Gadus morhua juv	torsk	MA	MB	24
Gobius niger	svart smörbult	MA	MB	24
Gobiusculus flavescens	sjustrålig smörbult	MA	MB	24
Labrus bergylta	berggylta	MA	MB	24
Labrus mixtus	blågylta	MA	MB	24
Myoxocephalus scorpius	rötsimpa	MA	MB	24
Pholis gunnellus	tejestefisk	MA	MB	24
Symphodus melops	skärsnultra	MA	MB	24
Zoarces viviparus	tånglake	MA	MB	24
Ryggsträngsdjur				
Ciona intestinalis	tarmsjöpfung (parallelsidig sjöpfung)	MA	MB	22
Corella parallelogramma	krusbärssjöpfung	MA	MB	22
Dendrodoa grossularia	krusbärssjöpfung	MA	MB	22
Tagghudingar				
Echinus esculentus	ätlig sjöborre	MA	MB	22
Hathrometra sarsii	hårstjärna/liljestjärna	MA	MB	22
Blötdjur				
Modiolus modiolus	hästmussla	MA	MB	22
Mytilus edulis	blåmussla	MA	MB	22
Nucella lapillus	purpurnäcka	MA	MB	22
Krätdjur				
Cancer pagurus	krabbtaska	MA	MB	22
Carcinus maenas	strandkrabba	MA	MB	22
Homarus gammarus	hummer	MA	MB	22
Pagurus bernhardus	eremitkrabba	MA	MB	22
Ringmaskar				
Pomatoceros triqueter	trekantmask	MA	MB	22
Sabella pavonina		MA	MB	22
Serpula vermicularis		MA	MB	22
Spirorbis spirorbis	spiralmask	MA	MB	22

1610**Rullstensåsar i Östersjön med
littoral och sublittoral vegetation****Region**

Boreal Metod

Kärlväxter

Actaea spicata	trolldruva	B	21
Ammophila arenaria	sandrör	B	21
Angelica archangelica ssp. litoralis	strandkvanne	B	21
Antennaria dioica	kattfot	B	21
Arctostaphylos uva-ursi	mjölon	B	21
Cakile maritima	marviol	B	21
Cornus suecica	hönsbär	B	21
Cynoglossum officinale	hundtunga	B	21
Deschampsia bottnica	gultåtel	B	21
Elytrigia juncea ssp. boreoatlantica	strandkvickrot	B	21
Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum	nordkråkbär	B	21
Euphrasia bottnica	strandögontröst	B	21

<i>Euphrasia frigida</i> var. <i>baltica</i>	klapperögökontröst	B	21
<i>Hippophaë rhamnoides</i>	havtorn	B	21
<i>Honckenya peploides</i>	saltarv	B	21
<i>Hypochoeris maculata</i>	slätterfibbla	B	21
<i>Isatis tinctoria</i>	vejde	B	21
<i>Lathyrus japonicus</i>	strandvial	B	21
<i>Lathyrus niger</i>	vippärt	B	21
<i>Milium effusum</i>	hässlebrodd	B	21
<i>Pyrola chlorantha</i>	grönpyrola	B	21
<i>Rubus saxatilis</i>	stenbär	B	21
<i>Rumex crispus</i>	krusskräppa	B	21
<i>Rumex longifolius</i>	gårdskräppa	B	21
<i>Rumex pseudonatronatus</i>	finnskräppa	B	21
<i>Scutellaria hastifolia</i>	toppfrossört	B	21
<i>Tripolium vulgare</i>	strandaster	B	21

Alger

<i>Chara aspera</i>	borststräpse	B	21
---------------------	--------------	---	----

1620**Skär och öar i Östersjön****Region**

Boreal Kontinental Metod

Sälar

<i>Halichoerus grypus</i>	gråsäl	B	K	Sälinventering
<i>Phoca hispida</i>	vikare	B		Sälinventering
<i>Phoca vitulina</i>	knubbsäl	B	K	Sälinventering

Fåglar

<i>Alca torda</i>	tordmule	B	K	25
<i>Anthus petrosus</i>	skärpiplärka	B	K	25
<i>Arenaria interpres</i>	roskarl	B	K	25
<i>Cephus grylle</i>	tobisgrissla	B	K	25
<i>Haematopus ostralegus</i>	strandskata	B	K	25
<i>Larus fuscus</i>	silltrut	B	K	25
<i>Stercorarius parasiticus</i>	labbb	B	K	25
<i>Sterna paradisaea</i>	silvertärna	B	K	25

1650**Smala vikar i Östersjön****Region**

Boreal Metod

Kärlväxter

<i>Callitriche hermaphroditica</i>	höstlänke	B	21
<i>Ceratophyllum demersum</i>	hornsärv	B	21
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	hårslinga	B	21
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	knoppslinga	B	21
<i>Myriophyllum spicatum</i>	axslinga	B	21
<i>Najas marina</i>	havsnajas	B	21
<i>Potamogeton filiformis</i>	trädnate	B	21
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	ålnate	B	21
<i>Ranunculus circinatus</i>	hjulmöja	B	21
<i>Ranunculus peltatus</i> ssp <i>baudotii</i>	vitstjälksmöja	B	21
<i>Ruppia cirrhosa</i>	skruvnating	B	21
<i>Ruppia maritima</i>	hårnating	B	21
<i>Zannichellia palustis</i>	hårsärv	B	21
<i>Zostera marina</i>	bandtång	B	21

Alger

<i>Chara aspera</i>	borststräpse	B	21
<i>Chara canescens</i>	hårsträpse	B	21
<i>Chara tomentosa</i>	rödsträpse	B	21

Fåglar

Cygnus olor	knölsvan	B	25
Podiceps cristatus	skäggdopping	B	25
Sterna hirundo	fisktärna	B	25

Bilaga 2. Avgränsning av vegetationstypområden för 1150, 1160 och 1650

Urdrag ur rapporten förslag till Manualer för uppföljning i marina miljöer, del 1, Gustav Johansson 2010.

Avgränsning av vegetationstypområden

För avgränsningen av vegetationstypområden används data från mellanrummen mellan rutorna (segment i Access-inmatningsapplikationen "Grunda") i Basininventeringen. Dessa data består av abundans för de förekommande arterna på en 4-gradig ordinalskala (se Basininventeringsmanualen). De dominerande arterna används för att urskilja vegetationstypområden. Man använder arter med sammanhängande sträckor med täckningsgrad på 3 eller 4 (enstaka 0-2 är OK) vilka plottas på en karta. Vissa arter, som t.ex. havsnajas och borstnate förekommer i många olika vegetationstyper och sådana arter kan vara lämpliga att utesluta då vegetationstypområdena ska avgränsas. Vegetationstyperna ritas in för hand eller med hjälp av t.ex. Hawth's tools, create minimum convex polygons tool (<http://www.spatial ecology.com/htools/createmp.php>). I vikar med mycket gles vegetation kan områden avgränsas endast om artsammansättningen skiljer sig kraftigt mellan olika områden. Då används även täckningsgrader 1 och 2. Områdena bör vara minst 100 m².

Figur 1 visar ett exempel från Östra Lermaren på Svartnö vid Furusund i Stockholms län där de vanligaste arterna plottats med olika grovlek på linjen för olika täckningsgrad. Borstnate, havsnajas, hornsärv och axslinga hör också till de dominerande arterna i viken men har ej tagits med i figuren eftersom de förekommer i alla delar och minskar på så vis tydligheten. Tre tydliga vegetationstyper framträder. En inre dominerad av rödsträfs (samt borstnate och havsnajas – samma vegetation återfinns även i den lilla viken i söder), ett område i mitten dominerat av en matta av slangalgen svartskinna (med inslag framförallt av havsnajas och axslinga) samt slutligen en blandad vegetation i den yttre delen av viken där skruvnating, knoppslinga och ålnate är vanliga. Här återfinns även hornsärv, borstnate, havsnajas och axslinga i relativt stora mängder även om den totala täckningsgraden av vegetationen är lägre i detta område än längre in i viken. Vegetationstypområdena ritas in för hand (Figur 2). När gränserna mellan vegetationstypområden går parallellt med transekter blir osäkerheten stor eftersom avståndet mellan basininventeringstransekter normalt är 50-100 meter. Sådana gränser korrigeras vid första uppföljningsbesöket (Figur 2).



Figur 1. Östra Lermaren, Stockholms norra skärgård, med de vanligaste arterna från Basinventeringens mellanrum mellan rutorna inritade. Tjockleken på linjen visar arternas abundans (endast klasserna 2, 3 och 4). Gult=rödsträfsse, mörkgrönt=svartskinna, lila=knoppslinga, rött=skruvnating och ljusgrönt=ålnate. Observera att det finns ett avsevärt överlapp på linjerna i vikens östra del. De mycket vanliga arterna borstnate, havsnajas, hornsärv och axslinga har inte tagits med för att inte göra bilden för otydlig. Dessa arter förekommer i hela viken men är i allmänhet vanligare i specifika delar som t.ex. havsnajas tillsammans med rödsträfsset.



Figur 2. Handritade gränser för vegetationstypområden baserade på informationen i Figur 2. Gränser som går mellan transekter är osäkra eftersom man har 50-100 meters spelrum. Gränserna inom den streckade cirkeln är korrigerade efter ett uppföljningsbesök.