

Utvärdering av videoteknik som visuell undervattensmetod för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter

Metodsäkerhet, precision och kostnader



Utvärdering av videoteknik som visuell undervattensmetod för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter

Metodsäkerhet, precision och kostnader

Martin Gullström (1), Göran Sundblad (2), Erik Mörk (3), Gustaf Lilliesköld Sjöo (3), Mona Naeslund (4), Christina Halling (4), Mats Lindegarth (5, 6)

1. Institutionen för ekologi, miljö och botanik, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm
2. AquaBiota Water Research, 115 50 Stockholm
3. Svensk Ekologikonsult, 115 43 Stockholm
4. ArtDatabanken, Sveriges Lantbruksuniversitet, 750 07 Uppsala
5. Institutionen för marina vetenskaper, Göteborgs universitet, Box 460, 405 30 Göteborg
6. Havsmiljöinstitutets enhet vid Göteborgs universitet, Tjärnö, 452 96 Strömstad

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:8

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2017-10-12

Ansvarig utgivare: Jakob Granit
Omslagsfoto: Jerker Lokrantz/Azote
ISBN 978-91-87967-56-6

Havs- och vattenmyndigheten
Box 119 30, 404 39 Göteborg www.havochvatten.se

Förord

Arbetet som presenteras i den här rapporten utgör underlag för inrättandet av ett nationellt program för s.k. biogeografisk uppföljning av marina naturtyper och arter inom ”delsystem hav”. Uppföljningen gäller främst marina naturtyper och arter inom art- och habitatdirektivet, s.k. Natura 2000-naturtyper och arter.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) ansvarar för delsystemen hav samt sjöar och vattendrag inom biogeografisk uppföljning. Naturvårdsverket (NV) ansvarar för de terrestra delsystemen och har i tillägg det nationella samordningsansvaret för art- och habitatdirektivet. ArtDatabanken (ADb)–SLU har fått i uppdrag av HaV att utreda och granska de akvatiska delsystemen. Denna rapport är ett resultat i ett sådant uppdrag för att utveckla den biogeografiska uppföljningen. Rapporten utgör inte något ställningstagande från NV:s eller HaV:s sida utan författarna ansvarar själva för innehållet.

För uppföljning av art- och habitatdirektivets naturtyper är principen att uppföljningen sker icke destruktivt i möjligaste mån, då direktivet är upprättat för att bevara biologisk mångfald. För biogeografisk uppföljning i havsmiljö i Sverige föreslås därför främst uppföljning med s.k. ”visuella metoder”, vilka omfattar vattenkikare, snorkling, dykning, undervattensvideo och ROV (remotely operated video).

Under 2012 utvärderades fyra olika metoder för tolkning av undervattensvideo och jämfördes med dykning. Metoderna utvärderades i Västerbottens-, Östergötlands-, Skånes- och Västra Götalands län. Detaljerad fältdata från studien redovisas i rapporter från Västerbottens-¹, Skånes-² samt Östergötlands- och Västra Götalands län³. Följande rapport är en sammanställning och utvärdering av metoderna från samtliga län. Data som samlats in levereras till SMHI för lagring och rapporter från studierna läggs efterhand upp på miljödataportalen. Ansvariga handläggare för projektmedel till denna studie har varit Mona Naeslund och Christina Halling ADb, Erland Lettevall HaV och Conny Jacobson NV.

Mikael Krysell, enhetschef
Göteborg 2017-10-11

Havs
och Vatten
myndigheten



ArtDatabanken



¹ Berglund m. fl. 2012 Utvärdering av undervattensvideo (dropvideo) i jämförelse med dykning som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper. Jämförande metodstudie i Västerbottens län.

² Sundblad m.fl. 2012. Utvärdering av undervattensvideo (dropvideo) i jämförelse med dykning som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper: Jämförande metod och verifiering i Skåne.

³ Blomqvist m.fl. 2012 Utvärdering av undervattensvideo (dropvideo) i jämförelse med dykning som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper. Metodbeskrivning och erfarenheter från fält- och analysarbete utfört i samband med Waters gradientstudier i Västra Götaland och Östergötland.

SAMMANFATTNING.....	7
SUMMARY	8
BAKGRUND	9
EU-direktiv och gynnsam bevarandestatus.....	9
Harmoniserad uppföljning av marina naturtyper och typiska arter	9
Målet med projektet	10
METODER	11
Försöksuppställning och replikering.....	11
De undersökta visuella metoderna	12
Möjlighet att identifiera arter	13
Dataanalys	13
RESULTAT OCH DISKUSSION.....	17
Taxonomisk upplösning och skattning av täckning	17
Precision och osäkerhet inom ruta	20
Repeterbarhet: skillnader mellan skattare	23
Total osäkerhet inom replikat.....	25
Tid och kostnad	28
Slutsatser	31
TACK	33
REFERENSER	34
BILAGA 1 – TYPISKA ARTER.....	36

Sammanfattning

Svensk naturvård är idag starkt kopplad till naturvårdsarbetet inom EU och styrs till en väsentlig del av olika direktiv. EU:s art- och habitatdirektiv är ett viktigt sådant direktiv som fokuserar på bevarande av den biologiska mångfalden. Den här rapporten presenterar en nationell studie, där det främsta syftet har varit att utvärdera undervattensvideo som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter definierade i EU:s art- och habitatdirektiv. Det övergripande målet är att utveckla ett väl fungerande och harmoniserat miljöövervakningsprogram i syfte att skydda och följa upp våra kuster och hav.

Projektet är utfört inom ramarna för ett samarbetsprojekt mellan Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket och ArtDatabanken (SLU). Resultaten ligger till grund för undersökningstypen *Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter* (Havs- och vattenmyndigheten manus) samt bidrar till det övergripande projektet *Biogeografisk uppföljning* (uppdragsavtal 2574-13). Studien utfördes under sommaren 2012 med huvudsyftet att jämföra och utvärdera data insamlat genom fyra olika fotografiska metoder: två videoanalysmetoder och två bildanalysmetoder, sinsemellan samt mot data insamlat genom dykning. Variabler som testades inkluderade taxonomisk upplösning, möjlighet att skatta olika organismers täckningsgrad med god precision samt de olika metodernas kostnadseffektivitet. För att få en helhetsbild av Sveriges kustzon så valdes fem geografiskt väl utspridda områden (från Bottenviken i norra Östersjön till Kosterarkipelagen nära den norska gränsen). Inom varje område gjordes undersökningarna på hård- respektive mjukbotten och inkluderade fem replikat per bottenotyp.

Resultaten visar att dykmetoden ger en högre taxonomisk upplösning än samtliga fotografiska metoder, och skattning av hela videofilmen (videoanalysmetoder) ger en högre taxonomisk upplösning än en skattning av stillbilder från filmen (bildanalysmetoder). Intressant ur ett miljöövervakningsperspektiv är att videoanalysmetoder visade likvärdig precision och replikerbarhet som dykmetoden. Kostnadmässigt visade resultaten att video- och bildanalysmetoderna är klart fördelaktiga i jämförelse med dykning. För att skapa ett harmoniserat miljöövervakningsinstrument och för att följa upp marina naturtyper och typiska arter enligt EU:s art- och habitatdirektiv kan undervattensvideo således anses vara ett intressant och lämpligt alternativ, vilket även andra nyligen utförda studier (t.ex. Sundblad m.fl. 2013 a, b, c) indikerar.

Summary

Nature conservation in Sweden is today strongly linked to nature conservation in the EU and is to a significant part regulated by various directives. The EU Habitat Directive is an important directive and focuses on conservation of biodiversity. This report presents a national study where the primary objective was to assess underwater video as a visual method for monitoring of marine habitats and typical species defined in the EU Habitat Directive. The overall goal is to develop a well-functioning and harmonized environmental monitoring program designated to protect and monitor our coasts and oceans.

The project is conducted within the framework of a joint project between the Swedish Agency for Marine and Water Management, the Swedish Environmental Protection Agency and the Swedish Species Information Centre, and the findings are the basis for the manual *Visual underwater methods for monitoring of marine habitats and typical species* (Havs- och vattenmyndigheten manus) and contribute to the project *Biogeographic monitoring* (contract 2574-13). The study was conducted during the summer of 2012 with the main objective to compare and evaluate data collected using four different photographic methods, two video analyzing methods and two still image analyses, among themselves and against data collected using SCUBA diving. Variables tested included taxonomic resolution, the ability to estimate various organisms' coverage with good precision and the cost efficiency of the different methods. To get a general picture of the Swedish coast, five geographically dispersed areas were selected (from the Gulf of Bothnia in the northern Baltic Sea to the Koster archipelago near the Norwegian border). Within each area investigations were carried out on hard- and soft bottoms and included five replicates per bottom type.

The results show that SCUBA gives a higher taxonomic resolution than photographic methods, while video techniques where the whole film was analysed turned out to be better than image photography methods where a number of still images from the videos were analysed. Interesting from a monitoring perspective is that video analyses from the whole film showed equivalent precision and repeatability as SCUBA. Regarding costs, the findings showed that the photographic methods are clearly advantageous in comparison with SCUBA diving technique. To create a harmonized environmental monitoring instrument and to monitor marine habitats and typical species under the EU Habitat Directive underwater video can be regarded as an interesting and good option, as also other recent studies (e.g. Sundblad et al. 2013a, b, c) have indicated.

Bakgrund

EU-direktiv och gynnsam bevarandestatus

Det svenska naturvårdsarbetet styrs till stor del av EU:s naturvårdsdirektiv. Ett huvudsyfte är att främja den biologiska mångfalden och livsmiljöer med höga naturvärden. Här har EU:s art- och habitatdirektiv (direktiv 92/43/EEG), tillsammans med fågeldirektivet (direktiv 97/409/EEG), en central och reglerande roll. Sverige har tillsammans med övriga EU-länder utformat en gemensam överenskommelse med ansvar att bevara de arter och naturtyper som listas i art- och habitatdirektivet.⁴ Var sjätte år ska varje medlemsland följa upp och rapportera till EU-kommissionen om bevarandestatusen för dessa arter och naturtyper enligt art- och habitatdirektivets artikel 17.⁵ År 2001 startade arbetet med en rapport om hur art- och habitatdirektivet har införts i svensk lagstiftning. Den första tillståndsrapporteringen gjordes 2007 och för Sveriges del omfattades ca 150 arter och 88 naturtyper, varav 4 arter och 9 naturtyper var helt eller delvis marina (Sohlman 2008). Den senaste tillståndsrapportering till EU-kommissionen utfördes under 2013, och då hade ytterligare två marina naturtyper tillkommit (Eide 2014). Rapporteringen är standardiserad inom EU och innehåller bedömningar av utbredningsområde (omfattar både arter och naturtyper), populationsstorlek (arter), förekomstsareal (naturtyper), kvalitet (naturtyper) och framtidsutsikter (arter och naturtyper). Målet med direktivets rapportering är att gynnsam bevarandestatus ska uppnås för alla berörda arter och naturtyper.

Kopplat till EU:s art- och habitatdirektiv så har ArtDatabanken på uppdrag av Naturvårdverket och Havs- och vattenmyndigheten drivit projektet ”Biogeografisk uppföljning av naturtyper och arter” under perioden 2009–2014. Huvudsyftet har varit att utveckla och etablera uppföljning kring de arter och naturtyper där sådan behövs men saknas, inom befintlig miljöövervakning och uppföljning (Johansson 2010, Naturvårdsverket 2010). Slutmålet är att det ska finnas ett etablerat, väl fungerande och komplett uppföljningssystem. Även uppföljning av skyddade områden såsom nationalparker, naturreservat och särskilt Natura 2000-områden utgör en viktig del i detta arbete (Haglund 2010, Dahlgren m.fl. 2012).

Harmoniserad uppföljning av marina naturtyper och typiska arter

För att beskriva tillstånd och förändringar i den marina miljön krävs en välplanerad och systematisk miljöövervakning där provtagningen är återkommande. Miljöövervakningen ger underlag för att nå nationella och

⁴ Se

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/sites_hab/biogeog_regions/index_en.htm m och <http://naturvardsverket.se/sv/Miljoarbete-i-samhallat/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Skydd-av-natur/Natura-2000/>.

⁵ Se http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/rep_habitats/index_en.htm

internationella miljömål och inkluderar bl a olika EU-direktiv. Väl utvecklade miljöövervakningsprogram är viktiga instrument för att skydda och följa upp våra kuster och hav. För att detta ska ske på ett så bra sätt som möjligt krävs standardiserade, objektiva och kostnadseffektiva metoder. Med fokus på Sveriges havs- och kustområden har projektet ”Biogeografisk uppföljning, delsystem hav” (Johansson 2010) identifierat ett antal metoder där det har saknats en standardiserad beskrivning för uppföljning. Likaså har det Naturvårdsverksfinansierade projektet ”Uppföljning av skyddade områden” identifierat behovet av standardiserade metoder vid framtagandet av en marin manual för uppföljning av skyddade områden (Dahlgren m.fl. 2012). En nyligen framtagen undersökningstyp med namnet *Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter* (Havs- och vattenmyndigheten manus) är tänkt att fungera som en manual för uppföljning och miljöövervakning av marina arter och naturtyper på nationell och regional nivå. Syftet är att utveckla en välfungerande och harmoniserad övervakning av marina växt- och djursamhällen kring Sveriges kust. Undersökningstypens metoder baseras främst på resultaten från denna rapport i samverkan med ett flertal andra relevanta rapporter (Svensson m.fl. 2011, Erlandsson 2013, Sundblad m.fl. 2013a, b, c,) samt på resultat från diskussioner vid uppföljningsmöten med referensgrupper (Dimming och Lindegarth 2013, Sundblad m.fl. 2013d).

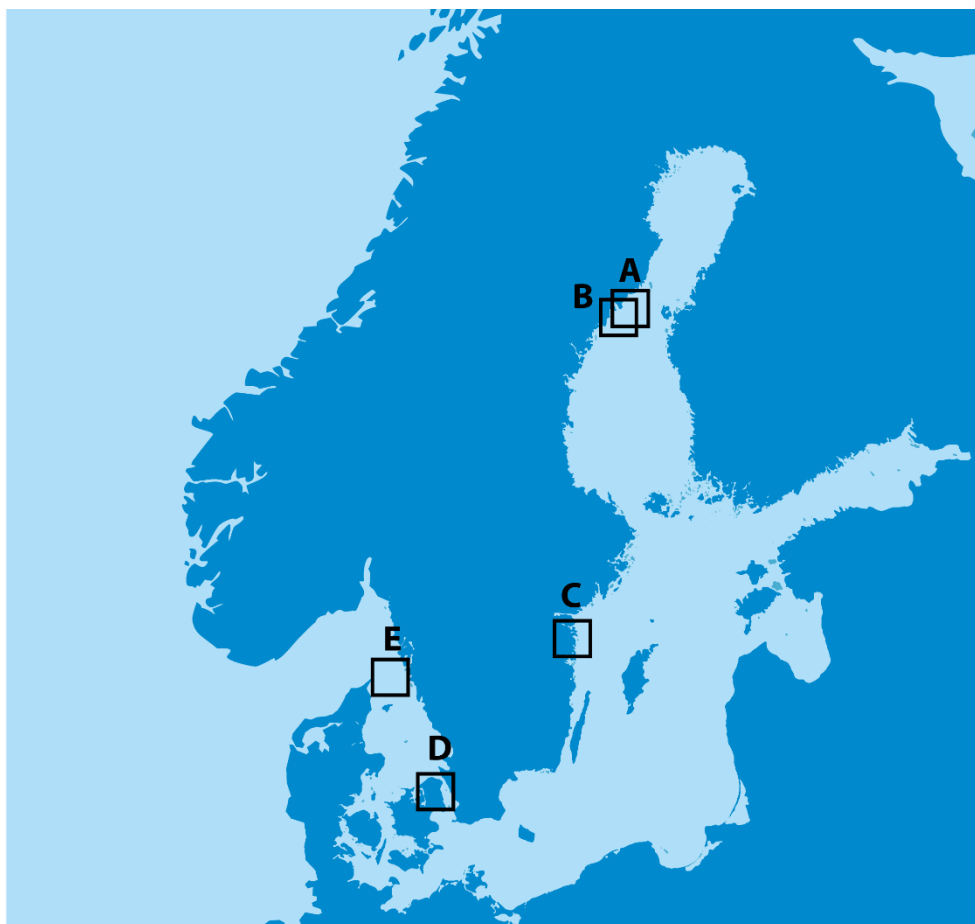
I Sverige finns idag 11 marina naturtyper som alla tillhör delsystem Hav inom den nationella uppföljningen av naturtyper och arter på biogeografisk nivå (Johansson 2010, Naturvårdsverket 2010, 2011, Dahlgren m.fl. 2012). När det gäller uppföljning av dessa naturtyper med fokus på typiska arter och känsliga/skyddade områden så gäller EU:s krav om användning av icke destruktiva metoder. Härvid är det av stort behov att testa, jämföra och utveckla indirekta visuella undervattensmetoder i form av dropvideo och annan lämplig videoteknik.

Målet med projektet

Den här rapporten har till huvuduppgift att utvärdera undervattensvideo som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter definierade i EU:s art- och habitatdirektiv. Fyra fotografiska metoder har jämförts sinsemellan och mot identifiering i fält med dykning. Metodernas effektivitet bedömdes och jämfördes utifrån deras taxonomiska upplösning, och deras möjlighet att skatta olika organismers täckningsgrad med god precision och på ett kostnadseffektivt sätt. Resultat från projektet ligger till grund för undersökningstypen *Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter* (Havs- och vattenmyndigheten manus). Rapporten utgör en sammanställning och analys av resultaten från fem delstudier utförda under sommaren 2012. Projektet planerades och koordinerades av ArtDatabanken på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Utförare av delstudierna var Länsstyrelsen i Västerbottens län (Snöan och Holmön, Berglund m.fl. 2012), Aquabiota (Skåne, Sundblad m.fl. 2012), samt Göteborgs universitet (inom forskningsprojektet WATERS, Östergötland och Orust-Tjörn, Blomqvist m.fl. 2012).

Metoder

Under sommaren 2012 genomfördes försöksinventeringar av växt- och djursamhällen med hjälp av undervattensvideo. De fem valda försöksområdena representerar den heterogenitet av naturliga förutsättningar som kännetecknar Sveriges långa och varierande kuststräcka, från Bottenviken i norr, via Skåne i söder, till Bohuslän längs västkusten. De områden som användes som försöksområden var Västerbotten (Holmön och Snöan), Östergötland, Skåne och Bohuslän (Orust-Tjörn) (Figur 1).



Figur 1. Karta över de 5 försöksområdena: Holmön (A), Snöan (B), Östergötland (C), Skåne (D) och Orust-Tjörn (E).

Försökuppställning och replikering

Inom varje försöksområde valdes lämpliga undersökningsplatser ut med hänsyn till både substrat och djupförhållanden. Djupintervallet ligger i de flesta fall inom 1–10 meters djup. De utvalda platserna innefattar naturtyperna sandbankar (1110), vikar och sund (1160) och rev (1170). För definition och vägledning av naturtyperna se Naturvårdsverket (2011). Totalt inkluderade studien 10 platser i varje utvalt område, varav 5 på hårbotten (i naturtyp 1170 rev) och 5 på mjukbotten (i naturtyp 1110 sandbank eller 1160 vikar och sund).

På varje plats inventerades en ruta och i vissa fall inventerades även extrarutor. Till följd av skillnader i försöksuppställning mellan olika områden varierar replikeringen mellan olika frågeställningar (Tabell 1). Skillnader mellan personer är baserade på två skattare som utvärderar samma replikat. Skillnader mellan repetitioner baseras på att samma skattare analyserar samma material vid två tillfällen (Tabell 1). När metoderna jämförs grupperas de inom de 5 olika försöksområdena och de två botten typerna (hård och mjuk), vilket ger en replikering på 5. När replikering saknas för en variabel inom ett område utesluts den från den aktuella analysen.

Tabell1. Replikering för de olika metoderna inom de olika områdena. n pers. = antal personer, n rep. = antal repetitioner

Plats	Personer/ repetitioner	Dykning	Video, kontinuerlig	Video, 7-gradig	Bilder, rutnät	Bilder, punkter
Holmön	n pers.	2	2	2	2	2
	n rep.	1	1	1	1	1
Snöan	n pers.	0	2	2	2	2
	n rep.	0	2	2	2	2
Östergötland	n pers.	2	2	2	2	2
	n rep.	1	2	2	2	2
Skåne	n pers.	2	2	1	1	1
	n rep.	1	2	2	1	1
Orust-Tjörn	n pers.	2	2	2	2	2
	n rep.	1	2	2	1	1

De undersökta visuella metoderna

Utplacering och filmning av försöksruta

Vid undersökningsplatsen placerades en 5 x 5 meters ruta ut på botten innan arbetets början. Rutan bestod av ett måttband eller en lina med vikter fästade i hörnen för att hålla rutan på plats. Rutan filmades sedan med dropvideokamera genom att en person hanterade kameran och såg till att botten filmades med en lämplig vinkel, med ca 0.5-1 m avstånd från botten.

Dykning

Den utlagda rutan inventerades av två dykare. Inventeringen inkluderade skattning av täckningsgrad för substrat och biota i en kontinuerlig skala (dvs. fri skattning mellan 1 och 100 procents täckning för varje ingående komponent). De arter som inte kunde identifieras i fält samlades in för artbestämning på laboratorium.

Kontinuerlig analys av videosekvens (Video-K, Video-7)

Det filmade materialet från varje ruta analyserades enligt två olika metoder, kontinuerlig- och 7-gradig skala (Video-K respektive Video-7). Video-K innebär precis som vid dykningen att den som analyserar materialet fritt kan skatta förekommande substrat och arters täckningsgrad mellan 1 och 100 procent från hela videofilmen. Video-7 innebär att varje förekommande substrattyp och art

skattas efter en täckningsskala med 7 klasser (1, 5, 10, 25, 50, 75 och 100 procent) från hela videofilmen. Notera att Video-7 är en s.k. semi-kvantitativ skala och att speciella statistiska metoder bör användas för att analysera och tolka dessa data. Eftersom skalan endast tillåter att mätningar antar ett begränsat antal värden är det osäkert hur medelvärden och framförallt osäkerhetsvärden ska tolkas. Trots detta är metoden inkluderad och analyserad på samma sätt som de kvantitativa måtten. Generellt kan man säga att metoden kan rekommenderas endast i händelse av att den visar sig vara betydligt mer kostnadseffektiv än kvantitativa skattningar eller om de kvantitativa skattningarna visar sig vara alltför osäkra.

Bildanalys av bilder från video (Bild-R, Bild-P)

Från det filmade materialet av en ruta slumpades 5 bilder vilka användes för bildanalys. I vissa fall togs dessa bilder istället med en separat kamera. Förekommande substrat och arters täckningsgrad analyserades sedan enligt två olika metoder, ”rutmetoden” (Bild-R) och ”punktmetoden” (Bild-P).

Bild-R innebär att ett rutnät bestående av 25 rutor (5 x 5 rutor) placeras ut framför bilden (antingen digitalt eller med hjälp av en plastfilm på skärmen). Detta innebär att varje ruta motsvarar 4 procent av den totala täckningen vilket fungerar som en vägledning för skattaren.

Bild-P använder istället 100 punkter som på samma sätt placeras framför bildskärmen. Denna metod är mer styrd då antalet punkter som vidrör en komponent summeras, och varje punkt utgör 1 procent av den totala täckningen. Organismer eller substrat som inte berörs av en punkt noteras inte.

Möjlighet att identifiera arter

De olika metodernas möjlighet att identifiera arter kan förväntas variera då vissa arter är svåra att identifiera utifrån video/bilder. Möjligheten att identifiera arter från bildmaterial utvärderades genom diskussioner inom en grupp av experter (Dimming och Lindegarth 2013). Expertgruppen har bedömt vilka av de dåvarande typiska arterna som art- och habitatdirektivet tillskrivit de undersökta naturtyperna sandbankar (1110), vikar och sund (1160) och rev (1170) som går att identifiera.

Vilka arter som utgör typiska arter för olika regioner, samt till vilken nivå de kan identifieras med kamera, redovisas i Bilaga 1. Bilagan behandlar organismer inom grupperna alger, kärlväxter, blötdjur, tagghudingar, ryggsångsdjur, kräftdjur, nässeldjur och ringmaskar. Habitatdirektivet innefattar även mer mobila organismer, såsom fiskar, vilka kan anses olämpliga att inventera med denna typ av visuella metoder. Dessa har därför uteslutits ur studien. De typiska arterna ses över var 6:e år vid rapportering till EU enligt artikel 17 (Eide 2014). De typiska arterna har därför reviderats något sedan expertgruppens analys och sju arter har tagits bort medan tio arter har tillkommit (se Bilaga 1).

Dataanalys

Metodernas effektivitet bedömdes och jämfördes utifrån deras taxonomiska upplösning och deras möjlighet att skatta organismernas täckningsgrad med

god precision och kostnadseffektivitet. Dessa kriterier användes för att (1) jämföra de fyra fotografiska metoderna mot identifiering i fält med dykning och (2) för att jämföra olika fotografiska metoder mot varandra för att identifiera den bästa strategin för att utforma en undersökningstyp.

Taxonomisk upplösning

Taxonomisk upplösning utvärderades med avseende på metodernas potential att upptäcka arter, dvs potential att skatta rätt artantal. Ur detta perspektiv betraktas metoder som ger förutsättningar att upptäcka många arter i en given miljö som bättre än de som möjliggör upptäckt av färre. Dessutom jämfördes metodernas möjligheter att med säkerhet identifiera typiska arter för de olika naturtyperna.

Övergripande jämförelser av diversitet och täckning

Metodernas övergripande samstämmighet när det gäller att mäta diversitet och täckningsgrad bedömdes både utifrån jämförelser av medelvärden för metoder inom områden och statistiska analyser på replikatnivå inom områden.

Osäkerhet inom en ruta (provtagningseenhet)

Metodernas repeterbarhet och osäkerhet med avseende på att bestämma artantal och täckningsgrad i en specifik hård- eller mjukbottensruta skattades med hjälp av beräkning av variansbidrag med en "restricted maximum likelihood" metod (REML) i programmet R (biblioteket "lme4" och funktionen "lmer()"; R Development Core Team 2008). Eftersom provtagningsdesignen varierade mellan metoder och mellan områden kunde detta inte göras på ett fullständigt enhetligt sätt för alla metoder och områden. I princip kan variansen av ett skattat värde i en ruta för Dyk, Video-K och Video-7 beskrivas som:

$$V[\bar{Y}_{Ruta}] = \frac{s_{Avläsare}^2}{a} + \frac{s_{Repetition}^2}{an},$$

där $s_{Avläsare}^2$ och $s_{Repetition}^2$ är variationen mellan och inom avläsare och a och an är antalet avläsare och antalet repetitioner per avläsare. Vanligtvis är a=n=1 men eftersom dessa undersökningar var utformade för att mäta variansbidragen så var a och n 1 eller 2. Eftersom Bild-R och Bild-P innebar att filmer subsamlades med 5 bilder måste dessa metoder skrivas:

$$V[\bar{Y}_{Ruta}] = \frac{s_{Avläsare}^2}{a} + \frac{s_{Bild}^2}{b} + \frac{s_{Repetition}^2}{abn},$$

där s_{Bild}^2 är variationen mellan bilder inom ruta och b är antalet bilder per ruta (notera att vissa förenklingar gjorts i dessa formler genom att interaktionseffekter anses ingå i de enskilda bidragen). Dessa formler speglar alltså osäkerheten då en enskild ruta provtas. Notera också att osäkerheten för bildmetoderna kan påverkas genom att man ökar eller minskar antalet bilder även om vi i dessa undersökningar hade standardiserat antalet (b) till 5.

Kostnad för en ruta (provtagningseenhet)

Tidsåtgång för de olika metoderna beräknas utifrån hur många minuter som krävs för att inventera ett replikat (en ruta). Tidsskattningen inkluderar aktiv tid i fält och tolkning/protokollföring på laboratorium. Minuterna anger den sammanlagda arbetsinsatsen för alla inblandade, varför fälttiden för dykning baseras på tre personer (ett dyklag) och video/bild-analysmetoderna baseras på två personer (en som hanterar kameran och en som kör båten). Tidsåtgången för video- och bildanalys beräknas sedan på en person för samtliga metoder. Kostnadsanalysen inkluderar inte kringkostnader för t.ex. transport, förberedelser, logi, utrustning mm, då dessa poster varierar stort mellan uppdrag och utförare.

Rumslig variation, precision och dimensionering

Övervakning eller skattning av diversitet och täckning i ett definierat område beror på metodernas osäkerhet och hur stor den rumsliga (och tidsmässiga) variationen är inom området. Inom detta projekt karakteriserades rutorna som mjukbotten eller hårbotten inom varje område och därmed kan den rumsliga variationen mellan rutor s_{Ruta}^2 inom respektive typ skattas. Med hjälp av denna kunskap kan den totala variationen runt ett medelvärde inom ett område för Dyk, Video-K och Video-7 beräknas från:

$$V[\bar{y}_{Område}] = \frac{s_{Ruta}^2}{r} + \frac{s_{Avläsare}^2}{ar} + \frac{s_{Repetition}^2}{ran}$$

och för bildanalysmetoderna från:

$$V[\bar{y}_{Område}] = \frac{s_{Ruta}^2}{r} + \frac{s_{Avläsare}^2}{ar} + \frac{s_{Bild}^2}{br} + \frac{s_{Repetition}^2}{ravn}$$

där r är antalet rutor inom område och botten typ. Om vi antar att en framtida övervakningsmetod väljs utifrån vilken av dessa metoder som ger den mest gynnsamma kombinationen av precision och kostnad kan vi nog utgå ifrån att antalet avläsare och repetitioner per avläsare är ett, d.v.s. a=n=1. För dyk och video reduceras då formeln för variation till:

$$V[\bar{y}_{Område}] = \frac{s_{Ruta}^2}{r} + \frac{s_{Avläsare}^2}{1*r} + \frac{s_{Repetition}^2}{r*1*1} = \frac{(s_{Ruta}^2 + s_{Avläsare}^2 + s_{Repetition}^2)}{r}$$

Med denna information kan vi sedan modellera variationen och osäkerheten hos ett skattat medelvärde om olika antal rutor (r) provtas med olika metoder. Genom att vi dessutom har kunskap om kostnaden för provtagning av en ruta med de respektive metoderna kan osäkerheten även beräknas som funktion av kostnaden (här uttryckt i tidsåtgång).

Slutligen kan det också nämnas att ett visst värde på osäkerhet (eller variation) för det mesta bör tolkas i relation till sitt medelvärde. Betydelsen av en osäkerhet (exv. standard error, SE) på 10 enheter runt ett medel på 100 (10 procent) är helt annorlunda i jämförelse med om medelvärdet är 10 (100 procent). Därför uttrycks osäkerheten ofta i relation till medelvärdet, CV:

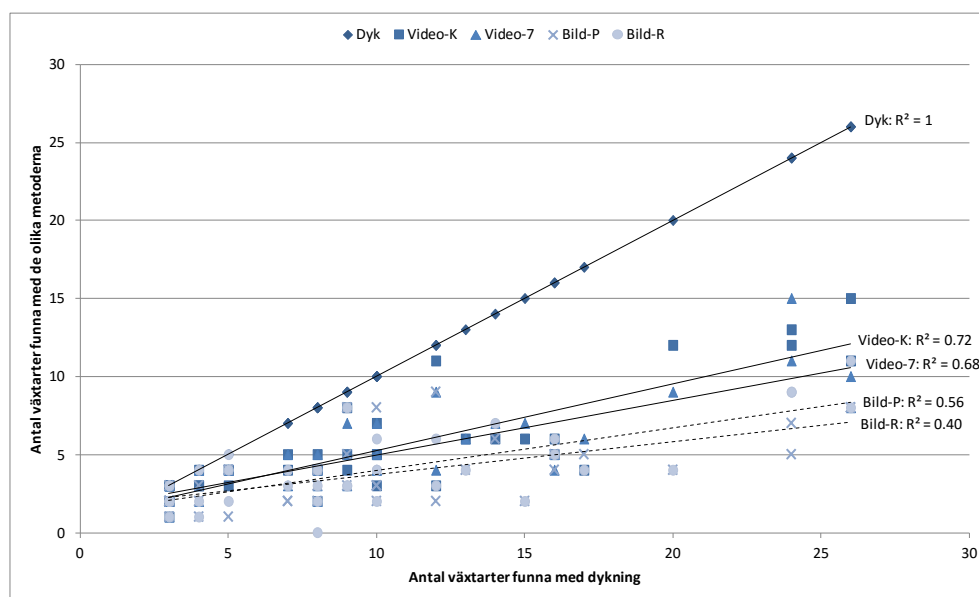
$$CV_{\text{område}} = \sqrt{\frac{V[\bar{y}_{\text{område}}]}{r}}$$

Statistiska analyser. Skillnader mellan metoder testades med nestad ANOVA, där metod grupperades inom försöksområde. Detta medför att testet inte inkluderar interaktionen mellan metoder och områden utan istället jämför metoderna inom vardera område. I de fall post hoc-tester genomfördes, användes Tukey's HSD test (HSD). Förutsättningarna för att kunna genomföra ANOVA testades genom att normalfördelning för de ingående variablerna kontrollerades. Variansernas homogenitet testades med Cochran's C-test och avsaknad av korrelation mellan medelvärden och varianser kontrollerades.

Resultat och diskussion

Taxonomisk upplösning och skattning av täckning

De fem metoderna uppvisade olika potential att påvisa förekomst av växtarter (Figurer 2–3), där båda videoanalysmetoderna (Video-K och Video-7) hade större möjlighet att återspegla en ökning i antalet förekommande växtarter än de båda bildanalysmetoderna (Bild-R och Bild-P) (Figur 2). Videoanalys kom oavsett metod dock inte upp i lika högt antal identifierade arter som dykning. Skillnaden mellan metoderna blir större med ett ökande totalartantal (Figur 2), vilket innebär att förekomst av enstaka arter (särskilt i artrika miljöer) kan förbises med både video- och bildanalys. Detta beror dels på att man med dykning kan identifiera arter i olika växtlager och dels på att dykaren kan undersöka individer mer noggrant (samt samla in exemplar för att säkerställa artidentifiering på laboratorium). Dykaren kan även upptäcka och identifiera arter och individer som är små och därmed lätt förbises med bild- och videoanalysmetoder. Videoanalys har dock större potential att upptäcka förekomst och nyetablering av arter än bildanalys.

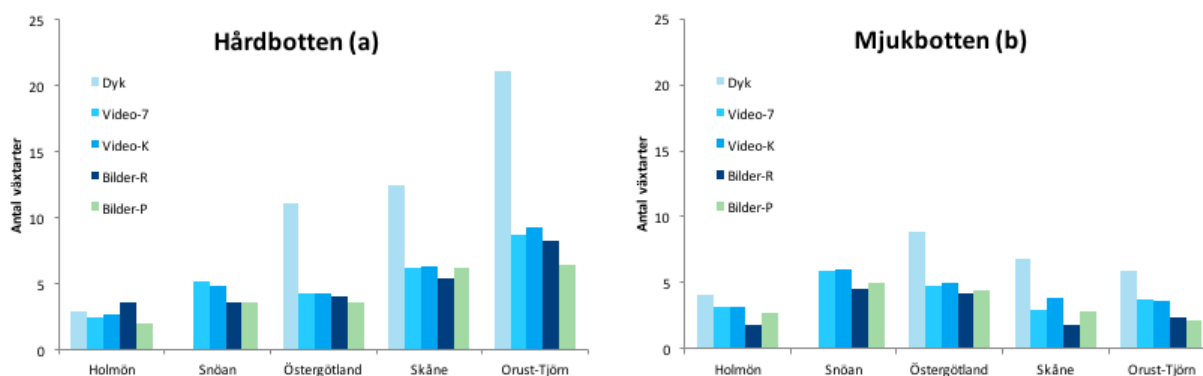


Figur 2. Artantal funna med de olika metoderna. Dykning identifierar det största antalet arter, varför de övriga metodernas funna artantal relateras till denna metod. Släta linjer markerar dykning (Dyk) och videoanalys (Video-K, Video-7). Streckade trendlinjer markerar bildanalys från video (Bild-P, Bild-R). R^2 -värdena anger hur väl punkterna för respektive metod korrelerar till sin linje.

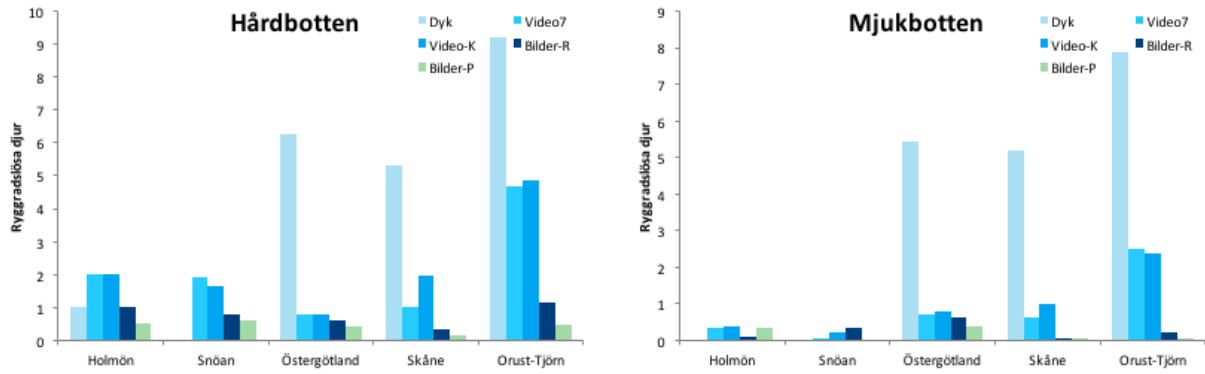
Potentialen att med de olika metoderna påvisa förekomst av ryggradslösa djur (evertebrater) uppvisade samma mönster som för växter. Dykning var återigen den metod som skattade högst antal arter, följt av video- och slutligen bildanalysmetoderna, där viss variation gjorde att bildanalysmetoderna i vissa områden skattade antalet arter i nivå med videoanalysmetoder (Figur 4).

När den här studien gjordes fanns i habitatdirektivet för naturtyperna sandbankar (1110), vikar och sund (1160) och rev (1170) i Sverige totalt 86 typiska arter inom grupperna alger, kärlväxter, blötdjur, tagghudingar, ryggrängsdjur, kräftdjur, nässeldjur och ringmaskar (redovisas i Bilaga 1). Av dessa kan 29 stycken anses vara identifierbara till artnivå med video- och bildanalysmetoder (om bildkvaliteten är god). Levnadssättet för ett flertal av dessa arter gör att abundans inte alltid går att skatta på ett helt tillförlitligt sätt. Ytterligare 25 av de typiska arterna kan identifieras med video- och bildanalysmetoder om de förs till artkluster (t.ex. *Chara* spp.). Övriga 32 arter bedöms vara svåridentifierade med kamera, men kan med större säkerhet skattas med dykning. Habitatdirektivet innefattar även andra mobila organismer, såsom fiskar, vilka kan anses olämpliga att inventera med denna typ av visuella metoder. Observera att typiska arter för respektive naturtyper ses över vart 6:e år i samband med rapportering av status för naturtyper till EU, den s.k. artikel 17 rapporteringen (Eide 2014). Under 2013 genomförde expertgruppen den senaste revideringen av typiska arter, vilket innebar att sju arter togs bort och tio arter tillkom (Arterna indikeras i Bilaga 1).

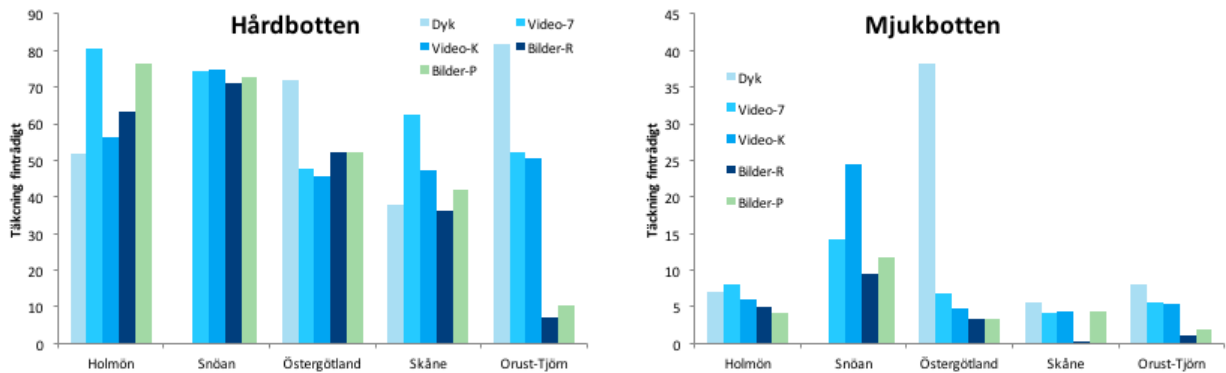
För att uppnå en hög taxonomisk nivå där samtliga typiska arter är identifierbara utgör endast dykning en lämplig metod, särskilt i artrika miljöer. För uppföljning av naturtyper på en mer översiktlig nivå samt för vissa typiska arter (Bilaga 1) kan dock videoanalys utgöra en fullgod metod, förutsatt att arterna inte är överväxta till en grad då de inte längre kan identifieras.



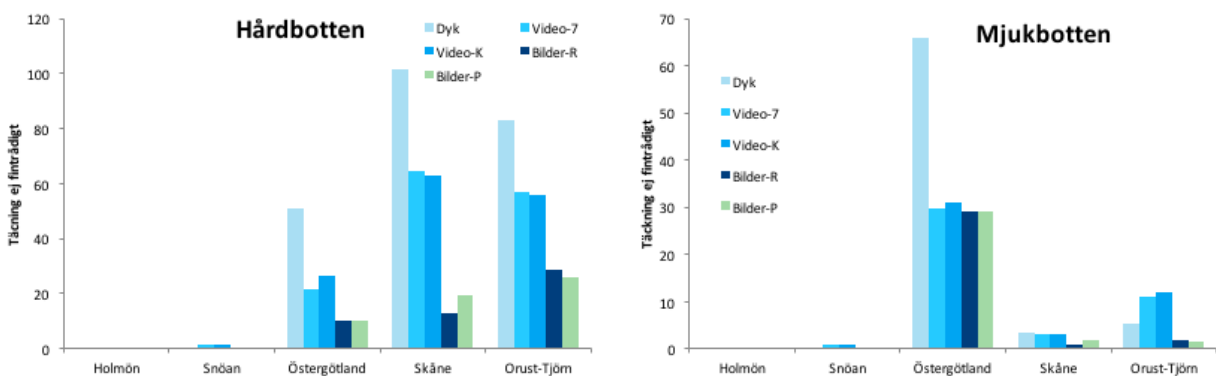
Figur 3. Medelantal växtarter skattad på (a) hårdbotten och (b) mjukbotten i olika områden och med olika visuella undervattensmetoder (n = 5).



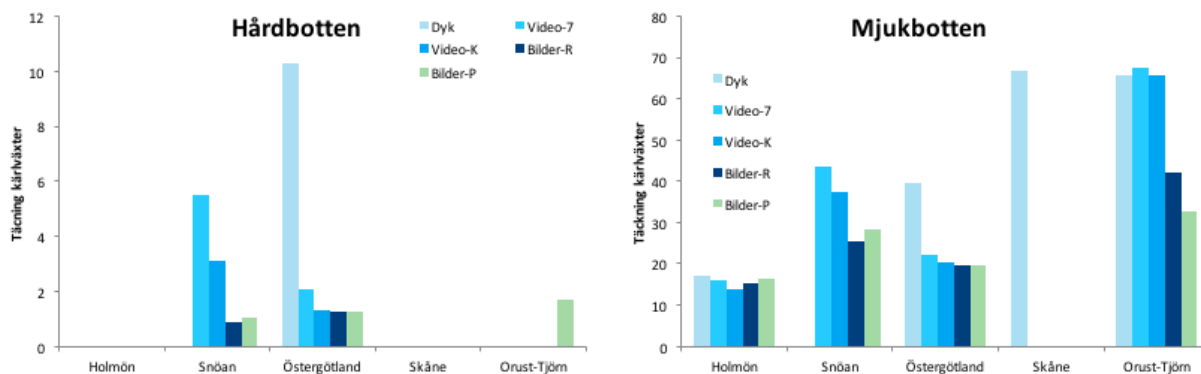
Figur 4. Medelantal ryggradslösa djurarter skattad på (a) hårbotten och (b) mjukbotten i olika områden och med olika visuella undervattensmetoder (n = 5).



Figur 5. Medeltäckningsgrad av fintrådiga alger skattad på (a) hårbotten och (b) mjukbotten i olika områden och med olika visuella undervattensmetoder (n = 5).



Figur 6. Medeltäckningsgrad av ej fintrådiga alger skattad på (a) hårbotten och (b) mjukbotten i olika områden och med olika visuella undervattensmetoder (n = 5).



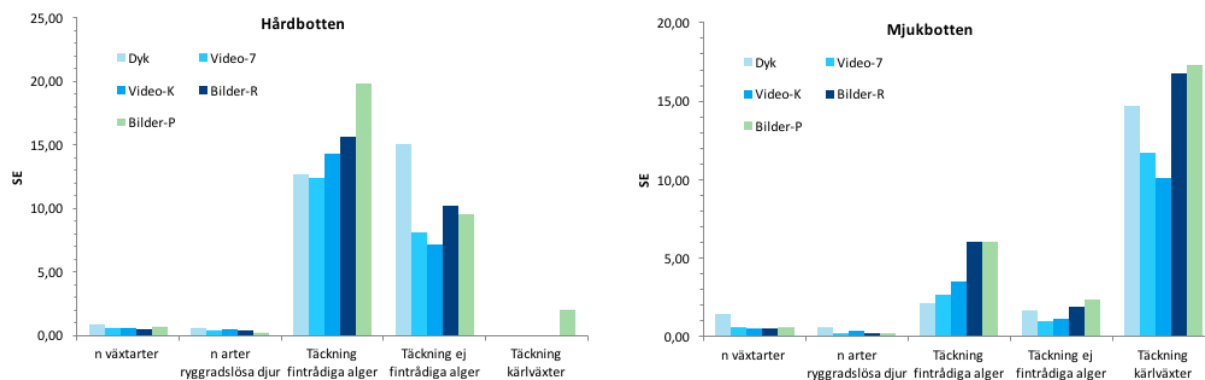
Figur 7. Medeltäckningsgrad av kärlväxter skattad på (a) hårbotten och (b) mjukbotten i olika områden och med olika visuella undervattensmetoder (n = 5).

Metodernas relativa skattning av täckningsgrad för olika växtgrupper varierade sinsemellan samt även mellan områden och mellan botten typer (Figurer 5–7). I samhällen där 3D-komplexiteten var stor hade dykning högre täckning än video, som i sin tur hade högre täckning än bilder. Detta beror på att video och bilder främst kan analysera växtsamhället utifrån ett 2D-perspektiv vilket medför att de inte kan skatta mer än 100 procent sammanlagd täckning, medan dykning kan skatta täckning i olika lager (vilket gör att den sammanlagda täckningen kan bli mer än 100 procent). Täckning av ej fintrådiga alger var den enda växtgrupp som skiljde sig statistiskt mellan metoderna (nestad ANOVA; $F_4=3.70$, $p<0.01$) där dykning hade en generellt högre täckning än de två bildanalysmetoderna (Tukey's HSD; $p < 0.01$). Video- och bildanalysmetoderna skiljde sig dock inte åt inbördes.

För vissa vegetationstyper, t.ex. *Zostera marina* (ålgräs), kan en viss skevhet mellan metoderna förväntas, då vegetationstyperna kan bedömas ha olika täckningsgrad med olika metoder. När det gäller *Z. marina* så får den arten ofta en högre täckningsgrad med dykning och video än den får i en bild (se t.ex. mjukbotten, Orust-Tjörn i Figur 7). Detta beror på att en ålgräsäng som växer tätt kan bedömas till närmare 100 procent vid inventering från film eller dykning. Den får dock en lägre täckning när man gör samma skattning baserat på en bild uppdelad i antingen punkter eller rutor. Detta är viktigt att betänka när data från olika undersökningsmetoder jämförs.

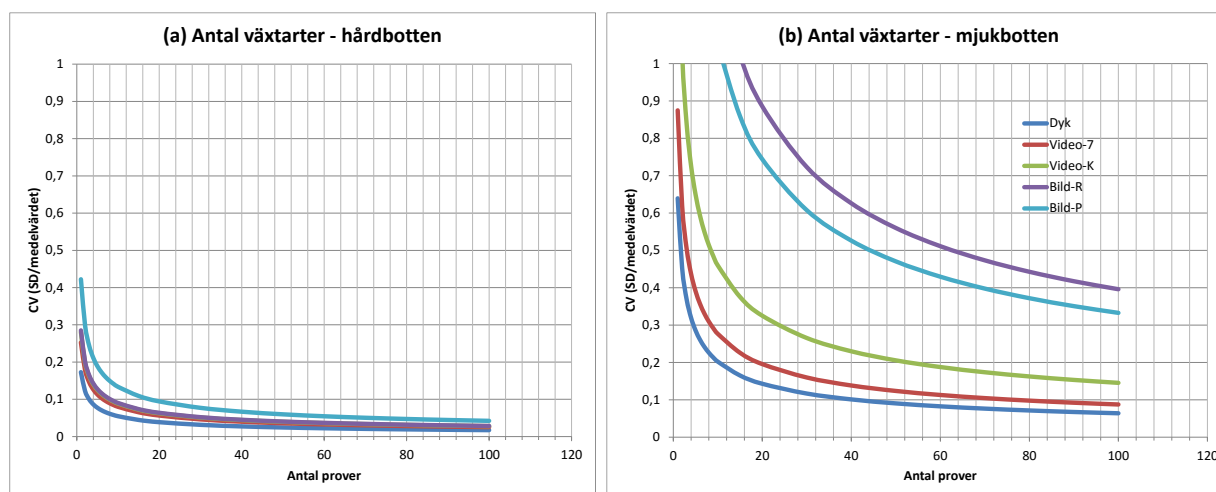
Precision och osäkerhet inom ruta

Den variation som är associerad till de olika metoderna (mellan replikat) inom de olika områdena är direkt avgörande för vilken möjlighet det finns med respektive metod att upptäcka skillnader mellan undersökningstillfällena och/eller försöksområden. Med andra ord medför en stor variation mellan replikat (SE) en låg precision. Gemensamt för alla metoder är att de skattar täckning med större precision när täckningen är låg (Figurer 3–8), vilket tydligt visar sig vid jämförelser mellan hård- och mjukbotten inom områden och metoder (där skattningarna utförs av samma personer).

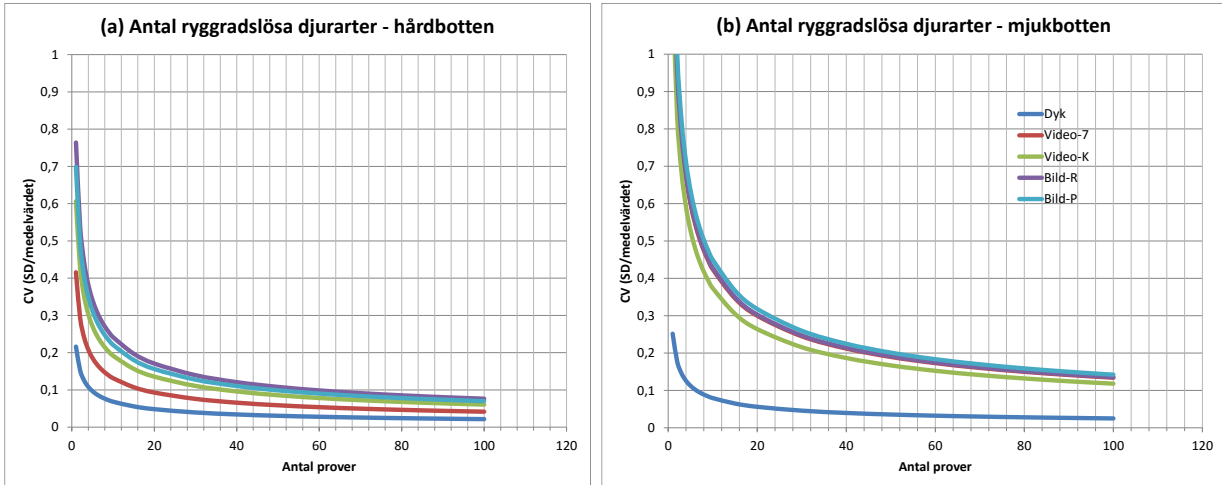


Figur 8. Variation (SE) över alla fem försöksområdena på hårdbotten (till vänster) och mjukbotten (till höger).

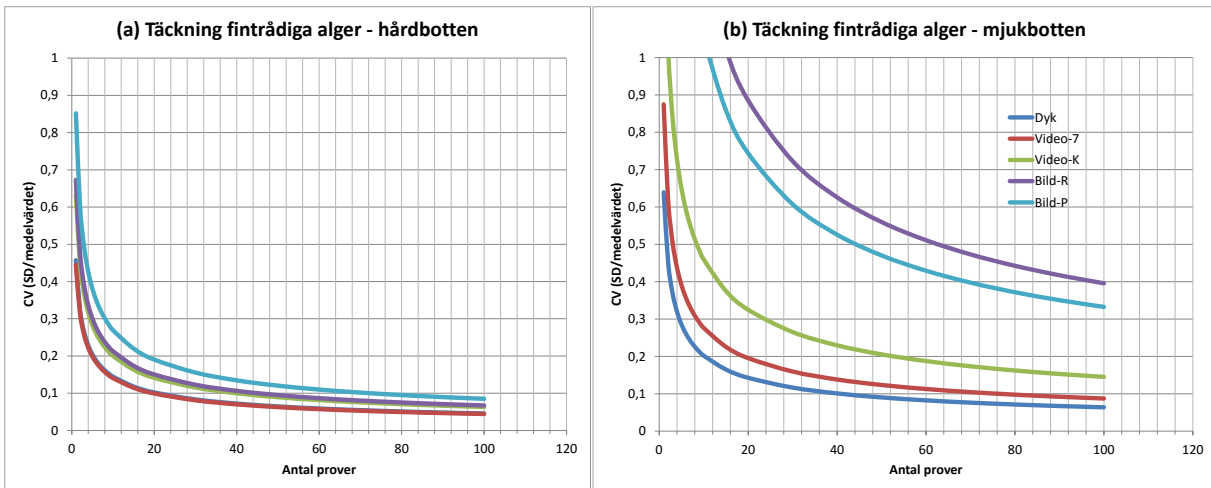
Analys av antal prover som krävs för att uppnå önskad precision visar generellt att de båda bildanalysmetoderna är sämre än dykning och videoanalysmetoderna, både gällande taxonomisk upplösning och säkerhet i skattning av täckningsgrad för de olika organismgrupperna (Figurer 9–13). Jämfört med video visade dykning en något högre precision när det gäller att identifiera arter (Figurer 9–10), dock skattar dykning och video organismers täckning med relativt likartad precision (Figurer 11–13).



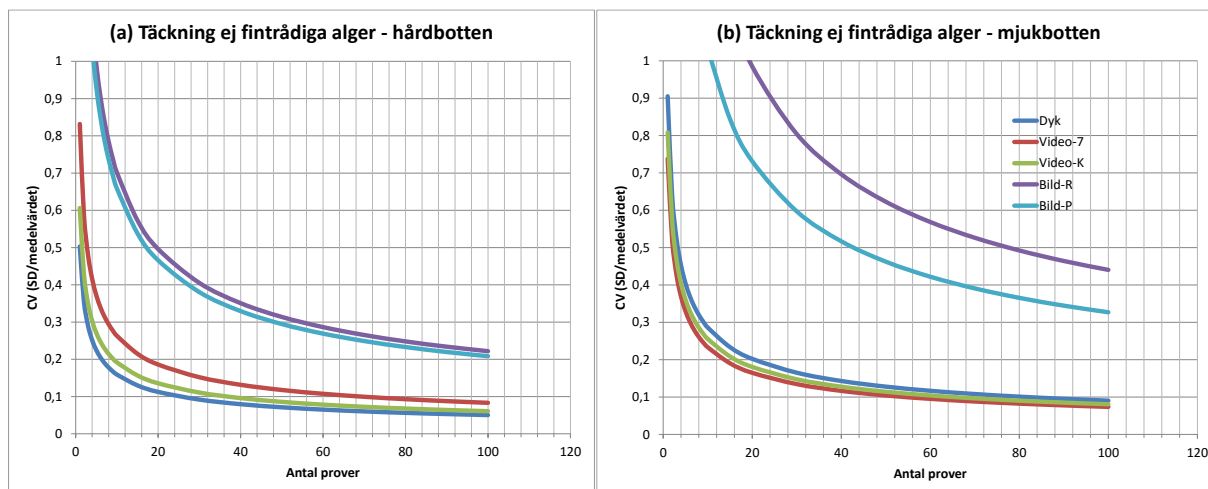
Figur 9. Precision i form av variationskoefficienten (CV, dvs SD/medelvärde) som funktion av antal prover med olika metoder för antal växtarter på (a) hårdbotten och (b) mjukbotten.



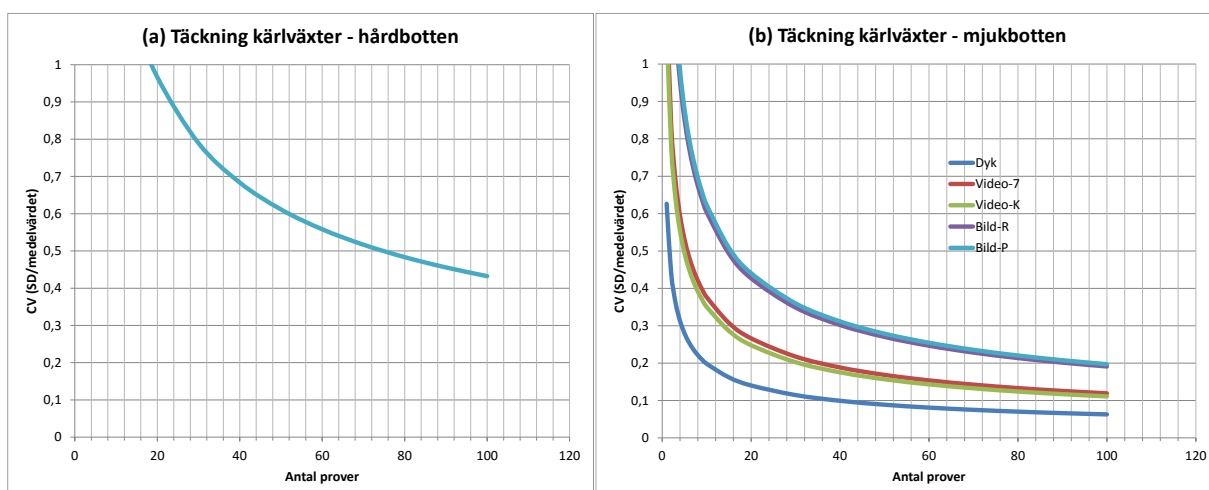
Figur 10. Precision i form av variationskoefficienten (CV, dvs SD/medelvärde) som funktion av antal prover med olika metoder för antal ryggradslösa djurarter på (a) hårbotten och (b) mjukbotten.



Figur 11. Precision i form av variationskoefficienten (CV, dvs SD/medelvärde) som funktion av antal prover med olika metoder för täckningsgrad av fintrådiga alger på (a) hårbotten och (b) mjukbotten.



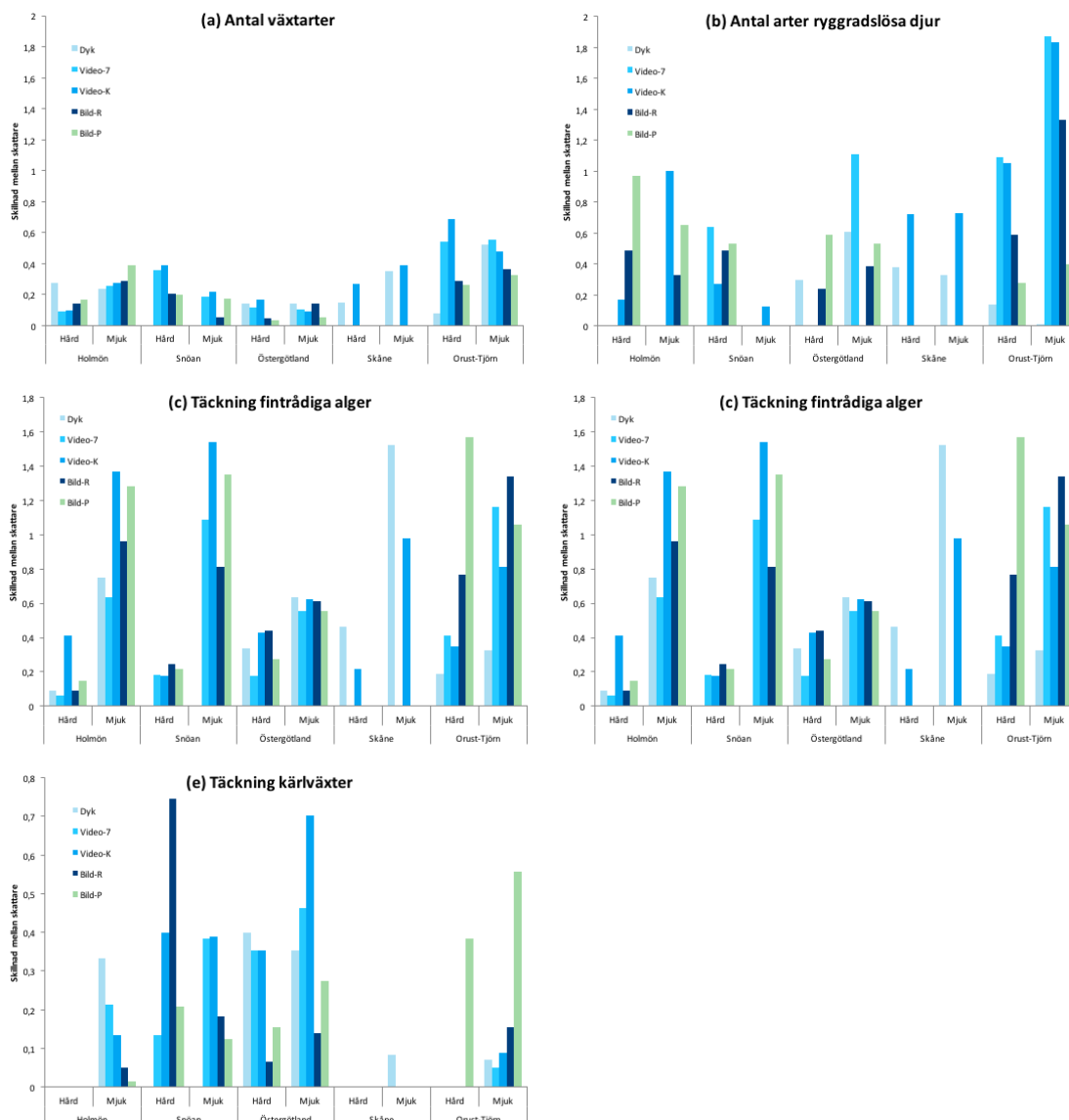
Figur 12. Precision i form av variationskoefficienten (CV, dvs SD/medelvärde) som funktion av antal prover med olika metoder för täckningsgrad av ej fintrådiga alger på (a) hårbotten och (b) mjukbotten.



Figur 13. Precision i form av variationskoefficienten (CV, dvs SD/medelvärde) som funktion av antal prover med olika metoder för täckningsgrad av kärlväxter på (a) hårbotten och (b) mjukbotten.

Repeterbarhet: skillnader mellan skattare

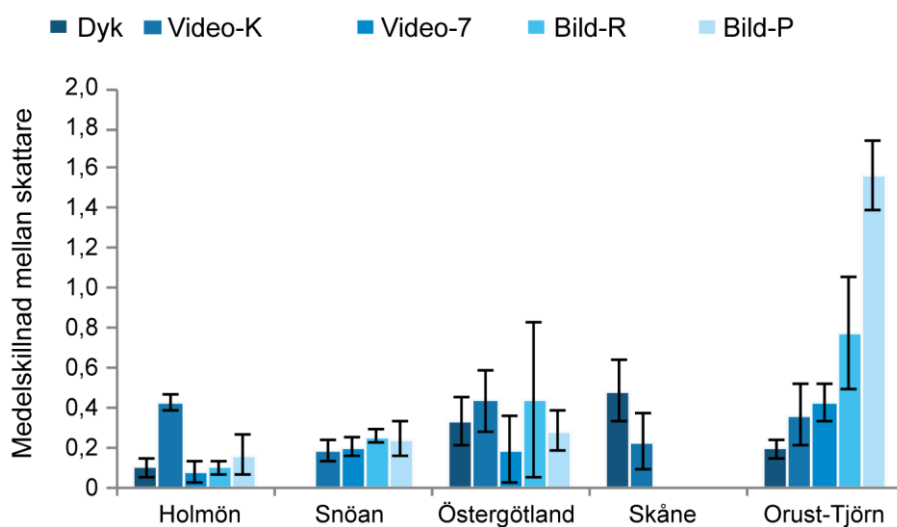
Dyk- och videoanalysmetodernas lämplighet att utvärdera växtsamhällens utbredning kan inte skiljas statistiskt från varandra med avseende på täckningsskattningar och precision (Figur 14). Därmed får de olika metodernas repeterbarhet än större vikt för att utvärdera deras relativa lämplighet för miljöövervakning. Repeterbarheten kan utvärderas genom analys av hur väl en skattning kan upprepas av samma skattare (skattning av samma replikatyta), samt hur mycket skattningarna skiljer mellan olika personer (två personer skattar samma yta). Skillnaden mellan skattare inom de olika försöksområdena beräknas som medelavvikelse mellan skattare och ger ett mått på osäkerhet mellan personer för de olika metoderna och mätvariablerna. Denna osäkerhet uttrycks som den andel av medelvärdet som skiljer de två skattningarna åt.



Figur 14. Medelskillnad mellan skattare (uttryckt i procent) för artantal (a, b) och täckning (c, d, e) per område för de olika metoderna och på hård respektive mjuk botten.

Den relativa skillnaden mellan inventerare som skattar artantal vid dykning påverkas av medelartantalet, där skillnaden mellan skattare blir större vid låga medelartantal. Videoanalysmetoderna är likvärdiga med dykning vid låga artantal, medan osäkerheten hos båda videoanalysmetoderna ökar med artantalet. Detta beror förmodligen på att ökande artantal fångas upp med högre säkerhet genom dykinventering, vilket leder till att skillnaderna mellan skattare blir proportionerligt mindre när artantalet är stort. Tolkning av videomaterialet kan inte med samma säkerhet identifiera arter vilket gör att skillnader mellan skattare blir större vid stora artantal. Även för evertebrater uppvisar dykning minst skillnad mellan skattare (kan inte utvärderas i alla områden) och skillnaderna minskar med ökat artantal.

Dykning och **Video-7** uppvisar de minsta skillnaderna mellan skattare, med avseende på täckningsgrad av de undersökta växtgrupperna. Av dessa två metoder ger dykning mindre skillnader vid höga medelvärden, medan videoanalys ger mindre skillnader vid lägre täckningsgrader. Video-K ger en något större skillnad mellan skattare än Video-7. Detta gäller dock inte i alla områden, varför skillnaden mellan dessa metoder kan anses liten. Bildanalys kan vid låga täckningsgrader vara likvärdiga med andra metoder, men vid höga täckningsgrader (såsom i Orust-Tjörn) är metoden sämre än övriga metoder (Figur 15).



Figur 15. Skillnad mellan skattare vid undersökning av fintrådiga algers täckning, uttryckt i andel av medelvärdet.

Total osäkerhet inom replikat

Osäkerheten inom ett replikat beräknas utifrån den sammanlagda variationen inom en undersökt ruta, som delas med medelvärdet för att ge en skattning av precision inom replikatet. Total osäkerhet inom ett replikat skiljer sig från ”skillnaden mellan skattare”, då det även inkluderar skillnader mellan repetitioner, d.v.s. osäkerhet inom enskilda skattare. Beträffande bildanalysmetoderna inkluderar måttet även variation mellan enskilda bilder (5 st) inom varje replikat.

Dykning uppvisar lägre osäkerhet för artantal av både växter och evertetrater än videoanalysmetoderna, vilka i sin tur har en lägre osäkerhet än bildanalysmetoderna (Tabell 2). Detta beror till viss del på de olika metodernas förmåga att registrera arter, då de summerade osäkerheterna delas med medelvärdet vid beräkning av osäkerhet per replikat.

Även täckningsskattning av fintrådiga alger fick lägre osäkerhet med dykning än med videoanalysmetoderna, där Video-7 fungerade bättre än Video-K (Tabell 2). De två bildanalysmetoderna var likartade och uppvisade den sämsta precisionen. Samma mönster återfanns för ej fintrådiga alger med undantaget att de två videoanalysmetoderna då var likvärdiga. Alla metoder har relativt låg osäkerhet beträffande täckning av kärleväxter på mjukbotten, där Bild-P

fungerar sämst. Samtliga täckningskattningar följer åtminstone delvis medelvärdet, då osäkerheten minskar med ökande täckningsgrad.

Då metoderna har olika förmåga att registrera förekommande arter och att skatta täckning i miljöer med olika komplexitet (där strukturell komplexitet, artantal och diversitet spelar roll) kan deras osäkerhet förväntas variera mellan geografiska områden. Både dykning och videoanalys visar minskande osäkerhet med avseende på artantal (för både växter och evertebrater) ju närmare västkusten man kommer till följd av deras förmåga att återspegla det ökande artantalet.

Dykning saknar geografiska mönster för osäkerhet av olika växtgruppers täckningsgrad, vilket speglar avsaknaden av geografiska mönster i skattningen av medeltäckningsgrad. På en relativ skala visar videoanalysmetoderna lägre osäkerhet där täckningsgraden av den undersökta gruppen är stor, dvs. filamentösa alger har lägst osäkerhet i Bottenviken och kärlväxter och icke-filamentösa alger har lägst osäkerhet på västkusten. I likhet med dykning saknat bildanalysmetoderna tydliga geografiska mönster och följer inte medelvärdena för täckning, vilket tyder på stor variation i materialet.

Summering

Sammanfattningsvis visar resultaten att repeterbarheten (både skillnad mellan skattare och total osäkerhet inom ett replikat) är likvärdig mellan dykning och videoanalys. Gällande artantal är dykning den mer repeterbara metoden, eftersom betydligt fler arter noteras med dykning, medan metoderna kan anses relativt likvärdigt repeterbara med avseende på återspeglning av täckningsgrad. De båda bildanalysmetoderna har generellt den sämsta repeterbarheten, där Bild-R dock är något bättre än Bild-P. De två videoanalysmetoderna uppvisar inga genomgående skillnader, även om Video-7 åtminstone vid ett par jämförelser tycks vara mer repeterbar än Video-K.

Tabell 2. Total osäkerhet per inventerad ruta för de olika metoderna inom de olika geografiska områdena (CV-område, se Dataanalys under Metoder).

	Holmön		Snöan		Östergötland		Skåne		Orust-Tjörn	
	Hård	Mjuk	Hård	Mjuk	Hård	Mjuk	Hård	Mjuk	Hård	Mjuk
n arter ryggradslösa djur										
Dyk	0	0			0,17	0,2	0,16	0,16	0,11	0,12
Video-7	0	0	0,23	2,31					0,23	0,41
Video-K	0,24	1,07	0,45	2,17			0,28	0,8	0,25	0,51
Bild-R	0,56	25,03	0,33						0,47	2,87
Bild-P	0,63	7,55	0,34						0,94	20,62
n växtarter										
Dyk	0,16	0,11			0,09	0,12	0,11	0,25	0,06	0,2
Video-7	0,25	0,19	0,22	0,19	0,12	0,1			0,15	0,34
Video-K	0,23	0,19	0,25	0,2	0,14	0,11	0,19	0,31	0,11	0,27
Bild-R	0,46	0,32	0,21	0,16	0,25	0,2			0,24	0,47
Bild-P	0,31	0,31	0,23	0,19	0,16			0,19	0,33	0,31
Täckning ej fintrådiga alger										
Dyk					0,16	0,12	0,11	3,43	0,11	1,84
Video-7			1,1	1,95	0,28	0,21			0,33	1,69
Video-K			1,03	1,62	0,35	0,29	0,37	7,55	0,33	1,56
Bild-R					0,33	0,13			0,21	3,56
Bild-P					0,56	0,2			0,46	7,47
Täckning fintrådiga alger										
Dyk	0,06	0,46			0,23	0,43	0,25	3,45	0,12	1,23
Video-7	0,09	0,85	0,13	0,68	0,13	0,93			0,2	1,84
Video-K	0,18	1,71	0,21	0,65	0,26	2,51	0,61	6,7	0,21	1,94
Bild-R					0,33	0,13			0,21	3,56
Bild-P	0,13	2,38	0,19	1,14	0,18	2,82			0,96	5,46
Täckning kärlväxter										
Dyk		0,02			1,56	0,41		0,11		0,05
Video-7		0,3	1,35	0,17	1,92	0,18				0,08
Video-K		0,18	1,86	0,16	5,06	0,32				0,08
Bild-R		0,29	2,32	0,08	1,63	0,12				0,2
Bild-P		0,21	4,28	0,16	3,83	0,25				0,37

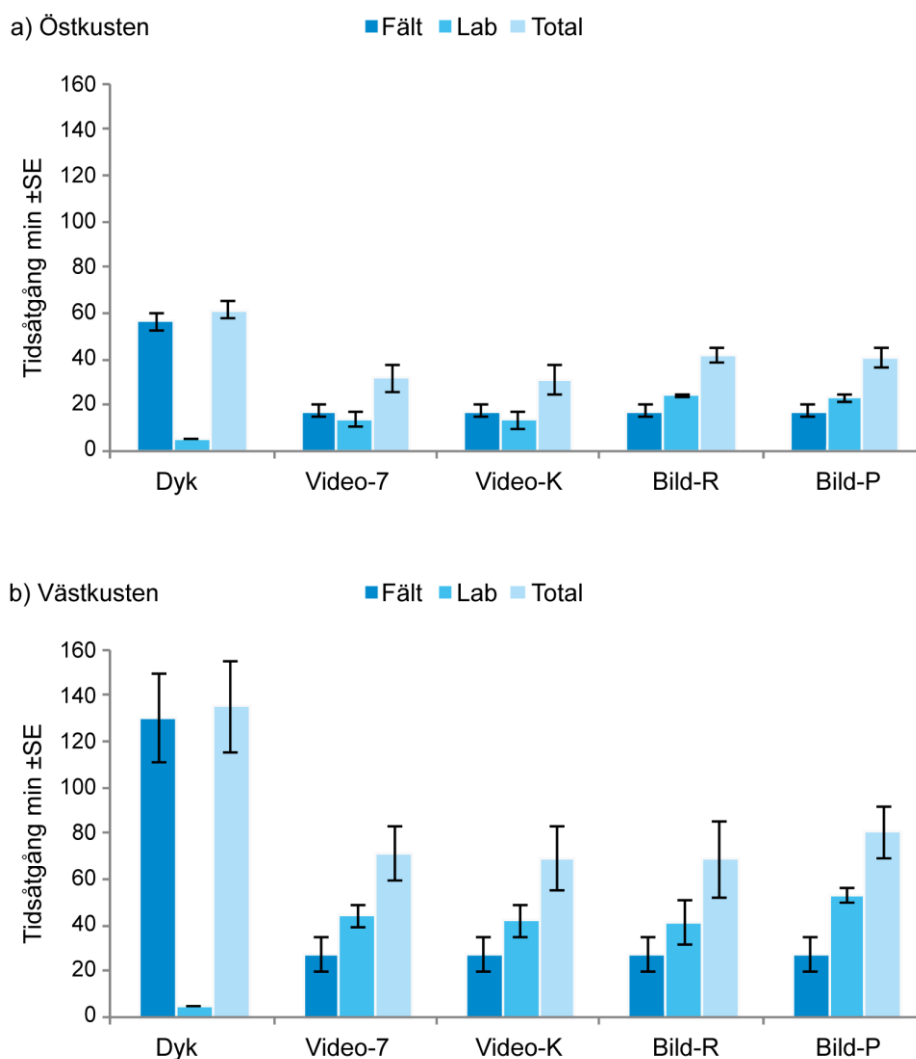
Tolkning av video med stöd av bilder (styrd tolkning)

En variant av videoanalysmetod som har testats och utvärderats (i en annan studie) är användandet av en kombination av skattning av artantal utifrån filmmaterial och separat täckningsskattning utifrån bilder som extraheras med

täta intervall. Detaljer och resultat från undersökningen finns presenterade i Sundblad m.fl. (2013a). I metoden delas filmmaterialet in i tio lika långa sekvenser utifrån vilka bilder slumpas fram (10 st bilder per film). Varje bild analyseras sedan utifrån tio punkter, där de arter som berör en punkt tilldelas 10 procents täckningsgrad. Då totalt 100 punkter analyseras blir den maximala täckningsgraden 100 procent. Fördelen med denna metod är att täckningskattningen blir mer styrd vilket minskar variationen inom och mellan skattare och därmed ökar repeterbarheten. Denna metod skiljer sig från de ovan utvärderade bildanalysmetoderna i och med att antalet analyserade bilder fördubblats (från 5 till 10 st för varje replikat), vilket medför en ökad precision. Dessutom beräknas artantalet med samma säkerhet som vid fri videoanalys, då det skattas utifrån hela filmen. Sammantaget visar Sundblad m.fl. (2013a) att den varianten av styrd videotolkning är bättre lämpad för miljöövervakning än fri videoanalys (vilket motsvarar Video-K i denna rapport).

Tid och kostnad

Den totala tidsåtgången för inventering beror inte bara på val av metod, utan även på det inventerade samhällets komplexitet. I områden där komplexiteten är stor kan undersökningar förväntas ta längre tid än i områden med lägre komplexitet, vilket medför att inventeringar på västkusten tar längre tid än på östkusten (Figur 16). Dykning tar generellt längre tid än video- och bildanalysmetoderna. På östkusten tar bildanalysmetoderna längre tid än videoanalysmetoderna, medan tidsåtgången är mer likvärdig på västkusten. Samtliga undersökningsmetoder tar ungefär dubbelt så lång tid på västkusten som på östkusten (Figur 16). Det är dock viktigt att poängtera att fältperioden är begränsad till ett fåtal sommarmånader med krav på lämpliga väderförhållanden. Detta medför att metoder med mindre tidskrävande fältdelar har möjlighet till större replikering under den begränsande tiden, medan laboratoriearbetet kan förskjutas till andra månader under året. Den fältrelaterade tidsåtgången för video- och bildanalysmetoderna uppgår bara till ungefär en tredjedel av tidsåtgången för dykning.



Figur 16. Tidsåtgång (min \pm SE) för inventering av ett replikat (en ruta) på östkusten (a) och västkusten (b) med de olika metoderna. Tidsskattningen inkluderar aktiv tid i fält och tolkning/protokollföring på laboratorium. Minuterna anger den sammanlagda arbetsinsatsen för alla inblandade personer, varför dykning i fält baseras på tre personer (ett dykslag) och video/bildanalysmetoderna baseras på två personer i fält (en som hanterar kameran och en som kör båten).

Beräkningen av total tid för inventering innefattar tidsåtgång för inventering/film i fält samt tid i laboratorium i form av film- och bildanalys. Beräkningen tar dock inte hänsyn till annan tidsåtgång som förknippas med de olika metoderna. Transporttid och en viss mån av kringarbete tillkommer för alla metoder, vilka är svåra att uppskatta då de varierar från fall till fall. Vid dykinventering tillkommer till exempel identifiering av insamlat material vilket inte är medräknat i sammanställningen ovan då denna tidspost varierar stort beroende på undersökningsområde, krav på taxonomisk upplösning och skattarnas erfarenhet. Det är därför viktigt att poängtera att tidsåtgång för fältarbete normalt inbegriper större tidsmässiga och ekonomiska kostnader, då det kräver tid för förberedelser och kostsam utrustning i form av båt och dyk-/videoutrustning.

Då dykarbete följer Arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS 2010:16) måste ett dykklag alltid bestå av minst tre personer (med tillräcklig utbildning för att få utföra dykeriarbete), vilket gör att tidsåtgången i fält beräknas för tre personer. Den totala dyktiden och antalet dyk (och därmed replikat) ett dykklag kan utföra under en dag begränsas av den beräknade kväveskuld som successivt byggs upp i kroppen vid dykning (RMS-Dyk 2010). På grunda djupet i den här studien (<9 m) är denna kväveskuld så pass låg att dykningen i praktiken inte begränsas av dyktid, utan snarare av timmar med tillräckligt ljus för fullgod inventering. Metoderna som är baserade på video- och bildanalys har en liten tidsåtgång i fält och det finns ingen maxgräns på hur många replikat som kan utföras under en dag, förutom att filmningen kräver tillräckligt med ljus. Dessutom kräver inte videoanalysmetoderna ett bestämt antal personer (även om det är rimligt att anta att det krävs två personer) vilket gör att personalkostnaderna blir lägre. Vidare ställer de video/bild-baserade analysmetoderna inte lika höga krav på fältpersonalens kompetens då det inte krävs yrkescertifikat och personalen inte behöver ha hög kompetens som skattare, då dessa kan utföras av expert vid ett senare tillfälle.

Sammanfattningsvis kan videoanalysmetoderna anses vara kostnadsmässigt fördelaktiga då de medför en relativt kort arbetstid i fält och analys av materialet kan förskjutas till annan säsong. Dykning medför en större tidsåtgång för varje replikat, varför ett mindre antal replikat kan inventeras per dag. Tidsåtgången för både dykning och videoanalys skiljer sig mellan öst- och västkusten, vilket gör det viktigt att ta hänsyn till geografiskt område vid kostnadsberäkning.

Replikeringskrav

Då datamaterialet som denna rapport är baserad på är för litet för att ge fullgoda skattningar av olika parametrars varians (inom de olika områdena) används de beräkningar av replikeringskrav som presenteras i Svensson m.fl. (2011). Enligt dessa beräkningar krävs mellan 35 och 50 replikat för att uppnå en precision på 0.2 för liknande undersökningar med dykning och video. Denna precisionsnivå innebär att de skattade medelvärdena generellt avviker inom ett intervall av ± 20 procent från populationens sanna medelvärde och är en allmänt vedertagen precisionsnivå.

Slutsatser

De olika metoderna och deras begränsningar

Bildanalysmetoderna bedöms ha den lägsta taxonomiska upplösningen då de generellt identifierar minst antal arter. Dessa metoder skattar konsekvent lägst täckningsgrad av växttäcket i komplexa system. Vidare har bildanalysmetoderna sämst möjlighet att skatta dominantas arters utbredning då den yta som dessa metoder undersöker är mindre i jämförelse med övriga metoder. Bildanalysmetodernas begränsade förmåga att skatta organismernas förekomst och utbredning samt deras utformning medför också att dessa metoder har lägst precision och därmed svårast att upptäcka förändringar inom ett område. Bildanalys av punkter (Bild-P) eller rutor (Bild-R) skiljer sig inte konsekvent mot varandra och det går inte att avgöra vilken av de två metoderna som är mest lämplig. Då dessa metoder inte heller utgör ett ekonomiskt mer fördelaktigt alternativ i jämförelse med videoanalysmetoder kan de i den undersökta utformningen inte rekommenderas för miljöövervakning.

Dykning hade den högsta taxonomiska upplösningen, då metoden identifierar flest arter och är den enda metod som kan identifiera samtliga typiska arter i de undersökta naturtyperna. Dykning är också den enda metod som kan ge en 3D-upplösning av samhällets struktur (potentiellt över 100 procents täckningsgrad) och kan skatta organismers förekomst oavsett vilket lager i växttäcket de befinner sig i. Metodens precision, och därmed förmåga att upptäcka förändring, skiljer sig dock inte från videoanalysmetoderna. I jämförelse med videoanalysmetoderna uppvisar dykmetoden lägst osäkerhet inom de undersökta replikatsytorna, medan skillnaden mellan skattare inte skiljer sig åt mellan metoderna. Kostnadsmässigt är dykmetoden den dyraste metoden, då den totala tidsåtgången för varje undersökt yta är större än vid bild- och videoanalysmetoderna. De höga kraven på fältpersonalens kompetens kan också bidra till högre kostnader per tidsenhet.

Videoanalysmetoderna har en likvärdig precision och replikerbarhet som dykanalysmetoden. De kan dock inte ge 3D-upplösning av samhällsstrukturen vilket medför att arter kan förbises, då många arter inte kan upptäckas eller med säkerhet identifieras. Videoanalysmetoderna ger däremot en god uppskattning av naturtypernas utbredning och kan skilja på låg respektive hög diversitet. Den 7-gradiga metoden (Video-7) tenderar i vissa avseenden vara mer repeterbar än Video-K, men båda metoderna ger en likvärdig bild av miljön. Kontinuerlig skattning av förekomst ger dock ett bättre underlag för statistisk analys, vilket kan anses vara en stor fördel i miljöövervakning. Videoanalysmetoderna är kostnadseffektiva i jämförelse med dykning, varför de kan anses utgöra ett ekonomiskt fördelaktigt alternativ.

Rekommendationer

Vid miljöövervakning med visuella metoder måste valet av metod baseras på syftet med övervakningen. Inventering genom dykning är att föredra om samtliga typiska arter bör kunna identifieras och om det är viktigt att skatta antalet förekommande arter i ett habitat så korrekt som möjligt. Dykning medför en högre kostnad men identifierar fler av de förekommande arterna.

Om syftet istället är övervakning av naturtypers utbredning utgör undersökning med kontinuerlig videoanalys en fördelaktig metod, då den är förknippad med lägre kostnader och medför möjlighet till större replikering inom samma budgetramar.

Tack

Tack till alla utförare som bidragit med ett fantastiskt arbete i fält och stor entusiasm! Dessa inkluderar Johnny Berglund, Yvonne Strömberg, Patrik Stenroth, Carlos Paz Von Friesen, Johan Storck, Kenneth Johansson, Mats Blomqvist, Anders Wallin, Susanne Qvarfordt, Mikael Borgiel, Martin Isæus, Karl Florén, Nicklas Wijkmark, Sandra Andersson, David Börjesson, Maria Asplund, Per Olsson och Andrea Johansson. Projektet är finansierat av Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket samt utvecklat genom ArtDatabanken.

Referenser

- AFS 2010:16 Dykeriarbete – Arbetsmiljöverkets föreskrifter om dykeriarbete samt allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna.
- Berglund J, Stenroth P, Strömberg Y, Paz Von Friesen C (2012) Utvärdering av undervattensvideo (dropvideo) i jämförelse med dykning som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper. Jämförande metodstudie i Västerbottens län. Rapport Länsstyrelsen i Västerbotten 2012-10-01, diarienummer 502-5933-2012.
- Blomqvist M, Quarfordt S, Andersson S (2012) Utvärdering av undervattensvideo (dropvideo) i jämförelse med dykning som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper. Metodbeskrivning och erfarenheter från fält- och analysarbete utfört i samband med Waters gradientstudier i Västra Götaland och Östergötland. Rapport WATERS, Utförare: Hafok AB, Sveriges vattenekologer, Marine Monitoring.
- Dahlgren T, Lindegarth M, Kilnäs M, Hammersland J (2012) Manual för uppföljning av skyddade marina miljöer i skyddade områden. Naturvårdsverket / Havs- och Vattenmyndigheten, 122 sidor.
- Dimming A, Lindegarth M (2013) Utveckling av metodbeskrivning vid övervakning, uppföljning och kartläggning av habitat och habitatbildande arter med undervattensvideo. Hav möter Land, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 30 sidor.
- Eide W (red.) (2014) Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Erlandsson J (2013) Provtagning med dykmetod och videometod – en jämförelse: pilotstudie inför ett nytt miljöövervakningsprogram för vegetationsklädda bottnar i Västerhavet. Länsstyrelsens rapport nr 2013:96, 34 sidor.
- Haglund A (2010) Uppföljning av skyddade områden i Sverige – riktlinjer för uppföljning av friluftsliv, naturtyper och arter på områdesnivå. Naturvårdsverket rapport nr 6379, 141 sidor.
- Havs- och vattenmyndigheten (manus) Undersökningstyp: Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter.
- Johansson M (2010) Biogeografisk uppföljning – förslag till variabler, indikatorer och datainsamling för delsystem Hav. Delsystemrapport, hav, version 2.2, 2010-11-30.
- Naturvårdsverket (2010) Principer för svensk biogeografisk uppföljning av naturtyper och arter. Jacobson, C. red.
- Naturvårdsverket (2011) Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1.
- RMS Dyk (2010) Regler för militär sjöfart RMS Dyk 2010. Försvarsmakten.
- Sundblad G, Isaeus M, Florén K, Wijkmark N (2012) Utvärdering av undervattensvideo (dropvideo) i jämförelse med dykning som visuell metod för uppföljning av marina naturtyper: Jämförande metod och verifiering i Skåne. AquaBiota Notes 2012:05.
- Sundblad G, Gundersen H, Gitmark JK, Isæus M, Lindegarth M (2013a) Video or dive? Methods for integrated monitoring and mapping of marine habitats in the Hvaler-Koster area. AquaBiota Report 2013:04, 44 pp.
- Sundblad G, Naeslund M, Halling C, Berglund J, Lindegarth M (2013b) Utvärdering av metoder för tolkning av undervattensfilmer – repeterbarhet, precision och kostnad. AquaBiota Rapport 2013:08, 24 sidor.

- Sundblad G, Berglund J, Dahlgren K, Paz von Friesen C, Naeslund M, Halling C (2013c) Utvärdering av provtagningsyta med undervattensvideo – diversitet, precision och kostnad. AquaBiota Rapport 2013:07, 35 sidor.
- Sundblad G, Isæus M, Hertzman J, Carlsson C, Lindahl U (2013d) Inventering av undervattensmiljöer med hjälp av dropvideo – rapport från workshop 23-24 September 2013. Rapport, 28 sidor.
- Sohlman A (red.) (2008) Arter och naturtyper i habitatdirektivet – tillståndet i Sverige 2007. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Svensson JR, Gullström M, Lindegård M (2011) Dimensionering av uppföljningsprogram: komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden. Havsmiljöinstitutets rapport nr 2011:3, 94 sidor.

Bilaga 1 – Typiska arter

Typiska arter från naturtyperna 1110 Sandbankar, 1160 Vikar och sund, samt 1170 Rev enligt EU:s art- och habitatdirektiv och deras lämplighet för identifiering med undervattenskamera / video (Dimming och Lindegarth 2013). Sedan analysen gjordes har typiska arter reviderats i samband med rapportering till EU enligt artikel 17 år 2013 (Eide 2014) Ändringar indikeras som ”Borttagen 2013” eller ”Tillägg 2013”.

Typiska arter - Lämplighet för identifiering med kamera

- 2** - Kan identifieras med kamera.
- 1** - Kan identifieras till släkte med kamera.
- 0** - Kan inte identifieras med kamera antingen p.g.a. dess artspezifika karaktärer eller p.g.a. organismens växtsätt/beteende.

Art	Kommentar
Alger	
<i>Ascophyllum nodosum</i>	2 Kan identifieras med kamera, men växer i en miljö som är svår att inventera från båt.
<i>Ceramium tenuicorne</i>	0 Kan inte bestämmas med kamera.
<i>Ceramium virgatum</i>	Tillägg 2013.
<i>Chara aspera</i>	1 Flera förväxlingsarter, kan identifieras med kamera till släkte (<i>Chara</i> sp.).
<i>Chara baltica</i>	1 Flera förväxlingsarter, kan identifieras med kamera till släkte (<i>Chara</i> sp.).
<i>Chara canescens</i>	1 Flera förväxlingsarter, kan identifieras med kamera till släkte (<i>Chara</i> sp.).
<i>Chara globularis</i>	Tillägg 2013.
<i>Chara tomentosa</i>	2 Kan identifieras med kamera, men växer i en miljö som är svår att inventera från båt.
<i>Chondrus crispus</i>	Tillägg 2013.
<i>Chorda filum</i>	2 Kan identifieras med kamera.
<i>Cladophora glomerata</i>	1 Borttagen 2013.
<i>Cladophora rupestris</i>	0 Kan vara svår att bedöma bra p.g.a. deras sätt att växa under annan växtlighet.
<i>Coccotylus truncatus</i>	1 <i>Coccotylus truncatus/Phyllophora pseudoceranoides/Chondrus crispus/Phycodrys rubens</i> är ett artkluster inom vilket arter ej normalt kan skiljas på video. Inventeras dåligt p.g.a. deras sätt att växa under andra alger.
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	1 <i>Dictyosiphon/Stichtyosiphon</i> är svåra att särskilja med kamera.
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1 Kan inte särskiljas från <i>Pylaiella</i> med kamera, men kan behandlas som artpar <i>Pylaiella/Ectocarpus</i> . Borttagen 2013.
<i>Enteromorpha ahlnneriana</i>	1 ” <i>Ulva</i> ”-arterna (<i>Enteromorpha ahlnneriana</i> , <i>Enteromorpha intestinalis</i> etc.) kan inte skiljas åt, men kan behandlas som artkluster. Växer oftast för grunt för videoanalysmetoden. Borttagen 2013.

<i>Enteromorpha intestinalis</i>	1	"Ulva"-arterna (<i>Enteromorpha ahlnneriana</i> , <i>Enteromorpha intestinalis</i> etc.) kan inte skiljas åt, men kan behandlas som artkluster. Växer oftast för grunt för videoanalysmetoden. Borttagen 2013.
<i>Fucus serratus</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Fucus spiralis</i>		Tillägg 2013.
<i>Fucus vesiculosus</i>	2	Kan identifieras med kamera. Kan förekomma lösliggande.
<i>Furcellaria lumbicalis</i>	0	Kan vara svår att bedöma bra p.g.a. deras sätt att växa under annan växtlighet.
<i>Halidrys siliquosa</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Laminaria digitata</i>	1	Om <i>Laminaria hyperborea</i> / <i>digitata</i> betraktas som ett artpar kan dessa identifieras med video.
<i>Laminaria hyperborea</i>	1	Om <i>Laminaria hyperborea</i> / <i>digitata</i> betraktas som ett artpar kan dessa identifieras med video.
<i>Lamprothamnium papulosum</i>		Tillägg 2013.
<i>Monostroma balticum</i>		Tillägg 2013.
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i>	1	<i>Coccotylus truncatus</i> / <i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i> / <i>Chondrus crispus</i> / <i>Phycodrys rubens</i> är ett artkluster inom vilket arter ej normalt kan skiljas på video. Inventeras dåligt p.g.a. deras sätt att växa under andra alger.
<i>Polyides rotundus</i>		Tillägg 2013.
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>		Tillägg 2013.
<i>Polysiphonia fucoides</i>	0	Kan inte bestämmas med kamera.
<i>Pylaiella littoralis</i>	1	Kan inte särskiljas från <i>Ectocarpus</i> med kamera, men kan behandlas som artpar <i>Pylaiella</i> / <i>Ectocarpus</i> . Borttagen 2013.
<i>Rhodomela confervoides</i>		Tillägg 2013.
<i>Saccharina latissima</i>	2	Kan identifieras med kamera. Ibland är överväxt ett problem för möjligheten att bedöma täckningsgrad.
<i>Sphacelaria arctica</i>	0	Kan vara svår att se och bedöma p.g.a. storlek.
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	1	<i>Dictyosiphon</i> / <i>Stichtyosiphon</i> är svåra att särskilja med kamera.
<i>Tolypella nidifica</i>	2	Kan identifieras med kamera.

Kärlväxter

<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Isoëtes lacustris</i>	0	Har ett par förväxlingsarter och kan inte artbestämmas med kamera.
<i>Lemna trisulca</i>	2	Kan identifieras med kamera, dock liten till storleken varför den kan vara svår att urskilja.
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	1	<i>Myriophyllum</i> -arterna kan inte särskiljas med kamera, varför dessa bör behandlas som ett artkluster.
<i>Myriophyllum spicatum</i>	1	<i>Myriophyllum</i> -arterna kan inte särskiljas med kamera, varför dessa bör behandlas som ett artkluster.
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	1	<i>Myriophyllum</i> -arterna kan inte särskiljas med kamera, varför dessa bör behandlas som ett artkluster.
<i>Najas marina</i>	2	Kan identifieras med kamera.

<i>Potamogeton filiformis</i>	1	Trådnate (<i>Potamogeton filiformis</i>) och borstnate (<i>Potamogeton pectinatus</i>) kan inte särskiljas med kamera.
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1	Trådnate (<i>Potamogeton filiformis</i>) och borstnate (<i>Potamogeton pectinatus</i>) kan inte särskiljas med kamera.
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Potamogeton pusillus</i>	0	Kan inte bestämmas med kamera.
<i>Potamogeton vaginatus</i>	1	Kan vara svårt att urskilja artspecifika karaktärer med kamera.
<i>Ranunculus circinatus</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Ranunculus peltatus</i> ssp. <i>baudotii</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Ruppia cirrhosa</i>	0	Förväxlingsbar med bl.a. <i>Zostera noltii</i> och <i>Potamogeton</i> -arter.
<i>Ruppia maritima</i>	0	Förväxlingsbar med bl.a. <i>Zostera noltii</i> och <i>Potamogeton</i> -arter.
<i>Zannichellia palustris</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Zostera marina</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Zostera noltii</i>		Tillägg 2013.

Ryggradslösa djur

Blötdjur

<i>Acanthocardia echinata</i>	0	Artspecifika karaktärer kan inte urskiljas med kamera.
<i>Aeolidiella glauca</i>	0	Svårt att se med kamera.
<i>Chamelea striatula</i>	0	Artspecifika karaktärer kan inte urskiljas med kamera.
<i>Modiolus modiolus</i>	1	Svårt att skilja häst- och blåmussla (<i>Modiolus modiolus</i> och <i>Mytilus edulis</i>) med kamera.
<i>Mytilus edulis</i>	1	Svårt att skilja häst- och blåmussla (<i>Modiolus modiolus</i> och <i>Mytilus edulis</i>) med kamera. Även svårt att avgöra om levande.
<i>Nucella lapillus</i>	0	Svårt att se med kamera.
<i>Ostrea edulis</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Pecten maximus</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Rissoa membranacea</i>	0	Kan inte identifieras med kamera p.g.a. liten storlek.
<i>Spisula elliptica</i>	0	Artspecifika karaktärer kan inte urskiljas med kamera.

Tagghudingar

<i>Astropecten irregularis</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Echinocyamus pusillus</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, då de är små och oftast nedgrävda.
<i>Echinus esculentus</i>	1	Kan förväxlas med övriga arter inom sitt släkte. Bör bestämmas till <i>Echinus</i> sp.
<i>Hathrometra sarsii</i>	1	Kan förväxlas med andra hårstjärnor. Bör snarare identifieras till familj (Crinoidea).
<i>Psammechinus miliaris</i>	2	Kan identifieras med kamera, abundans riskerar dock att underskattas p.g.a. levnadssätt bland alger.

<i>Spatangus purpureus</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, då de oftast är nedgrävda.
<u>Ryggsträngsdjur</u>		
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	0	Kan inte identifieras med kamera.
<i>Ciona intestinalis</i>	2	Kan identifieras med kamera. Borttagen 2013.
<i>Corella parallelogramma</i>	2	Kan identifieras med kamera, men abundans riskerar att underskattas då den är liten och kan därmed vara svår att se.
<i>Dendrodoa grossularia</i>	0	Svår att inventera med kamera p.g.a. storlek.
<u>Kräftdjur</u>		
<i>Cancer pagurus</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Carcinus maenas</i>	0	Kan vara svår att med säkerhet identifiera med kamera.
<i>Crangon crangon</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. beteende.
<i>Homarus gammarus</i>	2	Kan identifieras med kamera, men inte en lämplig inventeringsmetodik p.g.a. deras levnadssätt
<i>Macropodia rostrata</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. liten storlek.
<i>Pagurus bernardus</i>	0	Kan inte bestämmas till art med kamera (om inte exemplaren är stora). Bör snarare identifieras till familj (Paguridae).
<i>Palaemon adspersus</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. beteende.
<i>Palaemon elegans</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. beteende.
<i>Praunus flexuosus</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. beteende.
<i>Praunus inermis</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. beteende.
<i>Praunus neglectus</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. beteende.
<u>Nässeldjur</u>		
<i>Alcyonium digitatum</i>	0	Kan i vissa fall förväxlas med svampdjur (ex. <i>Halichondria</i> el. <i>Polymastia</i>).
<i>Caryophyllia smithii</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Lophelia pertusa</i>	2	Kan identifieras med kamera.
<i>Metridium senile</i>	2	Stora individer kan identifieras med kamera. Sammanblandas grunt med andra arter av små havsanemoner. Borttagen 2013.
<i>Sagartiogeton viduatus</i>	0	Svår att inventera med kamera p.g.a. storlek.
<i>Virgularia mirabilis</i>	1	Kan förväxlas med andra arter, kan identifieras till <i>Virgularia</i> sp.
<u>Ringmaskar</u>		
<i>Pomatoceros triqueter</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. liten storlek.
<i>Sabella pavonina</i>	2	Kan identifieras med kamera, men svår att avgöra om levande eller tomma rör.
<i>Serpula vermicularis</i>	2	Kan identifieras med kamera, men svår att avgöra om levande eller tomma rör.
<i>Spirorbis spirorbis</i>	0	Kan inte identifieras med kamera, p.g.a. liten storlek.

