



Aqua reports 2022:12

# **Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser**

– möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik

Hans C Nilsson, Magnus Appelberg, Thomas Axenrot, Jerker Vinterstare



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

# Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser

- *möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik*

Hans C. Nilsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Magnus Appelberg	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Thomas Axenrot	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Jerker Vinterstare	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

## Rapportens innehåll har granskats av:

Daniel Valentinsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser  
Erik Petersson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser  
Kerstin Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser  
Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

## Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 2014-21 (SLU-ID: 2021.4.2-252)

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från uppdragsgivarens sida.

<b>Publikationsansvarig:</b>	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
<b>Utgivare:</b>	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
<b>Utgivningsår:</b>	2022
<b>Utgivningsort:</b>	Lysekil
<b>Illustrationer:</b>	Längdmätning av torsk i 3D från stereovideo. Foto: Johanna Högvall
<b>Serietitel:</b>	Aqua reports
<b>Delnummer i serien:</b>	2022:12
<b>ISBN:</b>	978-91-576-9963-3 (elektronisk version)
<b>Nyckelord:</b>	3R <i>replace</i> (ersätta), <i>reduce</i> (minska) och <i>refine</i> (förfina), destruktiv provtagning, icke destruktiv provtagning, fiskerioberoende, fiskeriberende, hydroakustik, stereovideo, eDNA, medborgarforskning, iEkologi och försöksdjur

## Sammanfattning

Regeringen har bedömt att myndigheter som använder försöksdjur bör upprätta strategier för sitt arbete med frågor som rör 3R, dvs. *Replace* (ersätta), *Reduce* (minska) och *Refine* (förfina). Följande syntes syftar till att värdera möjligheterna att anpassa SLU Aquas nuvarande övervakningsmetodik av akvatiska resurser och miljöer för att minska antalet döda fiskar och skaldjur eller lidandet hos fisk enligt 3R. Provfiske och provtagning av fisk och skaldjur utgör en av grundstenarna för uppföljningen av EU:s olika direktiv och förordningar. Dagens fiskerioberoende provtagning av fisk och skaldjur omfattar flera olika metoder där de flesta är invasiva eller dödliga för fisken (Tabell 3.2.1).

Alla fångande metoder påverkar fiskens välbefinnande, både under fångstprocessen, samt när hela eller delar av fångsten analyseras och provtas. Under de senaste åren har flera icke-invasiva tekniker utvecklats, som kan mäta variabler som tidigare krävde att fisken avlivades eller skadades. I en omvärldsanalys kunde dessa metoder delas in i fyra olika huvudgrupper: akustiska; optiska; etablerade metoder (burar/mjårdar/elfiske); samt nya metoder (eDNA/Medborgarforskning/iEkologi).

**Akustiska metoder** används i första hand vid beräkning av täthet och biomassa av pelagisk fisk, där trålning är den vanligaste metoden att samla in data om fördelning av arter och storlekar. Med alltmer avancerade ekolod och analystekniker ökar möjligheten att bedöma art direkt från hydroakustiska data. Hydroakustik används också på ytgående drönare, för att öka mängden insamlade data till en låg kostnad och en låg ekosystempåverkan. Akustik används även för att kartlägga fiskbeståndens passage i rinnande vatten.

**Optiska metoder** används för att mäta tredimensionella objekt utifrån tvådimensionella fotografiska eller digitala bilder. Metodiken gör det möjligt att övervaka svår fångade arter och att övervaka miljöer där det inte går eller inte är tillåtet att bedriva provfiske. Kameror kan monteras på olika typer av undervattensfarkoster, autonoma eller fjärrstyrda. Med en stereokamera invändigt i en trål kan fisk identifieras och mätas kontinuerligt under ett tråldrag.

**Etablerade metoder** som elfiske används för övervakning av fisk och kräftor i rinnande vatten utan ökad dödlighet. Fisket sker genom vadning i mindre vattendrag, eller via elfiskebåt i större vattendrag och längs sjöstränder. Ryssjor och andra större fasta redskap används bl. a. i fångst-återfångstförsök, och för övervakning av bottenlevande fisk längs kusten. På liknande sätt används burar och mjårdar för levandefångst av skaldjur.

### Nya metoder

eDNA (*environmental DNA*) hör till de relativt sett nya metoder som får ett allt större användningsområde. Genom att extrahera och sekvensera DNA från prover av sediment, jord, eller vatten kan förekomsten av olika arter detekteras. Tekniken har utvecklats avsevärt och är numera en vanlig metod för att få kvalitativa prov på ett områdes artsammansättning. Genom att identifiera antalet unika haplotyper i ett prov kan även en kvantitativ provtagning genomföras.

*Medborgarforskning* används för att använda information baserad på allmänhetens frivilliga rapportering. Ett pågående exempel är de hundratalet observationer från live-sändningen från sillgrisslornas häckningshyllor, där syftet är att analysera hur klimatförändringarna påverkar fåglarna. Det finns ett växande intresse samla in frivilliga underlag om fångster och storlekar på fisk i sportfisket.

*iEkologi* är ett relativt nytt begrepp. Det innebär att ekologiska frågeställningar besvaras genom att bearbeta och analysera en stor mängd data och underlag som är publicerade på internet. Genom att kombinera iEkologi med medborgarforskning i form av en mobilapplikation har DTU Aqua, Danmark, kunnat studera både fisktätheter och överfiske.

Ersättningen av övervakningsmetodik i syfte att minska antalet fiskar som dör eller skadas begränsas av de krav eller regelverk som respektive övervakningsprogram styrs av. Insamlingsmetodik, omfattning av provtagning och analyserade variabler är ofta samordnade mellan medlemsländer, enligt EU-direktiv och förordningar eller internationella överenskommelser. Risken att bryta långa tidsserier innebär ytterligare en

begränsning. Tidsserier är nödvändiga för att förstå fisk- och skaldjursbeståndens dynamik, för att kunna bedöma deras bevarandestatus och skapa underlag till förvaltningsbeslut. Ett byte av övervakningsmetodik kan också begränsas av de krav som ställs för att utvärdera fiskbeståndens status och fisketryck på bestånden i syfte att uppnå en hållbar förvaltning av det kommersiella fisket och fritidsfisket.

Möjligheter till en utvecklad övervakning med hänsyn till 3R:

**3R – replace.** Om en etablerad metod skall ersättas med en ny icke-invasiv eller mindre invasiv metodik måste introduktionen ske parallellt med nuvarande metodik för att kunna utvärderas i förhållande till undersökningens syften och krav. Databasinsamling baserat på det kommersiella fisket görs på individer som redan fångats i ett annat syfte, vilket är en fördel ur en djuretisk synvinkel. Förutom att sådan provtagning inte ökar antalet försöksdjur, så kan den ske över hela året, till skillnad från fiskerioberoende provtagning vid enstaka tillfällen.

**3R – reduce.** För att minimera antalet dödade individer kan övervakningen optimeras genom att minska antalet påverkade individer och väga detta mot precision, noggrannhet samt statistisk styrka för de ingående variablerna och indikatorerna. Detta kan vara ett alternativ när dödande fångstmetoder genererar tidsserier som inte kan, bör eller får brytas, eller inte kan ersättas med icke-dödande metodik. En kombination av hydroakustik och stereovideo kan ge betydande fördelar där trålning ingår för att verifiera art- och storlekssammansättning i hydroakustiska data.

**3R – refine.** Ny icke-invasiv och etablerad invasiv metodik kan kombineras för att undersöka effektiviteten hos den nyutvecklade och befintliga metoden. Syftet kan också vara att öka precisionen i övervakningen utan att orsaka ytterligare skador på individerna. Genom att addera eDNA till etablerade metoder, kan ytterligare information om artförekomst och biodiversitet erhållas. En förbättrad hantering av fångad fisk- och skaldjur kan också minska deras skador och lidande.

## Summary

The Swedish Government has decided that authorities who use experimental animals shall establish strategies for their work with issues concerning 3R, ie. Replace, Reduce and Refine. The following synthesis aims to evaluate the possibilities of adapting SLU Aqua's current monitoring methodologies of aquatic resources and environments to reduce the number of dead and/or suffering fish and shellfish according to 3R. Sampling of fish and shellfish is one of the cornerstones of the follow-up to the different EU directives and regulations. Today's fisheries-independent sampling of fish and shellfish includes several different methods, most of which are invasive or fatal to the organisms (Table 3.2.1).

Sampling methods may affect the well-being of the fish, both during the catch process and during the following analyzes. However, in recent years, less invasive and non-invasive techniques are being developed that may measure variables that previously required the fish to be killed or injured. These methods could be divided into four different main groups: acoustic; optical; established methods (pots and traps/fyke nets/electric fishing); and new methods (eDNA /Citizen science/ iEcology).

**Acoustic methods** are used primarily for density and biomass estimation of pelagic fish, complemented with trawling to collect species and size distribution data. With new advanced sonar and analysis techniques, the possibility to assess species directly from acoustic data increases. Acoustics is also used on surface drones and to map the passage of fish in running water.

**Optical methods** are used to measure three-dimensional objects based on two-dimensional photographic or digital images making it possible to monitor fish in environments where test fishing is not allowed. Cameras can be mounted on different types of submarines, as well as inside a trawl, to identify and measure fish continuously during a trawl haul.

**Established methods** such as electric fishing are used for monitoring fish and crayfish in running water without causing mortality. Fishing takes place by wading or by boats equipped for electric fishing. Fyke nets

and other passive, non-lethal, sampling gears are used for monitoring demersal fish and in catch-recapture experiments. Similarly, traps and pots are used for live capture of shellfish.

**New methods** such as *eDNA* (environmental DNA) is gaining increasing interest. By extracting and sequencing DNA from samples of sediment, soil, or water, the presence of different species can be detected. The technology has developed considerably and is nowadays a commonly employed method for obtaining qualitative samples of an area's species composition. Furthermore, by identifying the number of unique haplotypes, quantitative samples may be obtained.

*Citizen science* uses information based on public voluntary reporting. An ongoing example is the hundreds of observations from the live broadcast from the common guillemot's nesting shelves that are used to analyze how climate change affects the birds. There is also a growing interest in collecting voluntary data on catches and sizes of fish in sport fishing.

*iEcology* is a relatively new concept, meaning that ecological questions could be answered by processing and analyzing a large amount of data that are published on the internet. By combining iEcology with citizen science, DTU Aqua in Denmark has used a mobile application to study both fish densities and overfishing.

A change in monitoring methodology in order to reduce the number of fish that die or are injured is limited by the requirements or regulations by which the respective monitoring program is governed. International sampling programs are often coordinated between a number of participating countries. Another limitation is the risk of breaking long time-series. Time-series are necessary to understand the dynamics of fish and shellfish stocks and to produce the basis for management decisions. A change in monitoring methodology may also be limited by the requirements for evaluating the status and pressure on fish stocks in order to achieve sustainable management of commercial and recreational fisheries.

Possibilities for a developed monitoring with regard to 3R:

**3R - replace.** If an established method is to be replaced by a new non-invasive or less invasive methodology, the introduction must take place in parallel with the current methodology in order to evaluate the novel method in relation to the study's aims and requirements. Sampling based on commercial fishing is advantageous from an animal ethics point of view, as the individuals have already been caught and killed for another purpose. In addition, it can take place throughout the year, unlike fisheries-independent sampling that is often performed on single occasions.

**3R - reduce.** To minimize the number of individuals being killed, monitoring can be optimized by reducing the number of individuals affected and weighing this against precision, accuracy and statistical power for included variables and indicators. This can be an option when lethal sampling and analyzing methodology generate time-series that cannot, should or may not be broken, or cannot be replaced by non-lethal methodology. A combination of acoustics and stereo video can provide significant benefits where trawling is used to verify species and size composition in acoustic data.

**3R - refine.** New non-invasive and established invasive methodologies can be combined to investigate the effectiveness and outcome of both methods. A purpose can also be to increase the precision of the monitoring without causing further harm to the individuals. By adding eDNA to established methods, additional information on species abundance and biodiversity can be obtained. Improved, less harmful handling of caught fish and shellfish will also reduce injuries and suffering.

# Innehållsförteckning

<b>1. Introduktion.....</b>	<b>9</b>
<b>2. Samhällets krav och behov av övervakning.....</b>	<b>12</b>
2.1. Övervakning som styrs av Internationell förordningar, direktiv och konventioner .....	12
2.2. Övervakning som också styrs av nationella regleringar .....	15
<b>3. Nuvarande fisk- och fiskeriprovtagning.....</b>	<b>17</b>
3.1. Variabler .....	17
3.2. Fiskeriberöende provtagning – redskaps- och provtagningstyper .....	18
3.2.1. Demersala trålundersökningar.....	18
3.2.2. Akustiska pelagiska undersökningar med trålning .....	19
3.2.3. Provfiske med nät .....	20
3.2.4. Provfiske med bur och mjärde .....	20
3.2.5. Provfiske med ryssja.....	20
3.2.6. Provfiske med elektricitet.....	21
3.2.7. Övriga provtagningstyper.....	22
3.3. Fiskeriberöende provtagning .....	25
3.3.1. Fiskeriberöende provtagning – utsjöfiske .....	25
3.3.2. Fiskeriberöende provtagning – kustfiske .....	25
3.3.3. Fiskeriberöende provtagning – sötvatten .....	26
<b>4. Omvärldsanalys av icke invasiva eller dödande metoder, relevanta för resurs och miljöövervakning av akvatiska resurser .....</b>	<b>27</b>
4.1. Omvärldsanalys litteratursök .....	27
4.1.1. Metodik .....	27
4.1.2. Resultat och diskussion .....	29
4.2. Akustiska metoder .....	30
4.2.1. Hydroakustisk frekvensrespons .....	30
4.2.2. Högfrekvent bildsonar .....	33
4.2.3. Akustiska drönare .....	34
4.2.4. Passiv akustik - ljudinspelning .....	35
4.3. Optiska metoder - Stereofotogrammetri .....	37
4.3.1. Olika tillämpningar av video- och stereovideo-teknik .....	38

4.3.2.	Betad/obetad stereokamera .....	41
4.3.3.	Trålmonterad stereokamera .....	42
4.4.	Etablerade metoder .....	44
4.4.1.	Elfiske .....	44
4.4.2.	Burar och ryssjor .....	45
4.5.	Nya metoder .....	46
4.5.1.	iEkologi .....	46
4.5.2.	Citizen science/Medborgarforskning.....	48
4.5.3.	eDNA ( <i>environmental</i> DNA).....	50
4.5.4.	eDNA + HaCeD-seq ( <i>haplotype count from</i> eDNA) .....	51
<b>5.</b>	<b>Begränsningar och möjligheter .....</b>	<b>53</b>
5.1.	Begränsningar .....	53
5.1.1.	Internationell/nationella krav på provtagning .....	53
5.1.2.	Effekter av en ändrad provtagningsmetodik på befintliga tidsserier..	54
5.1.3.	Beståndsuppskattningens behov av biologisk data.....	55
5.2.	Möjligheter .....	57
5.2.1.	Minimering av antalet dödade försöksdjur.....	57
5.2.2.	Kombination av nya och etablerade metoder .....	58
5.2.3.	Ökat nyttjande av fiskeriberoende provtagning .....	60
<b>6.</b>	<b>Slutsatser .....</b>	<b>62</b>
	<b>Referenser.....</b>	<b>64</b>
	<b>Tack .....</b>	<b>78</b>
	<b>Appendix 1 .....</b>	<b>79</b>





# 1. Introduktion

Utgångspunkter inom djurskydd och djuretik är att djur har ett egenvärde och är skyddsvärda eftersom de upplever, känner lidande och interagerar med omgivningen. Därför bör djuren alltid behandlas som kännande varelser och deras användning i försök begränsas till områden som främjar människors eller djurs hälsa eller miljön. Regeringen (prop.2013/14:41) har bedömt att myndigheter som använder försöksdjur bör upprätta strategier för sitt arbete med frågor som rör 3R, dvs. *Replace* (ersätta), *Reduce* (minska) och *Refine* (förfina) - begrepp som utvecklades av Russell & Burch (1959) och moderniserats över tid (Tannenbaum & Bennett 2015, <https://norecopa.no>). Havs och vattenmyndigheten fick i regleringsbrev 2016 i uppdrag att upprätta en strategi för arbetet med 3R-frågor. Eftersom Sverige definierar provfiske som djurförsök, vilket är bredare än inom övriga EU-länder, ingår provfisken för förvaltning (miljöövervakning, datainsamling) och forskning i definitionen (HaV 3R-strategi 2017-12-05, dnr 3633-17). Denna djurskyddslagstiftning är under översyn (Jordbruksverket 2019). För HaVs del innebär nuvarande regler och strategi att 3R-frågor ska främjas i avtal och överenskommelser med utförarna, som t.ex. SLU Akvatiska resurser. En aktuell tolkning av 3R (<https://norecopa.no>) lyder:

***Replace*** - metoder som ersätter djurförsök med en metod där djur inte används

***Reduce*** - metoder som ger motsvarande information från färre djur, eller ger mer information från samma antal djur.

***Refine*** - metoder som mildrar eller minimerar eventuell smärta, lidande eller obehag, och ökar djurets välfärd.

Avvägningen mellan etiska principer och vetenskaplig stringens inom forskning och övervakning diskuteras av Browman et al. (2019). Enligt 3R-principen ska minsta möjliga antal djur påverkas negativt av undersökningen, vilket kan påverka de vetenskapliga resultaten. Det krävs betydande förändringar i nuvarande praxis eftersom varje fisk måste bedövas innan den avlivas. Ett minskat antal prover kan också begränsa styrkan i undersökningarnas resultat och därmed dess relevans för beslutsfattare, resursförvaltare eller fiskare.

I dagens övervakning av fisk och skaldjur används flera olika metoder som nät, burar, ryssjor, el-provfishen, fallor, video, trålning och hydroakustik. Utöver de akustiska och videobaserade metoderna räknas övriga som djurförsök, vilka kräver djuretiskt tillstånd. Metoderna i resurs- och miljöövervakningen behöver utvecklas, för att så långt möjligt reducera antal djur som dör eller på annat sätt påverkas negativt till följd av övervakningen. Detta gäller både sötvatten (sjöar och vattendrag) och hav (kust och i utsjön).

Denna syntes syftar till att värdera om, och ge kunskapsunderlag för, hur nuvarande metodik kan anpassas, förnyas eller ersättas av ny teknik för att minimera antalet döda fiskar och lidandet hos fisk och skaldjur enligt 3R (*Replace, Reduce och Refine*). Detta med hög effektivitet, datakvalitet och temporal och rumslig upplösning. Syntesen omfattar dels en sammanställning och analys av pågående provtagningsprogram, dels en omvärldsanalys och sammanställning av befintlig litteratur. Vidare diskuteras möjligheterna att optimera nuvarande provtagning i förhållande samhällets krav på förvaltningsunderlag. Omvärldsanalysen har en global ansats, med hänsyn till pågående samarbeten inom ICES och europeiska organisationer som CEN (*Comité Européen de Normalisation*), Helcom och Ospar.

De flesta fiskemetoder påverkar fiskens och skaldjurens välbefinnande, både under fångstprocessen och när fångsten analyseras. Därför bör övervakningens påverkan på individerna minimeras, och eventuella negativa effekter av använd metodik behöver motiveras (Costello et al. 2016). Kunskapen om övervakningens negativa effekter på akvatiska djur har varit begränsad, främst på grund av att omfattningen av det vetenskapliga fisket är liten jämfört med det kommersiella. Trots detta väcker det etiska frågor och i vissa fall bevarandefrågor (Trenkel et al. 2019).

Effekterna på fiskens välbefinnande i det kommersiella fisket kan förbättras (Breen et al. 2020), och sådan kunskap bör också appliceras i övervakningen av fisk och skaldjur. Skador och dödlighet på fisken skiljer mellan fångstredskap men också beroende av individernas egenskaper (art, storlek). Dödligheten beror även på fiskets längd och omfattning (tråldragens längd, redskapens tid i vattnet), vattentemperatur, exponering till luft och täthet i redskapen. Forskningens intresse för fiskens välbefinnande har främst fokuserats på fiske med trål och krok (Veldhuizen et al. 2018). Forskning om onödigt lidande hos fisk i andra redskap ökade i samband med införandet av landningsskyldigheten inom EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP). En undersökning om effekter av återutsättning av makrill i snörpvadsfisket visade vilka faktorer som påverkar fiskens överlevnad och hur dödligheten kan reduceras (Anders et al. 2021). Överlevnaden av återutsatta havskräftar i bottentrålsfiske påverkas av både årstid och redskap (Fox et al. 2020), med högst överlevnad vid vinterfiske med sorteringsrist. Detta intresse för att påvisa ”hög överlevnad” bottnar i att fiskerinäringen vill behålla möjligheten att

återutsätta bifångst av oönskade arter och undermåliga individer, utan att dessa räknas av från fartygens kvot (Breen et al. 2021).

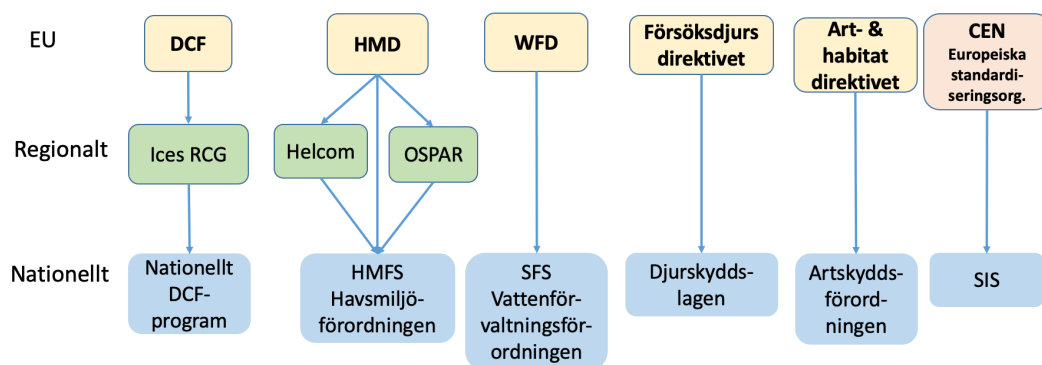
Den senaste tidens vetenskapliga och tekniska framsteg har gett metoder och verktyg för att minska de negativa effekterna av provfiskets påverkan vid övervakningen. Trenkel et al. (2019) föreslår modifieringar av nuvarande praxis och identifierar områden som kräver ytterligare forskning. Då de flesta icke-dödande metoder fortfarande är i ett utvecklingsstadium, behöver redan etablerade metoder anpassas så långt möjligt för att minska den negativa påverkan som forskning och övervakning har på fiskens välbefinnande (Breen et al. 2020).

## 2. Samhällets krav och behov av övervakning

### 2.1. Övervakning som styrs av Internationell förordningar, direktiv och konventioner

Provfiske och provtagning av fisk och skaldjur ger underlag till internationell och nationell resurs- och miljöförvaltning i sötvatten och hav. Övervakningen styrs av ett antal internationella direktiv, konventioner och förordningar, vilka grundas på Lissabonfördraget som EUs medlemsstater ratificerade 2009 (Figur 2.1.1). Det handlar om uppföljningen av;

- EU:s datainsamlingsförordning (EG 2017/1004)
- EU:s havsmiljödirektiv (European Commission 2008/56/EG)
- EU:s vattendirektiv (European Commission 2000/60/EC) och
- EU:s art- och habitatdirektiv (Direktiv 92/43/EEG).



Figur 2.1.1 Flödesdiagram över kopplingen mellan olika direktiv och förordningar mellan EU, regionalt och nationellt. DCF: datasamlingsförordningen, HMD: Havsmiljödirektivet, WFD: Vattendirektivet, RCG: Regionala koordineringsgrupper, Helcom: Helsingforskonventionen, OSPAR: Oslo-Pariskonventionen, SIS: Svenska institutet för standarder.

Fisk ingår också som en indikator inom konventionerna Helcom och Oskar. Nationellt styrs fiskövervakningen i kust- och havsområden av havsmiljöförordningen (2010:1341/2017:1064), och av vattenförvaltningsförordningen (2004/660/2018:2103) i sjöar och vattendrag. För svensk del gäller att EU:s försöksdjursdirektiv 2010/63/EU och den svenska djurskyddslagen (2018:1192) för närvarande omfattar provfiske för vetenskaplig forskning vilket ställer särskilda krav på denna övervakning.

Syftet med **EU:s datainsamlingsförordning** (EG) 2017/1004 är att fastställa regler för insamling, förvaltning och användning av biologiska, miljömässiga, tekniska och socioekonomiska uppgifter om fiskerisektorn (*Data Collection Framework, DCF*). DCF ska därmed bidra till att uppnå målen för den gemensamma fiskeripolitiken (GFP), som omfattar skydd av den marina miljön, hållbar förvaltning av alla kommersiellt utnyttjade arter och i synnerhet uppnåendet av god miljöstatus i den marina miljön. Datainsamlingen styrs mer i detalj genom förordningarna (EU) 2021/1167 och (EU) 2021/1168. Slut användarnas behov av data och medlemsstaternas nationella arbetsplaner specificerar de data som ska samlas in, liksom vilka datainsamlingsmetoder som används. Nu gällande program för Sverige redovisas i *Swedish Work Plan for data collection in the fisheries and aquaculture sectors 2020-2021* (alternativt nästa programperiod 2022-2024). Insamlingen samordnas mellan medlemsländer på regional nivå inom havsområden, och Sverige samordnar sin provtagning med länderna i Östersjöregionen samt Nordsjöregionen. Förordningen kräver att insamlingen baseras på statistiskt robusta provtagningsprogram, där en viss mängd individer behöver analyseras för att ge underlag med tillräckligt hög kvalitet.

Datainsamlingen innefattar fångstmängder per art i kommersiellt fiske, och mätningar på individnivå av fiskarnas längd, ålder, kön, vikt, mognad och gonadstatus, för varje fångstfraktion per art och förvaltningsområde (EU 2021/1167). Vid fiskerioberoende undersökningar till havs sker motsvarande insamling av biologiska data på fisk och skaldjursbestånd. Datainsamlingen omfattar också fritidsfisket, varav endast ett fåtal arter provtas med avseende på biologiska variabler, som längd, vikt och ålder. För diadroma arter, särskilt lax öring och ål, är provtagningen anpassad efter respektive art. Bifångst av icke målarter mäts till längd och vissa arter provtas med avseende på ålder. Vid bifångst av marina däggdjur och fåglar registreras art och antal, eventuell längd. Samarbete sker med Statens Veterinärmedicinska Anstalt och Naturhistoriska Riksmuseet för omhändertagande av vissa arter. För analys av fiskets påverkan på näringsvävar sker också provtagning av maginnehåll hos vissa fiskarter.

I den fiskerioberoende datainsamlingen av ålder, kön, könsmognad, maginnehåll måste provtagna individer i de allra flesta fall avlivas. Fiskerioberoende datainsamling från det kommersiella fisket och fritidsfisket innebär däremot ingen ökad dödlighet eller hantering med återutsättning eftersom fisken ändå fångats och

avlivats. Annan provtagning som efterfrågas av slutanvändare, såsom parasitförekomst, sjukdom mm, kan oftast genomföras i samband med den reguljära provtagningen.

**EU:s Havsmiljödirektiv** syftar till att uppnå en god miljöstatus i Europa senast år 2020. De kriterier som ingår i definitionen av god miljöstatus för fisk enligt EU:s kommissionsbeslut och svenska indikatorer redovisas i HVMFS 2012:18, bilaga 2 och anges i ”Marin strategi för Nordsjön och Östersjön” (HaV 2018). Inom direktivet ingår fisk framför allt i deskriptorerna ”Biodiversitet” och ”Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur”, samt ”Näringsvävar”. Deskriptorn för ”Biodiversitet” innefattar bifångst av icke kommersiellt nyttjade fiskarter och abundans av de fiskarter som har stor ekologisk och ekonomisk (även socio-ekonomisk) relevans i svenska vatten. Om det finns risk för att en art inte uppnår god miljöstatus ska bedömningen också inkludera kriterierna fiskpopulationernas demografiska egenskaper, populationernas utbredning och habitat. Kriteriet ”populationens demografiska egenskaper” omfattar bl.a. kroppsstorlek, åldersstruktur, könkvot, reproduktion, överlevnad och/eller dödlighet. Kriterierna överensstämmer i huvudsak med motsvarande deskriptor för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur. Provfiske och provtagning av fisk i kustnära vatten genomförs enligt Havs- och vattenmyndighetens övervakningsmanualer (undersökningstyper) (se Undersökningstyper för miljöövervakning på [www.havochvatten.se/](http://www.havochvatten.se/)).

För deskriptorn ”Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur” skall internationella havsforskningsrådets (ICES) bedömning vara vägledande. Detta förutsätter analytiska beståndsskattningar och omfattar fiskeridödlighet (FMSY), lekbiomassa (SSB) och ålders/storleksfördelning av nyttjade bestånd. De två första kriterierna beräknas baserat på data som erhålls av DCF-programmet, medan det för närvarande saknas indikatorer för det senare kriteriet.

**EU:s vattendirektiv** (2000/60/EG) syftar till att uppnå minst god ekologisk status i alla Europas vattenförekomster. Förvaltningen av svenska vatten regleras nationellt av vattenförvaltningsförordningen. Fisk ingår som biologisk kvalitetsfaktor för att bedöma ekologisk status i sjöar, rinnande vatten och i övergångsvatten. Fiskfaunans ”artsammansättning”, ”förekomst” och ”åldersstruktur” är parametrar för att bedöma om vattenförekomstens ekologiska status avviker från ett referenstillstånd. I statusbedömningen används olika typer av multimetriska index, där varje index består av delparametrar relaterade till artsammansättning, abundans och åldersstruktur. Indexen beräknas via fångster i standardiserade provfisken i sjöar (Holmgren & Kinnerbäck 2016) och i rinnande vatten (Degerman & Sers 2017). För tillfället ingår dock bara storleksbaserade indikatorer som indirekta approximationer av ålder.

**EU:s art och habitatdirektiv** (Direktiv 92/43/EEG) syftar till att bevara, eller återställa, gynnsam bevarandestatus av livsmiljöer och arter av gemensamt intresse. Direktivet regleras på nationell nivå inom artskyddsförordningen (SFS 2007:845). För att bedöma en arts bevarandestatus ingår uppgifter om den berörda artens beståndsutveckling och utbredningsområde samt sannolikheten till att dess livsmiljö är tillräckligt stor för att beståndet ska bibehållas på lång sikt. Bedömningen sker genom nyttjande av tillgängliga data och särskilda undersökningar av specifika arter, som t.ex. mal (Lessmark 2012). För närvarande är elva svenska fiskarter upptagna i detta direktiv (Artdatabanken 2020). Fiskar och andra typiska arter nämns också i definitioner i olika akvatiska livsmiljöer (habitat) av gemensamt intresse.

Inom **Helcom-konventionen** och Baltic Sea Action Plan (Helcom 2021) ingår övervakning av Östersjöns kustfisk, migrerande fisk, utsjöfisk och bifångst, där de tre senare programmen koordineras av ICES. I kustfiskprogrammet ingår art, längd och vikt, visuella sjukdomssymptom och kön, samt i vissa fall maginnehåll. Provfiskemetoderna varierar mellan medlemsstater och omfattar både fiskeriberoende och fiskerioberoende data. Inom **Ospar-konventionen** (OSPAR 2007) ingår övervakningen av fisk i CEMP (*Coordinated Environmental Monitoring Programme*) för att användas i JAMP (*Joint Assessment and Monitoring Programme*). Tre fiskindikatorer ingår i Nordsjöregionen: (i) återhämtningen i abundans av känsliga fiskarter, (ii) andelen stor fisk och (iii) fisksamhällets storlekssammansättning. Data hämtas i huvudsak från DCF-programmet. För ål sker provtagning från yrkesfisket i Östersjön och som en del i recipientkontrollprogram och svensk nationell miljöövervakning i Västerhavet. Provtagningen omfattar abundans, livsstadium, längd och vikt, mognadsstadium, ålder och parasiter.

## 2.2. Övervakning som också styrs av nationella regleringar

För att utvärdera om Sverige uppnår de svenska miljömålen och som underlag till förvaltningen av akvatiska resurser bedrivs provfiske och provtagning av fisk och skaldjur i sjöar och vattendrag, längs kusten och i utsjön. Huvuddelen av denna övervakning och provtagning sker med 13 särskilda övervakningsmanualer som regleras av Havs- och vattenmyndigheten (se Undersökningstyper för miljöövervakning på [www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)). Sex övervakningsmanualer avser provtagning av fisk i Sveriges kustområden och en pelagisk fisk och stora djurplankton. Fem manualer avser fisk i sjöar och vattendrag, och en provfiske efter kräftor i sötvatten. Några av de svenska övervakningsmanualerna bygger på och hänvisar till europeiska standarder, för (i) val av provfiskemetodik (CEN 2006), (ii)

provfiske med elektricitet (CEN 2003), (iii) provfiske med nät (CEN 2015) och (iv) uppskattning av fiskabundans med hydroakustiska metoder (CEN 2014). Sju av de 13 manualerna använder i huvudsak dödande fångstmetoder, medan övriga är att betrakta som invasiva, men icke-dödande. Utöver detta används flera provtagningsmetoder för fisk och skaldjur, vilka ännu inte finns med i Havs- och vattenmyndighetens lista av metoder.



### 3. Nuvarande fisk- och fiskeriprovtagning

Här redovisas först vilka variabler som samlas in i SLU Aquas regelbundna provtagning av fisk- och skaldjursresurser (tabell 3.1.1). Exakt vilka variabler som samlas in beror på syftet med respektive undersökning. Därefter beskrivs de **provtagnings typer** som används idag inom den **fiskerieroende provtagningen**. Tabell 3.2.1 listar SLU Aquas regelbundna undersökningar inom de olika provtagningstyperna, och beskriver undersökningens syfte, geografiska område, antalet hanterade individer år 2020, uppskattad mortalitet, och länk till referenser som finns i en separat tabell (Appendix 1). Slutligen beskrivs omfattningen av den **fiskerieroende provtagningen** kortfattat (tabell 3.3.1).

#### 3.1. Variabler

Tabell 3.1.1 Analyserade variabler.

Variabler	Beskrivning, användning
Art	Provtagen individ bestäms till art. Om inte detta är möjligt bestäms den till lägsta möjliga taxonomiska grupp
Antal per längd	Längdmätning sker till närmaste mm eller cm, beroende på art och undersökning. Andra längdmått kan användas, som ryggsköldens längd hos till exempel kräftdjur
Vikt	Provtagen individ vägs individuellt. Om endast ett delprov av fångsten av en art ska analyseras vägs resterande del för att räkna upp det totala antalet individer av arten i fångsten.
Ålder	En fisks ålder bestäms vanligast genom analys av dess otoliter, men fjäll och analys av andra hårda vävnader kan förekomma för åldersbestämning
Kön, mognad	I samband med åldersanalys bestäms alltid individvikten och vanligen även kön och könsmognad beroende på säsong
Maginnehåll	Födoväv, bytesdjur/organismer
Stabila isotoper	Födoväv, trofisk nivå
DNA	Beståndstillhörighet
Sjukdomar	Hälsostatus
Parasiter	Hälsostatus
Miljögifter	Bioackumulerat i organ ex. lever, muskelvävnad och nervvävnad

Bestämning av **art, antal, längd** och **vikt** är inte direkt dödande. Överlevnaden beror framförallt på fångstmetod, men även av hanteringen av provet om individen återutsätts. Bur-, ryssje- och elprovfiske har hög överlevnad när individerna återutsätts nära fiskeplatsen, medan provfiske med trål och nät vanligen har låg överlevnad.

Provtagning av **ålder, kön, mognad, maginnehåll, stabila isotoper, DNA, sjukdomar, parasiter, miljögifter** är vanligen dödlig för individen. Viss provtagning kan ske genom fenklipp, skrap av mukos etc., vilket kan reducera provtagningen till en invasiv, ej dödlig provtagning, beroende på provtagningstyp.

## 3.2. Fiskerioberoende provtagning – redskaps- och provtagningstyper

Provtagningstyperna är här förenklade till redskapstyp (Tabell 3.2.1). Vid dataläggning kan en redskapstyp ha flera provtagningstyper. Till exempel har varje demersal trålundersökning en specifik provtagningstyp.

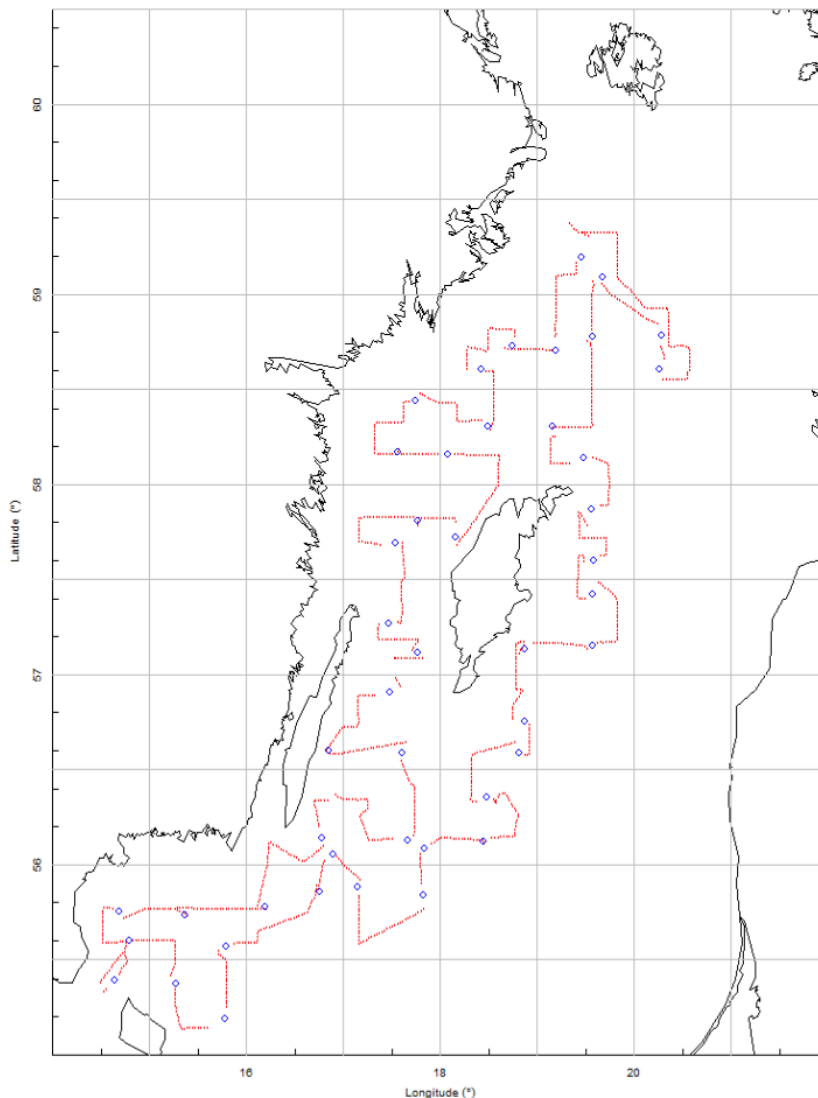
### 3.2.1. Demersala trålundersökningar

Trålundersökningar genomförs framförallt från SLU Aquas forskningsfartyg, och i mindre omfattning från inhyrda kommersiella fiskefartyg. Syftet är att skatta rekrytering, målarters ålders- och storleksstruktur, könsmognad, fångst per ansträngning (CPUE), arters utbredning och det bottenlevande fisksamhällets diversitet. Omfattningen skiljer dock mellan olika undersökningar. Trålar är designade för respektive undersökning och följer i förkommande fall internationella standarder (ICES WGBIFS och IBTSWG). Trålens minsta maska i lyftet påverkar vilka arter och storleksgrupper som kan fångas representativt (selektion). Finmaskiga lyft används för studier av rekrytering (individer yngre än 1 år), medan mer stormaskiga lyft används för större individer ( $\geq 1$ -åringar). Tråltiden för ett tråldrag är vanligen 30 min i de större internationella undersökningarna, men kan vara kortare beroende på undersökningens utformning.

Efter trålhalet sorteras fångsten till art. Längdmätning och vägning görs på hela eller delar av fångsten (beroende på fångstens storlek). Biologiska prover som kön, könsmognad och ålder, tas av en för respektive undersökning bestämd stickprovstorlek. Hela fångsten vägs per art för en uppräkningsdel av analysdelen av fångsten. Det är detta uppräknade antal som redovisas i tabell 3.2.1. Ytterligare provtagning för maginnehåll, stabila isotoper, sjukdomar, parasiter, miljögifter och DNA utförs beroende på frågeställning.

### 3.2.2. Akustiska pelagiska undersökningar med trålning

Undersökningar baserade på hydroakustiska data syftar till att skatta bestånd, rekrytering och utbredning av fisk i öppet vatten, dvs. huvudsakligen av pelagiska fiskar. Hydroakustiska data (registrerade ekon) kan innefatta flera frekvenser beroende på syfte, fiskarter och vattendjup. Undersökningarna kompletteras med korta tråldrag i det öppna vattnet, för att kunna koppla registrerade ekon till art- och storlekssammansättning. Fångsten i trålragen hanteras på motsvarande sätt som under avsnitt 3.2.1. Trålragen ska vara representativa för område och djupförhållanden. Figur 3.2.2.1 visar utbredningen av den svenska delen i Bias (*Baltic International Acoustic Survey*) under ett år, med akustiska transekter och tråldrag inlagda.



Figur 3.2.2.1 BIAS akustiktransekter (röd prickad linje) och trålstationer (blå punkter), 2018.

### 3.2.3. Provfiske med nät

Nätprovfiske utförs både i sjöar och längs Östersjökusten med olika typer av översiktsnät. I mindre sjöar fördelas näten över hela sjön. I större sjöar och kustområden fördelas näten inom avgränsade områden. Översiktsnäten kan variera med avseende på antal och sammansättning av maskstorlekar och måtten på nätens olika sektioner. I sötvatten följer nätprovfisken europeisk standard (CEN 2015) med undantag för de stora sjöarna där annan standardiserad metodik behöver användas. Längs kusten används en eller flera av HaV framtagna undersökningsmanualer. Avsikten med översiktnäten är att fånga flera olika fiskarter och individstorlekar. De standardiserade näten och metoderna ger uppskattningar av relativ förekomst och storleksstruktur av de fiskarter som fångas i undersökt sjö respektive kustområde.

Nätprovfisken utförs vanligen från mindre båtar. Näten läggs före skymning och tas upp efter gryning morgonen därpå. Näten tas upp på land innan fiskarna plockas ur näten. Fångsten sorteras per fiskart, individerna mäts och vägs totalt per nät, och ibland per nätmaska. Undantagsvis kan enstaka stora fiskar lirkas ur näten direkt, mätas och vägas i båten innan de släpps tillbaka levande.

### 3.2.4. Provfiske med bur och mjärde

Provfiske med mjärddar används i nationell övervakning av sötvattenskräfta i mindre sjöar, och för att bedöma beståndsstatusen i de stora sjöarna Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren. Hummer provfiskas årligen med bur i ett fredat område vid Kåvra (Lysekil) och närliggande referensområden. Syftet är att följa beståndsutvecklingen av hummer över tid oberoende av yrkes- och fritidsfisket, där det senare är en betydande del av det totala hummerfisket.

Efter längdmätning och vägning återsätts samtliga kräftor och humrar så nära fångstplatsen som möjligt. Under mycket varma dagar kan enstaka individer dö eller behöva avlivas. I provfisket efter hummer märks delar av fångsten för att skatta tillväxt vid återfångst.

### 3.2.5. Provfiske med ryssja

Ryssjeprovfiske kan ske med olika typer av ryssjor beroende på målarter och syfte. Provfiske med små ålryssjor syftar till att beskriva fisk- och skaldjurssamhällets artsammansättning och relativa förekomst av enskilda arter som lever nära botten eller periodvis vistas nära botten. Provfisket bedrivs i första hand längs kusten i Skagerrak, Kattegatt och Öresund. En standardiserad provfiskeryssja är uppbyggd av tre delar; bågarna i syrafast fjäderstål som bildar stommen, ledarmen som leder in fisken och nätet som innesluter fisken. Provfisket utförs som regel inom olika djupstrata. Stationerna placeras med ett minsta inbördes avstånd om 200 meter för att fisket ska ge en god rumslig representativitet för hela det provfiskade området. Fisket sker vanligen nattetid. Figur 3.2.5.1 visar en vittjning av en gäddryssja.



Figur 3.2.5.1 Fiske med gäddryssja. Foto SLU Aqua

### 3.2.6. Provfiske med elektricitet

Provfiske med elektricitet syftar till att beskriva artsammansättning och relativ förekomst av enskilda fisk- och kräftarter i rinnande vatten och längs sjöstränder. Idag finns två typer av elfiske; vadningselfiske, som regleras i en europeisk standard (CEN 2003), och båtelfiske. Vid vadningselfiske rör sig provtagaren sakta uppströms i ett begränsat avsnitt av ett vattendrag. En elfiskestav doppas i vattnet varvid fiskar och kräftor bedövas av den elektriska strömmen och fångas i en håv som manövreras med andra handen. Fångsten placeras i en tank med syrerikt vatten i väntan på provtagning, och därefter återutsätts individerna när de har kvicknat till.

Vid båtelfiske körs båten i transekter längs med vattendrag eller sjöstränder. Transekternas antal och längd bestäms utifrån vattendragets eller undersökningsområdets storlek och karaktär. Båtelfiske genomförs normalt medströms. Den bedövade fisken fångas i en håv i fören på båten. Fisken hanteras därefter på samma sätt som vid vadningselfiske.

### 3.2.7. Övriga provtagningstyper

#### *Fångst/återfångst lax- och öring-smolt*

Reproduktionen av anadroma laxfiskar övervakas årligen genom fångst/återfångststudier av smolt i fyra utvalda indexälvar. Motsvarande studier görs i ytterligare två vattendrag per år vilka varierar mellan år. Smolten fångas med smolthjul, ryssjor eller fasta anläggningar i t.ex. fiskvägar. Smolt som fångas mäts, vägs och märks med PIT-märke. På en delmängd av fisken tas även fjällprov för åldersläsning. Vid stora fångster märks endast en delmängd av fiskarna. Märkt fisk släpps uppströms fällan för återfångst, och omärkt och återfångad fisk släpps nedströms fångstplatsen. Antalet fångade-märkta, fångade-omärkta och återfångade används i en fångst/återfångst-modell som skattar total smoltproduktion.

Årligen hanteras ca 4 500–6 000 smolt (lax och öring). Varje år dör ett 10-tal fiskar som skadats vid fångsten eller inte klarade märkningen.

#### *Yngelprovfiske med tryckvåg*

Provtagning sker med tryckvåg som åstadkoms med små undervattensdetonationer. Metoden är lämplig för provtagning av fiskyngel i känsliga grunda miljöer där yngelprovtagningen normalt utförs. Fiskyngel som flyter upp efter detonationen provtas från båt, och fiskyngel som sjunker samlas in av snorklare. Dessutom kartläggs vegetationens artsammansättning och yttäckning. Metoden fungerar i många olika typer av habitat och ger ett kvantitativt mått på yngelförekomst av flertalet fiskarter i Östersjön. Fisk inom effektradien dör eller förlamas, men metoden är skonsam mot miljön i övrigt. Yngel av gädda kan vanligen återhämta sig och släppas tillbaka efter längdmätning.

#### *Videoövervakning*

Videokamerateknik används som UWTV (*Under Water Tele Vision*), som betad stereokamerarigg och för räkning av lekvandrande lax och öring i fiskvägar. Ingen av teknikerna är dödliga eller invasiv för någon av de observerade arterna.

UWTV inriktad på att räkna aktiva havskräfthålor (gångsystem) längs slumpade transekter i Kattegatt och Skagerrak. Då släpas en videosläde på botten längs transekten. UWTV-undersökningen ger antalet aktiva gångar per ytenhet, vilket ger ett index som används direkt i beståndsuppskattning av havskräfta (Figur 3.2.7.1). Denna undersökning är den enda fiskerioberoende provtagningstypen för havskräfta.

Stereokameror ger art och längd samt ett relativt mått på mängden fisk i området. Stereokamerarigg används i områden där man vill undvika att fånga fisk, t.ex. i fiskefredade områden vid utsjöbankarna i Kattegatt och vid uppföljning av konstgjorda rev i Brofjorden (se metodbeskrivning i kapitel 4.3.1.).



*Figur 3.2.7.1 Videobild från UWTV undersökning. Alla kräfhål mellan de två röda laserpunkterna räknas som en skattning av antal havskräftor per ytenhet. Foto SLU Aqua*

#### *Ägg, larver och juvenil fisk i Kattegatt*

Fiskyngel i Kattegatt övervakas regelbundet genom provtagning i vattenintaget till Ringhals kärnkraftverk genom ett fast monterat fångstredskapet i intagskanalen. Fiskägg och mindre fisklarver samlas in kvantitativt med hjälp av en Bongohåv, två dagar i veckan från januari till och med april. Juvenil fisk och större larver som kommer in med kylvattnet skattas med hjälp av en så kallad Isaacs-Kiddtrål. Denna provtagning utförs två nätter i veckan under samma period som provtagningen med Bongotrål. Vid varje tillfälle är trålen ute i 15 till 17 timmar. Yngel och larver överlever inte fångsten.

Tabell 3.2.1 Fiskerioberoende provtagning efter redskaps- och provtagningstyp. Rubriker: Undersökningen namn, syfte med undersökningen, undersökningsområde, antal individer hanterade under 2020, typ av påverkan (dödlig provtagning i rött, invasiv provtagning (återutsätts) i grönt och (icke invasiv) fjärrprovtagning i blått) samt länk till referenser i Appendix 1.

3.2.1 Demersala trålundersökningar	Syfte	Område	Antal (2020)	Typ	Länk
Baltic International trawl Surveys (BITS)	Beståndsövervakning, rekrytering	Östersjön	3 077 833		1
International Bottom Trawl Survey (IBTS)	Beståndsövervakning, rekrytering	Skagerrak Kattegatt	2 168 003		2
Kustrålundersökning	Beståndsövervakning, rekrytering	Skagerrak Kattegatt	38 471		3
Fisherman survey Skagerrak Kattegatt	Beståndsövervakning, utbredning	Skagerrak Kattegatt	73 312		4
The Swedish sound survey (TSSS)	Beståndsövervakning, rekrytering	Öresund	5 380		5
Koster uppföljning av nationalparken trålfiske	Beståndsövervakning	Kosterfjorden	5 226		6
Recipientkontroll, kärnkraft, skogsindustri	Miljöövervakning	Kattegatt	178 700		7
3.2.2 Akustiska pelagiska trålundersökningar*	Syfte	Område	Antal (2020)	Typ	Länk
Baltic International Acoustic Survey (BIAS)	Beståndsövervakning, rekrytering	Östersjön	2 471 662		8
Baltic Acoustic Spring Survey (SPRAS)	Beståndsövervakning, rekrytering	Östersjön	905 532		9
Datainsamling Stora Sjöar - Pelagisk fisk	Beståndsövervakning, rekrytering	Stora sjöarna	107 677		10
Siklöjesurvey	Beståndsövervakning, rekrytering	Bottenviken	20 000		11
3.2.3 Provfiske med nät	Syfte	Område	Antal (2020)	Typ	Länk
Datainsamling Stora sjöar - Bentisk fisk	Miljöövervakning		17 785		12
Nationell miljöövervakning Sötvatten	Miljöövervakning	20 sjöar	13 542		13
Integrerad kalkningseffektuppföljning Sötvatten	Miljöövervakning	12 sjöar	6 067		14
Nationella referensområden kust	Miljöövervakning	Östersjön	10 800		15
Kartläggning fisksamhälle	Miljöövervakning	Östersjön	24 300		16
Recipientkontroll, kärnkraft	Recipientkontroll	Östersjön	26 300		17
Regionala referensområden	Bestånd- och Miljöövervakning	Östersjön	41 300		18
3.2.4 Provfiske med bur och mjärde	Syfte	Område	Antal (2020)	Typ	Länk
Datainsamling Kräftor - sötvatten	Beståndsövervakning	17 lokaler	7 441		19
Hummersurvey Kävrå, referensområden	Beståndsövervakning	Skagerrak	200		20
3.2.6 Provfiske med elektricitet	Syfte	Område	Antal (2020)	Typ	Länk
Nationellt referensområde	Miljöövervakning	Skagerrak Kattegatt	2 900		21
Regionala referensområden	Miljöövervakning	Skagerrak Kattegatt	10 700		22
Artinriktat provfiske	Beståndsövervakning	Skagerrak Kattegatt	4 000		23
Recipientkontroll kärnkraft	Recipientkontroll (kylvatten)	Kattegatt	14 900		24
Artinriktat provfiske sötvatten	Beståndsövervakning	Mälaren	86		25
3.3.6 Elprovfiske	Syfte	Område	Antal (2020)	Typ	Länk
Vadnings elfiske i rinnande vatten:	Miljöövervakning		1 018		26
Integrerad kalkningseffektuppföljning	Miljöövervakning	28 vattendrag	4 922		27
Nationell miljöövervakning	Miljöövervakning	29 vattendrag	10 082		28
Elbåtfiske - sjöar, större vattendrag	Miljöövervakning		485		29
Artinriktat elprovfiske sötvatten	Övervakning ål	15 lokaler	2 335		30
3.2.7 Övrigt provfiske	Syfte	Område	Antal (2020)	Typ	Länk
Yngelprovfiske med tryckvåg	Rekrytering	Östersjön	41 800		31
Kattegatt natura 2000 utsjöbankarna stereovideo	Miljöövervakning	Kattegatt	0		32
UWTV (Havskräftsurvey)	Beståndsövervakning	Skagerrak Kattegatt	0		33
ISAAC-KIDD	Recipientkontroll (kylvatten)	Ringhals	-		34
Ål märkning	Övervakning ål	Mälaren, Ostkusten	881		35
Lax/Öring PIT-märkta (inkl fjällprov)	Miljöövervakning	Vattendrag	5 219		36
Fällor (utvandring)	Övervakning ål	Fardume Gotland	29		37
Yngelsamlare	Övervakning ål, kraftbolagsstatistik	Sex vattendrag	91 316		38
Fällor och kameraräknare (utvandring)	Övervakning ål, indexvattendrag	Kävlingeån	447		39

\*Antalet (2020) anger det totala antalet hanterade individer från trålhalen, mängden fisk som registreras i de hydroakustiska undersökningar är betydligt större än det som fångas i trålhalen.



### 3.3. Fiskeriberoende provtagning

Den fiskeriberoende provtagningen är i många fall avgörande för att få tillgång till individprover från fångad fisk. Provtagningen sker antingen ombord på fiskefartygen, eller i hamnar av landad fisk och skaldjur. Tabell 3.3.1 visar mängd provtagen fisk i de olika fiskeriberoende programmen.

#### 3.3.1. Fiskeriberoende provtagning – utsjöfiske

Sverige är enligt EU datainsamlingsförordning (DCF) skyldig att genomföra provtagning av de viktigaste svenska kommersiella fiskena. Den kan utföras ombord på fiskefartygen under själva fiskeresan, eller efter att fisken landats. Vid provtagning ombord utförs en slumpad provtagning av både kommersiella fångster och bifångster, medan provtagning i hamn utförs enbart på ett slumpmässigt urval av de kommersiella landningarna. Idag utför förstahandsmottagarna biologiska provtagningen på kommersiella landningar, på uppdrag av SLU Aqua inom ramen för DCF.

Viktiga demersala trålfisken är det mixade demersala fisket, fisket efter havskräfta, och fisket efter nordhavsräka i Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt, samt trålfisket efter framförallt torsk i Östersjön. Betydelsen av det senare fisket har dock minskat de senaste åren pga. den dåliga beståndssituationen. I det pelagiska trålfisket efter framförallt sill och skarpsill görs provtagning numera ombord under själva fiskeresan. Tidigare analyserades prover insamlade av förstahandsmottagarna. Provtagning av både den kommersiella fångsten av havskräfta och bifångster i burfisket genomförs ombord på fiskefartygen. Provtagning av fritidsfisket sker ombord på turbåtar och i småbåtshamnar.

Vid fiskeriberoende provtagning registreras art, antal, längd, vikt, kön och könsmodnad. Vikt, kön och könsmodnad kan dock inte fastställas för rensad fisk. Vikt kan beräknas med hjälp av en längd-vikt nyckel.

Bifångst av däggdjur (säl, tumlare) och fågel inom de passiva fiskena observeras med hjälp av videokamerasystem monterade på fiskefartygen. Denna datainsamling är under uppbyggnad och bygger idag på frivillighet.

#### 3.3.2. Fiskeriberoende provtagning – kustfiske

Fiskeriberoende provtagning av strömming sker regelbundet längs Bottniska vikens kust. Provtagning sker av landad fångst från fiske med strömmingsskötare och kustnära bottentrålning. Variabler som ingår i provtagningsprogrammet är art, längd, vikt, kön och könsstatus och ålder.

För fiske med lax/öring- och sikfallor sker journalföring av utvalda fiskare inom samma område. Variabler som redovisas via särskilda blanketter är art, antal, vikt samt skador på fångsten. För lax och öring redovisas fettfenklippta respektive icke-klippta individer separat.

### 3.3.3. Fiskeriberöende provtagning – sötvatten

Fiskeriberöende provtagning av gös sker i Hjälmarén och Mälaren. Merparten fångas i fasta bottengarn vår och höst. Sporadiskt provtas även gös från nätfångster. I Hjälmarén utförs hela provtagningen av yrkesfiskare på uppdrag av SLU. I Mälaren provtar SLU fångsten direkt på båten då detta är möjligt, i annat fall köps fångsten in från yrkesfiskare och analyseras på Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. Syftet är att samla in information om ålders- och storleksstruktur, kön, könsmognad samt fångst per ansträngning. All fångad gös över minimimåttet (45 cm) samt 100 (per år) slumpmässigt utvalda individer <45 cm mäts till längd (TL). Stickprov för åldersanalys och könsbestämning tas representativt fördelat över längdklasser.

Fiskeriberöende provtagning av sötvattenskräfta sker på hela fångsten, dvs. på individer både under och över minimimått, under juli – september. Minst 300 individer tas ut slumpvis vid varje tillfälle för individuell mätning av längd och vikt. Därutöver noteras totalt antal och vikt. Provtagningen görs av SLU. Efter mätning återutsätts individer under minimimått så nära fångstplatsen som möjligt. Enstaka kräftor kan dö under mycket varma dagar.

*Tabell 3.3.1 Fiskeriberöende provtagning av utsjöfiske, kustfiske och av fisket i sötvatten, fördelat på hamn- och ombordprovtagning. Antalet provtagna individer är fördelade mellan (provtagningsprogram), taxa och område. Antalet individer för ombordprovtagningen i utsjön av demersala arter kommer från 2018 då denna provtagning har varit starkt begränsad under pandemin.*

Utsjöfiske	Taxa	Område	Antal
Hamnprovtagning	Pelagisk och demersal fisk	Skagerrak, Kattegatt och Östersjön	9 554
Hamnprovtagning	Nordhavsräka	Skagerrak och Kattegatt	9 372
Ombordprovtagning	Pelagisk fisk	Skagerrak, Kattegatt och Östersjön	8 277
Ombordprovtagning	Demersala arter (2018)	Skagerrak, Kattegatt och Östersjön	101 777
Kustfiske	Taxa	Område	Antal
Hamnprovtagning	Strömming	Bottniska viken	6 716
Ombordprovtagning	lax/öring- och sikfällor	Bottniska viken	
Fiske i sötvatten	Taxa	Område	Antal
Hamnprovtagning	Gös	Hjälmarén, Mälaren	804
Hamnprovtagning	Ål	Vänern, Hjälmarén, Mälaren	412
Ombordprovtagning	Sötvattenskräfta	Stora sjöarna	

## 4. Omvärldsanalys av icke invasiva eller dödande metoder, relevanta för resurs och miljöövervakning av akvatiska resurser

### 4.1. Omvärldsanalys litteratursök

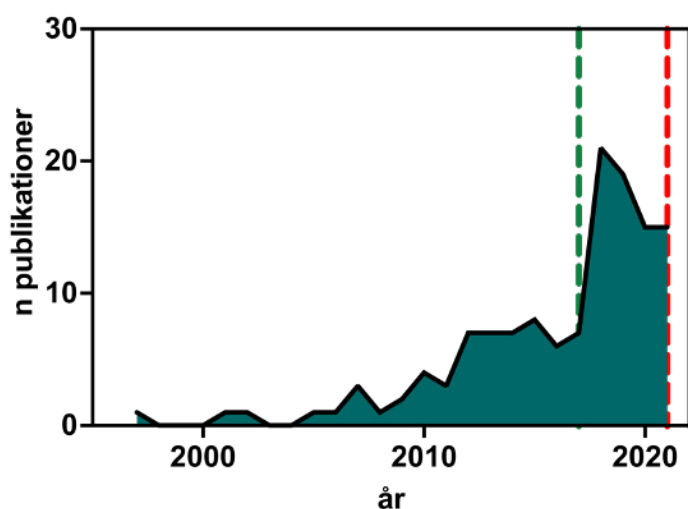
Omvärldsanalysen syftade till att undersöka möjligheterna att i framtiden ersätta etablerade, dödliga eller invasiva metoder i syfte att reducera mortalitet och lidande hos fisk och skaldjur inom SLU:s datainsamling. Vi inkluderade både studier om teknikutveckling för mindre invasiv datainsamling och studier som använt metoder framtagna för att reducera mortalitet och lidande hos varje enskild individ som inkluderas i någon form av undersökning.

Under de senaste åren har icke-invasiva tekniker utvecklats för provtagning av variabler som tidigare krävde att fisken avlivades eller kärlpunkterades. Stress- och hälsofysiologiska variabler krävde tidigare blodplasma/-serum för analys, men kan numera enkelt mätas i ett mindre skrapprov från fiskens mukus (De Mercado et al. 2018; Sadoul & Geffroy 2019; Sanahuja et al. 2019). DNA i mukus kan även ersätta blod- och vävnadsprover för diverse genetiska analyser (Lucentini et al. 2006). Kontaminering av miljögifter kan mätas från klippta fenprover, vilket möjliggör återutsättning och överlevnad (Cervený et al. 2016).

Vi begränsade analysens omfattning till metoder för insamling av följande fem variabler: (i) art, (ii) antal individer, (iii) kroppslängd, (iv) vikt och (v) individens ålder.

#### 4.1.1. Metodik

Litteratursökning gjordes på databasplattformen [Web of Science](#) i november år 2021, med de sökord som anges i Tabell 4.1.1.1. Efter en initial sökning (sökord som i sökning I) definierades den mest lämpliga tidsperioden för omvärldsanalysen manuellt till perioden år 2017-2021, detta då en tydlig ökning av publikationer i ämnet skett efter år 2017 (Figur 4.1.1.1).



Figur 4.1.1.1. Antal publikationer per år om icke-invasiva metoder. Figuren är baserad på litteratursökning, och de streckade linjerna avgränsar den filtrerade tidsperiod (2017-2021) som litteratursammanställningen fokuserade på.

Vidare reducerades resultaten genom att selektera bort artiklar som:

- förekom i fler än en sökning
- fokuserade på annan taxa än fisk
- inte var författad på engelska/svenska
- inte var relevant för syftet på grund av annan anledning, exempelvis annat vetenskapligt fält
- inte behandlade mätning av längd, vikt, ålder, kön eller könsmognad

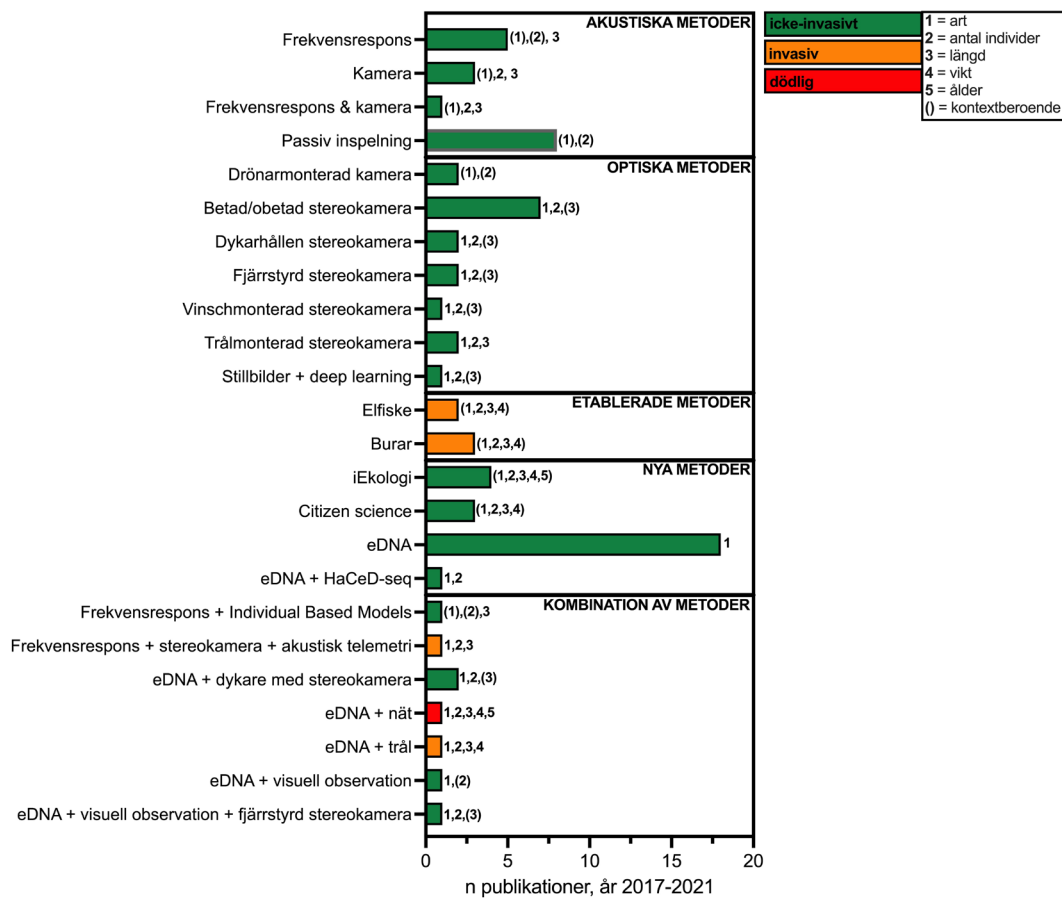
Samtliga artiklar som matchade de ovanstående kriterierna granskades med det primära syftet att plocka ut metod och erhållna variabler.

Tabell 4.1.1.1. Sökorden för respektive sökning på Web of Science ([www.webofscience.com](http://www.webofscience.com)) och antalet publikationer som respektive sökning fann.

Sökning	Sökord	n publikationer	n relevanta
I	Fish* AND survey* AND non-invasive AND method*	62	37
II	Fish * AND survey* AND non-lethal AND method*	9	4
III	Fish * AND survey* AND method* AND monitoring tool* AND species AND size	39	20
IV	iEcology AND fish*	4	4
V	Fish* AND data AND citizen science* AND platform AND survey*	6	2
VI	Fish* AND survey* AND species identification* AND data AND camera*	17	10
		<i>n tot = 137</i>	<i>n = 77</i>

## 4.1.2. Resultat och diskussion

Från litteratursökningens totalt 137 träffar kunde vi selektera ut 77 artiklar vilka var relevanta enligt satta kriterier. Samtliga artiklar delades vidare in i fem kategorier, vilka definieras som följer: (i) *akustiska metoder* (n = 20), (ii) *optiska metoder* (n = 17), (iii) *etablerade metoder* (elfiske och burar, n= 5), (iv) *nya metoder* (exempelvis eDNA och iEkologi, n= 26) samt en (v) *kombination* av fler än en av de nämnda kategorierna (n = 9). Metoder och dess respektive erhållna variabler illustreras i Figur 4.1.2.1. och diskuteras i mer detalj under respektive underrubrik nedan.



Figur 4.1.2.1. Antalet träffar (x-axeln) från omvärldsanalysens sex litteratursökningar, kategoriserade på de tillämpade och beskrivna metoderna (y-axeln).

En omvärldsanalys är komplex ur det perspektivet att man enkelt kan missa artiklar av egentligt värde på grund av fel val, alternativt frånvaron av, rätt sökord. För att generera så stort antal relevanta träffar som möjligt utan att sökningen blir för generell och på så vis för omfattande tillämpade vi sex unika söktermer, samtliga med tydligt fokus på fisk och icke invasiva metoder (se Tabell 4.1.1.1.). Den sökning som resulterade i flest antal relevanta träffar var ”sökning I” som stod för nästan 50 % av det totala resultatet, vilket också var förväntat då söktermen i sig

var, i relation till de övriga fem, generell och inte inkluderade ord som länkade till någon specifik metod eller utrustning.

En central fråga gällande dylika omvärldsanalyser gäller metodiken för själva litteratursökningen och om denna hade gått att utveckla för att främja resultaten inom ramen för rapportens syfte? Kritik kan exempelvis riktas mot antalet söktermer, valet av sökord men också mot valet av databas. *Web of Science* fokuserar urvalet i en sökning på titel, nyckelord och abstract vilket kan tänkas underskatta antalet träffar där en kombination av *Web of Science* och exempelvis *Google Scholar* förmodligen hade utökat antalet relevanta träffar. Vi anser dock att omvärldsanalysen genererat en bred och uppdaterad bild som är tillräcklig för att besvara rapportens primära fråga gällande uppdatering och ersättning av tillämpade metoder hos SLU Aqua.

## 4.2. Akustiska metoder

Hydroakustik används globalt vid yrkes- och fritidsfiske, men även vetenskapligt i syfte att ge underlag till förvaltning av fiskbestånd och för miljöövervakning (Simmonds & MacLennan 2005). Tekniken har utvecklats snabbt under de senaste decennierna (Axenrot 2020), och är särskilt lämplig då stora områden och djup ska övervakas. De vetenskapliga tillämpningarna förutsätter ekolod som kan kalibreras (Foote et al. 1987), kunskap om området som ska undersökas, och kunskap om fiskars biologi, fysiologi och beteende (Fréon & Misund 1999; CEN 2014). Hydroakustik skadar eller dödar inte fiskarna, men ofta måste mindre stickprov fångas för att bestämma art- och storlekssammansättning. För beståndsskattning av fisk är den vanligaste metoden mobil, vertikal, ekolodning.

### 4.2.1. Hydroakustisk frekvensrespons

#### *Syfte/Variabler/Provtagningsstyp*

Syftet är att identifiera fisk till art utan att behöva fånga och döda fisken.

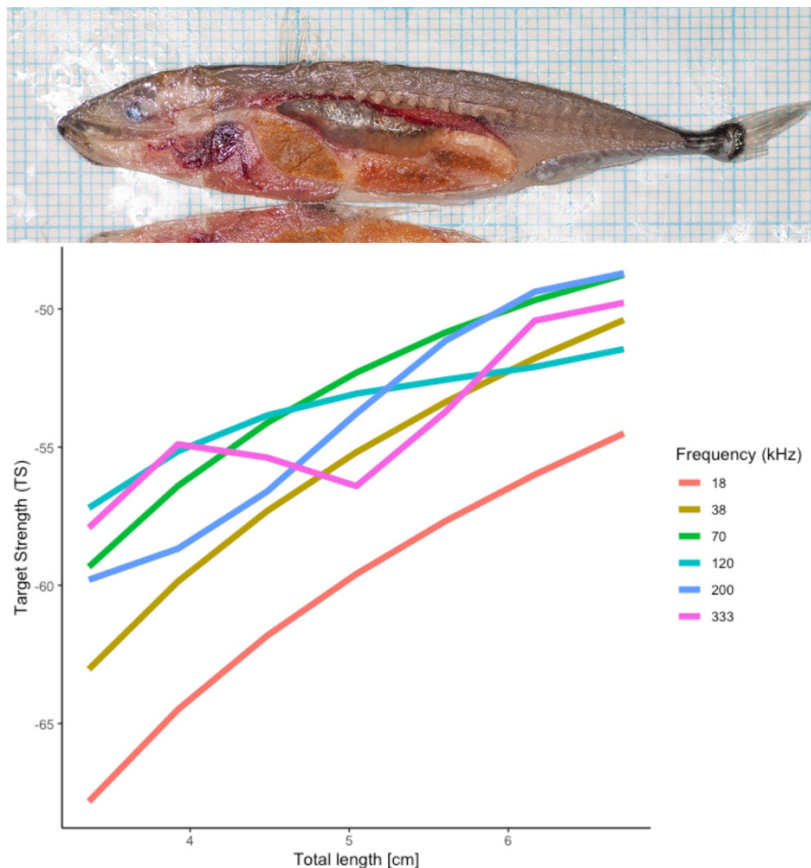
#### *Beskrivning*

Vid hydroakustiska undersökningar skickas ljudvågor ut i vattnet. Om ljudvågen träffar något i sin väg, som en fisk eller botten, reflekteras en del av ljudvågen tillbaka varvid den reflekterade energin för ekot kan beräknas. Fiskars reflektionsförmåga (s.k. *target strength*) beror till 90-95 % på den gasfyllda simblåsan (Foote 1980), och de reflekterande egenskaperna hos enskilda fiskar varierar med simblåsans storlek och form (Foote 1987, Misund 1997, Simmonds & MacLennan 2005). Traditionellt har pelagisk trålning varit den främsta tekniken för att hänföra ekon till arter och storlekar. Därefter kan den hydroakustiskt beräknade tätheten av

fisk räknas om till fiskbiomassa uppdelat på förekommande arter. Artklassificering av fisk direkt från akustiska data är en utmaning, särskilt i ekosystem där flera arter samexisterar (Fréon & Misund 1999, Sato et al. 2015). Med alltmer avancerade ekolod (bredband) och analystekniker (multifrekvens, frekvensrespons) ökar möjligheten att hänföra till art direkt från hydroakustiska data (Benoit-Bird et al. 2020).

Multifrekvens innebär att nyttja hydroakustiska data från flera ekolod som monterats intill varandra, med samma utgångsvinkel fast med olika frekvens (t.ex. 18, 38, 70, 120, 200 och 333 kHz). Ekoloden synkroniseras så att reflektioner från samma vattenvolym kan jämföras mellan de olika frekvenserna (Korneliussen et al. 2004). Med bredbandsekolod ökar upplösningen genom att den utsända ljudpulsen från respektive ekolod har ett bredare frekvensomfång.

Arters frekvensrespons varierar med ekolodets frekvens och simblåsans storlek och morfologi. Det finns olika modeller för att skilja ut arters frekvensrespons (Jech et al. 2015), från enkla geometriska modeller till avancerade modeller som bygger på finita elementmetoden (FEM). SLU Aqua genomför försök med att kvantifiera mängden storspigg i Östersjön med morfologiska mätningar och beräkningar av frekvensrespons med metoden Kirchhoff Ray Mode (McCaulay et al. 2013). Syftet är att kunna skilja ut storspigg från sill och skarpsill i Östersjön (Figur 4.2.1.1). Motsvarande försök har även gjorts för att skilja på gös och braxen i hydroakustiska data (38 och 120 kHz) i Mälaren (Axenrot & Rogell 2021).



Figur 4.2.1.1. A) Stor-spigg skuren på längden och fotograferad mot mm-papper. Den gasfyllda simblåsan syns tydligt i mitten av kroppen. B) Spiggens genomsnittliga signalstyrka som funktion av kroppslängd, vid olika ekolodsfrekvenser (18 – 333 kHz). Foto SLU Aqua

#### Tänkbar användning och begränsning hos hydroakustisk frekvensrespons

- + Viktigt komplement till empiriska undersökningar av reflektion/frekvensrespons för att förbättra akustisk klassificering av fisk.
- + Förbättrade modeller, snabbare datorer och öppen källkod (R-bibliotek etc.) underlättar möjligheterna för användning av tekniken.
- Kräver initialt insamling av fisk för morfologiska beräkningar.
- Behöver kompletteras med andra metoder för att säkerställa att metoden fungerar.
- Liknande arter (t ex sill och skarpsill) sannolikt svåra att skilja ut på grund av likartad morfologi.
- Kräver tillgång till hydroakustisk reflektion (ekon) från enskilda fiskar eller stim bestående av en art i huvudsak.



## 4.2.2. Högfrekvent bildsonar

### *Syfte/Variabler/Provtagningstyp*

Syftet är att kvantifiera antal och enskilda storlekar på fisk, samt beteendestudier.

### *Beskrivning*

Högfrekvent bildsonar (*high-frequency imaging sonar*) bygger likt annan hydroakustik på att ljudvågor sänds ut och reflekteras. Flera högfrekventa ljudvågor skickas ut samtidigt, vilket ger en högupplöst, video-liknande ”film”.

För forskning och övervakning av fisk finns två huvudsakliga användningsområden:

- Beteendestudier (t.ex. ål vid kraftverksintag, fisk eller säl vid fiskredskap).
- Räkning av fisk i vattendrag (t.ex. lekvandrande lax) där annan möjlighet till räkning, t.ex. i fisktrappa, saknas (Lilja et al. 2010).

I dagsläget är tolkningen av insamlade rådata tidskrävande, men det pågår utveckling av AI-baserad programvara som kan öka effektiviteten vid analysen (Helminen & Linnansaari 2021).

### *Tänkbar användning och begränsning med högfrekvent bildsonar*

- + Kan användas trots dåliga siktförhållanden och mörker.
- + Påverkar inte fiskens beteende.
- + Medger studier eller räkning av fisk i situationer där andra alternativ saknas.
- + Vid fiskräkning erhålls data om tidpunkt, riktning och storlek på fisken.
- + Med olika linser kan fisk studeras/registreras på olika avstånd (från några få meter till ca. 70 m).
- På lokaler utan permanent strömförsörjning krävs en underhållskrävande batterilösning.
- För räkning av fisk som passerar i vattendrag krävs lämpliga ström- och bottenförhållanden, samt ibland konstruktioner som leder fisken till lämpligt observationsområde. Därtill behövs även regelbunden tillsyn på grund av t.ex. fluktuerande vattenstånd.
- För artbestämning krävs oftast kompletterande information om arters storleksfördelningar och vandringsstider.

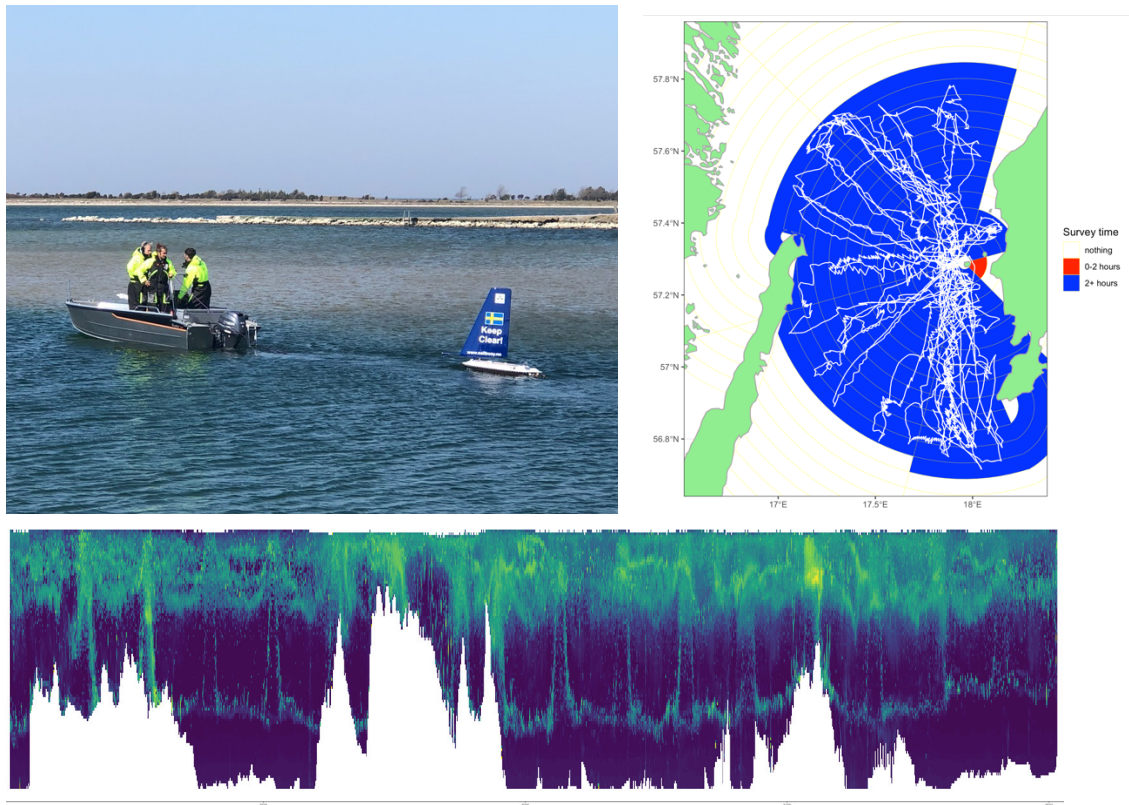
### 4.2.3. Akustiska drönare

#### *Syfte/Variabler/Provtagningsstyp*

Syftet är att öka den insamlade mängden akustiska data från känsliga områden och insamling av data över lång tid.

#### *Beskrivning*

Under de senaste tio åren har ett antal obemannade drönare i form av undervattens- och ytfarkoster utvecklats. Dessa utgör potentiella plattformar för datainsamling i stora områden generellt, och inte minst inom aktiv hydroakustik (ekolodning, Figur 4.2.3.1). Vi fokuserar på ytfarkoster då sådan datainsamling liknar hydroakustik utförd med fartyg och därmed kan komplettera nuvarande datainsamling.



Figur 4.2.3.1. A) SLU Aqua Sailor (Sailbuoy) skickas ut på uppdrag utanför östra Gotland. B) Seglingsrutt under april – juli 2020, mellan Öland och Gotland. C) Ekogram som visar fiskförekomsten (gröna – gula färger) och havsbotten (vitt) under två veckor i juni – juli 2020. Y-axeln visar djup, från ytan till 100 m. Foto SLU Aqua

Drönare på ytan kan kontrolleras på avstånd genom satellitkommunikation, wifi, 4G eller andra tekniker och kan styras till önskade destinationer. De kan även programmeras att följa en bestämd rutt. Framdriving kan ske genom vågkraft, vind,

elmotorer eller i vissa fall förbränningsmotorer. Med solpaneler kombinerade med batterier kan datainsamlingen bli i princip koldioxidneutral.

Drönare kan utrustas med ekolod och givare som är likvärdiga med de som används på moderna forskningsfartyg, med undantag för de största givarna med låg frekvens (18-70 kHz) och liten utgångsvinkel (De Robertis et al. 2019, Ghani et al. 2014, Swart et al. 2016).

Med akustiska drönare kan mängden insamlade data öka kraftigt, till låg kostnad och ekosystempåverkan (Figur 4.2.3.1). SLU Aqua har sedan hösten 2018 en ytgående drönare som har samlat in akustikdata under mer än 200 dagar. Den har samtidigt mätt vattentemperatur, salthalt, algförekomst, cyanobakterier, och turbiditet. Driftskostnaden per dag är mindre än 100 kr, undantaget personalkostnaden för styrning, och kan på så sätt registrera rörelser av fisk mellan områden över lång tid till relativt liten kostnad.

#### *Tänkbar användning och begränsning med akustiska drönare*

- + Kan användas för att följa rörelser av fisk som kan missas vid kortfristiga undersökningar.
- + Låga koldioxidutsläpp, bullerfritt.
- + Möjligt att registrera ekon nära vattenytan, eftersom givaren sitter nära ytan.
- Kräver valideringsdata från biologisk datainsamling för att skatta artsammansättning och storleksfördelning.
- Oklart juridiskt läge för obemannade farkoster, begränsningar skulle kunna uppstå i framtiden.

#### 4.2.4. Passiv akustik - ljudinspelning

##### *Syfte/Parametrar/Provtagningstyp*

Syftet är att registrera ljud från fisk och knyta detta till förekomst av olika arter.

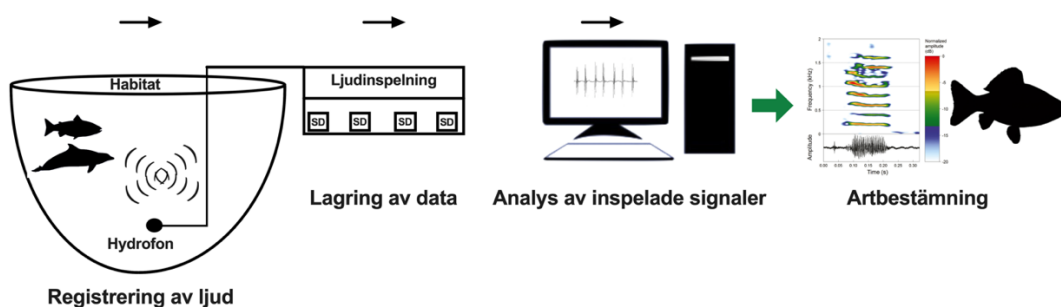
##### *Beskrivning*

Världen under ytan är full av ljud och stationär ljudinspelning kan således fungera som icke-invasiv metod för inventering av akvatiska ekosystem. Metoden har använts för att detektera och övervaka fisk- och däggdjursarter, men den kan också identifiera buller från båttrafik och vindkraftverk (Andersson et al. 2007, Linke et al. 2018).

Så kallade hydrofoner (undervattensmikrofoner) kan användas i alla akvatiska system, från åar, älvar och sjöar till hav (Figur 4.2.5.1). Antalet hydrofoner som behövs är direkt beroende av storleken (volymen) på habitatet som ska bevakas.

Metoden har tillämpats framgångsrikt i studier av marina däggdjur, som navigerar med hjälp av sonar. En standardiserad PAM-metod (*Passive Acoustic Monitoring*), med så kallade ”C-pods” (*Continuous porpoise detectors*), har använts för studier av tumlare i svenskt vatten (Königson et al. 2021). Passiv ljudinspelning har dessutom använts för framgångsrika täthetsskattningar av marina däggdjur (Gerrodette et al. 2011).

För studier av fisk är metoden betydligt mindre utforskad än för marina däggdjur. Rountree et al. (2006) uppskattade antalet ljudande fiskarter till cirka 700 - 800 stycken. Fisk producerar ljud via fem fysiologiska processer: 1) pulsrörelser i simblåsan, 2) stridulation (att gnida två kroppsdelar mot varandra), 3) rörelse i vattnet, 4) kroppsvibrationer mot substrat, och 5) frisläppning av luft via kroppsöppningar (Kaatz, 2002). Sill (*Clupea harengus*) skapar ljud via produktion och frigörelse av luftbubblor (Wahlberg & Westerberg 2003). Ljud av torsk (*Gadus morhua*) har spelats in över olika skalor i tid och rum (Rowe & Hutchings 2006; Nordeide & Kjellsby 1999). Metoden har tillämpats för att undersöka artförekomst, beteenden och migration hos diverse fiskarter (Kottege et al. 2015; Picciulin et al. 2020; Rountree & Juanes 2017; Jublier et al. 2020), även om den ännu inte är lämplig för generella inventeringar. Majoriteten av alla fiskar avger inte distinkta ljud, varken ur ett aktivt kommunikativt syfte eller som en icke-aktiv biprodukt av annan aktivitet. I en inventeringsstudie spelades 164 timmar ljud in från två olika lokaler i Hudsonfloden. 62 unika läten extraherades, varav 25 bedömdes vara biologiska, 5 abiotiska och 32 kunde inte kategoriseras (Anderson et al. 2008). Av de 25 biologiska inspelningarna gick endast fyra (6 %) att artbestämma vilket illustrerar svårigheterna med denna metodik.



Figur 4.2.5.1. Förenklad illustration över arbetsflödet för passiv ljudinspelning i sötvattensystem och hav.

Den systematiska katalogiseringen av arter som ger ifrån sig ljud är dessutom bristfällig. Det finns 2 500 vetenskapliga publikationer med passiv ljudinspelning i sötvattensystem (Linke et al. (2018), varav mycket återstår att sammanställa och systematisk katalogisera. Redan på 1960-talet etiketterades registrerade ljud (varaktighet, frekvens, kontur) från 153 systematiskt katalogiserade fiskarter i västra Nordatlanten (Fish and Mowbray 1970). Dessa ljudinspelningar finns nu

samlade på Cornelluniversitets Macaulaybibliotek och går att lyssna på via: <http://macaulaylibrary.org> och har kompletterats med ytterligare ca 750 arter.

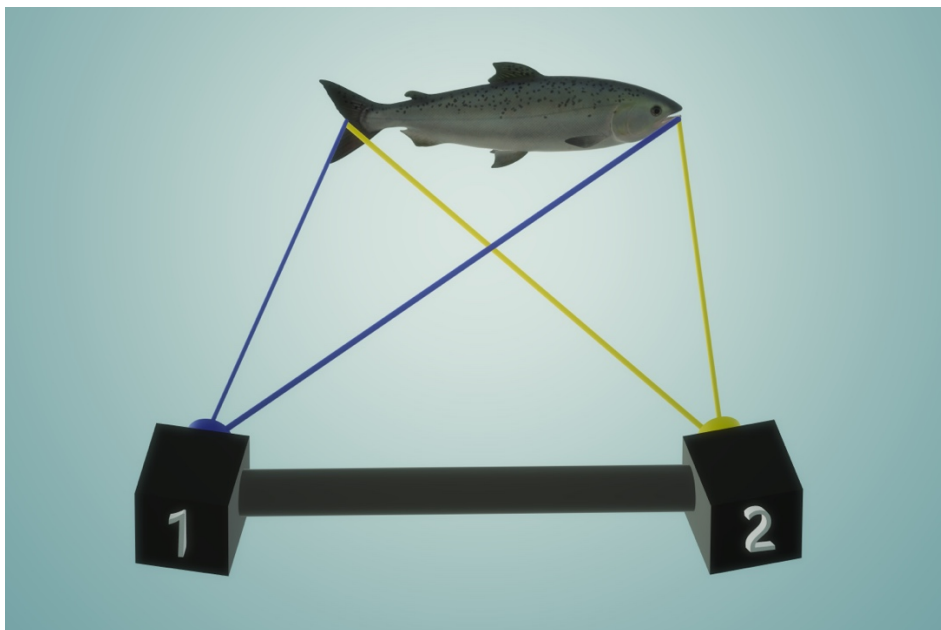
Passiv ljudinspelning har även använts specifikt för att detektera förekomsten av kryptiska fiskarter som är svåra att detektera med andra inventeringsmetoder (Picciulin et al. 2019), och för att detektera förekomsten av invasiva arter under deras spridning (Rountree & Juanes 2017).

#### *Tänkbar användning och begränsning med passiv ljudinspelning*

- + Ingen påverkan på fisken.
- + Kan användas i vattensystem med känsliga populationer.
- + Lämplig för långtidsövervakning med kontinuerlig datainsamling.
- + Relativt billig metod att tillämpa.
- + Kan kombineras med andra metoder för att få högre upplösning i exempelvis biodiversitetsfrågor.
- Svårt att precisera provets täckningsgrad exakt.
- Höga frekvenser försvagas snabbt i vatten.
- Bakgrundsljud kan komplicera analys.
- Alla fiskar avger inte ljud.
- Katalogisering av ljud per art är bristfällig.

### 4.3. Optiska metoder - Stereofotogrammetri

Fotogrammetri avser det teknikområde där tvådimensionella fotografiska eller digitala bilder används för att skapa mätningar av tredimensionella objekt (Figur 4.3.1). I stereofotogrammetri, används så kallade bildpar, som avspeglar samma objekt. Liksom vi människor bedömer avstånd med våra två ögon, så kan avståndet från kameran till ett objekt i bildparet beräknas om bilderna är tagna från olika vinklar. Det går även att beräkna avståndet mellan två givna punkter i bildparet, för att uppskatta längd, yta eller volym. Noggranna mätningar i bilderna förutsätter kännedom om kamerans egenskaper, för att passa in bilderna mot varandra. Mätningarna kan kopplas till ett koordinatsystem, genom att mäta in punkter med kända koordinater (Ghosh 1981).



Figur 4.3.1. Schematisk skiss över ett stereokamerasystem. För att avgöra längden på fisken behöver samma punkt (blå och gula linjer) kunna observeras från både kamera 1 och kamera 2 under samma tidpunkt.

Stereofotogrammetri har sedan 1980-talet använts för att uppskatta marina organismers storlek (Harvey & Shortis 1995). Användningen av system med dubbla kameror (stereokamerasystem) har ökat kontinuerligt (Letessier et al. 2015; Whitmarch et al. 2016), i takt med att kostnaden för undervattenskameror har minskat och det har tagits fram programvaror för förenklad kalibrering och datainsamling. Med stereokamera går det även att utföra fotogrammetri på rörliga objekt, så som simmande fiskar, om bilderna på objektet från de två kamerorna synkroniseras (Figur 4.3.1). Traditionellt har mänskliga observatörer mätt organismers storlek utifrån bilder insamlade med stereokamerasystem, men nu finns det programvaror som kan utföra denna uppgift (Knausgård et al. 2021).

#### 4.3.1. Olika tillämpningar av video- och stereovideo-teknik

##### *Syfte/Parametrar/Provtagningstyp*

Syftet är att skatta art, antalet individer, individstorlek och beteende hos fisk och skaldjur.

##### *Beskrivning*

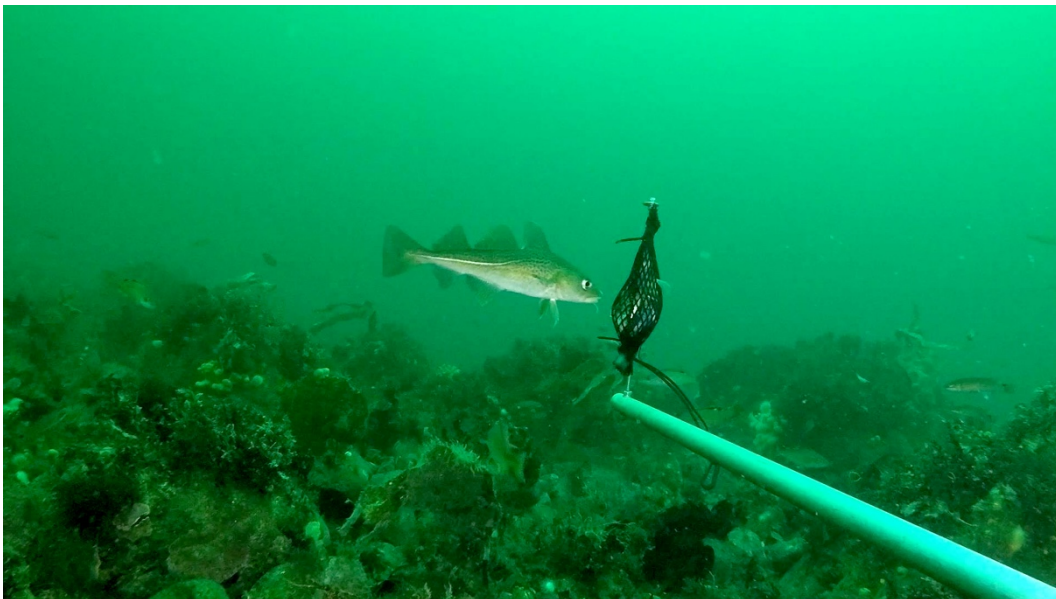
I takt med den tekniska utvecklingens framfart har kameror av olika slag blivit alltmer vanligt i forskning och miljöövervakning. Populariteten med optisk kamerateknik skildrades tydligt i det samlade resultatet från omvärldsanalysen (se ovan). Beroende på frågeställning, typ av önskvärda data och dylika begränsningar kan kameror för datainsamling monteras på många olika sätt. För rapportens syfte

är montage som sker under ytan förmodligen mest intressant, men även luftmonterade kameror kan användas för att erhålla betydande data. I grunda områden kan till exempel drönarmonterade kameror användas för att invertera artförekomst, tätheter och habitatnyttjande (Hensel et al. 2018). Kameraövervakning används även för framgångsrikt beräkna exempelvis sportfiskets ansträngningar i specifika områden (Hartill et al. 2020) och med hjälp av drönare för tillsyn av fiske på grunda bottnar. Vidare används fast monterade kameror på kommersiella fiskefartyg för dokumentation av fångst och bifångst (EM, Electronic monitoring, van Helmond et al. 2020). Dessa kameror ingår oftast i ett system med andra sensorer som beskriver fiskefartygets aktivitet och position (GPS). Svensk övervakning av bifångst av däggdjur (säl och tumlare) och fågel använder denna teknik.

Metodiken för undervattensfilmning/-bildtagning har utvecklats under mer än 60 år (Mallet & Pelletier, 2014). Dels har tekniken i sig utvecklats där den sentida lanseringen av digitala kameror med hög upplösning möjliggjort mer precisa studier av fisktätheter, distribution/habitatutnyttjande, beteenden och biodiversitetsfrågor (Rhoades et al. 2019). Men även montage av kamera och metodiken i sig har utvecklats kraftigt under senare tid. Då metodiken tämligen enkelt kan anpassas efter studiens frågeställningar samt habitatets förutsättningar finns idag en uppsjö av olika metodbeskrivningar. Initialt skiljer man på obetade (**RUV**, *Remote Underwater Video*) och betade kameramontage (**BRUV**, *Baited Remote Underwater Video*, se även 4.3.2, Figur 4.3.1.1). Vidare kan dessa grupper och då i synnerhet inom **RUV**, ytterligare delas in baserat på själva montage. Exempelvis kan kameran vara monterad på en obemannad robot (**UUV**, *Unmanned Underwater Vehicle*, se He et al. (2020)) som antingen förflyttar sig automatiskt (**AUV**, *Autonomous Underwater Vehicle*, se exempelvis Fernandes et al. (2003)), eller vara kontrollerad via fjärrstyrning (**ROUV**, *Remotely Operated Underwater Vehicle*). En annan metod, som är billig och vanlig är videoundersökningar med dykarmonterad kamera (**DOV**, *Diver Operated Video recording*, se exempelvis Goetze et al. (2019)). I en ny sammanfattande undersökning visade Maslin et al. (2021) att kameramontage på en semi-automatisk robot (**SAUV**, *Semi-Automated Underwater Vehicle*) var lika framgångsrik i skattning av fiskbiodiversitet som dykarmonterad kamera. Däremot genererade robotmontage 35 % högre uppskattning av total biomassa än montage på dykare. Författarna förklarade detta mönster med att storvuxna fiskar ofta är mer skeptiska och kryptiska än individer som är till storleken mindre. Sbragaglia et al. (2018) visade också att fiskar kan skilja på snorklare med och utan harpun. Förutom ovan nämnda tekniker förekommer nya tekniker för trål- och båt-monterade kameraundersökningar i litteraturen (Allken et al. 2019, DeCelles et al. 2017, se även 4.3.3). Sedan början av 2000-talet har man också arbetat framgångsrikt med tekniker och

kameramontage även för inventering av djuphaven, alltså platser där ljusmängden är högst bristfällig (Sarradin et al. 2007).

Ett bra exempel på en ROUV är den så kallade "kräftsleden" UWTV (*Under Water TeleVision*) som SLU Aqua använder för att följa havskräftbestånden i Skagerrak, Kattegatt, men även i övriga EU vatten, som den enda fiskerioberoende provtagningen på dessa bestånd. Detta gör att havskräftan är den enda betydande arten som endast följs upp med endast icke-invasiv metodik, inom den fiskerioberoende provtagningen (tabell 3.2.1). Kameran på UWTV är monterad på en släde som släpas på havsbotten efter undersökningsfartyget, vilket innebär att avståndet mellan kameran och objektet är mer eller mindre konstant, vilket förenklar bildanalysen. Idag används dock laserpekare för att verifiera storleken på provtagen yta, vilket också gör att utrustningen kan användas till provtagning i den fria vattenmassan. UWTV-tekniken används för att skatta antalet bohål av havskräfta per ytenhet, vilket i sin tur leder till en beståndsuppskattning av populationen.



Figur 4.3.1.1. En torsk som lockats till kamerariggen (BRUV) av betespåsen. Foto SLU Aqua

Kamerabaserad inventering av fiskpassager får ses som en etablerad metod i Sverige för att kvantifiera fiskars vandringsmönster. Det finns flera olika tekniker för att mäta passager av fisk, till exempel genom förändringar av vattenflöde, och flera olika tillverkare. En metod bygger på att fisken leds in i en tunnel där flera olika typer av sensorer, kameror och mjukvara samverkar för att automatiskt filtrera ut fiskar och andra djur från övrigt material som kan tänkas passera. Därtill kan systemet identifiera vilken art det rör sig om, färdriktningen, fiskens storlek samt tid och datum, vilket möjliggör en effektiv och skonsam skattning av fiskvandringar. Vissa företag erbjuder också möjligheten att följa detta i realtid



(fiskdata.se). En utmaning som kan uppstå med dessa tekniker är vattnets grumlighet och siktdjup. Ljusramper och IR-ljus kan i viss mån kompensera för dåligt ljus, men höga halter av fina partiklar kan försvåra möjligheterna att korrekt identifiera passager av fisk.

#### *Tänkbar användning och begränsning med videoteknik*

- + RUV (Remote Underwater Video) har ingen nämnvärd effekt på ekosystemet.
- + Kan användas i vattensystem med känsliga populationer.
- + Montering ochamerateknik kan enkelt anpassas efter rådande förhållanden.
- + Bra komplement till annan metodik.
- Mindre lämplig för långtidsövervakning på grund av exempelvis begränsad batteritid.
- Dykarmonterad kamera kan eventuellt skrämna fisk.
- Inventering med dykarmonterad kamera kan vara svår att standardisera.
- BRUV (*Baited Remote Underwater Video*) skulle eventuellt kunna orsaka negativa interaktioner och ökad konkurrens inom mikrohabitat.
- Svårt att använda i grumliga vatten med dåliga siktförhållanden.

### 4.3.2. Betad/obetad stereokamera

#### *Syfte/Variabler/Provtagningsstyp*

Syftet är att skatta art- och storlekssammansättning av organismer utifrån bildobservationer.

#### *Beskrivning*

Betade kamerastationer (BRUV) har används för inventering av marina organismer sen 1990-talet (Whitmarch et al. 2016). Övervakning medamerateknik är allmänt ansedd som en skonsam metodik som erbjuder ett icke-störande, icke-invasiv och icke-dödligt alternativ till traditionella provfisken. Med BRUV är det även möjligt att övervaka arter som är svår fångade i fiskeredskap. Metoden kan också användas där provfiske inte är tillåtet eller lämpligt, till exempel i fiskefredade områden med svaga och hotade fiskbestånd eller i anslutning till rev, rasbranter och känsliga bottenhabitat (Langlois et al. 2020; Whitmarch et al. 2016). Med dubbla kameror (stereo-BRUV) kan organismernas storlek uppskattas, för att få information om art-

och storlekssammansättning (Costa et al. 2006). SLU Aqua använder denna teknik för uppföljning av stor fisk i de fiskefria områdena kring utsjöbankarna i Kattegatt (tabell 3.2.1).

Obetade kameramontage kan kombineras med betade kameramontage, för att få högre precision och statistisk styrka (Sherman et al. 2020). Montage för betade kameror finns i diverse material och utföranden (se Mallet & Pelletier, 2014 för bildexmpel). Oftast placeras betet i en bur fäst på en ledarm horisontellt eller vertikalt placerad i förhållande till objektivets lins.

#### *Tänkbar användning och begränsning med stereokamera*

- + Elimineras behovet av att fånga organismer för att beräkna antal eller storlek.
- + Kan användas i komplexa miljöer och/eller känsliga habitat.
- Är beroende av låg turbiditet, är vattenmassan grumlig begränsas möjligheten till visuella observationer.
- Kan attrahera predatorer som skrämmer iväg målarten för undersökningen.

### 4.3.3. Trålmonterad stereokamera

#### *Syfte/Variabler/Provtagningsstyp*

Syftet är att skatta art, antalet individer och individlängder av fångsten som passerar in i en trål, under en demersala trålundersökning eller akustiska pelagiska trålundersökning.

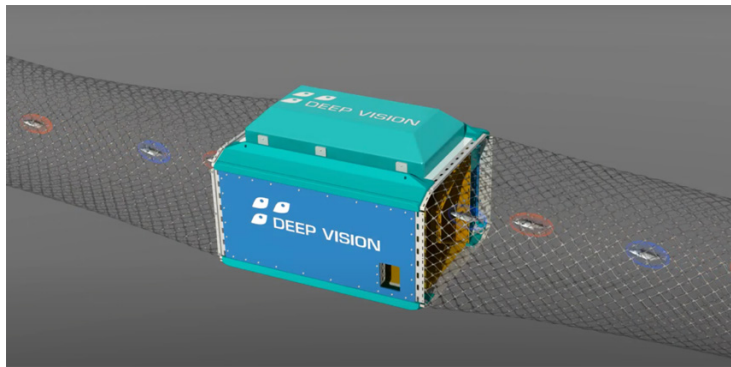
#### *Beskrivning*

Moderna fiske- och forskningsfartyg använder idag en mängd olika trålmonterade akustiska instrument och sensorer, vilka dock inte ger någon information om den individuella fisken som fångas under själva trålhalet. Akustiska multifrekvens- och bredbandstekniker har visat sig lovande för att skilja olika arter (Lundgren och Nielsen 2008), men kan inte identifiera enskilda individer eller deras storlek. Biologisk information om art, storlek och antal fås under akustiska trålundersökningar efter det att fångsten i trålen har analyserats, men då är den rumsliga informationen inom halet förlorad och fisken har dödats.

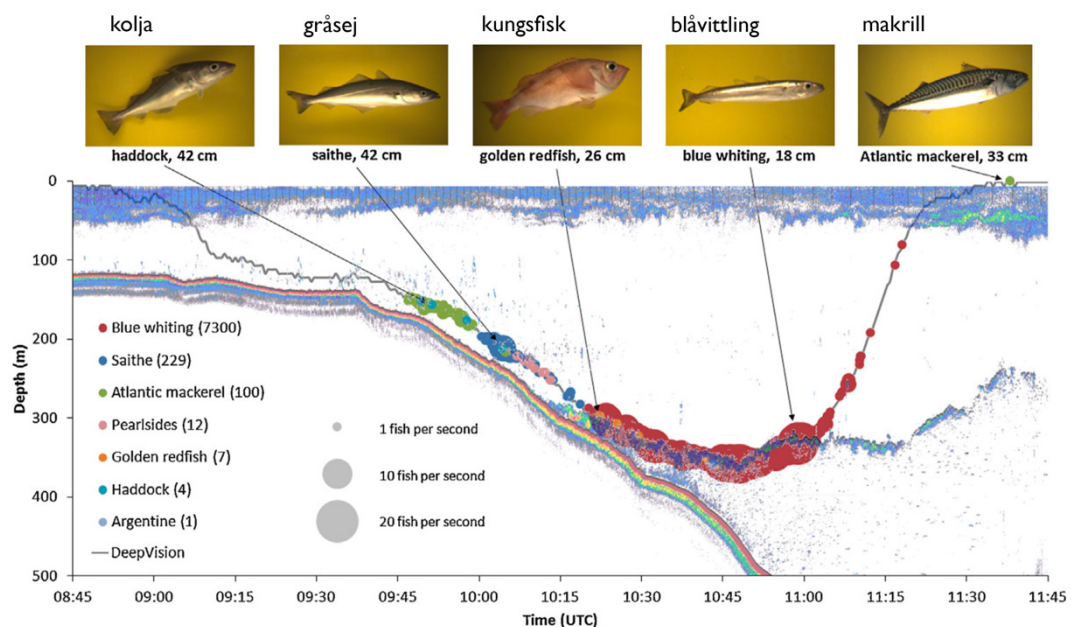
Genom att montera en stereokamera invändigt i förlängningsstycket i trålen för att identifiera och mäta fisk kontinuerligt under trålhalet kan rumslig information samlas in för de olika arterna (Figur 4.3.3.1), och om endast grundläggande uppgifter om art och storlek krävs kan detta genomföras med ett öppet trållyft för att släppa ut fisken efter att de har registrerats av kameran (Rosen et al. 2013, Figur 4.3.3.2). I kombination med ett stäng och öppningsbart trållyft kan dock de

individer som önskas för ytterligare biologisk analys fångas och tas upp på fartyget (Engås et al. 1997).

Trålkameraenheten (stereokamera inkl. ljuskälla, kontroll och registreringsenhet, Figur 4.3.3.1, Deepvision) i trålen ansluts med en optisk-kabel till fartyget. Genom kabel sänds en bildström för att kontrollera enheten, men de högupplösta bilderna och analysen av bilderna lagras under halet i undervattens-enheten. Utvecklingen av mjukvaran som analyser bilderna från systemet har tagit fart de senaste åren tack vare tekniker som maskininlärning och neurala nätverk, vilket idag medger realtidanalys av bilderna (Allken et al. 2018).



Figur 4.3.3.1. Montering av trålkamera - Deepvision i förlängningsstycket i trålen (<https://deepvision.no/deep-vision/deep-vision>).



Figur 4.3.3.2. Identifiering av fisk från trålkameran inlagt på ekogrammet som samlats in samtidigt. Djupprofilen från den trålmonterade kameran indikeras av den tunna gråa linjen. De olika fiskarterna är markerade som olika färgade cirklar, där diametern indikerar antal individer per sekund. Bilderna ovanför figuren är de specifika arterna som anges på djupprofilen. Som granskningshjälpmedel för att bearbeta akustiska data skulle liknande figurer vara till stor hjälp (efter, Rosen och Holst 2013).

### *Tänkbar användning och begränsning med stereokamera*

- + Ökar precisionen i den akustiska analysen.
- + Kan användas för att minimera mängden dödad fisk till den mängd som behövs för biologisk analys (ålder, individvikt, sjukdomar och parasiter etc.).
- + Högupplöst information om olika arters rumsliga utbredning och interaktioner mellan arter.
- Kan begränsas av internationella standarder för provtagning.
- Lämpar sig sannolikt bäst för pelagiska akustiska trålundersökningar, då uppgrumlighet av vattnet kan försämra bildkvaliteten vid demersal trålning.

## 4.4. Etablerade metoder

### 4.4.1. Elfiske

#### *Syfte/Variabler/Provtagningsstyp*

Syftet är att kartlägga fisk- och kräftbestånd i rinnande vatten och i sjöars strandnära områden.

#### *Beskrivning*

Vadningselfiske sker enligt europeisk standard (CEN 2003, se också 3.2.6). Båtelvfiske utvecklas fortfarande vad gäller optimering av inställningar, men det finns etablerade metoder som ofta är specifika för varje land (t ex Reynolds & Dean 2020; Reid et al. 2021). För Sverige håller en standardiserad provtagningsmetodik på att tas fram. I Sverige används båtelvfiske främst för inventering, eftersom det saknas bedömningsgrunder för ekologisk status.

#### *Tänkbar användning och begränsning med elfiske*

- + Metoden är invasiv men normalt sett inte dödande.
- + Metoden ger en uppskattning av antal/vikt av fisk/kräftor per ytenhet.
- + Båtelvfiske kan användas i miljöer där vadningselfiske inte är möjligt.
- Elfiske kan orsaka skador på enskilda individer.

#### 4.4.2. Burar och ryssjor

##### *Syfte/Variabler/Provtagningstyp*

Syftet är dels att fånga fisk och skaldjur för beståndsovervakning, dels för fångst/återfångstförsök med fisk och skaldjur.

##### *Beskrivning*

Burar och ryssjor varierar i utseende och är anpassade efter sitt specifika användningsområde. Redskapen kan användas antingen betade för att locka in målarten, alternativt obetade. De används när den totala dödligheten behöver minimeras i övervakningen (Harvey et al. 2020), eller när målarten är känslig för förhöjd dödlighet (Ruane et al. 2013). Ryssjor används också då undersökningen kräver provtagning på levande individer som vid yngelkontroll av tånglake (Hedman et al. 2011) eller övervakningen av laxlusens angrepp på havsöring (Barlaup et al. 2013). Burar och ryssjor används också vid fångst-återfångst där de märkta och återutsatta fiskarna skall vara så opåverkade som möjligt (Arechavala-Lopez et al. 2016). Ryssjor användes också som komplement till nät i en studie av nätselaktivitet (Booth & Potts 2006). I Sverige används ryssjor för miljöövervakning av kustnära fiskarter längs svenska västkusten.

##### *Tänkbar användning och begränsning med burar och ryssjor*

- + Kan användas på olika djup och substrat för övervakning av fisk och skaldjur.
- + Rätt hanterat är överlevnaden god.
- + Används ofta vid fångst-återfångstförsök.
- Fiskfångster med ryssjor begränsas i huvudsak till bottenlevande/demersala arter.
- Dödlighet och skador på fångsten till följd av predation i buren/ryssjan kan förekomma.

## 4.5. Nya metoder

### 4.5.1. iEkologi

#### *Syfte/Variabler/Provtagningstyp*

Syftet är att använda internetbaserade data för att besvara ekologiska frågor.

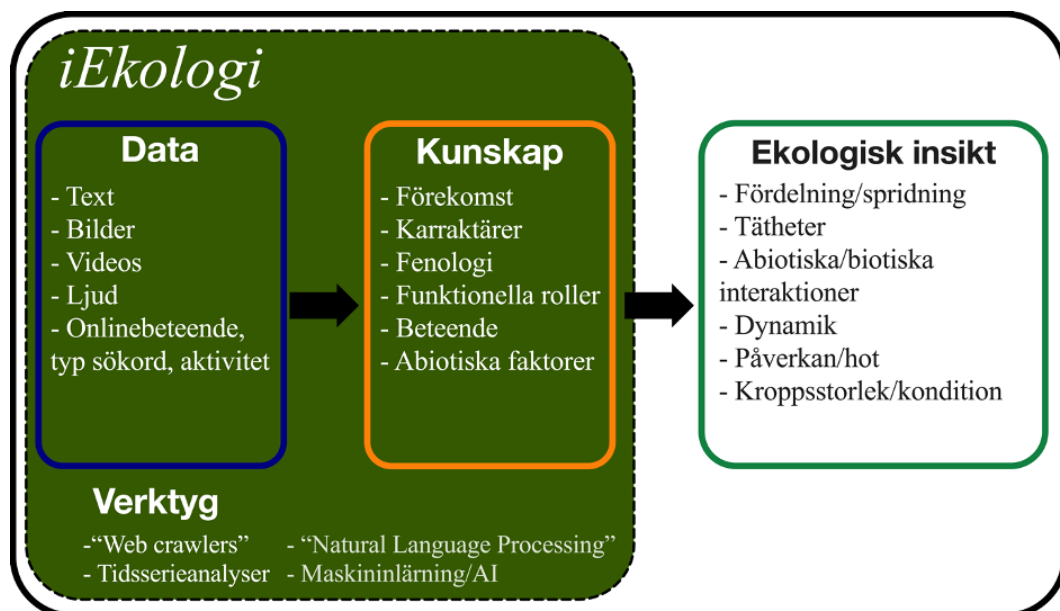
#### *Beskrivning*

Information produceras och lagras nu snabbare än tidigare. Många aktörer publicerar ljudfiler, foton och filmer. Sådan information har ofta metadata, typ GPS-koordinater. Vidare har nya verb likt ”googla” tillkommit i språket (SAOL 2015). Enorma mängder information har genererats i takt med ökat användande av internets sökmotorer och erhållen data kan användas i syfte att förutsäga vår omvärld. Ett välkänt exempel är ”*Google Flu Trends*”, ett verktyg som med relativt hög precision kunnat följa influensasäsongens framfart (Butler 2013).

Internet har på kort tid blivit en enorm informationsplattform, där så kallad ”*big data*” blivit alltmer populärt att samla in, bearbeta och analysera. Det kallas ”iEkologi” (internet-ekologi) när frågeställningarna belyser arters förekomst över tid och rum, mänsklig påverkan på ekosystem eller andra biologiska processer. iEkologi är ett helt nytt fält och vi hittade endast fyra publicerade artiklar i vår omvärldsanalys (Jarić et al. 2021; Jarić et al. 2020; Jarić et al. 2020; Sbragaglia et al. 2021, Figur 4.5.1.1). Samtliga artiklar var publicerade i tidskrifter med relativt hög *impact factor* (4,9-17,7), vilket indikerar att intresset för iEkologi är stort. Även om begreppet är nytt så har metodik inom ramen för iEkologi tillämpats tidigare. Här följer några exempel:

- Mittermeier et al. (2019) analyserade sidvisningar på Wikipedia för att förstå människans intresse för ekologi. Studien inkluderade hela 2,3 miljarder sidvisningar fördelat på 31 751 organismer och 245 språk. Resultaten visade att cykliska mönster i naturen påverkar vårt intresse för specifika arter.
- Leighton et al. (2016) använde framgångsrikt ”Google images” för att studera skillnader i fenotypiska karaktärer mellan populationer av samma art.
- Jagiello et al. (2019) använde filmer på Youtube för att studera skillnader i beteende mellan röda och gråa ekorrar i både urbana och skogliga habitat.
- De Frenne et al. (2018) använde arkiverade TV-sändningar från cykeltävlingen *Tour of Flanders*, för att studera årstidsbundna förändringar i vegetation som en respons på klimatförändringar.

Onlineplattformar som används av medborgare kan generera data till ekologisk forskning, alltså en kombination av iEkologi och medborgarforskning. I mobilapplikationen och internetplattformen ”Fangstjorunalen” kan sportfiskare registrera sina fångster. Projektet drivs av DTU Aqua, Danmark. Sedan första versionen år 2016 har mer än 14 000 sportfiskare genererat cirka 55 000 fångstrapporter. Från dessa fångstrapporter kan fisktätheter uppskattas som varaktighet mellan fångster, och överfiske kan studeras genom fördelningen av inrapporterade längder på fångade fiskar. Plattformen kan också generera data om säl- och skarvskador på fångad fisk (Venturelli et al. 2017, Gundelund et al. 2021). Jaric et al. (2020) förutspår en snabb utveckling av verktyg som kan tillämpas inom iEkologi, där insamling och hantering automatiseras med hjälp av smarta algoritmer.



Figur 4.5.1.1. Modell över konceptet iEkologi. Bilden visar hur nya ekologiska insikter kan genereras med olika typer av digitala data i kombination med redan förvärvad kunskap och digitala verktyg (modifierad från Jaric et al. 2020).

#### Tänkbar användning och begränsning med iEkologi

- + Utnyttjar redan insamlad och tillgängliga data vilket ger ett kostnadseffektivt alternativ till provtagning eller exempelvis enkätundersökningar.
- + Finns redan idag mycket data att studera.
- Transparens och kvalitét i data kan skilja sig och kan vara svårt att kontrollera för.
- Krävs ekologiska förkunskaper för att kunna sortera ut felkällor.

## 4.5.2. Citizen science/Medborgarforskning

### *Syfte/Variabler/Provtagningstyp*

Syftet är att allmänhetens intresse och engagemang för den akvatiska miljön ska kunna omsättas till användbara data.

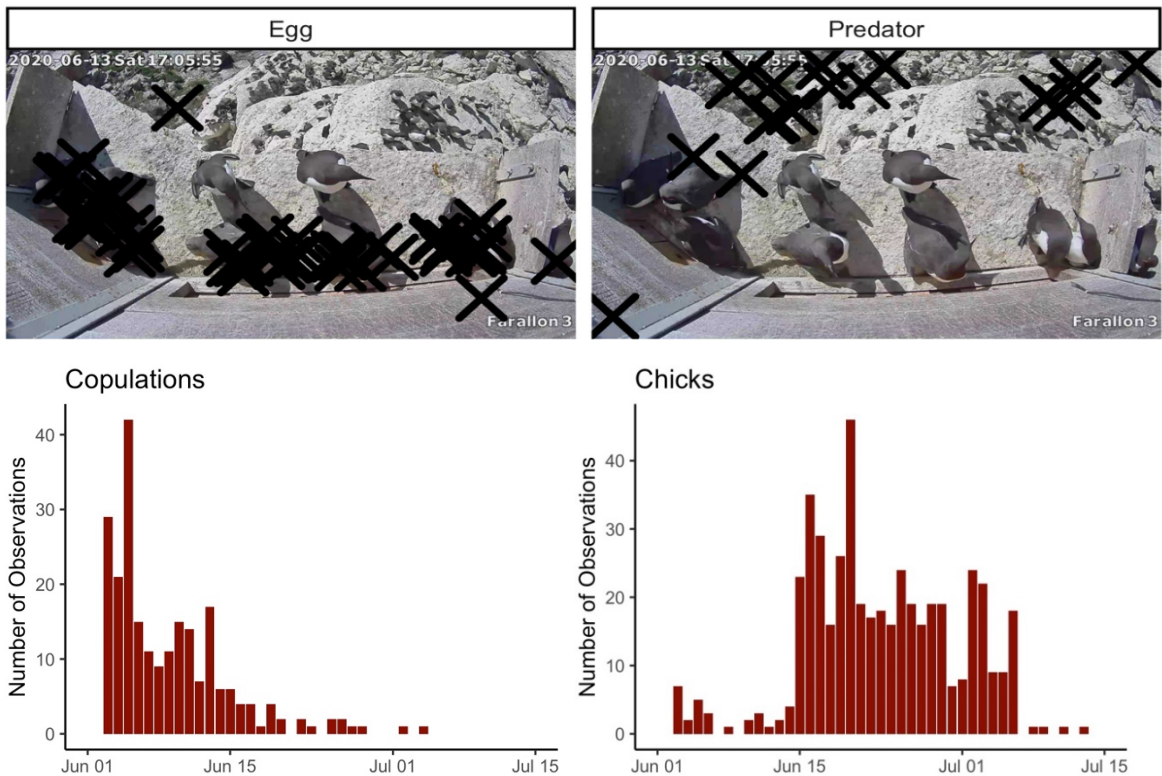
### *Beskrivning*

Medborgarforskning har ökat snabbt under de senaste åren. Globala webbportaler som *Zooniverse* ([www.zooniverse.org](http://www.zooniverse.org)) ger engagerade medborgare meningsfulla sätt att bidra till forskning, samtidigt som forskare får hjälp av frivilligarbetande entusiaster. Ett spektakulärt exempel var när tusentals online-spelare hjälpte till att räkna ut strukturen för ett komplext protein (Cooper et al. 2010). Sedan dess har medborgare hjälpt till med allt från att räkna humlor (Lye et al. 2012) till att beskriva utbredning för fågelarter i tropiska områden (Squires et al. 2021).

Medborgarnas inrapporterade data kan innehålla olika typer av systematiska fel (bias), till exempel att stora fåglar är överrepresenterade i rapporterna (Callaghan et al. 2021). Medborgare rapporterar oftast in observationer från sjöar nära där de bor, vilket skapar obalanserade dataset (Millar et al. 2019). Sportfiskare som frivilligt rapporterar kan både fiska mer än övriga sportfiskare och ha högre fångster. Det kan ge skevheter om resultaten extrapoleras till den del av populationen som inte bidrar till medborgarforskningen. Behoven av att undersöka skevheter och validering kommer därför alltid att vara stort.

SLU Aqua har genomfört flera projekt kopplat till medborgarforskning, och flera planeras. SLU i samarbete med WWF har live-sänt en häckningshylla med sillgrisslor under 2019 – 2021. Hundratals observationer därifrån visar att det går att få ut vederhäftiga data på häckningsbiologiska variabler som fenologi och parningsbeteende (Figur 4.5.2.1). Projektet fortlöper genom stöd från FORMAS i samarbete med Skansens Baltic Sea Science Center. Under de närmaste åren kommer gymnasiestudenter att få bidra till kunskap om klimatförändringarnas påverkan på fåglarna. SLU Aqua har även utvecklat en app som kan fungera som en fiskedagbok för sportfiskare (<https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/forskning1/hallbart-fiske/sporeg/>). Appen är utvecklad tillsammans med, och är i nuläget anpassad för, sportfiskeguider. Nu diskuteras att skala upp och göra den tillgänglig för frivillig rapportering av andra sportfiskare. Genom att samla in underlag om fångster och storlekar på fiskarna kan forskare följa beståndens status. Det går även att rapportera antalet möten med sälar och skarvar, vilket öka förståelsen för hur deras interaktioner med fisket ser ut (t.ex. Arlinghaus et al. 2021).





Figur 4.5.2.1. Överst) Bilder från livesändning med webkamera för sillgrisslor, där medborgare genom ett web-interface har kunnat notera positioner för olika typer av observationer, i detta fall ägg och rovfåglar. Underst) Antal observationer per dag under säsongen för parningar och antal observationer per dag för ungar.

#### Tänkbar användning och begränsning med medborgarforskning

- + Kan bidra med värdefulla data.
- + Kan öka engagemanget hos allmänheten.
- Kräver tydlig studiedesign för att inte skapa obalanserade dataset med systematiska fel (bias).
- Behöver kompletteras med andra metoder för att säkerställa datakvalitet.

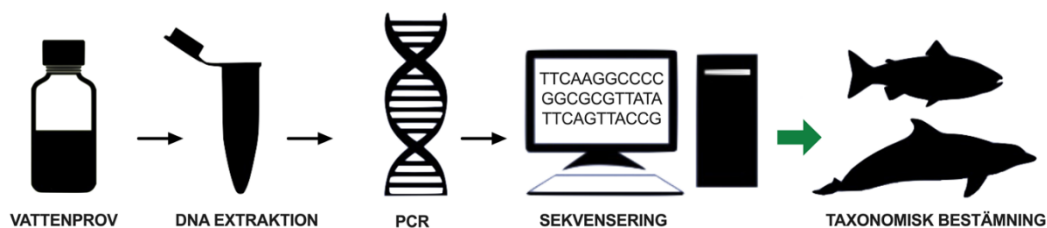
### 4.5.3. eDNA (*environmental* DNA)

#### *Syfte/Variabler/Provtagningstyp*

Syftet är att utröna vilka arter som förekommer inom ett specifikt område med hjälp av ett prov från miljön, exempelvis en mindre mängd vatten från en sjö.

#### *Beskrivning*

Djur och växter lämnar konstant molekylära spår av sitt DNA. I slutet av 1980-talet definierades taxonomiska grupper av mikroorganismer i diverse sedimentprover, genom att extrahera organismernas DNA från övrigt provmaterial (Ogram et al. 1987). Vid millennieskiftet blev tekniken mer etablerad och definierades till det vi idag känner igen som "eDNA" (environmental DNA, Taberlet et al. 2012). DNA kan idag extraheras och sekvenseras från sediment, jord, eller vatten. För att bekräfta/dementera förekomsten av olika arter i ett prov används specifika primers d.v.s. startpunkter för DNA-syntes (Ficetola et al. 2008), se Figur 4.5.3.1.



Figur 4.5.3.1. Illustration över de olika stegen som analys av eDNA för taxonomisk beskrivning inkluderar.

Tekniken har under senare år utvecklats till en vanligt förekommande metod för kvalitativ beskrivning av ett områdes artsammansättning (Shu et al. 2021). Metoden är ett bra komplement till de redan etablerade metoder som är selektiva med avseende på morfologiska karaktärer och artspecifika beteenden. Under en treårsperiod plockade eDNA upp ett 30-tal arter som inte förekom i nätprovfisken under samma period (Gillet et al. 2018). Det förekom också arter i nätfångsten som inte detekterades i eDNA-analyserna, men eDNA anses ändå ha en hög känslighet och utvecklingen av primers och sekvenseringsteknik har gått framåt. eDNA kan dessutom detektera fisk i olika ontogenetiska stadier, inklusive larvstadiet (Espinoza et al. 2017). Kvoten mellan mitokondrie- och kärn-DNA i vattenprover kan också användas för att definiera tidsintervallet för lokala populationers reproduktionssäsong (Bylemans et al. 2017). Det vanligaste är dock att studera förekomsten av mitokondrie-DNA som ärvs från djurets mor, utom i extrema undantagsfall (Luo et al. 2018), vilket gör att eDNA inte är en lämplig metod för detektion av hybrider.

Förekomsten av DNA i miljön har ibland varit positivt korrelerad med antalet individer av respektive art inom det provtagna området. Visuellt observation av lekvandrande fisk korrelerar väl med koncentrationen av artens eDNA (Maruyama et al. 2018). Koncentrationen av eDNA kan fungera som en proxy för tätheter av en viss art i ett visst område över en viss tid (Erickson et al. 2017). Transport och nedbrytning påverkar också mängden DNA i ett prov. Därför råder ingen konsensus om eDNA-koncentrationer kan fungera som en proxy för individtätheter. Omvärldsanalysen visar tydligt att metoder med en högre kvantitativ precision är under utveckling. Fukaya et al. (2021) kombinerade koncentrationer av eDNA med matematiska modeller som tog hänsyn till transport- och nedbrytningsprocesser. Kombinationen skattade tätheten med högre säkerhet än enbart eDNA, när resultaten jämfördes med ekolodsundersökningar. Nyare metoder kan ge ännu högre precision i täthetsskattningar (se HaCed-Seq i avsnitt 4.5.4).

#### *Tänkbar användning och begränsning med eDNA*

- + Ingen påverkan på ekosystemet.
- + Kan användas i vattensystem med känsliga populationer.
- + Inga förkunskaper för provtagning krävs.
- + Tidseffektiv provtagning.
- + Relativt billig metod att tillämpa.
- + Kan kombineras med andra metoder för att få högre upplösning i exempelvis biodiversitetsfrågor.
- Provets täckningsgrad kan variera signifikant mellan vattensystem beroende på biotiska och abiotiska faktorer.
- Säger inget om förekomsten av hybrider.
- Inte lämpligt för att skatta abundans.

#### **4.5.4. eDNA + HaCeD-seq (*haplotype count from eDNA*)**

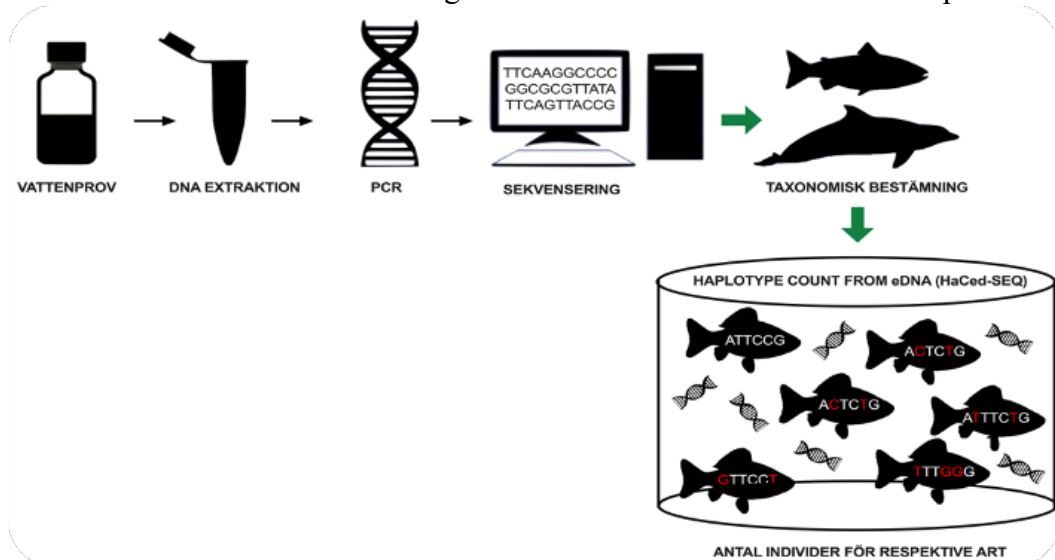
##### *Syfte/Variabler/Provtagningsstyp.*

Syftet är att identifiera antalet haplotyper ur ett eDNA-prov för att på ett icke-invasivt vis kunna kvantifiera antalet individer inom ett visst område.

##### *Beskrivning*

HaCeD-seq kan ge en relativt säker skattning av individtätheter av olika arter genom ett eDNA-prov. Metoden kan kvantifiera antalet haplotyper (en samling specifika alleler) i en del av mitokondriellt DNA som utgör en så kallad

”displacement loop”. Detta område har en väldigt hög mutationshastighet, något som gör det lämpligt för att beräkna antalet unika haplotyper. Metoden testades först på ål (Yoshitake et al. 2019). Med hjälp av så kallade UMI-tags (*Unique Molecular Identifier-tags*), har sekvenseringsfel senare reducerats och bättre precision har uppnåtts. Yoshitake et al. (2021) detekterade 90 av 96 (94 %) blåfenade tonfiskindivider med metoden, jämfört med endast 29 av de 96 (30 %) haplotyperna utan UMI-tags. Baserat på resultaten från dessa publikationer bör HaCed i kombination med UMI-tags ses som en metod med stor framtida potential.



Figur 4.5.4.1. Schematisk figur över de olika stegen som den nyutvecklade metoden HaCed-SEQ inkluderar. Baserat på ett simpelt vattenprov kan man med hjälp av haplotypräkning bestämma antalet individer inom ett specifikt vattenområde.

#### Tänkbar användning och begränsning med eDNA + HaCeD-seq

- + Ingen påverkan på ekosystemet eller studieorganismerna.
- + Kan användas i vattensystem med känsliga populationer.
- + Inga förkunskaper för provtagning krävs, dessutom tideffektivt.
- + Kan kombineras med andra metoder för att få högre upplösning i exempelvis biodiversitetsfrågor.
- + Svårt att definiera provets täckningsgrad.

## 5. Begränsningar och möjligheter

### 5.1. Begränsningar

#### 5.1.1. Internationell/nationella krav på provtagning

Möjligheterna att förändra nuvarande provtagningsprogram begränsas av de krav i de regelverk som respektive program styrs av. Generellt är det enklast att justera omfattning och inriktning i övervakningsprogram som enbart styrs av nationella regler eller överenskommelser. För övervakningsprogram som regleras av EU-förordningar och direktiv som Datainsamlingsförordningen, Havsmiljödirektivet, Vattendirektivet eller andra internationella överenskommelser som Helcom och Oskar, måste ofta insamlingsmetodik, omfattning av provtagning och analyserade variabler samordnas mellan ingående medlemsländer. DCF-förordningen kräver att provinsamlingen ska baseras på statistiskt robusta provtagningsprogram. Stickprov av ett visst antal individer behöver analyseras för att ge tillräckligt hög kvalitet och statistisk styrka. I programmet ingår både variabler som i sig inte är dödande (t ex art, antal och vikt), och dödande provtagning för bestämning av ålder, kön, mognad och gonadstatus (EU 2021/1167). Idag är insamlingsmetodiken vanligen dödande, eller skadande vilket kräver avlivning.

Även de nationella övervakningsprogrammen omfattas av internationella krav; provtagning i sötvatten regleras av Vattendirektivet och Vattenförvaltningsförordningen och provtagning i kustområdena omfattas Havsmiljödirektivet och Havsmiljöförordningen, samt genom överenskommelser inom Helcom och Oskar. Provtagningsmetodiken inom de nationella programmen består både av dödande metodik som trål och nät i sjöar och längs kusten, men också icke-dödande metodik som hydroakustik i de stora sjöarna, elfiske i rinnande vatten, mjärdfiske efter kräftor och provfiske med ryssjor längs västkusten.

Det är i nuläget inte möjligt att helt ersätta försöksdjuren i de pågående övervakningsprogrammen (*Replace* i 3R) med alternativ, icke-dödande metodik. Nya metoder är under utveckling, men de kan ännu inte tillgodose nuvarande krav på information. Ökad användning av data från både det kommersiella fisket och fritidsfisket kan i vissa fall ersätta användning av försöksdjur från fiskerieroende övervakning. Det skulle dock också kräva alternativa sätt att analysera och

utvärdera information om individer under minimimått i det kommersiella fisket. Befintliga program kan troligen optimeras, så att antalet försöksdjur reduceras (*Reduce*) utan att ge avkall på resultatens styrka. Det bör också vara möjligt att mildra lidandet för försöksdjuren, genom att anpassa metoderna och så långt möjligt ersätta dödande provtagning med icke-dödande.

### 5.1.2. Effekter av en ändrad provtagningsmetodik på befintliga tidsserier

Långsiktiga tidsserier behövs för att förstå fisk- och skaldjursbeståndens dynamik, bedöma deras bevarandestatus och skapa underlag till förvaltningsbeslut. Tidsserierna ger också grundläggande kunskap om hur miljöförändringar påverkar de akvatiska ekosystemen. Harvey et al. (2020) identifierade sex viktiga egenskaper hos väl genomförda långa tidsserier, de;

- 1) genererar robusta ekosystemindikatorer,
- 2) beskriver meningsfulla ekologiska mekanismer,
- 3) relaterar till ekosystemkomponenter med högt samhällsvärde,
- 4) representerar processer,
- 5) beskriver fördröjningar på meningsfulla tidsskalor, och
- 6) är oftast baserade på en bredare, integrerande, vetenskaplig insats.

Ekologiska och socioekonomiska data som täcker längre perioder ger också ett bättre urval vid prioritering av bevarandeområden (Garcia-Baron et al. 2020).

Huvuddelen av SLU Aquas provtagningsprogram för fisk och skaldjur (Tabell 3.2.1) baseras på tidsserier för att bedöma utveckling och förändringar över tid. I DCF-programmet beräknas populationsutvecklingen med analytisk beståndsuppskattning och/eller med trendanalys. Inom nationell och regional miljö- och resursövervakning följs utvecklingen vanligen med trendanalys. De internationella övervakningsprogrammen regleras av överenskommelser på internationell nivå (inom EU, ICES, Helcom och Ospar) medan provtagningsmetodiken i de nationella programmen samordnas mellan ingående intressenter, främst HaV, länsstyrelser och SLU.

I de program som använder trål eller nät överlever generellt inte den fisk som fångas. En del individer ingår i stickprovskontroll för bedömning av kön/könsmognad och åldersprovtagning mm, och samtliga individer utgör underlag för indikatorer som antal och/eller vikt per art och ansträngning (CPUE), storleksfördelning etc. Överlevnaden är hög inom de program som baseras på elprovfiske i rinnande vatten, akustiska och optiska undersökningar som inte kompletteras med dödande metodik (t ex trål eller nät), samt provfiske med bur och

ryssjor. Dödligheten vid provfiske efter skaldjur är vanligen låg eller obefintlig, men kan vara invasiv för provtagna individer.

Förändringar i pågående provtagningsprogram innebär oftast att indikatorvärden i tidsserien påverkas och i många fall att tidsserien bryts. Effektmåtten gav olika resultat för samma responsvariabel när dödliga provtagningsmetoder jämfördes med icke-dödliga i ett kanadensiskt övervakningsprogram av fisk (Kambeitz et al. 2019). SLU har också sett att byte av maskstorlekar vid provfiske med nät vanligen ger dålig överensstämmelse i trender (Appelberg et al. 2019)

Data för populationstrender kräver mycket tid och stora resurser. För nya tidsserier är det viktigt att bedöma minimivån på en tidseries längd för att kunna upptäcka trender. Vid varje planerat byte till icke-dödliga metoder (3R *Replace*), bör den planerade provtagningen utprovas parallellt med pågående program, för att minimera risken för att bryta nuvarande tidsserier. För ett stort antal vertebrater (varav 66 fiskarter) krävdes oftast (72 %) minst 10 års kontinuerlig övervakning för att upptäcka en populationstrend med en acceptabel nivå på den statistiska styrkan (White 2019). Den statistiska styrkan för att upptäcka trender av populationer och indikatorer bör vara styrande vid varje förändring av SLU:s nuvarande övervakningsprogram.

### 5.1.3. Beståndsuppskattningens behov av biologisk data

Inom EUs gemensamma fiskeripolitik används modellen om maximalt hållbar avkastning (MSY, *maximum sustainable yield*), för att uppnå en hållbar förvaltning av det kommersiella fisket och fritidsfisket. För att kunna bedöma effekten av förvaltningen krävs det att man har förmåga att rekonstruera fiskbeståndens utveckling och att förutsäga beståndens reaktioner på fisketrycket (F, fiskeri-dödlighet). Detta görs genom att genomföra en beståndsuppskattning (ICES 2021).

Demografiska beståndsmodeller (ålders- eller ålder-längdbaserade modeller) är att föredra framför andra typer av analytiska tillvägagångssätt, tex produktionsmodeller eller rena abundanstrender från trålundersökningar. Detta på grund av de demografiska modellernas förmåga att följa den tidsmässiga utvecklingen av individuella kohorter (dvs. grupp av individer från samma bestånd och årsklass). Av den anledningen är ålders- och ålder-längdbaserade modeller att föredra när data av hög kvalitet finns tillgänglig (Elvarsson et al. 2018). Då beståndsmodellerna är beroende av korrekt åldersinformation så krävs det kontinuerlig insamling och kvalitetssäkring av åldersbestämda fiskar för att kunna ta hänsyn till systematiska förändringar över tid.

Moderna beståndsmodeller använder sig av flera olika typer av data. De data som ofta är tillgängliga är (Hilborn & Walters 1992):

- fångst (t.ex. landningar, utkast, bifångst)
- fångst per ansträngning (CPUE, *catch per unit effort*)
- information om längd, vikt och ålder
- index från fiskerioberoende undersökningar
- ålder vid könsmognad
- data från märkningsförsök
- genetik

Åldersstrukturen ger den tidsskala på vilken beståndsdynamiken uppträder, genom att information om individers ålder kan räknas upp till beståndsnivå. Populationens lekbiomassa (SSB, spawning stock biomass) kan beräknas med data på ålder, individvikt och ålder vid könsmognad. Lekbiomassan är den del av populationen som bidrar till reproduktionen och definierar tillväxten i beståndet (Elvarsson et al. 2018). Sambandet mellan ett bestånds lekbiomassa och det skattade antalet rekryter ger ett mått på beståndets produktivitet. Skattningar av beståndets produktivitet är den viktigaste parametern för att kunna ge korrekta biologiska råd om framtida uttag från beståndet.

Kommersiella fångster, tillsammans med index för beståndsstorlek, ger i allmänhet information om trenden och storleken av beståndet, medan ålders-/längdstruktur och märkningsdata visar på förändringar i beståndsstruktur, tillväxt, naturlig dödlighet och rekrytering (Chen et al. 2003; Magnusson & Hilborn 2007).

Flera studier understryker av att insamlade data för beståndsbedömning håller en så hög kvalitet som möjligt (Chen et al. 2003; Ono et al. 2015), och det gäller data från både det kommersiella fisket och den biologiska provtagningen. Kommersiellt fiske är en av de viktigaste strukturerande faktorerna för fiskbestånd, speciellt i öppet hav. En opartisk uppskattning av fiskets fiskemönster behövs för korrekt bedömning av fisketrycket på ett bestånd. Övervakningen behöver designas för att upptäcka om fiskemönstren förändras på grund av förändringar i målarters utbredning och tidsmässiga förflyttningar av fiskeflottor. Även förändringar i fiskeredskap och dess selektivitet kräver noggrann provtagningsdesign och kontinuerlig uppföljning



## 5.2. Möjligheter

### 5.2.1. Minimering av antalet dödade försöksdjur

I de fall befintliga övervakningsprogram baserade på dödande fångstmetoder genererar tidsserier som av olika skäl inte kan, bör eller får brytas, eller kan ersättas med icke-dödande metodik, bör istället antalet individer som dödas minimeras (3R – *Reduce*). Vid provtagning av fisk och skaldjur finns det två huvudorsaker till att individerna dör; i) att fångstmetoden (redskap och hantering) i sig innebär att fisken/skaldjuren dör, skadas eller inte överlever återutsättning, och ii) att ett stickprov av de fångade individerna omfattas av dödande provtagning. Det är i första hand fångstmetoden (i) som orsakar huvuddelen av antalet döda individer i övervakningen, även utan vidare individuell provtagning. I de pågående övervakningsprogram som genomförs av SLU Aqua (Tabell 3.2.1) grundas variablerna art, antal, längd och/eller vikt vanligen på fångstmetoden (i), medan stickprov av fångade individerna för ålder, kön och könsmognad med flera variabler (ii) ingår i ett urval av dessa program. Om syftet är att minimera antalet individer som dör eller skadas vid provfisken bör utgångspunkten för en optimering inkludera båda dessa dödsorsaker.

I pågående tidserier bör antalet individer som dör minskas så långt som möjligt utan att därför minska precision och noggrannhet i de variabler som mäts. Optimering av övervakningsprogram brukar emellertid i första hand syfta till att reducera övervakningens kostnader och effektivitet och väga detta mot precision, noggrannhet samt statistisk styrka för de ingående variablerna och indikatorerna. Dödligheten är generellt sett högre vid fångst i trål, snörpvad och not än i fångst med nät/garn, krok och fällor (Veldhuizen et al. 2018). Skador och dödlighet påverkas också av vatten- och lufttemperatur, fångstdjup, tråldragets längd/redskapens tid i vattnet, redskapens utformning, exponering för luft, fångst-sammansättning samt storlek på fångsten. Dessa faktorer bör således också vägas in vid optimering av provfisken med dagens övervakningsmetoder.

Trålning är den fångstmetod som dödar flest fiskar inom SLU Aquas övervakningsprogram. En möjlighet att reducera dödligheten vid fiske med trål skulle kunna vara att minska tråldragets längd. I ett försök med förkortade tråldrag, från 30 till 15 minuter, visade Moriarty et al. (2018) att detta hade en negativ inverkan på möjligheten att skatta biodiversitet samt för uppskattning av antal och biomassa, medan indikatorer som ”Stor fisk”, ”Typisk längd” och ”Medel-maxlängd” inte påverkades.

Vid optimering av övervakningsprogrammen i Hudsonfloden visade Nieman et al. (2021) att en reduktion av provtagningsintensiteten till 75-25 % av den historiska ansträngningsnivån fortfarande skulle ge tillräcklig statistisk styrka för att upptäcka förändringar för berörda målarter i två av de tre programmen. Genom att optimera antal stationer, deras djupfördelning och CPUE för målarter reducerades

kostnaderna för nätprovfisken längs Östersjökusten, vilket också bidrog till att färre antal individer av arter som inte var målarter dödades (Appelberg et al. 2020). Att ersätta befintlig övervakningsmetodik med ny icke-dödande metodik bör i första hand övervägas (3R *Replace*) om det inte riskerar att bryta en pågående tidsserie. Det behövs dock en fortsatt forskning och utveckling av alternativa metoder innan de kan användas i rutinundersökningar (Trenkel et al. 2019).

### 5.2.2. Kombination av nya och etablerade metoder

HaV ska främja 3R-frågor i överenskommelser med utförarna av resurs- och miljöövervakning. För SLU Aqua innebär det en aktiv och regelbunden utvärdering av de metoder som används vid fiskerioberoende provtagning (Tabell 3.2.1), utifrån möjligheter att:

- i. ersätta nuvarande invasiv metod med en icke-invasiv
- ii. minska mängden fisk/skaldjur som dödas/påverkas
- iii. förbättra nuvarande metod för att öka de provtagna fiskarnas/skaldjurens välfärd.

Utvärderingen måste vägas mot de krav som regelverk och program (5.1.1) ställer på resultaten från provtagningen. Förbättrade och nya metoder måste tillgodose provtagningens syfte, krav på information, riktighet och precision samt statistisk styrka (5.1.2). Ny icke-invasiv eller mindre invasiv metodik måste introduceras parallellt med nuvarande metodik för att kunna utvärderas, vilket bl.a. kan medföra ökade kostnader under några år.

De flesta övervakningsmetoder för insamling av biologiska data är selektiva, antingen direkt beroende på metoden i sig, eller indirekt beroende på skillnader mellan arters beteende och morfologi. En kombination av olika metoder kan öka precisionen i övervakningen, speciellt för att bedöma artförekomst och biodiversitet. Omvärldsanalysen visar att nya, icke-invasiva, metoder kan kombineras med äldre mer standardiserade metoder, i syfte att studera effektiviteten av den nyutvecklade metoden. Flera eDNA-undersökningar har jämförts med äldre mer konventionella metoder, som dykning, trålning och kameraövervakning (Maruyama et al. 2018, Knudsen et al. 2019, Castaneda et al. 2020, Valdivia-Carrillo et al. 2021). Standardiserad dykinventeringsmetodik och dykarmonterad videokamera (DOV) gav likvärdiga skattningar av täthet, biomassa och individstorlek, men DOV gav också underlag till efterföljande studier av beteende (Grane-Feliu et al. 2019).

Metoder kan också kombineras för att effektivisera en redan befintlig metod, exempelvis objektidentifiering med så kallad ”djup maskinlärning”. En dator med maskininlärning kunde uppskatta täthet av fisk med högre precision än människor,

baserat på både stillbilder (7,1 % högre) och filmer (1,5 % högre) tagna i marina habitat (Ditria et al. 2020). Båda jämförelserna var med individer som ansågs ha god marin expertis. Att kombinera bild- och videomaterial med maskininlärning kan alltså vara en effektivare, billigare och ett mer precist alternativ än manuellt analyserande av digital data (Ditria et al. 2020). Vidare pågår det forskning för att förbättra hydroakustiska undersökningar, genom att inkludera kända egenskaper för individers attribut och beteende. Det kan öka förståelsen för intraspecifika skillnader i exempelvis gruppdyamik, så kallade ”*individual-based models*” (IBMs; Cornell et al. 2019). Kombinationen hydroakustik och IBMs anses ha hög potential, i synnerhet för de pelagiska och ekonomiskt viktiga arterna makrill (*Scomber scombrus*) och sill (*Clupea harengus*) (Wassermann and Johnson 2020), som uppvisar stor komplexitet i grupp med betydande anti-predator-beteende.

Genom att kombinera icke-invasiva metoder med redan etablerade kan precisionen i resultaten öka utan att orsaka ytterligare skador på fisken (3R *Refine*). En nyanlagd damm i ett större flodområde inventerades under tre år, med både provfiskanät och eDNA (Gillet et al. 2018). eDNA-proverna påvisade 75 % av arterna som fångades i nät, och detekterade ytterligare 30 arter som inte förekom i nätprovfisket under studieperioden. Dessa 30 arter var kända i området innan dammbygget, vilket tydligt visar att eDNA har en viktig roll som kompletterande inventeringsmetodik utan att nätprovfisket behövde ökas eller andra invasiva metoder användas. En annan studie fann att eDNA i kombination med dykinventering vid marina rev fördubblade antalet observerade arter i området (Valdivia-Carrillo et al. 2021). Tolkningen var att eDNA också påvisade arter som inte är typiska för revhabitatet, men som rörde sig i vattenmassorna i området. En kombination av eDNA och elfiske kan mäta effekter av restaurering med högre precision, och den kan också höja säkerheten i uppföljning av försök att utrota invasiva arter inom ett specifikt område (Carim et al. 2020). Motsvarande kompletterande metodik bör kunna införas även i svensk övervakning.

Kombinationen hydroakustik och stereovideo kan ge hög precision i skattningar av beståndsparmetrar (art, storlek på individer och total fiskbiomassa), och även svara på frågor om var fisken befinner sig i vattenmassan (Rosén och Holst 2013). Hydroakustiska undersökningar används framförallt vid storskaliga undersökningar av den totala biomassan av fisk i ett område. Ljusförhållandena begränsar oftast videotekniken till korta avstånd, men inom dess gränser kan individerna bestämmas till art och storlek. För att bestämma art och storlek av fisk *in situ*, vid hydroakustisk övervakning, kan undersökningen kombineras med en stereokamera monterad i förlängningsstycket av en trål. Med ett stäng- och öppningsbart trållyft kan individer selektivt plockas upp för provtagning av ålder och mognad. Fiskens beteende i trålen kan dock påverka var den fångats längs transekten, vilket måste studeras på artnivå för att denna typ av data skall kunna användas fullt ut (Underwood et al. 2018).

Flera internationella studier jämförde resultat från provfisken med nät och not med hydroakustiska resultat (Achleitner et al. 2012, Emmrich et al. 2012, Yule et al. 2013, Yule 2000, DuFour et al. 2019). I några fall gav de jämförda metoderna likvärdiga resultat, men att det fanns svårigheter som behövde hanteras. I Sverige skulle hydroakustik helt eller delvis kunna ersätta långsiktig övervakning med nät i sjöar och längs Östersjökusten, där det finns en god kunskap om fisksamhället. Ur ett 3R perspektiv vore det bra om en del av nätprovfiskena delvis kunde ersättas med hydroakustik. Det skulle kunna ske antingen genom en utglesning av tidsintervallet för nätprovfiskena, eller en reduktion av antalet nät vid varje provfiske. För övervakning över tid i områden med känsliga populationer, finns även vetenskapligt grundade skäl att använda metodik med så liten invasiv inverkan som möjligt. I Mälaren undersökte Axenrot & Rogell (2021) möjligheterna att beräkna mängden gös och braxen direkt från hydroakustiska data, med hjälp av s.k. multifrekvens. De lyckades inte med att särskilja dessa arter baserat på den metodik som övervakningen använder idag. Det bör dock utredas vidare om metodiken kan förändras, för att kunna minska antalet fångade individer vid akustikundersökningarnas provtrålningar.

### 5.2.3. Ökat nyttjande av fiskeriberöende provtagning

Det är viktigt att arbeta tillsammans med fiskenäringen för att samla in fiskeriberöende data för vetenskapliga och rådgivande syften. Ett ömsesidigt engagemang mellan forskare och fiskare är en nyckelingrediens i framgångsrik fiskeförvaltning världen över, och är en integrerad del av EU:s gemensamma fiskeripolitik (Hilborn et al. 2005; Lordan et al. 2011). Provtagnings av det kommersiella fiskets fångster begränsas av var och när näringen bedriver sitt fiske. Fisket är vanligen koncentrerat till områden och tidpunkter med god tillgång av målarten, vilket begränsar vilka data som kan samlas in. Tidigare kunde tillgången och tillträde till fartyg vara en begränsande faktor för provtagning ombord, men detta är tydliggjort via krav i fartygens tillstånd numera. För de av EU kvoterade arterna stod den fiskeriberöende provtagningen 2018 för ca 50 % av alla provtagna individer avseende biologiska variabler (längdmätning, lägsta nivån av biologisk provtagning). Under pandemin minskade den fiskeriberöende provtagningen till ca 25 %. Huvuddelen av de prover som samlas in för den biologiska provtagningen av det kustnära fisket av strömming i Bottniska viken kommer från det kommersiella fisket, och fiskeriberöende provtagning dominerar den biologiska provtagningen för beståndsanalyserna av gös i Mälaren och Hjälmaran.

Den uppenbara fördelen med fiskeriberöende datainsamling ur en djuretisk synvinkel är att provtagningen genomförs på individer som redan fångats och kommer hanteras i kommersiellt syfte (3R *Replace*). Det kan vara för human konsumtion eller för industriellt bruk, eller vara individer som hanterats under kommersiellt fiske och som återutsätts (utkast av undermåliga individer och arter

utan kommersiellt värde). En annan fördel med fiskeriberoende provtagning, är att den kan ske över hela året, medan fiskeriberoende provtagning vanligen genomförs vid enstaka tillfällen under året av kostnadsskäl. Individer insamlade vid samma tillfälle tenderar att vara mer lika varandra, t.ex. i längd vid en given ålder, än om insamlingen sker vid flera olika tillfällen. Prover från enstaka tillfällen kan därmed överskatta precisionen på insamlad data (Pennington et al. 2002), och underskatta variationen i bestånden. Nackdelar med fiskeriberoende data är att den är helt beroende av det kommersiella fiskets val av fiskeplatser och, förändringar i fiskemönster, tidpunkter och möjliga beteendeförändringar när observatörer är med ombord kan ge både slumpmässiga och/eller systematiska fel i skattningar.

Biologiska variabler som kan samlas in under fiskeriberoende provtagning ombord på fiskefartygen är i princip de samma som under fiskeriberoende undersökningar. Genomförs provtagningen i hamn/förstahandsmottagare, kan fisken redan vara rensad och könsmognad kan då inte bestämmas även om längd, ålder, och vikt (omräkningstabell från längd) kan bestämmas, detta gäller framförallt de stora demersala arterna, pelagiska arter som sill och skarpsill hanteras i dessa led vanligtvis orensad, då även mognad kan bestämmas.

Den fiskeriberoende provtagningen kan också ge information om utbredning av fisk och fångst per ansträngning (CPUE) från loggböcker och elektronisk positionsövervakning (VMS, *Vessel Monitoring System* och AIS, *Automatic Identification System*). CPUE från de kommersiella fiskeflottorna används i flera fall direkt i beståndsuppskattningar. Då ligger stort fokus på att hantera osäkerheter mellan det kommersiella fisket och beståndets faktiska tillstånd (Maunder & Punt, 2004). Dessa fel kan härröra från icke-slumpmässig fiskeansträngning i tid och rum i förhållande till fiskpopulationers utbredning, tekniska förändringar, effekter av redskap och förändringar av dessa, samt förändringar i fiskeflottan över tid (Ducharme-Barth et al. 2022). Den fiskeriberoende provtagningen (ombord eller på landningar) är kanske inte är slumpmässigt fördelad på hela beståndet, vilket eftersträvas vid fiskeriberoende undersökningar.

## 6. Slutsatser

Huvuddelen av de övervakningsmetoder som idag används av SLU Aqua är dödande eller invasiva, och under år 2020 översteg antalet dödade individer 9 miljoner. Det finns därför tydliga motiv till att i enlighet med 3R (*replace, reduce* och *refine*) minska dödlighet och lidande hos fisk och skaldjur som påverkas av övervakningen. Världen över pågår utveckling av alternativ metodik för att minska påverkan och lidande av fisk och skaldjur. Under de senaste åren har flera icke-invasiva tekniker utvecklats, som kan mäta variabler vilka tidigare krävde att fisken avlivades eller skadades. I en omvärldsanalys kunde metoderna delas in i fyra olika huvudgrupper: akustiska; optiska; etablerade; och nya metoder. I de flesta fall är emellertid metodiken ännu inte direkt tillämpbar i övervakningen.

Införande av alternativa fångst- och analysmetoder begränsas i flera fall av de krav som internationella förordningar och överenskommelser ställer för respektive program. Insamlingsmetodik, omfattning av provtagning och analyserade variabler är ofta samordnade mellan deltagande medlemsländer. Ytterligare begränsningar är riskerna att bryta långa tidsserier och krav som ställs för att utvärdera fiskbeståndens status och fisketryck på bestånden.

### *Möjligheter inom ramen för 3R*

**3R – replace.** Genom att ersätta en dödande metodik med en ny icke-invasiv metodik kan antalet djur i övervakningen ersättas helt. Det är då viktigt att introduktionen sker parallellt med nuvarande metodik och utvärderas i förhållande till undersökningens syften och krav. Genom att i större grad basera datasamlingen på individer som redan fångats i ett annat syfte, som i yrkes- och fritidsfisket, kan antalet djur i övervakningen ersättas.

**3R – reduce.** När dödande fångstmetoder genererar tidsserier som inte, bör eller får brytas eller ersättas med icke-dödande metodik bör antalet påverkade individer reduceras så långt möjligt. Antalet använda djur i provtagningen bör vägas mot precision, noggrannhet samt statistisk styrka för de ingående variablerna och indikatorerna. En ytterligare möjlighet är att ersätta dödande moment i nuvarande övervakning med alternativa icke-invasiva metoder kan en kombination av metoder bidra till att reducera antalet dödade/skadade individer.

**3R – refine.** För att öka precisionen i övervakningen utan att orsaka ytterligare skador på individerna kan ny icke-invasiv och etablerad invasiv metodik

kombineras för att undersöka effektiviteten hos den nyutvecklade metoden eller för att effektivisera befintlig metodik. Genom att addera eDNA till etablerade metoder, kan ytterligare information om artförekomst och biodiversitet erhållas. En förbättrad hantering av fångad fisk- och skaldjur kan också minska deras skador och lidande.

## Referenser

- Achleitner, D., Gassner, H. & Luger, M. (2012). Comparison of tichree standardised fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 19: 352-361
- Allken, V., Handegard, N.O., Rosen, S., Schreyeck, T., Mahiout, T. & Malde, K. (2019). Fish species identification using a convolutional neural network trained on synthetic data. *ICES Journal of Marine Science*, 76(1), 342-349. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy147>
- Anders, N., Roth, B. & Breen, M. (2021) Physiological response and survival of Atlantic mackerel exposed to simulated purse seine crowding and release. *Conserv Physiol* 9(1): coab076, [doi:10.1093/conphys/coab076](https://doi.org/10.1093/conphys/coab076)
- Anderson, K.A., Rountree, R.A. & Juanes, F. (2008). Soniferous Fishes in the Hudson River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137(2), 616-626. <https://doi.org/10.1577/T05-220.1>
- Appelberg, M., Blass, M., Dahlberg, M., Holmgren, K., Kokkin, M. & Yngwe, R. (2020). Åldersanalys i fiskövervakningen. Viktig miljöinformation finns i fiskars hårda vävnader. *Aqua reports* 2020:19. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund, 64 sidor.
- Appelberg, M., Mustamäki, N., Bergström L., Sundqvist, F., Prista, N. & Olsson, J. (2019). Reviderat program för övervakning av fisk i kustvatten. Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2019:2.
- Andersson, M. H., Dock-Åkerman, E., Ubral-Hedenberg, R., Öhman, M. C., and Sigray, P. 2007. Swimming behavior of roach (*Rutilus rutilus*) and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in response to wind power noise and single-tone frequencies. *Ambio* 36:8, 636-638.
- Arechavala-Lopez, P., Uglem, I., Berg, M., Bjørn, P. A., & Finstad, B. (2016). Large-scale use of fish traps for monitoring sea trout (*Salmo trutta*) smolts and sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestations: efficiency and reliability, *Marine Biology Research*, 12:1, 76-84, [DOI: 10.1080/17451000.2015.1069356](https://doi.org/10.1080/17451000.2015.1069356)
- Arlinghaus, R., Lucas, J., Weltersbach, M.S., Kömle, D., Winkler, H.M., Riepe, C., Kühn, C. & Strehlow, H.V. (2021). Niche overlap among anglers, fishers and cormorants and their removals of fish biomass: A case from brackish lagoon ecosystems in the southern Baltic Sea. *Fisheries Research* 238. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105894>
- Artdatabanken 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013-2018. Naturvårdsverket 2020, 103 pp.



- Axenrot, T. 2020. Hydroakustik i sötvatten. Ett verktyg i fisk- och miljöövervakning. Aqua reports 2020:12. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 37 sidor.
- Axenrot, T. & Rogell, B. (2021). Utveckling av hydroakustisk metodik för beståndsskattning av större fisk. Rapport till Havs- och vattenmyndigheten, dnr. SLU.aqua.2020.5.2-98.
- Barlaup, B.T., Gabrielsen, S-E., Løyland, J., Schläppy, M-L., Wiers, T., Vollset, K.W. & Pulg, U. (2013) Trap design for catching fish unharmed and the implications for estimates of sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) on anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Fisheries Research 139: 43-46.
- Benoit-Bird, K.J. & Chad M. Waluk. (2020). Exploring the Promise of Broadband Fisheries Echosounders for Species Discrimination with Quantitative Assessment of Data Processing Effects. The Journal of the Acoustical Society of America 147(1): 411–27.
- Booth, A.J. & Potts, W.M. (2006). Estimating gill-net selectivity for *Labeo umbratus* (Pisces: Cyprinidae), and an evaluation of using fyke-nets as a non-destructive sampling gear in small reservoirs. Fisheries Research 79:202-209.
- Butler, D. (2013). When Google got flu wrong. Nature, 494(7436), 155-156. <https://doi.org/10.1038/494155a>
- Breen, M., Anders, N., Humborstad, O-B., Nilsson, J., Tenningen, M. & Vold, A. (2020). Catch Welfare in Commercial Fisheries. Ur: T. S. Kristiansen et al. (eds.), The Welfare of Fish, Animal Welfare 20:401-437, [https://doi.org/10.1007/978-3-030-41675-1\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-030-41675-1_17)
- Breen, M. & Catchpole, T. (Eds.). 2021. ICES guidelines for estimating discard survival. ICES Cooperative Research Reports No. 351. 219 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8006>
- Browman, H.I., Cooke, S.J., Cowx, I.G., Derbyshire, S.W.G., Kasumyan, A., Key, B., Rose, J.D., Schwab, A., Skiftesvik, A.B., Stevens, E.D., Watson, C.A & Arlinghaus, R. (2019). Welfare of aquatic animals: where things are, where they are going, and what it means for research, aquaculture, recreational angling, and commercial fishing. – ICES Journal of Marine Science, 76: 82–92. [doi:10.1093/icesjms/fsy067](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy067)
- Bylemans, J., Furlan, E.M., Hardy, C.M., McGuffie, P., Lintermans, M. & Gleeson, D.M. (2017). An environmental DNA-based method for monitoring spawning activity: a case study, using the endangered Macquarie perch (*Macquaria australasica*). Methods in Ecology and Evolution, 8(5), 646-655. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12709>
- Callaghan, Corey T., Poore, A.G.B., Hofman, M., Roberts, C.J. & Periera, H.M. (2021). Large-bodied birds are over-represented in unstructured citizen science data. Scientific reports 11 (1): 1-11.
- Carim, K.J., Bean, N.J., Connor, J.M., Baker, W.P., Jaeger, M., Ruggles, M.P., McKelvey, K.S., Franklin, T.W., Young, M.K. & Schwartz, M.K. (2020). Environmental DNA Sampling Informs Fish Eradication Efforts: Case Studies and Lessons Learned. *North American Journal of Fisheries Management*, 40(2), 488-508. <https://doi.org/10.1002/nafm.10428>

- Castaneda, R.A., Van Nynatten, A., Crookes, S., Ellender, B.R., Heath, D.D., MacIsaac, H.J., Mandrak, N.E. & Weyl, O.L.F. (2020). Detecting Native Freshwater Fishes Using Novel Non-invasive Methods. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00029>
- Cerveny, D., Roje, S., Turek, J. & Randak, T. (2016). Fish fin-clips as a non-lethal approach for biomonitoring of mercury contamination in aquatic environments and human health risk assessment. *Chemosphere*, 163, 290-295. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.045>
- CEN. (2003). Water quality – Sampling of fish with electricity. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14011:2003.
- CEN. (2006). Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14962:2006.
- CEN. (2014). Water quality – Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 15910:2014.
- CEN. (2015). Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14757:2015.
- Chen Y., Chen L. & Stergiou K. (2003). Impacts of data quantity on fisheries stock assessment. *Aquat. Sci.* 65: 92–98, <https://doi.org/10.1007/s000270300008>
- Cooper, S., Khatib, F., Treuille, A., Barbero, J., Lee, J., Beenen, M., Leaver-Fay, A., Baker, D. & Popovic, Z. (2010). Predicting protein structures with a multiplayer online game. *Nature* 2010, 466, 756–760.
- Cornell, S.J., Suprunenko, Y.F., Finkelshtein, D., Somervuo, P. & Ovaskainen, O. (2019). A unified framework for analysis of individual-based models in ecology and beyond. *Nature Communications*, 10(1), 4716. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12172-y>
- Costa, C., Loy, A., Cataudella, S., Davis, D. & Scardi, M. (2006). Extracting fish size using dual underwater cameras, *Aquacultural Engineering*, Volume 35, Issue 3, 2006, Pages 218-227. ISSN 0144-8609, <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2006.02.003>
- Costello, M.J. (2016). Methods for the study of marine biodiversity. In: Walters, M & Scholes, R.j. (eds), *The GEO Handbook of Biodiversity Observation Networks*. Springer <https://doi.org/10.1007/978-3-319-27288-7>
- Costello, M.J., Beard, K.H., Corlett, R.T, Cumming, G.S., Devictor, V., Loyola, R., Maas, B., Miller-Rushing, A.J. Pakeman, R. & Primack, R.B, (2016). Field work ethics in biological research. *Biological Conservation* 203:268-271. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.008>
- DeCelles, G.R., Keiley, E.F., Lowery, T.M., Calabrese, N.M. & Stokesbury, K.D.E. (2017). Development of a Video Trawl Survey System for New England Groundfish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 146(3), 462-477. <https://doi.org/10.1080/00028487.2017.1282888>
- De Frenne, P., Van Langenhove, L., Van Driessche, A., Bertrand, C., Verheyen, K. & Vangansbeke, P. (2018). Using archived television video footage to

- quantify phenology responses to climate change. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(8), 1874-1882. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13024>
- De Mercado, E., Larran, A.M., Pinedo, J. & Tomas-Almenar, C. (2018). Skin mucous: A new approach to assess stress in rainbow trout. *Aquaculture*, 484, 90-97. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.10.031>
- De Robertis, A., Lawrence-Slavas, N., Jenkins, R., Wangen, I., Mordy, C.W., Meinig, C., Levine, M., Peacock, D. & Tabisola, H. (2019). Long-term measurements of fish backscatter from Saildrone unmanned surface vehicles and comparison with observations from a noise-reduced research vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 76(7), 2459-2470.
- Degerman, E. & Sers, B. (2017). Fisk i rinnande vatten – Vadningsselfiske. Havs- och vattenmyndigheten rapport, ver 1:8 2017-04-25
- Ditria, E.M., Lopez-Marcano, S., Sievers, M., Jinks, E.L., Brown, C.J. & Connolly, R. (2020). Automating the Analysis of Fish Abundance Using Object Detection: Optimizing Animal Ecology With Deep Learning. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00429>
- Ducharme-Barth, N.D., Grüss, A., Vincent, M.T., Kiyofuji, H., Aoki, Y., Pilling, G., Hampton, J. & Thorson, J.T. (2022). Impacts of fisheries-dependent spatial sampling patterns on catch-per-unit-effort standardization: A simulation study and fishery application. *Fishery Research* 246, 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106169>
- DuFour, M.R., Quian, S.S., Mayer, C.M. & Vandergoot, C.S. (2019). Evaluating catchability in a large-scale gillnet survey using hydroacoustics: Making the case for coupled surveys. *Fisheries Research* 211:309-318. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.11.009>
- Elvarsson B., Woods P., Björnsson H., Lentin J. & Thordarson G. (2018). Pushing the limits of a data challenged stock: A size- and age-structured assessment of ling (*Molva molva*) in Icelandic waters using Gadget. *Fisheries Research*. 207: 95-109, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.06.005>
- Emmrich, M., Winfield, I.J., Guillard, J., Rustadbakken, A., Verges, C., Volta, P., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Brucet, S., Holmgren, K., Argillier, C. & Mehner, T. (2012). Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology* 57: 2436-2448.
- Engås, A., Skeide, R. & West, C.W. (1997). The 'MultiSampler': a system for remotely opening and closing multiple codends on a sampling trawl. *Fish. Res.* 29(3): 295–298, [doi:10.1016/S0165-7836\(96\)00545-0](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(96)00545-0)
- Erickson, R.A., Merkes, C.M., Jackson, C.A., Goforth, R.R. & Amberg, J.J. (2017). Seasonal trends in eDNA detection and occupancy of bigheaded carps. *Journal of Great Lakes Research*, 43(4), 762-770. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.06.003>
- Espinoza, G.J., Poland, J.M. & Bremer, J.R.A. (2017). Genotyping live fish larvae: Non-lethal and noninvasive DNA isolation from 3-5 day old hatchlings. *Biotechniques*, 63(4), 181-186. <https://doi.org/10.2144/000114598>
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/63/EU av den 22 september 2010 om skydd av djur som används för vetenskapliga ändamål.

- Europaparlamentets och rådets förordning 2017/1004 av den 17 maj 2017 om upprättande av en unionsram för insamling, förvaltning och användning av data inom fiskerisektorn och till stöd för vetenskaplig rådgivning rörande den gemensamma fiskeripolitiken och om upphävande av rådets förordning (EG) nr 199/2008
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi).
- Fernandes, P.G., Stevenson, P., Brierley, A.S., Armstrong, F. & Simmonds, E.J. (2003). Autonomous underwater vehicles: future platforms for fisheries acoustics. *Ices Journal of Marine Science*, 60(3), 684-691.  
[https://doi.org/10.1016/s1054-3139\(03\)00038-9](https://doi.org/10.1016/s1054-3139(03)00038-9)
- Ficetola, G.F., Miaud, C., Pompanon, F. & Taberlet, P. (2008). Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters*, 4(4), 423-425. <https://doi.org/doi:10.1098/rsbl.2008.0118>
- Fish, M.P. & Mowbray, W.H. (1970). Sounds of western North Atlantic fishes, a reference file of biological underwater sounds [by] Marie Poland Fish and William H. Mowbray. Baltimore: Johns Hopkins Press.
- Foote, K., Knudsen, H., Vestnes, G., MacLennan, D. & Simmonds, J. (1987). Calibration of acoustics instruments for fish density estimation: a practical guide. *ICES Cop. Res. Rep.* 144, 57.
- Foote, K. G. (1980). Importance of the swimbladder in acoustics scattering by fish: a comparison of gadoid and mackerel target strengths. *Journal of the Acoustical Society of America*, 67: 2084–2089.
- Fox, C.J., Albalat, A., Valentinsson, D., Nilsson, H.C., Armstrong, F., Randall, P. & Catchpole, T. (2020). Survival rates for *Nephrops norvegicus* discarded from Northern European trawl fisheries. – *ICES Journal of Marine Science*, [doi:10.1093/icesjms/fsaa037](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa037)
- Fréon, P. & Misund, O.A. (1999). Dynamics of Pelagic Fish Distribution and Behaviour: Effects on Fisheries and Stock Assessment. Fishing News Books. Blackwell Science Ltd.
- Fukaya, K., Murakami, H., Yoon, S., Minami, K., Osada, Y., Yamamoto, S., Masuda, R., Kasai, A., Miyashita, K., Minamoto, T. & Kondoh, M. (2021). Estimating fish population abundance by integrating quantitative data on environmental DNA and hydrodynamic modelling. *Mol Ecol*, 30(13), 3057-3067. <https://doi.org/10.1111/mec.15530>
- Garcia-Baron, I., Giakoumi, S., Santos, M.B., Granado, I. & Louzao, M. (2020). The value of time-series data for conservation planning. *Journal of Applied Ecology* 58 (3):608-619.
- Gillet, B., Cottet, M., Destanque, T., Kue, K., Descloux, S., Chanudet, V. & Hughes, S. (2018). Direct fishing and eDNA metabarcoding for biomonitoring during a 3-year survey significantly improves number of fish detected around a South East Asian reservoir. *PLoS One*, 13(12).  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208592>

- Goetze, J.S., Bond, T., McLean, D.L., Saunders, B.J., Langlois, T.J., Lindfield, S., Fullwood, L.A.F., Driessen, D., Shedrawi, G. & Harvey, E.S. (2019). A field and video analysis guide for diver operated stereo-video. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(7), 1083-1090.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041-210X.13189>
- Grane-Feliu, X., Bennett, S., Hereu, B., Aspillaga, E. & Santana-Garcon, J. (2019). Comparison of diver operated stereo-video and visual census to assess targeted fish species in Mediterranean marine protected areas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 520.  
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151205>
- Gerrodette, T., Taylor, B.L., Swift, R., Rankin, S., Jaramillo-Legorreta, A.M. & Rojas-Bracho, L. (2011). A combined visual and acoustic estimate of 2008 abundance, and change in abundance since 1997, for the vaquita, *Phocoena sinus*. *Marine Mammal Science*, 27(2), E79-E100.  
<https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2010.00438.x>
- Ghani, M.H., Hole, L.R., Fer, I., Kourafalou, V.H., Wienders, N., Kang, H., Drushka, K. & Peddie, D. (2014). The SailBuoy remotely-controlled unmanned vessel: Measurements of near surface temperature, salinity and oxygen concentration in the Northern Gulf of Mexico. *Methods in Oceanography*, 10, 104-121
- Gosh, S. (1981). *History of photogrammetry*. Laval University: Québec City, QC, Canada.
- Gundelund, C., Venturelli, P., Hartill, B.W., Hyder, K., Olesen, H.J. & Skov, C. (2021). Evaluation of a citizen science platform for collecting fisheries data from coastal sea trout anglers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(11), 1576-1585. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0364>
- Hartill, B.W., Taylor, S.M., Keller, K. & Weltersbach, M.S. (2020). Digital camera monitoring of recreational fishing effort: Applications and challenges. *Fish and Fisheries*, 21(1), 204-215.  
<https://doi.org/10.1111/faf.12413>
- Harvey, C.J., Fisher, J.L., Samhoury, J.F., Williams, G.D., Francis, T.B., Jacobson, K.C., deReynier, Y.L., Hunsicker, M.E. & Garfield, N., (2020). The importance of long-term ecological time series for integrated ecosystem assessment and ecosystem-based management. *Progress in Oceanography* 188, <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102418>
- Harvey, E. and Shortis, M. 1995. A system for stereo-video measurement of sub-tidal organisms. *Marine Technology Society Journal*, 29(4), 10-22.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2018). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018-2023: Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27.
- Havs- och vattenmyndighetens författningssamling 2012:18. *Föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön*.
- Hedman, J.E., Rudel, H., Gercjen, J., Bergek, S., Strand, J, Quack, M., Appelberg, M., Förlin, L., Tuvikene, A., & Bignert, A. (2011). Eelpout (*Zoarces viviparus*) in marine environmental monitoring. *Mar. Poll. Bull.*, 62 (10), 2015-2029.

- He, Y., Wang, D.B. & Ali, Z.A. (2020). A review of different designs and control models of remotely operated underwater vehicle. *Measurement & Control*, 53(9-10), 1561-1570. <https://doi.org/10.1177/0020294020952483>
- HELCOM 2021. Baltic Sea Action Plan (2007/2021). Reaching good environmental status for the Baltic Sea. 2021 update. 60 p.
- Helminen, J. & Linnansaari, T. (2021). Object and behavior differentiation for improved automated counts of migrating river fish using imaging sonar data. *Fisheries Research* 237, 105883. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105883>
- Hensel, E., Wenclawski, S. & Layman, C.A. (2018). Using a small, consumer-grade drone to identify and count marine megafauna in shallow habitats. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(5), 1025-1033. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-15>
- Hilborn, R., Orensanz, J. M. & Parma, A.M. (2005). Institutions, incentives and the future of fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*, 360: 47–57.
- Hilborn, R. & Walters, C.J. (1992). *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. New York Chapman and Hall.
- Holmgren, K. och Kinnerbäck, A. (2016). Provfiske i sjöar. Havs- och vattenmyndigheten rapport, ver 1:4, 2016-09-08
- ICES. (2021). Advice on fishing opportunities. In Report of the ICES Advisory Committee, (2021). ICES Advice 2021, section 1.1.1, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7720>
- Jagiello, Z.A., Dyderski, M.K. & Dylewski, Ł. (2019). What can we learn about the behaviour of red and grey squirrels from YouTube? *Ecological Informatics*, 51, 52-60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.02.006>
- Jarić, I., Correia, R.A., Brook, B.W., Buettel, J.C., Courchamp, F., Di Minin, E., Firth, J.A., Gaston, K.J., Jepson, P., Kalinkat, G., Ladle, R., Soriano-Redondo, A., Souza, A.T. & Roll, U. (2020). iEcology: Harnessing Large Online Resources to Generate Ecological Insights. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(7), 630-639. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.03.003>
- Jarić, I., Bellard, C., Correia, R.A., Courchamp, F., Douda, K., Essl, F., Jeschke, J.M., Kalinkat, G., Kalous, L., Lennox, R.J., Novoa, A., Proulx, R., Pysek, P., Soriano-Redondo, A., Souza, A.T., Vardi, R., Verissimo, D. & Roll, U. (2021). Invasion Culturomics and iEcology. *Conservation Biology*, 35(2), 447-451. <https://doi.org/10.1111/cobi.13707>
- Jarić, I., Roll, U., Arlinghaus, R., Belmaker, J., Chen, Y., China, V., Douda, K., Essl, F., Jähnig, S.C., Jeschke, J.M., Kalinkat, G., Kalous, L., Ladle, R., Lennox, R.J., Rosa, R., Sbragaglia, V., Sherren, K., Šmejkal, M., Soriano-Redondo, A., Souza, A.T., Wolter, C. & Correia, R.A. (2020). Expanding conservation culturomics and iEcology from terrestrial to aquatic realms. *PLOS Biology*, 18(10), e3000935. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000935>
- Jech, J. M., Horne, J.K., Chu, D., Demer, D.A., Francis, D.T., Gorska, N., Benjamin, J., Lavrey, A.C., Stanton, T.K., Mccauley, G.V., Benjamin, R.D. & Sawada, K. (2015). Comparisons among ten models of acoustic

- backscattering used in aquatic ecosystem research. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 138(6), 3742-3764.
- Korneliussen, R.J., Diner, N., Ona, E. & Fernandes, P.G. (2004). Recommendations for the collection of multi-frequency acoustic data. ICES CM2004/R:36, 15 pp.
- Jordbruksverket. (2019). Förvaltning eller djurförsök med vilda djur? Regeringsuppdrag att se över gränsdragningen mellan förvaltning och djurförsök med vilt och fisk. Rapport 2019:19, ISSN 1102-3007.
- Jublier, N., Bertucci, F., Kever, L., Colleye, O., Ballesta, L., Nemeth, R.S., Lecchini, D., Rhodes, K.L. & Parmentier, E. (2020). Passive monitoring of phenological acoustic patterns reveals the sound of the camouflage grouper, *Epinephelus polyphkadion*. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(1), 42-52. <https://doi.org/10.1002/aqc.3242>
- Kaatz, I.M. (2002). Multiple sound-producing mechanisms in teleost fishes and hypotheses regarding their behavioural significance. *Bioacoustics*, 12(2-3), 230-233. <https://doi.org/10.1080/09524622.2002.9753705>
- Kambeitz, A., Wells, K., Rees, C., & Liber, K. (2019). Evaluation of lethal fish sampling and the nonlethal alternative under the Canadian metal and diamond mining environmental monitoring program. *Integrated Environmental Assessment and Management* 15 (6):844-854.
- Knausgård, K.M., Wiklund, A., Sjørdalen, T.K., Halvorsen, K.T., Kleiven, A.R., Jiao, L. & Goodwin, M. (2021). Temperate fish detection and classification: A deep learning based approach. *Appl. Intell.* 2021. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10489-020-02154-9#citeas>
- Knudsen, S.W., Ebert, R.B., Hesselsoe, M., Kuntke, F., Hassingboe, J., Mortensen, P.B., Thomsen, P.F., Sigsgaard, E.E., Hansen, B.K., Nielsen, E.E. & Møller, P.R. (2019). Species-specific detection and quantification of environmental DNA from marine fishes in the Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 510, 31-45. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2018.09.004>
- Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2021/1168 av den 27 april 2021 om fastställande av en förteckning över obligatoriska forskningsstudier till havs och tröskelvärden som en del av det fleråriga unionsprogrammet för insamling och förvaltning av data inom sektorerna för fiske och vattenbruk från och med 2022.
- Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2021/1167 av den 27 april 2021 om upprättande av det fleråriga unionsprogrammet för insamling och förvaltning av biologiska, miljörelaterade, tekniska och socioekonomiska data inom sektorerna för fiske och vattenbruk från och med 2022
- Kottege, N., Jurdak, R., Kroon, F. & Jones, D. (2015). Automated detection of broadband clicks of freshwater fish using spectro-temporal features. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 137(5), 2502-2511. <https://doi.org/10.1121/1.4919298>
- Königson, S., Naddafi, R., Hedgarde, M., Pettersson, A., Östman, O., Norrman, E.B. & Amundin, M. (2021). Will harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) be deterred by a pinger that cannot be used as a “dinner bell” by seals? *Marine Mammal Science*. <https://doi.org/10.1111/mms.12880>

- Langlois, T., Goetze, J., Bond, T., Monk, J., Abesamis, R.A., Asher, J., Barrett, N., Bernard, A.T., Bouchet, P.J. & Birt, M.J. (2020). A field and video annotation guide for baited remote underwater stereo-video surveys of demersal fish assemblages *Methods Ecol. Evol.*, 11, pp. 1401-1409. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13470>
- Leighton, G.R.M., Hugo, P.S., Roulin, A. & Amar, A. (2016). Just Google it: assessing the use of Google Images to describe geographical variation in visible traits of organisms. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(9), 1060-1070. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12562>
- Lessmark, O. (2012). Malövervakning. Havs- och vattenmyndigheten rapport, ver 1:2, 2016-12-02.
- Letessier, T., Juhel, J.B., Vigliola, L. & Meeuwig, J. (2015). Low-cost small action cameras in stereo generates accurate underwater measurements of fish, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volume 466, Pages 120-126.
- Lilja, J., Romakkaniemi, A., Stridsman, S., & Karlsson L. (2010). Monitoring of the 2009 salmon spawning run in River Tornionjoki/Torneälven using Dual-frequency Identification SONar (DIDSON): A Finnish-Swedish collaborative research report. RKTL & Fiskeriverket. 43 pp.
- Linke, S., Gifford, T., Desjonqueres, C., Tonolla, D., Aubin, T., Barclay, L., Karaconstantis, C., Kennard, M.J., Rybak, F. & Sueur, J. (2018). Freshwater ecoacoustics as a tool for continuous ecosystem monitoring. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4), 231-238. <https://doi.org/10.1002/fee.1779>
- Lordan, C., Cuaig, M.O., Graham, N. & Rihan, D. (2011). The ups and downs of working with industry to collect fishery-dependent data: The Irish experience. *ICES Journal of Marine Science*, 68, 1670– 1678. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr115>
- Lucentini, L., Palomba, A., Lancioni, H., Natali, M. & Fausto, P. (2006). A nondestructive, rapid, reliable and inexpensive method to sample, store and extract high-quality DNA from fish body mucus and buccal cells. *Molecular Ecology Notes*, 6(1), 257-260. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01142.x>
- Lundgren, B. & Nielsen, J.R. (2008). A method for the possible species discrimination of juvenile gadoids by broad-bandwidth backscattering spectra vs. angle of incidence. *ICES J. Mar. Sci.* 65(4): 581–593. [doi:10.1093/icesjms/fsn031](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn031)
- Luo, S., Valencia, C.A., Zhang, J., Lee, N.-C., Slone, J., Gui, B., Wang, X., Li, Z., Dell, S., Brown, J., Chen, S.M., Chien, Y.-H., Hwu, W.-L., Fan, P.-C., Wong, L.-J., Atwal, P.S. & Huang, T. (2018). Biparental Inheritance of Mitochondrial DNA in Humans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(51), 13039-13044. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810946115>
- Lye, G.C., Osborne, J.L., Park, K.J. & Goulson, D. (2012). Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment. *J. Insect Conserv.* 16, 697–707.
- Macaulay, G.J., Hector, P., Fassler, S.M.M., Pedersen, G. & Ona, E. (2013). “Accuracy of the Kirchhoff-Approximation and Kirchhoff-Ray-Mode Fish Swimbladder Acoustic Scattering Models.” *PloS ONE* 8(5): 2–8.



- Mallet, D. & Pelletier, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012). *Fisheries Research*, 154, 44-62.  
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019>
- Magnusson, A. & Hilborn, R. (2007). What makes fisheries data informative? *Fish and Fisheries* 8: 337-358, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1467-2979.2007.00258.x>
- Maruyama, A., Sugatani, K., Watanabe, K., Yamanaka, H. & Imamura, A. (2018). Environmental DNA analysis as a non-invasive quantitative tool for reproductive migration of a threatened endemic fish in rivers. *Ecology and Evolution*, 8(23), 11964-11974. <https://doi.org/10.1002/ece3.4653>
- Maslin, M., Louis, S., Godary Dejean, K., Lapiere, L., Villegier, S. & Claverie, T. (2021). Underwater robots provide similar fish biodiversity assessments as divers on coral reefs. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*.  
<https://doi.org/10.1002/rse2.209>
- Maunder, M.N. & Punt, A.E. (2004). Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *://WOS:000225943700002 Fish. Res.* 70, 141–159.  
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.002>.
- Millar, E.E., Hazell E.C., & Melles, S.J. (2019). The ‘cottage effect’ in citizen science? Spatial bias in aquatic monitoring programs. *International Journal of Geographical Information Science* 33.8: 1612-1632
- Misund, O.A. 1997. Underwater acoustics in marine fisheries and fisheries research. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 1-34.
- Mittermeier, J.C., Roll, U., Matthews, T.J. & Grenyer, R. (2019). A season for all things: Phenological imprints in Wikipedia usage and their relevance to conservation. *PLOS Biology*, 17(3), e3000146.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000146>
- Moriarty, M., Sell, A.F., Trenkel, V.M., Lynam, C.P, Burns, F., Clarke, E.D., Greenstreet, S.P.R. & McGonigle, C. (2018). Resolution of biodiversity and assemblage structure in demersal fisheries surveys: the role of tow duration. *ICES Journal of Marine Science* (2018), 75(5), 1672–1681.  
<https://doi:10.1093/icesjms/fsy050>
- Nieman, C.L., Pendleton, R.M., Kenney, G.H. & Solomon, C.T. (2021). Evaluation and optimization of a long-term fish monitoring program in the Hudson River. *Ecological Indicators*, 133: 108344.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108344>
- Nordeide, J.T. & Kjellsby, E. (1999). Sound from spawning cod at their spawning grounds. *Ices Journal of Marine Science*, 56(3), 326-332.  
<https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0473>
- Ogram, A., Saylor, G.S. & Barkay, T. (1987). The extraction and purification of microbial DNA from sediments. *Journal of Microbiological Methods*, 7(2), 57-66. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-7012\(87\)90025-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-7012(87)90025-X)
- On, o K., Licandeo, R., Muradian, M.L., Cunningham, C.J., Anderson, S.C., Hurtado-Ferro, F., Johnson, K.F., McGilliard, C.R., Monnahan, C.C., Szuwalski, C.S., Valero, J.L., Vert-Pre, K.A., Whitten, A.R. & Punt, A.E. (2015). The importance of length and age composition data in statistical age-structured models for marine species. *ICES Journal of Marine Science* 72: 31–43, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu007>

- OSPAR 2007. Convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic.
- Pennington, M., Burmeister, L. M. & Hjellvik, V. (2002). Assessing the precision of frequency distributions estimated from trawl-survey samples. *Fishery Bulletin, US*, 100: 74–81.
- Picciulin, M., Fiorin, R., Facca, C. & Malavasi, S. (2020). Sound features and vocal rhythms as a proxy for locating the spawning ground of *Sciaena umbra* in the wild. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(7), 1299-1312. <https://doi.org/10.1002/aqc.3340>
- Picciulin, M., Kever, L., Parmentier, E. & Bolgan, M. (2019). Listening to the unseen: Passive acoustic monitoring reveals the presence of a cryptic fish species. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(2), 202-210. <https://doi.org/10.1002/aqc.2973>
- Reid, S.M., Haxton, T. & Gutowsky, L.F.G. (2021). Boat-electrofishing transect location and flow levels: influence on riverine fish monitoring in non-wadeable habitats. *Environ Monit Assess* 193, 680 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09444-w>
- Reynolds, J. B. & Dean, J. C (2020). Development of Electrofishing for Fisheries Management. *Fisheries Magazine Vol 45:5* 229-237. <https://doi.org/10.1002/fsh.10440>
- Rhoades, O.K., Lonhart S.I., & Stachowicz J.J. (2019). Human-induced reductions in fish predator boldness decrease their predation rates in kelp forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286, 20182745. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2745>
- Rosen, S., Jörgensen, T., Hammersland-White D. & Holst, J.C. (2013). DeepVision: a stereo camera system provides highly accurate counts and lengths of fish passing inside a trawl. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 1456–1467 (2013) [dx.doi.org/10.1139/cjfas-2013-0124](https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0124)
- Rosen, S. & Holst, J.C. (2013). DeepVision in-trawl imaging: sampling the water column in four dimensions. *Fisheries Research*, 148: 64–73.
- Rountree, R.A., Gilmore, R.G., Goudey, C.A., Hawkins, A.D., Luczkovich, J.J. & Mann, D.A. (2006). Listening to Fish. *Fisheries*, 31(9), 433-446. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2006\)31\[433:LTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2006)31[433:LTF]2.0.CO;2)
- Rountree, R.A. & Juanes, F. (2017). Potential of passive acoustic recording for monitoring invasive species: freshwater drum invasion of the Hudson River via the New York canal system. *Biological Invasions*, 19(7), 2075-2088. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1419-z>
- Rowe, S. & Hutchings, J.A. (2006). Sound Production by Atlantic Cod during Spawning. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(2), 529-538. <https://doi.org/10.1577/T04-061.1>
- Ruane, N.M., Davenport, J. & Igoe, F. (2013). Non-Destructive Techniques for The Monitoring of Arctic Char *Salvelinus alpinus* (L.) in Irish Loughs I. Fyke Netting. *Biology & Environment Proceedings of the Royal Irish Academy*. 2013. [DOI: 10.3318/BIOE.2012.14](https://doi.org/10.3318/BIOE.2012.14)
- Russell, W. & Burch, R. (1959). *The Principles of Humane Experimental Technique*. London: Methuen & Co.
- Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.

- Sadoul, B. & Geffroy, B. (2019). Measuring cortisol, the major stress hormone in fishes. *J Fish Biol.* <https://doi.org/10.1111/jfb.13904>
- Sbragaglia, V., Morroni, L., Bramanti, L., Weitzmann, B., Arlinghaus, R. & Azzurro, E. (2018). Spearfishing modulates flight initiation distance of fishes: the effects of protection, individual size, and bearing a speargun. *ICES J Mar Sci* 75, 1779–1789. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy059>
- Sanahuja, I., Fernandez-Alacid, L., Ordonez-Grande, B., Sanchez-Nuno, S., Ramos, A., Ma Araujo, R. & Ibarz, A. (2019). Comparison of several non-specific skin mucus immune defences in three piscine species of aquaculture interest. *Fish & Shellfish Immunology*, 89, 428-436. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2019.04.008>
- SAOL (2015). Svenska akademins ordlista, Fjortonde upplagan. Utg. av Svenska Akademien. Stockholm.
- Sarradin, P.M., Sarrazin, J., Allais, A.G., Almeida, D., Brandou, V., Boetius, A., Buffier, E., Coiras, E., Colaco, A., Cormack, A., Dentrecolas, S., Desbruyeres, D., Dorval, P., Buf, H.d., Dupont, J., Godfroy, A., Gouillou, M., Gronemann, J., Hamel, G., Hamon, M., Hoge, U., Lane, D., Gall, C.L., Leroux, D., Legrand, J., Leon, P., Leveque, J.P., Masson, M., Olu, K., Pascoal, A., Sauter, E., Sanfilippo, L., Savino, E., Sebastiao, L., Santos, R.S., Shillito, B., Simeoni, P., Schultz, A., Sudreau, J.P., Taylor, P., Vuillemin, R., Waldmann, C., Wenzhofer, F. & Zal, F. (2007). Extreme ecosystem studies in the deep OCEan : Technological Developments. In: OCEANS 2007 – Europe, 18-21 June 2007. 1-5. <https://doi.org/10.1109/OCEANSE.2007.4302376>
- Sato, M., Horne, J.K., Parker-Stetter, S.L. & Keister, J.E. (2015). Acoustic classification of coexisting taxa in a coastal ecosystem. *Fish. Res.* 172: 130–136.
- Sbragaglia, V., Coco, S., Correia, R.A., Coll, M. & Arlinghaus, R. (2021). Analyzing publicly available videos about recreational fishing reveals key ecological and social insights: A case study about groupers in the Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, 765, 142672. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142672>
- Sherman, C.S., Heupel, M.R., Johnson, M., Kaimuddin, M., Qamar, L.M.S., Chin, A. & Simpfendorfer, C.A. (2020). Repeatability of baited remote underwater video station (BRUVS) results within and between seasons. *PloS One*, 15(12), e0244154. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244154>
- Shu, L., Ludwig, A. & Peng, Z. (2021). Environmental DNA metabarcoding primers for freshwater fish detection and quantification: In silico and in tanks. *Ecology and Evolution*, 11(12), 8281-8294. <https://doi.org/10.1002/ece3.7658>
- Simmonds, E.J. & MacLennan, D.N. (2005). *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2nd ed. Fish and Aquatic Resources Series 10. Blackwell Science, Oxford.
- Squires, T. M., Yuda, P., Akbar, P. G., Collar, N. J., Devenish, C., Taifiqurrahman, I., Wibowo, W. K., Wirnarni, N. L., Yanuar, A. & Marsden, S. J. (2021). Citizen science rapidly delivers extensive distribution data for birds in a key tropical biodiversity area. *Global*

- Ecology and Conservation 28(2021):  
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01680>
- Svensk författningssamling (2007:845). Artskyddsförordningen.
- Svensk författningssamling (2010:1341/2017:1064). Havsmiljöförordningen samt förordning om ändring i havsmiljöförordningen.
- Svensk författningssamling (2018:1192). Djurskyddslag.
- Svensk författningssamling (2018:2103) Vattenförvaltningsförordningen.
- Swart, S., Zietsman, J.J., Coetzee, J.C., Goslett, D.G., Hoek, A., Needham, D., & Monteiro, P.M. (2016). Ocean robotics in support of fisheries research and management. *African Journal of Marine Science*, 38(4), 525-538.
- Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M. & Rieseberg, L.H. (2012). Environmental DNA. *Molecular Ecology*, 21(8), 1789-1793.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05542.x>
- Tannenbaum, J. & Bennet, B.T. (2015). Russell and Burch's 3Rs Then and Now: The Need for Clarity in Definition and Purpose. *Journal of the American Association for Laboratory Animal Science*, 54, 120-132.
- Trenkel, V.M., Vaz, S., Albouy, C., Brind'Amour, A., Dyhamel, E., Laffargue, P., Romagnan, J.B., Simon, J. & Lorance, P. (2019). We can reduce the impact of scientific trawling on marine ecosystems. *Mar Ecol Prog Ser*. Vol. 609: 277–282, 2019. <https://doi.org/10.3354/meps12834>
- Underwood, M.J., Rosen, S., Engas, A., Jorgensen, T., Ferno, A. (2018). Species-specific residence times in the aft part of a pelagic survey trawl: implications for inference of pre-capture spatial distribution using the Deep Vision system. *Ices J Mar Sci*. 2018; 75: [1393–1404](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx233).  
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx233>
- Valdivia-Carrillo, T., Rocha-Olivares, A., Reyes-Bonilla, H., Dominguez-Contreras, J.F. & Munguia-Vega, A. (2021). Integrating eDNA metabarcoding and simultaneous underwater visual surveys to describe complex fish communities in a marine biodiversity hotspot. *Molecular Ecology Resources*, 21(5), 1558-1574. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13375>
- van Helmond, A.T.M., Mortensen, L.O., Plet-Hansen, K.S., Ulrich, C., Neddle, C.L., Oesterwind, D., Kindt-Larsen, L. et al. (2020). Electronic monitoring in fisheries: lessons from global experiences and future opportunities. *Fish and Fisheries*, 21: 162–189.
- Veldhuizen, L.J.L., Berentsen, P.B.M., de Boer, I.J.M., van de Vis, J.W. & Bokkers, E.A.M. (2018). Fish welfare in capture fisheries: A review of injuries and mortality. *Fisheries Research* 204:41-48.  
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.02.001>
- Venturelli, P.A., Hyder, K. & Skov, C. (2017). Angler apps as a source of recreational fisheries data: opportunities, challenges and proposed standards. *Fish and Fisheries*, 18(3), 578-595.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/faf.12189>
- Wahlberg, M. & Westerberg, H. (2003). Sounds produced by herring (*Clupea harengus*) bubble release. *Aquatic Living Resources*, 16(3), 271-275.  
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(03\)00017-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0990-7440(03)00017-2)
- Wassermann, S.N. & Johnson, M.P. (2020). The Potential to Improve the Sustainability of Pelagic Fisheries in the Northeast Atlantic by

- Incorporating Individual Fish Behavior Into Acoustic Sampling. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00357>
- White, R E. 2019. Minimum Time Required to Detect Population Trends: The Need for Long-Term Monitoring Programs. *BioScience* 69:40-46. doi:10.1093/biosci/biy144
- Whitmarsh, S.K., Fairweather, P.G., & Huvneers, C. (2017). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27, 53–73. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9450-1>
- Yoshitake, K., Fujiwara, A., Matsuura, A., Sekino, M., Yasuike, M., Nakamura, Y., Nakamichi, R., Kodama, M., Takahama, Y., Takasuka, A., Asakawa, S., Nishikiori, K., Kobayashi, T. & Watabe, S. (2021). Estimation of tuna population by the improved analytical pipeline of unique molecular identifier-assisted HaCeD-Seq (haplotype count from eDNA). *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86190-6>
- Yoshitake, K., Yoshinaga, T., Tanaka, C., Mizusawa, N., Reza, M.S., Tsujimoto, A., Kobayashi, T. & Watabe, S. (2019). HaCeD-Seq: a Novel Method for Reliable and Easy Estimation About the Fish Population Using Haplotype Count from eDNA. *Marine Biotechnology*, 21(6), 813-820. <https://doi.org/10.1007/s10126-019-09926-6>
- Yule, D.L., Evrard, L.M., Cachera, S., Colon, M. & Guillard, J. (2013). Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. *Freshwater Biology* 58: 2074-2088.
- Yule, D. L. (2000). Comparison of horizontal acoustic and purse-seine estimates of salmonid densities and sizes in eleven Wyoming waters. *North American Journal of Fisheries Management* 20:759–775.

# Tack

Denna rapport har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten (Dnr HaV 2014-21). Vi vill tacka Mikael Ovegård, Jonas Hentati Sundberg, Maria Hansson, Lovisa Wennerström, Patrik Bohman, Göran Sundblad, Magnus Dahlberg och Stefan Palm för bidrag, samt våra interngranskare Daniel Valentinsson, Stefan Larsson, Erik Petersson och Kerstin Holmgren.

## Appendix 1

Tabell länkad # till respektive undersökning i Fiskeriberoende provtagning efter redskaps- och provtagningstyp tabell 3.2.1, tidseriens startår och länkar till rapporter, samt länkar till manualer alternativt referenser till manualer.

#	År	Rapport	Manual
1	1979	<a href="#">Aqua reports 2021:8</a>	<a href="#">Manual for the Baltic International Trawl Surveys (BITS)</a>
2	1972	<a href="#">Aqua reports 2021:7</a>	<a href="#">Manual for the North Sea International Bottom Trawl Surveys</a>
3	2001	<a href="#">Aqua reports 2020:17</a>	
4	2008	<a href="#">Aqua reports 2022:1</a>	Joint Swedish and Danish survey for cod in the Kattegat November-December 2019
5	1979		<a href="#">Manual for the Baltic International Trawl Surveys (BITS)</a>
6	2015		
7	2007	<a href="#">Aqua reports 2021:3</a>	
8	1975	<a href="#">Aqua reports 2021:21</a>	<a href="#">Manual for the International Baltic Acoustic Surveys (IBAS)</a>
9	*2020		<a href="#">Manual for the International Baltic Acoustic Surveys (IBAS)</a>
10	1990	<a href="#">Aqua reports 2020:12</a>	CEN EN 15910:2014
11	2009	HaV Rapport 2021:6	
12	2005	Årlig rapport till HaV och resp vattenvårdsförbund	
13	1994	<a href="#">Aqua reports 2021:19</a>	CEN 14757:2015
14	1994	NV Rapport 6302	CEN 14757:2015
15	1989	<a href="#">HaV Rapport 2020:2</a>	<a href="#">Provfiske i Östersjöns kustområden - Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät</a>
16	2002		
17	1988	<a href="#">Aqua reports 2021:5, 2021:6</a>	
18	2002	<a href="#">HaV Rapport 2020:2</a>	
19	2009	<a href="#">Aqua reports 2021:4</a>	
20	2017		
21	1989	<a href="#">HaV Rapport 2020:2</a>	<a href="#">Djupstratifierat provfiske med småryssjor</a>
22	2002	<a href="#">HaV Rapport 2020:2</a>	
23	2012	<a href="#">Aqua reports 2019:17</a>	
24	1988	<a href="#">Aqua reports 2021:1</a>	<a href="#">Djupstratifierat provfiske med småryssjor</a>
25	2000		
26	1989		
27	1989	NV Rapport 6302	CEN 14011:2003
28	1989		CEN 14011:2003
29	2021		
30	2010		CEN 14011:2003
31	2009	<a href="#">Aqua reports 2021:17</a>	<a href="#">Fisk i kustvatten - Yngelprovfiske med tryckvåg</a>



#	År	Rapport	Manual
#	År	Rapport	Manual
32	2020		
33	2010		<a href="#">Using UWTV surveys to assess and advise on Nephrops stocks. (2018) ICES.</a>
34	1981	<a href="#">Aqua reports 2021:1</a>	
35	2012		
36	2011		
37	1992		
38	1997		
39	2019		

\*Svensk deltagande i SPRAS (täckning av SD27)

