

Aqua reports 2023:1

Provtagningsmetoder av akvatiska resurser med 3R i fokus

Hans C Nilsson, Magnus Appelberg, Thomas Axenrot



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Provtagningsmetoder av akvatiska resurser med 3R i fokus

Hans C Nilsson, <https://orcid.org/0000-0003-2861-9588>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Havsfiskelaboratoriet

Magnus Appelberg, <https://orcid.org/0000-0001-8447-2977>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Kustlaboratoriet

Thomas Axenrot, <https://orcid.org/0000-0002-0647-9759>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet

Rapportens innehåll har granskats av:

Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser, (redaktör)

Jonas Hentati Sundberg, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser (Kapitel 2 och 3)

Jens Olsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser (Kapitel 1 och 4)

Kerstin Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser (Kapitel 1 och 4)

Alfred Sandström, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser (Kapitel 5)

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 1769-22
(SLU-ID: 2022.4.4-226)

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.

Publikationsansvarig: Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Redaktör: Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Utgivningsår: 2022

Utgivningsort: Uppsala

Illustration framsida: Ekogram från Östersjön under trålning. Bild: Hans Nilsson, SLU

Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Serietitel: Aqua reports

Delnummer i serien: 2023:1

ISBN (elektronisk version): 978-91-8046-808-4

DOI: <https://doi.org/10.54612/a.5o01b216ml>

Nyckelord: Hydroakustik, eDNA, elprovfiske, stereovideo, replace, reduce, refine

Rekommenderad citering: Nilsson HC, Appelberg M, Axenrot T (2023). Provtagningsmetoder av akvatiska resurser med 3R i fokus. Aqua reports 2023:1. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.5o01b216ml>

Sammanfattning

Flertalet av de övervakningsmetoder av fisk- och skaldjur som idag används globalt är dödande eller invasiva. Under 2020 hanterade SLU Aqua över 9 miljoner individer av fisk under fiskerioberoende provtagning. I Sverige, till skillnad från övriga Europa, räknas även de fiskar som fångas i provfiske till försöksdjur och regeringen har anmodat att myndigheter som använder försöksdjur bör upprätta strategier för sitt arbete med frågor som rör 3R, dvs. *Replace* (ersätta), *Reduce* (minska) och *Refine* (förfina). I syfte att undersöka möjligheterna att implementera 3R i SLU Aquas övervakning av fiskbestånd, redovisas i denna rapport möjliga metoder för att:

Ersätta – Genom fiskeriberoende provtagning i syfte att ta fram förvaltningsunderlag för bedömning av beståndstatus för Vänerns gösbestånd och kartlägga effekter av fiske på gös i Väneren (Kapitel 5)

Minska – Genom studier av hydroakustisk frekvensrespons hos fisk och/eller användandet av trålmonterad stereovideo se på möjligen att reducera behovet av trålning under hydroakustiska trålundersökningar (Kapitel 2 och 3). Genom att komplettera nätprovfiske med hydroakustik, elfiske och eDNA reducera mängden dödad fisk i denna undersökningstyp (Kapitel 4).

Förfina – Genom att kombinera olika metoder öka mängden kunskap varje provtagen individ ger samt hela ekosystem (Kapitel 3 och 4).

Summary

The majority of the monitoring methods of fish and shellfish used globally today are lethal or invasive. In 2020, SLU Aqua handled over 9 million individuals of fish during fishery-independent sampling. In Sweden, unlike the rest of Europe, the fish caught in surveys are also considered laboratory animals and the government has requested that authorities that use laboratory animals should establish strategies for their work with issues related to 3R, i.e. Replace, Reduce and Refine. In order to investigate the possibilities of implementing 3R in SLU Aqua's monitoring of fish stocks, this report presents possible methods to:

Replace – Through fishery-dependent sampling with the aim of producing management documents for assessing the status of Lake Vänern's pikeperch stock and mapping the effects of fishing on pikeperch in Lake Vänern (Chapter 5)

Reduce – Through studies of hydroacoustic frequency response in fish and/or the use of trawl-mounted stereo video, possibly reducing the need for trawling during hydroacoustic trawl surveys (Chapters 2 and 3). By supplementing gill-net test fishing with hydroacoustics, electrofishing and eDNA, reduce the number of fish being killed in this type of survey (Chapter 4).

Refine – By combining different methods, increase the amount of knowledge from each sampled individual provides, and from the whole ecosystem (Chapters 3 and 4).

Innehållsförteckning

1. Introduktion.....	9
1.1. Referenser.....	11
2. Hydroakustisk frekvensrespons.....	12
2.1. Introduktion.....	12
2.2. Frekvensrespons - gös och braxen i Mälaren.....	14
2.2.1. Syfte.....	14
2.2.2. Material och Metoder.....	14
2.2.3. Resultat och Diskussion.....	17
2.2.4. Samlad bedömning.....	18
2.3. Frekvensrespons hos sill, skarpsill och storspigg i Östersjön.....	19
2.3.1. Syfte.....	19
2.3.2. Material och Metoder.....	19
2.3.3. Resultat och Diskussion.....	24
2.3.4. Samlad bedömning.....	27
2.4. Referenser.....	28
3. Trålmonterad stereovideo.....	30
3.1. Bakgrund.....	30
3.2. Syfte genomförande.....	32
3.2.1. System – trålmonterad stereovideo.....	33
3.2.2. Workshops.....	33
3.3. Samlad bedömning.....	34
3.4. Referenser.....	35
4. Jämförande studie av hydroakustik, eDNA och båtelfiske i syfte att ersätta alternativt minska nätprovfiske.....	37
4.1. Bakgrund.....	37
4.2. Syfte.....	38
4.3. Material och Metoder.....	38
4.4. Resultat.....	39
4.4.1. Nätprovfiske.....	39

4.4.2.	Hydroakustik	41
4.4.3.	eDNA	43
4.4.4.	Elfiske med båt	44
4.5.	Diskussion	46
4.5.1.	Artförekomst/diversitet	46
4.5.2.	Täthet och biomassa	46
4.5.3.	Storleks- och åldersstruktur	48
4.5.4.	Fiskeridödighet/dödlighet	48
4.5.5.	Förslag till pilotförsök	49
4.6.	Samlad bedömning.....	51
4.7.	Referenser	53
5.	Fiskeriberoende provtagning gös i Vätern	60
5.1.	Bakgrund	60
5.2.	Syfte.....	61
5.3.	Material och Metoder.....	61
5.4.	Resultat och Diskussion	63
5.5.	Samlad bedömning.....	64
5.6.	Referenser	65
6.	Tack.....	66
7.	Bilagor	67

1. Introduktion

De flesta av de metoder som används för resurs- och miljöövervakning av fisk och skaldjur är direkt dödande eller invasiva, vilket lett till ett ökat intresse världen över att reducera onödigt dödlighet och lidande hos fisk och skaldjur. Bara inom SLU:s institution för Akvatiska resurser (SLU Aqua) uppskattade Nilsson et al. (2022) att antalet dödade fiskar översteg 9 miljoner under år 2020. Enligt den svenska regeringens proposition (prop.2013/14:41) skall myndigheter som använder försöksdjur upprätta strategier för sitt arbete med frågor som rör 3R, dvs. *Replace* (ersätta), *Reduce* (minska) och *Refine* (förfina) (Russell & Burch 1959, Tannenbaum & Bennett 2015, norecopa.no). Införande av alternativa fångst- och analysmetoder för att applicera 3R-begreppet inom SLU Aquas resurs- och miljöövervakning styrs emellertid i många fall av de krav som internationella förordningar och överenskommelser ställer för respektive övervakningsprogram (se Nilsson et al. 2022). Insamlingsmetodik, omfattning av provtagning och analyserade variabler är ofta samordnade mellan deltagande medlemsländer. Analys av variabler som ålder och könsmognad för beståndsuppskattning kräver att fisken först avlivas, då kroppsdelar avlägsnas. Ytterligare begränsningar är riskerna att bryta långa tidsserier om man ändrar provtagningsmetodik, samt de ökande kraven som ställs för att utvärdera ekosystemens och fiskbeståndens status.

I syfte att utreda möjligheterna att implementera 3R i SLU Aquas resurs- och miljöövervakning och reducera den dödlighet och lidande hos fisk och skaldjur som denna övervakning orsakar, redovisas i denna rapport genomförda och planerade försök med att implementera alternativa, icke-invasiva metodiker inom övervakningen (se faktaruta). De försök som rapporten behandlar omfattar (i) pelagiska fiskarter i Östersjön och Västerhavet, samt de stora sjöarna, (ii) övervakningen av fisksamhällen i mindre sjöar och i Östersjöns kustområden, samt (iii) övervakningen av Vänerns gösbestånd. De olika delprojekten redovisas som fristående kapitel i denna rapport.

Faktaruta möjlig applicering av 3R i SLU Aquas resurs- och miljöövervakning.

Replace – endast genom att ersätta en dödande metodik med alternativa, icke-invasiva, metodiker kan antalet djur i övervakningen ersättas helt. Kapitel 5 redovisas hur data från fisk som redan fångats i yrkes- och fritidsfisket, s.k. fiskeriberoende övervakning, kan användas i datainsamlingen och helt ersätta annan dödande eller skadande metodik.

Reduce - genom att kombinera befintlig resurs- och miljöövervakning med icke-invasiva metoder kan dödande moment i nuvarande övervakning reduceras. När dödande fångstmetoder genererar tidsserier som inte bör eller får brytas bör en reduktion av antalet påverkade individer vägas mot precision, noggrannhet samt statistisk styrka för de ingående resultaten. Kapitel 2 ger exempel på hur behovet av trålning för artbestämning i hydroakustisk övervakning kan reduceras genom s.k. frekvensresponsanalys. Kapitel 3 redovisar hur möjligheterna att introducera stereovideo i en öppningsbar trål kan minska antalet dödade individer. Kapitel 4 ger förslag på hur provfiske med nät skulle kunna reduceras och delvis ersättas med hydroakustiska undersökningar för bedömning av abundans och biomassa, kompletterat med elfiske och eDNA för analys av diversitet i fiskesamhället.

Refine – Kapitel 3 och 4 redovisar hur etablerade, dödande, metoder kan kombineras med icke-invasiva metoder för att öka precisionen i övervakningen utan att orsaka ytterligare skador på individerna. Det är också möjligt att minska fiskens skador och lidande genom att förbättra och utveckla hanteringen av fångade fiskar.

1.1. Referenser

- Nilsson HC, Appelberg M, Axenrot T, Vinterstare J (2022). Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser – möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. Aqua reports 2022:12, 81 sidor.
<https://pub.epsilon.slu.se/27486/1/nilsson-h-et-al-20220331.pdf>
- Russell W, Burch R (1959). The Principles of Humane Experimental Technique. London: Methuen & Co.
<http://117.239.25.194:7000/jspui/bitstream/123456789/1342/1/PRILIMINARY%20%20AND%20%20CONTENTS.pdf>
- Tannenbaum J, Bennet BT (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.

2. Hydroakustisk frekvensrespons

2.1. Introduktion

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). Vetenskapliga hydroakustiska undersökningar genomförs regelbundet av SLU Aqua för att övervaka fiskpopulationer och populationsförändringar i akvatiska ekosystem (Axenrot 2020, Nilsson et al. 2022). Hydroakustik är en icke-invasiv metod och möjliggör relativt snabb datainsamling av stora volymer vatten, men är begränsad i sin förmåga att särskilja arter (Horne 2000). Vanligen används kompletterande provfiskeri framför allt med trål för att uppskatta andelarna av förekommande arter och storleksfördelningar. Resultaten från provfiskeriet används för att beräkna sannolikheten för att ett specifikt eko härrör från en specifik art (Horne 2000). Identifiering av arter utifrån enbart hydroakustiska data nämns av MacLennan & Holliday (1996) som den stora utmaningen för fisk- och planktonakustik, och Horne (2000) noterade att det fanns ett stort behov av metodutveckling. Därefter har den hydroakustiska tekniken och analysmetoderna utvecklats bl.a. i riktning att kunna identifiera arter eller grupper av fiskar utifrån hydroakustiska data (Korneliusson et al. 2009, Bassett et al. 2017, Benoit-Bird & Waluk 2020, Gugele et al. 2021). Möjligheten att klassificera individuella fiskar eller stim av flera arter med enbart hydroakustik skulle avsevärt öka precisionen och minska behovet av konventionell provtagning. För att klassificera arttillhörighet utifrån enbart hydroakustisk data finns några mer eller mindre robusta metoder. Att analysera storleken på ett enskilt eko kan vara tillräckligt, men är direkt beroende av art- och storlekssammansättningen i det övervakade fisksamhället. Ett havsområde eller en sjö med bara en eller få arter som skiljer sig åt i storlek ger större möjligheter att bestämma art utifrån enskilda hydroakustiska ekon. Ett annat sätt är att analysera formen, tätheten och storleken på ett fiskstim, och dess vertikala utbredning liksom förhållandet till eventuell stratifiering (språngskikt) och bottendjup (Korneliusson et al. 2009). Detta förutsätter naturligtvis att målarten för studien är stimbildande. En mer generell metod är att analysera ekon från samma objekt med mer än en frekvens (frekvensrespons). Detta förutsätter synkroniserade hydroakustiska data från mer

än ett ekolod med olika frekvenser. Även om frekvensrespons är en väletablerad metod (Korneliussen & Ona 2002, 2003, Korneliussen et al. 2009), har sekvensen av steg för att klassificera samexisterande arter inte beskrivits i detalj (Sato et al. 2015). Frekvensrespons har använts sedan slutet av 1970-talet för att identifiera och kvantifiera utbredningen av zooplankton (Holliday & Pieper 1980). För fisk har analys av frekvensrespons tidigare endast använts vid sällsynta tillfällen (Foote et al. 1992, Simmonds et al. 1996, Pedersen & Korneliussen 2009) och sällan för beståndsbedömningar (Korneliussen & Ona 2002).

Akustisk frekvensrespons är den frekvensberoende skillnaden i mängden reflekterad energi av ett specifikt objekt. Fiskars målstyrka (target strength, TS), dvs. det reflekterade ekot, beror till 90-95 % på den gasfyllda simblåsan. TS för olika arter och storlekar av fisk kan skilja sig åt beroende på simblåsans storlek och morfologi (Foote 1987, Misund 1997, Horne 2000, Simmonds & MacLennan 2005, Gugele et al. 2021). Andra reflekterande vävnader som muskel och ben kan också påverka reflektionen olika beroende av frekvens, som till exempel makrill som saknar simblåsa och ger ett svagt eko i förhållande till sin storlek vid 38 kHz, men ger ett flerfaldigt starkare eko vid högre frekvenser som 200 kHz, vilket skiljer den från andra undersökta fiskarter med simblåsa (Korneliussen och Ona 2002, Gorska et al. 2005, 2007).

Art- och storlekssammansättning i trålfångsten under hydroakustiska trålundersökningar kan återspegla fisksamhället med varierande säkerhet (Wileman et al., 1996; Williams et al., 2011). Att tillskriva hydroakustiska data art och storlek är ofta en stor källa till osäkerhet och all ytterligare information som kan härledas från akustisk reflektion, som t ex skillnad i respons vid olika frekvenser, kan öka precisionen och minska systematiska fel (Simmonds & MacLennan 2005, Bassett et al. 2018).

2.2. Frekvensrespons - gös och braxen i Mälaren

2.2.1. Syfte

Syftet med föreliggande studie är att undersöka om analys av hydroakustiska data, i form av spår (tracks) av enskilda fiskar registrerade med två olika frekvenser, kan möjliggöra klassificering till art för större fiskarter, som alternativ till ökad trålning. Bakgrunden är att tätheten av större fiskar (i detta fall gös och braxen i Mälaren) generellt sett är låg jämfört med små och medelstora fiskar, och större fiskar fångas därför i betydligt mindre antal vid trålning. Beståndsuppskattning av arter som representeras av större fiskar baseras därför ofta på statistiskt otillräckliga underlag vilket resulterar i osäkra bedömningar av deras populationsstorlek. Hypotesen är att variationen i hydroakustiska spår (tracks), dvs. flera ekon på samma fisk vid passage med båt, är större för braxen än för gös vid 120 kHz än vid 38 kHz på grund av morfologiska olikheter avseende simblåsan och större direktivitet vid 120 kHz (Simmonds & MacLennan 2005, internetreferens Acoustics Unpacked, Gugele et al. 2021).

En ny metod för artbestämning utifrån hydroakustiska spår skulle förbättra det statistiska underlaget vid bedömning av beståndsstatus utan att öka mängden fisk som dödas vid provfiske med trål eller nät.

2.2.2. Material och Metoder

För ytterligare beskrivning av Material och metoder till föreliggande studie hänvisas till två tidigare rapporter till Havs- och vattenmyndigheten (Strömberg et al. 2020, 2021).

Hydroakustik

I Strömberg et al. (2021) framfördes att metodiken att samla in hydroakustiska data behövde förbättras för att kunna förbättra den fortsatta analysen. Hydroakustiska spår av enskilda fiskar behövde bestå av fler akustiska ekon per fisk. Strömberg et al. (2021) föreslog att i delar av undersökningarna i fält framföra undersökningsfartyget i lägre hastighet för att på så sätt registrera fler ekon per fisk i de hydroakustiska spåren. Under insamling av hydroakustiska data längs transekter framförs undersökningsfartyget (i de stora sjöarna) i vanligtvis 6 knop (11 km/h).

Fiskars målstyrka (target strength, TS), dvs. det reflekterade ekot, beror till 90-95 % på den gasfyllda simblåsan. TS för olika arter och storlekar av fisk kan skilja sig

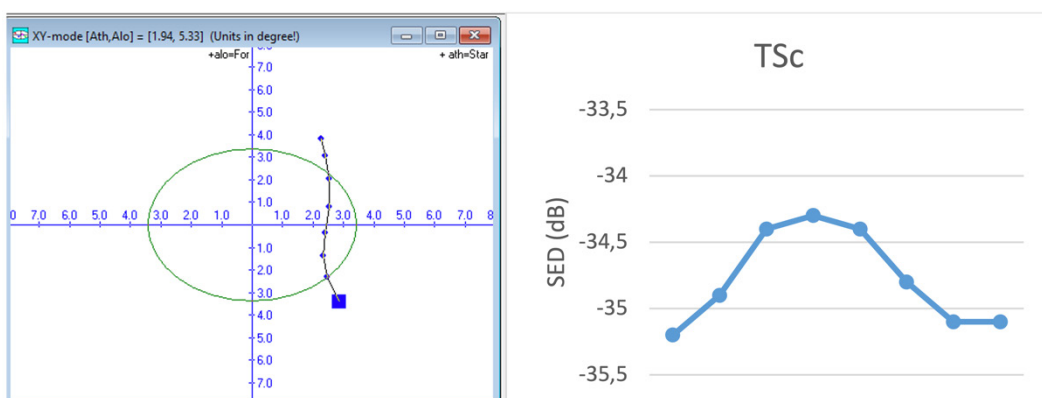
åt beroende på simblåsans storlek och morfologi (Foote 1987, Misund 1997, Horne 2000, Simmonds & MacLennan 2005, Gugele et al. 2021). Simblåsan hos gös och braxen skiljer sig morfologiskt (Figur 2.1).



Figur 2.1. Simblåsa hos gös respektive braxen.

Ljudpulser med den högre frekvensen har större känslighet för direktivitet (Simmonds & MacLennan 2005, Gugele et al. 2021, <http://www2.dnr.cornell.edu/acoustics/SuggestedSOP.html>). Den infallsvinkel ljudpulsen har relativt målet, i detta fall fiskar med morfologiskt olika simblåsor, skulle på så sätt kunna resultera i större variation i TS-värden än motsvarande för den lägre frekvensen.

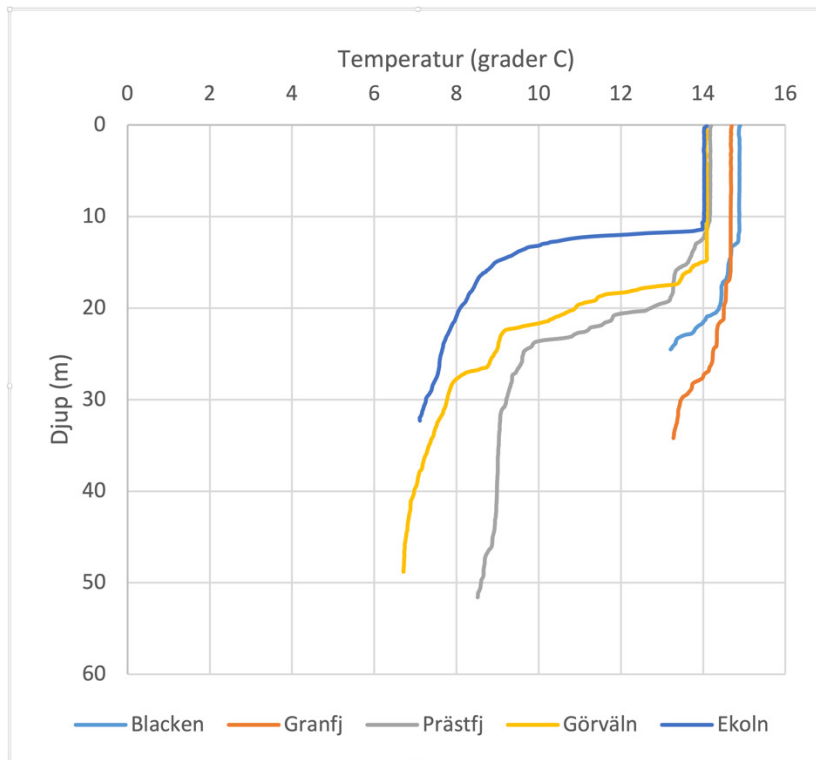
Hydroakustiska data insamlade under år 2022 i Mälaren då undersökningsfartyget framfördes i 2-3 knop (ca 4-5 km/h) bearbetades med inriktning på att extrahera längre, sammanhängande spår för hydroakustiska ekon av fisk. För att söka ut spår i hydroakustiska data användes Sonar5-Pro (Balk et al. 2018). Minsta antal akustiska ekon per spår sattes initialt i Sonar5-Pro till 3 men filtrerades senare så att endast spår med 6 eller fler ekon ingick i analysen för att tillgodose rekommendationen om förbättrat dataunderlag i Strömberg et al. (2021; Figur 2.2).



Figur 2.2. Exempel på hydroakustiska ekon (SED, single echo detections) som bildar ett spår av en fisk. Fartyget framfördes med 2-3 knop (4-5 km/h). Varje punkt representerar ett eko från fisken med information om ekostyrka (TS), djup, bottendjup och geosition.

Utifrån storleksfördelningen på gös och braxen i tråldragen från de två fjärdar som användes i analysen (Tabell 2.1) bestämdes max TS för spåren till >-35 dB,

motsvarande en totallängd för fisk på ca 300 mm för 38 kHz och 320 mm för 120 kHz (Love 1971, CEN 2014). Genom att välja TS-värden >-35 dB kan merparten av andra fiskar i öppet vatten i Mälaren uteslutas, även de mest storvuxna siklöjorna. Sökning och filtrering i Sonar5-Pro gjordes dock initialt för TS >-45 dB då akustiska ekon i respektive spår utöver ekot med max TS kommer att vara svagare och utgöra orsaken till eventuell skillnad i CV (Coefficient of Variation; Figur 2.2). Därefter filtrerades spår med max TS <-35 dB bort.



Figur 2.3. Djupprofiler över temperatur för de undersökta delområdena. Data insamlade 26-30 september 2022.

Trålning

Trålning på representativa djup genomförs i anslutning till upptag av hydroakustiska data för att tillskriva hydroakustiska data biologisk information om art- och storlekssammansättning. Eftersom temperatur ofta strukturerar fisksamhället under den temperaturstratifierade perioden (i Mälaren juni/juli till oktober) trålas i förekommande fall både över och under språngskiktet. Språngskiktets djup fastställs i varje delområde med temperaturprofil (Figur 2.3). På trålen finns en sensor som i realtid ger tråldjup och temperatur för kontroll att trålning sker på avsett djup och i rätt temperatur. För denna studie sammanställdes trålad gös och braxen >300 mm för de undersökta fjärdarna (Tabell 2.1). Utifrån denna sammanställning valdes ett område där arterna var separerade i tråldragen över olika djup (Prästfjärden) och jämfördes med annan fjärd med huvudsakligen

en av arterna (gös i Görväln). För dessa två fjärdar söktes hydroakustiska spår enligt beskrivning under Hydroakustik.

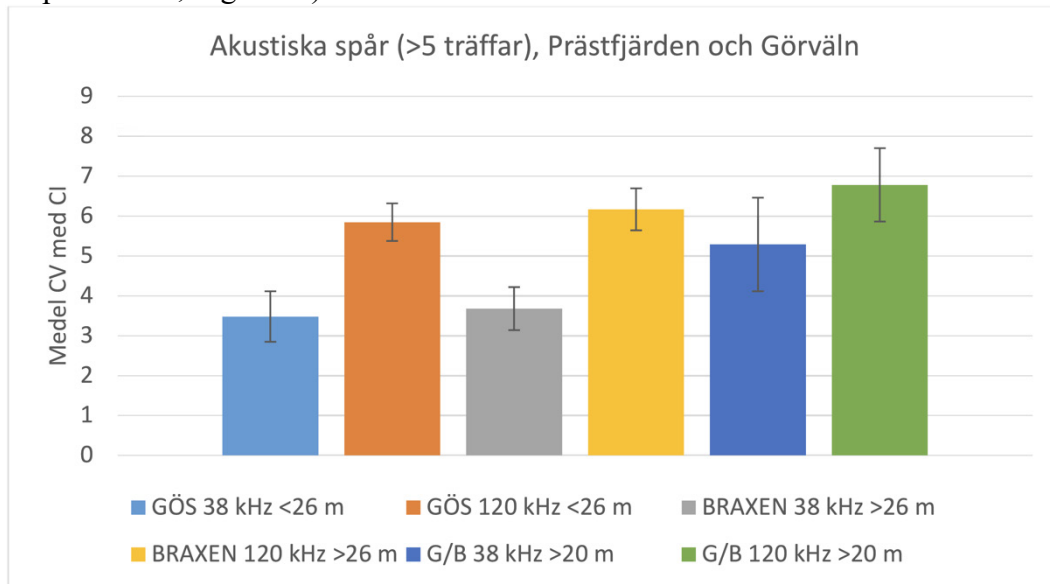
Tabell 2.1. Antal gösar respektive braxnar >300 mm fångade vid trålning i fem undersökta fjärdar i Mälaren 26-30 september 2022.

Delområde	Drag	Tråldjup (m)	Gös >300 mm (n)	Braxen >300 mm (n)
Blacken	1	5-10	10	0
	2	10-15	2	2
Granfjärden	1	10-15	3	1
	2	17-22	5	6
	3	5-10	10	5
Prästfjärden	1	5-10	2	0
	2	22-27	1	0
	3	36-41	0	2
Görväln	1	35-40	2	1
	2	21-26	4	0
	3	5-10	1	1
Ekoln	2	18-23	11	3
	3	15-20	3	11

2.2.3. Resultat och Diskussion

Resultaten från trålning i Prästfjärden visade att fiskar >300 mm ner till 26 m djup var gös och under 26 m djup braxen. Jämförelse av max TS för de två djupområdena visade inga signifikanta skillnader. CV för hydroakustiska spår (TS) i Prästfjärden med max TS >-35 dB ner till 26 m djup, som av trålresultaten kunde antas vara gös, för 38 kHz (n=48) jämfördes med motsvarande för 120 kHz (n=107). CV var olika för spår registrerade med 38 respektive 120 kHz (Figur 2.4). Motsvarande jämförelse gjordes för spår under 26 m djup och visade samma resultat, dvs. att CV för spår registrerade med 38 respektive 120 kHz skilde sig åt (n=67 respektive n=100; Figur 2.4). Jämförelsen visade vidare att CV för spåren för gös och braxen vid 38 kHz inte skilde sig åt, vilket var i enlighet med hypotesen. Motsvarande CV vid 120 kHz skilde sig inte heller åt signifikant, vilket dock hade förväntats i enlighet med hypotesen att olikheter i morfologin i simblåsan hos de båda arterna skulle resultera i högre CV vid 120 kHz pga. större direktivitet hos den högre frekvensen (Simmonds & MacLennan 2005, Gugele et al. 2021, <http://www2.dnr.cornell.edu/acoustics/SuggestedSOP.html>; Figur 2.4). För att testa om resultaten var allmängiltiga för andra fjärdar analyserades hydroakustiska data från Görväln på likvärdigt sätt. Av trålresultaten djupare än 20 m från Görväln kunde antas att gös utgjorde ca 80 % av fiskar >300 mm och resterande var braxen. Enligt hypotesen skulle CV inte skilja sig åt markant då merparten av fiskarna

utgjordes av gös. Resultatet var inte helt entydigt då CV var olika med samma trend som för gös ner till 26 m djup i Prästfjärden vid jämförelse mellan 38 och 120 kHz, men inte signifikant samt även med överlappade konfidensintervall (95 %; N=29 respektive 35; Figur 2.4).



Figur 2.4. Jämförelse av CV (med CI) för akustiska spår Prästfjärden och Görväln. Djupintervallen valdes utifrån trålresultat för att få möjlighet till jämförelser mellan arter och tillgängliga akustiska frekvenser (38 och 120 kHz). Med G/B avses att både gös och braxen ingår i data.

2.2.4. Samlad bedömning

Slutsatsen från analyserna i denna studie är att CV för TS i spår skiljer sig åt mellan 38 och 120 kHz, sannolikt pga. den högre direktivitet som förväntades vid högre frekvenser (Simmonds & MacLennan 2005, Gugele et al. 2021, <http://www2.dnr.cornell.edu/acoustics/SuggestedSOP.html>). Däremot tyder resultaten på att skillnaden i morfologi i simblåsan hos gös och braxen inte resulterar i detekterbar, signifikant skillnad i max TS eller i CV för TS i spår av respektive art vid 38 och 120 kHz, till skillnad mot resultaten hos t.ex. Gugele et al. (2021). En skillnad i denna studie mot Gugele et al. (2021) är att vi använde ekolod med fasta frekvenser på 38 och 120 kHz medan Gugele et al. (2021) använde så kallat bredband (WBT, Wide Band Tranceiver) med möjlighet att svepa över ett brett frekvensomfång för varje ekolod.

2.3. Frekvensrespons hos sill, skarpsill och storspigg i Östersjön

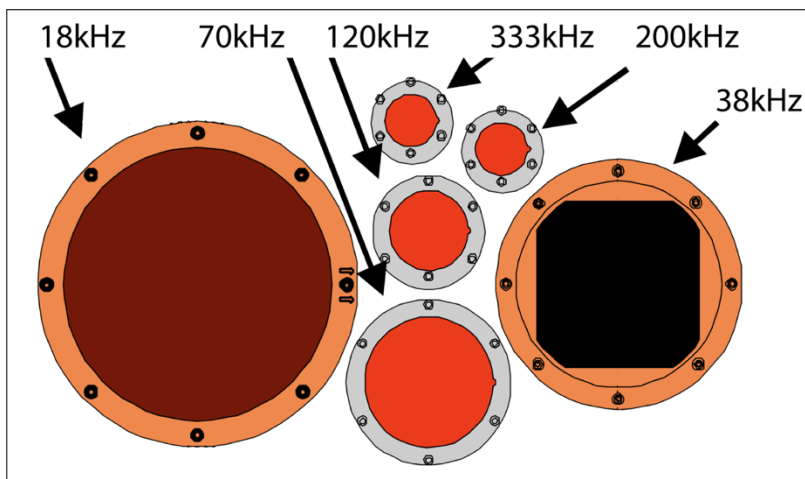
2.3.1. Syfte

Syftet med studien var att studera den hydroakustiska frekvensresponsen hos de pelagiska målarterna i Östersjön; sill, skarpsill och storspigg. Studien har genomförts på data insamlade under trålhalen vid de två hydroakustiska trålundersökningarna i Östersjön (BIAS [Baltic International Acoustic Survey] och SPRAS [Baltic Acoustic Spring Survey]) med R/V Svea. Analyserna omfattar data från hösten 2019 till våren 2022. Analyser resulterade i en empirisk frekvens-responsmodell som kunde testas mot data som samlades in i oktober 2022. Då målarterna är små och oftast förekommer aggregerade i stim, är analyserna utförda på dessa stim/aggregeringar och hela tråldrag. Enskilda individer är svåra att särskilja, och då är det inte heller biologiskt relevant att analysera enskilda individer av dessa arter ur ett beståndsperspektiv.

2.3.2. Material och Metoder

Hydroakustisk datainsamling

R/V Svea togs i bruk under hösten 2019 och har sedan dess använts av SLU Aqua till bland annat de två årliga hydroakustiska trålsurveyerna som genomförs i Östersjön, BIAS i oktober och SPRAS i maj. R/V Svea är utrustad med flera olika hydroakustiska instrument för fiskeriundersökningar. För denna studie har hydroakustiska data tagits upp med ett sänkkölsmonterat EK80 ekolod (Simrad A/S). Ett komplett EK80 ekolod för flera frekvenser består av flera olika svängare (kombinerad sändare och mottagare, en för respektive frekvens), en transceiver (WBT) för respektive svängare, samt en gemensam PC och lagringsenhet. Sänkkölen på R/V Svea är försedd med totalt 6 vetenskapliga svängare (Figur 2.5 och Tabell 2.2).



Figur 2.5. Schematisk bild över den inbördes placeringen av de akustiska svängarna på sänkkölen på R/V Svea

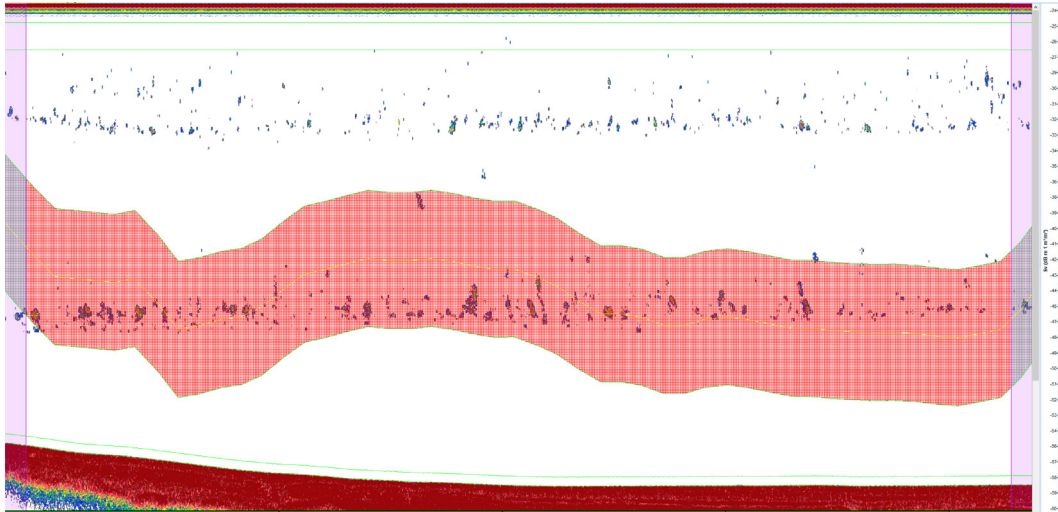
Tabell 2.2 beskriver den för studien relevanta tekniska data för respektive svängare och inställningarna av transceiver, för respektive dataset i denna studie. Samtliga svängare kalibrerades enligt Foote et al. (1987), innan de hydroakustiska undersökningarna startades. 333 kHz svängaren har dock kalibrerats med en olämplig referenskula fram till BIAS 2021, då 333 kHz svängaren blev korrekt kalibrerad. Kalibreringsdata från BIAS 2021 och SPRAS 2022 har därför i denna analys ersatt tidigare kalibreringsdata för 333 kHz svängaren. Figur 2.5 visar de olika ekolodssvängarnas placering på sänkkölen sett underifrån, dessa är placerade så att avståndet mellan de olika svängarna skall vara så litet som möjligt. Rent teoretiskt krävs dock ett avstånd på minst 9 m till objektet/fisken som registreras av respektive svängare, för att de olika frekvenserna skall ha horisontella överlapp, motsvarande att yttre radien på huvudloben skär centrum på den svängare som den är placerad längst ifrån. Svängarna som är monterade på en sänkkölen som befinner sig på 5,9 m vattendjup när kölen är i sitt översta läge och som djupast på 8,9 m när kölen är helt nere. Gränsen för minsta lämpliga djup för frekvensresponsanalys har därför satts till 17,9 m vattendjup. Den provtagna volymen mellan 18 kHz och de övriga svängarna skiljer sig åt beroende av en annan utgångsvinkel och på grund av sin beskaffenhet ger 18 kHz svängaren störningar så kallade "ringningar" på grundare vattendjup, vilket har gjort att denna frekvens togs bort senare under analysen.

Tabell 2.2. Teknisk data (frekvens, effekt, utgångsvinkel, frekvensmodulering (CW=kontinuerlig frekvens och FM=bredband [Frequency modulated]) inkl. pulslängd, för de olika svängarna och inställningar av EK80 transceiver.

Svängare	Frekvens (kHz)	Effekt (W)	Utgångsvinkel (°)	BIAS(2019-2022) SPRAS(2020)	SPRAS (2021)	SPRAS (2022)
ES18	18	1000	11	CW, 1024ms	CW, 1024ms	CW, 1024ms
ES38-7	38	2000	7	CW, 1024ms	CW, 1024ms	CW, 1024ms
ES70-7C	70	750	7	CW, 1024ms	FM, 2048ms	FM, 2048ms
ES120-7C	120	250	7	CW, 1024ms	CW, 256ms	CW, 1024ms
ES200-7C	200	150	7	CW, 1024ms	FM, 2048ms	FM, 2048ms
ES333-7C	333	50	7	CW, 1024ms	FM, 2048ms	FM, 2048ms

Sammanfogning av hydroakustiska data med biologiska data från trålhal

I den hydroakustiska rådatafilen (.raw) återfinns även all metadata som behövs för att placera den i tid och rum (Tid, Latitud, Longitud och djup). För R/V Svea har det utvecklats ett eventhanteringssystem (SVEPA) som kontinuerligt samlar in all sensordata ombord (GPS, trålhantering, trålsensorer, väderstation etc.), där man också kan märka dessa data till händelser (event) som i detta fall är trålhalen. Trålens position i förhållande till fartyget och de akustiska svängarna monterade på sänkkölen kan på så vis bestämmas. Andra trålsensorer ger sedan uppgifter om hur djupt trålen går i vattenpelaren och dess vertikala öppning. Dessa beräkningar ger en tidsförskjutning mellan ekoloden och trålens öppning som sedan kan visualiseras som en rektangel i ekogrammet inom vilket fisken i tråldraget teoretiskt fångats. Denna tidsförskjutning låg på mellan 3 och 6 minuter för trålhalen i denna studie, beroende på trålhalens djup och andra yttre förhållanden, vilket bestämmer längden på vajern mellan fartyg och trål. Sedan SPRAS 2021 infogas trålsensorerna direkt i den hydroakustiska datafilen, och på så vis är det endast den horisontella tidsskillnaden mellan sänkköl och trålens främre öppning som behöver beräknas (Figur 2.6). Tidsskillnaden genererar dock en osäkerhet om de hydroakustiska data härstammar från det som (i varierande grad) senare fångas i trålen. Fångsterna, vilket benäms som "biologiska data", registreras ombord i en databas (SVEREG) som kopplas till sensordata från SVEPA innan den importerar in i fiskdatabasen (FD2). Ett utdrag från FD2 ger på så vis den biologiska data som kan kopplas till hydroakustiska data från ekoloden.



Figur 2.6. Figuren visar principen för hur data maskas bort i ett ekogram innan analys. Bottnen (brunrött område) definieras och all data 1m ovanför bottnen maskas bort (grön linje ovanför bottnen), Data grundare än 18,9m maskas bort (övre grön linje), trålspårets längd begränsas genom att data maskas bort (lila fält), och slutligen analyseras enbart data inom det rödrutiga området efter att data från trålsensorer lagts in i ekogrammet. Under detta trålhal har till exempel endast fisk i det undre skiktet fångats.

Urval av data

Under de sex akustiska trålundersökningar för vilket det fanns tillgängliga data för denna studie, har det genomförts totalt 196 trålhal. För att koppla hydroakustiska data till en specifik art har trålhal endast använts där $\geq 85\%$ av den totala biomassan i halet tillhört en av arterna sill, skarpsill eller storspigg. Totalt återfanns 59 hal som tillgodosåg detta kriterium (29 hal med skarpsill, 11 hal med sill och 19 hal med storspigg). Enligt manualen (ICES 2017) för undersökningarna insamlas minst två trålhal i varje ICES statistisk rektangel som undersöks, som underlag för att fördela mängden hydroakustisk reflektion till fångsten. Målet med trålhalen är att få en representativ bild av fördelningen (antal, biomassa och åldersstruktur) av målarterna i respektive provtagningsenhet.

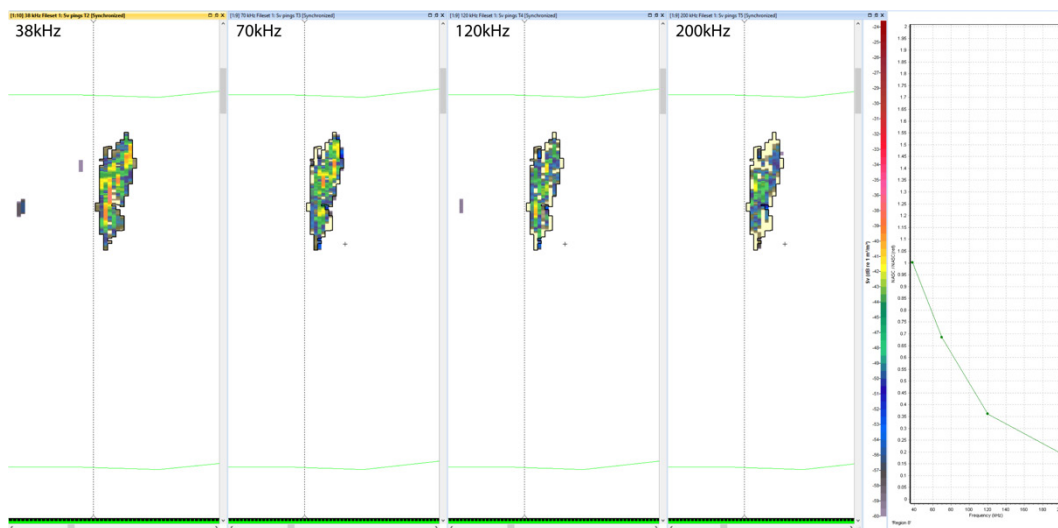
Hydroakustisk analys

Akustisk frekvensrespons kan förklaras som den frekvensberoende skillnaden i mängden utsänd energi som reflekteras av ett specifikt objekt (volym). Figur 2.7 visar ett exempel på hur styrkan avtar hos reflektionen (ekot) i ekogramet från ett stim storspigg med ökad frekvens, samt tillhörande frekvensresponsdiagram. Vanligen används 38kHz som referensfrekvens. Frekvensrespons är då:

$$r(f) = \frac{s_v(f)}{s_{v,38kHz}}$$

Där s_v är volymbaserad reflektionskoefficient ("volume backscattering coefficient"), f är den akustiska frekvens som ska jämföras mot referensfrekvensen, och $s_{v,38kHz}$ är s_v vid 38 kHz (referensfrekvensen). I denna studie har frekvensresponsen mellan 38 kHz och övriga svängare (f : 18, 70, 120, 200 och 333 kHz)

analyserats. Frekvensresponsen för 18 och 333 kHz togs sedan bort från den generella modellen (se nedan).



Figur 2.7. Exempel på hur styrkan avtar hos reflektionen (ekot) i ekogrammet från ett stim storspigg avtar med ökande frekvens, samt tillhörande frekvensresponsdiagram för det markerade stimmet. De gröna linjerna markerar över- och underteln på trålen.

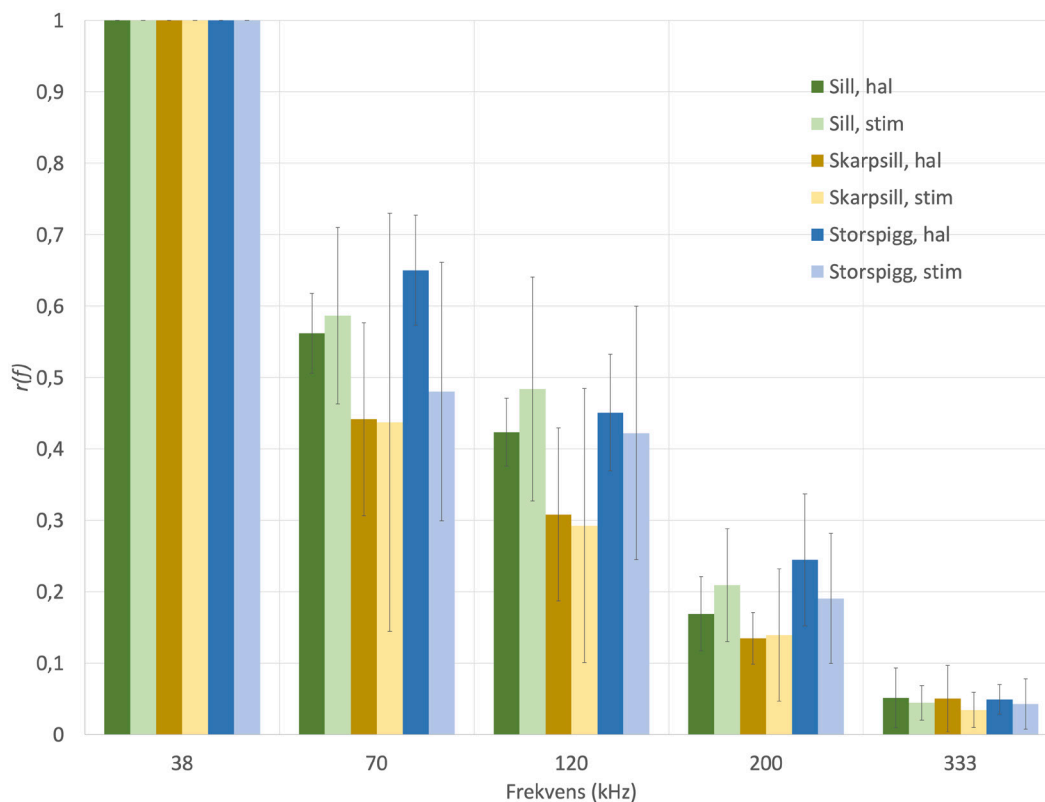
Den hydroakustiska analysen genomfördes i mjukvaran Echoview 12.0 (Echoview Software Pty Ltd). Beroende på inställningar av EK80 transceivern (CW=kontinuerlig frekvens och FM=bredband [Frequency modulated]), har analysen delats upp mellan CW data och FM data. Efter import av hydroakustiska rådata in i mjukvaran maskas all data som inte härrör sig till fisk bort såsom, ekon närmare botten än 1 m (CW) alternativt 2 m (FM, säkerhetsmarginal för att inte klassificera botten som fisk) och ekon grundare än 18,9 m vattendjup (se ovan kapitel 2.3.2 Hydroakustisk datainsamling). Efter denna första maskning av data tas endast ekon motsvarande djupen för trålets överteln och fisklinan/trålets underteln inom trålhalets längd med i själva analysen (Figur 2.6). Ekon från plankton och mindre organismer maskas bort genom att sätta ett tröskelvärde till s_v -60 dB, där ekon svagare än detta tröskelvärde inte ingår i analysen. När endast ekon klassificerade som fisk återstår i ekogrammet kördes en fiskstim algoritm, vilken grupperar ekon i fiskstim i de fall algoritmen definierar dessa som stim. Frekvensresponsanalys genomfördes på de 5 tydligaste (större) stimmen samt för hela tråldraget.

2.3.3. Resultat och Diskussion

Frekvensresponsmodell

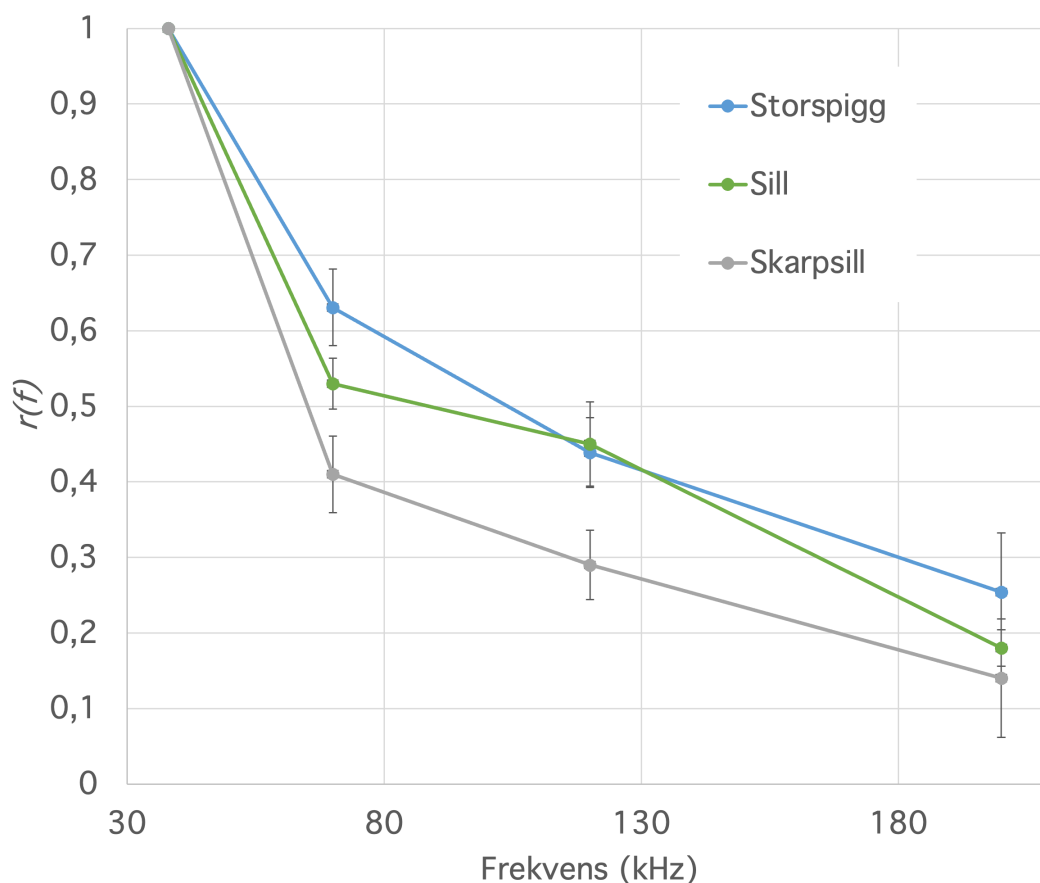
För att ta fram en enkel empirisk modell för frekvensrespons för sill, skarpsill och storspigg var det möjligt för denna studie att använda hydroakustiska och biologiska data från totalt 22 trålhal (sill 7 hal, skarpsill 8 hal och storspigg 7 hal) insamlade under akustiska trålundersökningarna BIAS 2019 till och med SPRAS 2022. De vanligaste orsakerna till bortfall från de 59 trålhalen som klarade kriteriet för att klassas som ”enartshal” (>85% av totala biomassan från en av arterna), var att hydroakustiska data var ofullständiga för tiden under trålhalet, det fanns betydande störningar i hydroakustiska data, djupprofilen på trålhalet kunde inte säkerställas, eller att fångsterna var för små för att ge en tydlig frekvensrespons.

Resultaten visar ett tydligt frekvensberoende med minskande $r(f)$ från 38 kHz mot högre frekvenser, vilket överensstämmer med tidigare studier av fisk med simblåsa (Pedersen och Korneliussen 2009; Figur 2.7). Figur 2.8 visar medelvärden och standardavvikelsen för frekvensresponsen (referensfrekvensen 38 kHz = 1) för de olika arterna fördelat på stim, respektive volymen för hela trålhalet (både CW och integrerad FM i hydroakustisk data är sammanslagen). Frekvensresponsens mönster överstämde mellan stim och trålhal för de olika arterna, dock var variationen i responsen betydligt större för stim än för hela trålhal. En sannolik förklaring till skillnaden i variation i frekvensrespons mellan stim och hela trålhal är att om stim-algoritmen sätts känslig för att finna mindre stim kommer frekvensresponsen beräknas på en liten volym. Överlappet mellan de olika svängarna (frekvenser) i denna volym blir då litet för mindre stim nära svängarna, på grund av svängarnas placering, vilket kan medföra att de olika frekvensernas mätvärden härstammar från olika vattenvolymer. Detta fenomen jämnas ut när mätvärdena analyseras från en större volym som exempelvis ett helt trålhal (Korneliusson & Ona 2003). När stimalgoritmen sattes till att vara mindre känslig, observerades det inga stim i flera hal, vilket gjorde detta mindre praktiskt tillämpligt. För en mer praktisk användning, är det också en fördel att kunna fördela större volymer till en specifik art.



Figur 2.8. Medelvärde och standardavvikelse av frekvensrespons för respektive art från analyserade hal fram till och med SPRAS 2022 (stim och trålhal).

Under SPRAS 2021 och 2022 samlades det även in bredbandsdata (FM) från svängarna 70, 200 och 333 kHz, vilka då genererar en kontinuerlig frekvensrespons motsvarande 50-85 (70), 165-255 (200) och 285-445 (333) kHz. I dessa bredbandsdata observerades ingen tydlig frekvensrespons inom respektive frekvensområde, vilket föranledde att dessa data användes integrerade i analysen. Pulslängden varierade också mellan CW och FM data (Tabell 2.2), vilket skulle kunna påverka vilken volym enskilda ekon volymer beräknas, men genom att integrera data från ett helt hal behöver inte detta påverka analysen märkbart. Det har tidigare rapporterats att användandet av bredbandsdata kan vara en metod för att bättre kunna särskilja mellan arter, men Bassett et al (2017) konstaterar likväl att identifiering till art med bredbandsteknik (FM) står inför samma utmaningar som CW vid liknande frekvenser.



Figur 2.9. Frekvensresponssnyckel, medelvärde och standardavvikelse för 70, 120 och 200 kHz beräknade från endast hela trålhal.

Under BIAS 2022 insamlades totalt 18 nya enartshal (>85% av totala biomassan från en av arterna) varav 15 hal var möjliga att analysera för frekvensrespons. Genom att summera den totala skillnaden (absolutvärden) för de olika frekvenserna mellan ett av trålhalen och ovanstående frekvensmodell (Figur 2.9) för respektive art kunde halet tillföras en av arterna med en skattad sannolikhet. Fyra av fem hal som klassade som rena skarpsillhal enligt fångsten klassades som skarpsill enligt frekvensresponssmodellen, och det femte som sill. Två av de tre storspiggghalen klassades rätt enligt modellen och det tredje halet som sill. Sämst överensstämde modellen för de hal som innehöll mer än 85% sill, då två klassades som sill, fyra som storspigg och ett som skarpsill. Då modellen föreslår att frekvensresponsen för sill ligger emellan storspigg och skarpsill är detta inte så förvånande. Denna rent empiriska modell kan dock enkelt anpassas efter att nytt datamaterial insamlas. Det kan också vara så att enstaka hal skall plockas bort från materialet till den ursprungliga modellen om det kan påvisas att trålhal och de hydroakustiska data inte överensstämmer på grund av skillnader i tid eller rum. Ett generellt problem för framtagandet av modellen är att de olika typer av data (hydroakustisk och biologisk) insamlas förskjutet i tid och rum och på så vis finns det inte en absolut korrelation mellan de olika datatyperna. I vårt fall samlas hydroakustiska data in mellan tre och

sex minuter innan fisken når trålöppningen, förutsatt att den inte förflyttar sig under tiden eller uppvisar undvikandebeteende mot forskningsfartyg och/eller annalkande trål. Dessutom kan trålen beroende av ström och väder tråla bredvid fartyget, vilket naturligtvis också minskar överensstämmelsen mellan akustiska data och biologisk data.

Då sill vanligen är större till storleken än skarpsill och storspigg bör eko från enskilda fiskar vara starkare på alla frekvenser (ICES 2017). Detta skulle kunna användas i kombination med frekvensresponsen för att öka träffsäkerheten i klassificering av ekon. Detta bör dock verifieras genom uppmätning av simblåsor storlek i förhållande till längd för de olika arterna. Artidentifieringen skulle också förbättras genom att beakta den akustiska data i förhållande till stimmens morfologiska egenskaper, djup och fiskarnas utbredning (Korneliusson et al. 2009).

2.3.4. Samlad bedömning

Klassificering av akustiska data är fortsatt en utmaning i akvatiska miljöer, speciellt i kustnära ekosystem där flera arter samexisterar (Sato et al. 2015). Idag används framförallt trålning för att fördela insamlade hydroakustiska data till art (Horne 2000). Under de akustiska trålundersökningarna som användes i denna studie samlades ca 60 sjömil av hydroakustiska data in som fördelas efter fångsten under två trålhal om ca. 1,5 sjömil, inom varje ICES statistiska rektangel (ICES 2017). Trålhalen genomförs framförallt där tillgången på fisk är god, men begränsas i grundare områden och närmare botten beroende av dess beskaffenhet. Detta kan leda till att fångstens storleks- och artsammansättning inte återspeglar förekomsten av fisk i hela miljön som det samlas in i hydroakustiska data (Williams et al. 2010). Sålunda är målidentifiering en källa till osäkerhet och all ytterligare information som kan härledas från hydroakustiska data kan öka riktighet och precision och på så sätt minska osäkerheter i resultaten från akustiska trålundersökningar (Bassett et al. 2017).

En möjlig målsättning för att minimera behovet av trålhal, och mängden insamlad fisk som avlivas, under akustiska trålundersökningar är att i ett första stegförbättra fördelningen av hydroakustiska data till art utifrån analys med hjälp av frekvensrespons, struktur på fiskstim och storlek på enskilda ekon i utkanten av stim, för att därifrån optimera behovet av insamlad fisk för biologisk provtagning.

2.4. Referenser

- Axenrot T (2020). Hydroakustik i sötvatten – Ett verktyg i fisk- och miljöövervakning. Aqua reports 2020:12, 38 sidor.
<https://res.slu.se/id/publ/107829>
- Balk H, Lindem T (2018). Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems, Operator manual version 6.0.3.
- Bassett C, De Robertis A, Wilson CD (2017). Broadband echosounder measurements of the frequency response of fishes and euphausiids in the Gulf of Alaska. – ICES Journal of Marine Science, 75: 1131–1142.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx204>
- Benoit-Bird KJ, Waluk CM (2020). Exploring the promise of broadband fisheries echosounders for species discrimination with quantitative assessment of data processing effects. J. Acoust. Soc. Am. 147, 411–427.
<https://doi.org/10.1121/10.0000594>
- 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.
- Foote KG, Knudsen HP, Vestnes G, MacLennan DN, Simmonds EJ (1987). Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. ICES Cooperative Research Report, 144. 69 pp.
- Foote KG, Ona E, Hansen KA (1992). On the frequency dependence of target strength of mature herring. ICES CM 1992/B: 10.
https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/bitstream/handle/11250/105139/CM_1993_B_30.pdf?sequence=1
- Gorska N, Korneliussen RJ, Ona E (2007). Acoustic backscatter by schools of adult Atlantic mackerel. ICES Journal of Marine Science, 64: 1145–1151.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm094>
- Gorska N, Ona E, Korneliussen RJ (2005). Acoustic backscattering by Atlantic mackerel as being representative of fish that lack a swimbladder. ICES Journal of Marine Science, 62: 984–995.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm094>
- Gugele SM, Widmer M, Baer J, DeWeber JT, Balk H, Brinker A (2021). Differentiation of two swim bladdered fish species using next generation wideband hydroacoustics. Nature Scientific Reports, 11:10520.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-89941-7>.
- Holliday DV, Pieper RE (1980). Volume scattering strengths and zooplankton distributions at acoustic frequencies between 0.5 and 3 MHz. Journal of the Acoustical Society of America, 67: 135–146.
<https://doi.org/10.1121/1.384472>
- Horne JK (2000). Acoustic approaches to remote species identification: a review. Fish. Oceanogr. 9, 356–371. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.2000.00143.x>
- ICES (2017). Manual for the International Baltic Acoustic Surveys (IBAS). Series of ICES Survey Protocols SISP 8 - IBAS. 47 pp.
<http://doi.org/10.17895/ices.pub.3368>
- Korneliussen RJ, Ona E (2002). An operational system for processing and visualizing multi-frequency acoustic data. – ICES Journal of Marine Science, 159: 293–313. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1168>

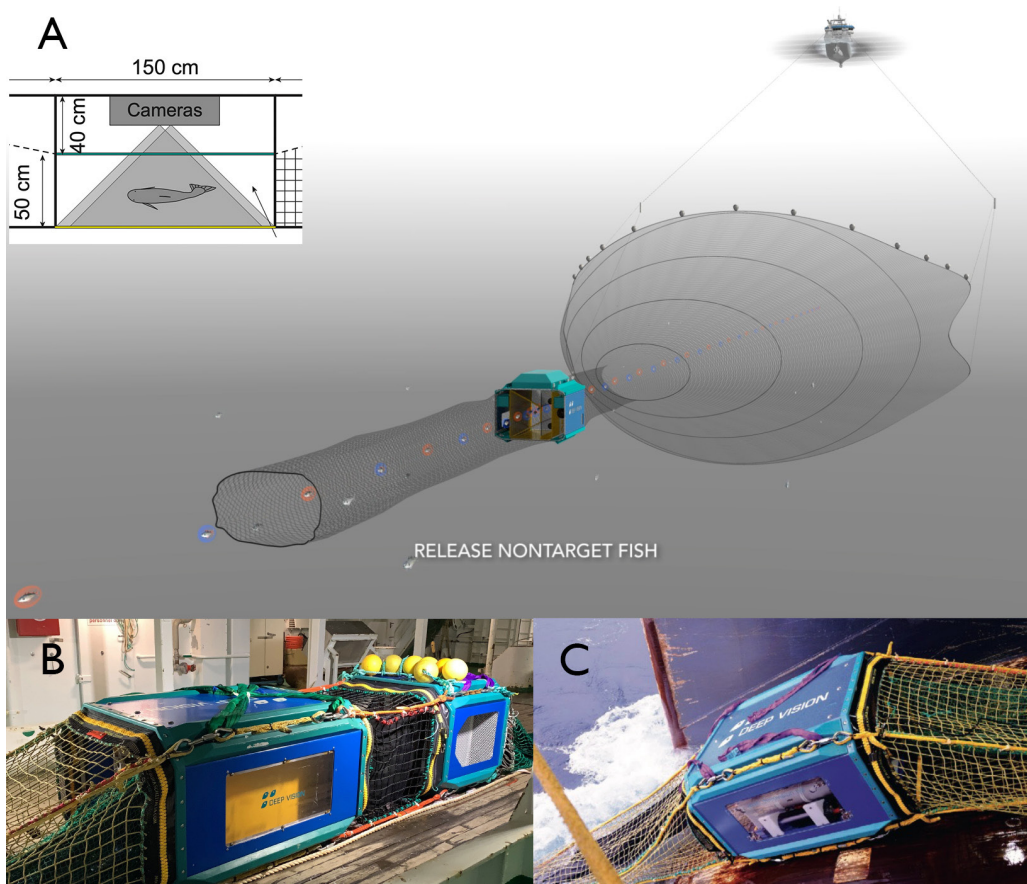
- Korneliussen RJ, Ona E (2003). Synthetic echograms generated from the relative frequency response. – ICES Journal of Marine Science, 60: 636–640.
[https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(03\)00035-3](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(03)00035-3)
- Korneliussen RJ, Heggelund Y, Eliassen IK, Johansen GO (2009). Acoustic species identification of schooling fish. – ICES Journal of Marine Science, 66: 1111–1118. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp119>
- Love RH (1971). Dorsal aspect target strength of an individual fish. J. Acoust. Soc. Am. 49: pp. 816-823. <https://doi.org/10.1121/1.1912422>
- MacLennan DN, Holliday DV (1996). Fisheries and plankton acoustics: past, present, and future. ICES J. Mar. Sci. 53, 513–516.
<https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0074>
- Misund OA (1997). Underwater acoustics in marine fisheries and fisheries research. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 7: 1–34.
<https://doi.org/10.1023/A:1018476523423>
- Nilsson HC, Appelberg M, Axenrot T, Vinterstare J (2022). Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser – möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. Aqua reports 2022:12, 81 sidor.
<https://pub.epsilon.slu.se/27486/1/nilsson-h-et-al-20220331.pdf>
- Pedersen G, Korneliussen RJ (2009). The relative frequency response derived from individually separated targets of northeast Arctic cod (*Gadus morhua*), saithe (*Pollachius virens*), and Norway pout (*Trisopterus esmarkii*). – ICES Journal of Marine Science, 66: 1149–1154.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp070>
- Sarah M, Gugele S M, Widmer M, Baer J, DeWeber JT, Balk H, Brinker A (2021). Differentiation of two swim bladdered fish species using next generation wideband hydroacoustics. Fisheries Research, 11.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-89941-7>
- Sato M, Horne JK, Parker-Stetter SL, Keister JE (2015). Acoustic classification of coexisting taxa in a coastal ecosystem. Fish. Res. 2015, 172, 130–136.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.06.019>
- Simmonds EJ, Armstrong F, Copland PJ (1996). Species identification using wideband backscatter with neural network and discriminant analysis. ICES Journal of Marine Science, 53: 189–195.
<https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0021>
- Simmonds EJ, MacLennan DN (2005). Fisheries Acoustics: Theory and Practice, 2nd ed. Fish and Aquatic Resources Series 10. Blackwell Science, Oxford.
- Strömberg H, Axenrot T, Rogell B (2020). Hydroakustik – stora ekon: Utveckling av hydroakustisk metodik för förbättrad beståndsskattning av större fisk. Sötvattenslaboratoriet, SLU Aqua, Rapport 2020-12-31, dnr SLU.aqua.2020.5.2-98.
- Strömberg H, Axenrot T, Rogell B. (2021). Hydroakustik – stora ekon: Utveckling av hydroakustisk metodik för förbättrad beståndsskattning av större fisk. Sötvattenslaboratoriet, SLU Aqua, Rapport 2021-12-28, dnr SLU.aqua.2020.5.2-98.
- Wileman DA, Ferro RST, Fonteyen R, Millar RB (Eds) (1996). Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gears. ICES Cooperative Research Report. 215, 126 pp.
- Williams K, Punt AE, Wilson CD, Horne JK (2011). Length-selective retention of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, by midwater trawls. ICES Journal of Marine Science, 68: 119–129.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq155>

3. Trålmonterad stereovideo

3.1. Bakgrund

Huvuddelen av de övervakningsmetoder av fisk- och skaldjursresurser som idag används globalt är dödande eller invasiva. Under 2020 hanterade SLU Aqua över 9 miljoner individer av fisk under fiskerioberoende provtagning, där fångster under trål- och hydroakustiska trålundersökningar stod för mer än 97% av antalet individer (Nilsson et al. 2022). Trålfångst av fisk och skaldjur är invasiv, om inte alltid dödlig för alla fångade individer. Ur ett 3R perspektiv är det därför naturligt att utreda alternativ till dessa undersökningstyper. Internationella regleringar ålägger oss att genomföra demersala trålundersökningar vilka genomförs av SLU Aqua årligen från kusten till öppet hav (Östersjön, Kattegatt, Skagerrak och Nordsjön). Ansträngningen (effort) under dessa undersökningar är reglerad både för nationella och internationella undersökningar i antal trålhal och hallängd, då de förutom att ge möjligheten för biologisk provtagning av fångade individer, även ger en skattning av beståndens storlekar (CPUE, catch per unit effort). Trålning utförd under hydroakustiska trålundersökningar är inte direkt reglerad till ansträngning utan skall utföras på ett sådant vis att en representativ skattning av målarter skall kunna tillföras tolkningen av den hydroakustiska analysen (Horne 2000, ICES 2017).

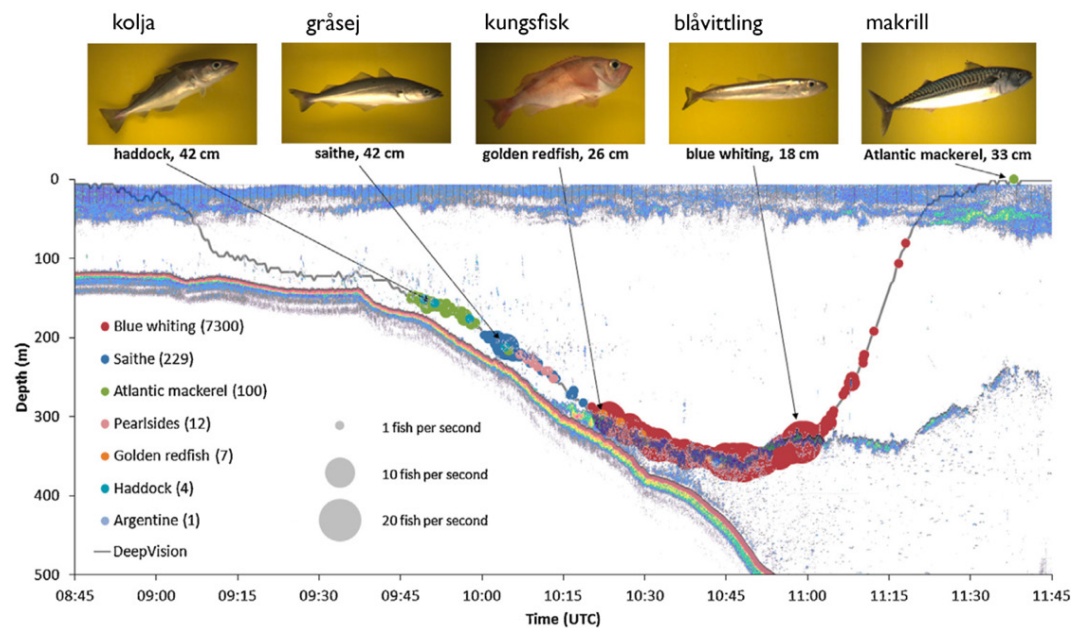
Under de senaste årtionden har det skett en betydande utveckling för att ta fram akustiska och optiska system för att identifiera och fjärranalysera fisk (Shortis et al. 2009, Ryan et al. 2009, Rosen et al. 2013a). Rosen et al. (2013a) beskriver utvecklingen och tillämpningar för den trålmonterade stereovideoutrustning som diskuterats inom detta delprojekt. Detta system är idag en kommersiellt färdig produkt (www.deepvision.no). Produkten består av en digital stereokamera ansluten till en dator för kontroll och datalagring plus LED-blixtljus för belysning (Figur 3.1). En stereokamera bygger på tekniken med stereofotogrammetri där ett synkroniserat bildpar avspeglar samma objekt (fisk) från två fasta vinklar (kalibrerade), vilket möjliggör 3-dimensionella mätningar av objekten (Gosh 1981, Nilsson et al. 2022).



Figur 3.1 A: Schematisk figur av trålmonterad stereokamera - Deepvision i förlängningsstycket i trålen inklusive detaljbild av stereokameramontaget (deepvision.no). B: Kameraenhet sammanfogad med enhet som kan öppna och stänga trållyftet. C: Sättning och halning av utrustning.

Stereovideokameror för undervattensbruk har tagits fram i huvudsak för att kunna bestämma art på förbipasserande individer, räkna antalet individer och med stereotekniken mäta storlek på individerna (Shortis et al. 2009). Stationära stereokameror "betas" ofta för att på så vis locka till sig fler individer och på så vis öka antalet observationer. I och med att Deepvision-systemet är monterat i förlängningsstycket i en trål kommer all fångst i trålen passera stereokameran innan den går vidare in i lyftet för att antingen fångas eller om trållyftet är öppet släppas ut. Vid försök med ett stängt trållyft kan registreringarna i Deepvision-systemet kalibreras mot fångsten efter den upparbetats på traditionellt vis. Även om huvudvariablerna är att bestämma fångsten till art, antal och storlek i ett sådant system, tillförs mervärden såsom rumslig analys av när individerna fångas under själva trålhalet, studier av beteende, möjlighet att analysera gelatinösa plankton som annars kan gå förlorade i lyftet, men också förekomsten av större zooplankton kan analyseras. Figur 3.2 visar ett exempel från Rosén et al. (2013b) hur stereovideodata slagits samman med ett ekogram från hydroakustisk data för att åskådliggöra olika fiskars habitat. Detta möjliggörs genom att synkronisera videomaterialet i tid och rum med hydroakustisk data i analysprogramvaran för hydroakustik. Genom att

registrera fördelningen av individer på skalan från enstaka till tiotals meter, är det möjligt att verifiera den hydroakustiska analysen med hög precision (Rosén et al 2013b), och på så sätt kunna minska osäkerheter i resultaten från akustiska trålundersökningar. Ett allvarligt hinder för att använda stereovideosystem effektivt är den tid som krävs för att manuellt granska bilderna (Underwood et al. 2014). Automatiserad bildanalys behövs för att effektivt kunna använda stereovideoteknik, och algoritmer har utvecklats som automatiserar processen att identifiera och mäta fisk, särskilt lovande är en teknik med att använda ett delvis syntetiskt bildmaterial som reducerar antalet individer som behöver annoteras, vilket underlättas av att systemet har en fix bakgrund (Figur 3.2, Alken et al. 2019). En studie visade på en klassificeringsnoggrannhet på 94 % för blåvitling, sill och makrill (Alken et al. 2021). Hur väl metoden fungerar för att skilja sill från skarpsill, vilket skulle vara av stor vikt för de akustiska trålundersökningarna som genomförs i Östersjön, återstår att verifiera.



Figur 3.2. Djupprofilen från den trålmonterade kameran indikeras av den tunna gråa linjen i ekogrammet. Observationerna av 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).

3.2. Syfte genomförande

Projektets syfte är att ge ett kunskapsunderlag om möjligheter och begränsningar med trålbaserad stereokamerateknik. Underlaget togs fram genom en vetenskaplig litteraturgenomgång (bakgrund), kontakter med tillverkare (Scantrol, Deepvision)

och genom två workshops med personal från olika specialområden vid Havsfiskelaboratoriet, SLU Aqua, för att få en så bred diskussion som möjligt.

3.2.1. System – trålmonterad stereovideo

Idag används Deepvision systemen framförallt under ekosystemundersökningar. Även om systemet är kommersiellt tillgängligt utvecklas det fortsatt i nära samverkan med brukarna. Det är framförallt kommunikationen mellan kamerasystem och däcksenhet, bildtolkning (Artificiell intelligens; AI), och funktionen med ett stäng- och öppningsbart trålyft som är under utveckling. Ett system kostar drygt 1 miljon kr, beroende på utförande och vilka anpassningar som måste göras.

3.2.2. Workshops

Möjligheter

- Tillför ekologisk kunskap om arters utbredning och beteende som annars går förlorad när analysen görs efter att trålen lyfts upp och fångsten har mixats i lyftet.
- Kan tydliggöra och ge en säkrare analys av hydroakustiskt data, vilket kan leda till ett reducerat behov av tråldrag för att nå samma precision i skattning av målarter vid hydroakustiska trålundersökningar.
- Kräver ingen fångst för att bestämma art, antal och storlek, utan fångsten kan släppas ut genom ett öppet lyft. Detta måste dock verifieras för de målarter studien syftar till att analysera.
- Kan möjliggöra trålstudier i skyddade områden även i framtiden.
- Genom en smart styrning av ett öppnings- och stängbart trålyft kan mängden fångst minskas, genom att endast samla ett stickprov i lyftet under hela trålhalet.

Begränsningar

- Ger inte möjligheter till biologisk provtagning på individen om fångsten inte bärgas.
- Begränsad användbarhet för demersala studier på grund av uppvirvling av sediment som stör bildanalysen.
- Möjligheten att säkert särskilja sill och skarpsill är avgörande för användbarheten för Östersjöns hydroakustiska undersökningar, vilket måste dokumenteras.
- Frågetecken kring överlevnad hos sill och skarpsill som passerar genom trålen/utrustningen bör redas ut. Tidigare studier visar på en högre överlevnad

hos sill som sorteras ut genom en rist än genom nätmaskor (Suuronen et al. 1996), vilket kan tyda på en möjlighet överlevnad.

- Kostnad för systemet, samt kostnader för hantering av utrustning under undersökningen.

I kombination med andra icke invasiva metoder

- Om de totala fångsterna minskas under trålundersökningen på grund av att endast ett stickprov tas upp, kommer antalet observerade arter sannolikt att reduceras, vilket skulle kunna kräva annan typ provtagning, förslagsvis en parallell provtagning av eDNA på stationsnivå.
- Undersökningar med forskningsfartyget RV Svea genererar stora mängder metadata förutom data som samlas in för ett specifikt syfte, vilket gör fartyget till en lämplig plattform för att utvecklande nya mindre invasiva metoder som eDNA och optiska metoder under kontrollerade förhållanden.

3.3. Samlad bedömning

De negativa effekterna som vetenskaplig övervakning kan ha på marina ekosystem har varit försummat, främst på grund av att dess omfattning är liten jämfört med kommersiellt fiske, även om detta väcker etiska och, i vissa fall, bevarandefrågor (Trenkel et al. 2019). Den senaste tidens vetenskapliga och tekniska framsteg har tillhandahållit metoder och verktyg som nu kan utnyttjas för att minska effekten av övervakning till havs (Trenkel et al. 2019). Troligen kan det behövas en kombination av nya icke invasiva metoder för att täcka en undersöknings ursprungliga behov och för att fasa in ny teknik kan de komma behövas pilotprojekt som verifierar att de nya metoderna täcker dessa behov. Eventuella förändringar av ursprungliga provtagningsprogram, som givit upphov till långa tidsserier, bör utvärderas ytterligare. Trålmonterade stereovideokameror har förutom möjligheten att analysera de tre huvudvariabler, art, antal och längd flera fördelar, som möjlighet att studera var under halet fisken fångas, vilket kan ge ny kunskap om fiskens rumsliga fördelning samt vara ett värdefullt underlag för hydroakustiska analys. Detta illustrerar att nya icke-invasiva metoder kan komma att ge värdefull kompletterande information som inte erhålls i den traditionella fiskövervakningen.

3.4. Referenser

- Allken V, Handegard NO, 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: 342–349. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy147>
- Allken V, Rosen S, Handegard NO, Malde, K (2021) A deep learning-based method to identify and count pelagic and mesopelagic fishes from trawl camera images. – *ICES Journal of Marine Science*, 78, 3780-3792. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab227>
- Gosh S (1981). History of photogrammetry. Laval University: Québec City, QC, Canada. https://www.isprs.org/proceedings/xxix/congress/part6/311_xxix-part6.pdf
- Horne JK (2000). Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fish. Oceanogr.* 9, 356–371. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.2000.00143.x>
- ICES (2012). Report of the ICES-FAO Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour (WGFTFB), 23–27 April 2012, Lorient, France. https://station-lorient.ifremer.fr/content/download/64958/file/WGFTFB12_Rapport%20final-1.pdf
- ICES (2017). Manual for the International Baltic Acoustic Surveys (IBAS). Series of ICES Survey Protocols SISP 8 - IBAS. 47 pp.
- Nilsson HC, Appelberg M, Axenrot T, Vinterstare J (2022). Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser – möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. *Aqua reports* 2022:12, 81 sidor. <https://pub.epsilon.slu.se/27486/1/nilsson-h-et-al-20220331.pdf>
- Rosen S, Jörgensen T, Hammersland-White D, Holst JC (2013a) Deepvision: a stereo camera system provides highly accurate counts and lengths of fish passing inside a trawl. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(10), 1456–1467. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0124>
- Rosen SP, Holst JC (2013b) DeepVision in-trawl imaging: sampling the water column in four dimensions. *Fisheries Research*, 148, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.08.002>
- Ryan TE, Kloser RJ, Macaulay GJ (2009). Measurement and visual verification of fish target strength using an acoustic–optical system attached to a trawl net. *ICES J. Mar. Sci.* 66(6): 1238–1244. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp122>
- Shortis MR, Seager JW, Williams A, Barker BA, Sherlock M (2009) Using stereo-video for deep water benthic habitat surveys. *Mar Technol Soc* 142(4):28–37. <https://doi.org/10.4031/002533208787157624>
- Suuronen P, Perez-Comas JA, Lehtonen E, Tschernij V (1996). Size-related mortality of herring (*Clupea harengus* L.) escaping through a rigid sorting grid and trawl codend meshes. – *ICES Journal of Marine Science*, 53: 691–700. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0088>
- Trenkel VM, Vaz S, Albouy C, Brind'Amour A, Dyhamel E, Laffargue P, Romagnan JB, Simon J, Lorange 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 MJ, Rosen S, Engås A, Eriksen E (2014) Deep Vision: An In-Trawl Stereo Camera Makes a Step Forward in Monitoring the Pelagic Community. PLoS ONE 9(11):e112304.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112304>

4. Jämförande studie av hydroakustik, eDNA och båtelfiske i syfte att ersätta alternativt minska nätprovfiske

4.1. Bakgrund

Övervakning av fisksamhällen med standardiserade nätprovfisken genomförs regelbundet sedan flera decennier i både sjöar och längs Östersjökusten (Holmgren 2021, Appelberg et al. 2020a). Syftet är ofta att bedöma svenska vattenområdets ekologiska status och olika fiskarters beståndsstatus. Nätprovfiske i sjöar standardiserades i Europa 2005, med revidering 2015 (CEN 2015). Övervakningsprogrammet i kustvatten reviderades 2020 i syfte att bättre fylla de behov som anges i havsmiljödirektivet (Appelberg et al. 2020a). Vid revideringen var 3R-principen inte vägledande, dvs att minsta möjliga antal djur skall påverkas negativt av undersökningen. Den nationella miljöövervakningen av fisk i sjöar (Holmgren 2021) är för närvarande under revidering, med beaktande av programmets kvalitet, kostnader och 3R-aspekter. Provfiske med nät leder till en hög dödlighet av fångad fisk, varför det finns anledning att se över om, och i så fall hur, metodiken och programmen kan ersättas med icke-invasiv metodik för att minska mängden dödad fisk och samtidigt reducera eller optimera kostnaderna. Målet är att kunna skapa ett bredare underlag för en ekosystembaserad förvaltning. Motsvarande ansats att minska dödligheten i övervakningen pågår i olika delar av världen (t ex Blabolil et al. 2017; DuFour et al. 2019). En förändring av metodik innebär emellertid en betydande risk för att data insamlade med nuvarande metodik och data insamlade med en reviderad metodik kan vara svåra eller omöjliga att jämföra (Appelberg et al. 2020a). Riskerna är därmed att upparbetade tidsserier kan förloras, vilket allvarligt skulle påverka möjligheten att kunna bedöma effekterna av t ex klimatförändringar eller andra storskaliga påverkansfaktorer på ekosystemet, samt ge robusta råd till förvaltande myndigheter.

Genom att komplettera nätprovfisken med icke-dödande metodik som hydroakustik, elfiske och eDNA-tekniker och samtidigt minska nätinsatsen skulle mängden dödad fisk i övervakningsprogrammen kunna reduceras. Ett provfiske

med nät i kombination med eDNA-provtagning ger information om artförekomst och relativa proportioner av olika fiskarter i övervakningsområdet, och i kombination med hydroakustik och elfiske ges möjlighet att uppskatta täthet och biomassa av olika fiskarter. Då vare sig eDNA eller hydroakustik ger information om fiskarnas ålder och tillväxt måste vissa invasiva och dödande metoder ingå. Ett effektivare nyttjande av fiskens hårda vävnader skulle också stärka övervakningsprogrammen och öka förståelsen för hur olika miljöfaktorer påverkar fisken (Appelberg et al. 2020b). Som utgångspunkt för en sådan optimering har vi haft de underlag och den provtagning som ingår i det marina direktivets (MSFD) deskriptorer med tillhörande kriterier, de kriterier som anges i vattendirektivet (WFD) samt de kriterier som SLU Aqua använder för bedömning av nationellt reglerade fisk- och skaldjursarter (se Nilsson et al. 2022). De ingående kriterierna delas in i huvudgrupperna (i) artförekomst/diversitet, (ii) biomassa/abundans, (iii) fiskeridödlighet/dödlighet samt (iv) storleks/åldersstruktur. Utvärderingen inom respektive kriteriegrupp görs antingen i relation till nivåer (referens-, tröskel- eller gränsvärden) eller som temporal utveckling och detektion av trender över tid.

4.2. Syfte

Följande arbete syftar till att ge underlag till ett pilotförsök för att analysera hur övervakningen av fisk med nätprovfiske kan reduceras med avseende på antal använda nät och kompletteras med icke-dödande metodik, främst hydroakustik, elfiske och eDNA. En central fråga för försöket är att värdera hur ett metodikskifte påverkar befintliga tidsserier av nuvarande indikatorer och om kvaliteten av undersökningarna kan bibehållas eller förbättras med färre nätansträngningar. Pilotförsöket bör omfatta en reduktion av antalet dödade individer och redovisa hur alternativa metoder kan bidra till en mer heltäckande bild av fisksamhällena som stöd till en ekosystembaserad fiskeriförvaltning. Hänsyn tas också till möjligheterna att nya metoder kan bidra till att utveckla nya indikatorer och bedömningar i framtiden.

4.3. Material och Metoder

Vid val av kompletterande eller ersättande metodik till standardiserat nätprovfiske, måste respektive metods möjligheter och begränsningar att svara mot valda indikatorer klarläggas. De metoder som i första hand bedöms vara relevanta vid övervakning av fisk i mindre sjöar och Östersjöns kustområden är nät, hydroakustik, eDNA samt elfiske med båt. Av dessa är de tre sistnämnda metoderna icke-dödande eller åtminstone icke-invasiva och kan därför utgöra komplement till övervakning med nät utan att bidra till ytterligare påverkan på fisken. Annan icke-

invasiv metodik som medborgarforskning, journalföring av yrkes- och fritidsfiskets fångster kan också ge värdefulla bidrag, men förväntas inte ge tillräckligt underlag för tidsserier i denna typ av vattenområden.

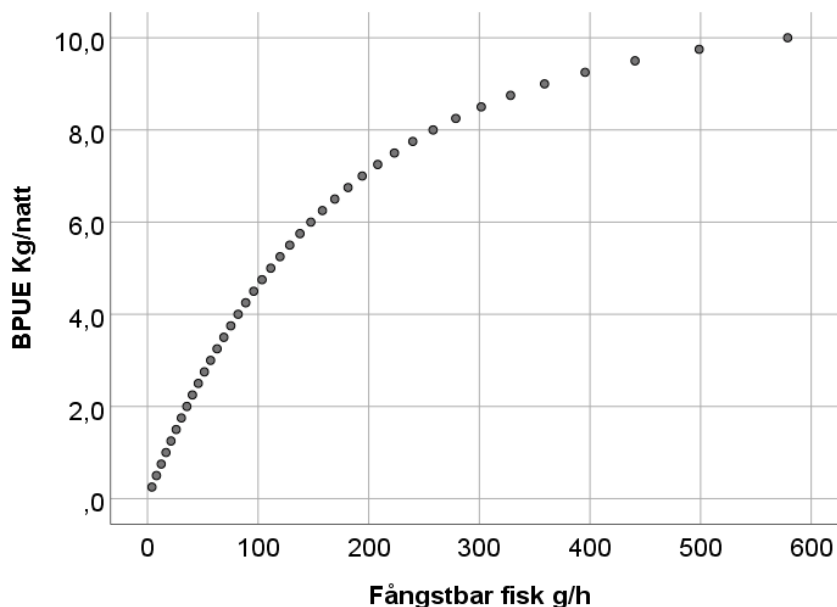
Bedömningen av vilka kombinationer av icke- eller låg-invasiva metoder som tillsammans med minskat nätprovfiske skulle kunna ge nödvändiga underlag om fiskens artförekomst/diversitet, täthet och biomassa, storleks och åldersstruktur har baserats på tidigare studier. De litteraturgenomgångar som genomförts dels av Nilsson et al. (2022), dels av Vinterstare (2022, se Bilaga 2), har kompletterats med ytterligare litteratursök i Web of Science och Google Scholar. Respektive metods möjligheter och begränsningar har sedan sammanställts i ett förslag till pilotförsök för utvärdering hur de olika metoderna kan kombineras för att på sikt, helt eller delvis, kunna ersätta provfiske med nät.

4.4. Resultat

4.4.1. Nätprovfiske

Provfiske med nät är en väl beprövad passiv fångstmetod som används i många olika vattentyper och har genererat betydelsefulla tidsserier i både sjöar och längs Östersjökusten. Metoden används inom resurs- och miljöövervakning och forskning med fokus på fisk över stora delar Europa och Nordamerika (t ex Emmrich et al. 2014; DuFour et al. 2019; Olsson et al. 2023). Provfiske med översiktsnät ger relativa värden på antal (Catch per unit effort; CPUE) och biomassa (Biomass per unit effort; BPUE) av olika fiskarter samt möjliggör att bedöma fångstens artvisa storleksstruktur. Med prover på enskilda individer kan också fiskens ålder, tillväxt, könsmognad och kondition analyseras. Nätens fångstbarhet och selektivitet beror av sannolikheten för fisken att stöta på nätet (encounter; P_e), att komma i kontakt med nätet (contact; P_c) och att vara fångad i nätet (retention; P_r) (Hamley, 1975, Kurkilahti, 1999). P_e är beroende av faktorer som påverkar den genomsnittliga distansen som fiskar simmar (t.ex. fiskens abundans, storlek, vattnets temperatur, tillgången till föda och artinteraktioner) och skiljer mellan arter (t ex Prchalova et al. 2007). P_c påverkas av fiskens storlek och morfologi i förhållande till maskstorlek, samt fiskens förmåga att undvika nätet och nätmättnad, dvs att fisken undviker nätet om redan många individer har fångats i det (Olin et al., 2004). Fiskens förmåga att fly från nätet avgör sannolikheten för retention (P_r) vilket också påverkas av hur länge näten ligger i vattnet (Prchalova et al. 2011; Li et al. 2011; Olin et al. 2016).

Fiske med nät kan leda till hyperstabilitet i provfiskefångsten vilket innebär att mängden fångad fisk avtar asymptotiskt med fiskabundansen (Hamley 1975, Harley et al. 2001). Orsakerna kan vara flera; nätmättnad, en funktion av redskapens tid i vattnet och nätens förmåga att behålla fisk som fastnat (retention), fiskens storlek och morfologi eller artspecifika beteenden (Minns och Hurley 1988; Hansson & Rudstam 1995, Linlökken & Haugen 2006, Olin et al. 2004, 2016, Li et al. 2011). Prchalova et al. (2011; 2013) visade att den fångstbara biomassan fisk per ansträngning (BPUE) i nät enligt CEN-standarden för sötvatten (CEN 2015) var i stort sett linjärt relaterad till fiskbiomassan upp till ca 3 kg fisk/nät, därefter minskade BPUE successivt i förhållande till fångad fisk mätt som gram fisk per timme (Figur 4.1).



Figur 4.1. . BPUE ($\text{kg} \cdot \text{natt}^{-1}$) i nordiska nät vs fångstbar fisk (Catch_{gh}) mätt som $\text{g} \cdot \text{h}^{-1}$. Efter Prchalova et al. (2011). Förhållandet kan beskrivas med en icke-linjär ekvation: $\text{BPUE}_{\text{kg}} = a \cdot (1 - e^{b \cdot \text{Catch}_{\text{gh}}})$.

Detta innebär att om biomassan fångstbar fisk per timme minskar från $600 \text{ g} \cdot \text{h}^{-1}$ till $300 \text{ g} \cdot \text{h}^{-1}$ motsvarande en halvering av biomassan fångstbar fisk vid ett linjärt förhållande, skulle BPUE endast minska med 15%. I en liknande studie visade Olin et al. (2004) att en ökad andel maskor med fångad fisk, resulterade i en successivt minskad fångst/ansträngning (CPUE). Motsvarande analys för de nordiska kustöversiktsnäten, som används i svenska kustområden, saknas.

All undersökningsmetodik påverkas av ett flertal abiotiska faktorer (Tabell 4.1). De kanske viktigaste faktorerna som påverkar nätfångsten är tid på dygnet som provfisket utförs, vattentemperatur vid provfisket, vattnets färg, och vattenområdets

syrgasfria volym (t ex Hanson & Rudstam 1995; Linlökken & Haugen 2006, György et al. 2012, Olin et al. 2016, Naddafi et al. 2022). Fångsten av abborre och mört verkar också påverkas på olika sätt av vattentemperatur inom 3-21°C (Linlökken & Haugen 2006). Då nätprovfisken används tillsammans med hydroakustik, anses i flera studier nätprovfiskets viktigaste roll vara att komplettera hydroakustiska data med information om fisksamhällenas artsammansättning, arternas storleks- och åldersfördelning samt tillväxt och kondition (t ex Dennerline et al. 2012).

4.4.2. Hydroakustik

Hydroakustiska data samlas in vid ekolodning och sker oftast från en mobil plattform (fartyg, mindre båt, drönare) för att täcka större områden än vad nätprovfiskena gör. Metoden är aktiv och inte beroende av fiskens aktivitet. Ekolodet kan registrera fiskar som inte fastnar i bottensatta nät och metoden ger också möjlighet att bedöma antalet och vikten av fiskar per undersökt area eller vattenvolym. Ekolodet sänder ut ljudpulser som reflekteras mot fisken, ansamlingar av mindre organismer, vattenväxter och botten. De reflekterade delarna av ljudpulsen registreras av ekolodet och genererar data på geografisk position, bottendjup, reflekterade organismers uppehållsdjup och avstånd till botten. Hydroakustiska data ger idag ingen direkt information om artidentitet eller storlek. Denna information erhålls istället genom representativ biologisk provtagning med trålning eller nätprovfiske i anslutning till ekolodningen. Även tidpunkt på dygnet (ljus/mörker) ska vara överensstämmande då en del fiskarter och fisk av olika storlek kan välja olika habitat under dag, natt och skymning/gryning (Wootton 1998, Knudsen & Saegrov 2002, Riha et al. 2015). Det finns dock metoder som kan ge en grov fingervisning om fiskens tillhörighet till en viss taxonomisk grupp (Korneliussen et al. 2016, Gugele et al. 2021, Benoit-Bird and Waluk 2020) samt ge en ungefärlig storlek (Love 1971, 1977, Pollom & Rose 2016, Simmonds & MacLennan 2005).

Även andra abiotiska faktorer kan spela stor roll vid ekolodning och bör vägas in vid planering och tolkning av resultat, som t ex temperatur, samt i tillämpliga fall täckning av alla typer av miljöer/habitatsval (Tabell 4.1). I temperaturstratifierade vatten söker vissa arter sig aktivt till det varmare vattnet i epilimnion alternativt det kallare vattnet i hypolimnion. Habitatvalet kan därmed skilja sig mellan en stratifierad och homogen period vilket påverkar planering av datainsamling och uppräknig av fisktäthet/biomassa till hel sjö/område. I den mån fisksamhället förändras med t.ex. ökande djup bör hydroakustiska och biologiska data stratifieras på motsvarande sätt. Generellt anses att hydroakustiska undersökningar bör ske nattetid, då fisken vanligtvis sprids i vattenmassan, vilket underlättar detektering av enstaka ekon och ekonans individuella målstyrka kan mätas (Girard et al. 2020,

Axenrot et al. 2004, Vasek et al. 2009). Under dagtid kan fisken ansamlas längs botten och strandnära områden (Riha m fl. 2014) eller i stim. Knudsen & Saegrov (2002) visade att det framför allt nattetid kan förekomma betydande mängder fisk närmare ytan. Detta innebär att resultat från olika tider på dygnet (ljus/mörker) inte kan jämföras likvärdigt.

Den vanligaste tillämpningen vid ekolodning är vertikalt riktad svängare – från ytan till botten. I praktiken registreras dock inte fiskar närmast ytan på grund av svängarens djupgående plus närgräns för registrering av hydroakustiska data som varierar med svängarens storlek, en s.k. blind zone (transducer face; a), frekvens (f) och aktuell ljudhastighet (c; $a^2/f/c$), t.ex. ca 0,3-1,7 m vid 120 kHz beroende på val av svängare. Fiskar på eller nära botten (s.k. dead zone) registreras inte heller vid ekolodning. Svängare med stor utgångsvinkel kan registrera data från ca 1 m djup, men den täckta volymen blir mycket liten nära svängaren vilket kan kompenseras med tätare transekter eller att använda flera svängare parallellt. Horisontell ekolodning har använts i grunda sjöar och vattenområden (<5 m djup), framför allt i östra Europa och USA (t.ex. György m fl. 2012, Boswell m fl. 2007). Vid horisontell ekolodning av grunda miljöer är det tekniskt svårt att få en längre störningsfri övervakningsvolym, då ljudkonen slår i yta och/eller botten. I djupare miljöer kan den övervakade volymen i bästa fall sträcka sig upp mot 50 m varför övervakning med horisontell ekolodning är att föredra för att också inkludera fisk nära ytan (Knudsen & Saegrov 2002). I djupare miljöer kan även uppåtriktade ekolod övervaka volymen nära ytan (Jurvelius et al. 1996). Ekolod finns med olika frekvens med skillnader i räckvidd, upplösning och hur olika organismer detekteras. Mouget et al. (2019) visade, i likhet med andra tidigare studier, god jämförbarhet i uppskattad täthet av fisk mellan frekvenserna 38, 70 och 120 kHz, på djup som är aktuella i sjöar och på kusten.

Fisken kan visa undvikandebeteende för undersökningsfartyg, både då motor är på och utan motordrift (De Robertis & Handegaard 2013, SG-FARV, Drastik & Kubecka 2005, Elliot et al. 2021, DuFour et al. 2018). I motsats till detta fann Röstad et al. (2006) att fisk även kunde attraheras av fartyg. Styrkan på undvikandereaktioner kan t. ex. bero på hur ovanlig störningen är i den aktuella miljön, på vilket avstånd/djup fisken befinner sig från störningen och bottendjup. Ju grundare miljö desto större är risken för undvikandebeteende. Reaktionen kan antingen vara att fisken simmar djupare varvid fiskens vinkel till svängaren ändras och därmed målstyrkan för enskilda ekon varvid individuell storlek/biomassa underskattas vid senare analyser, eller att fisken simmar åt sidan alternativt ställer sig på botten och därvid inte alls upptäcks vid ekolodningen (t.ex. Elliot et al. 2021). En mindre och relativt ljudlös ”drönare” antas orsaka mindre störning/undvikande beteende hos fisk än en större, motordriven båt och då med särskilt beaktande av bottendjup (t.ex. Goulon et al. 2021, Totland & Johnsen 2022, Figur 4.2).



Figur 4.2. Autonom drönare för hydroakustiska undersökningar i norska fjordar till vänster (Foto Espen Johnsen, Totland & Johnsen 2022) och i franska sjöar - HARLE till höger (Goulon et al. 2021).

Hydroakustiska data relateras till täthet, art- och storleksfördelning från biologiska provdata genom att uppskatta fiskens längd via ekots målstyrka (target strength, TS) med specifika ekvationer eller värden för enskilda fiskarter, artgrupper (t.ex. clupeider). Det kan också ske med generella ekvationer för flera fiskarter med likartade reflekterande karaktär t.ex. med sluten respektive öppen simblåsa (Simmonds & MacLennan 2005, Kap. 6, CEN 2014 Annex C). I en litteratursammanställning av hydroakustisk forskning visade Pollom & Rose (2016) att många av de ekvationer baserade på Simmonds & MacLennan (2005) som huvudsakligen redovisar marina arter, inte är tillämpliga för de flesta sötvattensarter. För sötvattensarter finns lämpligare alternativ i CEN (2014) eller artspecifika publikationer (t.ex. Warner et al. 2002, Rudstam et al. 2003, Fruozova et al. 2005, Mehner 2006, Peltonen et al. 2006). Även uppräknig från antal individer eller biomassa per ytenhet till ett större delområde eller hel sjö innebär ökad osäkerhet då fisktäthet kan variera med djup och olika typer av habitat inom t.ex. en sjö. Möjliga felkällors påverkan på resultaten vid hydroakustiska undersökningar redovisas i Simmonds & MacLennan (2005; Bilaga 1).

4.4.3. eDNA

Användning av eDNA i ekologiska studier och övervakning av biodiversitet är ett exponentiellt växande forskningsområde vilket också resulterat i flera omfattande litteraturstudier av metodens användbarhet och begränsningar (t ex Beng et al. 2020; Yao et al. 2022). I den senare studien har författarna sammanställt vilken möjlighet eDNA har med avseende på att bedöma kvalitativ och kvantitativ biologisk mångfald, abundans av fisk och fiskens fördelning i tid och rum. Det fanns till exempel positiva samband mellan artspecifika eDNA-koncentrationer och

biomassan/förekomsten av fiskarter i 90 % av 63 olika studier (Rourke et al. 2022). Med eDNA kan också arter som av olika skäl inte fångas i nät upptäckas och rara eller invasiva arter som förekommer i låga antal identifieras.

Studier i artificiella system visade att eDNA's retentionstider för fisk är relativt kort och varierar från timmar till dagar men sällan överstiger ett fåtal veckor (Andruszkiewicz et al. 2021, Collins et al. 2018, Eichmiller et al. 2016). Oavsett detta har studier konsekvent pekat på att eDNA i naturliga system kan användas som indikatorer på den biota som finns i vattenområdet vid provtagningstillfället (Yao et al. 2022).

eDNA's rumsliga fördelning i sjöar påverkas av sjöns storlek, flödesregim, cirkulationsmönster, habitategenskaper, undersökningssäsong och fisksamhällets sammansättning och utbredning. Vid rumsliga studier behöver därför sådana faktorer betydelse studeras från fall till fall. I ett kustnära område uppskattades artspecifik eDNA vara korrelerad med artens förekomst inom cirka 800 m (Yamamoto et al. 2017). I marina miljöer är de rumsliga sambanden mellan eDNA-s signaler och källorganismerna relativt begränsad. Detta antas bero på en stark utspädning och snabb DNA-nedbrytning i havsvatten (Lamb et al. 2022), och antyder därför att eDNA kan användas som en tillförlitlig indikator på lokala arters förekomst, utan att störas av tillfälligt passerande arter som har lämnat eller kommit till området.

4.4.4. Elfiske med båt

Elfiske med båt är en användbar metod för att karaktärisera fisksamhällets artsammansättning, uppskatta relativ bestandsstorlek och analysera storleks- och åldersstruktur av fisk. Metoden är aktiv och vanligen inte dödande vilket innebär att fångade individer ofta kan återutsättas. Elfiske med båt kan användas i komplexa grunda habitat som annars är svåra övervaka med t ex hydroakustik och nät. Eftersom metoden är aktiv ger den också möjlighet att uppskatta förekomst, antal och biomassa även av fiskarter som inte fångas representativt i passiva redskap och utgör därför ett värdefullt komplement till andra övervakningsmetoder.

Fångstbarheten av fisk vid elfiske från båt påverkas av provtagningstid (dag eller natt och höst eller vår), fisktäthet, siktdjup, vattentemperatur, konduktivitet, och områdets morfometri (McInerny et al. 2000). Fångstbarheten måste bestämmas eftersom den minskar med ökande fiskdensitet (hyperstabilitet), vilket riskerar att stora förändringar i fisktäthet inte kan detekteras med antal fångade individer per ansträngning (CPUE) (Peterman & Steer 1981). Fångstbarheten varierar också mellan olika fiskarter och storlek på individer, vilket innebär att

fångstbarhetsmodeller är viktiga för att utvärdera absolut och relativ abundans (Bayley & Austen, 2002).

Variation i fångstbarhet försvårar också möjligheterna att använd CPUE-data för att beräkna trender i fiskabundans. Övervakningsprogram bör överväga hur fångstbarheten varierar innan CPUE-data används för att beräkna fiskabundansen (Hangsleben et al. 2013). Korman & Yard (2017) drog slutsatsen att CPUE baserat på båtelfiske är för oprecist och potentiellt icke oberoende mått för att detektera mer begränsade förändringar i miljön eller fisket. Marcy-Quay et al. (2019) föreslog att ett area-baserat ansträngningsmått är att föredra eftersom det är robust för mättnadseffekter, och ger möjlighet till jämförelser mellan habitat.

Tabell 4.1. Sammanfattande tabell över de olika metodernas möjligheter och begränsningar. CPUE= antal fångade fiskar per ansträngning.

Metodik				
Variabel	Nät	Hydroakustik	eDNA	Båtelfiske
Täckning/typ av metod	Slumpade stationer djupstratifierade	Ljudpulser längs transekter	Rutnät inkl. djupstratifiering	Transekter i litoralzonen
Horisontell utbredning	Hel sjö inkl pelagial Kust: provfiskeområde	Område djup -> 3.5 m	Hel sjö inkl pelagial, Kust: 0-800 m	Litoralzon
Vertikal utbredning	Sjö: 0 m -> maxdjup, Kust: 0 m ->20 m	2 m -> maxdjup	Hela områdets djup	0 m ->2 m
Tid på året	hela året	Isfritt	Hela året	Isfritt
Tid på dygnet	natt	natt	dag	dag/natt
Möjligheter: biologiska data				
Artförekomst/diversitet	Ja	Nej	Ja	Ja
Antal	Relativt antal/art	Antal per volym eller area, ej art	Nej	Relativt antal/art
Biomassa	Relativ biomassa/art	Beräknade värden, ej artvis	Semikvantitativt	Relativ biomassa/art
Biomassa/ha	Relativ biomassa/art ej per ytenhet	Beräknade värden, ej artvis	Nej	Relativ biomassa
Individstorlek	Per art	Beräknade värden, ej artvis	Nej	Per art
Ålder, dödlighet, tillväxt	Per art	Nej	Nej	Per art
Begränsningar: påverkas av				
Temperatur	Ökad CPUE vid högre temp, artberoende	Vattnets temperatur- stratifiering	Retention av eDNA	Artberoende
Vattenfärg	Ökad/minskad CPUE	Påverkar ej	Påverkar ej	Ökad/minskad CPUE
Salthalt	Påverkar ej	Negativt vid horisontell akustik	Minskad retention	Negativt vid hög salthalt
Störningar pga väder	Vind, ström	Vind/vågor	Vind, ström	Vind, ström
Andra störningar	Påväxt, ström	Undvikande	Ström, vattenrörelser	Undvikande, habitat
Hög fisktäthet	Hyperstabilitet	Skuggning av ekon	Påverkar ej	Hyperstabilitet
Fiskens aktivitet	Ökad CPUE vid hög aktivitet	Sämlre upplösn. av ekon vid hög aktivitet	Positivt vid hög aktivitet	-
Fiskens migration	Horisontell/vertikal, till och från område	Horisontell/vertikal, till och från område	Till och från område	Till och från område

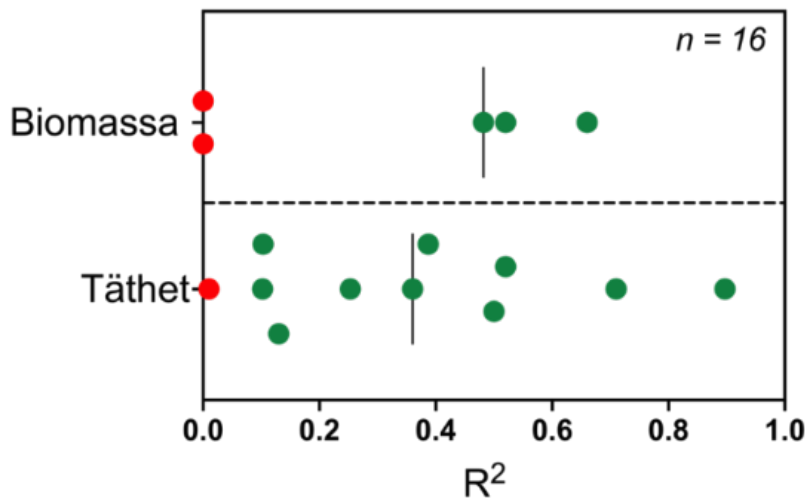
4.5. Diskussion

4.5.1. Artförekomst/diversitet

*Förekomsten av arter i en sjö eller kustområde bestäms bäst genom att kombinera både invasiva och icke-invasiva metoder. Genom att kombinera flera metoder kan precisionen i skattningarna av artförekomst och spridning av invasiva eller sällsynta arter öka. Även om eDNA är en kostnadseffektiv metod för att detektera förekomsten av arter så behövs uppgifter om abundans eller biomassa av respektive art att beräkna diversitetsindex, vilket kan fås från nät- och elfiske. I en jämförelse med provfiske med nät och elfiske, visade sig eDNA-metabarkodning vara den bästa provtagningsmetoden för att karaktärisera fisksamhällena och deras relation till omgivningskaraktärer i 22 avsnörda sjöar (Czeglédi et al. (2021)). Samma studie påvisade också risker med att förlita sig enbart på en enskild provtagningsmetod för bedömning av fisksamhällenas taxonomiska och egenskapsbaserade struktur. Vid en jämförelse mellan standardiserade övervakningsmetoder (elfiske med båt och provfiske med nät) och eDNA på olika platser i en större vattenreservoar fann Perez et al. (2017) att förekomsten av vimpelsill (*Dorosoma cepedianum*) noterades på fler platser med eDNA än med båtelfiske både vår och höst. Nätprovfiske noterade däremot vimpelsill på fler platser än eDNA, och båtelfiske och nätfiske upptäckte öringabborre (*Micropterus salmoides*) på fler än, eller lika många platser som eDNA. Eftersom det dock finns få liknande studier kan några mer långtgående slutsatser inte dras av detta.*

4.5.2. Täthet och biomassa

Uppskattning av fisktäthet och biomassa kan ske genom att kombinera hydroakustik med nätfiske och båtelfiske. Vid byte av metod måste möjligheten att kunna relatera mått på tätheter av fisk mellan metoder bedömas. I en omvärldsanalys av jämförande studier av abundansen och biomassan av fisk mätt med hydroakustiska undersökningar och med nätprovfiske, visade Vinterstare (Bilaga 2) att av 16 studier där metodjämförelser gjorts, kunde 13 visa statistiskt signifikanta korrelationer (Figur 4.3). Flera av dessa studier visar emellertid att korrelationen mellan hydroakustiska uppskattningar av fiskbiomassa/täthet och fångst av fisk i nät är svag med $r^2 < 0,4$.



Figur 4.3. Sambandet mellan hydroakustik och nätfiske vid uppskattning av täthet (nederst) och biomassa (överst) i 16 studier. Gröna punkter signifikanta korrelationer, röda punkter icke-signifikanta. Y-axeln dimensionslös och skillnad i y-led endast för att separera enskilda punkter. X-axel signifikant korrelationskoefficient. Efter Vinterstare (Bilaga 2).

Det finns flera orsaker till den övervägande låga korrelationen mellan resultaten från de hydroakustiska täthetsuppskattningar och fångst per ansträngning i nät. Båda metoderna påverkas av ett flertal abiotiska och biotiska faktorer vilka måste inkluderas vid en jämförelse av abundans- och biomassauppskattningarna (se Tabell 4.1). György et al. (2012) drog slutsatsen att möjligheten att modellera sambandet mellan nätfiske och hydroakustik i grunda, grumliga vatten är låg och att faktorer som påverkar nätens fångsteffektivitet och akustiska data måste inkluderas i en sådan modell. Vid jämförelser av CPUE i nät och fiskdensiteten beräknad med hydroakustik måste båda metodernas temporala och rumsliga skalor överensstämja då de uppskattar fiskdensiteten på olika sätt (DuFour et al., 2019). Nätprovfiske är en passiv metod som baseras på fiskens rörelseaktivitet och retention i näten, och ansträngningen mäts över en tidsperiod (t ex en natt). Hydroakustik, å andra sidan, är en aktiv metod och ansträngningen mäts i stället över ett definierat område (Simmonds & MacLennan, 2005). Följaktligen integrerar nät fisktätheten temporalt medan hydroakustik integrerar densiteten rumsligt. Dessa tids- och rumsliga skalor måste anpassas vid metodjämförelserna (Hansson & Rudstam, 1995).

I öppna system är fiskens migrationsmönster ofta okänt och provtagningsområdets storlek logistiskt begränsad, vilket minskar möjligheterna att korrelera metodernas resultat (Achleitner et al., 2012; Dennerline et al., 2012). DuFour et al. (2019) antog att en kvadratkilometer var rumsligt representativt för ett provfiske med nät och hydroakustiska undersökningar i en av USA:s stora sjöar. De begränsade en tids-rumslig miss-match genom att använda parade prover på intilliggande dagar när

detta var möjligt. Även om de parade täthetsuppskattningar var positivt korrelerade var variationen stor och tros ha påverkats av migration till och från provtagningsområdet. Emmrich et al. (2012) fann emellertid ett starkt samband mellan täthetsuppskattningar med nät och hydroakustik då hela sjöar används som enheter och tidsintervallen var korta (dagar) mellan parade prov. De korta tidsintervallen bedömdes begränsa påverkan av fiskens lokala migration. På liknande sätt ökade möjligen till signifikanta korrelationer mellan biomassa per ansträngning (BPUE) i bentiska nät och hydroakustiska biomassaskattningar om storleken på de analyserade områdena utökades (Yule et al. 2013).

De flesta studier för att relatera mängden eDNA till fisktäthet baseras på akvarie- eller mesocosmstudier med känt antal individer. I många fall har en relativt god överensstämmelse noterats i sådana försök, t ex Karlsson et al. (2022). Andra studier visar också att eDNA kan användas som en, i vilket fall semikvantitativ, metod även i mer naturliga habitat (Boivin-Delisle et al. 2020). Den relativt svaga relationen mellan eDNA och fisktäthet ger dock inte möjlighet att använda eDNA som mått på förändringar av biomassa över tid.

4.5.3. Storleks- och åldersstruktur

Underlag för en artvis storleks- och/eller åldersstruktur förutsätter en invasiv, och vanligen dödlig, provtagning med fångande redskap som nät, ryssjor, elfiske eller trål. I mindre sjöar och kustnära områden i Östersjön är nät och/eller elfiske den vanligaste fångstmetoden (Tabell 4.1). Hydroakustiska data kan användas för att skatta storleksstruktur i de fall artsammansättningen kan verifieras med hjälp av begränsade nätfångster eller elfiske. Svårigheten att beräkna storleksstruktur baserat på hydroakustikens TS-värden har diskuterats under lång tid, och i de fall artspecifika modeller för relationen mellan TS-värden och fisklängd saknas, har mer generella modeller använts (Love 1971, 1977, Pollom & Rose 2016, Simmonds & MacLennan 2005). Lutning vid en linjär relation mellan TS-värden och fisklängd kan dock skilja mellan små och stora individer av samma art (Wanzenböck et al. 2020). Försök har också gjorts för att beräkna hela fiskesamhällets kontinuerliga storleksspektra baserat på hydroakustik vilket kan vara en möjlighet om inte artspecifik storleksstruktur är målet. Tušer et al. (2022) fann en generellt god överensstämmelse mellan den totala storleksstrukturen baserat på nätfiske och hydroakustik i en undersökning som omfattade sju europeiska sjöar.

4.5.4. Fiskeridödlighet/dödlighet

Uppskattning av fiskeridödlighet förutsätter att fiskens ålder kan bestämmas, vilket vanligen innebär att en dödande eller invasiv fångstmetodik som nät respektive elfiske måste användas. Mängden fångade individer kan optimeras så att onödigt uttag av fisk minimeras. Indikatorer för beräkning av ett bestånds fiskeridödlighet

baseras på yrkes- och fritidsfiskets fångster, populationsmodeller eller på fångstkurvanalys. Trots att det bedrivs ett kommersiellt fiske på flera kust- och sötvattenslevande arter, saknas vanligen möjligheterna att bedöma fiskeridödlighet baserat på populationsmodeller enligt ICES riktlinjer. I sådana fall används vanligen en fångstkurvanalys för att uppskatta enskilda beståndets totala dödlighet (t ex Robson & Chapman 1961, Millar 2015), vilket förutsätter att fiskens ålder och storlek är känd. Om åldern baseras på otoliter måste fisken avlivas, och används fjäll så skadas fisken oavsett om den överlever. Åldersdata används också för artspecifik tillväxt och åldersberoende kondition.

4.5.5. Förslag till pilotförsök

Projektet syftar till att undersöka hur inverkan på fisksamhället och antalet dödade individer kan minskas i miljö- och resursövervakningen av fisk i sjöar och kustområden och samtidigt bibehålla ett underlag av god kvalitet till de indikatorer som används vid vattenområdenas statusbedömning för de svenska miljömålen samt för att uppfylla EU:s direktiv, ICES och till HELCOM-BSAP. I de provfiskeområden där undersökningar med alternativa metoder prövas bör syftet vara att så långt möjligt bibehålla befintliga tidsserier, öka kunskapen om fiskfaunans sammansättning och täthet, samt minska antalet dödade individer. För att inte begränsa möjligheten att kunna tillämpa alternativ metodik i olika typer av vatten bör undersökningarna inkludera vattenområden med olika typologi. Detta ger också möjligheter att utvärdera i vilken miljö olika metoder fungerar bäst.

För att kunna minska antalet dödade individer under ett provfiske behöver nätprovfisket reduceras och kompletteras eller ersättas med icke-dödande metodik. Att helt ersätta nuvarande övervakning med nät med annan metodik bedöms inte vara möjligt för att få jämförbara data från nuvarande tidsserier. Fångade individer bör användas för att uppskatta artfördelning och som underlag till de hydroakustiska undersökningarna, för artvis storleks- och åldersstruktur och tillväxt. För att minska dödlighet till följd av provfisket kan antingen antalet provfiskade stationer eller provfiskefrekvensen reduceras. En i tid alltför utglesad provtagning kan emellertid begränsa möjligheterna att ge underlag till EU direktivens 6-års intervall för statusrapportering. Det kan också innebära att utvecklingen av kortlivade arter inte kan följas, och ökar också risken för att man tolkar en förändring som i själva verket inte finns.

Revisionen av övervakningsprogrammet längs kusten 2020, och den pågående revisionen av provfiske i sjöar, fokuserade på precisionen i datainsamlingen och på möjligheterna att påvisa trender för till exempel relativ abundans av ett antal fokusarter. I båda fallen analyserades effekterna av ett minskat antal stationer (nätnätter), och effekterna av att reducera frekvensen av provfiske från årligen till

vertannat år. Revideringen av kustfiskövervakningen (Appelberg et al. 2020a) visar att en ytterligare slumpmässig reduktion av antalet stationer (nätnätter) med i genomsnitt 37% i tio kustlokaler skulle försämra möjligheterna att upptäcka en trend i CPUE med i medeltal 4% och att trenden därmed skulle noteras 96 gånger av 100. Det minskade antalet nätnätter skulle reducera precisionen i CPUE av fokusarterna mätt som relativt standardfel (RSE) med i genomsnitt 6.2% (2-10.7%). Om frekvensen reducerades till ett nätfiske vertannat år, motsvarande en reduktion om 50%, skulle möjligheten att upptäcka en trend i CPUE minska med 27% och kunna upptäckas 73 gånger av 100.

För att ta fram underlag till respektive indikator föreslås följande kombinationer av metodiker (Figur 4.4).

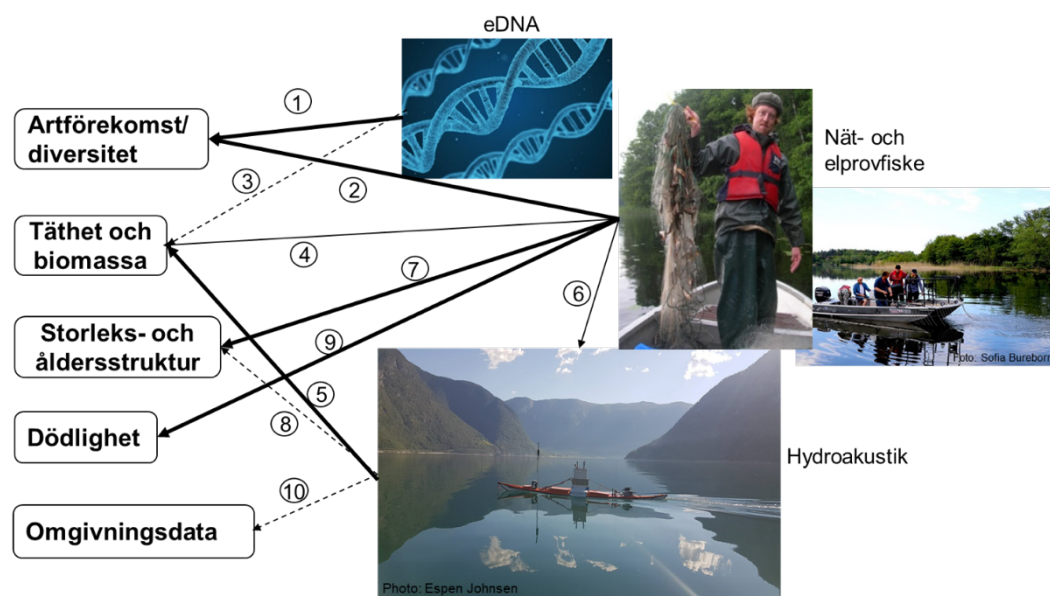


Fig 4.4 De olika metodernas möjlighet att skapa underlag till identifierade indikatorer. Pilarnas tjocklek indikerar varje metods möjlighet att bidra med underlag till respektive indikatorgrupp.

Artförekomst/diversitet: (1) eDNA-metabarkodning ger underlag till att bedöma förekomsten av arter och en semikvantitativ bedömning av deras biomassa. Detta kompletteras med nät- och elfiske med båt (2) för att erhålla relativt abundans av enskilda arter för beräkning av diversitetsindex.

Täthet och biomassa: Mobil hydroakustik (5) genererar underlag för beräkning av abundans och biomassa av fisk, och kompletteras (4) med relativa mått på abundans (CPUE) och biomassa (BPUE) från nät- och elfprovfiske. Nätprovfiske (6) kompletterar de akustiska undersökningarna med artfördelningen och eDNA (3) bidrar med semikvantitativ bedömning av biomassan av enskilda arter.

Storleks- och åldersstruktur: Enskilda arters storleks- och åldersstruktur (7) baseras på fångster i nät- och elprovfiske. Hydroakustiska TS-värden (8) används som underlag för uppskattning av hela fisksamhällets storleksstruktur.

Fiskeridödlighet/dödlighet: Ålders- och längddata från fångsterna i nät- och båtelfiske (9) utgör grunden för beräkning av enskilda arters dödlighet, tillväxt och kondition. Underlaget kompletteras med data från yrkes- och fritidsfiskets fångster där sådana finns tillgängliga.

Omgivningsdata: Provtagning av relevanta omgivningsdata (temperatur, siktdjup, habitatstruktur, morfometri mm) sker i huvudsak i anslutning till övrig provtagning, där bl. a. habitatstruktur erhålls från (10) hydroakustik.

Vi föreslår att undersökningar genomförs i två till tre kustområden och två till tre sjöar med olika typologi och artsammansättning. Under försöksperioden föreslås nätprovfisket pågå i nuvarande omfattning och effekterna på befintliga tidsserier av ett reducerat antal stationer, alternativt reducerad frekvens, analyseras baserat på befintliga data. Samtidigt med nätprovfisket genomförs en hydroakustisk undersökning baserat på en mobil plattform eller drönare under två nätter för täthets- och biomassauppskattningar och för jämförelse med CPUE och BPUE i nätfångsten. Provtagning för eDNA-metabarkodning sker samtidigt som ett samlingsprov över hela vattenområdet/sjön i samband med ordinarie nätfiske. I grunda sjöar sker ett litoralt båtelfiske i anslutning till ordinarie provfiske. Försöken förslås pågå minst tre år innan slutlig utvärdering görs.

4.6. Samlad bedömning

Nuvarande resurs- och miljöövervakning med nätprovfisken ger en begränsad och till viss del selektiv bild av fiskfaunan och dess utveckling över tid. Genom att delvis ersätta övervakningen med nät och komplettera den med alternativ, icke-dödande, metodik kan kunskapen om fisksamhällena och ekosystemet öka avsevärt. De hydroakustiska undersökningarna möjliggör att fisktätheten och fiskbiomassan i sjön eller området kan bedömas i relation till yta eller volym utan att skada fisken. Med båtelfiske kan de grundaste delarna av undersökningsområdena provtas. I kombination med eDNA-provtagning ökar möjligheterna att få en helhetsbild av förekommande arter inklusive nya och invasiva arters spridning. Samtidigt bör eDNA-provtagning kunna detektera förekomsten av arter som sällan eller aldrig fångas i nät eller med elfiske.

Att helt ersätta nuvarande provfiske med en icke-invasiv metodik bedöms emellertid inte vara möjligt utan att det medför stora konsekvenser för förutsättningarna för att följa fisksamhällenas utveckling över tid. I förlängningen

kan detta påverka kvaliteten på rapportering till EU och råden till Havs- och vattenmyndigheten inom ramen för vattendirektivet och havsmiljödirektivet. Innan en reduktion av antalet nätnätter genomförs, bör effekterna på de indikatorer som används i sötvatten (EQR8, Holmgren et al. 2007, AindexW5 och EindexW3, Holmgren et al. 2018) och den bedömningsmetod som användas för statusbedömningar av fisken på kusten (ASCETS, Östman et al. 2020) värderas.

Genom att behålla nätfisken i reducerad omfattning och samtidigt införa icke-dödande metoder som hydroakustik, eDNA och båtelfiske ökar emellertid möjligheterna för att successivt kunna ersätta befintliga tidsserier baserade på nätfiske med hydroakustiska serier. Samtidigt bidrar det till begreppet *reduce* i 3R, och att ytterligare aspekter och delar av fisksamhället provtas. En halvering av antalet nätstationer i tretton kustområden skulle undvika fångst av ca 20 000 fiskar (ca ett ton) årligen. Elfiske med båt kan då användas i områden som inte kan täckas av hydroakustiska metoder. Att använda eDNA skulle bidra till en ökad förståelse för sjöarnas eller vattenområdenas artsammansättning, och inkludera även mer sparsamt förekommande arter och invasiva arters spridning. Den föreslagna kombinationen av metoder ökar det totala kunskapsunderlaget i resurs- och miljöövervakningen och möjligheterna att tolka förändringar i ekosystemet och bidrar samtidigt till begreppet *refine* i 3R. Det ger också ökade möjligheter att utveckla nya indikatorer i framtiden i syfte att bedöma de provtagna fisksamhällenas status.

4.7. Referenser

- Achleitner D, Gassner H, Luger M (2012). Comparison of three standardised fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria. *Fisheries Management and Ecology*, 19(4), 352-361. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2012.00851.x>
- Andruszkiewicz AE, Zhang WG, Lavery A, Govindarajan A (2021). Environmental DNA shedding and decay rates from diverse animal forms and thermal regimes. *Environmental DNA*, 3(2), 492-514. <https://doi.org/10.1002/edn3.141>
- Appelberg M, Mustamäki N, Bergström L, Sundqvist F, Prista N, Olsson J (2020a). Reviderat program för övervakning av fisk i kustvatten. Havs och vattenmyndigheten Rapport 2020:2, 65 p.
- Appelberg M, Blass M, Dahlberg M, Holmgren K, Kokkin M, Yngwe R (2020b). Åldersanalys i fiskövervakningen. Viktig miljöinformation finns i fiskars hårda vävnader. *Aqua reports 2020*: 19, 72p.
- Axenrot T, Hansson S (2004). Seasonal dynamics in pelagic fish abundance in a Baltic Sea coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 541-547. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.02.004>
- Axenrot T, Didrikas T, Danielsson C, Hansson S (2004). Diel patterns in pelagic fish behaviour and distribution observed from a stationary, bottom-mounted, and upward-facing transducer. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1100-1104. <https://doi:10.1016/j.icesjms.2004.07.006>
- Bayley PB, Austen DJ (2002). Capture efficiency of a boat electrofisher. *Transactions of the American fisheries Society*, 131(3), 435-451.
- Beng KC, Corlett RT (2020). Applications of environmental DNA (eDNA) in ecology and conservation: opportunities, challenges and prospects. *Biodiversity and Conservation*, 29(7), 2089-2121. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01980-0>
- Benoit-Bird KJ, Waluk CM (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, 411. <https://doi.org/10.1121/10.0000594>
- Blabolil P, Boukal DS, Ricard D, Kubečka J, Říha M, Vašek M, Peterka, J (2017). Optimal gillnet sampling design for the estimation of fish community indicators in heterogeneous freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 77, 368-376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.036>
- Boivin-Delisle D, Laporte M, Burton F, Dion R, Normandeau E, Bernatchez L (2021). Using environmental DNA for biomonitoring of freshwater fish communities: Comparison with established gillnet surveys in a boreal hydroelectric impoundment. *Environmental DNA*, 3(1), 105-120. <https://doi.org/10.1002/edn3.135>
- Boswell KM, Wilson MP, MacRae PS, Wilson CA, Cowan Jr JH (2010). Seasonal estimates of fish biomass and length distributions using acoustics and traditional nets to identify estuarine habitat preferences in Barataria Bay, Louisiana. *Marine and Coastal Fisheries*, 2(1), 83-97. <https://doi.org/10.1577/C09-022.1>
- CEN (2014). EN 15910, Water quality – guidance on estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. Comité Européen de Normalisation.

- CEN (2015). EN 14757, Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14757:2015.
- Collins RA, Wangensteen OS, O’Gorman EJ, Mariani S, Sims DW, Genner MJ (2018). Persistence of environmental DNA in marine systems. *Communications Biology*, 1(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s42003-018-0192-6>
- Czeglédi I, Sály P, Specziár A, Preiszner B, Szalóky Z, Maroda Á, Erős T (2021). Congruency between two traditional and eDNA-based sampling methods in characterising taxonomic and trait-based structure of fish communities and community-environment relationships in lentic environment. *Ecological Indicators*, 129, 107952. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107952>
- De Robertis A, Handegard NO (2013). Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 70(1), 34-45. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss155>
- Dennerline DE, Jennings CA, Degan DJ (2012). Relationships between hydroacoustic derived density and gill net catch: Implications for fish assessments. *Fisheries Research* 123-124, 78-89. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.11.012>
- Drastík V, Kubecka J (2005). Fish avoidance of acoustic survey boat in shallow waters. *Fisheries Research* 72: 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.10.017>
- DuFour MR, Mayer CM, Qian, SS, Vandergoot CS, Kraus RT, Kocovsky PM, Warner DM (2018). Inferred fish behavior its implications for hydroacoustic surveys in nearshore habitats. *Fisheries Research*, 199, 63-75. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.11.018>
- DuFour MR, Qian SS, Mayer CM, Vandergoot CS (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>
- Eichmiller JJ, Best SE, Sorensen PW (2016). Effects of temperature and trophic state on degradation of environmental DNA in lake water. *Environmental science & technology*, 50(4), 1859-1867. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05672>
- Elliott CW, Holden J, Connerton MJ, Weidel BC, Tufts BL (2021). Stationary hydroacoustics demonstrates vessel avoidance biases during mobile hydroacoustic surveys of alewife in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 47(2), 514-521. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.01.013>
- Emmrich M, Winfield IJ, Guillard J, Rustadbakken A, Verges C, Volta P, Jeppesen E, Lauridsen TL, 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. *Freshw. Biol.* 57:2436-2448. <https://doi.org/10.1111/fwb.12022>
- Fréon, P, Misund OA (1999). Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: effects on fisheries and stock assessment (Vol. 348). Oxford: Fishing News Books.
- Fruozova J, Kubecka J, Balk H, Frouz, J (2005). Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research* 75, 86-96. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2005.04.011>

- Girard M, Goulon M, Tessier A, Vonlanthen P, Guillard J (2020). Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquatic Living Resources* 33:9. <https://doi.org/10.1051/alr/2020011>
- Goulon C, Le Meaux O, Vincent-Falquet R, Guillard J (2021). Hydroacoustic Autonomous boat for Remote fish detection in Lake (HARLE), an unmanned autonomous surface vehicle to monitor fish populations in lakes. *Limnology and Oceanography: Methods*, 19(4), 280-292. Gugele SM, Widmer M, Baer JJ, DeWeber T, Balk H, Brinker A (2021). Differentiation of two swim bladdered fish species using next generation wideband hydroacoustics. *Sci Rep* 11, 10520. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89941-7>
- György AI, Tátrai I, Specziár A (2012). Relationship between horizontal hydroacoustic stock estimates and gillnet catches of surface-oriented fish in shallow Lake Balaton (Hungary). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (405), 06. <https://doi.org/10.1051/kmae/2012012>
- Hamley JM (1975). Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 32, 1943–1969. <https://doi.org/10.1139/f75-233>
- Hangsleben MA, Allen MS, Gwinn DC (2013). Evaluation of electrofishing catch per unit effort for indexing fish abundance in Florida lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 142(1), 247-256. <https://doi.org/10.1080/00028487.2012.730106>
- Hansson S, Rudstam LG (1995). Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 75–83. <https://doi.org/10.1139/f95-007>
- Harley SJ, Myers RA, Dunn A (2001). Is catch-per-unit effort proportional to abundance? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1760–1772. <https://doi.org/10.1139/f01-112>
- Holmgren, K (2021). Provfiske i sjöar - historia, nuläge och framtida behov. *Aqua reports 2021:19*. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Lysekil. 88 sidor.
- Holmgren K, Kinnerbäck A, Pakkasmaa S, Berquist B, Beier U (2007). Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar. Utveckling och tillämpning av EQR8. *Fiskeriverket informerar* 3, 52p.
- Holmgren, K, Kinnerbäck A, Svensson J, Sandlund OT, Hesthagen T, Saksgård R, Sandøy S, Poikane S. (2018). Intercalibration of the national classifications of ecological status for Northern lakes. *Biological Quality Element: Fish fauna*. JRC112702, EUR 29335 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-92966-3, 28 p, doi: 10.2760/79933.
- Jurvelius J, Leinikki J, Mamylov V, Pushkin S (1996). Stock assessment of pelagic three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*): a simultaneous up-and down-looking echo-sounding study. *Fisheries Research*, 27(4), 227-241. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(95\)00464-5](https://doi.org/10.1016/0165-7836(95)00464-5)
- Karlsson E, Ogonowski M, Sundblad G, Sundin J, Svensson O, Nousiainen I, Vasemägi A (2022). Strong positive relationships between eDNA concentrations and biomass in juvenile and adult pike (*Esox lucius*) under controlled conditions: Implications for monitoring. *Environmental DNA*. <https://doi.org/10.1002/edn3.298>

- Knudsen FR, Sægrov H. (2002). Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fisheries Research*, 56(2), 205-211. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00318-6](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00318-6)
- Korman J, Yard MD (2017). Effects of environmental covariates and density on the catchability of fish populations and interpretation of catch per unit effort trends. *Fisheries Research*, 189, 18-34. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.01.005>
- Korneliussen RJ, Heggelund Y, Macaulay GJ, Patel D, Johnsen E, Eliassen IK (2016). Acoustic identification of marine species using a feature library Methods. *Oceanogr.*, 17, pp. 187-205. <https://doi.org/10.1016/j.mio.2016.09.002>
- Kurkilahti M (1999). NordicMultimesh Gillnet - Robust Gear for Sampling Fish Populations. Finnish Game and Fisheries Research Institute, Helsinki (Ph.D. Thesis)
- Lamb PD, Fonseca VG, Maxwell DL, Nnanatu CC (2022). Systematic review and meta-analysis: Water type and temperature affect environmental DNA decay. *Molecular ecology resources*, 22(7), 2494-2505. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13627>
- Li Y, Liu Q, Chen L, Zhao L, Wu H, Chen L, Hu Z (2018) A comparison between benthic gillnet and bottom trawl for assessing fish assemblages in a shallow eutrophic lake near the Changjiang River estuary. *Journal of Oceanology and Limnology* 36, 572-586. <https://doi.org/10.1007/s00343-018-6219-5>
- Linløkken A, Haugen, TO (2006). Density and temperature dependence of gill net catch per unit effort for perch, *Perca fluviatilis*, and roach, *Rutilus rutilus*. *Fish. Manage. Ecol.* 13, 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00502.x>
- Love RH (1971). Measurements of fish target strength: a review. *Fish. Bull.*, 69(4), 703-715.
- Love RH (1977). Target strength of an individual fish at any aspect. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 62(6), 1397-1403. <https://doi.org/10.1121/1.381672>
- Marcy-Quay B, Jirka KJ, Kraft CE (2019). Time versus space: choice of effort metric can avoid bias in boat electrofishing catch per unit effort. *North American Journal of Fisheries Management*, 39(6), 1207-1216. <https://doi.org/10.1002/nafm.10351>
- McInerney MC, Cross TK (2000). Effects of sampling time, intraspecific density, and environmental variables on electrofishing catch per effort of largemouth bass in Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 20(2), 328-336. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2000\)020%3C0328:EOSTID%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2000)020%3C0328:EOSTID%3E2.3.CO;2)
- Millar RB (2015). A better estimator of mortality rate from age-frequency data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(3), 364-375. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0193>
- Minns CK, Hurley DA (1988). Effects of net length and set time on fish catches in gill nets. *North Am. J. Fish. Manage.* 8, 216–223. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1988\)008%3C0216:EONLAS%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1988)008%3C0216:EONLAS%3E2.3.CO;2)

- Mouget A, Goulon C, Axenrot T, Balk H, Lebourges-Dhaussy A, Godlewska M, Guillard J (2019). Including 38 kHz in the standardization protocol for hydroacoustic fish surveys in temperate lakes. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 5(4), 332-345. <https://doi.org/10.1002/rse2.112>
- Naddafi R, Östman Ö, Bergström L, Mustamäki N, Appelberg M, Olsson J (2022). Improving assessments of coastal ecosystems—Adjusting coastal fish indicators to variation in ambient environmental factors. *Ecological Indicators*, 145, 109604. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109604>
- Nilsson HC, Appelberg M, Axenrot T, Vinterstare J (2022). Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser – möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. *Aqua reports* 2022:12, 81 sidor.
- Olin M, Kurkilahti M, Peitola P, Ruuhijärvi J, (2004). The effects of fish accumulation on the catchability of multimesh gillnet. *Fish. Res.* 68, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.01.005>
- Olin M, Tiainen J, Kurkilahti M, Rask M, Lehtonen H (2016) An evaluation of gillnet CPUE as an index of perch density in small forest lakes. *Fisheries Research* 173, 20-25. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.01.005>
- Olsson J, Andersson M L, Bergström U, Arlinghaus R, Audzijonyte A, m fl. (2023). A pan-Baltic assessment of temporal trends in coastal pike populations. *Fisheries Research* 260. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106594>
- Perez CR, Bonar SA, Amberg JJ, Ladell B, Rees C, Stewart WT, Robinson AT (2017). Comparison of American Fisheries Society (AFS) standard fish sampling techniques and environmental DNA for characterizing fish communities in a large reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, 37(5), 1010-1027. <https://doi.org/10.1080/02755947.2017.1342721>
- Peltonen H, Malinen T, Tuomaala A (2006). Hydroacoustic in situ target strength of smelt (*Osmerus eperlanus* (L.)). *Fisheries Research* 80, 190-195. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.03.033>
- Peterman RM, Steer GJ (1981). Relation between sport-fishing catchability coefficients and salmon abundance. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110(5), 585-593. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1981\)110%3C585:RBSCCA%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1981)110%3C585:RBSCCA%3E2.0.CO;2)
- Pollom RA, Rose GA (2016). A global review of the spatial, taxonomic, and temporal scope of freshwater fisheries hydroacoustics research. *Environmental Reviews* 24:333-347. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0017>
- Prchalová M, Kubečka J, Říha M, Litvín R, Čech M, Frouzová J, Vašek, M (2007). Overestimation of percid fishes (Percidae) in gillnet sampling. *Fisheries Research*, 91(1), 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.11.009>
- Prchalová M, Mrkvička T, Peterka J, Čech M, Berc L, Kubečka J (2011). A model of gillnet catch in relation to the catchable biomass, saturation, soak time and sampling period. *Fisheries Research*, 107(1-3), 201-209. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.10.021>
- Prchalová M, Peterka J, Čech M, Kubečka J (2013). A simple proof of gillnet saturation. *Boreal Environment Research* 18: 303–30
- Říha M, Ricard D, Vašek M, Prchalová M, Mrkvička T, Jůza T, Kubečka, J (2015). Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir. *Hydrobiologia*, 747(1), 111-131. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2124-x>

- Robson DS, Chapman DG (1961). Catch curves and mortality rates. *Transactions of the American Fisheries Society*, 90(2), 181-189.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1961\)90\[181:CCAMR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1961)90[181:CCAMR]2.0.CO;2)
- Rourke ML, Fowler AM, Hughes JM, Broadhurst MK, DiBattista JD, Fielder S, Walburn JW, Furlan EM (2022). Environmental DNA (eDNA) as a tool for assessing fish biomass: A review of approaches and future considerations for resource surveys. *Environmental DNA*, 4(1), 9-33.
<https://doi.org/10.1002/edn3.185>
- Rudstam LG, Parker SL, Einhouse DW, Witzel LD, Warner DM, Stritzel JL, Parrish DL, Sullivan PJ (2003). Application of in situ target-strength estimations in lakes: examples from rainbow-smelt surveys in Lakes Erie and Champlain. *ICES J. Mar. Sci.* 60, 500–507.
[https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(03\)00046-8](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(03)00046-8)
- Simmonds J, MacLennan D (2005). *Fisheries acoustics theory and practice*. 2nd edn. Oxford, UK: Blackwell Science. SG-FARV
- Totland A, Johnsen E (2022). Kayak Drone—a silent acoustic unmanned surface vehicle for marine research. <https://hdl.handle.net/11250/3026418>
- Tušer M, Guillard J, Rustadbakken A, Mehner T (2022). Comparison of fish size spectra obtained from hydroacoustics and gillnets across seven European natural lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
<https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-0037>
- Vašek M, Kubečka J, Čech M, Draštík V, Matěna J, Mrkvička T, Prchalová, M (2009). Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fisheries Research*, 96(1), 64-69.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.09.010>
- Wanzenböck J, Kubečka J, Sajdlova Z, Frouzova J (2020). Hydroacoustic target strength vs. fish length revisited: Data of caged, free-swimming European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) suggest a bi-phasic linear relationship under a limited range of tilt angles. *Fisheries Research*, 229, 105620.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105620>
- Warner DM, Rudstam LG, Klumb RA (2002). In situ target strength of alewives in freshwater. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131, 212–223.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2002\)131%3C0212:ISTSOA%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2002)131%3C0212:ISTSOA%3E2.0.CO;2)
- Wootton RJ (1998). *Use of Time and Space in: Ecology of Teleost Fishes*. Dordrecht, The Netherlands.
- Yamamoto S, Masuda R, Sato Y, Sado T, Araki H, Kondoh M, Minamoto T, Miya M (2017). Environmental DNA metabarcoding reveals local fish communities in a species-rich coastal sea. *Scientific reports*, 7(1), 1-12.
<https://doi.org/10.1038/srep40368>
- Yao M, Zhang S, Lu Q, Chen X, Zhang SY, Kong Y, Zhao J (2022). Fishing for fish environmental DNA: Ecological applications, methodological considerations, surveying designs, and ways forward. *Molecular Ecology*, 31(20), 5132-5164. <https://doi.org/10.1111/mec.16659>
- Yule DL, Evrard LM, Cachera S, Colon M, Guillard J (2013). Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. *Freshwater Biology*, 58(10), 2074-2088.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12192>

Östman Ö, Bergström L, Leonardsson K, Gårdmark A, Casini M, Sjöblom Y, Haas F, Olsson J (2020). Analyses of structural changes in ecological time series (ASCETS). *Ecological Indicators*, 116, 106469.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106469>

5. Fiskeriberoende provtagning gös i Vänern

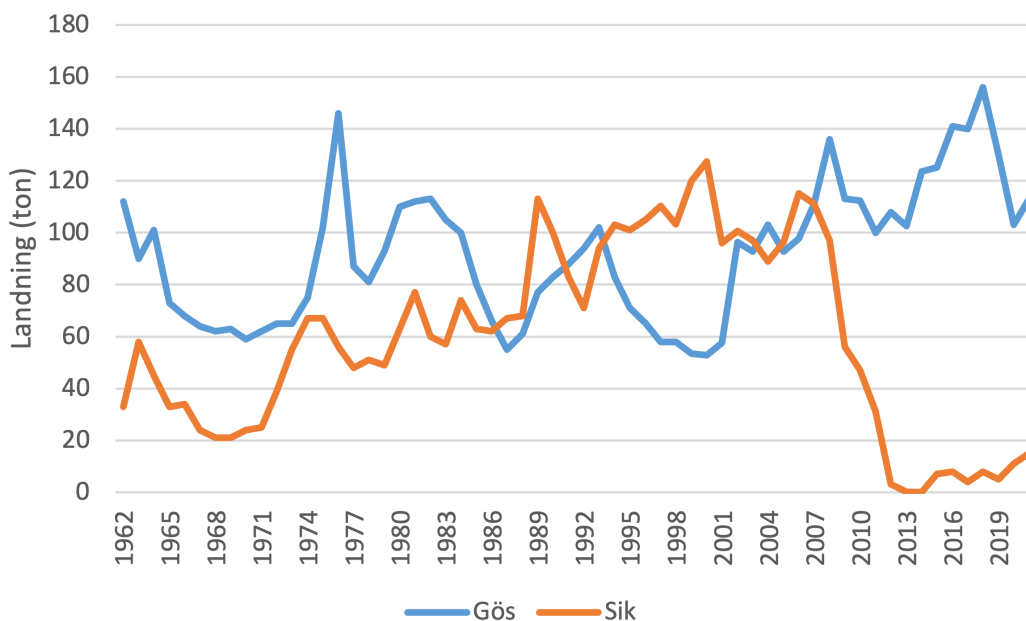
5.1. Bakgrund

Det kommersiella fisket på gös är det värdemässigt näst viktigaste i Vänern efter siklöja (siklöjerom), och det tredje största fisket på gös i Sverige efter Hjälmaren och Mälaren med ca 124 ton per år (medel 2012-21). I det blandade fiske som oftast bedrivs i Vänern ökade gösfiskets betydelse efter 2012 då begränsningar för avsalu beslutades för sik pga. höga dioxinhalter (Figur 5.1). Landningarna av gös ökade 2014–2018 men har minskat 2019-2021. Yrkesfiskestatistiken för sötvatten har under senare år inte haft tillräcklig kvalitet för att beräkna ansträngningen i yrkesfisket.

Fiskeriberoende övervakning i Vänern utförs av SLU Aqua på uppdrag av HaV. Denna sker dels som nätprovfisken vart tredje år riktat mot bentisk fisk, och dels som övervakning av pelagisk fisk med hydroakustik/trålning årligen. Resultaten redovisas i form av rapporter till Havs- och vattenmyndigheten samt till Vänerns vattenvårdsförbund. Över åren har det visat sig att dessa fiskeriberoende insatser inte samlar in tillräckligt mycket gös för övervakning av gösbeståndet(-n) i Vänern. Med nuvarande insamlingsprogram kan SLU Aqua inte med tillräcklig säkerhet bedöma gösens beståndstatus och eventuella förändringar som efterfrågas i Havs- och vattenmyndighetens årliga resurs- och miljööversikt *Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten*.

För att kunna göra tillförlitliga bedömningar av gösbeståndet i Vänern skulle insatserna i den fiskeriberoende datainsamlingen behöva ökas avsevärt. Detta skulle leda till att fler gösar dödas för provtagning vid datainsamlingen, samt att väsentligt fler fiskar av andra arter, som inte är i fokus i detta sammanhang, kommer att fångas och sannolikt dö i nät och trål. Sådan datainsamling riskerar även att fånga i Vänern skyddsvärd lax/öring då dessa arter periodvis vistas i samma habitat som gös.

Alternativt kan provtagning ske på gös som fångats och dödas i yrkesfisket och som senare ska säljas kommersiellt. Sådan provtagning sker redan årligen i samarbete med yrkesfiskare i Hjälmaran och Mälaren, och har visat på goda möjligheter att följa beståndstatus och populationsdynamik (HaV 2022). Detta alternativ innebär att inga ytterligare gösar eller andra fiskar behöver dödas enkom i samband med datainsamlingen för provtagning av gös eftersom de fångats i det kommersiella fisket. Förslaget är därmed i linje med den nationella 3R-strategin för att minska antalet försöksdjur i fortlöpande resurs- och miljöanalys samt forskning.



Figur 5.1. Utveckling av yrkesfisket på gös och sik i Vänern. Den drastiska minskningen 2012 av landad sik förklaras av begränsningar i avsalu pga. höga halter av dioxin.

5.2. Syfte

Syftet är att ta fram förvaltningsunderlag för bedömning av beståndstatus för Vänerns gösbestånd och kartlägga effekter av fiske på gös i Vänern.

5.3. Material och Metoder

I Vänern fångas gös huvudsakligen i Värmlandsjön (ca 80 % av landningarna), och merparten där i Norra skärgården (32 %) och Öppna Värmlandssjön (39 %; Tabell 5.1). Huvudsakligen fiskas med gösnät och i mindre utsträckning med bottengarn. Detsamma gäller Öppna Dalbosjön. I de grundare områdena Kinnevik (V-sjön) och Vänersborgsviken (D-sjön) fiskas det huvudsakligen med bottengarn. Gösar

fiskas till största delen från april till september, men i framförallt Öppna Värmlandsjön sker också ett isfiske med nät. Fördelning av gösfångster på olika redskap framgår av Tabell 5.1.

Tabell 5.1. Procentuell fördelning av gösfångster i olika redskap från yrkesfisket i Vänern. Statistik för fångståret 2021. Total fångst per delområde anges i ton.

Redskap	Kilsviken/Åråsviken	Kinneviken	Norra skärgården	Vänersborgsviken	Öppna Dalbosjön	Öppna Värmlandsjön	Hela sjön
Abbornät	0.0	0.0	0.0	0.0	7.1	7.7	
Annat Redskap	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	
Bottengarn	0.0	58.0	33.3	66.0	29.7	7.0	
Dörj/Trollinglinor	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Grimnät/Garn	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	
Gäddnät	0.0	0.0	15.3	5.1	0.0	1.0	
Gäddryssjor	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Gösnät	0.0	36.5	51.4	28.9	58.8	51.8	
Laxgarn	0.0	4.7	0.0	0.0	4.4	31.1	
Totalt (ton)	0.0	13.1	36.3	12.3	7.2	44.1	113.0
Totalt (%)	0.03	11.6	32.1	10.9	6.4	39.0	

För jämförelse kan nämnas att provtagning i Hjälmarén och Mälaren huvudsakligen sker från bottengarn och i mindre utsträckning från nätfångster. Fördelen med att provta från bottengarn är att storleksselektiviteten på framförallt stor gös är mindre än för fiske med nät där man behöver ta hänsyn till de olika nätmaskornas storleksselektivitet. SLU Aqua bedömer det som viktigt att kunna följa utvecklingen av de allra största fiskarna. Med tanke på att nätfisket ändå är relativt omfattande i Vänern bedömer vi att det även är en god idé att provta fångsten från nät vid några tillfällen för att komplettera med information om storleks- och åldersfördelningen i den typen av redskap samt bedöma dess selektivitet.

Baserat på den geografiska fördelningen av fångsterna föreslås en proportionell fördelning av antalet fiskare i provtagningsdesignen.

5.4. Resultat och Diskussion

Initialt görs en grov bedömning av grundläggande parametrar som tillväxt, mortalitet, åldersfördelning och storleksfördelning, genetisk analys av ev. delbestånd och födoval. Dessa grundläggande data kommer kunna jämföras med motsvarande data från Hjälmaran och Mälaren som trots ett omfattande fiske på gös har bestånd som bedöms som livskraftiga. Tidigare erfarenheter från framförallt Mälaren, där öst-västlig lekmigration verkar ske, visar att storleksfördelning och tillväxtmönster kan variera avsevärt i olika områden och över säsong. I Väneren kan sådan migration förväntas från djupare till grundare, mer näringsrika områden. Under lektiden maj-juni sker en migration av lekmogen, större fisk till grundare områden och dessa agerar sannolikt också som uppväxtområden för ung gös. Det är därför nödvändigt att i ett inledande skede provta gös vid två tillfällen per år, dvs. på våren (lek) och under sensommaren (tillväxtperiod). Genetisk provtagning vid föreslagna provtagningsperioder skulle kunna bidra med kunskap om hur omfattande migrationen är under lekperioden. SLU Aqua föreslår att provtagning sker årligen under maj-juni samt augusti-september. Detta bör ske under en femårsperiod för att statistiskt kunna bedöma mönsterbilden i storleks- och åldersfördelning. Om provtagningsperioderna bedöms som likvärdiga kommer provtagningen sannolikt att kunna minskas till endast en om året.

Biologiska parametrar och indikatorer som SLU Aqua vill följa för bedömning av beståndsstatus är:

- Fångst per ansträngning i bottengarn/nät
- Dödlighet
- Tillväxthastighet och indikatorer kopplade till tillväxtparametrar (t.ex. L_{inf})
- Åldersstruktur
- Längdfördelning
- Längd-Viktförhållande
- Kondition
- Längd vid könsmognad (LM50)
- Ålder vid könsmognad
- Stor fisk ($L_{max5\%}$)

Initialt behöver personal från SLU Aqua med erfarenhet av denna provtagning följa med fiskare ut och provta fisk på plats. Syftet är att lära känna fiskarena, bedöma deras samarbetsvilja och noggrannhet samt skapa sig en egen uppfattning om projektets rimlighet och genomförbarhet. De data som behöver samlas in är längd på fångad fisk, information om redskapen, fångstmängder och information om ansträngningen, insamling av individdata för åldersanalys på ett urval av individerna (längd, vikt, otoliter/fjäll, kön, gonadstatus) samt fenklipp för genetisk analys.

Efter kontakt med ordföranden för yrkesfiskarna i Vänern (SIC), Boris Åström, har ett förslag om att besöka 5 stycken fiskare i olika delar av Vänern en gång på våren och en gång på hösten utarbetats. Baserat på erfarenheterna av provtagning hos yrkesfiskarna i Mälaren/Hjälmaren förslår vi följande upplägg:

- Vi följer med fiskarna ut på sjön och instruerar hur vi kommer att göra insamlingen och hur vi tar hand om den fångst vi ska dissekera. På grund av avståndet mellan Vänern och Sötvattenslaboratoriet (Drottningholm) med långa transporter av fisk föreslår vi att fångsten dissekeras på plats. Det innebär att vi i praktiken är ute med fiskaren dag 1 och dissekerar dag 2. Erfarenhet av dissektioner från Hjälmaren och Mälaren är ett riktmärke att man kan hinna dissekera ca 80 gösar på en dag.
- För att denna fältperiod inte ska bli alltför utdragen i tid är vårt förslag att ha två lag ute under ca 1-2 veckor. Då blir perioden mer komprimerad vilket på många sätt är bra, både att fångstiden blir mer jämförbar och att det blir enklare personalplanering och färre transporter.

5.5. Samlad bedömning

Gösen är en av de viktigaste kommersiellt fiskade arterna i Vänern. Gösfisket i Vänern är det tredje största i Sverige, och i det kommersiella fisket på gös har fångsterna ökat under de senaste 20 åren. Över tid har visat sig att den fiskerieroende övervakningen inte samlar in tillräckligt med data för att med god säkerhet kunna bedöma gösens beståndsstatus i Vänern. Fiskerieroende provtagning av gös i yrkesfisket sker i Hjälmaren och Mälaren med goda erfarenheter och resultat. I syfte att förbättra förvaltningsunderlagen för bedömning av beståndsstatus för gös i Vänern, utan att öka dödligheten hos fisk i samband med provtagning, föreslås att detta tillgodoses genom fiskerieroende insamling och provtagning av gös från yrkesfisket i Vänern.

5.6. Referenser

HaV 2022. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2021 – Resursöversikt.
Rapport 2022:2. Havs- och vattenmyndigheten, 2022-03-07. ISBN 978-91-89329-30-0.

6. Tack

Denna rapport har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten (Dnr HaV 1769-22). Vi vill tacka Olavi Kaljuste och Magnus Dahlberg för betydande bidrag i kapitel 4, Martin Ogonowski och Magnus Dahlberg i kapitel 5, och Malin Werner som tog anteckningar under Workshopen under kapitel 3, samt våra interngranskare, Jonas Hentati-Sundberg, Kerstin Holmgren, Jens Olsson och Alfred Sandström.

7. Bilagor

Bilaga 1

a) *Faktorer som kan påverka utfallet av hydroakustiska undersökningar (från Simmonds J, MacLennan D (2005). Fisheries acoustics theory and practice. 2nd edn. Oxford, UK: Blackwell Science. SG-FARV). Uppskattningar för akustisk index.*

Felkällor	Slumpfel (%)	Påverkan (%)	Förklaringar
Fysisk kalibreringsnoggrannhet	±2-5	±2-5	(i) Lägre frekvenser mer pålitliga, (ii) förbättrad teknik sedan 2005
Givarens rörelse *	–	0 – (-)25	Mindre utgångsvinklar mer känsliga
Bubbeldämpning *	–	0 – (-)90	Kölmonterade och djupgående "towbody" mindre känsliga
Hydrografiska förhållanden	±2 - 5	0 - 25	Avser stora djup som övervakas med högre frekvenser (absorption)
Målstyrka (TS)	±5 - 25	–	Vid osäkerhet om (i) storleks-fördelning och (ii) orientering (vinkel)
Artbestämningen	0-50		Beror på (i) en eller flera arter och (ii) artspecifik målstyrka (TS)
Slumpmässig provtagning	±5-20	–	Beror på rumsligt avstånd mellan fiskarna, undvik skattning av stim. Enskilda djuplager skattas mer precist.
Migration	–	0 – 30	I huvudsak vid vertikal migration pga tryckvariation, påverkar målstyrka
Dygnsbeteende	0 – 50	–	
Undvikande reaktion	–	0 – 50	Sämre vid minskande djup, för ytnära arter och vid högt fartygsljud

b) *Faktorer som kan påverka utfallet av hydroakustiska undersökningar (från Simmonds J, MacLennan D (2005). Fisheries acoustics theory and practice. 2nd edn. Oxford, UK: Blackwell Science. SG-FARV). Uppskattningar för akustisk index. Uppskattning av absolut abundans.*

Felkällor	Slumpf el (%)	Påverkan (%)	Förklaringar
Fysisk kalibreringsnoggrannhet	–	±3-10	Sämre vid höga frekvenser och mycket små utgångsvinklar
Hydrografiska förhållanden	–	±2-25	Sämre vid stora djup som övervakas med högre frekvenser (absorption)
Målstyrka (TS)	–	0 – 50	Lägst för välkända arter med simblåsa

Bilaga 2

PM: Kan hydroakustik och eDNA ersätta standardiserande nätprovfisken, alternativt fungera som fördelaktiga komplementära metoder? En omvärldsanalys. Författare: Jerker Vinterstare
2022-02-28

Kan hydroakustik och eDNA ersätta standardiserande nätprovfisken, alternativt fungera som fördelaktiga komplementära metoder? En omvärldsanalys.

Innehåll

Bakgrund.....	1
Syfte.....	2
Metod.....	2
Resultat och diskussion.....	3
eDNA.....	7
Slutsatser.....	7
Referenser.....	8

Bakgrund

Övervakning av nationella fiskbestånd har under årtionden utförts genom standardiserade provfisken. Dessa provfisken sker med standardiserade provfiskenät av varierande maskstorlek för att möjliggöra fångst av olika arter och storlekar. Metoden tillämpas i både sjö och kust och den data som genereras ger oss betydelsefull ekologisk information. Exempelvis kan man tack vare den standardiserade metodiken använda mått likt ”fångst per ansträngning” för att utröna förändringar i frekvens- och storleksstrukturer i både tid och rum. Data från standardiserade provfisken används både inom den nationella miljö- och resursövervakningen (Sundelöf et al. 2022) men även inom HELCOM och ICES. Metoden har många fördelar och öppnar upp för möjligheten att utföra sekundära undersökningar av

exempelvis åldersstrukturer. Provfiske med nät är dock arbetskrävande och därmed en relativt kostsam metod. En annan central aspekt gällande metodtillämpning inom miljöanalys och forskning är den etiska; syftet med undersökningen ska vara i paritet med nyttan och graden av invasivitet ska alltid reduceras enligt 3R-principen (Russell and Burch 1959).

Nätprovfisken medför en mortalitetsrisk nära 100% för fångad fisk och det finns därför goda skäl ur ett etiskt perspektiv att se över möjligheterna att ersätta delar av ansträngningen med annan metodik.

Två metoder som har potential att nyttjas i ett led att reducera ansträngningen för nätprovfisken inom det nationella övervakningsprogrammet är (i) hydroakustik och (ii) eDNA.

- i. Hydroakustisk kan tillämpas för att kartlägga utbredning och bestämma beståndsstorlek för fisk i öppet vatten. Metoden är icke-invasiv och ger möjlighet till god täckning i stora områden och på stora djup. Hydroakustiska data erbjuder dock inte definitiv information om artsammansättning. För att översätta hydroakustik till fiskarter kompletteras ofta undersökningarna med trålningar.
- ii. eDNA-provtagning är primärt en kvalitativ metodik som ger en bild över ett områdes artsammansättning. I kombination med nätfiske ges möjligheter att utveckla metoder som uppskattar de relativa proportionerna av olika fiskarter i vattenområdet.

Då vare sig eDNA eller hydroakustik ger information om fiskarnas ålder och tillväxt behöver fortfarande vissa regelbundna nätinsatser ingå.

Syfte

Om ansträngningen för nätprovfisken kan reduceras utan förlust av ekologisk kunskapsinsamling kommer mängden dödad fisk inom de nationella övervakningsprogrammen reduceras. För att lyckas med detta krävs dock att likvärdig alternativt komplementära data kan erhållas från ovan nämnda metoder. Syftet med denna omvärldsanalys är således att (i) undersöka möjligheterna att ersätta nätprovfisken med hydroakustisk metodik samt (ii) diskutera eDNA som komplementär metod i ljuset av en nyligen publicerad litteraturstudie, både ur ett kvalitativt och kvantitativt perspektiv (Nilsson et al. 2022).

Studiens primära frågeställning är om hydroakustisk metodik korrelerar med nätprovfisken? Om litteraturen ger stöd för ett sådant samband ökar givetvis möjligheterna att modernisera och tillämpa en mindre invasiv framtida övervakning.

Metod

Initialt utfördes en sökning ("Hydroacoustic survey AND fish") på databasplattformen *Web of Science* (<https://www.webofscience.com>) för att generera en ämnestrend över tid. Då *Web of Science* riskerar att underskatta resultatet eftersom plattformen endast inkluderar träffar som förekommer i titel, nyckelord eller abstract, användes *Google Scholar* för vidare analys (<https://scholar.google.com>). För att generera rätt söktermer med fältanpassade nyckelord tillämpades flertalet pilotsökningar, däribland: "Gillnet AND hydroacoustic*" (n träffar =

4150), ”Hydroacoustic* AND gillnet AND fish AND comparison” (n träffar = 3980) samt ”Hydroacoustic* AND gillnet AND fish AND comparison AND biomass estimates” (n träffar = 2590). Baserat på dessa resultat drogs en slutsats om att söktermen i sig inte är möjlig att specificera på ett sådant vis att antalet träffar reduceras till en hanterbar nivå. Således användes den avancerade sökfunktionen där följande sökning slutligen tillämpades: *Hitta artiklar med alla orden: Hydroacoustic gillnet fish med den exakta frasen: ”a comparison”, var som helst i artikeln* samt under *alla år*. Sökningen genererade 1330 träffar, alltså ett reducerat antal relativt till pilotsökningarna. Antalet träffar var dock fortsatt högt och för att möjliggöra en hanterbar analys sorterades resultatet efter relevans där de 50 mest relevanta artiklarna (se Referensbilaga) sorterades ut för manuell genomgång.

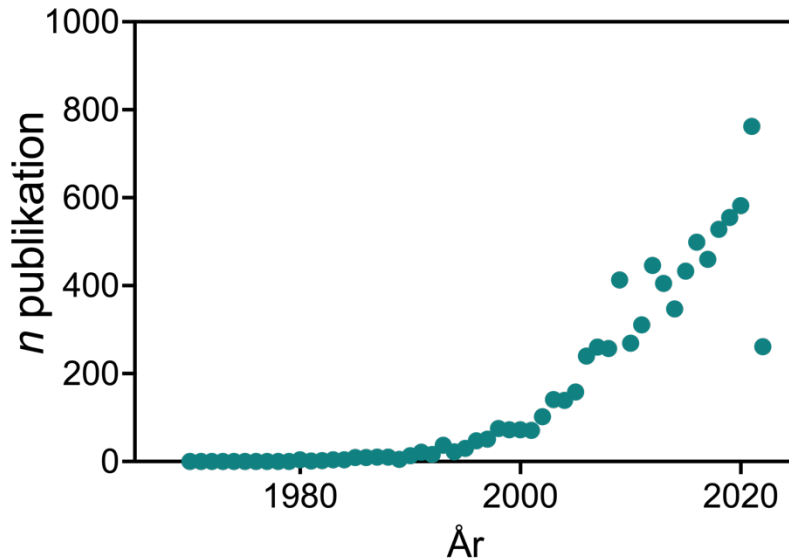
Vidare reducerades resultaten genom att manuellt selektera bort artiklar som:

- förekom i artikel- samt avhandlingsformat (n = 1)
- inte jämförde hydroakustik med annan metod (n = 28)
- ej gick att finna i fulltext (n = 2)

Efter initial reduktion av icke-relevanta artiklar gjordes en manuell genomgång av samtliga artiklar som matchade de satta kriterierna (n = 19). Varje enskild artikel granskades med det primära syftet att studera sambandet mellan fångst (täthet/biomassa) och predikerad täthet/biomassa från hydroakustisk metod.

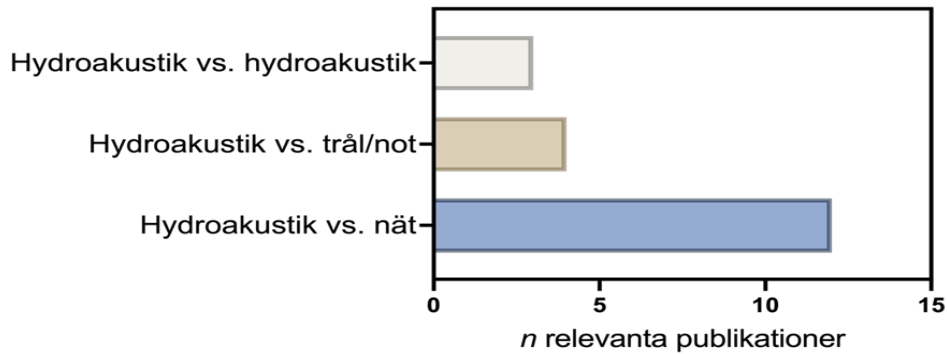
Resultat och diskussion

Under de senaste decennierna har hydroakustik blivit en alltmer tillämpad metod inom den vetenskapliga litteraturen och då i synnerhet för täthetsskattningar och beteendestudier av fisk (Figur 1). Stora framsteg har gjorts i utvecklingen av tekniken, vilket både breddat användningsområdet och ökat precisionen i skattningarna (Pollom and Rose 2016). Bland de 19 relevanta artiklarna var 13 studier baserade i limniska system och sex studier var baserade i marina system. Predikerade tätheter och/eller biomassa från hydroakustiska metoder jämfördes mot: nätprovfisken (n studier = 12), dykarobservationer (n studier = 1), trål eller ringnot (n studier = 3), se Figur 2. Vidare förekom tre studier där replikerbarheten i hydroakustiska undersökningar jämfördes; samtliga studier indikerade att metoden har en hög replikerbarhet. Dock fann (Gangl and Whaley 2004) att vertikala undersökningar hade högre replikerbarhet än så kallad ”side-scanning”, skälet till det är att icke-vertikala undersökningar påverkas mer av rådande väderförhållanden och ger således en högre osäkerhet i skattningarna.



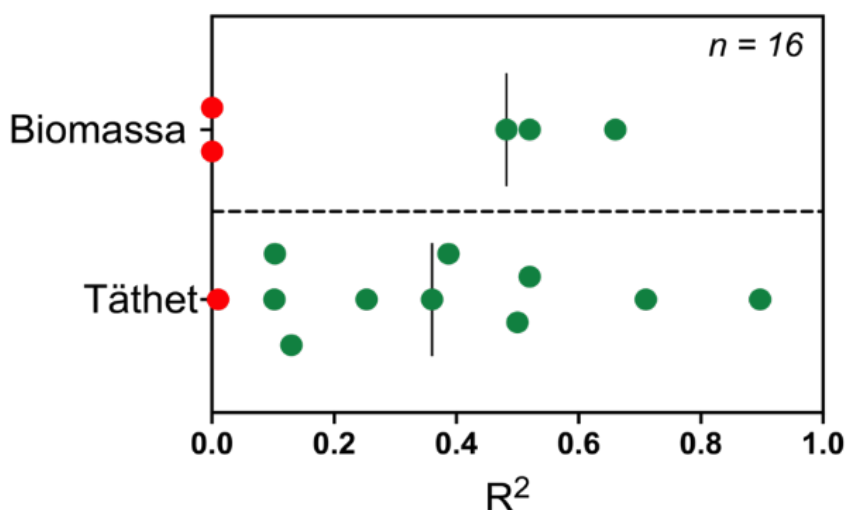
Figur 1. Intresset för hydroakustik som tillämpad metod för övervakning av fiskbestånd och forskning inom fiskekologi, illustrerat som antalet publikationer per år över tid. Data är hämtat från Web of Science och baseras på ämnessökning med termen "Hydroacoustic survey AND fish".

I en majoritet av de frågeställningar som tillämpade korrelativa analyser mellan hydroakustik och nätprovfisken användes täthet (n studier = 11) istället för biomassa (n studier = 5) som beroendevariabel. Av totalt 16 korrelationer var 12 stycken statistiskt signifikanta ($p < 0.05$), häribland 9 av 11 korrelationer för täthetsskattningar samt tre av fem för skattningar av biomassa (Figur 3). Detta fynd indikerar eventuellt att hydroakustik predikterar tätheter bättre än biomassa. Fiskars målstyrka (target strength, TS), dvs. det reflekterade ekot, beror till 90-95 % på den gasfyllda simblåsan. Beroende på skillnader i simblåsans storlek och morfologi kan TS skilja sig signifikant, både mellan och inom arter. Eventuellt försvårar denna inter-/intraspecifika variation i TS skattningar av biomassa relativt mer än skattningar av tätheter. För att kunna översätta hydroakustiska data från täthet till biomassa krävs (i) frekvensdistributionen av TS, (ii) en någorlunda systemanpassad modell för att översätta TS till total fisklängd (TL), samt (iii) ett systemanpassat vikt:TL-förhållande. Det blir därför uppenbart att det föreligger många potentiella felkällor i dessa skattningar. Trots detta går det att nå säkra skattningar av systemets biomassa. Ett exempel på detta är en studie av Godlewska et al. (2012) som hade till syfte att testa olika metoder för att från hydroakustiska data prediktera den faktiska biomassan i en reservoar. De olika metoderna genererade skilda skattningar men där den bästa var imponerande överens med verkligheten, 565 kg ha^{-1} versus 576 kg ha^{-1} , för akustik versus den faktiska kända massan kvantifierad efter tömning av vattenreservoaren, respektive.



Figur 2. Fördelningen av jämförande metoder som ansågs vara relevant för omvärldsanalysens primära frågeställning gällande möjligheten att tillämpa hydroakustik som en ersättande alternativt komplementär metod för/till rådande nätprovfisken.

I en jämförande studie inkluderade en forskargrupp 18 sjöar av olika karaktär och fann att hydroakustik (total volym, Sv mätt i decibel) predikerade fångsten i nät ($\text{kg nät}^{-1} / \text{natt}^{-1}$) bäst i grunda sjöar. En aspekt som är viktig att belysa är att nätprovfisken är selektiva, både ur ett art- och storleksperspektiv men även ur ett abiotiskt perspektiv. Exempelvis är risken för att en fisk av en specifik art ska fångas i ett nät beroende av artspecifika fenotypiska karaktärer, liksom morfologi och beteende. Även ontogeni och fiskens storlek påverkar fångstbarheten (Kurkilahti et al. 2002; Mehner and Schulz 2002; Tátrai et al. 2008). Men hur effektiva provfiskenät är har också visats bero på rådande abiotiska förhållanden; fångsterna påverkas exempelvis negativt av ökat siktdjup (Hansson and Rudstam 1995; Olin and Malinen 2003) och lägre vattentemperaturer (Olin and Malinen 2003). Men även hydroakustik påverkas av abiotiska förhållanden som på ett eller annat vis kan generera osäkerhet i skattningarna. Dennerline et al. (2012) jämförde fångsterna i nätprovfisken med hydroakustiska skattningar av fisktätheter från två olika vattenkraftsreservoarer i USA och kunde från avsaknaden av positiva korrelationer mellan metoderna konstatera att nätprovfisken var en relativt bristfällig metod för att följa fiskbeståndens utveckling över tid. Enligt den bästa modellen förklarade nätfångsterna endast cirka 40% av den årliga variationen i de hydroakustiska prediktionerna. Studien pågick under sju år och kunde förutom frånvaron av ett positivt samband mellan nät och hydroakustik påvisa ett starkt positivt samband mellan vattentemperatur och akustisk skattning av fisktäthet. Således bör vattentemperatur inkluderas som ett kovariat om hydroakustik tillämpas för beräkning av tätheter/biomassa (Girard et al. 2020). Även György (2013) belyser problemet med avsaknaden av ett samband mellan nätfångster och hydroakustiska skattningar genom att i sin avhandling (*Fish stock assessments by means of gillnetting and hydroacoustics in shallow lacustrine environments and the relationship between the achieved results*) peka på de abiotiska och biotiska faktorer som ligger till grund för de båda metodernas selektivitet. Trots detta visar som ovan nämnts flertalet studier på positiva samband, där vissa jämförande studier påvisat synnerligen höga R^2 -värden, se exempelvis Tátrai et al. (2008); Emmrich et al. (2012).



Figur 3. Från litteratursökningen kunde totalt 16 korrelationsanalyser för hydroakustik och nätprovfisken identifieras. Av dessa analyser var fem baserade på massa som enhet för beroendevariabeln, och elva var baserade på individtäthet som enhet för beroendevariabeln. Totalt var 13 av 16 samband, alltså 81 %, statistiskt signifikanta ($p < 0.05$).

Det finns idag framtagna standarder för hur hydroakustiska undersökningar ska göras för skattningar av fisktätheter. Dyliga standarder har utvecklats både i Europa (CEN 2009) och i USA (Parker-Stetter et al. 2009). Som nämnts ovan förekommer abiotiska och biotiska faktorer som påverkar resultatet från en hydroakustisk undersökning. Förutom väder (Gangl and Whaley 2004) och vattentemperatur (Dennerline et al. 2012) har även säsong och tid på dygnet betydelse för fiskarnas beteende och således en indirekt effekt på hur säkra skattningar baserat på hydroakustiska undersökningar kan anses vara. Många fiskarter, både limniska och marina utför vertikala och horisontella migrationer och deras beteende kan variera över säsong, men även tid på dygnet. Generellt kan man säga att många fiskarter under dagtid uppehåller sig i den litorala zonen eller nära botten och gärna i stimformationer (Říha et al. 2015). Under skymning och natt, när ljuset reduceras divergerar ofta stimmen och fisken sprider ut sig på större områden i jakt på föda och/eller optimala temperaturer (Bohl 1979; Mehner et al. 2010). Enligt den europeiska standarden för tempererade sjöar rekommenderas således nattliga observationer under senare delen av sommarsäsongen (CEN 2009). I en studie som framkom under litteratursökningen (Girard et al. 2020) ges ytterligare stöd för att hydroakustiska undersökningar i tempererade sjöar bör utföras nattetid. Här studerades skillnaden i TS och estimering av biomassa mellan dag och natt i totalt 14 sjöar av varierande storlek. Resultaten från dag och natt korrelerade och ingen skillnad mellan de olika tidpunkterna förekom i de djupare skikten, däremot fann man evidens för att skattningar i de övre skikten hade lägre precision under dagtid då skattningarna av fiskstorlekar innehöll större osäkerheter på grund av fiskarnas stimbeteende (Girard et al. 2020).

Fältet för akustiska ekolodsundersökningar är under konstant utveckling och just nu pågår arbete med att inkludera kända och specifika karaktärsdrag hos olika arter för att på så vis öka förståelsen för intraspecifika skillnader i exempelvis gruppdyamik, så kallade "individual-based models" (IBMs) (Cornell et al. 2019). I en ny studie av Wassermann and Johnson (2020) diskuteras kombinationen ekolodsakustik och IBMs, där den framtida potentialen föreslås vara stor - i synnerhet för pelagiska och ekonomiskt viktiga arter likt makrill

(*Scomber scombrus*) och sill (*Clupea harengus*), arter som uppvisar stor komplexitet i grupp med väsentligt anti-predator-beteende.

eDNA

Samtliga metoder för insamling av kvantitativ data inom övervakningsprogrammet för fisk är selektiva på ett eller annat vis och således kan en kombination av metoder generera en ökad precision i skattningar gällande beståndsutveckling, spridning och förekomst av exempelvis invasiva arter etc. I kombination med hydroakustik skulle insamling av eDNA kunna fungera som en komplementär metod.

Tekniken är idag en välbeprövad metod och fungerar som ett icke-selektivt kvalitativt prov för lokal artsammansättning (Shu et al. 2021). I en nyligen publicerad rapport undersöktes möjligheterna för att i framtiden ersätta etablerade metoder i syfte att reducera mortalitet och lidande hos fisk inom SLUs provtagningar via en omvärldsanalys (Nilsson et al. 2022).

Resultaten illustrerade en tydlig bias åt sentida tillämpning av eDNA, med många fördelaktiga exempel på eDNA som en komplementär metod till redan etablerade metoder som exempelvis undersökningar med nät. Som nämnts är kvantitativa metoder selektiva och komplementär analys av eDNA ökar således ofta den kända biodiversiteten i ett område (Gillet et al. 2018). I kombination med hydroakustik bör eDNA ses som ett viktigt verktyg för att beskriva lokala artsammansättningar, i synnerhet eftersom hydroakustiska data är högst bristfällig för den typen av sekundär analys. Tekniken och framtagandet av artspecifika primers har genomgått en kraftig utveckling under senare tid, och metoden klarar idag av att detektera fisk över olika ontogenetiska perioder och då även under larvstadiet (Espinoza et al. 2017).

Forskning med syfte att utveckla högre kvantitativ precision från eDNA-prover är under utveckling. Dels kan matematiska modeller som tar hänsyn till transport- och nedbrytningsprocesser användas i kombination med koncentrationen eDNA, alltså den faktiska mängden av artspecifika DNA-fragment, för att mer precis uppskatta tätheter av arter inom ett område. (Fukaya et al. 2021). Ytterligare högre precision för täthetsskattningar kan genereras via haplotypräkningar från eDNA-prover. Metoden kallas för HaCed-Seq och syftar till att kvantifiera antalet haplotyper (en samling specifika alleler) från mitokondriellt DNA. Metoden utvecklades på arten ål år 2019 (Yoshitake et al. 2019) och har därefter vidareutvecklats och använts på ytterligare arter och har numera lägre sekvenseringsfel och högre precision som resultat, i vissa fall kan HaCed-seq från eDNA kvantifiera nära 100% av alla individer inom ett område Yoshitake et al. (2021).

Slutsatser

Hydroakustik har blivit en alltmer tillämpad metod för att studera fisk ur diverse perspektiv. I jämförelse med mer traditionella och invasiva metoder innehar hydroakustik flera fördelar. Det är en metod som ger en mer omfattande täckning av vattenmassan och då i synnerhet den pelagiska regionen som oftast är svår att undersöka med exempelvis nätprovfisken. I takt med den tekniska utvecklingen har även hydroakustiken fått högre precision i storleksbedömningar och är således en icke-selektiv metod, som till skillnad från nät möjliggör detektion av fisk från samtliga livsstadier. I omvärldsanalysen, som enkom inkluderade jämförande studier mellan traditionella invasiva metoder och hydroakustik var limniska miljöer det mest förekommande habitatet. Enligt litteraturen är dock hydroakustik en mer vanligt

förekommande metod i marin miljö och då i synnerhet i västvärlden, där USA och norra Europa toppar antalet publicerade undersökningar (Pollom and Rose 2016). Ur ett taxonomiskt perspektiv är det vanligast att metoden används för undersökningar av lax- och karpfisk (Pollom and Rose 2016). Trots att flera studier undersökt och funnit väl-korrelerade modeller för TS (mätt i dB) och fiskens totallängd (cm) förekommer fortsatt stora kunskapsglapp i litteraturen gällande den här översättningen. Detta glapp blir dessvärre en oundviklig felkälla när det kommer till täthetsskattningar och taxonomiska bedömningar. Precis som eDNA är hydroakustik en icke-invasiv metod som medför försumbar eller ingen påverkan på miljön och är, i förhållande till standardiserade nätprovfisken, relativt kostnadseffektiva. Den aktuella omvärldsanalysen är överens med tidigare litteraturgenomgång (Nilsson et al. 2022), alltså att hydroakustik och eDNA med fördel kan inkluderas i framtida övervakningsprogram av sjöar och kust.

Referenser

- Bohl, E. 1979. Diel pattern of pelagic distribution and feeding in planktivorous fish. *Oecologia* 44:368-375.
- CEN. 2009. Water quality – Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods *in* E. C. f. Standardization), ed. CEN, Brussels.
- Cornell, S. J., Y. F. Suprunenko, D. Finkelshtein, P. Somervuo, and O. Ovaskainen. 2019. A unified framework for analysis of individual-based models in ecology and beyond. *Nature Communications* 10:4716.
- Dennerline, D. E., C. A. Jennings, and D. J. Degan. 2012. Relationships between hydroacoustic derived density and gill net catch: Implications for fish assessments. *Fisheries Research* 123:78-89.
- Emmrich, M., I. J. Winfield, J. Guillard, A. Rustadbakken, C. Verges, P. Volta, E. Jeppesen, T. L. Lauridsen, S. Brucet, K. Holmgren, C. Argillier, and T. Mehner. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshw. Biol.* 57:2436-2448.
- Espinoza, G. J., J. M. Poland, and J. R. A. Bremer. 2017. Genotyping live fish larvae: Non-lethal and noninvasive DNA isolation from 3-5 day old hatchlings. *Biotechniques* 63:181-186.
- Fukaya, K., H. Murakami, S. Yoon, K. Minami, Y. Osada, S. Yamamoto, R. Masuda, A. Kasai, K. Miyashita, T. Minamoto, and M. Kondoh. 2021. Estimating fish population abundance by integrating quantitative data on environmental DNA and hydrodynamic modelling. *Mol Ecol* 30:3057-3067.
- Gangl, R. S. and R. A. Whaley. 2004. Comparison of fish density estimates from repeated hydroacoustic surveys on two Wyoming waters. *North American Journal of Fisheries Management* 24:1279-1287.
- Gillet, B., M. Cottet, T. Destanque, K. Kue, S. Descloux, V. Chanudet, and S. Hughes. 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.
- Girard, M., C. Goulon, A. Tessier, P. Vonlanthen, and J. Guillard. 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquatic Living Resources* 33:9.
- Godlewska, M., J. Frouzova, J. Kubecka, W. Wiśniewolski, and J. Szlakowski. 2012. Comparison of hydroacoustic estimates with fish census in shallow Malta Reservoir—which TS/L regression to use in horizontal beam applications? *Fisheries Research* 123:90-97.
- György, Á. I. 2013. Fish stock assessments by means of gillnetting and hydroacoustics in shallow lacustrine environments and the relationship between the achieved results. University of Pannonia.
- Hansson, S. and L. G. Rudstam. 1995. Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea*

- harengus) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:75-83.
- Kurkilahti, M., M. Appelberg, T. Hesthagen, and M. Rask. 2002. Effect of fish shape on gillnet selectivity: a study with Fulton's condition factor. *Fisheries Research* 54:153-170.
- Mehner, T., S. Busch, I. P. Helland, M. Emmrich, and J. Freyhof. 2010. Temperature-related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecology of Freshwater Fish* 19:408-419.
- Mehner, T. and M. Schulz. 2002. Monthly variability of hydroacoustic fish stock estimates in a deep lake and its correlation to gillnet catches. *Journal of Fish Biology* 61:1109-1121.
- Nilsson, H., M. Appelberg, T. Axenrot, and J. Vinterstare. 2022. Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser - möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. Pp. 80. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Olin, M. and T. Malinen. 2003. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia* 506:443-449.
- Parker-Stetter, S., L. G. Rudstam, P. J. Sullivan, and D. M. Warner. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the great lakes.
- Pollom, R. A. and G. A. Rose. 2016. A global review of the spatial, taxonomic, and temporal scope of freshwater fisheries hydroacoustics research. *Environmental Reviews* 24:333-347.
- Říha, M., D. Ricard, M. Vašek, M. Prchalová, T. Mrkvička, T. Jůza, M. Čech, V. Draštík, M. Muška, M. Kratochvíl, J. Peterka, M. Tušer, J. Sed'a, P. Blabolil, M. Bláha, J. Wanzenböck, and J. Kubečka. 2015. Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir. *Hydrobiologia* 747:111-131.
- Russell, W. M. S. and R. L. Burch. 1959. *The principles of humane experimental technique*. Methuen.
- Shu, L., A. Ludwig, and Z. Peng. 2021. Environmental DNA metabarcoding primers for freshwater fish detection and quantification: In silico and in tanks. *Ecology and evolution* 11:8281-8294.
- Sundelöf, A., A. Florin, B. Rogell, E. Bolund, F. Sca Vitale, G. Sundblad, H. Strömberg, I. Ahlbeck Bergendahl, J. Sundin, K. Lundström, K. Wikström, K. Magnusson, L. Fetterplace, L. Wennerström, M. Ogonowski, M. Bergenius Nord, N. Holmgren, O. Kaljuste, P. Bohman, R. Fredriksson, S. Eiler, S. Larsson, T. Axenrot, and Ö. Östman. 2022. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2021. Havs- och Vattenmyndigheten Rapportseri
- Tátrai, I., A. Specziár, A. György, and P. Bíró. 2008. Comparison of fish size distribution and fish abundance estimates obtained with hydroacoustics and gill netting in the open water of a large shallow lake. Pp. 231-240. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences.
- Wassermann, S. N. and M. P. Johnson. 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.
- Yoshitake, K., A. Fujiwara, A. Matsuura, M. Sekino, M. Yasuike, Y. Nakamura, R. Nakamichi, M. Kodama, Y. Takahama, A. Takasuka, S. Asakawa, K. Nishikiori, T. Kobayashi, and S. Watabe. 2021. Estimation of tuna population by the improved analytical pipeline of unique molecular identifier-assisted HaCeD-Seq (haplotype count from eDNA). *Scientific Reports* 11.
- Yoshitake, K., T. Yoshinaga, C. Tanaka, N. Mizusawa, M. S. Reza, A. Tsujimoto, T. Kobayashi, and S. Watabe. 2019. HaCeD-Seq: a Novel Method for Reliable and Easy Estimation About the Fish Population Using Haplotype Count from eDNA. *Marine Biotechnology* 21:813-820.

Referensbilaga

1. Mrnak, J.T., Sikora, L.W., Jake Vander Zanden, M., Hrabik, T.R. & Sass, G.G. 2021 Hydroacoustic surveys underestimate yellow perch population abundance: the importance of considering habitat use. *North American Journal of Fisheries Management* **41**, 1079-1087.
2. Girard, M., Goulon, C., Tessier, A., Vonlanthen, P. & Guillard, J. 2020 Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquatic Living Resources* **33**, 9.
3. Holubová, M., Čech, M., Vašek, M. & Peterka, J. 2019 On the use of a visual census in surveying fish communities in lentic water bodies. *Ecological Indicators* **105**, 1-5.
4. Fisch, N.C., Bence, J.R., Myers, J.T., Berglund, E.K. & Yule, D.L. 2019 A comparison of age-and size-structured assessment models applied to a stock of cisco in Thunder Bay, Ontario. *Fisheries Research* **209**, 86-100.
5. DuFour, M.R., Qian, 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.
6. Lian, Y., Huang, G., Godlewska, M., Cai, X., Li, C., Ye, S., Liu, J. & Li, Z. 2018 Hydroacoustic estimates of fish biomass and spatial distributions in shallow lakes. *Journal of Oceanology and Limnology* **36**, 587-597.
7. Li, Y., Liu, Q., Chen, L., Zhao, L., Wu, H., Chen, L. & Hu, Z. 2018 A comparison between benthic gillnet and bottom trawl for assessing fish assemblages in a shallow eutrophic lake near the Changjiang River estuary. *Journal of Oceanology and Limnology* **36**, 572-586.
8. Zenone, A.M., Burkepille, D.E. & Boswell, K.M. 2017 A comparison of diver vs. acoustic methodologies for surveying fishes in a shallow water coral reef ecosystem. *Fisheries Research* **189**, 62-66.
9. Pollom, R.A. & Rose, G.A. 2016 A global review of the spatial, taxonomic, and temporal scope of freshwater fisheries hydroacoustics research. *Environmental Reviews* **24**, 333-347.
10. Olin, M., Tiainen, J., Kurkilahti, M., Rask, M. & Lehtonen, H. 2016 An evaluation of gillnet CPUE as an index of perch density in small forest lakes. *Fisheries Research* **173**, 20-25.
11. Guillard, J., Lebourges-Daussy, A., Balk, H., Colon, M., Jóźwik, A. & Godlewska, M. 2014 Comparing hydroacoustic fish stock estimates in the pelagic zone of temperate deep lakes using three sound frequencies (70, 120, 200 kHz). *Inland Waters* **4**, 435-444.
12. Prchalová, M., Peterka, J., Čech, M. & Kubečka, J. 2013 A simple proof of gillnet saturation.
13. Lyche-Solheim, A., Feld, C.K., Birk, S., Phillips, G., Carvalho, L., Morabito, G., Mischke, U., Willby, N., Søndergaard, M. & Hellsten, S. 2013 Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia* **704**, 57-74.
14. György, Á.I. 2013 Fish stock assessments by means of gillnetting and hydroacoustics in shallow lacustrine environments and the relationship between the achieved results, University of Pannonia.
15. Emmrich, M. 2013 Fish assemblages in European lakes.
16. Muška, M., Vašek, M., Modrý, D., Jirků, M., Ojwang, W.O., Malala, J.O. & Kubečka, J. 2012 The last snapshot of natural pelagic fish assemblage in Lake Turkana, Kenya: A hydroacoustic study. *Journal of Great Lakes Research* **38**, 98-106.
17. Kubečka, J., Godø, O.R., Hickley, P., Prchalová, M., Říha, M., Rudstam, L. & Welcomme, R. 2012 Fish sampling with active methods. (pp. 1-3, Elsevier).
18. György, Á., Tátrai, I. & Specziár, A. 2012 Relationship between horizontal hydroacoustic stock estimates and gillnet catches of surface-oriented fish in shallow Lake Balaton (Hungary). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 06.
19. Guillard, J., Simier, M., Albaret, J.-J., Raffray, J., Sow, I. & De Morais, L.T. 2012 Fish biomass estimates along estuaries: a comparison of vertical acoustic sampling at fixed stations and purse seine catches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **107**, 105-111.
20. Godlewska, M., Frouzova, J., Kubečka, J., Wiśniewolski, W. & Szlakowski, J. 2012 Comparison of hydroacoustic estimates with fish census in shallow Malta Reservoir—which TS/L regression to use in horizontal beam applications? *Fisheries Research* **123**, 90-97.

21. Emmrich, M., Winfield, I.J., Guillard, J., Rustadbakken, A., Verges, C., Volta, P., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Brucet, S. & Holmgren, K. 2012 Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshw. Biol.* **57**, 2436-2448.
22. Dennerline, D.E., Jennings, C.A. & Degan, D.J. 2012 Relationships between hydroacoustic derived density and gill net catch: implications for fish assessments. *Fisheries Research* **123**, 78-89.
23. Yu, H., Jiao, Y. & Winter, A. 2011 Catch-rate standardization for yellow perch in Lake Erie: a comparison of the spatial generalized linear model and the generalized additive model. *Transactions of the American Fisheries Society* **140**, 905-918.
24. Tan, X., Kang, M., Tao, J., Li, X. & Huang, D. 2011 Hydroacoustic survey of fish density, spatial distribution, and behavior upstream and downstream of the Changzhou Dam on the Pearl River, China. *Fisheries Science* **77**, 891-901.
25. Prchalová, M., Mrkvička, T., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Muška, M., Kratochvíl, M. & Vašek, M. 2010 Fish activity as determined by gillnet catch: a comparison of two reservoirs of different turbidity. *Fisheries Research* **102**, 291-296.
26. Emmrich, M., Helland, I., Busch, S., Schiller, S. & Mehner, T. 2010 Hydroacoustic estimates of fish densities in comparison with stratified pelagic trawl sampling in two deep, coregonid-dominated lakes. *Fisheries Research* **105**, 178-186.
27. Specziár, A., Erős, T., György, Á.I., Tátrai, I. & Bíró, P. 2009 A comparison between the benthic Nordic gillnet and whole water column gillnet for characterizing fish assemblages in the shallow Lake Balaton. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (pp. 171-180, EDP Sciences).
28. Tátrai, I., Specziár, A., György, A. & Bíró, P. 2008 Comparison of fish size distribution and fish abundance estimates obtained with hydroacoustics and gill netting in the open water of a large shallow lake. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (pp. 231-240, EDP Sciences).
29. Lauridsen, T.L., Landkildehus, F., Jeppesen, E., Jørgensen, T.B. & Søndergaard, M. 2008 A comparison of methods for calculating Catch Per Unit Effort (CPUE) of gill net catches in lakes. *Fisheries Research* **93**, 204-211.
30. Baldwin, C.M. & McLellan, J.G. 2008 Use of gill nets for target verification of a hydroacoustic fisheries survey and comparison with kokanee spawner escapement estimates from a tributary trap. *North American Journal of Fisheries Management* **28**, 1744-1757.
31. Aydin, K.Y., Gaichas, S.K., Ortiz, I., Kinzey, D.H. & Friday, N. 2007 A comparison of the Bering Sea, Gulf of Alaska, and Aleutian Islands large marine ecosystems through food web modeling.
32. Mehner, T. 2006 Prediction of hydroacoustic target strength of vendace (*Coregonus albula*) from concurrent trawl catches. *Fisheries Research* **79**, 162-169.
33. Axenrot, T. 2005 Pelagic fish distribution and dynamics in coastal areas in the Baltic Sea Proper, Institutionen för systemekologi.
34. Gangl, R.S. & Whaley, R.A. 2004 Comparison of fish density estimates from repeated hydroacoustic surveys on two Wyoming waters. *North American Journal of Fisheries Management* **24**, 1279-1287.
35. Didrikas, T. & Hansson, S. 2004 In situ target strength of the Baltic Sea herring and sprat. *ICES Journal of Marine Science* **61**, 378-382.
36. Axenrot, T. & Hansson, S. 2004 Seasonal dynamics in pelagic fish abundance in a Baltic Sea coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60**, 541-547.
37. Olin, M. & Malinen, T. 2003 Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia* **506**, 443-449.
38. Mehner, T., Gassner, H., Schulz, M. & Wanzenböck, J. 2003 Comparative fish stock estimates in Lake Stechlin by parallel split-beam echosounding with 120 kHz. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol* **58**, 227-236.
39. Mehner, T. & Schulz, M. 2002 Monthly variability of hydroacoustic fish stock estimates in a deep lake and its correlation to gillnet catches. *J. Fish Biol.* **61**, 1109-1121.

40. Elliott, J. & Fletcher, J. 2001 A comparison of three methods for assessing the abundance of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Windermere (northwest England). *Fisheries research* **53**, 39-46.
41. Hedgepeth, J., Gallucci, V.F., Campos, J. & Mug, M. 2000 Hydroacoustic estimation of fish biomass in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* **48**, 371-387.
42. Peltonen, H., Ruuhijärvi, J., Malinen, T. & Horppila, J. 1999 Estimation of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and smelt (*Osmerus eperlanus* (L.)) stocks with virtual population analysis, hydroacoustics and gillnet CPUE. *Fisheries Research* **44**, 25-36.
43. Hansson, S. & Rudstam, L. 1996 Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Oceanographic Literature Review* **2**, 189.
44. Hansson, S. & Rudstam, L.G. 1995 Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**, 75-83.
45. Hanson, S. & Rudstam, L. 1995 Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical gillnet and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci* **52**, 75-83.
46. Hansson, S. 1993 Variation in hydroacoustic abundance of pelagic fish. *Fisheries research* **16**, 203-222.
47. Rudstam, L.G., Magnuson, J.J. & Tonn, W.M. 1984 Size selectivity of passive fishing gear: a correction for encounter probability applied to gill nets. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* **41**, 1252-1255.
48. Hamley, J.M. 1975 Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Board of Canada* **32**, 1943-1969.
49. Godlewska, M., Doroszczyk, L., Długoszewski, B., Andrzejewski, W., Wiśniewolski, W., Szlakowski, J., Buras, P. & Ligęza, J. Comparison of acoustic estimates of fish stock with fish census during reservoir draining.
50. Baran, R. Study of surface layers of water bodies using hydroacoustic method.

