

Åtgärdsprogram för tumlare



Phocoena phocoena (Linnaeus, 1758)



Åtgärdsprogram för tumlare

Phocoena phocoena (Linnaeus, 1758)

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

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2020-06-22

ISBN: 978-91-89329-10-2 Omslagsfoto: Susanne Viker

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

Förord

Sverige har undertecknat Konventionen om biologisk mångfald och därmed åtagit sig att främja skyddet av ekosystem, naturliga livsmiljöer och bibehållandet av livskraftiga populationer av arter. Livskraftiga populationer är ett kvitto på att arter har god tillgång på naturliga livsmiljöer, att de har möjlighet att sprida sig och att viktiga funktioner och processer i ekosystemen fungerar. Uppemot tio procent av bedömda djur- och växtarter i Sverige saknar dessa förutsättningar och hotas av utrotning. Särskilda insatser krävs för att klara de mest hotade arterna.

Åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper är en satsning på arter vars existens inte kan säkerställas genom pågående åtgärder för hållbar mark- och vattenanvändning, eller befintligt områdesskydd. Programmen är ett viktigt verktyg i Havs- och vattenmyndigheten och länsstyrelsernas i arbetet för att nå de av regeringen beslutade miljö kvalitetsmålen "Ett rikt växt- och djurliv", "Levande sjöar och vattendrag" och "Hav i balans samt levande kust och skärgård" samt övriga ekosystemrelaterade miljö kvalitetsmål.

Åtgärdsprogram för tumlare, *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758), presenterar Havs- och vattenmyndighetens syn på mål och på vilka åtgärder som behöver genomföras för arten. Programmet har på Havs- och vattenmyndighetens uppdrag upprättats av Julia Carlström Naturhistoriska Riksmuseet. Sara Königson, Sveriges lantbruksuniversitet har bidragit med underlag om fiske.

Åtgärdsprogrammet innehåller en omfattande kunskapsöversikt och presentation av angelägna åtgärder under 2021–2025 för att i Sverige förbättra rådande bevarandestatus för tumlare. Åtgärderna samordnas mellan olika intressenter, vilket får till följd att kunskapen om och förståelsen för arten ökar. Förankring av åtgärderna har skett genom samråd och en bred remissprocess där statliga myndigheter, kommuner, experter och intresseorganisationer haft möjlighet att bidra till utformningen av programmet.

Åtgärdsprogrammet är ett led i att förbättra bevarandearbetet och utöka kunskapen om tumlare. Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att programmet kommer att stimulera till engagemang och konkreta åtgärder på regional och lokal nivå, så att arten så småningom kan få en gynnsam bevarandestatus. Havs- och vattenmyndigheten tackar alla de som har bidragit med synpunkter vid framtagandet av åtgärdsprogrammet och de som kommer att bidra till genomförandet av detsamma.

Göteborg, juni, 2021

Johan Kling

Chef för Avdelningen för Vattenförvaltning

Fastställelse, giltighet, utvärdering och tillgänglighet

Havs- och vattenmyndigheten beslutade den 22 juni 2021 (Dnr 3591-20), att fastställa åtgärdsprogrammet för tumlare.

Programmet är ett vägledande, ej formellt bindande dokument och gäller under åren 2021–2025. Utvärdering och/eller revidering sker under det sista året programmet är giltigt. Om behov uppstår kan åtgärdsprogrammet utvärderas och/eller revideras tidigare.

På www.havochvatten.se kan det här och andra åtgärdsprogram laddas ned.

Sammanfattning

Tumlare (*Phocoena phocoena*) är en av de minsta tandvalarna och förekommer i kalla och tempererade vatten på norra halvklotet. I svenska vatten finns tre populationer: Nordsjö-, Bälthavs- och Östersjöpopulationen. I den svenska rödlistningsbedömningen år 2020 klassas Östersjöpopulationen som Akut hotad (CR). Den senaste antalsuppskattningen avser perioden 2011–2013 då antalet Östersjötumlare skattades till endast 497 individer (95 % konfidensintervall 80–1091). Eftersom en stor andel av Östersjöpopulationen uppehåller sig inom svensk ekonomisk zon har Sverige ett stort ansvar för att bevara Östersjötumlaren. Arten i sin helhet klassas som Livskraftig (LC) i Sverige och globalt.

Som enda valart förekommande året runt i haven kring Sverige har tumlaren ett stort symboliskt värde. Tumlaren är en flaggskeppsart.

Det långsiktiga målet med åtgärdsprogrammet är att senast 2040 ska förutsättningarna i svenska vatten vara så att alla tre populationerna kan återhämta sig till minst 80 % av deras biokapacitet inom 100 år. Tillsvidare innebär detta för Nordsjö- och Bälthavspopulationen att den mänskligt orsakade dödligheten inte ska överstiga de beräknade mortalitetsgränser som fastställs inom Helcom och Oskar. För Östersjöpopulationens ska den mänskligt orsakade dödligheten vara noll så länge bevarandestatus inte är gynnsam, och när gynnsam bevarandestatus har uppnåtts ska den mänskligt orsakade dödligheten inte överstiga populationens mortalitetsgräns.

Bifångster bedöms vara det största hotet mot tumlare. De bifångas främst i bottensatta garn med stora maskar, som t.ex. garn för torsk (*Gadus morhua*), plattfisk och sjurygg (*Cyclopterus lumpus*).

Tumlare har mycket känslig hörsel och påverkas beteendemässigt redan vid mycket låga nivåer av undervattensbuller. Kraftigt bullrande aktiviteter som t.ex. pålning har visats minska tumlarförekomsten inom 20 km avstånd.

Miljögifter som PCB orsakar nedsatt reproduktionsförmåga och immunförsvar hos tumlare. Kunskapen om den aktuella hälsostatusen hos tumlare i haven kring Sverige är bristfällig,

I detta åtgärdsprogram föreslås ett antal åtgärder för att minska bifångstriskerna, t.ex. inrättande av fredningsområden där endast alternativa fiskeredskap som t.ex. burar, fällor och långrev får användas, samt utökad användning av pingers. Vidare föreslås införande av formellt skydd av områden som är viktiga för tumlare. Risken för påverkan från undervattensbuller kan minskas genom införande av nationella gränsvärden och vägledning. Åtgärdsprogrammet innehåller också ett antal informationsåtgärder samt åtgärder som ökar vår kunskap om tumlare. Åtgärdsprogrammet täcker inte in den typen av åtgärder som måste till för att minska miljögiftsbelastning i våra hav.

Summary

The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) is one of the smallest toothed whale species. It is found in cold and temperate waters of the Northern Hemisphere. Within Swedish waters there are three distinct populations of harbour porpoises: the North Sea population, the Belt Sea population, and Baltic Proper population.

In the 2020 Red List of Swedish Species the Baltic Proper population of harbour porpoises is listed as Critically Endangered (CR). The most recent population abundance estimate (completed between 2011-2013) indicates that only 497 animals remain (95% confidence interval, 80–1091 animals). Since a major part of the population resides within the Swedish Exclusive Economic Zone, Sweden has a special responsibility for the conservation of this population. The Red List status for the species as a whole is Least Concern (LC).

As the only cetacean species living year-round in Swedish waters the harbour porpoise has a significant symbolic value in Sweden. It is a flagship species.

The long-term (prior to 2040) target for the harbour porpoise action plan is to ensure that the conditions in Swedish waters enable all three populations to reach 80% of their biocapacity over the next 100 years. For the time being this means that human-induced mortality should not exceed mortality thresholds established by Helcom/Ospar for the North Sea and Belt Sea populations. For the Baltic Proper population human induced mortality should be zero until favourable conservation status is reached. Once favourable conservation status has been reached human induced mortality must not exceed the population's mortality threshold.

There are many threats towards the conservation of harbour porpoises, with bycatch judged to have the strongest impact on the populations. The largest risk for bycatch comes from static net fisheries with larger mesh sizes, for example nets set for cod (*Gadus morhua*), flatfish and lumpfish (*Cyclopterus lumpus*). Harbour porpoise's sensitive hearing leads to behavioural changes in response to very low levels of underwater noise pollution. High-noise activities such as pile-driving have been shown to affect abundance within a 20 km radius.

Pollutants such as polychlorinated biphenyls (PCBs) are known to cause decreased fertility and immune responses in the harbour porpoise. However, knowledge on the current health status in Swedish waters is inadequate. This action plan recommends a number of measures to reduce risk for bycatch, for example the creation of areas where the use of fishing gear is reduced to pots, traps, or longlines, or an increased use of pingers in other areas. Furthermore, key areas of importance for the harbour porpoise should be formally protected. Effects of underwater noise pollution can be reduced through the introduction of national threshold values for noise levels and development of guidance documents. The action plan contains a number of activities to inform the public and relevant stakeholders on harbour porpoise conservation issues and threats. Further research is recommended to increase knowledge on harbour porpoise ecology and the influence of anthropogenic activities. Measures to reduce the pollution load of the marine environment fall outside the framework of this action plan.

Swedish action plans for threatened species or habitats are not legally binding but serve as guidelines to achieve defined conservation goals. The present action plan for the harbour porpoise is valid for the period 2021-2025.

Innehåll

Sammanfattning	7
Summary	8
Artfakta	12
Artbeskrivning och identifiering	12
Beskrivning av arten	12
Underarter och populationer	12
Förväxlingsarter	14
Bevaranderelevant genetik	17
Genetisk variation och genetiska problem	17
Biologi och ekologi	18
Livscykel	18
Livsmiljö	18
Artens lämplighet som signal- eller indikatorart	22
Utbredning och populationsstatus	23
Historik och trender	23
Orsaker till tillbakagång	24
Aktuell utbredning	40
Aktuella populationsfakta	43
Aktuell hotsituation	44
Troliga effekter av olika förväntade klimatförändringar	53
Skyddsstatus i lagar och konventioner	54
Nationella regelverk	54
EU-lagstiftning	55
Internationella konventioner och aktionsprogram (Action plans)	56
Marin förvaltning och fiskeregleringar	61
Nationella regelverk	61
EU-lagstiftning	62
EU-förordningar relaterade till att minimera bifångster av tumlare i yrkesfisket	63
Övriga fakta	66
Utvärdering av tidigare åtgärdsprogram	66
Resultat från sårbarhetsanalyser	66
Lärdomar från bifångstreglering	67
Samverkan	70

Obduktion och insamling av döda tumlare	70
Inventeringar	72
Bifångster	72
Undervattensbuller	77
Vision och mål	80
Vision	80
Långsiktigt mål	80
Kortsiktigt mål	80
Bristanalys	82
Åtgärder och rekommendationer	83
Beskrivning av åtgärder	83
Information och rådgivning	83
Samverkansåtgärder	84
Utbildning	85
Ny kunskap	85
Inventering	89
Omprövning av gällande bestämmelser	89
Områdesskydd	90
Skötsel, restaurering och nyskapande av livsmiljöer	91
Åtgärder för att minska direkt mänsklig påverkan	91
Övervakning	93
Uppföljning	94
Allmänna rekommendationer	97
Åtgärder som kan skada eller gynna tumlare	97
Finansieringshjälp för åtgärder	97
Utsättning av arter i naturen för återintroduktion, populations-förstärkning eller omflyttning	98
Myndigheterna kan ge information om gällande lagstiftning	98
Råd om hantering av kunskap om observationer	98
Konsekvenser och samordning	100
Konsekvenser	100
Åtgärdsprogrammets effekter på olika naturtyper och på andra rödlistade arter	100
Kontroll av efterlevnad av gällande regelverk	100
Intressekonflikter	101
Samordning	101
Samordning som bör ske med andra åtgärdsprogram	101

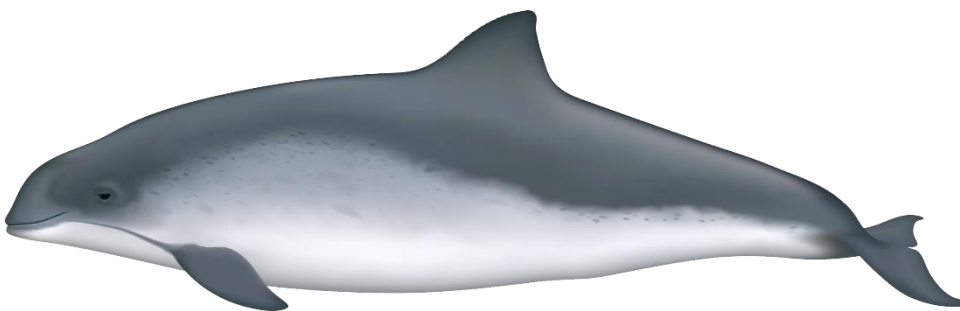
Samordning som bör ske med miljöövervakningen och annan uppföljning än ÅGP:s.	101
Källförteckning	102
Bilaga 1. Föreslagna åtgärder	122

Artfakta

Artbeskrivning och identifiering

Beskrivning av arten

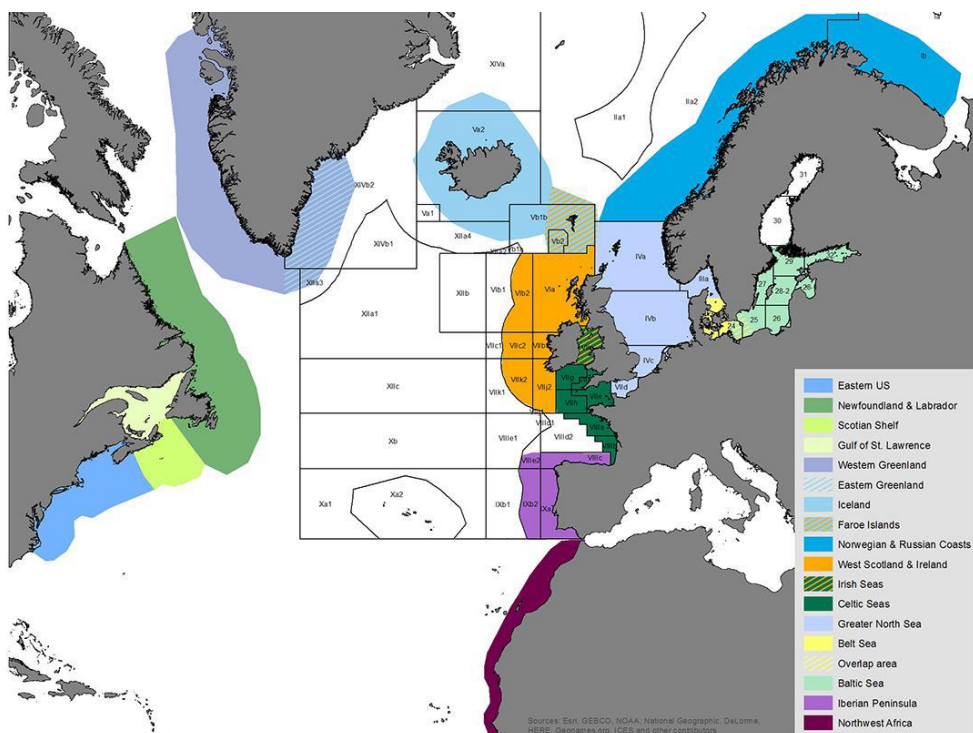
Tumlaren (*Phocoena phocoena*) är en av de minsta tandvalarna. Vuxna individer är cirka 140–170 cm långa och väger runt 40–70 kg (Lockyer & Kinze, 2003). Honorna blir något större än hanarna. Ryggen är gråsvart, sidorna ljusare och magen vit. Ett smalt mörkt streck går från mungipan till bröstfenans framkant. Ryggfenan är liten och trekantig. Huvudet är runt och nosen trubbig (Figur 1).



Figur 1 Tumlare. Illustration: Uko Gorter.

Underarter och populationer

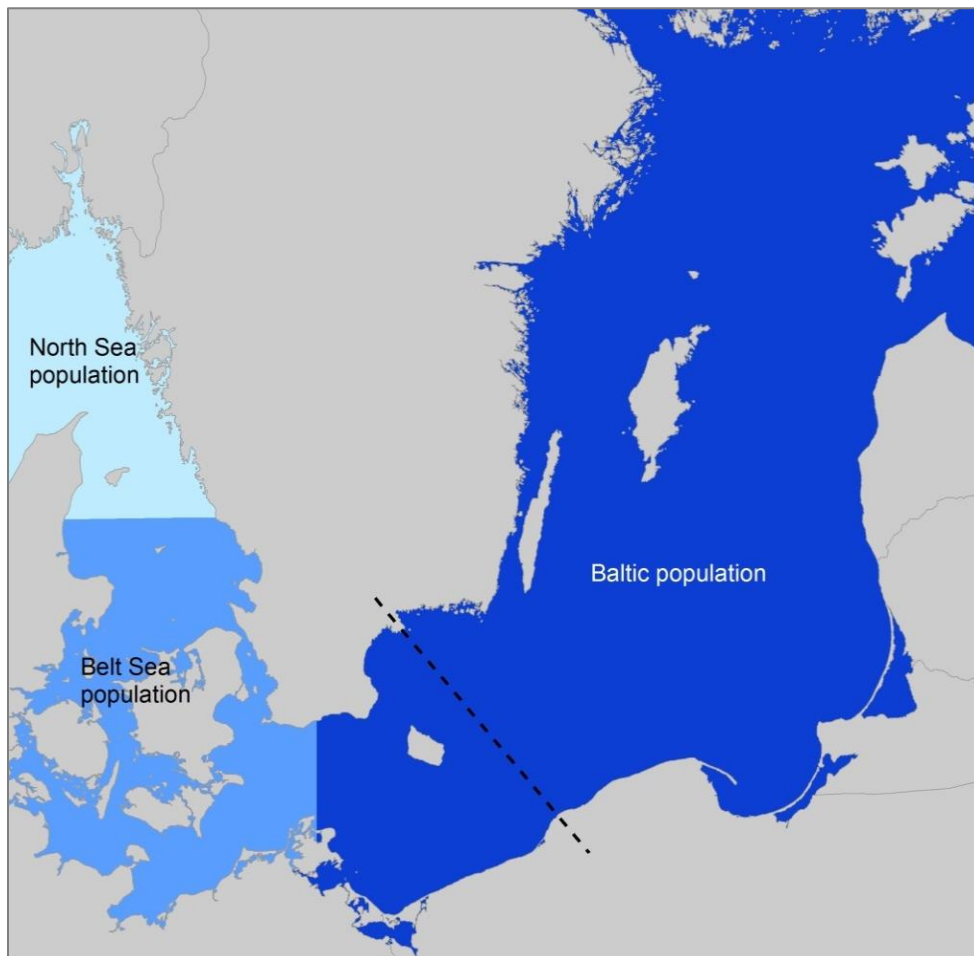
Tumlare förekommer i kalla och tempererade vatten på norra halvklotet. Arten är uppdelad på tre underarter som förekommer i Stilla Havet (*P. p. vomerina*), Atlanten (*P. p. phocoena*) respektive Svarta Havet (*P. p. relicta*) (Society for Marine Mammalogy Committee on Taxonomy, 2020). Tumlarna kring den iberiska halvön och nordvästra Afrika har föreslagits tillhöra ytterligare en underart (*P. p. meridionalis*) (Fontaine et al., 2014, 2010). Underarterna är i sin tur uppdelade på flera populationer och i vissa fall även subpopulationer. En workshop om tumlare i Norra Atlanten identifierade 18 förvaltningsenheter av tumlare i Norra Atlanten (Figur 1) (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).



Figur 2 Förvaltningsenheter av tumlare i Norra Atlanten (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).

Tumlarna i haven kring Sverige tillhör tre förvaltningsenheter, här kallade Nordsjöpopulationen, Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen (Figur 2). Dessa förvaltningsenheter bygger på studier av tumlares genetik (Berggren and Wang, 2008; Lah et al., 2016; Wang and Berggren, 1997; Wiemann et al., 2010), morfologi (Galatius et al., 2012), säsongsmässiga utbredningsmönster (Carlén et al., 2018; Sveegaard et al., 2015), samt syntes av dessa (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).

Under maj–september går förvaltningsgränsen mellan Nordsjö- och Bälthavspopulationen längs latitud 56,95°N (strax norr om Falkenberg vid den svenska kusten). Förvaltningsgränsen mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen går under maj–oktober längs en diagonal linje mellan Listerlandet i Hanöbukten, Sverige och Jarosławiec nära Słupsk, Polen (Carlén et al., 2018). Området mellan denna linje och longitud 13,5°O (öster om Skateholm på Skånes sydkust) kallas ofta för ett övergångsområde mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen. Eftersom tumlare är mycket mobila är inga gränser exakta, och under sommaren hyser detta område både en mindre andel av Bälthavspopulationen (Sveegaard et al., 2015) och sannolikt även Östersjötumlare, om än i lägre täthet än öster om dess förvaltningsgräns. För övriga tider på året finns det inga förvaltningsgränser framtagna. Det är inte fastställt hur långt västerut Östersjötumlare rör sig under vintern, men Ices rekommenderar att longitud 13,0°O (öster om Höllviken på Skånes sydkust) används som förvaltningsgräns för Östersjötumlare under November–April (ICES, 2020a). Detta innebär dock inte att samma gräns rekommenderas för Bälthavstumlare under samma tid.



Figur 3 Förvaltningsgränser under sommaren för tumlarpopulationer i haven kring Sverige. Eftersom tumlare är mobila förekommer individer även utanför sin populations förvaltningsområde.

Internationella Naturvårdsunionen (*International Union for Conservation of Nature & Natural Resources*, IUCN) kategoriserar Östersjötumlaren som en underpopulation (Hammond et al., 2008a). IUCN anger även att de definierar termen "population" som det totala antalet individer inom en taxonomisk grupp, vilket skiljer sig från vad som är vanligt inom biologin. Vidare definierar IUCN "underpopulation" som en geografiskt eller på annat sätt separat grupp inom en population med begränsat demografiskt eller genetiskt utbyte (vanligtvis ett eller färre gametutbyten per år).

Förväxlingsarter

En levande tumlare känns bäst igen på den låga triangelformade ryggfenan när tumlaren "rullar" upp lågt i vattenytan och ned igen. För att kunna se den behöver havet vara lugnt. Tumlare är vanligen skygga och förekommer oftast ensamma eller som en vuxen hona i sällskap av sin kalv. Fler djur kan dock samlas vid gynnsamma förhållanden. Det är sällsynt att tumlare närmar sig fartyg, hoppas högt ur vattnet eller rider på bogvågen såsom många delfinarter gör. Delfiner är generellt betydligt större, har en högre och mer bakåtböjd ryggfena och de flesta arter har även en lång nos. Sälar har inte ryggfena och i vattnet syns deras huvud ofta som ett mörkt flöte som guppar upp och ned på ett och samma ställe.

En strandad tumlare skiljs lättast från en delfin genom tänderna. Tumlare har små trubbiga och från sidan tillplattade tänder medan delfinernas tänder är längre och koniska. Till skillnad från både tumlare och delfiner har sälar päls och deras tänder har olika form på olika platser i munnen (Figur 4). En tandidentifieringsguide för tandvalar som förekommer i svenska vatten finns på webbsidan för nätverket valar.se.



Figur 4, a) Skalle av tumlare (ca 29 cm lång),



b) Skalle av sadeldelfin/springare (*Delphinus delphis*) (ca 48 cm lång)



c) underkäke från gräsäl, knobbsäl och vikare. Notera tändernas olika form. Hos en levande tumlare syns endast den övre rundade delen av tanden. Foto: Julia Carlström, Naturhistoriska riksmuseet

Bevaranderelevant genetik

Genetisk variation och genetiska problem

Det saknas kunskap för säkra slutsatser om genetisk variation hos Nordsjö-, Bälthavs- och Östersjöpopulationen av tumlare.

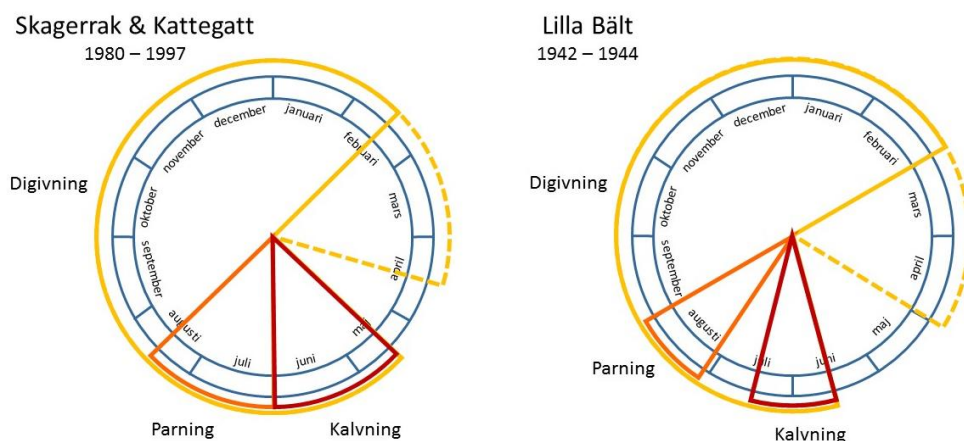
En analys av 95 olika däggdjursarter har visat att det i genomsnitt krävs en populationsstorlek på minst 3876 individer (95 % konfidensintervall 2261–5095) för att en population ska vara livskraftig ur genetiskt perspektiv (Traill et al., 2007). Detta kan jämföras med populationsestimatet för Östersjötumlar på 497 individer (95 % konfidensintervall 80–1091; Sambah, 2016).

Inavel ökar risken för utdöende genom negativa effekter på alla aspekter av reproduktion och överlevnad, inklusive spermieproduktion, parningsförmåga, honors fruktsamhet, avkommors överlevnad, honornas förmåga att omhänderta sina ungar, ålder för könsmognad, samt överlevnad av vuxna djur (Frankham, 2005). Minskad genetisk variation minskar även populationens resiliens (motstånds- och återhämtningsförmåga) samt anpassningsförmåga till miljöförändringar som t.ex. klimatförändringar eller nya eller förändrade sjukdomar och parasiter (Frankham, 2005; Lacy, 1997).

Biologi och ekologi

Livscykel

Tumlare är säsongreproduktiva och i skandinaviska vatten sker parningen kring juli–augusti. Hanar blir köns mogna vid 3–4 års ålder och honor vid 3–5 års ålder. Honorna blir sällan dräktiga samma år som de blir köns mogna, men föder därefter oftast en kalv vartannat, eller i mer sällsynta fall varje år. Dräktigheten varar i cirka 10–11 månader, vilket innebär att kalvarna föds kring maj–juli. Kalvarna diar i cirka 8–10 månader. Tumlare blir sällan över 12 år gamla (Börjesson and Read, 2003; Kesselring et al., 2018, 2017; Lockyer, 2003; Lockyer and Kinze, 2003; Murphy et al., 2020; Read and Hohn, 1995; Sørensen and Kinze, 1994) (Figur 4). Förändringar i ålder för köns mognad har observerats variera över tid, och en möjlig orsak till detta föreslås vara begränsningar i tillgång till lämplig föda (Murphy et al., 2020). Tumlare beräknas ha en maximal tillväxthastighet på cirka 4–9,4 % per år (Barlow & Boveng, 1991; Caswell et al., 1998; Woodley & Read, 1991). I förvaltningssammanhang används 4 % som standard för maximal tillväxthastighet (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019; Wade, 1998). För Östersjöpopulationen har den maximala tillväxthastigheten beräknats till 2,3 % i frånvaro av bifångster och påverkan från reproduktionsnedsättande miljögifter (Cervin et al., 2020)



Figur 5 Årscykel beräknad för tumlare bifångade eller strandade i Kattegatt och Skagerrak under perioden 1980–1997, respektive fångade i Lilla Bält, Danmark, 1942–1944. Figurerna bygger främst på data från Börjesson & Read (2003) samt Lockyer & Kinze (2003).

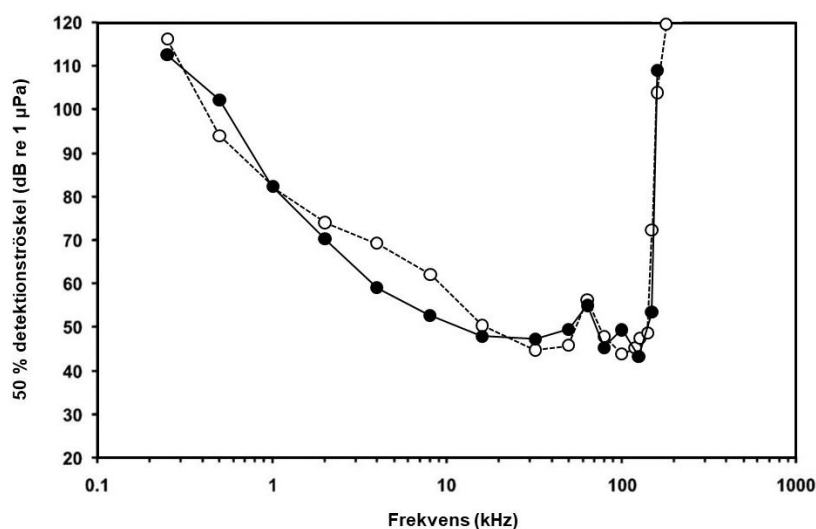
Livsmiljö

Dyk- och ekolokaliseringsförmåga

Tumlare tillbringar hela sitt liv i vattnet. Det är stora variationer mellan individer när det gäller dykbeteende och förflyttning, över året och mellan geografiska platser. Tumlare som har försetts med satellitsändare i danska vatten stannar över kontinentalsockeln året runt, medan tumlare från vattnen väster om Grönland till stor del lämnar kontinentalsockeln och nyttjar djupare vatten i Norra Atlanten under januari–juni (Nielsen et al., 2018). Det genomsnittliga vattendjupet för dagliga positioner för 71 Nordsjö- och Bälthavstumlare som försetts med satellitsändare i danska vatten var 84 m (Nielsen et al., 2018). Det djupaste dyket som har uppmätts för tumlare är 410 m

i Norra Atlanten (Nielsen et al., 2018). Över kontinentalsockeln är de maximala dykdjupen ungefär desamma som bottendjupen (Nielsen et al., 2018; Otani et al., 1998; Teilmann et al., 2007; Westgate et al., 1995). Tumlare har olika typer av dyk för bl.a. födosök, vila och transport (Linnenschmidt et al., 2013; Otani et al., 1998; Teilmann et al., 2007; Westgate et al., 1995; Wright et al., 2017). Det genomsnittliga dykdjupet inkluderar alla typer av dyk. För tumlare försedda med sändare väster om Grönland har mediandjupet uppmätts till 200 m (Nielsen et al., 2018), medan medeldjupet har uppmätts till 12–25 m för tumlare som försetts med sändare i Danmark, Kanada och Japan (Otani et al., 1998; Teilmann et al., 2007; Westgate et al., 1995). För de senare tumlarna var de flesta dyken korta och dykfrekvensen hög, ca 30 – 40 dyk per timme.

Liksom för andra valar är hörseln tumlarens främsta sinne. Tumlare har ett brett hörselomfång och är beroende av att kunna höra både ljud från omgivningen och ekot av sina egna signaler för att överleva. I Figur 6 visas hörselkurvor för två tumlare uppmätta vid beteendestudier i fångenskap (Kastelein et al., 2010). Liknande hörselkurvor har uppmätts hos 15 levande strandade och 12 vilda tumlare oavsiktligt fångade i sillbottengarn (nätgårdar) i danska vatten (Ruser et al., 2016).



Figur 6 Hörselkurvor för två tumlare uppmätt vid beteendestudier i fångenskap (efter Kastelein et al. (2010)). Tumlare hör de ljud som befinner sig ovanför kurvan.

Tumlare skickar ut serier med kraftiga, riktade klicksignaler på hög frekvens (110–150 kHz, medelkällstyrka 191 dB p-p re 1 µPa m) (Kyhn et al., 2013; Macaulay et al., 2017; Møhl and Andersen, 1973; Verboom and Kastelein, 1997; Villadsgaard et al., 2007). Man kan idag inte särskilja ekolokaliseringssignaler från olika tumlarindivider, men man kan däremot koppla olika typer av ekolokaliseringsbeteenden till olika förehavanden, som t.ex. orientering i omgivningen, födosök och kommunikation (Clausen et al., 2011; Sørensen et al., 2018; Verfuß et al., 2005; Wisniewska et al., 2016). Vid födosök är tidsintervallet mellan klicken mycket kort (Verfuß et al., 2005; Wisniewska et al., 2016).

Föda och födosöksbeteende

Studier av tumlares maginnehåll, stabila isotoper i musklerna och ekolokaliseringssklick visar att deras födoval och födosöksbeteende varierar mellan årstider och lokaler (Aarefjord et al., 1995; Andreasen et al., 2017; Fontaine et al., 2007; Pierce et al., 2007; Schaffeld et al., 2016; Sveegaard et al., 2012a). I Skagerrak och Kattegatt har man funnit att tumlares generella utbredningsmönster till stor del kan förklaras med sillens utbredningsmönster (Sveegaard et al., 2012b). I en större rumslig skala visar analyser av både maginnehåll (Aarefjord et al., 1995) och stabila isotoper i muskler (Fontaine et al., 2007) på ett generellt skifte från en dominans av bottenlevande bytesarter i de grunda vattnen i södra Östersjön, Bälthavet och Kattegatt, till en dominans av pelagiska arter i de djupare vattnen utanför Norge. Samma mönster, men ur ett evolutionärt tidsperspektiv, har man funnit vid analyser av skullform av tumlare från Östersjö-, Kattegatt- och Nordsjöpopulationen. Bälthavspopulationen har visat sig ha mer nedåtriktad nos än de två övriga, vilket tolkas som en anpassning till en högre andel bottenlevande föda i grundare vatten (Galatius et al., 2012).

Maginnehållsstudierna visar att tumlare äter ett mycket stort antal fiskarter, men att sill (*Clupea harengus*) och torsk dominerar. Andra vanligt förekommande arter är övriga torskfiskar (*Gadidae spp.*), skarpsill (*Sprattus sprattus*) och smörbultar (*Gobidae spp.*) (Aarefjord et al., 1995; Andreasen et al., 2017; Börjesson et al., 2003; Ross, 2016; Sveegaard et al., 2012a). För vuxna honor i Skagerrak och Kattegatt har pirål (*Myxine glutinosa*) visats utgöra en ganska stor andel av födan (Börjesson et al., 2003). I sydvästra Östersjön har man funnit att juveniler äter en mindre andel sill och torsk och mer smörbultar än vuxna tumlare (Andreasen et al., 2017).

I Sydvästra Östersjön fann man att den genomsnittliga storleken på konsumerad torsk var 23 cm och sill 18 cm (Andreasen et al., 2017). I Öresund var den genomsnittliga bytesstorleken 17 cm (Sveegaard et al., 2012a), och i vattnen från södra Östersjön till Norska havet har man funnit att merparten av tumlares bytesdjur i genomsnitt är 25 cm eller mindre (Aarefjord et al., 1995; Börjesson et al., 2003). Dessa resultat är beräknade från storleken på de otoliter (hörselstenar från fisk) som man har funnit i tumlarnas magar. Genom att sätta mätinstrument på fem tumlare i Kattegatt och Bälthavet och registrera ekona från deras egna signaler har man kunnat mäta stjärtslagen från de fiskar

som tumlarna jagar. Denna studie visar att fisken bara är 3–10 cm (Wisniewska et al., 2016). Skillnaden kan bero på att rester från så små fiskar är svåra att finna i maganalyser, eller på variation i tid och rum.

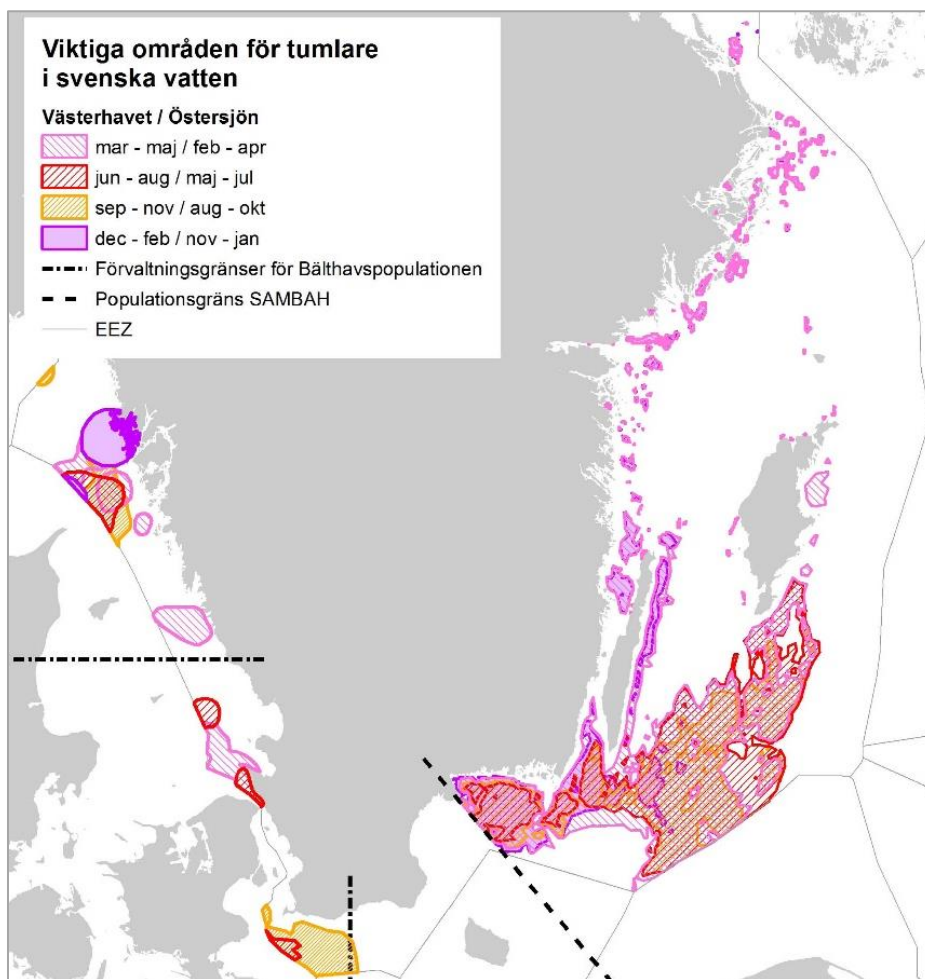
Akustiska studier med stationära instrument eller instrument fästa på tumlare visar att tumlare födosöker i en större utsträckning under natten än på dagen (Brandt et al., 2014; Carlström, 2005; Linnenschmidt et al., 2013; Mikkelsen et al., 2013; Todd et al., 2009; Wisniewska et al., 2016). För fem tumlare i Bälthavet uppmättes på dagen 0–200 försök i timmen att fånga bytet och på natten 50–550. Vid mer än 90 % av försöken bedömdes tumlarna ha fångat bytet (Wisniewska et al., 2016).

Viktiga områden

Tumlarens höga energibehov gör att dess utbredning är tätt knuten till produktiva områden (Embling et al., 2010; Gilles et al., 2011; Sveegaard et al., 2012b) med god förekomst av föredragna bytesarter (Gilles et al., 2016; Johnston et al., 2005; Sveegaard et al., 2012a). Vuxna honor har störst energibehov eftersom dräktighet och digivning är mycket energikrävande (Lockyer, 2007), varför de kan vara särskilt beroende av produktiva områden.

I svenska vatten är kunskapen om samband mellan tumlarförekomst och habitat mycket begränsad, varför viktiga områden för tumlare har identifierats baserat på data om tumlarförekomst och inte habitatfaktorer (Carlström & Carlén, 2016). I Skagerrak, Kattegatt och Öresund identifierades viktiga områden baserat på utbredningsmönster av tumlare som försetts med satellitsändare i danska vatten. I Östersjön baserades de på sannolikhet för förekomst av tumlare beräknat från en akustisk inventering. Målsättningen var att identifiera de områden som nyttjas av minst 30 % av respektive population per kvartal. Det är viktigt att notera att inga analyser gjordes för södra Östersjön under perioden november–april på grund av bristande kunskap om hur Bälthavs- och Östersjöpopulationerna överlappar i detta område under denna tid på året. Eftersom tumlaren är en migrerande art och vuxna honor i princip är dräktiga eller ger di året runt gjordes ingen vägning mellan olika kvartal. Rapportens tillvägagångssätt följer kriterier uppsatta av konventionen för biologisk mångfald (*Convention of Biological Diversity, CBD*), EU (EC, 2007) och Ross et al. (2011), samt en vägledning som Europakommissionen har utvecklat för urval av utpekande av marina Natura 2000-områden (EC, 2007). Sammanlagt identifierades åtta skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten (Figur 7):

- (1) Jyllands nordspets som nyttjas av Nordsjöpopulationen.
- (2) Fladen och Lilla Middelgrund, (3) Stora Middelgrund och norra Öresund, samt (4) sydvästra Östersjön. Dessa områden nyttjas främst av Bälthavspopulationen, åtminstone under sommaren. Ingen analys gjordes av viktiga områden för tumlare i sydvästra Östersjön under vinterhalvåret.
- (5) Hanöbukten, (6) söder om Öland (7) Midsjöbankarna och Hoburgs bank, samt (8) Norra Öland, vilka nyttjas av Östersjöpopulationen.



Figur 7 Viktiga områden för tumlare i svenska vatten per kvartal. Siffrorna följer numreringen i texten. Observera att i sydvästra Östersjön har ingen analys gjorts för perioden november–april. Områdena i Skagerrak och Kattegatt är baserade på Sveegaard et al. (2011b) och i Östersjön på Carlén m.fl. (2018). Förvaltningsgränser för Bälthavspopulationen enligt Sveegaard et al. (2015) respektive mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen enligt Carlén m.fl. (2018), båda under sommaren.

Artens lämplighet som signal- eller indikatorart

Som toppredator med hög känslighet för PCB är tumlare en god indikatorart för miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö*. Arten är även en god indikator för miljö kvalitetsmålet *Hav i balans samt levande kust och skärgård* då låga bifångster indikerar ett hållbart fiske där ekosystemansatsen har satts i centrum. Dessa aspekter, tillsammans med artens låga reaktionströskel för undervattensbuller, bidrar även till dess lämplighet som indikatorart för miljö kvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv*.

Som enda val i svenska vatten året runt är tumlaren en stark symbol och flaggskeppsart för levande hav.

Utbredning och populationsstatus

Historik och trender

Östersjöpopulationen

Historiska uppgifter om observationer, fångster och bifångster av tumlare vittnar att under sent 1800-tal och tidigt 1900-tal hade arten ett större utbredningsområde i Östersjön än idag. I en sammanställning av historiska rapporter ges exempel på observationer i norra Bottenviken, östra Finska viken inklusive floden Neva och Ladogasjön och Estniska och Lettiska vatten inklusive floden Daugava nära Riga (Koschinski, 2001). I norra Sverige finns en rapport om en grupp tumlare i Ångermanälven nära Kramfors (Svärdson, 1955). Bifångster av fem dräktiga tumlare i ryska vatten i östra Gdanskbukten vid Baltijsk (Pillau) under 1 mars–5 maj 1905 (Koschinski, 2001) visar också på ett större utbredningsområde under denna tid på året än idag (Carlén et al., 2018).

Baserat på tillgängliga historiska uppgifter går det inte att skatta hur stor Östersjöpopulationen har varit, men oavsett osäkerheter i vissa uppgifter visar de tydligt på att tumlare har varit betydligt mer talrika än de är idag. År 1924 sägs hundratals tumlare ha drunknat under isen vid Bornholm för att hittas av fiskare under våren. Troligtvis samma år rapporteras om cirka hundra tumlare som stängdes in av isen och drunknade i Kapellhamnsviken på norra Gotland. År 1924 rapporteras återigen om hundratals drunknade tumlare vid Bornholm som under våren sågs flyta i ytan eller trålas upp från botten som förruttnande kroppar. Våren 1940 sägs hundratals döda tumlare ha flutit iland på Skånes ostkust vid ostliga vindar, liksom på Fårö där hundratals kroppar låg och ruttnade under sommaren (Svärdson, 1955). Polska jaktdata indikerar att sammanlagt ca 1500 tumlare fångades under åren 1922–1935 (Psuty, 2013; Skóra and Kuklik, 2003). En insamling av 50 bifångade tumlare i svenska laxredskap, i huvudsak i vattnen fr.o.m. Hanöbukten t.o.m. Gotland, från november 1960 till oktober 1961 visar att arten fortfarande var vanligt förekommande i Östersjön under denna tid (Lindroth, 1962). En intervjustudie genomförd år 1987 med 175 kustväktare, färjeoperatörer och fiskare indikerar att arten minskade kraftigt i antal i svenska vatten från 1960-talet fram till och med 1980-talet (Berggren, 1995). En sammanfattande artikel om insamlingar och rapporter om bifångade, strandade döda och observerade levande tumlare i polska vatten visar på en kraftig nedgång från 1920-talet till 1990-talet (Skóra & Kuklik, 2003).

Eftersom endast en inventering har gjorts av Östersjötumlaren saknas kunskap om aktuell trend för populationen. En modellering på populationsnivå har dock gjorts baserat på den enda populationsuppskattningen och beräknade bifångster för åren 2009–2017. Bifångsterna beräknades i sin tur på observerad bifångstfrekvens av Bälthavspopulationen som justerats för den lägre tumlardensiteten och den rapporterade fiskeansträngningen inom Östersjötumlarens utbredningsområde. Med denna metod beräknades antalet Östersjötumlare år 2017 vara 91 % av antalet år 2009 (90 % sannolikhetsintervall 0,84–0,96 %) och den nuvarande trenden svagt negativ. Resultaten är dock osäkra pga. osäkerheter i underliggande data (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).

Bälthavspopulationen

Merparten av Bälthavspopulationens utbredningsområde har inventerats fem gånger från 1994 till 2020 (1994: *Small Cetacean Abundance in the North Sea*, Scans; 2005: *Small Cetaceans in the European Atlantic & North Sea*, Scans-II; 2012, MiniScans; 2016: Scans-III; 2020: MiniScans-II) (Hammond et al., 2017, 2013, 2002; Viquerat et al., 2014). Data från 2020 har ännu inte publicerats, men preliminära beräkningar för perioden 1994–2016 tyder inte på någon statistisk förändring i antalet (Hammond et al., 2017). De vida konfidensintervallen gör dock att endast stora förändringar kan upptäckas med denna metod och skillnader i vilket område som har inventerats under olika år bidrar med ytterligare osäkerhet.

Med samma modelleringsmetod som för Östersjöpopulationen, men baserat på de fyra inventeringarna 1994–2016, skattade bifångster för åren 2009–2017, samt ett antagande om konstant bifångst år 1994–2009, beräknas Bälthavspopulationen år 2017 ha varit 78 % av antalet år 1994 (90 % sannolikhetsintervall 61–86 %). Den nuvarande trenden beräknas vara svagt positiv. Resultaten är dock osäkra pga. osäkerheter i underliggande data (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).

Nordsjöpopulationen

Merparten av Nordsjöpopulationens utbredningsområde har inventerats tre gånger från 1994 till 2016 (1994: *Small Cetacean Abundance in the North Sea*, Scans; 2005: *Small Cetaceans in the European Atlantic & North Sea*, Scans-II; 2016: Scans-III) (Hammond et al., 2017, 2013, 2002). Preliminära beräkningar för perioden 1994–2016 tyder inte på någon statistisk förändring i antalet (Hammond et al., 2017). De vida konfidensintervallen gör dock att endast stora förändringar kan upptäckas med denna metod.

Med samma modelleringsmetod som för de två andra populationerna, men baserat på de tre inventeringarna 1994–2016 och skattade bifångster för åren 1966–2017, beräknas Nordsjöpopulationen år 2017 ha varit 87 % av antalet år 1966 (90 % sannolikhetsintervall 67–93 %). Sedan 2005 bedöms populationen ha varit relativt stabil. Resultaten är dock osäkra pga. osäkerheter i underliggande data (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).

För Nordsjöpopulationen påvisades en markant förändring i utbredningsmönstret i Nordsjön från 1994 till 2005, från högre densitet i norr till högre densitet i söder (Hammond et al., 2013). Preliminära resultat tyder på att denna omfördelning kvarstod år 2016 (Hammond et al., 2017).

Orsaker till tillbakagång

Jakt

Polska data om jaktpremier på tumlare visar att i området kring Helhalvön i Puck Bay, dvs. inom Östersjötumlarens utbredningsområde såsom vi känner till det idag, fångades ca 700 tumlare åren 1922–1933 och uppskattningsvis ca 800 tumlare 1934–1935 (Psuty, 2013; Skóra and Kuklik, 2003). Tumlarna fångades främst i laxdrivgarn under april och maj och tumlarleveroljan användes inom den traditionella medicinen.

Danska skatteuppgifter visar att omfattande jakt påbörjades redan under 1300-talet i Lilla Bält och under 1400-talet i Isefjord på norra Själland. Under 1700-talet påbörjades större organiserad jakt vid Skagen och sammantaget beräknas cirka 42 000 tumlare ha fångats i danska vatten under detta århundrade. Under 1800-talet beräknas den sammanlagda fångsten i danska vatten ha uppgått till cirka 140 000 djur (Lockyer & Kinze, 2003). Under 1900-talet jagades tumlare främst under världskriget och sammanlagt togs ca 3000 djur i Lilla Bält och Isefjord (Kinze, 1995; Lockyer & Kinze, 2003). I Lilla Bält bedrevs jakten genom att driva upp tumlare på land, och i Isefjord genom att fånga tumlare i särskilda fällor (Andersen, 1982; Kinze, 1995; Møhl-Hansen, 1954). Främst togs späcket tillvara för att användas till lampolja (Andersen, 1982; Kinze, 1995).

Det har tidigare antagits att jakten i danska vatten i huvudsak bedrevs på tumlare som säsongsmässigt migrerade ut ur Östersjön under senhösten och tillbaka under våren, och att jakten minskade i omfattning pga. minskad förekomst av tumlare (Lockyer and Kinze, 2003). En genomgång av de historiska källorna finner dock inget stöd för detta antagande, utan tyder på att jakten istället bedrevs när tumlarnas späckinnehåll var som högst, jakten minskade i omfattning pga. minskade priser på tumlartran och den lägre jaktframgången under världskriget förklaras med att jakten bedrevs av mindre erfarna personer (Kinze, 2017). Det saknas därmed stöd för antagandet om att jakten i inre danska vatten påverkat Östersjöpopulationen.

Bifångster

Nationella skattningar och minimiuppgifter om bifångster

Bifångster bedöms i dagsläget vara det största hotet mot tumlare (Brownell Jr et al., 2019; Hammond et al., 2008a, 2008b; HELCOM, 2013). I haven kring Sverige började de traditionella bomullsgarnen att ersättas av tunna, flexibla och transparenta syntetiska garn under 1960-talet (Žydelis et al., 2009), vilket medförde en markant ökad fiskeeffektivitet (Potter & Pawson, 1991). Samma egenskaper medför troligtvis även ökade bifångster (Northridge et al., 2016).

Tumlare bifångas främst i bottensatta garn och man har funnit att bifångstfrekvensen ökar med ökad maskstorlek (Northridge et al., 2016; Palka et al., 2008). Exempel på bottensatta garn som tumlare riskerar att fastna i är garn för torsk, plattfisk eller sjurygg, samt drivgarn för lax (*Salmo salar*). Sedan 2002 finns det en generell begränsning på 2,5 km för drivgarn inom EU.

Östersjön var undantagen denna begränsning fram till år 2008 och i polska vatten fortgår ett omfattande fiske med drivgarn som är ankrade i ena änden, s.k. svajgarn (EC-DGMARE, 2014). Dessa är förbjudna i Sverige. Baserat på insamlade bifångade tumlare 1989–1991 beräknas laxdrivgarn tidigare ha stått för en betydande andel av tumlarbifångsterna i svenska vatten i Östersjön (Berggren, 1994; Berggren et al., 2002). En genomgång av ett utdrag ur Göteborgs Naturhistoriska Museums databas bekräftar denna slutsats (Julia Carlström, 2 februari 2017, pers. comm.).

För att tumlare ska kunna undvika att fastna i fisknät krävs att de ekolokaliserar, har förmågan att upptäcka nätet i tid, samt förstår att de ska undvika det. Med hjälp av akustiska instrument fästa på sex vilda tumlare i danska vatten har man visat att den individuella skillnaden är stor, men överlag "klickade" de studerade individerna omkring 95 % av tiden (Wright, 2013). Tumlare som utsätts för höga bullernivåer har också visats tystna, vilket också gör dem akustiskt "blinda" (Wisniewska et al., 2018). Tumlare har tidigare beräknats kunna upptäcka fisknät på 13–26 m (Villadsgaard et al., 2007), men senare mätningar av ekon av konstgjorda tumlarsignaler visar att

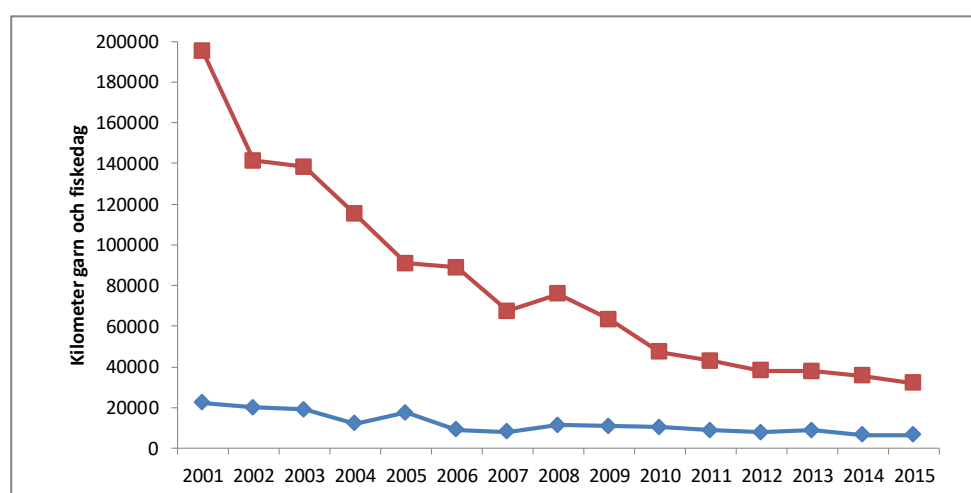
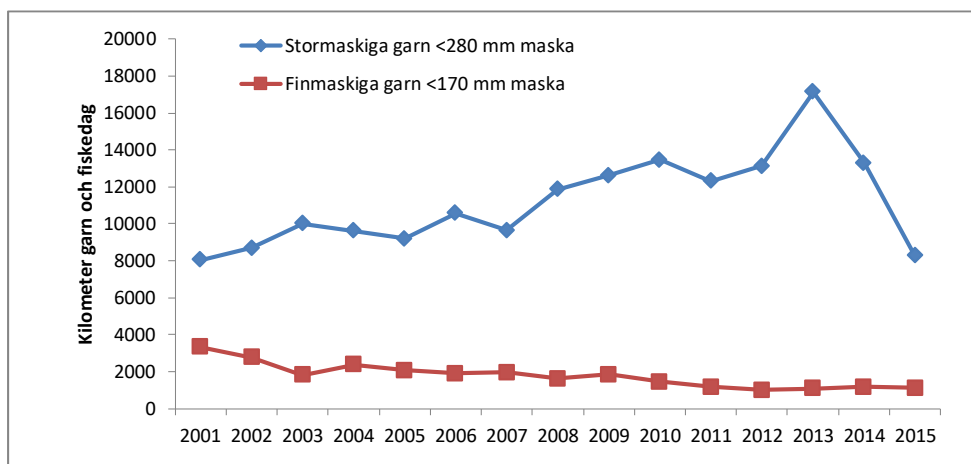
de bör kunna upptäcka dem på minst 50 m avstånd (Wahlberg, 2019). Vid förhöjda omgivande ljudnivåer och om tumlaren inte närmar sig nätet rakt framifrån minskar dock det teoretiska detektionsavståndet (Kastelein et al., 2000; Mooney et al., 2007, 2004). I en studie på vilda tumlare fann man att de undvek ett kummelgarn, i vilket man skurit sönder alla horisontella strukturer för att undvika bifångst, på över 80 m avstånd, men enstaka individer passerade inom 10 m avstånd (Nielsen et al., 2012). I en annan studie följdes tumlares rörelsemönster runt ett bottensatt garn med akustiska instrument. Även här observerades tumlare vända inom 10 m från nätet, men även bifångst av tumlare (MacAulay et al., 2019). Sammantaget tyder detta på att tumlare har den fysiologiska förmågan att upptäcka fisknät, men förhållanden ibland förhindrar eller försvårar upptäckt, och det är möjligt att tumlare gör misstag eller inte förstår att ett nät utgör en fara.

Sverige

Aktuella och säkra uppskattningar av bifångster av tumlare saknas för svenska vatten. Under 1995–1997 genomfördes observatörsprogram i torskgnarnsfisket i Skagerrak och Kattegatt. Totalt observerades 23 tumlarbifångster och det totala antalet bifångade djur i Skagerrak beräknades till 90–155 djur och i Kattegatt till 43–65 djur (Carlström, 2003). År 2002 genomfördes telefonintervjuer om bifångster av marina däggdjur och fåglar med 220 slumpvis utvalda fiskare, motsvarande närmare 17 % av den svenska fiskeflottan år 2001 (Lunneryd et al., 2004). Längs västkusten rapporterades 10 bifångade tumlare, varav 7 i bottensatta nät och 3 i trål. Den totala årliga bifångsten beräknades till 114 djur (95 % konfidensintervall 84–148). I Östersjön rapporterades ingen bifångad tumlare. Sedan dessa undersökningar gjordes har den svenska fiskeansträngningen med garn minskat inom tumlares utbredningsområde, framförallt i södra Östersjön.

I Helcoms databas över rapporterade bifångade tumlare finns för åren 2001–2008 data om 24 insamlade och obducerade bifångade tumlare från svenska vatten, varav tre från Skagerrak, tio från Kattegatt, åtta från Öresund och tre från Södra Östersjön (från Östersjön år 2001, 2005 och 2006; geografiska definitioner av havsområdena enligt Helcom; Helcom 2020a). Dessa uppgifter är endast minimiuppgifter och ingen skattning av total bifångst.

Vid obduktion av strandade tumlare fastställs dödsorsak i den utsträckning det är möjligt. Av 98 strandade djur som obducerats under åren 2008–2019 bedömdes 24,5 % vara bifångade eller troligen bifångade. Om man undantar de som var olämpligt material för fastställande av dödsorsak utgjorde andelen bifångade eller troligen bifångade djur utgjorde andelen bifångade och troligen bifångade djur 28 % (Neimane et al., 2020). Dessa uppgifter kan inte användas till att beräkna antalet bifångade tumlare, men de visar att bifångst är den dominerande dödsorsaken för tumlare i svenska vatten.



Figur 8 Summa av fiskeansträngning från svenskt fiske. Blå linje representerar fiske med grimgarn, skäddegarn, tungegarn, laxdrivgarn, pigghvarsgarn och laxgarn. De maximala maskstorlekarna för detta fiske ligger mellan 180 to 280 mm (diagonalmaska). Röd linje representerar fiske med öring, krabba, torsk, bleke, hajgarn samt gös, aborre, sik och gäddnät. De maximala maskstorlekarna ligger mellan 80 och 170 mm (diagonalmaska) i (A) Skagerrak och Kattegatt respektive (B) Östersjön söder om 60°N från 2001 till 2015.

I Figur 8 visas en sammanställning av svenskt fiske med passiva nätreddskap (kilometer garn per fiskedag) inrapporterat med hjälp av EU-loggboken under 2001–2015. Östersjön inkluderar endast data inrapporterat söder om 60°N eftersom tumlare numera sällan observeras längre norrut. Gränsen mellan Kattegatt och Östersjön går vid latitud 56 grader på västkusten. Södra Östersjön inkluderar områden söder om 56 grader och inkluderar därmed större delar av ICES område 23 samt 24. Alla licensierade fiskare som fiskar i Sverige måste rapportera sina fångster och fiskeansträngning till loggboken som är uppbyggd av två delar. En del är en daglig loggbok som omfattar båtar över 10 m och där anteckningar över fångst och ansträngning förs varje dag som fisket utförts. För mindre båtar under 10 m finns möjligheten att föra en månadsjournal, så kallad kustfiskejournal. I denna sammanfattas en månads fiske (fångst och ansträngning) för respektive redskap. För torskfiske gäller dock daglig loggboksföring för båtar över 8 m. Fiske med grimgarn, skäddegarn, tungegarn, laxdrivgarn, pigghvarsgarn och laxgarn med en (diagonallängd >170–280 mm) har summerats samt fiske med öring, krabba, torsk, bleka, hajgarn samt gös, aborre, sik och gäddnät (en diagonallängd upp till 170 mm).

Från 2001 till 2015 minskade fiskets sammanlagda ansträngning med garn med 18 % i Skagerrak och Kattegatt. Den största minskningen (66 %) skedde i fisket efter torsk och öring med finmaskiga garn. Fisket med grimgarn, skäddegarn, tungegarn, laxdrivgarn, piggvarsgarn och laxgarn var däremot i stort sett oförändrat. Under 2015 utgjorde stormaskiga garn 87 % av den totala ansträngningen med garn i Skagerrak och Kattegatt.

I södra Östersjön minskade garnfiskets totala ansträngning med 82 % från 2001 till 2015. Garnfisket med stormaskiga garn minskade med 70 %. Fisket med finmaskiga garn minskade med 84 %. Det är framförallt fisket efter torsk som har minskat. Under 2015 utgjorde garnfisket med en maskstorlek upp till 170 mm maska 82 % av den totala ansträngningen i detta område.

Anledningarna till att det svenska kustfisket med garn har minskat under de senaste femton åren är flera: minskade fiskbestånd, ökade problem med sälskador på fångst och redskap, samt förändringar i regelverk. Av detta kan man särskilt bemärka att det är förbjudet att fiska efter det östra torskbeståndet i Östersjön sedan sommaren 2019 (se avsnitt *Aktuell hotsituation*).

För svenskt fritidsfiske saknas uppgifter för att kunna skatta omfattningen av bifångster. Det pågår inte någon form av datainsamling om bifångster riktad mot fritidsfiske och den statistik som samlas in om fritidsfiskeansträngning är inte användbar för skattningar av bifångster.

Närliggande länder

Från Sveriges grannländer finns publicerade skattningar om antalet bifångade tumlare från bl.a. Danmark och Tyskland. Baserat på data från observatörsprogram samt fiskestatistik för det danska fisket med bottensatta garn i Nordsjön beräknades sammanlagt 5591–5817 tumlare (resultatet varierar beroende på vilken metod som användes, 95 % konfidensintervall 2867–7566) ha bifångats under perioden 1987–2001 (Vinther & Larsen, 2004). I den tyska delen av Östersjön rapporterades 105 bifångade tumlare under 1990–2001. Tumlarna rapporterades antingen som bifångade i bottensatta garn eller påträffades döda med tydliga nätmärken på stränderna (Siebert et al., 2006). I tillägg till dessa uppgifter beräknas 82 tumlare ha bifångats i tyska Östersjön under 2002, baserat på en intervjustudie och fiskedata för yrkes- och deltidfiskare (Rubsch & Kock, 2004).

Eftersom alla bifångade tumlare inte rapporteras är uppgifter om antalet rapporterade bifångade tumlare en minimiuppgift. För polska vatten sammanställer Hel Marine Station vid Gdansk universitet information om bifångade tumlare. Under 1990–2009 rapporterades sammanlagt 66 bifångade tumlare. Av dessa hade 39 % bifångats i svajgarn för laxfiskar, 35 % i torskarn, 21 % i andra passiva garn, 3 % i trål och 2 % i drivgarn (EC-DGMARE, 2014). Helcom sammanställer uppgifter om rapporterade bifångade tumlare från alla medlemsländer. Utöver de uppgifter som har nämnts ovan finns där sedan år 2000 rapporter om sju bifångade tumlare i tyska Östersjön år 2003–2004 och 2006, 11 i Polen år 2016 och en år 2018, två i Litauen 2001 respektive 2003, samt två i Lettland 2003 respektive 2004 (Helcom, 2020a).

I Finland bifångades en tumlare i ett laxgarn år 2018. Tumlaren kunde frisläppas levande (Olli Loisa, 18 december 2018, pers. comm.).

Skattning och utvärdering av bifångster på populationsnivå

Östersjöpopulationen

För Östersjöpopulationen saknas tillräckligt med data från kamerasystem eller oberoende observatörer för att kunna beräkna det totala antalet bifångster. En ungefärlig skattning har därför beräknats med hjälp av att korrigera observerad bifångstfrekvens av Bälthavstumlare (övre gränsen för 95 % konfidensintervall) för Östersjötumlarens lägre densitet och sedan multiplicera denna med den inrapporterade fiskeansträngningen med passiva nätredskap inom Östersjötumlarens huvudsakliga förvaltningsområde. Detta resulterade i en skattning på sju bifångade Östersjötumlare år 2017 (1,4 % av populationen). En sammanställning av antalet rapporterade bifångade tumlare, dvs. minimiantalet, inom Östersjöpopulationens utbredningsområde under perioden 2000–2012 resulterade i cirka tre bifångster per år (0,6 % av populationen). Den maximala dödligheten som populationen klarar av beräknades till 0,7 djur per år med PBR-metoden (0,1 % av populationen), dvs. den överskrids både av den beräknade bifångsten och minimiantalet. Det föreligger osäkerheter i underliggande data, men den huvudsakliga slutsatsen är att populationen är kraftigt decimerad och inte kan återhämta sig med nuvarande bifångstnivåer (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).

Bälthavspopulationen

För Bälthavstumlaren har antalet bifångster beräknats från data insamlad med kamerasystem och observatörer för perioden (övre 95 % konfidensintervall), multiplicerad med inrapporterad fiskeansträngning med passiva nätredskap. Detta resulterade i en skattning på 758 bifångade tumlare år 2017 (1,9 % av populationen). Den maximala dödligheten som populationen klarar av beräknades till 330 alternativt 661 djur per år med PBR-metoden (0,8 eller 1,6 % av populationen), beroende på vilken osäkerhetsfaktor som tillämpades (se *Beräkning av mortalitetsgräns*). Av underliggande data bedömdes populationsskattningen och bifångstfrekvensen som tillförlitliga, men det beräknade antalet bifångster som osäkert framförallt pga. att uppgifterna om fiskeansträngning var ofullständiga (bl.a. kunde inga data från Tyskland inkluderas) (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019).

För år 2014 skattade Ices att 0,41–0,66 % av tumlarna i Kattegatt och Bälthavet bifångades (områdets gränser stämmer inte fullt ut med föreslagna förvaltningsgränser i Figur 2). På grund av osäkerheter i skattningen presenteras 95 % konfidensintervall av antalet beräknade bifångster i relation till den bästa populationsuppskattningen (Ices, 2016).

Nordsjöpopulationen

För Nordsjöpopulationen har antalet bifångster beräknats genom att multiplicera skattningar av "typiska" bifångstfrekvenser med skattad och beräknad fiskeansträngning för belgiska, danska, engelska, nederländska, skotska och tyska fartyg som fiskar med passiva nätredskap i Nordsjön. Detta resulterade i en beräkning på ca 4500 bifångade tumlare år 2017 (1,3 % av populationen). Av underliggande data bedömdes populationsskattningen som tillförlitlig, men det finns stora osäkerheter i det beräknade antalet bifångster (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019). Populationens mortalitetsgräns har beräknats till 0,5 % av populationsskattningens medianvärde för de senaste 10 åren (Hammond et al., 2019). Tillämpat på den senaste populationsuppskattningen innebär det 1727 bifångster per år.

För år 2013 skattade Ices att 0,45–0,73 % av tumlarna i Nordsjön bifångades (områdets gränser stämmer inte fullt ut med föreslagna förvaltningsgränser i Figur 2). På grund av osäkerheter i skattningen presenteras 95 % konfidensintervall av antalet beräknade bifångster i relation till den bästa populationsuppskattningen (Ices, 2015).

Förlorade fiskeredskap

I tillägg till de fiskeredskap som används aktivt är det möjligt att förlorade fiskeredskap, ofta kallade spökgarn, utgör ett problem för tumlare. Globalt utgör förlorade fiskeredskap mindre än 10 % av den totala volymen av marint skräp och det är ett betydande problem att förlorade fiskeredskap fortsätter att fiska (Macfadyen et al., 2009). I haven runt Sverige bedöms förlorade nätredskap vara ett större problem i Östersjön än i Västerhavet (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). I slutet av 1990-talet skattades cirka 156 km garn (1 500 garn, ej länkar) förloras per år i det svenska fisket i Östersjön (Brown & Macfadyen, 2007). En intervjustudie visade att högst andel garn (0,28 %) förlorades vid utsjöfiske med piggvars- och torskgarn i ett vattenområde som sträcker sig från Karlskrona till Västervik och ut till Gotland (Brown et al., 2005). Detta förklarades med konflikter med trålfiske.

Baserat på en metod utarbetad av WWF Polen beräknas 5 500–10 000 torsk- och skäddegarn (räknat som enskilda nät, ej länkar) ha förlorats årligen av EU:s fiskeflotta i Östersjön under perioden 2005–2008. Med hjälp av kompletterande data från dykningar under 2012 beräknas den totala mängden nät från partrålar som fastnat på vrak vara 270–800 ton i Polens ekonomiska zon och 67–100 ton i Litauens ekonomiska zon. Trots att de insamlade fiskeredskapen var i varierande skick hade de flesta fångat fisk, framförallt plattfisk och torsk (WWF Poland, 2013, 2015).

I ett experiment för att mäta fångsteffektiviteten hos förlorade nät sattes 24 torskgarn i Hanöbukten under 27 månader med start år 1998. Under de tre första månaderna minskade fångsteffektiviteten till cirka 20 % för att därefter stabiliseras vid cirka 5–6 % (Tschernij & Larsson, 2003).

Studier av hur förlorade fiskeredskap kan påverka tumlare saknas. Strandade tumlare har påträffats intrasslade i delar av garn, men det är svårt att avgöra om tumlaren bifångats vid aktivt fiske eller i ett förlorat fiskeredskap (Laist, 1997; Simmonds, 2012).

Miljögifter

Eftersom tumlare är högt upp i näringskedjan anrikas svårnedbrytbara miljögifter i deras vävnader. Exempel på sådana miljögifter är klorerade och bromerade ämnen, perflourerade ämnen samt tungmetaller.

Klorerade och bromerade ämnen är fettlösliga, anrikas i vävnader som t.ex. späck och förs över från honor till deras kalvar via mjölken. Exempel på sådana ämnen är industrikemikalien PCB, insektsgiftet DDT, dioxiner som bl.a. bildas vid förbränning samt vid tillverkning av kemikalier som innehåller klor, samt bromerade flamskyddsmedel (PBDE). PCB utvecklades på 1920-talet, DDT introducerades 1940-talet och båda förbjöds under 1970-talet. Av PCB finns det många kongener, dvs. varianter, varför man ofta mäter summan av dem (Σ PCB). Toxiciteten hos olika kongener av PCB, dioxiner och dioxinliknande föreningar varierar, varför man har infört ett system där toxiska jämförelser görs i enheten TEQ (*toxic equivalence*).

I tumlare har man funnit att döda strandade djur har betydligt högre halter av Σ PCB än de som har dött av bifångst och annat fysiskt trauma (Beineke et al., 2005; Jepson et al., 1999; Pierce et al., 2008). Förhöjda halter av PCB och PBDE har visats vara associerade med avmagering och nedsatt hälsotillstånd, samt korrelerade med histologiska förändringar i bräsk och mjälte (Beineke et al., 2005). Uppföljande studier indikerar att PCB och PBDE nedsätter immunförsvaret (Beineke et al., 2007a, 2007b) och ett tröskelvärde på 17 mg Σ PCB/kg fettvävnad har föreslagits vara gränsen för allvarlig hälsopåverkan hos tumlare (Jepson et al., 2005). Σ PCB och hälsostatus har även visats vara negativt korrelerade med reproduktiv hälsa hos 329 tumlarhonor från Storbritanniens vatten insamlade under åren 1990–2012 (Murphy et al., 2015). Hos 19,7 % av de könsmogna honorna fanns tecken på misslyckad reproduktion (fosterdöd, abort, svåra förlossningar eller dödfödda kalvar) och i 16,5 % av reproduktionsorganen fanns infektioner eller tumörer som skulle kunna orsaka misslyckad reproduktion. Halten av Σ PCB var signifikant högre hos icke könsmogna honor (14,0 mg/kg) och hos könsmogna honor som varken var dräktiga eller gav di (18,5 mg/kg), än hos de som var dräktiga (6,0 mg/kg) eller gav di (7,5 mg/kg) (Murphy et al., 2015). Man har tidigare visat att vuxna honor har lägre halt av Σ PCB än vuxna hanar, genom att det fettlösliga giftet förs över till deras kalvar (Jepson et al., 1999).

Halterna av PCB hos tumlare i haven kring Sverige har varit alarmerande höga, särskilt i Östersjön (Berggren et al., 1999; Bruhn et al., 1999; Falandysz et al., 2002; Kannan et al., 1993). Från tumlare i Skagerrak och Kattegatt har man funnit en minskning från 1978–1981 till 1988–1990 (Berggren et al., 1999). Preliminära resultat tyder på en minskning från 1972 – 2012 (Roos, 2015).

Miljöövervakning av persistenta organiska miljögifter och TEQ-värden i sillgrissleägg (*Uria aalge*) visar på generellt minskande halter sedan 1970-talet, även om minskningen sker med olika takt för olika ämnen och olika PCB-kongener (Jörundsdóttir et al., 2006; Miller et al., 2014). I vikare (*Pusa hispida*) från Bottniska viken har man funnit en minskning av flertalet undersökta dioxiner, dioxinlika dibensofuraner, samt dioxinlika PCB-kongener från år 1978 till omkring 2000. Därefter har halterna stabiliserats (Roos & Haglund, 2015). Motsvarande mönster har påvisats för Σ PCB i tumlare som har strandat i Storbritannien, med en minskning från 1990 till 1998 och därefter relativt stabila halter till 2012 (Jepson et al., 2016).

I ett rumsligt perspektiv har man funnit att halterna av PCB, DDT samt en grupp dioxiner var högre hos sammanlagt 20 vuxna tumlarhanar som bifångats i Östersjön än i Skagerrak och -Kattegatt eller utanför den norska västkusten (Berggren et al., 1999). Samma mönster, men i större skala har påvisats i en studie av TEQ-värden för dioxiner och dioxinlika PCB:er i sill insamlade vid 11 lokaler från de Brittiska öarna till Lettland under 1999–2002. Från väst till öst ökade TEQ-värdena 35 gånger (Karl & Ruoff, 2007).

En annan grupp av persistenta organiska miljögifter är perflourerade och polyflourerade ämnen (PFAS). Ämnena har detekterats globalt i fisk, fåglar och marina däggdjur (Suja et al., 2009). De perflourerade ämnena är i princip onedbrytbara i naturen och polyflourerade ämnen som använts som ersättare övergår ofta till att bli perflourerade. PFAS har använts i ett stort antal produkter sedan 1950-talet, t.ex. i impregneringsmedel, brandskum, vattenavstötande kläder och ytor, skidvalla och bekämpningsmedel mot insekter. Exempel på ämnen är PFOS (perfluoroktansulfonat), som förbjöds inom EU 2008, och PFOA (perfluoroktansyra), som förbjöds inom EU under 2020. PFOS har mycket allvarliga hälsoeffekter, medan PFOA är reproduktionsstörande och misstänks vara cancerframkallande. Till skillnad från t.ex. PCB, DDT

och dioxiner binder PFAS till proteiner och anrikas därför bl.a. i lever, njure och blod (Van de Vijver et al., 2003).

En analys av PFAS i tumlare från norra Europa har påvisat högre halter av samtliga ämnen i tumlare från Östersjön än i isländska vatten (Huber et al., 2012). I båda studierna var PFOS det dominerande ämnet. I den nordeuropeiska studien fann man minskande halter av PFOS från 1991 till 2008, medan trenderna varierade för övriga ämnen (Huber et al., 2012).

I ett längre tidsperspektiv visar den svenska miljöövervakningen att halterna av PFOS i sillgrissleägg ökade nästan 30 gånger från 1968 till 2003. Kulmen nåddes redan 1997, varefter halterna har minskat (Holmström et al., 2005). Liknande temporala mönster har påvisats i modersmjölk från svenska kvinnor från 1972 till 2008 (Sundström et al., 2011). De ämnen som ökar är ofta de som används som ersättare för PFOS, som t.ex. PFHxS.

Halterna av PFAS och flera andra nya miljögifter (organiska fosfatestrar, klorparaffiner och halogenerade brandskyddsmedel) har jämförts med halterna av PCB och DDT i tumlare och annan biota från Östersjön från 2006–2016. Hos tumlare, grå- och knobbsäl var halterna av PCB och DDT flera tiopotenser högre än halterna av de nya miljögifterna (de Wit et al., 2020).

Andra förekommande miljögifter är tungmetaller som t.ex. kvicksilver, samt tennorganiska föreningar som t.ex. tri-, di-, och monobutyltenn (TBT, DBT och MBT). Kviksilver har visats orsaka nedsatt immunförsvar hos flera arter av marina däggdjur (Desforges et al., 2016). Halten är ofta högre i döda strandade tumlare än de som har dött av t.ex. bifångst och den ökar med ålder (Bennett et al., 2001; Ciesielski et al., 2006; Roos, 2015; Siebert et al., 1999). Medelhalten av kvicksilver hos tumlare insamlade i svenska vatten under 2006–2012 (Roos, 2015) överstiger halterna i merparten av de europeiska vatten som har undersökts (litteraturöversikt av Lahaye et al., 2007).

TBT har använts i stor skala i båtbottnfärg för att förhindra påväxt. Användningsförbud började införas under 1980-talet, 2003 förbjöds det på fartyg registrerade i EU-länder och sedan 2008 tillåts fartyg målat med TBT-färg inte anlöpa hamnar inom EU. TBT bryts ned till DBT, som i sin tur bryts ned till MBT. Andelen TBT av den totala butylinhalten (TBT + DBT + MBT) visar därmed hur långt nedbrytningen har gått. Hos tumlare insamlade i svenska (2006–2012) respektive danska vatten (1998–1999) utgjorde TBT cirka 30 % respektive 20 %. Skillnaderna mellan olika individer var dock stora (Roos, 2015; Strand & Jacobsen, 2005). I en jämförelse av butylinhalt i tumlare insamlade i Storbritannien har man funnit att halterna har minskat kraftigt från 1992 till 2009. Detta ses som en tydlig effekt av ett förbud mot användande av butylinhaltiga båtbottnfärger. (Law et al., 2012).

Undervattensbuller

Buller definieras som oönskat ljud. Under de senaste decennierna har bullernivåerna i världshaven ökat på grund av mänskliga aktiviteter (Hildebrand, 2009). Fartygstrafiken ökar i antal och omfattning, liksom aktiviteter såsom seismiska inventeringar och konstruktionsarbeten. Projekteringen av havsbaserad vindkraft är idag omfattande och lokaliseringen planeras på allt djupare vatten och längre ut från kusten. Ofta sammanfaller ytorna för planerade vindkraftsprojekt med utsjöbankar i havet, vilka också är viktiga områden för tumlare, t. ex. Stora Middelgrund, Kriegers Flak och Södra Midsjöbanken.

Hur långt ett ljud fortplantar sig i vattnet beror bl.a. på vilket källstyrka och vilken frekvens det har, om lju-det bromsas av eller studsar mot botten, samt vattnets salthalt, temperatur och eventuella skiktningar. För haven runt Sverige är det särskilt viktigt att notera att den lägre salthalten i Östersjön generellt gör att ljud fortplantar sig på längre avstånd, särskilt ljud av högre frekvenser. Detta gör att påverkansavstånd på tumlare i t.ex. Nordsjön inte kan tillämpas på tumlare i Östersjön. Hur ett ljud påverkar mottagaren beror bl.a. på ljudets styrka, frekvens och typ, samt mottagarens fysiologiska känslighet, hörsel förmåga och reaktionströskel. Reaktionströskeln kan i sin tur bero på bl.a. kontext och tidigare erfarenheter.

Maskering, beteendemässig respons och fysiologisk skada

Effekten av undervattensbuller på marina organismer delas ofta in i tre kategorier: maskering, beteendemässig respons respektive fysiologisk skada (NOAA, 2015; Richardson et al., 1995; Southall et al., 2007). Maskering uppkommer främst när signalerna överlappar frekvensmässigt med kontinuerligt buller. Om tumlare exponeras för undervattensbuller som överskrider deras hörseltröskel med ca 40–50 dB reagerar de beteendemässigt med att fly. Sambandet har främst visats för impuls ljud (Tougaard et al., 2015), men även för kontinuerligt fartygsbuller (Wisniewska et al., 2018). Den stereotypa flyktreaktionen inkluderar kraftiga slag med stjärtenan, dyk till botten, avbrott i födosök och t.o.m. upphörande av ekolokalisering (Dyndo et al., 2015; Wisniewska et al., 2018). Forskning pågår för att beräkna hur beteendepåverkan på individnivå leder till påverkan på populationsnivå, via påverkan på livsuppehållande parametrar och reproduktionsparametrar (Booth et al., 2020; Harwood et al., 2016; Nabe-Nielsen et al., 2018, 2014; Nabe-Nielsen and Harwood, 2016). Ett ramverk för skattning av påverkan från undervattensbuller, med hänsyn till osäkerheter i underlagsdata, har tagits fram i syfte att förse förvaltare och utövare av bullriga aktiviteter. Tillämpningen av ramverket beskrivs bl.a. för en seismisk inventering inom utbredningsområdet för en tumlarpopulation utanför Kalifornien (Forney et al., 2017). För information om hur störning av födosök påverkar tumlare, se avsnitt *Minskad födotillgång eller -kvalitet*.

Den lägsta nivån av fysiologisk skada är tillfällig hörselnedsättning (*temporary threshold shift*, TTS). Hos tumlare tycks detta uppstå om de exponeras för impulsbuller som överskrider deras hörseltröskel med ca 100 dB (Tougaard et al., 2015). Upprepade tillfällen av tillfälliga hörselnedsättningar kan leda till permanenta hörselskador. (*permanent threshold shift*, PTS). Kraftigare ljud och längre exponeringstid ökar också risken för att hörselskadorna blir permanenta. Riktigt hög exponering orsakar mer omfattande fysiologiska skador och i värsta fall död (Southall et al., 2007).

Sammanfattningsvis är tumlare känsliga för påverkan från ett brett spektrum av mänskliga aktiviteter. Detta beror på att tumlare har god hörsel inom ett stort hörselomfång, är beroende av att både höra ljud i omgivningen och ekon från deras ekolokaliseringssignaler, och det finns konstanta samband mellan deras hörsel förmåga och graden av både beteendemässig påverkan och fysiologisk skada. Kunskapen om hur tumlare påverkas på individnivå är relativt god, medan kunskapen om påverkan på populationsnivå är fortfarande mycket begränsad.

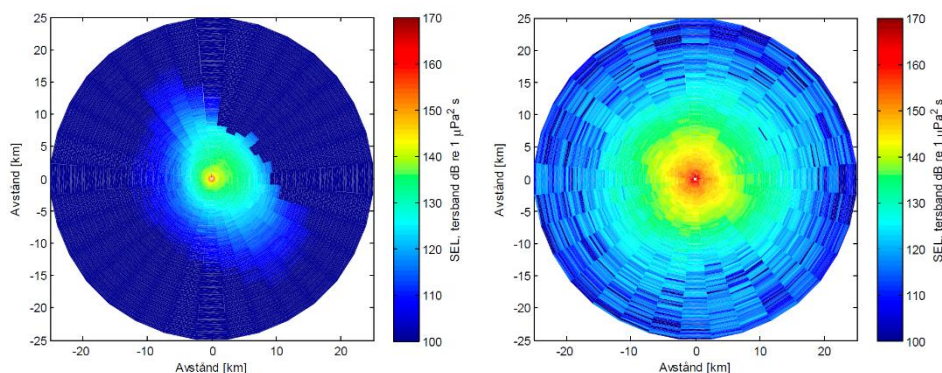
Påverkan från aktiviteter som genererar undervattensbuller

Undervattensbuller delas ofta in i två huvudkategorier: impulsljud respektive kontinuerliga ljud. Impulsljud har kort varaktighet vid ljudkällan, men kan på avstånd övergå till att bli kontinuerligt beroende på hur det fortplantar sig. I detta avsnitt redogörs för påverkan på tumlare av undervattensbuller från flertalet olika ljudkällor.

Impulsbuller

Undervattensexlosioner kan generera bland de kraftigaste nivåerna av mänskligt orsakat undervattensbuller. Sprängningar utförs t.ex. i samband med konstruktionsarbete, i militära syften och vid minröjning. I Östersjön beräknas ca 175 000 minor ha lagts ut under världskrigen och man har identifierat ca 1985 minfält i Östersjön och 4400 i Nordsjön (Möller, 2011). Påverkan på tumlare har beräknats för detonering av minor i nederländska vatten (von Benda-Beckmann et al., 2015). Baserat på uppmätta ljudnivåer vid detonation har avståndet för tillfällig hörselnedsättning beräknats till cirka 3–25 km och för permanent hörselnedsättning från hundratals meter till 15 km för enskilda laddningar. Totalt beräknades 1280 – 5450 tumlare ha fått permanent hörselnedsättning i samband med 88 minröjningsexlosioner på den nederländska kontinentalsockeln under ett år, baserat på modellerade kartor över bullerutbredning och säsongsmässig tumlarförekomst. I Östersjön finns bullermätningar och beräkningar av ljudexponering för tumlare vid minröjning i litauiska vatten (Bagočius, 2013; Bagočius and Narščius, 2019).

Pålning av monopile-fundament är den vanligaste metoden för konstruktion av havsbaserad vindkraft. Andra exempel på pålade fundament är tripod och fackverksfundament. Vid pålning ökar bullernivåerna med ökad diameter på fundamentet och hammaren, hårdheten hos substratet, samt ökad slagenergi (Bailey et al., 2014; Betke, 2008). Vid pålning av monopile-fundament skräms tumlare i Nordsjön vanligtvis bort på 18–25 km avstånd (Brandt et al., 2011; Dähne et al., 2013; Tougaard et al., 2009a) och förflyttningar har uppmätts på 50 km avstånd (Dähne et al., 2013). Pålning kan även orsaka tillfällig hörselnedsättning hos tumlare (Brandt et al., 2011; Dähne et al., 2013; Lucke et al., 2009). Beräkningar av pålningsbuller visar tydligt att ljudexponeringsnivån vid 2 kHz, dvs. inom tumlares hörselomfång, blir avsevärt högre i Östersjön än i Kattegatt pga. skillnaderna i salthalt (Andersson et al., 2016) (Figur 9).



Figur 9 Beräknad ljudexponeringsnivå (2 kHz, 1/3 oktavband) runt en pålning (källstyrka 197 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) i augusti i Kattegatt (vänster) respektive södra Östersjön (höger). Det mörkblå området i bäringsintervallet från -20° till 135° i Kattegatt utgörs av land. Figur från (Andersson et al., 2016).

Geofysiska (seismiska) inventeringar med tryckluftskanoner utförs för att undersöka havsbotten, t.ex. för att planera ett konstruktionsarbete, söka efter fyndigheter av olja eller gas, eller i vetenskapligt syfte. Principen är densamma som för ekolod, men de kraftiga ljuden tränger ned i havsbotten och ger en bild av denna. Undersökningsområdet kan vara stort och undersökningarna kan pågå under lång tid. (JNCC, 2017). Vid seismiska inventeringar med tryckluftskanoner i Nordsjön har man funnit att tumlares akustiska aktivitet minskar signifikant inom ca 8–12 km från inventeringsfartyget (Sarnocińska et al., 2020; Thompson et al., 2013). Minskningen kan bero både på tumlarna flydde området och att deras akustiska aktivitet minskade. Påverkan varade i några timmar efter fartygspassagen (Thompson et al., 2013). Inom samma avstånd fann man även att andelen födosökssignaler minskade signifikant (Sarnocińska et al., 2020). Seismiska undersökningar kan även orsaka hörselskada på tumlare (Lucke et al., 2009).

Civila aktiva sonarer, som t.ex. *sub-bottom profilers*, används för geotekniska undersökningar av havsbotten på liknande sätt som tryckluftskanoner. Hur djupt ljudet tränger ner i havsbotten och hur stor påverkan blir på tumlare beror bl.a. på sedimenttyp, källstyrka och frekvens. Det finns i stort sett inga data publicerade om påverkan på tumlare från geotekniska sonarer, men de har en hög källstyrka och åtminstone vissa instrument arbetar på signaler inom tumlarens hörselomfång, varför de kan orsaka både beteendepåverkan och fysiologisk skada.

Militära aktiva sonarer används av försvarsmakter för att söka efter och undersöka föremål i vattenytan, i den fria vattenmassan, på havsbotten eller i bottensediment. Miljöeffekter av NATO:s sonarer på låg- och mellanfrekvens är relativt väl studerade. På grund av den lägre salthalten i haven runt Sverige arbetar den svenska Försvarsmaktens sonarer på högre frekvenser och med andra ljudpulser (Andersson & Johansson, 2013a). För en svensk VDS-sonar (*variable depth sonar*, en sonar som kan släpas efter fartyg) beräknas avståndet för signifikant beteendestörning på tumlare i Skagerrak till 0,8–7 km och i Östersjön till 1–20 km. Avståndet för när tillfällig hörselnedsättning riskerar att uppstå beräknas till 1–2,5 km i Skagerrak och 3–6 km i Östersjön (Andersson & Johansson, 2013).

Flerstråliga ekolod är en form av sonar som används för att kartlägga havsbotten. Signaler skickas ut i en solfjäderform, vilket gör att de kan täcka ett betydligt större område än ett enkelekolod. Vilka frekvenser som används varierar med undersökningsdjupet, men de aktiva signalerna och de olika "spill-ljud" som uppstår överlappar ofta med tumlarens hörselområde. I en litteraturöversikt drar man slutsatsen att de kraftiga ljuden från ekolod som används för kartläggning av havsbotten kan orsaka beteendemässig störning hos marina däggdjur på avstånd på en storleksordning av kilometer (Lurton & DeRuiter, 2011).

Även ekolod som används vid fritids- och yrkestrafik har vanligtvis frekvenser och/eller spillfrekvenser inom tumlarens hörselområde och finns både som enkelekolod och sidoseende ekolod. Trots att dessa ekolod har betydligt lägre ljudstyrka kan det finnas risk för störning eftersom de används i mycket hög utsträckning och fritidsbåtsäsongen sammanfaller med när tumlare föder sina kalvar och parar sig. Information om eventuell påverkan på tumlare av ekolod är mycket begränsad, men ljudmätningar visar att de kan orsaka beteendepåverkan på tumlare (Risch et al., 2017).

Sälskrämmor används i mycket liten utsträckning i svenska vatten. Instrumenten har ursprungligen utvecklats för att skrämma bort sälar från fiskeredskap och fiskodlingar, men används i allt större utsträckning för att skrämma bort tumlare från zonen för fysiologisk påverkan vid bullrande undervattensaktiviteter som t.ex. undervattensexlosioner eller påkning av havsbaserad vindkraft i Nordsjön. För information om påverkansavstånd m.m., se avsnitt *Metoder för minskning av buller och bullerpåverkan*.

Kontinuerligt buller

Kunskapsläget om påverkan på tumlare från kontinuerliga ljud är lägre än för impulsljud.

Fartygsbuller dominerar som mänskligt orsakat kontinuerligt undervattensbuller. Baserat på mätningar av fartygsbuller i danska vatten och jämförelser med tumlarens hörselkurva fann Hermannsen et al. (2014) att fartygsbuller maskerar andra ljud i omgivningen. Vid 1 respektive 10 kHz beräknades att buller från fartygspassager inom 1190 m minskar tumlares möjlighet att uppfatta omgivande ljud med mer än 90 %. Vid 125 kHz, dvs. samma frekvens som tumlares egna ekolokaliseringssignaler, beräknades att buller från fartygspassager inom 400 m minskar det maximala kommunikationsavståndet mellan en tumlarhona och hennes kalv från cirka 500 m (Clausen et al., 2011) till bara 40 m (Hermannsen et al., 2014).

Tumlare i en näthinägnad i Stora Bält har visats reagera stereotypt vid exponering för buller från förbipasserade fartyg om bullret inkluderar frekvenser som är inom tumlares hörselomfång. Den stereotypa reaktionen bestod av ett kraftigt flyktbeteende. Tumlarna tycktes inte vänja sig vid bullret eftersom de trots att de sedan länge levt i samma hamn uppvisade samma stereotypa reaktion vid närmare 30 % av fartygspassagerna (Dyndo et al., 2015). I inre danska vatten har detaljerade beteendereaktioner studerats hos sju vilda tumlare som försetts med instrument som registrerar deras rörelser, klicksignaler och ekon från dessa, omgivande ljud och djup. Under 17–98 % av tiden exponerades tumlarna för fartygsbuller och under en mindre andel (0,9–4 %) för mycket kraftigt fartygsbuller. Kraftigt förhöjda ljudnivåer sammanföll med en stark beteendereaktion med kraftiga stjärtslag, dykning till botten, avbrutet födosöksbeteende och minskad ekolokalisering. Beteendeförändringen varade i 15 min. I flera fall bedömdes fartyget vara en höghastighetsfärja och tumlares reaktionsavstånd beräknades till 7 km. Samma fartyg identifierades vid upprepade tillfällen och inte heller här fann man att tumlarna vant sig vid ljudet (Wisniewska et al., 2018).

I två studier har man mätt beteendeförändringar hos tumlare i närheten av fartyg utan mätningar av undervattensbuller. Eftersom hörseln är det sinne som tumlare har bäst förmåga att upptäcka fartyg med på avstånd är det dock troligt att de uppmätta reaktionerna i första hand var till följd av fartygsbullret. I både nordöstra Atlanten och Nordsjön har man funnit att tumlare börjar undvika ett forskningsfartyg på ca 1 km avstånd (Palka and Hammond, 2001). I den mycket tätt trafikerade Bosporen (Istanbulsundet) har man funnit att tumlare ändrar sitt beteende oftare om de är inom 400 m än bortom 400 m från ett fartyg (ingen jämförelse gjordes för andra avstånd). Fartygens hastighet och riktning påverkade även tumlarnas simriktning (Bas et al., 2017).

Tumlare påverkas inte bara av buller från större fartyg, utan även av buller från fritidsbåtar. I ett kustnära område i inre danska vatten, nära en stor farled och flera marinor för fritidsbåtar, mättes undervattensbuller och jämfördes med båtaras rörelsemönster kartlagda med hjälp av AIS (främst större fartyg) och totalstationsmätningar i mitten av augusti (dvs. under fritidsbåtsäsongen). I detta område fann man att fritidsbåtar orsakade 49–85 % av alla bullertillfällen som beräknades

ge en beteendereaktion hos tumlare, jämfört med 5–24 % för AIS-försedda fartyg (Hermannsen et al., 2019).

Drift av havsbaserad vindkraft genererar lågfrekvent undervattensbuller. Bullrets varaktighet är lika långt som livslängden på ett fundament, vilket är ca 20 år. Merparten av ljudet är på frekvenser under den nedre gränsen för tumlarens hörselområde, men där finns även ljusare komponenter. Den främsta ljudkällan är växellådan. Baserat på publicerade mätdata från 17 olika turbiner för havsbaserad vindkraft har man funnit att bullernivåerna minskar med ökande avstånd till turbinen, samt ökar med större turbineffekt (0,2–6,5 MW) och ökande vindhastighet (0–21 m/s). Det var inte möjligt att utvärdera om fundamenttyp hade någon effekt. Uppmätta bullernivåer från vindkraftsturbiner var lägre eller i nivå med buller uppmätt inom 1 km från kommersiella fartyg inom samma frekvensintervall. En enkel modell för beräkning av ljudnivåer kring en park med 50 turbiner visar på förhöjda bullernivåer upp till några kilometers avstånd om omgivande ljudnivåer är låga. Under de senaste 30 åren har turbinernas effekt ökat med flera tiopotenser, samtidigt som ljudnivåerna ökat med nästan 20 dB (uppmätt på 100 m avstånd). I genomsnitt har ökningen varit 13,6 dB per decennium.

Författarna drar slutsatsen att den kumulativa effekten av bullret från alla fundament i en vindkraftspark, tillsammans med den ökande andelen kustnära vatten som används för havsbaserad vindkraft, kan medföra påverkan på marina däggdjur och fisk och bör beaktas vid havsplanering och tillståndshantering (Tougaard et al., 2020).

Information om påverkan på tumlare finns endast för enstaka mindre vindkraftsfundament. Baserat på mätningar av undervattensbuller vid tre mindre fundament i inre danska vatten och Östersjön (0,45–2 MW) beräknades driftsbullret vara hörbart för tumlare på avstånd upp till 70 m (Tougaard et al., 2009b). Tumlares beteendereaktioner har mätts vid uppspelning av inspelat driftsbuller från en 2 MW turbin under stilla väderförhållanden vid Vancouver Island, Kanada. Under uppspelning ökade medianvärdet för närmaste ytobservation av tumlare från 120 till 182 m, samtidigt som ekolokaliseringens frekvensen (andel detektionspositiva minuter) intill högtalaren dubbleades (Koschinski et al., 2003).

Förekomst av tumlare har mätts före konstruktion och vid drift av tre vindkraftsparker. Vid Rødsand 2 i sydvästra Östersjön påvisades ingen skillnad (Teilmann et al., 2012), vid Nysted i sydvästra Östersjön uppmättes en minskning fortfarande nio år efter att den tagits i drift (Teilmann and Carstensen, 2012) och vid Egmond aan Zee i nederländska Nordsjön uppmättes en ökning (Scheidat et al., 2011). Det är möjligt att basdata vid Nysted inte var representativa (Tougaard & Mikaelson, 2018) och möjliga förklaringar till ökningen vid Egmond aan Zee är minskade bullernivåer pga. minskad fartygstrafik samt ökad förekomst av fisk (Scheidat et al., 2011).

Sammantaget visar dessa studier att driftsbuller från havsbaserad vindkraft inte har en kraftig påverkan på tumlare, men att en lokal effekt inte kan uteslutas, samt att bullernivåerna från de stora turbiner som planeras men ännu inte är byggda ännu är okända. Vidare finns det inga studier gjorda över långsiktiga effekter på tumlare på populationsnivå till följd av byggnation av vindkraftverk inom populationens kärnområden.

Marint skräp

Marint skräp inkluderar mikrokräp (ofta definierat som mindre än 5 mm) och makroskräp. Tumlare kan få i sig både mikro- och makroskräp direkt eller indirekt via födan. De kan även fastna i makroskräp (se Bifångster/ Förlorade fiskeredskap). Makroskräp är inte vanligt förekommande i tumlarmagar. Av 548 undersökta tumlarmagar från tyska vatten (Nordsjön och Östersjön) fann man skräp i 4 (0,7 %) (Unger et al., 2017). I en annan studie av 654 tumlarmagar från Nordsjön sökte man efter skräp som var 1 mm eller större (van Franeker et al., 2018). I denna studie testades två olika tekniker. Om maginnehållet endast sköljdes fann man plasticskräp i 7 % av magarna (572 st), medan om det även silades med en 1 mm sil fann man det i 15 % (81 st). Resultaten indikerade en korrelation mellan förekomst av skräp och bottennära födosök. Kunskapen om hur intaget skräp påverkar tumlare är mycket begränsad, men det kan innebära ökad exponering för miljögifter (Rian et al., 2020).

Minskad födotillgång eller -kvalitet

En analys av tumlares, delfiners och valars födosöksstrategier och energibehov har visat att det är födans kvalitet och inte kvantitet som är avgörande. Av 11 studerade arter fann man att tumlare tillsammans med en delfin- och en valart hade högst energibehov och därmed är mest beroende av hög födokvalitet (Spitz et al., 2012). Författarna understryker vikten av detta beroende vid riskbedömning av förändringar i födokvalitet och -kvantitet. Dessa resultat stärks av en modelleringsstudie i vilken man undersökte tumlares energibalans och hur den påverkas av uteblivna födosökstillfällen pga. störning. Man fann att energiintaget påverkades mer av bytesstorleken, dvs. födans kvalitet, än födosöksintensiteten. Tack vare tumlarens variabla födosöksbeteende beräknas de kunna kompensera för störning under de flesta scenarier, givet att de har god tillgång till lämplig föda (Booth, 2020).

På tumlare i fångenskap har man studerat effekter av begränsat födointag (3–10 % av normalt intag) under 24 timmar. Vattentemperaturen var densamma som i Nordsjön och experimentet upprepades under fyra årstider. Vid varje tillfälle förlorade djuren ungefär 4 % av sin vikt, med viss variation under året, och späcktjockleken minskade med upp till 3 mm (Kastelein et al., 2019b). I en kompletterande studie undersökte man hur mycket tumlare i fångenskap kan kompensera för kortare perioder av svält (2–24 timmar) genom att äta mer efteråt. Man fann att tumlarna kunde äta nästan hela sitt dagsbehov vid ett tillfälle, istället för uppdelat på fem måltider som de normalt matades med. Detta tyder på att tumlare kan kompensera för utebliven föda, t.ex. pga. störning, om det finns gott om föda efteråt. Om födotillgången däremot är begränsad efteråt kan återhämtningen i vikt och späcktjocklek begränsas (Kastelein et al., 2019a).

Hos tumlare som strandat längs skotska Nordsjökusten har man funnit att en högre andel dog av svält under mars–maj 2002–2003 än under samma månader 1993–2001. Under den senare perioden hade tumlarna ätit en betydligt mindre andel tobis (*Ammodytes* spp.), en av de viktigaste bytesarterna för tumlare under denna tid på året i detta område. Resultaten tolkades som att svälten orsakades av minskad födotillgång (MacLeod et al., 2007). I en uppföljande studie på tumlare från skotska vatten fann man att djur som svultit ihjäl vägde i genomsnitt 13,8 % mindre än de som dödats av öresvin (*Tursiops truncatus*) och 10,3 % mindre än de som dött av andra orsaker som t.ex. sjukdom. Vidare beräknade man att tumlare beräknas svälta ihjäl efter 3–20 dagar utan föda, tiden varierade med varierande späcktjocklek under året (MacLeod et al., 2014).

En modelleringsstudie på tumlare i inre danska vatten visar att näst efter bifångster utgör födobrist, mätt som otillräcklig energitillgång, det största hotet (Nabe-Nielsen et al., 2014). Det finns dock inga studier på insamlade tumlare i Skagerrak eller Kattegatt som tyder på att tumlare i Skagerrak och Kattegatt påverkats av födobrist eller nedsatt födokvalitet.

På grund av den mycket begränsade tillgången på färska döda tumlare från Östersjön har det inte varit möjligt att undersöka samband mellan tumlares hälsostatus och kvaliteten eller kvantiteten av deras bytesarter. Detta har dock gjorts för gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön. Sälarnas späcktjocklek har visats vara positivt korrelerad med vikten på sill, dvs. sillens kvalitet, men negativt korrelerad med kommersiella sillfångster, dvs. sillens kvantitet. Skillnader har uppmätts över tid, med avmagrande kutar och sillar under 2002–2010, men allt tjockare vuxna honor och sillar under 2011–2015. Skillnader har även uppmätts rumsligt, med de magraste sälarna och sillarna i Bottenviken (Kauhala et al., 2017). Hos sill och skarpsill i Egentliga Östersjön har delvis liknande mönster observerats, med hög kondition av båda arterna under 1978–2008, men lägre kondition och ökad förekomst 1992–2008. Under den senare perioden uppkom också ett tydligt nord-sydligt mönster med sämst kondition i områdets norra delar (Casini et al., 2011). Preliminära resultat från akustiska tumlardata visar att andelen klicksignaler som indikerar födosök är högre inom Östersjötumlares viktigaste utbredningsområde i centrala Östersjön än i sydvästra Östersjön i vatten som främst nyttjas av Bälthavstumlares. En möjlig förklaring till detta kan vara att byteskvaliteten är sämre i centrala än i sydvästra Östersjön (Kyhn et al., 2018).

Predation och dödande av andra arter

Under det senaste decenniet har det gjorts alltfler observationer av predation av gråsäl på tumlare i bl.a. franska, nederländska, belgiska, tyska och walesiska vatten (Bouveroux et al., 2014; Haelters, 2012; Leopold et al., 2015; Stringell et al., 2015; van Neer et al., 2020). I Nederländerna har 25 % av de tumlare som strandat under 2003–2013 och varit tillräckligt färska för att undersökas makroskopiskt haft likadana bit- och klomärken som observerats på tumlare som testats positiva för gråsäls-DNA. Majoriteten var friska juveniler som nyligen hade ätit (Leopold et al., 2015). Man har även funnit tumlare som initialt överlevt gråsälssattacken, men senare dött av allvarliga infektioner orsakade av bakterier från gråsälens munhåla (Gilbert et al., 2020). Även på tumlare från svenska vatten har tecken på predation av gråsäl på tumlare observerats. Av 98 tumlare strandade under 2008–2019 diagnosticerades dödsorsaken som trolig predation för två och för ytterligare två som dött av trauma kunde predation inte uteslutas (Neimane et al., 2020). För att fastställa om tumlarna prederats av gråsäl behöver DNA-analyser göras.

Tumlare dödas även av öresvin (flasknosdelfin), som dock inte äter tumlare. Företeelsen har främst rapporterats från Storbritannien (Deaville and Jepson, 2011; Jepson, 2005, 2005; Jepson and Baker, 1998; Ross and Wilson, 1996), men även från Kalifornien (Cotter et al., 2012). Den är koncentrerad till områden med hög förekomst av öresvin och lokalt har upp till 63 % av strandade tumlare skador som tyder på att de dödat av öresvin (Ross and Wilson, 1996). Öresvin förekommer endast sporadiskt i svenska vatten.

Hårda isvintrar

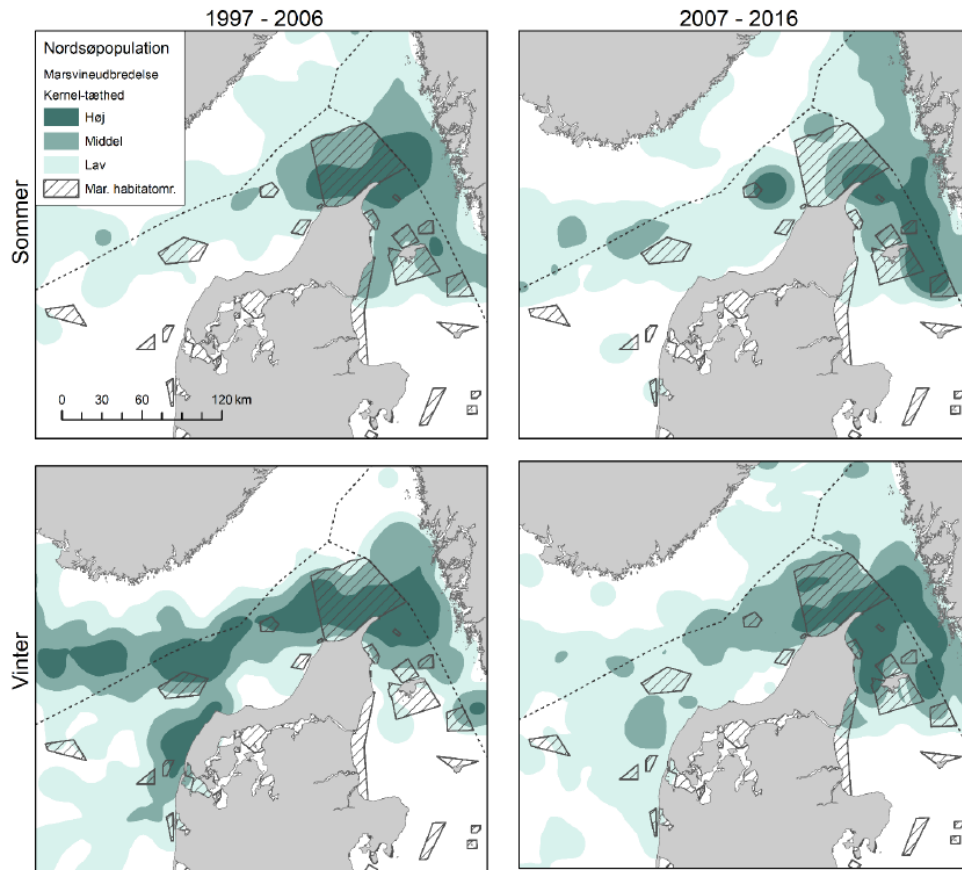
Hårda isvintrar med maximal istäckning i Östersjön har föreslagits vara en bidragande orsak till minskat antal tumlare i Östersjön, men hypotesen saknar vetenskapligt stöd. En förmodad predation av tumlare på lax samt fyra tillfällen med observationer av att tumlare drunknat eller förmodats drunkna i stor omfattning under hårda isvintrar i Östersjön föreslogs som förklaring till fluktuationer i Östersjöns laxbestånd under 1900-talets första hälft (Svårdson, 1955). Förklaringsmodellen förkastades dock då inga rester av lax kunde hittas i maginnehållet från tumlare som bifångats i laxredskap (Lindroth, 1962). I polska vatten har hårda isvintrar föreslagits förklara en nedgång av antalet bifångade tumlare från 1850-talet till 1870-talet, för att sedan återigen öka till 1920-talet. Data om variation i istäckning under denna period presenteras dock inte, utan endast vilka vintrar som haft maximal isutbredning under åren 1921–1947 (Skora et al., 1988).

Aktuell utbredning

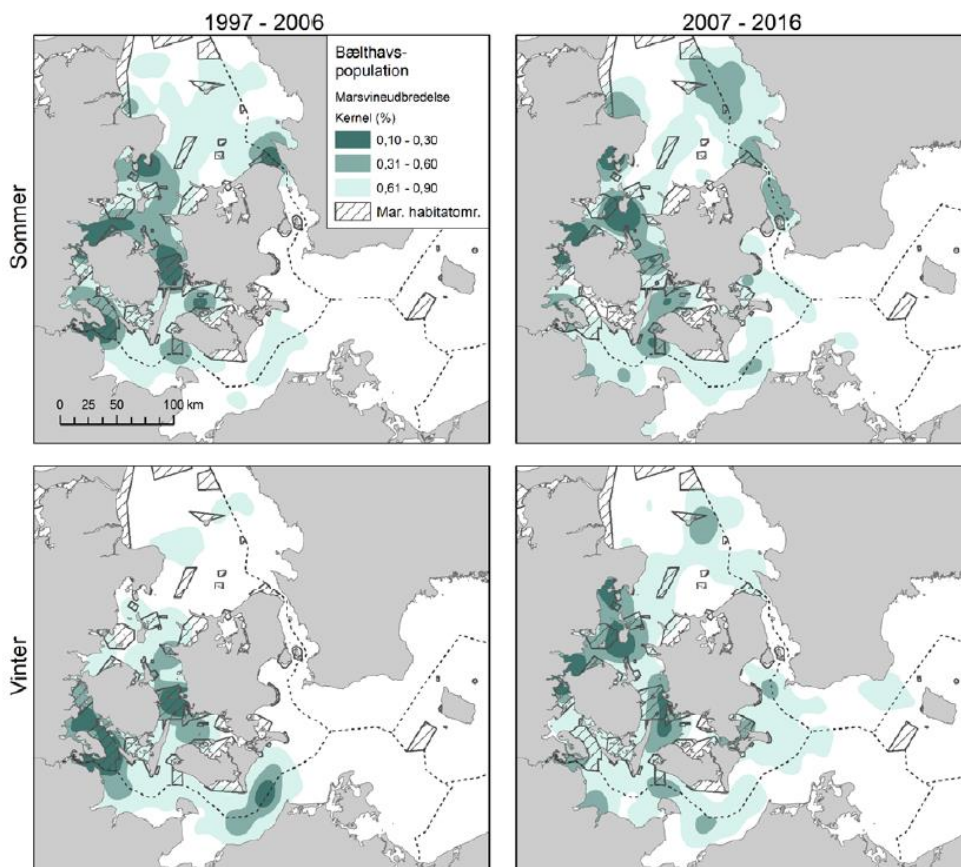
I avsnitt Underarter och populationer presenteras förvaltningsområden för tumlare och i avsnitt *Viktiga områden* presenteras viktiga områden för tumlarpopulationerna i svenska vatten. I detta avsnitt presenteras information om säsongsmässig utbredning med fokus på haven kring Sverige, samt den begränsade information som finns om hur tumlarna nyttjar olika områden under olika tider på året.

I Figur 10 och 11 visas kvartalskartor över täthet (kärnområdesdensitet) för 125 tumlare som försetts med satellitsändare inom Nordsjöpopulationens respektive Bälthavspopulationens förvaltningsområde under 1997–2016, uppdelat per decennium och säsong. Sändarna gav positionsdata i upp till 500 dagar (Sveegaard et al., 2018). För 64 sändare som sattes ut mellan 1997 och 2008 varierade antalet dagar från 14 till 349 (median 98) (Sveegaard et al., 2011b). Upprepade akustiska inventeringar utförda under ett års tid har bekräftat att områdena generellt är representativa för tumlare i Skagerrak och Kattegatt (Sveegaard et al., 2011a).

Mellan hannar och honor fanns ingen skillnad i hur stora områden som nyttjades, men icke könsmogna tumlare rörde sig inom större områden än könsmogna (Sveegaard et al., 2011b). Man har inte funnit någon skillnad i vilka vattendjup som nyttjas under året, men däremot att den genomsnittliga simhastigheten var lägre i april än under övriga månader (Nielsen et al., 2018). Under juni–augusti kan tumlarnas storskaliga utbredningsmönster till stor del förklaras med den storskaliga tätheten av sill (Sveegaard et al., 2012b). I området kring Kullen observeras en stor andel kalvar under sommaren, varför detta kan vara ett viktigt kalvningsområde för Bälthavspopulationen (Stedt, 2015).



Figur 10 Täthet (kärnområdesdensitet) av tumlare försedda med satellitsändare inom Nordsjøpopulationens förvaltningsområde fördelat på två tio-årsperioder samt säsong. Kärnområdeskategorierna är hög (minsta möjliga område som rymmer 30 % av alla tumlarpositioner, medel (31–60 %) respektive låg (61–90 %). Antal tumlare och positioner per analys år: 1997–2006 april–september: 18 djur/906 positioner; 1997–2006 oktober–mars: 32 djur/817 positioner; 2007–2016 april–september: 27 djur/799 positioner; 2007-2016 oktober–mars: 28 djur/1004 positioner. Figur från Sveegaard et al. (2018).

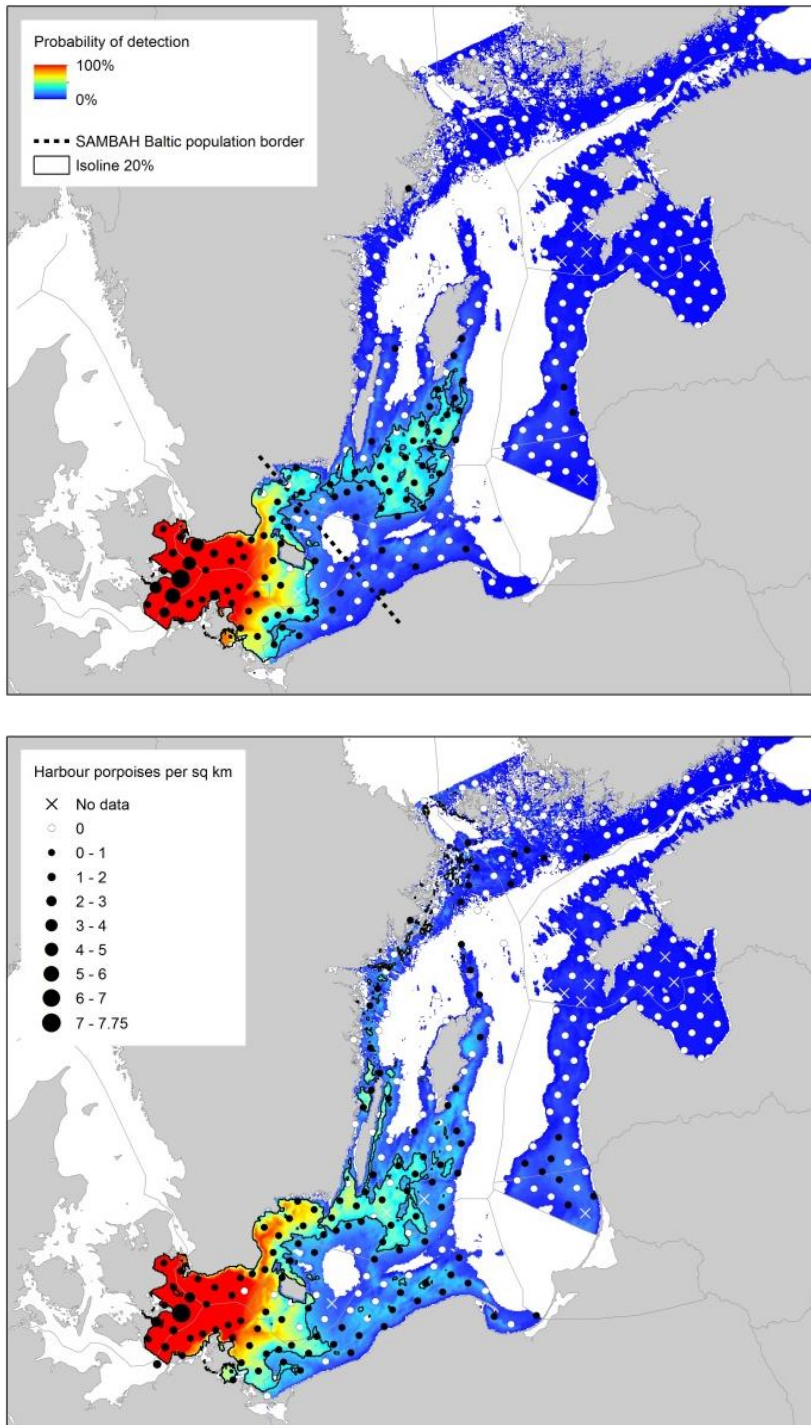


Figur 11 Täthet (kärnområdesdensitet) av tumlare försedda med satellitsändare inom Bälthavspopulationens förvaltningsområde fördelat på två tio-årsperioder samt säsong. Kärnområdeskategorierna är hög (minsta möjliga område som rymmer 30 % av alla tumlarpositioner, medel (31–60 %) respektive låg (61–90 %). Antal tumlare och positioner per analys är: 1997–2006 april–september: 39 djur/1958 positioner; 1997–2006 oktober–mars: 18 djur/765 positioner; 2007–2016 april–september: 43 djur/1540 positioner; 2007–2016 oktober–mars: 33 djur/1076 positioner. Figur från Sveegaard et al. (2018).

Halvårskartor över tumlardetektioner i Östersjön visas i Figur 11. Under maj–oktober samlas merparten av Östersjöpopulationen inom ett område som sträcker sig från södra Midsjöbanken upp till Hoburgs bank i centrala Östersjön. Eftersom tumlare föder sina kalvar och parar sig under denna tid är detta populationens viktigaste reproduktionsområde. Under november–april sprider Östersjötumlarna ut sig inom en större del av Östersjön och blir mer vanligt förekommande i kustnära vatten (Benke et al., 2014; Carlén et al., 2018). En stor andel förflyttar sig till Hanöbukten eller längre åt sydväst utanför förvaltningsområdet under maj–oktober. Under november–april ser man ingen tydlig rumslig uppdelning mellan Bälthavs- och Östersjöpopulationen (Carlén m.fl., 2018).

Detektionsfrekvensen var högst på djup mellan 20 och 50 m, men det bör också noteras att vatten djupare än 80 m inte kartlades (Carlén et al., 2018). I vattnen kring Rügen i tyska Östersjön har man funnit en ökning i detektionsfrekvens av tumlare under vintern, vilket har tolkats som en ökning av säsongsmigrerande Östersjötumlare. Ökningen var korrelerad med låga lufttemperaturer och lufttemperaturer som var lägre än vattentemperaturen (Gallus et al., 2012).

I Östersjön har storskaliga mönster i andelen födosöksklick analyserats i syfte att undersöka om det finns specifika födosöksområden. Inga skillnader påvisades dock inom respektive populations förvaltningsområde och inte heller mellan månader under året (Kyhn et al., 2018).



Figur 12 Sannolikhet för detektion av tumlare under (A) maj–oktober respektive (B) november–april (nedre bilden). Kartor från ASCOBANS (2016).

Aktuella populationsfakta

De senaste populationsuppskattningarna för Nordsjö- Bälthavs- och Östersjöpopulationen visas i **Tabell 1**. Bälthavspopulationen inventerades även år 2020, men resultaten är ännu inte tillgängliga. Nordsjö- och Bälthavspopulationerna inventeras visuellt med observatörer i flygplan eller fartyg i de s.k. Scans- och MiniScans-inventeringarna (Hammond et al., 2017, 2013, 2002; Viquerat et al., 2014). Inventeringarna görs främst i juni under reproduktionstiden.

Östersjöpopulationen måste inventeras kontinuerligt under två års tid med stationära akustiska instrument pga. sin låga täthet. Hittills har endast en akustisk s.k. Sambah-inventering utförts (Carlén et al., 2018; SAMBAH, 2016).

Tabell 1 Uppskattningar av antal och täthet av tumlare inom Nordsjö-, Bälthavs- och Östersjöpopulationens förvaltningsområden. CV = variationskoefficient.

Förvaltningsområde	År	Antal tumlare	CV	95 % konfidensintervall	Täthet (tumlare/ km ²)	Referens
Nordsjöpopulationen	2016	345 373	0,18	246 526–495 752	0,52	(Hammond et al., 2017)
Bälthavspopulationen	2016	42 324	0,30	23 368–76 658	1,04	(Hammond et al., 2017)
Östersjöpopulationen	2011–2013	497	0,66	80–1 091	0,033	(Sambah, 2016)

Aktuell hotsituation

Aktuell bevarandestatus

Tumlarens bevarandestatus i olika havsområden kring Sverige redovisas i **Tabell 2**. Tumlaren är upptagen i såväl IUCN:s, Helcoms och Sveriges rödlistor. Eftersom arten är listad i art- och habitatdirektivet görs även en bedömning enligt detta. I tillägg till bedömningarna i **Tabell 2** är tumlaren även upptagen på Ospars lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (Ospars Commission, 2008). Eftersom en stor andel av Östersjöpopulationen uppehåller sig inom svensk ekonomisk zon Figur 11, har Sverige ett stort ansvar för att bevara denna population.

Tabell 2 Tumlarens bevarandestatus i havsområden kring Sverige enligt olika bedömningsgrunder.

Havsområde, ev. tidsperiod	Bedömningsgrund	Status	Referens
Östersjön	IUCN:s rödlista	Akut hotad (CR)	(Hammond et al., 2008a)
Globalt	IUCN:s rödlista	Livskraftig (LC)	(Bjørge et al., 2020)
Östersjön	Helcoms rödlista	Akut hotad (CR)	(HELCOM, 2013)
Kattegatt och Bälthavet ("Västra Östersjön")	Helcoms rödlista	Sårbar (VU)	(HELCOM, 2013)
Östersjön	Sveriges rödlista	Akut hotad (CR)	(SLU Artdatabanken, 2020)
Svenska vatten, dock ej Östersjön	Sveriges rödlista	Livskraftig (LC)	(SLU Artdatabanken, 2020)
Svensk del av marin baltisk region 2013–2018	Art- och habitatdirektivet	Dålig (U2)	(SLU Artdatabanken et al., 2020)

Havsområde, ev. tidsperiod	Bedömningsgrund	Status	Referens
Svensk del av marin atlantisk region 2013–2018	Art- och habitatdirektivet	Gynnsam (FV)	(SLU Artdatabanken et al., 2020)
Marin baltisk region 2013–2018	Art- och habitatdirektivet	Dålig (U2)	*
Marin atlantisk region 2013–2018	Art- och habitatdirektivet	Gynnsam (FV)	*

* Uppgift nedladdad från <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/reports2012/species/summary/?period=5&group=Mammals&subject=Phocoena+phocoena®ion> 10 juni 2020.

Matris över aktuella hot

Under Orsaker till tillbakagång ovan beskrivs både nutida och historiska hot mot tumlare. En översikt över aktuella mänskligt orsakade hot mot Nordsjö-, Bälthavs- och Östersjöpopulationen framtagen av Ices visas i Tabell 3. Hoten har bedömts på en tregradig skala (ICES, 2019). Bedömningen speglar det aktuella läget vid tidpunkten för bedömningen. T.ex. bedömdes hotet från undervattensbuller från pålning vara på intermediär nivå (M) för Östersjöpopulationen eftersom pålning förekom i mycket begränsad omfattning inom populationens utbredningsområde. Sedan juli 2019 råder ett tillfälligt förbud mot torskfiske i Östersjön, vilket har lett till minskad fiskeansträngning och minskad bifångstrisk i torskgarn. Utifrån Östersjöpopulationens lilla populationsstorlek bedöms dock bifångster fortfarande utgöra ett starkt hot, varför ICES rekommenderar införande av nödgärder (se Ices råd om nödgärder för att förhindra bifångster av tumlare).

Tabell 3 Hotmatris för Nordsjö-, Bälthavs- och Östersjöpopulationen av tumlare (ICES, 2019). H= belägg eller stark sannolikhet för negativ effekt på populationsnivå genom påverkan på individers mortalitet, hälsostatus eller reproduktion, M = belägg eller stark sannolikhet för påverkan på individers överlevnad, hälsostatus eller reproduktion, men effekt på populationsnivå är ej känd, L = möjlig negativ effekt på individnivå, men med svaga belägg och/eller sällan förekommande.

Hot		Nordsjö-pop.	Bälthavs-pop.	Östersjö-pop.	
Nedsmutsning och andra kemiska förändringar	Miljögifter	H	H	H	
	Närsalter	L	L	L	
	Mikroplaster	*			
Fysisk förlust	Habitatförlust	L	L	L	
Fysisk skada	Habitatförstörelse	L	M	M	
Andra fysiska påverkansfaktorer	Marint skräp inkl. plast och spökgarn		L	L	L
	Undervattensbuller	Militär sonar	M	M	H
		Seismiska inventeringar	M	L	H
		Pålning	M	M	M
		Explosioner	M	M	H
		Fartygstrafik	M	M	M
	Förflyttningsbarriärer (vindkraftsparker, våg- eller tidvattenanläggningar)		L	L	L
	Död eller skada från kollisioner	Fartyg	L	L	L
Tidvattenanläggningar		**	Existerar ej		
Biologiska påverkansfaktorer	Introduktion av mikrobiella smittämnen		L	M	L
	Utfiskning (minskad födotillgång)		M	L	M
	Bifångst		H	H	H
	Störning (t.ex. turism)		L	L	L
	Jakt		Existerar ej		

* Finns risk för hälsoskada eller död, men belägg saknas i dagsläget.

** Risk för kollision som orsakar skada eller död är möjlig, men belägg saknas i dagsläget.

Kartor över bifångstrisk

Risken för bifångst av tumlare kan beräknas genom att multiplicera den sammanlagda fiskeansträngningen (meter garn \times antal fiskedagar) med tumlardensiteten i ett område. Metoden har utvärderats baserat på data från kameraövervakning i danskt garnfiske (Kindt-Larsen et al., 2016). I detta avsnitt presenteras resultat då denna metod har tillämpats på loggboksdata från svenskt yrkesfiske och tillgängliga data om tumlarförekomst. Dataunderlag saknas för motsvarande beräkningar för fritidsfiske.

Information om fiskeansträngning har hämtats från loggboksdata inrapporterad till Havs- och vattenmyndigheten. Det är passiva nätredskap exklusive siklöje- och strömmingsskötar som har inkluderats i analysen. Vi har antagit att risken för bifångst är minimal i garn med små maskor (diagonalmaska upp till 60 mm) och har därmed exkluderat de redskapen. För Västerhavet har beräkningarna endast gjorts på loggboksdata från 2015. För Östersjön har beräkningarna gjorts på loggboksdata både från 2015 och 2019.

I Östersjön används istället för information om tumlartäthet månatliga kartor över sannolikhet för detektion (ja eller nej) från maj 2011 till april 2013 och med en upplösning på 1 \times 1 km (Carlén et al., 2018). De resulterande månatliga kartorna över bifångstrisk i Västerhavet respektive Östersjön summerades per kvartal. Kvartalsindelningen mellan Västerhavet och Östersjön skiljer sig på grund av de underliggande data som finns för de olika populationerna (Carlström and Carlén, 2016).

Bifångstriskkartorna kan användas till att jämföra risken för bifångst för olika områden och tider på året inom respektive havsområde. Kartorna för Västerhavet kan inte jämföras med kartorna för Östersjön eftersom de har olika typer av förekomstdata om tumlare. De är inte heller avsedda för att beräkna den totala bifångsten.

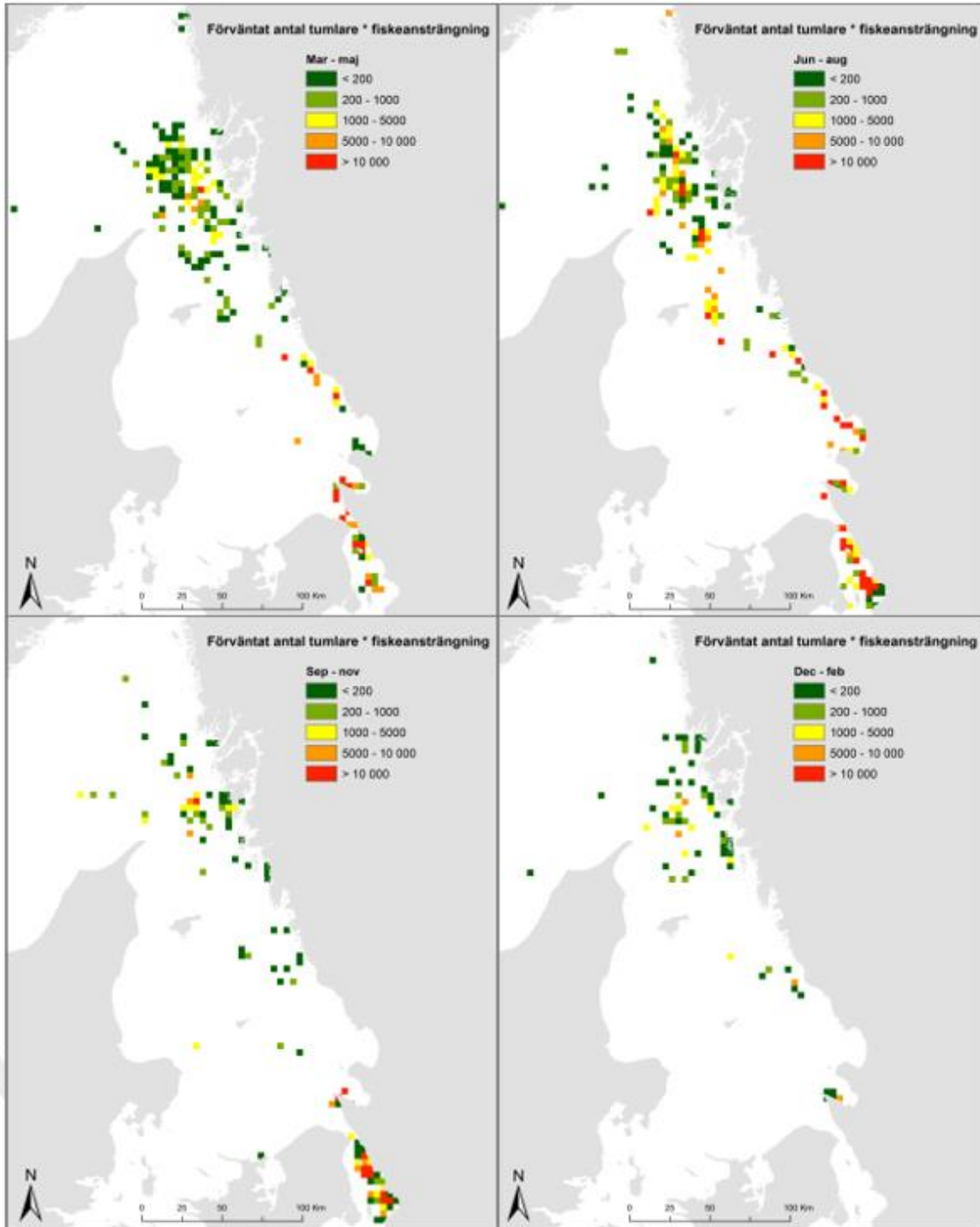
Bifångstrisken i Västerhavet år 2015 visas i Figur 13. I Skagerrak var risken för bifångst störst under vår och sommar i området utanför Tjörn och Orust. Detta beror dels på att tumlare befinner sig året om i detta område, dels på grund av att makrillfisket ökade väsentligt i april–maj, samt att fisket efter torsk och vitling var som störst under våren. I Kattegatt från Falkenberg till Laholmsbukten är bifångstrisken rumsligt utspridd men relativt hög under vår och sommar. Tumlare är mest förekommande här under dessa årstider samtidigt som det bedrivs fiske på sjurygg under tidig vår. I vattnen kring Kullaberg och i norra Öresund förekommer tumlare främst från mars till augusti, med högst täthet under våren. I samma område bedrevs fiske efter sjurygg framförallt från januari till mars. Bifångstrisken var generellt hög under alla årstider förutom under vintern.

Bifångstrisken i Östersjön år 2015 visas i Figur 14. Här pågick torskfiske året runt, men ansträngningen var som störst under maj–juni samt september–oktober. Utanför Skånes sydkust var bifångstrisken något högre under sommarhalvåret än under vinterhalvåret. Detta beror på att i det här området bedrevs torskfiske med grimgarn främst under maj–augusti och tumlarnärvaron är som störst under augusti–oktober. I Hanöbukten är tumlarnärvaron som högst under vintern och torskfisket var mest intensivt under vår och tidig höst. Detta resulterar i att bifångstrisken var betydande året runt och som störst under augusti–oktober. Kring Midsjöbankarna bedrevs ett begränsat fiske. Här är tumlarnärvaron högst under sommarhalvåret, vilket även speglas i en högre bifångstrisk under samma tid.

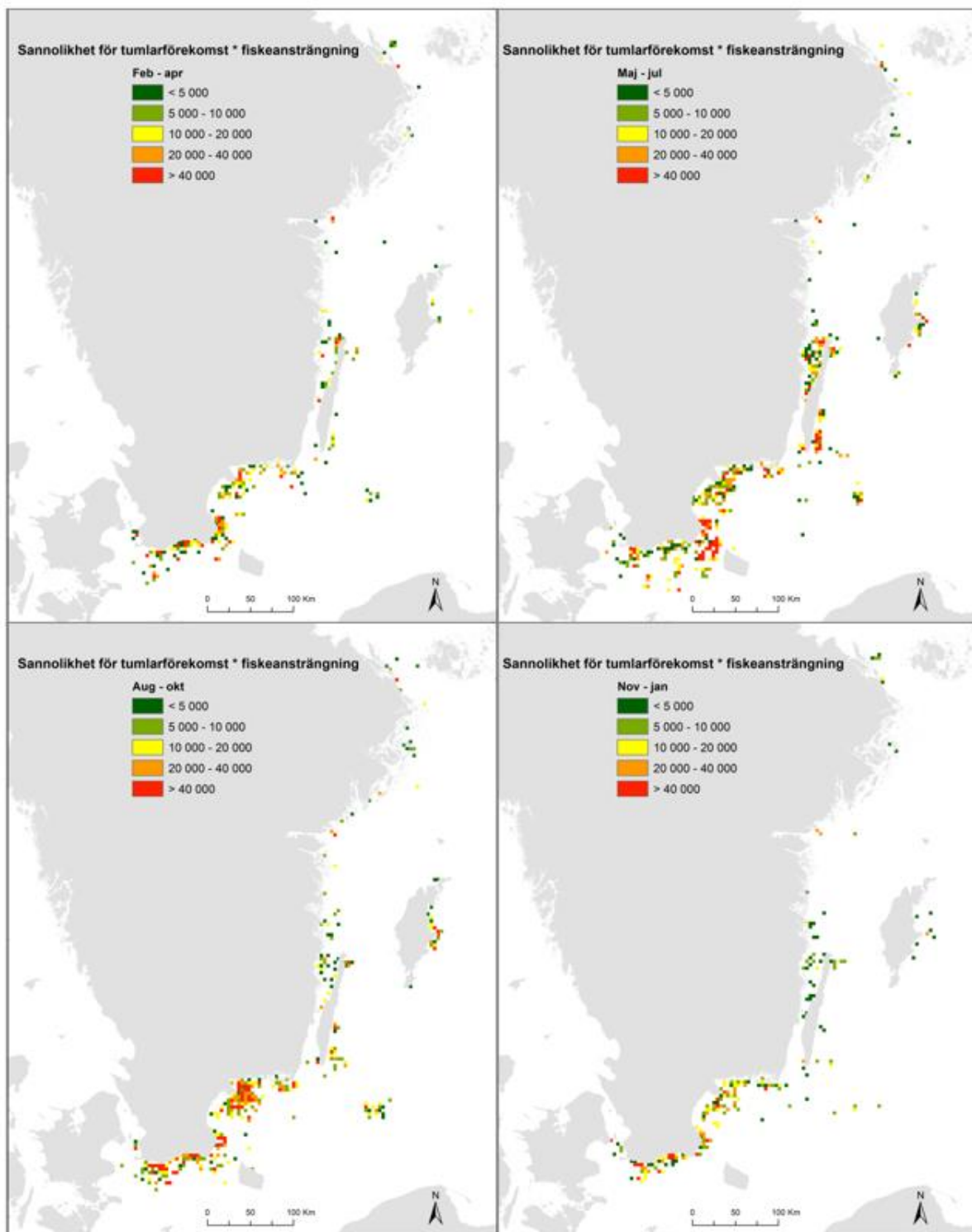
I Figur 15 visas bifångstrisken i Östersjön år 2019 (framtagna inom Helcom-projektet Action, baserade på samma underlag om tumlarförekomst, men ny loggboksdata).

Den 24 juli 2019 infördes ett förbud för torskfiske (Kommissionens genomförandeförordning EU 2019/1248) gällande till 31 december 2019, följt av ett fortsatt förbud för riktat torskfiske (rådets förordningar EU 2019/1838 och EU 2020/1579). Av dessa regleringar följer att riktat torskfiske är förbjudet, med vissa undantag, i Östersjön i Ices-områdena 24–32, dvs. alla vatten i Östersjön med undantag av Bälthavet och Öresund. I område 24, vilket längs den svenska kusten innebär Skånes sydkust, tillåts dock fiskebåtar som är mindre än 12 m som fiskar med passiva nätredskap på grundare vatten än 20 m, och som bedriver detta fiske innanför sex sjömil från baslinjen att ha ett riktat fiske efter torsk. I de senaste årliga TAC och kvotförordningarna för Östersjön har man också infört fiskeförbud i olika områden under olika tider. I regel har dock fartyg under 12 meter som använder passiva redskap och som bedriver sitt fiske på djup mindre än 20 meter undantagits från detta fiskeförbud. Under 2020 låg det fiskeförbud i Öresund under februari och mars, i SD 24 under juni och juli och i SD 25 under maj till augusti ut.

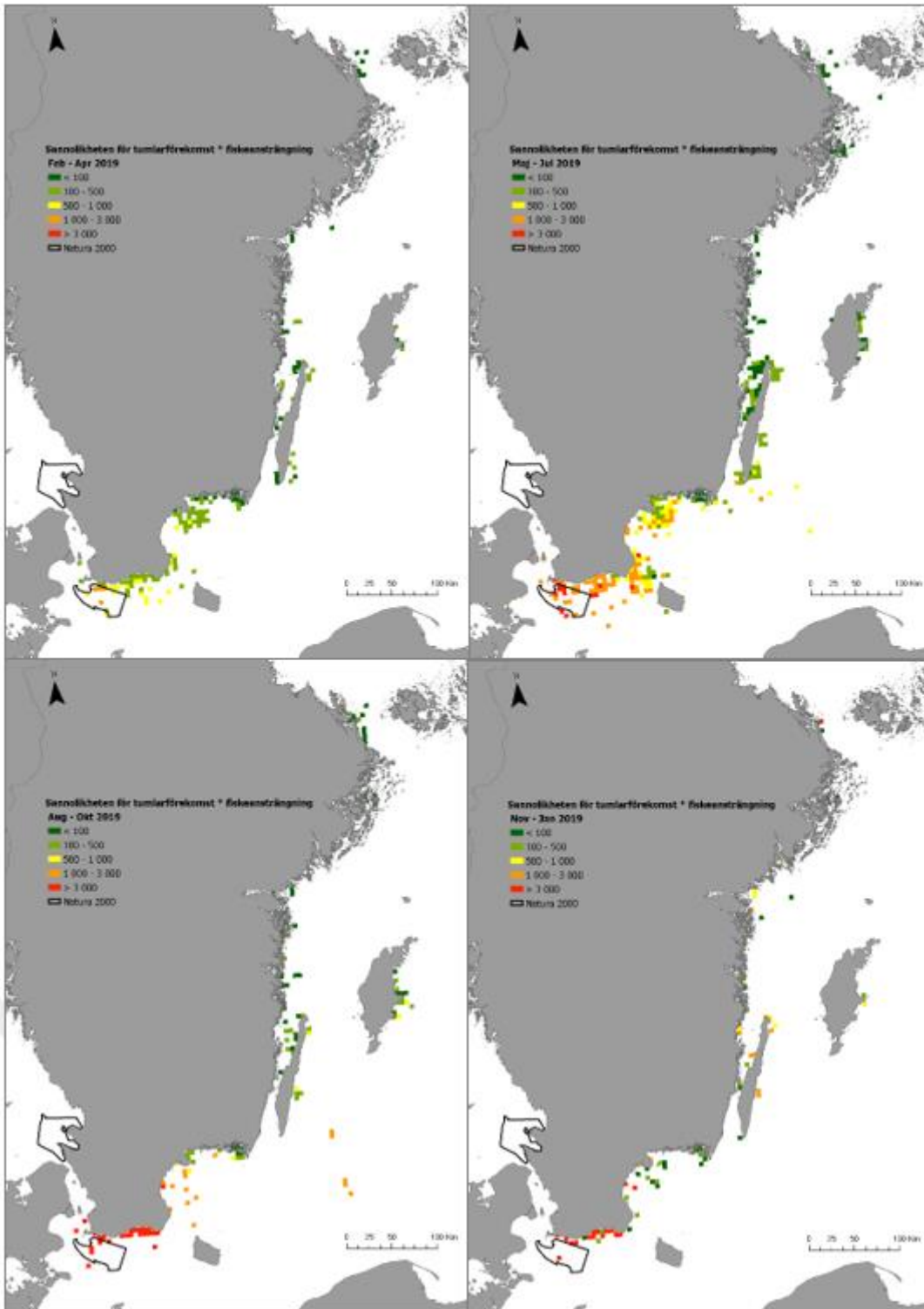
Jämfört med bifångstrisken under 2015 så är det generella mönstret detsamma men risken lägre under februari–april. Under maj–juli har risken minskat i norr men ökat i söder. I kartorna fr.o.m. augusti syns effekten av regleringen av torskfisket tydligt med en kraftigt minskad bifångstrisk framförallt i Hanöbukten. Söder om Skåne har bifångstrisken koncentrerats till kustnära vatten. Vid Midsjöbankarna hade bifångstrisken minskat redan före torskfiskeregleringen, men en viss risk kvarstår även efteråt.



Figur 13 Bifångstrisk för tumlare i Västerhavet beräknad genom att multiplicera data om tumlartäthet från satellitmärkta tumlare under perioden 1997–2008 (data från Aarhus universitet, Danmark) med rapporterad fiskeansträngning med passiva nätredskap (sillnät exkluderade) under 2015 (Havs- och vattenmyndigheten). Bifångstrisken anges som ett relativt index och visar i vilka områden risken för bifångst är högre alternativt lägre relativt till varandra. Skalan i kartorna över Västerhavet kan inte jämföras med skalan i kartorna över Östersjön.



Figur 14 Bifångstrisk för tumlare i Östersjön beräknad genom att multiplicera data om sannolikhet för tumlardetektering under perioden maj 2011–april 2013 (data från Carlén m.fl., 2018) med rapporterad fiskeansträngning med passiva nätredskap (strömming och siklöjeskötar exkluderade) under 2015 (Havs- och vattenmyndigheten). Bifångstrisken anges som ett relativt index och visar i vilka områden risken för bifångst är högre alternativt lägre relativt till varandra. Skalan i kartorna över Östersjön kan inte jämföras med skalorna i kartorna över Västerhavet.



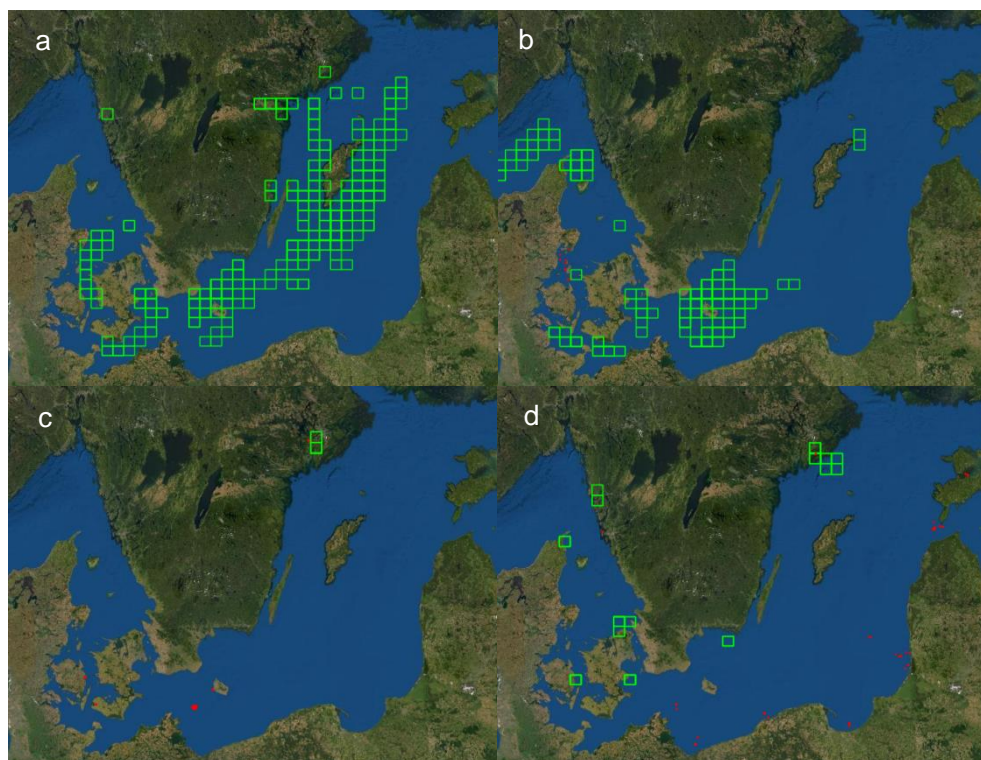
Figur 15 Bifångstrisk för tumlare i Östersjön beräknad genom att multiplicera data om sannolikhet för tumlardetektering under perioden maj 2011–april 2013 (data från Carlén m.fl., 2018) med rapporterad fiskeansträngning med passiva nätredskap under 2019 (Havs- och vattenmyndigheten). Bifångstrisken anges som ett relativt index och visar i vilka områden risken för bifångst är högre alternativt lägre relativt till varandra. Skalan i kartorna över Östersjön kan inte jämföras med skalorna i kartorna över Västerhavet. Kartorna är framtagna inom Helocm-projektet Action.

Kartor över undervattensbuller

Det finns idag inga kartor över bullerpåverkan på tumlare i svenska vatten, endast kartor över bullerkällor eller bullernivåer.

Impuls ljud

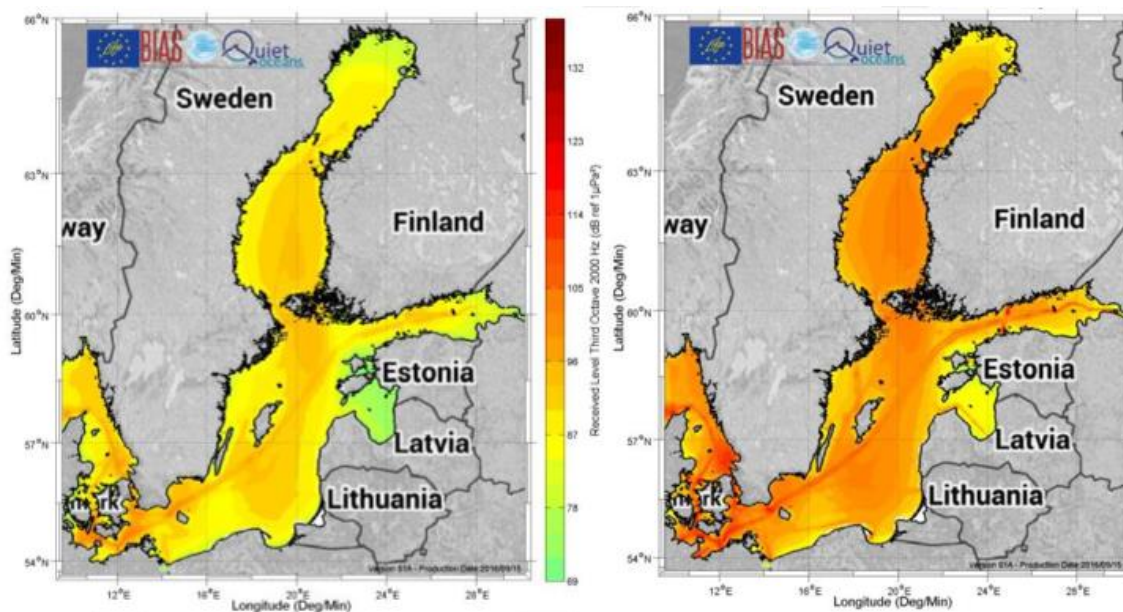
För övervakning av impulsbuller enligt havsmiljödirektivets deskriptor 11 har Ices i samarbete med Helcom och Oskar satt upp ett register över ljudkällor som genererar impulsbuller i frekvensbandet 10 Hz–20 kHz. Registret inkluderar endast kraftigare ljudkällor som bedöms orsaka en avsevärd förflyttning av marina organismer. "Avsevärd" definieras som en betydande andel individer under en relevant tidsperiod och på en relevant rumslig skala (Dekeling et al., 2014). Det bör noteras att tumlare även påverkas av buller med frekvenser över 20 kHz och som inte omfattas av registret. Buller från pålning, explosioner, aktiva sonarer, sälskrämmor, seismiska inventeringar med tryckluftskanoner, samt övrigt impuls ljud över ett visst tröskelvärde ska rapporteras till registret. Registrerad information för vissa av dessa ljudkällor i haven runt Sverige under 2015–2019 visas i Figur 16. Informationen är troligtvis inte komplett. Notera den höga förekomsten av användning av sonarer i Östersjön och hur den överlappar med Östersjötumslarens utbredningsområde. Det är även viktigt att notera att kartorna visar utbredningen av ljudkällorna och inte undervattensbullret eller påverkan. Påverkansavståndet varierar kraftigt mellan olika ljudkällor, ljudutbredningsförhållandena samt mottagarens känslighet.



Figur 16 Förekomst av rapporterade bullerhändelser inom 10 Hz–20 kHz under 2015–2019: (a) sonarer och sälskrämmor, (b) tryckluftskanoner, (c) pålning och (d) explosioner. De gröna rutorna visar de Ices-subrektanglar som bullerhändelser har rapporterats inom. Pålning och explosioner har även rapporterats som röda punkter. Rapporteringen är troligtvis inte komplett. Kartor från Ices register för impuls ljud.

Kontinuerliga ljud

För övervakning av kontinuerligt undervattensbuller enligt havsmiljödirektivets deskriptor 11 har Ices i samarbete med Helcom satt upp en portal för övervakat kontinuerligt buller vid 63 Hz, 125 Hz och 2 kHz. De kartor som för närvarande finns i registret är framtagna inom Bias-projektet (www.bias-project.eu) och bygger på ljudmätningar samt data om fartygstrafik från 2014. I Figur 17 visas kartor över utbredning av undervattensbuller vid 2000 Hz för hela djupintervallet och hela 2014. Frekvensen 2000 Hz ligger inom tumlares hörselområde.



Figur 17 Modellerad utbredning av undervattensbuller vid 2 kHz (1/3 oktavband) för hela djupintervallet under 2014: bullernivåer vid 50 % av tiden (vänster) och vid 10 % av tiden (höger). Kartor från Folegot et al. (2016).

Troliga effekter av olika förväntade klimatförändringar

Kunskapen om troliga effekter av klimatförändringar på tumlare är mycket begränsad. Tumlare kommer i första hand inte att påverkas direkt av förändringar i temperatur och salthalt, men indirekt av förändringar i bytesarters utbredningsmönster och kvalitet, samt av förändrad förekomst av parasiter och smittämnen. Som en art med utbredningsområdet begränsat till kalla och tempererade vatten över kontinentalsockeln (med undantag för tumlare väster om Grönland (Nielsen et al., 2018)) beräknas tumlare vara en av alla arter inom valdjuren som löper störst risk att påverkas (MacLeod, 2009). Risken för påverkan ökar med minskat utbredningsområde och ökad klimatpåverkan, varför påverkan bedöms bli större på Östersjö- och Bälthavspopulationen än på Nordsjöpopulationen.

Som innanhav med begränsat vattenutbyte beräknas Östersjön påverkas mer än Skagerrak och Kattegatt. I Östersjön beräknas bl.a. vattentemperaturen att stiga, saliniteten att sjunka och omfattningen av områden med syrefria bottnar att öka (Mackenzie et al., 2007; Meier et al., 2012). Med sjunkande salthalt minskar antalet marina fiskarter som t.ex. torsk (Mackenzie et al., 2007). För sill i Östersjön beräknas en ökad vattentemperatur leda till snabbare tillväxt både på individ- och populationsnivå, men med vissa skillnader mellan olika bestånd (Bartolino et al., 2014; Margonski et al., 2010). Eftersom grundläggande information om Östersjötumlares födoval och dess koppling till bytesarterna saknas är det inte möjligt att göra tillförlitliga skattningar av påverkan på klimateffekter på tumlare i Östersjön.

I Nordsjön har det skett en storskalig förändring i tumlares utbredningsmönster från 1994 till 2005, med minskad förekomst i norr och ökad i söder. En trolig orsak till förändringen är en markant förändring i Nordsjöns ekosystem pga. utfiskning i kombination med klimatförändringar (Hammond et al., 2013). Över en liknande tidsperiod (1993–2001 jämfört med 2002–2003) har man funnit att en högre andel av de tumlare som strandat längs skotska Nordsjön dött av svält, samt att de ätit en minskad andel tobis. Baserat på en parallell minskning i förekomsten av tretåig mås (*Rissa tridactyla*), vilken kopplats till minskad förekomst av tobis på grund av klimatförändringar och troligtvis även fiske (Frederiksen et al., 2004), föreslås att negativ klimatpåverkan på tobis lett till minskad födotillgång och svält hos tumlare (MacLeod et al., 2007).

Förändringar i den marina näringsväven orsakade av klimatförändringar under evolutionär tid har funnits förklara populationsstrukturen av tumlare i nordöstra Atlanten. I slutet av perioden för den maximala isutbredningen under den senaste istiden (cirka 23–19 tusen år sedan) försvann tumlare från Medelhavet och gav upphov till den isolerade underarten i Svarta Havet respektive populationen vid den Iberiska halvön. Tumlarna i Nordsjön och intilliggande hav är av ett annat ursprung och har idag ett begränsat genetiskt utbyte med populationen vid den Iberiska halvön (Fontaine et al., 2014).

Dagens snabba klimatförändringar i kombination med högt fisketryck och bifångster ökar risken för att små kustnära marina däggdjur som tumlare inte hinner anpassa sig (Fontaine et al., 2010) och understryker behovet av att inkludera klimatpåverkan i bevarande- och förvaltningsplaner (Simmonds and Isaac, 2007)

Skyddsstatus i lagar och konventioner

Tumlaren har följande status i nationell lagstiftning, EU-direktiv, EU-förordningar och internationella överenskommelser som Sverige ratificerat. EU-direktiv införlivas i svensk lagstiftning via lagar och förordningar. EU-förordningar är direkt tillämpliga som lag.

Texten nedan hanterar endast den lagstiftning etc. där tumlare har pekats ut särskilt i bilagor till direktiv och förordningar. Den generella lagstiftningen som kan påverka tumlare eller deras livsmiljö finns inte med i detta program.

Nationella regelverk

Artskyddsförordningen

Tumlaren är fridlyst enligt 4§ artskyddsförordningen (2007:845). I samma förordning finns tumlaren upptagen som en B-art, vilket betyder att särskilda bevarandeområden ska utses för arten (Natura 2000).

Jaktlagen och jaktförordningen

Enligt jaktlagen (1987:259) är syftet med statens vilt att skydda utrotningshotade, sällsynta eller särskilt värdefulla djurarter, samt tillförsäkra vetenskapen och undervisningen av dem (25 §).

Enligt jaktförordningen (1987:905) är jakt på valar förbjuden (21 §). Alla valar, inklusive tumlare, som omhändertas, påträffas döda, eller dödas tillfaller staten (statens vilt) (33 §). Den som

påträffar ett sådant djur ska snarast anmäla detta till polisen (36 §) och anmälan ska innehålla uppgifter om var och när djuret har dödats, omhändertagits eller påträffats (37 §). Hur tumlare ska omhändertas regleras genom Naturvårdsverkets föreskrifter eller beslut i det enskilda fallet (38 §). För djur som överlämnas till Naturhistoriska riksmuseet ersätts kostnaderna för överlämnandet av mottagaren (40 a §). Observera dock Naturhistoriska riksmuseets information om vilka djur eller djurdelar som är aktuella för insamling.

Enligt Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2019:5) ska en omhändertagen tumlare eller del därav snarast överlämnas till Naturhistoriska riksmuseet, om inte viltet är preparerat eller behövs i utredning om eventuellt brott eller misstanke om sjukdom (9 §). Naturhistoriska riksmuseet får dock besluta hur djuret eller djurdelen ska disponeras för att tillgodose ändamålet med jaktlagen 25 §.

EU-lagstiftning

Art- och habitatdirektivet

Rådets direktiv 92/43/EEG, kallat art- och habitatdirektivet, syftar till att säkerställa den biologiska mångfalden genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Tumlaren är upptagen i Bilaga 2 och 4. Bilaga 2 omfattar arter av gemenskapsintresse och vilkas bevarande kräver att särskilda bevarandeområden utses, så kallade Natura 2000-områden. Bevarandeområdena ska ingå i ett sammanhängande europeiskt ekologiskt nätverk och göra det möjligt att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos de berörda livsmiljötyperna och arterna i hela deras naturliga utbredningsområde. Bilaga 4 omfattar arter för vilka ett strikt skyddssystem ska införas inom hela deras utbredningsområde, dvs. även utanför de särskilda bevarandeområdena. Med ett strikt skyddssystem avses förbud mot att bl.a. fånga, döda eller störa exemplar av dessa arter, särskilt under deras parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttperioder, eller skada eller förstöra deras parnings- eller rastplatser. I svensk lagstiftning implementeras skyddet genom artskyddsförordningen (2007:845) samt förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m.

För de särskilda bevarandeområdena ska nödvändiga åtgärder för bevarande vidtas, inklusive utarbetande av lämpliga skötsel- eller förvaltningsplaner om detta krävs (artikel 6). I Sverige används termen "bevarandeplan" för Natura 2000-områden. Bevarandestatusen hos arterna som är av gemenskapsintresse ska övervakas (artikel 11) och vart sjätte år ska EU:s medlemsstater rapportera arternas bevarandestatus inom respektive biogeografisk region (enligt artikel 17). För tumlare i svenska vatten innebär detta en bedömning för marin atlantisk region och en för marin baltisk region. De senaste bedömningarna av Sverige (Naturvårdsverket) respektive kommissionen visas i Tabell 2. Medlemsstaternas rapporter ska även innehålla information om de bevarandeåtgärder som har vidtagits, samt en bedömning av åtgärdernas effekt på arternas bevarandestatus. Det krävs också uppföljning och rapportering av oavsiktlig fångst och dödande enligt artikel 12.4.

Internationella konventioner och aktionsprogram (Action plans)

Ascobans

Överenskommelsen om skydd av valar i Östersjön, Nordöstra Atlanten, Irländska sjön och Nordsjön, kallad Ascobans (*Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas*) har slutits under Bonnkonventionen (se *Bonnkonventionen* nedan). Ascobans parter har åtagit sig att vidta bevarandeåtgärder och bedriva forskning för att uppnå eller bibehålla en gynnsam bevarandestatus för småvalar. Åtgärderna inkluderar förebyggande arbete mot utsläpp av miljöfarliga ämnen, minskning av bifångster, reglering av aktiviteter som har negativ påverkan på småvalars föda och förebyggande arbete mot undervattensbuller. Koordinerad forskning ska bedrivas för att bedöma status och migrationsmönster, samt identifiera viktiga områden och hot för de olika arterna och/eller populationerna. Parterna ska även sträva efter att etablera effektiva system för rapportering och insamling av bifångade och döda strandade djur, samt utföra kompletta obduktioner av dessa. Obduktionsresultaten ska göras tillgängliga i en internationell databas. Slutligen ska parterna tillhandahålla information till allmänheten och fiskare för att främja insamling av döda strandade och bifångade småvalar. Ascobans har tagit fram resolutioner om bl.a. Östersjötumlar, bifångster, miljögifter, undervattensbuller, undervattensammunition, havsbaserad energiproduktion, födotillgång, marint skräp, kumulativ påverkan, strandningar, forskning om habitatkvalitet och hälsostatus, samt utbildningsaktiviteter.

Ascobans har även tagit fram åtgärdsprogram/bevarandeplaner för tumlarpopulationerna i Nordsjön (ASCOBANS, 2009), Bälthavet (ASCOBANS, 2012) respektive Östersjön (ASCOBANS, 2016).

Ospar

Ospar är en regional konvention om skydd av den marina miljön i Nordostatlanten, inklusive Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt. Ospars vision är att Nordostatlanten är ren, frisk och med rik biologisk mångfald, samt nyttjad på ett långsiktigt hållbart sätt. För att uppnå detta har Ospar antagit en strategi för skydd av Nordostatlantens marina miljö perioden 2010–2020 (OSPAR Commission, 2010), samt fem underliggande tematiska strategier. En av de tematiska strategierna handlar om biodiversitet och ekosystem. Det strategiska målet för denna är att hejda och förebygga ytterligare förlust av biologisk mångfald till år 2020, att skydda och bevara ekosystem, samt, där det är praktiskt möjligt, restaurera marina områden som har blivit negativt påverkade. För att uppnå detta ska åtgärder vidtas bl.a. för att förbättra statusen för hotade och minskade arter och habitat, vidareutveckla Ospars nätverk av skyddade marina områden och implementera förvaltningsåtgärder för dessa, samt säkerställa att mänskliga aktiviteter och belastningar inte påverkar arter, habitat eller ekosystem negativt. För vissa av åtgärderna anges att de gäller särskilt för de arter och habitat som är upptagna på Ospars lista över hotade och/eller minskande arter och habitat, däribland tumlare.

För bedömning av den marina miljöns status enligt havsmiljödirektivet (se *Havsmiljödirektivet och fastställande av god miljöstatus*) har Ospar utvecklat indikatorer som kan användas inom hela Ospar-området. År 2017 gjordes en första statusskattning för abundans och utbredning respektive bifångster av tumlare (indikatorerna M4 respektive M6). För tumlare fann man ingen statistisk skillnad i abundans i Nordsjön eller i Kattegatt-Bälthavet, men

däremot en förändring i utbredningsmönstret från norra till södra Nordsjön sedan 1994. Tillförlitligheten för metoden bedömdes som medel och för dataunderlaget låg. Bifångsterna skattades till 0,36-0,58 % av den bästa populationsuppskattningen för Nordsjöpopulationen och 0,39-0,62 % av den bästa populationsuppskattningen för Bälthavspopulationen. Tillförlitligheten för metoden bedömdes som medel-låg och för dataunderlaget som låg. Vidareutveckling av dessa indikatorer fortgår och avsikten är att resultaten ska rapporteras i Ospar utvärdering av Nordostatlantens miljö 2023 (Quality Status Report 2023). Inom Ospar pågår även utveckling av en indikator för PCB i marina däggdjur.

Helcom

Helcom är den förvaltande organisationen för en regional konvention om skydd av den marina miljön i Östersjön, inklusive Kattegatt. Helcoms vision är en frisk miljö i Östersjön där de olika biologiska komponenterna fungerar i balans. Detta resulterar i en god ekologisk status samt att miljön kan bära en rad olika långsiktigt hållbara ekonomiska och sociala aktiviteter.

Helcom har en rekommendation (17/2) om skydd av tumlare i Östersjön (Helcom, 2020b). Denna rekommenderar bland annat högsta prioritet för minskning av bifångster, datainsamling om hot mot tumlare, regelbundet genomförande av storskaliga inventeringar av tumlare och av koordinerade nationella övervakningsprogram av abundans och utbredning, datainsamling om tumlares beteende, livshistoria och hälsa, samt implementering av effektivt och lämpligt skydd för tumlare inom och utom skyddade områden.

Helcom utvecklar även regionala indikatorer i enlighet med havsmiljödirektivet (se *Havsmiljödirektivet och fastställande av god miljöstatus*) Tumlare är för närvarande inkluderade i indikatorer om bifångster, abundans respektive utbredning. Bifångstindikatorn är utvecklad men tillförlitliga data för tillämpning saknas. Indikatorerna om abundans och utbredning är under utveckling. Avsikten är att en statistisk bedömning av Bälthavstumlares abundans, en kvalitativ bedömning av Östersjötumlares abundans och utbredning, samt bifångster av båda dessa tumlarpopulationer ska ingå i Helcoms tredje holistiska bedömning av Östersjöns ekosystem (Holas III). Inom Helcom pågår även arbete för att utveckla en hälsoindikator för tumlare, och utveckling av en indikator för tumlares habitatkvalitet har identifierats vara av hög prioritet.

Baserat på rapporter från de kontrakterade parterna gör Helcom årliga sammanställningar över observationer av levande, strandade och bifångade tumlare inom konventionens område. Dessa finns tillgängliga genom Helcoms webbaserade databaser (*Helcom Data and Map Service*, <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/index.html> samt *Helcom Biodiversity Database* <https://maps.helcom.fi/website/biodiversity/>).

IWC

Internationella valfångstkommissionen (IWC) är en mellanstatlig organisation vars syfte är bevarande och hållbart nyttjande av valar. En väsentlig del av kommissionen är det så kallade schemat. Schemat är juridiskt bindande och anger specifika åtgärder. Exempel på åtgärder är fångstgränser (vilka har satts till noll för kommersiell valfångst), utpekanden av valskyddsområden och restriktioner för jaktmetoder. IWC:s medlemsländer har olika uppfattningar om småvalar som t.ex. tumlare och delfiner ingår i IWC:s rättsbefogenheter eller ej. Länderna är dock eniga om att IWC:s vetenskapliga kommitté fyller en funktion när det gäller forskning och rådgivning om småvalar och en vetenskaplig underkommitté arbetar endast med

dessa frågor. IWC har utvecklat ett tillvägagångssätt för beräkning av långsiktigt hållbara mortalitetsgränser som tar hänsyn till osäkerheter i de ingående parametrarna. Metoden kallas *Revised Management Procedure*, RMP, och bygger på modelleringar av populationsutvecklingen baserat på data om beståndsuppskattningar, mortaliteter, populationsstruktur och migration (se *Beräkning av mortalitetsgräns*) (Punt & Donovan, 2007). IWC samarbetar med Ascobans om bl.a. beräkning av mortalitetsgränser för bifångster av tumlare och Ascobans senaste åtgärdsprogram för tumlare i Östersjön följer IWC:s mall för bevarandeplaner för valar.

Ices

Internationella Havsforskningsrådet, kallat Ices (*International Council for the Exploration of the Seas*) är en global organisation vars främsta syfte är att öka den vetenskapliga kunskapen om marin miljö och dess levande resurser, samt att använda denna kunskap för att ge objektiva och politiskt oberoende råd till ansvariga myndigheter. Merparten av arbetet fokuserar på Nordatlanten, men genom partnerskap sträcker sig verksamheten in i Arktis, Medelhavet, Svarta havet och norra Stilla havet.

Ices har nästan 150 expertgrupper och workshops, varav arbetsgrupperna om marina däggdjurs ekologi (*Working Group on Marine Mammal Ecology*, WGMME) och om bifångster av skyddade arter (*Working Group on Bycatch of Protected Species*, WGBYC) är av stor relevans för tumlare. WGMME utvärderar årligen ny information om populationsstorlekar, populationsstruktur och förvaltningsmodeller, samt ger råd om hur detta kan bidra till förvaltning av marina däggdjur hos parterna. WGMME sammanställer även information om mänsklig påverkan på marina däggdjur, med fokus på bifångster (i samarbete med WGBYC) och havsbaserad industri, och ger råd för minskning av påverkan. WGBYC sammanställer och utvärderar information om övervakning och skattning av bifångster för skyddade arter, inklusive däggdjur, fåglar, havssköldpaddor och sällsynta fiskarter. Arbetet inkluderar även metoder för minskning av bifångster och koordinering av experimentella studier om detta.

Ices är värd för en webbaserad dataportal med bl.a. en databas om impulsbuller i samarbete med Oskar och Helcom och en databas om kontinuerligt buller i samarbete med Helcom. Båda databaserna är allmänt tillgängliga från Ices webbsida.

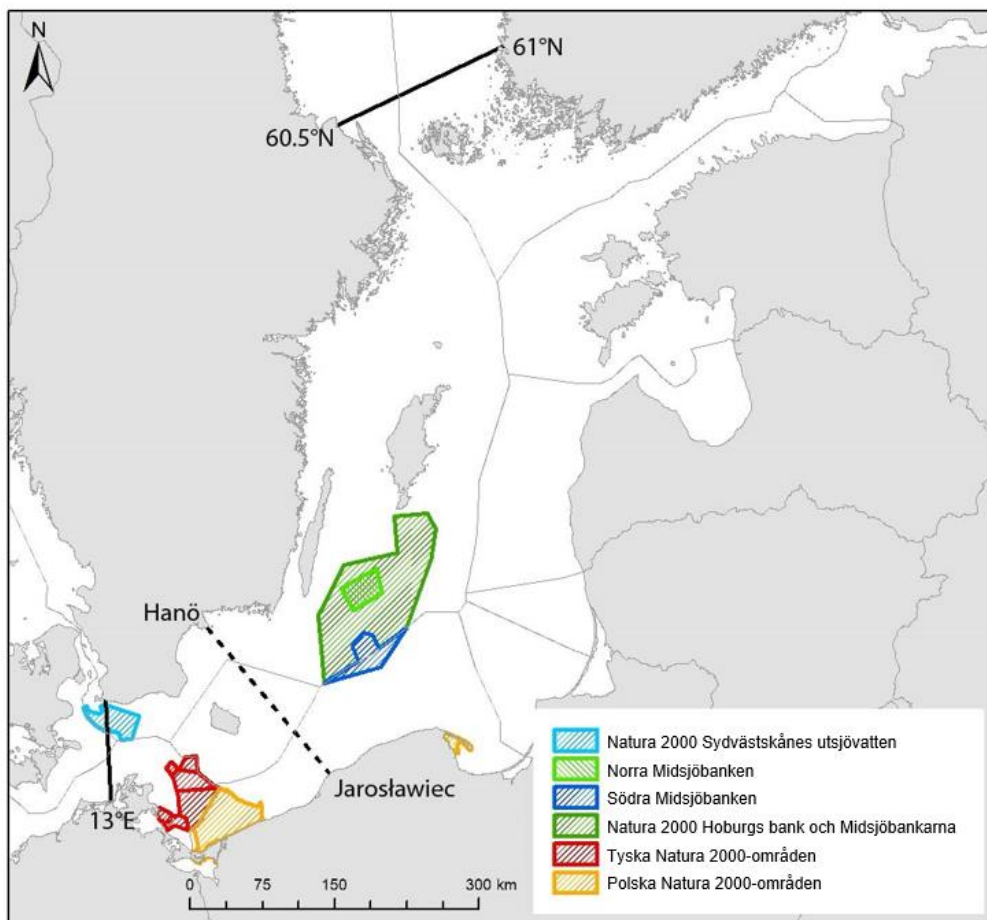
Ices råd om nödgärder för att förhindra bifångster av tumlare

I juli 2019 skickade 26 miljöorganisationer två rapporter om bifångster av tumlare i Östersjön respektive sadeldelfiner i Biscayabukten till EU-kommissionen och uppmanade kommissionen att vidta nödgärder enligt den gemensamma fiskeripolitiken Artikel 12. Kommissionen vände sig till Ices som behandlade frågan inom WGMME och WGBYC, samt på en workshop om nödgärder för att minimera bifångster av sadeldelfiner i Biscayabukten och tumlare i Östersjön (*Workshop on Emergency Measures to mitigate BYCatch of harbour porpoise in the Baltic Sea and common dolphin in the Bay of Biscay*, WKEMBYC). Resultaten redovisas i sin helhet i WKEMBYC-rapporten (ICES, 2020a). Ices råd publicerades i maj 2020 (ICES, 2020b).

För att uppnå bevarandemålet på högst 0,7 bifångade Östersjötumlare (se *Beräkning av mortalitetsgräns*) konstaterar Ices att allt fiske med passiva nätredskap behöver stängas inom Östersjötumlarens säsongsmässiga utbredningsområde. Ices rekommenderar att skyddsåtgärder implementeras under en längre tidsperiod (troligtvis flera generationer) eftersom de annars inte ger önskad effekt.

För att minska bifångsterna av Östersjötumlare (dock utan att uppnå målet på max 0,7 bifångster per år) rekommenderar Ices att en kombination av fem åtgärder implementeras omgående. De geografiska områdena visas i Figur 18. Åtgärderna fokuserar på passiva nätredskap (nät/garn, insnärjningsnät eller grimgarn, se definition i EU-förordning 2019/1241, Artikel 6) eftersom bifångstrisken är avsevärt högre i dessa än i andra redskapstyper. Följande tre åtgärder berör svenskt vatten:

- Norra Midsjöbanken stängs för allt fiske, med undantag för passiva redskap som har påvisats att inte bifånga tumlare. Exempel på sådana redskap är burar, fällor och långrev. Undantag ska däremot inte gälla för passiva nätredskap, även sådana som är försedda med pingers (ljudskrämmare) eller andra typer av instrument som avger ljud. Norra Midsjöbanken avgränsas här av följande koordinater: NV: 56,241°N; 17,042°O; SV: 56,022°N, 17,202°O; NO: 56,380°N, 17,675°O; SO: 56,145°N, 17,710°O.
- Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna, samt Södra Midsjöbanken, stängs för allt fiske med passiva nätredskap. Södra Midsjöbanken avgränsas här för Sveriges del som området mellan Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna och gränsen till Polens ekonomiska zon.
- Fiske med passiva nätredskap utan användning av pingers förbjuds, under maj–oktober inom det område som avgränsas av den förvaltningsgräns som föreslagits av Carlén m.fl. (2018) (en linje dragen mellan Hanö, Sverige, och Jarosławiec nära Słupsk, Polen) och en linje dragen mellan 60.5°N vid den svenska kusten och 61°N vid den finska kusten, och under november–april inom det område som begränsas av en linje dragen längs longitud 13°O och en linje dragen mellan 60.5°N vid den svenska kusten och 61°N vid den finska kusten.



Figur 18 Geografiska områden i Ices råd om nödgärder för minskning av bifångster av Östersjötumlare.

Utöver åtgärder för minskning av bifångster ger Ices även fyra råd om övervakningsåtgärder för Östersjötumlaren som ska implementeras omedelbart. Dessa är:

- Detaljerad övervakning av fiskeansträngningen i tid och rum, i lämpliga enheter och för alla fartyg. Detta behövs för beräkning av bifångst, utvärdera risken för bifångst i tid och rum, samt för att utvärdera effekterna av implementerade åtgärder för att minska bifångsterna.
- Ökad dedikerad övervakning av skyddade och hotade arter för att säkerställa en representativ datainsamling av bifångster.
- Övervakning av tumlarförekomst i nyckelområden där pingers implementeras för utvärdering av påverkan på tumlare.
- Kontroll av efterlevnad av åtgärder för minskning av bifångst. Både användning och funktion av pingers ska säkerställas.

Bernkonventionen

Bernkonventionen är en juridiskt bindande regional naturvårdskonvention för Europa och vissa stater i Nordafrika. Konventionens mål är att skydda vilda växter, djur och deras naturliga miljö, särskilt sådana som kräver internationellt samarbete och är utrotningshotade eller sårbara. För dessa har parterna förbundit sig att främja nationella riktlinjer, beakta skydd i samband med planering, utveckling och åtgärder för miljögifter, samt främja utbildning och sprida allmän information. Tumlaren är upptagen i Bilaga 2 över arter som ska ha ett särskilt skydd. Detta

innebär att parterna har åtagit sig att vidta åtgärder för att säkerställa förbud mot bl.a. alla former av avsiktlig fångst, avsiktlig skada på häcknings- eller rastplatser, eller avsiktlig störning, särskilt häcknings-, yngeltid och vintervila. Inom EU genomförs Bernkonventionen genom art- och habitatdirektivet.

Bonnkonventionen (CMS)

Bonnkonventionen, även kallad CMS (*Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals*) är en global miljökonvention under FN:s miljöprogram. CMS syftar till att skydda flyttande vilda djurarter, deras livsmiljöer och flyttvägar. Tummlaren är upptagen i Bilaga 2, vilken listar flyttande arter som har en ogynnsam bevarandestatus och vars bevarande och förvaltning kräver eller skulle gynnas signifikant av internationellt samarbete och/eller internationella överenskommelser. Länderna runt Östersjön diskuterar även ett förslag om att Östersjötummlaren bör upptas i Bilaga 1, vilken listar hotade flyttande arter. Artikel 4 av konventionen anger att CMS parter ska sträva efter att sluta avtal för de populationer eller delar av populationer som är listade i Bilaga 2 och regelbundet korsar landets gränser. Prioritet ska ges till arter som har ogynnsam bevarandestatus. CMS har även antagit en rad resolutioner om skydd av valar.

Cites

Konventionen om internationell handel med utrotningshotade arter av vilda djur och växter, kallad Cites-konventionen (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*) är en global naturvårdskonvention med syftet att säkerställa att internationell handel med vilda djur och växter inte hotar deras fortlevnad. Inom EU regleras implementeringen av Cites i första hand genom rådets förordning (EG) nr 338/97 om skyddet av arter av vilda djur och växter genom kontroll av handeln med dem (se *EU:s Cites-förordning*). Inom EU är samtliga valarter listade på bilaga A, dvs. den högsta skyddsklassen.

Marin förvaltning och fiskeregleringar

Texten nedan hanterar endast lagstiftning etc. av direkt relevans för tumlare. Generell lagstiftning som kan påverka tumlare eller deras livsmiljö finns inte med i detta program.

Nationella regelverk

Havsmiljöförordningen och fastställande av god miljöstatus

Havsmiljöförordningen (2010:1341) införlivar havsmiljödirektivet (se *Havsmiljödirektivet och fastställande av god miljöstatus*) i svensk lagstiftning. Förordningen syftar till att upprätthålla eller nå en god miljöstatus i havsmiljön. Bedömningen av den marina miljöns status ska göras med stöd av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön (HVMFS 2012:18). I dessa fastslås de förhållanden som kännetecknar god miljöstatus för havsmiljödirektivets 11 deskriptorer, samt de indikatorer som ska användas för att göra dessa bedömningar. Tumlare är specifikt omnämnd endast i indikator 1.1A Bifångst av tumlare. Arten är även inkluderad i en miljö kvalitetsnorm som anger att mänskliga verksamheter inte ska orsaka skadligt impuls ljud i marina däggdjurs utbredningsområden under tidsperioder då djuren är känsliga för störning. Indikator saknas dock för denna miljö kvalitetsnorm. Mycket av arbetet med utveckling av

nationella indikatorer och miljö kvalitetsnormer bedrivs genom utveckling av regionala indikatorer enligt Havsmiljödirektivet (se *Havsmiljödirektivet och fastställande av god miljöstatus*). inom Oskar och Helcom (se *Oskar och Helcom*).

EU-lagstiftning

Havsmiljödirektivet och fastställande av god miljöstatus

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG, kallat havsmiljödirektivet, syftar till att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i den marina miljön senast år 2020. På grund av den marina miljöns gränsöverskridande karaktär, samtidigt som förhållanden, problem eller behov varierar rumsligt, ska arbetet utföras för marina regioner eller delregioner. För svenska vatten innebär detta Nordsjön inklusive Kattegatt och Skagerrak, respektive Östersjön. Gränsen mellan dessa områden dras vid Öresundsbron. Inom regionerna eller delregionerna ska en god miljöstatus fastställas med hjälp av 11 deskriptorer. Bedömningen ska göras med hjälp av kriterier och indikatorer mot fastställda tröskelvärden. För löpande bedömning ska medlemsstaterna fastställa och genomföra regionalt samordnade miljöövervakningsprogram. Baserat på resultaten ska åtgärdsprogram utarbetas. Vart sjätte år ska medlemsländerna rapportera den bedömda miljöstatusen, samt de fastställda miljömålen, övervaknings- och åtgärdsprogrammen. Nästa åtgärdsprogram rapporteras 2022 och nästa bedömning ska göras år 2024.

Förutsättningar för bedömning av den marina miljöns status anges i kommissionens beslut (EU) 2017/848. Primära kriterier är obligatoriska, medan sekundära kriterier bör användas som komplement till de primära, eller när det finns risk för att god miljöstatus inte uppnås. Kriterier och metodstandarder bör utvecklas i regionalt samarbete. De flesta kriterier ska bedömas på regional eller delregional nivå och om tröskelvärdena inte uppnås ska medlemsländerna vidta åtgärder eller ytterligare undersökningar. Nedanstående punkter (förkortad svensk översättning) är direkt relevanta för tumlare. Numreringen följer den i beslutet och siffran inom parentes anger om kriteriet är primärt eller sekundärt.

Biologisk mångfald:

- D1C1 (1) Dödligheten till följd av bifångster ligger under nivåer som hotar arten, så att dess långsiktiga livskraft är säkerställd.
- D1C2 (1) Artens abundans är inte negativt påverkad av belastning från mänsklig verksamhet och dess långsiktiga överlevnad är säkerställd.
- D1C4 (1) Artens utbredningsområde och -mönster överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.
- D1C5 (1) Artens livsmiljö har den nödvändiga utsträckning och förhållanden som krävs för att stödja de olika stadierna i artens livscykel.

För dessa kriterier anges att skattningen kan göras på populationsnivå istället för artnivå om detta är lämpligt. Inom Oskar och Helcom pågår arbete med att utveckla eller vidareutveckla regionala tumlarindikatorer om abundans, utbredning respektive bifångster (se Oskar och Helcom), dvs. motsvarande kriterierna D1C1, utfallet av D1C2, samt D1C4. I tillägg till de direkt relevanta kriterierna är även följande kriterier relevanta för tumlare:

Trofiska gilder (grupper):

- D4C1 (1) Den trofiska gildens mångfald (artsammansättning och arternas relativa abundans) är inte negativt påverkad till följd av mänskliga belastningar.
- D4C2 (1) Balansen i total abundans mellan de trofiska gilderna är inte negativt påverkad till följd av mänskliga belastningar.
- D4C3 (2) Individernas storleksfördelning inom den trofiska gilden är inte negativt påverkad till följd av mänskliga belastningar.
- Miljögifter:
- D8C (2) Arternas hälsa påverkas inte negativt av främmande ämnen, inklusive kumulativa och synergistiska effekter.
- Marint skräp:
- D10C3 (2) Mängden skräp och mikroskräp som förtärs av marina djur ligger på en nivå så att arternas hälsa inte påverkas negativt.
- D10C4 (2) Insamling i skräp, eller andra typer av skador, dödlighet eller hälsoeffekter är under tröskelvärden för påverkan.
- Undervattensbuller:
- D11C1 (1) Utbredningen, varaktigheten och ljudstyrkan av impulsbuller från mänsklig verksamhet överskrider inte nivåer som har negativ påverkan på populationsnivå på marina djur.
- D11C2 (1) Utbredningen, varaktigheten och ljudstyrkan av kontinuerligt lågfrekvent buller från mänsklig verksamhet överskrider inte nivåer som har negativ påverkan på populationsnivå på marina djur.

EU-förordningar relaterade till att minimera bifångster av tumlare i yrkesfisket

Den gemensamma fiskeripolitiken (GFP)

Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1380/2013, kallad grundförordningen, ska bland annat säkerställa att fiskeverksamheten är långsiktigt hållbar. Försiktighetsansatsen ska tillämpas. Det finns flera legala "verktyg" inom fiskeripolitiken för att minimera bifångster av tumlare.

Enligt artikel 11.1 i grundförordningen kan en åtgärd som endast berör en medlemsstats fiske i dess territorialvatten eller ekonomiska zon under vissa förutsättningar införas i marina skyddade områden. Om åtgärden berör andra medlemsstaters fiske, kan berörda medlemsstater inom ramen för regionalisering (artikel 11 och 18) lägga fram förslag på bevarandeåtgärder i en gemensam rekommendation till kommissionen. Om inte alla medlemsstater kan enas om en gemensam rekommendation får kommissionen lägga fram ett förslag genom ordinarie lagstiftningsförfarande. I avsaknad av en gemensam rekommendation, ska kommissionen i brådskande fall anta tidsbegränsade åtgärder.

Artikel 12 gäller åtgärder som ska vidtas av kommissionen vid allvarliga hot mot de marina biologiska resurserna. Om sådana hot föreligger får kommissionen, på begäran av en medlemsstat eller på eget initiativ, anta genomförandetakter med omedelbar verkan för att

minska hotet. Genomförandetakterna kan tillämpas under max sex månader, men kan förlängas med ytterligare sex månader.

Artikel 13 gäller nödgärder under en medlemsstats jurisdiktion som kräver omedelbara åtgärder. Om nödgärderna som en medlemsstat avser att anta kan påverka andra länders fiskefartyg, ska dessa åtgärder först avstämmas med kommissionen, de berörda medlemsstaterna och de berörda rådgivande nämnderna.

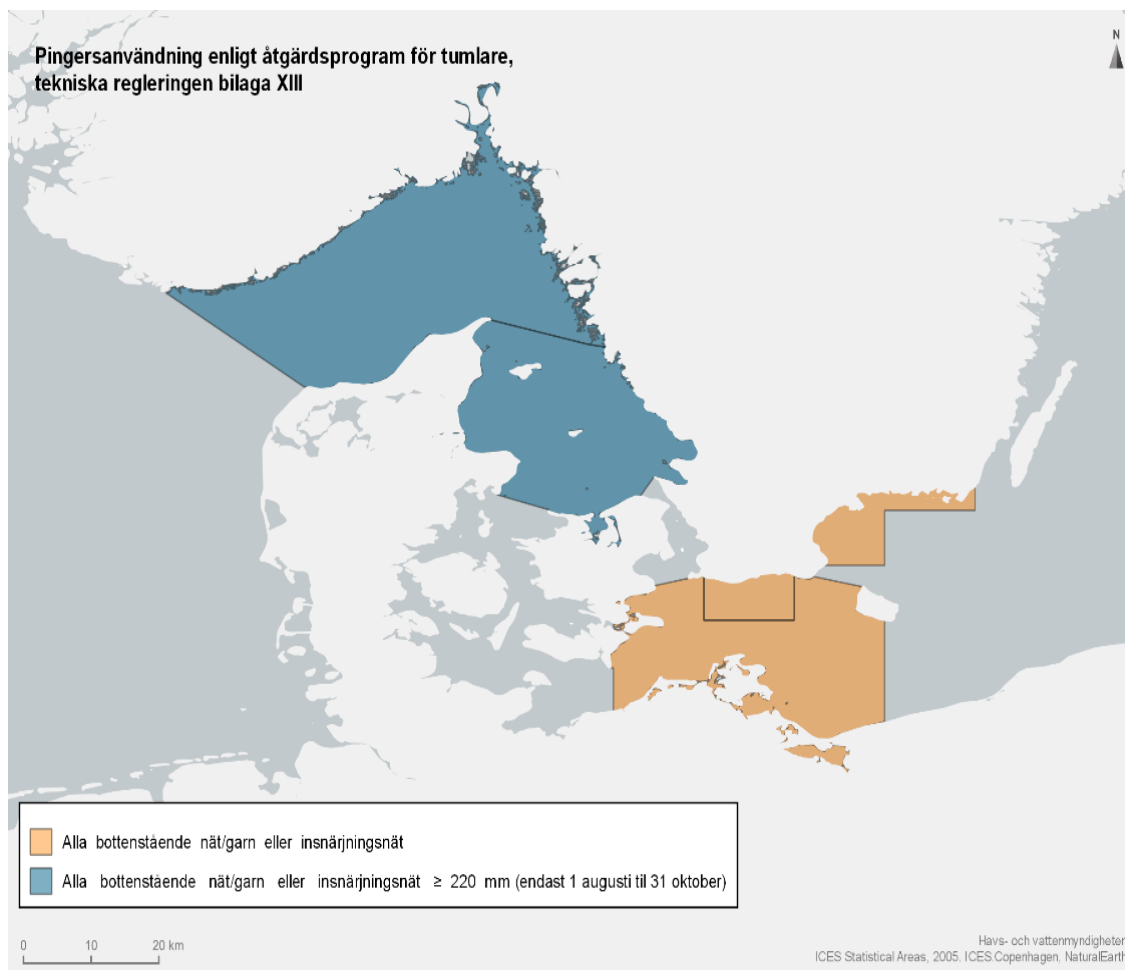
Tekniska förordningen

Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2019/1241 om bevarande av fiskeresurserna och skydd av marina ekosystem genom tekniska åtgärder, kallad tekniska förordningen, har som mål att stödja genomförande av den gemensamma fiskeripolitiken (se ovan). Vid fokus på skydd av tumlare ska den tekniska förordningen särskilt bidra till att säkerställa att bifångster minimeras och om möjligt elimineras så att de inte utgör ett hot mot dess bevarandestatus (artikel 3) samt vidta tekniska åtgärder som syftar till att säkerställa att oavsiktliga fångster av marina däggdjur inte överstiger de nivåer som föreskrivs i unionslagstiftningen och i internationella avtal som är bindande för unionen (artikel 4).

Artikel 9 anger att det är förbjudet att fiska med drivgarn längre än 2,5 km, samt att allt fiske med drivgarn är förbjudet i Östersjön.

Artikel 11 anger att det är förbjudet att fånga, behålla ombord, omlasta eller landa tumlare. Undantag görs dock bl.a. för att möjliggöra vetenskaplig forskning på bifångade djur under förutsättning att de berörda behöriga myndigheterna har fått full information i förväg så snart som möjligt efter fångsten. Vidare anges att en medlemsstat får införa ytterligare restriktioner för sina fiskefartyg för att minimera bifångster av tumlare. Artikel 11 ska även tillämpas på fritidsfiske (artikel 2).

I bilaga XIII anges obligatoriska åtgärder för användning av pingers, genomförande av vetenskapliga studier eller pilotprojekt för att övervaka och utvärdera effekterna av användning av pingers över tid, samt inrättande av övervakningssystem för bifångster. Pingers är obligatoriskt för fartyg vars totala längd är 12 m eller mer och fiskar med bottenstående nät/garn eller insnärjningsnät i vissa områden. För vissa av områdena gäller kravet endast under en viss tid på året, om den sammanlagda längden av näten understiger en viss längd, eller maskstorleken överstiger en minimistorlek. Övervakningssystem är obligatoriskt på fartyg vars totala längd är 15 m eller mer och fiskar med vissa redskap i vissa områden. Områden och redskap i vilka användning av pingers respektive tillämpning av övervakningssystem för bifångster är obligatoriska visas i Figur 19.



Figur 19 Områden och redskap i vilka användning av pingers respektive tillämpning av övervakningssystem för bifångster är obligatoriska enligt tekniska förordningen bilaga XIII (för fartyg som fiskar med särskilda redskap och vars total längd är 12 meter eller mer (pingerskrav) respektive 15 meter eller mer (övervakningskrav)).

Kontrollförordningen

Rådets förordning (EG) nr 1224/2009, kallad kontrollförordningen, rör införande av ett kontrollsystem för att säkerställa efterlevnaden av den gemensamma fiskeripolitiken. Artikel 14 anger att fiskefartyg som har en total längd på 10 m eller mer ska föra fiskeloggbok och däri ange bl.a. de arter som fångas och bevaras ombord eller som kastas ut och som överstiger 50 kg. Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2018:11) om befälhavares skyldigheter att rapportera och anmäla yrkesmässigt fiske i havet, ska såväl de som rapporterar i loggbok som de som rapporterar i kustfiskejournal (bl.a. befälhavare på fiskefartyg understigande 10 meters total längd) därutöver i sin rapportering ange uppgifter om observerade däggdjur och fåglar som fastnat i deras fiskeredskap, även om djuren eller fåglarna lösgjorts innan fångsten omhändertagits. Enligt artikel 48 i kontrollförordningen ska yrkesfiskare som förlorar sina redskap och inte lyckas bärga dem rapportera sin förlust. Artikel 55 anger bl.a. att medlemsländerna ska se till att fritidsfiske bedrivs på ett sätt som överensstämmer med målen och bestämmelserna i den gemensamma fiskeripolitiken.

Genomförandebeslut om fiskeridata

I kommissionens delegerade beslut (EU) 2019/910 om upprättande av ett flerårigt unionsprogram för insamling och förvaltning av biologiska, miljörelaterade, tekniska och socioekonomiska data inom sektorerna för fiske och vattenbruk anges att data om både bifångster och frånvaro av bifångster av tumlare och alla andra arter listade i Tabell 1D ska samlas in i tillräcklig omfattning grundat på slutanvändarnas behov. I Tabell 1D listas tumlare i alla vatten med hänvisning till art- och habitatdirektivet, samt i Nordsjön inklusive Skagerrak och Kattegatt även med hänvisning till Oskar. Datainsamling ska göras för allt kommersiellt fiske som bedrivs av medlemsländerna och för allt fritidsfiske som bedrivs inom EU:s vatten. Insamlingen ska genomföras med hjälp av observatörer ombord på fiskefartygen, av fiskarna själva med hjälp av deras loggböcker, eller andra metoder om dessa är otillräckliga för slutanvändarnas behov.

Övriga fakta

I detta avsnitt presenteras erfarenheter från tidigare bevarandeåtgärder, kunskapshöjande åtgärder samt övervakning och uppföljning av tumlare som är av relevans för föreslagna åtgärder.

Utvärdering av tidigare åtgärdsprogram

En utvärdering av det föregående åtgärdsprogrammet för tumlare (Carlström et al., 2008) utfördes av SLU Aqua under 2015. Denna visar att vid tiden för utvärderingen hade 8 av sammanlagt 34 åtgärder genomförts, 18 var delvis genomförda och 8 var inte genomförda. De två mest centrala bevarandeåtgärderna, upprättande av regionala arbetsgrupper för minskande av tumlarbifångster, samt implementering av åtgärder enligt förslag från regionala arbetsgrupper hade inte genomförts. Efter utvärderingen 2015 har bl.a. tre andra högt prioriterade åtgärder slutförts: inventering av tumlare i Östersjön, identifiering av viktiga områden för tumlare i svenska vatten samt utpekande av nya och utökade Natura 2000-områden för tumlare.

Resultat från sårbarhetsanalyser

En kvantitativ analys av Östersjöpopulationens risk för att dö ut (PVA-analys) har nyligen publicerats. Eftersom data saknas för så gott som samtliga demografiska parametrar har dessa skattats från sju andra tumlarpopulationer i Norra Atlanten. Analysen visar att Östersjöpopulationen är livskraftig om dess demografiska parametrar är desamma som i en population med god hälsostatus och den inte utsätts för bifångster. Pga. höga miljögiftshalter är dock Östersjötumlarens reproduktionsförmåga sannolikt nedsatt (se *Miljögifter*). En intermediär reproduktionsförmåga (nedsatt med 40 %) och ingen bifångst beräknas leda till en populationstillväxt strax över noll ($0,2 \% \pm 6,5 \%$). Om reproduktionsförmågan är ytterligare nedsatt (med totalt 60 %) beräknas populationen kollapsa till färre än 50 individer om 64 år (98 % sannolikhet att den kollapsar inom 100 år). Om dessa reproduktionsnivåer kombineras med skattad aktuell bifångstnivå (7 individer per år, North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019) beräknas populationen kollapsa till färre än 50 individer om 35–75 år (55–100 % sannolikhet att den kollapsar inom 100 år). Med en högre bifångstnivå (15 individer/år) beräknas populationen kollapsa om 23–44 år (100 % sannolikhet att den kollapsar inom 100 år). Inte ens de mest positiva scenarierna för reproduktionsparametrarna beräknas kunna uppväga effekterna av undersökta bifångstnivåer. Slutsatsen är att bifångsterna måste minskas och strikt skydd införas i reproduktionsområdena (Cervin et al., 2020).

Lärdomar från bifångstreglering

Lärdomar från andra arter och populationer

Kaliforniatumlaren

Kaliforniatumlare (*Phocoena sinus*) är en annan art av tumlare. Arten är endemisk i norra Californiaviken i Mexiko och klassad som Akut hotad (CR) (Rojas-Bracho and Taylor, 2017). Det främsta hotet är illegalt garnfiske efter kalifornisk vekfisk (*Totoaba macdonaldi*) (Jaramillo-Legorreta et al., 2017; Taylor et al., 2017), också den klassad som Akut hotad (CR) (Findley, 2010). Kaliforniatumlaren har övervakats med visuella metoder sedan 1986 (Barlow et al., 1997) och med akustiska metoder sedan 2008. År 1997 beräknas populationen ha bestått av 567 individer (95 % konfidensintervall 177–1073) (Jaramillo-Legorreta et al., 1999), dvs. ungefär lika många som antalet Östersjötumlare skattades till år 2001–2013 (SAMBAH, 2016). Arten har minskat stadigt i antal sedan dess (Gerrodette et al., 2011; Jaramillo-Legorreta et al., 2017; Taylor et al., 2017).

Kaliforniatumlaren rödlistades av IUCN 1978 och sedan år 1993 har en rad bevarandeåtgärder vidtagits. År 1993 förbjöds användandet av garn med större maska än 30,5 cm i fisket efter kalifornisk vekfisk och ett biosfärsområde pekades ut i den innersta delen av Californiaviken. Biosfärsområdet inkluderade ungefär hälften av kaliforniatumlarens utbredningsområde respektive kärnområde. Bevarandeplanen för området publiceras 1995. År 2000 beslutades att antalet bifångade kaliforniatumlaren skulle vara noll. År 2003 trädde en mexikansk lagstiftning om skydd av biosfärsområdet ikraft. Åtgärderna för biosfärsområdet var dock långt ifrån tillräckliga, varför hela kaliforniatumlarens kärnområde ut som reservat 2005 (Rojas-Bracho et al., 2006). Samma år fastställdes en bevarandeplan för reservatet. Det inkluderade kunskapshöjande åtgärder för att öka hållbart nyttjande av resurserna, biologisk och social forskning, samt regleringar av fisket, bl.a. förbud mot garnfiske med större maska än 15,25 cm. Vissa av fiskeregleringarna infördes även i biosfärsområdet. En miljon amerikanska dollar (cirka 85 miljoner svenska kronor med dagens kurs) betalades ut av staten i syfte att kompensera fiskare för uteblivna fiskemöjligheter, men medlen användes bl.a. till inköp av båtmotorer och ledde inte till minskad risk för bifångster av kaliforniatumlare. Även om fiskeregleringarna hade implementerats hade de troligtvis inte varit effektiva eftersom reservatet i genomsnitt endast hyste ungefär halva populationen och merparten av bifångsterna skedde i garn med mindre maskstorlek än den som förbjöds. Regleringarna var också delvis motsägelsefulla och svåra att kontrollera (Rojas-Bracho and Reeves, 2013).

År 2008 beräknades 245 individer återstå och ett åtgärdsprogram för bevarande av kaliforniatumlaren och hållbart nyttjande av inre Californiaviken fastställdes. Målsättningen var noll bifångade kaliforniatumlare 2012 och programmet inkluderade gradvis eliminering av fiske med grimgarn och övriga passiva nätredskap, först inom reservatet och därefter inom hela kaliforniatumlarens utbredningsområde. Parallellt med förbudet skulle fiskare återigen bl.a. ges ekonomisk kompensation för uteblivna fiskemöjligheter, eller ekonomiskt stöd för att övergå till fiskeredskap som inte bifångar tumlare eller byta bransch. Inte heller detta program var dock framgångsrikt. Det saknades forskning om alternativa redskap, varför sådana inte kunde implementeras. Fiskares medverkan var frivillig och inte obligatorisk, varför främst de som redan var på väg att sluta gjorde så initialt, medan merparten fortsatte och också började använda längre länkar, varför fiskeansträngningen istället ökade. Under 2008–2012 kostade

fiskerikontrollen för kaliforniatumlaren över 5 miljoner amerikanska dollar (42,5 miljoner svenska kronor i dagens kurs), men den var inte effektiv (Rojas-Bracho and Reeves, 2013).

Under 2011–2015 minskade den akustiska detektionsfrekvensen av kaliforniatumlare med 34 % per år (95 % konfidensintervall 21–48 %) inom kärnområdet. För att rädda arten infördes i maj 2015 ett tvåårigt förbud mot allt garnfiske inom hela populationens utbredningsområde till en kostnad av 74 miljoner amerikanska dollar (cirka 630 miljoner svenska kronor med dagens kurs) för att kompensera fiskare och förädlingsindustrin (Jaramillo-Legorreta et al., 2017). En riskanalys visade att om det tvååriga garnfiskeförbudet permanentades och verkställdes i praktiken skulle kaliforniatumlaren kunna återhämta sig till 2008 års nivå år 2050. Om bifångsterna däremot fortgick beräknades arten vara utdöd inom ett årtionde (Taylor et al., 2017).

År 2017 genomfördes en räddningsaktion i syfte att fånga in kaliforniatumlare och hålla dem i fångenskap. Projektet involverade över 90 experter från nio länder och genomfördes till en kostnad av 5 miljoner amerikanska dollar (cirka 43 miljoner svenska kronor med dagens kurs). Två djur fångades in, men ett släpptes strax efter att det fångats in och ett dog, varför försöket avbröts för att inte riskera livet på ytterligare djur (Rojas-Bracho et al., 2019). Det tvååriga garnfiskeförbudet permanentades 2017. Trots detta påträffades tio kaliforniatumlare som bifångats i garn från mars 2016 till mars 2019 och akustisk övervakning visar att populationen fortsatt att minska med extrem hastighet, 47–48 % per år under 2017–2018. Sommaren 2018 beräknades arten bestå av 19 individer (Jaramillo-Legorreta et al., 2019).

Morro Bay-tumlarpopulationen

Ett mer positivt exempel är förvaltningen av en tumlarpopulation utanför mellersta Kalifornien i USA, kallad Morro Bay-beståndet. Morro Bay-tumlarna bifångades bl.a. i garnfisket efter kalifornisk hälleflundra (*Paralichthys californicus*). Under 1969–1978 beräknades cirka 20–100 tumlare bifångas per år, för att öka till cirka 200–300 djur per år under 1980–1987 (Barlow and Hanan, 1995). Populationen minskade i antal under 1986–1993 och för perioden 1988–1993 skattades den till 265 individer (95 % konfidensintervall 148–475) (Barlow and Forney, 1994; Moore et al., 2009). För att minska bifångster av främst sjöfågel och havsutter infördes regleringar i fisket under 1980- och 1990-talet, vilket även ledde till minskade bifångster av tumlare. År 1997 och 1990 bifångades 80 respektive 136 tumlare, men övriga år oftast färre än 50. År 2000–2002 infördes ytterligare begränsningar som i det närmaste stängde fisket, vilket ledde till att även bifångsterna i det närmaste eliminerades (Moore et al., 2009). För Morro Bay-tumlaren har förvaltningen varit mycket framgångsrik och år 2012 beräknades populationen bestå av 4255 individer (korrelationskoefficient 0.562) (Forney et al., in prep; NOAA, 2019).

Slutsatser

Förvaltningen av kaliforniatumlaren och Morro Bay-beståndet visar att även en kraftigt reducerad tumlarpopulation kan återhämta sig om den mänskligt orsakade dödligheten i det närmaste elimineras, men om effektiva åtgärder inte vidtas omgående kan det leda till utrotning. Det är uppenbart att det är verkningslöst att inrätta skyddade områden utan att implementera skyddsåtgärder. Åtgärderna måste vara obligatoriska och efterlevnaden lätt att kontrollera. Fördröjning med att implementera effektiva åtgärder minskar inte bara möjligheterna för att arten eller populationen ska kunna räddas, utan ökar också kostnaderna för att göra det. Exemplet visar även på värdet av populationsövervakning och tillförlitliga data om bifångster, samtidigt som ökad kunskap aldrig kan ersätta faktiska bevarandeåtgärder. Det bör noteras att

Östersjöpopulationen troligtvis har sämre återhämtningsförmåga än både kaliforniatumlaren och Morro Bay-beståndet pga. höga halter av miljögifter (se *Miljögifter* samt *Resultat från sårbarhetsanalyser*).

Amerikansk lagstiftning för bifångstförvaltning

Den modell som används för förvaltning av bifångster i USA regleras av lagen *Marine Mammal Protection Act* (MMPA). Tumlare och andra marina däggdjur är indelade i förvaltningsbestånd, vilka i stort sett följer populationsuppdelningar. För varje bestånd beräknas det aktuella totala antalet bifångster med hjälp av bifångstfrekvens från oberoende övervakningsdata samt data om den totala fiskeansträngningen skattad från landningsdata. Det aktuella totala antalet bifångster jämförs sedan mot den långsiktigt hållbara mortalitetsgränsen beräknad med PBR-metoden (se *Beräkning av mortalitetsgräns*). För bestånd där det totala antalet bifångster beräknas överstiga mortalitetsgränsen etableras en arbetsgrupp för minskning av bifångsterna (*Take Reduction Team*, TRT). Arbetsgruppen består av en representativ sammansättning av företrädare för fiskeindustrin, fiskeförvaltningsråd, statliga och nationella förvaltningsmyndigheter, forskare och miljöorganisationer. Arbetsgruppens uppgift är att ta fram en plan för hur fisket ska bedrivas för att bifångsterna inte ska överstiga mortalitetsgränsen. Målen för förvaltningsplanen är att:

- inom sex månader efter att den har implementerats minska bifångstnivån till under mortalitetsgränsen,
- inom fem år efter att den har implementerats minska bifångstnivån mot noll, med hänsyn till fiskes ekonomi, tillgängliga tekniska lösningar, samt existerade statliga eller regionala fiskeförvaltningsplaner. Nollvisionen tolkas som en mortalitet under 10 % av den långsiktigt hållbara mortalitetsgränsen (NMFS, 2004).

Förslaget till förvaltningsplan skickas till den nationella myndigheten för fiskeförvaltning (National Marine Fisheries Service, NMFS). Om arbetsgruppen inte kan nå konsensus om en plan kan den lämna in en redogörelse över vilka alternativ som har diskuterats samt vilka synpunkter som har framförts på dessa. NMFS tar då istället fram en förvaltningsplan som reglerar fisket så att bifångstmålet uppnås. Efter att förvaltningsplanen har fastslagits möts arbetsgruppen och NMFS regelbundet för att övervaka implementeringen av den.

Förvaltningsmodellen har använts framgångsrikt för tumlare i bl.a. Gulf of Maine. En utvärdering visar på följande nyckelfaktorer (Read, 2013):

- ett tydligt bevarandemål,
- krav på åtgärder om bevarandemålet inte uppnås,
- tillförlitliga data om bifångstfrekvens (från oberoende övervakning), fiskeansträngning och fångst, både totalt och fördelning i tid och rum, samt
- samarbete mellan olika intressenter.

Kombinationen av dessa faktorer gör det möjligt att sporra fiskeindustrin till att försöka hitta lösningar till bifångstproblemet, beräkna kostnadseffektivitet av föreslagna åtgärder (minskad bifångst i relation till uteblivna fiskemöjligheter och inköp av utrustning), utvärdera vidtagna åtgärder, samt implementera åtgärder som är både kostsamma och impopulära. När det gäller samarbete konstateras det att arbetsgruppens medlemmar sällan var helt nöjda med resultaten, men de ansåg att processen med att ta fram förvaltningsplaner var ett effektivt sätt att fatta beslut. Samarbetet mellan fiskeindustrin och forskare lyfts som särskilt viktigt då fiskare kunde ha

starka åsikter om förslag på åtgärder och dessa kunde testas i experiment som utformades av forskare.

Utvärderingar av flera förvaltningsområden för tumlare längs USA:s nordostkust 1999–2010 (Orphanides & Palka, 2013) samt en jämförelse mellan förvaltningsområdet för tumlare i Gulf of Maine med det för sadeldelfiner (*Delphinus delphis*) i Stilla Havet under perioden 1994–2008 (Geijer and Read, 2013) ger dock exempel på brister vid genomförandet av förvaltningsmodellen. Exempelvis har arbetsgrupper inte alltid bildats trots att de ska och NMFS är ofta försenade med att publicera förvaltningsplaner och utfärda regleringar. I vissa fall har data om bifångster och populationsstorlekar varit inaktuella eller osäkra, kontrollen av efterlevnaden otillräcklig och dokumentationen av efterlevnadskontrollen bristfällig.

Samverkan

I Europa har två EU-finansierade projekt om havsmiljöförvaltning i samråd mellan flera olika sektorsintressen genomförts i Keltiska havet (Pisces, 2009–2012, LIFE07 ENV/UK/000943, samt Celtic Seas Partnership, 2013–2017, LIFE11 ENV/UK/000392). Baserat på erfarenheterna i Pisces-projektet publicerades en guide för praktisk implementering av ekosystemansatsen med hjälp av havsmiljödirektivet. Erfarenheterna är viktiga vid förvaltning för minskning av tumlarbifångst, men inte begränsade till detta. Guiden listar bl.a. följande nyckelfaktorer:

- Samarbete mellan olika intressenter är nödvändigt och bör påbörjas i ett så tidigt skede som möjligt i processen.
- Sektorsintressenter kan spela en nyckelroll i implementeringen av havsmiljödirektivet.
- Förvaltande myndigheter bör engagera sig proaktivt med övriga intressenter i ett tidigt skede i processen.
- Sektorsintressenter bör vara tydliga och organiserade för att maximera sina möjligheter att delta i processen.
- Multisektoriella regionala intressentforum bör etableras.
- Sektorsintressenter bör fortsätta att utveckla frivilliga åtgärder för att öka hållbarheten av deras aktiviteter.

Baserat på erfarenheterna i båda projekten har riktlinjer för bästa praxis tagits fram för:

- effektiv internationell havsmiljöförvaltning och beslutsprocess,
- samexistens mellan havsbaserad förnyelsebar energi och andra marina sektorsintressen, samt
- positiva interaktioner och konfliktförebyggande arbete mellan marina sektorsintressen.

Obduktion och insamling av döda tumlare

Obduktioner

Baserat på obduktionsresultat från 109 strandade och bifångade tumlare 2008–2019 konstateras att tumlare är en utmärkt indikator för det marina miljötillståndet eftersom dess hälso- och sjukdomsläge visar förekomst av sjukdomsframkallande smittämnen och andra hot (Neimane et al., 2020).

Förändringar i demografiska parametrar (t.ex. andelen icke könsmogna djur i populationen eller kvoten mellan antal kalvar och antal könsmogna honor) och individers hälsotillstånd kan användas för att tidigt upptäcka förändringar populationsnivå (Booth et al., 2020; Murphy et al., 2020).

För att säga hur tumlarpopulationerna i svenska vatten mår krävs att betydligt fler tumlare obduceras än vad som har gjorts hittills, vilket kräver ett fortsatt och utökat samarbete mellan Statens Veterinärmedicinska Anstalt, Naturhistoriska riksmuseet, samt aktörer som medverkar vid insamling av tumlare.

Insamling

Både bifångade och strandade tumlare behöver samlas in eftersom de representerar olika delar av populationerna. Strandade tumlare används främst för att kartlägga dödsorsaker, sjukdomar och andra hot mot tumlare, medan bifångade tumlare är mer representativa för populationens genomsnittliga hälsostatus. Av de 109 tumlare som obducerades 2008–2019 hade 11 lämnats in som bifångster. Samtidigt fastställdes dödsorsaken för 24,5 % av de strandade djuren till bifångst eller trolig bifångst (30 % av de strandade tumlare som dödsorsak kunde fastställas för). Fler bifångade tumlare behöver lämnas in istället för att kastas överbord.

Ju bättre skick en insamlad tumlare är i, desto fler undersökningar och analyser kan göras. För vissa undersökningar och analyser krävs intakt vävnad som inte har varit fryst, andra går att göra på tumlare som påträffats i gott skick men frysförvarats, medan det för vissa räcker med t.ex. skelett eller tänder. För att strandade tumlare ska kunna samlas in i så gott skick som möjligt krävs att både yrkesfiskare och allmänheten känner till behovet av att samla in döda tumlare, det går lätt att hitta aktuell och tydlig information om hur man ska gå tillväga om man träffar på en död tumlare, samt att det finns etablerade nätverk för insamling.

Fynd av döda tumlare ska anmälas till Polisen. Insamlingen av tumlare koordineras av Naturhistoriska riksmuseet och Statens Veterinärmedicinska Anstalt och utförs i samarbete med Göteborgs naturhistoriska museum och andra aktörer. För att fungera krävs även samarbete med yrkesfiskare, privatpersoner, kommuner eller andra organisationer som kan paketera tumlaren och bistå vid upphämtning.

Aktuell information om insamling av döda strandade och bifångade tumlare, inklusive information om ersättning ges på Naturhistoriska riksmuseets hemsida. På grund av Östersjötumlarens dåliga status och kunskapsbristen om Östersjötumlarens säsongsmässiga utbredningsområde ska tillsvidare alla döda tumlare som påträffas öster om Falsterbo samlas in. Om tumlaren är i gott skick samlas hela djuret in och om den är i sämre skick tas endast prover. Från Bälthavs- och Nordsjöpopulationerna samlas endast ett begränsat antal djur in och vanligtvis är endast färska djur av intresse.

Eftersom det tar tid att etablera samarbeten med yrkesfiskare, öka allmänhetens kunskap och bygga upp nätverk för insamling är det av stor vikt att finansieringen för insamling av tumlare är långsiktig. För att fler bifångade tumlare ska samlas in behövs en även förbättrad samverkan mellan Naturhistoriska riksmuseet, SLU Aqua, länsstyrelser och kommuner. Även transportvägar och förvaringsmöjligheter för bifångade tumlare kan behöva förbättras.

Inventeringar

För Sveriges del är den viktigaste lärdomen från de internationella inventeringar som har gjorts att denna typ av samverkan är nödvändig för att generera populationsuppskattningar och storskaliga kartor över utbredningsmönster (Carlén et al., 2018; Hammond et al., 2017, 2013, 2002; SAMBAH, 2016; Viquerat et al., 2014). Det beror inte endast på den geografiska skalan av inventeringarna i relation till tumlarpopulationernas utbredningsmönster, utan även på att de samlar nödvändig kompetens inom flera områden och som inte finns i Sverige.

Abundans av Östersjötumlare

Sambah-projektet visade att det är möjligt att göra populationsuppskattningar baserat på akustiska inventeringsdata (SAMBAH, 2016). Två brister var dock fastställandet av detektionsfunktionen samt att endast vatten grundare än 80 m inventerades.

Detektionsfunktionen beskriver sannolikheten för att en närvarande ekolokaliserande tumlare kan detekteras på olika avstånd från tumlarklickdetektorn under aktuella miljöförhållanden.

Osäkerheten i detektionsfunktionen och avsaknaden av inventeringsdata från djupare vatten resulterade i ett stort konfidensintervall för populationsuppskattningen, samt att uppskattningen inte inkluderar djupare vatten. I framtida inventeringar bör därför större resurser läggas på bestämningen av detektionsfunktionen, vilket kräver utveckling av t.ex. akustiska trianguleringsmetoder. Även metoder för inventering av djupare vatten behöver utvecklas. Med förbättrade metoder för bestämning av detektionsfunktionen kan det även bli möjligt att beräkna genomsnittligt antal förekommande tumlare i t.ex. skyddade områden. En framtida inventering av tumlare i Östersjön bör även inkludera en fördjupad analys av gränsen för populationsuppskattningen i tid och rum. Utan en fastställd gräns vet man inte inom vilket geografiskt område som populationsuppskattningen ska göras för, eller från vilken tid på året som data kan inkluderas. Eftersom Bälthavspopulationens genomsnittliga densitet är flera hundra gånger högre än Östersjötumlarens har en felaktigt dragen gräns en större inverkan på populationsuppskattningen av Östersjöpopulationen än Bälthavspopulationen.

Habitatnyttjande

Flera av de storskaliga inventeringar av tumlare som har genomförts har genererat kartor över storskaliga utbredningsmönster (Carlén et al., 2018; Hammond et al., 2017, 2002).

Inventeringarna har dock gett begränsad kunskap om vilka miljöfaktorer som styr tumlares utbredning och hur tumlare nyttjar sin miljö för t.ex. reproduktion och födosök. En central kunskapsbrist är hur förekomst av tumlare relaterar till förekomst av dess bytesarter. För detta krävs både kunskap om födoval (vilket saknas för Östersjötumlare) och utbredningsmönster av tumlares bytesarter med lämplig upplösning i tid och rum. Framtida inventeringar av tumlare bör därför kompletteras med inventering av dess (förmodade) bytesarter.

Bifångster

Beräkning av mortalitetsgräns

För att utvärdera om det skattade antalet bifångster och annan mänskligt orsakad dödlighet är långsiktigt hållbart eller ej för en population behöver man jämföra den skattade mortaliteten mot en mortalitetsgräns. Mortalitetens gräns beräknas specifikt för varje population. Gränsen tar bl.a.

hänsyn till populationens storlek, och om det är möjligt även till populationens tillväxtpotential (vilket i sin tur bl.a. beror på populationens hälsotillstånd) samt osäkerheter i ingående parametrar. Det finns olika metoder för att beräkna mortalitetsgränsen och metoderna kräver olika mycket data. Ett beslutsträd för val av metod för beräkning av mortalitetsgräns för bifångster, baserat på datatillgången för den aktuella populationen, har tagits fram vid en workshop arrangerad av Ospar och Helcom. För tumlare rekommenderas följande metoder i fallande ordning (OSPAR-HELCOM, 2019):

1. Removal Limit Algorithm (RLA)
2. Potential Biological Removal (PBR)
3. Är populationen utarmad eller minskar i antal?
 - a. Om ja: Sätt gränsen till 1 % av populationens naturliga mortalitet
 - b. Om nej: Sätt gränsen till 0,5 % av medianvärdet för populationsuppskattningarna från en tidsperiod på ≤ 12 år.

RLA-metoden kräver tidsserier av skattningar av populationsstorlek och bifångster, medan PBR-metoden endast använder sig av de senaste skattningarna. För att kunna beräkna en mortalitetsgräns med PBR- eller RLA-metoden krävs att det finns ett fastställt bevarandemål för populationen. Vid tillämpning av PBR-metoden i USA används bevarandemålet att en populations abundans ska vara minst 50 % av dess biokapacitet ("carrying capacity") inom 100 år med minst 95 % sannolikhet. Detta bevarandemål skiljer sig från Ascobans, som har enats om att populationer av tumlare och andra småvalar på kort sikt ska uppnå minst 80 % av sin biokapacitet. Den exakta tidsrymden eller med vilken statistik sannolikhet målet ska vara uppnått är dock inte definierat. Detta innebär att Ascobans bevarandemål behöver preciseras och PBR-metoden modifieras om metoden ska kunna användas för att beräkna mortalitetsgränser som uppfyller Ascobans bevarandemål. För att särskilja PBR-beräkningar i linje med USAs eller Ascobans bevarandemål brukar de senare betecknas mPBR (modifierad PBR).

PBR-metoden kräver även att ett värde fastställs för en faktor som tar hänsyn till populationens status samt osäkerheter i ingående parametrar. För populationer som är hotade ("endangered") rekommenderas faktorn 0,1. För populationer som inte har god status ("threatened"), minskar, eller har okänd status rekommenderas faktorn 0,5. För populationer som har god status och det inte råder osäkerheter för i några parametrar rekommenderas värdet 1.0 (Wade, 1998). Dessa värden tillämpas i amerikansk lagstiftning (se *Amerikansk lagstiftning för bifångstförvaltning*). Utvärderingar av PBR-metoden visar att den överlag är robust, samt att den främst är känslig för snedvridna bifångstskattningar och om det finns ett linjärt samband eller ej mellan skattad och sann beståndsuppskattning (Punt et al., 2020).

PBR-metoden har tillämpats på Bälthavs- respektive Östersjöpopulationen (North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019). RLA-metoden har tillämpats på Nordsjöpopulationen (Hammond et al., 2019). De beräknade mortalitetsgränserna redovisas i avsnitt *Skattning och utvärdering av bifångster på populationsnivå*.

Övervakning av bifångster

Oberoende observationer av bifångster kan göras med hjälp av observatörer ombord på fiskebåtar eller med kameraövervakning. Kameraövervakning har använts framgångsrikt i danskt garnfiske med båtar på 10–15 m (Kindt-Larsen et al., 2012, 2011). I Sverige har en pilotstudie

genomförts på två gotländska garnfiskebåtar. Kameraövervakning är mer kostnadseffektivt än observatörer, systemen kan användas på mindre båtar och insamlad data kan utvärderas flera gånger och av oberoende personer (Kindt-Larsen et al., 2012; Tilander & Lunneryd, 2008). Tillförlitligheten ökar även genom att kameran placeras oftast utanför båten med en vy över där garnet bryter vattenytan (Kindt-Larsen et al., 2012), vilket ökar chansen att observera bifångade tumlare som lätt faller ur när garnet lyfts över vattnet (Tregenza et al., 1997). Placeringen av kameran medför även integritet vid arbete i ej övervakade zoner ombord, vilket inte är möjligt med en observatör (Tilander & Lunneryd, 2008).

Kameror har också använts framgångsrikt för övervakning av bifångster av fågel och säl samt fångst av haj i småskaligt fiske (Bartholomew et al., 2018; Glemarec et al., 2020). Metoden kan även utvecklas till att övervaka sälskadade fiskeredskap samt användande men inte funktion av pingers.

Exempel på andra metoder för att samla in data om bifångstfrekvens är intervjuundersökningar och egenrapportering. Tillförlitligheten av egenrapportering för bifångster har tidigare bedömts generellt som låg. Yrkesfiskare som för loggbok eller kustfiskejournal eller rapporterar fiske i sötvatten ska rapportera bifångade tumlare (bevarande ombord, utkast eller observationer vid redskapen) och detta är ett krav sedan 1 februari 2021.

Minskning av bifångster

För att minska risken för bifångst i garnfiske finns det idag två huvudsakliga metoder: fredningsområden, vilka kan kombineras med användande av fiskeredskap som inte bifångar tumlare, samt användande av pingers. För att minska risken för bifångst i förlorade fiskeredskap kan man dels samla in de förlorade redskapen, dels arbeta förebyggande för att minska risken att fiskeredskap förloras.

Fredningsområden

I USA har stängningar av vissa områden under vissa tider på året och för vissa fiskeredskap använts som en åtgärd för att minska tumlarbifångster. Åtgärden har grundats på analyser av bifångstrisk i tid och rum. Hos fiskeindustrin har åtgärden varit impopulär och det har uttryckts oro för att det drabbar småskaligt fiske mer än storskaligt fiske eftersom småskaligt fiske är mindre flexibelt i var det bedrivs. Samtidigt har bevarandeintressena och den vetenskapliga sidan uttryckt oro för att områdena har varit för små och att det finns risk för att fiskeansträngningen och därmed bifångstrisken bara flyttas runt (Read, 2013). För att åtgärden ska vara effektiv krävs aktuella data om fiskeansträngning och bifångstfrekvens i tid och rum, samt att förvaltningsplanen är tillräckligt flexibel för att anpassas efter ändrade fiskeförhållanden (Orphanides & Palka, 2013; Read, 2013).

Alternativa fiskeredskap

I Sverige har det skett en omfattande utveckling av alternativa redskap såsom burar och fällor till garnfisket. Fokus har framförallt varit att minska skador av säl på fångst och fiskeredskap i det kustnära fisket. Burar och fällor är redskap utan bifångster av tumlare, de kan sälsäkras, är selektiva, skadar inte havsbotten och är mindre energikrävande än t.ex. trål.

I Östersjön har ett flertal olika typer av push-up fällor utvecklats för fångst av bl.a. lax, öring (*Salmo trutta*), strömming (*Clupea harengus*) och sik (*Coregonus* spp.) (Hemmingsson et al., 2008; Lundin et al., 2015; Lunneryd et al., 2003; Suuronen et al., 2006; Westerberg et al., 2008). För flera av dessa arter används fällan i kommersiellt fiske i norra Östersjön.

När det gäller garnfisket efter torsk i södra Östersjön har burar potential för att bli ett hållbart, sälsäkert och kommersiellt alternativ (Königson et al., 2015). I en studie över torskfisket i Hanöbukten jämfördes fångsteffektiviteten för torsk mellan burar och en kombination av bottenatta garn och krok (Königson et al., 2015). Baserat på observerade fångster och redskapskapacitet per fartyg fann man på årsbasis ingen skillnad i daglig fångst per fartyg mellan torskburar respektive kombinationen av garn och krokredskap. Mellan säsongerna förelåg dock en skillnad. I genomsnitt var fångsteffektiviteten för burar 52 % lägre under april–juni och 54 % högre under augusti–november än för garn och krokredskap.

Efter denna studie har ytterligare studier genomförts för att utveckla burarnas fångsteffektivitet och studera möjligheterna att göra dem selektiva. Man har visat att flyktöppningar ökar storleksselektiviteten (Ovegård et al., 2011), att grönt ljus ökar antal och vikt av torsk över 38 cm (Bryhn et al., 2014), att bottenstående burar med flera ingångar fiskar bättre än flytande burar med en ingång, samt att burens storlek påverkar fångsterna (Hedgärde et al., 2017). Under senare år har utvecklingsarbetet utförts i samarbete mellan SLU Aqua, Sydkustens Fiskeområde och DTU Aqua, vilket har lett till framtagande av flera olika modeller av torskburar. Fångsteffektiviteten hos de senast utvecklade burarna har även förbättrats (Tschernij et al., 2016; Sara Königson, 9 februari 2017, pers. comm.).

För fiske efter sjurygg och plattfisk finns det i dagsläget inga funktionella alternativa redskap. Studier har dock genomförts för att studera burars och ryssjors fångsteffektivitet för piggvar, samt vilka stimuli som kan attrahera piggvar (Hedgärde et al., 2017). För siklöja har not visats vara ett kommersiellt alternativ till garn. Not har även visats ha potential för fiske av bl.a. sik och abborre (Lunneryd and Königson, 2017). Not är ett aktivt redskap och fisket utförs på kort tid, vilket medför liten risk bifångst av däggdjur och miljöpåverkan är mindre än vid bottentrålning. Erfarenheter från både svenska och internationella försök där not har testats visar att det krävs stor lokalkännedom för att hantera denna typ av redskap. Dessa erfarenheter finns till viss del idag hos lokala fiskare men byggs även upp genom praktiskt arbete.

Pingers

Effektiviteten av pingers för att minska bifångstfrekvensen av tumlare har utvärderats i ett stort antal studier. Den allmänna slutsatsen från 16 kontrollerade experiment i USA och Europa är att pingers minskar bifångstfrekvensen av tumlare genom att de skräms bort från det område inom vilket pingers är hörbara (litteraturöversikt av Dawson et al., 2013; Kyhn et al., 2015; Larsen & Eigaard, 2014). Oklarheter finns dock i hur effektiva pingers är över tid, om tumlares reaktioner på pingers varierar med t.ex. ålder, reproduktiv status eller födoarter, samt när påverkan på individnivå kan orsaka negativa effekter på populationsnivå. Det har det uttryckts oro för att påverkan på populationsnivå kan ske genom att tumlare skräms bort från kritiska områden som t.ex. reproduktionsområden, migrationsvägar eller andra skyddsvärda områden (Dawson et al., 2013, samt referenser däri). I en modelleringsstudie på Bälthavspopulationen beräknas den negativa påverkan på populationen bli större om samtliga garn förses med pingers och tumlarna skräms bort från områden med god födotillgång, än om bifångsterna inte regleras alls (van Beest et al., 2017).

När det gäller pingers effektivitet över tid finns det risk för att tumlarna vänjer sig vid ljudet, så kallad habituering. Resultaten från olika studier är inte samstämmiga i detta. Habituering av tumlare har påvisats i kontrollerade experiment med vilda tumlare i naturlig miljö med pingers vars signal upprepas regelbundet på en konstant frekvens (Carlström et al., 2009; Cox et al., 2001; Gearin et al., 2000). I ett experiment med en typ av pinger som genererade en konstant typ av signal och en annan som genererade varierade signaler fann man att ingen habituering för den varierade signalen, men däremot för den konstanta (Kindt-Larsen et al., 2019). I ett annat experiment med två typer av pingers där en genererade en konstant typ av signal och en annan som genererade varierade signaler fann man en tendens till habituering när pingers var periodiskt aktiva, men inte när de var konstant aktiva (Kyhn et al., 2015). Vid storskalig användning av pingers med regelbundna signaler på konstant frekvens i kommersiellt fiske har habituering inte påvisats (Palka et al., 2008).

När det gäller användande av pingers i kommersiellt fiske drar Dawson et al. (2013) slutsatsen att implementeringen ofta är bristfällig, vilket leder till minskad effektivitet eller t.o.m. ökad bifångstfrekvens. För att motverka detta krävs utbildning, informationsinsatser, tvingande regler samt övervakning av pingers funktionalitet. En utvärdering av pingers effektivitet i minskning av tumlarbifångster längs USA:s nordostkust 1999–2007 (Palka et al., 2008), samt en utvärdering av efterlevnaden av förvaltningsåtgärder för minskning av tumlarbifångster i samma område 1999–2010 (Orphanides & Palka, 2013), visar på vikten av kontroll av efterlevnaden, samt att en tillfredsställande kontroll är en utmaning. Generellt var bifångstfrekvensen omvänt proportionell mot efterlevnaden (Orphanides & Palka, 2013) och ofullständig uppsättning av fungerande pingers resulterade i en högre bifångstfrekvens (Palka et al., 2008).

Användande av pingers för att minska bifångst av tumlare kan leda till två oönskade effekter. I områden där säl förekommer kan säl lära sig att koppla ihop ljudet från pingers med mat. Denna effekt har observerats för t.ex. knobbsäl i ett experiment i ett laxfiske i Washington, USA (Gearin et al., 2000) och för gråsäl i Östersjön (Stridh, 2008). Det finns pingers som är framtagna för att inte vara hörbara för säl, men det kan finnas behov av ytterligare utvärderingar med avseende på deras effektivitet att minska tumlarbifångster (Björklund Aksoy, 2020).

En annan farhåga med pingers är att ljudet kan avskräcka tumlare från att vistas i område där pingers används kontinuerligt och under en längre tid. Kyhn et al. (2015) studerade tumlarnas förflyttning i relation till utplacerade pingers i en studie som pågick i en och en halv månad. Försöket visade att i området där man placerat pingers minskade närvaron av tumlare. I kontrollområdena 8-20 km från områden med pingers kunde de inte se någon minskning av tumlarnärvaro. Från en annan studie har man rapporterat att närvaron av tumlare minskar när pingern är påslagen men direkt när pingern stängs av ökar närvaron av tumlare igen (Königson personlig kommunikation 2021).

Modifieringar av bottensatta garn och hanteringen av dem

I en sammanställning av mer än 600 publicerade och opublicerade studier av bifångster av marina däggdjur, fåglar och havssköldpaddor utvärderades 28 olika faktorer potentiella inverkan på bifångstfrekvensen. För marina däggdjur fann man belägg för att väder, vattendjup, årstid och tiden som garnet är i vattnet påverkar bifångstfrekvensen. När det gäller garnens utformning fann man att maskstorlek, nätlängd, näthöjd, sätttdjup, typ och tjocklek av tråden i maskan, typ av flytlina, samt om linor används mellan flyt- och blylina så att nätet blir "säckigt" (Northridge et al., 2016). Resultaten är inte tillräckligt tydliga för att kunna användas som rekommendationer, men

däremot som underlag för experiment för att testa vilka faktorer som har avsevärd påverkan på bifångstfrekvensen i specifika fisken.

I en utvärdering av amerikansk fiskeförvaltning för minskning av tumlarbifångster i nordvästra Atlanten under perioden 1999–2010 var en av slutsatserna att regleringar av redskapsmodificeringar hade dålig efterlevnad. Anledningen till detta var bristande kontroll, vilket i sin tur berodde på att modifieringarna var svåra att kontrollera (Orphanides & Palka, 2013).

Spökgarn

Inom projektet Marelitt Baltic (www.marelittbaltic.eu) har ett stort antal rapporter tagits fram för kartläggning, insamling, hantering samt förebyggande åtgärder för förlorade fiskeredskap baserat på praktiska erfarenheter. De viktigaste lärdomarna har sammanställts i en övergripande steg-för-steg-guide med tillhörande rekommendationer (Tschernij et al., 2019)

Baserat på en utvärdering av globala och regionala metoder för datainsamling och åtgärder för att förhindra förlust av fiskeredskap och insamling av spökgarn har rekommendationer tagits fram för förändringar i organisationers mandat, harmonisering av insamlingsprotokoll, samt implementering av ett bredare spektrum av obligatoriska och/eller frivilliga förvaltningsåtgärder (Gilman, 2015).

Undervattensbuller

Tröskelvärden och vägledning

I två olika studier har jämförelser gjorts mellan nationella vägledningarna för exponering av tumlare för undervattensbuller. Den ena studien bygger på ett dataset som i ett experiment orsakade tillfällig hörselnedsättning hos tumlare (Lucke et al., 2020) och den andra på en simulerad påkning i södra Östersjön (Stöber and Thomsen, 2019). Båda studierna kom fram till att resultaten skiljer sig avsevärt mellan olika nationella vägledningar.

Av Sveriges grannländer har Tyskland och Danmark gränsvärden och vägledning för tumlare och impulsbuller. Den tyska vägledningen fastställer gränsvärden för bullerexponering, hur spridning av undervattensbuller ska beräknas, hur stor andel av populationen i tyska Nordsjön som får exponeras, samt under vilka tider på året och inom vilka geografiska områden som vägledningen är tillämplig. Vägledningen tar hänsyn till bevarandestatusen för tumlare och miljöförhållandena i södra Nordsjön och fastställda gränser är inte tillämpliga på andra tumlarpopulationer (BMU, 2014). Tyskland har även en vägledning för hur en miljökonsekvensbeskrivning ska utföras för att mäta påverkan på tumlare vid konstruktion av havsbaserad vindkraft (BSH, 2013). Danmark har en vägledning med rekommenderade gränsvärden för bullerexponering samt krav för hur bullerexponering ska beräknas och vilka uppgifter som ska redovisas för bl.a. ljudkällan och miljön (Tougaard and Skjellerup, 2015).

Bland andra länder har bl.a. USA en vägledning för skattning av bullerpåverkan på marina däggdjur (NMFS, 2018) och Nederländerna ett ramverk för skattning av ekologiska och kumulativa effekter från havsbaserad vindkraft (Heinis and De Jong, 2015). CMS har tagit fram en vägledning för miljökonsekvensbeskrivning som inkluderar både aktiviteter som genererar impuls- och kontinuerligt buller (Prideaux, 2016).

Som underlag för framtagande av svenska nationella vägledningarna finns en rapport om reglering av undervattensbuller vid pålning (Andersson et al., 2016). Rapporten innehåller bland annat förslag på skadliga ljudnivåer för bl.a. tumlare samt modellering av pålningsbuller för två exempelområden: utanför Falkenberg i Kattegatt samt Midsjöbankarna i södra Östersjön. På uppdrag av Försvarsmakten har möjliga förebyggande åtgärder vid användande av aktiv militär sonar sammanställts (Andersson and Johansson, 2013b), liksom åtgärder för att förebygga eller minska miljörisker vid undervattenssprängningar (Andersson et al., 2018).

Även om nationella gränsvärden saknas fastställs idag som regel villkor för maximal tillåten ljudnivå orsakad av anläggningsarbeten (pålning och sprängning) inom miljöprovningen av vindkraftsprojekt.

För genomförandet av havsmiljödirektivet har inom EU-samarbetet den gemensamma genomförandestrategin (Common Implementation Strategy, CIS) etablerats. Det är ett informellt samarbete mellan EU-kommissionen, medlemsländerna och ett antal godkända organisationer.

Syftet är att åstadkomma ett sammanhängande och koordinerat genomförande av direktivet genom att bl.a. arbeta fram ej juridiskt bindande vägledningarna och rekommendationer.

Undervattensbuller hanteras av den tekniska gruppen TG Noise som ska presentera bedömningsmetoder och tillhörande tröskelvärden för deskriptor 11 (Havsmiljödirektivet) under 2021.

Metoder för minskning av buller och bullerpåverkan

Impulsbuller

Schematiskt kan åtgärder för minskad påverkan från undervattensbuller vidtas på följande tre nivåer, listade efter minskad lämplighet med avseende på ekologisk påverkan:

1. Minskning av uppkomst av undervattensbuller
2. Minskning av spridning av undervattensbuller
3. Minskning av exponering för undervattensbuller

Vid konstruktion av havsbaserad vindkraft är valet av fundamenttyp den viktigaste åtgärden för minskad uppkomst av undervattensbuller. Pålning med slaghammare är idag den vanligaste metoden för konstruktion av havsbaserad vindkraft, men det finns alternativa pålningsmetoder samt andra fundamenttyper som genererar lägre bullernivåer. Vilken fundamenttyp som kan användas beror bl.a. på typ av havsbotten (BMU, 2014; Koschinski and Lüdemann, 2020; Merck et al., 2014; Saleem, 2011).

För minskad spridning av undervattensbuller kan man använda dämpande konstruktioner som t.ex. bubbelgardiner (enkla eller dubbla) eller kofferdams (BMU, 2014; Dähne et al., 2017; Koschinski and Lüdemann, 2020; Merck et al., 2014; Saleem, 2011). Det går även att installera en kombination av dämpande konstruktioner. Bubbelgardiner kan även användas för att minska spridning av buller från undervattensexlosioner (Koschinski, 2011; Schmidtke et al., 2009).

För de flesta typer av aktiviteter som genererar undervattensbuller kan tumlarens bullerexponering minskas med följande åtgärder:

- Rumslig och tidsmässig planering för att undvika känsliga områden och tider på året
- Visuellt och/eller akustisk övervakning i kombination med system för att pausa i den pågående aktiviteten.
- Krav på verksamhetsutövaren att utföra kontroll av undervattensbuller så att villkor/gränsvärden inte överskrids.

Storbritannien har en vägledning för hur risken för skada av marina däggdjur ska minskas vid geofysiska (seismiska) undersökningar. Åtgärderna inkluderar planering, operativa åtgärder, samt rapportering (JNCC, 2017). Eftersom visuella observationer av tumlare endast är möjligt vid stilla väder och påverkansavstånd oftast är längre än maximalt avstånd för visuella observationer har denna åtgärd begränsad effekt. För att kunna lyssna efter tumlare i realtid med tillräcklig täckning inom påverkansområdet krävs metodutveckling.

För minskad risk för fysiologisk skada, men inte nödvändigtvis minskad exponering för undervattensbuller, kan tumlare skrämmas bort från området där fysiologisk skada beräknas uppstå med hjälp av pingers eller sälskrämmor. Om tumlare skrämms bort på längre avstånd ökar området för beteendepåverkan jämfört med om ingen åtgärd hade vidtagits. I Nordsjön har sälskrämmor visats minska detektionsfrekvensen av tumlare signifikant på 12 km avstånd (Dähne et al., 2017), samtidigt som de endast visats skrämma bort samtliga tumlare inom 200–350 m och 95 % av tumlarna inom 1300–1900 m (Hermanssen et al., 2015).

Kontinuerligt buller

International Maritime Organization (IMO) har tagit fram frivilliga riktlinjer för minskning av undervattensbuller från kommersiell sjöfart med avseende på negativ påverkan på marint liv. Dessa inkluderar metoder för att beräkna undervattensbuller, standarder och referenser för mätning av undervattensbuller, aspekter vid design av propeller och skrov, samt för maskineri, drift och underhåll. De sistnämnda inkluderar propellerrengöring, underhåll av en slät skrovyta, val av hastighet, omdirigering samt operationella beslut för att minska negativ påverkan på marint liv (IMO, 2014). Sammanställningar av olika metoder för minskning av främst fartygsbuller, , men även annat kontinuerligt buller har också gjorts av Audoly et al. (2017), Merchant (2019) och Vakili et al. (2020).

Vision och mål

Vision

De tre tumlarpopulationerna i haven kring Sverige – Nordsjö-, Bälthavs- och Östersjöpopulationen – har gynnsam bevarandestatus och det finns inte längre skäl för att ha tumlaren på den nationella rödlistan.

Långsiktigt mål

Senast år 2040 ska förutsättningarna för tumlare i svenska vatten vara sådana att populationerna kan återhämta sig till minst 80 % av deras biokapacitet till år 2120. Tillsvidare innebär detta att:

- För Nordsjö- och Bälthavspopulationen ska den mänskligt orsakade dödligheten inte överstiga beräknade mortalitetsgränser som fastställs inom Helcom och Ospar i enlighet med Havsmiljödirektivet.
- Så länge som Östersjöpopulationens bevarandestatus inte är gynnsam ska den mänskligt orsakade dödligheten vara noll.
- När Östersjöpopulationen har gynnsam bevarandestatus ska den mänskligt orsakade dödligheten inte överstiga populationens mortalitetsgräns beräknad med mPBR-metoden.

Merparten av den mänskligt orsakade akuta dödligheten utgörs idag av bifångster, men tumlare riskerar även dödas av t.ex. undervattensexlosioner. Se avsnitt *Beräkning av mortalitetsgräns* för information om hur mortalitetsgränser beräknas samt *Skattning och utvärdering av bifångster på populationsnivå* för aktuella mortalitetsgränser.

Kortsiktigt mål

Senast år 2025 ska nedanstående kortsiktiga mål vara uppfyllda.

Information och rådgivning

- Berörda myndigheter ska ha en regelbunden dialog med sektorer vars verksamhet kan påverka tumlare.
- Allmänhetens kunskap om tumlare och hur de påverkas av mänskliga aktiviteter ska ha ökat.

Ny kunskap

- Uppdaterade populationsuppskattningar och utbredningskartor ska vara tillgängliga för samtliga tre tumlarpopulationer.
- Kunskapen om tumlares utbredning i relation till naturliga miljövariabler och mänsklig påverkan ska ha ökat.
- Redskap som inte bifångar tumlare ska ha testats och utvärderats som alternativ till passiva nätredskap i Hanöbukten och vattnen söder om Skåne.
- Kunskapen om när, var och i vilka redskap som risken för tumlarbifångst är störst ska ha ökat för yrkesfiske och fritidsfiske.
- Kunskap om hur impulsbuller påverkar tumlare och hur risken för påverkan bäst kan undvikas genom olika åtgärder ska ha ökat.

- Utveckla mått för tumlarens hälsotillstånd
- Kunskap om miljögiftsbelastning i tumlare och dess påverkan ska ha ökat.

Övervakning

- De nationella övervakningsprogrammen för Östersjö- och Bälthavstumlarnas abundans och utbredning ska ha utvärderats och förslag på reviderade program ska ha tagits fram.
- Ett nationellt övervakningsprogram för Nordsjötumlarens abundans och utbredning ska ha tagits fram och beslutats.
- Uppföljning av tumlarförekomst ska ske i skyddade områden i sådan omfattning att tumlarförekomsten kan följas både för de skyddade områdena och på populationsnivå.

Områdesskydd

Med "skyddade områden" avses här formellt skyddade områden, fram för allt marina naturreservat, Natura 2000-områden eller marina nationalparker, som är viktiga för tumlare, oavsett om arten är utpekad i bevarandeplan eller motsvarande.

- Bevarandeplaner eller motsvarande innehållande preciserade, tidsatta och uppföljningsbara mål och åtgärder för tumlare ska vara framtagna och beslutade för samtliga områden som inrättats till skydd för tumlare.
- Arbete med att formellt skydda samtliga områden som är viktiga för Östersjötumlarerna ska ha inletts.

Bifångster

- Åtgärder ska ha vidtagits och verifierats för att uppnå noll bifångster av tumlare inom Östersjötumlarens utbredningsområde.
- Fiske med passiva nätredskap som bedrivs inom Östersjötumlarens utbredningsområde ska övervakas med avseende på bifångst.
- Om skattningar av bifångstmortaliteten av tumlare från Nordsjö- respektive Bälthavspopulationen överskrider det långsiktiga målet ska åtgärder ha vidtagits för att i ett första steg halvera skillnaden mellan den skattade bifångstmortaliteten och det långsiktiga målet.
- Bifångsterna av Bälthavs- och Nordsjötumlare ska övervakas i sådan omfattning att bifångstmortaliteten kan skattas på populationsnivå.
- Samtliga bifångade tumlare ska samlas in, obduceras och provtas.

Undervattensbuller

- Undervattensbuller ska ej påverka tumlare på populationsnivå.
- En nationell vägledning rörande undervattensbuller och dess effekter på tumlare ska vara fastställd.
- Bästa möjliga teknik ska användas vid planering och genomförande av aktiviteter som kan orsaka fysiologisk skada eller beteendepåverkan på tumlare från undervattensbuller.
- Inom skyddade områden ska risken för fysiologisk skada på tumlare från undervattensbuller ha eliminerats och beteendepåverkan minimerats.

Bristanalys

Tumlarnas hälsotillstånd påverkas av miljögifter. Åtgärdsprogrammet täcker inte in den typen av åtgärder som måste till för att minska miljögiftsbelastning i våra hav. Problematiken tas dock upp i Sveriges åtgärdsprogram för havsmiljön.

Åtgärder som kan medföra begränsningar i pågående verksamheter kräver en god dialog och transparent process mellan förvaltande myndighet och berörda sektorer för att åtgärderna ska kunna genomföras med så liten negativ påverkan som möjligt på verksamheterna.

Exempel på begränsningar som gör att vision och mål riskerar att inte nås är:

- Arbetet med att minska bifångster av tumlare kommer att kräva kraftiga begränsningar och metodutveckling, framförallt av fisket med passiva nätredskap som bedrivs inom Östersjötumlarens utbredningsområde.
- Det är sannolikt att Östersjöpopulationen har en låg populationstillväxt på grund av tumlarens höga känslighet för PCB, PCBs persistens och att PCB-halterna generellt är högre i Östersjöns biota än i Västerhavets.
- Utbyggnad av havsbaserad vindkraft riskerar att öka bullerpåverkan på tumlare, vilket för Östersjötumlaren medför risk för påverkan på populationsnivå.
- Sekretess kring Försvarens marina övningsverksamhet, samt t.ex. minröjning som utförs i insatsläge, försvårar en dialog och möjligheterna att samordna verksamheten för att minimera den negativa påverkan på tumlare, till exempel samordna störande verksamhet bort från de områden och tidsperioder som är mest känsliga för tumlare.
- För att föreslagna åtgärder ska ha önskad effekt behöver regelefterlevnaden av gällande regelverk vara god. Åtgärdsförslagen påverkar yrkesfiskets verksamhet i olika omfattning och effektiva fiskerikontrollinsatser är en förutsättning för att regelefterlevnad ska uppnås.

Åtgärder och rekommendationer

Beskrivning av åtgärder

I det här avsnittet ges en övergripande beskrivning av de åtgärder som bör genomföras under åtgärdsprogrammets giltighetstid. I Bilaga 1 finns en tabell med kompletterande information om de planerade åtgärderna.

Förvaltning av tumlare behöver göras samordnat på regional, nationell och internationell nivå. Detta beror på att tumlare är en migrerande art vars populationsgränser inte följer administrativa gränser. Regionalt arbete behövs för t.ex. uppföljning och regleringar i skyddade områden medan internationellt samarbete behövs för t.ex. fiskeregleringar i ekonomisk zon samt för att reglera långträckande buller. För flera av åtgärderna behövs samarbete mellan olika sektorer.

Information och rådgivning

Information till allmänheten om tumlare och dess miljökrav

Allmänhetens kunskap om tumlare, deras miljökrav och hot mot artens bevarandestatus ska ökas. En god kommunikation med en allmänhet som känner till tumlare och har intresse av att hjälpa till är en förutsättning för insamling av döda strandade djur, rapportering av observationer av levande tumlare, samt korrekt hantering av levande strandade tumlare, hur man identifierar en tumlare, eller vad man bör göra om man ser en död eller levande tumlare. Allmänheten ska också känna till hur man agerar när man finner spökgarn. För att förbättra detta rekommenderas följande åtgärder:

- Uppdatera och utveckla information på berörda aktörers hemsidor och tydliggöra länkar till inrapportering av observationer.
- Genomföra publika aktiviteter för allmänheten, t.ex. i samband med (Östersjö-) tumlarens dag.
- Bedriva informationskampanjer om tumlare och behov av rapportering av observationer av levande och döda tumlare.
- Ta fram en vägledning för hur förare av fritidsbåtar och andra mindre båtar ska bete sig i närheten av levande tumlare.
- Informera media aktivt om tumlare och relevanta händelser rörande arten.
- Informera specifika målgrupper som t.ex. fågelskadare eller djarklubbar.

Information och rådgivning till yrkesfiskare

Fisket är en yrkesgrupp som har direkt kontakt med arten i dess livsmiljö. Därför behövs riktad information bl.a. avseende:

- Tumlares status och biologi.
- Vad man ska göra om man observerar levande eller döda tumlare eller oavsiktligt fångat en tumlare.
- Hur man kan förebygga förlust av fiskeredskap och vad man ska göra om man har förlorat ett fiskeredskap.

- Att undervattensbuller från ekolod och båtmotorer riskerar att störa tumlare och hur dessa risker kan minskas.

Yrkesfiskarnas kunskap är också viktig för förbättring av transportvägar och tillfällig förvaring av bifångade tumlare. Regionala samverkansgrupper erbjuder en naturlig kommunikationskanal.

Information till fritidsfiskare och fritidsbåtägare

Även fritidsfiskare och fritidsbåtägare rör sig inom tumlarens livsmiljö. De bidrar till buller och fritidsfiskare riskerar att ofrivilligt fånga tumlare vid nätfiske. Fritidsfiskare och fritidsbåtägare bör informeras om:

- Tumlares status och biologi.
- Att fritidsfiske med nät innebär en risk för att tumlare bifångas, samt att detta kan undvikas genom att använda alternativa redskap eller pingers.
- Vad man bör göra om man observerar levande eller döda tumlare eller oavsiktligt fångat en tumlare.
- Hur man kan förebygga förlust av fiskeredskap och vad man ska göra om man har förlorat ett fiskeredskap.
- Att undervattensbuller från ekolod och båtmotorer riskerar att störa tumlare och hur dessa risker kan minskas.

Exempel på kommunikationsvägar är båt- och sportfiskemässor, fritidsbåtklubbar, branschorganisationer, båtförsäljare och marinor.

Information till fritidsbåts- och tillbehörsbranschen

Inom fritidsbåtsektorn utgör tillverkare av båtar och båtutrustning en målgrupp eftersom produkterna och hur de används kan påverka tumlare. Branschen bör göras medveten om att marina organismer inklusive tumlare påverkas av undervattensbuller och att riskerna för detta minskar med tystare motorer och ekolod som endast avger frekvenser över 200 kHz.

Handlingsplan för hantering av levande strandade valar

En handlingsplan för hantering av levande strandade valar ska tas fram och göras tillgängligt för berörda (t.ex. kustkommuner och -länsstyrelser, Polisen, Kustbevakningen och Jordbruksverket).

Samverkansåtgärder

Utveckla samarbetsformer kring förvaltning av marina däggdjur

Utveckla samverkan, dialog och kunskapsspridning på nationell nivå mellan relevanta myndigheter och organisationer, exempelvis samverkan med SGU gällande tillståndsprövning enligt kontinentalsockellagen, Försvarsinspektören för hälsa och miljö (FIHM) när det gäller militära aktiviteter eller Sjöfartsverket när det gäller farleder. Målsättningen är att förebygga och minska negativ påverkan genom framförallt buller och bifångst.

Upprätta regionala samverkansgrupper eller använda befintliga samverkansformer för minskning av bifångster av marina däggdjur

Samarbetsgrupperna ska diskutera lösningar för att säkerställa att tumlarbifångsterna inte överskrider långsiktigt hållbara gränser, samt hur vidtagna åtgärder ska följas upp.

Samarbetsgrupperna kan även inkludera åtgärder relaterade till bifångster av säl och fågel. Detta kan vara fördelaktigt eftersom flera arter kan beröras av samma lösning. Till exempel har burar i huvudsak utvecklats för att minska problem med sälskador på fångst och fiskeredskap, men burarna eliminerar även risken för bifångst av tumlare och sjöfågel.

Internationell samverkan

Inom ramarna för Ices, Ascobans, Helcom och Ospar bedrivs internationellt samarbete om åtgärder och forskning för bevarande av tumlare. Arbetet sker ofta i form av arbetsgrupper eller som arbetsuppgifter som beslutas på möten.

Ices rekommendationer är vägledande för beslut på EU-, regional och nationell nivå. Inom Ospar och Helcom är mycket av arbetet fokuserat på att utarbeta och tillämpa regionala indikatorer för uppföljning av tumlares status enligt havsmiljödirektivet. Här bedrivs även arbete om t.ex. undervattensbuller och annat som är relevant för bevarande av tumlare. Samarbetet möjliggör utbyte av kunskap och erfarenheter.

Inom ramen för EU-samarbetet inom de regionala grupperna som verkar inom den gemensamma fiskeripolitiken ligger ett mandat för att lägga fram förslag på fiskeregleringar och kontrollåtgärder för skydd av tumlare.

Det är av stor vikt att Sverige har en fortsatt aktiv roll inom EU och det internationella samarbetet för att säkerställa att bevarandemålen för tumlare nås.

Utbildning

Vid behov ska utbildning erbjudas till relevanta myndigheter eller organisationer.

Ny kunskap

Statusbedömning, genetik, hälsa, födoval, habitat och predation

Fastställa nivåer för gynnsam bevarandestatus och god miljöstatus

Enligt art- och habitatdirektivet samt havsmiljödirektivet ska tumlares abundans utvärderas i relation till referensvärdet för gynnsam bevarandestatus respektive tröskelvärdet för god miljöstatus. Enligt art- och habitatdirektivet ska utvärderingen göras på biogeografisk nivå (marin atlantisk MATL respektive marin baltisk MBAL). Referens- och tröskelvärden ska beräknas baserat på data om bl.a. abundans, utbredning och livshistorieparametrar.

Genomföra genetiska analyser av tumlare i Östersjön

Genetiska analyser av tumlare i Östersjön bör göras för att öka kunskapen om Östersjötumlares säsongsmässiga utbredningsmönster och dess genetiska variation. Förbättrad kunskap om det

säsongsmässiga utbredningsmönstret behövs för att nödvändiga bevarandeåtgärder ska kunna genomföras till så låg kostnad och med så få inskränkningar som möjligt i mänskliga aktiviteter.

Utveckla mått för tumlares hälsotillstånd

Metoderna för att bedöma tumlares hälsotillstånd behöver utvecklas, detta inkluderar näringstillstånd, sammanfattande sjukdomstillstånd och livshistorieparametrar. Statistiskt framtagna mått baserade på uppmätta uppgifter kan användas för att beräkna saknade uppgifter, vilket gör att övriga data för en obducerad tumlare kan användas i fler studier.

Standardiserade metoder för att mäta hälsotillstånd behövs för utveckling av hälsoindikatorer för tumlare.

Analysera miljögiftsbelastning i tumlare

För att kunna analysera påverkan av miljögifter på tumlares hälso- och sjukdomstillstånd, samt kunna relatera detta till halter och påvisad hälso- och sjukdomspåverkan på tumlare i andra vatten, behöver fler miljögiftsanalyser utföras. Utveckling av regionalt harmoniserade metoder, samt tillgång till resultat från PCB-analyser, behövs även för den PCB-indikator som utvecklas av Ospar.

Öka kunskapen om tumlares födoval, med fokus på Östersjötumlaren

Kunskap om en arts födoval är grundläggande för att kunna förstå dess habitatbehov och -nyttjande, samt hur den påverkas av förändringar i näringsväven. Kunskapen om Östersjötumlarens födoval är extremt begränsad och tillgång på maginnehåll från färsk döda tumlare är närmast obefintlig. För ökad kunskap bör därför befintliga vävnadsprover med olika omsättningshastighet analyseras med avseende på stabila isotoper och spårämnen. Sådana analyser kan ge kunskap om t.ex. geografiskt ursprung, nivå i näringskedjan och ålder för övergång från diande till fast föda.

Kartlägga tumlarförekomst i relation till fiskförekomst

Storskaliga inventeringar eller övervakning av tumlare bör kompletteras genom att samtidigt kartlägga förekomsten av dess (förmodade) bytesarter, som t.ex. sill och skarpsill. Kartläggning av fisk ska göras med hydroakustiska metoder på frekvenser som inte stör tumlare och kompletteras med tråldrag för kontroll av artsammansättning och fiskens kondition. Kartläggningen av fisk behöver göras på lämplig skala i tid och rum för analyser av eventuell samvariation med tumlarförekomst. Om möjligt ska resultaten skalas upp på populationsnivå för Östersjötumlaren med hjälp av data från internationellt koordinerade inventeringar av sill och skarpsill, t.ex. *Baltic International Acoustic Survey* (BIAS), *Baltic Acoustic Spring Survey* (BASS), och *Baltic International Trawl Surveys* (BITS) som koordineras av Ices arbetsgrupp *Baltic International Fish Survey Working Group* (WGBIFS).

Analysera tumlares habitatbehov

Kunskap om hur tumlares förekomst och habitatnyttjande relaterar till naturliga miljöfaktorer och påverkas av mänskliga aktiviteter är grundläggande för att kunna vidta effektiva bevarandeåtgärder. I dagens läge är denna kunskap mycket begränsad. Kunskapen krävs även för att utveckla indikatorer som mäter kvaliteten och utbredningen av tumlarens livsmiljö. För att beräkna kartor över tumlarens habitatkvalitet krävs dataunderlag om både tumlarförekomst och

helst även deras beteende (t.ex. födosök eller kalvning), samt om relevanta miljöfaktorer, i lämplig upplösning och med lämplig utbredning i tid och rum.

Undersöka predation på tumlare

Kunskapen om förekomsten av predation av t.ex. gråsäl på tumlare är mycket begränsad i haven runt Sverige, och därmed även eventuell påverkan av predation på tumlarpopulationerna. För att undersöka detta behövs en fördjupad undersökning av skador på obducerade tumlare, inklusive analys av miljö-DNA (eDNA).

Bifångster

De åtgärder som beskrivs i detta avsnitt bidrar med kunskap till direkta populationsförstärkande åtgärder.

Ta fram förbättrade kartor över bifångstrisk

I tillägg till de loggboksdata som samlas in för yrkesfisket kan data om fiskeintensitet även samlas in med hjälp av t.ex. satellitbildsanalyser av fartyg, visuella inventeringar av vakare (redskapsbojar) från flyg, båt eller drönare, eller rapportering via mobilapp. Alternativa metoder ska vid behov utvecklas och därefter testas och utvärderas med avseende på bl.a. täckningsgrad (i tid och rum samt vilka fisken metoden lämpar sig för), noggrannhet i tid och rum, tillförlitlighet, kostnadseffektivitet samt användbarhet för att beräkna bifångstriskkartor för tumlare. Förbättrade bifångstriskkartor ska tas fram baserat på de mest lämpliga dataunderlagen för fiskeintensitet och de senaste utbredningskartorna för tumlare. Åtgärden ska i första hand utföras med fokus på yrkesfiske inom Östersjötumlarens utbredningsområde pga. populationens mycket dåliga bevarandestatus.

Beräkna mortalitetsgräns för Bälthavstumlar

En mortalitetsgräns ska beräknas för Bälthavspopulationen med hjälp av mPBR-metoden (se *Beräkning av mortalitetsgräns*) baserat på populationsuppskattningen från 2020, förbättrade skattningar av bifångst, samt Ascobans bevarandemål. Eftersom Ascobans bevarandemål inte är fullt preciserade behöver detta fastställas för att beräkningen ska kunna utföras. Effekten av olika bevarandemål bör också utvärderas. Internationellt samarbete kan behövas för nödvändig expertis. Om möjligt ska även mortalitetsgränsen för det genomsnittliga antalet Bälthavstumlare inom svenskt vatten beräknas.

Vidareutveckla alternativa fiskeredskap som inte bifångar tumlare

För att minska antalet bifångster utan att riskera negativ beteendepåverkan av pingers är det mest effektivt att ersätta passiva nätredskap med alternativa redskap som inte bifångar tumlare, som t.ex. burar, fällor och långrev, i de områden som har högst bifångstrisk. För fiske med passiva nätredskap som det inte redan finns utvecklade alternativ till och som bedrivs i högriskområden för bifångst ska sådan utveckling därför prioriteras. På grund av Östersjötumlarens akuta situation ska fiske inom Östersjötumlarens utbredningsområde prioriteras, och särskilt områden med hög bifångstrisk.

Exempel på fisken där möjligheterna för alternativa redskap inte har undersökts utförligt är bl.a. fiske med bottensatta garn efter sjurygg, tunga och piggvar, vrakfiske efter torsk, samt drivgarnsfiske efter makrill.

Öka kunskapen om pingers effektivitet och påverkan på populationsnivå

Kunskapen om hur pingers påverkar närvaro och beteende av tumlare på lokal nivå och under kortare tid (månader) är relativt god, men mycket begränsad när det gäller eventuell påverkan på populationsnivå och långvarig användning (år). Pingers effektivitet har också visats vara högre i kontrollerade studier än vid implementering i yrkesfiske. Eftersom dessa frågor är av stor vikt vid storskalig eller långvarig användning av pingers bör de studeras genom forskningsprojekt respektive datainsamling vid användning av pingers i både yrkes- och fritidsfisket.

Vidareutveckla sälsäkra pingers

Det finns pingers på marknaden som anges vara sälsäkra, dvs. sänder ut ljud på frekvenser som inte är hörbara för säl, men det kan finnas behov av att utvärdera dessa ytterligare med avseende på hur effektiva de är för att minska bifångster av tumlare. Det kan även finnas behov att utvärdera om de är praktiska att använda för fiskare och är lätta att kontrollera om de fungerar. Om resultaten inte är tillfredställande behöver sälsäkra pingers vidareutvecklas.

Studier av pingers effektivitet för att minska bifångster av tumlare ska inte göras inom Östersjöpopulationens utbredningsområde med tanke på populationens dåliga bevarandestatus.

Undervattensbuller och annan störning

Öka kunskapen om påverkan av undervattensbuller, med fokus på kontinuerligt buller

Kunskapen om hur tumlare påverkas av kontinuerligt buller är sämre än för impulsbuller, varför studier behövs för att undersöka vilka ljudparametrar som tumlare reagerar på och vid vilka nivåer. Är t.ex. medelljudnivåer, förändringar i ljudnivå, eller endast kraftigare toppar i ljudnivå relevanta?

Ökad kunskap behövs för att kunna ta fram regionala indikatorer för hur undervattensbuller ska mätas och presenteras på ett sätt som är relevant för tumlare. När denna kunskap finns kan påverkan av kontinuerligt buller på tumlare beräknas, gränsvärden tas fram och bullerpåverkan övervakas i tid och rum.

För att samla in data till denna åtgärd bör övervakning av undervattensbuller alltid samordnas med övervakning av tumlare. Övervakningen av undervattensbuller bör omfatta högre frekvenser än enligt havsmiljödirektivets deskriptorer (63 och 125 Hz), dvs. frekvenser som hörs av tumlare. Parametrar för buller ska utvecklas så att de även är relevanta för tumlare. Data behöver även samlas in på fler platser än vad som görs idag (inom övervakningen för undervattensbuller). Data som samlats in i samband med Bias-projektet bör kunna analyseras med avseende på bullerpåverkan på tumlare (ca sju stationer med tillräckligt hög tumlarförekomst för analyser inom svenskt vatten). Om en farledsomläggning ska genomföras bör buller- och tumlardata samlas in på strategiska platser under minst ett år före och minst ett år efter omläggningen för att möjliggöra analyser av hur den förändrade ljudbilden påverkar tumlare.

Öka kunskapen om spridning av impulsbuller i Östersjön, med fokus på seismiska inventeringar och sprängningar

En av de vanligaste källorna till impulsbuller i Östersjön är seismiska karteringar av havsbotten, medan den bullerkälla som kan påverka tumlare på längst avstånd är undervattenssprängningar. Båda dessa aktiviteter förväntas öka med ökat intresse för havsbaserad vindkraft. Eftersom

Östersjöns lägre salthalt gör att ljud (framförallt på högre frekvenser) generellt fortplantar sig på längre avstånd kan påverkansavstånd från t.ex. Nordsjön inte tillämpas. Istället måste ljudets utbredning beräknas med hjälp av modeller, vars tillförlitlighet behöver bekräftas och vid behov justeras med faktiska mätningar. För seismiska undersökningar och sprängningar finns mycket få mätningar från Östersjön. Ljudmätningar bör därför göras i samband med att dessa aktiviteter utförs i Östersjön, företrädesvis på platser med förhållanden som är relevanta för tumlare. Analyserna behöver utföras och resultaten presenteras på ett sätt som är relevant för beräkning av bullerpåverkan på tumlare.

Öka kunskapen om påverkan från fritidsbåtar och båtuturism

Påverkan från fritidsbåtar bör studeras i områden med kustnära förekomst av tumlare och relativt hög frekvens av fritidsbåtar. Studierna ska inkludera påverkan av undervattensbuller från motor, propeller (kavitation) och ekolod, samt av körstil (t.ex. hastighet samt förändringar i hastighet och riktning).

Inventering

Delta i storskaliga inventeringar av tumlares abundans

Regelbundna storskaliga inventeringar för skattning av absolut abundans är nödvändiga för att generera data för bedömning av tumlares bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet och havsmiljödirektivet, samt för den nationella rödlistan. Inventeringarna ska vara utformade efter och synkroniserade med behoven för dessa rapporteringar. Den senaste storskaliga inventeringen av Nordsjöpopulationen genomfördes 2016, av Bälthavspopulationen 2020 och Östersjöpopulationen 2011–2013. Detta innebär att både Nordsjö- och Östersjöpopulationen bör inventeras inom tidsramen för detta åtgärdsprogram.

Samtliga storskaliga inventeringar bör inkludera framtagande av en ny populationsuppskattning, en ny utbredningskarta, samt, om dataunderlaget tillåter, en trendanalys av populationens abundans. Inventeringen av Bälthavspopulationen inkluderade inte en trendanalys, varför detta ska utföras. En ny akustisk inventering av Östersjöpopulationen bör även inkludera metodstudier för att bestämma de akustiska instrumentens detektionsfunktion, dvs. sannolikheten för att de detekterar en närvarande tumlare på olika avstånd under aktuella miljöförhållanden. Inventeringen bör även inkludera vatten djupare än 80 m, vilket inte inkluderades i inventeringen 2011–2013, samt en fördjupad analys av Östersjötumlares säsongsmässiga utbredningsområde.

Omprövning av gällande bestämmelser

Införa fiskereglering för genomförande av Ices råd om nödgärder avseende Östersjötumlares

För att minska bifångsterna av Östersjötumlare ska Ices råd om nödgärder (2020b) för Östersjötumlares genomföras genom de möjligheter som ges i den gemensamma fiskeripolitiken och i nationell lagstiftning genom förbud av passiva nätredskap i vissa geografiskt begränsade områden:

- Införa förbud mot allt fiske, med undantag för bl.a. burar, fällor och långrev, på Norra Midsjöbanken.
- Införa förbud mot fiske med passiva nätredskap inom Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna, samt på Södra Midsjöbanken.

Vidare ska Sverige inom regionaliseringen i GFP verka för att införa lämpliga åtgärder för skydd av tumlare i hela Östersjön.

Krav på införande av pingers i allt garnfiske i stora delar av Östersjön:

- Implementera åtgärder som till exempel användning av pingers för yrkesfiske med passiva nätredskap inom Östersjötumlarens säsongsmässiga utbredningsområden.
- Kontroll av pingers. För att utföra kontroll av att pingers används och fungerar i enlighet med specifikationerna i (EU) 2020/967 behöver instruktioner och rutiner för utförande av dessa kontroller utvecklas. Inspektioner av fartyg som faller under den här regleringen kommer att ske under befintlig prioritering via den myndighetsgemensamma tillsynsplan som finns för att styra hur myndigheterna prioriterar sin kontrollverksamhet.
- Föreskrifter för detaljerad övervakning av fiskeansträngningen av alla fartyg som använder redskap i vilka Östersjötumlare riskerar att bifångas, ökad övervakning av tumlarbifångster, samt övervakning av påverkan av pingers på tumlare i nyckelområden.

Införa föreskrifter för ytterligare skydd av Östersjötumlaren

Ices noterar att vattnen söder om Skåne samt Hanöbukten är de områden som nyttjas av Östersjötumlare inom svenskt vatten och har högst bifångstrisk, (ICES, 2020a). Dessa områden bör därför prioriteras för ytterligare regleringar av fisket med passiva nätredskap.

Införa rapporteringskrav för undervattensbuller

Havs- och vattenmyndigheten begär in data årligen från de myndigheter och företag som i sina verksamheter utför aktiviteter som ger upphov till impulsbuller under vattnet. Exempel på aktiviteter som bör rapporteras är havsbottenundersökningar med sonarer, sprängningar och pålning.

Att rapportering inte är obligatorisk medför osäkerhet i dataunderlaget och att det saknas en fullständig bild av fördelning och frekvens av bullrande aktiviteter. Att kräva att aktiviteter som medför impulsbuller rapporteras regelbundet skulle försäkra att kunskapen förbättras.

Områdesskydd

I december 2016 fattade regeringen beslut om förslag till fyra nya och tre justerade Natura 2000-områden (pSCI, *proposed Site of Community Interest*) för tumlare i Hallands, Skåne, Kalmar och Gotlands län.

Naturvårdsverkets hemställan inkluderade även Södra Midsjöbanken i Östersjön, samt förslag från Västra Götaland om att tumlare ska läggas till på listan över förekommande arter i sju befintliga, mindre och kustnära Natura 2000-områden. Dessa områden inkluderades dock inte i regeringens beslut i december 2016. Inget förslag på skyddat område lämnades in av Länsstyrelsen Blekinge.

Inrätta formellt skydd av tumlare i viktiga områden som saknar skydd

Ices noterar att Natura 2000-område saknas för tumlare i Hanöbukten, samtidigt som det är ett av de områden som har högst bifångstrisk för Östersjötumlare inom svenskt vatten (ICES, 2020a). För Nordsjöpopulationen saknas formellt skydd av det område som nyttjas mest av populationen inom svenskt vatten enligt utbredningsmönster av satellitmärkta tumlare (Carlström och Carlén, 2016; Sveegaard et al., 2011b)

Utarbeta och implementera bevarandeplaner för tumlare i skyddade områden

För samtliga skyddade områden med tumlare upptagen som art och som inte har bevarandeplaner eller motsvarande som inkluderar tumlare ska detta tas fram och implementeras. Syftet med bevarandeplanerna är att underlätta särskild tillståndsprövning. Naturvårdsverket har gett ut vägledningar för arbetet med Natura 2000 till hjälp för länsstyrelser, kommuner och andra myndigheter. Ifall tumlare inte är upptagen som art i områden där det bedöms nödvändigt mot bakgrund av artens ekologi och skyddsbehov behöver det åtgärdas.

Åtgärden ska utgå från en sammanställning över nuvarande status för bevarandeplaner för skyddade områden för tumlare. En utvärdering bör göras med avseende på om målen för tumlare är preciserade, tidsatta och uppföljningsbara samt vilka metoder som används för uppföljning. Utvärderingen ska identifiera förbättringsområden, hur dessa ska åtgärdas, samt hur åtgärderna ska följas upp.

Skötsel, restaurering och nyskapande av livsmiljöer

Skötsel i formellt skyddade områden

Åtgärdsprogrammet är vägledande för åtgärder i skyddade områden. I skyddade områden måste de åtgärder som genomförs stämma överens med de styrande dokumenten för området, t.ex. syfte, föreskrifter och skötselplan, som är framtagna för att främja området samlade bevarandevärden.

I befintliga skyddade områden där tumlare förekommer och där skötselplanen och/eller beslut inte ta hänsyn till de åtgärder som behövs för att gynna tumlaren bör en samlad bedömning göras av det eventuella revideringsbehovet för skötselplanen och/eller beslut, med utgångspunkt i det skyddade området bevarandevärden.

Åtgärder för att minska direkt mänsklig påverkan

Åtgärderna i detta avsnitt är relaterade till bifångst och undervattensbuller.

Bifångster

För att uppnå åtgärdsprogrammets kortsiktiga mål behövs åtgärder vidtas för att minska eller eliminera bifångster av tumlare. För samtliga bifångståtgärder gäller att:

- Säsongsmissiga kartor över risken för bifångst av tumlare används som vägledning för var och när åtgärder ska genomföras.

- Regionala samverkansgrupper, nyskapade eller där sådana är etablerade, medverkar i val av metoder samt vid eventuella anpassningar av dessa.
- Vidtagna åtgärder följs upp med avseende på hur mycket bifångsterna har förändrats, samt när relevant om tumlarförekomsten har påverkats av användning av pingers (se Uppföljning/ Bifångster).

Inrätta fredningsområden för tumlare

Enligt Ices råd (ICES, 2020b) ska Norra Midsjöbanken stängas för allt fiske förutom sådant som bedrivs med passiva redskap som inte bifångar tumlare, t.ex. burar, fällor och långrev.

Vidare rekommenderar Ices att allt fiske med passiva nätredskap inom Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna, samt på Södra Midsjöbanken (på svenskt vatten här definierat som det oskyddade området mellan Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna och gränsen till polskt vatten) ska stängas. Ices noterar också att de områden som har störst bifångstrisk i Östersjön är Hanöbukten och vattnen söder om Skåne, varför även dessa kan vara lämpliga att stänga för fiske med passiva nätredskap för att uppnå det kortsiktiga målet med noll bifångster inom Östersjötumlarens utbredningsområde.

Det kan vara lämpligt att stänga även övriga Natura 2000-områden med tumlare på artlistan för fiske med passiva nätredskap för att uppfylla kraven om skydd enligt art- och habitatdirektivet, utan att samtidigt införa störning från pingers.

Fredningsområden med syfte att skydda tumlare behöver inte vara begränsade till Natura 2000-områden, utan kan även göras i områden med andra skyddsformer samt utanför skyddade områden. Det är viktigt att notera att fiske med redskap som inte bifångar tumlare, som t.ex. burar, fällor och långrev är förenliga med skydd av tumlare.

Implementera användning av pingers utöver EU-lagstiftning

I Östersjön ska pingers användas i linje med Ices råd, det vill säga vid allt fiske med passiva nätredskap som bedrivs inom Östersjötumlarens säsongsmässiga utbredningsområde (ICES, 2020b).

Pingers kan även vara en lämplig åtgärd i vissa fiskerier i andra havsområden. För att optimera mellan risken för negativ beteendepåverkan och kostnadseffektivitet är pingers mest lämpliga att användas i fiske med begränsad omfattning i områden med hög förekomst av tumlare. Användning av pingers i områden med hög intensitet av fiske med passiva nätredskap och hög tumlarförekomst medför en risk för betydande beteendepåverkan. Eftersom pingers minskar men inte eliminerar bifångster är de ett otillräckligt alternativ i områden där bifångster inte får ske.

Kartlägga, samla och förebygga förlorade fiskeredskap

Områden där förlorade fiskeredskap ansamlats (host-areas, hot-spots) ska identifieras och kartläggas. Förlorade fiskeredskap ska eftersökas och avlägsnas från prioriterade områden baserat på en riskbedömning för tumlare, särskilt för Östersjöpopulationen. Förebyggande åtgärder ska inbegripa informationskampanjer samt utbildning för yrkes- och fritidsfiskare för att tydliggöra deras ansvar och hur förluster av nya fiskeredskap bäst undviks. Produkt- och materialutveckling samt märkning av fiskeredskap är andra förebyggande åtgärder.

Metoder för kartläggning av hot-spots och insamling av förlorade fiskeredskap har tagits fram av projektet MareLitt Baltic (Tschernij et al., 2019).

Undervattensbuller

Ta fram gränsvärden och vägledningar

Sverige saknar i dagsläget nationella gränsvärden för bullerexponering för tumlare, liksom vägledningar för hur bullerpåverkan på tumlare ska beräknas och mätas, samt hur påverkan kan minskas i tid och rum. Sådana styrdokument underlättar väsentligt vid förvaltning av bullrande aktiviteter, för såväl förvaltande myndigheter som industrin och övriga sektorsintressen. De resulterande styrdokumenterna ska:

- uppfylla kraven på ett strikt skyddssystem för tumlare och andra arter upptagna i Bilaga 4 till art- och habitatdirektivet,
- ta hänsyn till de olika tumlarpopulationernas bevarandestatus, tumlares säsongsmässiga utbredningsmönster och habitatnyttjande, samt miljöparametrar som påverkar spridning av undervattensljud,
- tillämpa bästa möjliga teknik
- i den mån det är möjligt och lämpligt harmoniseras med nationella tröskelvärden och vägledningar inom Ospar- och Helcom-områdena,
- baseras på tillgängliga riktlinjer och vägledningar för minskning av undervattensbuller,
- lista de viktigaste kunskapsbristerna, samt
- inkludera en tidsplan för revidering.

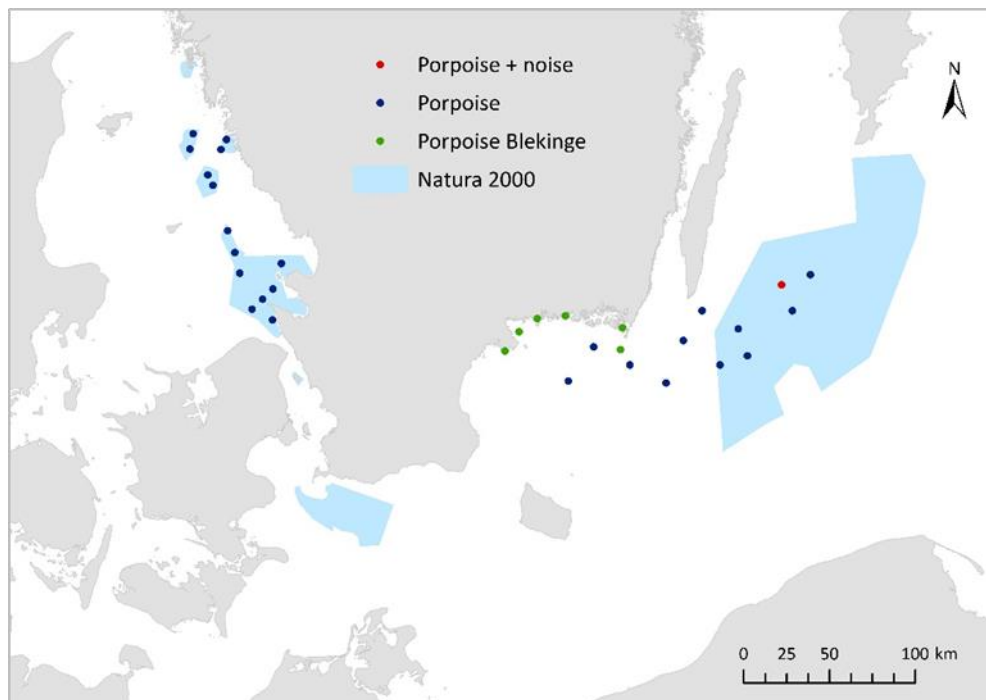
Skyddsåtgärder mot kontinuerligt buller

I takt med ökande kunskap om effekterna av kontinuerligt buller på tumlare kan det bli aktuellt att överväga åtgärder så som farledsflytt, utökad områdesskydd och förbud mot motoriserade fartyg i skyddade områden.

Övervakning

Akustisk övervakning av tumlare

Akustisk övervakning av tumlare ingår i både det nationella övervakningsprogrammet och i vissa regionala övervakningsprogram (Figur 20). Den nationella övervakningen utförs av Naturhistoriska riksmuseet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och de regionala övervakningsprogrammen utförs av länsstyrelserna. I det nationella övervakningsprogrammet övervakas tumlare för närvarande vid 11 stationer i Östersjön (sedan 2017), 14 stationer i Kattegatt (sedan 2019) samt en station i Skagerrak (sedan 2020). Övervakningen i Skagerrak görs i samarbete med den nationella övervakningen av undervattensbuller och avsikten är att även ha en station gemensam med bullerövervakningen i Östersjön. Regional akustisk övervakning av tumlare utförs för närvarande vid sju stationer i Blekinge och fyra i Kalmar län och det finns intresse för en utökning genom ett gemensamt delprogram.



Figur 20 Akustiska övervakningsstationer för tumlare i det nationella och de regionala programmen under 2020.

För närvarande saknas i stort sett övervakning av Nordsjöpopulationen, liksom av Bälthavspopulationen i sydvästra Östersjön. Östersjöpopulationen kräver kontinuerlig övervakning i nyckelområden, och det är möjligt att justeringar av det nuvarande nationella programmet, liksom utökad samarbete med den regionala övervakningen, kan öka effektiviteten.

För att generera jämförbara data bör all akustisk övervakning av tumlare bygga på de metoder som utarbetades inom Sambah-projektet, samt följa den nationella undersökningstypen och Helcoms kommande vägledning för akustisk övervakning av tumlare. Resultat ska rapporteras till SMHI som är nationell datavärd. Idag ska metadata rapporteras till Helcom årligen och på sikt troligtvis även resultat i standardiserat format.

Visuell övervakning av tumlare

Visuella metoder har hittills endast tillämpats vid storskaliga inventeringar av tumlare, men kan även bli aktuella vid t.ex. utökning av den nationella övervakningen av tumlare i Skagerrak, eller som komplement till den akustiska övervakningen och samordnat med övervakning av sjöfågel. En nationell undersökningstyp bör tas fram för visuell övervakning av tumlare.

Uppföljning

Insamling och analyser av döda tumlare

Ta fram och implementera ett nationellt program för insamling, obduktion och provtagning av döda tumlare

I Sverige samlas för närvarande döda tumlare främst in på projektbasis, men ett övervakningsprogram för mer kontinuerlig övervakning är under framtagande. Eftersom långa tidsserier är en förutsättning för att kunna undersöka förändringar över tid, och eftersom det tar tid

att etablera kontaktnät med allmänhet och fiskare för insamling av döda tumlare, finns det behov av att ta fram ett koordinerat nationellt program för insamling, obduktion och provtagning. Arbetet bör göras på ett standardiserat sätt för att säkerställa att samma data samlas in oavsett vem som hanterar ett fall. Programmet bör vara regionalt harmoniserat med insamling och provtagning inom framförallt Ospar- och Helcom-områdena.

Ett nationellt program för insamling, obduktion och provtagning av döda tumlare ska specificera följande:

Insamling:

- Hur många tumlare som bör samlas in från Nordsjö- respektive Bälthavspopulationen. Från Östersjöpopulationen bör samtliga påträffade döda tumlare samlas in. Tydliga geografiska gränser bör fastställas för insamlingsområdena, gränserna kan dock variera under året.
- Önskad fördelning mellan kalvar, juveniler och vuxna djur, mellan kön, samt mellan döda strandade och bifångade djur.
- Godtagbart skick för insamling av döda strandade tumlare.
- Logistik för insamling, transport och förvaring av tumlare, inklusive möjligheter för obduktion av tumlare hos samarbetspartners.

Obduktion och provtagning:

- Protokoll och formulär för undersökningar och provtagning (både vävnadsprover och smittämnen).
- Hur prover ska förvaras och när relevant även hur de ska analyseras.
- Vilka prover som ska analyseras löpande (t.ex. ålder, smittämnen och vissa miljögifter).

Bifångster

Övervaka bifångster enligt Ices råd om nödgärder

För att uppfylla Ices råd om övervakningsåtgärder för Östersjötumlaren (ICES, 2020b) ska följande åtgärder vidtas:

Datainsamling om fiskeansträngning ska utökas till att omfatta samtliga fartyg, oavsett storlek. För passiva nätredskap ska uppgifterna inkludera länklängd, fisketid, position, maskstorlek samt vilka bifångst reducerade åtgärder som eventuellt vidtagits. För pingers bör även typ av pinger, antal samt placering anges. Det bör utredas om datainsamlingen kan göras med hjälp av loggbok och kan underlättas med hjälp av mobilapp.

Datainsamling om bifångster ska utökas, utföras med metoder som är framtagna för att observera bifångster av tumlare, samt vara representativt fördelat mellan de redskapstyper som tumlare kan bifångas i. Det bör utredas om datainsamlingen kan göras med kamerasystem som är en kostnadseffektiv kontrollmetod och ger tillförlitliga data samt kan kombineras med övervakning av andra arter.

Tumlares detektionsfrekvens ska övervakas i nyckelområden där pingers används i syfte att utvärdera påverkan av pingers. Högprioriterade områden inom svenskt vatten är Hanöbukten och

vatten söder om Skåne, om dessa områden inte stängs för fiske med passiva nätredskap. Datainsamlingen bör göras med samma akustiska metoder som i de nationella och regionala övervakningsprogrammen.

Användning samt funktion av pingers ska övervakas. Metoder för funktionskontroll av pingers under pågående fiske behöver utvecklas.

Utöka övervakningen av bifångster av Bälthavs- och Nordsjöpopulationen

Även för Bälthavs- och Nordsjöpopulationen rekommenderas att övervakningen utökas så att den uppfyller kraven enligt kommissionens genomförandebeslut (EU) 2016/1251 om insamling, förvaltning och nyttjande av data inom fiskerisektorn för perioden 2017–2019 och som förlängts genom kommissionens delegerade beslut (EU) 2019/910 till perioden 2020–2021. För förvaltning av tumlare behöver övervakningen ge tillräckliga data för skattning av bifångst per förvaltningsområde samt framtagande av bifångstriskkartor. Därför bör även för dessa områden följande åtgärder vidtas:

- Datainsamling om fiskeansträngning ska utökas till att omfatta samtliga fartyg, oavsett storlek. För passiva nätredskap ska uppgifterna inkludera länklängd, fisketid, position, maskstorlek samt vilka bifångst reducerade åtgärder som eventuellt vidtagits. För pingers bör även typ av pinger, antal samt placering anges. Det bör utredas om datainsamlingen kan göras med hjälp av loggbok och kan underlättas med hjälp av mobilapp.
- Datainsamling om bifångster ska utökas, utföras med metoder som är framtagna för att observera bifångster av tumlare, samt vara representativt fördelat mellan de redskapstyper som tumlare kan bifångas i. Det bör utredas om datainsamlingen kan göras med kamerasystem som är en kostnadseffektiv kontrollmetod och ger tillförlitliga data samt kan kombineras med övervakning av andra arter.

Rapportering av tumlarobservationer

Döda tumlare är statens vilt och ska anmälas till Polisen som snarast ska överlämna viltet till Naturhistoriska riksmuseet (NFS 2019:5). Mer information finns bland annat på Naturhistoriska riksmuseets hemsida. Har man möjlighet kan man utöver Polisen med fördel även kontakta Naturhistoriska riksmuseet för att underlätta bedömning samt planering för eventuell insamling. Rapportering av levande tumlare kan göras till Naturhistoriska riksmuseets tumlarobservationer (www.nrm.se/tumlare), direkt till Artportalen (www.artportalen.se) samt via Rappen (www.havochvatten.se/rappen) till Artportalen. Artportalen drivs av SLU Artdatabanken och omfattar ett mycket stort antal arter. Rapportören ansvarar själv för datakvaliteten och endast utvalda fynd granskas. Naturhistoriska riksmuseets observationsdatabas innehåller endast tumlare och samtliga rapporter kvalitetsgranskas. Rapporter om strandade och bifångade tumlare som rapporteras till Naturhistoriska riksmuseet utgör underlag för insamling av tumlare. Alla tumlarrapporter som kommer in till Naturhistoriska riksmuseet vidareberapporteras till sammanställningar av data om levande och döda tumlare av bl.a. Ascobans, Ices, Helcom och Ospar.

Skillnaderna i de befintliga svenska systemen är problematiska när det gäller arten tumlare. För att åtgärda bristerna finns det behov av att samordna och anpassa rapporteringssystemen utifrån de olika behoven för rapportering inklusive behov för nationell rapportering.

Nationellt datavärdskap för impulsbuller under vattnet

Nationellt datavärdskap för insamlande av data rörande impulsbuller under vattnet bör fastställas. Tills vidare lagrar Havs- och vattenmyndigheten de rådata som samlas in och levererar dem till Ices som fungerar som internationell datavärd.

Allmänna rekommendationer

Det här kapitlet vänder sig till alla de utanför myndighetssfären som genom sitt arbete eller under fritiden kommer i kontakt med tumlare, och som genom sitt agerande kan påverka tumlares situation och som vill ha vägledning för hur de ska agera för att gynna dem.

Åtgärder som kan skada eller gynna tumlare

Åtgärder som kan skada och gynna tumlare finns beskrivna tidigare i detta program i avsnitt *Aktuell hotsituation* samt *Åtgärder och rekommendationer*. Utöver vad som finns beskrivet där är det bra att känna till vad man bör göra om man påträffar en död eller levande strandad tumlare, eller bifångar en tumlare. Information om detta ges i avsnitt *Obduktion och insamling av döda tumlare*.

Finansieringshjälp för åtgärder

Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för havs- och vattenmiljöanslaget som ska användas till insatser och åtgärder för att förbättra, bevara, planera, restaurera och skydda havs- och vattenmiljöer. En stor del går till insatser som regleras i förordning eller som regeringen reglerar i villkor i det årliga regleringsbrevet till Havs- och vattenmyndigheten, men anslaget används även till att medfinansiera EU-projekt, t.ex. inom Life-programmet. Medel fördelas även till länsstyrelserna för lokala åtgärder.

På sin webbsida har Havs- och vattenmyndigheten en sammanställning av olika bidrag som finns att söka för bättre havs- och vattenmiljö.

Beroende på frågeställning kan t.ex. följande EU-program vara möjliga för finansiering av projekt om tumlare under programperioden:

- Miljöprogrammet Life (ec.europa.eu/environment/life) med följande teman: natur och biodiversitet, miljö, klimatåtgärder, respektive information och förvaltning.
- Policy-programmet Interreg Europe (www.interregeurope.eu) med bl.a. följande fokusområden: forskning, teknisk utveckling och innovation, respektive miljö och resursutnyttjande. Inom Interreg finns regionala delprogram med olika fokusområden. Exempel på regionala delprogram som kan vara relevanta för tumlare i haven kring Sverige är Interreg Öresund-Kattegatt-Skagerrak (www.interreg-oks.eu), Interreg Central Baltic (www.centralbaltic.eu), samt Baltic Sea Region Programme (www.interreg-baltic.eu).
- Forsknings- och innovationsprogrammet Horizon 2020 (ec.europa.eu/programmes/horizon2020).
- Östersjöprogrammet Bonus (www.bonusportal.org). I Sverige är Vinnova ansvarig myndighet och information om utlysningar och ansökningar finns på deras webbplats (www.vinnova.se).

- Europeiska havs- och fiskerifonden (*European Maritime & Fisheries Fund*, EMFF). I Sverige är Jordbruksverket ansvarig myndighet och information om utlysningar och ansökningar finns på deras webbplats (www.jordbruksverket.se).
- Exempel på andra finansieringsmöjligheter är:
- BalticSea2020 (balticsea2020.org) för projekt som är åtgärdsorienterade, innovativa och som bidrar till en friskare Östersjö, samt projekt som sprider kunskap och information om Östersjön.
- Världsnaturfonden WWF:s bidrag för innovativ naturvård (www.wwf.se).
- Projektmedel för ideella miljöorganisationer för t.ex. nationell eller internationell verksamhet eller för projekt som bidrar till att uppfylla nationella miljö kvalitetsmål. Naturvårdsverket ansvarar för bidraget och information om utlysningar och ansökningar finns på deras webbplats (www.naturvardsverket.se).
- Zennström Philanthropies för stöd till bl.a. skydd och bevarande av miljö, med en särskild satsning på Östersjön (www.zennstrom.org).
- Fonder för utveckling av sportfiske och dess förutsättningar. Fonderna söks genom Sportfiskarna och information finns på deras webbsida www.sportfiskarna.se).

Utsättning av arter i naturen för återintroduktion, populationsförstärkning eller omflyttning

Inga utsättningar av tumlare föreslås.

Myndigheterna kan ge information om gällande lagstiftning

Den fastighetsägare eller nyttjanderättsinnehavare som brukar mark eller vatten där hotade arter och deras livsmiljö finns bör vara uppmärksam på hur området brukas. En brukare som sätter sig in i naturvärdenas behov av skötsel eller frånvaro av ingrepp och visar hänsyn i sitt brukande är oftast en god garant för att arterna ska kunna bibehållas i området.

Oavsett verksamhetsutövarens kunskap och intresse för att bibehålla naturvärdena kan det finnas krav på verksamhetsutövaren enligt gällande lagar, förordningar och föreskrifter. Vilken myndighet som i så fall ska kontaktas avgörs av vilken myndighet som har tillsyn över den verksamhet eller åtgärd det gäller. Länsstyrelsen är den myndighet som oftast är tillsynsmyndighet. Det går alltid att kontakta länsstyrelsen för att få besked om vilken myndighet som är ansvarig.

Tillsynsmyndigheterna kan ge upplysningar om vilka regelverk som gäller i det aktuella fallet. Det kan finnas krav på tillstånd, anmälningsplikt eller samråd. Den berörda myndigheten kan ge information om vad en anmälan eller ansökan bör innehålla och i hur god tid den bör lämnas in innan verksamheten planeras sättas igång.

Råd om hantering av kunskap om observationer

Enligt offentlighets- och sekretesslagen (2009:400) 20 kap. § 1 gäller sekretess för uppgift om en djur- eller växtart som är i behov av skydd och som det finns ett intresse av att bevara i ett livskraftigt bestånd, om det kan antas att ett sådant bevarande av arten inom landet eller del av

landet motverkas om uppgiften röjs. Kännedom om förekomster av hotade arter kräver omdöme vid spridning, då illegal jakt och insamling kan vara ett hot mot arten.

Havs-och vattenmyndighetens policy är att informationen så långt det är möjligt ska spridas till markägare och nyttjanderättshavare av områden där arten förekommer permanent eller tillfälligt, så att dessa kan ta hänsyn till arten i sitt brukande.

När det gäller tumlare så görs generellt bedömningen att ingen sekretess eller diffusering av förekomsterna behövs vid utlämning eller publicering av förekomstuppgifter.

Konsekvenser och samordning

Konsekvenser

Åtgärdsprogrammets effekter på olika naturtyper och på andra rödlistade arter

Den föreslagna åtgärden om gränsvärden och vägledning om undervattensbuller kan även gynna andra marina organismer som påverkas av undervattensbuller.

De föreslagna åtgärderna om fredningsområden samt insamling av förlorade fiskeredskap kan även minska bifångster av rödlistade fiskar och dykande fåglar. Exempel på rödlistade fiskar (SLU Artdatabanken, 2020) som kan gynnas är benfiskar som torsk (*Gadus morhua*), kolja (*Melanogrammus aeglefinus*), kummel (*Merluccius merluccius*), lyrtorsk (*Pollachius pollachius*) och havskatt (*Anarhichas lupus*), samt broskfiskar som t.ex. klorocka (*Amblyraja radiata*) och knaggrocka (*Raja clavata*). Exempel på rödlistade dykande fåglar som kan gynnas är brunand (*Aythya ferina*), bergand (*Aythya marila*), tobisgrissla (*Cepphus grylle*), lunnefågel (*Fratercula arctica*), smålom (*Gavia stellata*), svärta (*Melanitta fusca*), toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*), ejder (*Somateria mollissima*), samt alfågel (*Clangula hyemalis*).

Kontroll av efterlevnad av gällande regelverk

För att föreslagna åtgärder ska ha önskad effekt behöver efterlevnaden av regelverket vara god. Åtgärdsförslagen påverkar yrkesfiskets verksamhet i olika omfattning och införande av effektiva fiskerikontrollinsatser är en förutsättning för att regelefterlevnad ska uppnås.

Övervakning av områden som är stängda för fiske är inte möjligt utan någon form av positionssystem på fiskefartygen. Idag är alla fiskefartyg med en totallängd på 12 meter och däröver utrustade med VMS och alla fartyg med en totallängd på 15 meter och däröver utrustade med AIS (också en del mindre fartyg har AIS). Det är enbart de fartyg som har VMS/AIS som under vissa förutsättningar kan övervakas.

Det är svårt att uppskatta hur lång tid det skulle ta att få positionssystem på plats även på mindre fartyg innan omfattningen av antal fartyg är utredd. Väl där krävs upphandling, inköp, installation och utbildning. Det skulle även krävas ökade personalresurser, nya arbetssätt och resurser för systemstöd för insamling, validering och förvaltning av nya informationsmängder i redan befintliga system.

Kontroll av funktionaliteten av pingars utförs till största delen till sjöss av Kustbevakningen och sker då vanligtvis inte ombord på fartygen utan vid kontroll av utestående redskap. Det finns även möjlighet för landningskontrollen att kontrollera funktionalitet vid en landningskontroll.

Vid ett ökat kontrollkrav måste insatserna prioriteras inom den myndighetsgemensamma tillsynsplan som finns för att styra hur Kustbevakningen och Havs- och vattenmyndigheten prioriterar sin kontrollverksamhet.

Intressekonflikter

Begränsningar i fiske med passiva nätreddskap liksom krav på användning av pingers är exempel på åtgärder som kan leda till en ökad administrativ börda, ökade kostnader, samt minskad lönsamhet för berörda yrkesfiskare. Likaså medför fastställande av gränsvärden för undervattensbuller en intressekonflikt med t.ex. industrin för havsbaserad vindkraft, samtidigt som de också underlättar i tillståndsprocessen. Intressekonflikter kan uppstå kring Försvarens marina övningsverksamhet eller minröjning med mera som utförs i insatsläge.

Samordning

Samordning som bör ske med andra åtgärdsprogram

Ingen samordning är aktuell med andra åtgärdsprogram inom ramen för ÅGP (åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper)

Samordning som bör ske med miljöövervakningen och annan uppföljning än ÅGP:s

Vid de stationer som övervakning av kontinuerligt undervattensbuller bedrivs på bör även tumlare övervakas akustiskt. Övervakningen av kontinuerligt undervattensbuller bör optimeras så att den även är relevant för tumlare, t.ex. genom att inkludera fler frekvenser än vad som krävs enligt havsmiljödirektivet. Olika verksamhet som inkluderar mätbojar till havs bör samordnas i så stor utsträckning som möjligt.

Möjligheten att vidareutveckla linjetaxeringar av sjöfågel från flyg till att även inkludera tumlare bör undersökas.

Källförteckning

- Aarefjord, H., Bjoerge, A.J., Kinze, C.C., Lindstedt, I., 1995. Diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Scandinavian waters. (SC/45/SM3). Rep.-Int. Whal. Comm. Spec. Issues 16, 211–222.
- Andersen, S.H., 1982. Change in occurrence of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Danish waters as illustrated by catch statistics from 1834 to 1970. Mamm. Seas 4, 131–133.
- Andersson, M., Johansson, T., 2013a. Akustiska miljöeffekter av svenska marinens aktiva sonarsystem (No. FOI-R--3504--SE).
- Andersson, M., Johansson, T., 2013b. Säker användning av militära sonarsystem - nationella handlingsregler och svensk lag (No. FOI-R--3656--SE).
- Andersson, M., Nöjd, A., Carlström, J., 2018. Kunskapsunderlag om undervattensexpllosioner och marina djur.
- Andersson, M.H., Andersson, B.L., Pihl, J., Persson, L.K., Sigray, P., Andersson, S., Wikström, A., Ahlsén, J., Hammar, J., 2016. Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning 113.
- Andreasen, H., Ross, S.D., Siebert, U., Andersen, N.G., Ronnenberg, K., Gilles, A., 2017. Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. Mar. Mammal Sci. 33, 1053–1079.
<https://doi.org/10.1111/mms.12421>
- ASCOBANS, 2016. ASCOBANS Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises.
- ASCOBANS, 2012. Conservation of harbour porpoises and adoption of a conservation plan for the western Baltic, the Belt Sea and Kattegat.
- ASCOBANS, 2009. ASCOBANS recovery plan for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Sea.
- Audoly, C., Gaggero, T., Baudin, E., Folegot, T., Rizzuto, E., Mullor, R.S., André, M., Rousset, C., Kellett, P., 2017. Mitigation of Underwater Radiated Noise Related to Shipping and Its Impact on Marine Life: A Practical Approach Developed in the Scope of AQUO Project. IEEE J. Ocean. Eng. 42, 373–387. <https://doi.org/10.1109/JOE.2017.2673938>
- Bagočius, D., 2013. Underwater noise generated by the detonation of historical ordnance in the Baltic Sea, Lithuania: potential ecological impacts on marine life. Baltica 26, 187–192.
<https://doi.org/10.5200/baltica.2013.26.19>
- Bagočius, D., Narščius, A., 2019. Underwater noise level predictions of ammunition explosions in the shallow area of Lithuanian Baltic Sea. Environ. Pollut. 252, 1311–1317.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.049>
- Bailey, H., Brookes, K.L., Thompson, P.M., 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. Aquat. Biosyst. 10, 8.
<https://doi.org/10.1186/2046-9063-10-8>
- Barlow, J., Boveng, P., 1991. Modeling age-specific mortality for marine mammal populations. Mar. Mammal Sci. 7, 50–65. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1991.tb00550.x>
- Barlow, J., Forney, K.A., 1994. An assessment of the 1994 status of harbor porpoise in California.
- Barlow, J., Gerrodette, T., Silber, G., 1997. First estimates of vaquita abundance. Mar. Mammal Sci. 13, 44–55.
- Barlow, J., Hanan, D., 1995. An assessment of the status of harbour porpoise in central California (SC/42/SM6). Rep.-Int. Whal. Comm. Spec. Issues 16, 123–140.

- Bartholomew, D.C., Mangel, J.C., Alfaro-Shigueto, J., Pingo, S., Jimenez, A., Godley, B.J., 2018. Remote electronic monitoring as a potential alternative to on-board observers in small-scale fisheries. *Biol. Conserv.* 219, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.003>
- Bartolino, V., Margonski, P., Lindegren, M., Linderholm, H.W., Cardinale, M., Rayner, D., Wennhage, H., Casini, M., 2014. Forecasting fish stock dynamics under climate change: Baltic herring (*Clupea harengus*) as a case study. *Fish. Oceanogr.* 23, 258–269. <https://doi.org/10.1111/fog.12060>
- Bas, A.A., Christiansen, F., Öztürk, A.A., Öztürk, B., McIntosh, C., 2017. The effects of marine traffic on the behaviour of Black Sea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *PLOS ONE* 12, e0172970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172970>
- Beineke, A., Siebert, U., McLachlan, M., Bruhn, R., Thron, K., Failing, K., Müller, G., Baumgärtner, W., 2005. Investigations of the potential influence of environmental contaminants on the thymus and spleen of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environ. Sci. Technol.* 39, 3933–3938. <https://doi.org/10.1021/es048709j>
- Beineke, A., Siebert, U., Müller, G., Baumgärtner, W., 2007a. Increased blood interleukin-10 mRNA levels in diseased free-ranging harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Vet. Immunol. Immunopathol.* 115, 100–106.
- Beineke, A., Siebert, U., Stott, J., Müller, G., Baumgärtner, W., 2007b. Phenotypical characterization of changes in thymus and spleen associated with lymphoid depletion in free-ranging harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Vet. Immunol. Immunopathol.* 117, 254–265.
- Benke, H., Bräger, S., Dähne, M., Gallus, A., Hansen, S., Honnef, C.G., Jabbusch, M., Koblitz, J.C., Krügel, K., Liebschner, A., others, 2014. Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 495, 275–290.
- Bennett, P.M., Jepson, P.D., Law, R.J., Jones, B.R., Kuiken, T., Baker, J.R., Rogan, E., Kirkwood, J.K., 2001. Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Environ. Pollut.* 112, 33–40.
- Berggren, P., 1995. 1995 Baltic harbour porpoise survey (No. Note to ASCOBANS/ADV.COM./2/DOC.7).
- Berggren, P., 1994. Bycatches of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Swedish Skagerrak, Kattegat and Baltic Seas; 1973-1993. *Rep. Int. Whal. Comm.* 15, 211–215.
- Berggren, P., Ishaq, R., Zebühr, Y., Näf, C., Bandh, C., Broman, D., 1999. Patterns and levels of organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and the west coast of Norway. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 1070–1084. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00098-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00098-3)
- Berggren, P., Wade, P.R., Carlström, J., Read, A.J., 2002. Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. *Biol. Conserv.* 103, 313–322. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00142-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00142-2)
- Berggren, P., Wang, J.Y., 2008. The Baltic harbour porpoise and the precautionary principle in conservation: a response to Palmé et al. *Oryx* 42, 489–489.
- Betke, K., 2008. Measurement of wind turbine construction noise at Horns Rev II. ITAP Rep. No. Bjerne, A., Conservation), G.M. (Megaptera M., Amano, M., Group), G.B. (IUCN S.C.S., 2020. IUCN Red List of Threatened Species: *Phocoena phocoena* [WWW Document]. IUCN Red List Threat. Species. URL <https://www.iucnredlist.org/en> (accessed 11.13.20).

- Björklund Aksoy, S., 2020. Do potentially seal-safe pingers deter harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the vicinity of gillnets and thereby reduce bycatch?
- BMU, 2014. Concept for the protection of harbour porpoises from sound exposures during the construction of offshore wind farms in the German North Sea.
- Booth, C.G., 2020. Food for thought: Harbor porpoise foraging behavior and diet inform vulnerability to disturbance. *Mar. Mammal Sci.* 36, 195–208.
<https://doi.org/10.1111/mms.12632>
- Booth, C.G., Sinclair, R.R., Harwood, J., 2020. Methods for monitoring for the population consequences of disturbance in marine mammals: A review. *Front. Mar. Sci.* 7.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00115>
- Börjesson, P., Berggren, P., Ganning, B., 2003. Diet of harbor porpoises in the Kattegat and Skagerrak Seas: Accounting for individual variation and sample size. *Mar. Mammal Sci.* 19, 38–058. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2003.tb01091.x>
- Börjesson, P., Read, A.J., 2003. Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. *J. Mammal.* 84, 948–955. <https://doi.org/10.1644/BEM-016>
- Bouveroux, T., Kiszka, J.J., Heithaus, M.R., Jauniaux, T., Pezeril, S., 2014. Direct evidence for gray seal (*Halichoerus grypus*) predation and scavenging on harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Mar. Mammal Sci.* 30, 1542–1548.
<https://doi.org/10.1111/mms.12111>
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K., Nehls, G., others, 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 421, 205–216.
- Brandt, M.J., Hansen, S., Diederichs, A., Nehls, G., 2014. Do man-made structures and water depth affect the diel rhythms in click recordings of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Mar. Mammal Sci.* 30, 1109–1121.
- Brown, J., Macfadyen, G., 2007. Ghost fishing in European waters: impacts and management responses. *Mar. Policy* 31, 488–504.
- Brownell Jr, R.L., Reeves, R.R., Read, A.J., Smith, B.D., Thomas, P.O., Ralls, K., Amano, M., Berggren, P., Chit, A.M., Collins, T., Currey, R., Dolar, M.L.L., Genov, T., Hobbs, R.C., Krebs, D., Marsh, H., Zhigang, M., Perrin, W.F., Phay, S., Rojas-Bracho, L., Ryan, G.E., Shelden, K.E.W., Sloten, E., Taylor, B.L., Vidal, O., Ding, W., Whitty, T.S., Wang, J.Y., 2019. Bycatch in gillnet fisheries threatens Critically Endangered small cetaceans and other aquatic megafauna. *Endanger. Species Res.* 40, 285–296.
<https://doi.org/10.3354/esr00994>
- Bruhn, R., Kannan, N., Petrick, G., Schulz-Bull, D.E., Duinker, J.C., 1999. Persistent chlorinated organic contaminants in harbour porpoises from the North Sea, the Baltic Sea and Arctic waters. *Sci. Total Environ.* 237, 351–361.
- Bryhn, A.C., Königson, S.J., Lunneryd, S.-G., Bergenius, M.A.J., 2014. Green lamps as visual stimuli affect the catch efficiency of floating cod (*Gadus morhua*) pots in the Baltic Sea. *Fish. Res.* 157, 187–192. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.04.012>
- BSH, 2013. Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment (StUK4) 87.
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblitz, J.C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiars, K., Kosecka, M., Kyhn, L.A., Ljungqvist, C.T., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K.E., Acevedo-Gutiérrez, A., 2018. Basin-scale distribution of harbour

- porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biol. Conserv.* 226, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.031>
- Carlström, J., 2005. Diel variation in echolocation behavior of wild harbor porpoises. *Mar. Mammal Sci.* 21, 1–12.
- Carlström, J., 2003. Bycatch, conservation and echolocation of harbour porpoises. Stockholm University, Department of Zoology.
- Carlström, J., Berggren, P., Tregenza, N.J., 2009. Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66, 72–82.
- Carlström, J., Carlén, I., 2016. Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten (AquaBiota Report No. 2016:04). AquaBiota Water Research, Stockholm, Sweden.
- Carlström, J., Rappe, C., Königson, S., 2008. Åtgärdsprogram för tumlare 2008–2013 (*Phocoena phocoena*). Naturvårdsverket rapport.
- Casini, M., Kornilovs, G., Cardinale, M., Möllmann, C., Grygiel, W., Jonsson, P., Raid, T., Flinkman, J., Feldman, V., 2011. Spatial and temporal density dependence regulates the condition of central Baltic Sea clupeids: compelling evidence using an extensive international acoustic survey. *Popul. Ecol.* 53, 511–523. <https://doi.org/10.1007/s10144-011-0269-2>
- Caswell, H., Brault, S., Read, A.J., Smith, T.D., 1998. Harbor porpoise and fisheries: an uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecol. Appl.* 8, 1226–1238. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[1226:HPAFAU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[1226:HPAFAU]2.0.CO;2)
- Cervin, L., Harkonen, T., Harding, K.C., 2020. Multiple stressors and data deficient populations; a comparative life-history approach sheds new light on the extinction risk of the highly vulnerable Baltic harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environ. Int.* 144, 106076. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106076>
- Ciesielski, T., Szefer, P., Bertenyi, Zs., Kuklik, I., Skóra, K., Namieśnik, J., Fodor, P., 2006. Interspecific distribution and co-associations of chemical elements in the liver tissue of marine mammals from the Polish Economical Exclusive Zone, Baltic Sea. *Environ. Int.* 32, 524–532. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.12.004>
- Clausen, K.T., Wahlberg, M., Beedholm, K., Deruiter, S., Madsen, P.T., 2011. Click communication in harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Bioacoustics* 20, 1–28. <https://doi.org/10.1080/09524622.2011.9753630>
- Cotter, M.P., Maldini, D., Jefferson, T.A., 2012. “Porpicide” in California: Killing of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) by coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Mar. Mammal Sci.* 28, E1–E15. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00474.x>
- Cox, T.M., Read, A.J., Solow, A., Tregenza, N., 2001. Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *J. Cetacean Res. Manag.* 3, 81–86.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environ. Res. Lett.* 8, 025002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025002>
- Dähne, M., Tougaard, J., Carstensen, J., Rose, A., Nabe-Nielsen, J., 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 580, 221–237. <https://doi.org/10.3354/meps12257>
- Dawson, S., Northridge, S., Waples, D., Read, A., 2013. To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endanger. Species Res.* 19, 201–221. <https://doi.org/10.3354/esr00464>

- de Wit, C.A., Bossi, R., Dietz, R., Dreyer, A., Faxneld, S., Garbus, S.E., Hellström, P., Koschorreck, J., Lohmann, N., Roos, A., Sellström, U., Sonne, C., Treu, G., Vorkamp, K., Yuan, B., Eulaers, I., 2020. Organohalogen compounds of emerging concern in Baltic Sea biota: Levels, biomagnification potential and comparisons with legacy contaminants. *Environ. Int.* 144, 106037. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106037>
- Deaville, R., Jepson, P.D., 2011. Final Report for the period 1 st January 2005–31 st December 2010 (Covering contract numbers CR0346 and CR0364).
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Ainslie, M.A., Andersson, M., André, M., Castellote, M., Borsani, J.F., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., others, 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European seas. Part Exec. Summ. Part II Monit. Guid. Specif. Part III Backgr. Inf. Annex. *Jt. Res. Cent. Sci. Policy Rep. EUR 26557, 26555.*
- Desforges, J.-P.W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S., Dietz, R., 2016. Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. *Environ. Int.* 86, 126–139. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.007>
- Dyndo, M., Wiśniewska, D.M., Rojano-Doñate, L., Madsen, P.T., 2015. Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Sci. Rep.* 5. <https://doi.org/10.1038/srep11083>
- EC-DGMARE, 2014. Lot 2: Retrospective and prospective evaluation on the common fisheries policy, excluding its international dimension. Ref. No MARE/2011/01. Study in support of the review of the EU regime on the small-scale driftnet fisheries. Appendix 4.6: Poland case study report (Final project report No. Ref. Ares(2014)1501494-12/05/2014).
- Embling, C.B., Gillibrand, P.A., Gordon, J., Shrimpton, J., Stevick, P.T., Hammond, P.S., 2010. Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Biol. Conserv.* 143, 267–279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.005>
- Falandysz, J., Wyrzykowska, B., Strandberg, L., Puzyn, T., Strandberg, B., Rappe, C., 2002. Multivariate analysis of the bioaccumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the marine pelagic food web from the southern part of the Baltic Sea, Poland. *J. Environ. Monit.* 4, 929–941. <https://doi.org/10.1039/b207285h>
- Folegot, T., Clorennec, D., Chavanne, R., Gallou, R., 2016. Mapping of ambient noise for BIAS. Quiet-Oceans technical report QO.20130203.01 .RAP.001.01B.
- Fontaine, M.C., Roland, K., Calves, I., Austerlitz, F., Palstra, F.P., Tolley, K.A., Ryan, S., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A.A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Siebert, U., Vikingsson, G.A., Borrell, A., Michaux, J.R., Aguilar, A., 2014. Postglacial climate changes and rise of three ecotypes of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in western Palearctic waters. *Mol. Ecol.* 23, 3306–3321. <https://doi.org/10.1111/mec.12817>
- Fontaine, M.C., Tolley, K.A., Michaux, J.R., Birkun, A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A.A., Ridoux, V., others, 2010. Genetic and historic evidence for climate-driven population fragmentation in a top cetacean predator: the harbour porpoises in European water. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 277, 2829–2837.
- Fontaine, M.C., Tolley, K.A., Siebert, U., Gobert, S., Lepoint, G., Bouquegneau, J.-M., Das, K., 2007. Long-term feeding ecology and habitat use in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from Scandinavian waters inferred from trace elements and stable isotopes. *BMC Ecol.* 7, 1.
- Forney, K.A., Southall, B.L., Slooten, E., Dawson, S., Read, A.J., Baird, R.W., Jr, R.L.B., 2017. Nowhere to go: noise impact assessments for marine mammal populations with high site fidelity. *Endanger. Species Res.* 32, 391–413. <https://doi.org/10.3354/esr00820>

- Frankham, R., 2005. Genetics and extinction. *Biol. Conserv.* 126, 131–140.
- Frederiksen, M., Wanless, S., Harris, M.P., Rothery, P., Wilson, L.J., 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. *J. Appl. Ecol.* 41, 1129–1139.
- Galatius, A., Kinze, C.C., Teilmann, J., 2012. Population structure of harbour porpoises in the Baltic region: evidence of separation based on geometric morphometric comparisons. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 92, 1669–1676. <https://doi.org/10.1017/S0025315412000513>
- Gallus, A., Dähne, M., Verfuß, U.K., Bräger, S., Adler, S., Siebert, U., Benke, H., 2012. Use of static passive acoustic monitoring to assess the status of the 'Critically Endangered' Baltic harbour porpoise in German waters. *Endanger. Species Res.* 18, 265–278.
- Gearin, P.J., Goshko, M.E., Laake, J.L., Cooke, L., DeLong, R.L., Hughes, K.M., 2000. Experimental testing of acoustic alarms (pingers) to reduce bycatch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in the state of Washington. *J. Cetacean Res. Manag.* 2, 1–10.
- Geijer, C.K., Read, A.J., 2013. Mitigation of marine mammal bycatch in US fisheries since 1994. *Biol. Conserv.* 159, 54–60.
- Gerrodette, T., Taylor, B.L., Swift, R., Rankin, S., Jaramillo-Legorreta, A.M., Rojas-Bracho, L., 2011. A combined visual and acoustic estimate of 2008 abundance, and change in abundance since 1997, for the vaquita, *Phocoena sinus*. *Mar. Mammal Sci.* 27.
- Gilbert, M.J., IJsseldijk, L.L., Rubio-García, A., Gröne, A., Duim, B., Rossen, J., Zomer, A.L., Wagenaar, J.A., 2020. After the bite: bacterial transmission from grey seals (*Halichoerus grypus*) to harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *R. Soc. Open Sci.* 7, 192079. <https://doi.org/10.1098/rsos.192079>
- Gilles, A., Adler, S., Kaschner, K., Scheidat, M., Siebert, U., 2011. Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. *Endanger. Species Res.* 14, 157–169.
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E.A., Forney, K.A., Geelhoed, S.C.V., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., Beest, F.M. van, Bemmelen, R. van, Aarts, G., 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7, e01367. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1367>
- Gilman, E., 2015. Status of international monitoring and management of abandoned, lost and discarded fishing gear and ghost fishing. *Mar. Policy* 60, 225–239. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.06.016>
- Glemarec, G., Kindt-Larsen, L., Lundgaard, L.S., Larsen, F., 2020. Assessing seabird bycatch in gillnet fisheries using electronic monitoring. *Biol. Conserv.* 243, 108461. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108461>
- Haelters, J., 2012. The Grey Seal (*Halichoerus grypus*) as a Predator of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Aquat. Mamm.* 38, 343–353. <https://doi.org/10.1578/AM.38.4.2012.343>
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., Wilson, B., 2008a. *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation) ((errata version published in 2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17031A6739565. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17031A6739565.en>).
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., Wilson, B., 2008b. *Phocoena phocoena* (The IUCN

- Red List of Threatened Species 2008: e.T17027A6734992.
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17027A6734992.en>).
- Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D.L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F., Øien, N., 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *J. Appl. Ecol.* 39, 361–376.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Boerjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M., Scheidat, M., 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Wageningen Marine Research.
- Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G.P., Gilles, A., Gillespie, D., others, 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biol. Conserv.* 164, 107–122.
- Hammond, P.S., Paradinas, I., Smout, S.C., 2019. Development of a Removals Limit Algorithm (RLA) to set limits to anthropogenic mortality of small cetaceans to meet specified conservation objectives. JNCC Rep. No 628 38.
- Harwood, J., King, S., Booth, C., Donovan, C., Schick, R.S., Thomas, L., New, L., 2016. Understanding the Population Consequences of Acoustic Disturbance for Marine Mammals, in: *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Springer, pp. 417–423.
- Hedgärde, M., Lunneryd, S.-G., Retz, R., Königson, S., 2017. Kustnära piggvars-och flundrefiske på Gotland.
- Heinis, F., De Jong, C.A.F., 2015. Framework for assessing ecological and cumulative effects of offshore wind farms: Cumulative Effects of Impulsive Underwater Sound on Marine Mammals. TNO Rep. April.
- HELCOM, 2013. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Balt. Sea Environ. Proc.*
- Hemmingsson, M., Fjälling, A., Lunneryd, S.-G., 2008. The pontoon trap: description and function of a seal-safe trap-net. *Fish. Res.* 93, 357–359.
- Hermanssen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., Madsen, P.T., 2014. High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *J. Acoust. Soc. Am.* 136, 1640–1653.
<https://doi.org/10.1121/1.4893908>
- Hermanssen, L., Mikkelsen, L., Tougaard, J., Beedholm, K., Johnson, M., Madsen, P.T., 2019. Recreational vessels without Automatic Identification System (AIS) dominate anthropogenic noise contributions to a shallow water soundscape. *Sci. Rep.* 9, 1–10.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-51222-9>
- Hermanssen, L., Mikkelsen, L., Tougaard, J., Sveegaard, S., Bang, K., 2015. Review: Effects of seal scarers on harbour porpoises.
- Hildebrand, J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 395, 5–20.
- Holmström, K.E., Järnberg, U., Bignert, A., 2005. Temporal trends of PFOS and PFOA in guillemot eggs from the Baltic Sea, 1968-2003. *Environ. Sci. Technol.* 39, 80–84.
- Huber, S., Ahrens, L., Bårdsen, B.-J., Siebert, U., Bustnes, J.O., Víkingsson, G.A., Ebinghaus, R., Herzke, D., 2012. Temporal trends and spatial differences of perfluoroalkylated substances in livers of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) populations from Northern Europe, 1991–2008. *Sci. Total Environ.* 419, 216–224.

- Huggenberger, S., Benke, H., Kinze, C.C., 2002. Geographical variation in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) skulls: support for a separate non-migratory population in the Baltic proper. *Ophelia* 56, 1–12.
- ICES, 2020a. Workshop on fisheries Emergency Measures to minimize BYCatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay and harbor porpoise in the Baltic Sea (WKEMBYC). <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.7472>
- ICES, 2020b. EU request on emergency measures to prevent bycatch of common dolphin (*Delphinus delphis*) and Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Northeast Atlantic. <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVICE.6023>
- ICES, 2019. Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Sci. Rep.* 1:22, 131.
- IMO, M., 2014. Guidelines for the reduction of underwater noise from commercial shipping to address adverse impacts on marine life.
- Jaramillo-Legorreta, A., Cardenas-Hinojosa, G., Nieto-Garcia, E., Rojas-Bracho, L., Ver Hoef, J., Moore, J., Tregenza, N., Barlow, J., Gerrodette, T., Thomas, L., Taylor, B., 2017. Passive acoustic monitoring of the decline of Mexico's critically endangered vaquita. *Conserv. Biol.* 31, 183–191. <https://doi.org/10.1111/cobi.12789>
- Jaramillo-Legorreta, A.M., Nieto-Garcia, E., Rojas-Bracho, L., Thomas, L., Ver Hoef, J.M., Moore, J., Taylor, B., Barlow, J., Tregenza, N., 2019. Decline towards extinction of Mexico's vaquita porpoise (*Phocoena sinus*). *R. Soc. Open Sci.* 6, 190598. <https://doi.org/10.1098/rsos.190598>
- Jaramillo-Legorreta, A.M., Rojas-Bracho, L., Gerrodette, T., 1999. A new abundance estimate for vaquitas: first step for recovery. *Mar. Mammal Sci.* 15, 957–973.
- Jepson, P.D., 2005. Cetacean Strandings Investigation and Co-ordination in the UK: Final report to Defra for the period 1st January 2000-31st December 2004. Defra Publications.
- Jepson, P.D., Baker, J.R., 1998. Bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) as a possible cause of acute traumatic injuries in porpoises (*Phocoena phocoena*). *Vet. Rec.* 143, 614–615. <https://doi.org/10.1136/vr.143.22.614>
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Allchin, C.R., Law, R.J., Kuiken, T., Baker, J.R., Rogan, E., Kirkwood, J.K., 1999. Investigating potential associations between chronic exposure to polychlorinated biphenyls and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Sci. Total Environ.* 243, 339–348.
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Deaville, R., Allchin, C.R., Baker, J.R., Law, R.J., 2005. Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 238–248.
- Jepson, P.D., Deaville, R., Barber, J.L., Aguilar, À., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S., others, 2016. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Sci. Rep.* 6, 18573.
- JNCC, 2017. JNCC guidelines for minimising the risk of injury to marine mammals from geophysical surveys 28.
- Johnston, D.W., Westgate, A.J., Read, A.J., 2005. Effects of fine-scale oceanographic features on the distribution and movements of harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Bay of Fundy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 295, 279–293.
- Jörundsdóttir, H., Norström, K., Olsson, M., Pham-Tuan, H., Hühnerfuss, H., Bignert, A., Bergman, A., Ake, 2006. Temporal trend of bis (4-chlorophenyl) sulfone, methylsulfonyl-DDE and-PCBs in Baltic guillemot (*Uria aalge*) egg 1971–2001–A comparison to 4, 4'-DDE and PCB trends. *Environ. Pollut.* 141, 226–237.

- Kannan, K., Falandysz, J., Tanabe, S., Tatsukawa, R., 1993. Persistent organochlorines in harbour porpoises from Puck Bay, Poland. *Mar. Pollut. Bull.* 26, 162–165.
- Karl, H., Ruoff, U., 2007. Dioxins, dioxin-like PCBs and chloroorganic contaminants in herring, *Clupea harengus*, from different fishing grounds of the Baltic Sea. *Chemosphere* 67, S90–S95.
- Kastelein, R.A., Au, W.W.L., de Haan, D., 2000. Detection distances of bottom-set gillnets by harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Mar. Environ. Res.* 49, 359–375. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(99\)00081-1](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(99)00081-1)
- Kastelein, R.A., Helder-Hoek, L., Booth, C., Jennings, N., Leopold, M., 2019a. High levels of food intake in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*): Insight into recovery from disturbance. *Aquat. Mamm.* 45, 380–388. <https://doi.org/10.1578/AM.45.4.2019.380>
- Kastelein, R.A., Helder-Hoek, L., Jennings, N., van Kester, R., Huisman, R., 2019b. Reduction in body mass and blubber thickness of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) due to near-fasting for 24 hours in four seasons. *Aquat. Mamm.* 45, 37–47. <https://doi.org/10.1578/AM.45.1.2019.37>
- Kastelein, R.A., Hoek, L., de Jong, C.A.F., Wensveen, P.J., 2010. The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. *J. Acoust. Soc. Am.* 128, 3211. <https://doi.org/10.1121/1.3493435>
- Kauhala, K., Bäcklin, B.-M., Raitaniemi, J., Harding, K.C., 2017. The effect of prey quality and ice conditions on the nutritional status of Baltic gray seals of different age groups. *Mammal Res.* 1–12.
- Kesselring, T., Viquerat, S., Brehm, R., Siebert, U., 2018. Correction: Coming of age: - Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? *PLOS ONE* 13, e0199633. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199633>
- Kesselring, T., Viquerat, S., Brehm, R., Siebert, U., 2017. Coming of age: - Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? *PLOS ONE* 12, e0186951. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186951>
- Kindt-Larsen, L., Berg, C.W., Northridge, S., Larsen, F., 2019. Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) reactions to pingers. *Mar. Mammal Sci.* 35, 552–573. <https://doi.org/10.1111/mms.12552>
- Kindt-Larsen, L., Berg, C.W., Tougaard, J., Sørensen, T.K., Geitner, K., Northridge, S., Sveegaard, S., Larsen, F., 2016. Identification of high-risk areas for harbour porpoise *Phocoena phocoena* bycatch using remote electronic monitoring and satellite telemetry data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 555, 261–271.
- Kindt-Larsen, L., Dalskov, J., Stage, B., Larsen, F., 2012. Observing incidental harbour porpoise *Phocoena phocoena* bycatch by remote electronic monitoring. *Endanger. Species Res.* 19, 75–83.
- Kindt-Larsen, L., Kirkegaard, E., Dalskov, J., 2011. Fully documented fishery: a tool to support a catch quota management system. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 68, 1606–1610. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr065>
- Kinze, C.C., 1995. Exploitation of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish waters: a historical review. *Rep.-Int. Whal. Comm. Spec. Issues* 16, 141–154.

- Königson, S.J., Fredriksson, R.E., Lunneryd, S.-G., Strömberg, P., Bergström, U.M., 2015. Cod pots in a Baltic fishery: are they efficient and what affects their efficiency? ICES J. Mar. Sci. J. Cons. fsu230. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu230>
- Koschinski, S., 2011. Underwater noise pollution from munitions clearance and disposal, possible effects on marine vertebrates, and its mitigation. Mar. Technol. Soc. J. 45, 80–88. <https://doi.org/10.4031/MTSJ.45.6.2>
- Koschinski, S., 2001. Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. Ophelia 55, 167–197.
- Koschinski, S., Culik, B.M., Henriksen, O.D., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C., Kathe, G., 2003. Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. Mar. Ecol. Prog. Ser. 265, 263–273.
- Koschinski, S., Lüdemann, K., 2020. Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines.
- Kyhn, L.A., Carlén, I., Carlström, J., Tougaard, J., 2018. BALHAB. Project report to ASCOBANS for the project “Baltic Sea Harbour porpoise foraging habitats (BALHAB)”. DCE report.
- Kyhn, L.A., Jørgensen, P.B., Carstensen, J., Bech, N.I., Tougaard, J., Dabelsteen, T., Teilmann, J., 2015. Pingers cause temporary habitat displacement in the harbour porpoise *Phocoena phocoena*. Mar Ecol Prog Ser 526, 253–265.
- Kyhn, L.A., Tougaard, J., Beedholm, K., Jensen, F.H., Ashe, E., Williams, R., Madsen, P.T., 2013. Clicking in a killer whale habitat: narrow-band, high-frequency biosonar clicks of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and Dall’s porpoise (*Phocoenoides dalli*). PloS One 8, e63763.
- Lacy, R.C., 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. J. Mammal. 78, 320–335.
- Lah, L., Trense, D., Benke, H., Berggren, P., Gunnlaugsson, P., Lockyer, C., Öztürk, A., Öztürk, B., Pawliczka, I., Roos, A., Siebert, U., Skóra, K., Víkingsson, G., Tiedemann, R., 2016. Spatially explicit analysis of genome-wide SNPs detects subtle population structure in a mobile marine mammal, the harbor porpoise. PLOS ONE 11, e0162792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162792>
- Lahaye, V., Bustamante, P., Law, R.J., Learmonth, J.A., Santos, M.B., Boon, J.P., Rogan, E., Dabin, W., Addink, M.J., Lopez, A., others, 2007. Biological and ecological factors related to trace element levels in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from European waters. Mar. Environ. Res. 64, 247–266.
- Laist, D.W., 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records, in: Marine Debris. Springer, pp. 99–139.
- Larsen, F., Eigaard, O.R., 2014. Acoustic alarms reduce bycatch of harbour porpoises in Danish North Sea gillnet fisheries. Fish. Res. 153, 108–112. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.010>
- Law, R.J., Bolam, T., James, D., Barry, J., Deaville, R., Reid, R.J., Penrose, R., Jepson, P.D., 2012. Butyltin compounds in liver of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the UK prior to and following the ban on the use of tributyltin in antifouling paints (1992–2005 & 2009). Mar. Pollut. Bull. 64, 2576–2580.
- Leopold, M.F., Begeman, L., van Bleijswijk, J.D.L., IJsseldijk, L.L., Witte, H.J., Gröne, A., 2015. Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 282, 20142429. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2429>

- Lindroth, A., 1962. Baltic salmon fluctuations 2: Porpoise and salmon. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 105–112.
- Linnenschmidt, M., Teilmann, J., Akamatsu, T., Dietz, R., Miller, L.A., 2013. Biosonar, dive, and foraging activity of satellite tracked harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). Mar. Mammal Sci. 29, E77–E97. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2012.00592.x>
- Lockyer, C., 2007. All creatures great and smaller: a study in cetacean life history energetics. J. Mar. Biol. Assoc. UK 87, 1035. <https://doi.org/10.1017/S0025315407054720>
- Lockyer, C., 2003. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. NAMMCO Sci. Publ. 5, 71–89. <https://doi.org/10.7557/3.2740>
- Lockyer, C., Kinze, C., 2003. Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. NAMMCO Sci. Publ. 5, 143–175. <https://doi.org/10.7557/3.2745>
- Lucke, K., Bruce Martin, S., Racca, R., 2020. Evaluating the predictive strength of underwater noise exposure criteria for marine mammals. J. Acoust. Soc. Am. 147, 3985–3991. <https://doi.org/10.1121/10.0001412>
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A., 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. J. Acoust. Soc. Am. 125, 4060–4070.
- Lundin, M., Calamnius, L., Lunneryd, S.-G., Magnhagen, C., 2015. The efficiency of selection grids in perch pontoon traps. Fish. Res. 162, 58–63. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.09.017>
- Lunneryd, S.G., Fjälling, A., Westerberg, H., 2003. A large-mesh salmon trap: a way of mitigating seal impact on a coastal fishery. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 60, 1194–1199.
- Lunneryd, S.-G., Königson, S., 2017. Hur löser vi konflikten mellan säl och kustfiske?
- Lunneryd, S.-G., Königson, S., Sjöberg, N.B., 2004. Bifångst av säl, tumlare och fåglar i det svenska yrkesfisket (No. Finfo 2004:8).
- Lurton, X., DeRuiter, S., 2011. Sound radiation of seafloor-mapping echosounders in the water column, in relation to the risks posed to marine mammals. Int. Hydrogr. Rev.
- Macaulay, J., Gordon, J., Gillespie, D., Malinka, C., Northridge, S., 2017. Passive acoustic methods for fine-scale tracking of harbour porpoises in tidal rapids. J. Acoust. Soc. Am. 141, 1120–1132. <https://doi.org/10.1121/1.4976077>
- Macfadyen, G., Huntington, T., Cappell, R., 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear, FAO fisheries and aquaculture technical paper. United Nations Environment Programme : Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Mackenzie, B.R., Gislason, H., Möllmann, C., Köster, F.W., 2007. Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. Glob. Change Biol. 13, 1348–1367. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01369.x>
- MacLeod, C., MacLeod, R., Learmonth, J., Cresswell, W., Pierce, G., 2014. Predicting population-level risk effects of predation from the responses of individuals. Ecology 95, 2006–2015.
- MacLeod, C.D., 2009. Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: a review and synthesis. Endanger. Species Res. 7, 125–136.
- MacLeod, C.D., Santos, M.B., Reid, R.J., Scott, B.E., Pierce, G.J., 2007. Linking sandeel consumption and the likelihood of starvation in harbour porpoises in the Scottish North Sea: could climate change mean more starving porpoises? Biol. Lett. 3, 185–188.

- Margonski, P., Hansson, S., Tomczak, M.T., Grzebielec, R., 2010. Climate influence on Baltic cod, sprat, and herring stock–recruitment relationships. *Prog. Oceanogr.* 87, 277–288. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.08.003>
- Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Andersson, H.C., Dieterich, C., Eilola, K., Gustafsson, B.G., Höglund, A., Hordoir, R., Kuznetsov, I., Neumann, T., Ranjbar, Z., Savchuk, O.P., Schimanke, S., 2012. Impact of Climate Change on Ecological Quality Indicators and Biogeochemical Fluxes in the Baltic Sea: A Multi-Model Ensemble Study. *AMBIO* 41, 558–573. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0320-3>
- Merchant, N.D., 2019. Underwater noise abatement: Economic factors and policy options. *Environ. Sci. Policy* 92, 116–123. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.014>
- Merck, T., Werner, S., Koschinski, S., Lüdemann, K., 2014. OSPAR inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise. *Lond. OSPAR Comm.*
- Mikkelsen, L., Mouritsen, K.N., Dahl, K., Teilmann, J., Tougaard, J., 2013. Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 481, 239–248.
- Miller, A., Nyberg, E., Danielsson, S., Faxneld, S., Haglund, P., Bignert, A., 2014. Comparing temporal trends of organochlorines in guillemot eggs and Baltic herring: Advantages and disadvantage for selecting sentinel species for environmental monitoring. *Mar. Environ. Res.* 100, 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.02.007>
- Møhl, B., Andersen, S., 1973. Echolocation: high-frequency component in the click of the Harbour Porpoise (*Phocoena ph. L.*). *J. Acoust. Soc. Am.* 54, 1368–1372.
- Møhl-Hansen, U., 1954. Investigations on reproduction and growth of the porpoise (*Phocaena phocaena* (L.)) from the Baltic. *Videnskabelige Meddelelser Fra Den Dan. Naturhistoriske Foren.* 116, 369–396.
- Möller, G., 2011. From a DC-3 to BOSB: The Road to a Breakthrough in Military Safety Measures Against the Risks of Historic, Explosive Ordnance. *Mar. Technol. Soc. J.* 45, 26–34. <https://doi.org/10.4031/MTSJ.45.6.1>
- Mooney, T.A., Au, W.W.L., Nachtigall, P.E., Trippel, E.A., 2007. Acoustic and stiffness properties of gillnets as they relate to small cetacean bycatch. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 64, 1324–1332. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm135>
- Mooney, T.A., Nachtigall, P.E., Au, W.W., 2004. Target strength of a nylon monofilament and an acoustically enhanced gillnet: predictions of biosonar detection ranges. *Aquat. Mamm.* 30, 220–226.
- Moore, J.E., Wallace, B.P., Lewison, R.L., Žydelis, R., Cox, T.M., Crowder, L.B., 2009. A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Mar. Policy* 33, 435–451. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.09.003>
- Murphy, S., Barber, J.L., Learmonth, J.A., Read, F.L., Deaville, R., Perkins, M.W., Brownlow, A., Davison, N., Penrose, R., Pierce, G.J., Law, R.J., Jepson, P.D., 2015. Reproductive failure in UK harbour porpoises *Phocoena phocoena*: Legacy of pollutant exposure? *PLoS ONE* 10, e0131085. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131085>
- Murphy, S., Petitguyot, M.A.C., Jepson, P.D., Deaville, R., Lockyer, C., Barnett, J., Perkins, M., Penrose, R., Davison, N.J., Minto, C., 2020. Spatio-temporal variability of harbor porpoise life history parameters in the North-East Atlantic. *Front. Mar. Sci.* 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.502352>
- Nabe-Nielsen, J., Harwood, J., 2016. Comparison of the iPCoD and DEPONS models for modelling population consequences of noise on harbour porpoises.

- Nabe-Nielsen, J., Sibly, R.M., Tougaard, J., Teilmann, J., Sveegaard, S., 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Model.* 272, 242–251. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.025>
- Nabe-Nielsen, J., van Beest, F.M., Grimm, V., Sibly, R.M., Teilmann, J., Thompson, P.M., 2018. Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Conserv. Lett.* 11, e12563. <https://doi.org/10.1111/conl.12563>
- Neimane, A., Stavenow, J., Ågren, E., Wikström, E., Roos, A., 2020. Hälso-och sjukdomsövervakning av marina däggdjur - Del 2. Hälsa, sjukdomar och dödsorsaker hos tumlare (*Phocoena phocoena*) i Sverige de senaste 10 åren. *Statens Veterinärmedicinska Anst.* 42.
- Nielsen, N., Teilmann, J., Sveegaard, S., Hansen, R., Sinding, M., Dietz, R., Heide-Jørgensen, M., 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 597, 259–272. <https://doi.org/10.3354/meps12588>
- Nielsen, T., Wahlberg, M., Heikillä, S., Jensen, M., Sabinsky, P., Dabelsteen, T., 2012. Swimming patterns of wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) show detection and avoidance of gill nets at very long ranges. *Mar. Ecol. - Prog. Ser.* 453, 241–248.
- NMFS, 2018. 2018 revision to: Technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing (version 2.0): Underwater thresholds for onset of permanent and temporary threshold shifts. National Oceanic and Atmospheric Administration Silver Springs, MD.
- North Atlantic Marine Mammal Commission & Norwegian Institute of Marine Research, 2019. Report of the joint IMR/NAMMCO international workshop on the status of harbour porpoises in the North Atlantic. *Tromsø Nor.* 236.
- Northridge, S., Coram, A., Kingston, A., Crawford, R., 2016. Disentangling the causes of protected-species bycatch in gillnet fisheries. *Conserv. Biol.* <https://doi.org/10.1111/cobi.12741>
- Orphanides, C.D., Palka, D.L., 2013. Analysis of harbor porpoise gillnet bycatch, compliance, and enforcement trends in the US northwestern Atlantic, January 1999 to May 2010. *Endanger. Species Res.* 20, 251–269.
- OSPAR Commission, 2010. The North-East Atlantic Environment Strategy; Strategy of the OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic 2010-2020 (OSPAR Agreement 2010-3). Lond. OSPAR Comm.
- OSPAR Commission, 2008. OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats (OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic No. 2008–6).
- OSPAR-HELCOM, 2019. Outcome of the OSPAR-HELCOM workshop to examine possibilities for developing indicators for incidental by-catch of birds and marine mammals. OSPAR-HELCOM workshop. 3-5 Sept 2019. Copenhagen, Denmark. 35.
- Otani, S., Naito, Y., Kawamura, A., Kawasaki, M., Nishiwaki, S., Kato, A., 1998. Diving behavior and performance of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in Funka Bay, Hokkaido, Japan. *Mar. Mammal Sci.* 14, 209–220. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00711.x>
- Ovegård, M., Königson, S., Persson, A., Lunneryd, S.G., 2011. Size selective capture of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in floating pots. *Fish. Res.* 107, 239–244. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.10.023>

- Palka, D.L., Hammond, P.S., 2001. Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 777–787.
- Palka, D.L., Rossman, M.C., VanAtten, A., Orphanides, C.D., 2008. Effect of pingers on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the US Northeast gillnet fishery. *J. Cetacean Res Manage* 10, 217–226.
- Pierce, G.J., Santos, M.B., Cervino, S., 2007. Assessing sources of variation underlying estimates of cetacean diet composition: a simulation study on analysis of harbour porpoise diet in Scottish (UK) waters. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 87, 213–221.
- Pierce, G.J., Santos, M.B., Murphy, S., Learmonth, J.A., Zuur, A.F., Rogan, E., Bustamante, P., Caurant, F., Lahaye, V., Ridoux, V., others, 2008. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in female common dolphins (*Delphinus delphis*) and harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from western European seas: Geographical trends, causal factors and effects on reproduction and mortality. *Environ. Pollut.* 153, 401–415.
- Potter, E.C.E., Pawson, M.G., 1991. Gill netting. Citeseer.
- Prideaux, G., 2016. CMS Family Guidelines on Environmental Impact Assessment for Marine Noise-generating Activities 98.
- Psuty, I., 2013. Records of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in fishing nets during the interwar period in Poland: verification of archival materials. *Aquat. Mamm.* 39, 270–281. <https://doi.org/10.1578/AM.39.3.2013.270>
- Punt, A.E., Donovan, G.P., 2007. Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 64, 603–612.
- Punt, A.E., Siple, M., Francis, T.B., Hammond, P.S., Heinemann, D., Long, K.J., Moore, J.E., Sepúlveda, M., Reeves, R.R., Sigurðsson, G.M., Vikingsson, G., Wade, P.R., Williams, R., Zerbini, A.N., 2020. Robustness of potential biological removal to monitoring, environmental, and management uncertainties. *ICES J. Mar. Sci.* fsaa096. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa096>
- Read, A.J., 2013. Development of conservation strategies to mitigate the bycatch of harbor porpoises in the Gulf of Maine. *Endanger. Species Res.* 20, 235–250.
- Read, A.J., Hohn, A.A., 1995. Life in the fast lane: The life history of harbor porpoises from the Gulf of Maine. *Mar. Mammal Sci.* 11, 423–440. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1995.tb00667.x>
- Rian, M.B., Vike-Jonas, K., Gonzalez, S.V., Ciesielski, T.M., Venkatraman, V., Lindstrøm, U., Jenssen, B.M., Asimakopoulos, A.G., 2020. Phthalate metabolites in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) from Norwegian coastal waters. *Environ. Int.* 137, 105525. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105525>
- Richardson, W.J., Greene Jr, C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H., 1995. *Marine mammals and noise*. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Risch, D., Wilson, B., Lepper, P.A., 2017. Acoustic assessment of SIMRAD EK60 high frequency echo sounder signals (120 & 200 kHz) in the context of marine mammal monitoring.
- Rojas-Bracho, L., Gulland, F., Smith, C., Taylor, B., Wells, R., Thomas, P., Bauer, B., Heide-Jørgensen, M., Teilmann, J., Dietz, R., Balle, J., Jensen, M., Sinding, M., Jaramillo-Legorreta, A., Abel, G., Read, A., Westgate, A., Colegrove, K., Gomez, F., Martz, K., Rebolledo, R., Ridgway, S., Rowles, T., van Elk, C., Boehm, J., Cardenas-Hinojosa, G., Constandse, R., Nieto-Garcia, E., Phillips, W., Sabio, D., Sanchez, R., Sweeney, J., Townsend, F., Vivanco, J., Vivanco, Jc, Walker, S., 2019. A field effort to capture critically

- endangered vaquitas *Phocoena sinus* for protection from entanglement in illegal gillnets. *Endanger. Species Res.* 38, 11–27. <https://doi.org/10.3354/esr00931>
- Rojas-Bracho, L., Reeves, R.R., 2013. Vaquitas and gillnets: Mexico's ultimate cetacean conservation challenge. *Endanger. Species Res.* 21, 77–87. <https://doi.org/10.3354/esr00501>
- Rojas-Bracho, L., Reeves, R.R., Jaramillo-Legorreta, A., 2006. Conservation of the vaquita *Phocoena sinus*. *Mammal Rev.* 36, 179–216. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2006.00088.x>
- Rojas-Bracho, L., Taylor, B.L., 2017. Vaquita *Phocoena sinus* IUCN (The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T17028A50370296. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T17028A50370296.en>).
- Roos, A., 2015. Tumlare i svenska vatten-miljögiftsbelastning och hälsostatus.
- Roos, A., Haglund, P., 2015. Polychlorinated dioxins, furans and dl-PCBs in ringed seals (*Pusa hispida botnica*) from the Baltic Sea 1978-2014.
- Ross, H.M., Wilson, B., 1996. Violent interactions between bottlenose dolphins and harbour porpoises. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 263, 283–286. <https://doi.org/10.1098/rspb.1996.0043>
- Ross, P.S., Barlow, J., Jefferson, T.A., Hickie, B.E., Lee, T., MacFarquhar, C., Christien Parsons, E., Riehl, K.N., Rose, N.A., Slooten, E., Tsai, C.-Y., Wang, J.Y., Wright, A.J., Chu Yang, S., 2011. Ten guiding principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. *Mar. Policy, The Human Dimensions of Northern Marine Mammal Management In A Time Of Rapid Change* 35, 483–488. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.11.004>
- Ross, S.D., 2016. Species interactions in the western Baltic Sea: With focus on the ecological role of whiting.
- Rubsch, S., Kock, K.H., 2004. German part-time fishermen in the Baltic Sea and their bycatch of harbour porpoise, in: ASCOBANS 11th Advisory Meeting, Jastrzebia Góra. pp. 27–29.
- Ruser, A., Dähne, M., van Neer, A., Lucke, K., Sundermeyer, J., Siebert, U., Houser, D.S., Finneran, J.J., Everaarts, E., Meerbeek, J., others, 2016. Assessing auditory evoked potentials of wild harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *J. Acoust. Soc. Am.* 140, 442–452.
- Saleem, Z., 2011. Alternatives and modifications of Monopile foundation or its installation technique for noise mitigation. Rep. Delft Univ. Technol. Sticht. Noordzee North Sea Found.
- SAMBAH, 2016. Final report for LIFE+ project SAMBAH LIFE08 NAT/S/000261 covering the project activities from 01/01/2010 to 30/09/2015. Reporting date 29/02/2016.
- Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J.D., van Beest, F.M., Delefosse, M., Tougaard, J., 2020. Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) reaction to a 3D seismic airgun survey in the North Sea. *Front. Mar. Sci.* 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00824>
- Schaffeld, T., Bräger, S., Gallus, A., Dähne, M., Krügel, K., Herrmann, A., Jabbusch, M., Ruf, T., Verfuß, U.K., Benke, H., others, 2016. Diel and seasonal patterns in acoustic presence and foraging behaviour of free-ranging harbour porpoises. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 547, 257–272.
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., Petel, T. van P., Teilmann, J., Reijnders, P., 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environ. Res. Lett.* 6, 025102. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/2/025102>

- Schmidtke, E., Nützel, B., Ludwig, S., 2009. Risk mitigation for sea mammals - the use of air bubbles against shock waves 2.
- Siebert, U., Gilles, A., Lucke, K., Ludwig, M., Benke, H., Kock, K.-H., Scheidat, M., 2006. A decade of harbour porpoise occurrence in German waters—analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *J. Sea Res.* 56, 65–80.
- Siebert, U., Joiris, C., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K., Petzinger, E., 1999. Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Seas. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 285–295.
- Simmonds, M.P., 2012. Cetaceans and marine debris: the great unknown. *J. Mar. Biol.* 2012.
- Simmonds, M.P., Isaac, S.J., 2007. The impacts of climate change on marine mammals: early signs of significant problems. *Oryx* 41, 19–26.
- Skóra, K.E., Kuklik, I., 2003. Bycatch as a potential threat to harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Polish Baltic waters. *NAMMCO Sci. Publ.* 5, 303–315.
<https://doi.org/10.7557/3.2831>
- Skora, K.E., Pawliczka, I., Klinowska, M., 1988. Observations of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) on the Polish Baltic coast. *Phocoena Phocoena*.
- SLU Artdatabanken, 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala.
- SLU Artdatabanken, SLU Institutionen för akvatiska resurs, SLU Centrum för biologisk mång, 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv: resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013-2018.
- Sørensen, P.M., Wisniewska, D.M., Jensen, F.H., Johnson, M., Teilmann, J., Madsen, P.T., 2018. Click communication in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Sci. Rep.* 8.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-28022-8>
- Sørensen, T.B., Kinze, C.C., 1994. Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena Phocoena*. *Ophelia* 39, 159–176.
<https://doi.org/10.1080/00785326.1994.10429541>
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., others, 2007. Marine mammal noise exposure criteria aquatic mammals.
- Spitz, J., Trites, A.W., Becquet, V., Brind'Amour, A., Cherel, Y., Galois, R., Ridoux, V., 2012. Cost of living dictates what whales, dolphins and porpoises eat: The importance of prey quality on predator foraging strategies. *PLoS ONE* 7, e50096.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050096>
- Stedt, J., 2015. Small-scale distribution and behaviour of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) around Kullaberg, Sweden (Master degree thesis, Department of Biology, Lund University).
- Stöber, U., Thomsen, F., 2019. Effect of impact pile driving noise on marine mammals: A comparison of different noise exposure criteria. *J. Acoust. Soc. Am.* 145, 3252–3259.
<https://doi.org/10.1121/1.5109387>
- Strand, J., Jacobsen, J.A., 2005. Accumulation and trophic transfer of organotins in a marine food web from the Danish coastal waters. *Sci. Total Environ.* 350, 72–85.
- Stridh, H., 2008. Can grey seal (*Halichoerus grypus*) learn to use acoustic deterrents to locate fishing gear. *Inst. Syst. Ecol. Vol MSc Stockh. Univ.*
- Stringell, T., Hill, D., Rees, D., Rees, F., Rees, P., Morgan, G., 2015. Short Note: Predation of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) by Grey Seals (*Halichoerus grypus*) in Wales. *Aquat. Mamm.* 41, 188–191. <https://doi.org/10.1578/AM.41.2.2015.188>

- Suja, F., Pramanik, B.K., Zain, S.M., others, 2009. Contamination, bioaccumulation and toxic effects of perfluorinated chemicals (PFCs) in the water environment: a review paper. *Water Sci. Technol.* 60, 1533.
- Sundström, M., Ehresman, D.J., Bignert, A., Butenhoff, J.L., Olsen, G.W., Chang, S.-C., Bergman, Å., 2011. A temporal trend study (1972–2008) of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in pooled human milk samples from Stockholm, Sweden. *Environ. Int.* 37, 178–183.
- Suuronen, P., Siira, A., Kauppinen, T., Riikonen, R., Lehtonen, E., Harjunpää, H., 2006. Reduction of seal-induced catch and gear damage by modification of trap-net design: design principles for a seal-safe trap-net. *Fish. Res.* 79, 129–138.
- Svärdson, G., 1955. Salmon stock fluctuations in the Baltic Sea. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 36, 226–262.
- Sveegaard, S., Andreassen, H., Mouritsen, K.N., Jeppesen, J.P., Teilmann, J., Kinze, C.C., 2012a. Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Mar. Biol.* 159, 1029–1037. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1883-z>
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J.C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.-H.S., Andersen, L.W., Teilmann, J., 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 839–850. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.002>
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., Teilmann, J., 2018. Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. *Vidensk. Rapp. Fra DCE – Natl. Cent. Miljø Og* 40.
- Sveegaard, S., Nielsen, J.N., Stæhr, K.-J., Jensen, T.F., Mouritsen, K.N., Teilmann, J., Svegaard, S., Nielsen, J.N., Stæhr, K.-J., Jensen, T.F., Mouritsen, K.N., Teilmann, J., 2012b. Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distributions of mackerel and harbour porpoise. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 468, 245–253.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Berggren, P., Mouritsen, K.N., Gillespie, D., Tougaard, J., 2011a. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbour porpoises found by satellite tracking. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 68, 929–936.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Mouritsen, K.N., Desportes, G., Siebert, U., 2011b. High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Mar. Mammal Sci.* 27, 230–246.
- Taylor, B.L., Rojas-Bracho, L., Moore, J., Jaramillo-Legorreta, A., Ver Hoef, J.M., Cardenas-Hinojosa, G., Nieto-Garcia, E., Barlow, J., Gerrodette, T., Tregenza, N., Thomas, L., Hammond, P.S., 2017. Extinction is imminent for Mexico's endemic porpoise unless fishery bycatch is eliminated. *Conserv. Lett.* 10, 588–595. <https://doi.org/10.1111/conl.12331>
- Teilmann, J., Carstensen, J., 2012. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environ. Res. Lett.* 7, 045101. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045101>
- Teilmann, J., Larsen, F., Desportes, G., 2007. Time allocation and diving behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish and adjacent waters. *J. Cetacean Res. Manag.* 9, 201–210.
- Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J., 2012. Effects on harbour porpoises from Rødsand 2 Off-shore Wind Farm. *Eur J Neurosci* 13, 1520–1528.
- Thompson, P.M., Brookes, K.L., Graham, I.M., Barton, T.R., Needham, K., Bradbury, G., Merchant, N.D., 2013. Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic

- survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 280, 20132001.
- Tilander, D., Lunneryd, S.-G., 2008. Pilotstudie kameraobservationer, Electronic Monitoring, på fiskefartyg (Fiskeriverket Kustlaboratoriet).
- Todd, V.L., Pearse, W.D., Tregenza, N.C., Lepper, P.A., Todd, I.B., 2009. Diel echolocation activity of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) around North Sea offshore gas installations. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.*
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., Rasmussen, P., 2009a. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *J. Acoust. Soc. Am.* 126, 11–14. <https://doi.org/10.1121/1.3132523>
- Tougaard, J., Henriksen, O.D., Miller, L.A., 2009b. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125, 3766–3773. <https://doi.org/10.1121/1.3117444>
- Tougaard, J., Hermannsen, L., Madsen, P.T., 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. Am.* 148, 2885–2893. <https://doi.org/10.1121/10.0002453>
- Tougaard, J., Skjellerup, P., 2015. Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving-Revision of assessment.
- Tougaard, J., Wright, A.J., Madsen, P.T., 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Mar. Pollut. Bull.* 90, 196–208.
- Traill, L.W., Bradshaw, C.J., Brook, B.W., 2007. Minimum viable population size: a meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biol. Conserv.* 139, 159–166.
- Tregenza, N.J.C., Berrow, S.D., Hammond, P.S., Leaper, R., 1997. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 54, 896–904.
- Tschernij, V., Larsson, P.-O., 2003. Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. *Fish. Res.* 64, 151–162. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00214-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00214-5)
- Tschernij, V., Press, Marek, Migdal, Sylwia, Stolte, Andrea, Lamp, Jochen, 2019. A step-by-step roadmap on how to approach Derelict Fishing Gear. MARELITT Baltic project 36.
- Unger, B., Herr, H., Benke, H., Böhmert, M., Burkhardt-Holm, P., Dähne, M., Hillmann, M., Wolff-Schmidt, K., Wohlsein, P., Siebert, U., 2017. Marine debris in harbour porpoises and seals from German waters. *Mar. Environ. Res.* 130, 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.009>
- Vakili, S.V., Ölcer, A.I., Ballini, F., 2020. The development of a policy framework to mitigate underwater noise pollution from commercial vessels. *Mar. Policy* 118, 104004. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104004>
- van Beest, F.M., Kindt-Larsen, L., Bastardie, F., Bartolino, V., Nabe-Nielsen, J., 2017. Predicting the population-level impact of mitigating harbor porpoise bycatch with pingers and time-area fishing closures. *Ecosphere* 8.
- Van de Vijver, K.I., Hoff, P.T., Das, K., Van Dongen, W., Esmans, E.L., Jauniaux, T., Bouquegneau, J.-M., Blust, R., De Coen, W., 2003. Perfluorinated chemicals infiltrate ocean waters: link between exposure levels and stable isotope ratios in marine mammals. *Environ. Sci. Technol.* 37, 5545–5550.
- van Franeker, J.A., Bravo Rebolledo, E.L., Hesse, E., IJsseldijk, L.L., Kühn, S., Leopold, M., Mielke, L., 2018. Plastic ingestion by harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Netherlands: Establishing a standardised method. *Ambio* 47, 387–397. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1002-y>

- van Neer, A., Gross, S., Kesselring, T., Grilo, M.L., Ludes-Wehrmeister, E., Roncon, G., Siebert, U., 2020. Assessing harbour porpoise carcasses potentially subjected to grey seal predation. *Sci. Rep.* 10, 16345. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73258-y>
- Verboom, W.C., Kastelein, R.A., 1997. Structure of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) click train signals. *Biol. Harb. Porpoise Spil Publ. Woerden* 343–362.
- Verfuß, U.K., Miller, L.A., Schnitzler, H.-U., 2005. Spatial orientation in echolocating harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *J. Exp. Biol.* 208, 3385–3394.
- Villadsgaard, A., Wahlberg, M., Tougaard, J., 2007. Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *J. Exp. Biol.* 210, 56–64. <https://doi.org/10.1242/jeb.02618>
- Vinther, M., Larsen, F., 2004. Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. *J. Cetacean Res. Manag.* 6, 19–24.
- Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., Teilmann, J., 2014. Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Mar. Biol.* 161, 745–754. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2374-6>
- von Benda-Beckmann, A.M., Aarts, G., Sertlek, H.Ö., Lucke, K., Verboom, W.C., Kastelein, R.A., Ketten, D.R., van Bemmelen, R., Lam, F.-P.A., Kirkwood, R.J., Ainslie, M.A., 2015. Assessing the impact of underwater clearance of unexploded ordnance on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea. *Aquat. Mamm.* 41, 503–523. <https://doi.org/10.1578/AM.41.4.2015.503>
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mammal Sci.* 14, 1–37.
- Wang, J.Y., Berggren, P., 1997. Mitochondrial DNA analysis of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea, the Kattegat–Skagerrak Seas and off the west coast of Norway. *Mar. Biol.* 127, 531–537.
- Westerberg, H., Lunneryd, S.-G., Fjälling, A., Wahlberg, M., 2008. Reconciling fisheries activities with the conservation of seals throughout the development of new fishing gear: a case study from the Baltic fishery-gray seal conflict, in: Nielsen, J.L. (Ed.), *World Fisheries Congress; Reconciling Fisheries with Conservation*. Presented at the American Fisheries Society Symposium, Bethesda Md, American Fisheries Society, pp. 1281–1292.
- Westgate, A.J., Head, A.J., Berggren, P., Koopman, H.N., Gaskin, D.E., 1995. Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 1064–1073. <https://doi.org/10.1139/f95-104>
- Wiemann, A., Andersen, L.W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skóra, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K.B., Ketmaier, V., Tiedemann, R., 2010. Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conserv. Genet.* 11, 195–211. <https://doi.org/10.1007/s10592-009-0023-x>
- Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L.A., Siebert, U., Madsen, P.T., 2016. Ultra-high foraging rates of harbor porpoises make them vulnerable to anthropogenic disturbance. *Curr. Biol.* 26, 1441–1446.
- Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., Madsen, P.T., 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc R Soc B* 285, 20172314. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2314>

- Woodley, T.H., Read, A.J., 1991. Potential rates of increase of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population subjected to incidental mortality in commercial fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 2429–2435. <https://doi.org/10.1139/f91-284>
- Wright, A.J., 2013. How harbour porpoises utilise their natural environment and respond to noise. Ph. D. thesis, Aarhus University, Aarhus, Denmark.
- Wright, A.J., Akamatsu, T., Mouritsen, K.N., Sveegaard, S., Dietz, R., Teilmann, J., 2017. Silent porpoise: potential sleeping behaviour identified in wild harbour porpoises. *Anim. Behav.* 133, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2017.09.015>
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M., Garthe, S., 2009. Bycatch in gillnet fisheries—An overlooked threat to waterbird populations. *Biol. Conserv.* 142, 1269–1281.

Bilaga 1. Föreslagna åtgärder

Nedanstående kostnader utgör en uppskattning av total summerad kostnad för alla deltagande aktörer per åtgärd. Kostnaderna kan således inte ses som en budget för en enskild aktör.

Åtgärdsprogrammet innehåller flera förslag på förändrad lagstiftning och andra styrmedel. Förslagen är delvis överlappande och kan riktas mot olika tumlarpopulationer och påverkan/hot. Administrativa kostnader redovisas ej för dessa eftersom det ger en felaktig bild av kostnadsbilden för styrmedel som även påverkar företag och privatpersoner. Innan införande av nya styrmedel behöver ansvarig myndighet

Åtgärd	sid	Population	Huvudansvarig	Finansiär	Uppskattad kostnad (kr)	Prioritet ¹	Genomförs senast
Information och rådgivning	83						
Information och rådgivning till allmänheten om tumlare och dess miljökrav	83	samtliga populationer ²	HaV, Länsstyrelsen	ordinarie verksamhet	50 000 /år	2	2022-2025
Information och rådgivning till yrkesfiskare	83	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen	ordinarie verksamhet	50 000 /år	1	2022-2025
Information till fritidsfiskare och fritidsbåtägare	84	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen	ordinarie verksamhet	50 000 /år	1	2022-2025
Information till fritidsbåts- och tillbehörsbranschen	84	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen	ordinarie verksamhet	40 000 /år	1	2022-2025
Handlingsplan för hantering av levande strandade valar	84	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen	ordinarie verksamhet	20 000	1	2022
Samverkansåtgärder	84						
Utveckla samarbetsformer kring förvaltning av marina däggdjur	84	samtliga populationer	HaV	ordinarie verksamhet	300 000 /år	2	2022-2025
Upprätta regionala samverkansgrupper eller använda befintliga samarbetsformer för minskning av bifångster av marina däggdjur	85	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen	ordinarie verksamhet	340 000 /år	1	2022-2025
Internationell samverkan	85	samtliga populationer	HaV	ordinarie verksamhet	200 000 /år	1	2021-2025
Utbildning	85						
Vid behov ska utbildning erbjudas till relevanta myndigheter och organisationer	85	samtliga populationer	HaV	ordinarie verksamhet	-	2	2021-2025

¹ I förekommande fall prioritering per population i följande ordning Nordsjö- / Bälthavs- / Östersjöpopulationen

² Med samtliga populationer avses Nordsjö-, Bälthavs- och Östersjöpopulationen av tumlare.

Åtgärd	sid	Population	Huvudansvarig	Finansiär	Uppskattad kostnad (kr)	Prioritet ¹	Genomförs senast
Ny kunskap	85						
Ny kunskap - Statusbedömning, genetik, hälsa, födoval, habitat och predation	85	samtliga populationer	HaV	HaV och forskningsfinansiärer	10 000 000		2021-2025
Fastställa nivåer för gynnsam bevarandestatus och god miljöstatus	85	samtliga populationer				2/2/1	
Genomföra genetiska analyser av tumlare i Östersjön	85	Östersjöpopulationen				1	
Utveckla mått för tumlares hälsotillstånd	86	samtliga populationer				2	
Analysera miljögiftsbelastning i tumlare	86	samtliga populationer				2/2/1	
Öka kunskapen om Östersjötumlares födoval	86	Östersjötumlar				1	
Kartlägga tumlarförekomst i relation till fiskförekomst	86	samtliga populationer				2	
Analysera tumlares habitatbehov	86	samtliga populationer				2/2/1	
Undersöka predation på tumlare	87	samtliga populationer				3	
Ny kunskap - Bifångster	87		HaV	HaV och forskningsfinansiärer	5 000 000		2021-2025
Ta fram förbättrade kartor över bifångstrisk	87	samtliga populationer				2/2/1	
Beräkna mortalitetsgräns för Bälthavstumlares	87	Bälthavspopulationen				2	
Vidareutveckla alternativa fiskeredskap som inte bifångar tumlare	87	samtliga populationer				2/2/1	
Öka kunskapen om pingers effektivitet och påverkan på populationsnivå	88	samtliga populationer				1	
Vidareutveckla sälsäkra pingers	88	samtliga populationer				1	
Ny kunskap - Undervattensbuller och annan störning	88		HaV	HaV och forskningsfinansiärer	600 000		2021-2025

Åtgärd	sid	Population	Huvudansvarig	Finansiär	Uppskattad kostnad (kr)	Prioritet ¹	Genomförs senast
Öka kunskapen om påverkan av undervattensbuller, med fokus på kontinuerligt buller	88	samtliga populationer				1	
Öka kunskapen om spridning av impulsbuller i Östersjön, med fokus på seismiska inventeringar och sprängningar	88	Östersjöpopulationen				1	
Öka kunskapen om påverkan från fritidsbåtar och båtutrustning	89	samtliga populationer				2	
Inventering	89						
Delta i storskaliga inventeringar av tumlares abundans	89	Nordsjö- och Östersjöpopulationen	HaV		2 000 000 /år (varierar i tid)	1	2021-2025
Omprövning av gällande bestämmelser	89						
Införa fiskereglering för genomförande av Ices råd om nödgärder avseende Östersjötumlares	89	Östersjöpopulationen	HaV		³	1	
Införa föreskrifter för ytterligare skydd av Östersjötumlares	90	Östersjöpopulationen	HaV		³	1	
Införa rapporteringskrav för undervattensbuller	90	samtliga populationer	HaV		500 000	2	
Områdesskydd	90						
Inrätta formellt skydd av för tumlare viktiga områden som saknar skydd	91	Nordsjö- och Östersjöpopulationen	Länsstyrelsen	NV 1:14	³	1	2021-2025
Utarbeta och implementera skötselalternativt bevarandeplaner för tumlare i skyddade områden	91	samtliga populationer	Länsstyrelsen	NV 1:14	³	1	2021-2025
Skötsel, restaurering och nyskapande av livsmiljöer	91						
Skötsel i formellt skyddade områden	91	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen	NV 1:14	³	1	2021-2025
Åtgärder för att minska direkt mänsklig påverkan	91						
Bifångster	91						

³ Förslag på förändrade styrmedel, se ovan

Åtgärd	sid	Population	Huvudansvarig	Finansiär	Uppskattad kostnad (kr)	Prioritet ¹	Genomförs senast
Inrätta fredningsområden för tumlare	92	Östersjöpopulationen	HaV		³	1	2021-2025
Implementera användning av pingers utöver EU-lagstiftning	92	samtliga populationer	HaV		³	2/2/1	2021-2025
Kartlägga, samla in och förebygga förlorade fiskeredskap	92	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen		³	2/2/1	2021-2025
Undervattensbuller	93						
Ta fram gränsvärden och vägledningar	93	samtliga populationer	HaV		³	1	2024
Skyddsåtgärder mot kontinuerligt buller	93	samtliga populationer	HaV		³	2	2021-2025
Övervakning	93						
Akustisk övervakning av tumlare	93	samtliga populationer	HaV, Länsstyrelsen		1 750 000 /år	1	2021-2025
Visuell övervakning av tumlare	94	Nordsjö- och Bälthavspopulationen	HaV		500 000 /år	2	2021-2025
Uppföljning	94						
Ta fram och implementera ett nationellt program för insamling, obduktion och provtagning av döda tumlare	94	samtliga populationer	HaV, Naturvårdsverket		1 000 000 /år	1	2022
Övervaka bifångster enligt Ices råd om nödatgärder	95	Östersjöpopulationen	HaV		Se nedan för kostnadsuppskattning	1	2025
Utöka övervakningen av bifångster	96	Bälthavs- och Nordsjöpopulationen				2	2025
Rapportering av tumlarobservationer	96	samtliga populationer				1	2021-2025
Nationellt datavårdskap för impulsbuller under vattnet	97	Samtliga populationer			100 000	1	2023

Den enda identifierade effektiva övervakningsmetoden för sällan förekommande bifångster såsom till exempel tumlare är att övervaka alla fartyg löpande med kamera. Notera att kameraövervakning även kan ersätta annan övervakning av fisket än bifångst, vilket leder till kostnadsbesparingar. HaV kommer att genomföra ett pilotprojekt med kameraövervakning på 15 fartyg till en kostnad på 9 mkr. Ett räkneexempel kan göras för 300 fartyg. Att investera kameror på 300 fartyg innebär en kostnad på ca 26 mkr och driftkostnader på ca 3 mkr per år. HaVs

investeringskostnad för IT uppgår 3,9 mkr. HaV behöver även analysera allt bildmaterial vilket kan uppgå till 36 mkr. Om uppskattningsvis 10 procent av bildmaterialet kan hänföras till tumlarbifångst, uppgår personalkostnaden till 3,6 mkr per år.

Åtgärdsprogram för tumlare

Phocoena phocoena

Åtgärdsprogram för tumlare, *Phocoena phocoena* innehåller en kunskapsöversikt och presentation av mål och angelägna åtgärder under 2021–2025 för att förbättra bevarandestatusen för tumlare i Sverige.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna

**Havs
och Vatten
myndigheten**