



Kappelshamn

Förekomst och påverkan på marina
däggdjur

Karin Olsson

Titel
Kappelshamn
Förekomst och påverkan på marina däggdjur

Framtagen av
Karin Olsson

Kvalitetsgranskning
Johanna Bergkvist

Datum
Januari 2026

Beställare
Afry

Omslagsbild: Tumlare. Foto: Sandra Andersson, MMAB

MARINE MONITORING AB
Strandvägen 9, 453 30, Lysekil
Tel +46 523-101 82 | Mobil 070 108 4682 |
E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se



Innehåll

1. Sammanfattning.....	1
2. Bakgrund	3
2.1 Områdesbeskrivning	3
2.2 Utbredning av marina däggdjur i Östersjön.....	4
2.2.1 Förekomst av tumlare i Östersjön.....	6
2.2.2 Förekomst av gråsäl i Östersjön	8
2.2.3 Sammanfattning status och skydd	9
3. Tumlare	10
3.1 Ekologi	10
3.2 Diet	10
3.2.1 Ekolokalisering och hörsel.....	11
4. Gråsäl.....	12
4.1 Ekologi	12
4.2 Diet	13
4.3 Jaktbeteende och hörsel	13
5. Påverkan.....	14
5.1 Buller	15
5.1.1 Ljud under vatten	15
5.1.2 Gränsvärden	16
5.1.3 Skyddsåtgärder.....	18
5.1.4 Påverkan av buller från olika källor.....	19
5.2 Grumling.....	21
5.3 Effekter av miljögifter.....	21
5.4 Sammanfattning av påverkan	22
6. Slutsatser	23
7. Referenser	24

1. Sammanfattning

Denna rapport redogör för förekomst och potentiell påverkan av marina däggdjur, och har tagits fram inför arbete med upprustning av kajerna i Kappelshamn på norra Gotland samt muddring av farleden.

Fyra arter av marina däggdjur förekommer och reproducerar sig i Östersjön: tumlare, gråsäl, knobbsäl och vikare. Vattnen norr om Gotland tillhör gråsälens huvudsakliga utbredningsområde i Östersjön medan de grundområdena kring Gotland har betydelse för tumlaren även om de inte utgör beståndets viktigaste område. Enstaka individer av knobbsäl och vikare kan påträffas i området, men dessa arter har sina huvudsakliga utbredningsområden och reproduktionsplatser runt Öland, respektive i Bottenviken, Ålands hav, Finska viken och Rigabukten. Det går inte utifrån tillgängligt data att bedöma i vilken utsträckning just Kappelshamnsviken besöks av marina däggdjur. De närmaste viloplatserna för gråsäl är dock belägna öster om Fårö, medan tumlarnas huvudsakliga kalvnings- och parningsområde är söder om Gotland. Det kan därför antas att djur som förekommer i eller kring mynningen av Kappelshamnsviken i huvudsak är födosökande eller förbisimmande individer.

Östersjötumlaren utgör en egen population som är skild från de mer västliga bestånden. Den är mycket fåtalig och bedöms som akut hotad (CR). Tumlarna har sina huvudsakliga parnings- och kalvningsområden på utsjöbankarna söder om Gotland, vilka till stor del omfattas av Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna. Honorna kalvar i maj-juni och parar sig igen någon månad senare. Kalvarna dias i upp till tio månader. Efter parningssäsongen sprider beståndet ut sig i Östersjön från Skåne till Ålands hav, främst i grundområdena och utmed kusterna. Tumlare förlitar sig på ekolokalisering för jakt, kommunikation och orientering. De utsänder mycket högfrekventa klickljud och utläser sin omgivning och förekomst av eventuella byten utifrån ekot.

Gråsäl i Östersjön är en underart till de gråsäl som förekommer i Nordatlanten. Beståndet av gråsäl har hämtat sig från mycket låga nivåer på 1970-talet och bedöms som livskraftigt (LC). Säl är beroende av viloplats på land för pälsbyte. I söder föds kutarna på land medan kutar längre norrut föds på havsisen. Kutarna föds i februari-mars och dias i omkring tre veckor. Kutarna föds med en vit kutpäls som inte är vattentät varför de inte kan lämna land. Parning sker i slutet av digivningsperioden varefter sälarna sprider sig i Östersjön för födosök och återhämtning. De samlas återigen på viloplatserna i maj-juni för att byta päls. Även säl har god hörsel under vatten, men förefaller också använda syn och känsel för att lokalisera sina byten.

Upprustningen av kajerna förväntas omfatta pålning, spontning, muddring och eventuell sprängning. Pålning, spontning och sprängning kan orsaka betydande undervattensbuller, vars omfattning dels beror på ljudstyrkan vid källan, dels på de hydrologiska och batymetriska förhållandena i området som påverkar spridningen av ljudet. Både gråsäl och tumlare är känsliga för kraftiga ljud, och för bägge arter finns det gränsvärden för bullerexponering. För att minska bullerpåverkan kan skyddsåtgärder i form av bubbelgardiner, mjuk uppstart och ramp-up vidtas. Dessa har tillämpats i samband med havsbaserad vindkraft i tyska och danska vatten för att skydda marina däggdjur och i samband med arbeten med kajer för att skydda vandringsfisk från buller. Buller från sprängning kan i viss mån också minskas genom konfiguration, placering och tidsplanering av eventuella sprängladdningar. Muddring och grävning förväntas orsaka grumling, men generellt anses varken tumlare eller säl störas i större omfattning av detta då bägge arter jagar i vatten med naturligt dålig sikt. De kan dock påverkas indirekt om bytesfisk störs.

Kappelshamn – marina däggdjur

Sammanfattningsvis förväntas upprustningen av kajerna och muddring av farleden i Kappelshamn främst påverka däggdjur genom buller från pålning och eventuell sprängning. Skyddsåtgärder kan vidtas för att minska påverkan på marina däggdjur, dels genom att begränsa spridningen av buller, dels genom att skrämman bort individer från det område där det föreligger risk för skada.

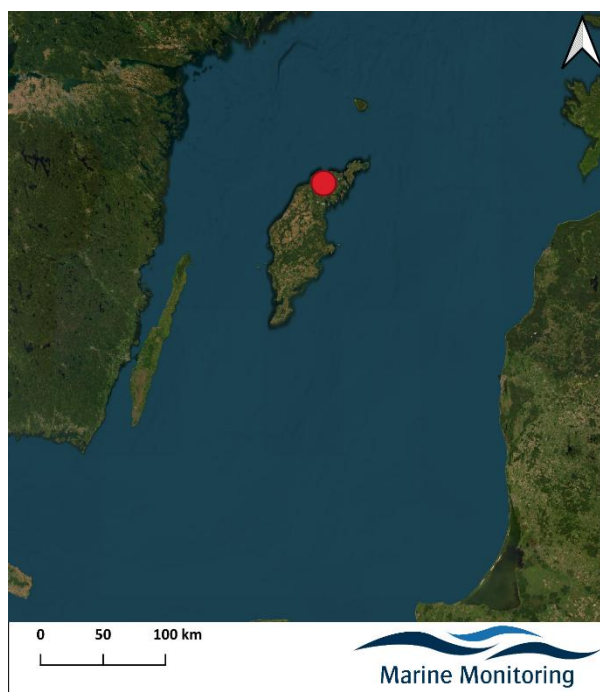
2. Bakgrund

Inför ansökan om tillstånd för vattenverksamhet i samband med reparation och utbyggnad av kaj samt muddring av hamn, vändzon och farled i Kappelshamn på Gotland har Afry givit Marine Monitoring AB i uppdrag att ta fram underlag för förekomst och påverkan på de marina däggdjur som kan förväntas förekomma i området. Påverkan till följd av arbetena förväntas omfatta undervattensbuller, grumling och sedimentspridning. Med undervattensbuller avses här undervattensljud som har antropogent ursprung, till exempel ekolod, fartygstrafik och undervattenskonstruktioner, i enlighet med hur begreppet används inom miljöövervakning i Sverige (se t.ex. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling 2012; Havs- och vattenmyndigheten 2024).

Det framtagna underlaget baseras på tillgängliga data och publicerad litteratur, tillsammans med resultatet från projektspecifika undersökningar av föroreningsgrad i sediment i hamnområdet och fiskförekomst i Kappelshamnsviken. I nuläget har bullermodellerings inte tagits fram.

2.1 Områdesbeskrivning

Kappelshamn är beläget i södra delen av Kappelshamnsviken på norra Gotland, knappt 10 km från vikens mynningen, och omkring 10 km väster om Fårösund (Figur 1). Närmaste havsbaserade Natura 2000-område är Gotska Sandön-Salvorev som omfattar ett större område med grunda sandbottnar och rev mellan Fårö och Gotska Sandön. Området överlappar areellt med nationalparken Gotska Sandön och naturreservatet Salvorev-Kopparstenarna. Gråsäl är en av de arter som pekats ut för Natura 2000-området.



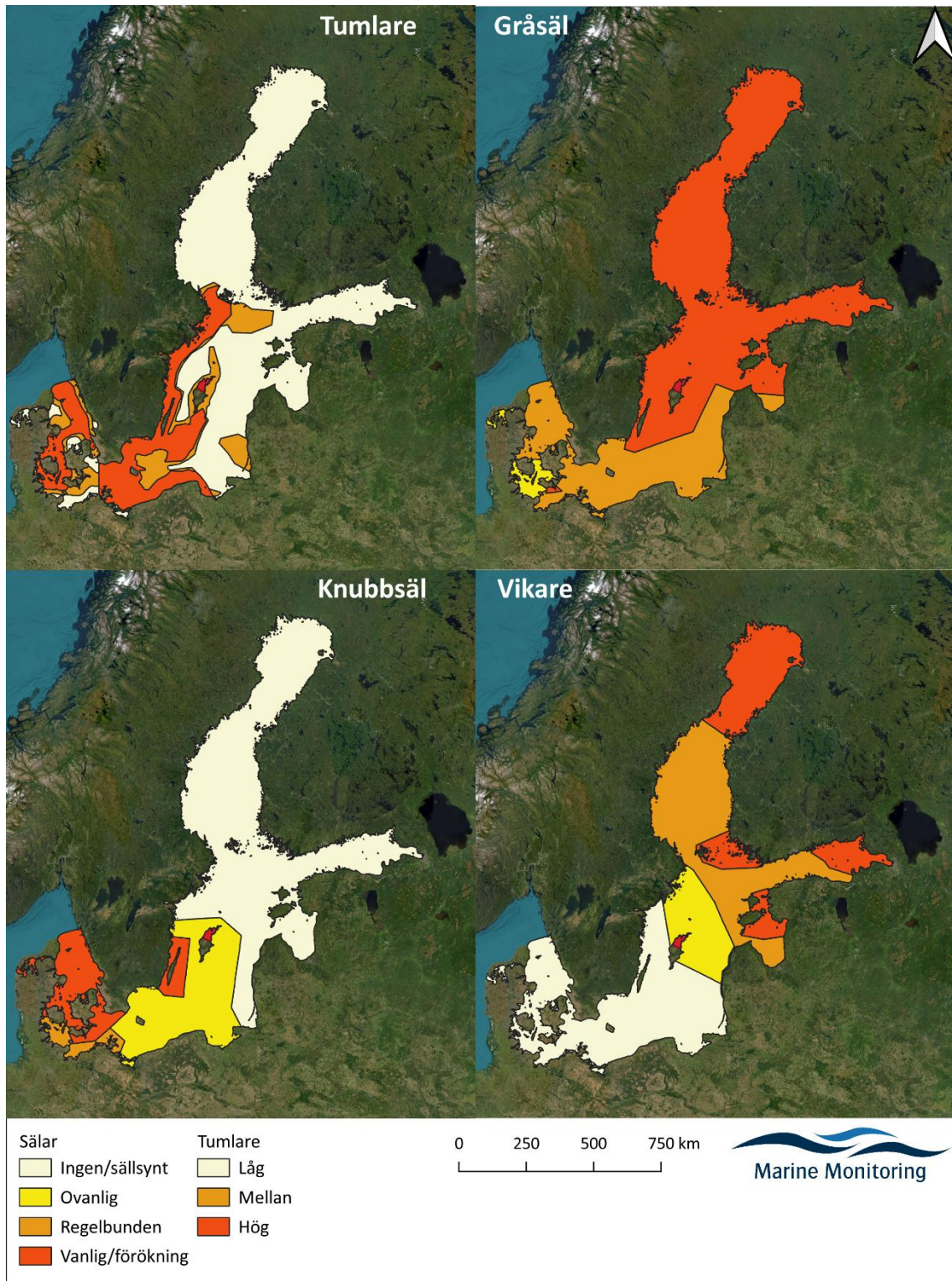
Figur 1. Karta över Gotland och Kappelshamn (röd punkt). Bakgrund: ESRI satellitfoto.

2.2 Utbredning av marina däggdjur i Östersjön

Marina däggdjur rör sig över stora områden, och olika delområden kan vara viktiga för populationen under olika delar av säsongen. Nationellt övervakningsdata har inte den geografiska upplösningen för att specifikt beskriva förekomst Kappelshamnsviken, därför redogörs för de arter som förekommer i Östersjön med kommentar till hur populationens utbredningsområde sammanfaller med det aktuella projektområdet.

De marina däggdjur som förekommer regelbundet och reproducerar sig i Östersjön är tumlare (*Phocoena phocoena*), gråsäl (*Halichoerus grypus*), knobbsäl (*Phoca vitulina*) och vikare (*Pusa hispida botnica*). Vikarna i Östersjön är en underart till arktiska vikare (*P. h. hispida*) (Palo m.fl. 2001), medan tumlare, gråsäl och knobbsäl utgör unika populationer som till stor del saknar genetiskt utbyte med västligare bestånd (Goodman 1998; Wiemann m.fl. 2010; Galatius m.fl. 2012; Fietz m.fl. 2016).

Vattnen norr om Gotland tillhör gråsälens huvudsakliga utbredningsområde i Östersjön och har också betydelse för tumlaren även om de inte är beståndets viktigaste område (Figur 2). Enstaka individer av knobbsäl och vikare kan också påträffas i området, men i Östersjön har dessa arter sina huvudsakliga utbredningsområden och reproduktionsplatser i Kalmarsund och runt Öland, respektive i Bottenviken, Ålands hav, Finska viken och Rigabukten. Rapportens fokus ligger därför på tumlare och gråsäl.



Figur 2. Utbredning i Östersjön av tumlare, gråsäl, knubbsäl och vikare (skala från rött – hög betydelse (tumlare)/vanlig och reproducerande (sälar) till ljusgult - låg betydelse (tumlare)/ingen/sällsynt (sälar). Data från HELCOM HOLAS 3 (Källa: Biodiversity, HELCOM Map and Data Service, 2024. The Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM), Helsinki, Finland. <https://maps.helcom.fi>). Bakgrund: ESRI satellitfoto.

2.2.1 Förekomst av tumlare i Östersjön

Tumlaren är en liten tandval som är spridd i kalla tempererade vatten över hela norra halvklotet. Det finns tre underarter i Stilla Havet (*P. p. vomerina*), Svarta havet (*P. p. relicta*) och Nordatlanten (*P. p. phocoena*) (Committee on Taxonomy 2016). I Nordatlanten är tumlare vidare indelade i arton förvaltningsenheter, och representeras i Sverige av Nordsjöpopulationen, Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen (Havs- och vattenmyndigheten 2021).

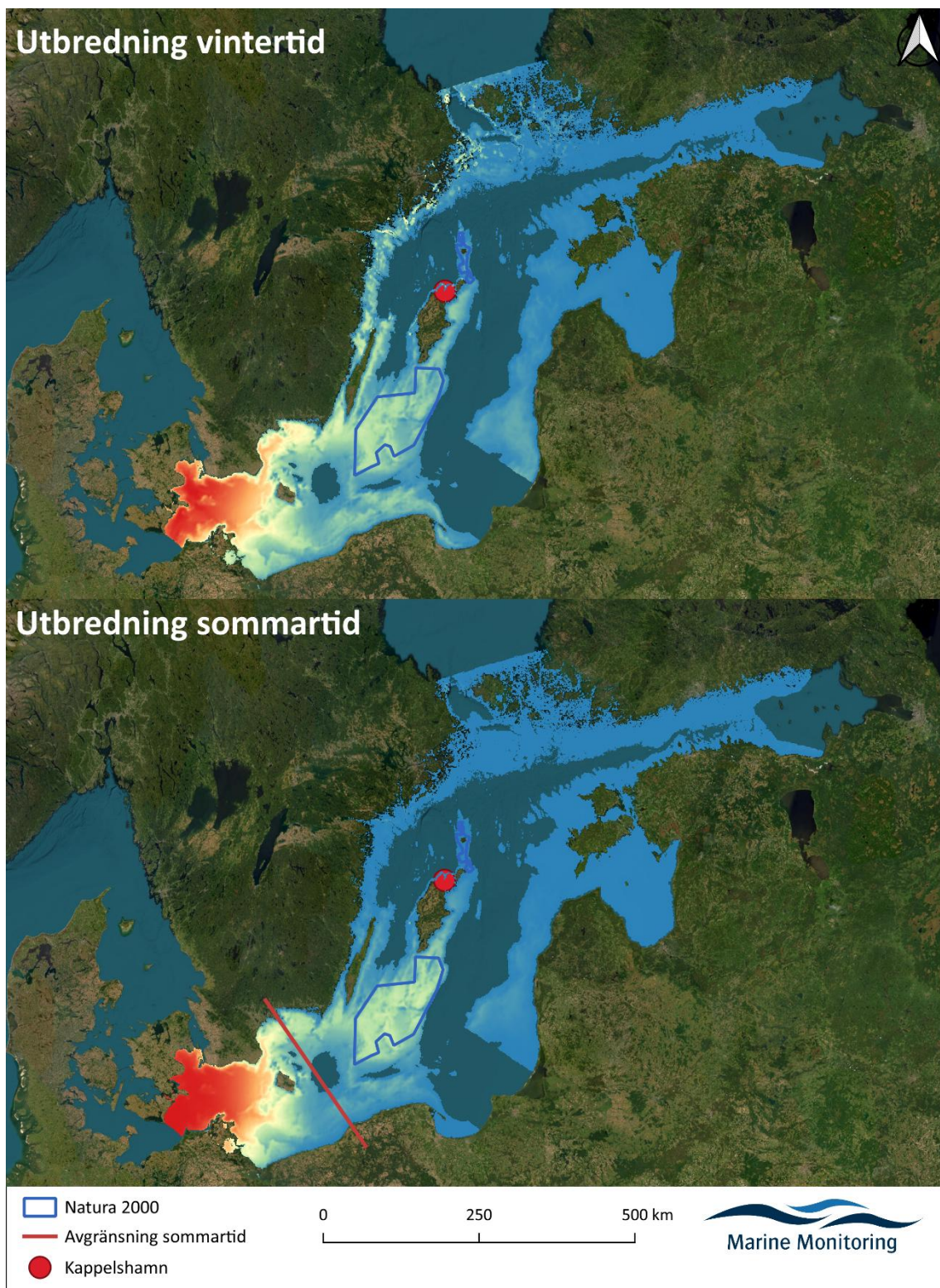
Tumlare från Östersjöpopulationen skiljer sig både genetiskt och morfologiskt från tumlare från Bälthavspopulationen (Wiemann m.fl. 2010; Galatius m.fl. 2012). Genetiskt utbyte mellan populationerna förhindras av geografiskt skilda parnings- och kalvningsområden (Sveegaard m.fl. 2015; Carlén m.fl. 2018). Bälthavspopulationen förökar sig i södra Kattegatt, Bälthavet och västra Östersjön (Lockyer & Kinze 2003; Teilmann m.fl. 2008) medan Östersjöpopulationen samlas inom ett område som omfattar Hoburgs bank och Utsjöbankarna (Carlén m.fl. 2018).

Östersjöpopulationen övervakas med hjälp av stationära akustiska instrument, så kallade POD:ar (www.chelonia.co.uk) som detekterar de klickljud som är typiska för ekolokaliserande tumlare. Den enda inventeringen av tumlare som omfattar hela södra Östersjön är SAMBAH-projektet, genomfört mellan 2011–2013 (SAMBAH 2016a; en ny inventering äger rum 2024–2025, <https://www.nrm.se/aktuellt/forskningsnyheter/2024-06-10-inventering-av-den-akut-hotade-tumlaren-i-ostersjon>). Inom ramen för SAMBAH placerades 304 POD:ar ut i egentliga och västra Östersjön. POD:arna förankrades några meter ovanför botten. Östersjöns syrefria djupbassänger samt ryska vatten exkluderades från undersökningen (Amundin m.fl. 2022).

Populationen i Östersjön uppskattades 2013 till 497 individer (CI95% 80-1091; SAMBAH 2016a). Analys av data från svenska övervakningsprogrammets stationer i södra Östersjön tyder på en svag ökning 2017–2020 jämfört med 2011–2013 (Owen m.fl. 2021). I augusti 2022 genomfördes en akustisk transektinventering inom ett område mellan Hoburgs Bank och Midsjöbankarna som visade på tätheter mellan 0,6–10,2 individer/1000 km², vilket är i linje med de tätheter på 0,5–8,3 individer/1000 km² sommartid som uppskattades i SAMBAH-projektet (Boisseau m.fl. 2022). Populationen bedöms som akut hotad (CR) (SLU Artdatabanken 2020).

Det saknas underlag för jämförelse med historiska populationsnivåer, men baserat på data från jakt, observationer och bifångst var tumlare fram till tidigt 1900-tal spridda i hela Östersjön från norra Bottenviken, Finska viken, Rigabukten till Gdanskbukten och västerut, och var relativt vanligt förekommande (Havs- och vattenmyndigheten 2021 och källor däri). Sammanställning av data på bifångst, strandade tumlare, och observationer samt intervjuer med fiskare, kustväktare och färjeoperatörer tyder på att tumlarna började minska kraftigt från 1920-talet i Polen och från 1960-talet i Sverige (Skóra & Kuklik 2003; Havs- och vattenmyndigheten 2021).

SAMBAH-projektet visade att huvuddelen av Östersjöpopulationen återfinns i svenska delen av Östersjön, speciellt utsjöbankarna, kust- och grundområdena runt Gotland och Öland, norrut till Ålandshav och söderut utmed Blekinges kust till Hanöbukten och Skåne (Figur 3). Under maj-oktober samlas östersjötumlare inom ett område som sträcker sig från Hoburgs Bank till Norra och Södra Midsjöbanken. Detta är tumlarnas kalvning- och parningssäsong och området utgör det viktigaste reproduktionsplatsen för tumlare i Östersjön (Carlström & Carlén 2016; Carlén m.fl. 2018). Natura 2000-området Hoburgs Bank och Midsjöbankarna som är utpekade för tumlare omfattar stora delar av området. Efter parningssäsongen sprider sig tumlarna norrut utmed svenska kusten till Åland och västerut mot Hanöbukten, vattnen söder om Skåne och kring Rügen samt utmed tyska och polska kusten. Population är fortsatt spridd fram till nästa reproduktionssäsong (ASCOBANS 2016).



Figur 3. Utbredning av tumlare under sommar- och vinterhalvåret (maj-oktober respektive november-april), på en relativ skala från ljusgult – rött motsvarande låg till hög förekomst. Den höga förekomsten i sydväst reflekterar året-runt förekomst av tumlare från den mer talrika Bälthavspopulationen. Kartorna är baserade på SAMBAH-undersökningen. Källa: HELCOM HOLAS 3 Biodiversity, HELCOM Map and Data Service, 2024, Helsinki, Finland (<https://maps.helcom.fi>). Blå polygoner visar Natura 2000-områdena Hoburgs bank och Midsjöbankarna samt Gotska Sandön-Salvorev (söder respektive norr om Gotland). Strecket genom Hanöbukten visar den föreslagna gräns mellan populationerna som existerar sommartid (Carlén m.fl. 2018; Havs- och vattenmyndigheten 2021). Bakgrund: ESRI satellitfoto.

2.2.2 Förekomst av gråsäl i Östersjön

Gråsäl förekommer utmed västra och östra Nordatlantens kustområden. Sälarna i Östersjön utgör en egen underart (*H. g. grypus*) skild från övriga gråsäl i Nordatlanten (*H. g. atlantica*) (Committee on Taxonomy 2016). Östersjö- och Atlantsälarna tros ha skilts för drygt 4 000 år sedan och skiljer sig åt genetiskt och anatomiskt (Boskovic m.fl. 1996; Fietz m.fl. 2016; Olsen m.fl. 2016).

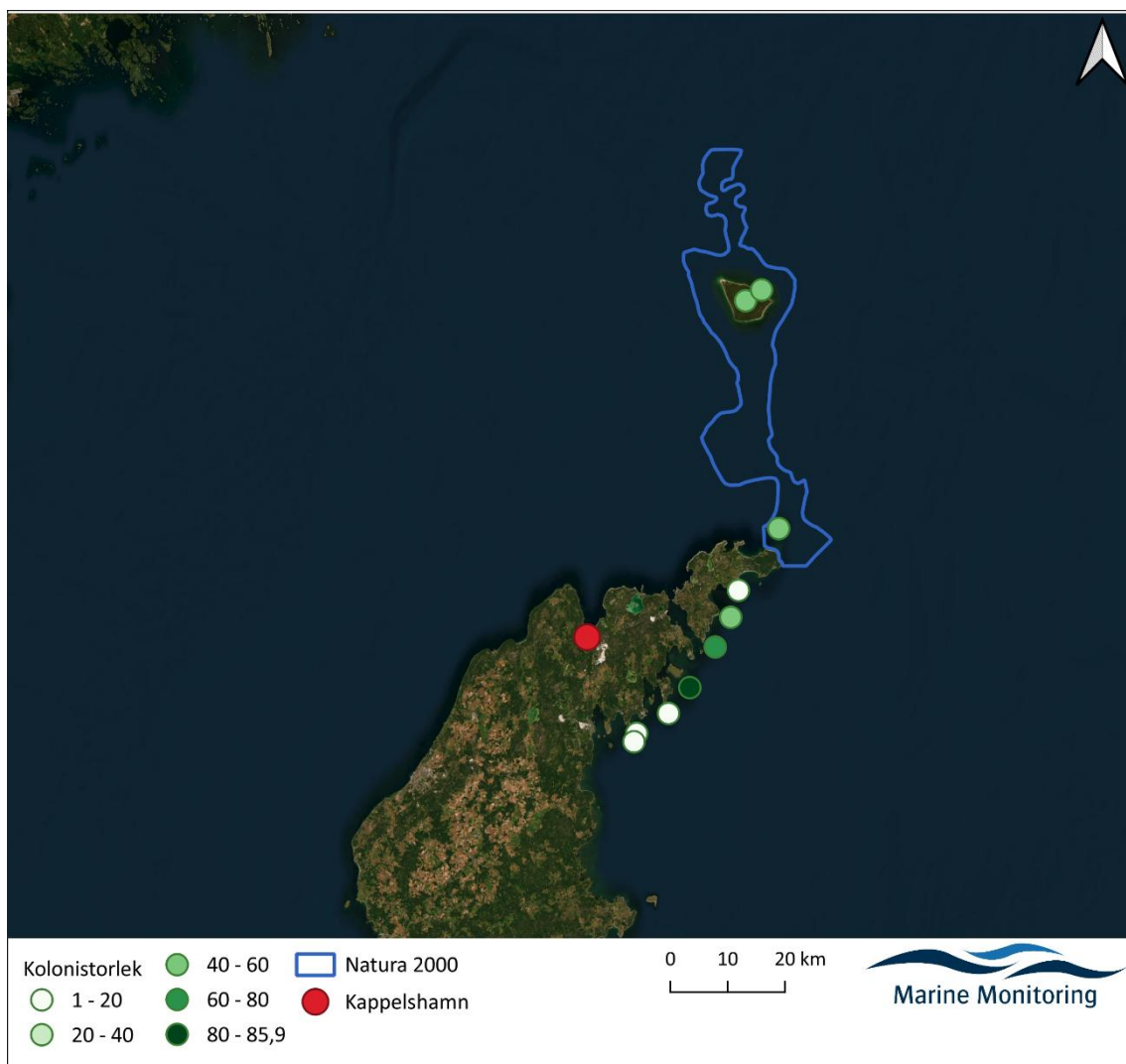
Sälarna är till skillnad från tumlare beroende av viloplats på land för vila, pälsbyte samt för att föda och dia sina kutar. Viloplatserna behöver ge sälarna skydd när de befinner sig på land och vara belägna nära goda födosöksområden varför många är belägna på relativt ensliga skär.

I Östersjön inventeras gråsäl under pälsbytet i maj-juni då en stor andel av beståndet befinner sig på land och är som mest synliga och stationära (Havs- och vattenmyndigheten 2019). I Sverige har beståndsräkningar genomförts sedan 1970-talet, och har sedan år 2000 samordnats med övriga Östersjöstater varefter metoder och koordinering har utvecklats.

Idag uppskattas gråsälsbeståndet i Östersjön uppgå till 50 000–67 000 sälarna (Länsstyrelsen Blekinge 2022), varav nästan hälften återfinns i svenska vatten, framför allt i Stockholms, Sörmlands och Östergötlands skärgårdar samt Ålandshav (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Tillväxten hos populationen varierar geografiskt, men uppskattas ha varit i genomsnitt 5 % över hela Östersjön sedan 2003. Populationen bedöms som livskraftig (LC) (SLU Artdatabanken 2020).

Beståndet har fluktuerat kraftigt under 1900-talet. I början av 1900-talet beräknades antalet gråsäl i Östersjön till 80 000–100 000 individer, vilket år 1975 hade minskat till cirka 3 600 individer, främst till följd av högt jakttryck (Harding & Härkönen 1999). Historiskt jagades säl för späck, men i slutet av 1800-talet började säl ses som en konkurrent om fisken varvid jakt uppmuntrades med skottpeng. Jakten förbjöds i Sverige på 1970-talet vilket följdes av en svag återhämtning. År 2000 bedömdes beståndet uppgå till drygt 15 000 individer (Harding & Härkönen 1999; Havs- och vattenmyndigheten 2019).

På norra Gotland finns flera sälkolonier, framför allt söder och öster om Fårö samt på de grunda bankar och rev som omfattas av Salvorev och norrut till Gotska Sandön (Figur 4). Gråsäl är en utpekad art för Natura 2000-området Gotska Sandön-Salvorev.



Figur 4. Data från svenska övervakningsprogrammet av de gråsälkolonier som inventeras på norra Gotland (gröna punkter); punkterna motsvarar det genomsnittliga antalet sälar mellan 2010–2024. Blå polygon visar Natura 2000-området Gotska Sandön-Salvoren. Kappelshamn visas som röd punkt. Bakgrund: ESRI satellitfoto.

2.2.3 Sammanfattning status och skydd

Både tumlare och gråsäl var mer talrika i slutet av 1800- och början av 1900-talet jämfört med i dag (Harding & Härkönen 1999; Havs- och vattenmyndigheten 2021). Beståndet av gråsäl har tillvuxit under de senaste decennierna och populationen bedöms vara livskraftig (LC), medan antalet tumlare i Östersjön är mycket lågt och populationen bedöms vara akut hotad (CR).

Tumlare är upptagen i EU:s art- och habitatdirektiv bilaga 2 (arter vars livsmiljö skall skyddas) och 4 (arter som kräver strikt skydd) medan gråsäl är upptagen i bilaga 2 och 5 (arter som kan behöva särskilda förvaltningsåtgärder). Arterna omfattas dessutom av ett flertal konventioner (Tabell 1).

Tabell 1. Status och skydd av tumlare, knobbsäl och gråsäl i Östersjön (HELCOM – Helsinkikonventionen, CITES – Washingtonkonventionen, ASCOBANS - Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas, Bernkonventionen – Europarådets konvention om skydd av europeiska vilda djur och växter samt deras naturliga miljö).

Dokument	Tumlare	Gråsäl
	(Östersjöpopulationerna)	
Sveriges Rödlista	Akut hotad (CR)	Livskraftig (LC)
HELCOM Red List	Akut hotad (CR)	Livskraftig (LC)
IUCN Red List	Akut hotad (CR)	Livskraftig (LC)
CITES	Bilaga II, IV	-
EU's Habitatdirektiv (92/43/EEC)	Bilaga II, IV	Bilaga II, V
Bernkonventionen	Bilaga II	Bilaga III
Bonnkonventionen	Bilaga II	Bilaga II
ASCOBANS	Omfattas	-
HELCOM	Omfattas	Omfattas
EU's Havsmiljödirektiv	Omfattas	Omfattas
Artskyddsförordningen 2007:845	4–5 §	5 §

3. Tumlare

Tumlare är en liten tandval, där vuxna individer når en längd på mellan 140–170 cm och en vikt på mellan 40–70 kg (Lockyer & Kinze 2003). Den har en mörkgrå rygg med ljusare sidor och buk och en ljus linje från mungipan, trubbigt huvud och till skillnad från delfiner en liten triangulär rygghena (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Tumlare hoppar sällan över ytan.

3.1 Ekologi

Hanar blir könsmogna vid 3–4 års ålder och honor något år senare, men blir sällan dräktiga första året (Read & Hohn 1995; Lockyer 2001; Lockyer & Kinze 2003). Honorna föder en kalv vart eller vartannat år (Lockyer & Kinze 2003). Tumlare blir sällan äldre än 12 år (Read & Hohn 1995; Lockyer 2001; Lockyer & Kinze 2003).

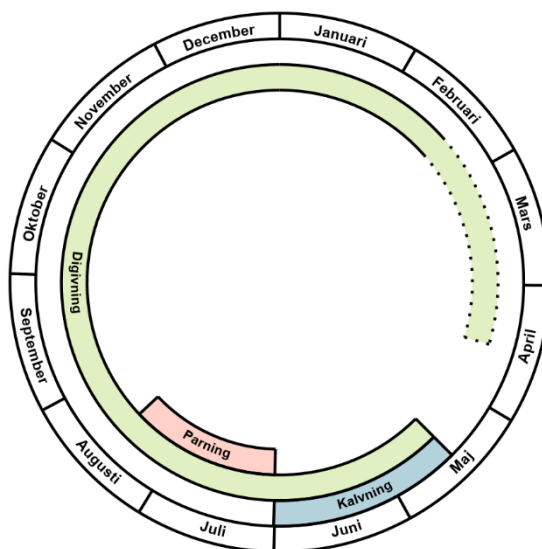
Östersjöpopulationen är inte välstuderad men antas ha en årscykel som liknar Bälthavstumlarnas. Dessa parar sig mellan juni-augusti och honorna är dräktiga i 10–11 månader innan de kalvar i maj-juni (Figur 5) (Lockyer 2001 2003; Lockyer & Kinze 2003). Kalvarna, som väger ca 5–7 kg vid födseln, dias i 8–10 månader men börjar äta fisk efter 3-4 månader (Lockyer 2003; Lockyer & Kinze 2003). Kalvar har relativt låga överlevnadschanser, vilket ofta begränsar den möjliga tillväxttakten, men modeller indikerar att den är ännu lägre i Östersjön (Cervin m.fl. 2020).

3.2 Diet

Tumlare är specialiserade på fisk och sammansättningen av födan varierar geografiskt och över året, sannolikt till följd av varierande förekomst av bytesfiskar (Aarefjord m.fl. 1996; Sveegaard m.fl. 2012; Andreassen m.fl. 2017). I Östersjön består tumlarens föda av sill (*Clupea harengus*), skarpsill (*Sprattus sprattus*) och torsk (*Gadus morhua*) (SAMBAH 2016b; Andreassen m.fl. 2017; SLU Artdatabanken 2022). Baserat på maginnehållsanalys förefaller bytena vara omkring 17-25 cm, även om akustisk analys av jakt tyder på att många kan vara mindre, mellan 3-10 cm, vilka möjligen är svåra att identifiera i maginnehåll (Aarefjord m.fl. 1996; Sveegaard m.fl. 2012;

Wisniewska m.fl. 2016; Andreasen m.fl. 2017). Tumlare är mer aktiva nattetid och är mycket effektiva jägare med en 90-procentig jaktframgång (Linnenschmidt m.fl. 2013; Wisniewska m.fl. 2016).

De flesta dyk är grundare än 30 meter och normalt hämtar tumlare luft varannan minut, men dyk ned till 220 m har noterats och de kan hålla andan 5–6 minuter (SAMBAH 2016b; SLU Artdatabanken 2022).



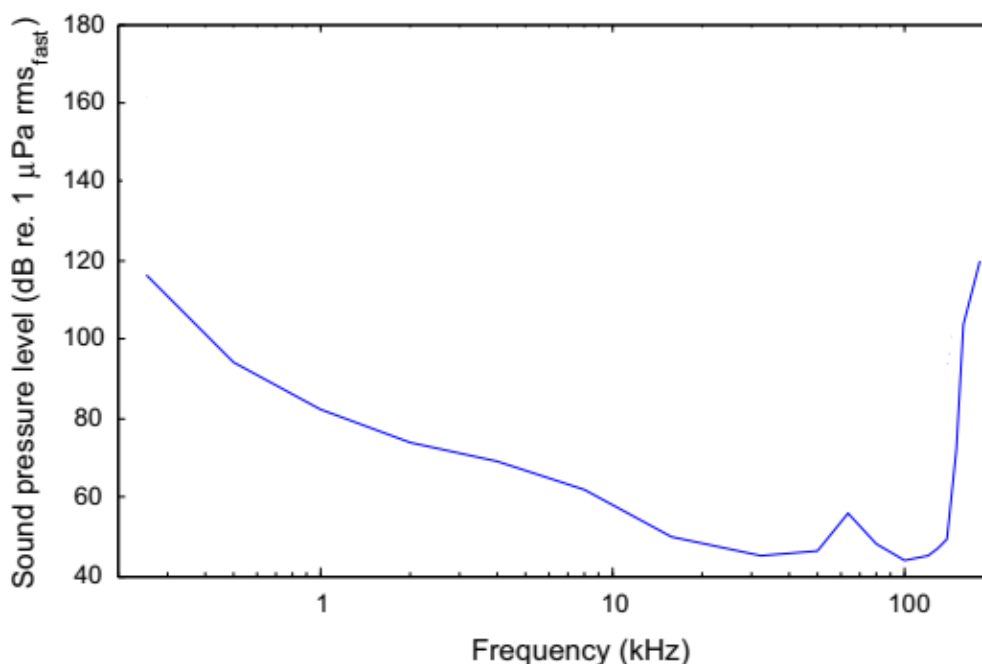
Figur 5. Schematisk bild över tumlarens årcykel. Figur modifierad från Carlström & Carlén (2016) utifrån data från Börjesson & Read (2003) samt Lockyer & Kinze (2003).

3.2.1 Ekolokalisering och hörsel

Tumlare använder ekolokalisering för att jaga, orientera sig och kommunicera, och ekolokaliserar nästan oavbrutet (Linnenschmidt m.fl. 2013; Wisniewska m.fl. 2016). Detta innebär att tumlare sänder ut högfrekventa klickljud i intervallet 115–145 kHz och identifierar byten eller objekt i vattnet utifrån ekot (Teilmann m.fl. 2008; Linnenschmidt m.fl. 2013; Wisniewska m.fl. 2016; Amundin m.fl. 2022). Det är ofta litet bakgrundsbrus i det här intervallet vilket förbättrar precisionen (Amundin m.fl. 2022). Förmågan att ekolokalisera innebär att tumlare kan jaga i mörker, nattetid, på stora djup och i grumligt vatten.

Studier har visat att tumlare kan uppfatta ljud i intervallet mellan 0,25–180 kHz, men är särskilt känsliga för ljud i intervallet 16–140 kHz (Figur 6) där hörseltröskeln är ungefär 40 dB re 1 μ Pa.

Tumlare är känsliga för buller och flyr ofta om de exponeras för buller som överskrider hörseltröskeln med 40–50 dB. Flyktbeteendet är främst kopplat till plötsliga ljud, men har också observerats vid kontinuerligt buller från fartyg (Tougaard m.fl. 2015; Wisniewska m.fl. 2016). Fartygsbuller varierar mellan fartyg och typ av motorer, särskilt kraftigt buller från snabbgående fartyg kan ge reaktion på upp till ca sju km avstånd där tumlare reagerar genom att avbryta sin ekolokalisering och dyka mot botten (Dyndo m.fl. 2015; Wisniewska m.fl. 2018). Exponering för plötsliga eller upprepade ljud eller kan åsamka skador i form av tillfällig (TTS) eller permanent (PTS) hörselnedsättning (Southall m.fl. 2008; Tougaard m.fl. 2015).



Figur 6. Audiogram för tumlare. Den blå kurvan visar hörseltröskeln för ljud vid olika frekvenser, och tumlare uppfattar ljud ovanför kurvan. Figur anpassad från Tougaard m.fl. (2015) baserat på data från Kastelein m.fl. (2010).

4. Gråsäl

Gråsäl är den största sälarten i Sverige. Hanar kan bli 2,3 m i längd och väga upp till 300 kg medan honorna är mindre, med längd runt 1,8 m och en vikt på 150 kg (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Pälsen varierar mellan nästan svart till silvergrå och brun, och hanar ofta är mörkare än honor (Køie & Svedberg 2004). Till skillnad från exempelvis knubbsäl har gråsäl en rak huvudprofil med spetsig nos och parallella näsborrar.

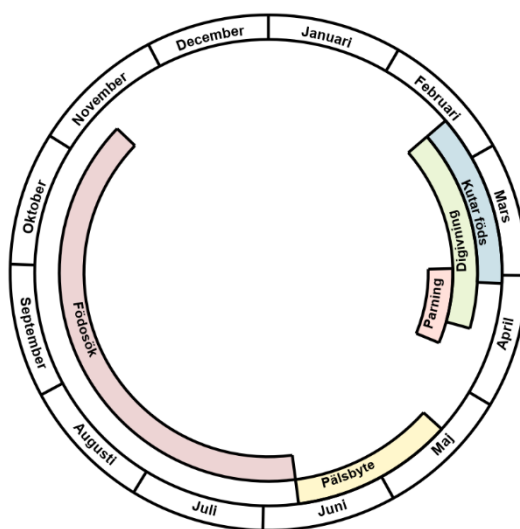
4.1 Ekologi

Honorna blir könsmogna vid 3–5 års ålder och hanarna något senare (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Gråsäl parar sig på land och eftersom hanarna konkurrerar om honorna gynnas äldre och dominanta individer (Boness & James 1979). Honorna föder ofta sin första kut efterföljande år, och sedan en kut vart eller vartannat år. Gråsäl blir sällan äldre än 30 år (SLU Artdatabanken 2022).

Medan gråsäl i Nordatlanten föder sina kutar på hösten, från september i södra England till november och december i Skottland, infaller östersjögråsälens kutperiod i februari-mars (Figur 7) (Hansen & Høgslund 2021). Honorna återvänder ofta till samma plats varje år för att föda sina kutar (Langley m.fl. 2020). I norra Östersjön föds de flesta kutar på drivis, medan längre söderut föds kutar på land (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Under milda vintrar föds också i norr fler kutar på land och utsätts då för mer trängsel, stress, och infektioner som resulterar i sämre överlevnad (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Vid födseln väger kuten cirka 12 kg och har under de första veckorna en tät, vit kutpäl som inte är vattentät vilket hindrar kutarna från att fly ned i vattnet vid fara (Olsen m.fl. 2010). Kutarna dias i ungefär tre veckor, vilket kan kosta honan nästan 50 % av kroppsvikten. I slutet av digivningsperioden sker parningen, då dominant

hanar har skaffat sig harem med upp till trettio honor (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Gråsäl har fördröjd fosterutveckling vilket innebär att ägget inte implanteras i livmodern under flera månader. Efter parningen beger sig sälarna ut till havs för födosök och återhämtning, men samlas igen under maj-juni för pälsbyte.

Under sommar och höst rör sig sälarna över stora delar av Östersjön för födosök. Satellitövervakning av sälmar märkta på Måkläppen på Falsterbonäset och i södra Danmark har visat att gråsälarna kan simma långa avstånd och kan ta sig mellan Sverige, Danmark, Tyskland och Estland, även om de flesta är mer stationära än så (Fietz m.fl. 2016; Hansen & Høgslund 2021).



Figur 7. Schematisk bild av gråsälens årscykel i Östersjön. Data från Havs- och Vattenmyndigheten (2019).

4.2 Diet

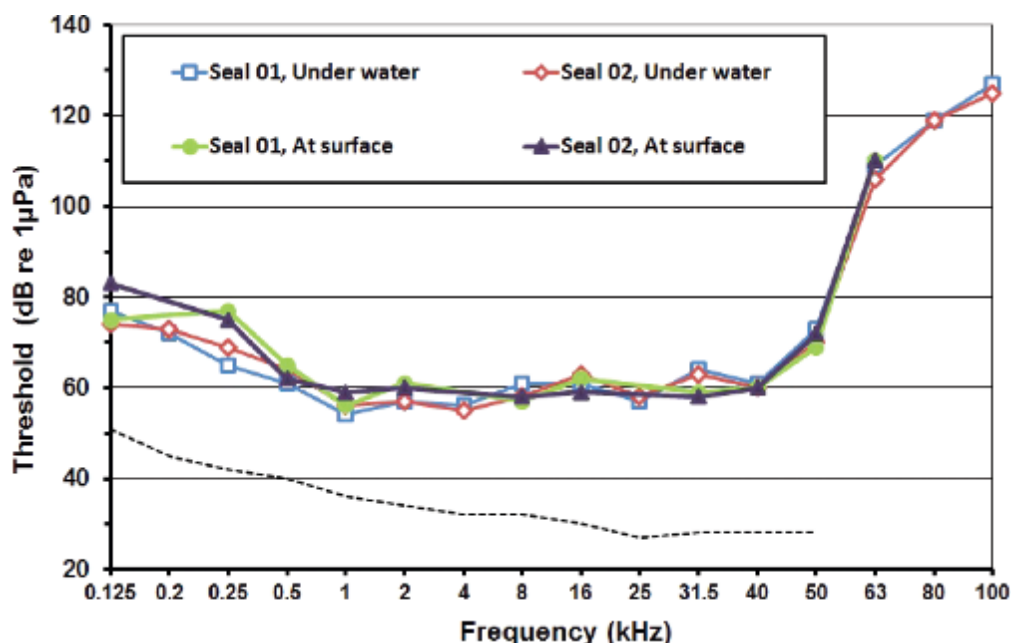
Gråsäl är en opportunistisk toppredator och spillningsprover har visat att dieten varierar geografiskt, över säsongen och mellan år (ICES 2021). Gråsälens byten har en medellängd på knappt 17 cm och en säl beräknas äta 2–3% av sin kroppsvikt per dag (Lundström m.fl. 2007). Det är dock stor variation i det dagliga födointaget och vuxna säl kan fasta i 5–6 veckor i samband med reproduktion och pälsbyte (Austin m.fl. 2006). Kvaliteten på bytet kan påverka kutarnas kondition och få effekter i vuxen ålder (Kauhala m.fl. 2016; Kauhala & Kurkilahti 2020).

4.3 Jaktbeteende och hörsel

Få direkta studier har gjorts på gråsälars jaktbeteende eller hur de använder sina sinnen. Dels jagar de under vatten, ibland på stora djup, vilket förhindrar opportunistiska studier (Beck m.fl. 2007), dels saknas experimentella data, exempelvis audiogram, eftersom de sällan hålls i fångenskap. De flesta experimentella studier har i stället fokuserat på knubbsäl som oftare förekommer i fångenskap. Dock hör både gråsäl och knubbsäl till familjen öronlösa säl (Phocidae), och utifrån likheter i fysiologi och kraniets anatomi, samt likartad ekologi, är det vanligt att anta att den kunskap som samlats in för knubbsäl också kan appliceras på gråsäl (Damsgaard Henriksen m.fl. 2001; Kienle & Berta 2016). Fältobservationer av vilda gråsäl och knubbsäl tyder också på att de reagerar på likartat sätt (Russell m.fl. 2016; Aarts m.fl. 2017).

Beteendeeperiment tillsammans med anatomiska studier tyder på att sälar använder både syn, hörsel och känsel under vattnet, och att dessa kompletterar varandra (Beck m.fl. 2007; Viviant m.fl. 2014). Knubbsälar har ett brett synfält och ser väl också i dåligt ljus, och jagar sannolikt med hjälp av synen om det är möjligt (Weiffen m.fl. 2006; Hanke & Dehnhardt 2018). Förekomst av vilda, blinda sälar i gott hull visar dock att syn inte är kritisk (Lockley 1967; Dehnhardt & Kaminski 1995). Sälar har mycket känsliga morrhår runt nos och ögon, och experiment har visat att de gör det möjligt för sälar uppfatta mycket små vattenrörelser från fiskars gällock och simrörelser (Dehnhardt & Kaminski 1995; Dehnhardt m.fl. 2001; Niesterok m.fl. 2017). Lukt antas vara mindre viktig då näsborrarna stängs under dyk (Hanke & Dehnhardt 2018).

Sälar använder hörsel för att upptäcka fara och kommunicera med artfränder (Deecke m.fl. 2002; Bodson m.fl. 2006; Aarts m.fl. 2017). De hör väl över ett brett frekvensområde både i luft och vatten och är mest känsliga för ljud inom intervallet 0,5–40 kHz (Figur 8). Till skillnad från tumlare är sälar därför känsliga också för lågfrekventa ljud, men trots god hörsel är det möjligt att sälar är mindre störningskänsliga än tumlare (Bergström m.fl. 2012). Till exempel verkade inte knubbsälar reagera då de utsattes för fartygsbuller, medan när gråsälars experimentellt utsattes för pålningsbuller försämrades jaktframgången (Hastie m.fl. 2021; ICES 2021). Exponering för kraftigt eller långvarigt buller kan åsamka sälar temporära (TTS) eller permanenta (PTS) hörselskador (Kastelein m.fl. 2012; Hastie m.fl. 2015).



Figur 8. Audiogram för två simmande knubbsälar (Seal 01 och Seal 02) i ytläge (gröna cirklar respektive svarta trianglar) och under vattnet (blå fyrkanter respektive röda romber). Streckad linje visar det genomsnittliga bakgrundsljudet under mätningarna. Figur från Kastelein m.fl. (2018).

5. Påverkan

Exakt vilka aktiviteter som kommer att krävas för arbetet i Kappelshamn är inte klarlagt, men de kan förväntas omfatta pålning, spontning, borring muddring, och sannolikt också sprängning. Den påverkan på marina däggdjur kan utsättas för består i första hand av undervattensbuller samt i viss mån av grumling och sedimentspridning och eventuellt störning från fartyg som

används i samband med arbetet. Med undervattensbuller avses här undervattensljud som har antropogent ursprung, till exempel ekolod, fartygstrafik och undervattenskonstruktioner. I nuläget avses inga bullermodelleringar genomföras varför stycke 5.1.4 är baserat på information i litteratur och förenklade påverkansberäkningar baserade på denna.

För tumlare bedöms betydelsen av de grunda, kustnära vattnen norr om Gotland som medel på en tregradig skala från låg till hög (Figur 1). Området kan i huvudsak antas vara ett födosöksområde, framför allt vintertid, medan artens viktiga parnings- och kalvningsområden där beståndet samlas under vår och sommar ligger söder om Gotland, på ett avstånd av drygt 110 km (se avsnitt 2.2.1 och Figur 3). För gråsäl hör området till artens huvudsakliga utbrednings- och reproduktionsområde i Östersjön, med de närmaste sälkolonierna öster om Fårö och på Gotska Sandön (Figur 3). För bägge arterna är det därför enskilda, förbisimmande individer som kan förväntas påverkas. Det går inte utifrån tillgängligt dataunderlag att säga i vilken utsträckning tumlare eller säl uppehåller sig specifikt i eller kring mynningen av Kappelshamnsviken.

5.1 Buller

Vatten är ett tätare medium än luft och effekten av ljud i vatten skiljer sig från ljud i luft. Marina däggdjur hör väl under vatten och för många arter, inklusive tumlare, är hörseln ett mycket viktigt sinne vilket gör dem särskilt känsliga för buller. Eftersom deras inneröron har samma generella uppbyggnad som andra däggdjur kan de också drabbas av liknande hörselskador.

5.1.1 Ljud under vatten

Ljud är en tryckvåg som mäts relativt det omgivande trycket över en tidsperiod. Ljudtrycket beskriver ljudvågens amplitud, vilken kan mätas som toppvärdet (SPL_{topp}) eller som det kvadratiska medelvärdet (SPL_{rms}) över en viss tid (Tougaard 2021a). Ljudtryckets nivå (eller ljudnivån) anges med begreppet SPL (sound pressure level). Vanligen beräknas SPL_{rms} över den så kallade integrationstiden i ett däggdjurs öra (typiskt 125 ms), det vill säga det minsta intervall som krävs för att signaler kan uppfattas som separata ljud. Ljudnivån mäts utifrån ett referenstryck på 1 μPa så att enheten är dB re 1 μPa . För att mäta kraften i ett ljud används därtill ofta måttet SEL (sound exposure level) som anger den kumulativa akustiska energin i ljudet, normaliserat till 1 s varaktighet (Tougaard 2021a). SEL är ett mått på den ljudenergi som tagits emot och gör det möjligt att jämföra olika exponeringar.

Utöver amplitud kännetecknas ljudvågor av sin frekvens, mätt i herz (Hz). För att djur ska uppfatta ljud måste signalen registreras av örats hörselnäcka, och känsligheten för olika frekvenser är artspecifik. Hur arter reagerar på ljud vid olika frekvenser kan visas i audiogram, som anger hörseltröskeln över ett frekvensintervall, det vill säga den ljudnivån som krävs för att djuret skall uppfatta ljudet (se t. ex. Figur 5 och 7). Praktiskt kan ljudnivån klassificeras utifrån möjlig effekt på djuret på en skala från det att djuret detekterar ljudet till att ljudet orsakar fysisk skada (Tabell 2). Huruvida ljud är hörbart eller orsakar en fysisk skada kan bedömas från jämförelser med empiriskt uppmätta trösklar, men för att avgöra om ljud kan maskera eller utlösa en beteendereaktion måste hänsyn tas till ljudets sammansättning och artens känslighet och kräver ofta beteendestudier. För att en ljudsignal ska kunna uppfattas behöver den också överstiga bakgrundsljudet. Tumlare har dock observerats uppfatta signaler under bakgrundsljudet, vilket skulle kunna tillskrivas en förmåga att urskilja riktat ljud, eller skillnader i frekvens och rytm mellan signal och bakgrundsljud (Madsen m.fl. 2006; Erbe m.fl. 2016).

Utöver detta görs skillnad på impulsivt och kontinuerligt buller, där impulsivt buller mycket snabbt uppnår sin maxamplitud varefter ljudstyrkan mer sakta klingar av. För explosioner uppnås maxamplituden i praktiken momentant och dessa behandlas separat. Fysiologisk påverkan beror på typen av ljud.

Tabell 2. Effekter av ljud på marina däggdjur. Tabell anpassad från FEIA (2016).

Kategori	Effekt
Detektion	Djuret kan upptäcka ljudet, men ingen reaktion ses.
Maskering	Ljudet döljer naturliga ljud och stör förmågan att höra kommunikationssignaler eller andra viktiga ljud.
Reaktion	Ljudet orsakar en förändring i beteende, t.ex. avbrott i födosök, undvikande manövrer, förändrat dykbeteende, eller flykt.
TTS (temporary threshold shift)	Övergående hörselskada som innebär tillfälligt sämre förmåga att uppfatta ljud inom det skadade frekvensområdet.
PTS (permanent threshold shift)	Bestående hörselskada som ger permanent sämre förmåga att höra ljud inom det skadade frekvensområdet.
Stöt vågstrauma	Risk vid explosioner: mycket högt topstryck och närmast momentan toppamplitud innebär att tryckvågen kan försätta luftfyllda hålrum som lungor och inneröron i svängning. Den även medföra att gas löst i vävnader och blod kan kontrahera för att sedan expandera. Detta kan ge bristningar och skador på närliggande vävnader och organ, vars effekter kan vara övergående till dödliga.

De metoder som används i bullerstudier på marina däggdjur varierar med typ av studie och har därtill utvecklats de senaste decennierna. Exempelvis kan studier på djur i fångenskap använda sig av playback med ljud vars exakta sammansättning är känd, medan studier på vilda djur ofta anger ljud i uppmätt SEL, ibland i kombination med modellerad propagering av ljud i vatten. För att bedöma påverkan är det vanligt att använda så kallad frekvensviktnings där frekvenssammansättningen av ett ljud viktas enligt en algoritm som baserats på audiogram, och som enkelt uttryckt beskriver hur kraften i ett ljud uppfattas av olika arter (Tougaard 2021a). Audiogram har tagits fram för ett antal arter av marina däggdjur, som tillsammans med information om anatomi och ljudproduktion sammanställts till viktningsalgoritmer för sex funktionella hörselgrupper (lågfrekventa LF, högfrekventa HF och mycket högfrekventa VHF valar, sjökor SI, sälar PCW och andra marina rovdjur OCW) (Southall m.fl. 2019; Tougaard 2021a). För tumlare används viktningsalgoritmen VHF och för sälar PCW.

5.1.2 Gränsvärden

Sverige saknar nationella gränsvärden för bullerexponering för marina däggdjur. Inom projektet Vindval togs dock fram underlag för reglering av undervattensbuller (Andersson m.fl. 2016). Sedan den rapporten publicerades har amerikanska National Marine Fisheries Service (NMFS) publicerat nya riktlinjer utifrån senare forskning (NMFS 2018; se också Southall m.fl. 2019), som också utgör basen för de tröskelvärden som danska Energistyrelsen tagit fram. En revidering av danska gränsvärden för bullerexponering för tumlare och säl har föreslagits av Tougaard (2021a).

För tumlare och säl har gränsvärden tagits fram för TTS och PTS, separat för kontinuerligt och impulsivt ljud. För buller mäts dels toppnivån (SPL_{topp}), dels den samlade effekten av buller (det ackumulerade SEL_{kum}) och kan viktas för tumlare (filter VHF) och säl (filter PCW). För upprepade ljud, exempelvis upprepade slag vid pålning, kan SEL_{kum} beräknas för enskilda slag eller ackumulerat över längre tid (ofta flera timmar). Dessa redovisas i Tabell 3.

Kappelshamn – marina däggdjur

Tabell 3. Föreslagna och antagna gränsvärden för hörselskada (TTS och PTS) för tumlare och säl, för impulsiva och icke-impulsiva ljud. Gränsvärdena för SEL_{kum} är viktade (enligt VHF för tumlare och PCW för säl) med undantag för de som hämtats från Andersson m.fl. (2016). Enheten för SEL_{kum} är dB re 1 μPa²s och enheten för SPL_{topp} dB re 1 μPa.

Art	Impulsivt				Icke-impulsivt		Källa
	TTS		PTS		TTS	PTS	
	SEL _{kum}	SPL _{topp}	SEL _{kum}	SPL _{topp}	SEL _{kum}	SEL _{kum}	
Tumlare	140	196	155	202	153	173	(NMFS 2018; Southall m.fl. 2019; Tougaard 2021a) (Andersson m.fl. 2016)
	164 SEL _{enkel} / 175 SEL _{kum,>1h}	194	179 SEL _{enkel} / 190 SEL _{kum,>1h}	200			
Säl	170	212	185	218	181	201	(NMFS 2018; Southall m.fl. 2019; Tougaard 2021a)

Hur undervattenssprängningar påverkar marina däggdjur är mindre välstuderat. I en sammanställning av kunskapsläget tog FOI fram gränsvärden för stötvågstrauma, PTS och TTS för tumlare och säl genom litteraturstudier som specifikt avses explosionsbuller (Andersson m.fl. 2017). Dessa gränsvärden kvalificerades med att ange graden av skada (mycket sannolik: skadan har påvisats i experiment eller hos de flesta individer; sannolik: skada har påvisats hos flera individer eller nivån har beräknats fram). För TTS och PTS har gränsvärden också tagits fram för amerikanska flottan (US NAVY; Accomando m.fl. 2024). Dessa redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Tröskelvärden för explosioner: dessa omfattar stötvågstrauma, PTS och TTS för tumlare och säl. Tröskelvärdena anges som SPL eller SEL (enhet dB re 1 μPa, respektive dB re 1 μPa²s).

Art	Skada	Grad	Tröskel	Källa tröskel
Tumlare	Stötvågstrauma	mycket sannolik	225 (SPL)	FOI 2018; Andersson m fl 2018
	Stötvågstrauma	sannolik	217 (SPL)	FOI 2018; Andersson m fl 2018
	PTS	mycket sannolik	190 (SEL)	FOI 2018; Andersson m fl 2018
	PTS	sannolik	179 (SEL)	FOI 2018; Andersson m fl 2018
	PTS		202 (SPL)	US NAVY 2024; Accomando m fl 2024
	TTS	mycket sannolik	164 (SEL)	FOI 2018; Andersson m fl 2018
	TTS		196 (SPL)	US NAVY 2024; Accomando m fl 2024
Säl	PTS	sannolik	200 (SEL)	FOI 2018; Andersson m fl 2018
	PTS		223 (SPL)	US NAVY 2024; Accomando m fl 2024
	TTS	mycket sannolik	178 (SEL)	FOI 2018; Andersson m fl 2018
	TTS		217 (SPL)	US NAVY 2024; Accomando m fl 2024

Det har gjorts försök att ta fram gränsvärden för beteendereaktion. Dessa anges oftast oviktade och beror på ljudkälla, men baserat på sex studier av tumlare och två av sälar föreslog Tougaard (2021b) viktade gränsvärden för beteendereaktion för tumlare och gråsäl. Exempel på dessa presenteras i Tabell 5.

Tabell 5. Exempel på trösklar för observerad beteendereaktion hos tumlare och säl, samt viken sorts ljudkälla som studerades. Enheten för SEL är dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ och för SPL dB re 1 μPa .

Art	Tröskel	Ljudkälla	Källa
Tumlare	SPL _{rms} 140	Olika	(Southall m.fl. 2008)
	SEL _{enkel} 140	Pålning	(Skjellerup m.fl. 2015)
	SPL 143	Pålning	(Brandt m.fl. 2018)
	SPL 96	Fartyg (höghastighet)	(Wisniewska m.fl. 2018)
	SEL 145–151 / SPL _{topp-topp} 165–172	Seismisk undersökning	(Thompson m.fl. 2013)
	SPL 122	Sonar	(Kastelein m.fl. 2019)
	SPL _{rms} 119–121	Akustisk skrämman	(Brandt m.fl. 2013)
	SPL _(viktat VHF) 103	Pålning	(Tougaard 2021b)
Gråsäl	SPL _(viktat PCW) 120	Pålning	(Tougaard 2021b)

5.1.3 Skyddsåtgärder

Olika mekaniska skyddsåtgärder kan användas för att minska spridningen av undervattensbuller av vilka de vanligaste är bubbelgardiner och HSD (hydro sound damper). Bubbelgardiner, enkla eller dubbla, skapas genom att komprimerad luft pressas genom perforerade rör eller slangar som ligger på botten eller suspenderas i vattenkolumnen. Bubblorna stiger från öppningarna och bildar, optimalt, en tät barriär som genom hela vattenpelaren. Hur mycket ljudet minskar beror på volymen komprimerad luft, gardinens täthet bubblornas storlek (BMU 2014). HSD utgörs av ett slags nät med ljudabsorberande komponenter som består av skum- eller gummimaterial. Konfigurationen av HSD kan anpassas till de specifika omständigheterna.

Effekten av bullerdämpande bubbelgardiner på marina däggdjur har framför allt studerats i samband med pålning av monopiles för vindkraftverk (Brandt m.fl. 2018; Koschinski & Lüdemann 2020). Det finns dock exempel på bubbelgardiner som använts för att begränsa påverkan av buller från sprängningar i en smal vik (Skålsvik m.fl. 2019) och vid pålning i samband med ombyggnad av kajkanter för att förhindra att buller stör vandrande fisk¹.

Andra metoder för att minska påverkan på marina däggdjur i samband med aktiviteter som genererar höga bullernivåer kan vara igångsättning av utrustning med så kallad "soft start"/"ramp-up" där ljudnivå och intensitet sakta stiger. Det ger djur som befinner sig i närheten möjlighet att lämna området innan ljudnivåerna blir skadliga. För borring implementeras ramp-up som en del av processen eftersom det inte går att borra maximalt direkt.

Genom att använda pingers eller andra akustiska skrämman innan arbete inleds kan tumlare och säl kan tillfälligt skrämmas bort från det område där de riskerar utsättas för TTS eller PTS.

För just undervattenssprängningar har brittiska JNCC (Joint Nature Conservation Committee) tagit fram riktlinjer för att minimera påverkan på marina däggdjur (JNCC 2025). Dessa inkluderar förutom bullerreducerande skyddsåtgärder som bubbelgardiner också direkt observation av

¹ Hakiman, R. 2023-03-01. Bubble curtain speeds up Tyneside piling works by dampening noise. New Civil Engineer. URL: <https://www.newcivilengineer.com/innovative-thinking/bubble-curtain-speeds-up-tyneside-piling-works-by-dampening-noise-01-03-2023/>

närvaro av marina däggdjur, dels genom visuell övervakning av ett närområde av observatörer (s.k. MMOs, marine mammal observers) för att upptäcka ytsimmande djur, dels genom passiv övervakning med POD:ar (se avsnitt 2.2.1). Visuell övervakning fungerar endast dagtid, medan POD:ar registrerar tumlare effektivt men är sämre på att notera sälar. Om riskområdet är större än 1 km rekommenderas användning av akustiska skrämmor. JNCC avråder helt från så kallade skrämmedetonationer ("scare chargers"). Om undervattenssprängningar föregås av borring kan bullret från detta utgöra en form av akustisk skrämna.

5.1.4 Påverkan av buller från olika källor

Påverkan från buller kan kvantifieras som den yta inom vilken bullernivåer kan påverka tumlare och sälar. Hur stor yta det handlar om beror på ljudnivåerna vid källan men också hur ljudet fortplantar sig i vatten, vilket beror på ljudets sammansättning och på batymetriska och hydrologiska omständigheter på platsen.

I vatten minskar ljudnivåerna (så kallad *transmission loss*) ungefär logaritmiskt med avståndet till källan, men högfrekventa signaler avtar snabbare än lågfrekventa, och saltare vatten absorberar mer ljud än sötvatten (Andersson & Johansson 2013). Beräkningar visade exempelvis att ljudet från en sonar kan störa tumlare inom en radie av 7 km i Skagerrak medan motsvarande avstånd i Östersjön var 20 km. Därtill absorberar leriga mjukbottnar mer ljud än hårdare sediment som grus och berg, och topografiskt komplicerade miljöer som skärgårdar kan kanalisera eller blockera ljud i olika riktningar (Ballard & Lee 2017; Aune m.fl. 2018).

Inga formella bullermodelleringsplaner inför arbetena varför påverkan har beskrivits utifrån information i litteratur och förenklade beräkningar baserade på denna.

Muddring

Buller från muddringsaktiviteter varierar mellan fartyg och mudderverk. Mudderverk genererar huvudsakligen lågfrekvent buller där den mesta ljudenergin ligger på frekvenser under 1 kHz, även om högre signaler också kan avges (McKenna m.fl. 2012; Todd m.fl. 2015). I en studie beräknades mudderverk kunna ge beteendereaktioner hos tumlare och säl på 400 m avstånd, medan riskavståndet för TTS eller PTS uppgick till drygt 70 m (McQueen m.fl. 2020).

Spontning och pålning

Bullernivåerna från spontning och pålning beror på pålens diameter och hammarens slagenergi (Dähne m.fl. 2013; Andersson m.fl. 2016). I samband med pålning och spontning i Göteborgs hamn uppskattades slagenergin till 10 kJ vid full effekt, motsvarande en källnivå på ca 208 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ ($\text{SEL}_{\text{enkel}}$) (Lindström m.fl. 2021). Generella värden för olika typer av pålar 10 m från källan varierade mellan 157-194 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ ($\text{SEL}_{\text{enkel}}$) för timmerpåle respektive 96-tums gjutet stål (Molnar m.fl. 2020). Hur stort område som påverkas beror på hur ljudet sprider sig under vatten. Ett riktmärke för pålning i samband med hamnkonstruktion kan fås i Tabell 7 i Andersson m. fl (2016) där ljudnivåer på 157 respektive 159 SEL (183 respektive 185 SPL_{topp}) uppmättes på 750 m avstånd för pålar med diameter 0,9 – 1,0 m. Dessa nivåer är under gränsvärdena för TTS och PTS för både tumlare och säl (se Tabell 3).

Sprängning

Vid sprängningar under vatten bildas först en stötvåg som följs av en oscillerande gasbubbla. Stötvågens maxamplitud kan vara mycket hög och uppnås i praktiken momentant. För varje oscillation stiger bubblan mot ytan vilket till slut resulterar i vattenuppkast (Andersson m.fl.

2017). Konfiguration av sprängladdningarna, till exempel hur nära botten de placeras eller om flera placeras tillsammans, har föreslagits kunna påverka bullernivåerna (Aune m.fl. 2018).

Istället för en formell bullermodellering har potentiell påverkan från sprängningar beskrivits utifrån en förenklad spridningsmodell, där bullernivåer från en detonation enbart beräknas utifrån mängden sprängmedel (TNT; Andersson m.fl. 2017). Jämförelse av modellens utfall med fysiska mätningar visade att den överskattar topstrycket något, vilket innebär att kvantifiering av påverkan blir konservativ (Andersson m.fl. 2017). Avvikelsen kan bland annat förklaras med att modellen inte tar hänsyn till effekten av reflektioner vid botten och ytan, eller hur olika ljudhastigheter i vattenpelaren påverkar spridning. Ju längre ljudvågen färdas desto större blir effekten av dessa förenklingar varför avvikelsen mot uppmätta ljudnivåer kan förväntas öka med avståndet till ljudkällan.

Eftersom det inte är klargjort vilka nivåer som planeras för sprängningarna kördes modellen för tre olika mängder sprängmedel, i relevanta storleksnivåer utifrån mätstudier (Aune m.fl. 2018; OSC 2021), och utfallet från modellen jämfördes med framtagna trösklar. För stötvågstrauma användes trösklarna från FOI och för TTS och PTS valdes de trösklarna från US NAVY då dessa är nyare. Påverkansavståndet är det avstånd där tröskelvärdena överskrider (Tabell 6).

Tabell 6. Beräknade påverkansavstånd för sprängning med olika mängder sprängmedel. Påverkansavstånden omfattar stötvågstrauma, PTS och TTS för tumlare och säl. Tröskelvärdena anges som SPL (enhet dB re 1 μ Pas), se Tabell 4.

Art	Skada	Tröskel	Påverkansavstånd (km)			Källa tröskel
			12,5 kg	50 kg	100 kg	
Tumlare	<i>Stötvågstrauma</i>	225 (SPL)	0,36	0,56	0,71	FOI 2018
	<i>Stötvågstrauma</i>	217 (SPL)	0,80	1,27	1,60	FOI 2018
	<i>PTS</i>	202 (SPL)	3,70	5,88	7,40	US NAVY 2024
	<i>TTS</i>	196 (SPL)	6,82	10,84	13,65	US NAVY 2024
Säl	<i>PTS</i>	223 (SPL)	0,44	0,69	0,87	US NAVY 2024
	<i>TTS</i>	217 (SPL)	0,80	1,27	1,60	US NAVY 2024

Modellutfallet visar att den allvarligaste typen av skada, stötvågstrauma, kan förväntas upp till 1,6 km avstånd för en detonation med 100 kg sprängmedel, medan riskområdet för PTS och TTS varierar mellan 3,7 – 13,7 km. Dessa beräkningar inkluderar inte bullerdämpande åtgärder.

Baserat på schablonberäkningar föreslagna av Danska Energistyrelsen kan en skrämmd tumlare fly i en hastighet av 1,5 m/s (Energistyrelsen 2022). Skulle den simma konstant i den farten i 20 minuter hinner den tillryggelägga en sträcka på 1,8 km, förutsatt att det mottagna ljudet är högt nog för att trigga flyktbeteende. Används exempelvis buller från ramp-up som en förebyggande skrämsemetod bör spridningen av detta has i åtanke.

Schablonberäkningarna omnämner inte sälar, men studier på sälars rörelsemönster indikerar en något högre maximal färdhastighet på 2 m/s (McClintock m.fl. 2013; Russell m.fl. 2016).

Fartyg

Fartygsbuller varierar beroende på typ av fartyg, propelleregenskaper och bottenpografien, men med undantag för mindre och snabbgående fartyg med snabbroterande propellrar är huvuddelen av bullret lågfrekvent (Hermannsen m.fl. 2014; Erbe m.fl. 2019).

Tumlare har observerats undvika fartyg på upp till en km avstånd men kan reagera betydligt kraftigare på högfrekvent fartygsbuller (Barlow 1993; Palka & Hammond 2001; Dyndo m.fl. 2015; Wisniewska m.fl. 2018). Sälar kan uppfatta fartygsbuller både i vatten och på sina viloplats, vilket kan vara störande under digivnings och pälsbyte (ICES 2021).

I Kappelshamn förekommer i dagsläget fartygstrafik och därmed fartygsbuller. Området är därmed inte tyst i dagsläget, men det är möjligt att arbete med kajerna leder till en ökning av bullerpåverkan.

5.2 Grumling

Grumling och sedimentspridning sker framför allt vid muddring och grävning, och graden av grumling beror på bottensubstrat och strömförhållanden (Bergström m.fl. 2022).

Generellt anses inte tumlare eller gråsäl påverkas kraftigt av grumling då synen inte är det avgörande sinnet vid jakt. Tumlare använder i huvudsak ekolokalisering för att jaga, även om det experimentellt visats att jaktframgången var något sämre för individer som tillfälligt försetts med en ögonbindel (Verfuß m.fl. 2009). Sälar kan sannolikt använda synen vid jakt, men kan också använda flera andra sinnen när sikten inte är god (se avsnitt 4.2.1).

Bägge arterna kan påverkas indirekt om grumling påverkar förekomst av byten. En utredning av fiskförekomst i Kappelshamnsviken visade att 21 fiskarter har dokumenterats i området (Filipsson 2025) av vilka flera sammanfaller med tumlares och gråsälars bytesfisk, bland annat torsk, sill/strömming, abborre, nejonöga samt karpfiskar som sarv och mört (se avsnitt 3.2 och 4.2).

5.3 Effekter av miljögifter

Miljögifter förekommer i ytsediment i de flesta havsområden, och framför allt i hamnar och större farleder. Störningar av sedimentet kan leda till att föroreningar bundna i sedimentet frigörs till vattnet, där de kan bidra till ökade halter i bottenlevande organismer och ackumuleras högre upp i näringsväven tills de når toppredatorer som marina däggdjur.

Vilka miljögifter som hittas i ett område och i vilka koncentrationer varierar. Generellt har finkorniga sediment större kapacitet att binda miljögifter på grund av en stor adsorptionsyta och vanligen högre halter av organiskt material. Ämnen som olja och tungmetaller hittas ofta bundet till fina sediment (lera och silt) och framför allt nära kusten eller vid trafikerade farleder.

Inför arbetena har sedimentprovtagning utförts i det planerade muddringsområdet i Kappelshamns hamnområde och i farleden utanför (Garbe 2023; Anehagen & Strand 2024). I delar av hamnområdet noterades bland annat höga och mycket höga halter av PAH:er, medelhöga halter av tributyltenn (TBT) och halter av metaller som koppar och kadmium över tillämpade gränsvärden. I farleden bedömdes den sammantagna föroreningssituation som låg, med uppmätta halter motsvarande mycket låg – medelhög halt, samt en punkt där halten av den tennorganiska föreningen monobutyltenn (MBT) var hög. Förhöjda halter av metaller

(kadmium och/eller zink samt kadmium och/eller koppar) uppmättes på drygt en tredjedel av provpunkterna i farleden, och låga till medelhöga halter av PAH:er och MBT/TBT på knappt en tredjedel av provpunkterna. Muddermassor kan bortskaffas till mottagningsanläggning på land eller anvisad dumpningsplats till havs.

Flera studier har visat att tumlare och säl i Östersjön har betydligt högre halter av bland annat organiska miljögifter som PCB och dioxiner, halogenerade flamskyddsmedel, PFAS (perfluorerade alkylsubstanser) samt tungmetaller som kvicksilver än individer från västligare bestånd (Berggren m.fl. 1999; Beineke m.fl. 2005; Huber m.fl. 2012; Havs- och vattenmyndigheten 2021). Ämnena har kopplats till försämrat hälsotillstånd och immunförsvar samt reproduktionsstörningar.

Både tumlare och säl rör sig över stora områden i Östersjön, och de problem som miljögifter ger upphov till antas handla om de bakgrunds nivåer som ses i Östersjön som helhet snarare än specifika punktkällor.

5.4 Sammanfattning av påverkan

I tabellen nedan presenteras en sammanfattning av påverkan på marina däggdjur från de källor som beskrivits i avsnitt 5.1 – 5.3. Det bör påpekas att området inte är särskilt viktigt för reproduktion för någon av arterna, men det kan inte uteslutas att både gråsäl och tumlare kan använda området för födosök.

Källa	Påverkan
Buller	
- Muddring	Det mesta bullret är lågfrekvent, medan säl och framför allt tumlare hör bättre på högre frekvenser.
- Pålning och spontning	Ingen bullermodellering genomförd. Baserat på data i litteratur kan påverkansavståndet antas understiga 750 m. Bullerdämpande åtgärder och skrämsemetoder (ramp-up och ev. akustiska skrämmor) kan mildra eventuell påverkan.
- Sprängning	Påverkansområdet beror på mängden sprängmedel: risk för stötvågstrauma < 2 km, risk för PTS 3,7 – 7,4 km, risk för TTS 6,8 - 13,7 km (odämpat) för mängder sprängmedel upp till 100 kg. Påverkansområdet kan potentiellt avhjälpas med olika åtgärder (se 5.1.3) Borrning som föregår sprängning kan utgöra en form av ramp-up.
- Fartygstrafik	Eftersom arbetena genomförs i ett hamnområde förväntas fartygstrafik redan vara vanligt förekommande. Används arbetsfartyg förväntas de flesta sådana vara av typen som genererar relativt lågfrekvent buller.
Grumling	Grumling försämrar sikten men varken tumlare eller säl är särskilt beroende av syn under jakt. Indirekt kan de påverkas om bytesfiskens närvaro påverkas.
Miljögifter	Provtagning har visat på högre halter av metaller och TBT i sediment i hamnområdet. Östersjöpopulationerna är negativt påverkade av ett flertal miljögifter. Detta anses bero på bakgrunds nivåerna i Östersjön som helhet. Både tumlare och gråsäl rör sig över stora områden och anses inte vara särskilt påverkade av specifika / temporära punktkällor.

6. Slutsatser

Området är inte särskilt viktigt för reproduktion för tumlare eller gråsäl, och det kan därför antas att de djur som kan förekomma i eller kring mynningen av Kappelshamnsviken i huvudsak är födosökande eller förbisimmande individer.

Restaurering och anläggning av kajerna i Kappelshamn förväntas orsaka undervattensbuller från pålning och spontning, mudderverk och eventuell sprängning i hamnen och farled kan medföra att ljud ovan och under vattenytan alstras. Muddarbeten kan också förväntas ge upphov till grumling av vatten och eventuellt bidra till frisättning av miljöföroreningar som legat bundna i sediment.

Både tumlare och gråsäl har god hörsel och är känsliga för höga ljudnivåer. Kraftiga ljud kan orsaka skada i form av TTS eller PTS (övergående respektive bestående hörselskada). Tröskelvärden för bullerexponering finns framtagna för bägge arter. Spridning av buller under vatten kan begränsas till exempel genom användning av bubbelgardiner, medan ramp-up eller akustiska instrument kan användas för att skrämman bort individer från det område där risk för TTS eller PST kan föreligga. Borrning, inför exempelvis sprängning, kan utgöra en form av ramp-up. Genomförs undervattenssprängningar beror påverkansområdet på mängden sprängmedel. I de olika scenarier som beräknats var det maximala påverkansavståndet drygt 13 km (TTS för tumlare vid 100 kg sprängmedel), men avståndet är kortare för mindre laddningar och flera åtgärder är möjliga för att tillse att marina däggdjur inte befinner sig inom riskområdet.

Varken tumlare eller säl anses påverkas i större utsträckning av grumling då bägge arter jagar i vatten med naturligt dålig sikt, eller nattetid. Miljöföroreningar påverkar marina däggdjur i Östersjön negativt i form av försämrat immunförsvar och generellt sämre hälsotillstånd. Detta anses dock vara en effekt av bakgrundnivåerna i Östersjön snarare än specifika punktkällor.

7. Referenser

- Aarefjord, H., Bjorge, A. J., Kinze, C. C. & Lindstedt, I. (1996). Diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Scandinavian waters. *Oceanographic Literature Review*, 10(43), nr1041.
- Aarts, G., Brasseur, S. & Kirkwood, R. (2017). *Behavioural response of grey seals to pile-driving*. Wageningen: Wageningen Marine Research. No. Wageningen Marine Research report C006/18.
- Accomando, A., Finneran, J., Henderson, E., Jenkins, K., Kotecki, S., Martin, C., Mulsow, J., Zapetis, M., Carlin, K. & Schreher, V. (2024). *Criteria and Thresholds for U.S. Navy Acoustic and Explosive Effects Analysis (Phase 4)*. San Diego: NIWC Pacific. No. CA 92152-5001.
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Teilmann, J., Tougaard, J., Loisa, O., Kyhn, L. A., Sveegaard, S., Burt, M. L., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Laaksonlaita, J., MacAuley, J., Wright, A. J., Gallus, A., Dähne, M., Acevedo-Gutiérrez, A., Benke, H., Koblitz, J., Tregenza, N., Wennerberg, D., Brundiers, K., Kosecka, M., Tiberi Ljungqvist, C., Jussi, I., Jabbusch, M., Lyytinen, S., Šaškov, A. & Blankett, P. (2022). Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*, 12(2), doi:10.1002/ece3.8554.
- Andersson, M. H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B. L., Hammar, J., Persson, L. K., Pihl, J., Sigray, P. & Wikström, A. (2016). *Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning*. Stockholm. No. Rapport 6723.
- Andersson, M. H. & Johansson, A. T. (2013). *Akustiska miljöeffekter av svenska marinens aktiva sonarsystem*. Totalförsvarets forskningsinstitut FOI. Teknisk rapport FOI-R--3504--SE.
- Andersson, M. H., Nöjd, A. & Carlström, J. (2017). *Kunskapsunderlag om undervattensexlosioner och marina djur*. Stockholm: Totalförsvarets forskningsinstitut FOI. No. FOI-R--4413--SE.
- 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. *Marine Mammal Science*, 33(4), nr1053–1079. doi:10.1111/mms.12421.
- Anehagen, M. & Strand, F. (2024). *PM – Miljöteknisk undersökning Kappelshamn*. AFRY Infrastructure AB (AFRY).
- ASCOBANS (2016). *Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises. Jastarnia Plan (2016 Revision)*. Helsinki: 8th Meeting of the Parties to ASCOBANS.
- Aune, M., Clorenne, D., Chompret, J., Billand, P., Bois, C., Folegot, T. & Christensen, G. N. (2018). *Vurdering av støy i forbindelse med undervannsekspljosjoner i Båtsfjord, april 2018*. Akvaplan-niva. No. 60306–01.
- Austin, D., Bowen, W. D., Mcmillan, J. I. & Boness, D. J. (2006). Stomach temperature telemetry reveals temporal patterns of foraging success in a free-ranging marine mammal: Temporal distribution of feeding in grey seals. *Journal of Animal Ecology*, 75(2), nr408–420. doi:10.1111/j.1365-2656.2006.01057.x.
- Ballard, M. S. & Lee, K. M. (2017). The acoustics of marine sediments. *Acoust. Today*, 13(3), nr11–18.
- Barlow, J. (1993). Harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, abundance estimation for California, Oregon, and Washington: I. Ship surveys. *Collected Reprints*, 1(3), nr122.
- Beck, C. A., Iverson, S. J., Bowen, W. D. & Blanchard, W. (2007). Sex differences in grey seal diet reflect seasonal variation in foraging behaviour and reproductive expenditure: evidence from quantitative fatty acid signature analysis. *Journal of Animal Ecology*, 76(3), nr490–502. doi:10.1111/j.1365-2656.2007.01215.x.

- 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*). *Environmental Science & Technology*, 39(11), nr3933–3938. doi:10.1021/es048709j.
- 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. *Marine Pollution Bulletin*, 38(12), nr1070–1084.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R. & Åstrand Capetillo, N. (2012). *Vindkraftens effekter på marint liv*. Stockholm: Naturvårdsverket. Syntesrapport No. 6488.
- Bergström, L., Öhman, M., Berkström, C., Isæus, M., Kautsky, L., Koehler, B., Nyström Sandman, A., Ohlsson, H., Ottvall, R., Schack, H. & Wahlberg, M. (2022). *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. En syntesrapport om kunskapsläget 2021*. Naturvårdsverket. No. Rapport 7049.
- BMU (2014). *Concept for the protection of harbour porpoises from sound exposures during the construction of offshore wind farms in the German North Sea (sound protection concept)*. Göteborg: 21st ASCOBANS Advisory Committee Meeting.
- Bodson, A., Miersch, L., Mauck, B. & Dehnhardt, G. (2006). Underwater auditory localization by a swimming harbor seal (*Phoca vitulina*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 120(3), nr1550–1557. doi:10.1121/1.2221532.
- Boisseau, O., McLanaghan, R., Moscorp, A., Danbolt, M. & Colbing, A. (2022). *Akustisk övervakning av tumlare i sydöstra Östersjön*. Marine conservation research, Länsstyrelsen Kalmar Län, Länsstyrelsen i Gotlands län. No. 2022:17.
- Boness, D. J. & James, H. (1979). Reproductive behaviour of the grey seal (*Halichoerus grypus*) on Sable Island, Nova Scotia. *Journal of Zoology*, 188(4), nr477–500. doi:10.1111/j.1469-7998.1979.tb03430.x.
- Boskovic, R., Kovacs, K. M., Hammill, M. O. & White, B. N. (1996). Geographic distribution of mitochondrial DNA haplotypes in grey seals (*Halichoerus grypus*). *Canadian Journal of Zoology*, 74(10), nr1787–1796. doi:10.1139/z96-199.
- Brandt, M., Dragon, A., Diederichs, A., Bellmann, M., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J. & Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*, 596 nr213–232. doi:10.3354/meps12560.
- Brandt, M., Höschle, C., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R. & Nehls, G. (2013). Seal scarers as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites. *Marine Ecology Progress Series*, 475 nr291–302.
- Börjesson, P. & Read, A. J. (2003). Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. *Journal of Mammalogy*, 84(3), nr948–955.
- 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., Brundiers, 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. *Biological Conservation*, 226 nr42–53. doi:10.1016/j.biocon.2018.06.031.
- Carlström, J. & Carlén, I. (2016). *Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten*. Stockholm: AquaBiota. No. 2016:04.
- 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*). *Environment International*, 144 nr106076.

- Committee on Taxonomy (2016). *List of Marine Mammal Species and Subspecies*. Society for Marine Mammalogy.
- Damsgaard Henriksen, O., Teilmann, J., Dietz, R. & Miller, L. A. (2001). *Does underwater noise from offshore wind farms potentially affect seals and harbour porpoises?* National Environmental Research Institute; University of Southern Denmark.
- Deecke, V. B., Slater, P. J. B. & Ford, J. K. B. (2002). Selective habituation shapes acoustic predator recognition in harbour seals. *Nature*, 420(6912), nr171–173. doi:10.1038/nature01030.
- Dehnhardt, G. & Kaminski, A. (1995). Sensitivity of the mystacial vibrissae of harbour seals (*Phoca vitulina*) for size differences of actively touched objects. *Journal of Experimental Biology*, 198 nr2317–2323.
- Dehnhardt, G., Mauck, B., Hanke, W. & Bleckmann, H. (2001). Hydrodynamic trail-following in harbor seals (*Phoca vitulina*). *Science*, 293(5527), nr102–104. doi:10.1126/science.1060514.
- Dyndo, M., Wiśniewska, D. M., Rojano-Doñate, L. & Madsen, P. T. (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports*, 5(1), nr11083. doi:10.1038/srep11083.
- 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. *Environmental Research Letters*, 8(2), nr025002. doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002.
- Energistyrelsen (2022). *Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles*.
- Erbe, C., Marley, S. A., Schoeman, R. P., Smith, J. N., Trigg, L. E. & Embling, C. B. (2019). The effects of ship noise on marine mammals - a review. *Frontiers of Marine Science*, 6(606),.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K. & Dooling, R. (2016). Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine pollution bulletin*, 103(1–2), nr15–38.
- FEIA (2016). *Harbour Porpoise: underwater noise. Third party review*. FEIA on behalf of Femern A/S.
- Fietz, K., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Frie, A. K., Klimova, A., Palsbøll, P. J., Jensen, L. F., Graves, J. A., Hoffman, J. I. & Olsen, M. T. (2016). Shift of grey seal subspecies boundaries in response to climate, culling and conservation. *Molecular Ecology*, 25(17), nr4097–4112. doi:10.1111/mec.13748.
- Filipsson, K. (2025). *Utredning av påverkan på fiskfaunan vid muddring i Kappelshamnsviken, Gotlands län (2025-02-07)*. AFRY Infrastructure AB (AFRY).
- 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. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(8), nr1669–1676. doi:10.1017/S0025315412000513.
- Garbe, E. (2023). *Kompletterande sedimentundersökning i Kappelshamn, Gotlands kommun*. AFRY Infrastructure AB (AFRY).
- Goodman, S. J. (1998). Patterns of extensive genetic differentiation and variation among European harbor seals (*Phoca vitulina vitulina*) revealed using microsatellite DNA polymorphisms. *Molecular Biology and Evolution*, 15(2), nr104–118. doi:10.1093/oxfordjournals.molbev.a025907.
- Hanke, F. D. & Dehnhardt, G. (2018). On route with harbor seals—how their senses contribute to orientation, navigation and foraging. *Neuroforum*, 24(4), nrA183–A195.
- Hansen, J. W. & Høgslund, S. (2021). *Marine områder 2019*. NOVANA. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. No. 418.
- Harding, K. C. & Härkönen, T. J. (1999). Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio*, nr619–627.

- Hastie, G. D., Lepper, P., McKnight, J. C., Milne, R., Russell, D. J. F. & Thompson, D. (2021). Acoustic risk balancing by marine mammals: anthropogenic noise can influence the foraging decisions by seals. *Journal of Applied Ecology*, 58(9), nr1854–1863. doi:10.1111/1365-2664.13931.
- Hastie, G. D., Russell, D. J. F., McConnell, B., Moss, S., Thompson, D. & Janik, V. M. (2015). Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), nr631–640. doi:10.1111/1365-2664.12403.
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). *Nationell förvaltningsplan för gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön reviderad 2019*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. No. 2019:24.
- Havs- och vattenmyndigheten (2021). *Åtgärdsprogram för tumlare Phocoena phocoena (Linnaeus, 1758)*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. No. 2021:11.
- Havs- och vattenmyndigheten (2024). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024–2029: Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*. Elektronisk resurs. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. No. 2024:12.
- Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (2012). *HVMFS 2012:18 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön*.
- 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*). *Journal of the Acoustic Society of America*, 136 nr1640–1653.
- Huber, S., Ahrens, L., Bårdsen, B.-J., Siebert, U., Bustnes, J. O., Vikingsson, 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. *Science of the total environment*, 419 nr216–224.
- ICES (2021). Working Group on Marine Mammal Ecology, doi:10.17895/ICES.PUB.8141.
- JNCC (2025). *JNCC guidelines for minimising the risk of injury to marine mammals from explosive use and unexploded ordnance clearance in the marine environment (Annex)*. Peterborough: JNCC.
- Kastelein, R. A., Ainslie, M. A. & Van Kester, R. (2019). Behavioral Responses of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*) to U.S. Navy 53C Sonar Signals in Noise. *Aquatic Mammals*, 45(4), nr359–366. doi:10.1578/AM.45.4.2019.359.
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L. & Olthuis, J. (2012). Temporary threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 132(5), nr3525–3537. doi:10.1121/1.4757641.
- Kastelein, R. A., Helder-Hoek, L. & Terhune, J. M. (2018). Hearing thresholds, for underwater sounds, of harbor seals (*Phoca vitulina*) at the water surface. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 143(4), nr2554–2563. doi:10.1121/1.5034173.
- 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. *Journal of the Acoustic Society of America*, 128 nr3211–3222.
- Kauhala, K., Ahola, M. P., Isomursu, M. & Raitaniemi, J. (2016). The impact of food resources, reproductive rate and hunting pressure on the Baltic grey seal population in the Finnish Sea area. *Annales Zoologici Fennici*, 53(5–6), nr296–309. doi:10.5735/086.053.0601.
- Kauhala, K. & Kurkilahti, M. (2020). Delayed effects of prey fish quality and winter temperature during the birth year on adult size and reproductive rate of Baltic grey seals. *Mammal Research*, 65(1), nr117–126. doi:10.1007/s13364-019-00454-1.
- Kienle, S. S. & Berta, A. (2016). The better to eat you with: the comparative feeding morphology of phocid seals (Pinnipedia, Phocidae). *Journal of Anatomy*, 228(3), nr396–413. doi:10.1111/joa.12410.

- Koschinski, S. & Lüdemann, K. (2020). *Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines - Technical options for complying with noise limits*. Marine Nature Conservation Directorate. Federal Agency for Nature Conservation, Isle of Vilm, Germany.
- Køie, M. & Svedberg, U. (2004). *Havets djur*. Stockholm: Prisma.
- Langley, I., Rosas da Costa Oliver, T., Hiby, L., Stringell, T. B., Morris, C. W., O’Cadhla, O., Morgan, L., Lock, K., Perry, S., Westcott, S., Boyle, D., Büche, B. I., Stubbings, E. M., Boys, R. M., Self, H., Lindenbaum, C., Strong, P., Baines, M. & Pomeroy, P. P. (2020). Site use and connectivity of female grey seals (*Halichoerus grypus*) around Wales. *Marine Biology*, 167(6), nr86. doi:10.1007/s00227-020-03697-8.
- Lindström, P., Löfqvist, M. & Blom, E.-L. (2021). *PM vandrande fisk. Skandiaporten, Göteborg*. WSP Environmental Sverige.
- Linnenschmidt, M., Teilmann, J., Akamatsu, T., Dietz, R. & Miller, L. A. (2013). Biosonar, dive, and foraging activity of satellite tracked harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Marine Mammal Science*, 29(2), nrE77–E97. doi:10.1111/j.1748-7692.2012.00592.x.
- Lockley, R. M. (1967). *Grey Seal, Common Seal*. London: Andre Deutsch.
- Lockyer, C. (2001). Age, length and reproductive parameters of harbour porpoises *Phocoena phocoena* (L.) from West Greenland. *ICES Journal of Marine Science*, 58(1), nr154–162. doi:10.1006/jmsc.2000.0998.
- Lockyer, C. (2003). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5 nr71. doi:10.7557/3.2740.
- Lockyer, C. & Kinze, C. (2003). Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5 nr143. doi:10.7557/3.2745.
- Lundström, K., Hjerne, O., Alexandersson, K. & Karlsson, O. (2007). Estimation of grey seal (*Halichoerus grypus*) diet composition in the Baltic Sea. *NAMMCO Scientific Publications*, 6 nr177. doi:10.7557/3.2733.
- Länsstyrelsen Blekinge (2022). *Gråsäl och knobbsäl i Blekinge - sammanställning av aktuellt kunskapsläge 2021*. No. 2022:1.
- Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309 nr279–295. doi:10.3354/meps309279.
- McClintock, B. T., Russell, D. J. F., Matthiopoulos, J. & King, R. (2013). Combining individual animal movement and ancillary biotelemetry data to investigate population-level activity budgets. *Ecology*, 94(4), nr838–849. doi:10.1890/12-0954.1.
- McKenna, M. F., Ross, D., Wiggins, S. M. & Hildebrand, J. A. (2012). Underwater radiated noise from modern commercial ships. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 131(1), nr92–103. doi:10.1121/1.3664100.
- McQueen, A. D., Suedel, B. C., Jong, C. & Thomsen, F. (2020). Ecological Risk Assessment of Underwater Sounds from Dredging Operations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(4), nr481–493. doi:10.1002/ieam.4261.
- Molnar, M., Buehler, C., Oestman, R., Reyff, J., Pommerenck, K. & Mitchell, B. (2020). Technical Guidance for Assessment of Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish. *Prepared for California Department of Transportation*, 1120.
- Niesterok, B., Krüger, Y., Wieskotten, S., Dehnhardt, G. & Hanke, W. (2017). Hydrodynamic detection and localization of artificial flatfish breathing currents by harbour seals (*Phoca vitulina*). *Journal of Experimental Biology*, 220(2), nr174–185.
- NMFS (2018). *2018 Revisions 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*. U.S. Dept. of Commer., NOAA. National Marine Fisheries Service; No. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.

- Olsen, M. T., Andersen, S. M., Teilmann, J., Dietz, R., Edrén, S. M. C., Linnet, A. & Härkönen, T. (2010). Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in Southern Scandinavia. *NAMMCO Scientific Publications*, 8 nr77. doi:10.7557/3.2674.
- Olsen, M. T., Galatius, A., Biard, V., Gregersen, K. & Kinze, C. C. (2016). The forgotten type specimen of the grey seal [*Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791)] from the island of Amager, Denmark. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 178(3), nr713–720.
- OSC (2021). *Assessment of blasting noise on fish and marine mammals from explosives used during berth expansion at BAE Systems, Scotstoun*. Dunbar, Scotland: Ocean Science Consulting Limited. No. Technical Report No 1 for Arch Henderson LLP.
- Owen, K., Sköld, M. & Carlström, J. (2021). An increase in detection rates of the critically endangered Baltic Proper harbor porpoise in Swedish waters in recent years. *Conservation Science and Practice*, 3(8), doi:10.1111/csp2.468.
- Palka, D. L. & Hammond, P. S. (2001). Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(4), nr777–787.
- Palo, J. U., Mäkinen, H. S., Helle, E., Stenman, O. & Väinölä, R. (2001). Microsatellite variation in ringed seals (*Phoca hispida*): genetic structure and history of the Baltic Sea population. *Heredity*, 86(5), nr609–617. doi:10.1046/j.1365-2540.2001.00859.x.
- Read, A. J. & Hohn, A. A. (1995). Life in the fast lane: the life history of harbour porpoises from the Gulf of Maine. *Marine Mammal Science*, 11(4), nr423–440. doi:10.1111/j.1748-7692.1995.tb00667.x.
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L. & McConnell, B. J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), nr1642–1652. doi:10.1111/1365-2664.12678.
- SAMBAH (2016a). *Static acoustic monitoring of the Baltic Sea harbour porpoise (SAMBAH). Final report under the LIFE+ project LIFE08 NATS000261*. LIFE+ project LIFE08 NATS000261. No. LIFE08 NATS000261.
- SAMBAH (2016b). *Heard but not seen. Sea-scale passive acoustic survey reveals a remnant Baltic Sea harbour porpoise population that needs urgent protection*. sambah.org: Static Acoustic Monitoring of the Baltic Harbour porpoise (SAMBAH). Non-technical report No. LIFE 08 NAT/S/000261.
- Skjellerup, P., Maxon, C. M., Tarpgaard, E., Thomsen, F., Schack, H. B., Tougaard, J., Teilmann, J., Madsen, K. N., Mikaelson, M. A. & Heilskov, N. F. (2015). Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving—Working Group 2014. *Report to the Danish Energy Authority, Esbjerg, Denmark*, nr1–20.
- Skóra, K. E. & Kuklik, I. (2003). Bycatch as a potential threat to harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Polish Baltic waters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5 nr303–315.
- Skålsvik, T. H., Christensen, G. N., Aune, M., Clorennec, D., Billand, P., Bois, C. & Folegot, T. (2019). *Støymålinger i Aspevågen. Måling av undervannsstøy og vurdering av boblegardin som avbøtende tiltak ved sprengning under vann i Aspevågen, Ålesund*. Akvaplan-niva. No. APN-61285-1.
- SLU Artdatabanken (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU.
- SLU Artdatabanken (2022). Artfakta. <https://www.artdatabanken.se/>.
- 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., Richardson, W. J., Thomas, J. A. & Tyack, P. L. (2008). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Bioacoustics*, 17(1–3), nr273–275. doi:10.1080/09524622.2008.9753846.
- Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Nowacek, D. P. & Tyack, P. L. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), nr125–232. doi:10.1578/AM.45.2.2019.125.

- Sveegaard, S., Andreasen, H., Mouritsen, K. N., Jeppesen, J. P., Teilmann, J. & Kinze, C. C. (2012). Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology*, 159(5), nr1029–1037. doi: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. *Global Ecology and Conservation*, 3 nr839–850. doi:10.1016/j.gecco.2015.04.002.
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I. K., Berggren, P. & Desportes, G. (2008). *High density areas for harbour porpoises in Danish waters*. Aarhus: National Environmental Research Institute, University of Aarhus. No. NERI Technical Report No. 657, 2008.
- 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. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1771), nr20132001.
- Todd, V. L. G., Todd, I. B., Gardiner, J. C., Morrin, E. C. N., MacPherson, N. A., DiMarzio, N. A. & Thomsen, F. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), nr328–340. doi:10.1093/icesjms/fsu187.
- Tougaard, J. (2021a). *Thresholds for noise induced hearing loss in marine mammals - Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency*. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. No. Scientific note no. 2021, 28.
- Tougaard, J. (2021b). *Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency*. DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus Universitet. Technical Report No. 225.
- Tougaard, J., Wright, A. J. & Madsen, P. T. (2015). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin*, 90(1–2), nr196–208. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.051.
- Verfuß, U. K., Miller, L. A., Pilz, P. K. & Schnitzler, H.-U. (2009). Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Experimental Biology*, 212(6), nr823–834.
- Viviant, M., Monestiez, P. & Guinet, C. (2014). Can we predict foraging success in a marine predator from dive patterns only? Validation with prey capture attempt data. *PLoS ONE*, 9(3), nre88503. doi:10.1371/journal.pone.0088503.
- Weiffen, M., Möller, B., Mauck, B. & Dehnhardt, G. (2006). Effect of water turbidity on the visual acuity of harbor seals (*Phoca vitulina*). *Vision Research*, 46(11), nr1777–1783.
- 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. *Conservation Genetics*, 11(1), nr195–211. doi: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. *Current Biology*, 26(11), nr1441–1446. doi:10.1016/j.cub.2016.03.069.
- 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*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1872), nr20172314.



Kappelshamn

Förekomst och påverkan på marina däggdjur

Karin Olsson

MARINE MONITORING AB

Strandvägen 9, 453 30, Lysekil

Tel +46 523-101 82 | Mobil 070 108 4682 |

E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se