

TARTU ÜLIKOOL
EESTI MEREINSTITUUT JA ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Kirke Paris

AVAMERE TUULEPARKIDE MÜRA MÕJUST MEREIMETAJATELE JA
KALADELE

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Mehis Rohtla, PhD

Tartu 2024

Avamere tuuleparkide müra mõjust mereimetajatele ja kaladele

Nõudlus taastuvenergia järele on teinud mere tuuleenergeetika üheks hoogsamini arenevaks valdkonnaks energiasüsteemis. Avamere tuuleparkide rajamine Eestisse on tõstatanud muresid nende mõju kohta mere elukeskkonnale. Käesoleva töö eesmärk on uurida kas ja kuidas mõjutab avamere tuuleparkidega kaasnev muutus mere akustilisel maastikul mereimetajaid ja luukalu. Mereimetajad ja kalad kasutavad helisid neile olulistel elutegevustel nagu toitumine, suhtlemine, kiskjate vältimine ja keskkonnas orienteerumine, mistõttu võivad nad olla tundlikud inimtekkelise müra suhtes. Üks suurimaid murekohti on tuuleparkide ehitusmüra, millega kaasnevad kõrged helirõhutasemed, mis võivad mõjutada mõlemaid eelmainitud loomarühmi. Tuulepargi töömüra tasemed on madalamad ja mitteimpulsiivsed, kuid seevastu pikaajalised ning võivad mõjutada mereimetajate ja luukalade käitumismustreid ning maskeerida isendite omavahelist suhtlust. Lisaks võib avamere tuuleparkidega kaasnev müra põhjustada kuulmislangust, sisemisi vigastusi, stressi ja muutusi käitumises.

Märksõnad: Inimtekkeline müra, mereimetajate kuulmine, kalade kuulmine, avamere tuulepargid, vaiade löökkrammimine, veealune müra, akustika, kuulmislävi

CERCS: B280 – loomaökoloogia; B260 – hüdrobioloogia, mere-bioloogia, veeökoloogia, limnoloogia

Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish

The demand for renewable energy has made offshore wind energy one of the fastest-growing sectors in the energy system. The development and construction of offshore wind farms in Estonia has raised many concerns about their impact on the marine environment. The aim of this study was to investigate whether and how the changes in the acoustic landscape associated with offshore wind farms could potentially affect marine mammals and bony fish. Marine mammals and fish rely heavily on sound for essential activities such as foraging, communication, predator avoidance, and orientation, making them potentially sensitive to anthropogenic noise. One of the biggest concerns is the constructional phase of the wind farms, which involves high sound pressure levels that can affect both of the animal groups mentioned above. The operational noise levels of wind farms are less powerful and non-impulsive. However, the operational phase is long-term and can mask critical intraspecific acoustic signals. Additionally, noise associated with offshore wind farms can cause hearing loss, internal injuries, induced levels of stress, and behavioral changes.

Keywords: Anthropogenic sound, marine mammal hearing, fish hearing, offshore wind farms, pile-driving, underwater noise, acoustics, hearing threshold

CERCS: B280 – animal ecology; B260 – hydrobiology, marine biology, aquatic ecology, limnology

Sisukord

Lühendid ja tähised.....	5
Sissejuhatus.....	6
1. Heli füüsilised omadused vees.....	7
2. Avameretuuleparkide müra liigid ja helitasemed.....	8
2.1 Töömüra.....	8
2.2 Ehitismüra.....	9
3. Mereimetajate kuulmine.....	11
3.1 Mereimetajate auditoorne süsteem.....	12
3.2 Mereimetajate kuulmisvõimekus erinevate liikide näol.....	12
4. Ehitismüra mõjud mereimetajatele.....	16
5. Töömüra mõjud mereimetajatele.....	20
6. Kalade kuulmine.....	22
6.1 Kalade auditoorne süsteem.....	22
6.2 Kalade kuulmisvõimekus erinevate liikide näitel.....	23
7. Ehitismüra mõjud kaladele.....	25
8. Töömüra mõjud kaladele.....	30
9. Arutelu.....	33
Kokkuvõte.....	38
Summary.....	40
Tänuavaldused.....	42
Kasutatud materjalid.....	43

Lühendid ja tähised

dB re 1µPa	detsibell, kümnendlogaritmiline helirõhu mõõtühik vees (kontrollväärtus 1 µPa)
HELCOM	Helsingi komisjon ehk Läänemere keskkonnakaitse komisjon
PCW	Kuulmisgrupp hülged vees (<i>phocid carnivores in water</i>)
PCO	Kuulmisgrupp hülged õhus (<i>phocid carnivores in air</i>)
PTS	Püsiv kuuldeläve tõus (<i>Permanent Treshold Shift</i>)
RMS	Ruutkeskmine (<i>root-mean-square pressure</i>)
SL	Allikatase (<i>Source Level</i>)
SEL	Heli kokkupuudetase (<i>Sound Exposure Level</i>)
SEL(ss)	Üksiklöögi kokkupuudetase (<i>Single strike Sound Exposure Level</i>)
SEL(cum)	Kumulatiivne kokkupuudetase (<i>Cumulative Sound Exposure Level</i>), tavaliselt summaarne kokkupuudetase 24 tunni jooksul
SPL	Helirõhutase (<i>Sound Pressure Level</i>)
SPL(peak)	Tipphelirõhu tase (<i>Peak Sound Pressure Level</i>)
TTS	Ajutine kuuldeläve tõus (<i>Temporary Treshold Shift</i>)
VHF	Kuulmisgrupp väga kõrgete sageduste tundlikud vaalalised (<i>Very high-frequency cetaceans hearing group</i>)

Sissejuhatus

Euroopa Liidu poolt vastu võetud direktiiv seab sihiks suurendada taastuvate energiaallikate osakaal 2030. aastaks praeguselt 32%-lt 45%-ni ning muuta Euroopa 2050. aastaks kliimanetraalseks (Euroopa Parlament 2024). Eesti pikaajaline eesmärk on vähendada 2050. aastaks kasvuhoonegaaside heidet ning toota taastuvenergiat 2030. aastal 50% energia lõpptarbimisest (REKK 2030). Üks võimalus taastuvenergia allikate osakaalu tõstmiseks on avameretuuleparkide rajamine. Käimasolev energia- ja kliimakriis on teinud avamere tuuleenergeetika üheks hoogsamini arenevaks taastuvenergia valdkonnaks konkurentsirohkes energiasüsteemis. Läänemere suurus ja tuuleolud võimaldavad potentsiaalselt rajada merre tuuleparke koguvõimsusega 83 GW (Tuuleenergia assotsiatsioon 2023). Eestis oleks sobivate tingimuste korral võimalik meretuuleparke rajada suurusjärgus 15–17 GW, kuid realselt pole veel ühtegi elektrituulikut merre paigaldatud. Neli avamere tuulepargi arendust on jõudnud keskkonnamõjude hindamise faasi. Seoses laialdase meretuuleparkide planeerimise ja rajamisega on oluline uurida ja hinnata nende ehituse ja tööga kaasnevaid mitmesuguseid võimalikke mõjusid. Mere ökosüsteemide terviklikkuse ja elurikkuse säilitamiseks on vaja tagada jätkusuutlik tuuleenergia areng, mis toetaks keskkonnasõbralikke praktikaid, luua teaduspõhiseid regulatsioone ja juhiseid arendustöödeks ning edendada leevendusmeetmeid. Selle saavutamiseks tuleb omandada baastadmised mereelustiku süsteemidest ja nende toimimisest. Kuna esimene avamere tuulepark rajati alles 1991. aastal, on andmed pikaajaliste mõjude kohta veel puudulikud või väga vähesed. Tuuleparkidega kaasnevate tegurite koosmõju hindamiseks on üks võimalus arendada mõju hindavaid mudeleid, mis sõltuvad kvaliteetsetest sisendandmetest üksikmõjude kohta. Sellest tulenevalt on käesoleva töö eesmärk anda ülevaade avamere tuuleparkidega kaasnevast müra, mereimetajate ja kalade kuulumisest ning hinnata avamere tuuleparkide ehitus- ja tööperioodiga kaasneva müra mõjusid mainitud loomarühmadele. Püstitatud uurimusküsimused on: (1) Millised füsioloogilised või käitumuslikud muutused esinevad mereimetajatel ja kaladel seoses tuuleparkide ehitus- ja töömüraga? (2) Kui mõju avaldub, siis millised on nende muutuste lühi- ja pikaajalised ökoloogilised tagajärjed? (3) Kas eelnimetatud mõjud võivad kaasneda Eestisse planeeritavate tuuleparkidega?

1. Heli füüsikalised omadused vees

Heliks nimetatakse elastses keskkonnas levivaid mehhaanilisi võnkumisi ehk vibratsioone (Ohvril 1991). Heli tooni määrab helisagedus ja seda mõõdetakse hertsides (Hz). Sageduse suurenemisel muutub heli kõrgemaks ning vähenemisel madalamaks (Popper & Hawkins 2019). Vedelikus liigub heli pikilainetena ning veekeskkonnas on võimalik eristada nii helirõhu kui osakeste liikumise komponenti (Ohvril 1991). Helirõhk on skalaarne suurus, mida saab kirjeldada selle ajaliste ja sageduslike omadustega. Osakeste liikumine on seevastu osakeste edasi-tagasi liikumine – skalaarne suurus, mida saab kirjeldada ka suuna põhjal. Helirõhku kirjeldatakse SI mõõtühikute süsteemis paskalites (Pa). Osakeste liikumist võib väljendada osakeste ümberpaiknemise kiiruse või selle aja derivaatidena: vastavalt osakeste kiirus (m/s) või osakeste kiirendus (m/s²) (Popper & Hawkins 2019). Helide intensiivsuse põhinäitajaks on helirõhutase (inglk: SPL – *sound pressure level*), mis defineeritakse kuulmisläve helirõhu suhtes. Helirõhutaset väljendatakse detsibellides ja veekeskkonnas kasutatakse selle arvutamisel kontrollrõhuväärtust (inglk: *reference pressure* – *re*) 1 µPa (Klauson & Mustonen 2023, Thomsen *et al.* 2006). Helikiirus ja läbitava keskkonna tihedus on omavahelises seoses. Kuna vesi on suurema tihedusega kui õhk, on helikiirus vees ligikaudu 4,8 korda suurem – 1500 m/s. Näiteks on seega 100 Hz heli lainepikkus õhus 3,43 m, kuid vees 15 m.

Kui helikiirus on konstantne, liigub heli sirgjooneliselt. Õhust veepinnale jõudes heli peegeldub või kiirgub vette, vees olev heli peegeldub kas otse põhjast tagasi või liigub kaudselt läbi pinnase veekeskkonda (Andersson *et al.* 2017, Popper & Hawkins 2018, Mooney *et al.* 2020). Oluline on märkida, et helikiirus meres ei ole konstantne, vaid sõltub temperatuurist, soolsusest ja rõhust. Eelmainitud tegurite väärtuste tõustes suureneb ka helikiirus. Kuna need tegurid sõltuvad vee sügavusest ja geograafilisest asukohast, on helikiirus ookeani piirkondades erinev. Eesti tuuleenergeetika aladele jääva vee sügavus on vahemikus 15–50 m (Eesti mereala planeering 2024) ning soolsus võrreldes maailmamerega on madal. Isegi kui planeeringualad muutuvad ja vee sügavus jääb alla 100 m on heli levimise kontekstis tegu siiski madala veega. Madalad veed segunevad sageli hästi tuule ja lainetega, mistõttu helikiirus rannikualadel võib olla tulenevalt nendest teguritest muutlik.

2. Avameretuuleparkide müra liigid ja helitasemed

Avameretuuleparkide elukaare jooksul tekitatakse taustmüra ülevat heli arendus-, ehitus-, töö- ja lammutusperioodil. Arendustööd ja tuuleparkide rajamisele eelnevad keskkonnauuringud nõuavad sageli sonarite kasutamist, mis koos tihedama laevaliiklusega tõstab keskkonna mürataset. Eelmainitule lisanduvad ka tuulepargi hooldustööd, mis toovad kaasa tihedama laevaliikluse ning omakorda kõrgema mürataseme. Käesolev töö keskendub tuulepargi ehitus- ja töömürale mõjudele, kuna nendega kaasnevad potentsiaalselt kõige suuremad muutused. Töömüra põhjustab pikaajalist ja peaaegu pidevat muutust helimaastikul ning ehitusmüra lühiajalist, kuid väga kõrgete helirõhutasemetega impulsiivseid helisid.

2.1 Töömüra

Tuulepargi elukaare kõige pikema osa moodustab ~20–35-aastane tööperiood (Mooney *et al.* 2020, Tuuleenergia Assotsiatsioon 2023). Töötava tuuliku helitase on küll võrreldav suure kaubalaevaga (Madsen *et al.* 2006), kuid erinevalt kaubalaevast toob tuuliku statsionaarsus ning pidev helikiirus läbi aastate endaga kaasa pikaajalise muutuse mere akustilises keskkonnas. Töötavad tuulikud kiirgavad madalsageduslikke helisid, mis jäävad alla 1 kHz, kusjuures domineeriv sagedus jääb 100–250 Hz ümbrusesse (Tougaard *et al.* 2020; Pangerc *et al.* 2016; Lindell 2003). Üksiku tuuliku hinnanguline helirõhutase 100 m kaugusel heliallikast jääb vahemikku 105–125 dB re 1 μ Pa (Tougaard *et al.* 2020) ning 50 m kaugusel allikast maksimaalselt 128 dB re 1 μ Pa (Pangerc *et al.* 2016). Heliosakeste kiiruseks on mõõdetud ~200 m kaugusel heliallikast <15 μ m/s (100 Hz) ja kiirenduseks 1,9 μ m/s² (2–200 Hz) 20 m kaugusel heliallikast (Sigray & Andersson 2011). Oluline on mainida, et tuulikute tööst tulenev heli võib varieeruda olenevalt tuuliku võimsusest, mudelist ning tuulekiirusest. Töömüra kuuldavus võib omakorda sõltuda isendite kuulmisvõimekusest, taustmürast, vee füüsikalise-keemilistest omadustest, merepõhja substraadist ja setteosakeste läbimõõdust (Wahlberg & Westerberg 2005, Popper & Hawkins 2019). Kuna tuulikute võimsuse ja mürataseme vahel esineb selge korrelatsioon (Stöber & Thomsen 2021; Tougaard *et al.* 2020) ning järgmise põlvkonna tuulegeneraatorid muutuvad suuremaks ja võimsamaks, võib oodata, et tulevikus on tuuleparkide töömüra tase kõrgem. Kui näiteks 6-MW tuulikul on SPL 129–166 dB re 1 μ Pa @ 1 m, siis 10 MW tuulik tekitab samal kaugusel allikast laiaribalist

helirõhutaset juba 170–177 dB re 1 μ Pa (Stöber & Thomsen 2021). Tänapäeval pakuvad mitmed tootjad juba tuulikuid võimsusega >10 MW ning lähikümnendi meretuulikute standardiks saab olema 15 MW tuulik (Mehis Rohtla *pers. comm.*).

2.2 Ehitusmüra

Tuulepargi ehitusfaas kestab umbes 1–3 aastat. Samas tekitavad tuuleparkide ehitusega kaasnevad tegevused olenevalt tuuliku vundamendi tüübist ja merepõhja substraadist kõrgeid helirõhutasemeid, mis on mereimetajatele ja kaladele potentsiaalselt kõige ohtlikumad. Kõige sagedasem vundamentide ja vaiade paigaldamise meetod on vaiade löökrammimine (*piledriving*) (Popper & Hawkins 2019, Klauson & Mustonen 2023, Andersson *et al.* 2017). Veel kasutatakse puurimise (*drilling*) või vibrorammimise (*vibratory pile driving*) tehnoloogiat (Klauson & Mustonen 2023, Andersson *et al.* 2017). Lisaks eelmainitule võib vajalik olla merepõhja süvendamine lõhkainetega, mis tekitavad samuti impulsiivseid helisid. Olenevalt tuuliku omadusest ja paigaldamise tehnikast võib heli levida mitmete kilomeetrite kaugusele (Popper & Hawkins 2018, Mooney *et al.* 2020). Vaiade löökrammimisel tekkinud helide kirjeldamiseks kasutatakse sageli lisaks helirõhutasemele ka tipphelirõhutaset SPL_{peak}, heli kokkupuutetaset SEL (*sound exposure level*), üksiklöögi kokkupuutetaset SEL_{ss} ja kumulatiivset kokkupuutetaset SEL_{cum}, millest viimast kirjeldab tavaliselt summaarne kokkupuutetase 24 tunni jooksul (Andersson *et al.* 2017, Guan *et al.* 2017, Klauson & Mustonen 2023). Löökrammimine tekitab impulsiivseid helitasemeid energiaga kuni 1 kHz, suurem osa energiast jääb <500 Hz (Dahl *et al.* 2015). SEL ja SPL on kõrgemad heliallika läheduses ning madalamad allikast kaugematel distantsidel. 750 m kaugusel heliallikast on olenevalt vaia diameetrist mõõdetud SEL_{ss} vahemikku 157–180 dB re 1 μ Pa_{2s} ja SPL vahemikku 183–196 dB re 1 μ Pa (Andersson *et al.* 2017). 100 m kaugusel heliallikast on 4-meetrise diameetriga vaia löökrammimise juures mõõdetud SPL maksimaalselt 210 dB re 1 μ Pa₂ ja SEL_{ss} 188 dB re 1 μ Pa_{2s} (Ainslie *et al.* 2009). Ka Popper & Hawkins 2019 märkisid, et SEL_{ss} tasemed võivad löökrammimisel ületada 180–200 dB re 1 μ Pa_{2s}. Erinevate vaia diameetritega helirõhu ja -kokkupuute tasemed 750 m kaugusel allikast on toodud tabelis 1. Osakeste liikumist on tehnoloogiliste võimaluste tõttu uuritud vähem. Ühest haamrilöögist hindasid Miller *et al.* 2018 osakeste kiiruse SL_{peak} (null- ja tippväärtuse vahe) 500 m kaugusel allikast ~110 dB re 1 nm s⁻¹ (viidatud Mooney *et al.* 2020 kaudu).

Tabel 1. Erinevate tuuleparkide ehitusmüra võrdlus ilma leevendusmeetmeteta 750 m kaugusel heliallikast. Välja on toodud üksiklöögi kokkupuute tasemed (SELss) ja tipphelirõhu tasemed (SPLpeak). Allikast: Andersson *et al.* 2017

Ehitusplats	Vaia diameeter (m)	SEL (ss) (dB re 1 μPa²s)	SPL (peak) (dB re 1 μPa)
Port construction	0.9	157	183
Port construction	1	159	185
Fino 1	1.6	162	184
C-Power, phases 2&3	1.8	178	189
Hong Kong–Zhuhai–Macau Bridge	2	167	191
Alpha Ventus	2.7	174	199
Utgrunden	3	166	n/a
Sky 2000	3	163	189
Fino 2	3.3	169	189
Amrumbank West	3.5	171	191
Horns Rev II	3.9	176	195
North Hoyle	4	n/a	194
Q7	4	177	200
Barrow	4.7	n/a	195
Fino	4.7	172	196
Belwind	5	166	194
Northwind	5	n/a	196
Kentish Flats	5	180	n/a

3. Mereimetajate kuulmine

Mereimetajad sõltuvad helidest mitmete eluks vajalike funktsioonide täitmisel, sealhulgas omavahelisel suhtlemisel, orienteerumisel, saagi, kiskjate või liigikaaslaste leidmisel, paaritumisel või territoriaalsete piiride paika panemisel (Richardson *et al.* 1995, Helcom 2019, Reckendorf 2023).

Vaalalistel (*Cetacea*) on terav kuulmine vees, kuna nad on kohanenud pea täielikult veealuse eluviisiga (Ketten 2004, Richardson *et al.* 1995). Paljude vaalaliste seltsi kuuluvate liikide, näiteks pringlite (*Phocoena phocoena*), kuulmisulatus on väga lai ning saagi leidmiseks ja keskkonnas navigeerimiseks kasutatakse kajalokatsiooni (Andersson *et al.* 2017) – võimet tekitada kõrgsageduslikku heli, mis vees olevatelt esemelt või saakloomalt tagasi peegeldub. Pringli kajalokatsiooniklõpsude sagedus on umbes 130 kHz, SPLpeak-peak umbes 200 dB re 1 μ Pa (Villadsgaard *et al.* 2007).

Hülged veedavad olulise osa oma elust ka maismaal, mistõttu on nende kuulmine ka õhukeskkonnas võrdlemisi hea (Reichmuth *et al.* 2013; Reckendorf *et al.* 2023). Hülged kasutavad helisid omavaheliseks suhtluseks, ema ja järglase vahelise sideme ja paaritumise eesmärgil (Richardson *et al.* 1995). Hüljeste häälistsusi iseloomustavad tunnused varieeruvad sõltuvalt liigist ja häälistsuse eesmärgist (Asselin *et al.* 1993, Klauson *et al.* 2019). Hallhüljeste (*Halichoerus grypus*) vokalisatsioonid on kuni 5-sekundilised (Klauson *et al.* 2019) ja varieeruvad madalasageduslikest (100–500 Hz) urinatest kõrgsageduslike (3000 Hz) klikkideni (Asselin *et al.* 1993). Viigerhüljeste (*Pusa hispida*) vokalisatsioonide sagedusvahmik on laiem, 100–5000 Hz (Helcom 2019), kuid häälistsuste pikkus jääb <2 sekundi (Klauson *et al.* 2019). Randalhülged (*Phoca vitulina*) tekitavad omavaheliseks suhtluseks 200–3500 Hz häälistsusi (Helcom 2019). Kuna akustilised signaalid on olulise tähtsusega mitmetele liikidele paaritumisperioodil ning järglastega suhtlusel, on mõned liigid tõenäoliselt tundlikumad mürale just poegimis- ja imetamisperioodil. Kevadistel paaritumiseelsetel ja -järgsetel perioodidel on hülgete häälistsused sagedasemad (Stirling 2011).

3.1 Mereimetajate auditoorne süsteem

Mereimetajate kuulmissüsteem on üsna homoloogiline maismaa imetajate kuulmissüsteemiga, mis koosneb kahest põhilisest komponendist – keskkõrv ja sisekõrv. Õhuga täidetud õõnsuse ja luuliste struktuuridega keskkõrv muudab helirõhu muutuse mehhaaniliseks võnkumiseks. Sisekõrv koosneb teost (*cochlea*) ja basaalmembraanist, mis muudavad mehaanilised vibratsioonid närviimpulssideks. Väliskõrv võib teatud liikidel olla vähearenenud või täielikult puududa, nagu näiteks mõnel vaalalisel, kellel puuduvad kõrvalestad ning heli kantakse keskkõrva spetsiifilise alalõua luu kaudu (Ketten 1998). Heli suuna kindlaks määramiseks teevad loomad peaga skanneerivaid liigutusi (Kastak & Schusterman 1998). Vaalaliste kuulmissageduse suur varieeruvus infrahelist ultrahelini, on tingitud erinevuse tõttu keskkõrva luude ehituses. Kõrgeid sagedusi tajuvatele vaalalistele on iseloomulikud sisekõrvad, mis koos teoga on ümbritsetud tihedalt jaotatud ganglionidega (närvirakkude kogumikud), mis annab neile võime tajuda ka ultraheli sagedusi (Ketten 1997). Loivaliste kõrvad ei ole nii tundlikud ning tajuvad võrreldes vaalalistega madalamaid sagedusi. Kõrvukhülglastel esinevad ka kõrvalestad ning kuulmekäigud sarnanevad maismaa imetajatega, samas kui hülglastel on kitsad, kõrvalestadeta kuulmekäigud. Hülglased suudavad lihaste abil kuulmekäike sulgeda, võimaldades reguleerida õhurõhku sukeldumisel. Õhus tajutakse helisid samal viisil nagu ka maismaa imetajad (Ketten 1998, Au & Hastings 2008).

3.2 Mereimetajate kuulmisvõimekus erinevate liikide näol

Tuulepargi müra mõju hindamisel on oluline silmas pidada, et mereimetajate kuulmisvõimekus erinevatel sagedusvahemikel ei ole sama ning ülemised ja alumised kuulmispiirid võivad olenevalt liigist märkimisväärselt erineda (Tougaard *et al.* 2022, Ketten 2004). Üldine arusaam, et mereimetajate kui rühma funktsionaalne kuulmine jääb sagedusvahemikku ~10 Hz kuni ~200 kHz (Ketten 2004).

Tuginedes olemasolevatele teadmistele imetajate kuulmissüsteemide anatoomiast, heli tekitamise mehhanismidest, käitumuslikest reaktsioonidest ja audiomeetriast on mereimetajad jaotatud põhinedes nende kuulmisvõimekusele järgmistesse funktsionaalsetesse kuulmisgruppidesse: madalaid (LF – *low frequency cetaceans*), keskmisi (MF – *mid frequency cetaceans*) ja kõrgeid sagedusi kuulvad vaalalised (HF – *high frequency*

cetaceans), hülglased vees (PW – *phocid pinnipeds in water*) ja kõrvukhülglased vees (OW – *otariid pinnipeds in water*) (Southall *et al.* 2007). Hiljem täiendasid Southall *et al.* 2019 kuulmisrühmi ja jaotasid vaalalised madalaid sagedusi kuulvateks (LF) ja väga kõrgeid sagedusi kuulvateks (VHF), MF rühm kaotati ning asendati kõrgeid sagedusi kuulvate vaalalistega (HF); hülglased jaotati olenevalt keskkonnast kaheks: hülglased vees (PCW – *phocid carnivores in water*) ja hülglased õhus (PCA – *phocid carnivores in air*); kõrvukhülglaste rühma lisati ka teised veega seotud merekiskjad ning olenevalt keskkonnast jaotati kaheks: teised merekiskjad vees (OCW – *other marine carnivores in water*) ja teised merekiskjad õhus (OCA – *other marine carnivores in air*); ning lõpetuseks lisati meriveiseliste kuulmisrühm SI (*Sirenians*). Nimetatud rühmadesse kuuluvad liigid ja nende üldistatud kuulmisvahemikud on toodud välja tabelis 2. Tulenevalt andmete kättesaadavusest ja Läänemere Eesti aladel elutsevatest liikidest, on sellest tööst välja jäetud LF, HF, SI, OCW ja OCA kuulmisrühma pikem analüüs.

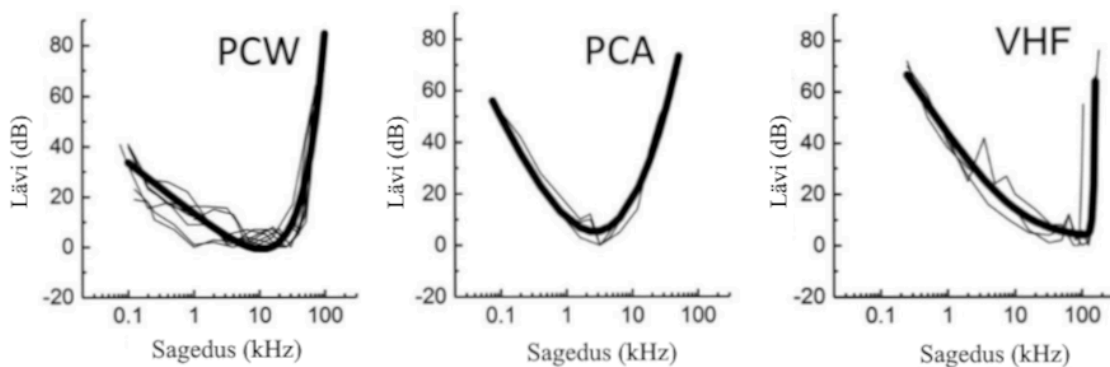
Tabel 2. Mereimetajate funktsionaalsed kuulmisrühmad koos nendesse kuuluvate perekondade või liikidega. Lisatud on hinnangulised normaliseeritud parima kuulmise väärtused kilohertsides (lähtudes käitumuslikust kuulmislävest). Kohandatud allikast: Southall *et al.* 2019.

Funktsionaalne kuulmisrühm	Parim keskmine kuulmissagedus (Hz)	Rühma kuuluvad perekonnad
LF		silevaallased (<i>Balaenidae</i>) vaguvaallased (<i>Balaenopteridae</i>) väikevaallased (<i>Neobaleninae</i>) hallvaallased (<i>Eschrichtiidae</i>)
HF	58 kHz	<i>Physeteridae</i> nokisvaallased (<i>Ziphiidae</i>) delfiinlased (<i>Delphinidae</i>) narvallased (<i>Montodontidae</i>) <i>Plantanistidae</i>
VHF	105 kHz	delfiinlased (<i>Delphinidae</i>) pringellased (<i>Phocoenidae</i>) <i>Iniidae</i> <i>Kogiidae</i> <i>Lipotidae</i> <i>Pontoporiidae</i>
PCW	13 kHz	hülglased (<i>Phocidae</i>)
PWA	2,3 kHz	
OCW OCA	10 kHz	morsklased (<i>Odobenidae</i>) kõrvukhülglased (<i>Otariidae</i>) Morsklased (<i>Odobenidae</i>) kõrvukhülglased (<i>Otariidae</i>)
SI	12 kHz	<i>Trichechidae</i> <i>Dugongidae</i>

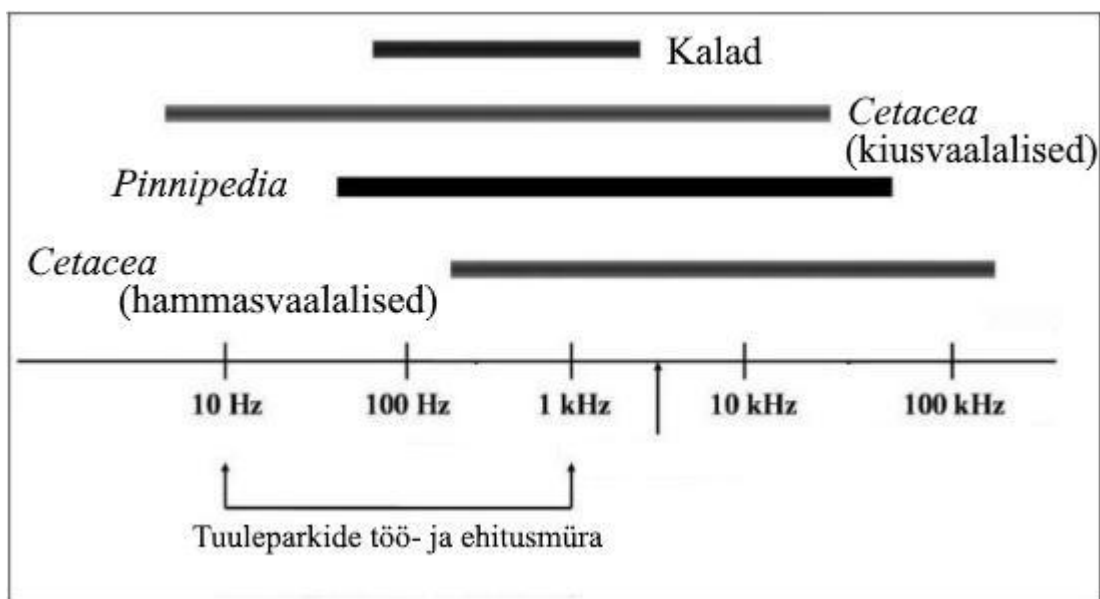
Eestis elutseb mereimetajatest alaliselt kaks liiki hülglasi – hallhüljes ja viigerhüljes. Kuna randalhülge, kes kuulub hall- ja viigerhülgega samasse kuulmisrühma, levila on kunagi kattunud ka Eesti merealadega ning tegemist on ühe enim uuritud loivalisega, käsitleb töö ka selle liigi kohta läbi viidud uuringuid. Randali tänapäevane levila Läänemeres piirneb Lõuna-Rootsi ranniku ja Taani väinadega (Remm et al. 2015) ja Eestisse võib randal sattuda vaid eksikülalisena.

Hüljeste audiogrammid vees ja õhus on välja toodud joonisel 1. Mõned hülglased omavad mõõdukat kuulmist nii vee- kui õhukeskkonnas, kuid üldiselt on nad selgelt paremini kohanenud veealuseks kuulmiseks (Ketten 2004). Enamus loivaliste (*Pinnipedia*), sealhulgas ka hülglaste, parim helitundlikus on vahemikus 1–20 kHz (Ketten 2004). Funktsionaalse kuulmisgrupi sisene kuulmisvõimekus võib mingil määral siiski varieeruda. Kastelein et al. 2017 määrasid randalhülgete madalaimaks kuulmisläveks 43 dB @ 125 kHz.

Üks enim uuritud mereimetajaid müra mõju osas on vaalaliste seltsi kuuluv pringel (*Phocoena phocoena*). Pringel on Läänemere aborigeenliik (Remm et al. 2015), keda Eesti aladel võib kohata kõigest eksikülalisena. Pringel kuulub olenevalt jaotusest VF (Southall et al. 2007) või VHF (Southall et al. 2019) kuulmisrühma ning tema audiogramm on toodud välja joonisel 1. Kastelein et al. 2010 uuris pringlite kuulmislävesid erinevatel sagedusvahemikel (250 Hz – 160 kHz) ning leidis et parim kuulmistundlikkus (SPL 43 dB re 1 Pa) esines 125 kHz juures, kusjuures hea kuulmisvahemik jäi 8–150 kHz vahemikku. Pringlite kuulmine tuuleparkidele iseloomulikel madalatel sagedustel on tunduvalt halvem võrreldes kõrgetemate sageustega, kuid osaline kattumine võib siiski esineda (joonis 1, 2).



Joonis 1. Hinnangulised normaliseeritud audiogrammid funktsionaalsetele kuulmisrühmadele, x-teljel sagedus (Hz), y-teljel kuulmislävi (dB). Vasakult: hülglased vees (PCW), hülglased õhus (PCA), väga kõrgeid sagedusi kuulvad vaalalised (VHF). Kohandatud allikast: Southall *et al.* 2019



Joonis 2. Erinevate mereloomade hinnangulised kuulmisvahemikud võrdluses tuuleparkide töö- ja ehitusmüraga.

4. Ehitusmüra mõjud mereimetajatele

Tuuleparkide ehitustegevusega kaasnevaid müra mõjusid on uuritud mereimetajatel peamiselt ajutise või püsiva kuuldeläve tõusuna ja käitumuslike reaktsioonide muutustena. Kuuldeläve tõus tähendab mürast põhjustatud kuulmislangust ehk kuulmisläve nihet normaalsest kuulmislävest. Ajutise kuuldelävetõusu – TTS (ingl: *temporary threshold shift*) esinemine sõltub sellest, kas kuulmine jõuab peale üksikute impulsside esinemist taastuda. Püsiv kuuldelävetõus – PTS (ingl: *permanent threshold shift*) esineb, kui kuulmine ei jõua impulsside vahel taastuda ning isendi kuulmine saab müra tõttu püsivalt kahjustada. Kuna looduslikus keskkonnas on käitumuslike reaktsioonide ja kuuldeläve tõusu uurimine vaatluste ja katsete keeruka iseloomu tõttu keeruline, siis suur osa teadaolevast infost on omandatud vangistuses peetavate isenditega. Vangistatud isenditel läbiviidud uuringute tõlgendamisel on oluline pidada silmas, et looma vastus helistiimulile võib erineda looduslikus keskkonnas esineva vastusega. Uuringud telemeetriliste märgistega üheskoos vaatluste ja tehnilikus keskkonnas läbiviidud uuringutega on võimaldanud siiski esmast hinnangut ehitusmüra mõjudest mereimetajatele.

KÄITUMUSLIKUD REAKTSIOONID

Avamere tuuleparkidega kaasnev müra võib põhjustada muutusi mereimetajate tavapärasel käitumises. Lucke *et al.* 2009 eksponeerisid pringleid labori tingimustes impulsiivsele õhupüstoli mürale ning märkasid vältimisreaktsiooni esinemist kokkupuutel helitasemega SPL_{peak-peak} 174 dB re 1 µPa (SEL 145 dB re 1 µPa²s). Õhupüstolite tekitatav impulsiivne heli sarnaneb oma olemuselt tuuliku vaia rammimise helile, tänu millele on võimalik uurimistulemusi tõlgendada ka tuuleparkide konteksti. Sarnane tulemus saadi ka looduslikus keskkonnas Saksamaal Borkum West II tuulepargi ehituse käigus, kus täheldati pringlite vältimiskäitumist SEL₅₀ (keskmine heli kokkupuute tase) 144–146 dB re 1 µPa, madalamatel sagedustel vältimiskäitumist ei märgatud (Schubert *et al.* 2015). Brandt *et al.* 2009 uurisid akustilisi märgiseid kasutades, kas ehitustööde ja sellele eelneva aja vahel esines korrelatsioon pringlite poolt kasutava ala osas. Tööde käigus rammiti merepõhja 92 3,9 diameetriga monovaia. Ehitustööde läheduses vähenes pringlite arvukus, samas kaugematel distantsidel mõju ei esinenud. Pringlid lahkusid ehitusplatsi vahetuslähedusest täielikult keskmiselt 16,6 tunniks, maksimaalselt 74,2 tunniks, mis tähendab et mõju oli siiski

lühiajaline. Ka Tougaard *et al.* (2003) märkasid pringlite arvukuse vähenemist tuulepargi ehitusperioodil Taanis. Lisaks väiksemale tihedusele ehitustööde piirkonnas märkasid nad muutusi ka pringlite ujumiskäitumises. Tööde ajal kujunes <11–15 km kaugusel ehitusplatsist isendite ujumine kindlasuunalisemaks. Kuigi eelmainitud uuringutes lahkusid pringlid piirkonnast vaid ajutiselt, on täheldatud ka pikaajalist, 10 aastast liigi populatsiooni taastumist ehituseelsele tasemele (Teilmann & Carstensen 2012). Samas ei ole selle uuringu põhjal võimalik arvukuse taastumist seostada ühe kindla teguriga, mistõttu ei saa väita, et pringlite madala taastumiskiiruse põhjustajaks oli just müra. Pringlite ja teiste VHF kuulmisgruppi kuuluvate mereimetajate käitumuslik vastus vaia rammimise mürale tekib oodatavalt helitasemel @ 95–110 dB re 1 μ Pa (Tougaard 2021).

Vältimiskäitumist ehitustööde ajal on märgatud ka hüljestel. Russel *et al.* (2016) uuris satelliitmärgistega märgistatud randalhüljeste liikumist Inglismaal Põhjameres tuulepargi ehitusperioodil. Ehitusalast 20–30 km raadiuses vältisid hülged piirkonda, kusjuures ala kasutus hüljeste poolt vähenes 50% võrra kui SELss tase oli 142–151 dB re 1 μ Pa_{2s}. Selle kaudu arvutati randalhüljeste käitumisreaktsiooni läveks 129–138 dB re 1 μ Pa (Russel *et al.* 2016). Aarts *et al.* (2017) uurisid ehitusmüra mõjusid märgistatud hallhüljestel Hollandis tuulepargi rajamise ajal ja märkasid muutusi hüljeste ujumiskiiruses kuni 30 km kaugusel ehitustöödest. Heli levimise modelleerimisega arvutati, reaktsiooniläveks SELss 133 dB re 1 μ Pa_{2s} (Aarts *et al.* 2017). Hüljeste arvukust on uuritud ka tuulepargi ehitustööde piirkonnaga kattuvatel maismaa aladel. Edrén *et al.* 2004 kasutasid videokaameraid, et jälgida hüljeste arvukust ehitustöödest 10 km kaugusele jääval liivavallil, mida hülged kasutasid lesilana. Tervel ehitusetapi perioodil ei esinenud hüljeste arvukuses langust, isegi märgati üldist populatsiooni tõusu, kuid vaiade löökrammimise ajal vähenes maismaal paiknevate isendite arv oluliselt võrreldes päevadega, mil rammimist ei toimunud.

Hüljeste kuulmisgruppi (PCW) kuuluvate mereimetajate käitumuslik vastus vaia rammimise mürale tekib oodatavalt helitasemel @ 120–138 dB re 1 μ Pa (Tougaard 2021).

FÜÜSILISED VIGASTUSED, TTS ja PTS

Ajutised (TTS) ja püsivad kuulmisläve kahjustused (PTS) võivad tuleneda sisekõrva sensorsete rakkude kahjustumise või hävinemise, või kuulmisorganite närvilõpmete turse tagajärjel (Helcom 2019, Andersson *et al.* 2017, Ketten 2004). Äkilise helirõhu taseme muutuste tagajärjel esineda võivatest füüsilistest vigastustest on põhjaliku ülevaate andnud Ketten (2004), kuid paljude mereimetajate kaitsestaatuse ning katsete keerukuse tõttu on PTS

tahtmatult esile kutsutud vaid ühes uuringus (Kastak *et al.* 2008), mistõttu on lävi tavaliselt arvatud audiogrammide põhjal.

Tulenevalt oludest võib olla vaia rammimise heli randalhüljestele kuuldav rohkem kui 100 km kauguselt (Kastelein *et al.* 2013). Lucke *et al.* 2009 kutsusid pringlitel 6 dB TTS esile @ SPL peak-peak 200 dB re 1 μ Pa (SELss 164 dB re 1 μ Pa2s). Katset korraldati paari päeva pärast ning TTS tase oli tõusnud 15 dB-i, mis viitab sellele, et kuulmine ei jõudnud antud ajavahemikul taastuda. Selle katse tulemuste põhjal arvutas Lucke *et al.* 2020 pringlite TTS esinemise läveks 138 dB re 1 μ Pa2s (VHF). Kastelein *et al.* 2015 eksponeerisid pringleid 60-minutilisele vaia rammimise salvestusele (2760 lööki, intervalliga 1,3 s) üksiklöögi tasemega SELss 146 dB re 1 μ Pa2s (SELcum 180 dB re 1 μ Pa2s) ning kehtestasid kuulumisläveks 180 dB re 1 μ Pa2s (kumuleeritud). Maksimaalne saavutatud kuulumisläve tõus oli 3,6 dB ning 48 minuti jooksul peale mürale eksponeerimist kuulmine taastus. Kastelein *et al.* 2012 uuris TTSi esinemist kahel pringlil eksponeerides neid erinevatel ajavahemikel (7,5–240 min) erinevatele müratasemetele (SEL 151–190 dB re 1 μ Pa2s). 240-minutilise eksponeerimisel tasemele SPL 148 dB re 1 μ Pa esines kuudeläve tõus 10 dB, sarnane tulemus saadi ka 120 minutisel eksponeerimisel. Kokkupuute aja vähendamisel langes ka TTS – 60-minutilise kokkupuutel 3 dB võrra, 30-minutilise kokkupuutel 2 dB võrra ning 15-minutilise kokkupuutel omakorda 2 dB võrra. Kuulmine taastus olenevalt mürataseme ja kokkupuute ajavahemiku kombinatsioonist 8–60 minuti jooksul. NOAA 2018 on määranud TTSi esinemise kuulumisläveks vaalalistel: MF – 178 dB re 1 μ Pa2s (SPL peak 224 dB re 1 μ Pa) ja HF – 153 dB re 1 μ Pa2s (196 dB re 1 μ Pa). Selgema ülevaate TTS ja PTS esinemise lävedest erinevatele kuulumisgruppidele andis Southall *et al.* 2019 (tabel 3).

Ajutise kuudeläve tõusu esinemist loivalistel uuris Kastak *et al.* 2005. Randahülgeid eksponeeriti 25- ja 50-minutilise impulsiivsele helile ning TTS esines helitasemel SPL 152 dB re 1 μ Pa. Kokkupuute aeg ja TTS tase olid positiivses korrelatsioonis – pikemal eksponeerimisel mürale tugevnes ka TTS. Kastelein *et al.* 2018 eksponeerisid kahte randalhüljest laiaribalisele vaia rammimise salvestusele, mida iseloomustas keskmine SELss 151 dB re 1 μ Pa2s tase. Kokkupuute kestused olid 180 ja 360 min (SELcum 190 ja 193 dB re 1 μ Pa2s). 180 minutisel kokkupuutel helitasemega SELss 151 dB re 1 μ Pa ei esinenud kummalgi isendil TTS, 360 minutisel eksponeerimisel SELcum 193 dB re 1 μ Pa2s esines TTS. Kuulmine taastus tunni aja jooksul peale mürale eksponeerimist (Kastelein *et al.* 2018). Sama katse tulemused kajastasid ka seda, et müra mõjutas randalite käitumist (nad veetsid rohkem aega vee pinnal), kuid mitte nende asukohta basseinis. Selline käitumuslik reaktsioon võis olla põhjustatud ka uudishimust heli vastu (Kastelein *et al.* 2018). Praktikas võib

olenevalt isendi kaugusest heliallikast ja heli levimistingimustest olla SELcum vaia rammimise ajal tunduvalt suurem kui 190 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$ (Kastelein *et al.* 2018). Kastelein *et al.* 2020 katses ei näidanud kahest 500 Hz (SEL 211 dB) mürale eksponeeritud hülgest kumbki TTSi, kuid kõrgemal sagedusel (2 kHz) esines ühel isendil TTS. Viigerhülge veealuseid kuulmislävesid @100 Hz enne ja vahetult pärast seismilise õhupüstoli impulsiivset heli mõötis Reichmuth *et al.* 2016. Tasemel SELss 181 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$ @ 100 Hz ei esinenud isenditel TTSi, samas on võimalik et TTS esineb teistel sagedustel (Reichmuth *et al.* 2016).

Kastak *et al.* 2008 kutsusid randalhüljestel kogemata esile PTSi, kui neid eksponeeriti kahele järjestikusele 60-sekundisele 4,1-kHz-le puhtatoonilisele impulsiivsele helile. Teisel kokkupuutel helistiimuliga esines lävenihe, mis ulatus kuni 50 dB-ni (@ 5,8 kHz). Kahe kuu möödudes ei olnud kuulmine taastunud ning esines 7–10 dB kuulmisläve tõus.

Tabel 3. Ajutise kuuldeläve (TTS) ja püsiva kuuldeläve (PTS) algust iseloomustavad heli kokkupuute tasemed erinevatel mereimetajate kuulmisrühmadel. Kohandatud allikast:

Southall *et al.* 2019

Mereimetajate kuulmisgrupp	TTS lävi (impulsiivne müra)	PTS lävi (impulsiivne müra)	TTS lävi (mitte-impulsiivne müra)	PTS lävi (mitte-impulsiivne müra)
LF	SEL 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 183 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 179 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 199 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$
HF	SEL 170 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 185 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 178 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 198 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$
VHF	SEL 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 155 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 153 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 173 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$
SI	SEL 175 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 190 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 206 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$
PCW	SEL 170 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 185 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 181 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 201 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$
OCW	SEL 188 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 199 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 219 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$
PCA	SEL 123 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 138 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 134 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 154 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$
OCA	SEL 146 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 161 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 157 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$	SEL 177 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$

5. Töömüra mõjud mereimetajatele

Kuna töömüra ei ole impulsiivne ega tekita kõrgeid helirõhutasemeid, siis pea kõik seni avaldatud tuuleparkide müra mõju uuringud mereimetajatele on läbiviidud seoses tuuleparkide ehitustööga. Samuti on avaldatud artikleid, mis kogu tuuleparkidega kaasnevat mõju hindavad, kuid ei keskendu spetsiifiliselt ühelegi üksikmõjule, mistõttu on need müra kontekstis ebapiisavad.

Ühes katses uuriti siiski pringlite ja randalhüljeste käitumist töömüra keskkonnas (Koschinski *et al.* 2003). Katses kasutati helisalvestuste (40–100 Hz) taasesitust Degn 2000 tuulepargist, mis imiteeris 2-MW tuuliku töömüra. Teodoliidiga jälgiti pringlite ja randalhüljeste veepinnale tulekuid. Tulemused kajastasid, et müra avaldas mõlema liigi käitumisele märgatavat mõju. Heli allika läheduses oli isendite pinnale tulek vähem tõenäoline. Samas esines mõju vaid heli allika läheduses, kusjuures randalhüljed olid müra mõjutatud suurematel vahemaadel kui pringlid. Müra mõju tsooniks määrati randalitel kuni 60 m ja randalhüljestel kuni 200 m heli allikast (Koschinski *et al.* 2003).

Tougaard & Henriksen 2009 hindasid pringlite ja randalhüljeste vastust kolmele eri tüüpi tuulikust salvestatud töömürale. Uuritud tuulikud olid võimsusega 2 MW, 500 kW ja 450 kW ja helirõhutasemed jäid vahemikku 109–127 dB re 1 μ Pa RMS @ 14–20 m heli allikast. Pringlite hinnanguliseks müra kuuldavuse tsooniks määrati 8–63 m. Tegemist on võrdlemise väikese mõjuala raadiusega, mis tuleneb pringlite halvast kuulmisvõimest madalasageduslike helide suhtes. Käitumuslikud reaktsioonid katses kasutatud helitasemetele on seega ebatõenäolised, kuna sellises sagedusvahemikus pringlid müra ei kuule. Suhtlussignaali maskeerimiseks peavad signaali ja müra sagedused omavahel kattuma. Kuna pringlite omavahelised suhtlussignaalid ja kajalokatsiooni helid on samuti kõrgema sagedusega, määrati maskeerimistsoon uuritud müra suhtes nulliks (Tougaard & Henriksen 2009). Randalite müra kuuldavuse tsoon oli tänu paremale madalasageduslikule kuulmisvõimele suurem, ulatudes 2,5–10 km-ni. Kuigi randalid kasutavad liigikaaslastega suhtelisel pringlitega võrreldes madalamaid helisid, mis võivad kattuda ka tuuliku töömüraga, arvasid autorid, et maskeerimine on ebatõenäoline ka randalhüljestel, v.a. juhul, kui signaali edastav või vastuvõttev isend asub tuuliku vahetus läheduses. Ohtlikult kõrge müratase, mis põhjustaks vigastusi või maskeeriks olulisi liigisiseseid signaale nende kolme turbiini müra suhtes puudus (Tougaard & Henriksen 2009).

Thomsen *et al.* 2006 võrdlesid töötava 1,5-MW tuuliku (tuulekiirus 12 m/s) helirõhutasemeid erinevatel kaugustel müraallikast pringlite ja randalhüljeste audiogrammidega. Audiogrammidel põhinedes selgus taaskord, et kaugematel distantsidel (>1000 m) ei kuule pringild ilmselt töömüra, mistõttu on maskeerimise, kuuldeläve tõusu või käitumusliku reaktsiooni esinemine sellisel vahemaal vähetõenäoline. Randalhüljed võivad töömüra tuvastada ka heliallikast enam kui 1000 m kaugusel. Sellest hoolimata järeldasid autorid, et kui suhtlushelide maskeerimine randalitel isegi esineb, siis tõenäoliselt juhtub see taaskord vaid heliallika läheduses ning üldised märkimisväärsed töömüra mõjud puuduvad või on väga väikesed (Thomsen *et al.* 2006).

Kuigi olemasolevad andmed töötavate tuulikute müra mõju kohta mereimetajatele viitavad sellele, et mõjud, kui need üldse esinevad, ei ole märkimisväärsed või esinevad ainult heliallika vahetus läheduses, siis on selge, et tuugenite müratase sõltub oluliselt tuuliku võimsusest ja tuulekiirusest. Kuna enamus kavandatavaid tuugeneid on juba praegu ja ka tulevikus tunduvalt võimsamad kui eelmainitud katsetes uuritud tuugenid, võivad suurenedada tulevikus ka müra kuuldavuse tsoonid ja mõjualad.

6. Kalade kuulmine

Kalad sõltuvad veealustest helidest kiskjate ja toiduobjektide tuvastamisel, liigisisese suhtluse ja ümbritseva keskkonna tajumisel (Webb *et al.* 2008).

Helisid kasutatakse sageli ka sigimisel, konkurendi eemale peletamisel või territooriumi kaitsel (Webb *et al.* 2008). Tavaliselt on sellistel juhtudel tegemist pulseerivate või lühiajaliste signaalidega, mis jäävad vahemikku <math><30-800\text{ Hz}</math> (Popper 2018, Webb *et al.* 2008), mille kuuldavust võib tuulepargi müra potentsiaalselt pärssida. Näiteks mõned lõhilaste sugukonda kuuluvad liigid tekitavad paaritumisrituaali ajal ujupõiega ühenduses olevate lihaste abil kloppivaid helisid, mis jäävad sagedusvahemikku 100–500 Hz (Ladich 2015, Thomsen *et al.* 2006). Oluline funktsioon helide tekitamisel esineb ka tursklaste sugukonda kuuluvatel Atlandi tursal (*Gadus morhua*), kilttursal (*Melanogrammus aeglefinus*), pollakul (*Pollachius pollachius*) ja konnlutsul (*Raniceps ranius*). Nimetatud liikide isased isendid tekitavad helisid sigimiskäitumisel, enesekaitsel ja territooriumi kaitses (Hawkins & Rasmussen 1978). Lisaks sellele võib helioskaste liikumise tajumine omada rolli parvekäitumises ja vältida isenditel liigikaaslastega kokkupõrkumist. See on omane näiteks paljudele heeringlaste sugukonda kuuluvatele liikidele (Tavolga *et al.* 1981). Lisaks on veel mitmeid heli tekitamise mehhanisme, mille funktsioonid on tänapäevaks ebaselged, kuid mille põhjal võib oletada, et neid kasutatakse omavahelisel suhtluseks (Webb *et al.* 2008).

6.1 Kalade auditoorne süsteem

Kalade auditoorne süsteem on vahendatud sisekõrva kaudu, mis koosneb mitmetest mehhanosensorsetest lõpporganitest, mis asuvad omavahel seotud vedelikuga täidetud õõnsustes. Nendes õõnsustes, sensoorse epiteeli vahetus läheduses asuvad tahked lubjakivist struktuurid ehk otoliidid (Ladich & Schulz-Mirbach 2016, Tavolga *et al.* 1981), mis suudavad tuvastada nii lähi- kui kaugväljas esinevaid helisid (Fay & Popper 1999). Otoliididorganid asuvad enamikel pärisluukaladel aju kõrval ning nende kuju ja suhteline suurus varieeruvad (Tavolga *et al.* 1981), mis võib olla kalade kuulmisvõimekuse mitmekesisuse üks paljudest põhjustest. Otoliidi ja kala keha tiheduse märgatavalt suure erinevuse tõttu erineb akustilise

stimulatsiooni ajal sensoorse epiteeli ja otoliidi vaheline suhteline amplituud ja faas, mis põhjustab sensoorsel epiteelil paindumist (Tavolga *et al.* 1981, Webb *et al.* 2008).

Lisaks on kalade kuulmisfüsioloogias oluline funktsioon gaasiga täidetud ujupõie organil, mis sisekõrva vaheliste ühendustega suudab muuta helirõhu osakeste liikumiseks ja seeläbi stimuleerida sisekõrva. Tingituna gaasi suuremast kokkusurutavusest võrreldes veega reageerib ujupõis helirõhu muutustele, mis võib kanduda üle sisekõrva otoliidiorganitele (Fay & Popper 1999). Kuna ujupõie morfoloogia on liigiti varieeruv ning osadel liikidel organ üldse puudub, on liikide vaheline auditoorne tundlikkus samuti erinev. Olenevalt ujupõie omadustest jaotatakse kalu sageli kaheks. Avapõielistel ehk füsostoomidel avaneb ujupõis õhujuha kaudu neelu. Sulupõielistel ehk füsoklistidel puudub ühendus ujupõie ja neelu vahel (Päkk 2016, Halvorsen *et al.* 2012b). Ujupõis võib liikide vahel erineda ka kambrite arvu ja sisekõrva vaheliste ühenduste poolest. Mõnel sugukonnal nagu näiteks heeringlastel (*Clupeidae*), nokiskalalastel (*Mormyridae*) ja ronikalalastel (*Anabantidae*) esinevad väikesed õõnsused sisekõrva läheduses või gaasiga täidetud õõnsus *bullae*, mis on ühenduses sisekõrvaga. Veel võib olla ujupõis seotud sisekõrvaga Weberi aparadi vahendusel, mis koosneb reast väikestest omavahel ühenduses olevatest luudest. Weberi aparaat on omane näiteks karpkalalistele (Tavolga *et al.* 1981).

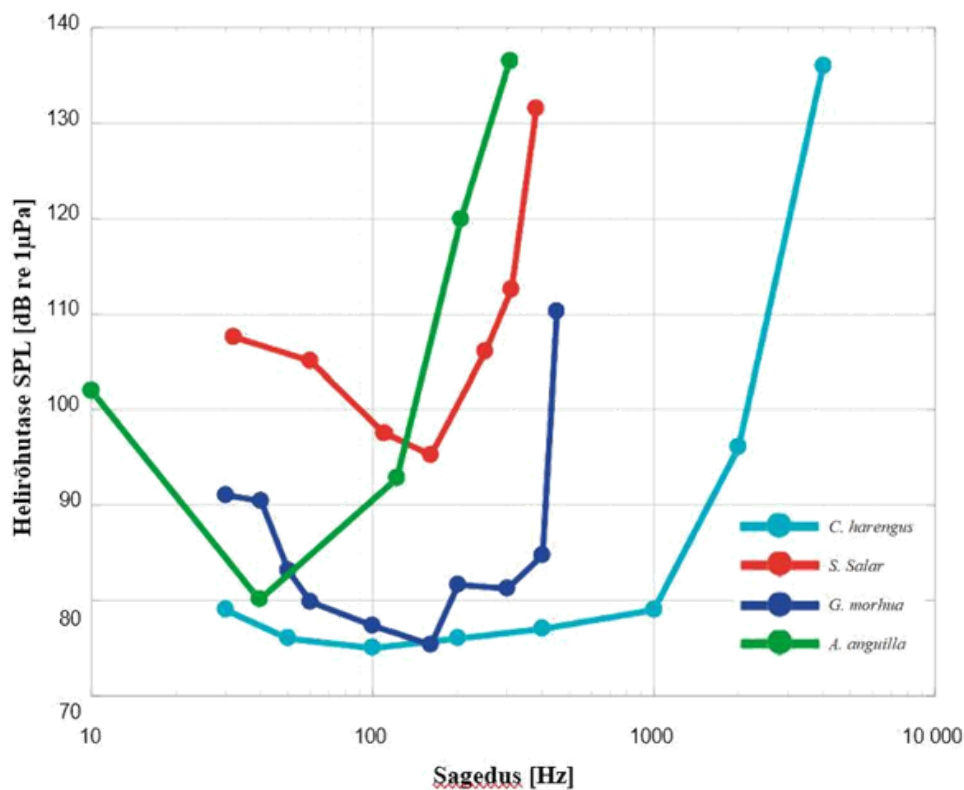
Lisaks sisekõrvale ja ujupõiele on kalade kuulmisfüsioloogias oluline funktsioon ka küljejooneelundil, mis töötab vee osakeste liikumise sensorina ja mida stimuleerib madala sagedusega vee liikumine (tavaliselt <150 Hz) (Ladich & Schulz-Mirbach 2016).

6.2 Kalade kuulmisvõimekus erinevate liikide näitel

Suurem osa seni uuritud kalaliikidest ei oma täiendavaid kuulmisstruktuure ning kuulevad helisid vahemikus 30 Hz – 1 kHz, parima kuulmisega vahemikus 100–400 Hz (Popper *et al.* 2003, Thomsen *et al.* 2006). Tänu erinevatele auditoorsetele mehhanismidele on kalade kuulmisvõimekus tähelepanuväärselt mitmekesine.

Atlandi heeringas (*Clupea harengus*) on tõenäoliselt üks parima helitundlikusega liik Läänemeres. Tänu kahele gaasiga täidetud õõnsusele sisekõrvas ja ujupõie ühendustele sisekõrvaga, kuuleb liik helisid vahemikus 30–4000 Hz (kuulmislävi 75 dB re 1 μ Pa @ 100 Hz) (Thomsen *et al.* 2006, Doksaeter *et al.* 2008). Läänemeres elab Atlandi heeringa alamliik räim (*Clupea harengus membras*), kelle kuulmisvõimekus sarnaneb tõenäoliselt Atlandi heeringaga. Atlandi tursa (*Gadus morhua*) kuulmine ei ole sama hea kui heeringal,

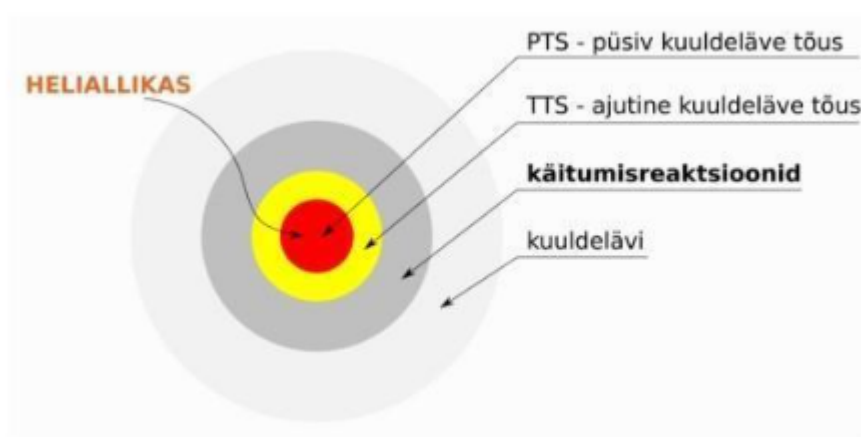
kuna vaatamata ujupõie olemasolule, ei oma nad ühendusi ujupõie ja sisekõrva vahel. Tursk kuuleb helisagedusi vahemikus 18–470 Hz, kuid parim kuulmistundlikkus on vahemikus 150–160 Hz (Chapman & Hawkins 1973), mis kattub ka tuulepargi müraga. Atlandi lõhe (*Salmo salar*) kuulmine on võrreldes eelmainitud liikidega tunduvalt kehvem, kuna ujupõis ei ole ühendatud koljuga ning pole alati gaasiga täidetud. Lõhe reageerib madalasageduslikele toonidele, mis jäävad <380 Hz ning parim kuulmislävi on 95 dB re 1 μ Pa @ 160 Hz (Hawkins & Johnstone 1978). Bentiilise elustiiliga soomuslestal (*Limanda limanda*) puudub ujupõis, mistõttu tajub liik vaid heliosakeste liikumise komponenti. Heli liigub mööda kudesid otse sisekõrva otoliitideni. Lesta kuulmissagedus jääb vahemikku 30–250 Hz ning kuulmislävi 110 Hz juures on 89 dB re 1 μ Pa (Chapman ja Sand 1974).



Joonis 3. Erinevate kala liikide audiogrammide. Heeringas (*Clupea harengus*), lõhe (*Salmo salar*), tursk (*Gadus morhua*), angerjas (*Anguilla anguilla*). Kohandatud allikast: Thomsen *et al.* 2009

7. Ehitusmüra mõjud kaladele

Tuuleparkide ehitusega kaasnevad kõrged impulsiivsed helirõhutasemed. Müra mõjud võivad avalduda käitumusliku reaktsioonina, ajutise või püsiva kuuldeläve tõusuna (vastavalt TTS ja PTS), füüsiliste vigastustena, muude füsioloogiliste muutusena või surmana. Vastus mürale oleneb isendi kuulmisvõimest ja kaugusest heliallikast (joonis 4).



Joonis 4. Üldistatud veealuse müra võimalikud mõjud mereloomadele sõltuvalt heliallika kaugusest. Allikast: Klauson & Mustonen (2023)

KÄITUMUSLIKUD REAKTSIOONID

Käitumuslikud reaktsioonid hõlmavad endas mistahes muutusi käitumises alates väikestest lühiajalistest liikumistest, näiteks ehmumiskäitumine, kuni muutusteni rändeteedes või toitumis- või sigimiskohast lahkumises. Impulsiivse müra mõjusid Atlandi tursal on uurinud Kastelein *et al.* (2008). Kalu eksponeeriti mürale, mille allikatasemed olid 120 dB re 1 μ Pa @ 100 Hz, 130 dB re 1 μ Pa @ 200 Hz ja ~160 dB re 1 μ Pa @ 470 Hz. Muutusi käitumusmustrites peetakse arvestatavaks, kui üle 50% isenditest reageerib mürale, kuid katsetulemused ei näidanud tursa käitumises märkimisväärseid muutusi. Ka kõrgematel sagedustel (1500–6500 Hz) ei esinenud turskadel käitumuslikku vastust mürale (allikataase SPL 152–192 dB re 1 μ Pa) (Jorgensen *et al.* 2005). Samas on tursa käitumuslikud uuringud ehitusmüra suhtes kohati vastuolulised. Näiteks on sarnastel allikatasemetel (140–161 dB re 1

μPa @ 150–350 Hz) täheldatud käitumuslikku tardumist ja muutusi turskade ujumiskiiruses ja -suunas (Mueller-Blenkle *et al.* 2010). Oluline on siinjuures märkida, et käitumuslik reaktsioon ei tähenda tingimata, et isendid heliga kokkupuutel piirkonnast lahkuvad. Näiteks täheldas Wardle *et al.* (2001) tursal ehmunisreaktsiooni tasemel SPL 195 dB re 1 μPa @ 80–120 Hz, kuid see ei põhjustanud piirkonnast lahkumist.

Hea kuulmisega Atlandi heeringaid eksponeeriti impulsiivsele mürale erinevatel sagedusvahemikel (100 Hz – 64 kHz) ja käitumuslik vastus mürale esines tasemel SPL 160–178 dB re 1 μPa @ 4 kHz, 50% isenditest muutis ujumiskäitumist (Kastelein *et al.* 2008). Sarnane tulemus saadi ka heeringaga lähedalt suguluses oleva Euroopa kiluga (*Sprattus sprattus*). Kilu liikumismustrid muutusid tasemel SPL_{peak} 163 dB re 1 μPa , SEL_{ss} 135 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$ @ 50–600 Hz (Hawkins *et al.* 2014). Blaxter & Hoss (1981) eksponeerisid erinevate kehamõõtmetega Atlandi heeringaid mürale ja märkasid ehmunisreaktsiooni tasemel SPL 122–138 dB re 1 μPa (70–200 Hz). Katses selgus, et isendi mõõtmed mängivad olulist rolli helistiimulist saadavale vastusele. Larvid (2,8–4,2 cm) reageerisid kõrgematele müratasemele kui suuremad isendid (14–17 cm), kõige tundlikumad olid isendid pikkusega 8–11 cm. Korrelatsiooni isendi suuruse ja müra mõju vahel on tõestatud ka teistes uuringutes (Jorgensen *et al.* 2005). Lisaks suurusele võib Atlandi heeringa puhul müra mõju avaldumisel mängida olulist rolli ka kala motivatsioon. Toitumisrände ajal näiteks ei reageerinud kalad müratasemele SPL <176 dB re 1 μPa ja SEL 181 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ @ 1–7 kHz (Doksaeter *et al.* 2012).

FÜÜSILISED VIGASTUSED TTS ja PTS

Kõrged helirõhu tasemed, mis kaasnevad tuulepargi ehitusperioodiga võivad põhjustada ajutist kuuldeläve tõusu ja füüsilisi vigastusi. Ajutist kuuldeläve tõusu on uuritud kirevahvenlaste (*Cichlidae*) sugukonda kuuluval Niiluse tilaapial (*Oreochromis niloticus*) ja karplaste (*Cyprinidae*) sugukonda kuuluval kuldkalal (*Carassius auratus*) (Smith *et al.* 2004). Isendeid eksponeeriti mürale vahemikus SPL 130–170 dB re 1 μPa @ 0,1–10 kHz. Ajutine 5-dB kuulmisläve tõus esines kuldkalal juba 10-minutilisel kokkupuutel (SPL 170 dB re 1 μPa). Kolmenädalasel kokkupuutel sama müratasemega oli TTS tõusnud 25 dB ning taastumiseks kulus üle kahe nädala. Tilaapia kuulmine katsete käigus ei langenud (Smith *et al.* 2004). Kuulmisläve tõusu esinemist on uuritud ka haugil (*Esox lucius*), siia perekonda kuuluval tširil (*Coregonus nasus*) ja karpkalalaste sugukonda kuuluval järveturbikul (*Couesius plumbeus*) eksponeerides neid viiele järjestikusele õhupüstoli lasule. Kokkupuute tase, mis isenditeni jõudis oli SEL_{ss} 176–180 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$, SEL_{cum} 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$

(100–1600 Hz). Järveturbikul esines TTS sagedustel 200, 400 ja 1600 Hz. TTS esines ka täiskasvanud haugil (36–67 cm) helisagedusel 400 Hz. Sisemisi vigastusi ja surma katsealustel isenditel ei täheldatud ning kuulmine taastus 18–24 h jooksul. Juveniilsel haugil (7–11 cm) ning tširil kuulmiskahjustusi nendel helitasemetel ei esinenud üldse (Popper *et al.* 2005). Järveturbik kuulub karplaste sugukonda, kellel on sisekõrva ja ujupõievahelised ühendused, mis võiks põhjendada TTS-i esinemise suuremat tõenäosust võrreldes näiteks lõheliste sugukonda kuuluva tširiga, kellel sellised ühendused puuduvad.

Füüsilised vigastused võivad esineda erinevate organite või kudede kahjustuse näol. Sagedustel 50, 100, 200 ja vahelduvsagedused 300–400 Hz (SPL 180 dB re 1 μ Pa) esinesid turskadel sisekõrva kahjustused hävinenud või kahjustada saanud karvarakkude näol (Enger 1981). Turskadel on täheldatud ka ujupõie rebendeid ja maksa kahjustusi helirõhutasemel 219–230 dB re 1 μ Pa (Booman *et al.* 1996 viidatud Andersson *et al.* 2017 kaudu). Impulsiivse müra mõju uuringuid on viidud läbi ka juveniilsel idalõhede perekonda kuuluval kuninglõhel (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Halvorsen *et al.* 2011, Halvorsen *et al.* 2012, Casper *et al.* 2012), triipahvenal (*Morone saxatilis*) (Casper *et al.* 2013), järvetuural (*Acipenser fulvescens*) ja Niiluse vääristilaapial (*Oreochromis niloticus*) (Halvorsen *et al.* 2012b). Kõikide eelnimetatud liikide puhul olid müra tasemed vahemikus SELcum 204–220 dB re 1 μ Pa²s, SELss 171–187 dB re 1 μ Pa²s @ 0,1-1000 Hz. Kuninglõhesid eksponeeriti vaia rammimist imiteerivatele löökidele vahemikus 960–1920 lööki. Tulemused kajastasid, et vigastuste ulatus varieerus olenevalt löökide arvust ja helitasemest. Juveniilse kuninglõhe uuringutulemuste põhjal käisid autorid välja kala ellujäämist mõjutavaks vigastusläveks SELcum 210 dB re 1 μ Pa²s. Kuigi lõhe vigastused taastusid (Casper *et al.* 2012), pole teada kas taastumine esineks ka looduslikus keskkonnas, kus isendid on sunnitud kulutama rohkem energiat toidu otsimisele ja kiskjate vältimisele. Järvetuural ja tilaapia olid mürale tundlikumad ning surmavad vigastused tekkisid tasemel SELcum 204 dB re μ Pa²s (SELss 174 dB re 1 μ Pa²s, 960 lööki), kusjuures kõrgemal helitasemel (SELcum 216 dB re 1 μ Pa²s) olid suletud ujupõiega tilaapia vigastused ulatuslikumad (Halvorsen *et al.* 2012b). Kuna vigastused esinesid ka gonaadides, võib seetõttu väheneda isendite paljunemisvõime. Triipahvenal esinesid sisemised vigastused tasemel SELcum 204 – 213 dB re 1 μ Pa²s (SELss 171 – 183 dB re μ Pa²s). Vigastuste aste ja esinemise arv võrreldes eelmainitud liikidega oli kõrgem, peamiselt esinevad vigastused olid ujupõie rebendind või hematoomid. Impulsiivset müra uuriti ka juveniilsel huntahvenal (*Dicentrarchus labrax*) (Bolle *et al.* 2014; Debusschere *et al.* 2014). Kudede kahjustusi täheldati müratasemel SELcum 215 dB re 1 μ Pa²s, madalamal müratasemel (SELcum 205 dB re 1 μ Pa²s) vigastusi ei esinenud (Bolle *et al.* 2014).

Suremuse tõusu uurimistulemused ei täheldanud ning kõik vigastatud isendid taastusid 13 päeva jooksul pärast mürale eksponeerimist. Samuti ei täheldanud suremuse tõusu tasemel SELss 181–188 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (domineeriv energia 125–200 Hz) (Debusschere *et al.* 2014). Sarnaselt käitumisuuringutele võib korrelatsioon esineda isendi suuruse ja müra mõju vahel ka suremuse näol. Alla 2 cm pikkustel heeringatel ei täheldatud suremuse tõusu, samas kui 2,4 cm pikkustel isenditel märgati 20% suurust suremuse tõusu tasemel SPL 189 dB re 1 μPa (1,5 kHz) ja 3,1 cm pikkustel isenditel 30% suurust suremuse tõusu tasemel SPL 179 dB re 1 μPa (3,4 kHz) (Jorgensen *et al.* 2005). Ülevaade füüsilistest vigastustest ja TTS esinemisest on tabelis 4.

Tabel 4. Kokkuvõtlik kirjanduse ülevaade müra mõjudest erinevatele kala liikidele. Müratase on esitatud nii SPL-i kui ka SEL-ina tulenevalt uuringute erisustest.

Liik	Sagedus (Hz)	SPL/SEL	Vastus mürale	Allikas
Tursk (<i>G. Morhua</i>)	100 Hz	SPL 139 dB re 1 μ Pa	Ligimeelitav mõju	Cresci <i>et al.</i> 2023
	100 - 470 Hz	SPL 120 - 160 dB re 1 μ Pa	Mõju puudus	Kastelein <i>et al.</i> 2008
	1500 - 6500 Hz	SPL 152 - 192 dB re 1 μ Pa	Mõju puudus	Jorgensen <i>et al.</i> 2005
	150 - 350	SPL 140 - 161 dB re 1 μ Pa	Käitumuslik ujumiskiiruse muutus tardumine,	Mueller-Blenkle <i>et al.</i> 2010
	80 - 120 Hz	SPL 195 dB re 1 μ Pa	Ehmumisreaktsioon	Wardle <i>et al.</i> 2001
	50 - 400 Hz	SPL 180 dB re 1 μ Pa	Sisekõrva kahjustused	Enger 1981
	-	SPL 219 - 230 dB re 1 μ Pa	Sisemised vigastused	Booman <i>et al.</i> 1996 (Andersson <i>et al.</i> 2017 kaudu)
Haug (<i>E. Lucius</i>) (36-67 cm)	400 Hz	SELcum 186 dB re 1 μ Pa2s	TTS	Popper <i>et al.</i> 2005
Haug (<i>E. Lucius</i>) (7-11 cm)	100 - 1600 Hz	SELcum 186 dB re 1 μ Pa2s	Vigastusi ei esinenud	Popper <i>et al.</i> 2005
Heeringas (<i>C. harengus</i>) <2 cm	1500 Hz	SPL 189 dB re 1 μ Pa	Suremust ei esinenud	Jorgensen <i>et al.</i> 2005
Heeringas (<i>C. harengus</i>) 2,4 cm	1500 Hz	SPL 189 dB re 1 μ Pa	Suremuse tõus 20%	Jorgensen <i>et al.</i> 2005
Heeringas (<i>C. harengus</i>) 3,1 cm	3400 Hz	SPL 179 dB re 1 μ Pa	Suremuse tõus 30%	Jorgensen <i>et al.</i> 2005
Heeringas (<i>C. harengus</i>)	4000 Hz	SPL 160 -178 dB re 1 μ Pa	Muutused liikumismustrites	Kastelein <i>et al.</i> 2008
	70 - 200 Hz	SPL 122 - 138 dB re 1 μ Pa	Ehmumisreaktsioon	Blaxter & Hoss 1981
Heeringas (<i>C. harengus</i>) (toitumisrändel)	1 - 7 kHz	SPL <176 dB re 1 μ Pa	Mõju puudus	Doksaeter <i>et al.</i> 2012
Kilu (<i>S. Sprattus</i>)	50 - 600 Hz	SPLpeak 163 dB re 1 μ Pa	Muutused liikumismustrites	Hawkins <i>et al.</i> 2014
Huntahven (<i>D. labrax</i>)	125 - 200 Hz	SELcum 215 dB re 1 μ Pa2s	Kudede kahjustused	Bolle <i>et al.</i> 2014
	125 - 200 Hz	SELcum 205 dB re 1 μ Pa2s	Vigastusi ei esinenud	Debusschere <i>et al.</i> 2014
Kuninglõhe (<i>O. tshawytscha</i>)	100 - 1000 Hz	SELcum 210 Db re 1 μ Pa2s	Ellujäämist mõjutavad vigastused	Halvorsen <i>et al.</i> 2012a
Järvetuur (<i>A. fulvescens</i>)	100 - 1000 Hz	SELcum 204 dB re 1 μ Pa2s	Surmavad vigastused	Halvorsen <i>et al.</i> 2012b
Niiluse tilaapia (<i>O. niloticus</i>)	100 - 1000 Hz	SELcum 204 dB re 1 μ Pa2s	Surmavad vigastused	Halvorsen <i>et al.</i> 2012b
	0,1 - 10 kHz	SPL 130 - 170 dB re 1 μ Pa	Mõju puudus	Smith <i>et al.</i> 2004
Triipahven (<i>M. saxatilis</i>)	100 - 1000 Hz	SELcum 204 - 213 dB re 1 μ Pa2s	Sisemised vigastused	Casper <i>et al.</i> 2013
Kuldkala (<i>C. auratus</i>)	0,1 - 10 kHz	SPL 130 - 170 dB re 1 μ Pa	TTS	Smith <i>et al.</i> 2004
Järveturvik (<i>C. plumbeus</i>)	200 - 1600 Hz	SELcum 186 dB re 1 μ Pa2s	TTS	Popper <i>et al.</i> 2005
Tšir (<i>C. nasus</i>)	100 - 1600 Hz	SELcum 186 dB re 1 μ Pa2s	Kuulmiskahjustusi ei esinenud	Popper <i>et al.</i> 2005

8. Töömüra mõjud kaladele

Töömüra mõjusid kaladele on uuritud tunduvalt vähem võrreldes ehitismüraga. Kalad, kes omavad lisakuulmisstruktuure, näiteks ujupõie ja sisekõrva vahelisi ühendusi, suudavad tõenäoliselt tuvastada tuulikute töömüra kuni 4 km kaugusel heliallikast ning lisakuulmisstruktuure mitte omavad liigid 1 km kaugusel (Kikuchi 2009). Kuigi tuulepargi töömüra helitasemed ei ole tõenäoliselt piisavalt kõrged, et põhjustada otseseid vigastusi või isendite surma (Mooney *et al.* 2020, Thomsen *et al.* 2006), võivad esineda käitumuslikud ja füsioloogilised muutused.

KÄITUMUSLIKUD MUUTUSED

Kuna tuulikute töömüra on kuuldav olenevalt liigist vaid kuni mõne kilomeetri kaugusele, on eemalepeletavat vastust mürale oodata vaid heliallika läheduses (Thomsen *et al.* 2006). Töömüra mõjusid analüüsivaid uuringuid on läbi viidud väga vähe, samas jällegi ei viita tuuleparkide kumulatiivse mõju uuringud enamasti liigirikkuse negatiivsele mõjule. Winter *et al.* 2010 uurisid tursa ja hariliku merikeele (*Solea vulgaris*) käitumist ja viibimist töötavate tuuleparkide alal aastaajasel perioodil. Tuulepark koosnes 36 turbiinist (3 MW) ning vee sügavus alal oli 17–20 m. Kummagi liigi puhul ei esinenud märkimisväärseid erisusi tuulepargi- ja võrdlusala vahel. Lisaks esines katse ajal ajutiselt periood, mil tuulikud ei töötanud. Tuulikute seiskumisele eelnevat ja järgnevat aega võrreldi peatatud tuulikutega ning taaskord ei leitud märkimisväärset muutust arvukuses. Samas ei leitud viiteid ka sellele, et tuulikute töömüra oleks omanud kaladele ligimeelitavat efekti (Winter *et al.* 2010). Wahlberg & Westerberg (2005) arvutasid kalade turbiinist eemalepeletamise kauguseks 4 m, kuid seda ainult suurema tuulega (13 m/s). Eesti rannikul ulatub tuule kiirus enamasti kuni 8,50 m/s, kaugematele jäävate alade keksmine tuulekiirus võib ületada ka 9,25 m/s (Maakonnaplaneering 2012). Arvestada tuleks siinjuures ka sellega, et tuugenite võimsus ja seeläbi ka võimalik müra tase tänu tehnika arengule on tulevikus tõenäoliselt oluliselt suurem. Samas on tõestatud ka tuulikutega kaasneva töömüra ligimeelitavat mõju kaladele (Cresci *et al.* 2023). Atlandi tursa vastseid eksponeeriti madalasageduslikule (100 Hz) tuulepargi töömüra imiteerivale helile (SPL 139 dB re 1 μ Pa, osakeste liikumise kiirus < 15 μ m/s) (Cresci *et al.* 2023). Katse käigus ei muutnud isendid ujumiskiirust, kuid muutus ujumissuund heliallika poole. Võimalik, et heli ligimeelitav mõju on seotud asjaoluga, et

heliallika helisagedus sarnaneb rannikualadele iseloomulikule helisagedusele, kuhu tursad migreeruvad sageli toituma (Cresci *et al.* 2023).

MASKEERIMINE

Kuna helidel on oluline roll kalade omavahelisel suhtlusel ja kudemisel ning kalade poolt tekitatavad helisignaalid võivad kattuda töömüra sagedusega, on võimalik, et müra maskeerib neid helisignaale. Wahlberg & Westerberg (2005) arvutasid kilttursa liigisisese helisignaalide tuvastamiseks tuulekiirusel 13 m/s neli meetrit. See oli välja arvatud konkreetsete töö- ja taustmüra tingimustel, mis praktikas olenevalt tuulikute võimsusest, tuulekiirusest ja taustmürast võib oluliselt varieeruda. Kilttursa helisignaalid jäid sagedusvahemikku 200–500 Hz (Wahlberg & Westerberg 2005). Autorid järeldasid, et sama kuulmiskauguse võib omistada ka tursale, kuna liigid on üksteisega suguluses. Mürarikas keskkonnas on tähelatud ka pikaajalisemat häälitsemist või helitaseme tõusu, et signaalide kuuldavust parendada (Lombardi efekt). Näiteks uurisid Siddagangaiah *et al.* 2022 ahvenaliste seltsi kuuluvate kotkaskalalaste (*Sciaenidae*) muutusi vokaalses käitumises, kui kalad puutusid kokku tuuleturbiinide töömüraga. Kotkaskalalastel on harilikult mitu ujupõie juurde kuuluvaid lihaseid võimendavat kõrvalharu, millega tekitatakse krooksuvaid helisid, mistõttu on selle sugukonna liigid väga vokaalsed. Tulemuste põhjal tehti kindlaks, et võrreldes töömürale eelneva ajaga tõusis kalade vokaliseerimise aeg 2–3 tunni võrra ja intensiivsus ~5–10 dB.

STRESS

Kuna tuulikute vundamendid pakuvad sobilikku substraati selgrootutele kinnitumiseks võivad tuulepargialad olla kaladele produktiivsed toitumisalad. Tuuliku vundament ja torn moodustavad kunstrifi, mis on kaladele täiendavaks elupaigaks (Inger *et al.* 2009). Eelmainitud tegurite ja väiksema kalastussurve koosmõjul võivad tuuleparkide alad omada potentsiaalselt ligimeelitavat või produktsiooni suurendavat mõju (Inger *et al.* 2009). Seda silmas pidades on oluline arvestada, et pikaajaline kokkupuude müraga võib tõsta kalade stressitaset (Andersson *et al.* 2017, Barton 2002). Pikaajalisel kokkupuutel stressoriga võib langeda homöostaasi säilitamise võime, mis omakorda kahjustab tervist ja muudab isendit vastuvõtlikumaks haigustele (Barton 2002). Anderson *et al.* 2011 viis läbi katse, mille tulemused kinnitasid, et pideva müraga kokkupuutel esines kaladel kõrgem kortisooli tase. Kortisool on stressihormoon, mille kõrge tase võib põhjustada kalade arengu ja paljunemise häireid (Anderson *et al.* 2011). Smith *et al.* 2004a eksponeerisid kuldkala (*C. auratus*) erinevatel ajavahemikel vaiksetele ja mürarikastele keskkonnatingimustele ning uurisid müra

põhjustatud füsioloogilist stressi kortisooli- ja glükoositasemete kaudu. Kortisooli ajutine tõus tekkis 10 minuti jooksul peale müraga kokkupuudet, kuid pikaajalist füsioloogilist stressitaseme tõusu ei täheldatud.

9. Arutelu

Vaatamata olemasolevatele uuringutele esineb jätkuvalt palju teadmatust ja küsimusi inimtekkelise müra mõjudest vee-elustikule. Puudujäägid on eelkõige tingitud ebapiisavatest andmetest ja empiiriliste katsete korraldamise keerukusest. Müra mõjusid hindavate käitumisuuringute tõlgendamisel ja müra tagajärjel esinevate vigastuste või kuuldeläve tõusu taastumise hindamisel, kui katsed on viidud läbi tehlikes tingimustes, tuleks olla ettevaatlik. Tehiskeskkonnas läbi viidud käitumisuuringute puhul peab arvestama, et vangistuses oleva looma käitumuslik reaktsioon võib erineda looduslikus keskkonnas esinevast reaktsioonist. Sarnaselt, vigastuste ja kuuldeläve tõusu taastumise hindamisel tehlikes keskkonnas peab arvestama, et looduslikus keskkonnas peavad loomad taastumiseni ellu jääma olukorras, kus esineb ka kisklus, toidukonkurents või ebasoodsad keskkonnatingimused.

Eesti rannikumeres elavad alaliselt imetajatest hall- ja viigerhüljes, kelle kuulmine on parim 13 kHz juures, kuid kelle helisignaalid ja alumised kuulmiskiirid võivad kattuda ka tuuleparkide ehitus- või töömüraga (Southall *et al.* 2019). Ehitusega kaasnevat löökrammimise heli võivad hülged kuulda tõenäoliselt kuni 100 km kaugusele (Kastelein *et al.* 2013). Töömüra kuuldavus on samas tunduvalt väiksem <2,5–10 km (Tougaard & Henriksen 2009). Kuna pringlid kuulevad kõige paremini väga kõrgeid sagedusi, on töömüra neile kuuldav kõigest 8–63 m kaugusele. Sellest hoolimata võib tuuleparkidega kaasnev müra mereimetajatel esile kutsuda käitumusliku reaktsiooni ja püsiva või ajutise kuuldeläve nihke (Kastak *et al.* 2008, Kastelein *et al.* 2012, jt). Käitumuslikud uuringud on näidanud, et tuuleparkide ehitusperioodil esinev müra võib sundida mereimetajaid piirkonnast lahkuma (Schubert *et al.* 2015). Kuna hülged on väga mobiilsed ja laia areaaliga, kattub pea kogu Eesti mereala nende poolt kasutatava alaga. Näiteks Liivi lahes, kus asuvad ka tuuleenergia arendusalad, asub suurim osa Eesti viigerhüljeste asurkonnast. Kui negatiivne mõju esineks, siis võiks see potentsiaalselt mõjutada müraga kokkupuutuvaid isendeid, neid olulistelt merealadelt ja lesilatest välja tõrjudes, ja seega kokkuvõttes mõjutada kogu asurkonna arvukust. Kuigi on dokumenteeritud ka pikaajalisi negatiivseid muutusi populatsiooni arvukuses (Teilmann & Carstensen 2012), siis vältimiskäitumise tagajärjed on enamasti siiski lühiajalised, seotud vaid ehitusmüraga ning arvukus kas ei lange või taastub kiiresti (Edrén *et al.* 2004, Brandt *et al.* 2009). Siinjuures on oluline arvestada, et muutus populatsiooni arvukuses ja selle taastumise kiirus võivad tuleneda ka muudest tuuleparkidega kaasnevatest teguritest, nende kumulatiivsest koosmõjust või hoopis mõnest muust looduslikust või inimtekkelisest tegurist. Eesti aladel pesitsev hallhüljes kuulub III kaitsekategooriasse. Samas

on arvukus kasvavas trendis, populatsioonid tugevad ning küttimise surve minimaalne, mistõttu võib arvata, et tuuleparkide ehitusperioodiga potentsiaalselt kaasnev ajutine vältimiskäitumine pikas perspektiivis Eesti hallhülge asurkonda märkimisväärselt ei mõjuta. Seda eriti siis, kui ehitusperioodil rakendatakse leevendusmeetmeid, kui need üldse vajalikud on. Viigerhüljes kuulub II kaitsekatekooriasse ning sõltub nii sigimis- kui karvavahetusperioodil jää olemasolust. Kliimasoojenemise ja pikemate jäävabade perioodide tõttu on nende käekäik kehv (Helcom 2023). Kuna tuuleenergia arendusalad kattuvad ka Eesti viigerhülge asurkonna levilaga, võiks pidada võimalikuks, et ehitus- ja töömüra võivad täiendavat negatiivset mõju viigrite populatsioonile avaldada. Samas ei ole tõendeid pikaajalistest negatiivsetest muutustest viigrite populatsioonile seoses tuuleparkidega.

Üks aspekt, millega tuuleparkide kontekstis arvesta on see, et tuulikute müra võib maskeerida isenditevahelist suhtlust, mis omab olulist rolli paaritumiskäitumisel, territoriaalsete signaalide tuvastamisel ja ema-järglase vahelisel suhtlusel. Ema ja järglase vahelise sideme nõrgenemine võib potentsiaalselt mõjutada hülgepoja arengut ja ellujäämist (Richardson *et al.* 1995). Häiritud paaritumiskäitumise tagajärjel võib jällegi langeda paljunemisedukus. Samuti võib liigikaaslaste või muude elutähtsate (nt lähenev laev või muu oht) helisignaalide tuvastamist pärssida müra põhjustatud kuulmislangu. Toetudes mereimetajate audiogrammidele ja teadaolevatele andmetele nende parimatest kuulmisvahemikest, on autori hinnangul tuuleparkide ehitus- ja töömüral vähe potentsiaali mõjutada Eestis elavaid mereimetajaid populatsiooni tasemel. Lisaks sellele on seni uuritud kuuldeläve nihked peaaegu alati taastunud võrdlemisi lühikese aja jooksul. Püsivaid kuulmisläve kahjustusi on tõestatud vaid ühes laboratoorses katses (Kastak *et al.* 2008). Siiski ei ole välistatud mõjud üksikisenditele.

Võrreldes mereimetajatega on kalade liigirikkus tunduvalt mitmekesisem. Mitmed liigid on fülogeneetiliselt üksteisest võrdlemisi kauged ja omandanud tänapäevaks üsna erinevad kuulmisvõimekused (Tavolga *et al.* 1981, Webb *et al.* 2008), mistõttu on müra mõjust keeruline anda väga üldistavaid hinnanguid. Kui tuulepargi müra teadaolevalt mereimetajate otsest suremust tõenäoliselt ei mõjuta, siis kalade puhul võivad kõrged helirõhu tasemed tekitada isenditel pöörduvaid või pöördumatuid vigastusi, mis võivad suremust põhjustada (Jorgensen *et al.* 2005, Halvorsen *et al.* 2012b). Teisalt on üsna selge, et füüsilised vigastused tekivad ainult ehitusperioodil ja heliallika vahetus läheduses. Võimalik, et vigastuste tagajärjel võib helitundlike liikide suremus ja paljunemisvõime tuulepargi ehitusperioodil halveneda. Arvestades, et kaladel on võimalus piirkonnast ajutiselt lahkuda, on tõenäosus märkimisväärselt pikaajalisteks muutusteks ainuüksi füüsiliste vigastuste tõttu autori

arvates väike, v.a juhul kui tegemist on väga kodukohatruu liigiga ning tuulepargi ala kattub talle olulise kude- või toitumisalaga.

Mürast tingitud piirkonna vältimist on märganud erinevatel kalaliikidel (Richardson *et al.* 1995, Mueller-Blenkle *et al.* 2010). Kui tuulepargi ala kattub sobiva rände-, kude- või toitumisalaga, võib see kujutada endas ohte. Kui rändavad kalad otsustavad valida tavapärasest teistsuguse, müravaesema rändetee konna, võib see olla isendi jaoks energiakulukas ja kaudselt mõjutada ka suremust. Samas on autor arvamusel, et tuuleparkide asukoha planeerimise prioriteet võiks olla arvestada esmalt kalade kudealadega, kuna sobivate keskkonnatingimustega kudealad leidub vähem. Eesti merealadel on müra suhtes kõige tundlikumad liigid tõenäoliselt räim ja kilu, kes on ka olulised töönduspüügi objektid, ja karpkalalised. Tuuleparkide rajamisel oleks seetõttu tarvis arvestada esmajärjekorras nende liikidega.

Tuulikute töömüra tõenäoliselt teine murekoht on oluliste signaalide maskeerimine. Mitmete liikide jaoks on heli tuvastamise ja tekitamise võime oluline paaritumiskäitumisel (Ladich 2015, Thomsen *et al.* 2006, Hawkins & Rasmussen 1978). Tuulikute tööst tulenev müra on pidev ning kaladele olenevalt liigi kuulmisvõimekusest, taustmürast ja tuulikust kuuldav 1–4 km kaugusele (Kikuchi 2009), mistõttu võib pikaajaline müra tuulepargi alal negatiivselt mõjutada sigimisedukust ning omakorda arvukust. Teisalt on uuringuid, mis on leidnud tuugenite töömüra ligimeelitavat mõju. Ligimeelitavat mõju on esinenud näiteks Atlandi tursal (Cresci *et al.* 2023). Seda kuidas või kas üldse müra ligimeelitav positiivne mõju ja sigimisedukuse languse negatiivne mõju üheskoos tursa varusid Eesti rannikumeres mõjutaksid on raske ennustada, eriti kuna ülepüügi ja ebasoodsa soolsuse tõttu on arvukus kehvasti seisus. Kuna nii ehitus- kui töömüra mõjud on väga liigispetsiifilised, siis pikaajalisi liigikoosseisulisi ja populatsiooni muutusi on keeruline oletada. Kõigest ühe liigi arvukuse vähenemine võib avaldada märkimisväärset mõju kogu piirkonna ökosüsteemile, eriti kui eemale peletatud liik on toiduahelas olulisel kohal.

Lisaks võib pikaajaline müra nii mereimetajatele kui kaladele põhjustada kõrge stressihormooni taset. Kortisooli kõrge tase võib pärssida immuunsüsteemi ja muuta isendeid vastuvõtlikumaks haigustele (Anderson *et al.* 2011, Smith *et al.* 2004a, Barton 2002). Samas puuduvad teadmised, kas ja millisel määral see mõju võiks avalduda populatsiooni tasemel. Siinkohal saaks tuua paralleeli maismaa loomadega, sh inimestega, kes elavad tänapäeval võrreldes aastatetaguse ajaga tunduvalt mürarikamas keskkonnas. Sellel põhinedes võib järeldada, et stressitaseme tõus omab vähe potentsiaali populatsioone suures pildis mõjutada. Arutleda saaks ka potentsiaalset ohtu kujutavate võõrliikide üle, kuna reeglipäraselt on nad vähemtundlikud ebasoodsate keskkonnatingimuste suhtes, võimalik et sealhulgas ka müra

suhtes. Eesti rannikumere üks levinuim võõrliik on ümarmudil (*Neogobius melanostomus*), kes on tõenäoliselt tundlik vaid heliosakeste liikumisele (Ladich 2013), mistõttu ei avaldaks tuuleparkide müra arvatavasti talle eriti tugevat mõju. Kuigi sellest tulenevalt võiks arvata, et ümarmudil võib kohalikke müra suhtes tundlikke liike piirkonnast välja tõrjuda, on autor seisukohal, et tuuleparkide müra kontekstis on võõrliikide mõju kohalikele populatsioonidele tõenäoliselt ebaoluline.

Kokkuvõtteks võib tõdeda, et avamere tuuleparkide müra mõjude uurimine on keeruline ja mitmetahuline valdkond. Mõju selgeks hindamiseks oleks vaja tunduvalt rohkem teavet liikide kuulmisvõimekusest, mis aitaks täita puuduolevad lüngad olemasolevates baasteadmistes. Alles seejärel saaks läbi viia erinevaid käitumis- ja füsioloogilisi uuringuid. Pikaajaliste mõjude ja liikidevaheliste mõjude hindamine on veelgi keerukam ning selleks oleks vaja edasi arendada võimalikult täpseid mudeleid. Lisaks müra mõjudele tuleb avameretuuleparkide mõjude hindamise kontekstis arvestada ka muude teguritega nagu näiteks kaablitest emiteeruvad elektromagnetväljade, kunstrifi või taashõljustatud sette mõjudega. Teised tuuleparkidega kaasnevad mõjud võivad üle kaaluda, vastupidiselt suurendada või hoopis tasakaalustada müra mõju tagajärgi. Näiteks kunstliku rifi efekt võib potentsiaalselt kaaluda üles müra negatiivsed mõjud, kuna see pakub head substraati selgrootutele (Inger *et al.* 2009), mis võib tuulepargi ala muuta kaladele soodsaks toitumisalaks, ning kalad võivad omakorda ligi meelitada merekiskjaid. Veel, kuna tuulepargi aladel ei saa traalida, võivad piirkonnad tänu väiksemale kalastussurvele pakkuda loomadele turvalisemat elupaika. Seetõttu oleks oluline hinnata erinevate tegurite koosmõju, kuid see on võimalik vaid keerukate mudelitega, mis sõltuvad kvaliteetsetest sisendandmetest üksikmõjude kohta. Reaalsus on see, et enne kui Eestis meretuuleparke rajatud pole ning töö- ja ehitusmüra eelsed ning järgsed andmed puuduvad, siis saame teha vaid oletusi. Ilmne on see, et kõige ohutum on null-alternatiiv, kuid kuna energianõudlus kasvab, siis autori hinnangul ei kaalu tuuleenergia müra negatiivsed mõjud üles fossilkütuste põletamise negatiivseid mõjusid. Kuna tuugenid muutuvad koos tehnika arenguga järjest suuremaks ja võimsamaks, siis on tõenäoline, et nende paigalduse ja opereerimisega kaasnevad müratasemed võivad tulevikus olla kõrgemad. Samal ajal töötatakse aga välja ka üha paremaid leevendusmeetmeid. Tuuleparkide ehitusega kaasneva müra mõju vähendamiseks võimalikud kasutatavad leevendusmeetmed on näiteks mullikardinad, isoleerivad ümbrised, kohverdamid, õhupallide kardinad või pehme rammimine (Klauson & Mustonen 2023). Lisaks sellele laienevad meie teadmised mereloomade kuulmisest, mis võimaldab edendada jätkusuutliku mereala majandamist. Impulsiivsete ja ohtlike mürade, mis avamere

tuuleparkidega võivad kaasneda, kontrollimiseks on Euroopa Liit sätestanud kindlad nõuded, mis põhinevad seniavaldatud teadustöödel.

Kokkuvõte

Avamere tuuleparkidega kaasnevad muutused mere akustilises keskkonnas, mida iseloomustavad ehitusperioodiga kaasnevad lühiajalised intensiivsed impulsiivsed helid ning tööperioodiga kaasnevad mitte-impulsiivsed, kuid pikaajalised helid. Käesoleva töö eesmärk oli uurida olemasoleva kirjanduse põhjal avamere tuuleparkide ehitus- ja töömüra mõjusid mereimetajatele ja kaladele.

Mereimetajad ja kalad sõltuvad helidest eluks vajalike funktsioonide täitmisel nagu näiteks omavahelisel suhtlemisel, orienteerumisel, saagi, kiskjate või liigikaaslaste leidmisel ja paaritumisel. Tuulepargi müra põhiline domineeriv heli on <1 kHz, mis kattub paljude liikide kuulmise sagedusribaga. Müra mõjud võivad avalduda käitumusliku reaktsioonina, isenditevaheliste signaalide maskeerimisena, ajutise või püsiva kuuldeläve tõusuna, vigastustena või muude füsioloogiliste muutustena.

Käitumuslik reaktsioon hõlmab endas mistahes muutust isendi tavapärasel käitumises ning see võib sõltuda isendi motivatsioonist. Mõned muutused võivad olla mööduvad ja loomale või populatsioonile vähe või mitte üldse mõju avaldada. Samas võib müra omada eemalepeletavat mõju ning sundida isendeid piirkonnast lahkuma. Pikaajalist mõju mereimetajate ja kalade populatsioonidele on täheldatud võrdlemisi vähe. Piirkonna vältimine on seotud tavaliselt ehitusperioodiga ning isendite arvukus taastub pärast ehitustöid mõne aja möödudes. Samas võib vältimisreaktsioon omada märkimisväärset negatiivset mõju, kui tuulepargi alad peaksid kattuma oluliste kude- või rändealadega. Samas võib käitumuslik reaktsioon avalduda ka positiivse mõjuna ja meelitada isendeid tuulepargi aladele.

Kuna tuuleparkidega kaasnev müra kattub paljude liikide poolt kasutava sagedusribaga, võib müra varjata ehk maskeerida olulisi isenditevahelisi helisignaale. Selle tagajärjel võib olla häiritud normaalne kiskjate või saagi tuvastamine, paaritumine, ruumis orienteerumine või järglasega suhtlus.

Ajutine ja püsiv kuulmisläve tõus ehk kuulmislangus tekib sisekõrva sensoorsete rakkude kahjustumise, hävinemise või kuulmisorganite närvilõpmete turse tagajärjel. Püsivad kuuldeläve kahjustused ja sisemised vigastused on iseloomulikud eeskätt kaladele ning tekivad vaid ehitusplatsi vahetus läheduses. Vigastuste aste ja ulatus kaladel oleneb kaugusest heliallikast, helitasemest, kuulmissüsteemi anatoomiast ja isendi arengujärgust. Vigastused hõlmavad endas peamiselt maksakahjustusi ja ujupõie rebendeid või hematoome, täheldatud

on ka gonaadide kahjustusi. Mereimetajatel on püsivat kuulmisläve tõusu tuvastatud ainult ühes uuringus.

Füsioloogilise muutusena võib müra mõjul tõusta isendi stressitase. Kõrgem kortisooli tase võib põhjustada mereloomade immuunsüsteemi nõrgenemist ning arengu ja paljunemise häireid. Samas ei tõestanud ükski uuring seost stressitaseme tõusu ja populatsiooni arvukusega.

Kokkuvõtvalt, tuulepargi ehitusperioodiga kaasnevad müra mõjud võivad mereimetajaid ja kalu häirida isendi tasemel. Mõjud populatsioonidele, kui üldse esinevad, on enamasti lühiajalised ning taastub mõne aja pärast peale ehitustööde lõppu. Uuringud, mis näitavad pikaajalisi negatiivseid mõjusid arvukusele ei anna otseselt alust eeldada, et mõju tagajärg on mürast tingitud, pigem võib olla tegu erinevate üksikmõjude koosmõjuga. Töömüra saab pidada veel vähem ohtlikuks. Kuna suurim murekoht töömüraga seoses esineb isenditevaheliste helisignaalide maskeerimise näol, oleks oluline arvestada tuuleparkide rajamisel sigimis- ja kudealadega, kuna just paaritumisel on isenditevahelised helid eriti olulised nii imetajatele kui kaladele.

Pikaajalisi mõjusid tuuleparkidega kaasneva müra osas on raske ennustada, kuid suured taristuprojektid võivad mõjutada kohalikku ökosüsteemi. Selleks, et kindlustada tervislik mere ökosüsteem ja samal ajal tagada ka majanduslikult ja sotsiaalselt jätkusuutlik tuuleenergia areng, oleks vaja omandada paremat ülevaadet mereimetajate ja kalade kuulmisest. Tarvilik oleks täiendada teadmisi erinevate liikide kuulmisvõimekustest ning jätkata käitumis- ja füsioloogiliste uuringutega, et omandada laiem ülevaade müra mõjudest.

Summary

Offshore wind farms bring about changes in the marine acoustic environment, characterised by short-term, intense, impulsive sounds during the constructional phase and non-impulsive, but long-term, sounds during the operational phase. This study aimed to review existing literature on the impacts of construction and operational noise from offshore wind farms on marine mammals and bony fish. Marine mammals and fish rely heavily on sound for essential activities such as foraging, communication, mating, predator avoidance, and orientation, making them potentially sensitive to anthropogenic noise.

The dominant noise from wind farms is below 1 kHz, which overlaps with the hearing frequency range of many species. The effects of noise can cause behavioral reactions, masking of signals, temporary or permanent hearing threshold shifts, injuries, or other physiological changes.

Behavioral reactions involve any change in an individual's normal behavior and can depend on factors such as the individual's motivation. Some changes may be temporary and have little to no impact on the individual or the population. However, noise can have a cause flight behavior, causing individuals to leave and avoid the area. Long-term impacts on populations of marine mammals and fish have been relatively rarely observed. Avoidance of an area is usually associated with the construction phase, and the number of individuals tends to recover some time after construction ends. However, avoidance reactions can have significant negative effects if wind farm areas overlap with critical spawning or migration sites. Conversely, behavioral reactions can also have positive effects, attracting individuals to wind farm areas.

Since the noise from wind farms overlaps with the frequency range used by many species, it can mask important signals between individuals. This can disrupt normal predator or prey detection, mating, orientation, or communication with offspring.

Temporary and permanent hearing threshold shifts, or hearing loss, occur due to damage to the sensory cells in the inner ear or swelling of the auditory nerve endings. Permanent hearing threshold shifts and internal injuries are primarily characteristic of fish and occur only in close proximity to the construction site. The degree and extent of injuries in fish depend on the distance from the sound source, sound level, anatomy of the auditory system, and the individual's developmental stage. Injuries mainly include liver damage, swim bladder

ruptures or hematomas, damage to the gonads has also been observed. Permanent hearing threshold shifts in marine mammals have been identified in only one study.

Noise can also have physiological effects, such as increase an individual's stress levels. Higher cortisol levels can weaken marine animals' immune system and cause developmental and reproductive disorders. However, no study has directly linked increased stress levels to population numbers.

In summary, the noise impacts associated with the constructional phase of wind farms can disturb marine mammals and fish at the individual level. Population-level effects, if any, are generally short-term and tend to recover after construction ends. Studies showing long-term negative effects on population numbers do not directly suggest that the impact is noise-induced; it is more likely the result of various individual effects combined. Operational noise is considered even less harmful. Since the main concern regarding operational noise is the masking of communicational signals between individuals, it is important to consider breeding and spawning areas when planning wind farms, as communication sounds are particularly crucial during mating for both mammals and fish.

Long-term effects of noise associated with wind farms are difficult to predict. To ensure a healthy marine ecosystem while also promoting economically and socially sustainable wind energy development, better understanding of marine mammals' and fishes' hearing is needed. It is essential to expand our knowledge of the hearing capabilities of different species and continue behavioral and physiological studies to gain a broader understanding of the effects of noise.

Tänuavaldused

Autor soovib tänada juhendajat Mehis Rohtlat asjalike kommentaaride, näpunäidete ja soovitude eest.

Kasutatud materjalid

- Aarts, G., Brasseur, S. & Kirkwood, R. (2017) Response of grey seals to pile-driving. *Wageningen Marine Research report*, 54.
- Ainslie M., de Jong C., Dol H., Blacquièrre G. & Marasini C. (2009) Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea.
- Anderson, P., Berzins, I., Fogarty, F., Hamlin, H. & Guillette, L. (2011). Sound, stress, and seahorses: The consequences of a noisy environment to animal health. *Aquaculture*.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., Pihl, J., Sigray, P. & Wikström, A. (2017). A Framework for Regulating Underwater Noise During Pile Driving (Report No. 6775). Report by Vindval. Report for Swedish Environmental Protection Agency (EPA).
- Asselin, S., Hammill, M.O. & Barrette, C. (1993). Underwater vocalization of ice breeding seals. *Canadian Journal of Zoology*.
- Au, W. & Hastings, M.C. (2008). Principles of marine bioacoustics. *Springer Verlag*.
- Barton, B. (2002). Stress in Fishes: A Diversity of Responses with Particular Reference to Changes in Circulating Corticosteroids. *Integrative and comparative biology*.
- Blaxter, J.H.S., Hoss, D.E. (1981). Startle response in herring: the effect of sound stimulus frequency, size of fish and selective interference with the acustico-lateralis system. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*
- Bolle, L.J., Blom, E., de Jong, Halvorsen C., Hoek, R., van Damme, C.J.G., Wessels, P.W., Winter, H.V. & Woodley, C.M. (2014). Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass.
- Bolle, L., de Jong, C., Blom, E., Wessels, P., van Damme, C. & Winter, H. (2014). Effect of pile-driving sound on the survival of fish larvae. *Advances in experimental medicine and biology*.

- Brandt, M., Diederichs, A. & Nehls, G. (2009). Harbour porpoise responses to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea.
- Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J. & Halvorsen, M.B. (2012). Recovery of barotrauma injuries in Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* from exposure to pile driving sound. *PLoS ONE*.
- Casper, B.M., Halvorsen, M.B., Matthews, F., Carlson, T.J. & Popper, A.N. (2013). Recovery of barotrauma injuries resulting from exposure to pile driving sounds in two sizes of hybrid striped bass. *PLoS ONE*.
- Chapman, C.J., & Hawkins, A.D. (1973). A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L. *Journal of Comparative Physiology*.
- Chapman, C.J., & Sand, O. (1974). Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* (L.) and *Limanda limanda* (L.) (family *pleuronectidae*). *Comparative biochemistry and physiology. A, Comparative physiology*.
- Cresci, A., Zhang, G., Durif, C., Larsen, T., Shema, S., Skiftesvik, A., Browman, H. (2023). Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae are attracted by low-frequency noise simulating that of operating offshore wind farms. *Communications Biology*.
- Dahl, P.H., Jong, C.D., & Popper, A.N. (2015). The Underwater Sound Field from Impact Pile Driving and Its Potential Effects on Marine Life. *Acoustics Today*.
- Debusschere, E., De Coensel, B., Bajek, A., Botteldooren, D. & Hostens, K. (2014). In Situ Mortality Experiments with Juvenile Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) in Relation to Impulsive Sound Levels Caused by Pile Driving of Windmill Foundations. *PLoS ONE*.
- Doksaeter, L., Kvadsheim, P.H., Ainslie, M.A., Solow, A., Handegard, N.O., Nordlund, N. & Lam, F-P.A. (2012). Impact of naval sonar signals on Atlantic herring (*Clupea harengus*) during summer feeding. *ICES Journal of Marine Science*, 69:1078-1085.
- Doksaeter, L., Kvadsheim, P.H., Lam, F-P.A., Donovan, C. & Miller, P.J.O. (2008). Behavior responses of herring (*Clupea harengus*) to 1-2 and 6-7 kHz sonar signals and killer whale feeding sound. *2009 Acustical Society of America*.

- Edrén, S.M.C., Teilmann, J., Dietz, R. & Carstensen, J. (2004). Effects from the construction of Nysted Offshore Wind Farm on seals in Rødsand seal sanctuary based on remote video monitoring.
- Eesti mereala planeering. (2024). Planeeringu kaart. *Rahandusministeerium*. Kasutatud 2.05.2024, <https://mereala.hendrikson.ee/kaardirakendus.html>
- Eesti riiklik energia- ja kliimakava aastani 2030 (REKK 2030). (2019)
- Enger, P.S. (1981). Frequency discrimination in teleosts – central or peripheral? In: Hearing and Sound Communication in Fishes. W.N.
- Ciucci, M. (2024). Euroopa Parlamendi taastuenergia teemaleht. *Euroopa Liit*. Kasutatud 20.08.2024, https://www.europarl.europa.eu/erpl-app-public/factsheets/pdf/et/FTU_2.4.9.pdf
- Fay, R.R., Popper, A.N. (1999). Hearing in Fishes and Amphibians: An Introduction. In: Fay, R.R. and Popper, A.N. (eds.). *Comparative Hearing: Fish and Amphibians*.
- Guan, S., Laughlin, J. & Huey, R. (2017). SEL or SPL? Some Insights on Impact Pile Driving Noise Exposure Assessment in Coastal Waters.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J. & Popper, A.N. (2011). Predicting and mitigating hydroacoustic impacts on fish from pile installations.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J. & Popper, A.N. (2012a). Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS ONE*.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.C., Matthews, F., Carlson, T.J. & Popper, A.N. (2012b). Effects of exposure to pile driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia, and hogchoker. *Proc Roy Soc B*.
- Hawkins, A.D., Roberts, L. & Cheesman, S. (2014). Responses of freelifving coastal pelagic fish to impulsive sounds. *J Acoust Soc Am*.
- Hawkins A.D. & Rasmussen K.J. (1978). The calls of gadoid fish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.

- Hawkins, A.D. & Johnstone, A.D.F. (1978). The hearing of the Atlantic salmon (*Salmo salar*). *J. Fish. Biol.*
- HELCOM (2023). Distribution of Baltic seals – ringed seals. HELCOM core indicator report. Online. ISSN 2343-2543
- HELCOM (2019). Noise sensitivity of animals in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings N° 167
- Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., James Grecian, W., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J. & Godley, B.J. (2009), Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*.
- Jørgensen, R., Olsen, K.K., Falk-Petersen, I.-B. & Kanapthippilai, P. (2005). Investigation of potential effects of low frequency sonar signals on survival, development and behavior of fish larvae and juveniles.
- Kastak, D., & Schusterman, R.J. (1998). Low-frequency amphibious hearing in pinnipeds: Methods, measurements, noise, and ecology. *Journal of the Acoustical Society of America*.
- Kastak, D., Mulsow, J., Ghoul, A. & Reichmuth, C. (2008). Noise-induced permanent threshold shift in a harbor seal. *Journal of the Acoustical Society of America*.
- Kastak, D., Southall, B.L., Schusterman, R.J. & Kastak, C. R. (2005). Underwater temporary threshold shift in pinnipeds: Effects of noise level and duration. *J. Acoust. Soc. Am.*
- Kastelein, R.A. (2008). Startle response of captive North Sea fish species to underwater tones between. *Marine Environmental Research*.
- Kastelein, R.A., Ronald A., Lean Helder-Hoek, Kommeren, A., Covi, J. & Gransier, R. (2018). Effect of pile-driving sounds on harbor seal (*Phoca vitulina*) hearing. *J. Acoust. Soc. Am.* <https://doi.org/10.1121/1.5040493>
- Kastelein, R.A., Gransier, R., Marijt, M.A.T. & Hoek, L. (2015). Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. *J. Acoust. Soc. Am.*

- Kastelein, R. A., Helder-Hoek, L. & Van de Voorde, S. (2017). Hearing thresholds of a male and a female harbor porpoise (*Phocoena phocoena*). *J. Acoust. Soc. Am.*
- Kastelein, R.A., Helder-Hoek, L., Cornelisse, S.A., Defiliet, L.N., Huijser, L.A.E. & Terhune, J.M. (2020). Temporary hearing threshold shift in harbor seals (*Phoca vitulina*) due to one-sixth-octave noise bands centered at 0.5, 1, and 2 kHz. *J. Acoust. Soc. Am.*
- Kastelein, R.A., Helder-Hoek, L., Van de Voorde, S., von Benda Beckmann, A.M., Lam, F.A., Jansen, E., de Jong, C.A.F. & Ainslie, M.A. (2017). Temporary hearing threshold shift in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to multiple airgun sounds. *J. Acoust. Soc. Am.*
- Kastelein, R.A., Hoek, L., Gransier, R., de Jong, C.A.F. & Jennings, N. (2013). Hearing thresholds of two harbor seals (*Phoca vitulina*) for playbacks of multiple pile-driving strike sounds. *J. Acoust. Soc. Am.*
- 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 4kHz. *Journal of the Acoustical Society of America.*
- 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.*
- Ketten, D.R. (1997). Structure and function in whale ears. *Bioacoustics.*
- Ketten, D.R. (1998). Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Its Implications for Underwater Acoustic Impacts.
- Ketten, D. (2004). Marine mammal auditory systems: A summary of audiometric and anatomical data and implications for underwater acoustic impacts. *Polarforschung.*
- Kikuchi, R. (2009). Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine pollution bulletin.*

- Klauson, A., Mustonen, M., Laanearu, J. & Prawirasasra, M.S. (2019). Liivi lahe ümbritseva allveemüra seire.
- Klauson, A. & Mustonen M. (2023). Veealuse inimtekkelise impulssmüra normide ja piirangute uuring.
- Koschinski, S., Culik, B., Henriksen, O., Tregenza, Nick., Ellis, G., Jansen, C. & Kathe, G. (2003). Behavioural Reactions of Free-Ranging Porpoises and Seals to the Noise of a Simulated 2 MW Wind Power Generator. *Marine Ecology-progress Series*.
- Ladich, F. & Schulz-Mirbach, T. (2016). Diversity in Fish Auditory Systems: One of the Riddles of Sensory Biology. *Front. Ecol. Evol.*
- Ladich, F. (2015). Acoustic Signalling in Female Fish.
- Ladich, F., & Fay, R.R. (2013). Auditory evoked potential audiometry in fish. *Reviews in fish biology and fisheries*.
- Lindell, H. (2003). Utgrunden off-shore wind farm – Measurements of underwater noise.
- Lucke, K., Martin, S.B. & Racca, R. (2020). Evaluating the predictive strength of underwater noise exposure criteria for marine mammals. *J. Acoust. Soc. Am.*
- Lucke, K., Ursula S., Lepper, P.A. & Blanchet, A.-M. (2009) Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *J. Acoust. Soc. Am.*
- Maakonnaplaneering (2012): Saare, Hiiu, Lääne ja Pärnu maakonnaplaneeringute tuuleenergeetika teemaplaneering. Olemasoleva olukorra analüüs ja teemaplaneeringu protsess ning KSH aruanne LÄÄNE MAAKOND. PÄRNU MAAKOND. SAARE MAAKOND (2012)
- 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*.

- Mooney, A., Andersson, M. & Stanley, J. (2020). Acoustic Impacts of Offshore Wind Energy on Fishery Resources: An Evolving Source and Varied Effects Across a Wind Farm's Lifetime. *Oceanography*.
- Mueller-Blenkle, C., Gill, A.B., McGregor, P.K., Metcalfe, J., Bendall, V., Wood, D., Andersson, M.H., Sigray, P. & Thomsen, F. (2010). Behavioural reactions of cod and sole to playback of pile driving sound. *J. Acoust. Soc. Am.*
- National Marine Fisheries Service. 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. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, 167 p
- Ohvril, H. (1991). Võnkumised ja lained.
- Pangerc, T., Theobald, P., Wang, L., Robinson, S. & Lepper, P. (2016). Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine. *The Journal of the Acoustical Society of America*.
- Popper, A.N., Smith, M.E. & Cott, P.A. (2005). Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *J Acoust Soc Am*.
- Popper, A.N. (2018). Fish: Hearing, Lateral Lines (Mechanisms, Role in Behavior, Adaptions to Life Underwater.
- Popper, A.N., Fay, R.R., Platt, C. & Sand, O. (2003). Sound Detection Mechanisms and Capabilities of Teleost Fishes. http://dx.doi.org/10.1007/978-0-387-22628-6_1
- Popper, A. N. & Hawkins, A.D. (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*. <https://doi.org/10.1111/jfb.13948>
- Popper, A.N., Fay, R.R. (2011). Rethinking sound detection by fishes. *Hear. Res.* 273, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.heares.2009.12.023>.
- Popper, A., Hawkins, A., Fay, R., Mann, D., Bartol, S., Carlson, T., Coombs, S., Ellison, W., Gentry, R., Halvorsen, M., Løkkeborg, S., Rogers, P., Southall, B., Zeddies, D. &

- Tavolga, William. (2014). Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI.
- Popper, A. & Hawkins, A. (2018). The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America*.
- Päkk, P. (2016). Kasvatavate kalade haigused. EMÜ
- Reckendorf, A., Seidelin, L. & Wahlberg, Magnus. (2023). Marine Mammal Acoustics.
- Reichmuth, C., Ghaul, A., Sills, J.M., Rouse, A. & Southall, B.L. (2016). Low-frequency temporary threshold shift not observed in spotted or ringed seals exposed to single air gun impulses. *J. Acoust. Soc. Am.*
- Reichmuth, C., Holt, M.M., Mulsow, J., Sills, J.M. & Southall, B.L. (2013). Comparative assessment of amphibious hearing in Pinnipeds. *J. Comp: Physiol.*
- Remm, J., Kalda, O., Valdmann, H., Moks, E. (2015). Eesti imetajad.
- Richardson, W.J., Greene, C.R.G. jr., Malme, C.I. & Thomson, D.H. (1995). Marine Mammals and Noise.
- 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. *J. Appl. Ecol.*
- Schubert, A. Rose, A., Liesenjohann, T., Diedrichs, A., Bellmann, M., Nehls, G. (2015). Noise mitigation reduces negative effects of pile driving on harbor porpoises.
- Siddagangaiah, S., Chen, C.-F., Hu, W.-C. & Pieretti, N. (2022), Impact of pile-driving and offshore windfarm operational noise on fish chorusing. *Remote Sens Ecol Conserv.* <https://doi.org/10.1002/rse2.231>
- Sigray, P. & Andersson, M. (2011). Particle motion measured at an operational wind turbine in relation to hearing sensitivity in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America*.

- Smith, M., Kane, A. & Popper, A. (2004). Acoustical stress and hearing sensitivity in fishes: Does the linear threshold shift hypothesis hold water?. *The Journal of experimental biology*.
- Smith, M., Kane, A. & Popper, A. (2004). Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *The Journal of experimental biology*.
- Southall, B., Bowles, A., Ellison, W., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Green, C.R., Kastak, C.R., Ketten, D., Miller, J., Nachtigall, P., Richardson, W., Thomas, J., & Tyack, P. (2007). Marine mammal noise exposure criteria. *Aquat. Mamm.*
- 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*.
- Stirling, Ian. (2011). Vocalization in the Ringed Seal (*Phoca hispida*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 30. 1592-1594. 10.1139/f73-253.
- Stöber, U. & Thomsen, F. (2021). How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life?. *The Journal of the Acoustical Society of America*.
- Tavolga, W. N., Popper, A. N. & Fay, R. R. (1981). *Hearing and Sound Communication in Fishes*. New York: Springer-Verlag.
- 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. *Environmental Research Letters*.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

- Thomsen, F., McCully, S.R., Wood, D., White, P. & Page, F. (2009). A generic investigation into noise profiles of marine dredging in relation to the acoustic sensitivity of the marine fauna in UK waters: PHASE 1 Scoping and review of key issues.
- Tougaard, J., Henriksen, O. & Miller, L. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*.
- Tougaard, J., Hermanssen, L., Madsen, P (2020): How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*. 148. 2885-2893. 10.1121/10.0002453.
- Tougaard, J. (2021). Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Henriksen, O.H., Skov, H. & Teilmann, J. (2003). Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef.
- Tougaard, J., Beedholm, K & Madsen, P.T. (2022). Thresholds for noise induced hearing loss in harbor porpoises and phocid seals. *J. Acoust. Soc. Am.* <https://doi.org/10.1121/10.0011560>
- Tuuleenergia assotsiatsioon. (2023). <https://tuuleenergia.ee/>
- Wahlberg, M. & Westerbeg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms.
- Wardle, C.S., Carter, T.J. & Urquhart, G.G. (2001). Effects of seismic airguns on marine fish. *ContShelf Res.*
- Webb, J.F., Popper, A.N. & Fay, R.R. (2008). Fish Bioacoustics.
- Winter, H., Aarts, G. & Keeken, A. (2010). Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ).
- Villadsgaard, A., Wahlberg, M. & Tougaard, J. (2007). Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Journal of Experimental Biology*.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kirke Paris,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose “Avamere tuuleparkide müra mõjust mereimetajatele ja kaladele“, mille juhendaja on Mehis Rohtla, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Kirke Paris

26.05.2024