

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ZOOLOOGIA ÕPPETOOL

Anni Aasa

**EHITISTE JA HÄIRIMISE MÕJU LOIVALISTELE JA
NENDE RUUMIKASUTUSELE**

Bakalaureusetöö

Juhendajad: Jaanus Remm
Mart Jüssi

TARTU 2013

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
2. Loivaliste bioloogiline ja biogeograafiline iseloomustus	5
2.1 Levik	5
2.2 Ruumikasutus	6
2.2.1. Elupaik ja paigatruudus	6
2.2.2. Toitumisränded	6
2.2.3 Ökoloogiline plastilisus	8
2.3 Meeled	8
3. Loivaliste looduskaitsealine seisund	11
3.1 Ohutegurid	11
3.2. Kaitsestaatuse ja populatsioonide seisund	12
4. Hüljeste käitumise uurimise meetoditest	14
5. Tehisobjektide mõju loivalistele	16
5.1 Müra	16
5.2 Ehitustegevus	21
5.3 Käigusolemisaeg	23
5.4 Otsesed mõjud ja kahjulikud kokkupõrked	24
6. Arutelu	26
Kokkuvõte	31
Summary	32
Tänuavaldused	33
Kasutatud allikad	34
Lisa 1 Liikide loend ja seisund	41

1. Sissejuhatus

Bioloogilise mitmekesisuse drastiline vähenemine on kujunenud üheks kõige olulisemaks globaalprobleemiks tänapäeval. Suur roll selles on inimtegevusest tuleneval elupaikade kvaliteedi langusel ja kadumisel. Märkimisväärselt on kasvanud ka merealade kasutuselevõtt. Olgugi, et ookeanid hõlmavad 71% Maa pindalast, ei jää ükski piirkond inimtegevuse poolt puutumatuks. Ligikaudu 60% maailma inimpopulatsioonist elab 100 km kaugusel rannikust ja juba 20% ookeanitega piirnevaid ökosüsteeme on tugevalt muudetud. Lisaks sellele halveneb mereökosüsteemide seisund ka üleekspluateerimise, võõrliikide levimise, reostuse, mereprügi, müra, hapestumise ja kliimamuutumise tõttu (Schipper *et al.* 2008, Pompa *et al.* 2011, Davidson *et al.* 2012). Ranniku ja pooluste alad on olulised mereimetajate leviku piirkonnad, mistõttu on elupaikade killustumine ja kadumine tähtis probleem nende kaitse ja säilimise seisukohast. Kuigi, et enamus mereimetajaid on laialt ringi rändavad liigid, kes võivad liikuda eemale neile ebasobivatest paikadest, on tüüpiliselt nende ruumikasutus tihedalt seotud kindlate kohtade ja piirkondadega. Eelistatud paigad on vajalikud ja olulised ellujäämiseks ja järglaste saamiseks, eriti loivalistele, kes oma elukäigu eripära tõttu vajavad osal eluetappidel maismaad või jääd. Seetõttu võivad muutused neil aladel mõjutada loivaliste levikut, arvukust ja populatsioonide elujõulisust.

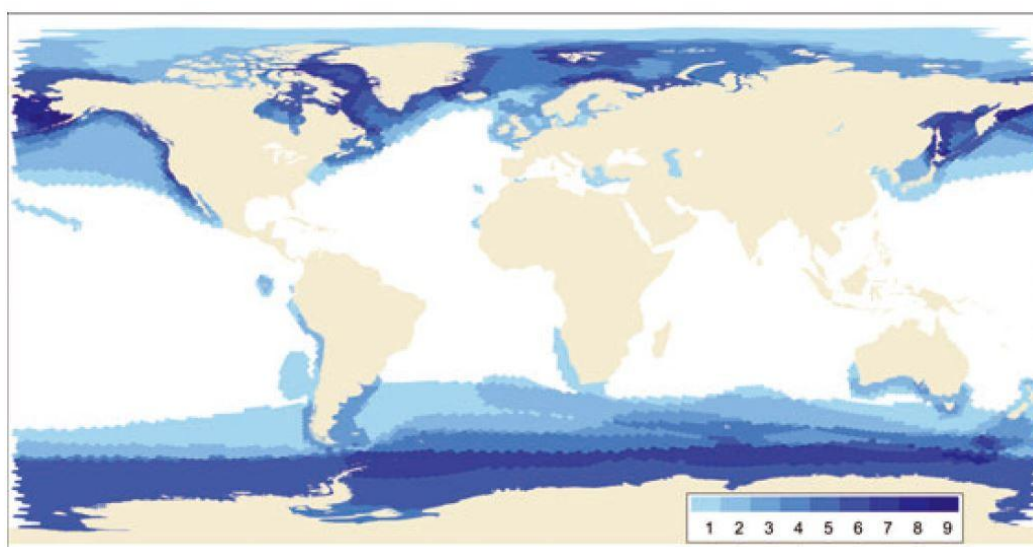
Seoses taastuvenergia tootmise ja laiendasema kasutuselevõtu ning laiendamisega merele, on oodata mere ning eelkõige just rannikualade veel suuremat hõivamist inimese poolt. Seega on elustiku kaitse seisukohast äärmiselt oluline teada, kuidas ning millist mõju avaldavad tehisobjektid merealadel ümbritsevale keskkonnale ja liikidele. Uuringud, mis keskenduvad inimtegevuste ja ehitiste mõjule merekeskkonnas, on hoogustunud alles viimasel aastakümnel. Tehisobjektide ja inimtegevuse mõju mereimetajatele ja nende käitumisele on seni uuritud vähem. Olgugi, et sellealaste uurimustööde arv kasvab, on tehtud veel vähe üldistavaid järeldusi ning puuduvad ühesed ja üldaksepteeritud vastused eelnimtatud küsimustele.

Loivaliste leviku ja ökoloogiliste iseärasuste tõttu, võib arvata, et nad võiksid olla inimtegevuse tõttu toimuvate muutuste poolt rohkem mõjutatud. Selleks, et paremini tagada nende kaitset ja majandamist on lahendust vajav teema tehisobjektide mõju loivalistele ja nende käitumisele. Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on anda ülevaade ja vastuseid küsimustele kas ja kuidas mõjutavad ehitised meres loivalisi, nende käitumist ja ruumikasutust ning tuua välja perspektiivikad uurimisvaldkonnad.

2. Loivaliste bioloogiline ja biogeograafiline iseloomustus

2.1 Levik

Loivaliste levik on tugevalt seotud nende käitumuslike ja füsioloogiliste vajadustega. Loivalised asustavad enamasti soolaseid meresid ja ookeane üle maailma. Eranditeks on Baikali hüljes (*Pusa sibirica*) ja alamliikidena Ladoga ning Saimaa järve viiGERhülged (*P. hispida ladogensis* ja *P. h. saimensis*) (Ferguson & Higdon 2006). Loivalised on suuremas osas külma vee loomad, kelle liigirikkus on koondunud peamiselt subpolaarsetesse ja polaarsetesse vetesse (Kaschner *et al.* 2011, Pompa *et al.* 2011, Kovacs *et al.* 2012). Mitmete Arktiliste ja Antarktilistel loivaliste liikide levialadel on suur, tsirkumpolaarne ulatus, samas kui enamikul troopiliste ja parasvöötme loivalistel paistab olevat rohkem piiratud levila (Kovacs *et al.* 2012). Sarnaselt üldistele mereimetajate levikumustritele, esinevad nad ookeani kõrge produktiivsusega regioonides nagu lahvanduste ja süvaveekerke- (ing.k.: *upwelling*) aladel (Pompa *et al.* 2011, Kovacs *et al.* 2012). Eluliselt olulised on ka turvalised paigad maismaal või jääl nii sigimiseks, imetamiseks kui karvavahetuseks. Seetõttu jääb loivaliste leviala peamiselt rannikute ja pooluste lähedusse (joonis 1). Loivaliste liigirikkuse tulipunktid asuvad Lähis-Antarktiliste saarte, Antarktika poolsaare, Beringi mere ja Okhotsk'i mere ümbruses (Kaschner *et al.* 2011).



Joonis 1. Loivaliste liikide globaalne levik, mis hõlmab ka säilinud alamliike. Sinise värvi tumedus suureneb vastavalt esindatud liikide arvuga (Kovacs *et al.* 2012).

2.2 Ruumikasutus

2.2.1. Elupaik ja paigatruudus

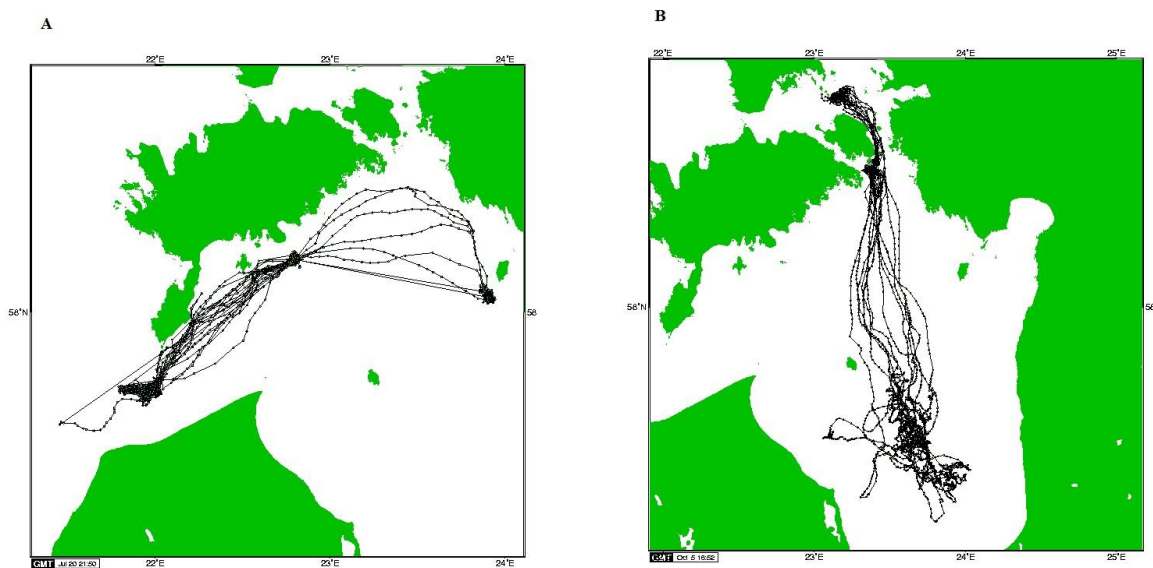
Paljudel loivalistel on tõestatud esinevat truudust kindlatele paikadele. Kõik loivaliste liigid vajavad rohkemal või vähemal määral turvalisi maismaapaiku puhkamiseks, sigimiseks, imetamiseks ja karvavahetuseks, mistõttu võidakse eelistada üht kohta teisele, sõltuvalt antud koha omadustest. Sellist paigatruudust on näidatud näiteks Galapagose saartel elavatel merilõvil *Zalophus wollebaeki* (Wolf & Trillmich 2007), hallhüljel (*Halichoerus grypus*) (Karlsson *et al.* 2005) ja randalhüljel (*Phoca vitulina*); (Cunningham *et al.* 2009). Selget kohatruudust on näidanud ka Läänemere viigerhülged (*Pusa hispida botnica*) kolmest erinevast regioonist ja karjast (Harkonen *et al.* 2008). On üldiselt aksepteeritud, et algselt ökoloogilised piirangud kombinatsioonis merel toitumise ja maismaal poegimisega on soodustanud loivaliste passiivset agregeerumist nii mere- kui ka maismaaelupaikades (Wolf & Trillmich 2007). Karjas sigimine lubab loomadel, kes meres toitumisel on laialt hajunud, kasutada ära eriti sobivaid paiku, nagu ookeanisaared või kaitstud rannad, kus sobiv pinnareljeef ja maismaakiskjate puudumine lubab neil turvaliselt sigida. Isas- ja emasloomade vajadus sigimisajaks kokkusaamise järgi võib avaldada tugevat selektiivset survet poegimispaiगतruuduse kujunemisele (Bonner 1994). Poegimispaiगतruudus on loivaliste seas tavaline esinedes näiteks liikidel nagu hallhüljes, randalhüljes, merilõvi *Phocarctos hookeri*, merikaru *Arctocephalus gazella* (Lunn & Boyd 1991, Hoffman *et al.* 2006) ja viigerhüljes (Harkonen *et al.* 2008, Kelly *et al.* 2010). Eriti tugeva poegimispaiगतruuduse tõi välja geneetiline märgistamine isastel Antarktika merikarudel *Arctocephalus gazella*, kellest pooled naasesid peaaegu kehapiikkuse täpsusega samasse kohta, kus nad olid eelmisel sigimishooajal (Hoffman *et al.* 2006).

2.2.2. Toitumisränded

Loivaliste rändeid tulenevad enamasti liikumisest toitumis- ja puhkepaikade vahel. Kõige sobivamad lesimispaiगतad poegimiseks ei pruugi asuda optimaalsete toitumispaikade läheduses, mistõttu keskkonnaressursi maksimaalseks kasutamiseks peavad hülged liikuma sobivate alade vahel. Seega võivad aastaajalised migratsioonid olla suuresti mõjutatud

toitumispaikade ruumilisest levikust (Harkonen *et al.* 2008). Loomade edukas toitumine sõltub suuresti toiduressursi ruumilisest ja ajalisest levikust ning kasutatavast toidu otsimise viisist - loomad kellel esineb toitumiskohatrüüdus võivad eelnevate kogemuste põhjal olla ruumiliselt teadlikud sobivatest toitumiskohtadest, ning naastes korduvalt samasse toitumiskohta tõenäoliselt tõstavad oma toitumisefektiivsust (Call *et al.* 2008, Thums *et al.* 2011). On leitud, et enamikel emastel kotikutel (*Callorhinus ursinus*) ja Uus-Meremaal elavatel merilõvidel *Phocarcos hookeri* esineb suuna-, vahemaa-, kestvuse ja toitumiskohatrüüdust järjestikustel toitumisretkedel (Call *et al.* 2008, Chilvers 2008). Ka lõuna-lonhüljestel (*Mirounga leonina*) on leitud, et toitumisel kasutatavad liikumismustrid põhinevad varasemale kogemusele kasuliku toitumiskoha asupaigast (Thums *et al.* 2011).

Mitmetes uuringutes on näidatud ja viidatud olukordadele, mille puhul liikumised ja ränded põhinevad otsejoonelisel liikumisel tuttavate poegimis- ja lesimiskohtade vahel (Karlsson *et al.* 2005, Thums *et al.* 2011). Selgelt otsejoonelist liikumist toitumis- ja puhkepaikade vahel on näidatud ka Läänemere kahel hülgeiliigil: viiherhülgel ja hallhülgel (Joonis 2).



Joonis 2. GPS/GSM telemetriaal jälgitud sirgjoonelised liikumised peamiste toitumiskohtade ja lesimiskohtade vahel: A. hallhüljes märgis seljas 15. juuli 2007 - 31. märts 2008; B. Viiherhüljes märgis seljas 21. mai 2009 – 2. oktoober 2009 (M. Jüssi avaldamata andmed).

2.2.3 Ökoloogiline plastilisus

Loivalised on nii liigisiselt kui ka eri liikide lõikes oma ruumikasutuse paindlikkusest ja kohanemisvõimelt erinevad, mistõttu on varieeruv ka nende suutlikkus hakkama saada muutustega keskkonnatingimustes. Liigisisene varieeruvus liikumismustrites, toitumiskäitumises ning ruumilistes ja ajalistes piirangutes toitumiskohatruuduses näitavad liigi- või populatsioonisiselt isendite poolt kasutatud erinevaid ellujäämistaktikaid ning võivad aidata mõista, kuidas liigid suudavad kohaneda muutuva keskkonnaga (Austin *et al.* 2004, Call *et al.* 2008, Chilvers 2008). Erinevad taktikad liigisisel toitumiskäitumisel esinevad näiteks kotikul (Call *et al.* 2008) ja hallhülgel (Austin *et al.* 2004). Kehv või vähenev toiduressursi kvaliteet mingis kindlas paigas võib kaasa tuua muutusi hüljeste toitumisteedes ja kasutatavate paikade vahetuse (Call *et al.* 2008). Näiteks merikarude *Arctocephalus gazella* puhul sõltus toitumisalade sees veedetud aeg pigem koha kvaliteedist kui eri kohtade arvust (Boyd 1996). Esineb ka vastupidiseid näiteid, mille puhul hülged ei muuda oma paikade kasutust keskkonnatingimuste muutumisel. Näiteks Uus-Meremaa merilõvide *Phocarctos hookeri* puhul ei muutunud toitumiskohatruudus isegi keskkonna- ja toidutingimuste muutudes (Chilvers 2008). Lõuna-lonthülgel ei esinenud laiaulatuslikke muutusi liikumisteede kohandamises vastuseks toitumisedukusele (Thums *et al.* 2011). Ka poegimispaigakohatruudus võib püsida üle aastate, olles näiteks Galapagose merikarudel *Zalophus wolfebaeki* muutumatu nii ulatuse kui asupaiga poolest, sõltumata elupaiga kvaliteedist (Wolf & Trillmich 2007). Väga sarnaste toitumisteede kasutamine igal aastal võib põhjustada migratsioonide kinnistumist läbi emaliini pidi õpitud käitumise ja lukustada populatsioonid traditsioonilistesse elupaikadesse, mis läbi väheneb võime kohaneda muutuva keskkonnaga (Laidre *et al.* 2008).

2.3 Meeled

Kuulmine. Loivalised on kohastunud kuulma hästi nii vees kui ka õhus (Hemilä *et al.* 2006), mille tagab kõrva morfoloogiline eripära (Au & Hastings 2008). Loivalise kõrv on homoloogiline maismaaimetaja kõrvaga ning seega tajub õhus levivaid helisid samal viisil (Au & Hastings 2008). Vee all sulgevad nad oma väliskõrvakanali ja kuulmissignaali vastuvõtt toimub luu vahendusel. Tehes peaga skaneerimisliigutusi võib

loom määrata vee all heli asukoha väga täpselt (Bonner 1994). Varem arvati, et loivalised on tundlikumad veealustele kui õhus levivatele helidele (Schusterman 1981), kuid hilisemates uurignutes on leitud, et erinevatel liikidel on suured erinevused kuulmises maismaal ja vees. Näiteks Kalifornia merilõvi (*Zalopus californianus*) on paremini kohastunud kuulma õhus; randal kuuleb peaaegu võrdselt hästi nii vee all kui ka õhus; lõuna-lonthülge kuulmissüsteem on õhuskuulmise arvelt adapteerunud veealusele kuulmisele (Kastak & Schusterman 1998). Varasemate andmete kohaselt on nelja hülglase (*Phocidae*) ja kahe kõrvukhülglase (*Otariidae*) liigi kõrv veekeskonnas võrdselt tundlik helidele vahemikus 2 kHz- 30 kHz (Schusterman 1981). Randalhülgel jääb audiogrammide põhjal parim kuulmine vahemikku 8 kHz - 16 kHz, kuid kuulmisvõime ulatub üle väga laia sageduste vahemiku ning võrreldes pringliga (*Phocoena phocoena*) kuulevad nad paremini helisid, mis on allpool 1 kHz (Thomsen *et al.* 2006). On leitud, et kõige tundlikum inimtekkelistele madalsageduslike helidele on põhja-lonthüljes (*M. angustirostris*), vähem randal ning kõige vähem Kalifornia merilõvi, kuid selle kohta on veel vähe andmeid (Kastak & Schusterman 1998). Siiani on vähesed tööd käsitletud kuulmisulatusi väga madalatel sagedustel (Tougaard *et al.* 2009).

Vurrud. Saagi asukoha määramisel on vurrud sama olulised kui silmad, kehvades valgustingimustes suurteil sügavustel ja öösel isegi olulisemad (Tougaard *et al.* 2006). (*P. vitulina*) ja (*Zalophus californianus*) näitel on leitud, et erinevate hülge liikide vurrud kasutavad erinevat tüüpi mehhanisme, mis võimaldavad loomal merekeskkonnas orienteeruda, näiteks kala keerisjälgede ajamisel (Miersch *et al.* 2011). Käitumuslikud eksperimendid on näidanud, et hülge vurrud on erakordselt tundlikud osakeste liikumisele vees, sest folliikulid on kõrgelt vaskulariseerunud, ning ühenduses suure hulga sensoorsete närvidega, võimaldades tuvastada kalade keerisjälgi mitmeid minuteid peale kala möödumist (Tougaard *et al.* 2006).

Nägemine. Loivaliste nägemisteravus on võrdselt hea nii õhus kui vee all (Tougaard *et al.* 2006, Hanke *et al.* 2009), kuid valguse vähenemisel halveneb see järsemini õhus (Schusterman 1981). Hiljutised uuringud randaliga näitavad, et hüljeste terav nägemine nii õhus kui vees on seotud lamenenud sarvkesta (*kornea*) ja pilukujulise pupilliga (Hanke *et al.* 2009). Silmade tundlikkus on kõrge läikepiike (*tapetum lucidum*) olemasolu tõttu võrkkesta (*retiina*) taga, mis tagab loivaliste võime visuaalselt

orienteeruda isegi suurtes sügavustes (Tougaard *et al.* 2006). Katsepõhiselt on näidatud, et kõikide uuritud loivaliste silmad olid väga tundlikud heleduse kontrastidele ning tasakaalustasid edukalt resolutsiooni ja tundlikkust (Hanke *et al.* 2009).

3. Loivaliste looduskaitse seisund

3.1 Ohutegurid

Praegusel ajal on mereimetajate peamised suremise või ohustatuse teguriteks otseselt või kaudselt inimtegevusega kaasnevad ohud. Erinevatest ohtudest on domineerival kohal juhuslik surm (78% liikidest), mis saabub enamasti läbi kaaspüügi ja või laevalt saadud löögi. Teine peamine oht on reostus (60% liikidest), mis hõlmab naftalekkeid, keemilisi jäätmeid, mereprügi, müra, kinnijäämist ulpivatesse kalavõrkudesse, plastiku neelamist, aga ka kliimamuutust. Kolmandal kohal on jaht mereimetajatele (52%). (Schipper *et al.* 2008, Davidson *et al.* 2012, Kovacs *et al.* 2012).

Inimtegevusest tulenevalt mõjutab nüüd ja tulevikus loivalisi ka elupaikade vähenemine ja kadu. Mereimetajate liigirikkus on tugevas positiivses korrelatsioonis inimese poolt mõjutatud piirkondadega üle ookeani (Pompa *et al.* 2011). Ükski mere ökosüsteem pole inimtegevusest mõjutamata ning lisaks sellele on ligi pooled neist (41%) tugevalt mõjutatud mitmete tegurite poolt korruga (Halpern *et al.* 2008). Ookeanidel toimuv majandustegevus ammutab ja tarbib loodusresursse, põhjustab reostust ja muudab koosluste liigilist koosseisu (Halpern *et al.* 2008). Kõrgel tasemel inimõju all kannatab enamik rannikualasid, sest näiteks avamere nafta- ja gaasitootmine esineb ümber kontinentaalserva (Hildebrand 2009). Lisaks laieneb rannikualadel mitmete Mere Taastuenergia Seadeldiste (ing.k. *OTEC marine renewable energy devices*), nagu tuule-, hoovuste-, loodeteenergiat töötavate generaatorite püstitamise (Boehlert & Gill 2010), näiteks Euroopa avamere tuulepargid näitavad trendi suurematele tuuleparkidele sügavamas vees (Sun *et al.* 2012). Seetõttu on suurema riski all liigid, kes elavad toituvad või poegivad ranniku läheduses (Davidson *et al.* 2012). Ranniku elupaigad on kaua kannatanud inimtegevuse all ning olemasolevad säilinud elupaigad muutuvad tulevikus ohustatuks, sest on surutud tõusva veepiiri ja inimtegevusest mõjutatud maismaa vahele. Kuna asenduselupaigad ei ole nii ulatuslikud kui praegused ja võivad võtta kaua aega tekkimiseks, võib see tähendada juba vähenevate loivalistele eluliselt vajalike lesimiskohtade kadu (Robinson *et al.* 2009).

Kliimasoojenemisest tingitud soojenev ookean ja ennustatav mere jääkatte vähenemine ning sellest tulenev elupaikade halvenemine ja kadu on tõsine probleem sellistele mereimetajatele, kes esinevad kõrgetel laiuskraadidel ja sõltuvad merejääst

toitumisel, poegimisel ja puhkamisel (Robinson *et al.* 2009, Davidson *et al.* 2012, Kovacs *et al.* 2012,). Järgnevate aastate jooksul seisavad arktilised mereimetajad silmitsi mitmete inimtekkeliste allikate poolt põhjustatud ohtudega, millest kõige tugevamad ja enam tähelepanu vajavad tööstuslik arendus, mis oodatavalt saab seoses merejää taandumisega võimalikuks ka Arktikas ning tööstuslik kalapüük, sest laevatamine ja avamere arendus muutub võimalikuks ja kasulikuks (Huntington 2009). Hinnanguliselt on kliimast tingitud elupaigamuutustele laia leviku tõttu kõige vähem tundlikud viigerhülged, kuid kõik loivalised on tundlikud merejää muutustele, kellest tundlikuimad on polaararktilised liigid oma piiratud geograafilise leviku ja kohatruuduse tõttu (Laidre *et al.* 2008). Edasised kliimamuutusest tulenevatel teguritel on negatiivsed mõjud tõenäolised ka loivalistele lõunapoolusel, olles piirkonniti varieeruvad ning esinedes varieeruvamas ajaraamis üle piirkonna võrreldes Arktikaga (Kovacs *et al.* 2012). Kliimamuutumine saab tulevikus tõenäoliselt domineerivaks teguriks ka paljude loivaliste seisundis, näiteks mõned hetkel soodsas seisundis olevad arktilised loivaliste liigid saavad varsti IUCN-ilt ohustatud staatuse (Kovacs *et al.* 2012).

3.2. Kaitsestaatus ja populatsioonide seisund

Alamseltsi loivalised (*Pinnipedia*) kuulub kolm morfoloogiliselt sarnast sugukonda voolujoonelise kehaga ja loibadega mere kiskjalisi (*Otariidae*, *Phocidae*, *Odobenidae*). Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN-*International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources*) andmetel kuulub loivaliste (*Pinnipedia*) hulka 36 liiki (Internet 1), alamliikidest on hetkeseisuga säilinud 47 alamliiki. (Kovacs *et al.* 2012) Kriitiliselt ohustatuid on kaks munkhülge liiki (*Monachus monachus* ja *Monachus schauinslandi*), ohustatuid 4 (*Arctocephalus galapagoensis*, *Neophoca cinerea*, *Pusa caspica* ja *Zalophus wollebaeki*) haavatavaid 3 (*Phocarctos hookeri*, *Cystophora cristata* ja *Callorhinus ursinus*), ohulähedasi 3 liiki (*Arctocephalus philippii*; *Eumetopias jubatus* ja *Arctocephalus townsendi*) ning puuduliku andmestikuga 3 liiki (*Histriophoca fasciata*, *Phoca largha*, ning *Odobenus rosmarus*). Väljasurnuks on märgitud Jaapanit asustanud merilõvi *Zalophus japonicus* ja Kariibi munkhüljes (*Monachus tropicalis*). Ülejäänud 19 on märgitud kui soodsas seisundis liigid (lisa 1), kuid mõned neist sisaldavad ka puuduliku andmestikuga või ohustatud alamliike (Kovacs *et al.* 2012). Lisaks sellele on loivaliste hulgas ka liike, kes levivad ainult ühes riigis, ning kes on seetõttu liigi tasemel

märkimisväärselt mõjutatud siseriiklikust looduskaitse ja majandustegevuse korraldusest ning seetõttu kergemini haavatavad. Sellisteks poliitiliselt endeemseteks liikideks on loivalistest näiteks Baikali hüljes, Austraalias merilõvi *Neophoca cinerea*, Galapagose merikaru *Arctocephalus galapagoensis*, Galapagose merilõvi *Zalophus wollebaeki* ja Hawaii munkhüljes (*Monachus schauislandi*) (Pompa *et al.* 2011).

Läänemere hüljestest on IUCN-i punase nimekirja andmetel soodsas seisundis hallhüljes; randal ja läänemere viiGERhüljes. Eesti Looduskaitse Seaduse II kategooriaga on kaitstud hallhüljes ja viiGERhüljes. Hiljutise trendi kohaselt on hülged taastumas kunagistest 1970. ja 1980. aastate drastilisest vähenemisest, mis oli tingitud küttimisest ja suurenenud sigimisedukust vähendavate toksiliste saasteainete hulgast. Hallhülge arvukus tõuseb jõudsalt: 2012. aastal loendati Läänemeres 28 000 hüljest. Ka viiGERhüljeste arvukus tõuseb, kuid aeglasemalt kui hallhüljel, ning arvatakse olevat mõjutatud sigimisprobleemidest (Internet 2).

4. Hüljeste käitumise uurimise meetoditest

Inimese põhjustatud häiringute mõju vabaltelavatele mereimetajatele võib hinnata nende käitumuslike vastuste vaatlustega, sest muutused käitumises on tihti inimtegevuse üks kõige ilmsemad tagajärgi (Engelhard *et al.* 2002, Beale 2007). Erinevalt pelaagilistest mereimetajatest teeb loivaliste käitumiste muutuse hindamise lihtsamaks nende jälgimine lesimispaikades (Suryan & Harvey 1999). Mitmed tööd loivaliste käitumise uurimisest on kasutanud kaugseiret loivaliste esindatuse ja käitumise jälgimiseks lesimispaikades (Suryan & Harvey 1999, Engelhard *et al.* 2002, Andersen *et al.* 2012). Kaugseirega nende esindatuse jälgimine lesimispaikades annab ülevaate muutustest populatsiooni suurustes ning võimaldab näiteks hinnata kas tuulepargi ehitus- ja tööperioodil on positiivset või negatiivset mõju populatsiooni suurusele ja kas see on arvestatav või mitte (Tougaard *et al.* 2006). Siiani on ehitiste mõjude hindamisel enamasti kasutatud arvukuse jälgimise meetodeid (tabel 1). Taanis Nystedi avamere tuulepargi mõju hindamiseks kohalikule hülgepopulatsioonile kasutati andmete kogumiseks hüljeste arvukusest lesilates vaatlusi õhust ja maismaalt ning *time-laps* fotograafiat (Edren *et al.* 2010). Ka Scroby Sandsi meretuulepargis Ida-Inglismaa rannikul kasutati aerofoto meetodit (Skeate *et al.* 2012). Sakhalini saarel loeti hüljeste arvukus päevaste vaatluste ajal hüljeste maismaa perioodil (Trukhin & Blokhin 2003).

Ainult maismaa käitumise jälgimine ei võimalda loivaliste käitumist siiski terviklikult mõista (Cronin & McConnell 2008). Toitumisel ja rändamisel veedavad hülged palju aega vees. Kuna telemeetriline märgistamine on näidanud, et hülged võivad liikuda maismaast kaugemale ookeani keskossa, võib arvata, et mitmed hülgeiliigid ei ole maismaa lähedusega piiratud vähemalt osal nende aastasest ruumikasutuse tsüklist (Ferguson & Higdon 2006). Lisaks erinevate stressorite mõjude kohta käitumisele annaks aimu hüljeste ruumikasutus meres näidatates, kas on ruumilist ülekattumist looma ja stressori ulatuse vahel (McConnell 2013) Seetõttu tuleb vaadelda nende käitumist ka veekeskkonnast, milleks on üks võimalus nende esindatuse jälgimine veepinnal. Northstari õliplatvormi ehitustegevuse ajal Alaskal jälgiti platvormilt vaiade paigaldamise mõju hüljeste käitumisele (Blackwell *et al.* 2004b). Taanis Horns Rev tuulepargi mõjude hindamisel kasutati ühe meetodina loendust laevalt transektuuringu käigus (Tougaard *et al.* 2006). Hüljeste uurimise meres teeb keeruliseks asjaolu, et nad veedavad enamus aega sukeldudes ning on tihti näha vaid üksikult. Madalate vaatlusmäärade tõttu, mis on tingitud raskustest

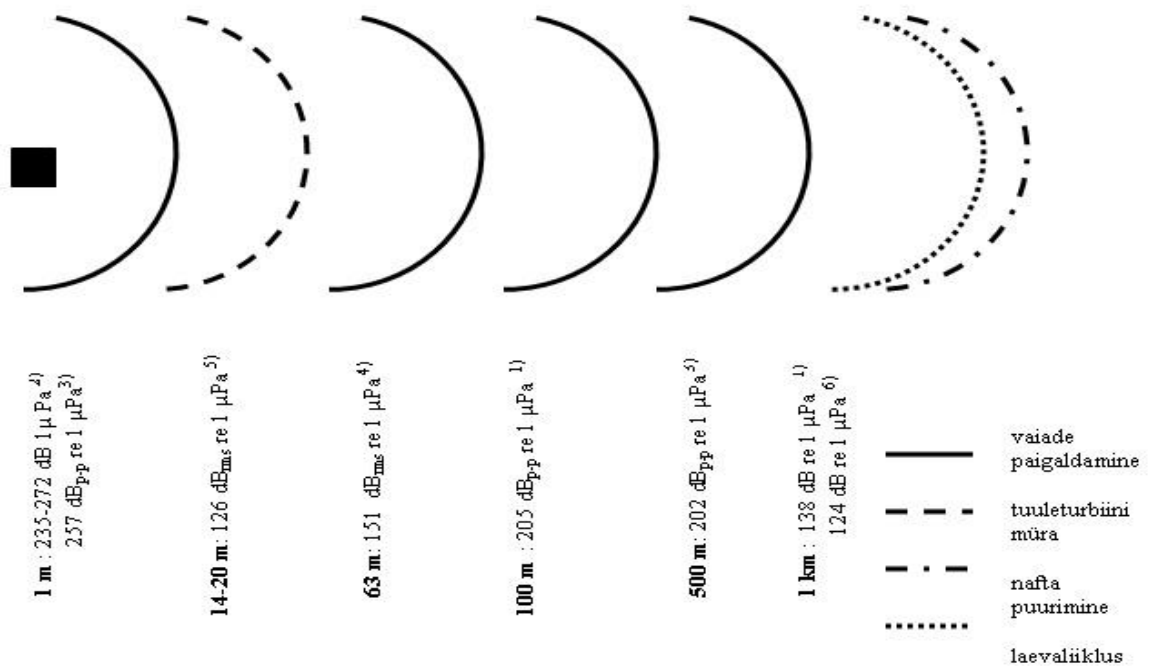
nende märkamisel veepinnal (va väga heades ilmastiku tingimustes) ning tõsiasjast, et liikide määramine on keeruline isegi kogunud jälgijale, ei ole sellised meetodid kõige tõhusamad (Tougaard *et al.* 2006, McConnell 2013).

Telemeetria on meetod, mis lubab laiahaardelisemat informatsiooni indiviidi käitumisest kui lihtsad vaatluslikud meetodid (Cronin & McConnell 2008, McConnell 2013). Telemeetria meetodid on peamiselt kasutuses loivaliste liikumiste ja rännete uurimisel (Costa *et al.* 2003, Austin *et al.* 2004, Chilvers 2008, Harkonen *et al.* 2008, Cunningham *et al.* 2009, Breed *et al.* 2011, McConnell 2013), sest võimaldavad koguda andmeid looma hetke asukohtadest. Loivalistele on standardiks kujunenud telemeetriaseadmega varustamise meetod, mille kohaselt toimub positsioneerimisseadme või andmesalvesti (ing.k. *data logger*) liimimine looma karva külge ning sellelt andmete edastamine (McConnell 2013). Üks asukoha määramisel nüüdisajal kasutatavatest tehnoloogiatest on GPS (Globaalne Positsioneerimise Süsteem), mis on, võrreldes varasemate VHF jälgimissüsteemidega ja Argos satelliidi Doppleri-põhise positsioneerimisega, väga täpne, ning võimaldab, lisaks 24-tunnisele andmekatvusele ja tihedale uuendusele, määrata asukohta ka halva ilmaga (Tomkiewicz *et al.* 2010). Andmete edastamiseks on kasutusel Argos satelliit ja GSM (Globaalne Mobiilsidesüsteem) põhised süsteemid (McConnell 2013). Praegusel ajal on paljulubav just GSM sidel põhinev süsteem, mis oma energiasäästlikuse, odavuse ja hea katvusega omab Argos süsteemi ees mitmeid eeliseid (Cronin & McConnell 2008). Mõned GPS seadmed kasutavad GSM telefonivõrku andmete edastamiseks (Tomkiewicz *et al.* 2010). Siiani tehtud uuringutest, mis käsitlevad ehitiste mõju hüljestele, on telemeetria seadeldistega märgistamist kasutatud Horns Rev tuulepargi mõjude hindamisel varustades nad Argos telemeetriaseadete ja andmesalvestitega (Tougaard *et al.* 2006). Hilisemalt on tuulepargi mõjude hindamiseks kasutatud hüljeste jälgimisel mõlemat süsteemi: Hollandi rannikul varustati randalhülged nii satelliidil põhineva andmesalvestajaga edastusel läbi Argos süsteemi kui ka GSM telefoni märgistega (Brasseur *et al.* 2010 *ref.* Lindeboom *et al.* 2011). Horns Rev tuulepargi mõjuhinnangul leiti, et satelliitsüsteemidel põhinev meetod ei võimaldanud järelduste tegemiseks piisavat täpsust looma asukoha määramisel (Tougaard *et al.* 2006).

5. Tehisobjektide mõju loivalistele

5.1 Müra

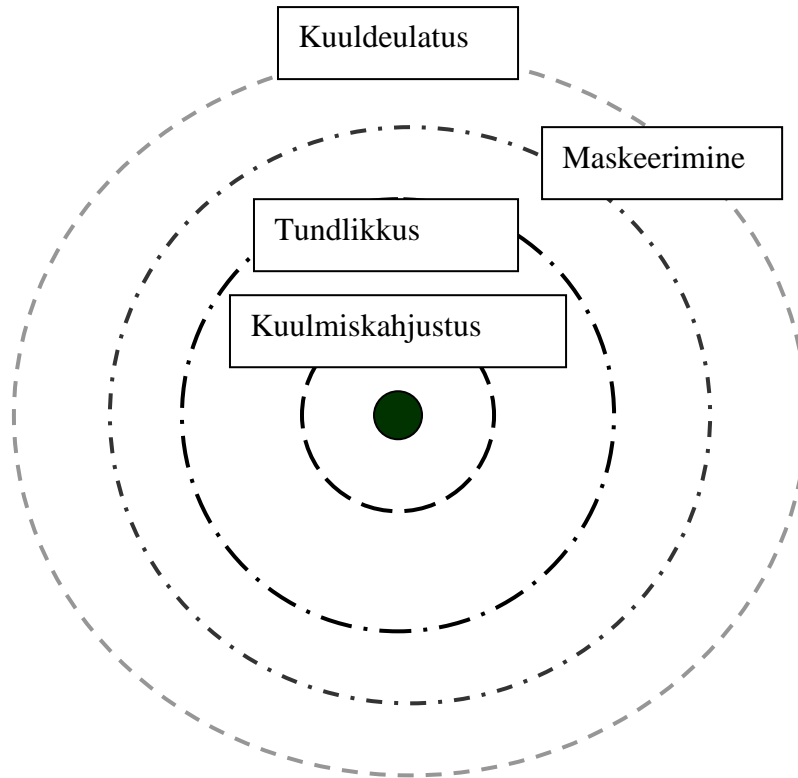
Ookeani müratase on heliruum, mida peab ületama, et signaali tuvastada, ning selle iseloom sõltub nii koosinevate heliallikate rohkusest ja näitajatest kui ka heli levimise tõhususest (Hildebrand 2009). Inimtegevuse tagajärjel nagu laevaliikluse, avamere ehitised ja tööstuslikud tegevused näiteks seismilised uuringud, ehitustööd, puurimine ja nafta- ning gaasitootmine, kuid ka avamere tuulepargid, on ookeani müratasemed kõvasti tõsunud (Costa *et al.* 2003, Tougaard *et al.* 2009). Domineerivad allikad müratasemete tõusule on laevaliiklus ja tööstuslikud tegevused (Costa *et al.* 2003, Hildebrand 2009, Tougaard *et al.* 2009, Simard *et al.* 2010). Statsionaarsest tööstuslikust tegevusest tuleneval müral, nagu naftapuurimine, konstruktsioonvaiade paigaldamine ja avamere tuuleparkidel, on kõrgeim energia madalatel sagedustel (20- 1000 Hz), mistõttu esineb sellel võime kaugeleulatuvaks levimiseks (Hildebrand 2009). Lisaks põhjustavad mitmed ehitistega seotud tegevused väga tugevaid helirõhkusi, näiteks ehitustegevusel vaiade paigaldamine (ing.k.: *pile-driving*) võib tekitada helirõhkusi üle 200 dB re 1 μ Pa, ehitise käigusoleku protsessiaegsed müratasemed jäävad erinevate mõõtmiste järgi madalamaks. (Joonis 3)



Joonis 3. Ehitus- ja tööprotsessidega kaasnevad müratasemed erinevate allikate põhjal : 1) (Bailey *et al.* 2010) ; 2) (Edren *et al.* 2010); 3) (Skeate *et al.* 2012); 4) (Blackwell *et al.* 2004b) ; 5) (Tougaard *et al.* 2009); 6) (Blackwell *et al.* 2004a)

Pidevatest tegevustest tulenev üldine ookeani taustamüra suurenemine võib mõjutada elupaikade akustilisi omadusi üle suure ala, olles seeläbi kahjulik neile mereimetajatele, kes oma põhilistes elufunktsioonides sõltuvad helidest (Ellison *et al.* 2012). Kuna mereorganismid võivad valida oma kohti ja muuta käitumist põhinedes taustamürale ning piirkond, kus antropogeenne müra võib ebasoodsalt mõjutada mereliike, sõltub sageduse karakteristikutest, levimisest ja kestvusest, on nende teadmine oluline mõistmaks ja hindamaks võimaliku mõju mere liikidele. Võrreldes informatsiooni müra tajutud tasemetel (ing.k. *received levels*), heli spektrilist sisu erinevatel kaugustel ning liikide kuulmislävesid iseloomustavaid audiogramme ja ümbritsevad müratasemeid ehk helirõhutasemeid (ing.k. *SPL- Sound Pressure Level*), on võimalik anda hinnangut müra võimalikust mõjust liigile isendi erinevatel kaugustel allikast (Hildebrand 2009, Bailey *et al.* 2010). Müra mõjude iseloomustamisel on siiani erinevates teadusartiklites laialt kasutusel Richardson (*et al.* 1995) poolt müra mõjude kohta mereimetajatele defineeritud neli erinevat tsooni, mis on hierarhiliselt paika pandud vastavalt tajutud müra taseme potentsiaalsest mõjust erinevatel kaugustel allikast (Erbe & Farmer 2000, Madsen *et al.* 2006, Tougaard *et al.* 2009, Bailey *et al.* 2010, Ellison *et al.* 2012). (Joonis 4) Siiski on hilisemalt arvatud, et keskendumine ainult tajutud müra tasemete amplituudile, ignoreerib

keskkonna- bioloogia- ja kontekstipõhiste faktorite mitmekesist komplekti, mis võivad mõjutada nii tajutavaid helitasemeid, kui ka nende poolt esile kutsutavat käitumist (Ellison *et al.* 2012).



Joonis 4. Müra mõjutsoonid: Kuuldeulatus - piirkond, milles loom on võimeline heli tuvastama; Tundlikkus- piirkond, kus loom reageerib käitumuslikult või füsioloogiliselt; Maskeerimine- piirkond, kus müra on piisavalt tugev, et häirida teiste helide tabamist; Kuulmiskahjustus- piirkond allika lähedal, kus müra tugevus võib põhjustada kudedekahjustusi ning johtuvalt ajutist või jäädavast kuulmisteravuse langust (Thomsen *et al.* 2006).

Varasema kirjanduse põhjal on leitud, et keskkonnamüra võib viia DNA kahjustusteni, muutusteni geeni ekspressioonis ning tohutus hulgas närvi-, arengu-, immunoloogiliste ja füsioloogiliste rahulistes protsesside toimimises, käitumis- ja kooslusökoloogias ning seeläbi omada väga mitmekesiseid kui ka kompleksseid mõjusid elusloodusele (Kight & Swaddle 2011). Mereimetajatel võivad tugevad müratasemed põhjustada muutusi häälsustes, hapnikutarbimises, ujumiskiiruses, sukeldumises ja toitumiskäitumises; ümberpaiknemist; piirkonnavältimist, nihkeid migratsioonimarsruudis; stressi; kuulmiskadu ja randa kinnijäämist (ing.k. *stranding*);(Weilgart 2007). Tõsisemad

mõjud võivad esineda pikalt ja sügavale sukelduvatele mereimetajatele, kes elavad lähedal oma füsioloogilistele taluvuspiiridele. Esiteks võivad ehmatus- või vältimisreaktsioonid sukeldumiste lõpus avaldada palju tugevamat mõju, ning teiseks on arvatud, et esindatus 500 Hz sagedusel helile tasemel 210 dB re 1 μ Pa võib suurendada kessoontõve tõenäosust olles probleemiks just pikaajalistel sukeldujatel (Gordon *et al.* 2003, Weilgart 2007).

Väga tugevad ühekordsed, korduvad või kestvad müratasemed võivad põhjustada vähenenud kuulmistundlikkust (Gordon *et al.* 2003, Weilgart 2007). Kõrvakudede kahjustuse ulatus määrab, kas vastav kuulmislävenihe on ajutine või püsiv ning sõltub vastava müra omadustest ja esindatuse kestvusest (Erbe & Farmer 2000). Mürataseme kriteeriumiks püsivale kuulmisteravuse languse algusele on pakutud 218 dB_{0-p} re 1 μ Pa ning ajutisele kuulmisteravuse langusele 212 dB_{0-p} re 1 μ Pa. (Thomsen *et al.* 2006). Vigastuste vältimiseks on kehtestatud, et loivaliste poolt tajutavad laiaribalised helirõhutasemed, ei tohi ületada 190 dB_{rms} re 1 μ Pa kohta (Blackwell *et al.* 2004b). Müra võib toimida mereimetajatele kui stressor (Wright *et al.* 2007). On näidatud, et helid 215-224 dB re 1 m μ Pa põhjustasid nii randalilhülgel kui hallhülgel tugevat ehmatus-vastust: esines südamelöökida märgatav langus 35-45 löökilt/minutis 5-10 löögini minutis ning tugev kiirelt eemaleujumise reaktsioon ning mitte toitumine (Gordon *et al.* 2003)

Käitumuslikud reaktsioonid võivad esineda laias ulatuses ning olla tihti väga varjeeruvad (Gordon *et al.* 2003, Tougaard *et al.* 2009). Müral võib katkestada looma normaalse käitumise, nt raporteeritud reaktsioonid hõlmasid toitumise, puhkamise ja sotsialiseerumise lakkamist, ning valvsuse või vältimise algust (Erbe & Farmer 2000). Uuringus, mis käsitles ookeani kliimaseadme (ing.k. ATOC: *acoustic thermometry of the ocean climate*) madalasagedusliku müra mõju sukelduvatele põhja-lonhüljestele, olulisi vältimisreaktsioone ei esinenud, kuid ilmnes, et sukeldumis- ja laskumismäärad olid seotud müratasemetega ning mõned hülged suurendasid laskumist vastuseks ATOC-i mürale (Costa *et al.* 2003). Alaska Beaufort-i meres seismilise laeva õhupüsside müratasemete jälgimisel leiti, et osad hülged näitasid üles ainult lokaliseeritud vältimist ning mitmed hülged jäid piisavalt lähedale, olles sukeldudes avatud helidele, mille tajutud tasemed ületasid 180 dB, kohati ka 190 dB_{rms} re 1 μ Pa, näitamata ühtki selget vältimist ega tendentsi vältida sukeldumist (Harris *et al.* 2001).

Samuti on hakanud levima arvamus, mille kohaselt tuleb antropogeense müra mõju hindamisel lisaks tajutavatele helitugevustele arvesse võtta ka looma varasemat kogemust ja motivatsiooni (Tougaard *et al.* 2009, Gotz & Janik 2010). Looma varasem kogemus inimtekkelise müraallikaga võib mõjutada mil määral loom reageerib mürale sõltumata

tajutud müratasemetest, millele loom oli eksponeeritud (Ellison *et al.* 2012). Götz ja Janik on erinevate hallhüljel tehtud uurimuste tulemuste põhjal leidnud, et motiveeritus toitumisele kiirendab harjumist eemaletõukava stiimuliga (Götz & Janik 2010), kuid teisalt näitavad tulemused ka seda, et inimtekkelise müra allikate põhjustatud korduval peletamisel võib olla tõsine efekt pikaajalisele käitumisele (Götz & Janik 2011). Korra ehmatatud või tundlikuks muudetud hülged, väldisid isegi neile tuttavaid toiduallikaid ning looduses esines vältimisvastus müratasemel 135-144 dB re 1 μ Pa. Mereimetajate pika eluea tõttu on nende võime kohastuda müraga läbi loodusliku valiku suhteliselt aeglane, mistõttu võib nende käitumuslik vastus inimtekkelisele mürale olla tihti elu jooksul õpitud protsess, mis läbi korratud avatus stressorile viib vähenenud või hoiatatud käitumuslikule vastusele, aga mitte tingimata vähenenud füsioloogilisele vastusele (Wright *et al.* 2007).

Erinevate mere ehitiste poolt tekitatud müral on otseseid tugevaid mõjusid tähendatud ainult vaiade paigaldamisel, mis peletab loomi eemale (Edren *et al.* 2010, Brasseur *et al.* 2010 *ref.* Lindeboom *et al.* 2011, Skeate *et al.* 2012), kuid mõjud ja tsoonid on siiani määratud vaid hinnanguliselt, arvestades loomade kuulmistundlikusi ja ehitiste poolt tekitatavaid müra tasemeid, ning nende levimist vees (Blackwell *et al.* 2004a, Blackwell *et al.* 2004b, Tougaard *et al.* 2009, Bailey *et al.* 2010). Arvestades kuulmiskahjustustele määratud kriteeriume võiksid vaiade paigaldamisel esinevad müra tasemed põhjustada püsivat kuulmiskahjustuse algust 20 m allikast, ning ajutise kuulmiskahjustuse algust 40 m, kuid rohkemal kui 100 m jäävad liiga madalale (Bailey *et al.* 2010). Nüüdisajal selleks, et vaiade paigaldamisel tekkivad heli tasemed ei põhjustaks ohtu loomadele on kasutusel akustilised peletusvahendid, mis tekitavad müratasemeid kuni 189 dB re 1 μ Pa 1 m 10-15 kHz, kui ka alguses haamri madalamate löökide kasutamine (ing.k. *soft start*); (Edren *et al.* 2010, Skeate *et al.* 2012). Tuuleturbiini töö-protsessiga kaasnevad müratasemed jäävad liiga madalale, et põhjustada otseseid kuulmiskahjustusi, isegi siis kui loom jääb aluse lähedale (Tougaard *et al.* 2009). Vaiade paigaldamise mõjutsoon hüljeste käitumisele jääb hinnanguliselt ~14 km allikast (Bailey *et al.* 2010). Kuid telemeetriaseadmetega märgistatud uuringus oli näha, et märgistatud hülged vältisid piirkonda kuni 40 km (Brasseur *et al.* 2010 *ref.* Lindeboom *et al.* 2011). Kuid mitmel pool on leitud, et vaiade paigaldamine on mereimetajatele kuulda kuni 70 km kauguseni (Bailey *et al.* 2010). Tuuleturbiini töömüra on arvatavasti kuulda mitmesaja meetrini või kuni mitmete kilomeetriteni olenevalt levimisvõimest (Tougaard *et al.* 2009). Talvel tehtud puurimise ja tootmistegevuse müra mõõtmiste võrdlemisel audiogrammidega näidati, et helid on kuuldavad vähemalt vahelduvalt ~1,5 km kaugusel vees ja ~5 km õhus (Blackwell

et al. 2004a). Mereimetajate puhul saavad tõenäoliselt maskeeritud madalasageduslikud helid madalasagedusliku müra poolt (Gordon *et al.* 2003), Loivalised suhtlevad hääliitsustega sagedusalas 50Hz- 60 kHz (Madsen *et al.* 2006). Tuuleturbiini müra mõõtmiste ning randalhülgele kuuldavuse põhjal on ebatõenäoline, et tuuleturbiini müra maskeerib kommunikatsiooni signaale, seda ehk ainult juhtudel, kui üks loomadest on alusele väga lähedal, mõnisada meetrit või vähem (Tougaard *et al.* 2009).

5.2 Ehitustegevus

On juba varem selgeks tehtud, et ehitustegevuse mõjusid tuleb vaadata eraldi ehitise kasutusaja mõjudest (Madsen *et al.* 2006). Mereehitiste puhul on arvatud, et kõige olulisemat mõju keskkonnale ja liikidele avaldab just konstruktsiooni ehitusprotsess, sest kaasnevad tugevad müratasemed, merepõhja üleskündmine ja kohaliku kekkonna häving, tihenend liiklus ja antropogeenne häirimine (Edren *et al.* 2010). Mitmetes uurimustes on näidatud ehitusprotsessi tugevat mõju hüljeste paiknemisele, peletades neid antud piirkonnast eemale (tabel 1). Seda näitas oluline vähenemine randalhüljeste lesimisarvudes Scorby Sands-i tuulepargi ehitusperioodil ning arvukus püsis väga madalana, hakates aeglaselt taastuma alles teisel ehitusjärgsel aastal (Skeate *et al.* 2012). Taanis Nysted'i avamere tuulepargi ehitusprotsessil käigus vähendas konstruktsioonivaiade paigaldamine tuulepargi lähedal kaitsealal asuvas lesilas hüljeste esinemisarvukust, sest kasutati kaugemaid lesimispaiku (Edren *et al.* 2010). Eriti drastiline mõju ilmnes Dover'i väinas Inglismaal, kus tööstuslike reovee torude paigaldus 7 kuu vältel kestnud ehitusperioodil põhjustas hüljeste täieliku piirkonna hülgamise, ning 15 kordse vähenemise hüljeste keskmises arvukuses 1 km kaugusel vallist, kusjuures esindatus vallil ei olnud taastunud ka 19 kuud pärast ehitustegevuse lõppu (Seuront & Prinzivalli 2005).

Kuid on ka piirkondi, kus hülged ei näidanud ehitustegevuse perioodil üles olulist vältimis-käitumist. Northstari tehis-saare arendus ja ehitustegevus ei avaldanud mõju kohalikele viiGERhüljestele, kes vaiade paigaldamise ajal olid esindatud ka platvormi ümbruses (46m) (Blackwell *et al.* 2004b). Ka teise uurimuse kohaselt ei olnud kolme aasta vältel kestnud, ehitus-puurimis ja tootmistegevusel mingit märgatavat mõju kohalikele lesivatele viiGERhüljeste arvukusele ega esindatusele (Moulton *et al.* 2005). Ka Molikpigi naftaplatvormi ehituse ja käiku-panemise mõju uurimisel lähedal Piltumi lahesuudmes asuvale hülge lesimiskohale, kus olid esindatud mitmed liigid: nagu viiGERhülged, habehülged (*Erignathus barbatus*) ning veel kaks hülglaste sugukonda kuuluvat liiki

Phoca largha ja *Histiophoca fasciata*, ei esinenud märkimisväärseid erinevusi hüljeste koguarvukuses, olgugi, hüljeste lesila oli eksponeeritud tunduvalt suuremal tasemel antropogeensetele mõjudele kui tavaliselt (Trukhin & Blokhin 2003).

Tabel 1 Erinevate tehisobjektide mõju loivalistele

Ehitis / koht	Liik	Mõju	Kaugseire meetod	Allikas
Øresund'i sild / Rootsi ja Taani vahel		Arvukuse vähenemine ehitusperioodil, taastus	-	(Teilmann <i>et al.</i> 2006 <i>ref.</i> Edren <i>et al.</i> 2010)
Reoveetorude paigaldus/ Dover'i väin Inglismaa	Randal (<i>P. vitulina</i>)	Tugev arvukuse vähenemine ehitusperioodil, ei taastunud	loendus maismaalt	(Seuront & Prinzivalli, 2005)
Nysted Avamere Tuulepark Taani	Randal (<i>P. vitulina</i>)	Arvukuse vähenemine ehitusperioodil, taastus	loendus õhust ja maismaalt	(Edren <i>et al.</i> 2010)
Scroby Sands avamere tuulepark/ Ida-Inglismaa	Randal (<i>P. vitulina</i>); Hallhüljes (<i>H. grypus</i>)	Randalhülge (<i>P. vitulina</i>) Arvukuse vähenemine ehitusperioodil, ei taastunud, Hallhülge (<i>H. grypus</i>) arvukuse tõus ehitusperioodi järgselt.	loendus õhust	(Skeate <i>et al.</i> 2012)
Egmond aan Zee, OWEZ/ Hollandi Põhja-rannik	Randal (<i>P. vitulina</i>)	Piirkonna vältimine ehitusperioodil	telemeetrial põhinev	(Brasseur <i>et al.</i> 2010 <i>ref.</i> Lindeboom <i>et al.</i> 2011)
Horns Rev Avamere Tuulepark/ Taani	Randal (<i>P. vitulina</i>), / Hallhüljes (<i>H. grypus</i>)]	Väike arvukuse vähenemine ehitusperioodil, taastus	telemeetrial põhinev liikumiste jälgimine, loendus laevalt	(Tougaard <i>et al.</i> 2006)
1. Northstar naftaplattform /Beaufort'i meri Alaska	Viigerhüljes (<i>P. hispida</i>)	Ei ole mõju arvukusele	loendus platformilt	(Blackwell <i>et al.</i> 2004b)
2. Northstar naftaplattform/ Beaufort'i meri Alaska	Viigerhüljes (<i>P. hispida</i>)	Ei ole mõju arvukusele,	loendus õhust	(Moulton <i>et al.</i> 2005)
Molikpag naftaplattform/Sakhalin'i saar Okhotski meri Venemaa	Viigerhüljes (<i>P. hispida</i>); Habehüljes (<i>Erignathus barbatus</i>); (<i>Histiophoca fasciata</i>); (<i>Phoca largha</i>)	Ei ole mõju arvukusele.	loendus maismaalt	(Trukhin & Blokhin 2003)

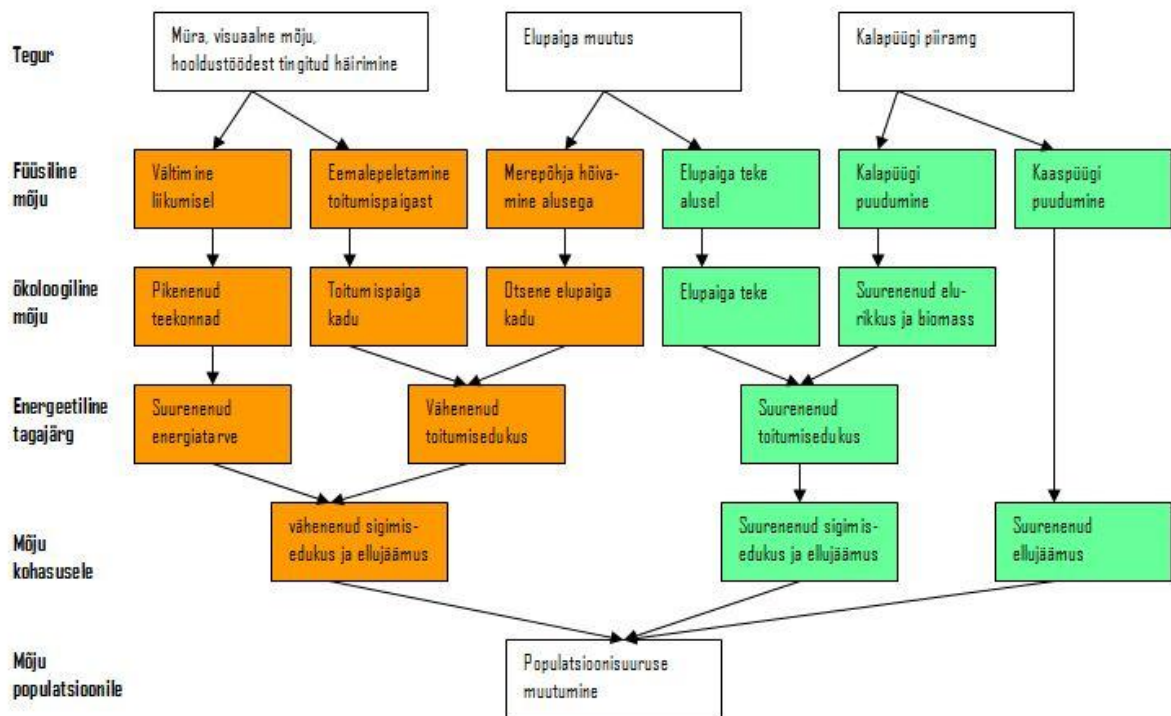
Lisaks ehitustegevuse mõjule on mitmel pool leitud, et ka tihenend liiklusel on mõju hüljeste käitumisele. Scorbis avaldas ka tihenend laevaliiklus negatiivset mõju vaid randalhüljestele, jättes halhülged ükskõikseks, kuid varasemalt on ka hallhülgel näidatud laeva ja helikopteri liiкулusest põhjustatud häirimise mõju (Skeate *et al.* 2012). Northstari ehitusperioodil avaldas hüljestele märgatavat mõju ainult helikopteri Bell212 madal ülelendamine, kuid erinevalt ühest põgenevast hülgest, avaldus see mõju enamasti valvsuse suurenemisega ning kopteri poole vaatamisega (Blackwell *et al.* 2004b). Ärevus-seisundit esines ka Molikpangi vahetustiime transportiva helikopteriga MI-8, mis lendas regulaarselt väga lähedalt lesimispaigale, kuigi lennud olid kõrgelt (500-600 m), põgenesid hülged kas osaliselt või täielikult vette (Trukhin & Blokhin 2003).

5.3 Käigusolemisaeg

Mitmete uurimustööde põhjal, mis käsitlevad tehisojektide mõju kohalikele hülgepopulatsioonidele, ei ilmne nende käigusolekust märgatavat mõju nende ruumikasutusele. Nysted avamere tuulepargi puhul, kus käigusoleku mõju jälgimine Rødsandi hülgekaitsealal toimus esimesel ehitusjärgsel aastal - hülged ei hüljanud piirkonda ning mõju üldisele populatsioonile kasvule ei esinenud (Edren *et al.* 2010). Ühtegi negatiivset efekti randalhüljestele ei leitud ka Horns Revi tuulepargi puhul peale selle töösse panemist, ning hülged olid tuulepargi piirkonnas selgelt esindatud (Tougaard *et al.* 2006). Hollandi rannikul ei olnud tuulepargi mõjusid hüljestele võimalik selgelt defineerida, kuid nad laiendasid oma piirkonda tuulepargi suunas, mida nad olid eelnevalt vältinud (Brasseur *et al.* 2010 *ref.* Lindeboom *et al.* 2011) Kuid Scroby uurimus, mil pärast ehitustegevust kestis vaatlemine veel 2 aastat, paljastas olulise ehitusjärgse vähenemise randalhüljeste lesimisarvudes ning lisaks toimus piirkonnas oluline vahetus randalhülge domineerimiselt hallhülge domineerimisele (Skeate *et al.* 2012). Øresunndi silla ehitusel, mis asub 1 km kaugusel lesimisalast, ei olnud ilmselget jäädavat efekti hüljestele, kelle arvukus vähenes ehitamisperioodil, kuid pärast naasesid hülged silla lähedale lesimispaika (Teilmann 2006b *ref.* Edren *et al.* 2010). Uuringute vähesuse tõttu on andmehulk ehitiste mõjudest hüljestele ebapiisav, et teha laiaulatuslikumaid järeldusi (Lindeboom *et al.* 2011).

Siiani ei ole tehtud uurimustöid, mis hindaks mingi ehitise pikaajalist mõju loivalistele. On ebatõenäoline, et merepõhja häirimine mõjutaks hülgeid otse, sellel võib olla mõju läbi saagi ümberpaiknemise, kuid sellised efektid võivad olla eriti keeruliselt

avastatavad (Tougaard *et al.* 2006, Thompson *et al.* 2010) Tuulepark toimib kui uus elupaigatüüp, suurendades biodiversiteeti, mis võib kirjanduses laialt levinud arvamuse kohaselt läbi uue elupaiga tekkimise tehisriffide näol, meelitada ligi ka ka hülgeid (Gill 2005, Petersen & Malm 2006, Boehlert & Gill 2010, Lindeboom *et al.* 2011, Sun *et al.* 2012). On pakutud välja skemaatiline joonis tuuleparkide mõjude kohta (Joonis 5) (Tougaard *et al.* 2006). Tuulepargi tõttu tekkinud keskkonnamuutusel on, kui üldse, siis arvatud olevat soodustav efekt hüljestele (Tougaard *et al.* 2006).



Joonis 5. Ülevaade tuulepargi potentsiaalsetest mõjudest hüljestele ning erinevate isendi tasemel mõjude avaldumine muutustena populatsiooni tasemel. (Tougaard *et al.* 2006).

5.4 Otsesed mõjud ja kahjulikud kokkupõrked

Nagu eelnevalt mainitud on löögid laevadelt mereimetajatele üks tugevamatest ohuteguritest. On saadaval vähe infot loodetel töötavate energiaseadeldiste kohta, kuid üks kahest arvatavasti kõige suuremast mõjust on füüsilised löögid nii staatilisest kui dünaamilisest loodete-energiaseadeldiselt, mispuhul võivad olukorrad ulatuda ilma vigastuseta kontaktist kuni fataalsete tagajärgedeni (Polagye *et al.* 2011). Naftaplatvormide kõige suurem oht ümbritsevale keskkonnale on see et, mineraalide, gaasi ja õli kaevandamine merepõhjust võib viia nende piirkondade ja elupaikade täieliku hävinguni

(Harwood 2001). Viigerhüljestel on näidatud, et otsesed kokkupuuted toor-naftaga põhjustavad väga tugevaid füüsilisi, füsioloogilisi ja käitumuslikke tagajärgi. Kõige drastilisemad olid tugevad silma ärritused, kõige raskematel juhtudel oli esindatud ka sarvkesta erosioon ja haavandid, ning sukeldumiskatsel põhjustas toornafta kolme uuritud hülge surma (Geraci & Smith 1976). Laastavaim on nafta lekke otsene mõju, mis viis loomad õnnetuse piirkonnas massisurma. Ümber kurikuulsa Exxon Valdezi tankeri naftalekke tsooni leiti 300 surnud randalhüljest (Trukhin & Blokhin 2003).

6. Arutelu

Mereehitiste mõju loivalistele on väga laiahaardeline teema. Tegureid, mis lühemas või pikemas perspektiivis võivad erinevat viisi mõjutada on palju. Inimtegevuse laiendamise tõttu merele, on mereimetajate seisund ja säilimine olnud järjest suuremas huviorbiidis. Merre ehitamine on intensiivistunud ning ehitiste mõjude hindamine küllaltki noor valdkond, kus otseseid töid on veel vähe. On mõned teaduslikud tööd ehitustegevuse, nii tuuleparkide kui naftaplatvormide otsese mõjude kohta hüljestele (Trukhin & Blokhin 2003, Blackwell *et al.* 2004b, Moulton *et al.* 2005, Seuront & Prinzivalli 2005, Edren *et al.* 2010, Skeate *et al.* 2012) ning mõni ülevaateartikkel nt (Lindeboom *et al.* 2011). Lisaks on erinevates paikades tehtud keskkonnamõjude hinnanguid (Tougaard *et al.* 2006, Teilmann *et al.* 2006b *ref.* Edren *et al.* 2010, Brasseur *et al.* 2010 *ref.* Lindeboom *et al.* 2011). Hetkel olemasolevatest töödest võib mõningaid järeldusi juba teha, kuid konkreetseid tulemusi on veel vähe, mistõttu on suur osa järeldusi suhteliselt spekulatiivsed.

Praeguseni tehtud uurimustöödest, mis käsitlevad mingi piirkonna ehitise otseseid mõjusid kohalikele loivaliste liikidele, võib arvata, et need võiksid olla mingis ulatuses taastuvad (tabel 1). Mitmetest töödest on näha, et tehisoobjektid avaldavad otsest mõju käitumisele ehitusprotsessi ajal, mil mitmed tegurid põhjustavad hüljeste peletamist vastavast piirkonnast eemale. Tõsiasi, et mõnes piirkonnas ei avaldanud ehitustegevus üldse mõju (nt Northstar) ning mõnel puhul naasesid hülged pärast ehitust lähedastesse lesimispaikadesse, võiks viidata sellele, et hülged võiksid olla võimelised teatud olukordadega kohanema, või piisavalt harjuma ilmutamata käitumuslikku vastust. Northstari piirkonna viigerhüljeste puhul arvati, et sealsed hülged on rohkem harjunud tööstuslike tegevustega kui kaugemate Arktika piirkondade hülged (Blackwell *et al.* 2004b). Läbitöötatud kirjanduse põhjal on olukord tunduvalt keerulisem, sest looma käitumine ei pruugi peegeldada tegelikku mõju loomale. Lühiajaline uurimus, objekti mõjudest enamjaolt lesimiskäitumisele, ei pruugi olla adekvaatne hindamaks tehisehitiste tegelikku ja pikaajalist mõju, mis nende pikaajalisuse ja loomade pikaealisuse tõttu on siinkohal eriti oluline ja määrav populatsioonide elujõulisusele ja liikide säilimise seisukohast

Müra on kõige tugevam ja otsesem mõjufaktor. Laieneva inimtegevusega kaasneva antropogeense mürataseme tõusu võimalik mõju mereimetajatele on olnud kõige arutletum teema (Madsen *et al.* 2006, Thomsen *et al.* 2006, Bach *et al.* 2010, Bailey *et al.* 2010,

Burgman 2010), mistõttu võib üht teist juba järelada. Küllaltki levinud on arvamus, et ehitusperioodil vaiade-paigaldamisega kaasnevad tugevad müratasemed avaldavad kõige suuremat mõju. Kui võimaliku vältimiskäitumise esinemise tsoonid ulatuvad kaugemale kui mõõdetud helitugevuste järgi hinnatud tsoonid kuulmiskahjustustele, siis tõenäoliselt loomad pigem väldivad neile ohtliku või ebameeldivat piirkonda. Seda näitavad ka siiani tehtud uurimused ehitustegevuse mõjudest (tabel 1). Seetõttu võib eeldada, et kuulmiskahjustus pole neile otseseks ohuks, kuid on tugevaks ruumikasutust mõjutavaks teguriks ning võib avaldada mõju kaudselt. Ehitise töö- ning käigusoleku protsesside helitasemed jäävad madalamaks ning müra madala intensiivsuse ja madalate sageduste tõttu on praeguseks tuuleturbiini müra otsene mõju mereimetajatele arvatud olema marginaalne (Tougaard *et al.* 2008). Kuid tuleb ära märkida, et hinnatud mõjutsoonid ei ühti alati tegelikkusega, teiseks erinevad nii heli levimise omadused erinevates piirkondades kui ka liikide kuulmistundlikkused kusjuures madalasageduslike helide tundlikkust ei ole veel piisavalt uuritud. Lisaks sellele ei ole eelmainitud kaugustesse ja tsoonidesse arvestatud looma varasemat kogemust ega motivatsiooni, mis võib olla oluline mõjutegur. Need järeldused ei saa kindlasti olla lõplikud, sest on mitmeid vastuolusid ning arvestamata tegureid. Probleem tekib näiteks olukordades, kus loomad jäävad suurte või isegi ohtlike müratasemete piirkondadesse (nt Beaufordi meres). Weilgart'i (2007) sõnul ei ole teada, kas näiv tolerant on tingitud aklimatiseerumisest ja harjumisest või esindab järjepidevat vajadust jääda kindlasse piirkonda hoolimata eksponeeritusest mürale, mistõttu on müra mõju seda tugevam. Kuna tulevikus on oodata veel suuremat merealade hõivamist seoses taastuvenergia kasutamisega merel ning kliima soojenemisest tekkiva arktika jääkilbi sulamisest tingitud laevateede laienemisega ka põhja poole, tõusevad kõrged inimtekkelised müratasemed, vähendades seeläbi mereimetajate elupaikade kvaliteeti veelgi (Simard *et al.* 2010). Kui praegusel ajal on arvatud, et erinevate tehisojktide otsesed mõjud loivalistele ei ole väga olulised, põhjustamaks suuremaid kahjustusi, on selge, et see võib hakata avaldama tugevat mõju nende kohasusele, läbi mõjude nende paiknemises. Müra mõjud on ikka veel uurimist vajav teema, sest praeguseni ei ole veel selge erinevate müratasemete erinevad võimalikud mõjud loomade füsioloogiale ja käitumisele. Lähtuvalt sellest, et loomad on ilmselt tulevikus eksponeeritud mürale tunduvalt suuremas ulatuses võib arvata, et see võib varem või hiljem saada eriti tõsiseks mõjuteguriks.

Teine küllaltki otsene häiriv faktor võib olla visuaalne häirimine, kuid selle mõju ilmselt varieerub tugevalt olenevalt objektist. Lihtne staatiline konstruktsioon meres

tõenäoliselt ei avalda mingisugust kahjulikku mõju. Kui tulevad juurde teised tegurid, nt labade pöörlemisest tingitud liikumine; ehitise korrashoidmisega seostuv tihenunud liiklus ja valgusreostus võib olla ehitise mõju hoopis teine. On arvatud, et hülged võivad olla väga sallivad korduva häirimise suhtes, mis ei kujuta ohtu (Edren *et al.* 2010). Põhinedes hüljeste uurivale käitumisele ja sellele, et neid on tihti laevade läheduses näha, tundub ebatõenäoline, et muutused piirkonna visuaalses pildis võiksid hülgeid piirkonnast eemale peletada, pigem võivad need toimida kui visuaalsed maamärgid, ning olla abiks navigeerimisel (Tougaard *et al.* 2006). „Valguse mõju ei ole uuritud, kuid arvestades pimedate öödega mere kohal on valgustatud sild tugevalt erinev ümbruskonnast ja kui pole teada kas see hülgeid häirib ei saa seda välistada ja peab kindlasti olema loetletud "teiste võimalike teguritena" (M. Jüssi isiklik kommentaar). Arvestades seda, et hüljestel on hea heledus-tumedus kontrastide tundlikkus, arvan, et inimtegevusega kaasneva valgusreostuse mõju võiks kindlasti olla ka üheks uurimisvaldkonnaks.

Mereimetajate vastus avamere ehitistele on erinevatel liikidel erinev, kuid kõige olulisemalt, see võib olla erinev samale liigile erinevates elupaikades (Edren *et al.* 2010). Juba varasemalt on arvatud, et isendid mõnest loivaliste populatsioonist või liikidest võivad olla inimõjudele tolerantsemad, kohanedes valjude või uudsete helidega ning inimese lähedusega kiiremini kui teised populatsioonid või liigid, kuid enamus loivalisi on kergesti ehmatatavad ja hirmutatavad (Schusterman 1981). Seega, kuna enamus antud töös käsitletud uurimusi tehisobjektide häirivast mõjust on tehtud valdavalt randalhülgega, ei tohiks seda arvamust nii julgelt üldistada.

Pikemaajaliste hinnangute andmist takistab ka tõsiasi, et enamus kasutatud mõju hindamise viise annavad ainult osalise pildi looma käitumisvastusest. Tuginedes teadmisele, et lesimiskäitumine on vaid üks väike osa, ning lihtsate vaatlusmeetoditega hinnatud käitumistest vee-pinnal ei anna adekvaatset infot, arvan, et siiani kasutatud vaatluslikud meetodid ei ole piisavad hindamiseks mingi ehitise mõju loomade ruumikasutus-käitumisele. On ka arvatud, et juhtumid, kus mereimetajad jäävad tugevalt häiritavatesse piirkondadesse on kergesti avastatavad, kuid juhtumid häiritud ala osalise või täieliku hülgamisega, võivad olla tavalisemad kui tõendid seda näitavad (Suryan & Harvey 1999). Näiteks Northstari puhul arvati, et müra mitte taluvad loomad võisid olla juba lahkunud, kuid seda ei olnud võimalik antud seiremeetodi puhul hinnata, sest kasutati vaatlust platvormilt ja selle lähedalt (Blackwell *et al.* 2004b). Lisaks sellele, käigusoleku aeg võib anda vähem ilmselgeid käitumuslikke vastuseid kui maismaal esindatuse põhjal näha, mistõttu pikaajalised mõjud

jäävad uurimata (Edren *et al.* 2010). Seetõttu toetan kirjanduses levima hakanud arvamust, et telemeetria meetodid on ainus saadavalolev lahendus hindamiseks tuulepargi või mõne teise ehitise mõju hüljestele (Tougaard *et al.* 2006, Cronin & McConnell 2008, McConnell 2013), sest võimaldab paremini hinnata looma ruumikasutust vastavas piirkonnas. Selleks, et saada terviklikumat pilti looma liikumistest objekti läheduses, tuleks kasutada paremat täpsust võimaldavat GPS/GSM seadmeid. Lisaks, on arvatud, et väga väheste loomade kasutamine ei võimalda tulemusi ekstrapoleerida suuremale skaalale (Tougaard *et al.* 2006) ning arvestades ka seda, et hülged on ka liigisiselt väga erinevate käitumismustritega, tuleks märgistada mitmeid loomi.

Laialt on levinud arvamus, et jälgitud käitumine üksi ei pruugi peegeldada tõelist mõju, seega ei tohiks siiani tehtud tööde põhjal hinnata veel terviklikku mõju loomale. Käitumuslik vastus hõlmab mingi arvu erinevate tegurite nagu: küllastajate grupi suurus, häirimise tüüp, küttimeise surve populatsioonile asustatud ala kvaliteet, paikade vaheline kaugus, kvaliteet teistes sobivates kohtades, kisklusrisk, konkurentide tihedus erinevates paikades ja investering, mida isend on kohas teinud nagu territooriumi hõivamine või dominandi staatuse omandamine, poolt tulenevaid erinevaid otsuseid, ning ei pruugi peegeldada tõelist mõju loomale, mistõttu tavaline uurimus lihtsa käitumusliku vastuse kohta võib olla ebaadekvaatne (Gill *et al.* 2001, Beale 2007, Andersen *et al.* 2012). Liigid, kellel on vähe alternatiivseid elupaiku ei saa näidata märkimisväärset käitumuslikku vastust häirimisele isegi kui nende kohasus sellest oluliselt väheneb (Gill *et al.* 2001). Seni on avamere tegevused olnud suhteliselt piiratud kas ruumiliselt või ajaliselt, võimaldades mereimetajatel vältida müra või teisi häirimisi ilma suuremate muutusteta liikumisteedes või paigakasutuses, kuid kui eelistatud elupaigad poegimiseks, järglaste kasvatamiseks ja toitumiseks või rändamiseks on häiritud pikemateks perioodideks ja üle laiema piirkonna, võivad arktilised mereimetajad olla surutud vähem sobivatesse piirkondadesse, mis omakorda vähendab nende üldist kohasust (Huntington 2009). On ilmselge, et potentsiaalne elupaikade kadumine ei käi ainult arktiliste mereimetajate kohta, vaid avaldab tugevat mõju ka kohalikul tasandil mingi piirkonna hülgepopulatsioonile. Nagu eespool näha, võivad loivalised olla väga kohatruud - toitudes, puhates ja poegides kindlates kohtades. Kindlakskujunenud paigad ja liikumismustrid, olles tõenäoliselt kujunenud mingitel ökoloogis-füsioloogilistel põhjustel, võivad olla eluliselt olulised. Seetõttu võivad reaktsioonid näiteks liikumis-käitumise muutumise kui ka mitte muutumisega, mõjutada toimetulekut muutuva keskkonnaga. Lisaks on öeldud, et mere imetajate puhul on sigimis- ja toitumispaigad eriti olulised nende kaitsel, millele tuleks pöörata erilist tähelepanu (Boehlert & Gill 2010, Pompa *et al.* 2011.)

Arvan, et mereehitiste mõju arvestamine erinevatele loivaliste liikidele ülemaailmses mastaabis on liikide kaitse ja majandamise tagamiseks väga oluline ja edasist uurimist vajav valdkond. Tulenevalt eelpoolmainitust võivad loivaliste liigid pikema aja jooksul siiski olla tugevalt mõjutatud mereehitiste poolt. Teadmised kus, kuidas ning mis ulatuses on seni veel nõrgad. Kuid on selge, et inimtegevuse laienemisega merealadele, sellest tuleneva keskkonna häirimise, antropogeensete müratasemete tõusu ja loivaliste endi tulevikus tõenäoliselt suures ohus oleva seisundi tõttu, on igasugune mereehitiste mõju neile teemaks, mida tuleks käsitleda suure ettevaatlikkusega. Eriti oluline võib olla mõju ruumikasutusmuustritele, sest võib viia olulise elupaikade kvaliteedi langemiseni kuni nende kadumiseni ning seeläbi mõjutada nende hakkamasaamist muutuva keskkonnaga. Siiani tehtud tööde mõju varieerub tugevalt olukordadest kus mõju ei paista, kuni olukordadeni, kus esinevad pikemaajalised vältimised või liikide domineerimise muutused. Pikemaajaliste mõjude kohta on senised uuringud ebatäpsuse, lühiajalisuse ja olukorra tegurite keerukuse tõttu liiga nõrgad ning ei võimalda anda adekvaatset hinnangut. Arvesse võttes nii neid erinevusi, kui ka seniste meetodite nõrkust arvan, et seda teemat tuleb kindlasti edasi uurida.

Ehitiste mõjude mõistmisel võiks siinkohal kaasa aidata täpsemad ja pikaajalisemad uuringud. Liikumismustrite jälgimine juba mõnda aega olemasolevate tehisobjektide ümber näitaks, kuidas loivalised piirkonda kasutavad ning kuidas nad on suutnud vastava objektiga harjuda, mis seeläbi lubaks paremini ennustada pikaajalisi mõjusid. Lisaks liikumiste jälgimisele võiks tehisobjektiga kaasnevate tegelike (nt füsioloogiliste) mõjude hindamiseks kaasa aidata lisaks paremale täpsusele ka erinevaid parameetreid mõõtvad seadmed. Arvestades ehitisega kaasnevat müratasemete tõusu, annaks parema ülevaate samaaegselt liikumist, seisundit ja mürataset jälgivad seadmed.

Kokkuvõte

Loivaliste esinemine valdavalt suurtel laiuskraadidel ja rannikualadel on tingitud nende ökoloogilistest vajadustest. Kliima soojenemise ning inimtegevusest tingitud sobivate elupaikade vähenemine ja kadu saab olema tulevikus tõenäoliselt põhiline tegur, mis määrab liikide säilimise. Seoses inimtegevuse ja taastuenergia tootmisega laieneb oluliselt ka merealade kasutuselevõtt. Loivaliste kaitse ja säilimise tagamiseks on oluline teada rajatavate objektide mõju liikide käitumisele ja ruumikasutusele. Mereehitiste mõju on väga laiahaardeline teema väga paljude erinevate teguritega, ning on siiani alles vähe uuritud. Praeguse ajani tehtud töödest on näha, et kõige otsesem, tugevam ja selgemini avalduv mõju on ehitustegevusel, mille puhul peletab loomi eemale tugev müratase. Edasistest ja pikaajalistest mõjudest nii käitumisele, ruumikasutusele kui kohasusele, ei ole senised uuringud oma tulemuste erinevuste, meetodite nõrkuste ja uurimata valdkondade tõttu hinnangute andmiseks piisavad. Antropogeense müra mõju mereimetajatele on oluline ja laialt käsitletud valdkond, kuid oma keerukate ja erinevate lühi- ja pikaajaliste mõjude tõttu nõuab veel hoolikat edasiuurimist. Teiseks oluliseks aspektiks on see, et vaadeldud lihtne käitumine ei pruugi peegeldada tegelikku mõju, sest elupaigapiirangud takistavad mõjude hindamist. Loivalised võivad pikema aja jooksul siiski olla tugevalt mõjutatud mere-ehitiste poolt .

Summary

The impact of artificial structures and disturbance on Pinnipeds and their space usage

Pinniped abundance in high latitudes and coastal areas is mostly associated with their ecological needs. Global warming and habitat degradation are becoming even stronger factors in the preservation of species. With the increase in human activity and the utilization of renewable energy, more and more marine habitats are being used industrially. Therefore, it is crucial to understand the effects of artificial structures on behaviour and spatial allocation of Pinnipeds in order to preserve local biodiversity. The complex effects of marine constructs are widespread, but are yet to be researched thoroughly. Previous studies do show that the strongest impact on marine mammals is the construction process of these structures, and the noise involved, which repels animals. However, due to contradictory results of previous studies, insufficient knowledge of marine life and lack of suitable methods, the long-term effects on the behaviour, biological fitness and Pinnipeds' space use remain unknown. One of the most important questions is the effect of anthropogenic noise on marine mammals. This has been the topic of several studies but since it is a complicated subject with various short-term and long-term aspects it requires more attention. Another problem arises when we consider the fact that the detected behavioural change could not reflect an actual impact due to animals' habitat loyalty, inability to disperse, or species getting used to disturbance. All these factors might create a situation, where animals do not show direct signs of being disturbed but are still influenced. In consequence, the long-term effects of marine structures on Pinniped populations might be stronger than expected so far.

Tänuavaldused

Selle töö valmimisele on kaasa aidanud mitmed inimesed. Kõigepealt tahaks eriti tänada oma juhendajat Jaanus Remmi igakülgse abi ja kannatlikkuse eest. Suur tänu ka Mart Jüssil kes juhendas ning nõustas hüljeste teemadel. ning lisaks Ivar Jüssile, kes tuli vastu minu mereimetajate huvile ja pakkus välja väga põneva teema. Abi eest tahaks tänada ka sõpru, siinkohal eriti Liisa Kūbarseppa, Kirke Pilvikut ja Meelis Brikkerit, kes aitasid teksti parandustel ja tõlkel.

Kasutatud allikad

Kirjanduse loetelu

- Andersen, S., J. Teilmann, R. Dietz, N. M. Schmidt & L. A. Miller. 2012. Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 22:113-121.
- Au, W. W. L., & M. C. Hastings. 2008. *Principles of marine bioacoustics*. Springer Verlag.
- Austin, D., W. D. Bowen, & J. I. McMillan. 2004. Intraspecific variation in movement patterns: modeling individual behaviour in a large marine predator. *Oikos* 105:15-30.
- Bach, S. S., H. Skov, & W. Piper. 2010. Acoustic monitoring of marine mammals around offshore platforms in the north sea and impact assessment of noise from drilling activities 2:1036-1045.
- Bailey, H., B. Senior, D. Simmons, J. Rusin, G. Picken, & P. M. Thompson. 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60:888-897.
- Beale, C. M. 2007. The behavioral ecology of disturbance responses. *International Journal of Comparative Psychology* 20:111-120.
- Blackwell, S. B., C. R. Greene, & W. J. Richardson. 2004a. Drilling and operational sounds from an oil production island in the ice-covered Beaufort Sea. *Journal of the Acoustical Society of America* 116:3199-3211.
- Blackwell, S. B., J. W. Lawson, & M. T. Williams. 2004b. Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pipe-driving and construction sounds at an oil production island. *Journal of the Acoustical Society of America* 115:2346-2357.
- Boehlert, G. W., & A. B. Gill. 2010. Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development. *Oceanography* 23:68-81.
- Bonner, W. N. 1994. *Seals and sea lions of the world*. Blandford London.
- Boyd, I. 1996. Temporal scales of foraging in a marine predator. *Ecology* 77:426-434.
- Brasseur, S., G. Aarts, E. Meesters, T. van Polanen-Petel, E. Dijkman, J. Cremer & P. Reijnders. 2010. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analyses and estimate of effects of offshore wind farms. Report number. OWEZ R 252. T1. (kaudne viide)

- Breed, G. A., W. D. Bowen, & M. L. Leonard. 2011. Development of foraging strategies with age in a long-lived marine predator. *Marine Ecology Progress Series*. 431: 267-279.
- Burgman, J. 2010. An Analysis of the Potential Acoustic Effects of Cape Wind's Offshore Wind Farm on Marine Mammal Populations. School of the Environment. Duke University.
- Call, K. A., R. R. Ream, D. Johnson, J. T. Sterling, & R. G. Towell. 2008. Foraging route tactics and site fidelity of adult female northern fur seal (*Callorhinus ursinus*) around the Pribilof Islands: Deep-Sea Research Part II. *Topical Studies in Oceanography* 55:1883-1896.
- Chilvers, B. L. 2008. Foraging site fidelity of lactating New Zealand sea lions. *Journal of Zoology* 276:28-36.
- Costa, D. P., D. E. Crocker, J. Gedamke, P. M. Webb, D. S. Houser, S. B. Blackwell, D. Waples, S. A. Hayes, & B. J. Le Boeuf. 2003. The effect of a low-frequency sound source (acoustic thermometry of the ocean climate) on the diving behavior of juvenile northern elephant seals, *Mirounga angustirostris*. *The Journal of the Acoustical Society of America* 113:1155.
- Cronin, M. A., & B. J. McConnell. 2008. SMS seal: A new technique to measure haul-out behaviour in marine vertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 362:43-48.
- Cunningham, L., J. M. Baxter, I. L. Boyd, C. D. Duck, M. Lonergan, S. E. Moss, & B. McConnell. 2009. Harbour seal movements and haul-out patterns: implications for monitoring and management. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 19:398-407.
- Davidson, A. D., A. G. Boyer, H. Kim, S. Pompa-Mansilla, M. J. Hamilton, D. P. Costa, G. Ceballos, & J. H. Brown. 2012. Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 109:3395-3400.
- Edren, S. M. C., S. M. Andersen, J. Teilmann, J. Carstensen, P. B. Harders, R. Dietz, & L. A. Miller. 2010. The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science* 26:614-634.
- Ellison, W. T., B. L. Southall, C. W. Clark, & A. S. Frankel. 2012. A New Context-Based Approach to Assess Marine Mammal Behavioral Responses to Anthropogenic Sounds. *Conservation Biology* 26:21-28.

- Engelhard, G. H., A. N. J. Baarspul, M. Broekman, J. C. S. Creuwels, & P. J. H. Reijnders. 2002. Human disturbance, nursing behaviour, and lactational pup growth in a declining southern elephant seal (*Mirounga leonina*) population Canadian journal of zoology 80:1876-1886.
- Erbe, C., & D. M. Farmer. 2000. A software model to estimate zones of impact on marine mammals around anthropogenic noise. Journal of the Acoustical Society of America, 108:1327-1331.
- Ferguson, S. H., & J. W. Higdon. 2006. How seals divide up the world: Environment, life history, and conservation. Oecologia 150:318-329.
- Geraci, J. R., & T. G. Smith. 1976. Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. Journal of the Fisheries Board of Canada 33:1976-1984.
- Gill, A.B. 2005. Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. Journal of Applied Ecology 42:605-615.
- Gill, J.A., K. Norris, & W. J. Sutherland. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. Biological Conservation 97:265-268.
- Gordon, J., D. Gillespie, J. Potter, A. Frantzis, M. P. Simmonds, R. Swift, & D. Thompson. 2003. A review of the effects of seismic surveys on marine mammals. Marine Technology Society Journal 37:16-34.
- Götz, T., & V. M. Janik. 2010. Aversiveness of sounds in phocid seals: psychophysiological factors, learning processes and motivation. Journal of Experimental Biology 213:1536-1548.
- Götz, T., & V. M. Janik. 2011. Repeated elicitation of the acoustic startle reflex leads to sensitisation in subsequent avoidance behaviour and induces fear conditioning. Bmc Neuroscience 12:30
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, & H. E. Fox. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319:948-952.
- Hanke, F. D., W. Hanke, C. Scholtyssek, & G. Dehnhardt. 2009. Basic mechanisms in pinniped vision. Experimental Brain Research 199:299-311.
- Harkonen, T., M. Jüssi, I. Jussi, M. Verevkin, L. Dmitrieva, E. Helle, R. Sagitov, & K. C. Harding. 2008. Seasonal Activity Budget of Adult Baltic Ringed Seals. PLoS ONE 3:e2006

- Harris, R. E., G. W. Miller, & W. J. Richardson. 2001. Seal responses to airgun sounds during summer seismic surveys in the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science* 17:795-812.
- Harwood, J. 2001. Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Journal of Mammalogy* 82:630-640.
- Hemilä, S., S. Nummela, A. Berta, & T. Reuter. 2006. High-frequency hearing in phocid and otariid pinnipeds: An interpretation based on inertial and cochlear constraints. *Journal of the Acoustical Society of America* 120:3463-3466.
- Hildebrand, J. A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology-Progress Series* 395:5-20.
- Hoffman, J. I., P. N. Trathan, & W. Amos. 2006. Genetic tagging reveals extreme site fidelity in territorial male Antarctic fur seals *Arctocephalus gazella*. *Molecular Ecology*. 15:3841-3847.
- Huntington, H. P. 2009. A preliminary assessment of threats to arctic marine mammals and their conservation in the coming decades. *Marine Policy* 33:77-82.
- Karlsson, O., L. Hiby, T. Lundberg, M. Jüssi, I. Jüssi, & B. Helander. 2005. Photo-identification, site fidelity, and movement of female gray seals (*Halichoerus grypus*) between haul-outs in the Baltic Sea. *Ambio* 34:628-634.
- Kaschner, K., D. P. Tittensor, J. Ready, T. Gerrodette, & B. Worm. 2011. Current and future patterns of global marine mammal biodiversity. *PLoS ONE* 6:e19653.
- Kastak, D., & R. J. Schusterman. 1998. Low-frequency amphibious hearing in pinnipeds: Methods, measurements, noise, and ecology. *Journal of the Acoustical Society of America* 103:2216-2228.
- Kelly, B. P., O. H. Badajos, M. Kunnsaranta, J. R. Moran, M. Martinez-Bakker, D. Wartzok, & P. Boveng. 2010. Seasonal home ranges and fidelity to breeding sites among ringed seals. *Polar Biology* 33:1095-1109.
- Kight, C. R., & J. P. Swaddle. 2011. How and why environmental noise impacts animals: An integrative, mechanistic review. *Ecology Letters* 14:1052-1061.
- Kovacs, K. M., A. Aguilar, D. Aurioles, V. Burkanov, C. Campagna, N. Gales, T. Gelatt, S. D. Goldsworthy, S. J. Goodman, G. J. G. Hofmeyr, T. Härkönen, L. Lowry, C. Lydersen, J. Schipper, T. Sipilä, C. Southwell, S. Stuart, D. Thompson, & F. Trillmich. 2012. Global threats to pinnipeds. *Marine Mammal Science* 28:414-436.

- Laidre, K. L., I. Stirling, L. F. Lowry, Ø. Wiig, M. P. Heide-Jørgensen, & S. H. Ferguson. 2008. Quantifying the sensitivity of arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecological Applications* 18:S97-S125.
- Lindeboom, H., H. Kouwenhoven, M. Bergman, S. Bouma, S. Brasseur, R. Daan, R. Fijn, D. de Haan, S. Dirksen, & R. van Hal. 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6:035101.
- Lunn, N., & I. Boyd. 1991. Pupping-site fidelity of Antarctic fur seals at Bird Island, South Georgia. *Journal of Mammalogy* 72:202-206.
- Madsen, P. T., M. Wahlberg, J. Tougaard, K. Lucke, & P. Tyack. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology-Progress Series* 309:279-295.
- McConnell, B. 2013. Risks and benefits of telemetry techniques in investigating harbour seal and wind generator construction interactions. Sea Mammal Research Unit Report to The Ministry of Economic Affairs, the Netherlands.
- Miersch, L., W. Hanke, S. Wieskotten, F. D. Hanke, J. Oeffner, A. Leder, M. Brede, M. Witte, & G. Dehnhardt. 2011. Flow sensing by pinniped whiskers: *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 366:3077-3084.
- Moulton, V. D., W. J. Richardson, R. E. Elliott, T. L. McDonald, C. Nations, & M. T. Williams. 2005. Effects of an offshore oil development on local abundance and distribution of ringed seals (*Phoca hispida*) of the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science* 21:217-242.
- Petersen, J. K., & T. Malm. 2006. Offshore windmill farms: threats to or possibilities for the marine environment. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 35:75-80.
- Polagye, B., B. Van Cleve, A. Copping, & K. Kirkendall. 2011. Environmental Effects of Tidal Energy Development. *Proceedings of a Scientific Workshop March 22-25, 2010*.
- Pompa, S., P. R. Ehrlich, & G. Ceballos. 2011. Global distribution and conservation of marine mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:13600-13605.
- Richardson, W. J., & D. H. Thomson. 1995. *Marine mammals and noise*. San Diego. Toronto. Academic Press. (kaudne viide)

- Robinson, R. A., Crick, H. Q. P., Learmonth, *et al.* 2009. Travelling through a warming world: Climate change and migratory species. *Endangered Species Research* 7:87-99.
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, *et al.* 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* 322:225-230.
- Schusterman, R. J. 1981. Behavioral capabilities of seals and sea lions - a review of their hearing, visual, learning and diving skills. *Psychological Record* 31:125-143.
- Seuront, L. J. J., & P. Prinzevalli. 2005. Vulnerability of harbour seals, *Phoca vitulina*, to transient industrial activities in the Strait of Dover. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85:1015-1016.
- Simard, Y., R. Lepage, & C. Gervaise. 2010. Anthropogenic sound exposure of marine mammals from seaways: Estimates for Lower St. Lawrence Seaway, eastern Canada. *Applied Acoustics* 71:1093-1098.
- Skeate, E. R., M. R. Perrow, & J. J. Gilroy. 2012. Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour *Phoca vitulina* and grey *Halichoerus grypus* seals. *Marine Pollution Bulletin* 64:872-881.
- Sun, X., D. Huang, & G. Wu. 2012. The current state of offshore wind energy technology development. *Energy* 41:298-312.
- Suryan, R. M., & J. T. Harvey. 1999. Variability in reactions of Pacific harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, to disturbance. *Fishery Bulletin* 97:332-339.
- Teilmann, J., J. Tougaard, J. Carstensen, R. Dietz & S. Tougaard. 2006b. Summary on seal monitoring 1999–2005 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms. Report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Denmark. 22 pp. (kaudne viide)
- Thompson, P. M., D. Lusseau, T. Barton, D. Simmons, J. Rusin, & H. Bailey. 2010. Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Marine Pollution Bulletin* 60:1200-1208.
- Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann, & W. Piper. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.
- Thums, M., C. J. A. Bradshaw, & M. A. Hindell. 2011. In situ measures of foraging success and prey encounter reveal marine habitat-dependent search strategies. *Ecology* 92:1258-1270.

- Tomkiewicz, S. M., M. R. Fuller, J. G. Kie, & K. K. Bates. 2010. Global positioning system and associated technologies in animal behaviour and ecological research: *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 365:2163-2176.
- Tougaard, J., O. D. Henriksen, & L. A. Miller. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *Journal of the Acoustical Society of America* 125:3766-3773.
- Tougaard, J., P. T. Madsen, & M. Wahlberg. 2008. Underwater noise from construction and operation of offshore wind farms. *Bioacoustics* 17:143-146.
- Tougaard, J., S. Tougaard, R. C. Jensen, T. Jensen, J. Teilmann, D. Adelung, N. Liebsch, & G. Müller. 2006. Harbour seals on Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm: Final report to Vattenfall A/S from NERI. Fisheries and Maritime Museum Esbjerg and University of Kiel.
- Trukhin, A. M., & S. A. Blokhin. 2003. Functioning of a multispecies haul-out of true seals (Phocidae) in the oil production region on the shelf of Sakhalin Island. *Russian Journal of Ecology* 34:320-326.
- Weilgart, L. S. 2007. A brief review of known effects of noise on marine mammals. *International Journal of Comparative Psychology* 20:159-168
- Wolf, J. B. W., & F. Trillmich. 2007. Beyond habitat requirements: Individual fine-scale site fidelity in a colony of the Galapagos sea lion (*Zalophus wollebaeki*) creates conditions for social structuring. *Oecologia* 152:553-567.
- Wright, A. J., N. A. Soto, A. L. Baldwin, M. Bateson, C. M. Beale, C. Clark, T. Deak, E. F. Edwards, A. Fernández, & A. Godinho. 2007. Do Marine Mammals Experience Stress Related to Anthropogenic Noise?. *International Journal of Comparative Psychology* 20:274-316

Internetiallikad

1. IUCN 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 17 October 2012.
2. Soome jahindus ja kalandus uuringute instituut. http://www.rktl.fi/english/game/seals/seal_numbers/
3. Roskov Y., Kunze, T., Paglinawan, *et al.* 2013. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life. 18th April 2013. www.catalogueoflife.org/col/.

Lisa 1 Liikide loend ja seisund (Internet 1, Internet 3)

Selts: kiskjalised (*Carnivora*)

Sugukond: morsklased (*Odobenidae*)

morsk (*Odobenus rosmarus*)

Puuduliku andmestikuga

Sugukond: kõrvukhülglased (*Otariidae*)

Arctocephalus australis

Soodsas seisundis

A. forsteri

Soodsas seisundis

A. galapagoensis

Eriti ohustatud

A. gazella

Soodsas seisundis

A. philippii

Ohulähedane

A. pusillus

Soodsas seisundis

A. townsendi

Ohulähedane

A. tropicalis

Soodsas seisundis

kotik (*Callorhinus ursinus*)

Ohualdis

sivutš (*Eumetopias jubatus*)

Ohulähedane

Neophoca cinerea

Eriti ohustatud

Otaria flavescens

Soodsas seisundis

Phocarctos hookeri

Ohualdis

Kalifornia merilõvi (*Zalophus californianus*)

Soodsas seisundis

Z. japonicus

Hävinud

Z. wollebaeki

Eriti ohustatud

Sugukond: hülglased (*Phocidae*)

põishüljes (*Cystophora cristata*)

Ohualdis

habehüljes (*Erignathus barbatus*)

Soodsas seisundis

hallhüljes (*Halichoerus grypus*)

Soodsas seisundis

Histriophoca fasciata

Puuduliku andmestikuga

merileopard (*Hydrurga leptonyx*)

Soodsas seisundis

sukelhüljes (*Leptonychotes weddellii*)

Soodsas seisundis

krabihüljes (*Lobodon carcinophaga*)

Soodsas seisundis

põhja-lonthüljes (*Mirounga angustirostris*)

Soodsas seisundis

lõuna-lonthüljes (*M. leonina*)

Soodsas seisundis

Vahemere munkhüljes (*Monachus monachus*)

Äärmiselt ohustatud

Hawaii munkhüljes (*M. schauinslandi*)

Äärmiselt ohustatud

Kariibi munkhüljes (*M. tropicalis*)

Hävinud

nosuhüljes (*Ommatophoca rossii*)

Soodsas seisundis

grööni hüljes (*Pagophilus groenlandicus*)

Soodsas seisundis

Phoca largha

Puuduliku andmestikuga

randalhüljes (*P. vitulina*)

Soodsas seisundis

Kaspia hüljes (*Pusa caspica*)

Eriti ohustatud

viigerhüljes (*P. hispida*)

Soodsas seisundis

Baikali hüljes (*P. sibirica*)

Soodsas seisundis

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina _____ Anni Aasa

(*autori nimi*)

(sünnikuupäev:

__9.oktoober.1988_____

__)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

__ E HITISTE JA HÄIRIMISE MÕJU LOIVALISTELE JA NENDE
RUUMIKASUTUSELE

_____,

(*lõputöö pealkiri*)

mille juhendaja on _____ Jaanus Remm ja Mart Jüssi

(*juhendaja nimi*)

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **23.05.2013**

