TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Gertrud Einmann

Elukäigutunnuste roll keskkonnareostuse mõju avaldumisel merelindudel

Bakalaureusetöö

Juhendajad Randel Kreitsberg,
Merilin Raudna-Kristoffersen

TARTU 2021

Inimtekkelise reostuse tõttu satub iga-aastaselt keskkonda miljonites tonnides sünteetilisi ühendeid, mille toime organismidele võib olla väga erinev. Mõjud lindudele, kes on reostuse head bioindikaatorid, varieeruvad immuuntoksilisusest isendi sigimisedukuse vähenemiseni. Paigutades linnud kiire-aeglase elutempo teljele, saab neid kategoriseerida vastavalt elueale ja muudele elukäigutunnustele. Bakalaureusetöö eesmärk oli uurida, millist rolli mängivad need omadused reostuse mõju avaldumisel merelindudel. Tulemustest selgus, et aeglase elutempoga liikides kuhjub aastate jooksul rohkem reostusaineid, kuid nende organismil on kõrgem antioksüdeeriv võime. Lisaks on pikaealistel liikidel tavapärasem reostusega kokkupuutudes paljunemise edasilükkamine. Kiire elutempoga liikides on täheldatud rohkem liikumisaktiivsuse ja displeide arvu vähenemist ning madalama kvaliteediga pesade ehitamist. Nendest tulemustest lähtuvalt arutleti, millised adaptatsioonid on potentsiaalsed tekkima vastusena toksilistele ainetele. Võimaliku muutusena võib tekkida pesakonna teise poja eelistamine esimese asemel, keskmise kehasuurusega järglaste edemus suuremate ees ja iseloomult julgemate isendite soosing.

Märksõnad: antropoloogiline keskkonnareostus, merelinnud, elukäigutunnused, reostusest vabanemine, elukäigu evolutsioon.

Anthropological pollution is responsible for emitting millions of tons of synthetical compounds into the environment every year, which can have diverse effects on different organisms. Effects on birds, which are good bioindicators for pollution, vary from immunotoxicity to decrease in breeding success. Birds can be placed on slow-fast life-history continuum, depending on their lifespan and other life history traits. The aim of this bachelor's thesis was to research how do these traits influence the way pollution effects seabirds. It was found out that in species with a slower pace of life more pollutants accumulate over years, but their organism also has higher antioxidant capacity. In addition, longer living species tend to skip breeding in unfavourable conditions. Species with a faster pace of life tend to have more disturbances in their daily movement activity, perform less displays and build nests with lower quality. Based on these findings it was discussed, which adaptions could potentially evolve in birds in response to toxic pollutants. Possible changes could be favouring the second oldest chick in brood instead of the first one, advantage of offspring with moderate body size instead of biggest body size and favouring of individuals with bold characteristics.

Keywords: anthropological pollution, seabirds, life history traits, excretion of pollutants, evolution of life history.

Sisukord

Sissejuhatus	4
1 Läänemere põhilised reostusained ja nende füsioloogiline mõju mereelustikule	6
1.1 Merereostuse allikad	6
1.2 Enamlevinud toksilised ained ja nende mõju lindudele	7
1.2.1 Süsivesinikud	8
1.2.2 Polüklooritud bifenüülid (PCB-d)	9
1.2.3 Polüklooritud dibensodioksiinid (PCDD-d) ja polüklooritud dibensofuraanid (PCDF-id)	9
1.2.4 Broomitud tuletõkkevahendid	10
1.2.5 Kloororgaanilised insektitsiidid	11
1.2.6 Raskmetallid	12
1.2.7 Metallorgaanilised ühendid	13
2 Reostusest vabanemise viisid lindudel	15
2.1 Metabolism	15
2.2 Ülekanne emaslinnult järglastele munade kaudu	16
2.3 Eritus sulgede kaudu	17
3 Elukäigutunnuste roll reostuse mõju avaldumisel	**19**
3.1 Eluiga	19
3.2 Sigimisstrateegiad	20
3.3 Sugulise valiku signaalid	21
3.4 Lõivsuhted	22
3.5 Hormonaalsüsteemi häiringute mõjul toimuvad muutused sigimiskäitumises	23
4 Elukäigu evolutsioon	27
4.1 Teise poja hüpotees	27
4.2 Emaslinnu reostusest vabanemine suurima muna kaudu	28
4.3 Suure massi varjukülg	28
4.4 Isikuomadused	29
Kokkuvõte	30
Summary	32
Tänuavaldused	34
Kasutatud allikad	35
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks	51

Sissejuhatus

Antropogeenne reostus on tänapäevaks mõjutanud keskkonda pea igas maailma nurgas. See avaldab negatiivset toimet kõikidele bioloogilistele tasemetele: mõjud varieeruvad molekulaarsetest muutustest kuni ökosüsteemide ümberkujunemiseni (Zhang *et al*, 2018). Iga aasta satub keskkonda hinnanguliselt 300 miljonit tonni sünteetilisi ühendeid (Schwarzenbatch *et al*., 2006) ja juba ainuüksi Euroopas on kasutusel rohkem kui 180 000 erinevat kemikaali (ECHA, 2021). Enamiku toksiliste ainete kohta puudub aga teave nende saatuse ja mõjude kohta keskkonnas, mistõttu on tagajärjed organismidele võrdlemisi ettearvamatud. Ksenobiootikumide praeguseks teadaolevad toimed võivad eri organismirühmade vahel olla varieeruvad, sõltuvalt elupaigast, toiduallikatest, ainevahetuse võimekusest ja muudest faktoritest (Walker & Livingstone, 2013).

Linnud on mudelorganismidena ökotoksikoloogia valdkonnas head bioindikaatorid, kuivõrd nad asetsevad üldjuhul toiduahela tipus ja nende organismi akumuleerub seetõttu suur hulk toksilisi aineid. Lisaks on nad võrreldes teiste selgroogsetega keskkonnamuutustele tundlikumad (Rutkowska *et al*., 2018; Yin *et al*., 2018). Sõltuvalt ellujäämise ja paljunemise edukuse lõivsuhtest saab organisme, sealhulgas linde, paigutada nii-öelda kiire-aeglase elutempo kontiinumile: kes panustab rohkem sigimisse ja kes ellujäämisesse (Montiglio *et al*., 2018). Tulenevalt erinevatest elustrateegiatest on isesugune liikide eluiga, kurna suurus, järglaste arengukiirus jne, mis annavad eelduse reostuse vastupanuvõime varieeruvuseks.

Lindudel on reostusega toimetulemiseks välja kujunenud mitmeid elimineerimismehhanisme. Täna toimuvate keskkonnamuutuste tempo on aga niivõrd kiire, millega evolutsiooniline adaptatsioon ei pruugi jõuda sammu pidada (Candolin & Wong, 2012). Nii nagu kohastumine on elu algajast saadik olnud vastuseks pidevalt muutuvale keskkonnale, võib ka kõrgenev reostuskoormus samasugust evolutsioonilist kohastumist esile kutsuma hakata.

Käesolev bakalaureusetöö on eeluuring praktilisele eksperimendile Läänemaal Kakrarahul pesitsevate kalakajatega (*Larus canus*). Selle käigus selgitatakse välja, kuidas reostuse hulk pesakonna siseselt varieerub ja kas selle tulemusel võiks tekkida evolutsiooniline vastasseis, kus ellujäämuse eelise saab tavapäraselt esimese poja (Stokland & Amundsen, 1988; Bitton, Dawson & O'Brien, 2006; Maddox & Weatherhead, 2008) asemel mõni järgmine. Seetõttu on järgnevas töös võetud fookuseks merelinnud ja tutvustatakse hetkelist olukorda Läänemerel. Kuivõrd üldistava kokkuvõtte tegemiseks merelindudel põhinevaid uuringuid

piisavalt avaldatud ei ole, on töö teatud osades analüüsimiseks kasutatud ka maismaalindudel tuginevaid näiteid.

Selle bakalaureusetöö eesmärgiks on kirjeldada, kas ja millist rolli mängivad elukäigutunnused reostuse mõju avaldumisel. Täpsemalt soovitakse leida vastused järgnevatele uurimisküsimustele:

- Kuidas mõjutavad reostusained kurna suurust ja poegade kvaliteeti?
- Kuidas mõjutavad isendi elutempo ja sigimisstrateegia toksiliste ainete mõjude avaldumist?

Tulemustest sõltuvalt arutletakse, millised võimalikud adaptatsioonid võivad vastusena reostusainete toksilistele mõjudele lindude elukäigus toimuma hakata.

1 Läänemere põhilised reostusained ja nende füsioloogiline mõju mereelustikule

1.1 Merereostuse allikad

Läänemerd peetakse maailma üheks enim reostunumaks mereks (Leppäranta & Myrberg, 2009; HELCOM, 2010; Tynkkynen, 2013; Snoeijs-Leijonmalm et al. 2017). Eelkõige on selle põhjuseks eutrofikatsioon (Tynkkynen, 2013) ehk liigne lämmastiku ja fosfori sissevool (Elken et al., 2018), kuid vähemtähtsad ei ole teiste toksiliste ainete mõjud mere elukeskkonnale. Intensiivne reostusainete levik sai alguse tööstusrevolutsiooni algusega Läänemere piirkonnas (HELCOM, 2010). Veekogu teevad reostusainetele väga vastuvõtlikuks mere looduslikud omadused (HELCOM, 2010; Ojaveer, 2014; Snoeijs-Leijonmalm, 2017). Tegurid nagu mere väike pindala, vee sissevool jõgedest tihedalt rahvastatud aladelt (Zaborska et al., 2017), veevahetuse pikk aeg, mis on tingitud kitsast ühendusest Atlandi ookeaniga, riimveelisus (HELCOM, 2010) ja veekogu kuju ning profiil (Ojaveer, 2014) soodustavad reostusainete kuhjumist ja toksiliste ainete negatiivse mõju avaldumist.

Üldjoontes saab reostuse allikad jaotada punkt- ja hajureostuseks (Harrison, 2001) ning kolmanda kategooriana määratletakse atmosfääri (Elken *et al.*, 2018). Punktreostuse puhul on tegemist ühest konkreetsest allikast pärineva reostusega, mis on lokaliseeritud. Näiteks heitvee väljalasketorud, lekkiv naftatanker (van der Perk, 2013) või tööstusettevõte (Harrison, 2001). Läänemere valgalal on seda tüüpi allikateks põhiliselt metallurgia-, maavarade, tekstiili-, keemia-, paberi- ja energiatööstus, rafineerimistehased, asfaldi tootmine (HELCOM, 2010), kalakasvatused ja laevad (Elken *et al.*, 2018).

Hajureostuse puhul konkreetset allikat määrata ei saa, vaid reoained vabanevad keskkonda suurema maa-ala pealt (van der Perk, 2013). Suurimateks Läänemere hajusreostuse allikateks on põllumajanduses intensiivselt kasutatavate väetiste, pestitsiidide ja farmaatsiatoodete jääkide äravool pinnasest, majapidamised (HELCOM, 2010) ja reostunud vihmavee äravool linnatänavatelt (van der Perk, 2013). Enamus reostusaineid jõuabki Läänemerre kanalisatsiooni äravoolu, valinguvete ja jõgede kaudu, kusjuures viimane punkt on kohaldatav ka punktreostusele (HELCOM, 2010).

Kolmanda võimalusena satub reostus merre atmosfääri kaudu, kui kaugemalt aladelt õhku paisatud saasteained tuulega veekogu kohale levivad ja merre sadestuvad (Elken *et al.*,

2018). Sellisel viisil satub Läänemerre reostus eelkõige mere- ja maismaaliikluse heitgaasidest, tööstustest, jäätmete ja fossiilsete kütuste põletamisest ning väiksel määral ka kodumajapidamistes põletatud puidust. Atmosfäärse reostuse allikad ei pruugi alati paikneda Läänemere valgala piirkonnas, vaid reostusained võivad õhu kaudu levida tuhandete kilomeetrite kaugusele, pärinedes näiteks Suurbritanniast või Prantsusmaalt (HELCOM, 2010).

1.2 Enamlevinud toksilised ained ja nende mõju lindudele

Läänemere merekeskkonna kaitse komisjoni ehk HELCOM-i definitsiooni kohaselt loetakse reostusaineid ohtlikuks, kui nad on bioakumuleeruvad, mürgised, keskkonnas püsivad või omavad negatiivset mõju immuun- või endokriinsüsteemile (HELCOM, 2010). Nende ainete konkreetne mõju ökosüsteemidele sõltub aine muundumisest ehk saatusest, rasvlahustuvusest (Ojaveer, 2014), lahustusmisvõimest vees ja kontsentratsioonist (Nikinmaa, 2014). Ainete sattumisel looduskeskkonda võib nende keemiline struktuur eri biootiliste ja abiootiliste tegurite mõjul muunduda. Struktuursete muutuste kaudu kujunevad ümber ka aine omadused, mistõttu võivad uued tekkinud ained võrreldes algse vormiga olla vähem või rohkem toksilised (Nikinmaa, 2014). Mida suurem on aine rasvas lahustuvus ehk lipofiilsus, seda suurem on ühendi võime läbida rakumembraane ja organismis, täpsemalt rasvkoes, kuhjuda (Ojaveer, 2014). Üldjoontes, mida enam reostusainet keskkonda satub, seda ohtlikum ta on, kuid ainete eri omaduste tõttu võib üks ühend põhjustada väga väikestes kogustes niisugust kahju, mida teine ühend põhjustaks mitu korda suurema kontsentratsiooni juures (Nikinmaa, 2014).

Tänapäevaks on kindlaks tehtud tuhandeid keskkonnale kahjulikku mõju avaldavaid toksilisi aineid Läänemeres (HELCOM, 2018). Üldise klassifikatsiooni põhjal saab toksilisi aineid jaotada järgnevalt: anorgaanilised ja orgaanilised toksilised ained, metallorgaanilised ühendid, radioaktiivsed isotoobid, gaasilised saasteained ning nanoosakesed (Walker *et al.*, 2012). Järgnevalt kirjeldatakse lähemalt Läänemere merekeskkonna komisjoni viimastes raportites (HELCOM 2010, HELCOM 2018) väljatoodud reostusainete klasse, mille kontsentratsioonid või füsioloogilised mõjud Läänemeres enim murettekitavamad on.

1.2.1 Süsivesinikud

Süsivesinikke saab kategoriseerida kahte rühma: alkaanid, alkeenid ja alküünid ning aromaatsed süsivesinikud (Walker, 2012). Viimased koosnevad vesinikust ja süsinikust, millest on moodustunud vähemalt üks benseeniring. Kui aromaatne süsivesinik koosneb kahest või enamast benseeniringist, kutsutakse seda polütsükliliseks aromaatseks süsivesinikuks ehk PAH-iks (van der Perk, 2014). PAH-id moodustuvad orgaanilise aine mittetäielikul põlemisel: neid tekib eelkõige süsi, nafta, maagaasi, puidu ja prügi põletamisel (HELCOM 2018). Lisaks võib neid atmosfääri erituda vulkaanipursete, metsatulekahjude ja asfaldi tootmise kaudu (van der Perk, 2014). Lindude organismi satuvad PAH-id peamiselt reostunud toidu ja veega ning saastunud õhu sissehingamisel (Waszak *et al.* 2019). 2019. aastal Läänemeres läbiviidud uuring merivardi (*Aythya marila*) ja tuttpüttiga (*Podiceps cristatus*) näitas, et just kopsudes oli polütsükliliste aromaatsete süsivesinike kontsentratsioon kõrgem võrreldes kontsentratsioonidega maksas ja neerudes (Waszak *et al.*, 2019).

PAH-ide, eeskätt kõrge molekulaarmassiga ehk 4-7 benseeniringiga PAH-ide (Albers, 2006), vees lahustuvus on väga madal (Waszak *et al.*, 2019), mistõttu nad seonduvad tahkete osakestega ja akumuleeruvad veekogu setetes (Götz *et al.* 1998; Oren *et al.*, 2006). Seal võivad nad säilida aastaid ja seeläbi aktiivselt kõige madalamate troofiliste tasemete kaudu toiduahelasse imbuda (Roscales *et al.* 2011; Waszak *et al.*, 2019). Madala polaarsuse tõttu bioakumuleeruvad PAH-id organismi rasvkoes (HELCOM, 2010).

Polütsükliliste aromaatsete süsivesinike kahjulik mõju seisneb nende immuun-, reproduktiiv- ja genotoksilisuses ning kartsinogeensuses (WHO, 2010). Isegi madalate kontsentratsioonide juures võib kokkupuude PAH-idega põhjustada indiviidi kohasuse vähenemist (Paruk *et al.*, 2016). PAH-ide genotoksilisus väljendub nende kui interkaleeruva aine võimes organismi DNA-ga seonduda. Selle tulemusel toimuvad DNA-s keemilised ja füüsikalised modifikatsioonid ning kahjustunud DNA molekul ei ole enam võimeline tavapäraselt funktsioneerima (Skarphendinsdottir *et al.* 2010). On leitud korrelatsioon hõbekajaka (*Larus* argentatus) maksas DNA-ga seondunud kemikaalide (inglise keeles DNA *adducts*) ja PAH-i kontsentratsioonidega ümbruskonna pinnasetetes (Skarphendinsdottir *et al.* 2010). Immuuntoksilised vastused PAH-idega kokkupuutel võivad olla immunosupressioon, põletik, hemolüütiline aneemia, mille tulemusel punaseid vereliblesid organismis kiiremini hävitatakse, kui neid toota jõutakse (Phillips *et al.*, 2018), ja vähenenud leukotsüütide ning fagotsüütide arv (Barron, 2011).

1.2.2 Polüklooritud bifenüülid (PCB-d)

Polüklooritud bifenüülide ehk PCB-de hulka kuulub ligi 209 erinevat inimese loodud klooritud ühendit (van der Perk, 2014). Nad koosnevad kahest benseeniringist, kus ühe või rohkem vesiniku asemel on kloori aatom (HELCOM, 2010). Looduskeskkonda sattudes on tegu väga püsivate, lipofiilsete ja hüdrofiilsete ainetega (McLachlan & Undeman, 2020). PCB-sid kasutati 20. sajandil elektriseadmetes: jahutusvedelikes, kondensaatorite määrdevedelikes ja soojusvahetites nende kõrge keemilise stabiilsuse, madala süttivuse ning elektrijuhtivuse tõttu (van der Perk, 2014). PCB-d leidsid kasutust ka plastifikaatorite, tuletõkke vahenditena (McLachlan & Undeman, 2020) ja värvieemalditena (van der Perk, 2014).

Polüklooritud bifenüülid jõuavad veekogudesse põhiliselt atmosfääri kaudu (McLachlan & Undeman, 2020). Nad on võimelised õhu kaudu läbima pikki vahemaid ja võivad ladestuda algsest allikast väga kaugel (van der Perk, 2014). Tänapäevane PCB-de reostus on pärit peamiselt juba keskkonnas olevate jääkide ümberpaigutumisest, mis on sinna sattunud eelmisel sajandil (Breivik *et al.*, 2002; McLachlan & Undeman, 2020). See võib juhtuda näiteks ebakorrektsel jäätmekäitlusel või veel kasutuses olevate kondensaatorite lekkimisel (HELCOM, 2010). Arvatakse, et PCB-d võivad vähesel määral erituda ka põlemisprotsesside tagajärjel tahtmatute kõrvalproduktidena, näiteks värvipigmentide (Anezaki *et al.*, 2014) või klooritud parafiini tootmisel (Takasuga *et al.*, 2012).

PCB-de mõju on seostatud organismi immuunvastuse vähenemisega, hepatotoksilisusega, kartsinogeensusega, neuro- ja reproduktiivtoksilisusega ning neid peetakse tugevateks endokriinseteks häirijateks (Harrison, 2001). Aastatel 1960-1990 vähenes Rootsi merikotka (*Haliaeetus albicilla*) populatsioon drastiliselt. Selle põhjuseks on peetud PCB-de ja DDE reostuse tulemusel munakoorte paksuse vähenemist (Helander *et al.*, 2002; Roos *et al.*, 2012). Katsetes kodukanaga (*Gallus domesticus*) leiti, et PCB-d suurendavad tursete ja maksakahjustuste esinemissagedust, suurendavad silmade ja pea väärarenguid ning vähendavad organismi rasvavarusid ja embrüo suurust (Jin *et al.*, 2001).

1.2.3 Polüklooritud dibensodioksiinid (PCDD-d) ja polüklooritud dibensofuraanid (PCDF-id)

Polüklooritud dibensodioksiinid ehk PCDD-d, lühendatult dioksiinid, koosnevad kahest benseenituumast, mis on omavahel ühenduses hapnikusildadega, ja ühest kuni kaheksast

kloori aatomist. Polüklooritud dibensofuraanide ehk PCDF-e, lühendatult furaanide, keemiline struktuur on sarnane PCDD-ga, kuid üks hapnik on asendunud süsinikusillaga (McLachlan & Undeman, 2020). Kõige tuntum PCDD on 2,3,7,8-tetraklorodibensodioksiin (TCDD), mis on kõige enam uuritud dioksiin (HELCOM, 2010; Walker *et al.*, 2012). Nii PCDD-d kui ka PCDF-id tekivad teiste kemikaalide (näiteks PCB-de ja klorofenoolide) sünteesil kõrvalproduktidena (HELCOM, 2010; Walker *et al.* 2012; Newman, 2015; McLachlan & Undeman, 2020), erinevate põlemisprotsesside tagajärjel, näiteks kloori sisaldavate jäätmete põletamisel ja metallide tootmisel (McLachlan & Underman, 2020) ning pleegitamisprotsessides paberitööstuses (van der Perk, 2014). Mõlemad ainete grupid on keskkonnas väga püsivad, lipofiilsed ja bioakumuleeruvad (Niemirycz *et al.*, 2017; McLachlan & Underman, 2020).

PCDD-de põhjustatud enamlevinumad toksilised mõjud on maksakahjustused (van der Perk, 2014), arengu- ja immuuntoksilisus, kartsinogeensus (HELCOM, 2010) ning samuti võivad nad häirida hormoontalitlust (WHO, 2016). Dioksiinide ja furaanide kontsentratsioon on organismides ja atmosfääris eelmise sajandiga võrreldes märgatavalt vähenenud (Braune *et al.*, 2017; HELCOM, 2018). Sellegipoolest kujutavad nad ökosüsteemidele ohtu, kuna keskkonnas püsivate ainetena võivad nad setetest taas vabaneda kaua aega pärast esmast sattumist keskkonda (Niemirycz *et al*., 2017).

1.2.4 Broomitud tuletõkkevahendid

Tuletõkkevahendeid kasutatakse erinevate materjalide, näiteks plasti, tekstiili, puidu ja paberi tulekindlamaks muutmiseks. Ligi veerand neist sisaldavad broomi ja neid kutsutakse broomitud tuletõkkevahenditeks ehk inglisekeelse lühendiga BFR-deks (Eljarrat & Barceló, 2011). Broomitud tuletõkkevahendite alla kuuluvad mitmed toksiliste ainete grupid: polübroomitud bifenüülid (PBB-d), polübroomitud difenüüleetrid (PBDE-d) ja heksabromotsüklododekaan (HBCDD) (de Wit *et al.*, 2010; Eljarrat & Barceló, 2011). Mitmed broomitud tuletõkkevahendid ei ole materjalidega, millele neid lisatakse, keemiliselt seotud ja ei reageeri nendega, mistõttu nad eralduvad toodetest nende kasutamisel, hävitamisel ja taastöötlemisel ning satuvad lihtsasti keskkonda (de Wit *et al*, 2010).

PBB-d olid laialdases kasutuses 1970ndatel, kuid tahtmatu vea tõttu Ameerika Ühendriikide Michigani osariigis veisesööta sattunud polübroomitud bifenüülide kasutamise ja seejärel ohtlike kõrvalmõjude avaldumisel need keelustati nii USA-s (Harrison, 2000; de Wit *et al.*,

2010) kui ka hiljem Euroopa Liidus (EFSA, 2010). Tegu on lipofiilsete, bioakumuleeruvate ja püsivate ainetega, mistõttu võib PBB-sid keskkonnas leida veel tänapäevalgi (Zhihua *et al.*, 2018). Peamiseks PBB-de allikaks täna on vanemad elektroonikajäätmed (Zhao *et al.*, 2009). Nende toksilised mõjud avalduvad immuunsüsteemi allasurumise ja endokriinsüsteemi häiretega (Lauby-Secretan *et al.*, 2013).

Polübroomitud difenüüleetrid ehk PBDE-d koosnevad kahest benseeniringist, mis on omavahel ühenduses eetersidemega. Benseenituuma külge võib olla seondunud kuni 10 broomi aatomit – kõige levinumad vormid on penta-BDE, okta-BDE ja deka-DBE (HELCOM, 2010; Eljarrat & Barceló, 2011; Yu & Liu, 2015). Tänaseks on penta- ja okta-BDE Euroopa Liidus keelustatud ning deka-BDE kasutus on piiratud. Sellegipoolest satub PBDE-sid keskkonda juba varem toodetud materjalidest nii nende elutsükli jooksul kui ka hiljem jäätmejaamadest (HELCOM, 2010). Samuti paiskub neid õhku põlemisprotsessides, näiteks tarbekaupade tahtmatul ja kontrollimatul põlemisel (EFSA, 2011). PBDE-d on organismides bioakumuleeruvad ja -magnifikeeruvad ning erinevates kontsentratsioonides on neid leitud nii lindude rasvkoest, maksast, munadest, lihastest kui ka verest (Voorspoels *et al.*, 2006; Chen *et al*., 2012; Elliott *et al.*, 2015). Polübroomitud difenüüleetreid peetakse endokriinsüsteemi häirijateks: nad on nii östrogeeni imiteerivad kui ka antiandrogeensed (Marteinson *et al.*, 2010) ja omavad vähest mõju kilpnäärmesüsteemile (Eng *et al.*, 2014).

Heksabromotsüklododekaan ehk HBCDD on sarnaselt teiste reostusainetega lipofiilne, keskkonnas püsiv ja toiduahelas bioakumuleeruv. Tööstuses kasutatakse peamiselt kolme isomeeri: α-HBCDD, β-HBCDD ja γ-HBCDD (HELCOM, 2010). Stockholmi konventsiooni kohaselt on selle peamiselt Euroopas kasutuses olev kemikaali kasutus rangelt piiratud (Dominguez-Romero *et al.*, 2016). HBCDD toksilisi mõjusid on uuritud võrdlemisi vähe, kuid mitmed uuringud näitavad kemikaali negatiivset mõju kilpnäärmesüsteemile: mida kõrgem HBCDD kontsentratsioon, seda madalam türoksiini tase organismis (van der Ven *et al.*, 2006; Guigueno & Fernie, 2017).

1.2.5 Kloororgaanilised insektitsiidid

Kloororgaaniliste insektitsiidide alla liigitub suur hulk erinevaid aineid, kuid kolm põhilist tüüpi on diklorodifenüültrikllooretaan (DDT), heksaklorotsükloheksaanid (HCH-d) ja klooritud tsüklodieeninsektitsiidid nagu aldriin ja dieldriin (Walker *et al*., 2012). Neid iseloomustab püsivus, rasvlahustuvus, bioakumuleeruvus (Newman, 2015) ja laialdane

levik, kuna pestitsiididena lisatakse neid aineid otse keskkonda (HELCOM, 2010). Nii DDT, HCH-d kui ka tsüklodieeniinsektitsiidid on närvimürgid (Walker *et al.*, 2012).

DDT oli insektitsiidina laialdases kasutuses 20. sajandi esimeses pooles, kuni avastati selle potentsiaalsed kahjulikud mõjud lisaks sihtmärgiks olevatele putukatele ka ülejäänud elusloodusele (Newman, 2015). Kuigi enamus arenenud riikides on DDT kasutus 1980ndatest keelatud olnud, on kemikaal tänaseni kasutuses osades Aasia, Aafrika ja teistes arengumaades (Ahmed *et al.*, 2015). DDT võib nii looduskeskkonnas kui ka organismides kiiresti muunduda DDE-ks, mis on DDT kõige enamlevinud metaboliit (Mangochi, 2010; Newman, 2015). Just DDE-d seostati merikotka (*Haliaeetus albicilla*) ja teiste röövlindude munakoore hõrenemisega ja sellest tuleneva populatsiooni drastilise vähenemisega 20. sajandil (Vos *et al.,* 2000; HELCOM, 2010).

Heksaklorotsükloheksaanidel ehk HCH-del leidub kaheksa erinevat isomeeri, millest ühe enam levinud insektitsiidina leidis 20. sajandi teises pooles kasutust γ-isomeer ehk lindaan (Gotelli *et al.*, 2020). Lindaan on HCH-de isomeeridest akuutse kokkupuute juures imetajatele kõige toksilisem (Jackovitz & Hebert, 2015). On leitud, et see võib põhjustada respiratoorset väärtalitlust, värinaid, rohket süljevoolust ja krampe, ekstreemsetel juhtudel ka surma (Martinez & Martinezconde, 1995). Mitmetes uuringutes on lindudes ja kalades avastatud hematoloogilisi muutusi nagu aneemia teke ja veritsemise ning hüübimise pikenemine (Mandal *et al.*, 1986; Nandan & Nimila, 2012). Täheldatud on ka lümfotsüütite vohamist, mis viitab immuunsupressioonile ehk immuunvastuse alla surumisele (Singh & Chauhan, 2016).

Tsüklodieeninsektitsiidid aldriin ja dieldriin olid 20. sajandil üle maailma väga laialdases kasutuses (Tsiantas *et al.*, 2021). Dieldriin tekib aldriini epoksüdeerumise tagajärjel üsna hõlpsasti, mistõttu ebapüsivamat aldriini keskkonnas tihti ei leidu (Deck *et al*., 2015). Tänapäeval on uuringuid aldriini ja dieldriini mõjust lindudele läbi viidud vähe, kuid varasemates uuringutes on leitud, et dieldriin võib põhjustada munakoore paksuse vähenemist (Lowe & Stendell, 1991), munade elujõulisuse vähenemist, suurenenud poegade suremust (Kuzan & Prahlad, 1975; Mora *et al.*, 1993) ja väiksemat kasvu (Hall *et al*., 1971).

1.2.6 Raskmetallid

Metallid jaotatakse tiheduse järgi kerg- ja raskmetallideks, millest viimaseid käsitletakse kui ohtlikke reostusaineid (Ojaveer, 2014). Raskmetalle leidub looduslikult keskkonnas

väga väikestes kontsentratsioonides, kuid inimtegevuse mõjul on nende suhteline sisaldus looduses alates tööstusrevolutsiooni algusest kasvanud (Zaborska *et al.*, 2017). Kõik raskmetallid võivad bioakumuleeruda ja toiduahela kaudu levida kõrgematele troofilistele tasemetele (van der Perk, 2014). Organismidele on bioloogiliste funktsioonide täitmiseks väikeses koguses hädavajalikud naatrium, kaalium, kaltsium, magneesium, raud, vask, tsink (Nikinmaa, 2014), koobalt, mangaan ja kroom (Aendo *et al.*, 2018). Samas on leitud, et plii, elavhõbe ja kaadmium ei täida organismis mingit funktsiooni (Ojaveer, 2014), mistõttu võib nende toksilisus olla isegi väikse kontsentratsiooni juures suur (Aendo *et al.*, 2018). Neid kolme metalli ja lisaks tina, arseeni (van der Perk, 2014) ning hõbedat nimetatakse mittevajalikeks metallideks (Nikinmaa, 2014).

Plii ja elavhõbeda kõrge kontsentratsioon organismis pärsib neurotransmitterite tööd ja õppimisvõimet ning kaadmium vähendab luude tugevust (HELCOM, 2010). Mainitud kolme metalli mõjul võivad kahjustuda ensüümid, bio- ja DNA-molekulid, mistõttu on tavapärased rakuprotsessid häiritud (Pazmiño *et al.*, 2018). Plii ja kaadmium mõjutavad negatiivselt isendite kasvu ja sigimisedukust – väheneb kurna suurus (Aendo *et al.*, 2018). Geens *et al*. (2010) leidsid, et mõlema metalli mõjul vähenes rasvatihastes (*Parus major*) hemoglobiini ja hematokriti tase. Need on olulised faktorid hapniku transpordil veres ja nende vähenemine mõjutab negatiivselt isendi kohasust ning sigimisvõimekust (Geens *et al*., 2010). Hemoglobiini ja hematokriti madalam tase veres on lindudel suure tõenäosusega aneemia tekke põhjus (Iolascon *et al*., 2009).

Kaadmium põhjustab neerupuudulikkust (HELCOM, 2010), maksa- ja munandite kahjustusi. Täheldatud on, et metalli mõjul muutuvad ka lindude käitumismustrid – isased on vähem dominantsed, sooritavad vähem kopuleerumisi ja emased kaitsevad oma pesa vähem ning nende tähelepanelikkus langeb (Furness, 1996).

Elavhõbedal on mitmeid metallorgaanilisi vorme. Metüülelavhõbe (MeHg) on neist kõige toksilisem, levinum ja bioloogiliselt aktiivsem, mis metüleeritakse anorgaanilisest elavhõbedast mitmete bakterite toimel (Rutkowska *et al*., 2019). MeHg on ohtlik neurotoksiin, endokriinne häirija ja võib käituda ka kui teratogeen (Frederick & Jayasena, 2011).

1.2.7 Metallorgaanilised ühendid

Mitmete metallide toksilised omadused suurenevad, kui toimub seondumine orgaaniliste liganditega. Sellisel viisil modifitseeritakse tööstuses pestitsiidide jm tootmiseks näiteks

tina, elavhõbedat ja pliid (Walker *et al.*, 2012). Metallorgaanilist ühendit tributüültina (TBT) peetakse üheks kõige toksilisemaks ühendiks, mis põhjustab organismidele kahjulikke mõjusid juba väikestes kontsentratsioonides (HELCOM, 2010). TBT-d on ulatustlikult kasutatud puidukaitsevahendites ja kattumisvastastastes ainetes laevavärvides (Newman, 2015). Tänaseks on tributüültina laevavärvide koostises nii Euroopa Liidus kui ka sinna sisenevates laevades keelatud (HELCOM, 2010).

TBT toksilised mõjud avalduvad kõige akuutsemalt limustel (*Mollusca*): täheldatud on häiringuid vastsete arengus ja tigude imposexi ehk isassugutunnuste tekkimist emastel (Alzieu, 2000). Toksilistest mõjudest lindudele on läbi viidud vähe uuringuid ja need enamus jäävad 20. sajandisse (Lagadic *et al*., 2017), kuid leitud on seoseid TBT ja erinevate reproduktiivsuse edukust mõjutavate tegurite vahel. Näiteks alanes uuritud emaslindude veres kaltsiumi tase, vähenes üleüldine viljakus, munemine, haudumise edukus, munade kaal ja poegade ellujäämus (Coenen *et al.*, 1992; Schlatterer *et al*., 1993).

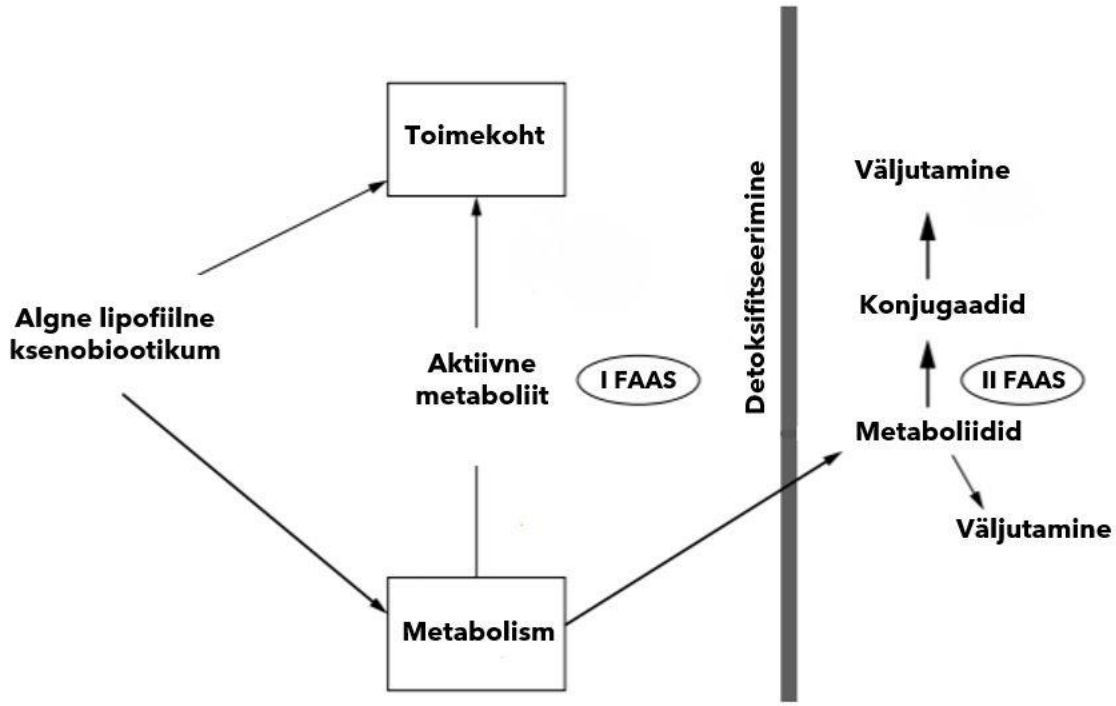
2 Reostusest vabanemise viisid lindudel

Reostusained võivad lindude organismi jõuda mitmel eri viisil: toidu ehk seedetrakti, hingamisteede ja minimaalselt ka naha kaudu (Walker *et al.*, 2012; Newman, 2015). Organismi jõudes kantakse ained vereringe ja lümfisüsteemi kaudu edasi organitesse ning kudedesse. Kui hüdrofiilsed ained lahustuvad enamasti vees ära, siis lipofiilsed ained võivad seonduda rasvatilkadega ja neid talletatakse lipoproteiinide rakumembraanides või rasvkoes (Walker, 2009). Viimasel juhul on organism lühiajaliselt aine toksiliste mõjude eest küll kaitstud, kuid rasvavarude kasutusse võtu korral, näiteks haiguse, munemise või rände ajal, vabaneb sealt suures hulgas toksilist ainet, mis on taas võimeline organismile kahjulikku mõju avaldama (Walker, *et al.,* 2012). Evolutsiooni käigus on kõikidel loomadel arenenud kaitsemehhanismid ksenobiootikumide ehk kehavõõraste ainete vastu. Mitmed väljaarenenud detoksifitseerimise meetodid on võrdlemisi ebaspetsiifilised, mistõttu mõjuvad nad sarnaselt nii looduslike mürkide kui ka antropogeensete ainetega kokkupuutudes (Walker, 2008).

2.1 Metabolism

Kõige põhilisem viis toksilistest ainetest vabaneda on mürkide biotransformatsioon ehk nende metaboliseerimine. Selle käigus muudetakse hüdrofoobsed ja potentsiaalselt rasvkoesse kuhjuvad ksenobiootikumid polaarseks ehk vees lahustuvaks, mis väljaheidete või uriiniga kehast väljutatakse (Walker, 2008; Walker *et al.,* 2012). Orgaaniliste ainete biotransformatsioon toimub kahes faasis, mille etapid on kujutatud joonisel 1. I faasis muudetakse ksenobiootikumid oksüdatsiooni, hüdrolüüsi, hüdratsiooni ja redutseerumise teel reaktiivseteks ja hüdrofiilseteks metaboliitideks (Walker *et al.,* 2012), millele on juurde lisatud enamasti hüdroksüül- või karboksüül-, kuid ka diool- või aminorühm (Newman, 2015). Oksüdatsiooni protsessil on katalüsaatoriks tsütokroom P450 süsteemi monooksügenaasid (Walker *et al*., 2012). Need ensüümid paiknevad põhiliselt maksas (Walker, 2008) ja mängivad ksenobiootikumide polaarsemaks muutmisel võtmerolli (Reed *et al.*, 2015). Mõningatel juhtudel võivad tekkinud metaboliidid olla aga toksilisemad ja reaktiivsemad kui algne aine ning võivad seonduda makromolekulide või DNA-ga, põhjustades seejärel kahjustusi rakkudes (Walker *et al.*, 2012). Esimese faasi käigus tekkinud metaboliidid suunatakse edasi biotransformatsiooni teise faasi, kus neile lisatakse endogeenseid molekule, üldjuhul anioonide kujul, mille tulemusel tekivad väga polaarsed

konjugaadid. II faasi protsesse katalüüsivad konjugaasid, millest levinumad on glutatioon-S-transferaasid, sulfotransferaasid ja UDP-glükuronosüültransferasid (Walker, 2008; Newman, 2015). Enamus konjugaate väljutatakse seejärel organismist kergesti uriini või sapi kaudu (Walker *et al.*, 2012; Newman, 2015).



Joonis 1. Ksenobiootikumide metabolism organismis (Walker, 2008).

2.2 Ülekanne emaslinnult järglastele munade kaudu

Kõik muna koostisosad on pärit emasest linnust (Bargar, Scott & Cobb, 2001), seega on järeldatud, et emaslind on võimeline vähesel määral enda organismist reostusaineid munade kaudu väljutama. Mõningad lipofiilsed ühendid, mis emase organismis metaboliseerimist ei läbi, transporditakse koos lipoproteiinidega munadesse (Walker *et al.*, 2012). Esmalt hoiustatakse neid munarebus ja muna arenedes on nad võimelised arenevas embrüos tekitama viivitusega avalduvat toksilisust (Walker, 2008). Reostusainete kandumine munadesse sõltub nii bioloogilistest kui ka füsiokeemilistest omadustest: olulist rolli mängib kurna suurus, muna mass, emaslinnu rasvavaru suurus ja energeetilised vajadused, reostusaine halogeenituse tase, lipiidide lahustuvus ning ksenobiootikumide metaboliseerimisel osalevate ensüümide induktsioon organismis (Verreault *et al.*, 2006).

Näiteks, mida vähem halogeenitud, rohkem püsivam ja vees lahustuvam kemikaal on, seda kergemini ta munadesse edasi transporditakse (Bargar, Scott & Cobb, 2001; Verreault *et al.*, 2006; Zheng *et al.* 2014). Erinevate läbiviidud uuringute kohaselt kantakse emaslinnu organismis oleva reostusaine kogukontsentratsioonist munadesse üle 1,1–22,4%. On arvatud, et tulemuste suur varieeruvus sõltub konkreetsest liigist, tema muna ja kehasuuruse vahelisest suhtest ja samuti uurimismeetodist (Bargar, Scott & Cobb, 2001). Jahifaasani (*Phasianus colchicus*) organismist kandus poegadele üle 1,1% TCDD-d (Nosek *et al.*, 1992 viidatud Bargar, Scott & Cobb, 2001) ja 2–3,8% PCB-sid (Dalhgren, Greichus & Linder, 1971 viidatud Bargar, Scott & Cobb, 2001), Adeelia pingviini (*Pygoscelis adeliae*) munadesse transporditi 2% PCB-de kogumassist (Tanabe, Hidaka & Tatsukawa, 1986 viidatud Bargar, Scott & Cobb, 2001), randtiiru (*Sterna paradisaea*) ja hõbekajaka (*Larus argentatus*) poegadele aga juba vastavalt 22,4% ja 8% PCB-sid (Lemmetyinen, Rantamaki & Karlin, 1982 viidatud Bargar, Scott & Cobb, 2001). Jahifaasaniga tehtud katsetes kasutati kogu karkassi homogeniseerimist, Adeelia pingviini puhul mõõdeti tulemusi kõhurasvast ja randtiiru ning hõbekajaka puhul rinnalihasest (Bargar, Scott & Cobb, 2001). Shellenberger ja Fullerton (1978) leidsid uuringus ida-põldvutiga (*Coturnix japonica*), et pärast täiskasvanud lindude söötmist dieldriini sisaldava toiduga, tõusis järk-järgult aine sisaldus nende poegades. Kui lindude söötmine lõpetati, jäi dieldriini tase isaslindudes samale tasemele, kuid emaslindudes see samaaegselt munemise tõttu vähenes (Shellenberger & Fullerton, 1978 viidatud Jorgenson, 2001). Samale järeldusele jõuti uuringus hõbekajakaga (White, Mitchell & Kaiser, 1983 viidatud Jorgenson, 2001).

2.3 Eritus sulgede kaudu

Lisaks eelmainitud viisidele reostusainete elimineerimiseks, on linnud võimelised ksenobiootikume organismist eraldama sulgede kaudu (Burger, 1993 viidatud Costa *et* al, 2013; Monteiro & Furness, 1995; Rutkowska *et al.*, 2018; Rutkowska *et al.*, 2019). Kuigi enamus uuringuid on põhinenud raskmetallidel, rakendub sama mehhanism ka muudele ainegruppidele, näiteks halogeenitud orgaanilistele ühenditele (Jaspers *et al.*, 2011). Sulgesse suunatavate ksenobiootikumide päritolu võib olla nii endogeenne kui ka eksogeenne (Rutkowska *et al.*, 2018). Välise ladestumise allikateks on tolm, vedelik ja lindude päranipunäärme sekreet (Jaspers *et al.*, 2008; Jaspers *et al.*, 2011), endogeenne reostus peegeldab aga viimase sulgimisperioodi lõpust organismi kuhjunud ksenobiootikume (Rutkowska *et al.*, 2018). Lindude sulestik vahetub üldjuhul peale igat

pesitsemisperioodi, mille jooksul sisemistes kudedes akumuleerunud reostusained vere kaudu kasvavatesse sulgedesse suunatakse (Monteiro & Furness, 1995; Lodenius & Solonen, 2013). On leitud, et sulgimise alguses välja langevates sulgedes on elavhõbeda kontsentratsioon suurem kui perioodi lõpus välja langevates sulgedes (Furness, Muirhead & Woodburn, 1986). Samuti on täheldatud sisemistes kudedes oleva elavhõbeda koguse vähenemist peale sulgimist (Monteiro & Furness, 1995), mis viitab pidevale ksenobiootikumide kuhjumisele sulgedesse ja nende perioodilisele väljutamisele.

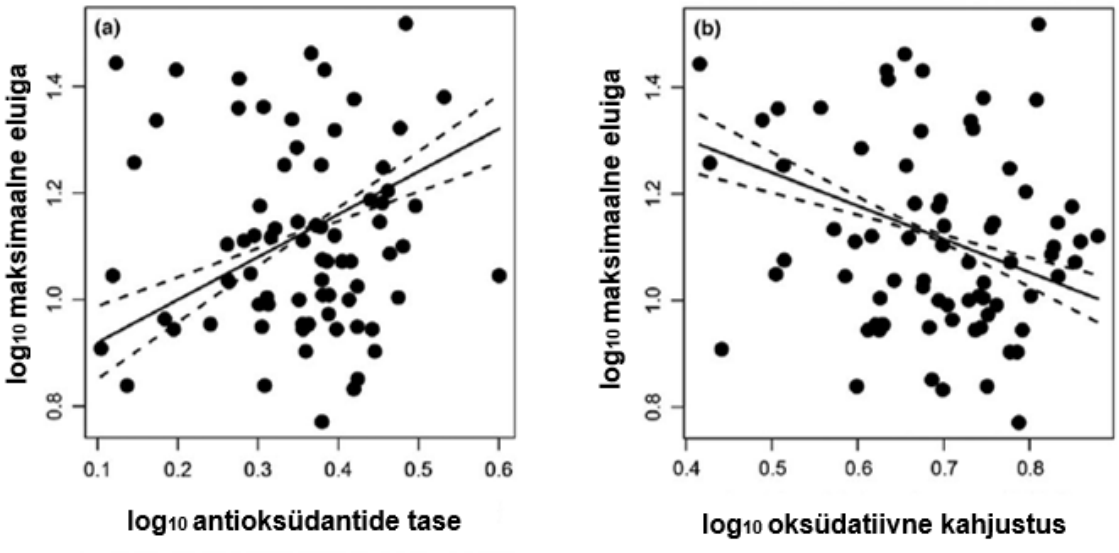
3 Elukäigutunnuste roll reostuse mõju avaldumisel

Elukäiku defineeritakse kui evolutsiooni käigus väljaarenenud strateegiate kogumit, mis mõjutavad isendi ellujäämust ja sigimisedukust tagades talle võimalikult suure kohasuse (Ricklefs & Wikelski, 2002). Need strateegiad on arenenud sõltuvalt organismi ümbritsevast keskkonnast, millest olenevalt jaotatakse olemasolevad ressursid kasvu, ülalpidamise, ellujäämuse ja sigimise vahel (Reznick, 2014). Põhilisteks elukäigutunnusteks on kasvukiirus, kehasuurus ja eluiga sigimisküpsuse saavutamisel, järglaste arv ning suurus sündimisel, eluea pikkus, sigimise algusaeg ja tihedus (Flatt & Heyland, 2011; Reznick, 2014). Järgnevalt kirjeldatakse kas ja millist rolli elukäigutunnused reostuse mõju avaldumisel mängivad.

3.1 Eluiga

Sõltuvalt elukäigustrateegiast, on linnud kas kiire või aeglase elutempoga, panustades rohkem vastavalt kas sigimisedukusse või ellujäämusesse (Stearns, 1992 viidatud Montiglio *et al*., 2018). Kiire elutempoga liikidel on lühem eluiga, suurem pesakond ja ainevahetuse kiirus, väiksema massiga järglased (Rowe, 2008), kõrgem pesitsusedukus ning kiirem kasv ja areng, aeglasema elutempoga liikidel aga vastupidised näitajad (Robinson *et al*., 2010). Samuti jõuavad kiire elutempoga liigid küpsesse ikka võrdlemisi kiiremini kui pikaealisemad liigid, mis annab võimaluse rohkemate pesakondade ilmale toomiseks lühikese eluea jooksul (Stearns, 1992 viidatud Mourocq, 2017). Pikaealisemad liigid panustavad paljunemise arvelt rohkem enda tervisesse, see tähendab immuunsüsteemi stimuleerimisse, mistõttu on esmane sigimine hilisem (Vágási *et al*., 2019).

Kuivõrd pikema eluea jooksul puutub organism kokku suurema hulga reostusainetega, mis organismis kuhjuda võivad, on põhjust arvata, et aeglasema elutempoga liikide reostuskoormus on suurem kui lühema elueaga liikidel. Samuti võivad pikaealisemad liigid järglastele munade kaudu ajas rohkem toksilisi aineid edasi anda (Rowe, 2008). Samas on leitud, et pikema elueaga lindude organism on suurema antioksüdeeriva võimega, mis tähendab suuremat vastupanuvõimet oksüdatiivsetele kahjustustele (Vágási *et al*., 2019; Joonis 2). Samuti annab kõrgenenud organismi kaitsevõime võimaluse kaudselt kaitsta järeltulijaid, kuivõrd oksüdatiivne olek on näiteks sugurakkude kahjustuste kaudu geneetiliselt edasi pärandatav (Blount *et al*., 2016).



Joonis 2. Maksimaalne eluiga on positiivses korrelatsioonis antioksüdantide tasemega ja negatiivses korrelatsioonis oksüdatsiivsete kahjustustega organismis (Vágási *et al*., 2019).

3.2 Sigimisstrateegiad

Linnu sigimisedukuse määrab kurna suurus, munade arv, millest arenevad välja elujõulised järglased, ja pesaedukus, mis seisneb edukate pesakondade arvus (Murray, 2000). Sigimisstrateegiad võivad linnuliikidel olla väga erinevad, kus üldjuhul on sigimise produktiivsus pöördvõrdelises seoses elueaga (Ricklefs, 1977). Nagu eelnevalt kirjeldatud peatükis 3.1, on kiire elutempoga liikidel kõrgem pesitsusedukus, suurem pesakond ja pesitsetakse tihedamini ning aeglase elutempoga liikidel madalam pesitsusedukus, väiksem kurn ja pesitsemine toimub harvem (Jeschke, Gabriel & Kokku, 2008; Robinson *et al*., 2010).

Mitmed uuringud kinnitavad, et elavhõbeda kontsentratsiooni tõus organismis vähendab aeglase elutempoga liikide sigimise tõenäosust: tunduvalt suureneb paljunemise vahele jätmine ja edasilükkamine tulevatesse aastatesse (Tartu *et al*., 2013; Goutte *et al*., 2014; Goutte *et al*., 2015). Siinkohal võib oletada, et aeglase elutempoga liikidel on pikema eluea tõttu võimalus sigimist edasi lükata, kuid lühemaealistel liikidel võib pesitsusaasta vahelejätmine liialt riskantne olla. Samuti on leitud, et elavhõbeda mõjul väheneb lennuvõimeliste järglaste (Frederick & Jayasena, 2011) ja eluvõimeliste munade arv ning linnupoegade konditsioon koorumisel (Bustnes *et al*, 2003).

Kiirema elutempoga liikides on täheldatud rohkem isendite aktiivsusega seotud häiringuid. Leiti, et kõrge PCB-de kontsentratsiooniga aladel pesitsevad õõnepääsukesed (*Tachycineta bicolor*) ehitasid madalama kvaliteediga väiksemaid pesasid, mida hüljati tihedamini väiksema reostuskoormusega aladega võrreldes (McCarty & Secord, 1995). Orgaanhalogeennse insektitsiidi *Dicrotophos* mõjul vähenes isaste kuldnokkade (*Sturnus vulgaris*) laulu pikkus, displeide arv ja lendamis- ning toitumisaktiivsus ligi poole võrra (Grue & Shipley, 1981). Päevase liikumisaktiivsuse vähenemist märgati ka sebra-amadiinidel (*Taeniopygia guttata*), kelle organismi annustati pestitsiidi fenitrotioon (Holmes & Boag, 1990). Uuringus sinikael-partidega (*Anas platyrhynchos*) leiti, et metüülelavhõbedaga kokku puutunud uuritud isendid munesid kontrollgruppidega võrreldes vähem mune ja samuti muneti rohkem pesaalast väljapoole (Zala & Penn, 2004).

3.3 Sugulise valiku signaalid

Charles Darwin on sugulist valikut defineerinud kui ühe sugupoole konkurentsi teise sugupoole esindajate eest, kus üldjuhul isased võitlevad emaste üle ning viimased valivad meelepärase partneri isaste seast (Darwin, 1871 viidatud Trivers, 1972). Valik on ajendatud konkreetsete sugutunnuste eelistusest nagu kehasuurus, isendi tugevus, riiakus, kaitsevahendite olemasolu, kirevad värvid ja ornamendid ning laulu võimsus (Darwin, 1871 viidatud Andersson, 2019). Selliseid sekundaarsete sugutunnuste signaale peetakse üldjuhul usaldusväärseteks näitajateks isendi füsioloogilise võimekuse, sisemise motivatsiooni ja sotsiaalse staatuse kohta, edastades informatsiooni tema üleüldise kohasuse kohta (Greenfield & Rodriguez, 2004). Sugutunnused kujunevad välja ümbritsevast keskkonnast sõltuvalt ning on üsna plastilised, mistõttu on need toimuvatest muutustest, nii looduslikest kui ka antropogeensetest, mõjutatavad (Greenfield & Rodriguez, 2004; Botero & Rubenstein, 2012; Peñuelas *et al*., 2013). Keskkonnatingimuste muutumisel võivad varasemalt usaldusväärsed signaalid muutuda ebausaldusväärseteks või raskemini tajutavaks ja hinnatavaks (Elget *et al.*, 2020).

Inimtekkelise muutuse alla saab määratleda ka reostust. On leitud, et piirkonnas, kus raskmetallide, täpsemalt plii, kaadmiumi, arseeni ja tsingi kontsentratsioon oli tavapärasemast kõrgem, vähenes isaste rasvatihaste (*Parus major*) laulu pikkus 35% võrra ja repertuaari mitmekesisus 30% võrra võrreldes pesitsevate isastega 4 kilomeetri kaugusel reostunud alast (Gorissen *et al*., 2005). Laul on isaslinnu üks määravatest tunnustest partneri leidmisel ja näitab otseselt isase õppimisvõimekust (Nowicki Searcy & Peters, 2002).

Rasvatihase näitel on samuti leitud seos raskmetallide (kaadmium, plii, arseen ja tsink) hulga ja sulestiku kollase värvi intensiivsuse vahel: mida kõrgem on reostuse kontsentratsioon, seda tuhmim on linnu sulestik (Eeva, Lehikoinen & Rönkä, 1998; Geens, Dauwe & Eens, 2009). Samuti on täheldatud isaste sebra-amadiinide (*Taeniopygia guttata*) noka värvuse tuhmenemist elavhõbeda tulemusel, kuid seda vaid siis, kui kokkupuude on toimunud koorumisjärgse 50-päevase perioodi vältel (Spickler *et al*., 2020). Kuna linnud ei ole võimelised vajalikke karotenoide enda organismis ise tootma, omandavad nad neid toidu kaudu (Brush, 1978). Reostunud ja karotenoidivaese toidu söömisel võib olla negatiivne mõju isendi kohasusele (Eeva, Lehikoinen & Rönkä, 1998), kuna värvikirevus on sugulise valiku üks tunnustest, mida emased eelistavad (Hill *et al*., 2006). Vastupidise näitena avastasid aga McCarty & Secord (2000), et ulatusliku PCB-de reostusega Hudsoni jõe piirkonnas on õõnepääsukeste (*Tachycineta bicolor*) noorte emaste isendite sulesiku värvus palju kirevam võrreldes sama liigi isenditega muudes piirkondades. Suguküpseks saades sigisid värvikirevamad isendid võrreldes teistega varem ja munesid rohkem mune (McCarty & Secord, 2000). Kuivõrd õõnepääsukese keskmine eluiga on vaid 2.7 aastat (Robertson, Stutchbury & Cohen, 1992), võib siinkohal olla tegemist strateegiaga, kus lind panustab stressori ehk reostuse olemasolul pigem sigimisse, et garanteerida enda geenide edasilevik.

Tähelepanuväärse faktina on pigmendil melaniin võime endaga seondada metallioone (Bridelli & Crippa, 2008). See pigment on esindatud lindude sulestikus tumedamate värvidena ning on avastatud, et just tumedates laikudes on tsingi kontsentratsioon suurem kui heledates. Seega arvatakse, et kõrgema melaniinisisaldusega isendid on võimelised edukamalt tsinki enda organismist sulgedesse transportima (Chatelain *et al*., 2014). Teisalt kaasneb melaniini tootmisega organismis vabade radikaalide teke, mis võib aga samuti toimida signaalina vastassugupoolele ja näidata isendi võimekust füsioloogiliste häiringute talumisel. Lisaks on leitud, et kuna melaniinil põhinevad ornamendid viitavad isendi suuremale agressiivsusele, mängivad need pigem rolli isastevahelises võimuvõitluses kui emaste ligimeelitamises (Jawor & Breitwisch, 2003).

3.4 Lõivsuhted

Kuivõrd keskkonnaressursid on piiratud, jätkub igale konkreetsele elukäigutunnuste komponendile vaid teatud hulk energiat ning selleks, et panustada nii ühele kui ka teisele tuleb teha kompromisse (Reznick, 2014). Elukäigutunnuste avaldumise kombinatsioonid sõltuvadki nendest kompromissidest ehk lõivsuhetest. Peamisteks lõivsuheteks lindudel on

kujunenud vastasseis sigimise ja ellujäämuse ning koheselt või hiljem sigimise vahel (Reznick, 1985) ja panustamine kas järglaste arvu või nende kehasuurusesse (Smith & Fretwell, 1974).

Peatükis 3.2 kirjeldatud seos elavhõbeda kõrge kontsentratsiooni ja sigimise edasilükkamise vahel viitab lõivsuhte olemasolule: isend panustab keskkonnatingimustest tulenevalt konkreetsel hetkel rohkem iseenda tervisesse kui sigimisse. Lisaks elavhõbedale on sarnane seos leitud ka pliiga: uuringus musträstaga (*Turdus merula*) selgus, et kõrgema plii kontsentratsiooniga keskkonnas tõusis isendite eluiga ja ellujäämise tõenäosus, kuid vähenes emaste üleüldine pesitsusedukus (Fritsch, Jankowiak & Wysocki, 2019).

Sigimisedukuse ja reostuse vahelise mõju kohta tehtud uuringus kaljukajakaga (*Rissa tridactyla*) leiti, et kloororgaanilise fungitsiidi heksaklorobenseeni ehk HCB kõrgemal kontsentratsioonil organismis tõusis tõenäosus edukalt üles kasvatada kaks järglast (Goutte *et al*., 2015). Keskmiselt areneb kaljukajaka kurnast välja üks lennuvõimeline järglane (Braun & Hunt, 1983). Samuti on leitud, et kloororgaaniliste pestitsiidide kõrge kontsentratsiooni korral nihkub kaljukajakate esimese muna munemine varasemaks tavapäraste keskkonnatingimustega võrreldes (Tartu *et al*., 2014). Varasemat munemise algusaega peetakse pesakonna üleskasvatamise seisukohalt edukamaks võrreldes hiljem munejatega (Lepage, Gauthier & Menu, 2000), mistõttu võib siinkohal leida seose kahe eduka järglase üleskasvatamise ning munemise varem alustamisega. Siiski ei pruugi Goutte *et al*. (2015) leitud seos HCB ja suurema arvu edukate järglaste vahel olla põhjuslik, kuivõrd uuringus kajastunud edukamad isendid võisid lihtsalt olla kvaliteetsemad ja nende toit võis rohkem koosneda troofiliselt kõrgemate tasemete organismidest, mistõttu on nad toksilistele ainetele rohkem eksponeeritud (Goutte *et al*., 2015). Samuti täheldasid Tartu *et al*. (2014), et mittesigivate kaljukajakate konditsioon oli halvem sigivate isenditega võrreldes ning kloororgaaniliste pestitsiidide kontsentratsioon nende organimis oli suurem. Seega antud näidet edukamast paljunemisest siiski reostusest põhjustatud lõivsuhteks pidada ei saa, kuivõrd suurema kontsentratsiooniga isendid sigima ei asunud.

3.5 Hormonaalsüsteemi häiringute mõjul toimuvad muutused sigimiskäitumises

Linnu organismis mängivad hormoonid suurt rolli sigimiskäitumises – nende keemiliste signaalide abil reguleeritakse füsioloogilisi protsesse, mille väljundiks on konkreetne

käitumine, näiteks millal ja kas alustada sigimist (Candolin & Wong, 2012; Tartu, 2014). Paljudel toksilistel ainetel, sealhulgas PCB-del, PCDD-del, PCDF-idel, PBDE-del, tinaorgaanilistel ainetel (tributüültina), kloororgaanilistel pestitsiididel ja raskmetallidel, on võime organismides põhjustada endokriinsüsteemi häirivaid mõjusid (Fry, 1995; Candolin & Wong, 2012; Matthiessen, Wheeler & Weltje, 2018; Ruuskanen *et al*., 2019). Hormonaalsüsteemi häirijaks peetakse eksogeenset kemikaali, mis on võimeline endokriinsüsteemi funktsioone muutma ja sellega organismile kahjulikku mõju avaldama. Sellise kemikaali toimemehhanismideks võib olla hormoonretseptoritega seondumine ehk hormooni mimikeerimine, hormooni sünteesi protsessi, transpordi või metabolismi häirimine (Bergman *et al*., 2013; Matthiessen, Wheeler & Weltje, 2018). Endokriinsüsteemi häirija organismi sattudes võib üheks tagajärjeks olla muutus sigimiskäitumises (Tartu, 2014).

Uuringute tulemusel on täheldatud mitmeid muutusi isendite kurameerimiskäitumises ning käitumismustrites, mis viivad tugeva paarisuhte loomisele. Näiteks avastati, et isased valge-lääsiibised (*Eudocimus albus*), kelle organimis oli kõrgem metüülelavhõbeda tase, sooritasid vähem peanoogutusi ja kummardusi, mis päädis vähenenud emaste lähenemiskatsetega isastele (Frederick & Jayasena, 2011). Töö autorid seostavad seda muutust östrogeeni östradiooli tõusuga ning testosterooni langusega isastes isendites. Fernie *et al.* (2008) leidsid, et sigimisperioodi alguses, kui toimub aktiivne paarilise otsimine, mõjutas PBDE-e kõrgem tase organismis negatiivselt ameerika tuuletallajate (*Falco sparverius*) paaritusmiskäitumist: isendid sooritasid vähem kopuleerumiskatseid ja olid enda presenteerimisel vastassugupoolele tagasihoidlikumad, võttes vähem uhkeid poose ja tehes vähem eri säutsuvaid kutsehüüdeid. Isaste tüüpiliste käitumismustrite vähenemist sigimise ajal täheldasid ka Balthazart ja Adkins-Regan (2002), kes seostasid seda samuti östrogeeni taseme tõusuga.

Reostusainete mõjul on täheldatud ka edukate pesitsuste ja üleüldist pesa eest hoolitsemise vähenemist. Leitud on seosed valge-lääsiibiste organismi kõrgema elavhõbeda taseme ja väiksema pesade arvu vahel, mis võib olla põhjustatud vähenenud sigimiskatsetest ja kõrgest pesahülgamise tasemest (Heath & Frederick, 2005). Autorid leidsid, et sigivate isaste organismis oli haudumisperioodil märgatavalt kõrgem testosterooni tase võrreldes tavatingimustega. On arvatud, et selle isassuguhormooni madal tase soodustab lindude tihedamat pesa külastamist (Ketterson & Nolan, 1994), kuid kõrgenenud hormooni taseme juures võib suureneda isaste agressiivsus (Hau *et al.*, 2000) ja sellega seoses väheneda pesa

eest hoolitsemine. Harvemaid pesakülastusi kõrgenenud PBDE-e taseme juures organismis täheldati samuti ameerika tuuletallajatega ja kuigi uuringus ei mõõdetud paralleelselt suguhormoonide taset lindudes, spekuleerivad töö autorid, et just nende kõikumise tulemusena toimusid muutused käitumises (Fernie *et al*., 2008).

Vanemhoole taset reguleerivad lindudes kortikosteroon ja prolaktiin ning nende hormoonide taseme kõikumine mõjutab otseselt järglaste eest hoolitsemist (Tartu *et al*., 2016). Prolaktiin mängib rolli isendi haudumiskäitumisel, täpsemalt munade pööramisel ja haudumise termoregulatsioonil (Buntin *et al.*, 1996 viidatud Thierry *et al*., 2013). Stressihormoon kortikosteroon, mille tase võib reostusainete tulemusel organismis tõusta (Tartu *et al*., 2015b), reguleerib omakorda prolaktiini taset organismis, andes märku mingi stressori olemasolust keskkonnas ja suunates isendit rohkem panustama enda tervisesse kui sigimisse (Thierry *et al*., 2013). On leitud, et elavhõbeda kõrge tase organismis mõjutab prolaktiini taset: isastes kaljukajakates (*Rissa tridactyla*) ja lumi-tormilindudes (*Pagodroma nivea*) vähenes raskmetalli mõjul prolaktiini tase, mille tulemusel vähenes inkubeerimise aeg ja suurenes tõenäosus muna hülgamiseks (Tartu *et al*., 2015b; Tartu *et al*., 2016). Vastupidiselt nendele tulemustele, leidsid Blévin *et al*. (2020), et mida kõrgem oli perfluoroalküülkemikaalide (PFA) tase kaljukajates, seda kõrgem oli prolaktiini tase ning seda tihedamini pöörasid isendid haudumise ajal mune. PFA-de potentsiaalne prolaktiini stimuleerimise võime võib viidata reostusaine tulemusel toimuvale muutusele lõivsuhtes järglaste eest hoolitsemise ja iseenda tervisesse panustamise vahel (Blévin *et al*., 2020), kuid nende kahe vastakate tulemustega uuringute põhjal järeldusi kindlasti teha ei saa ja vajalikud oleksid kordusuuringud.

Peatükis 3.2 kirjeldatud seos reostusainete ja sigimise edasilükkamise vahel võib olla seotud endokriinsüsteemi häiringutega. Uuringutes kaljukajaka ja lumi-tormilinnuga selgus, et elavhõbeda kontsentratsiooni kasvuga langes organismis luteiniseeriva hormooni (LH) tase ja suurenes sigimise vahele jätmine (Goutte *et al*., 2011; Tartu *et al*., 2013). LH vabanemine hüpofüüsist toimub vastusena gonadotropiini vabastava hormooni (GnRH) sekretsioonile, mille tulemusel toimub sugunäärmete küpsemine, suguhormoonide sekretsioon ja algab sigimine (Tartu *et al*., 2013). Uuringutes nähti aga, et lindude organism oli võimeline GnRH doseerimise järel LH-d tootma, mistõttu võib selle hormooni madalat taset seostada hoopis GnRH sünteesi mahasurumisega, mille tõttu jääb madalaks ka LH tase (Tartu *et al*., 2013). Sarnast tagajärge täheldati ka PCB-de mõjul: mida kõrgem oli or polüklooritud bifenüülide tase organismis, seda enam tootsid isased kaljukajakad ja lumi-tormilinnud ning emased

rändalbatrossid (*Diomedea exulans*) kortikosterooni, mille tulemusel jäeti sigimine vahele (Tartu *et al*., 2015a; Tartu *et al*., 2015c).

Tähelepanuväärselt leidsid Frederick & Jayasena (2011), et mida kõrgem oli metüülelavhõbeda tase organismis, seda tõenäolisemalt tekkisid isaste valge-lääsiibiste vahel homoseksuaalsed paarid, mistõttu suurenes ka üleüldine sigimisedukuse vähenemine. Tõestatud seost muutustega endokriinsüsteemis pole teada, kuid autorid oletasid, et see võib olla seotud östradiooli taseme tõusu ja testosterooni langusega (Frederick & Jayasena, 2011).

4 Elukäigu evolutsioon

Antropogeenne reostus on keskkonnastressor, millega linnud oma elu jooksul tahes-tahtmata kokku puutuvad. Sellest tulenevate negatiivsete mõjudega toime tulemiseks on evolutsiooni käigus välja arenenud meetodid kehavõõraste ainetega toimetulemiseks (Walker, 2008). Need bioloogilised mehhanismid on võimelised mingil määral ohutuks muutma ka inimtekkelise päritoluga kemikaale, kuid kuna nende näol on tegemist organismidele uudsete ainetega, ei pruugi kehasisesed mehhanismid kemikaale piisavalt efektiivselt elimineerida. Toksilistest ainetest tingitud muutused lindude sigimiskäitumises annavad alust oletada, et keskkonnatingimustega kohanemiseks võib reostus suunama hakata evolutsiooni. Järgnevalt kaalutakse erinevaid võimalusi, kuidas reostus tulevikus elukäigu evolutsiooni mõjutama hakata võiks.

4.1 Teise poja hüpotees

Mitmete linnuliikide puhul on teada, et pesakonnas kõige varem koorunud isend areneb suurimaks, tugevaimaks ja edukaimaks, olles vanemate poolt eelistatud (Stokland & Amundsen, 1988; Bitton, Dawson & O'Brien, 2006; Maddox & Weatherhead, 2008). Eelistusega kaasneb selle isendi tihedam söötmine, mis tõttu on tal pesakonna teiste poegade ees edemus. Altritsiaalsetel ehk pikaajalise vanemhoolega lindudel esineb tihti asünkroonne koorumine: kui tavapäraselt ootab lind haudumise alustamisega hetkeni, kui kõik pesakonna munad on munetud, siis asünkroonsuse korral alustab ta haudumisega juba peale esimese muna munemist, mis annabki esimesele pojale eelise (Maddox & Weatherhead, 2008). Siinkohal võib aga püstitada oletuse, et kuna lindude üheks reostusainete vabanemise viisiks on teha seda munemise kaudu, võib esimene munetud muna saada enda peale kõige suurema reostuskoormuse. Sellisel juhul oleks esimene poeg võrdlemisi rohkem haavatavas olukorras ja tema füsioloogiline tervis võib järgmisena munetud/koorunud poegadest olla halvem. Kui toksilistel ainetel on visuaalselt märgatav mõju poja tervisele, näiteks muutus sulestiku värvuses või toidu küsimise viisis, võib see olla otseseks negatiivseks signaaliks vanemlinnule. Selle kaudu võiks teoreetiliselt toimuda muutus vanemate käitumises, kus hakatakse esimese poja asemel eelistama hoopis teisena või kolmandana munetud/koorunud isendit, kellele on edasi kandunud väiksem kogus reostusaineid ja kes võivad seega potentsiaalselt omada suuremat kohasust. Kui reostuse avaldatud mõju vanemlinnule

otseselt välja ei paista, võib evolutsioon toimuda kaudselt teise poja suurema sigimisedukuse kaudu.

4.2 Emaslinnu reostusest vabanemine suurima muna kaudu

Mõnigatel linnuliikidel, näiteks harilikul händturpialil (*Quiscalus quiscula*) (Maddox & Weatherhead, 2008) ja hallrästasel (*Turdus pilaris*) (Slagsvold *et al*., 1984) on täheldatud, et viimasena munetud muna on pesakonna kõige suurem. Võiks eeldada, et massilt suuremast munast koorub tugevam poeg, kuid antud uuringutes tuli välja, et viimasena koorunud suurimad munad enamasti ellu ei jäänud. Mõlema artikli autorid põhjendasid munemise järjekorra ja muna suuruse positiivset suhet pesakonna ellujäämise strateegiaga, mis kujutab endast emaslinnu suuremat investeeringut viimastesse munadesse, et tagada võimalikult suur eluvõimeliste järglaste arv. Nii harilikul händturpialil kui ka hallrästal esines aga asünkroonne koorumine, mistõttu viimasena koorunud pojad, suurusest hoolimata, surid nälga. Seega arvasid Slagsvold *et al*. (1984) ja Maddox & Weatherhead (2008), et asünkroonse koorumise mõjud kaaluvad üles suurema muna suuruse eelised. Siinkohal võib spekuleerida ehk on konkreetsed liigid reostusega juba kohanenud ja suurimasse munasse suunab emaslind kõige enam toksilisi aineid, mis seejärel kõige viimasena munetakse. Suure reostuskoorma ja viimasena koorumise tõttu on isend ebaeelistatud seisus, mis talle ka saatuslikuks saada võib.

4.3 Suure massi varjukülg

Linnupoja eduka arengu eelduseks on järjepidev kasv. Mida suurem on koorunud tibu kehamass, seda suuremad on organismis olevad toitainetevarud ja seda edukam isendi kasv (Williams, 1994). Üldjuhul esineb positiivne korrelatsioon suure kehamassi ja kõrgema kohasuse vahel: näiteks valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*) näitel on leitud, et edukamaid pesakondi saavad paarid, kes on oma kehamassilt suuremad (Choudhury, Black & Owen, 1996). Kuivõrd suurem kehamass nõuab rohkem energiat, peab isend võrreldes väikesekasvulisemate lindudega tarbima rohkem toitu, mis tähendab aga eksponeeritust suuremale kogusele reostusainetele. Siinkohal võib reostusest tingitult tekkida evolutsiooniline surve väiksemale kehakaalule ning eelisseisu võivad sattuda hoopis isendid, kes on keskmise kehakaaluga.

4.4 Isikuomadused

Elutempo sündroomi (*pace-of-life* sündroom ehk POLS) kohaselt tuleneb isendite käitumisjoonte ehk iseloomude varieeruvus erinevatest elukäigutunnustest (Wolf *et al*., 2007). Teooria järgi kategoriseeruvad kiire elutempoga liikide hulka isendid, kes kindlate iseloomuomaduste tõttu nagu agressiivsus, uudishimu ja julgus ressursse iseenda ellujäämise arvelt omandavad. Aeglase elutempoga liigid peaksid aga vastupidi olema vähem riskialtid ja ettevaatlikumad, kuivõrd neil on tuleviku mõistes rohkem kaotada (Réale *et al*., 2010). Kas POLS-ist tulenevalt võiks tekkida olukord, kus sõltuvalt isikuomadustest on liikidevahelised ja -sisesed reostuskoormused erinevad? Kui julgemad kiire elutempoga liigid riskivad toidu leidmisel rohkem, siis kas võiks oletada, et nad võtavad omaks rohkem reostunud toiduallikaid? Näiteks on mitmetes uuringutes leitud, et muuhulgas prügilatest toitu hankivate lindude organismi reostusainete kontsentratsioon on kõrgem võrreldes sama liigi isenditega, kelle toidu allikaks on vaid meri või looduslikud maapiirkonnad (Chen *et al*., 2013; Erratico *et al*., 2015; Roscales *et al*., 2016; Blanco *et al*., 2018). Halbade keskkonnatingimuste korral, näiteks külmematel aastatel, võib toidulaua suurem varieeruvus nendele isenditele kasuks tulla. Lisaks, kuivõrd nende eluiga on aeglase elutempoga liikidega võrreldes palju lühem, siis ei jõua toksilised ained pikaajalist bioakumuleeruvat mõju avaldada. Seevastu võib suurenev reostus põhjustada tõsisemat lühiajalist toksilisust ja sellega isenditele hoopis saatuslikuks saada. Kui pikas perspektiivis kaalub suurem toiduallikate hulk üles negatiivsed reostusainete mõjud, näiteks efektiivsemaks areneva metabolismi abil, võivad edukamateks saada linnud, kes on enda iseloomult julgemad ja seega võib looduslik valik hakata soosima just selliseid isendid. Vastupidiselt eelnevale, kui biotransformatsiooni võime edasi ei areneks, võib suuremahulisem kokkupuude erinevate reostusainetega hakata soosima hoopis ettevaatlikuma iseloomuga isendeid.

Kokkuvõte

Maailmas on kasutusel väga suur hulk erinevaid kemikaale, mille mõjudest organismidele ollakse teadlikud vaid väikeses osas. Enim murettekitavamateks reostusaineteks on polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud, bifenüülid, dibensodioksiinid ning dibensofuraanid, broomitud tuletõkkevahendid, kloororgaanilised insektitsiidid, raskmetallid ja metallorgaanilised ühendid. Varieeruvus toksiliste mõjude hulgas on suur, kuid läbivalt põhjustavad need ainegrupid lindudes immuun-, reproduktiiv- ja arengutoksilisust, häirivad endokriinseid protsesse ning vähendavad isendite kohasust näiteks viljakuse, munemise ja haudumise edukuse, poegade ellujäämuse ning kurna suuruse vähenemisega.

Reostusaine organismi jõudes lahustuvad hüdrofiilsed ained enamasti vees ära, kuid lipofiilsetel ainetel on omadus kuhjuda rasvkoes. Sellistest ainetest vabanemiseks suunatakse need edasi metaboliseerimisele, kus ksenobiootikumist kahe faasi kaudu metaboliidid ja seejärel konjugaadid polaarsete ehk vees lahustuvate ainetena kehast väljutatakse. Metaboliseerimisele mitte minevaid aineid on lind võimeline väljutama ka sulgede või munade kaudu. Viimase viisi kaudu võivad emast poega kanduvad ained negatiivselt mõjutada arenevat embrüot.

Elukäiguteooria kohaselt on liikidel välja arenenud kindlad strateegiad, mille kaudu saavutab isend võimalikult suure kohasuse. Konkreetse strateegia komponentideks on elukäigutunnused nagu kasvukiirus, kehasuurus, järglaste arv ja suurus, eluea pikkus ning sigimise tihedus. Erinevaid liike saab sõltuvalt elustrateegiast paigutada kiire-aeglase elutempo kontiinumile, kus kiire elutempoga liigid elavad lühiajalisemalt, munevad suurema pesakonna ja arenevad kiiremini ning aeglase eluviisiga liigid omavad vastupidiseid näitajaid. Elukäigutunnused määravad mingil määral isendi reostuskoormuse suurust: suurt rolli mängib lõivsuhe sigimise *vs*. iseenda tervisesse investeerimise vahel. Näiteks kuhjub pikaealisemates liikides aastate jooksul rohkem reostusaineid, kuid samal ajal on leitud, et nende organism on suurema antioksüdeeriva võimega, mis toksiliste ainete negatiivset mõju vähendab. Samuti on täheldatud, et pikaealisemad liigid lükkavad reostuse kõrgema kontsentratsiooni juures tihti sigimist edasi, lühemaealistel liikidel võib selline käitumine sigimise seisukohalt aga liialt riskantne olla. Kiirema elutempoga linnuliikides on rohkem täheldatud aktiivsusega seotud häiringuid: väheneb päevane liikumisaktiivsus ja displeide arv ning ehitatakse madalama kvaliteediga pesasid.

Toksilistest ainetest vähendavad lindude kurna suurust raskmetallid (nii plii, kaadmium kui ka metüülelavhõbe) ja tributüültina. Endokriinsüsteemi häirimise kaudu alandavad PBDE-d, kaadmium ja metüülelavhõbe kopuleerimiskatsete arvu ja mõjutavad negatiivselt sigimiskäitumist kurameerimise vähenemisega. Järglaste kvaliteeti vähendavad reostusained väärarengute tekkimise, munakoorte paksuse, embrüo suuruse ja üleüldise ellujäämuse vähenemise kaudu. Ühtlasi hoolitsevad vanemlinnud nii raskmetallide, PBDE-de kui ka PCB-de reostuse toimel pesa eest vähem.

Reostusainetest tingitud muutused lindude sigimiskäitumises võivad potentsiaalselt suunama hakata lindude elukäigu evolutsiooni. Võimalikeks muutusteks võivad olla kurna vanuselt teise poja eelistamine esimese asemel ja suurema massiga poegade asemel keskmise suurusega järglaste edemus. Samuti võib oletada, et reostusainete mõju võiks isenditele erinevalt mõjuda sõltuvalt nende isikuomadustest. Kui iseloomult julgemate isendite toit sisaldab suurema riski võtmise tulemusel rohkem reostusaineid, võib see riskialtimatele isenditele anda eelise suurema toidulaua näol, kuid hoopis tuua kahju suureneva lühiajalise toksilisuse tõttu. Kuna antud uurimisteema oma suunalt üsnagi uudne, on laialdasema kokkuvõtte tegemiseks vajalik läbi viia täiendavaid uuringuid.

Summary

The role of life history traits in the effect of environmental pollution in seabirds

There is a wide variety of different chemicals in use worldwide, but only little is known about their effects on wildlife. The most concerning toxicants are polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzofurans, polychlorinated dibenzodioxins, brominated flame retardants, organochlorine pesticides, heavy metals and organometallic compounds. The variety of their adverse effects on organisms is big, yet the most common negative consequences are immunotoxicity, reproductive toxicity, developmental toxicity, disturbance of the endocrine system and general decrease in individual's fitness though declining fertility, brood size, laying and incubating success and survival of the chicks. When entering organisms, hydrophilic compounds usually dissolve in water, however lipophobic substances tend to accumulate in adipose tissue. To eliminate these kinds of compounds, they are redirected into metabolism, where through two phases xenobiotics will be excreted from the organism as either metabolites or conjugates. Substances that do not undergo metabolism in birds' organism can be excreted through feathers and eggs. Eliminating toxic compounds through eggs can have a negative impact on the developing embryo.

In accordance with the life history theory, species have evolved different strategies which ensure the biggest possible fitness for the individual. The components of these strategies are life history traits like growth rate, body size, number and size of offspring, lifespan and the frequency of breeding. Different species can be placed on the fast-slow continuum of life history, where individuals with a fast pace of life have shorter lifespan, lay bigger clutches and grow quicker, whereas individuals with a slower pace of life show opposite characteristics. Life history traits determine the pollution load of an individual to some degree: trade-off between investing in breeding and self-maintenance plays a big role in it. For instance, in bird species with a longer lifespan bigger amount of toxicants accumulate during the course of their lives. At the same time their organism has a bigger antioxidant capacity, which decreases the negative effects caused by different toxicants. It has also been observed that long-living birds postpone their breeding more often, however birds with a shorter lifespan might risk the possibility to breed at all when doing that. In species with a higher pace of life, disturbances in individuals' activity have rather been observed: a

decrease in the daily movement activity and number of displays together with building lower-quality nests has been detected.

Brood size in birds is reduced by heavy metals (lead, cadmium and methylmercury) and tributyltin. Through distubances of the endocrine system PBDE, cadmium and methylmercury lower the number of copulation attempts and courtships. The quality of offspring is reduced by emergences of malformations and decrease in eggshell thickness, size of the embryo as well as in overall survival. Conjointly the act of taking care of one's nest is declined by exposure to heavy metals, PBDEs or PCBs.

Changes in breeding behavior of birds which is caused by toxic substances could begin to have an effect on life history evolution in birds. Potential shifts could be favouring the second oldest chick in the nest instead of the first one and favouring medium-sized offspring instead of bigger-sized ones. In addition, it could be assumed that pollution can have a different impact on inviduals depending on their personality traits. When bolder birds take on bigger risks by eating food that could potentially be polluted, it could give them an advantage as their food sources can expand due to that. However, it could also have the opposite outcome as these birds can experience more short-term acute toxicity. As this research topic is quite new, more explanatory studies need to be conducted to be able to make a broader comparison.

Tänuavaldused

Toetava hoiaku, suunavate ja professionaalsete nõuannete ning muheda suhtumise eest kogu tööprotsessi soovin ma südamest tänada enda juhendajaid Randel Kreitsbergi ja Merilin Raudna-Kristofferseni. Kasulike õpetussõnade ja suunamiste eest saadan suured tänusõnad teele ka Tuul Sepale. Lisaks tunnustan enda lähikondlasi, kes minuga kevadise kirjutamisprotsessi koos läbi elasid.

Kasutatud allikad

Bakalaureusetöö järgib Journal of Zoology viitamisstiili.

Aendo, P., Netvichian, R., Viriyarampa, S., Songserm, T., & Tulayakul, P. (2018). Comparison of zinc, lead, cadmium, cobalt, manganese, iron, chromium and copper in duck eggs from three duck farm systems in Central and Western, Thailand. Ecotoxicology and Environmental Safety, 161, 691–698.

Ahmed, G., Anawar, H. M., Takuwa, D. T., Chibua, I. T., Singh, G. S., & Sichilongo, K. (2015). Environmental assessment of fate, transport and persistent behavior of dichlorodiphenyltrichloroethanes and hexachlorocyclohexanes in land and water ecosystems. International journal of environmental science and technology, 12, 2741-2756.

Albers, P. H. (2006). Birds and polycyclic aromatic hydrocarbons. Avian and Poultry Biology Reviews, 17, 125-140.

Alzieu, C. (2000). Impact of tributyltin on marine invertebrates. Ecotoxicology, 9, 71-76.

Andersson, M. (2019). Sexual selection. Princeton University Press.

Augspurger, T. P., Tillitt, D. E., Bursian, S. J., Fitzgerald, S. D., Hinton, D. E., & Di Giulio, R. T. (2008). Embryo toxicity of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin to the wood duck (Aix sponsa). Archives of environmental contamination and toxicology, 55, 659-669.

Bargar, T. A., Scott, G. I., & Cobb, G. P. (2001). Maternal transfer of contaminants: Case study of the excretion of three polychlorinated biphenyl congeners and technical-grade endosulfan into eggs by white leghorn chickens (Gallus domesticus). Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 20, 61-67.

Barron, M. G. (2011). Ecological impacts of the Deepwater Horizon oil spill: implications for immunotoxicity. Toxicologic pathology, 40, 315-320.

Bergman, Å., Heindel, J. J., Jobling, S., Kidd, K., Zoeller, T. R., & World Health Organization. (2013). State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012. World Health Organization.

Blanco, G., Sergio, F., Frías, Ó., Salinas, P., Tanferna, A., Hiraldo, F., Barceló, D. & Eljarrat, E. (2018). Integrating population connectivity into pollution assessment: overwintering mixing reveals flame retardant contamination in breeding areas in a migratory raptor. Environmental research, 166, 553-561.

Bitton, P. P., Dawson, R. D., & O'Brien, E. L. (2006). Influence of intraclutch egg-mass variation and hatching asynchrony on relative offspring performance within broods of an altricial bird. Canadian Journal of Zoology, 84, 1721-1726.

Blévin, P., Shaffer, S. A., Bustamante, P., Angelier, F., Picard, B., Herzke, D., Moe, B., Gabrielsen, G. W., Bustnes, J. O. & Chastel, O. (2020). Contaminants, prolactin and parental care in an Arctic seabird: Contrasted associations of perfluoroalkyl substances and organochlorine compounds with egg-turning behavior. General and comparative endocrinology, 291, 113420.

Blount, J. D., Vitikainen, E. I., Stott, I., & Cant, M. A. (2016). Oxidative shielding and the cost of reproduction. Biological Reviews, 91, 483-497.

Botero, C. A., & Rubenstein, D. R. (2012). Fluctuating environments, sexual selection and the evolution of flexible mate choice in birds. PLoS ONE, 7, e32311.

Braun, B. M., & Hunt Jr, G. L. (1983). Brood reduction in black-legged kittiwakes. The Auk, 100, 469-476.

Braune, B. M., & Mallory, M. L. (2017). Declining trends of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and non-ortho PCBs in Canadian Arctic seabirds. Environmental Pollution, 220, 557-566.

Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J. M., & Jones, K. C. (2002). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners—a mass balance approach: 2. Emissions. Science of the Total Environment, 290, 199-224.

Bridelli, M. G., & Crippa, P. R. (2008). Theoretical analysis of the adsorption of metal ions to the surface of melanin particles. Adsorption, 14, 101-109.

Brush, A. H. (1978). Avian pigmentation. Chemical zoology, 10, 141-61.

Bustnes, J. O., Erikstad, K. E., Skaare, J. U., Bakken, V., & Mehlum, F. (2003). Ecological effects of organochlorine pollutants in the Arctic: a study of the glaucous gull. Ecological applications, 13, 504-515.

Candolin, U., & Wong, B. B. (Eds.). (2012). Behavioural responses to a changing world: mechanisms and consequences. Oxford University Press.

Chatelain, M., Gasparini, J., Jacquin, L., & Frantz, A. (2014). The adaptive function of melanin-based plumage coloration to trace metals. Biology Letters, 10, 20140164.

Chen, D., Martin, P., Burgess, N. M., Champoux, L., Elliott, J. E., Forsyth, D. J., Idrissi, A. & Letcher, R. J. (2013). European starlings (Sturnus vulgaris) suggest that landfills are an important source of bioaccumulative flame retardants to Canadian terrestrial ecosystems. Environmental science & technology, 47, 12238-12247.

Chen, D., Letcher, R. J., Burgess, N. M., Champoux, L., Elliott, J. E., Hebert, C. E., Martin, P., Wayland, M., Chip Weseloh, D. V. & Wilson, L. (2012). Flame retardants in eggs of four gull species (Laridae) from breeding sites spanning Atlantic to Pacific Canada. Environmental Pollution, 168, 1-9.

Choudhury, S., Black, J. M., & Owen, M. (1996). Body size, fitness and compatibility in barnacle geese Branta leucopsis. Ibis, 138, 700-709.

C&L Inventory. (2021). Database containing classification and labelling information on notified and registered substances received from manufacturers and importers. [WWW Document]. *European Chemicals Agency*. URL https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database

Coenen, T. M., Brouwer, A., Enninga, I. C., & Koeman, J. H. (1992). Subchronic toxicity and reproduction effects of tri-n-butyltin oxide in Japanese quail. Archives of environmental contamination and toxicology, 23, 457-463.

Deck, A. T., Reinke, E. N., & McCain, W. C. (2015). Wildlife Toxicity Assessment for Aldrin and Dieldrin. *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern*. Elsevier, 367-384.

de Wit, C. A., Herzke, D., & Vorkamp, K. (2010). Brominated flame retardants in the Arctic environment—trends and new candidates. Science of the Total Environment, 408, 2885-2918.

Dominguez-Romero, E., Cariou, R., Omer, E., Marchand, P., Dervilly-Pinel, G., Le Bizec, B., Travel, A., Jondreville, C. (2016). Tissue distribution and transfer to eggs of ingested α-Hexabromocyclododecane (α-HBCDD) in laying hens (Gallus domesticus). Journal of agricultural and food chemistry, 64, 2112-2119.

Eeva, T., Lehikoinen, E., & Rönkä, M. (1998). Air pollution fades the plumage of the great tit. Functional Ecology, 12, 607-612.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). (2010). Scientific Opinion on Polybrominated Biphenyls (PBBs) in Food. EFSA Journal, 8, 1789.

EFSA Scientific Committee. (2011). Guidance on the risk assessment of the application of nanoscience and nanotechnologies in the food and feed chain. EFSA Journal, 9, 2140.

Elgert, C., Lehtonen, T. K., Kaitala, A., & Candolin, U. (2020). Sexual selection for bright females prevails under light pollution. Current Zoology, 1-3.

Eljarrat, E., & Barceló, D. (Eds.). (2011). Brominated flame retardants. Springer Science & Business Media.

Elliott, J. E., Brogan, J., Lee, S. L., Drouillard, K. G., & Elliott, K. H. (2015). PBDEs and other POPs in urban birds of prey partly explained by trophic level and carbon source. Science of the Total Environment, 524, 157-165.

Elken, J., Lips, U., Keevallik, S., Lips, I., Raudsepp, U. (2018). Füüsikaline okeanograafia. Läänemeri. Tallinna Tehnikaülikooli Kirjastus.

Eng, M. L., Elliott, J. E., & Williams, T. D. (2014). An assessment of the developmental toxicity of BDE-99 in the European starling using an integrated laboratory and field approach. Ecotoxicology, 23, 1505-1516.

Erratico, C., Currier, H., Szeitz, A., Bandiera, S., Covaci, A., & Elliott, J. (2015). Levels of PBDEs in plasma of juvenile starlings (Sturnus vulgaris) from British Columbia, Canada and assessment of PBDE metabolism by avian liver microsomes. Science of the Total Environment, 518, 31-37.

Fernie, K. J., Shutt, J. L., Letcher, R. J., Ritchie, J. I., Sullivan, K., & Bird, D. M. (2008). Changes in reproductive courtship behaviors of adult American kestrels (Falco sparverius) exposed to environmentally relevant levels of the polybrominated diphenyl ether mixture, DE-71. Toxicological sciences, 102, 171-178.

Flatt, T., & Heyland, A. (Eds.). (2011). Mechanisms of life history evolution: the genetics and physiology of life history traits and trade-offs. OUP Oxford.

Frederick, P., & Jayasena, N. (2011). Altered pairing behaviour and reproductive success in white ibises exposed to environmentally relevant concentrations of methylmercury. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 278, 1851–1857.

Fritsch, C., Jankowiak, Ł., & Wysocki, D. (2019). Exposure to Pb impairs breeding success and is associated with longer lifespan in urban European blackbirds. Scientific reports, 9, 1-11.

Fry, D. M. (1995). Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. Environmental health perspectives, 103, 165-171.

Furness, R.W. (1996). Cadmium in birds. W.N. Beyer, G.H. Heinz & A.W. Redmom-Norwood (Eds.). Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissues concentrations, Lewis Press, Boca Raton, Fl, 389–404.

Furness, R. W., Muirhead, S. J., & Woodburn, M. (1986). Using bird feathers to measure mercury in the environment: relationships between mercury content and moult. Marine Pollution Bulletin, 17, 27-30.

Geens, A., Dauwe, T., Bervoets, L., Blust, R., & Eens, M. (2010). Haematological status of wintering great tits (Parus major) along a metal pollution gradient. Science of the Total Environment, 408, 1174–1179.

Geens, A., Dauwe, T., & Eens, M. (2009). Does anthropogenic metal pollution affect carotenoid colouration, antioxidative capacity and physiological condition of great tits (Parus major)?. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 150, 155-163.

Gorissen, L., Snoeijs, T., Van Duyse, E., & Eens, M. (2005). Heavy metal pollution affects dawn singing behaviour in a small passerine bird. Oecologia, 145, 504-509.

Gotelli, M. J., Lo Balbo, A., Caballero, G. M., & Gotelli, C. A. (2020). Hexachlorocyclohexane phytoremediation using Eucalyptus dunnii of a contaminated site in Argentina. International journal of phytoremediation, 22, 1129-1136.

Goutte, A., Barbraud, C., Herzke, D., Bustamante, P., Angelier, F., Tartu, S., Clément-Chastel, C., Moe, B., Bech, C., Gabrielsen, G. W., Bustnes, J. O. & Chastel, O. (2015). Survival rate and breeding outputs in a high Arctic seabird exposed to legacy persistent organic pollutants and mercury. Environmental Pollution, 200, 1-9.

Goutte, A., Barbraud, C., Meillère, A., Carravieri, A., Bustamante, P., Labadie, P., Budzinski, H., Delord, K., Cherel, Y., Weimerskirch, H. & Chastel, O. (2014). Demographic consequences of heavy metals and persistent organic

pollutants in a vulnerable long-lived bird, the wandering albatross. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 281, 20133313.

Grue, C. E., & Shipley, B. K. (1981). Interpreting population estimates of birds following pesticide applications-behavior of male starlings exposed to an organophosphate pesticide. Stud. Avian Biol, 6, 292-296.

Greenfield, M. D., & Rodriguez, R. L. (2004). Genotype–environment interaction and the reliability of mating signals. Animal Behaviour, 68, 1461-1468.

Guigueno, M. F., & Fernie, K. J. (2017). Birds and flame retardants: A review of the toxic effects on birds of historical and novel flame retardants. Environmental research, 154, 398-424.

Götz, R. B. O. H., Bauer, O. H., Friesel, P., & Roch, K. (1998). Organic trace compounds in the water of the River Elbe near Hamburg part II. Chemosphere, 36, 2103-2118.

Hall, J. E., Greichus, Y. A., & Severson, K. E. (1971). Effects of aldrin on young pen-reared pheasants. The Journal of Wildlife Management, 429-434.

Harrison, R. M. (Ed.). (2001). Pollution: causes, effects and control. Royal society of chemistry.

Hau, M., Wikelski, M., Soma, K. K., & Wingfield, J. C. (2000). Testosterone and year-round territorial aggression in a tropical bird. General and comparative endocrinology, 117, 20-33.

Heath, J. A., & Frederick, P. C. (2005). Relationships among mercury concentrations, hormones, and nesting effort of White Ibises (Eudocimus albus) in the Florida Everglades. The Auk, 122, 255-267.

Helander, B., Olsson, A., Bignert, A., Asplund, L., & Litzén, K. (2002). The role of DDE, PCB, coplanar PCB and eggshell parameters for reproduction in the white-tailed sea eagle (Haliaeetus albicilla) in Sweden. Ambio, 386-403.

HELCOM. (2010). Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. (Baltic Sea Environment Proceedings; Vol. 2010, No. 120B). *Helsinki Commission*. URL https://helcom.fi/media/publications/BSEP120B.pdf

HELCOM (2018): HELCOM Thematic assessment of hazardous substances 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings n°157.

Hill, G. E., Hill, G. E., McGraw, K. J., & Kevin, J. (Eds.). (2006). Bird coloration: function and evolution (Vol. 2). Harvard University Press.

Holmes, S. B., & Boag, P. T. (1990). Effects of the organophosphorus pesticide fenitrothion on behavior and reproduction in zebra finches. Environmental research, 53, 62-75.

Iolascon, A., De Falco, L., & Beaumont, C. (2009). Molecular basis of inherited microcytic anemia due to defects in iron acquisition or heme synthesis. Haematologica, 94, 395–408.

Jackovitz, A. M., & Hebert, R. M. (2015). Wildlife toxicity assessment for hexachlorocyclohexane (HCH). In Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern, 473-497. Elsevier.

Jaspers, V. L., Covaci, A., Deleu, P., Neels, H., & Eens, M. (2008). Preen oil as the main source of external contamination with organic pollutants onto feathers of the common magpie (Pica pica). Environment international, 34, 741-748.

Jaspers, V. L., Rodriguez, F. S., Boertmann, D., Sonne, C., Dietz, R., Rasmussen, L. M., Eens, M. & Covaci, A. (2011). Body feathers as a potential new biomonitoring tool in raptors: a study on organohalogenated contaminants in different feather types and preen oil of West Greenland white-tailed eagles (Haliaeetus albicilla). Environment international, 37, 1349-1356.

Jawor, J. M., & Breitwisch, R. (2003). Melanin ornaments, honesty, and sexual selection. The Auk, 120, 249-265.

Jeschke, J. M., Gabriel, W., Kokko, H. r-Strategist/K-Strategists. Jørgensen, S.E., Fath, B. D. (Eds.). Encyclopedia of Ecology, Elsevier, Oxford (2008), 3113-3122.

Jin, X., Kennedy, S. W., Di Muccio, T., & Moon, T. W. (2001). Role of oxidative stress and antioxidant defense in 3, 3′, 4, 4′, 5-pentachlorobiphenyl-induced toxicity and species-differential sensitivity in chicken and duck embryos. Toxicology and applied pharmacology, 172, 241-248.

Jorgenson, J. L. (2001). Aldrin and dieldrin: a review of research on their production, environmental deposition and fate, bioaccumulation, toxicology, and epidemiology in the United States. Environmental health perspectives, 109, 113-139.

Ketterson, E. D., & Nolan Jr, V. (1994). Male parental behavior in birds. Annual Review of Ecology and Systematics, 601-628.

Kuzan, F. B., & Prahlad, K. V. (1975). The Effects of 1, 2, 3, 4, 10, 10-Hexachloro-1, 4, 4a, 5, 8 8a-Hexahydroxy endo, exo-5, 8-Dimethionaphthalene (Aldrin) and Sodium Ethylenebisdithiocarbomate (Nabam) on the Chick. Poultry science, 54, 1054-1064.

Lagadic, L., Katsiadaki, I., Biever, R., Guiney, P. D., Karouna-Renier, N., Schwarz, T., & Meador, J. P. (2017). Tributyltin: advancing the science on assessing endocrine disruption with an unconventional endocrine-disrupting compound. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 245, 65-127.

Lauby-Secretan, B., Loomis, D., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Baan, R., Mattock, H., Straif, K. & Iarc Working Group. (2013). Carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. Lancet Oncology, 14, 287-288.

Lepage, D., Gauthier, G., & Menu, S. (2000). Reproductive consequences of egg-laying decisions in snow geese. Journal of Animal Ecology, 69, 414-427.

Leppäranta, M., & Myrberg, K. (2009). Physical oceanography of the Baltic Sea. Springer Science & Business Media.

Lodenius, M., & Solonen, T. (2013). The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. Ecotoxicology, 22, 1319-1334.

Lowe, T. P., & Stendell, R. C. (1991). Eggshell modifications in captive American Kestrels resulting from Aroclor® 1248 in the diet. Archives of environmental contamination and toxicology, 20, 519-522.

Maddox, J. D., & Weatherhead, P. J. (2008). Egg size variation in birds with asynchronous hatching: is bigger really better?. The American Naturalist, 171, 358-365.

Mandal, A., Chakraborty, S., & Lahiri, P. (1986). Hematological changes produced by lindane (γ-HCH) in six species of birds. Toxicology, 40, 103-111.

Mangochi, P. (2010). Endocrine distrupting chemicals and human health: the plausibility of research results on DDT and reproductive health. Malawi Medical Journal, 22.

Marteinson, S. C., Bird, D. M., Shutt, J. L., Letcher, R. J., Ritchie, I. J., & Fernie, K. J. (2010). Multi-generational effects of polybrominated diphenylethers exposure: Embryonic exposure of male American kestrels (Falco sparverius)

to DE-71 alters reproductive success and behaviors. Environmental Toxicology and Chemistry, 29, 1740-1747.

Martinez, A. O., & Martinezconde, E. (1995). The neurotoxic effects of lindane at acute and subchronic dosages. Ecotoxicology and Environmental Safety, 30, 101-105.

Matthiessen, P., Wheeler, J. R., & Weltje, L. (2018). A review of the evidence for endocrine disrupting effects of current-use chemicals on wildlife populations. Critical reviews in toxicology, 48, 195-216.

McCarty, J. P., & Secord, A. L. (1999). Nest-building behavior in PCB-contaminated tree swallows. The Auk, 116, 55-63.

McCarty, J. P., & Secord, A. L. (2000). Possible effects of PCB contamination on female plumage color and reproductive success in Hudson River tree swallows. The Auk, 117, 987-995.

McLachlan, M. & Undeman, E. 2020. Dioxins and PCBs in the Baltic Sea. Helcom Baltic Sea Environment Proceedings n°171.

Montiglio, P. O., Dammhahn, M., Messier, G. D., & Réale, D. (2018). The pace-of-life syndrome revisited: the role of ecological conditions and natural history on the slow-fast continuum. Behavioral Ecology and Sociobiology, 72, 1-9.

Mora, M. A., Auman, H. J., Ludwig, J. P., Giesy, J. P., Verbrugge, D. A., & Ludwig, M. E. (1993). Polychlorinated biphenyls and chlorinated insecticides in plasma of Caspian terns: relationships with age, productivity, and colony site tenacity in the Great Lakes. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 24, 320-331.

Monteiro, L. R., & Furness, R. W. (1995). Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. In Mercury as a Global Pollutant, 851-870). Springer, Dordrecht.

Mourocq, E. (2017). *Evolution of life histories in birds: Reproductive strategies and survival-relationship with ecology, social system and life histories*. Doctoral dissertation, University of Zurich.

Murray Jr, B. G. (2000). Measuring annual reproductive success in birds. The Condor, 102, 470-473.

Nandan, S. B., & Nimila, P. J. (2012). Lindane toxicity: Histopathological, behavioural and biochemical changes in Etroplus maculatus (Bloch, 1795). Marine environmental research, 76, 63-70.

Niemirycz, E., Szlinder-Richert, J., Roots, O., Falkowska, L., Pazdro, K., Zaborska, A., Verta, M., Grażyna, S., Witt, M., Reindl, A. E. & Kobusińska, M. E. (2017). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), polychlorinated dibenzofurans (PCDF) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (Dl-PCB) in the baltic and arctic fish and the further trophic transfer of these pollutants to seabirds. Journal of Marine Science: Research & Development, 7.

Newman, M. C. (2015). Fundamentals of ecotoxicology: the science of pollution. CRC press.

Nikinmaa, M. (2014). An Introduction to Aquatic Toxicology. Tallinn: Elsevier.

Nowicki, S., Searcy, W. A., & Peters, S. (2002). Quality of song learning affects female response to male bird song. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 269, 1949-1954.

Ojaveer, E. (2014). Läänemeri. Tallinn: Teaduste Akadeemia Kirjastus.

Oren, A., Aizenshtat, Z., & Chefetz, B. (2006). Persistent organic pollutants and sedimentary organic matter properties: A case study in the Kishon River, Israel. Environmental Pollution, 141, 265-274.

Paruk, J. D., Adams, E. M., Uher-Koch, H., Kovach, K. A., Long IV, D., Perkins, C., Schoch, N. & Evers, D. C. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons in blood related to lower body mass in common loons. Science of the Total Environment, 565, 360-368.

Pazmiño, M., Monica, S., James, W., Juan, G., Luis, A. J., & Wilman, C. (2018). Heavy metal-induced inhibition of enzymatic activity in hen egg white lysozyme. Asian J Pharm Clin Res, 11, 212–217.

Peñuelas, J., Sardans, J., Estiarte, M., Ogaya, R., Carnicer, J., Coll, M., Barbeta, A., Rivas-Ubach, A., Llusià, J., Garbulsky, M., Fiella, I. & Jump, A. S. (2013). Evidence of current impact of climate change on life: a walk from genes to the biosphere. Global change biology, 19, 2303-2338.

Phillips, J., & Henderson, A. C. (2018). Hemolytic anemia: evaluation and differential diagnosis. American family physician, 98, 354-361.

Réale, D., Garant, D., Humphries, M. M., Bergeron, P., Careau, V., & Montiglio, P. O. (2010). Personality and the emergence of the pace-of-life syndrome concept at the population level. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 365, 4051-4063.

Reed, J. R., dela Cruz, A. L. N., Lomnicki, S. M., & Backes, W. L. (2015). Inhibition of cytochrome P450 2B4 by environmentally persistent free radical-containing particulate matter. Biochemical pharmacology, 95, 126-132.

Reznick, D. (1985). Costs of reproduction: an evaluation of the empirical evidence. Oikos, 257-267.

Reznick, D. (2014) III. 11 Evolution of life-histories. The Princeton Guide to Evolution (Eds J.B. Losos, D.A. Baum, D.J. Futuyma, H.E. Hoekstra & R.E. Lenski). Princeton University Press, Princeton & Oxford.

Robertson, R. J., Stutchbury, B. J., & Cohen, R. R. (1992). *Tree swallow: Tachycineta bicolor*. American Ornithologists' Union.

Rowe, C. L. (2008). “The calamity of so long life”: life histories, contaminants, and potential emerging threats to long-lived vertebrates. Bioscience, 58, 623-631.

Ricklefs, R. E. (1977). On the evolution of reproductive strategies in birds: reproductive effort. The American Naturalist, 111, 453-478.

Ricklefs, R. E., & Wikelski, M. (2002). The physiology/life-history nexus. Trends in ecology & evolution, 17, 462-468.

Robinson, D. W., Hau, M., Klasing, K. C., Wikelski, M., Brawn, J. D., Austin, S. H., Tarwarer, C. E. & Ricklefs, R. E. (2010). Diversification of life histories in New World birds. The Auk, 127, 253-262.

Roos, A. M., Bäcklin, B. M. V., Helander, B. O., Rigét, F. F., & Eriksson, U. C. (2012). Improved reproductive success in otters (Lutra lutra), grey seals (Halichoerus grypus) and sea eagles (Haliaeetus albicilla) from Sweden in relation to concentrations of organochlorine contaminants. Environmental Pollution, 170, 268-275.

Roscales, J. L., González-Solís, J., Calabuig, P., & Jiménez, B. (2011). Interspecies and spatial trends in polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Atlantic and Mediterranean pelagic seabirds. Environmental pollution, 159, 2899-2905.

Roscales, J. L., Vicente, A., Muñoz-Arnanz, J., Morales, L., Abad, E., Aguirre, J. I., & Jiménez, B. (2016). Influence of trophic ecology on the accumulation of

dioxins and furans (PCDD/Fs), non-ortho polychlorinated biphenyls (PCBs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Mediterranean gulls (Larus michahellis and L. audouinii): a three-isotope approach. Environmental Pollution, 212, 307-315.

Rutkowska, M., Bajger-Nowak, G., Kowalewska, D., Bzoma, S., Kalisińska, E., Namieśnik, J., & Konieczka, P. (2019). Methylmercury and total mercury content in soft tissues of two bird species wintering in the Baltic Sea near Gdansk, Poland. Chemosphere, 219, 140–147.

Rutkowska, M., Płotka-Wasylka, J., Lubinska-Szczygeł, M., Różańska, A., Możejko-Ciesielska, J., & Namieśnik, J. (2018). Birds' feathers–suitable samples for determination of environmental pollutants. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 109, 97-115.

Ruuskanen, S., Espín, S., Sánchez-Virosta, P., Sarraude, T., Hsu, B. Y., Pajunen, P., Costa, R. A., Eens, M., Hargitai, R., Török, J. & Eeva, T. (2019). Transgenerational endocrine disruption: Does elemental pollution affect egg or nestling thyroid hormone levels in a wild songbird?. Environmental Pollution, 247, 725-735.

Schlatterer, B., Coenen, T. M., Ebert, E., Grau, R., Hilbig, V., & Munk, R. (1993). Effects of bis (tri-n-butyltin) oxide in Japanese quail exposed during egg laying period: an interlaboratory comparison study. Archives of environmental contamination and toxicology, 24, 440-448.

Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., Von Gunten, U., & Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. Science, 313, 1072-1077.

Singh, D. D., & Chauhan, R. S. (2016). Study on T and B-cell proliferation induced by lindane and quinalphos insecticides under in vitro condition in avian lymphocytes. Indian J Vet Pathol, 40, 148.

Skarphedinsdottir, H., Hallgrimsson, G. T., Hansson, T., Hägerroth, P. Å., Liewenborg, B., Tjärnlund, U., Åkerman, G., Baršiene, J. & Balk, L. (2010). Genotoxicity in herring gulls (Larus argentatus) in Sweden and Iceland. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 702, 24-31.

Slagsvold, T., Sandvik, J., Rofstad, G., Lorentsen, Ö., & Husby, M. (1984). On the adaptive value of intraclutch egg-size variation in birds. The Auk, 101, 685-697.

Smith, C. C., & Fretwell, S. D. (1974). The optimal balance between size and number of offspring. The American Naturalist, 108, 499-506.

Snoeijs-Leijonmalm, P., Schubert, H., & Radziejewska, T. (Eds.). (2017). Biological oceanography of the Baltic Sea. Springer Science & Business Media.

Spickler, J. L., Swaddle, J. P., Gilson, R. L., Varian-Ramos, C. W., & Cristol, D. A. (2020). Sexually selected traits as bioindicators: exposure to mercury affects carotenoid-based male bill color in zebra finches. Ecotoxicology, 29, 1138-1147.

Stokland, J. N., & Amundsen, T. (1988). Initial size hierarchy in broods of the shag: relative significance of egg size and hatching asynchrony. The Auk, 105, 308-315.

Tartu, S., Angelier, F., Bustnes, J. O., Moe, B., Hanssen, S. A., Herzke, D., Gabrielsen, G. W., Verboven, N., Verreault, J., Labadie, P., Budzinski, H., Wingfield, J. C. & Chastel, O. (2015a). Polychlorinated biphenyl exposure and corticosterone levels in seven polar seabird species. Environmental Pollution, 197, 173-180.

Tartu, S., Angelier, F., Herzke, D., Moe, B., Bech, C., Gabrielsen, G. W., Bustnes, J. O. & Chastel, O. (2014). The stress of being contaminated? Adrenocortical function and reproduction in relation to persistent organic pollutants in female black legged kittiwakes. Science of the Total Environment, 476, 553-560.

Tartu, S., Angelier, F., Wingfield, J. C., Bustamante, P., Labadie, P., Budzinski, H., Weimerskirch, H., Bustnes, J. O. & Chastel, O. (2015b). Corticosterone, prolactin and egg neglect behavior in relation to mercury and legacy POPs in a long-lived Antarctic bird. Science of the Total Environment, 505, 180-188.

Tartu, S., Bustamante, P., Angelier, F., Lendvai, A. Z., Moe, B., Blévin, P., Bech, C., Gabrielsen, G. W., Bustnes, J. O. & Chastel, O. (2016). Mercury exposure, stress and prolactin secretion in an Arctic seabird: an experimental study. Functional Ecology, 30, 596-604.

Tartu, S., Goutte, A., Bustamante, P., Angelier, F., Moe, B., Clément-Chastel, C., Bech, C., Gabrielsen, G. W., Bustnes, J. O. & Chastel, O. (2013). To breed or not to breed: endocrine response to mercury contamination by an Arctic seabird. Biology Letters, 9, 20130317.

Tartu, S., Lendvai, Á. Z., Blévin, P., Herzke, D., Bustamante, P., Moe, B., Gabrielsen, G. E., Bustnes, J. & Chastel, O. (2015c). Increased adrenal responsiveness and delayed hatching date in relation to polychlorinated biphenyl exposure in Arctic-breeding black-legged kittiwakes (Rissa tridactyla). General and Comparative Endocrinology, 219, 165-172.

Tartu, S. (2014). *Relationships between contaminants and hormones involved in breeding decisions in polar seabirds*. Doctoral dissertation, Université de La Rochelle.

Thierry, A. M., Brajon, S., Massemin, S., Handrich, Y., Chastel, O., & Raclot, T. (2013). Decreased prolactin levels reduce parental commitment, egg temperatures, and breeding success of incubating male Adélie penguins. Hormones and behavior, 64, 737-747.

Troisi, G., Barton, S., & Bexton, S. (2016). Impacts of oil spills on seabirds: Unsustainable impacts of non-renewable energy. international journal of hydrogen energy, 41, 16549-16555.

Trivers, R. (1972). Parental investment and sexual selection. Sexual Selection & the Descent of Man, Aldine de Gruyter, New York, 136-179.

Tsiantas, P., Tzanetou, E. N., Karasali, H., & Kasiotis, K. M. (2021). A Dieldrin Case Study: Another Evidence of an Obsolete Substance in the European Soil Environment. Agriculture, 11(4), 314.Tynkkynen, N. (2013). The challenge of environmental governance in the network society: The case of the Baltic Sea. Environmental Policy and Governance, 23, 395-406.

Vágási, C. I., Vincze, O., Pătraș, L., Osváth, G., Pénzes, J., Haussmann, M. F., Barta, Z. & Pap, P. L. (2019). Longevity and life history coevolve with oxidative stress in birds. Functional Ecology, 33, 152-161.

van der Perk, M. (2013). Soil and Water Contamination (Second Edition). CRC Press/Balkema.

van der Ven, L. T., Verhoef, A., Van De Kuil, T., Slob, W., Leonards, P. E., Visser, T. J., Hamers, T., Herlin, M., Håkansson, H., Olausson, H., Piersma, A. H. & Vos, J. G. (2006). A 28-day oral dose toxicity study enhanced to detect endocrine effects of hexabromocyclododecane in Wistar rats. Toxicological Sciences, 94, 281-292.

Verreault, J., Villa, R. A., Gabrielsen, G. W., Skaare, J. U., & Letcher, R. J. (2006). Maternal transfer of organohalogen contaminants and metabolites to eggs of Arctic-breeding glaucous gulls. Environmental Pollution, 144, 1053-1060.

Voorspoels, S., Covaci, A., Lepom, P., Jaspers, V. L., & Schepens, P. (2006). Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in various tissues of birds of prey. Environmental Pollution, 144, 218-227.

Vos, J. G., Dybing, E., Greim, H. A., Ladefoged, O., Lambré, C., Tarazona, J. V., Brandt, I. & Vethaak, A. D. (2000). Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. Critical reviews in toxicology, 30, 71-133.

Walker, C. H., & Livingstone, D. R. (Eds.). (2013). Persistent pollutants in marine ecosystems. Elsevier.

Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology*. CRC press.

Walker, C. H. (2009). Organic pollutants: an ecotoxicological perspective. CRC press.

Waszak, I., Jonko-Sobuś, K., Ożarowska, A., & Zaniewicz, G. (2020). Estimation of native and alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in seabirds from the south coast of the Baltic Sea. Environmental Science and Pollution Research, 1-11.

Williams, T. D. (1994). Intraspecific variation in egg size and egg composition in birds: effects on offspring fitness. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 69, 35-59.

Wolf, M., Van Doorn, G. S., Leimar, O., & Weissing, F. J. (2007). Life-history trade-offs favour the evolution of animal personalities. Nature, 447, 581-584.

World Health Organization. (2000). Air quality guidelines for Europe. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

World Health Organization. (04.10.2016). Dioxins and their effects on human health [WWW Document]. *World Health Organization*. URL https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/dioxins-and-their-effects-on-human-health

Yu, L., Han, Z., & Liu, C. (2015). A review on the effects of PBDEs on thyroid and reproduction systems in fish. General and comparative endocrinology, 219, 64-73.

Zaborska, A., Kosakowska, A., Beldowski, J., Beldowska, M., Szubska, M., Walkusz-Miotk, J., Żak, A., Ciechanowicz, A., & Wdowiak, M. (2017). The distribution of heavy metals and 137Cs in the central part of the Polish maritime zone (Baltic Sea)–the area selected for wind farm acquisition. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 198, 471–481.

Zala, S. M., & Penn, D. J. (2004). Abnormal behaviours induced by chemical pollution: a review of the evidence and new challenges. Animal Behaviour, 68, 649-664.

Zhao, G., Zhou, H., Wang, D., Zha, J., Xu, Y., Rao, K., Ma, M., Huang, S. & Wang, Z. (2009). PBBs, PBDEs, and PCBs in foods collected from e-waste disassembly sites and daily intake by local residents. Science of the total environment, 407, 2565-2575.

Zhang, X., Xia, P., Wang, P., Yang, J., & Baird, D. J. (2018). Omics advances in ecotoxicology. Baird Environmental Science & Technology 2018 52, 3842-3851.

Zheng, X. B., Luo, X. J., Zeng, Y. H., Wu, J. P., Chen, S. J., & Mai, B. X. (2014). Halogenated flame retardants during egg formation and chicken embryo development: maternal transfer, possible biotransformation, and tissue distribution. Environmental toxicology and chemistry, 33, 1712-1719.

Zhihua, L., Panton, S., Marshall, L., Fernandes, A., Rose, M., Smith, F., & Holmes, M. (2018). Spatial analysis of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and polybrominated biphenyls (PBBs) in fish collected from UK and proximate marine waters. Chemosphere, 195, 727-734.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Gertrud Einmann,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose "Elukäigutunnuste roll keskkonnareostuse mõju avaldumisel merelindudel", mille juhendajad on Randel Kreitsberg ja Merilin Raudna-Kristoffersen, 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 Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 3.0, 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.

Gertrud Einmann

27.05.2021