



Eesti hundi soodsa võrdlusasurkonna suuruse määramine ja selle võrdlus suurkiskjate kaitse ja ohjamise tegevuskavas toodud hundi asurkonna lävendväärtustega

Analüüs

2025

Sissejuhatus

2025. aastal tuleb kõigil Euroopa Liidu liikmesriikidel, sh Eestil esitada Euroopa Komisjonile perioodi 2019-2024 kohta raport EL Loodus- ja Linnudirektiivi liikide ja elupaikade seisundi kohta. Kogu suurema sisulise ettevalmistuse ja hindamise teeb Eestis selle raporti puhul Keskkonnaagentuur, Kliimaministeeriumi roll on hindamistulemuste valideerimine ja andmete esitamine. Raportis soovitakse muuhulgas näha **liigi soodsa võrdlusasurkonna suurust**, millega olemasoleva asurkonna suuruse võrdlemisel on võimalik hinnata, kas asurkonna looduskaitseline seisund on soodne või mitte. 2022. aastal valmis ja kinnitati Eesti suurkiskjate kaitse ja ohjamise tegevuskava aastateks 2022-2031. Antud tegevuskavas, mille koostajateks olid Tartu Ülikooli teadlased ja zooloogid Jaanus Remm ja Maris Hindrikson ning kinnitajaks Keskkonnaamet, on toodud **asurkondade suuruse lävendväärtused**, mida võib vaadelda kui **soodsa seisundi võrdlusväärtusi**. 2025. aastal avaldati Euroopa Komisjoni tellitud metoodiline juhend suurkiskjate soodsa seisundi võrdlusväärtuste määramiseks (Linnell ja Boitani 2025), mis on kontseptuaalselt mõneti erinev varasemalt avaldatud analoogsest juhendmaterjalist (Linnell jt 2008).

Käesoleva analüüsi eesmärk on hinnata, kas eelpoolmainitud juhendi (Linnell ja Boitani 2025) valguses sobivad kehtivas suurkiskjate tegevuskavas toodud hundi asurkonna suuruse lävendväärtused kasutamiseks soodsa võrdlusasurkonna suurustena Euroopa Komisjonile esitatavas raportis.

Taust

Populatsioonide elujõulisuse hindamisel on laialdaselt kasutatavad demograafilise elujõulisuse analüüsid, kus peamiselt juurdekasvu ja suremuse näitajate põhjal arvutatakse erineva asurkonna arvukuse juures väljasuremise tõenäosus teatud aja jooksul. Sel põhimõttel arvutatakse välja väikseim elujõuline asurkond (*Minimum Viable Population* – MVP), mille juures on järgneva saja aasta jooksul võimalus liigi

välja suremiseks 5 või 10%. Antud näitajad on olulised, kui soovitakse vältida väikeste asurkondade väljasuremist, kuid ei ole piisavad populatsiooni jätkusuutliku arengu planeerimiseks pikaajalises perspektiivis.

Eeskätt viimastel aastakümnetel on aina enam jõustunud arusaam, et asurkondade pikaajalise elujõulisuse seisukohalt on olulised asurkondade geneetilised komponendid, mis toetavad võimet vältida sugulusristumist ja kohaneda keskkonnamuutustega. Nii soovitatakse MVP asemel keskenduda näitajale, mida nimetatakse **populatsiooni efektiivseks suuruseks** (*Effective population size* – N_e). Populatsiooni efektiivne suurus on näitaja, mis ei väljenda pelgalt sigivate isendite arvu asurkonnas, vaid võtab arvesse ka variatsioone, milles erinevad isendid panustavad järgmisesse põlvkonda ning mõju järgmise põlvkonna geneetilisele struktuurile. Nii sõltub N_e lisaks sigivate isendite arvule ka muudest näitajatest, nagu asurkonna ruumiline, demograafiline ja geneetiline struktuur, avatus ja migratsioon, suremusest (sh küttimisest) tulenev geenitriiv jne., mistõttu võib N_e sigivate isendite arvust märkimisväärselt erineda. Populatsiooni efektiivset suurust soovitatakse liikmesriikidel kasutada Euroopa Komisjonile esitatavates raportites EL loodusdirektiivi (ja linnudirektiivi) liikide soodsa looduskaitse seisundi võrdlusväärtuste (*Favourable Reference Values* - FRV), täpsemalt siis ühe komponendi, soodsa võrdlusasurkonna suuruse (FRP – *Favourable Reference Population*) määratlemisel. Antud soovitused on välja toodud Euroopa Komisjoni tellitud liikide ja elupaikade FRV määratlemise juhendis (Bijlsma jt 2019) ning ka spetsiifiliselt suurkiskjate FRV määratlemise juhendis (Linnell ja Boitani 2025). Mainitud juhendid ei ole õiguslikult siduvad, vaid soovituslikud. Küll aga on need juhendid üheselt teaduspõhised ning nende koostamisel on kasutatud olemasolevaid parimaid teadmisi. Uues suurkiskjaid käsitlevas juhendis ((Linnell ja Boitani 2025) on mitmeid kontseptuaalselt erinevaid lähenemisi võrreldes varasema samalaadse juhendiga (Linnell jt 2008). Nii ei soovitata enam liikmesriigi suurkiskja asurkonna soodsa looduskaitse seisundi (*Favourable Conservation Status* - FCS) hindamisel kasutada riigisisese liigi punase nimestiku ohustatuse hinnangut (vastavalt IUCN kriteeriumitele), vaid asendada see N_e suuruse hindamisega. Samuti soovitatakse FRV hindamisel selgelt eristada bioloogilist (populatsiooni) ja poliitilist (liikmesriigi) taset ning kasutada neid mõlemaid paralleelselt.

N_e arvutatakse vastavate geneetilise analüüsi meetoditega antud populatsiooni kohta kogutud geneetilise materjali põhjal ning see baseerub asurkonna heterosügootsuse näitajatel. N_e arvutamiseks on kasutusel hulk erinevaid meetodeid, mis põhinevad erinevatel analüüsitavatel näitajatel ja ruumilistel tasemetel. Igaüks neist esindab erinevat (kuid omavahel seotud) kontseptsiooni. Seda tuleb vastavate näitajate kasutamisel rakendusväärtustena silmas pidada, kuna tulemuste otsesel võrdlemisel võivad need teineteisest väga erinevad olla.

Populatsiooni efektiivset suurust N_e on vastava (piisavalt suure valimi) geneetilise materjali puudumisel võimalik tuletada ka kaudselt asurkonna arvukusest (N), kuna nende näitajate vahel on üldjuhul korrelatiivne seos. Seda seost väljendatakse suhtarvuna N_e/N . Asurkonna arvukuse näitajaid on erinevaid, mistõttu on võimalik esitada ka erinevaid N_e/N suhtarve, nagu näiteks N_e suhe asurkonna arvukusega sügisel (N_e/N_{tot}), kevadel (N_e/N_c) või pesakondade arvuga (N_e/N_b). Laialdasemalt

on kasutusel suhe N_e/N_c , kus N_c väljendab põhipopulatsiooni (sigimisperioodi eelne ehk siis ilma sama-aasta juurdekasvuta) arvukust ning teiste arvukusandmete teisendamiseks kasutatakse vastavaid koefitsiente, mida nimetatakse konversiooni faktoriteks. Sõltuvalt liigi eluviisist ja tingimustest võib N_e ja N_c suhe väga suures ulatuses kõikuda. Erinevatele allikatele tuginedes on suurkiskjate N_e/N_c enamasti vahemikus 0,1-0,4, mis annab N_e arvutamisel kuni neljakordse erinevuse. Seetõttu võib vaid kirjandusallikate põhjal N_e tuletamine asurkonna arvukusest anda tulemust, mis võib tegelikkusest väga olulisel määral erineda. Teades aga kohaliku asurkonna kohta samaaegselt määratud kahte näitajat, saab välja arvutada kolmanda ning seda koefitsiendina edaspidi kasutada. Seetõttu on vajalik, et lisaks asurkonna regulaarsele seirele, millega hinnatakse erinevaid asurkonna suuruse näitajaid, tuleks teatud perioodi tagant arvutada geneetiliste materjali põhjal ka populatsiooni efektiivset suurust, millest saab omakorda arvutada relevantseid N_e/N suhted. Teades asurkonna N_e suurust ja N_e/N suhet, saab omakorda arvutada soodsa võrdlusasurkonna suuruse FRP, mis on oluline näitaja asurkonna looduskaitse seisundi FCS hindamisel.

Hinnates asurkonna elujõulisust N_e põhjal on laialdaselt kasutatav 50/500 printsiip (Bijlsma jt 2019). See tähendab, et asurkonna elujõulisuse lühiajaliseks tagamiseks, vältimaks seda ohustavat sugulusristumist, peab N_e olema suurem kui 50 ning populatsiooni pikaajaliseks säilitamiseks, tagamaks asurkonna evolutsiooniline potentsiaal, suurem kui 500. Antud kontseptsioonis mõeldakse väljendi „lühiajaline“ all perioodi, mida saab mõõta aastakümnetes ning väljendi „pikaajaline“ all perioodi, mida saab mõõta aastasades.

Määratlemaks FRV väärtusi, on juhendites (Bijlsma jt 2019, Linnell ja Boitani 2025) soovitatud hinnata neid kahes erinevas skaalas. Bioloogilises mõistes on populatsiooni pikaajalise elujõulisuse tagamiseks elementaarne saavutada/säilitada selle evolutsiooniline potentsiaal ehk siis kohanemisvõime. Selleks on vajalik asurkonna suurus tuhandetes isendites ($N_e > 500$), milles tekkivate uute geenmutatsioonide arv ületaks geenide kadu ehk geenitriivi. Enamuse Euroopa riikide puhul ei ole sellise hulga isendite olemasolu ühe liikmesriigi territooriumil füüsiliselt võimalik, mistõttu saab seda perspektiivi vaadelda vaid riigiülesest metapopulatsiooni tasemel.

Õiguslikus mõistes (vastavalt loodusdirektiivile ja selle Euroopa Komisjoni ja Euroopa Kohtu vastavatele tõlgendustele) on liigi soodsa seisundi tagamise kohustus pandud liikmesriigile. Et seda ka praktiliselt võimalik saavutada oleks, on juhendites toodud mõiste „osaline FRV“ (FRVms), mis väljendab liikmesriigi (võimalikku) panust populatsiooni FRV (FRVpop) saavutamisse/säilitamisse. See on sama põhimõte, mille järgi on asurkondade lävendväärtused arvutatud ka kehtivas suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskavas (Keskkonnaamet 2022). Sõltuvalt liikmesriigis oleva suurkiskjatele sobiva elupaiga suurusest on juhendis (Linnell ja Boitani 2025) toodud ka soovitused FRVms suuruse määratlemiseks. Eesti, kui suurkiskjate elupaikade osas keskmise suurusega riigis (elupaiku 10000-50000 km²) soovitatakse FRP määrata sellise suurusega, et $N_e > 50$.

Hinnang hundi lävendsuurustele Eesti suurkiskjate tegevuskavades

Skandinaavia hundi demograafilise elujõulisuse analüüs (PVA - *Population Viability Analyse*) näitab, et MVP (*Minimum Viable Population*, väikseim elujõuline asurkond, väljasuremise tõenäosus 5% 100 aasta jooksul) on ca 40 isendit. Analüüsis kasutatud mudelid arvestasid ainult hundi demograafiliste näitajatega, nagu asurkonna struktuur, juurdekasv ja suremus, kuid kui lisada juurde võimalike katastroofide mõju ja järgides ettevaatusprintsipi, võib asurkonda suurusega 100 isendit turvaliselt pidada demograafiliselt elujõuliseks (Chapron jt 2012). 100 hundi on ettevaatusprintsipi arvestades hinnatud demograafiliselt elujõuliseks asurkonnaks ka Taanis (Sunde jt 2023). Soome hundi MVP suuruseks 100 (väljasuremise tõenäosus 5% 100 aasta jooksul) saadi mudeliga, milles arvestati ka migratsiooniga Venemaalt (Mäntyniemi jt 2022).

Eesti hundi asurkond on avatud, selle tugevale demograafilisele seotusele naaberaladega nii idas kui lõunas viitab sarnane pikemaegne populatsiooni dünaamika (Keskkonnaministeerium 2012). Kohaliku asurkonna elujõulisust ning head taastumisvõimet kinnitavad andmed eelmisest sajandist, mil populatsioon taastus vaid mõne aastaga 1950-te algul ning 1970-te esimeses pooles pärast hundi hävitamiskampaaniatest põhjustatud madalseise, kui huntide arvukust hinnati vaid kümnekonna isendi ligi (Männil 2020). Võib eeldada, et antud perioodidel mängis ka immigratsioon asurkonna taastumisel olulist rolli. Asurkonna kiire taastumine madalseisust pärast kaitsemeetmete rakendamist ja olulist kütmissurve vähendamist väljendus ka 2000-te esimesel kümnendil (Männil 2020). Balti populatsioonisisest pikaaegset seotust sh selle Lääne-Venemaa osaga kinnitab ka geneetiline uuring (Hindrikson jt 2017).

Eesti esimeses suurkiskjate tegevuskavas aastateks 2002-2011 (Lõhmus 2001) oli hundi soovitava miinimumarvukusena välja toodud 100 isendit. Kuigi antud kavas oli see arv hinnatud eeskätt Eesti viimaste kümnendite hundi dünaamikast ja Ameerikas tehtud uuringutest lähtuvalt, langeb see hästi kokku hilisemate teadmistega hundi demograafilise elujõulisuse kohta arvestades ka ettevaatusprintsipi.

Teises suurkiskjate tegevuskavas aastateks 2012-2021 (Keskkonnaministeerium 2012) oli miinimumeesmärgiks seatud 15 reproduktiivset hundikarja, mis vastab erinevate kirjandusallikate põhjal umbes sajale põhikarja isendile (Liberg jt 2015, Sunde jt 2023).

Kokkuvõtvalt võib öelda, et hundi demograafilist elujõulisust arvestades olid suurkiskjate esimeses kahes tegevuskavas seatud miinimumeesmärgid adekvaatsed määratlemaks hundi soodsa seisundi lävendväärtusi.

Eesti hundi asurkonna efektiivset suurust N_e on määratud kahes Tartu Ülikooli teadustöös, mis on avaldatud teadusartiklitenä. Esimeses neist (Hindrikson jt 2013) hinnati seda koos Läti huntide andmetega ning erinevatel meetoditel saadi kogu valimi N_e keskmisteks väärtusteks vastavalt 151,5 ja 138 isendit. Nelja erineva geneetilise grupi N_e keskmisteks väärtusteks saadi 61,8, 45,5, 23,6 ja 42. Liites antud väärtused saame kokku 172,7 ning kui liidetavate hulgast jätta välja peamiselt Edela-Läti hõlmanud geneetilise grupi, siis 127,4. Antud uuringus kasutatud proovid olid kogutud

ajavahemikus 2004-2008, mil keskmine hundi pesakondade arv Eestis oli 17 (11-32). Kuna antud töös ei olnud eraldi Eesti valimi Ne väärtusi välja toodud, ei ole võimalik ka määrata Ne/Nb suhtarvu. Küll võib aga antud andmete põhjal suure kindlusega väita, et Ne väärtusele 50 vastab märksa väiksem arv pesakondi, kui 15.

Teises uuringus (Plumer jt 2016) on Eesti hundi asurkonna efektiivset suurust hinnatud kahel erineval meetodil ning Ne keskmised väärtused olid vastavalt 111,2 ja 76,5. Antud uuringus kasutatud proovid olid kogutud ajavahemikus 2011-2014, mil keskmine hundi pesakondade arv Eestis oli 23 (19-31). Võttes aluseks ülaltoodud Ne väärtustele saadud Ne/Nb suhtarve, saame tulemuseks, et Ne väärtusele 50 vastab vastavalt 10 ja 15 hundi pesakonda.

Hundi põhipopulatsiooni, ehk siis kevadise arvukuse hindamiseks on mitmeid erinevaid meetodeid ning see sõltub sellest, mida asurkonna seires otseselt mõõdetakse. Eestis mõõdetakse otseselt sigivate üksuste, ehk siis reproduktiivsete hundikarjade arvu sügisel. Kuna hundi demograafilise struktuuri järgi on poeginud emaste osakaal asurkonnas keskmiselt 10%, tuletatakse pesakondade arvust konversiooni faktorit 10 kasutades asurkonna sügisene üldarvukus. Põhipopulatsiooni arvukuse hindamiseks tuleb sügisest arvukusest lahutada talvine suremus, millest Eestis moodustab valdava osa küttimine. Põhipopulatsiooni arvukuse hindamiseks hundikarjade arvu baasil soovitakse kirjanduses (Boitani jt 2022) kasutada konversiooni faktorit 6. Mõlemal eeltoodud meetodil arvutades saame Eestis üsna sarnase tulemuse. Kõrvutades põhipopulatsiooni arvu samal aastal perede loomisest osa võtnud isendite arvuga (pesakondade arv korrutatud kahega, kuna hunt on reeglina monogaamne), saame vastavaks suhtarvuks 0,34 ning Nb/Nc suhtarvuks vastavalt 0,17. Sellest tulenevalt vastab 100 põhikarja hundile keskmiselt 17, 118 põhikarja hundile 20 ja 140 põhikarja hundile 24 pesakonda.

Arvestades hundi geneetilises uuringus (Plumer jt 2016) saadud Ne väärtustega, saame Ne/Nc suhtarvudeks vastavalt 0,79 ja 0,55. Need näitajad on suhteliselt suured võrreldes kirjanduses (Linnell ja Boitani 2025, Mäntyniemi jt 2022, Mergeay jt 2024) tooduga. Ühest küljest on Eesti hundi asurkonna näol tegemist suhteliselt väikese avatud asurkonnaga, kus geenivahetus naaberaladega on intensiivne. Teisest küljest ei pruugi aga osad kevadel sündinud pesakonnad seoses suvise suremusega sügisestes vaatlustes reproduktiivsete karjadena enam kajastuda.

Siinkohal tuleb märkida, et teaduskirjanduses toodud konversiooni faktore ja neist tulenevalt ka Ne/N suhete omavaheliste võrdlemistega tuleb olla ettevaatlik, et mitte teha ekslikke järeldusi. Esiteks on väga oluline, mis ajahetkel on vastavaid näitajaid võrreldud, kuna hundi karja suurus ja asurkonna struktuur kõigub aasta jooksul olulisel määral. Teiseks on oluline, kas mõiste „kari“ all mõeldakse vaid reproduktiivseid karju või lisaks neile ka sama-aasta järglasteta paare/gruppe. Paraku pole pahatihti vastavaid olulisi selgitusi allikas välja toodudki.

Juhendites (Bijlsma jt 2019, Linnell ja Boitani 2025) on soovitatud lisaks EL liikmesriigi tasemele hinnata FRV ka populatsiooni tasemel ning selle baasil tuletada liikmesriigi osa populatsiooni pikaajalise elujõulise säilitamiseks. Balti hundi populatsioon, mis EL liikmesriikidest hõlmab lisaks Eestile ka Läti, Leedu ja Poola põhjaosa asurkonnad, on IUCN punase nimestiku liikide ohustatuse hindamise põhjal ohuvälises seisundis

(*Least Concern* – LC, Boitani jt 2022). Kehtivas Eesti suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskavas on seda põhimõtet järgitud ning pakutud Eesti panuseks Balti populatsiooni 140 isendit (põhikarja suurus). Arvestades IUCN kriteeriume ning Eesti osakaalu (sobivate elupaikade suurus ja saakloomade asustustihedus) arvutuskäiku on see igati adekvaatne number.

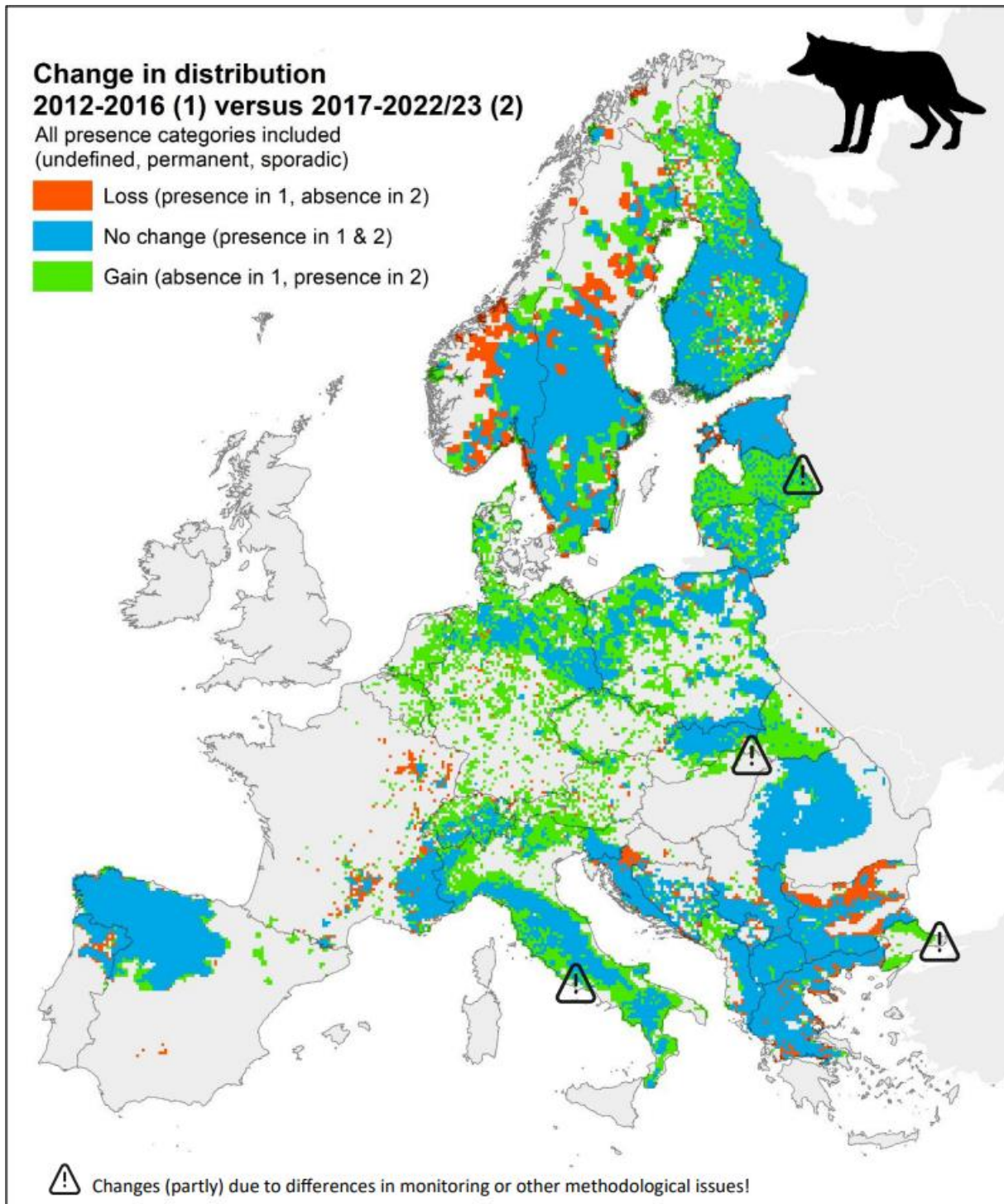
Populatsiooni efektiivset suurust, mis peaks evolutsioonilise potentsiaali säilitamiseks olema vähemalt 500, Balti hundi populatsiooni kohta tervikuna arvatud ei ole. Küll aga on seda hinnatud eri aegadel Eesti (Plumer jt 2016), koondina Eesti ja Läti (Hindrikson jt 2013) ning koondina Poola ja Leedu (Mergeay jt 2024) kohta. Antud tulemuste põhjal ei saa paraku siiski kindlalt väita, et Balti populatsiooni Ne on suurem kui 500, kuid samas ei saa ka väita, et see on 500-st väiksem.

Populatsiooni pikaajalise elujõulisuse (evolutsioonilise potentsiaali) saavutamiseks või säilitamiseks on lisaks Ne suurusele oluline ka nende sidusus naaberpopulatsioonidega. Nii soovitatakse juhendis (Bijlsma jt 2019) hinnata liigi leviku(kaartide) ning liigi levikuvõimekuse põhjal populatsioonide seotust hindamaks metapopulatsiooni suurust, mida FRVpop suuruse määramisel arvestada. Viimasel aastakümnel on kõige kiirem arvukuse ja levikuala kasv toimunud Kesk-Euroopa lausmaa hundipopulatsioonis ja sama trend, kuigi tagasihoidlikumas ulatuses, on toimunud ka hundi Balti populatsioonis (Di Bernardi jt 2025, Kaczensky jt 2024). Erinevate kirjandusallikate põhjal (Mergeay jt 2024, Liberg jt 2015) võib hundi keskmiseks hajumisulatuses hinnata 60-120 km. Vaadates Kesk-Euroopa lausmaa ja Balti hundi populatsiooni levikukaarti (joonis 1), siis on need kaks populatsiooni omavahel mitmes levikukoridoris leviku ruutudega (10x10) otseselt ühenduses ning ajas on need ühendused vaid tihenened. Niisiis võib, kui mitte täielikult, siis vähemalt osaliselt, arvestada Balti ja Kesk-Euroopa lausmaa populatsioone pikaajalise elujõulisuse säilitamise seisukohalt ühtse metapopulatsioonina ning antud metapopulatsiooni Ne on juba selgelt suurem kui 500 (Mergeay jt 2024).

Balti populatsiooni EL osa on võrreldes teiste Euroopa hundipopulatsioonidega suhteliselt kõrge heterosügootsuse tasemega, mis viitab selle demograafilisele seotusele pikaajaliselt olulise immigratsiooniallikana toimunud suure Lääne-Venemaa populatsiooniga (Hindrikson jt 2017). Idasuunaline migratsioon on kinnitust leidnud ka nii Kagu- kui ka Kirde-Eestis piirivalve poolt ning ühe Eestis GPS kaelusega isendi jälgimisel (Kübarsepp, 2020). Niisiis saab, küll mitte poliitiliselt, aga bioloogiliselt, vaadelda Loode-Venemaa hundiasurkonda osana Balti populatsioonist ja seda just populatsiooni pikaajalise (sajad aastad) elujõulisuse säilimise mõistes. Küll on seoses EL idapiirile ehitatavate piiritaradega prognoositav Balti populatsiooni sisese sidususe vähenemine ida-lääne suunas, kuid seda kompenseerib Balti populatsiooni sidususe samaaegne suurenemine Kesk-Euroopa lausmaa populatsiooniga.

Kuna Eesti lõunapiiril puuduvad levikutakistused sootuks, toimub aktiivne migratsioon lõuna suunal, mida kinnitab samade geneetiliste alamgruppide olemasolu nii Eestis kui ka Lätis (Hindrikson jt 2013). Läti hundi geneetilises uuringus (Žunna jt 2023) kohaliku populatsiooni efektiivset suurust ei arvatud, küll aga hinnati seal teisi olulisi geneetilisi näitajaid ning nende trende. Nii leiti, et ajavahemikus 2009-2021 on oluliselt suurenenud heterosügootsus ja vähenenud sugulusristumise (inbriiding) koefitsient.

Mõlemad antud trendid näitavad asurkonna geneetilise struktuuri muutusi soodsas suunas ja väljendavad seega asurkonna elujõulisuse kasvu. Arvestades Läti ja Eesti hundi asurkondade vahelist isolatsiooni puudumist ja sarnaseid trende asurkondade dünaamikas võib eeldada, et sarnased trendid geneetiliste näitajate osas on toimunud ka Eestis.



Joonis 1. Muutused hundi levikus aastate 2012-2016 ja 2017-2022/23 võrdluses (Kaczensky jt 2024).

Kokkuvõte

Kokkuvõtvalt võib öelda, et kehtivas suurkiskjate ohjamiskavas toodud Eesti hundi asurkonna suuruse sihtväärtused (vähemalt 20 pesakonda ja põhipopulatsiooni suurus 140) on igati sobivad väljendamaks tema soodsa seisundi lävendväärtusi ning arvestavad seejuures ka ettevaatusprintsipi. Antud näitajaid võib võtta aluseks soodsa võrdlusasurkonna suuruse määratlemisel Euroopa Komisjonile esitatavas raportis.

Kasutatud allikad

Bijlsma, R.J., Agrillo, E., Attorre, F., Boitani, L., Brunner, A., Evans, P. jt. 2019. Defining applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives: technical report. Wageningen Environmental Research Report 2928, Wageningen, The Netherlands.

Boitani, L., Kaczensky, P., Álvares, F., Andren, H., Balys, V., Blanco, J.C. jt 2022. Assessment of the conservation status of the wolf (*Canis lupus*) in Europe, p. 25. Standing Committee of the Bern Convention.

Chapron, G., Andren, H., Sand, H., Liberg, O. 2012. Demographic viability of the Scandinavian wolf population – A report by SKANDULV. A report from SKANDULV to the Swedish Environment Protection Agency. Grimsö Wildlife Research Station, Swedish University of Agricultural Sciences.

Di Bernardi C, Chapron G, Kaczensky P, Álvares F, Andrén H, Balys V, jt. 2025. Continuing recovery of wolves in Europe. PLOS Sustain Transform 4(2): e0000158. <https://doi.org/10.1371/journal.pstr.0000158>

Hindrikson, M., Remm, J., Pilot, M., Godinho, R. jt 2017. Wolf population genetics in Europe: a systematic review, meta-analysis and suggestions for conservation and management. Biol Rev 92:1601–1629. <https://doi.org/10.1111/brv.12298>

Hindrikson M, Remm J, Männil P, Ozolins J, Tammeleht E, Saarma U. 2013. Spatial Genetic Analyses Reveal Cryptic Population Structure and Migration Patterns in a Continuously Harvested Grey Wolf (*Canis lupus*) Population in North-Eastern Europe. PLoS ONE. 2013; 8: e75765. doi: 10.1371/journal.pone.0075765 PMID: 24069446

Kaczensky, P., Ranc, N., Hatlauf, J., Payne, J.C. jt. 2024. Large carnivore distribution maps and population updates 2017 – 2022/23. Report to the European Commission under contract N° 09.0201/2023/907799/SER/ENV.D.3 “Support for Coexistence with Large Carnivores”, “B.4 Update of the distribution maps”. IUCN/SSC Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) and Istituto di Ecologia Applicata (IEA)

Keskkonnaamet 2022. Suurkiskjate: hundi, ilvese ja pruunkaru kaitse ja ohjamise tegevuskava. [SK 15.02.2022 tegevuskava eelnõu kinnitamiseks.DOCX](#)

Keskkonnaministeerium 2012. Suurkiskjate (hunt *Canis lupus*, ilves *Lynx lynx*, pruunkaru *Ursus arctos*) kaitse- ja ohjamise tegevuskava aastateks 2012–2021. [Suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskava | Kliimaministeerium](#)

Kübarsepp, M. 2020. Hundi elupaigakasutus ja toitumine. Rakendusüingu aruanne. Keskkonnaagentuur, [Microsoft Word - Hundi elupaigakasutus ja toitumine aruanne 2020-aasta](#)

Liberg, O., Chapron, G., Wikenros, C., Flagstad, Ø., Wabakken, P., Sand, H. 2015. An updated synthesis on appropriate science-based criteria for “favourable reference population” of the Scandinavian wolf (*Canis lupus*) population, In: Delredovisning av regeringsuppdraget att utreda gynnsam bevarandestatus för varg (M2015/1573/Nm). ed. Anonymous, p. 40. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm

Linnell, J. D. C. and Boitani, L. 2025. Developing methodology for setting Favourable Reference Values for large carnivores in Europe. Report to the European Commission under contract N° 09.0201/2023/907799/SER/ENV.D.3 “Support for Coexistence with Large Carnivores. Task B.3 – Assessment of large carnivores’ conservation status”. IUCN/SSC Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) and Istituto di Ecologia Applicata (IEA).

Linnell, J.D.C., Salvatori, V., Boitani, L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2).

Mergeay, J., Smet, S., Collet, S., Nowak, S., Reinhardt, I., Kluth, G., Szewczyk, M., Godinho, R., Nowak, K., Myslajek, R. W., Rolhausen, G. 2024. Estimating the Effective Size of European Wolf Populations. *Evolutionary Applications* 2024; 17e70021 <https://doi.org/10.1111/eva.70021>

Männil, P. 2020. Suurkiskjad (hunt, karu, ilves, ahm ja šaakal). Kogumikus: Eesti teriofauna muutused Eesti Vabariigis. Eesti Vabariik 100. Eesti Ulukid, 13: 78-93.

Mäntyniemi, S., Valtonen, M., Helle, I., Johansson, H., Ponnikas, S., Nivala, V., Harmoinen, J., Herrero, A., Heikkinen, S., Kvist, L., Aspi, J., Kojola, I., Holmala, K. 2022. Suomen susikannan suotuisan suojelutason viitearvojen määrittäminen: Loppuraportti 2022. Luonnonvara- ja bio-talouden tutkimus 80/2022. Luonnonvarakeskus., Helsinki.

Plumer, L., Keis, M., Remm, J., Hindrikson, M., Jõgisalu, I., Männil, P., Kübarsepp, M., Saarma, U. 2016. Wolves recolonizing islands: genetic consequences and implications for conservation and management. *PLoS ONE* 11(7):e0158911. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158911>

Sunde, P., Olsen, K. & Elmeros, M. 2023. Vurdering af nuværende og fremtidig bestandsstatus for ulv i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 18 s. – Fagligt notat nr. 2023- 41

Žunna, A.; Rungis, D.E.; Ozoliņš, J.; Stepanova, A.; Done, G. 2023. Genetic Monitoring of Grey Wolves in Latvia Shows Adverse Reproductive and Social Consequences of Hunting. *Biology* 12, 1255. <https://doi.org/10.3390/biology12091255>